



**BERICHT 33 | 2023**

# BODDENHECHT

Ökologie, Nutzung und Schutz von Hechten in den Küstengewässern  
Mecklenburg-Vorpommerns

**Robert Arlinghaus, Marlon Braun, Félicie Dhellemmes, Elias Ehrlich, Fritz H. Feldhege, Dieter Koemle, Dominique Niessner, Jonas Palder, Johannes Radinger, Carsten Riepe, Timo Rittweg, Phillip Roser & Helmut Winkler**

**unter Mitarbeit von:**

Eneko Aspillaga, Stefan Dennenmoser, Malte Dorow, Jan Droll, Jan Fietzke, Colm Fitzgerald, René Friedland, Rob van Gemert, Daniel Hühn, Carsten Kühn, Artem Korzhenevych, Wolf-Christian Lewin, Olga Lukyanova, Sven Matern, Katja Mehrwald, Peter Möller, Sören Möller, Michael T. Monaghan, Arne Nolte, Hendrik Schubert, Jörg Schütt, Harry V. Strehlow, Clive N. Trueman, Cristina de la Vega-Leinert, Alena Vogt, Marc Simon Weltersbach, Linda Westphal & Michael Wiedenbeck

**IGB**

Leibniz-Institut für Gewässerökologie  
und Binnenfischerei



Fischereimanagement  
ist eine Kunst, mit  
Wissenschaft garniert.

**BERICHT 33 | 2023**

# BODDENHECHT

Ökologie, Nutzung und Schutz von Hechten in den Küstengewässern  
Mecklenburg-Vorpommerns

**Robert Arlinghaus, Marlon Braun, Félicie Dhellemmes, Elias Ehrlich, Fritz H. Feldhege, Dieter Koemle, Dominique Niessner, Jonas Palder, Johannes Radinger, Carsten Riepe, Timo Rittweg, Phillip Roser & Helmut Winkler**

**unter Mitarbeit von:**

Eneko Aspillaga, Stefan Dennenmoser, Malte Dorow, Jan Droll, Jan Fietzke, Colm Fitzgerald, René Friedland, Rob van Gemert, Daniel Hühn, Carsten Kühn, Artem Korzhenevych, Wolf-Christian Lewin, Olga Lukyanova, Sven Matern, Katja Mehrwald, Peter Möller, Sören Möller, Michael T. Monaghan, Arne Nolte, Hendrik Schubert, Jörg Schütt, Harry V. Strehlow, Clive N. Trueman, Cristina de la Vega-Leinert, Alena Vogt, Marc Simon Weltersbach, Linda Westphal & Michael Wiedenbeck

**BODDENHECHT**  
Fischerei | Tourismus | Nachhaltigkeit



# Impressum

## Herausgeber

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)  
im Forschungsverbund Berlin e. V.  
Müggelseedamm 310  
12587 Berlin

## Direktor

Prof. Dr. Luc De Meester

## Gestaltung

unicom Werbeagentur GmbH

## Druck und Bindung

A8 Druck- und Medienservice

## Lektorat

Astrid Fischer

## Konzept sowie Buch- und Gesamtprojektkoordination

Robert Arlinghaus

ISSN 1432-508X

doi: 10.4126/FRL01-006453300

## ORCID Adressen ausgewählter Autoren:innen

Robert Arlinghaus: <https://orcid.org/0000-0003-2861-527X>

Elias Ehrlich: <https://orcid.org/0000-0003-3610-8200>

Dominique Niessner: <https://orcid.org/0000-0003-1861-9947>

Jonas Palder: <https://orcid.org/0000-0001-6868-6641>

Johannes Radinger: <https://orcid.org/0000-0002-2637-9464>

Carsten Riepe: <https://orcid.org/0000-0002-9148-210X>

Timo Rittweg: <https://orcid.org/0000-0002-9487-5718>

## Zitierhinweise für das gesamte Buch

Arlinghaus, R., Braun, M., Dhellemmes, F., Ehrlich, E., Feldhege, F. H., Koemle, D., Niessner, D., Palder, J., Radinger, Riepe, C., Roser, P., Rittweg, T., Winkler, H. (2023): BODDENHECHT – Ökologie, Nutzung und Schutz von Hechten in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Berichte des IGB, Band 33, 796 Seiten.

## Zitierbeispiel für Unterkapitel innerhalb des Buches

Koemle, D., Riepe, C., Arlinghaus, R. (2023): Berufsfischerei. Berichte des IGB, 33, 343 – 355.



Dieses Dokument ist lizenziert unter einer Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (CC BY).

[www.creativecommons.org/licenses/by/4.0/](http://www.creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

Von dieser Lizenz ausgenommen sind übernommene Abbildungen bereits publizierter Quellen der Autor:innen.

## Förderhinweis

Das Forschungsprojekt BODDENHECHT wurde vom 01.01.2019 bis 31.08.2023 von dem Europäischen Meeresfischereifond (EMFF, 75 %) und dem Land Mecklenburg-Vorpommern (M-V) finanziert. Es ist ein Gemeinschaftsprojekt zwischen dem Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Kooperation mit der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Fischerei in Rostock und einer Reihe weiterer nationaler und internationaler Partner. Es fand in enger Kooperation mit Fischer:innen, Angler:innen, Guidingunternehmen und vielen weiteren Praxisakteurinnen und -akteuren statt. Koordinator war Prof. Dr. Robert Arlinghaus vom IGB und der Humboldt-Universität zu Berlin (HU) (Förderkennzeichen MV- I.18-LM-004, B 730117000069).

### BODDENHECHT ist ein Projekt folgender Partner



### Die Förderer sind



Die in diesem Buch vorgestellten Ergebnisse erfuhren erhebliche zusätzliche Finanzierung durch Eigenmittel des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei, von anderen Häusern und Instituten, mit denen eng kooperiert wurde (z. B. Universität Oldenburg, IMEDEA, Thünen Institut für Ostseefischerei) und von der EU über diverse Förderprogramme (wie Erasmus oder COST Action im Rahmen des European Tracking Network).

Dieses Buch gibt die Auffassung und Meinung der Autorinnen und Autoren wieder und muss nicht mit der Auffassung des Zuwendungsgebers oder der Heimatinstitutionen der Autorinnen und Autoren übereinstimmen.

## Autorinnen und Autoren

### Das BODDENHECHT-Kernteam

---



© DAVID AUSSERHOFER/IGB

#### **Prof. Dr. Robert Arlinghaus**

Humboldt-Universität zu Berlin &  
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei  
Abteilung Biologie der Fische, Fischerei und Aquakultur  
[robert.arlinghaus@igb-berlin.de](mailto:robert.arlinghaus@igb-berlin.de)

---



© MARLON BRAUN/PRIVAT

#### **Marlon Braun**

Humboldt-Universität zu Berlin &  
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei  
[marlon8braun@gmail.com](mailto:marlon8braun@gmail.com)

---



© FALK WEISS, HUMBOLDT-UNIVERSITÄT ZU BERLIN

#### **Dr. Félicie Dhellemmes**

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei  
Abteilung Biologie der Fische, Fischerei und Aquakultur  
[felicie.dhellemmes@igb-berlin.de](mailto:felicie.dhellemmes@igb-berlin.de)

---



© STEFANIE EHLICH

#### **Dr. Elias Ehrlich**

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei  
Abteilung Biologie der Fische, Fischerei und Aquakultur  
[elias.ehrlich@igb-berlin.de](mailto:elias.ehrlich@igb-berlin.de)

© FRITZ H. FELDHEGE/PRIVAT



### **Fritz H. Feldhege**

Humboldt-Universität zu Berlin und  
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei  
*F.Feldhege@web.de*

© BIRGIT GASSLER



### **Dr. Dieter Koemle**

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei  
Abteilung Biologie der Fische, Fischerei und Aquakultur  
*dieter.koemle@igb-berlin.de*

© DAVID AUSSERHOFER/IGB



### **Dominique Niessner**

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei  
Abteilung Biologie der Fische, Fischerei und Aquakultur  
*dominique.niessner@igb-berlin.de*

© JONAS PALDER/PRIVAT



### **Jonas Palder**

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei  
Abteilung Biologie der Fische, Fischerei und Aquakultur  
*jonas.palder@igb-berlin.de*

© FLORIAN WURZER



### **Dr. Johannes Radinger**

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei  
Abteilung Biologie der Fische, Fischerei und Aquakultur  
*johannes.radinger@igb-berlin.de*

© DR. CARSTEN RIEPE/PRIVAT



### **Dr. Carsten Riepe**

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei  
Abteilung Biologie der Fische, Fischerei und Aquakultur  
[carsten.riepe@igb-berlin.de](mailto:carsten.riepe@igb-berlin.de)

---

© PHILIPP CZAPLA



### **Timo Rittweg**

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei  
Abteilung Biologie der Fische, Fischerei und Aquakultur  
[timo.rittweg@igb-berlin.de](mailto:timo.rittweg@igb-berlin.de)

---

© FALK WEISS-HUMBOLDT-UNIVERSITÄT ZU BERLIN



### **Philipp Roser**

Humboldt-Universität zu Berlin &  
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei

---

©HELMUT WINKLER/PRIVAT



### **Dr. Helmut Winkler**

Ehemals Universität Rostock  
Institut für Biowissenschaften  
Allgemeine und Spezielle Zoologie  
[helmut.winkler@uni-rostock.de](mailto:helmut.winkler@uni-rostock.de)



## Weitere Kapitelkoautoren

---

### Dr. Eneko Aspillaga

Mediterranean Institute for Advanced Studies (IME-DEA, CSIC), Esporles/Mallorca (Spanien)  
*aspillaga@imedea.uib-csic.es*

---

### Dr. Stefan Dennenmoser

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg  
Institut für Biologie und Umweltwissenschaften  
AG Ökologische Genomik  
*stefan.dennenmoser@uni-oldenburg.de*

---

### Dr. Malte Dorow

Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und  
Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (LFA)  
Institut für Fischerei  
*m.dorow@lfa.mvnet.de*

---

### Jan Droll

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnen-  
fischerei und  
Technische Universität München  
Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie  
*jan.droll@tum.de*

---

### Dr. Jan Fietzke

GEOMAR Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung  
Kiel  
Forschungsbereich 2: Marine Biogeochemie  
Forschungseinheit Marine Geosysteme  
*jfietzke@geomar.de*

---

### Dr. Colm Fitzgerald

Inland Fisheries Ireland, Dublin (Irland)  
*colm.fitzgerald@fisheriesireland.ie*

---

### Dr. René Friedland

Leibniz-Institut für Ostseeforschung  
Arbeitsgruppe Dynamik regionaler Klimasysteme  
*rene.friedland@io-warnemuende.de*

---

### Daniel Hühn

Institut für Binnenfischerei e. V., Potsdam Sacrow  
Arbeitsbereich Binnenfischerei  
*daniel.huehn@ifb-potsdam.de*

---

### Carsten Kühn

Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und  
Fischerei (LFA),  
Mecklenburg-Vorpommern  
*c.kuehn@lfa.mvnet.de*

---

### Dr. Rob van Gemert

Swedish University of Agricultural Sciences, Stock-  
holm (Schweden)  
Department of Aquatic Resources  
Unit Diadromous Species  
*rob.van.gemert@slu.se*

---

### Prof. Dr. Artem Korzhenevych

Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.  
V., Dresden  
*A.Korzhenevych@ioer.de*

---

### Dr. Wolf-Christian Lewin

Thünen-Institut für Ostseefischerei, Rostock  
*wolf-christian.lewin@thuenen.de*

---

### **Dr. Sven Matern**

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei und Institut für Binnenfischerei e. V., Potsdam Sacrow  
Arbeitsbereich Fischökologie  
[sven.matern@ifb-potsdam.de](mailto:sven.matern@ifb-potsdam.de)

---

### **Katja Mehrwald**

Universität Rostock

---

### **Peter Möller**

FIUM GmbH & Co. KG – Institut für Fisch und Umwelt, Rostock  
[peter.moeller@fium.de](mailto:peter.moeller@fium.de)

---

### **Dr. Sören Möller**

Universität Rostock  
Institut für Biowissenschaften  
Allgemeine und Spezielle Zoologie  
[soeren.moeller@uni-rostock.de](mailto:soeren.moeller@uni-rostock.de)

---

### **Prof. Dr. Michael T. Monaghan**

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei  
Abteilung Evolutionäre und Integrative Ökologie  
[monaghan@igb-berlin.de](mailto:monaghan@igb-berlin.de)

---

### **Prof. Dr. Arne W. Nolte**

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg  
Institut für Biologie und Umweltwissenschaften  
AG Ökologische Genomik  
[arne.nolte@uni-oldenburg.de](mailto:arne.nolte@uni-oldenburg.de)

---

### **Olga Lukyanova**

Humboldt-Universität zu Berlin und Forschungsinstitut für Nachhaltigkeit –  
Helmholtz-Zentrum Potsdam  
Governance der Ozeane; Governance der Arktis  
[olga.lukyanova@rifs-potsdam.de](mailto:olga.lukyanova@rifs-potsdam.de)

---

### **Prof. Dr. Hendrik Schubert**

Universität Rostock  
Institut für Biowissenschaften  
Lehrstuhl Ökologie  
[hendrik.schubert@uni-rostock.de](mailto:hendrik.schubert@uni-rostock.de)

---

### **Jörg Schütt**

Angelguiding Boddenfishing  
[info@boddenfishing.de](mailto:info@boddenfishing.de)

---

### **Dr. Harry Vincent Strehlow**

Thünen-Institut für Ostseefischerei, Rostock  
[harry.strehlow@thuenen.de](mailto:harry.strehlow@thuenen.de)

---

### **Prof. Dr. Clive N. Trueman**

University of Southampton, Großbritannien  
School of Ocean and Earth Science  
[trueman@soton.ac.uk](mailto:trueman@soton.ac.uk)

---

### **Dr. A. Cristina de la Vega-Leinert**

Universität Greifswald  
Institut für Geographie und Geologie  
[ac.delavega@uni-greifswald.de](mailto:ac.delavega@uni-greifswald.de)

---

### **Alena Vogt**

Humboldt-Universität zu Berlin

---

**Dr. Marc Simon Weltersbach**

Thünen-Institut für Ostseefischerei, Rostock  
*simon.weltersbach@thuenen.de*

---

**Linda Westphal**

Stiftung Deutsches Meeresmuseum, Stralsund  
*linda.westphal@meeresmuseum.de*

---

**Prof. Dr. Michael Wiedenbeck**

Helmholtz-Zentrum Potsdam  
Deutsches GeoForschungsZentrum GFZ, Potsdam  
Anorganische und Isotopengeochemie  
*michael.wiedenbeck@gfz-potsdam.de*

# Inhalt

<b>1</b>	<b>Die Bodden – ein produktiver Extremlebensraum .....</b>	<b>26</b>
1.1	Naturräumliche Einordnung .....	26
1.2	Fische und Fischartenvielfalt in den Bodden.....	38
1.3	Hechte im Extremlebensraum Brackwasser .....	53
1.4	Menschgemachte und natürliche Umweltveränderungen an den Bodden.....	68
1.5	Das BODDENHECHT-Projekt.....	97
<b>2</b>	<b>Entwicklung der Berufs- und Angelfischerei sowie des Natur- und Artenschutzes .....</b>	<b>101</b>
2.1	Berufsfischerei .....	101
2.2	Angelfischerei .....	121
2.3	Schon- und Schutzbestimmungen mit Bezug zur Fischerei.....	136
2.4	Natur- und Artenschutz.....	152
<b>3</b>	<b>Hechtökologie in den Bodden.....</b>	<b>184</b>
3.1	Laichzeiten, Reifungslängen und Fruchtbarkeit .....	184
3.2	Wachstum, Kondition und Ernährung von Boddenhechten früher und heute .....	193
3.3	Umweltnischen in Bezug auf Salzgehalt und Temperatur und Einfluss auf das Wachstum.....	232
3.4	Bewegungsökologie des Boddenhechts: Standhecht oder Wanderhecht und die Rolle der Umwelt.....	237
3.5	Historische und aktuelle Laichgebiete in den Bodden und Zuflüssen.....	265
3.6	Anadromie und Homing von Boddenhechten .....	277
3.7	Hechtökotypen nach Verhalten und Habitatwahl .....	296
3.8	Genetische Populationsstruktur .....	312
3.9	Fazit.....	342
<b>4</b>	<b>Die soziale und ökonomische Seite des Boddenhechts.....</b>	<b>343</b>
4.1	Berufsfischerei an den Bodden heute.....	343
4.2	Angelfischerei an den Bodden heute .....	356
4.3	Anglerpräferenzen für Bewirtschaftungsmaßnahmen und Fangergebnisse .....	379
4.4	Volkswirtschaftliche und touristische Bedeutung der (angel)fischereilichen Nutzung von Boddenhechten .....	389
4.5	Durch Nutzungsgruppen wahrgenommene Umwelt- und Bestandsveränderungen an der Küste .....	402
4.6	Konfliktanalyse in der Boddenhechtfischerei .....	406
4.7	Einstellungen zum Management.....	434
4.8	Fazit.....	447
<b>5</b>	<b>Angel- und berufsfischereiliche Nutzung des Hechtbestands in den Bodden.....</b>	<b>449</b>
5.1	Hechterträge und -erlöse sowie die Gebietsnutzung durch Fischer:innen und Angler:innen.....	449
5.2	Fischereiliche Produktivität unterschiedlicher Bodden und ihr Bezug zu Umweltfaktoren und natürlichen Prädatoren .....	459
5.2.1	Fischereiliche Produktivität und Umweltfaktoren .....	459

5.2.2	Mögliche Einflüsse von Kormoranen und Kegelrobben auf die fischereiliche Produktivität.....	472
5.3	Größenstruktur des Hechtbestands an den Bodden und mögliche Fischereiselektion auf Körperlänge .....	484
5.4	Zustand und Entwicklung des Boddenhechtbestands .....	495
5.5	Fischereiliche Sterblichkeit abgeschätzt aus Fang-Markierung-Wiederfang-Daten .....	508
5.6	Wirkung der beruflichen Vorlaichfischerei auf den Hechtbestand an den Bodden .....	528
5.7	Wirkung des Ausschlusses der Fischerei auf Fischbestände und Hechtfängigkeit .....	543
5.8	Fazit.....	571
<b>6</b>	<b>Synthese der bestandsbeeinflussenden Faktoren und Managementoptionen für die Zukunft aus wissenschaftlicher Sicht.....</b>	<b>572</b>
6.1	Managementziele und -prinzipien für durch Angel- und Berufsfischerei gemeinsam genutzte Fischbestände.....	572
6.2	Synthese wesentlicher Einflussfaktoren auf den Boddenhechtbestand .....	580
6.3	Ableitung einer Managementstrategie für den Boddenhechtbestand.....	590
6.4	Regulierung der Entnahme über Schonmaße und Maschenweiten.....	601
6.5	Regulierung der Entnahme über Quoten und Tagesentnahmebeschränkungen .....	617
6.6	Regulierung des Fangaufwands: Schonzeiten und Schongebiete .....	622
6.7	Habitataufwertung und Renaturierung .....	646
6.8	Hechtbesatz.....	656
6.9	Management natürlicher Prädatoren, speziell des Kormorans.....	662
6.10	Fazit.....	671
<b>7</b>	<b>Partizipative Erarbeitung von Managementempfehlungen aus der Sicht von Interessengruppen.....</b>	<b>676</b>
7.1	Der partizipative Ansatz im Fischereimanagement .....	676
7.2	Gestaltung und Ablauf des partizipativen Prozesses .....	683
7.3	Problembeschreibung, die gemeinsame Vision und Managementziele.....	690
7.4	Die Managementempfehlungen im Überblick.....	693
7.5	Evaluation, Diskussion und Fazit zum partizipativen Managementansatz .....	697
7.6	Fazit.....	702
<b>8</b>	<b>Forschungsbedarf, Erhebungsmethoden, Skurriles und Projektfazit.....</b>	<b>705</b>
8.1	Offene Forschungsfragen.....	705
8.2	Eignung von Methoden zur Einschätzung des Hechtbestandes an den Bodden.....	707
8.3	Vorschläge für ein künftiges Küstenfischmonitoring mit Fokus Hecht.....	719
8.4	Skurriles und Bemerkenswertes aus der Projektarbeit.....	722
8.5	Fazit.....	749
<b>9</b>	<b>Glossar .....</b>	<b>752</b>
<b>10</b>	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>758</b>
<b>11</b>	<b>Danksagung.....</b>	<b>791</b>

# Vorwort

Dieses Buch handelt im Wesentlichen vom Hecht (*Esox lucius*), dem „Wasserwolf“, seiner Ökologie, Nutzung und Bewirtschaftung. Der Hecht ist ein Raubfisch, der blitzartig andere Fische, Frösche, Vögel oder auch Artgenossen packt und unzerkaut kopfüber herunter-schluckt. Der Fisch kann über 140 cm Länge und mehr als 30 kg Gewicht erreichen. In den meisten Gewässern ist der Hecht Spitzenräuber, nur Kormoran, Kegelrobben und den Menschen muss er fürchten. Außer seiner Lebensweise als Raubtier hat der Hecht mit dem Wolf wenig gemein, schon gar nicht in der öffentlichen Wahrnehmung. Der Hecht ist zum Beispiel Einzelgänger statt Rudeltier und erhebt keinen Anspruch auf Territorien. Exkrememente, die der Hecht bevorzugt außerhalb seines Standplatzes entlässt, nutzt der Hecht nicht zur Territoriumsmarkierung, sondern zur Ablenkung seiner Beute. Der Hecht ist, zum Glück für ihn, auch weniger verhasst als der Wolf. Er ist auch nicht bedroht und noch weitläufig in Flüssen, Seen und im Brackwasser der Küsten in der nördlichen Hemisphäre anzutreffen. Glaubt man Siegfried Lenz in seinem zweiten Roman „Der Überläufer“ von 1951, ist der Hecht auch klug, gerade die alten Hasen, Verzeihung Hechte, sollen, so Lenz, gewieft genug sein, sich erfolgreich den Nachstellungen der Angler zu entziehen. Ob an dieser Erzählung wissenschaftlich etwas dran ist, erfahren Sie neben vielen anderen Dingen in diesem Buch.

Was wird Menschen, die hechtähnliche Charakterzüge aufweisen, nicht alles zugeschrieben. Ein toller Hecht kann man sein, beckerartige Hechtrollen vollführen oder schlank wie ein Hecht sein. Oder zum Hecht im Karpfenteich mutieren, wie Bismarck in seiner berühmten Reichstagsrede vom 6. Februar 1888 auf den Aggressor Frankreich anspielend meinte (Möller 2022). Manchmal zieht es auch wie Hechtsuppe, lustigerweise hat Letzteres mit dem Hecht nichts zu tun, sondern stammt aus dem Hebräischen „hech supha“ oder „hech soppa“ im Jiddischen, was so viel bedeutet wie Sturmwind (Möller 2022).

Vielfach gilt der Hecht als gieriger hinterlistiger Räuber, der unter den einheimischen Fischen lange Zeit die Verkörperung des Bösen und Unheilvollen darstellte (Hegemann 1964). Von den wohlhabenden Römern wurde er als Speise geringgeschätzt und sollte

nur den ärmeren Bevölkerungsschichten als Nahrung dienen. Im Mittelalter war der Hecht als Speisefisch hierzulande jedoch hochgeschätzt. Auch unter Anglerinnen und Anglern ist der Hecht ein begehrtes Zielobjekt, nicht zuletzt wegen seiner Aggression und Größe, aber auch wegen seines feinen Fleisches. In der deutschen Literatur wird der Hecht gerne mit Verheißung, Draufgängertum und Stärke in Verbindung gebracht (Möller 2022) – eine Rolle als Spitzenräuber, die ihm zweifellos steht.

Überregional bekannt, gerade unter Anglerinnen und Anglern, ist der Boddenhecht. Das sind Hechte, die in den inneren Küstengewässern Vorpommerns, den sogenannten Bodden, vorkommen und dort Heringe, Plötzen, Barsche, Grundeln und Stichlinge verspeisen und zu erstaunlichen Größen heranwachsen. Die Aussicht auf den Fang kapitaler Hechte in einer einzigartigen Küstenumwelt ist für viele Petrijünger:innen national und teilweise auch international Anlass für einen Kurzurlaub nach Rügen, Fischland-Darß oder Usedom.

Doch die Bestände der Hechte in den Bodden und die dortigen Fischerei- und Angelfänge gehen seit Jahren zurück. Die Bodden haben als Ausnahmefischereirevier in der Aufmerksamkeit der Hechtangler:innen deutliche Kratzer bekommen. Was den Hechten in den Bodden zusetzt und was sie so besonders macht, erfahren Sie in diesem Buch.

Es geht aber nicht nur um die Ökologie des Hechts. Auch die Perspektiven und die Zukunft von Boddenberufsfischerinnen und -fishern und den Tausenden Anglerinnen und Anglern werden im Detail untersucht und beschrieben. Sie werden überrascht sein, welche vielfältigen Themen und unerwartete Einsichten in den Boddenhechten schlummern.

Auch für Naturliebhaber:innen hat dieses Buch etwas zu bieten. Bei ihrer Genese vor rund 13.000 Jahren war die Ostsee ein riesiger See, in dem nur Süßwasserarten vorkamen. Seit 8.000 Jahren und der Verbindung zur salzreichen Nordsee über Skagerrak und Kattegat ist die Ostsee das größte Brackwassermeer der Welt. Wie Hechte als Süßwasserfische es geschafft haben, das schwach salzhaltige Brackwasser der inneren Küstengewässer Vorpommerns zu besiedeln, und was daraus für die Bewirtschaftung folgt, wird in diesem Buch erläutert. Wir nehmen es vorweg. In einigen Hechten stecken fast schon Lachse, nur ohne Fettflosse. Glauben Sie nicht? Dann lesen Sie Kapitel 3!

Das Buch fasst die wesentlichen Ergebnisse und Erfahrungen des inter- und transdisziplinären BODDENHECHT-Projekts zusammen. Das praxisnahe, wissenschaftliche Projekt lief vom 01.01.2019 bis 31.08.2023 und war am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in der Arbeitsgruppe IFishMan ([www.ifishman.de](http://www.ifishman.de)) angesiedelt. Das IGB-Team unter der Leitung von Prof. Dr. Robert Arlinghaus arbeitete eng mit der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Fischerei in Rostock und einer Vielzahl weiterer nationaler und internationaler Partnerorganisationen sowie der Fischereipraxis zusammen. Ziel des Projekts war die Erarbeitung neuer Erkenntnisse zur Sozioökonomie, zur Nutzung, zur Ökologie und zum touristischen Potenzial der Hechte in den Bodden und die Ableitung von Empfehlungen für die künftige Bewirtschaftung und den Bestands-

schutz. Der Hecht ist aber nur ein Stellvertreter für viele ähnlich gelagerte Konstellationen, wo ein Fischbestand an der Küste von mehreren Akteursgruppen, Fischer:innen wie Angler:innen, genutzt wird, Naturschutz und Fischerei wiederholt in Konflikt kommen und komplexe ökologische Faktoren in einer sich rapide ändernden Umwelt auf die Population einwirken. Wer den Boddenhecht versteht, kann also auch viel über das Küstenfischereimanagement lernen. Daher lohnt sich dieses Buch auch für Personen, die sich z. B. für den Zander oder die Barsche an den Bodden und anderen Küstenregionen interessieren.

Küstenfischereisysteme stellen besondere Herausforderungen an die Forschung und die Bewirtschaftungspraxis. Küstengewässer sind hochdynamische Ökosysteme, die vielfältige Einflussnahmen durch den Menschen im Küstenbereich, aber auch in entfernteren Gebieten in den Einzugsgebieten der Zuläufe integrieren. Das macht die zweifelsfreie Identifikation wesentlicher Einflussfaktoren auf Küstenfischbestände schwierig. Darüber hinaus sind Fischbestände in Küstengebieten alleine aufgrund der großen räumlichen Ausdehnung nicht einfach wissenschaftlich zu erfassen. Vielfach mangelt es an Monitoringdaten, sodass sich vergangene Entwicklungen nicht einfach rekonstruieren lassen. Wir haben uns als interdisziplinäre Fischereiforschungsgruppe dieser Herausforderung gestellt. Über unsere Einsichten berichten wir in diesem Buch.

Für die inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns (M-V) kommt eine hohe Komplexität der Verwaltungs- und Managementstrukturen hinzu, da sowohl fischereiliche Organisationen und Verwaltungen als auch der Naturschutz im Management beteiligt sind. Schließlich handelt es sich bei der Boddenfischerei um ein System des regulierten, wenn auch weiter recht freien Zugangs für Fischer:innen und Angler:innen im Rahmen eines staatlichen Fischereirechtssystems, in dem die Fischereirechte und damit die Bewirtschaftungskompetenz beim Land Mecklenburg-Vorpommern liegen. Fischer:innen und Angler:innen können lizenziert in prinzipiell unbegrenzter Anzahl (open access) an den Bodden fischen, die Berufsfischer:innen und Angler:innen haben keine Jahresquote für Hechte. Damit ist die Gesamtentnahme an Hecht prinzipiell nach oben offen. In regulierten Open-Access-Situationen kommt es zu ausgeprägten Konkurrenzsituationen zwischen einzelnen Fischer:innen, Angler:innen, aber auch zwischen Fischer:innen und Angelguides. Das erschwert die Ableitung von Managementoptionen, die allen zugutekommen und von allen akzeptiert werden, erheblich. Das Projekt BODDENHECHT hat daher versucht, alle Anspruchsberechtigten an den Tisch und in Kontakt zu bringen, um gemeinsam Visionen und Lösungen für die Zukunft zu erarbeiten. Auch über diese Ergebnisse informiert dieses Buch und eine Begleitpublikation (Ehrlich et al. 2023a).

Die Genese des BODDENHECHT-Projekts ergab sich aus privaten Erlebnissen beim Angeln auf Hecht an den Bodden 2000–2006 und der eigenen Wahrnehmung, dass die Hechte ab 2010 immer schwieriger zu fangen waren. Als Resultat eines intensiven Austausches mit Guides und Wissenschaftler:innen aus der Region, die Ähnliches berichteten oder aber Detailkenntnisse zu den Entwicklungen hatten, wurde 2014 eine Projektskizze erarbeitet, die zunächst dem Landesanglerverband Mecklenburg-Vorpommern vorgestellt wurde, mit der



Bitte, sich für die Umsetzung und eine Finanzierung beim Land M-V einzusetzen. Weitere Projektvorstellungen und -präzisierungen erfuhr die Originalidee in Sitzungen mit Küstent Fischern, Angler:innen, Verwaltungsmitarbeitenden und Wissenschaftler:innen beim Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei (LALLF) in Rostock, mit Fischereibeamt:innen beim Fischereiministerium in Schwerin und in einem wissenschaftlichen Planungstreffen mit Kolleg:innen der Universität Rostock am IGB in Berlin. Nach all diesen Schritten und einer mehrjährigen Wartezeit war der Weg frei für eine Projektkofinanzierung durch das Land M-V. Im Jahre 2018 wurde dann der offizielle Forschungsantrag an das Fischereiministerium in Schwerin gestellt, der zum 01.01.2019 die Bewilligung erhielt. Finanziert wurde das Projekt vom Europäischen Meeresfischereifonds (75 %) und vom Land M-V (25 %), vornehmlich aus Mitteln der Fischereiabgabe. Umfangreiche Eigenmittel wurden vom IGB beigesteuert, z. B. für die Arbeitskraft von Robert Arlinghaus, Fanggeräte, Infrastruktur, studentische Hilfskräfte, studentische Abschlussarbeiten und damit verbundene Ausgaben und die Nutzung des Fuhrparks. Auch andere Institutionen beteiligten sich mit umfangreichen Eigenmitteln an dem Projekt, einfach weil es wissenschaftlich und sozial so spannend war und ist.

Das vorliegende Buch erläutert die wesentlichen wissenschaftlichen Erkenntnisse, die sich aus der Forschung, aber auch aus der Durchführung eines partizipativen Prozesses mit einer Vielzahl von Akteur:innen aus Fischerei, Angelfischerei, Handel, Naturschutz, Verwaltung und Forschung zu Stand und Zukunft der Boddenhechte ergeben haben. Die Größe des Projektgebiets und die schwierige Konstellation mit einem ausgeprägten schwelenden Konflikt zwischen Fischer:innen, Angler:innen und Naturschutz machten die Arbeit nicht immer einfach. Auch erlebte das Projekt viral gehende Social-Media-Konflikte rund um die Löschung eines hohen Ausfangs in Schaprode auf Rügen im Januar 2021, ein Medien-Bashing durch den Nordkurier sowie relevante Herausforderungen durch die Corona-Pandemie ab März 2020 und viele weitere Herausforderungen. Trotz aller Hürden und Hemmnisse wurden im Resultat intensiver Forschung unter Rückgriff auf biologische und sozialwissenschaftliche Methoden umfangreiche neue Erkenntnisse erlangt, die in diesem Buch umfassend gewürdigt werden. Ohne Unterstützung aus der Praxis und einer Vielzahl von Akteur:innen aus der Region wäre das Projekt aber nicht möglich gewesen. Dafür gilt allen Dank!

Kapitel 1 stellt die komplexe Ökologie der Bodden und den für Süßwasserfische extremen Brackwasserlebensraum vor. Kapitel 2 fasst die Geschichte der Berufs- und Angelfischerei sowie des Naturschutzes an den Bodden zusammen. Kapitel 3 hat einen biologischen und ökologischen Schwerpunkt, indem neueste Erkenntnisse zur Hechtökologie an den Bodden vorgestellt werden, während Kapitel 4 die Angler:innen und Fischer:innen an den Bodden mit ihren Meinungen und Einstellungen im Detail würdigt. Die fischereiliche Nutzung und der Bestandszustand zum Boddenhecht erläutert Kapitel 5. In Kapitel 6 werden aus wissenschaftlicher Sicht Empfehlungen für die Zukunft abgeleitet, während Kapitel 7 die Perspektive der Anspruchsberechtigten aus Tourismus, Fischerei, Angelfischerei und Naturschutz würdigt. Das letzte inhaltliche Kapitel 8 präsentiert offene Forschungsfragen.

Einige terminologische Aspekte gilt es zu klären. Wir meinen mit dem Begriff Fischerei in der Regel die Angel- und Berufsfischerei zusammen. Wenn z. B. von Fischereierblichkeit die Rede ist, dann ist damit die gemeinsame Sterblichkeit durch Berufs- und Angelfischer:innen gemeint. Während auch Berufsfischer:innen angeln (z. B. in der Langleinenfischerei), meinen wir mit dem Begriff Angelfischerei das Fischen während der Freizeit mit Rute und Rolle. Obgleich fischereiliches Management, fischereiliche Bewirtschaftung und fischereiliche Hege im konzeptionellen Detail nicht deckungsgleich sind (Arlinghaus et al. 2017 zur Diskussion), nutzen wir die Begriffe synonym und meinen damit den geplanten steuernden Eingriff in das Fischereisystem oder das ihn umgebende sozialökologische System. Manchmal sprechen wir von Angel- und Berufsfischern, manchmal von Berufs- und Angelfischern. Die Reihung impliziert nie eine Bedeutungsordnung, sie ergab sich im Text eher zufällig. Weitere Fachbegriffe finden sich im Glossar (Kapitel 9). Übrigens: Wir verwenden geschlechtsneutrale Sprache. Zur besseren Lesbarkeit nutzen wir den Doppelpunkt, z. B. Angler:innen. Das wird nicht allen gefallen, ist aber im akademischen Umfeld heute Standard.

Einige der in diesem Buch dokumentierten Daten haben vorläufigen Charakter. Die geeigneten Leser:innen mögen daher künftig die Primärliteratur im Auge behalten und diese – statt dieses Buch – zitieren, nachdem die Ergebnisse in Fachzeitschriften nach Begutachtungsverfahren publiziert wurden. Die Autorinnen und Autoren der meisten Artikel sind Teammitglieder des BODDENHECHT-Teams. Aber auch Kooperationspartner:innen haben als Koautor:innen oder als Kapitelhauptautor:innen ihr Wissen für dieses Buch geteilt. Das Produkt stellt das beste verfügbare Wissen zur Ökologie und zur Nutzung der Boddenhechte dar. Auf [www.boddenhecht-forschung.de](http://www.boddenhecht-forschung.de) finden sich weitere Publikationen aus dem Projekt zum kostenlosen Download. Weitere Informationen sowie Videomaterial finden sich auf den Social-Media-Kanälen von IFishMan. Haben Sie Rückmeldungen zum Inhalt oder eigene Beobachtungen? Dann freuen wir uns über eine Nachricht.

Viel Spaß bei der Lektüre, allseits gute Fänge und viel Geschick beim Management der Boddenhechte und der Bodden wünscht das BODDENHECHT-Forschungsteam vom IGB und alle Autor:innen dieses Buches.

*Im Sommer 2023  
Prof. Dr. Robert Arlinghaus*

# Zusammenfassung: Die 20 wichtigsten Projekterkenntnisse und Empfehlungen

1. Für Süßwasserfische wie Hechte (*Esox lucius*) stellen die Bodden aufgrund des schwach salzhaltigen Brackwassers (mittlere Salzgehalte ganzjährig unter 8 Promille/PSU mit Spitzen bis 15 Promille/PSU) Extremlebensräume dar. Deren Besiedelung bietet neben der Lebensraumerweiterung auch Vorteile: Alterslesungen an Hunderten Tieren zeigten, dass Boddenhechte im Vergleich zu vielen anderen Süßwasserpopulationen in Europa und Nordamerika sehr rasch wachsen. Die besonders schnellwüchsigsten Tiere erreichen schon nach sechs Jahren die magische Metermarke, Junghechte werden zum ersten Geburtstag regelmäßig 40 cm lang. Meistens dauert es aber neun Jahre, bis die Fische an den Bodden einen Meter lang sind. Das schaffen überwiegend nur Weibchen.
2. Das rasche individuelle Wachstum vieler Fische in den Bodden macht diese Gewässer zu produktiven Fanggründen. Die Fischbestände der Bodden, so auch die Hechte, werden durch die handwerkliche Berufsfischerei mit Reusen, Langleinen und Stellnetzen sowie rund 50.000 Anglerinnen und Angler genutzt. Etwa 75 % der Angler:innen an den Bodden stammen aus anderen Bundesländern als Mecklenburg-Vorpommern und sind daher Tourist:innen. Seit vielen Jahren und verstärkt seit 2010 nehmen Hechterträge, Fänge und Fanggrößen und seit 2017 das Angelinteresse an der Küste und an den Bodden ab. Sowohl aus wirtschaftlicher/touristischer als auch aus ökologischer Sicht sind diese Entwicklungen Anlass zur Sorge.
3. Die Bruttowertschöpfung der gesamten Küstenfischerei Mecklenburg-Vorpommerns kann im Mittelwert der letzten Jahre mit 10 Mio. Euro pro Jahr beziffert werden, was rund 180 Vollzeitarbeitsplätze sichert. Der Hecht ist für ca. 3 % dieser volkswirtschaftlichen Zahlen verantwortlich. Die Bruttowertschöpfung des Boddenangelns beträgt rund 20 Mio. Euro, was für 420 Arbeitsplätze in der Region sorgt. Rund 10 Mio. Euro und 210 Arbeitsplätze sind direkt oder indirekt auf das Hechtangeln an den Bodden zurückzuführen. Die Bruttowertschöpfung der Angelfischerei auf Hecht ist daher 32-fach höher als die Bruttowertschöpfung des beruflichen Hechtfischens an den Bodden.

4. Der wegen der Knappheit am Markt aktuell relativ hohe Preise erreichende Boddenhecht ist für die meisten Berufsfischer:innen eher ein Nebenfisch in einer Mehrartenfischerei auf Süß- und Salzwasserfische. Hingegen steht der Hecht für 40 % aller Boddenangler:innen im Zentrum ihres Angelinteresses. Vier unterschiedliche Angler:innentypen (je zwei einheimische und touristische) mit unterschiedlichen Präferenzen nutzen den Hechtbestand. Davon sind über die Hälfte hochspezialisierte Hechtfischer:innen, die hohe persönliche Nutzen daraus ziehen, mittelgroße Hechte teilweise zu entnehmen, und die besonders großen Tiere freiwillig zurücksetzen. Besonderer Beliebtheit erfreut sich das Bootsangeln mit Kunstködern. Überdies gibt es ein aktives Segment von Uferangler:innen, die z. B. mit der Fliege auf Hechtfang gehen.
5. Ein Großteil der in den Bodden lebenden und fangbaren Hechte sind evolutionsbiologisch an das Leben (Reproduktion und Wachstum, d. h. vollständiger Schluss des Lebenszyklus) unter Brackwasserbedingungen angepasst. Boddenhecht ist aber genetisch und hinsichtlich der Anpassung an den Salzgehalt nicht gleich Boddenhecht. Außerhalb der Laichzeit finden sich in den Bodden drei Ökotypen, die sich auch genetisch unterscheiden: residente Boddenhechte, die ganzjährig in den Bodden leben und dort laichen, anadrome Wanderhechte, die zur Laichzeit in Zuflüsse aufsteigen und dort im Süßwasser laichen, und sog. Übergangshechte, die in den Bodden leben und zur Laichzeit in ausgesüßte Randbereiche in der Nähe von Gräben oder Flussmündungen wandern und dort laichen. Ein vierter Boddenhechtökotyp umfasst die genetisch eindeutig, aber äußerlich nicht unterscheidbaren residenten Süßwasserhechte, die ganzjährig in größeren Flüssen wie Barthe oder Peene leben und sich dort vermehren. Diese vier Ökotypen zeigen spezifische Präferenzen für traditionelle Laichplätze, die weitflächig in den Randbereichen aller Bodden, in Buchten und in Zufluss- und Grabensystemen zu finden sind. Durch die spezifische Habitatwahl während der Laichzeit im Brack- bzw. Süßwasser sind genetisch unterscheidbare Reproduktionseinheiten bzw. Teilpopulationen entstanden, die reproduktiv isoliert und nach dem lokalen Salzgehalt strukturiert sind. So unterscheiden sich z. B. die Hechte des oligohalinen Peenestroms genetisch gesehen von den Hechten in dem geografisch nahen Greifswalder Bodden. In kleineren Bächen finden sich vor allem anadrome Wanderhechte, die nur kurzzeitig die Zuflüsse während der Laichzeit anschwimmen. In den größeren Zuflüssen hält sich zur Laichzeit eine Mischung aus anadromen und residenten Süßwasserhechten auf. In den Bodden gibt es zwei genetisch unterscheidbare Ökotypen, die ganzjährig in den Bodden leben und die sich aus bisher ungeklärten Gründen nicht miteinander fortpflanzen.
6. Die evolutionsbiologische Anpassung an das Leben im Brackwasser und das erfolgreiche Ablaichen auch unter schwach salzigen Bedingungen bis etwa zehn Promille wurde mit hoher Wahrscheinlichkeit durch die Große Melioration in den 1960er- und 1980er-Jahren auf dem Gebiet der ehemaligen DDR verstärkt. Denn diese wasserbaulichen Maßnahmen führten zu umfangreichen Migrationsbarrieren, die es den an

das Süßwasserlaichen angepassten Teilpopulationen nicht mehr ermöglichte, ihre angestammten Laichplätze zu nutzen. Doch auch heute noch sind zwischen einem Viertel und einem Drittel aller in den Bodden lebenden Hechte im Süßwasser oder in ausgesüßten Randbereichen geboren. Die anadromen Wanderhechte sind allerdings ausgesprochen selten; nur 1 – 5 % der in den Bodden lebenden Hechte sind Wanderhechte. Die ökologische Durchgängigkeit der Zuflüsse und die Bereitstellung von im Frühjahr ständig überfluteten Wiesen ist für die Förderung der Reproduktion gerade der Süßwasserhechte und der anadromen Wanderhechte von immenser Bedeutung.

7. Das Bewegungsareal der Boddenhechte ist trotz der Weitläufigkeit der Bodden relativ eng begrenzt. Telemetrische Arbeiten belegten, dass das Bewegungsareal von Boddenhechten im erweiterten Bereich im Mittel 1.290 ha (0,8 % der Boddenfläche auf deutschem Territorium) und im Kernbereich nur 150 ha umfasst. Umsetzversuche vor der Laichzeit zeigten, dass Brackwasserhechte in ihre Brackwasserlebensräume zurückschwimmen, während anadrome Wanderhechte nach einem Umsetzen ins Brackwasser zielgerichtet und innerhalb weniger Tage in ihre Zuflüsse zum Laichen zurückkehren.
8. Während der Laichzeit steigt die Aktivität der Boddenhechte sprunghaft an, was sie in dieser Zeit empfänglich für passive Fanggeräte wie Stellnetze oder Reusen werden lässt. Gerade Buchten und seeartige Erweiterungen sind beliebte Laichplätze, die sich über die Bodden verteilt weitläufig finden und wo das Potenzial für lokale Überfischung gerade in der Vorlaichzeit besteht. Diese Vorlaichfischerei ist regelmäßig Anstoß von teils vehementen Konflikten zwischen Angler:innen, Guides und Berufsfischer:innen. Trotz der Existenz ausgedehnter Schon- und Schutzgebiete sowie eines Nationalparks und eines Biosphärenreservats sind nur 1 % der Boddenfläche vollständig vor dem Zugriff durch Fischerei und Angelfischerei geschützt. Insbesondere die Berufsfischer:innen haben umfangreiche Ausnahmegenehmigungen, die es ihnen ermöglichen, auch in der Kernzone des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft zu fischen. Der Zugang zu diesen Gebieten ist für Anglerinnen und Angler hingegen gesperrt. Als Folge des reduzierten Fangdrucks in bestimmten Gebieten sind die Hechtpopulationsgrößen in Schongebieten etwa vier Mal höher als außerhalb. Die Boddenhechte leben recht stationär, so dass Hechte innerhalb der Schongebiete in ihrer Abundanz ansteigen. Ein Großteil der Fische (z. B. etwa 70 % der Hechte, die auf dem Gebiet der Kernzone des Nationalparks leben) schwimmt aber zumindest teilweise auch über die Grenzen der Schongebiet und kann dann gefischt oder geangelt werden. Das derzeitige Netz von temporär geschützten Laichschonbezirken ist funktional und für die Sicherung der Reproduktion bedeutsam, sofern die Einwanderbarkeit der Fische vor der Laichzeit gewährleistet wird.
9. Seit vielen Jahren sind die Hechtfänge der Berufsfischer:innen rückläufig. Gleiches gilt seit 2006 – dem ersten Zeitpunkt mit belastbaren Daten – auch für die Fangraten der Anglerinnen und Angler, die heute etwa halb so groß sind wie Mitte der

2000er-Jahre. Bestandskundliche Analysen belegten, dass der Boddenhechtbestand in seiner Biomasse fällt, während der Fischereidruck ansteigt. Der Bestand kann als sicher größten- und in der Tendenz wachstums-, aber nicht rekrutierungsüberfischtes eingeschätzt werden. Die kollektive Fischereierblichkeit über Angler:innen und Fischer:innen beträgt etwa 20 – 30 % pro Jahr. Diese Sterblichkeit ist für die aktuelle Produktivität zu hoch, kann aber nicht alleiniger Grund für die Biomasserückgänge sein. Es sind auch Umweltveränderungen involviert, die die Produktivität der Boddenhechte und insbesondere den Zuwachs von Hechten über 70 cm senken. Fischer:innen und Angler:innen entnehmen in etwa gleiche Biomassen, das variiert aber von Bodden zu Bodden.

10. Für zufriedenstellende Angelbedingungen erwarten Boddenhechtangler:innen bis zu drei Hechte pro Angler und Tag und eine möglichst hohe Fangaussicht für den Fang der begehrten Hechte über einem Meter Länge. Obgleich die mittleren Hechtlängen im Fang in den Bodden weiter deutlich über den typischen Hechtgrößen im Binnenland liegen, ist es heute in den offenen Gebieten deutlich schwieriger als früher, sehr kapitale Hechte zu fangen. Die aktuelle Hechtbestandsgröße und die Anzahl großer Hechte ist für viele Anglerinnen und Angler für ein zufriedenstellendes Angelerlebnis nicht mehr ausreichend.
11. Wachstumsvergleiche zeigen, dass die Boddenhechte heute als erwachsene Tiere deutlich schlechter wachsen als früher. Die geringere Wachstumsrate bedeutet, dass der Boddenhechtbestand aktuell nur noch in etwa halb so produktiv ist wie in der Vergangenheit. Das gilt sowohl für den Gesamtbestand als auch für die Produktivität von großen Meterhechten. Um für Anglerinnen und Angler zufriedenstellende Bedingungen zu bieten, muss die Sterblichkeit der adulten Hechte gegenüber dem heutigen Zustand deutlich reduziert werden. Das würde trotz insgesamt reduzierter Produktivität wahrscheinlich die Bestandsgröße anheben und die Fanggrößen steigern.
12. Das sich andeutende stark einbrechende Wachstum der adulten Hechte ab ca. 70 cm Länge deutet auf einen ökologischen Zustandswechsel von einem hohen zu einem niedrigen Produktivitätslevel hin, der wahrscheinlich umweltbedingt ist und daher nur schwer durch ein angepasstes Management umzukehren ist. Vier Gründe könnten alleine oder zusammengenommen die Wachstumsdepression der adulten Hechte erklären: 1) Veränderungen in der Nahrungsmenge und -qualität, insbesondere Rückgang von Heringen und Zunahme von invasiven Grundelarten in der Nahrung, die keine angemessene Anschlussnahrung für die größeren Hechte sind und ihr Wachstum hemmen, 2) Veränderungen in der Habitatwahl hin zu Uferbereichen, wo die innerartliche Konkurrenz ansteigt, 3) Reaktionen auf Hitzestress und damit zusammenhängende steigende energetische Stoffwechselkosten sowie 4) evolutionäre Anpassungen an einen historisch hohen Fischereidruck und an ansteigende Temperaturen, die eine frühe Lebensgeschichte bevorteilen, gekennzeichnet von einem raschen frühen Wachstum, einem frühen Eintritt in die Geschlechtsreife und reduziertem Wachstum

nach Eintritt in die Geschlechtsreife sowie reduzierter Langlebigkeit. Am wahrscheinlichsten ist die Veränderung der Nahrungsverfügbarkeit und der Art und Größe der Beutefische. Magenanalysen zeigen einen Rückgang des Anteils der nahrhaften Heringe und anderer Meeresfische und eine starke Zunahme der Schwarzmundgrundeln als Ernährungsgrundlage, die aber aufgrund ihrer geringen Größe für größere Hechte offenbar weniger ertragreich sind als Hering, Plötze und Barsch. Aktuell fressen auch sehr große Hechte vor allem Beutefische unter oder um 10 cm Länge, was ein deutlicher Hinweis auf eine Mangelernährung ist, die den Zuwachs hemmt.

13. Dass auch die Fischerei und Angelfischerei auf Abundanz und Fängigkeit von Hechten an den Bodden einwirken, deuteten bereits kurz genannte vergleichende Erhebungen in Schongebieten und in offenen Gebieten an. Neben der Abundanz zeigen die Boddenhecht in offenen Gebieten auch Hakscheuheit gegenüber Kunstködern, was ihre Fängigkeit gerade für Angler:innen weiter reduziert.
14. Neben den menschlichen Prädatoren wirken auch natürliche Räuber auf den Hechtbestand ein. Der Kormoranfraß an Junghechten führt zu ähnlichen Entnahmen an Biomasse wie in der Berufs- und Angelfischerei. Modelle zeigen, dass Kormorane den Hechtbestand erheblich negativ beeinflussen und die Fänge für Angler:innen und Fischer:innen reduzieren können. Es ist auch denkbar, dass Kormoranfraß von Plötzen und Barschen die Nahrungsverfügbarkeit für Hechte verringert und zu einem Habitatwechsel von offenen Gebieten in Flachwasserzonen beiträgt. Fraßverluste durch Kegelrobben auf adulte Hechte sind sehr wahrscheinlich, aber nur durch Fotodokumente belegt. Möglicherweise wirkt auch der Dreistachlige Stichling ähnlich wie in Schweden negativ auf die Hechtbestände ein, indem er Larven und Junghechte an Laichplätzen vertilgt. Es ist auch denkbar, dass sich die Laichzeiten sowohl der Hechte als auch der Stichlinge verschoben haben, sodass beide Arten stärker als früher überlappen. Hier mangelt es aber an wissenschaftlichen Studien.
15. Die Wachstumsdepression der adulten Hechte kann für die Junghechte nicht bestätigt werden. Diese wachsen an den Bodden derart schnell, dass das aktuelle Mindestmaß von 50 cm kein mindestens einmaliges Abbläichen aller Hechte garantiert. Wiederholt sind auch nicht ausgelächte Hechte bis in den Mai beobachtet worden, wo sie nach Ablauf der Schonzeit wieder fangbar sind, bevor sie gelaicht haben. Anpassungen der Fangbestimmungen könnten den Schutz der Hechte verbessern. Hier böten sich vor allem die Anhebung des Mindestmaßes, Einführung eines Obermaßes zur Schonung der mindestens sozial und ökologisch wertvollen Großhechte sowie ausgedehnte Schonzeiten und Laichschongebiete an. Renaturierungen der Süßwasserzugänge und die Bereitstellung regelmäßig überfluteter Salzwiesen könnten flankierend die Reproduktion und Rekrutierung, die an den Bodden erratisch erscheint, steigern.
16. Gerade genannte und andere Maßnahmen sind als Teil einer „Widerstand“-Managementstrategie aufzufassen, die versucht, eine Wiedererholung des Bestands hin zu

historisch besseren Zuständen zu erreichen. Eine alternative Perspektive ist die der „Akzeptanz“, die versucht, die reduzierte Produktivität des Boddenhechtbestands, die mit hoher Wahrscheinlichkeit vor allem umweltgetrieben ist, zu akzeptieren und Möglichkeiten zu finden, mit angepassten Managementmaßnahmen innerhalb des neuen, geringen Produktivitätszustands zu agieren. Eine dritte Managementstrategie ist die der „Neuausrichtung“ der Fischerei und Angelfischerei, um so die wirtschaftlichen Aussichten in einer sich zumindest kurzfristig wohl kaum ändernden reduzierten Produktivität vieler Küstenfische zu verbessern. Hier böten sich alternative Einkommensmodelle für Berufsfischer:innen und Guides an, z. B. Umschulung als Ranger, „Boddenförster“, technischer Grabenrenaturierungsassistent oder Datensammler für die Wissenschaft. Auch der Ausbau von Direktvermarktung, anderen Dienstleistungen für den Tourismus oder der Aquakultur stellen Alternativen dar. Zudem könnte eine Neuausrichtung des Guidings und des Angelns auf alternative Fischarten und Angelerlebnisse wie eine Multiartenfischerei auf Barsche, Zander, Plattfische oder Meerforellen angeraten sein, wenn die Hechtbestände weiter auf so geringem Niveau verharren sollten. Perspektivisch ist der Meterhecht vielleicht nicht mehr das einzige Zugpferd des Angeltourismus an den Bodden und könnten andere Erlebnisse einer immer noch attraktiven Mehrartenfischerei auf die „großen Drei“ (Zander, Barsch und Hecht) in den Vordergrund gehoben werden, um Touristen an das Gebiet zu binden.

17. Wissenschaftliche Empfehlungen sind das eine, die Akzeptanz in der Praxis das andere. In einem umfangreichen partizipativen Prozess mit allen Anspruchsberechtigten wurden daher eine gemeinsame Vision „Boddenhecht 2035“, sieben von allen getragene soziale, ökologische und ökonomische Entwicklungsziele und 35 von allen Parteien akzeptierte Maßnahmen identifiziert und dem Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Klimaschutz Mecklenburg-Vorpommern zur Umsetzung empfohlen. Die Empfehlungen aus der Praxis wie die Erhöhung des Mindestmaßes für Fischer:innen und Angler:innen, die Einführung eines Entnahmefensters für Angler:innen, die Einführung einer oberen Maschenweite für Hechtstellnetze der Berufsfischerei, die umfassende Renaturierung der Randgebiete, die verbesserte Kontrolle der Regeleinhaltung sowie eine verbesserte und transparentere Kommunikation von Regeln und Regularien deckt sich in großen Teilen mit den wissenschaftlichen Empfehlungen. 35 von 54 potenziellen Maßnahmen erhielten im partizipativen Prozess einen Konsens aller Interessensgruppen.
18. Größere Konfliktherde an den Bodden umfassen Naturschutz vs. Fischerei sowie Erwartungen von Angler:innen vs. Berufsfischer:innen. Meist geht es um Raumnutzungs- und Fischbestandsfragen, regelmäßig aber auch um unterschiedliche Werte und Normen. Das Fehlen eines belastbaren Monitorings der Boddenfischbestände verstärkt die Diskurse, da selten belastbare Daten vorgelegt werden können, um Konflikte zu versachlichen. Partizipative Prozesse können helfen, die Konflikte auszugleichen. Wichtig ist die Gleichbehandlung unterschiedlicher Akteure, denn gerade Angler:innen und Guides fühlen sich im Vergleich zu Berufsfischer:innen häufig be-



nachteiligt, z. B. in Bezug auf Bootsbefahrensbeschränkungen oder die Zugänglichkeit zu Uferstrecken zum Angeln.

19. Umfragestudien unter Angler:innen und Berufsfischer:innen belegen, dass beide Akteursgruppen in vielen Bereichen ähnliche Vorstellungen haben. Gewisse Verschärfungen der Fangbestimmungen sowie der flächendeckende Einsatz für Renaturierungsmaßnahmen an den Bodden würden z. B. von allen Nutzungsgruppen mehrheitlich akzeptiert. Im Detail unterscheiden sich Fischer:innen und Angler:innen aber auch in ihren Perspektiven. Es wird empfohlen, für die Zukunft weiter auf partizipative Prozesse im Management der Bodden zu setzen, politik- und sektorenübergreifend zu agieren, einen Ökosystem-orientierten Managementprozess umsetzen, kritisches Naturkapital zu erhalten, gemeinsam abgestimmte Maßnahmen politisch umzusetzen und die Erfolge über ein neu zu etablierendes Boddenfisch-Monitoringsystem messbar zu machen. Nichts zu tun, ist keine Option, da die Attraktivität der Bodden als Fangrevier für Berufsfischer:innen und Angler:innen stetig abfällt und die Nachfrage im Angeltourismus seit 2017 aufgrund diverser negativer Entwicklungen an der Küste rückläufig ist.
20. Für den Erfolg von Maßnahmen wie z. B. die Reduktion von Hechtentnahmen in der Berufsfischerei und Angelfischerei im Sinne der Bestandserholung kann keine Garantie gegeben werden. Denn erstens können ansteigende Bestände durch erhöhte natürliche Prädation durch Spitzenräuber wie Kormorane oder Kegelrobben kompensiert werden und zweitens ist nicht auszuschließen, dass der Boddenhechtbestand nachhaltig in einen neuen, weniger produktiven Zustand wechselt als Folge diverser sich ergänzender oder sich verstärkender Umweltveränderungen wie reduzierte Nährstoffe, Erwärmung, veränderte Nahrungsquantität und -qualität, steigende Prädatorenbestände und gleichbleibend schlechte Reproduktionsbedingungen aufgrund geringer Makrophytenbestände in den Bodden und ausgedehnter Migrationsbarrieren in Zuflüssen. An diese reduzierte Produktivität ist die Fischereierblichkeit anzupassen. Trotzdem besteht gute Hoffnung, dass durch ein angepasstes Management und ein Rückgriff auf mehrere neue Bewirtschaftungsmaßnahmen eine Verbesserung der Situation möglich ist und die Boddenhechte sowie die davon abhängige Berufs- und Angelfischerei als gleichberechtigte Nutzungsgruppen sowie der Tourismus gefördert werden.

# 1 Die Bodden – ein produktiver Extremlebensraum

Kapitel 1 stellt die Bodden und ihre Ökologie, die typischen Fischarten an den Bodden sowie die Ökologie des Hechts vor. Darüber hinaus werden die wesentlichen Veränderungen in den Hauptumweltfaktoren an den Bodden zusammengefasst, die das Potenzial haben, den Bestand des Boddenhechts negativ wie positiv zu beeinflussen.

## 1.1 Naturräumliche Einordnung

Dominique Niessner, Timo Rittweg, Hendrik Schubert, Phillip Roser & Robert Arlinghaus

### Gewässertyp und Salzgehalt

Dieses Buch handelt von den Hechtbeständen (*Esox lucius*) in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (M-V), den sogenannten Bodden und Haffs (Abbildung 1.1). Diese Gewässer prägen mit einer Ausdehnung von 2.000 km<sup>2</sup>, darunter etwa 1.600 km<sup>2</sup> auf deutschem Territorium, die Küstenlandschaft in M-V. Bevor jedoch im Detail auf die Hechtbiologie und die Hechtbewirtschaftung eingegangen wird, soll zunächst ein Überblick über die ökologischen Besonderheiten des Lebensraums „Bodden“ gegeben werden.

Die inneren Küstengewässer in M-V (Abbildung 1.1 – 1.5) sind weitgehend von der Ostsee isolierte Wasserkörper. Aufgrund des Zusammenspiels

des Zuflusses von Süßwasser aus in die Bodden einmündenden Bächen, Gräben und Flüssen (wie Recknitz, Barthe, Peene und Oder) und des unregelmäßigen Wasseraustauschs mit der vorgelagerten offenen See weisen die inneren Küstengewässer M-Vs im Vergleich zum reinen Süßwasser erhöhte Salzgehalte im Bereich von 2 bis 10 Promille (äquivalent zu 2 bis 10 PSU = Practical Salinity Units) auf (sogenanntes Brackwasser, Abbildung 1.6). Die Salzgehalte der Bodden sind aber deutlich niedriger als die der offenen Ostsee (Abbildung 1.7). Die inneren Küstengewässer M-Vs tragen Lokalnamen wie Saaler Bodden, Barther Bodden, Großer Jasmunder Bodden, Kubitzer Bodden, Strelasund, Greifswalder Bodden, Peenestrom und Oderhaff (auch als Kleines Haff oder Stettiner Haff bekannt) (Abbildung 1.1). Das Wort „Bodden“ stammt aus dem Niederdeutschen und entspricht dem hochdeutschen Begriff „Grund“. Es verweist damit bereits auf die Flachheit der inneren Küstengewässer zwischen der Halbinsel Fischland-Darß-Zingst sowie den Inseln Hiddensee, Rügen und dem Festland in M-V. Die Ufer fallen meist sehr seicht ab, sodass man vom Boot den Boden fast überall sieht bzw. sehen könnte, wenn nicht einige Bodden, wie z. B. der Saaler Bodden oder der Kleine Jasmunder Bodden, so trübe wären. Von außen betrachtet, erscheinen die Boddengewässer mit ihren schilfbewachsenen ausgedehnten Ufern wie große Flachseen (Abbildungen 1.2 – 1.5). Wer

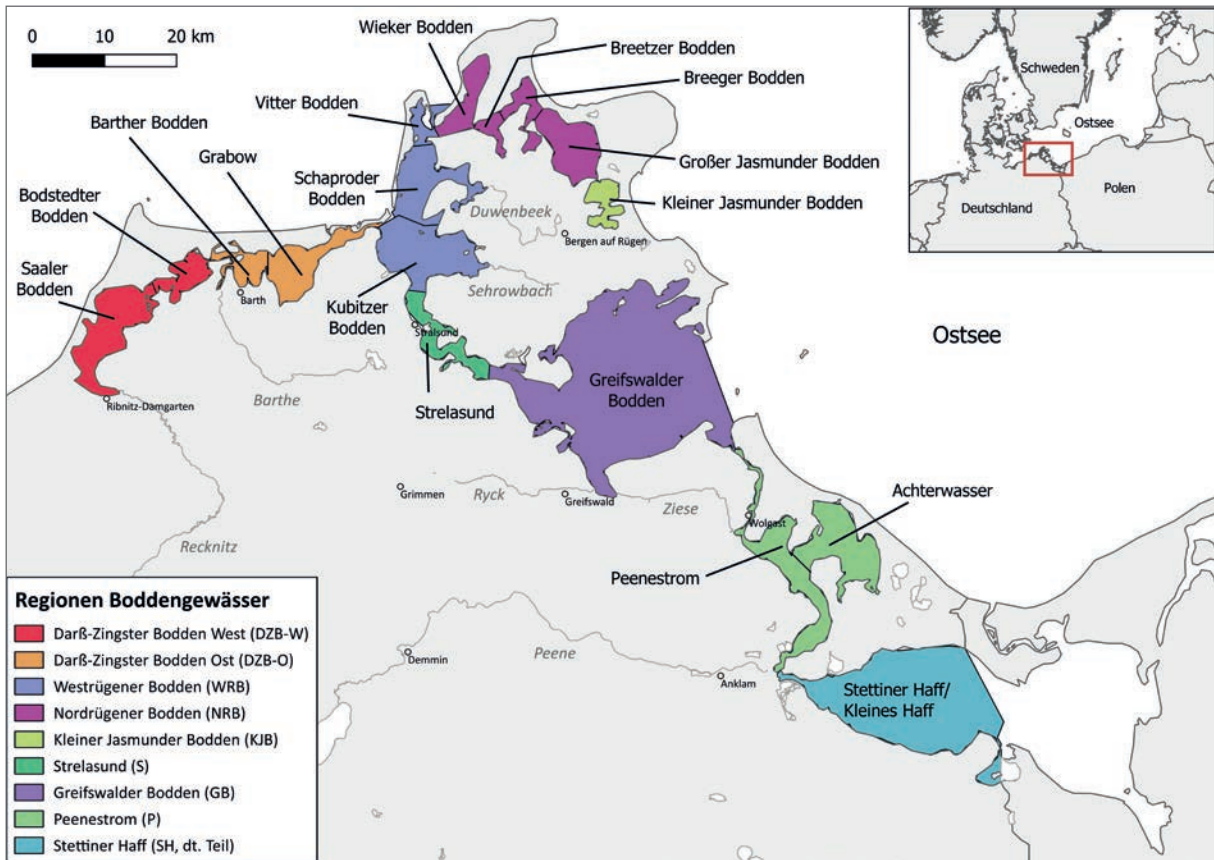


Abbildung 1.1: Überblick über das Untersuchungsgebiet mit Lokalnamen der Bodden und wesentlicher Zuflüsse sowie für das Buch leitende übergeordnete Zusammenfassung einzelner Bodden zu Boddenregionen (s. Legende bzw. Farbvarianten).

aber einen Tropfen Wasser in den Mund bekommt, wird einen feinen Salzgeschmack wahrnehmen. Es handelt sich um schwach salzhaltige Gewässer, sogenannte Brackgewässer. Der Begriff Haff als ausgedehnter Mündungsbereich von Flüssen dagegen kommt aus dem Mittelniederdeutschen, wo es als Haf gleichbedeutend mit dem hochdeutschen Meer ist. Als hav wird es in diesem Sinne bis heute in skandinavischen Sprachen verwendet.

Bezieht man die gesamte südliche Ostseeküste ein, trifft man auf weitere Bezeichnungen. Im deutschen Sprachraum finden sich, neben Eigennamen wie z. B. „Breitling“, Achterwasser“ und „Peenestrom“, zu den bereits erwähnten „Bodden“ und „Haff“ noch „Förde“, „Wieck“, „Sund“ und „Bucht“. Das lässt zunächst auf eine zugrundeliegende wissenschaftlich fundierte Klassifizierung schließen. Tatsächlich handelt es sich

aber nur um Lokal- bzw. Trivialnamen. Eine allgemein anerkannte wissenschaftliche Einteilung nach hydrologischen Kriterien, die diese Namensvielfalt widerspiegeln würde, gibt es ungeachtet zahlreicher Vorschläge (z. B. Schlungbaum & Baudler 2001) nicht. Das liegt vor allem daran, dass hier zwei Grundtypen innerer Küstengewässer – Flussmündungen („Ästuarre“) und Meeresbuchten („Lagunen“) – oft mit dem gleichen Lokalnamen belegt werden. So ist das Salzhaff ohne Zweifel eine Lagune ohne nennenswerten Süßwasserzufluss; das Oderhaff bzw. Stettiner Haff dagegen müsste als Ästuar der Oder klassifiziert werden. Gleiches gilt auch für den Saaler Bodden (Ästuar der Recknitz) und Greifswalder Bodden (Lagune), die aber beide den Namen „Bodden“ tragen. Dazu kommt, dass das wissenschaftliche Hauptkriterium für die Abgrenzung von Ästuaren – rhythmische



Abbildung 1.2: Ausgedehnte schilfbewachsene Ufer wie hier in der Having (Südost-Rügen) sind typisch für die Boddengewässer in Mecklenburg-Vorpommern.

© DOMINIQUE NIESSNER



Abbildung 1.3: Ufer am nördlichen Greifswalder Bodden, Blick Richtung Lubmin.

© DOMINIQUE NIESSNER

Salzgehaltsveränderungen im Tagesverlauf – für die inneren Küstengewässer M-Vs nicht anwendbar ist. Die Ostsee bildet, im Gegensatz zu den meisten anderen Meeren und Ozeanen, kein eigenes Gezeiten-system aus; der Gravitationseinfluss von Mond und Sonne ist hier kaum wahrnehmbar. Der Ostseepegel wird vor allem durch die Wetterbedingungen beeinflusst, die keinem festen Rhythmus folgen. Dementsprechend ist der Salzgehalt z. B. im Saaler Bodden, obwohl es ein Ästuar ist, im Tagesgang stabil und nicht rhythmisch schwankend, wie das z. B. im Mündungsbereich der Elbe der Fall ist.

Die Diskussion, welches Einteilungssystem die inneren Küstengewässer um Rügen am besten beschreibt, läuft seit vielen Jahren in akademischen Kreisen. Wichtig ist festzustellen, dass der Begriff „Bodden“ keine wissenschaftlich eindeutige Definiti-

on hat. Wir meinen damit in diesem Buch die Gesamtzahl aller schwach salzhaltigen Gewässer um Rügen, auch wenn der Lokalname, wie beim Strelasund, den Begriff Bodden vermissen lässt oder der Saaler Bodden eher Saaler Haff heißen müsste. Das Konzentrieren auf eine Gewässerbezeichnung macht die Kommunikation in diesem Buch einfacher. Mehrfach ist unter Küstenforschenden darauf hingewiesen worden, dass von einem ökologischen Standpunkt aus betrachtet nahezu jedes der zur Rede stehenden inneren Küstengewässer M-Vs eine eigenständige Charakteristik und ökologische Dynamik aufweist, die eine Zusammenfassung nur auf sehr allgemeiner Ebene erlaubt (Schiewer 2008, Schubert & Telesh 2017). Bestimmte Bodden bzw. nicht als solche bezeichnete Lagunen (wie das Achterwasser) werden daher aus ökologischen Gründen in diesem Buch zu



Abbildung 1.4: Flache Sandhaken und Nehrungen trennen die Boddengewässer von der offenen Ostsee: rechts Ostsee, links Greifswalder Bodden und vorgelagert eine seenartige Ausbuchtung, der Zicker See.

© DOMINIQUE NIESSNER



Abbildung 1.5: Die inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns sind, wie hier im Luftbild über Hiddensee Richtung Süden deutlich sichtbar, ein Labyrinth von Flachgewässern, deren ausgedehnte Pflanzengürtel dem Hecht Brut- und Versteckmöglichkeiten bieten.

© HENDRIK SCHUBERT

Boddengebieten zusammengefasst, wie z. B. östliche und westliche Darß-Zingster Bodden oder die Bodden westlich oder nördlich Rügens (Abbildung 1.1). Diese Eingruppierung erfolgte u. a. deswegen, weil die zusammengefassten Bodden in Bezug auf Geografie, ökologischen Zustand, Salzgehalt, Nährstoffsituation und Sichttiefe miteinander „verwandt“ sind, d. h. für Hechte ähnliche Bedingungen bieten (Tabelle 1.1 und Abbildungen 1.6, 1.10, 1.11).

Ein wesentlicher Umweltfaktor, der die Bodden von Binnengewässern abgrenzt, ist wie erwähnt ihr schwacher Salzgehalt (Abbildung 1.6). Die einzelnen Bodden bzw. das Oderhaff haben, je nach Isolation von der Ostsee und Zuflussmenge an Süßwasser über Flüsse und Gräben, charakteristische mittlere Salzgehalte (Abbildung 1.6, Tabelle 1.1). Um Rügen findet man einen Salzgradienten von Nordwesten (höher) nach Südosten (geringer) und entlang der Darß-Zingster Bodden von Osten (höher) nach Westen (geringer) (Abbildung 1.6).

Einen Salzgradienten findet man auch in der Ostsee (Abbildung 1.7). Die Ostsee ist mit einer aktuellen Ausdehnung von 415.000 km<sup>2</sup> nach Abschmelzen der Gletscher der letzten Eiszeit vor ca. 13.000 Jahren entstanden und war zunächst ein Süßwas-

sersee. Als postglaziales Meer ist die Ostsee erst seit knapp 8.000 Jahren ein Brackwassermeer, nachdem es aufgrund tektonischer Verschiebungen zu einer Verbindung mit der heutigen Nordsee kam (Snoeijs-Leijonmalm et al. 2017). Ihr Einzugsgebiet weist einen hohen Niederschlagsüberschuss auf, der über die Beltsee und das Kattegat in die Nordsee abfließt, allerdings nicht kontinuierlich, da die Nordsee ausgeprägte Gezeiten aufweist, die bis in den Bereich Kiel bzw. Fehmarn wahrnehmbar sind. Kommen langandauernde Nordwestwinde dazu, können große Salzwassermengen in die Ostsee einströmen und sich hier mit dem Brackwasser vermischen. Als Ergebnis hat sich in der Ostsee ein Salzgradient von Südwesten in Deutschland und Dänemark (höher) nach Nordosten in Finnland (niedriger) ausgebildet (Abbildung 1.7). Im Südwesten, also am Übergang zur Nordsee, weist die Ostsee an der Oberfläche Salzgehalte von rund 25 PSU auf, was fast schon Meerwasserbedingungen (ca. 30 PSU) entspricht (Abbildung 1.7). Dieser Oberflächen-Salzgehalt nimmt Richtung Ost und Nordost stark ab und erreicht am Ende des Finnischen Meerbusens sowie in der Bottenwiek fast schon Süßwasserbedingungen kleiner als 2 PSU. Die inneren Küstengewässer

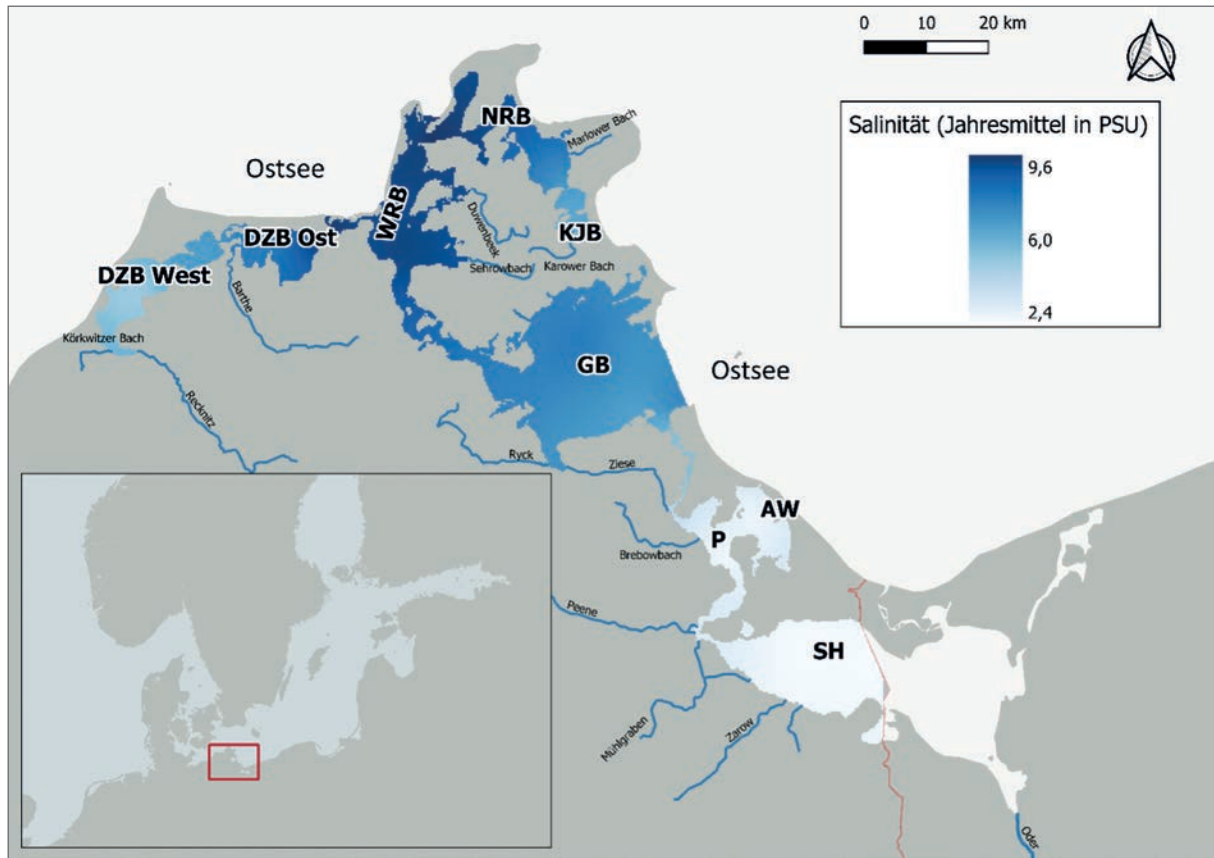


Abbildung 1.6: Mittlere Salzgehalte in den Boddengewässern um Rügen (Datenquelle: LUNG MV).

um Rügen liegen in der südlichen Ostsee in einem Bereich erhöhter Salzgehalte, die aber deutlich ausgesüßter sind als die Meerwasserbedingungen der Nordsee. Die Ostsee insgesamt ist als Brackwassermeer zu bezeichnen. Entlang des ausgeprägten Salzgradienten von Süden nach Norden verschwinden marine Arten; sie werden nach und nach durch Süßwasserarten ersetzt (Ojaveer et al. 2010). In den ausgesüßten Randbereichen der Ostsee finden sich aber flächendeckend auch Süßwasserfische, insbesondere wenn, wie um Rügen der Fall, Küstenabschnitte vom Austausch mit dem Wasser der offenen Ostsee abgeschnitten sind.

Der Salzgehaltsgradient ist entlang der südlichen Ostsee besonders steil ausgeprägt (Abbildung 1.7). Da die Tier- und Pflanzenwelt sehr empfindlich auf Salzgehaltsveränderungen im Brackwasserbereich reagiert (Remane 1934, Rimmert 1969, Ojaveer et al. 2010) und der Salzgehalt der vorgelagerten Ost-

see den Schwankungsbereich des Salzgehaltes der inneren Küstengewässer mitbestimmt, hat das zur Folge, dass das Arteninventar der inneren Küstengewässer große Unterschiede aufweisen kann (Schiewer 2008, Telesh et al. 2011, 2013, 2015). Diese Unterschiede sind neben der oberen Salinitätsgrenze, die von der vorgelagerten Ostsee bestimmt wird, auch von der Schwankungsbreite und der Häufigkeit der Salinitätsveränderungen abhängig. Je nachdem wie die inneren Küstengewässer mit der Ostsee verbunden sind, können sowohl Systeme mit zufälligen (stochastischen) Salzgehaltsschwankungen sehr geringer Amplitude auftreten, bei denen nur begrenzte jahreszeitliche Schwankungen des Salzgehalts auftreten (oft < 2–4 PSU, z. B. Grosser Jasmunder Bodden), als auch sehr dynamische Situationen – letztere vor allem in Gebieten mit weit offener Verbindung zur vorgelagerten Ostsee wie in den Gebieten Westrügens (Oertl & Birr 1995, Sagert

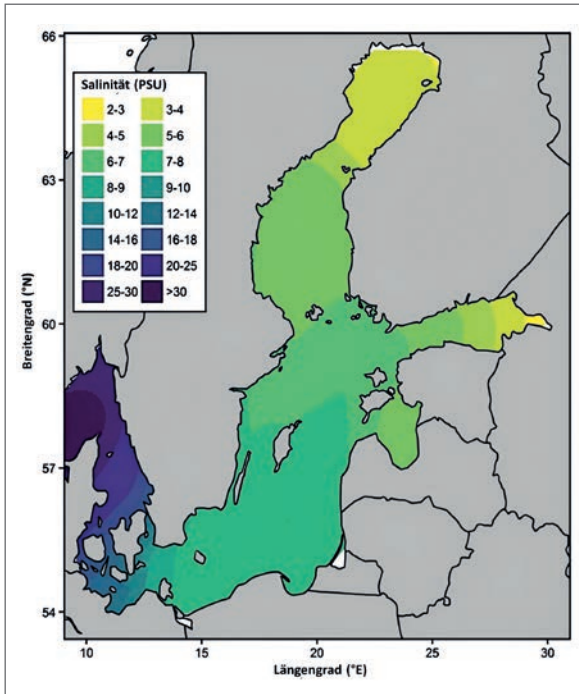


Abbildung 1.7: Salzgradient entlang der Ostsee. Adaptiert aus Müller (2018).

et al. 2008, Schiewer 2008, Schubert et al. 2017). So gibt es auch innere Küstengewässer um Rügen mit stark eingeschränkter Anbindung an die Ostsee und begrenztem Süßwasserzufluss (z. B. Ostteil der Darß-Zingster Bodden), die allein wegen ihrer sehr geringen Tiefe auf Änderungen der Wetterbedingungen mit extrem raschen und heftigen Salzgehaltsschwankungen reagieren können. Insbesondere die Bodden westlich von Rügen schwanken in ihren Salzgehalten zwischen einzelnen Monaten stärker als z. B. der wegen des dominanten Einflusses der Oder im Salzgehalt recht stabile Greifswalder Bodden (Abbildung 1.8).

Die starke Abhängigkeit des Salinitätsregimes von der Art der Verbindung zur vorgelagerten Ostsee ist die Grundlage für die Klassifizierung von Brackwasserlagunen wie den Bodden in „blockierte“, „verengte“ und „durchlässige“ Küstensysteme (Bird 1982, Arlinghaus et al. 2023a). Da alle inneren Küstengewässer der südlichen Ostsee einen Süßwasserzufluss aus einmündenden Bächen und Flüssen erhalten und der Hauptgrund für die Abgrenzung eines Ästuars von einer Lagune, die Brackwasserbe-

dingungen, hier ohnehin in beiden Typen auftreten, kann die Charakterisierung der Bodden von vornherein auf die Hydrodynamik, aus biologischer Sicht vor allem auf das den Artenreichtum treibende Salinitätsregime, beschränkt werden (Kjerve 1986, Schiewer 2008, Schubert & Telesh 2017).

Die inneren Küstengewässer M-Vs eint, dass sie flache, hochproduktive (im Nährstoffgehalt nährstoffreich = eutroph bis sehr nährstoffreich = polytroph), ständig durchmischte (polymiktische) Brackwasserökosysteme mit weichen Sedimenten und, je nach Trübungsgrad, geringer bis mittlerer Unterwasserpflanzenbedeckung (submerse Makrophyten, Tabelle 1.1) sind. Die einzelnen Boddengewässer unterscheiden sich aber grundlegend bezüglich ihres mittleren Salinitätsregimes (Abbildung 1.6, Abbildung 1.8). Neben dem bereits beschriebenen Salinitätsgradienten gibt es auch charakteristische Unterschiede im Nährstoffgehalt (Trophie) und in der Trübung: Je isolierter ein Bodden ist, desto geringer ist der Austausch von Wasser mit der salzreicheren offenen Ostsee und desto stärker akkumulieren Nährstoffe, die über Algenwachstum u. a. die Trübung prägen. Besonders trübe und eutrophierte Bodden umfassen die westlichen Darß-Zingster Bodden, den Kleinen Jasmunder Bodden sowie Peenestrom und Achterwasser (Abbildung 1.10, Tabelle 1.1) Der geringere Wasseraustausch dieser stärker isolierten Bodden führt aber auch zu einer stärker beeinträchtigten Gewässerqualität, insbesondere als Folge historisch hoher Nährstoffeinträge sowohl über Zuflüsse als auch andere menschliche Faktoren (Abbildung 1.11). Insgesamt sind alle Bodden ökologisch gesehen in einem unbefriedigenden oder schlechten Zustand nach Einschätzung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (Abbildung 1.11), was vor allem auf Überdüngung zurückzuführen ist. Gerade für das Fischwachstum sind Nährstoffe allerdings nicht grundsätzlich schlecht bzw. die hohe Nährstofffracht erklärt den Fischreichtum ein Stück weit mit. Tabelle 1.1 fasst die wesentlichen hydrochemischen Charakteristika der hier im Fokus stehenden Gewässer zusammen; Schiewer (2008) gibt eine

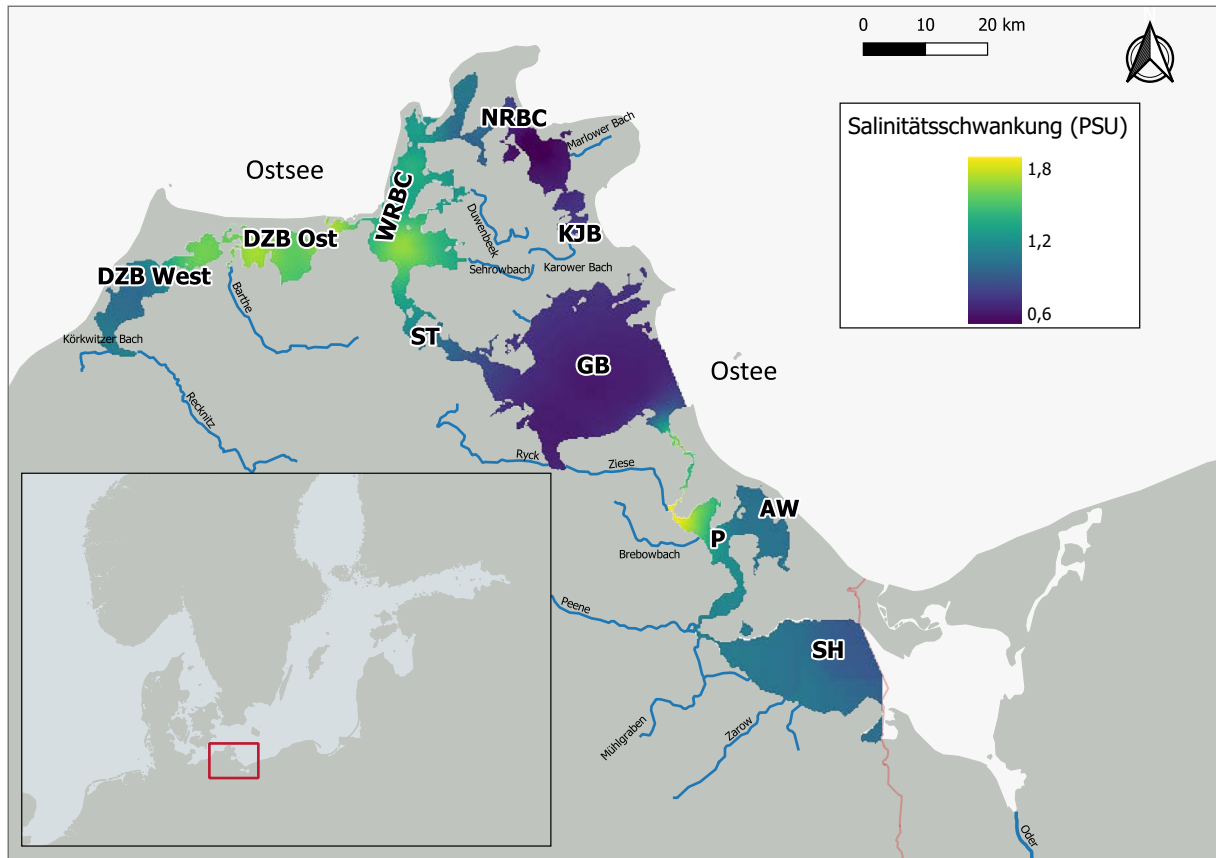


Abbildung 1.8: Schwankungen des Salzgehaltes in den Bodden um Rügen (Standardabweichung um den Mittelwert).



Abbildung 1.9: Hohe Nährstoffgehalte und Trübung sind keine Seltenheit in den Bodden. In den Sommermonaten kommt es vielerorts zu ausgedehnten Algenblüten, wie hier im Juli 2013 im Greifswalder Bodden.

© DOMINIQUE NIESSNER

Übersicht über alle bislang im Detail untersuchten inneren Küstengewässer der Ostsee.

### Ökologische und soziale Bedeutung sowie Nutzungskonflikte

Welche Bedeutung haben die inneren Küstengewässer M-Vs für das Bundesland und darüber hinaus? Die Boddengewässer und die vorgelagerte Ostsee werden von vielen vorwiegend als touristische Attraktion wahrgenommen; ein guter Teil ihrer sozialen Bedeutung begründet sich aber auch in ihrem hohen Naturschutzwert, vor allem für den Vogel- und Robbenschutz und als Lebensraum an sich. Hier ist es seit der Wiedervereinigung in teils kontroversen Debatten gelungen, durch Raumaufteilung und Konzentration auf sogenannten „weichen“ Tourismus, dominiert durch Naturliebhaber und -beobachter, den schwelenden Interessenkonflikt zwischen Natur-



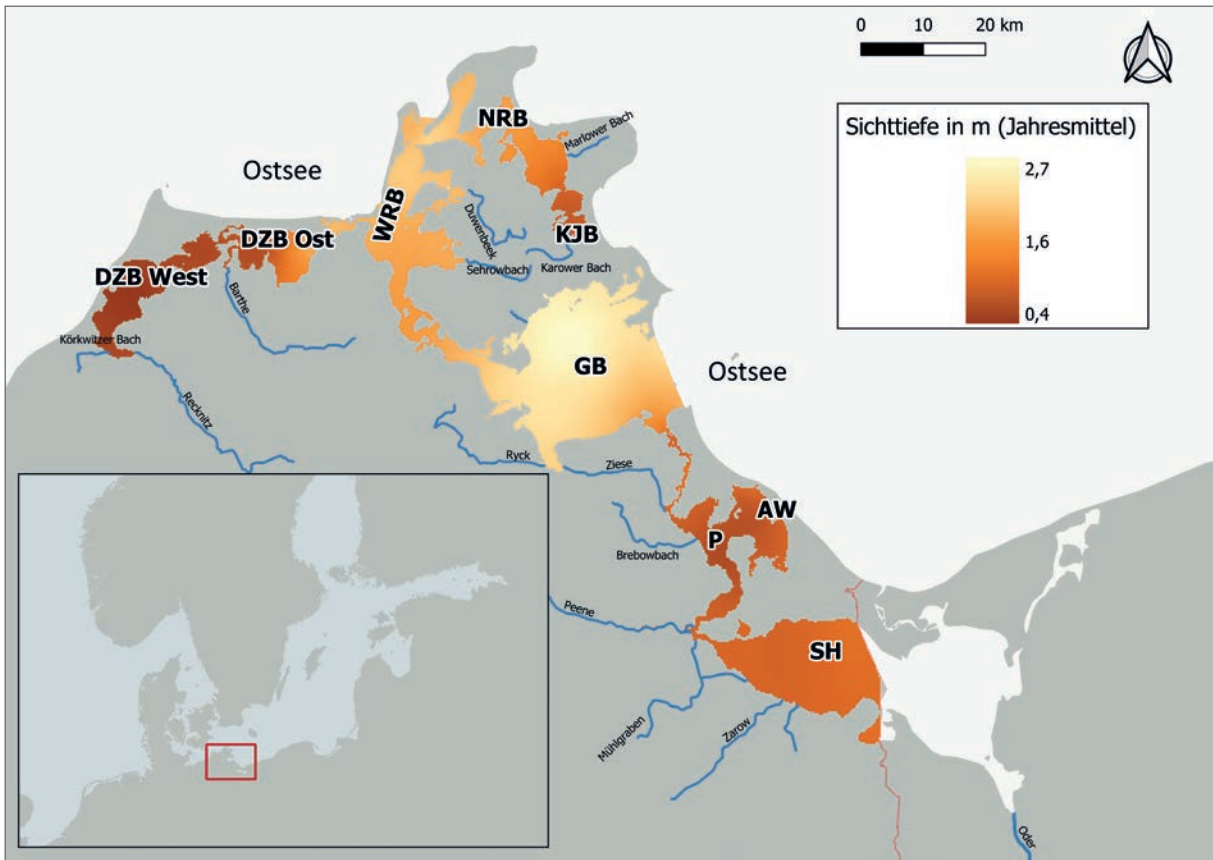


Abbildung 1.10: Boddenökosysteme in der südlichen Ostsee in Mecklenburg-Vorpommern in Bezug auf die mittlere Sichttiefe (Datenquelle: LUNG MV), Deutschland. DZB West: Darß-Zingster Boddenkette West; DZB Ost: Darß-Zingster Boddenkette Ost; WRB: Westrügensche Boddenkette; NRB: Nordrügensche Boddenkette; KJB: Kleiner Jasmunder Bodden; ST: Strelasund; GB: Greifswalder Bodden; P: Peenestrom; AW: Achterwasser; SH: Stettiner Haff.

schutz und -nutzung an den Boddengewässern ein Stück weit zu befrieden. Dennoch sind Konflikte um den Raum sowie um Naturschutzmaßnahmen wie Kormoran- oder Kegelrobbenschutz an den inneren Küstengewässern weiter an der Tagesordnung, insbesondere im Zusammenspiel von Naturschutz und Angel- bzw. Berufsfischerei (Abbildung 1.12, Kapitel 4, Arlinghaus et al. 2022a).

Auch für die Angelfischerei als spezifische Form der Naturnutzung bzw. des weichen Tourismus sowie die gewerbliche Fischerei sind die Bodden-gewässer seit Jahrzehnten, für die Berufsfischerei noch länger, bedeutsame Fanggebiete (Kapitel 2).

Ihr Nährstoffreichtum und das flache Wasser machen die Bodden zu produktiven Fischgewässern, die

nicht nur Berufsfischer:innen und Angler:innen, sondern auch der Vogelwelt sowie marinen Säugern (Robben) einen reich gedeckten Tisch bieten. Ihre hohe Produktivität in Kombination mit im Vergleich zur offenen Ostsee erhöhtem Schutz vor Wellenschlag und Strömung macht die inneren Küstengewässer M-Vs aber auch interessant als Laichgewässer für Fischarten, die eigentlich im offenen Meer zu Hause sind. Bekanntestes Beispiel ist wohl der frühjahrslai-chende Hering (*Clupea harengus*), der in den Bodden, vor allem im Greifswalder Bodden, Laichplätze hat. Aber auch der Hornhecht (*Belone belone*) ist für seine saisonalen Laichwanderungen in die Bodden bekannt.

Der Hering ist ein gutes Beispiel für einen Meer-fisch mit ausgeprägter Salztoleranz (euryhalin),

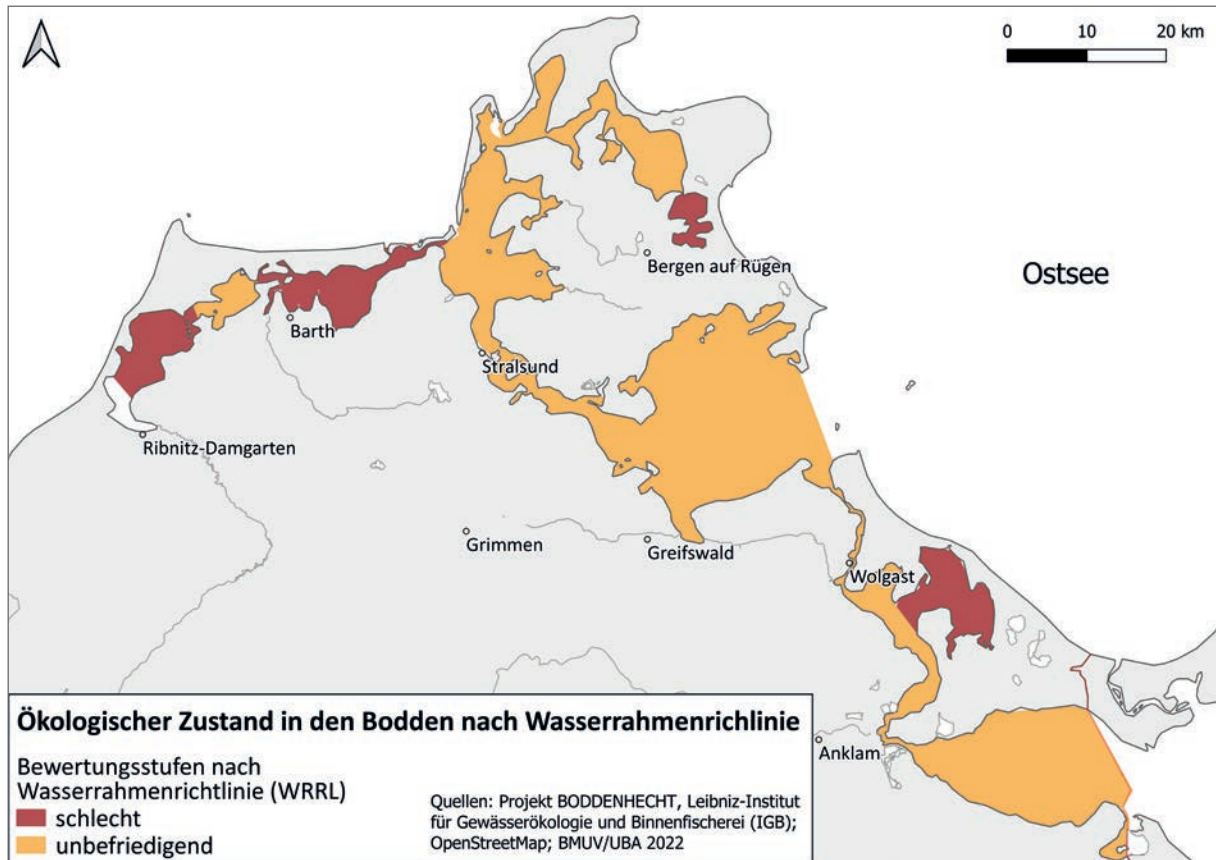


Abbildung 1.11: Ökologische Gewässerqualität der Bodden nach EU-Wasserrahmenrichtlinie.



Abbildung 1.12: Zwischen Naturschutz und Fischerei/Angelfischerei schwelen seit Jahren viele Konflikte an den Bodden.

© ROBERT ARLINGHAUS

der auch mit Brackwasser umgehen kann; bis ins Süßwasser dringt er aber nicht vor. In den inneren Küstengewässern M-Vs trifft er zur Laichzeit auf Süßwasserfische mit meist recht begrenzter Salztoleranz nur für enge Brackwassermilieus (sogenannte stenohaline Tiere, Thiel 1990). Bekannte Beispiele in den Bodden sind Hecht, Zander (*Sander lucioperca*), Barsch (*Perca fluviatilis*) oder auch Blei (auch Brachse oder Brasse genannt, *Abramis brama*) und Plötze (auch Rotaugen genannt, *Rutilus rutilus*). In den Boddengewässern um Rügen können diese Süßwasserfische aber gut überleben; nur kurzzeitig treten hier Salzgehaltsspitzen auf (Abbildung 1.8), die das Überleben (Möller et al. 2019) oder, häufiger, die Reproduktion (Möbius and Heincke 1883, Klinkhardt & Winkler 1989) artabhängig beeinträchtigen. Die maximale Salinitätstoleranz der Süßwasserarten schwankt, sodass nicht alle Arten in den Bodden selbst erfolgreich laichen (zu Details, weiter unten).



Abbildung 1.13 (links): Eine Kummreise nahe Ummanz. Typisches Bild an den Bodden in der stillen Fischerei.

© ROBERT ARLINGHAUS

Abbildung 1.14 (oben): Bodden als Angelgebiete beim Bootangeln auf Raubfische wie Hechte.

© TOMAS ENGEL

Für den Boddenhecht beispielsweise ist ein erfolgreiches Aufkommen bis 10 PSU belegt (Arlinghaus et al. 2023a), zufällige Spitzen im Salzgehalt bis 17 PSU zur Laichzeit, wie in Ausnahmefällen um Rügen möglich, könnten der Reproduktion in dem betreffenden Jahr ein jähes Ende bereiten. Salzeinstrombedingte Massensterben adulter Fische sind hingegen um Rügen nicht bekannt, was dafür spricht, dass sich die dort lebende Fischwelt gut an die herrschenden Bedingungen angepasst hat. Da der erwachsene Hecht eine Salztoleranz bis 15 PSU hat, darf darüber gestritten werden, ob man diese Art noch als stenohalin bezeichnet. Klar ist aber, dass zu hohe Salzgehalte über 18 PSU über mehrere Tage den sicheren Tod bedeuten (Kapitel 3).

In jedem Fall bleibt es eine Herausforderung für beide Seiten, die Meeres- wie auch die Süßwasserfische, mit den Brackwasserbedingungen der Bodden zurechtzukommen. Die Salinität dieser Gewässer liegt genau in einem kritischen Bereich, dem sogenannten „Horohalinikum“. In diesem kommen alle „normalen“ Salzanpassungsstrategien (die sog. Osmoregulation, zu Details folgender Abschnitt) an

ihre Grenzen und nur vergleichsweise wenige Spezialisten überleben (Remane 1934, R Emmert 1969, Ojaveer et al. 2010).

Und so paradox das zunächst klingen mag: Genau diese drastische Reduktion des Arteninventars bei vielen Artengruppen (nicht zwangsläufig bei den Fischen, s. dazu weiter unten) bei gleichzeitig hoher Primärproduktion über hohe Nährstoffgehalte und ständig durchmischtes Flachwasser sind zwei wesentliche Gründe, warum gerade die inneren Küstengewässer M-Vs so relevante Lebensräume für bestimmte Fischarten darstellen. Denn durch die Reduktion der Artenzahl verringert sich auch die zwischenartliche Konkurrenz und möglicherweise auch der Parasiten- und Krankheitsdruck, sodass einzelne Arten, die mit den speziellen Bedingungen zurechtkommen, wie Bleie oder Barsche, hohe Bestandsgrößen aufbauen können. Die ohnehin hohe Produktivität kommt einzelnen gut angepassten Arten zugute, die dann in sehr hohen Individuenzahlen vorkommen. Gehört diese geförderte Zielart zum Beutespektrum eines im Bodden lebenden Raubfisches wie dem Hecht, so lohnen sich für ihn nicht nur die physiologi-



Abbildung 1.15: Hechte und andere Süßwasserfische können an das Laichen im Brackwasser angepasst sein. Hier zwei laichende Hechte auf einer flach überschwemmten Wiese in Küstenbereich Schwedens.

© OLOF ENGSTEDT

schen Kosten der Salzgehaltsanpassung, sondern er wird auch indirekt in seiner Produktivität gefördert. Das kann sogar so weit gehen, dass sein Wachstum im Brackwasser das Wachstum seiner Artgenossen im Süßwasser überschreitet, wie z. B. beim Hecht in den Bodden der Fall (Droll 2022, Kapitel 3.2).

Fische sind über ihr Atmungs- und Kiemen- und die Haut im engen Austausch mit dem Umgebungswasser. Hier stellt der Salzgehalt besondere Ansprüche an die Physiologie, speziell die Osmoregulation. Meeresfische sind an das Leben unter hohen Salzbedingungen angepasst. Da das Umgebungswasser einen sogenannten hohen osmotischen Gradienten erzeugt (mehr Ionen im Wasser als im Fisch selbst), verlieren Meeresfische ständig Wasser über die Körperoberfläche. Meeresfische trinken daher aktiv Meerwasser, um den Wasserverlust auszugleichen. Die dabei aufgenommenen Ionen werden anschließend über spezialisierte Zellen im Kiemen- und Hautgewebe, die Chloridzellen, sowie über stark konzentrierte Ausscheidungsprodukte ausgeschieden. Für den Transport von Ionen über die Chloridzellen muss jedoch vom Fisch Energie aufgebracht werden, da es sich hierbei um einen aktiven Transport über Ionenaustauscher handelt (Boëf & Payan 2001). Im Unterschied dazu ist es bei Süßwasserfischen so, dass Wasser ständig in den Fischkörper einströmt, da der Fisch salzhaltiger ist als das Um-

gebungswasser. Süßwasserfische müssen daher ständig Wasser ausscheiden. Auch das kostet Energie, da ein Süßwasserfisch dem auszuscheidenden Wasser die Ionen entziehen muss, um sie im Körper zu behalten, was ebenfalls einen aktiven Ionentransport an den Membranen der Niere und Harnröhre erfordert. Insgesamt kostet die Osmoregulation im Süßwasser jedoch weniger Energie als im Salzwasser (Boëf & Payan 2001), wodurch eine Anpassung an salzhaltige Bedingungen für eine Fischart insgesamt höhere physiologische Kosten mit sich bringt. Da beide osmoregulatorischen Leistungen besondere Anpassungen im Kiemen- und Hautgewebe und anderen Geweben im Körper verlangen, gibt es kaum Arten, die sowohl im Meer als auch im Süßwasser gleich gut überleben können. Wandernde Arten wie Aale (*Anguilla anguilla*) oder Lachse (*Salmo salar*) müssen sich physiologisch umstellen (Umwandlung von Gelb- zu Blankaalen bzw. bei Salmoniden Smoltifizierung), bevor sie die Wanderungen und die Milieuwechsel von Süß- zu Salzwasser überstehen können. Der Hecht als Süßwasserfisch hat ebenfalls keinen großen Toleranzbereich für den Salzgehalt des Wassers (Oikari 1978); er kann marine Bedingungen (z. B. Salzgehalt von 30 Promille bzw. PSU) nicht überleben (Jacobsen & Engström-Öst 2018).

Eine Reihe von Süßwasserarten, darunter auch der Hecht, haben sich evolutionär an das ganzjährige Le-

Tabelle 1.1: Hydrochemische Rahmenbedingungen abgeschätzt als Jahresmittelwerte von 2010 bis 2020 aus mehreren Stationen mit monatlichen Messungen (Datenquelle: LUNG MV). DZB-W = Darß-Zingster Bodden West, DZB-O = Darß-Zingster Bodden Ost, WRB = Westrügener Bodden, NRB = Nordrügener Bodden (einschließlich Großer Jasmunder Bodden), KJB = Kleiner Jasmunder Bodden, S = Strelasund, GB = Greifswalder Bodden, P = Peenestrom (einschließlich Achterwasser, AW, Abbildung 1.1). Die Unterwasserpflanzen stellen die beste fachliche Einschätzung der heutigen Situation dar (LUNG MV, BMUV/UBA 2022).

Kennzahl	DZB-W	DZB-O	WRB	NRB	KJB	S	GB	P
Fläche (km <sup>2</sup> )	119,4	77,4	231	132,9	26,5	47,6	540,1	181,9
mittlere Tiefe (m)	2,0	2,0	1,8	3,5	2,8	3,9	5,8	2,6
max. Tiefe (m)	10,1	16,5	7,6	10,3	5,2	16,0	13,5	16,0
Einzugsgebiet (km <sup>2</sup> )	1.578	1.578	238	312	104	238	665	5.772
Wassertemperatur (°C)	11,6 ± 6,6	11,5 ± 6,6	11,6 ± 6,7	12,5 ± 6,5	11,9 ± 6,8	11,9 ± 7	11,7 ± 6,8	11,9 ± 6,7
Salinität (PSU)	5,4 ± 1,8	8,3 ± 1,6	8,7 ± 1,1	8,3 ± 1	5,1 ± 1,1	7,8 ± 1,1	7,2 ± 0,9	3,2 ± 2,1
Secchi-Tiefe (m)	0,4 ± 0,3	1 ± 0,8	1,9 ± 0,8	1,4 ± 0,7	0,4 ± 0,1	1,4 ± 0,6	1,7 ± 0,8	0,7 ± 0,5
Gesamt-phosphor (µg/l)	97,4 ± 28,8	55,9 ± 23,1	40 ± 19,6	56,1 ± 35,1	102,6 ± 34,6	49,1 ± 18,7	45,8 ± 21,1	98,3 ± 58,1
Chlorophyll a (mg/m <sup>3</sup> )	83,2 ± 46,3	27,7 ± 19,6	7,9 ± 6,9	16,8 ± 12	82,7 ± 40,7	15 ± 9,1	14,6 ± 13,6	63,6 ± 48,1
Unterwasser-Makrophyten	gering – nicht vorhanden	mittel	mittel	mittel – hoch	gering – nicht vorhanden	gering – mittel	gering – mittel	gering – nicht vorhanden
Trophiezu-stand (nach LAWA 1998, Gesamtindex für ungeschichtete Seen)	polytroph	eutroph	meso- eutroph	eutroph	polytroph	eutroph	eutroph	polytroph
Einschätzung Gewässerqualität (nach WRRL)	unbefriedigend bis schlecht	schlecht	unbefriedigend	unbefriedigend	schlecht	unbefriedigend	unbefriedigend	unbefriedigend bis schlecht

ben (inkl. Reproduktion) in den inneren Küstengewässern mit maximal mittleren Salzgehalten (mesohalin, d. h. Bedingungen mit 5 bis 18 PSU) angepasst. Wie alle Süßwasserfische meidet der Hecht Gebiete mit Salinitäten über 15 PSU (Henking 1923, Jacobsen et al. 2017a). Andere Süßwasserfische, aber auch Teilpopulationen der Hechte in den Bodden (Kapitel

3.6) wandern zwischen den Laichgebieten in Süßwasserbereichen wie Zuflüssen oder Ästuaren und den Fraßgebieten in den Bodden, so dass diese Tiere keine physiologische Anpassungen bei der Eiabgabe durchmachen mussten. Generell sind Eier und Jugendstadien weniger salinitätstolerant als adulte Tiere (Details in den folgenden Kapiteln). So wan-

den große Teile der Karpfenartigen (Cypriniden) und Barschartigen (Perciden) an den Bodden von ihren sehr schwach salzhaltigen (oligohalinen) Laichgebieten (Süßwasser und ausgesüßte Regionen mit einem Salzgehalt < 5 PSU) zum Fressen in mesohaline Gebiete (> 5 PSU, Henking 1923). Süßwasserfische besiedeln daher alle Bodden (Henking 2023), ohne sich dort auch zwangsläufig zu reproduzieren. Weitere typische Boddenbewohner umfassen die wandernden Fischarten, wie Aale oder Meerforellen (*Salmo trutta*). Zudem nutzen, wie oben bereits angeführt, marine Arten wie der Hering und der Hornhecht die Boddenengewässer zum Laichen. Dieses Laichgeschäft, konkret die dabei auftretenden Verluste an Eiern und adulten Fischen, stellen einen durchaus bedeutsamen seeseitigen Nährstoffeintrag in die Boddenengewässer dar, der zur hohen Produktivität der Bodden beiträgt (Biester, Jönsson & Brielmann 1978, Winkler 1989a). Zusammengefasst bieten die Bodden für viele Fische aufgrund der hohen Anforderungen an die Salzanpassung einen Extremlebensraum, der gleichzeitig ein produktives Habitat ist. Wer sich daran anpassen konnte, findet einen reich gedeckten Tisch in einem vor starker Strömung und Welleneinwirkung weitgehend geschützten Küstenlebensraum.

### 1.2 Fische und Fischartenvielfalt in den Bodden

Timo Rittweg, Jonas Palder, Marlon Braun, Johannes Radinger, Peter Möller, Robert Arlinghaus, Sven Matern & Helmut Winkler

#### Artenreichtum

Obwohl die Bodden grundsätzlich einen Extremlebensraum für viele Pflanzen und Tiere darstellen, sind sie bei den Fischen artenreich. Sowohl Süß- als auch Salzwasserfische und eine Reihe von Wanderfischarten (diadrome Fische) kommen in den Bodden vor (Tabelle 1.2). Die bisher nachgewiesene Artenzahl kann mit 87 Fischarten beziffert werden, darunter 67 Arten, die regelmäßig bzw. dauerhaft

in den Bodden anzutreffen sind. Nur eine Handvoll Arten stellt in der Regel das Gros der Biomasse, die restlichen Arten kommen in geringen Anteilen oder sporadisch vor.

Die Konzentration der Biomasse in wenigen Fischarten liegt wie angedeutet daran, dass Brackwasserlebensräume ihre Bewohner vor besondere physiologische Herausforderungen stellen. Dies gilt besonders für osmoregulierende Organismengruppen wie Fische. Es gibt keine reinen „Brackwasserfische“. Stattdessen handelt es sich bei den im Brackwasser anzutreffenden Arten zumeist um Süßwasser- bzw. marine Fischarten, die eine erweiterte Salz- bzw. Süßwassertoleranz aufweisen. Arten, die eine Toleranz für ein weites Salzniveau haben, nennt man euryhaline Arten, hierzu zählt beispielsweise der Hering. Die meisten Süßwasserfische in den Bodden, so auch der Hecht, sind Arten mit einer engen Salztoleranz, die bei Salzgehalten von mehr als 15 – 18 PSU nicht überleben können. Diese Arten bezeichnet man dann als stenohalin (Altinok & Grizzle 2003). Diese können in den Bodden bei mesohalinen Bedingungen gerade noch leben, nicht aber in der offenen Ostsee, die ebenfalls Brackwasser darstellt.

Da sich Toleranzen und Anforderungen an die Umwelt häufig zwischen Lebensstadien von Fischen unterscheiden (Pörtner et al. 2010), nutzen viele Arten Brackwasserlebensräume nur in bestimmten Lebensstadien, beispielsweise nur als adulter Fisch, und vervollständigen den restlichen Lebenszyklus in einem anderen Habitat. Ein Beispiel sind sogenannte Wanderfische, wie z.B. die Meerforelle. Diese Fischart vollzieht ihre Fortpflanzung und die ersten Monate des Lebenszyklus (auch dafür existieren Ausnahmen, Limburg et al. 2001) im Süßwasser (Zuflüsse), um anschließend im Jugendstadium (Juvenil bzw. Smolt) ins Brack- oder Meerwasser zu ziehen. Als geschlechtsreifer Fisch kehrt die Forelle wieder ins Süßwasser zurück, um zu laichen. Umgekehrt existieren auch marine Fischarten, die im Brackwasser laichen, um als erwachsene Fische wieder in vollmarine Gebiete zu wandern, wie der bereits angesprochene Atlantische Hering. Es gibt



Abbildung 1.16: Einschlägig in den Bodden anzutreffende Süßwasser- oder Wanderfischarten.

© JÖRG FREYHOF

auch Süßwasserarten, die ihren gesamten Lebenszyklus im Brackwasser der Bodden vollziehen, wie beispielsweise speziell angepasste Hechte (Kapitel 3.7), Barsche, Zander, Plötzen und Bleie. Es gibt auch einige marine Arten, die die Boddengewässer nicht zum Laichen, sondern nur zur Nahrungssuche aufsuchen, sowie die, die den gesamten Lebenszyklus im Bodden vollziehen, wie z.B. die Grasnadel (*Syngnathus typhle*). Auch finden sich gelegentlich Arten, die durch Zufall (z. B. durch Meeresströmungen oder Flusshochwasser) in die Bodden gelangt sind und dort zwar kurzzeitig überleben, sich jedoch nicht dauerhaft etablieren können. Ein Beispiel für eine solche nur sporadisch und in Einzelexemplaren vorkommende Art ist der Schwertfisch (*Xiphias gladius*), der in den Boddengewässern im Jahr 1999 als Beifang in der Stellnetzfisherei nachgewiesen wurde (Thiel et al. 2005). Durch menschliches Zutun (z. B. Schifffahrt) und Umweltveränderungen (z. B. Klimawandel) nimmt in vielen Brackwasserlebensräumen die Zahl eingeschleppter Arten zu, die aus anderen Brackwassersystemen eingeführt wurden und es geschafft haben, sich im lokalen System zu etablieren, wie z.B. die Schwarzmundgrundel in der Ostsee (*Neogobius melanstomus*). Weitere Arten werden durch Besatzmaßnahmen zeitweilig oder längerfristig in die Boddengewässer eingebracht (Karpfen, *Cyprinus carpio*, Regenbogenforelle, *Oncorhynchus mykiss* u.a.). Insgesamt lassen sich die im Brackwasser der Bodden lebenden Fische nach ihrem angestammten Habitat (marin, Süßwasser, ausschließlich Wanderfisch mit Einwandern in Süßwasser = diadrom oder ausschließlich im Meer wandernd = ozeanodrom), ihrer Häufigkeit (sehr häufig, häufig, mäßig häufig, selten, sehr selten, extrem

selten und unbeständig) und ihrem lokalen Status (heimisch, gebietsfremd) in verschiedene Gilden einteilen (Tabelle 1.2). Zu den ganzjährig häufigen oder sehr häufigen Fischarten gehören je nach Gebiet und Salzgehalt Plötze, Aland (*Leuciscus idus*), Güster (*Blicca bjoerkna*), Ukelei (*Alburnus alburnus*), Blei, Aal, Hecht, Hornhecht, Hering, Spratze (*Sprattus sprattus*), Barsch, Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*), Zander, Tobiasfisch (*Ammodytes tobianus*), Strandgrundel (*Pomatoschistus microps*), Sandgrundel (*Pomatoschistus minutus*), Schwarzgrundel (*Gobius niger*), Schwarzmundgrundel, Dreistachliger Stichling (*Gasterosteus aculeatus*), Neunstachliger Stichling (*Pungitius pungitius*) sowie Flunder (*Platichthys flesus*). In oligohalinen Bodden sind Süßwasserfische eindeutig dominant und Cypriniden sind die häufigsten Arten. In mesohalinen Bodden können auch die Meeresfische einen bedeutenden Anteil der Biomasse ausmachen, gerade auch während der Laichzeit vom Hering.

Die Zahl der nachgewiesenen Fischarten in den einzelnen Bodden schwankt zwischen 40 und 87. So gibt es im ausgesüßten Stettiner Haff (Winkler & Joisten 2021) und im Greifswalder Bodden (Winkler 1989a) etwa 61 Fischarten, in den Darß-Zingster Bodden 40 bis 54 Fischarten (Winkler 1990, 2001), im Kubitzer Bodden (Gebiet Westrügen) und im Strelasund 87 Fischarten (Thiel et al. 2005). Trotz der großen Anzahl an Fischarten bilden meist nur wenige Fischarten (je nach Bodden zwischen drei bis sechs Arten) den Großteil der Fischbiomasse und bestimmen damit die Produktivität in der Nahrungskette. Als allgemeine Regel nimmt der Anteil der Süßwasserfische (und vor allem der Anteil der Cypriniden) mit dem Salzgehalt ab, und der Anteil der Cypriniden

## Die Bodden – ein produktiver Extremlebensraum

Tabelle 1.2: Artnachweise in den Bodden. Gildenbezeichnungen: diadrom, ozeanodrom, Süßwasserfisch, mariner Fisch; Häufigkeitskategorien (Hfgk): sehr häufig (sh), häufig (h), mäßig häufig (mh), selten (s), sehr selten (ss), extrem selten (es) und unbeständig (ub). Gebietsfremde Arten sind beim Artnamen mit \* gekennzeichnet.

Taxon	Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Hfgk	Lebensform (nach Freyhof, 2009)	Gefährdung (nach Thiel et al. 2013)	Quelle
<b>Petromyzon-tidae</b>	<i>Petromyzon marinus</i>	Meerneunauge	ss	diadrom	Vorwarnliste	Winkler 1989a
	<i>Petromyzon fluviatilis</i>	Flussneunauge	s	diadrom	gefährdet	Winkler 1989a
<b>Squalidae</b>	<i>Squalus acanthias</i>	Dornhai	es	marin	vom Aussterben bedroht	Thiel et al. 2005
<b>Acipenser-ridae</b>	<i>Acipenser</i> sp.	Störhybriden	ss	diadrom	nicht bewertet	Thiel et al. 2005
	<i>Acipenser oxyrinchus</i>	Baltischer Stör	ss	diadrom	ausgestorben/verschollen	Palder et al. 2022
<b>Clupeidae</b>	<i>Clupea harengus</i>	Atlantischer Hering	sh	ozeanodrom	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Sprattus sprattus</i>	Sprotte	sh	ozeanodrom	ungefährdet	Winkler 1989a
<b>Engraulidae</b>	<i>Engraulis encrasicolus</i>	Europäische Sardelle	es	ozeanodrom	ungefährdet	Braun et al. 2022
<b>Alosidae</b>	<i>Alosa fallax</i>	Finte	s	diadrom	gefährdet	Winkler 1989a
	<i>Alosa alosa</i>	Maifisch	ub	diadrom	vom Aussterben bedroht	Thiel et al. 2005
<b>Salmonidae</b>	<i>Salmo salar</i>	Atlantischer Lachs	s	diadrom	vom Aussterben bedroht	Winkler 1989a
	<i>Salmo trutta</i>	Meerforelle	mh	diadrom	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Oncorhynchus mykiss</i> *	Regenbogenforelle*	ss	diadrom	nicht bewertet	Winkler 1989a
<b>Coregonidae</b>	<i>Coregonus maraena</i>	Osteeschnäpel	s	diadrom	gefährdet	Winkler 1989a
<b>Osmeridae</b>	<i>Osmerus eperlanus</i>	Stint	h	diadrom	Vorwarnliste	Winkler 1989a
<b>Esocidae</b>	<i>Esox lucius</i>	Hecht	mh	Süßwasser/diadrom	ungefährdet	Winkler 1989a
<b>Cypriniformes</b>	<i>Rutilus rutilus</i>	Plötze	mh	Süßwasser/diadrom	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Leuciscus idus</i>	Aland	s	diadrom	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotfeder	mh	Süßwasser	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Tinca tinca</i>	Schleie	s	Süßwasser	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Leuciscus aspilus</i>	Rapfen	s	Süßwasser	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Abramis brama</i>	Blei	mh	Süßwasser/dia-	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Ballerus ballerus</i>	Zope	ss	drom	Vorwarnliste	Winkler 1989a
	<i>Blicca bjoerkna</i>	Güster	mh	Süßwasser	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Vimba vimba</i>	Zährte	s	Süßwasser	gefährdet	Winkler 1989a
	<i>Alburnus alburnus</i>	Ukelei	mh	diadrom	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Barbus barbus</i>	Barbe	ss	Süßwasser	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Gobio gobio</i>	Gründling	ss	Süßwasser	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Cyprinus carpio</i>	Karpfen	ss	Süßwasser	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Carassius carassius</i>	Karassche	s	Süßwasser	stark gefährdet	Winkler 1989a
	<i>Rhodeus amarus</i>	Bitterling	ss	Süßwasser	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Pelecus cultratus</i>	Ziege	ub	Süßwasser	vom Aussterben bedroht	Winkler 1989a
	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> *	Silberkarpfen*	es	diadrom	nicht bewertet	Winkler 1989a
	<i>Aristichthys nobilis</i> *	Marmorkarpfen*	es	Süßwasser	nicht bewertet	Winkler 1989a
	<i>Ctenopharyngodon Idella</i> *	Graskarpfen*	ss	Süßwasser	nicht bewertet	Thiel et al. 2005
	<i>Pseudorasbora parva</i> *	Blaubandbärbling*	es	Süßwasser	nicht bewertet	Palder et al. 2022
<i>Cypriniformes</i> sp.	Weißfischhybrid	s	Süßwasser	nicht bewertet	Palder et al. 2022	
<i>Carassius auratus</i>	Gibel	s	Süßwasser	ungefährdet	Braun et al. 2022	
<b>Siluridae</b>	<i>Silurus glanis</i>	Europäischer Wels	s	Süßwasser	ungefährdet	Thiel et al. 2005
<b>Anguillidae</b>	<i>Anguilla anguilla</i>	Europäischer Aal	h	diadrom	stark gefährdet	Winkler 1989a
<b>Congridae</b>	<i>Conger conger</i>	Meeraal	ub	marin	Daten unzureichend	Thiel et al. 2005
<b>Belonidae</b>	<i>Belone belone</i>	Hornhecht	mh	ozeanodrom	ungefährdet	Winkler 1989a
<b>Gadidae</b>	<i>Gadus morrhua</i>	Dorsch	s	ozeanodrom	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Pollachius virens</i>	Köhler	ub	marin	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	Schellfisch	ub	marin	stark gefährdet	Thiel et al. 2005
	<i>Merlangius merlangus</i>	Wittling	ub	marin	ungefährdet	Thiel et al. 2005
	<i>Lota lota</i>	Quappe	s	diadrom	Vorwarnliste	Winkler 1989a
<b>Merlucciidae</b>	<i>Merluccius merluccius</i>	Seehecht	es	marin	Daten unzureichend	Thiel et al. 2005



Tabelle 1.2: Fortgesetzt

Taxon	Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Hfgk	Lebensform (nach Freyhof, 2009)	Gefährdung nach Thiel et al. (2013)	Quelle
<b>Percidae</b>	<i>Perca fluviatilis</i>	Flussbarsch	sh	Süßwasser	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Gymnocephalus cernua</i>	Kaulbarsch	mh	Süßwasser	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Sander lucioperca</i>	Zander	sh	Süßwasser	ungefährdet	Winkler 1989a
<b>Carangidae</b>	<i>Trachurus trachurus</i>	Stöker	ss	marin	ungefährdet	Thiel et al. 2005
<b>Ammodytidae</b>	<i>Ammodytes tobianus</i>	Tobiasfisch	mh	marin	Daten unzureichend	Winkler 1989a
	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	Großer Sandaal	mh	marin	Daten unzureichend	Winkler 1989a
	<i>Ammodytes marinus</i>	Kleiner Sandaal	ss	marin	Daten unzureichend	Palder et al. 2022
<b>Scombridae</b>	<i>Scomber scombrus</i>	Makrele	ub	ozeanodrom	ungefährdet	Winkler 1989a
<b>Gobiidae</b>	<i>Gobius niger</i>	Schwarzgrundel	mh	marin	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Pomatoschistus microps</i>	Strandgrundel	sh	marin	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Pomatoschistus minutus</i>	Sandgrundel	sh	marin	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Gobiusculus flavescens</i>	Schwimmgrundel	s	marin, Süßwasser	ungefährdet	Thiel et al. 2005
	<i>Neogobius melanostomus*</i>	Schwarzmundgrundel*	h		nicht bewertet	Dorow et al. 2019
<b>Xiphiidae</b>	<i>Xiphias gladius*</i>	Schwertfisch*	ub	marin	nicht bewertet	Thiel et al. 2005
<b>Pholidae</b>	<i>Pholis gunnelus</i>	Butterfisch	es	marin	ungefährdet	Winkler 1989a
<b>Zoarcidae</b>	<i>Zoarces viviparus</i>	Aalmutter	mh	marin	ungefährdet	Winkler 1989a
<b>Mugilidae</b>	<i>Chelon labrosus</i>	Dicklippige Meeräsche	s	ozeanodrom	ungefährdet	Winkler 1989a
<b>Triglidae</b>	<i>Chelidonichthys lucerna</i>	Roter Knurrhahn	es	marin	ungefährdet	Winkler 1989a
<b>Cottidae</b>	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Seeskorpion	mh	marin	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Taurulus bubalis</i>	Seebulle	ss	marin	Daten unzureichend	Winkler 1989a
<b>Agonidae</b>	<i>Agonus cataphractus</i>	Steinpicker	ss	marin	ungefährdet	Winkler 1989a
<b>Cyclopteridae</b>	<i>Cyclopterus lumpus</i>	Seehase	ss	marin	ungefährdet	Winkler 1989a
<b>Liparidae</b>	<i>Liparis liparis</i>	Großer Scheibenbauch	es	marin	ungefährdet	Thiel et al. 2005
<b>Moronidae</b>	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Wolfsbarsch	ub	ozeanodrom	ungefährdet	Thiel et al. 2005
<b>Gasterosteidae</b>	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Dreistachliger Stichling	sh	marin, Süßwasser	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Pungitius pungitius</i>	Neunstachliger Stichling	mh	Süßwasser	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Spinachia spinachia</i>	Stichling	mh	marin	stark gefährdet	Winkler 1989a
<b>Syngnathidae</b>	<i>Syngnathus typhle</i>	Grasnadel	mh	marin	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Nerophis ophiodon</i>	Kleine Schlangennadel	mh	marin	ungefährdet	Winkler 1989a
<b>Scophthalmidae</b>	<i>Scophthalmus maximus</i>	Steinbutt	s	marin	Vorwarnliste	Winkler 1989a
	<i>Scophthalmus rhombus</i>	Glattbutt	ss	marin	ungefährdet	Winkler 1989a
<b>Pleuronectidae</b>	<i>Pleuronectes platessa</i>	Scholle	s	ozeanodrom	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Limanda limanda</i>	Kliesche	ss	marin	ungefährdet	Winkler 1989a
	<i>Platichthys flesus</i>	Flunder	h	ozeanodrom	ungefährdet	Winkler 1989a
<b>Soleidae</b>	<i>Solea solea</i>	Seezunge	es	marin	Vorwarnliste	Thiel et al. 2005

steigt mit zunehmender Trophie. Dementsprechend sind karpfenartige Fische mit Massenbeständen und andere Süßwasserarten wie Kaulbarsche vor allem in den ausgesüßten, trüben Bodden wie Darß-Zingst West, Kleiner Jasmunder Bodden und Peenestrom dominant. Hier folgen die Bodden den Beziehungen, die auch aus Süßwasser bekannt sind: Steigt die

Trophie, sinken die Bestände der eher an mesotrophe, krautreiche Bedingungen optimal angepassten Fischarten Barsch und Hecht und die Anteile von Zandern, Bleien und Plötzen steigen (Persson et al. 1991, Winkler 2002). Allerdings profitiert auch der Hecht bis zu einem gewissen Grad von eutrophen Bedingungen, da sich die Nahrungsgrundlage ver-

bessert (Winkler 2002). Er geht erst dann stark zurück, wenn die Unterwasserpflanzen aufgrund zunehmender Trübung (vollständig) verschwinden.

### Fischartenzusammensetzung über verschiedene Bodden nach Literaturstand

Für die Bodden gibt es keine regelmäßigen fischereiunabhängigen Zeitreihen, die es erlauben würden, über alle Boddengewässer vergleichend die Fischartengemeinschaften darzustellen und diese im Detail einzuschätzen. Allerdings existieren diverse Studien zur Zusammensetzung der Fischgemeinschaft in ausgewählten Bodden und zu ausgewählten Zeiträumen (z.B. Fredrich 1975, Löser 2004), die kurz gewürdigt werden sollen. Außerdem wurden in früheren Studien Zeitreihen kommerzieller Anlandungen von Fischen verwendet, um Veränderungen in der Fischzusammensetzung in Verbindung mit Umweltveränderungen, insbesondere Eutrophierungseffekten in den 1970er- und 1980er-Jahren, aufzuzeigen (Winkler 1990, 1991, 2002, Winkler & Debus 2006). Über diesen Ansatz wurde beispielsweise im westlichen Teil der Darß-Zingster Boddenkette eine ausgeprägte Verschiebung von der Hecht- zur Zanderdominanz dokumentiert, die mit einem Zusammenbruch der Unterwasservegetation und einem Anstieg der Trübung als Folge eines übermäßigen Nährstoffeintrags in den 1970er- und 1980er-Jahren in Verbindung gebracht wurde (Winkler & Debus 2006). Der Rückgriff auf kommerzielle Anlandungen zur Ableitung von Erkenntnissen zur Artenzusammensetzung birgt die Gefahr, dass wichtige Glieder der Nahrungsnetze unterschätzt werden, und lässt keine Rückschlüsse auf die Populationsgrößen kleinerer, kommerziell unwichtiger Arten wie Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*), kommerziell weniger relevante Cypriniden, Stint (*Osmerus eperlanus*), Meeresgrundeln verschiedener Arten und Stichlinge zu, die aber regelmäßig in den Bodden vorkommen (Subklew 1983, Löser 2004, Winkler & Schröder 2003).

Standardisierte Erhebungen der gesamten adulten Fischgemeinschaft in verschiedenen Lebensraumtypen über mehrere Jahre wurden nur im östlichen

Teil (mesohaline Region) der Darß-Zingster Bodden durchgeführt (Winkler et al. 1995). Über einen Zeitraum von drei Jahren wurde festgestellt, dass nur sechs Arten (Blei, Barsche, Zander, Heringe, Plötze und Dreistachlige Stichlinge) stets mehr als 90 % der gesamten Fischbiomasse ausmachten. Sieben weitere seltene Arten machten jeweils 0,5 % bis 2 % der Biomasse aus: Hecht, Aal, Stint, Neunstachliger Stichling, Sand- sowie Strandgrundel und Flunder. Heringe wurden nur während der Laichzeit im Frühjahr (März–Mai) in großen Mengen gefunden. Die Nachkommen nutzen die nährstoffreichen Lagunen im ersten Sommer als Aufwuchsgebiet, bevor sie in die Ostsee abwandern (Winkler et al. 1995, Biester 1989). Die Fischartenzusammensetzung in den oligohalinen Bereichen der Darß-Zingster Bodden im Westen war den mesohalinen Gebieten im Osten recht ähnlich, jedoch mit deutlich weniger Heringsbiomasse und mehr Süßwasserarten in den Gebieten mit niedrigerem Salzgehalt (Winkler et al. 1995). In den oligohalinen Gebieten kam auch der Kaulbarsch in größeren Mengen vor und war daher ein wichtiger Bestandteil des Nahrungsnetzes für Räuber wie Hecht und Zander (Winkler 1987). Seit einigen Jahren hat sich die invasive Schwarzmundgrundel in allen deutschen Küstengewässern in zunehmenden Mengen etabliert und ist inzwischen zu einem wichtigen Bestandteil des Nahrungsnetzes der Bodden geworden (Winkler et al. 2014 a,b, Österwind et al. 2017, Rothe et al. 2016, Lewin et al. 2023a). Lewin et al. (2023a) zeigten, dass diese invasive Grundelart sich zunächst in den Jahren 2009–2013 von Osten in den Bodden etabliert hat. Seit 2017 nehmen die Schwarzmundgrundel auch in den westlichen Bodden stark zu und erreichen Dichten von 0,0001 bis 0,2 Grundeln pro m<sup>2</sup> je nach Bodden. Dementsprechend ist der Anteil der Grundeln an der Ernährung der Hechte seit 2015 sprunghaft gestiegen (Kapitel 3.2).

Die Jungfischgemeinschaft wurde in diversen Studien in verschiedenen Bodden untersucht (z. B. durch Fredrich 1975, Pribbernow et al. 1985, Thiel 1990). Eine beispielhafte Studie ist Löser (2004), die die Jungfischgemeinschaft mit Strandwadern in

zwei Tiefenschichten im Strelasund untersuchte. Insgesamt wurden 17 Fischarten als Larven und Jungfische nachgewiesen, deren Verteilung stark von Windeinwirkung und Trübung beeinflusst wurde. Der Dreistachlige Stichling war die Art mit der größten Verbreitung, Abundanz und Biomasse im sehr flachen Litoral und der Hering im Sublitoral. Hechte der Altersklasse 0 wurden in geringen Mengen und hauptsächlich in Gebieten mit sehr geringer Windexposition gefunden (Löser 2004). Insgesamt ist der Uferbereich der Bodden ein wichtiger Lebensraum für die Fortpflanzung einer Reihe von Süßwasser- und Meeresfischarten, obwohl die meisten Süßwasserfische sich nur unter oligohalinen Bedingungen bis zu 5 PSU erfolgreich fortpflanzen (Klinkhardt & Winkler 1989).

#### Fischartenzusammensetzung der Bodden nach eigenen Erhebungen

Im Allgemeinen variiert die Fischgemeinschaft in den Bodden in Abhängigkeit vom Salzgehalt, dem

Zugang zur Ostsee, dem Zustrom von Arten durch Laichwanderungen (z. B. Hering im Frühjahr und Herbst), der Windexposition, dem Grad der Eutrophierung sowie der Vegetationsdichte und -bedeckung. Da sich auch viele Umweltvariablen jahreszeitabhängig verändern, ist zu erwarten, dass unterschiedliche Umweltvariablen oder Kombinationen von Variablen zu unterschiedlichen Jahreszeiten bedeutsam für die nachgewiesene Artengemeinschaft sind. Um dies empirisch zu untersuchen, wurden im Projekt BODDENHECHT im Herbst 2022 an 18 unterschiedlichen Standorten (Tabelle 1 in Box 1.1) weitläufig über die Bodden verteilt eine Multimaschennetzerhebung sowie eine Erhebung der Fischgemeinschaft per Strandwaden (Abbildung 1.17) durchgeführt. Zusätzlich wurden in drei Gebieten (Grabow, Ummanz, Selliner See/Neuensienener See, Kapitel 5.7) zu drei verschiedenen Jahreszeiten (Frühjahr, Sommer, Herbst) fischereiliche Untersuchungen mit standardisierten Multimaschennetzen mit Maschenweiten bis 55 mm durchgeführt (DIN EN 14757).



Abbildung 1.17: Mit einer feinmaschigen Strandwade lässt sich die (Jung-)Fischgemeinschaft im Uferbereich abbilden.

© SVEN MATERN



Abbildung 1.18: Beispiel für Hornhechtfang in Multimaschennetzen während der Feldarbeiten.

© PHILLIP ROSER

## Box 1.1 Statistische Auswertung der Feldbeprobungen

Eine Redundanzanalyse (engl. redundancy analysis, RDA) wurde eingesetzt, um die Einflüsse von Umweltfaktoren auf die Fischartenzusammensetzung an 18 Probestellen (Tabelle 1 in Box 1.1) entlang der Bodden zu analysieren. Zur Repräsentation der Fischgemeinschaften in der RDA wurde der Fanggeräte-kombinierte Einheitsfang-Index (auf Individuenbasis) nach Gibson-Reinemer et al. (2017) verwendet. Vor der Analyse wurde der Einheitsfangindex Hellinger-transformiert (Legendre & Gallagher 2001), um Arten mit geringer Abundanz und vielen Nullfängen niedriger zu gewichten. Die erklärenden Umweltvariablen, die in die RDA einbezogen wurden, waren die Probenahmetiefe, Sauerstoffkonzentra-

tion, Gesamtphosphor, Stickstoff, Sichttiefe, Windindex sowie Bodenbedeckung durch Steine und Makrophyten. Aufgrund von Multikollinearität mit anderen im Modell enthaltenen Variablen (gemessen durch VIF, variable inflation factors) wurden Umweltvariablen wie Salinität, Temperatur sowie sandige und schlammige Bodenbedeckung ausgeschlossen. Zur Analyse der Zusammenhänge zwischen den Umweltvariablen und dem fanggeräte-kombinierten artspezifischen CPUE einzelner Fischarten wurden Regressionsbaum-Analysen (boosted regression trees, BRT) durchgeführt. Diese Methode ermöglicht die Berücksichtigung von z. T. korrelierten Umweltvariablen und nichtlinearen Zusammenhängen (Elith et al. 2008).

Tabelle 1 in Box 1.1: Befischungen zur Erhebung der Fischgemeinschaften: Probenahmegebiet und -ID, Obergebiet, Datum der Befischungen sowie Anzahl der Strandwadenzüge (SW) und der gestellten Multimaschenbeutefischnetze (BFN) je Probenahmegebiet.

Probenahmegebiet	Gebiets-ID	Obergebiet	Datum	SW	BFN
Barther Strom	2	Darß-Zingst	16.–17.11.2022	1	5
Flemendorfer Baek	3	Darß-Zingst	14.–15.11.2022	5	5
Redensee	1	Darß-Zingst	22.–23.11.2022	3	5
LSB Kubitzer Bodden	6	Westrügen	03.–04.11.2022	5	5
Nordteil des Wieker Bodden	10	Westrügen	12.–15.09.2022	5	5
Ufer nahe Parchow	11	Westrügen	24.–25.10.2022	5	5
Ummanz Süd	4	Westrügen	04.–07.10.2022	5	5
Ummanz Südost	5	Westrügen	04.–06.10.2022	5	5
Dänholm Ost	7	Strelasund	28.–9.09.2022	5	5
Deviner See	8	Strelasund	26.–28.09.2022	5	5
Neuendorfer Wiek	12	Nordrügen	01.–02.11.2022	5	5
Spyker See	15	Nordrügen	26.–27.10.2022	5	5
Tetzitzer Wiek	13	Nordrügen	19.–21.09.2022	5	5
Ufer nahe Moisselbritz	14	Nordrügen	21.–22.09.2022	5	5
Having	17	Greifswalder Bodden	10.–11.10.2022	5	5
Puddemiener Wiek	9	Greifswalder Bodden	09.–10.11.2022	5	5
Stresower Bucht	16	Greifswalder Bodden	11.–12.10.2022	5	5
Zicker See	18	Greifswalder Bodden	07.–08.11.2022	5	5

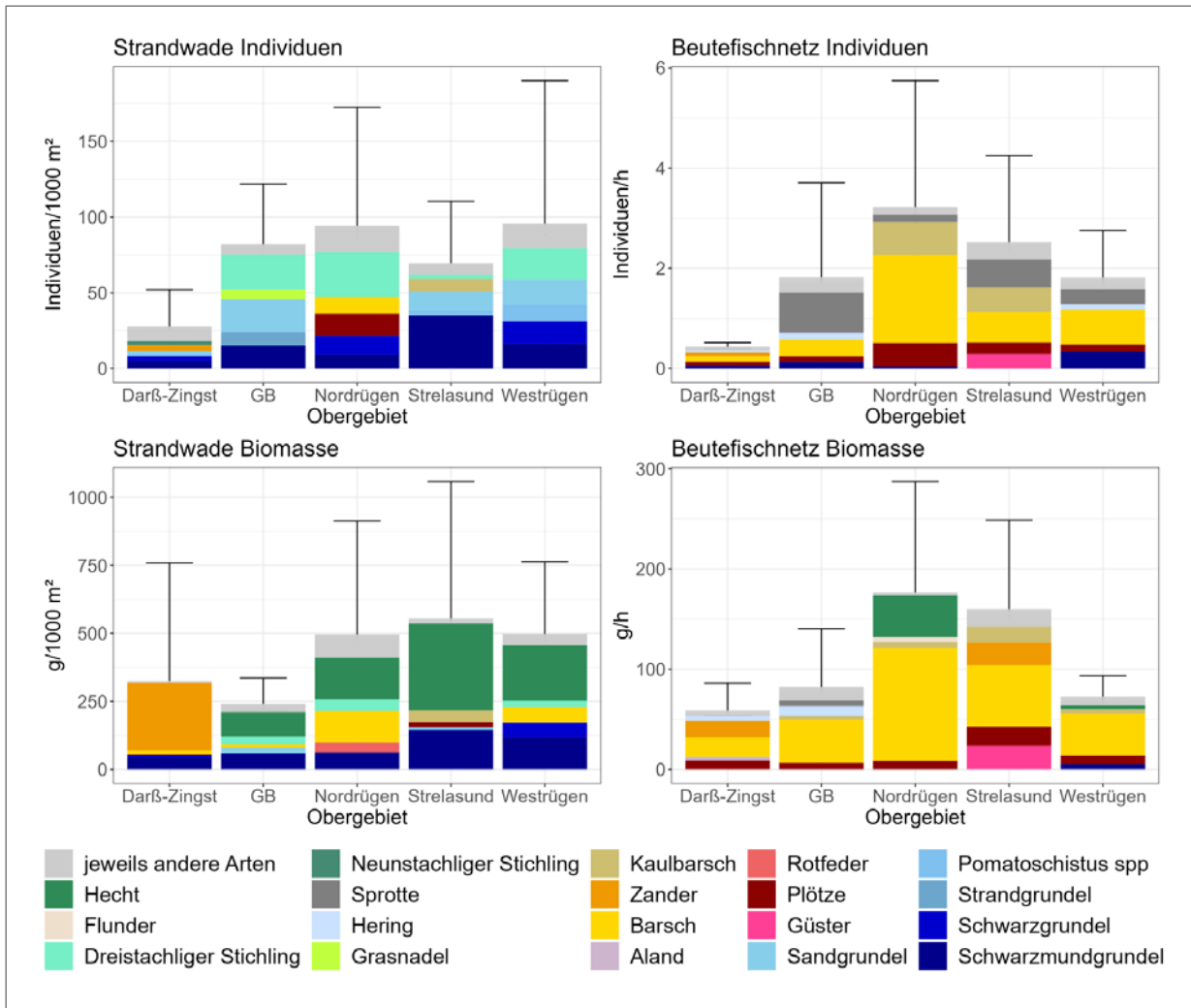


Abbildung 1.19: Zusammensetzung der Fänge nach Fanggerät nach Individuen und Biomasse. Die Gesamtvariabilität der über die Großgebiete gemittelten Fangergebnisse ist als Fehlerbalken über den Balken dargestellt. Als jeweils andere Arten sind solche zusammengefasst, die innerhalb eines Obergebiets nicht zu den fünf dominanten Arten gehören.

Im Rahmen der Befischungen der 18 Standorte wurden insgesamt 33 Arten nachgewiesen. Bei Betrachtung der Individuenzahlen in den Strandwadenfängen machten die Arten Schwarzmundgrundel, Schwarzgrundel sowie Grundeln der Gattung *Pomatoschistus* (Strand- und Sandgrundel; hellblau) in den Gebieten Darß-Zingst, Greifswalder Bodden, Strelasund und Westrügen einen Großteil der Fänge aus (Abbildung 1.19). In Nordrügen waren Strand- und Sandgrundeln nicht unter den fünf häufigsten Arten, Schwarz- und Schwarzmundgrundeln hatten aber

auch hier einen großen Anteil an der Fischgemeinschaft. Dreistachlige Stichlinge waren besonders häufig in den Gebieten Greifswalder Bodden, Nordrügen und Westrügen. Die Individuen-Einheitsfänge im Bereich Darß-Zingst waren im Durchschnitt geringer als die der anderen Gebiete.

Viele kleinere Fischarten sind zwar zahlreich, zeichnen sich aber durch eine geringe individuelle Masse aus. Bei Betrachtung der Biomasse in den Strandwadenfängen können daher auch Fänge weniger schwerer Fische ausschlaggebend sein. So

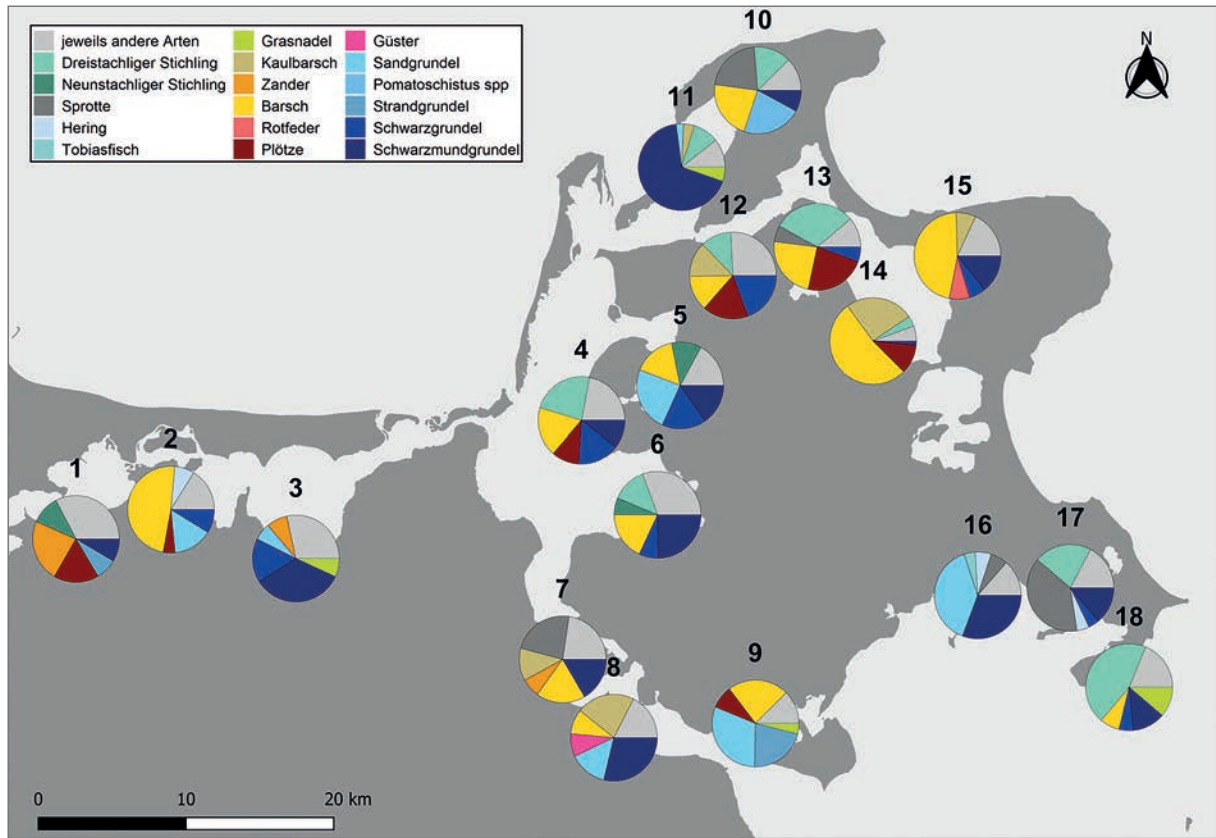


Abbildung 1.20: Fangergebnis aller Fanggeräte pro Gebiet nach Individuenzahl. Für eine Erklärung der Gebietsnamen siehe Tabelle 1 in Box 1.1. Hechte waren im kombinierten Individuenindex der Fanggeräte in keinem Gebiet unter den häufigsten fünf Fischarten. Als jeweils andere Arten sind solche zusammengefasst, die innerhalb eines Gebiets nicht zu den fünf dominanten Arten gehören.

stellten bei den Strandwadenbefischungen in den Gebieten Greifswalder Bodden, Nordrügen, Strelasund und Westrügen etwa Hechte den größten Anteil der Biomasse, individuenseitig war die Art aber eher selten (Abbildung 1.19). Im Gebiet Darß-Zingst zeigten sich ähnliche Verhältnisse beim Zander, der hier die dominante Raubfischart war.

Bei den Befischungen mit dem Multimaschen-Beutefischnetz waren im Vergleich zur Strandwade andere Arten vorherrschend. Das zeigt die Sensitivität von Fischerhebungen in Bezug auf das eingesetzte Fanggerät. So waren bei Betrachtung der Individuenzahl in allen definierten Obergebieten Perciden (Barsch, Kaulbarsch und Zander) am stärksten vertreten. Auch Cypriniden wie Plötze (in allen Obergebieten) und Güster (im Strelasund) waren unter den fünf jeweils häufigsten Arten. Marine pelagi-

sche Arten wie Sprotte und Hering wurden ebenfalls in manchen Bodden in teilweise hohen Stückzahlen gefangen. Auch bei Biomassebetrachtung der Beutefischnetzefänge waren Perciden dominant. Hier stieg im Vergleich zur Individuenzahl erneut die Bedeutung größerer Fischarten wie Hecht und Zander, kleinere Arten wie z. B. Sprotte waren biomasseseitig hingegen unterrepräsentiert.

Die Fängigkeit von Strandwade und Beutefischnetz variiert je nach Fischart und Probenahmebedingungen. Daher unterscheiden sich diese beiden Fanggeräte nicht nur in ihrer Eignung, einzelne Fischarten nachzuweisen bzw. zu beproben, sondern führen auch zu unterschiedlichen Repräsentationen der Anteile einzelner Arten an der Fischartengemeinschaft. Um die Fischartengemeinschaften der einzelnen Probenahmegebiete möglichst umfassend abzubilden,

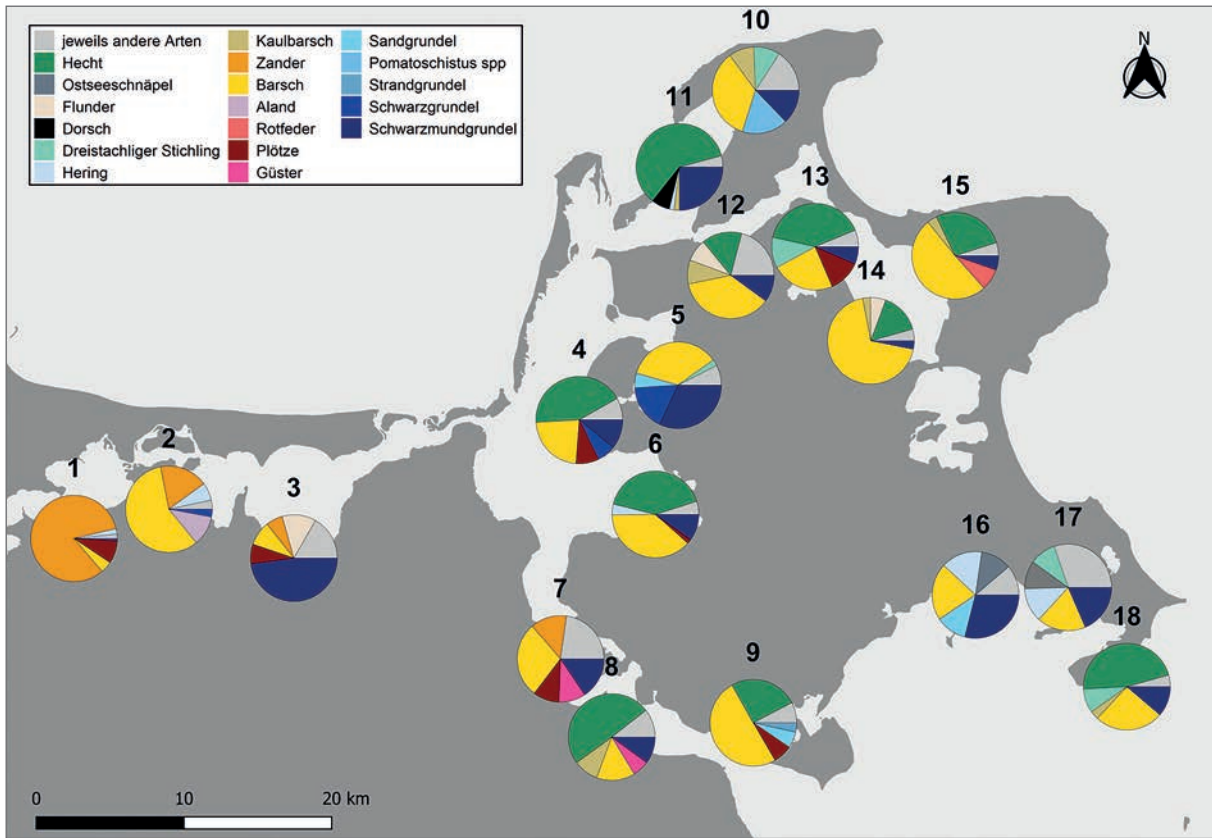


Abbildung 1.21: Fangergebnis aller Fanggeräte pro Gebiet nach Biomasse. Für eine Erklärung der Gebietsnamen siehe Tabelle 1 in Box 1.1. Als jeweils andere Arten sind solche zusammengefasst, die innerhalb eines Gebiets nicht zu den fünf dominanten Arten gehören.

wurden daher die Befischungsdaten (Einheitsfänge basierend auf Individuenzahl und Biomasse) beider Fanggeräte in einem gemeinsamen Abundanzindex nach Gibson-Reinemer et al. (2017) zusammengeführt (Box 1).

Bei detaillierter Betrachtung der 18 Stationen mit dem über beide Fanggeräte integrierten Index bestätigte sich, dass die Fischartengemeinschaften zwischen einzelnen Stationen z. T. stark schwankten (Abbildung 1.20 und Abbildung 1.21). Den zahlenmäßig größten Anteil an der beprobten Fischgemeinschaft machten in vier Probenahmegebieten Schwarzmundgrundeln aus (Abbildung 1.20). In jeweils drei Probenahmegebieten dominierten individuenseitig Sandgrundeln, Dreistachlige Stichlinge und Barsche. Sprotten waren in zwei Gebieten die häufigste Fischart, in jeweils einem waren es Zander, Schwarzgrun-

deln und juvenile *Pomatoschistus*-Grundeln (Strand- und Sandgrundeln, im juvenilen Stadium nicht mit bloßem Auge voneinander zu unterscheiden). In der Hälfte der Probenahmegebiete war jeweils eine Cyprinidenart zahlenmäßig unter den fünf häufigsten Fischarten. Dabei waren Plötzen siebenmal unter den häufigsten fünf Fischarten, Rotfeder und Güster waren es jeweils einmal (Probenahmegebiete 15 und 8). Dreistachlige Stichlinge gehörten in neun Probenahmegebieten zu den häufigsten fünf Fischarten, Neunstachlige Stichlinge in dreien. In jedem der Probenahmegebiete war mindestens eine Grundelart unter den häufigsten fünf Fischarten. Die invasiven Arten Schwarzmundgrundel und Schwarzgrundel waren in sieben Gebieten beide unter den häufigsten fünf Fischarten und nur in einem einzigen Gebiet (9) schaffte es keine der beiden unter die häufigsten fünf

Arten. Meeressgrundeln (*Pomatoschistus spp.*) waren in sieben Gebieten unter den fünf am häufigsten vertretenen Fischarten.

Nach Biomasse machten Raubfische die jeweils größten Anteile der Fischgemeinschaft in den Probenahmegebieten aus (Abbildung 1.21). Hier waren Barsche (die als Jungfische nicht unbedingt fischfressend sind) in acht, Hechte in sechs und Zander in einem der Gebiete dominant. Hechte waren insgesamt zehnmal biomasseseitig unter den dominanten Fischarten, Zander viermal, nämlich in allen drei Gebieten der Darß-Zingster Boddenkette sowie in einem Gebiet im Strelasund. Barsche gehörten lediglich in Gebiet 11 nicht zu den biomasseseitig dominanten Fischarten und waren somit nach der Biomasse eine der Hauptfischarten in den Bodden. Schwarzmundgrundeln machten den höchsten Anteil an der Biomasse in drei Probenahmegebieten aus und waren in weiteren 13 unter den fünf Fischarten mit dem größten Anteil am Fanggewicht. Cypriniden waren in zehn Gebieten mit mindestens einer Art unter den biomasseseitig fünf dominantesten Arten vertreten, davon siebenmal durch Plötzen. Aland und Rotfeder schafften es je einmal in die Top-5. Die Güster war dort zweimal vertreten, einmal davon (Probenahmegebiet 7) gemeinsam mit der Plötze. Zu erwähnen ist, dass aufgrund der verwendeten Methoden (Strandwaden und kleinmaschige Multimaschenstellnetze) vermutlich große Cypriniden wie Bleie und Alande unterrepräsentiert waren. Auch der Fang einzelner, verglichen mit dem Gewicht der Kleinfischarten schwerer Individuen (wie z. B. Hecht), kann einen großen Ausschlag der Biomasseanteile bedeuten. Die Daten stellen daher eine Momentaufnahme dar und sollten weiter abgesichert werden.

Diverse Umweltvariablen erklärten zusammen nur einen relativ geringen Anteil (22,3 %) der Variation in der Artenzusammensetzung zwischen den Probestellen. Die Artengemeinschaften in den Bodden werden vielmehr von einer Vielzahl von in komplexer Weise zusammenspielenden Faktoren bestimmt. Mit den zur Verfügung stehenden Daten

ist es nicht möglich, genau zu sagen, welcher Umweltfaktor die Fischartenzusammensetzungen maßgeblich beeinflusst. Nach einem statistischen Auswahlverfahren (Blanchet et al. 2008) trugen nur der Gesamtphosphorgehalt ( $F = 1,88$ ,  $p = 0,019$ ) und der Stickstoffgehalt ( $F = 2,43$ ,  $p = 0,002$ ) signifikant zu den Unterschieden in den Artenzusammensetzungen bei. Regressionsbaum-Analysen zeigten, dass je nach Art unterschiedliche Umwelteinflüsse die Abundanzunterschiede zwischen den Probenahmestellen an den Bodden am besten erklärten. Beispielsweise konnte bei Hecht, Barsch und Plötze ein positiver Zusammenhang zwischen dem Gesamtphosphorgehalt und der Abundanz festgestellt werden, wobei die Häufigkeit ab einem Wert von etwa 45 mg/l sprunghaft anstieg. Zu bemerken ist, dass polytrophe Probenahmestellen (z. B. im Saaler Bodden) nicht beprobt wurden. Hier dürften die Wirkungen der Trophie negativ auf die Hechte wirken (Kapitel 5.2). Für die meisten Arten, mit Ausnahme von Hering und Strandgrundel, gab es einen positiven Zusammenhang zwischen der Temperatur im Probenahmegebiet und dem Einheitsfang. So war beispielsweise bei Kaulbarsch, Barsch oder Plötze die Abundanz ab einer Temperatur von etwa 12°C höher als bei kühleren Wassertemperaturen (Abbildung 1.22). Dieser Effekt könnte auch durch Fängigkeitseffekte erklärt werden. Der Salzgehalt hatte insgesamt einen sehr geringen Erklärungswert, allerdings wurden keine oligohalinen Bodden wie Saaler Bodden, Peenestrom oder Kleiner Jasmunder Bodden beprobt. Hier dürften vor allem die Anteile der Cypriniden sprunghaft ansteigen.

In Bezug auf saisonale Schwankungen der Fischartengemeinschaft wurden drei Probenahmegebiete (Grabow, Gewässer bei Ummanz und Neusiener und Selliner See im Greifswalder Bodden) im Detail untersucht (vgl. auch Kapitel 5). Bei dieser Untersuchung wurden 31 Arten gefangen. Den größten Teil der Fänge machten Ukeleien (35 %) aus, gefolgt von Plötzen (28 %) und Barschen (11 %). Neben weiteren individuell zahlreichen Arten, wie dem Dreistachligen Stichling (8 %) und Güster (4 %), wurden auch bisher



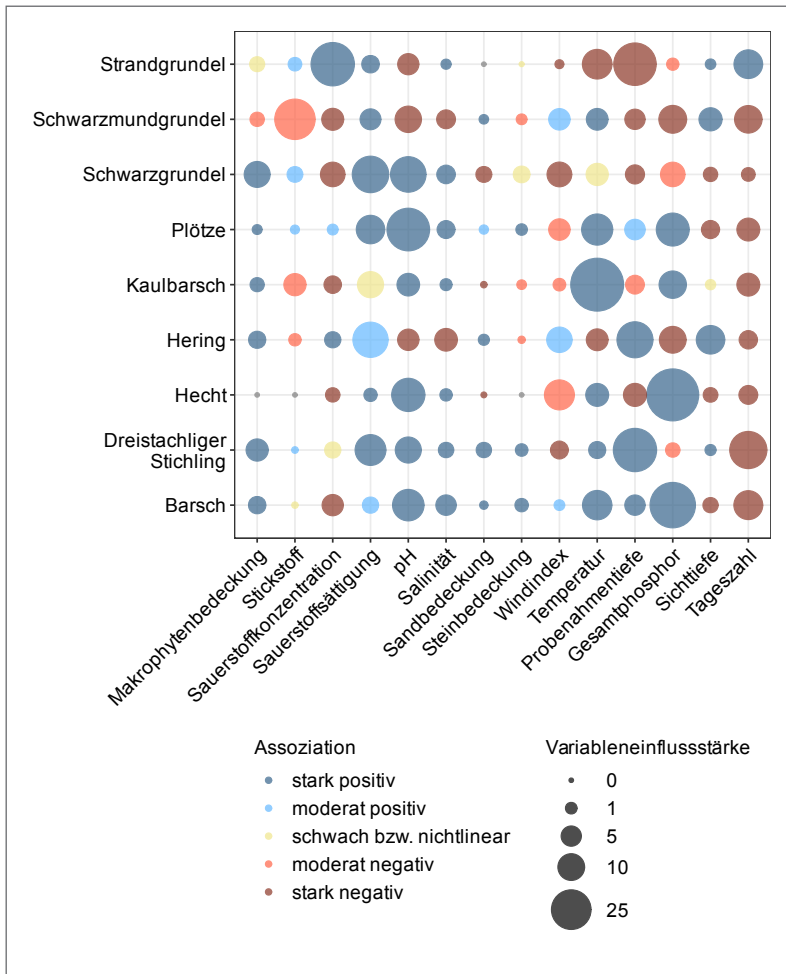


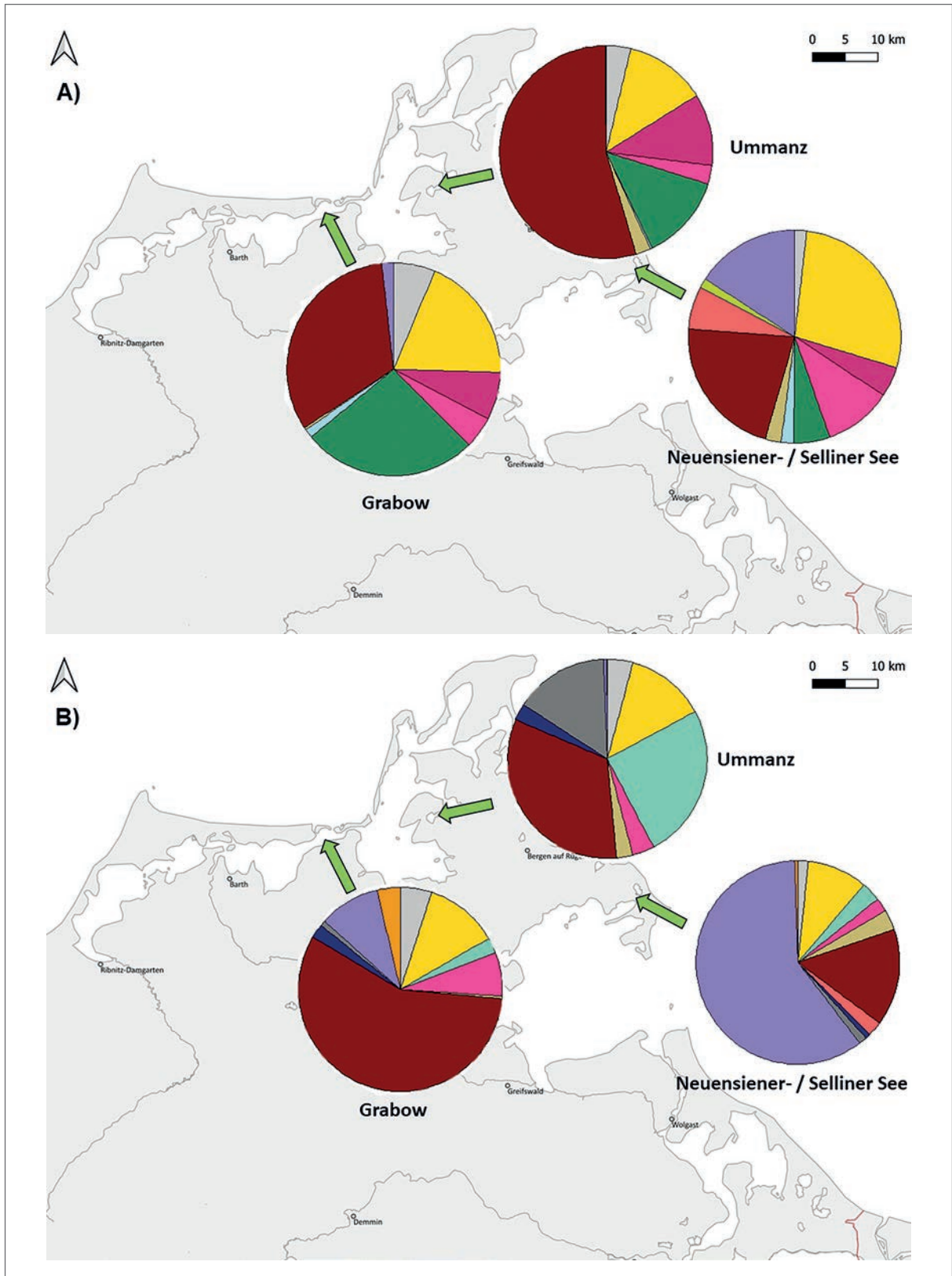
Abbildung 1.22: Einflussstärke sowie -richtung von Umweltvariablen auf artspezifische Einheitsfänge über 18 im Herbst 2022 befischte Probestellen. Der Einfluss der Umweltvariablen wurde mit Hilfe von Regressionsbaumanalysen quantifiziert.

in den Bodden nicht dokumentierte Arten gefangen. So wurden drei Individuen der Europäischen Sardelle (*Engraulis encrasicolus*) in der Grabow sowie in Ummanz gefangen. Zudem wurde ein Giebel (*Carassius gibelio*) im Selliner See gefangen.

Die drei beprobten Gebiete unterschieden sich im Untersuchungszeitraum in ihrer Artenzusammensetzung. Während die Gebiete Ummanz und Grabow hinsichtlich ihrer Biomasse von Plötzen dominiert wurden (Abbildung 1.23 A), nahm im Selliner und Neuensierer See der Barsch den größten Anteil der Fischartengemeinschaft ein (Abbildung 1.23 A). Ein anderes Bild ergab sich bei Betrachtung der Unterschiede in den Abundanzen der verschiedenen Arten (Abbildung 1.23 B). Während die Gebiete Ummanz und Grabow weiterhin von Plötzen dominiert wurden, waren die zwei Seen am Greifswalder Bodden

deutlich von Ukelei dominiert (Abbildung 1.23 B). Der Biomasseanteil der Hechte nahm von Grabow über Ummanz bis zum Neuensierer und Selliner See ab (Abbildung 1.23 A). Der Individuenanteil der Hechte war überall sehr gering (< 1 %).

Die Jahreszeit trug wesentlich zu einer sehr dynamischen Änderung der Fischartenzusammensetzung in den drei Gebieten bei (Abbildung 1.23 C und D). Machten in allen Gebieten im Frühling noch Plötzen den größten Anteil in Biomasse und Stückzahl der Fischartengemeinschaft aus, so wurde im Sommer im Neuensierer und Selliner See die Fischartengemeinschaft von Ukelei dominiert (Abbildung 1.23 C und D). Während in Ummanz im Sommer weiterhin Plötzen den größten Anteil in Fischbiomasse und -anzahl ausmachten, dominierte im Sommer im Grabow-Gebiet der Barsch nach Biomasse und die



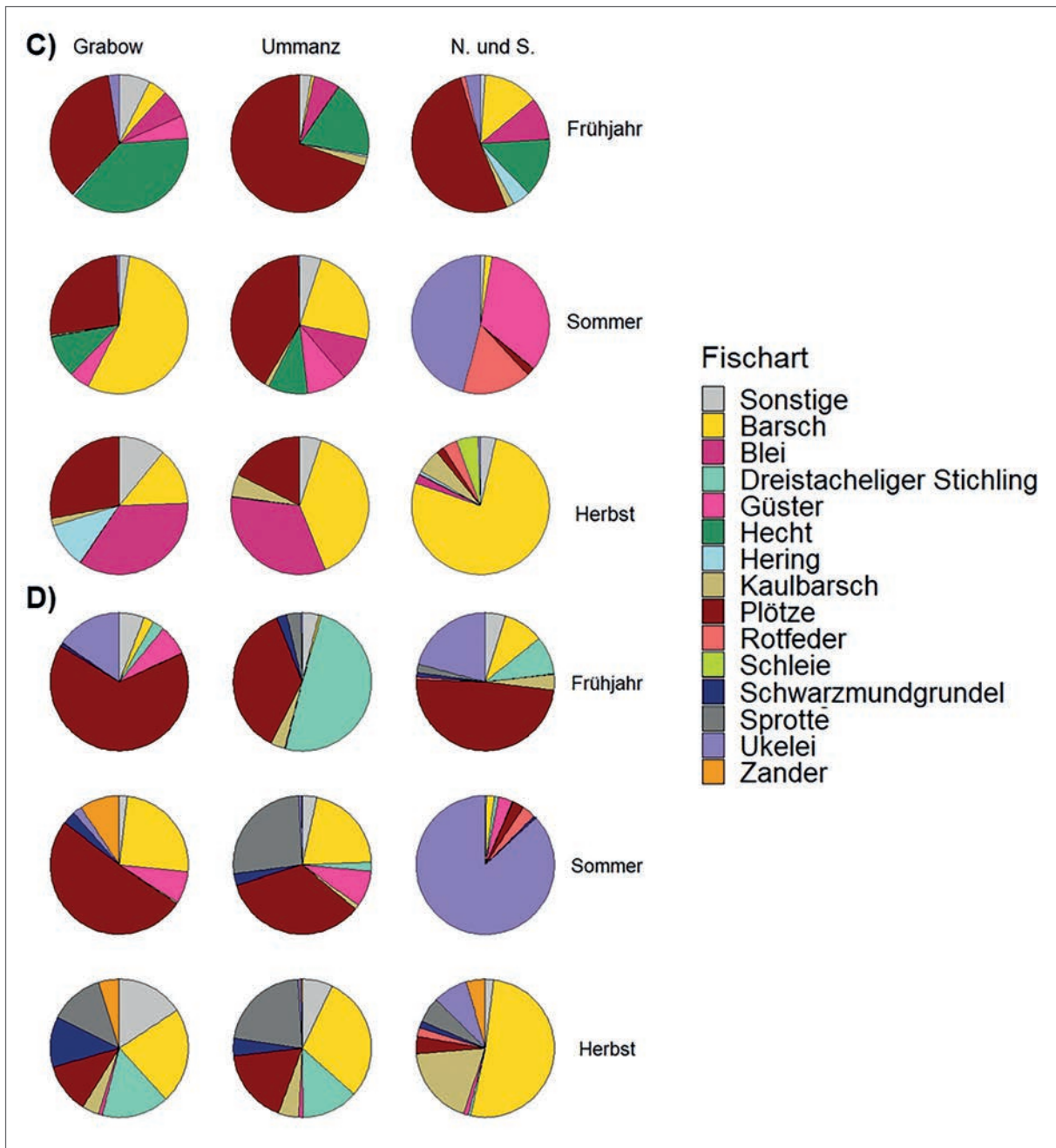


Abbildung 1.23: Fischartenzusammensetzung von 31 Fischarten (21 Arten, die weniger als 1 % zum Gesamtfang beitragen wurden als „Sonstige“ kategorisiert) in drei Boddengebieten hinsichtlich der Biomasseanteile (A) und der Abundanzanteile (B) an dem Gesamtfang in den Gebieten. Zusätzlich sind die Biomasseanteile (C) und Abundanzanteile (D) der einzelnen Fischarten in den verschiedenen Gebieten in drei verschiedenen Jahreszeiten (N. und S. = Neuensiener- / Selliner See) dargestellt.

Plötze nach Anzahl (Abbildung 1.23 C und D). Aufgrund des Probenahmezeitpunkts wurde mit hoher Wahrscheinlichkeit der Heringspeak nicht miterfasst. Während der Herbstbefischung sank die Biomasse von Ukelei im Neuensieder und Selliner See drastisch, und es wurden hauptsächlich Barsche in den Netzen gefangen (Abbildung 1.23 C und D). Im Gebiet Ummanz wurden während der Herbstbefischung hauptsächlich Barsche gefangen (Fischbiomasse und Abundanz), wobei Bleie den zweitgrößten Anteil der Biomasse ausmachten (Abbildung 1.23 C und D). Im Teilgebiet Grabow bestand der größte Teil der Fischbiomasse in den Netzen aus Bleien (Abbildung 1.23 C und D). Barsche bildeten den größten Anteil der Fischabundanz im Herbst in diesem Gebiet, wobei die anderen Fischarten eine relativ homogene Verteilung der Abundanzanteile aufwiesen (Abbildung 1.23 C und D).

Von den Umweltvariablen trugen nach einem statistischen Auswahlverfahren die Wassertemperatur (8 % erklärte Varianz,  $p < 0,001$ ), Salinität (3 % erklärte Varianz,  $p < 0,001$ ), Trübung (4 % erklärte Varianz,  $p < 0,001$ ), der Schilfanteil (2 % erklärte Varianz,  $p < 0,001$ ) und die Wellenexposition (1 % erklärte Varianz,  $p < 0,001$ ) am stärksten zu den Unterschieden in der Fischbiomasse bei. Dieselben Umweltfaktoren erklärten auch die Unterschiede in der Abundanz der verschiedenen Fischarten (Wassertemperatur: 6 % erklärte Varianz,  $p < 0,001$ ; Salinität: 6 % erklärte Varianz,  $p < 0,001$ ; Trübung: 5 % erklärte Varianz,  $p < 0,001$ ; Wellenexposition: 2 % erklärte Varianz,  $p < 0,001$ ), wobei der Schilfanteil nach dem statistischen Auswahlverfahren nicht als bedeutender Prädiktor für die Fischartenabundanz gewertet wurde. Alle Faktoren leisteten jeweils kleine Beiträge zur Aufklärung der Fischgemeinschaftsunterschiede, d. h. es konnte kein prägender Umweltfaktor isoliert werden.

Die ausgewählten Umweltvariablen erklärten 34 % der Biomassenzusammensetzung der verschiedenen Arten. Die ersten beiden Achsen der RDA erklären zusammen 17 % der Varianz. Das Gebiet ( $F=4,91$ ,  $p<0,001$ ), die Jahreszeit ( $F=5,38$ ,  $p<0,001$ ), Gebietsgröße ( $F=4,5$ ,  $p<0,001$ ), Wassertemperatur ( $F=6,68$ ,

$p<0,001$ ), Salinität ( $F=12,43$ ,  $p<0,001$ ), Pflanzenbedeckung ( $F=7,18$ ,  $p<0,001$ ) und der Schilfanteil ( $F=2,28$ ,  $p<0,05$ ) bestimmten die Biomassenzusammensetzung. Hinsichtlich der Häufigkeitsverteilungen der Fischartengemeinschaft erklärte die RDA 37 % der Varianz. Gebietsgröße wurde nach der Selektion als irrelevanter Faktor für die Fischartenzusammensetzung gewertet. Die beiden ersten Achsen der RDA erklärten etwas mehr als 16 % der Varianz. Das Gebiet ( $F=47,86$ ,  $p<0,001$ ), die Jahreszeit ( $F=5,79$ ,  $p<0,001$ ), Wassertemperatur ( $F=6,12$ ,  $p<0,001$ ), Salinität ( $F=22,26$ ,  $p<0,001$ ), Pflanzenbedeckung ( $F=6,71$ ,  $p<0,001$ ) und der Schilfanteil ( $F=6,69$ ,  $p<0,001$ ) bestimmten die Fischartenzusammensetzung nach den Individuenzahlen.

Die Fischartengemeinschaften in den Bodden sind artenreich und umfassen eine Mischung aus Süßwasser- und marinen Fischarten, von denen einige nur saisonal anzutreffen sind. Die über das ganze Jahr anzutreffenden Fischarten werden überwiegend von Süßwasserarten dominiert. Häufig stellen trotz hohen Artenreichtums nur eine Handvoll Arten den Großteil der Biomasse an einem bestimmten Standort. Je ausgesüßter ein Gebiet, desto höher ist der Anteil der Süßwasserarten und hier vor allem der Cypriniden. Über diese Generalisierungen hinaus sind die lokalen Fischartenzusammensetzungen hochvariabel über die Saison und zwischen Standorten, was mit Laichwanderungen und den Veränderungen der Standortwahl zwischen Fraß-, Laich und Überwinterungslebensräumen zusammenhängt. Verschiedene Faktoren wurden in eigenen Datenerhebungen als bedeutsam für die Zusammensetzung der Fischartengemeinschaft identifiziert. Diese umfassten über den breiten Gradienten von insgesamt 18 Standorten Sauerstoffsättigung, pH-Wert, Temperatur, Tiefe und Phosphorgehalt bzw. Trophie sowie für die saisonal wiederholt beprobten Gebiete Salinität, Temperatur, Trübung, Schilfanteil und Wellenexposition. In keiner der beiden Untersuchungen konnte eine einzelne dominante Umweltvariable identifiziert werden, die die beobachteten Unterschiede maßgeblich erklärt. Daraus lässt sich schließen, dass noch weitere Fak-

toren, die in unseren Untersuchungen nicht erhoben wurden, zur lokalen Zusammensetzung der Fischgemeinschaft beitragen oder die Zusammensetzung vielen zufällig wirkenden Umwelteinflüssen unterliegt. Ein weiterer wichtiger Einflussfaktor auf die Fischgemeinschaft der Bodden ist die Etablierung neuer Arten, die in bestimmte Gebiete eingeschleppt werden, wie Schwarzmundgrundeln. Diese Erkenntnisse basieren auf einer Momentaufnahme im Jahr 2022, die durch weitere Untersuchungen auf der Grundlage eines derzeit fehlenden Langzeitmonitorings abgesichert und vertieft werden sollten.

### 1.3 Hechte im Extremlebensraum Brackwasser

Timo Rittweg, Sören Möller, Elias Ehrlich,  
Jan Droll & Robert Arlinghaus

#### Allgemeines zur Hechtbiologie

Der Hecht (Abbildung 1.24) ist eine räuberisch lebende Süßwasserfischart mit einem großen Verbreitungsgebiet über die gesamte nördliche Hemisphäre (Skog et al. 2014) (Abbildung 1.25). Die Fischart kommt sowohl in Nordamerika als auch in Europa und Russland in nahezu allen Seen und Unterläufen von Fließgewässern vor (Craig 1996). Der Hecht ist eine von nur sieben Arten aus der Familie der Esocidae (Hechtartige) (Froese & Pauly 2022), die mit den Salmoniden (Salmoniformes) verwandt sind. Zwei weitere Arten dieser Familie existieren in Europa, der italienische Hecht (*Esox cisalpinus*, Bianco & Delmastro 2011) und der aquitanische Hecht (*Esox aquitanicus*, Denys et al. 2014), die beide eng mit dem europäischen Hecht verwandt sind.

Der Hecht ist ein schnellwüchsiger, rasch geschlechtsreif werdender Raubfisch. Er kann maximale Längen über 140 cm erreichen und über 25 kg schwer werden. Unter Anglerinnen und Anglern gelten Hechte über 100 cm und 10 kg als kapital, Hechte über 120 cm sind Ausnahmefische und Tiere über 130 cm gelten als Fang des Lebens. Seine

leicht nach vorne gerichteten Augenachsen erlauben dem Hecht binokulares Sehen. Im Vergleich zu anderen europäischen Süßwasserfischen hat der Hecht einen sehr großen Kopf (25–30 % der Körperlänge), was dem großen, entschnabelförmigen und mit bis zu 700 stetig nachwachsenden Zähnen gespickten Maul zuzuschreiben ist. Der Hecht hat relativ kleine Schuppen, entlang der Seitenlinie sind es zwischen 105 und 148 (Kottelat & Freyhof 2007). Der Hecht ist ein Lauerjäger, dem seine mit den weit nach hinten versetzten Rücken- und Afterflossen und der großen Schwanzflosse zu einem „Paddel“ umgebaute Schwanzpartie auf kurze Strecken Spitzengeschwindigkeiten während der Attacke von bis zu 3,1 m/s (bzw. 11,1 km/h) und Spitzenbeschleunigungen von bis zu 95,9 m/s<sup>2</sup> erlaubt (Harper & Blake 1991). Hechtmännchen werden mit etwa 20 cm, Weibchen mit 35 cm geschlechtsreif (Kapitel 3), d. h. Hechte laichen je nach Wachstumsrate zum ersten Mal im ersten oder zweiten Lebensjahr (Raat 1988). Hechte ernähren sich zunächst zooplanktivor und sind ab 5 cm ganz überwiegend fischfressend (piscivor) und stark kannibalistisch (Raat 1988, Craig 1996, Haugen et al. 2007). Sie laichen im zeitigen Frühjahr,



Abbildung 1.24: Der Hecht (*Esox lucius* Linnaeus, 1758).

© COMMONS.WIKIMEDIA.ORG UNTER CREATIVE COMMONS ATTRIBUTION 2.0



Abbildung 1.25: Verbreitung von Hechten über die gesamte nördliche Hemisphäre. (Daten: wikipedia.de).

gerne auf überfluteten Wiesen und über unterseeischen Wiesen (Krautlaicher = phytophil).

Meistens versammeln sich mehrere Männchen um ein Weibchen, die um die Gunst des Rogners buhlen (Abbildung 1.26). Hechte laichen die gesamten Eier in einem Mal ab und heften sie an höhere Unterwasserpflanzen (Makrophyten) (Abbildung 1.27). Kraut und Unterwasserpflanzen dienen den Hechtlarven anschließend auch als Versteck.

Bis zu einer Körperlänge von etwa 50 cm sind Hechte eng an die Verfügbarkeit von Unterwasserpflanzen und anderen Strukturen gebunden, die als Jagdhabitats und Verstecke (insbesondere auch vor Kannibalen) genutzt werden. Über Kannibalismus, aber auch über den Fraßdruck durch andere Räuber (z. B. Barsche) regulieren sich gerade die Junghechte dichteabhängig auf eine gewässerspezifische Hechtmenge, die in den fischbaren Bestand als Rekruten hineinwachsen (Langangen et al. 2011, Jansen et al. 2013). Die Gesamtbio­masse an Hecht, die ein Gewässer produzieren kann, hängt daher nicht nur von der Nahrungsgrundlage, Temperatur und dem Sauerstoffgehalt, sondern auch entscheidend vom Anteil des Untergrunds ab, der mit Was-

serpflanzen bewachsen ist (Abbildung 1.29). Das gilt insbesondere für Flachseen (Grimm 1981, 1989, Grimm & Klinge 1996). Die Fischart geht daher in Gewässern, die sich stark eintrüben, zurück, da die Laich- und Versteckmöglichkeiten durch die zurückgehenden Wasserpflanzenbestände eingeschränkt



Abbildung 1.26: Laichaggregation mehrerer Hechte. Das größte Exemplar ganz unten ist das Weibchen, das von drei Männchen umschwärmt wird.

© ROB CUSS

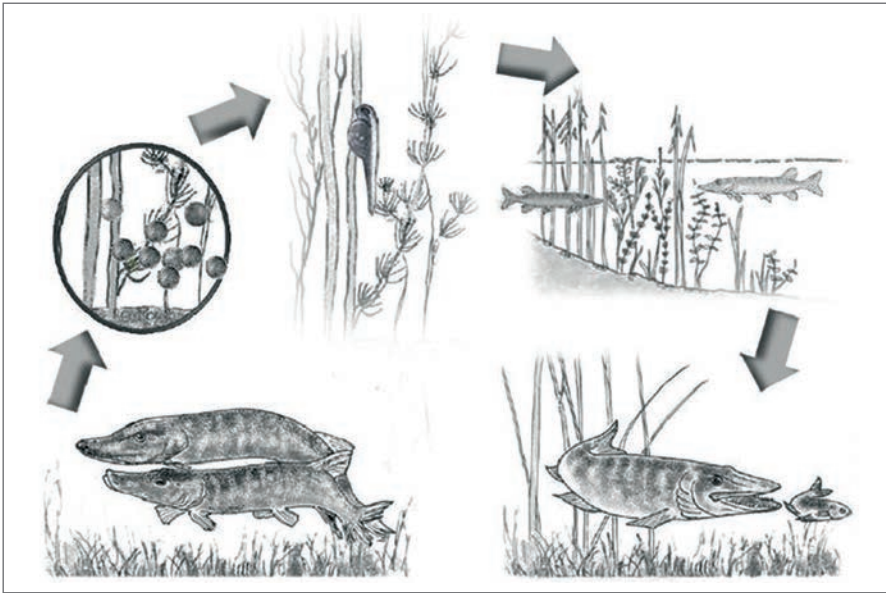


Abbildung 1.27: Lebenszyklus des Hechts, der von Wasserpflanzen geprägt ist. Hechte sind stark kannibalistisch und regulieren sich so und über den Raubdruck anderer Räuber (z. B. Barsche, die Hechtbrütlinge fressen) auf eine gewässerspezifische Hechtmenge (Jacobsen & Engström-Öst, 2018).

© LENE JACOBSEN, MIT FREUNDLICHER GENEHMIGUNG VON CHRISTIAN SKOV

werden (Skov & Nilsson 2018). Diese Verhältnisse sind von Winkler & Debus (2006) und Winkler (2002) auch für die stark eutrophierten Bodden der westlichen Darß-Zingster Boddenkette beschrieben worden. Besonders große Hechtmengen sind in Gewässern mittleren Nährstoffgehalts (mesotroph) und mit relativ klaren Bedingungen zu erwarten, in denen die Uferpartien mit Makrophyten bewachsen sind (Pierce & Tomcko 2005). In tieferen Gewässern entwickeln Hechte auch pelagische Jagdstrategien (Kobler et al. 2009), gerade die größeren Tiere, die sich einen Aufenthalt außerhalb sicherer Verstecke leisten können.

Das Hechtwachstum hängt eng mit der Wassertemperatur und der zur Verfügung stehenden Nahrungsmenge zusammen (Raaf 1988, Pagel et al. 2015). Grundsätzlich ist der Hecht im Vergleich zu anderen Fischarten schnellwüchsig und relativ langlebig (Maximalalter ca. 20 Jahre, Raaf 1988). Rogner werden deutlich länger als Milchner (Raaf 1988). Die Wachstumsrate von Hechten ist dichteabhängig und geht bei hoher Hechtmenge aufgrund von Nahrungsmangel (Margenau et al. 1998) und sozialem Stress zurück (Edeline et al. 2010) (Abbildung 1.30).

Eine gewisse Ausdünnung der Bestände ist daher angeraten, um das Wachstum anzukurbeln (Ahrens et al. 2020). Die Wachstumsrate der Boddenhechte ist im Vergleich zu vielen anderen Hechtpopulationen

hoch (Abbildung 1.31). Im Durchschnitt werden Boddenhechte etwas länger als Hechte im Binnenbereich, aber es gibt auch vielfältige Beispiele für Seen und Flussabschnitte mit sehr großwüchsigen Hechtbeständen im Binnenland. Wachstum und damit verbunden die Größe eines Hechts ist für das Überleben und die Reproduktion von entscheidender Bedeutung, da der Kannibalismus und auch die Gefahr des Gefressenwerdens durch andere Räuber mit der Länge eines Hechts zurückgehen und gleichzeitig mit der Länge gerade bei den Rognern die Fruchtbarkeit (Eizahl) deutlich ansteigt (Haugen et al. 2007). Auch werden längere Männchen von Rognern bei der Partnerwahl bevorzugt (Pagel 2009). Typische Eizahlen eines Rogners von 70 cm Länge sind 80.000–85.000, während ein 100 cm-Fisch zwischen 200.000 und 250.000 Eier produziert.

### Lokalanpassung an das Laichen im Brackwasser

Der Hecht ist im begrenzten Bereich zur Osmoregulation unter brackigen Bedingungen bis ca. 15 PSU fähig. Beobachtungen aus Dänemark zeigen bei etwa 18 PSU Massensterben (Dahl 1961). Solch hohe Salzgehalte werden in den Bodden nicht erreicht (Abbildung 1.32), weswegen aus der Region vergleichbare Aussterbeereignisse nicht bekannt sind. In oligo- bis mesohalinen Randbereichen der



Abbildung 1.28: Als Krautlaicher laichen Hechte gerne im Schilf.

© OLOF ENGSTEDT

Ostsee und im Kaspischen Meer ist der Hecht ansonsten weitverbreitet. Um das Brackwasser zu besiedeln, sind zwei wesentliche Herausforderungen zu meistern: 1) das eigentliche Überleben im Brackwasser und 2) die Reproduktion unter brackigen Bedingungen entweder im Brackwasser oder in ausgesüßten Randbereichen der Küste oder in Zuflüssen. Das Überleben verlangt von Süßwasserfischen „lediglich“ eine physiologische Anpassung als juvenil oder Adultfisch an den höheren osmotischen Druck im Brackwasser. Alternativ sind evolutionäre Anpassungen zum Vollziehen des gesamten Lebenszyklus unter schwach salzhaltigen Bedingungen notwendig, was die Eier und Larven einschließt. Dann muss die Population einer ansonsten an das Süßwasser angepassten Art eine evolutionsbiologische (d. h. genetische) Anpassung von Befruchtung und erfolgreichem Aufkommen der Larven an salzhaltige Bedingungen durchlaufen. Für beides gibt es bei Ostseehechten und auch bei Boddenhechten Belege (Möller et al. 2019, Sunde et al. 2022).

Aus mehreren Lagunen der Ostsee (z. B. Stege Nor in Dänemark oder Bodden um Rügen) sind Hechtpopulationen bekannt, die sich natürlich reproduzieren und in Gebieten vorkommen, in denen

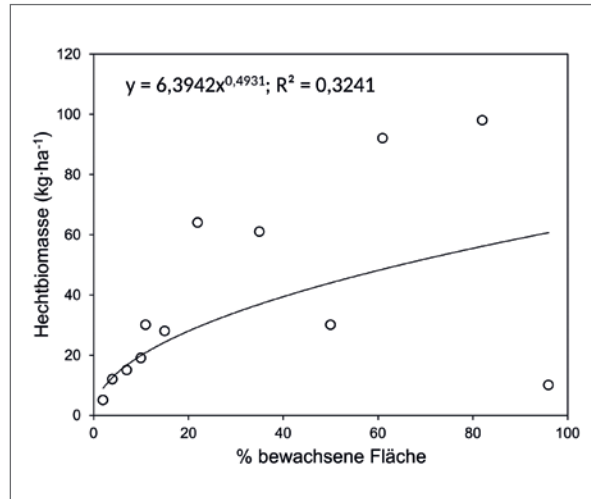


Abbildung 1.29: Zusammenhang zwischen dem Grad der bewachsenen Fläche und der Hechtbiomasse (in kg pro Hektar) nach niederländischen Flachseestudien (Datenquelle: Grimm 1989, aus Arlinghaus et al. 2016a).

die Salinität im Jahresdurchschnitt an 10 PSU heranreicht (Jørgensen et al. 2010, Jacobsen & Engström-Öst 2018, Möller et al. 2019). Höhere Salzgehalte bis 18 PSU stellen hingegen einen erheblichen Stressfaktor für den Hecht dar und werden nicht toleriert (Lindroth 1946, Dahl 1961). Der Salzgehalt ist daher ein Schlüsselfaktor, der die Besiedelung der offenen Ostsee außerhalb der brackigen Lagunen in der westlichen und südlichen Ostsee begrenzt (Jacobsen et al. 2007a, Kuznetsov et al. 2016, Greszkiewicz et al. 2022). Die Salzgehalte in der nördlichen Ostsee sind ganzjährig so gering, dass der Hecht theoretisch die gesamte nördliche Ostsee durchschwimmen könnte. Die Vorkommen sind aber meistens auf die unmittelbaren Randbereiche der Küste beschränkt, da der Hecht hier die typischen Uferlebensräume mit Unterwasserpflanzen und Schilf findet. Hechte sind aber durchaus auch in Einzelexemplaren in der offenen Ostsee bis zu den genannten Salzgehaltsgrenzen anzutreffen und werden auch vor Rügen in Einzelexemplaren von Berufsfischer:innen und Angler:innen gefangen.

Es gibt zahlreiche Belege dafür, dass die natürliche Selektion dem Hecht eine reproduktive Anpassung an brackige Bedingungen ermöglicht hat. Er-



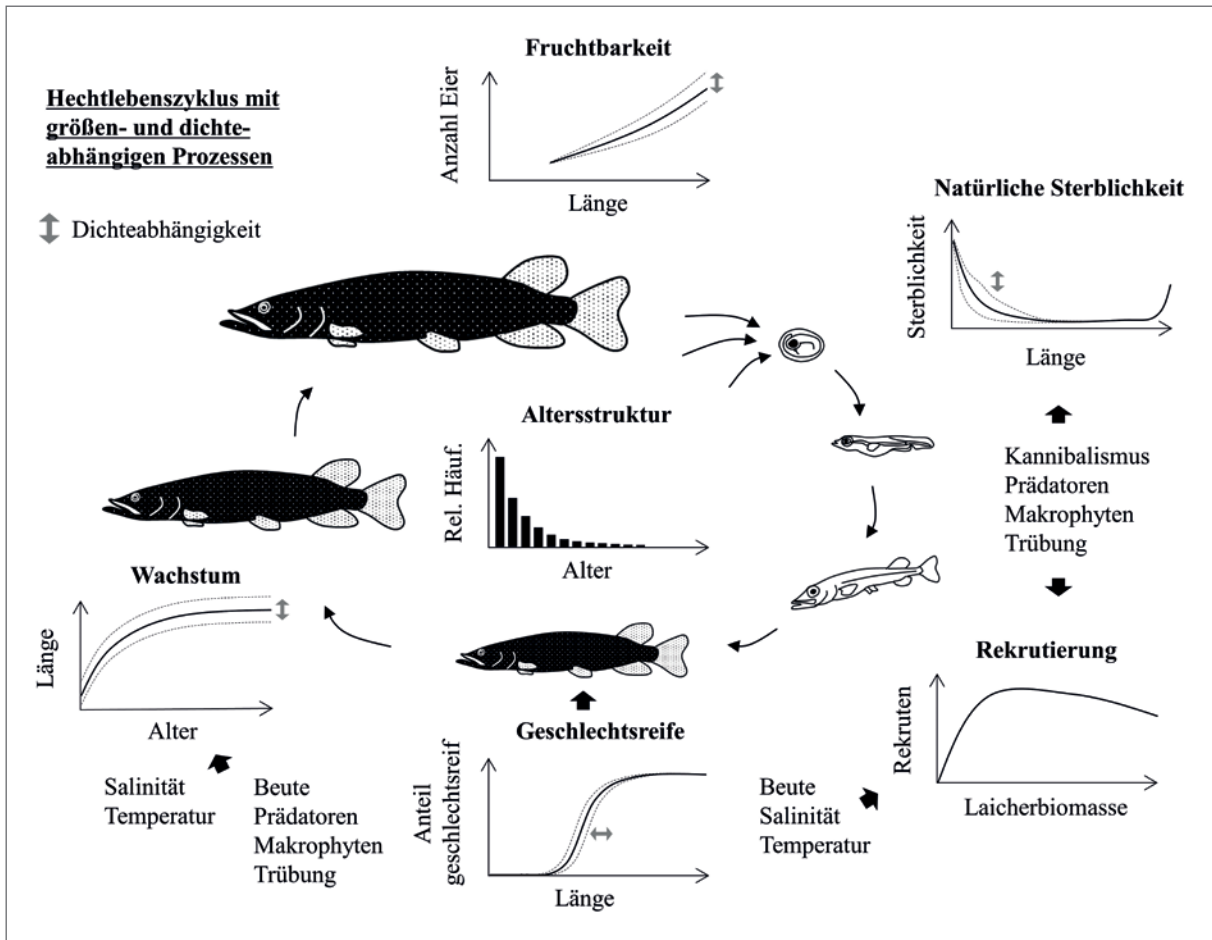


Abbildung 1.30: Abhängigkeit der Hechtdichte von der Altersstruktur.

brütungsversuche zeigen, dass sich an Brackwasser angepasste Bestände bis zu einem Salzgehalt von 8–10 PSU erfolgreich reproduzieren, wobei die maximale Toleranz offenbar von der Anpassung an die lokalen Salzgehalte abhängt (Jørgensen et al. 2010, Sunde et al. 2018a, Möller 2020). Der Salzgehalt des Umgebungswassers hat bei Süßwasserfischen grundsätzlich eine limitierende Wirkung auf die Befruchtung, Eientwicklung, Schlupf- und Larvalphase (Lindroth 1946). Die natürliche Selektion kann die tolerablen Schwellen verschieben. An Hechten der schwedischen Ostseeküste wurde in Laborversuchen ein erfolgreicher Schlupf bis maximal 6,9 PSU bzw. 9 PSU nachgewiesen, wobei die Salinität im Untersuchungsgebiet 6–7 PSU betrug (Westin & Limburg 2002). Versuche mit Hechten aus der dänischen Ostsee, wo die lokalen Salzgehalte an 10 PSU

und mehr heranreichen, ergaben hingegen Schlupferfolge und eine erfolgreiche Larvalentwicklung bis maximal 8,5 PSU (Jørgensen et al. 2010). In einer schwedischen Studie wurde nachgewiesen, dass der Einfluss der Salinität auf den Reproduktionserfolg zwischen benachbarten Populationen variiert, die trotz geografischer Nähe zueinander in unterschiedlichem Ausmaß an den lokalen Salzgehalt angepasst sind (Sunde et al. 2018a). Für die Region um Rügen lagen bisher keine aussagekräftigen Daten zu einer Lokalanpassung hinsichtlich des erfolgreichen Laichens unter Brackwasserbedingungen vor. Deswegen wurden Erbrütungsversuche mit einer Brackwasserpopulation im Vergleich zu einer von den Bodden vollkommen getrennten Süßwasserpopulation bei unterschiedlichen Salinitäten durchgeführt (Box 1.2).

## Die Bodden – ein produktiver Extremlebensraum

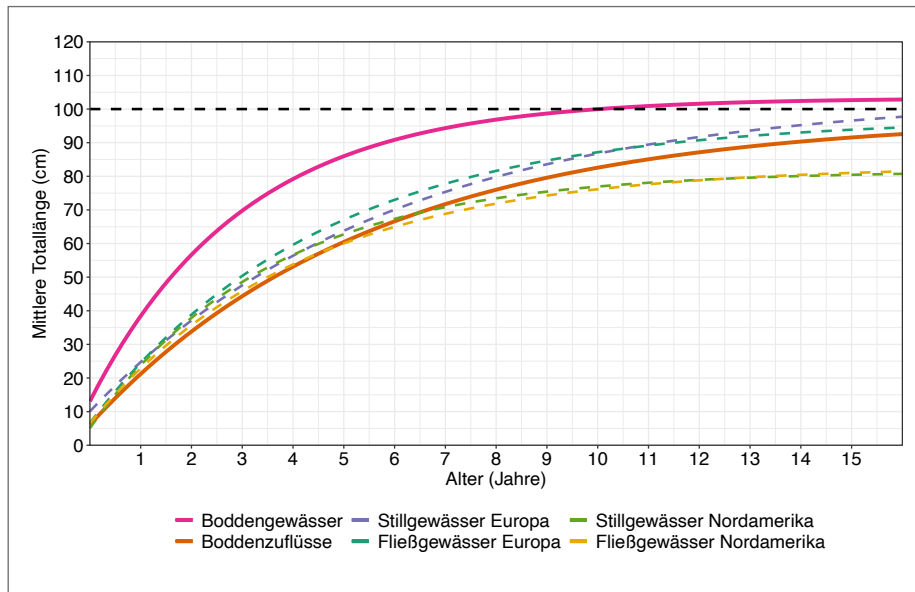


Abbildung 1.31: Wachstum von Brackwasserhechten (Rogner aus den Bodden) im Vergleich mit Rognern aus dem Süßwasser (Zuflüsse der Bodden) und anderen Hechtpopulationen in Europa und Nordamerika (aus Rypel 2012).

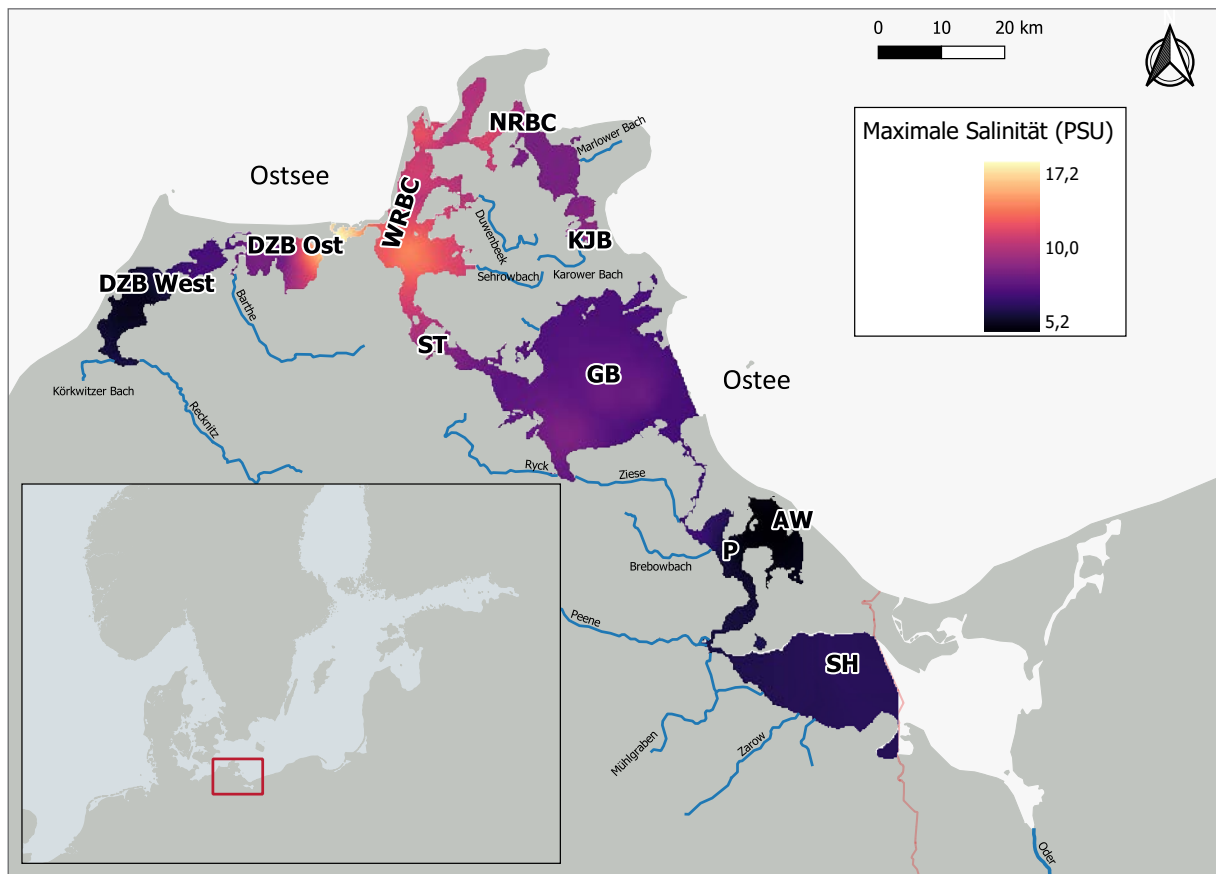


Abbildung 1.32: Maximale Salinitäten der Boddensysteme, gemittelt über die Jahre 2005–2022 (Datenquelle: LUNG MV).

## Box 1.2 Methode der Erbrütungsversuche

Sowohl Süßwasserhechte (im Folgenden SW, Herkunft Drewitzer See nahe Malchow, Plauer See) sowie Brackwasserhechte (im Folgenden BW, Herkunft Ummanz bei Rügen) wurden von Berufsfischern per Reuse gefangen und zwischengehältert. Die Hechte wurden abgestreift. Sowohl Eier als auch Spermata wurden in sterilen Behältnissen aufbewahrt. Geschlechtsprodukte wurden an beiden Standorten von jeweils fünf Männchen und Weibchen entnommen. Die weitere Verarbeitung der Geschlechtsprodukte fand im Aquarienraum der Allgemeinen und Speziellen Zoologie an der Universität Rostock statt und begann einheitlich vier Stunden nach Abstreifen der Fische.

Zunächst wurden für BW- und SW-Tiere separat von jedem der fünf Weibchen 200 ml Eier entnommen und in einem großen Gefäß durchgemischt, um einen individuellen maternalen Effekt zu kontrollieren. Anschließend wurden je 20 ml Eier (entspricht ca. 400 Eiern) in ein kleines Becherglas überführt, je ein Tropfen Spermata von jedem der fünf Männchen an den Becherglasrand pipettiert und dann mit dem Wasser der jeweiligen Salinitätsansätze über die Eier gegossen und

vorsichtig verrührt. Anschließend wurden die Eier in 1,5 l-Aquarien überführt, nicht direkt auf den Gefäßboden, sondern auf eine Gaze mit 2 mm Durchmesser. Jedes 1,5 l-Aquarium wurde belüftet. Die Salinitätsansätze bemaßen 0, 2,5, 5, 7,5 und 10 PSU. Aquariensalz wurde mit Osmosewasser vermischt, bis der jeweilige Salzgehalt erreicht war. Über den Zeitraum der Versuche wurde bei Bedarf Wasser in die Aquarien nachgefüllt. Alle Untersuchungen fanden bei einer gleichbleibenden, regulierten Wassertemperatur von 10°C statt. Außerdem wurden regelmäßig der pH-Wert sowie die Sauerstoffsättigung bestimmt, um potenzielle Auswirkungen auf den Erbrütungsversuch zu dokumentieren. In jedem Salinitätsansatz gab es vier Replikate.

Jedes der insgesamt 40 Aquarien wurde täglich per Binokular untersucht und nicht befruchtete bzw. abgestorbene Eier entfernt. Aus den Daten wurden Befruchtungs-, Schlupf- sowie Reproduktionserfolg (Dottersackstadium beendet, eigenständige Nahrungsaufnahme) bestimmt. Abbildung 1 in Box 1.2 zeigt unterschiedliche Entwicklungsstadien des Hechtes während des Experiments.

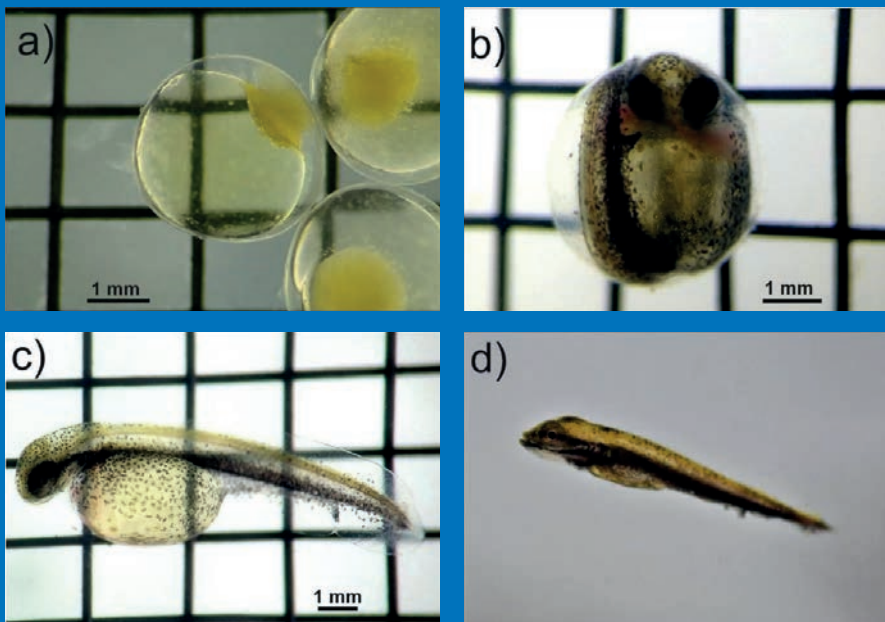


Abbildung 1 in Box 1.2: Unterschiedliche Entwicklungsstadien des Hechtes: a) befruchtete Eier; b) Embryo kurz vor dem Schlupf; c) Dottersacklarve; d) freischwimmende Larve, die bereits eigenständig Nahrung aufnimmt (Plankton).

Die Erbrütungsexperimente mit einer von den Bodden getrennten Süßwasser- und einer Brackwasserpopulation belegten den limitierenden Einfluss steigender Salzgehalte auf die Befruchtungsrate des Hechts sowohl der SW- als auch der BW-Population (Abbildung 1.33). Bei 0 sowie 2,5 PSU war die Befruchtungsrate beider Populationen identisch und maximal bei nahe 100 %. Bei 5 PSU betrug der Befruchtungserfolg bei der BW-Population immer noch über 90 %, während bei der SW-Population bereits ein Abfall auf nur noch ca. 70 % erfolgte. Selbst bei 7,5 PSU war bei der BW-Population noch eine erfolgreiche Befruchtung von annähernd 80 % der Eier zu verzeichnen, während bei den Süßwassertieren kaum noch ein Ei erfolgreich befruchtet wurde. Bei 10 PSU, einem Salzgehalt, der in den Rügener Bodden selten auftritt, erreichen die Eier der brackwasserangepassten Tiere immer noch einen Befruchtungserfolg von immerhin ca. 30 %. Diese Ergebnisse stehen im Widerspruch zur Studie von Jørgensen et al. (2010) aus Dänemark, die keinen sinkenden Befruchtungserfolg bei steigenden Salzgehalten beobachten konnten. Dies liegt wahrscheinlich daran, dass die Autor:innen bereits ein Anschwellen der Eier als erfolgreiche Befruchtung ansahen. In der vorliegenden Studie mit Rügener Boddenhechten wurde das Erreichen des Kuppelstadiums als eindeutiger Beleg für eine erfolgreiche Befruchtung erachtet, wie dies schon Lindroth (1946) beschrieben hatte. Lindroth (1946) dokumen-

tierte bei Hechten, die sowohl an Süßwasser als auch an Brackwasser angepasst waren, dass die Spermienmobilität mit zunehmendem Salzgehalt abnimmt. Bei 10 PSU konnten nur noch schwache Schwimmbewegungen der Spermien beobachtet werden. Dies könnte den Trend abnehmender Befruchtungsraten mit zunehmendem Salzgehalt in den vorgelegten Experimenten aus Rügen erklären.

Auch die optimale Schlupfrate lag sowohl bei Brackwasser- als auch bei Süßwasserhechten bei 0 PSU, d. h. Süßwasserbedingungen (Abbildung 1.34). In den SW-Ansätzen nahm die Schlupfrate ab 2,5 PSU rapide ab, bei 7,5 PSU konnte gar kein erfolgreicher Schlupf mehr beobachtet werden. Auch bei den BW-Ansätzen war zunächst ein Absinken der Schlupfraten zu beobachten, allerdings waren die Werte zwischen 2,5 und 7,5 PSU nahezu gleichbleibend bei immerhin um die 40 %. Sogar bei 10 PSU schlüpften noch im Mittel 20 % der Hechte. Eine erfolgreiche Reproduktion der Brackwasserpopulation von Ummanz ist selbst bei diesem hohen Salzgehalt möglich.

Die Überlebensraten des Dottersackstadiums bis zum schwimm- und fressfähigen Junghecht waren nahezu identisch mit den Befruchtungs- und Schlupfraten, mit einer entscheidenden Ausnahme (Abbildung 1.35): Obwohl die Schlupfrate der Brackwasserhechte im Süßwasser (0 PSU) bei ca. 70 % lag, starb unter diesen Bedingungen ein Großteil der Dottersacklarven nach dem Schlupf; lediglich knapp

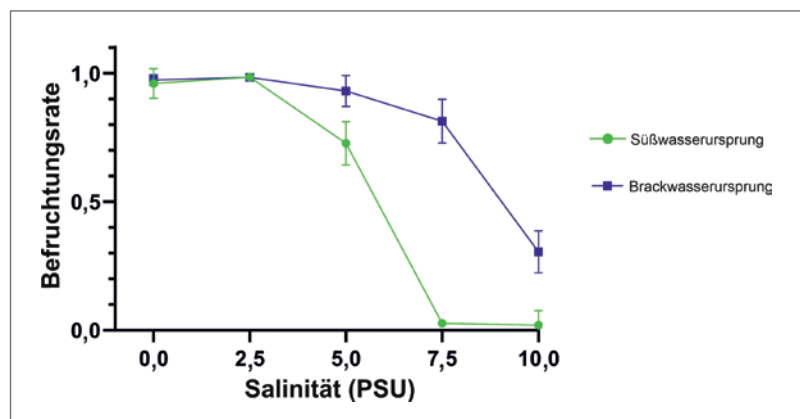


Abbildung 1.33. Befruchtungserfolg von Süßwasserhechten (grüne Linie) und Boddenhechten (blaue Linie) bei unterschiedlichen Salzgehalten.

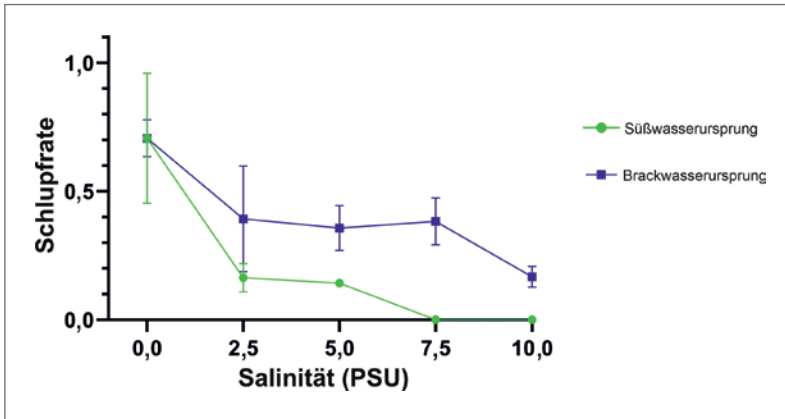


Abbildung 1.34: Schlupfraten von Süßwasserhechten (grüne Linie) und Boddenhechten (blaue Linie) bei unterschiedlichen Salzgehalten.

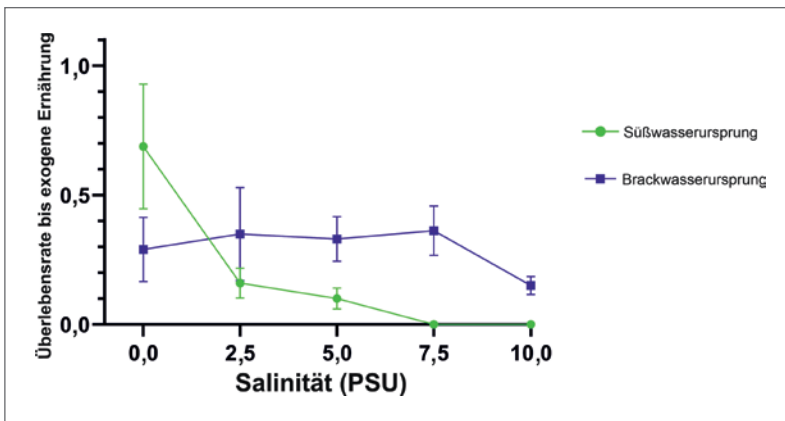


Abbildung 1.35: Überlebensraten der Larven bis zum freischwimmenden, fressfähigen Stadium von Süßwasserhechten (grüne Linie) und Boddenhechten (blaue Linie) bei unterschiedlichen Salzgehalten.

30 % der Tiere überlebten das erste Larvalstadium (Abbildung 1.35). Bemerkenswert ist auch, dass die Überlebensrate der Larven der Brackwasserhechte bis zu 10 PSU nahezu identisch war, während die Fitness der Larven der Süßwasserhechte unter Süßwasserbedingungen am höchsten war und danach rapide einbrach. Das ist ein eindeutiger Beleg für Lokalanpassung, da die Fitness der jeweiligen Population in ihrem jeweiligen Habitat (BW vs. SW) am höchsten ausfiel. Offenbar ist die genetische und phänotypische Lokalanpassung so weit fortgeschritten, dass die brackwasserangepassten Ummanz-Hechte in der frühen Lebensphase mit Süßwasserhältnissen physiologische Probleme zu haben scheinen. In einer schwedischen Befruchtungsstudie wiesen Eier und Jungfische von zwei (anadromen) Hechtpopulationen ebenfalls eine unterschiedliche Salinitätstoleranz auf, je nach Auftreten oder Nichtauftreten von regelmäßigen Brackwassereinbrüchen in ihr Laichhabitat

(Sunde et al. 2018a). Insgesamt zeigt das hier durchgeführte Laborexperiment, dass bei den in den Rügener Bodden vorliegenden Salzgehalten eine Hechtreproduktion möglich ist und dass die Hechte eine evolutionäre Anpassung an das erfolgreiche Laichen im Brackwasser vollzogen haben. Einschränkend ist zu sagen, dass das Experiment mit nur zwei Populationen durchgeführt wurde und Populationseffekte somit nicht auszuschließen sind. Wie in Kapitel 3.5 beschrieben, ist das Brackwasserlaichen aber auch in anderen Gebieten der Bodden weit verbreitet, sodass sich genetisch an Brackwasser angepasste Hechte zu hohen Anteilen innerhalb der im Brackwasser fangbaren Tiere finden (Möller et al. 2019, 2021).

### Ökotypen

Um mit der Herausforderung des Ablachens im Brackwasser zurechtzukommen, haben sich Hechtpopulationen entlang der Ostseeküste wiederholt

genetisch in reproduktiv getrennte Teilpopulationen ausdifferenziert (Sunde et al. 2022, Roser et al. 2023). In verschiedenen Studien, inkl. Arbeiten aus dem BODDENHECHT-Projekt (Kapitel 3.7), können vier Fortpflanzungsstrategien beobachtet werden: 1) ein ganzjährig im Brackwasser residenter Ökotyp, der seinen Lebenszyklus vollständig im schwach salzhaltigen Wasser durchlaufen kann, 2) ein anadromer Wanderökotyp, der mit Wandersalmoniden wie Lachsen vergleichbar zusammen mit den residenten Brackwasserhechten außerhalb der Laichzeit im Brackwasser lebt, zum Laichen aber in Flüsse aufsteigt, 3) ein residenter Süßwasserökotyp, der ganzjährig in Zuflüssen lebt und 4) ein Übergangstyp, der ähnlich wie die anadromen Hechte im Brackwasser lebt und frisst, aber zum Laichen in Mündungsbereiche der Flüsse und Bäche oder in Übergangsbereiche mit ausgesüßten Bedingungen schwimmt. Somit überlappen anadrome, Grenzgänger bzw. Übergangstypen und brackwasserresidente Hechte während der Fressphase im Brackwasser als gemischte Bestände. Sie sind jedoch aufgrund ihrer Vorlieben für verschiedene Laichplätze und ihrer spezifischen physiologischen Anpassungen an das Laichen im Süß- bzw. Brackwasser während der Laichzeit voneinander reproduktiv isoliert (Westin & Limburg 2002). Die Existenz anadromer Wanderhechte wurde erstmals in schwedischen Gewässern der Ostsee nachgewiesen (Müller 1986, Engstedt et al. 2010, Westin & Limburg 2002). Die Ergebnisse wurden auch für die stärker ausgesüßten (oligohalinen) Küstenbereiche Estlands (Rohtla et al. 2012) und die salzhaltigeren (mesohalinen) Gebiete Dänemarks (Jacobsen et al. 2017a) und Deutschlands (Möller et al. 2019) beschrieben. Dies bestätigt die Existenz von drei gemeinsam (sympatrisch) koexistierenden Hechtpopulationen über große Küstengebiete der Ostsee, wobei der vierte Übergangstyp eventuell als Besonderheit des anadromen Hechts angesehen werden kann, der ebenfalls geringere Salzgehalte, aber kein Süßwasser benötigt. Wichtig zu bemerken ist, dass das immer wiederkehrende Anschwimmen der gleichen Süßwasserzuflüsse bei den anadromen Fischen (Tib-

lin et al. 2016) zur reproduktiven Isolation und so zur genetischen Ausdifferenzierung zwischen einzelnen anadromen Teilpopulationen führt bzw. führen kann (Nordahl et al. 2019, Sunde et al. 2022, Roser et al. 2023), selbst wenn die Fische geografisch eng benachbarte Zuflüsse als Laichplätze aussuchen. Die genetischen Unterschiede der Teilpopulationen geografisch naher Zuflüsse sind größer als die genetische Differenzierung verschiedener Hechte aus verschiedenen Bodden (Nordahl et al. 2019, Möller et al. 2021, Roser et al. 2023, zu Details Kapitel 3.8).

Die Schätzungen zum relativen Beitrag von anadromen Hechten zur Gesamtpopulation variieren je nach Standort und Studie entlang der Ostsee erheblich. In Estland bestehen die in der Küste nachweisbaren Hechte zu 89 % aus Nachkommen anadromer Hechte bzw. allgemeiner Nachkommen von Hechten, die im Süßwasser geborenen wurden (Rohtla 2015). In der zentralen Ostsee Schwedens betrug der Anteil anadromer Hechte an allen Küstenhechten nur 45 % und in Deutschland an den Bodden nach der einzigen bisher verfügbaren Studie unter 6 % (Möller et al. 2019), was in neuen Studien bestätigt wurde (Kapitel 3). Die Menge an belaidbaren Süßwasserzuflüssen ist in der zentralen und nördlichen Ostsee höher als z. B. rund um Rügen, was ein Grund für den höheren Anteil von anadromen bzw. aus dem Süßwasser rekrutierenden Hechten in Schweden und Estland sein könnte. Ein weiterer Grund könnte aber auch in der Temperatur liegen, da gerade in der nördlichen Ostsee die Zuflüsse im Frühjahr rascher erwärmen dürften als das umgebende Küstenhabitat. Um Rügen hat die Melioration der Küstengebiete in den 1970er-Jahren zu einem großflächigen Verlust der Zugänge zu ausgesüßten Gräben und Zuflüssen geführt (Roser et al. 2023, s. nächstes Unterkapitel 1.4), was die Anpassung der Hechte an das erfolgreiche Laichen im Brackwasser verstärkt haben dürfte (Möller et al. 2021). Aktuelle Arbeiten deuten aber an, dass der Anteil der Süßwasser-assoziierten (aber nicht zwangsläufig anadromen) Tiere am Gesamthechtbestand vor Rügen zwischen 25 und 33 % liegt (Kapitel 3.7) und damit deutlich höher als in früheren

Studien dokumentiert (Möller et al. 2019). Ein Grund für die Unterschätzung des Anteils von Hechten mit Süßwasserbezug könnte methodischer Natur sein (zu Details Kapitel 3.7).

### Weitere Standortfaktoren, die das Aufkommen von Hechten bestimmen

Neben dem Salzgehalt hängt der Fortpflanzungserfolg und die Rekrutierung (Nachwachsen von Junghechten in die fangfähige Größe) von Hechten von verschiedenen weiteren Standortfaktoren ab, wie Temperatur, Beuteverfügbarkeit, Fraßfeinde, Deckungsgrad und Qualität der Makrophyten und die Qualität und Ausdehnung der Schilflebensräume (Craig 1996, Langangen et al. 2011, Skov & Nilsson 2018, Niemi et al. 2023). Zusätzlich wirken an der Küste physische Faktoren wie hydrologischer Stress über Wellenschlag (Lappalainen et al. 2008, Pursiainen et al. 2021) und starke Winde, die an den Bodden z. B. zum Trockenfallen von Uferbereichen beitragen können (Abbildung 1.36). Finnische Feldstudien zeigten, dass geschützte, möglichst salz-

arme Standorte wie Schilfbestände in Buchten mit hohem Schutz vor Wind- und Wellenbewegungen für den Hechnachwuchs an der Ostseeküste von großer Bedeutung sind (Abbildung 1.37) (Pursiainen et al. 2021). In anderen finnischen Studien wurden junge Hechte fast ausschließlich in inneren Schären der Untersuchungsgebiete gefunden, die von Süßwasserzuflüssen beeinflusst waren, während Larven im äußeren Schärenarten mit höheren Salzgehalten und stärkerer Wind- und Wellenexposition fehlten (Lappalainen et al. 2008, Pursiainen et al. 2021). Ähnliche Ergebnisse wurden in Zentralschweden gefunden, wo Hechtlarven und ältere Jungfische in ihrem Lebensraum stark überlappten (Sundblad et al. 2009). Niemi et al. (2023) zeigten kürzlich, dass die Rekrutierung schwedischer Ostseehechte in Buchten mit ausgedehnten Unterwasserpflanzen und einer variablen Uferlinie mit hohen Schilfanteilen besonders hoch war. Hechte an der Küste bevorzugten diesen Studien zufolge vor Wellenschlag geschützte, stark bewachsene Buchten zum Laichen und zur Rekrutierung (Abbildung 1.37).



Abbildung 1.36: Durch Windeinwirkung trockengefallene Bucht im Peenestrom bei Freest. Dieses Phänomen wird auch als Windwatt bezeichnet. Wiederholt wird aus der Praxis berichtet, dass bei solchen Ereignissen Junghechte stranden und verenden.

WIKEMEDIA COMMONS, © ERELL

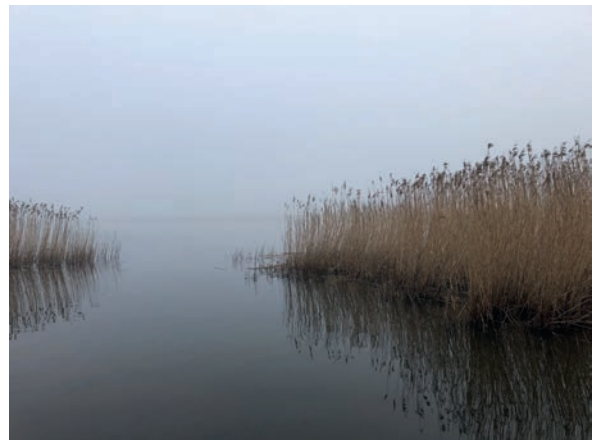


Abbildung 1.37: Wind- und wellengeschützte Bucht im Schaproder Bodden.

© DOMINIQUE NIESSNER

Auch um Rügen gibt es eine ganze Reihe von Ausbuchtungen, die von Hechten gerne zum Laichen angeschwommen werden (Lukyanova 2022). Auch gibt es klare Belege für gerichtete Laichwanderungen in Nebenflüsse und stärker geschützte Brackwasserbuchten (Lukyanova 2022, Roser et al. 2023, Dhellemmes et al. 2023, Kapitel 3, 5). Es gibt gleichsam Anhaltspunkte dafür, dass Hechte z. B. im Greifswalder Bodden in tiefem Wasser von 4–6 m auf Seegraswiesen laichen (Hegemann 1958, Falk 1965a). Einjährige Junghechte wurden auch an wind- und stärker wellenexponierten, schilfbewachsenen Boddenufeln nachgewiesen (Löser 2004). Die Buchten um Rügen sind durch die variablen Wind- und Strömungsverhältnisse von Bodden und Ostsee besonders anfällig für rapide Wasserstandsschwankungen und können dadurch kurzzeitig oder längerfristig trockenfallen, was ein unberechenbares Risiko für Eier und Larven sowie für im Flachwasser aufwachsende Junghechte darstellt (Abbildung 1.36).

Nach dem Schlüpfen müssen Hechtlarven einer Vielzahl von Räubern ausweichen und selbst rasch Plankton und kleine wirbellose Tiere jagen, um schnell heranzuwachsen und so selbst fischfressend zu werden. Eine Reihe von Fischarten ist bekannt dafür, als Laichräuber aufzutreten und Hechteier oder -larven zu dezimieren, wenn die Fische zur Laichzeit der Hechte in den gleichen Gebieten vorkommen. Insbesondere der Dreistachlige Stichling sei hier als möglicher Einflussnehmer auf die Hechtrekutierung in der Ostsee genannt. Studien aus Schweden belegen, dass hohe Stichlingsaufkommen die Hechtrekutierung vor allem in Zuflüssen und überfluteten Feuchtgebieten reduzieren (Nilsson 2006, Nilsson et al. 2004). In den letzten vier Jahrzehnten ist eine stetige Zunahme der Dichte von Dreistachligen Stichlingen in den inneren Küstenzonen der schwedischen Ostsee („Stichlingswelle“) zu beobachten (vgl. Eklöf et al. 2020 und Literatur darin). Die Dreistachligen Stichlinge kommen in Schweden heute in Uferbereichen oder Buchten in sehr hoher Anzahl vor, vermutlich aufgrund des Ver-

lusts von Räubern in der offenen Ostsee oder aufgrund einer Kombination aus Klimaerwärmung und Eutrophierung (Eklöf et al. 2020). Diese Entwicklung hängt negativ mit lokalen Hecht- und Barschdichten zusammen, was darauf hinweist, dass bei einer räumlichen und zeitlichen Überlappung von Hechtlarven und hohen Stichlingsdichten auf oder in der Nähe von Laichplätzen eine negative Rückkopplung auf die Rekrutierung erfolgen kann (Eklöf et al. 2020). Es ist anzunehmen, dass die räumliche und zeitliche Überlappung der Hecht- und Stichlingslaichzeit auch in den Boddenlagunen zum Rückgang der Hechtbestände beigetragen haben könnte, jedoch fehlen bislang aussagekräftige Daten zur Hecht- und Stichlingsabundanz im Frühjahr, um diese Annahme zu untermauern.

Neben der Salinität hat auch die Wassertemperatur erheblichen Einfluss auf die Biologie von Hechten. Obwohl Hechte als eine Fischart mit mittlerer Präferenz für die Wassertemperatur (mesothermal oder kühlwasserliebend) bekannt sind (Casselman 1978), können sie einen breiten Temperaturbereich von 0,1°C (Casselman 1978) bis 29,4°C (letale Temperatur in Gefangenschaft, Casselman 1978) tolerieren. Die optimale Temperatur variiert zwischen den einzelnen Lebensstadien, aber auch zwischen Populationen (Casselman & Lewis 1996). Durch ihren Einfluss auf die Entwicklung von Eiern und Larven, das Wachstum von Jungfischen (Raat 1988, Haugen et al. 2006, Pagel et al. 2015) sowie Aktivität, Habitatwahl und Wachstum der adulten Hechte (Casselman 1978, Haugen et al. 2006, Rypel 2012) können wärmere Wassertemperaturen die Hechtrekutierung (Edeline et al. 2008, Paxton et al. 2009, Langangen et al. 2011) und das Wachstum positiv beeinflussen (Haugen et al. 2007, Vindenes et al. 2014, Edeline et al. 2007). Allerdings können zu warme Temperaturen oberhalb des Optimalbereichs die natürliche Sterblichkeit erhöhen (Haugen et al. 2007, Berggren et al. 2022) und zumindest theoretisch das Wachstum der adulten Hechte hemmen (Vindenes et al. 2014). Längere Hechte sind aufgrund des mit der Länge stark ansteigenden Sauerstoffbedarfs anfäl-



liger für durch (zu) hohe Temperaturen ausgelöste suboptimale Bedingungen wie Sauerstoffarmut. Insbesondere große Hechte suchen bei Temperaturen über 20°C thermale Refugien, d. h. kühleres Wasser in der Nähe der Sprungschicht in tiefen Seen und Talsperren (Pierce et al. 2013, Říha et al. 2021). In der Ostsee wurde nachgewiesen, dass Hechte im Winter durch Sonnenbaden ihre Körpertemperatur aktiv regulieren (Nordahl et al. 2020). Ansteigende Temperaturen haben in Schweden zu einem Anstieg des Wachstums der Junghechte und zu einer erhöhten natürlichen Sterblichkeit geführt (Berggren et al. 2022). Evolutionsbiologische Modelle sagen voraus, dass Temperatursteigerungen die Investitionen in die Reproduktion früh im Leben erhöhen, aber den Zuwachs später im Leben reduzieren – die adulten Hechte sollten also mit zunehmender Erwärmung systematisch in der Länge zurückgehen (Thunell et al. 2023).

Die Auswirkungen der Temperatur auf die Populationsdynamik von Hechten sind komplex und schwer vorherzusagen, da die Temperatur alle Prozesse – Wachstum, Überleben und Rekrutierung – sowie das zeitliche Auftreten von Beute und Hechtlarven beeinflusst. Es gibt weitere schwer vorhersagbare Effekte in Nahrungsnetzen, die von der Temperatur gesteuert werden (Haugen et al. 2007). Obwohl der Hecht als Art keine starke Anfälligkeit für die Auswirkungen der Klimaerwärmung zeigt (Jarić et al. 2019, Nyboer et al. 2021), können extreme thermische Ereignisse oder viele Hitzetage Veränderungen in der lokalen Populationsdynamik verursachen, abhängig davon, wie andere Beute- oder Raubtierarten (z. B. Barsch, Stichling oder das Planktonaufkommen) auf dieselben Ereignisse reagieren (Haugen et al. 2007). Bei anderen Süßwasserraubfischen der gemäßigten Breiten (Gelbbarsch, *Perca flavescens*) wurde nachgewiesen, dass die Erwärmung Störungen in der Geschlechtsreife verursacht und die Laichzeit verzögert wird, anstatt sie zu beschleunigen, was zu einem Ausfall der Rekrutierung unter warmen Frühjahrsbedingungen führen kann (Farmer et al. 2015). Eine Verzögerung des Abläichens beim Hecht könnte die

Überlappung der Hechtlarven mit dem Aufkommen des Stichlings verstärken und die Überlappung des Hechtschlupfs mit dem Zooplanktonaufkommen verschieben (Ohlberger et al. 2014). Ob diese Effekte auch den Hecht in der Ostsee und den Bodden betreffen, ist derzeit unbekannt, aber die Winterzeit ist entscheidend für den Aufbau der Gonaden durch aktive Nahrungsaufnahme (Diana & Mackay 1979), sodass es sehr gut vorstellbar ist, dass ein gestörter Winter/Frühjahr (z. B. stark von Tag zu Tag fluktuierende Temperaturen) die Reproduktionsphysiologie und die Phänologie (d. h. das zeitliche Aufkommen) von Räuber und Beute beeinträchtigen kann. Aufgrund fehlender Langzeitmonitoringdaten der Fischbestände an den Bodden besteht aktuell keine Möglichkeit, diese und andere Klimaeffekte auf den Bestand des Boddenhechts zu untersuchen. Sie sollten jedoch unbedingt weiter erforscht werden, da die derzeitigen Muster von kontinuierlichen Bestandsrückgängen im zentralen und südlichen Bereich der Ostsee (Olsson 2019, Olsson et al. 2023) darauf hinweisen, dass ein gemeinsamer regional wirkender Faktor (wie Temperaturanstieg) im Spiel sein könnte.

Neben Temperatur und Salinität ist die Unterwasservegetation ein dritter entscheidender Umweltfaktor, der einen erheblichen Einfluss auf alle Lebensstadien des Hechts hat. Submerse Makrophyten (vollständig unter Wasser wachsende Wasserpflanzen, z. B. Laichkraut, *Potamogeton pectinatus*) sind wichtige Laichhabitats für Hechte (Casselman & Lewis 1996, Kobler et al. 2008b) und bieten Schutz für Larven und Junghechte bis zu einer Gesamtlänge von etwa 50 cm (Grimm & Klinge 1996) einschließlich Schutz vor Kannibalismus (Abbildung 1.38). Detaillierte Studien in Teichen und flachen Seen (Grimm & Klinge 1996) haben überzeugende Beweise dafür geliefert, dass die Verfügbarkeit von submersen und emergenten Pflanzen (teilweise unter Wasser wachsende Pflanzen, z. B. Schilfrohr, *Phragmites australis*) die Tragfähigkeit der Biomasse von Jung- und Althechten sowie insbesondere das Überleben von Jungfischen reguliert (Abbildung 1.39). Die Vorliebe



Abbildung 1.38: Adulter Hecht zwischen submersen Makrophyten.

© PHILLIP ROSER

für Vegetation, auch Phytophilie genannt, wird von erwachsenen Hechten auch außerhalb der Laichsaison aufrechterhalten (Kobler et al. 2008a,b) (Abbildung 1.38), obwohl größere Hechte zunehmend ihre Bindung an Pflanzen verlieren (Chapman & Mackay 1984). Neben der wichtigen Bedeutung als Laichhabitat für Hechte ist die lebenslange Affinität zu Makrophyten und anderen Strukturen wie Totholz mit der Nahrungssuche von Hechten verbunden, da Hechte als Lauerjäger auf diese Strukturen angewiesen sind (Diana 1980).

Ein letzter Umweltfaktor, der in den Boddenlagunen und anderen Seen und Flüssen eine besondere Rolle spielt, ist die Wasserklarheit. Da der Hecht ein überwiegend visueller Räuber ist, aber bei klarem Wasser seinerseits eher als Beute wahrgenommen werden kann, beeinflusst die Wasserklarheit sowohl die Habitatnutzung als auch Bewegungen und Nahrungssuche (Skov & Nilsson 2018, Anderson et al. 2008). Zum Beispiel wurde festgestellt, dass junge Hechte in trübem Wasser eine kürzere Reaktionsdistanz haben, wenn sie sich zu ihrer Beute drehen (Jönsson et al. 2012). Hechte in trübem Wasser wechseln daher mitunter bei der Nahrungssuche von einer Lauer- zu einer aktiven Verfolgungsstrategie, da die Trübung eine gewisse Schutzfunktion hat, aber die Wahrnehmung der Beute für den nahenden Räuber reduziert wird (Vøllestad et al. 1986). Da

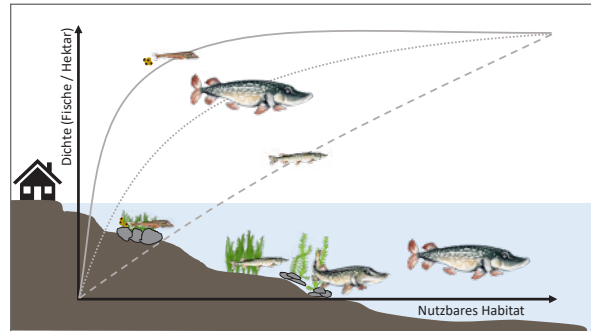


Abbildung 1.39: Einfluss des sich ändernden Lebensraums für drei Lebensstadien auf die Adulthechtbandanz (nach Minns et al. 1996). Insbesondere Verluste im Jungfischlebensraum, weniger Verluste im Laichhabitat wirken sich negativ auf die Bestandsgrößen aus.

HECHTGRAFIK: © SOMARIART.

Trübung das Prädationsrisiko reduziert und auch die Beutefische sich stärker außerhalb von Unterständen verteilen, reagieren Hechte darauf ebenfalls mit einer ausgedehnteren Gewässernutzung (Skov & Nilsson 2018). Hechte über 50 cm, die ein relativ geringes Risiko haben, selbst Opfer von Angriffen zu werden, können daher in trüben Systemen vollständig in Freiwasserbereiche wechseln (Kobler et al. 2009). Andersherum treibt klares Wasser Hechte häufig in sichere Unterstände am Ufer, insbesondere auch dann, wenn die Beutefische dort Schutz suchen.

Die Eutrophierung ist ein Umweltproblem, das weite Teile der Ostsee seit Jahren belastet (Reusch et al. 2018) und sich über die Eintrübung und den Verlust der höheren Wasserpflanzenrasen negativ auf die Hechtbestände ausgewirkt hat (Winkler 2002, Lehtonen et al. 2009). Die Auswirkungen scheinen jedoch weniger auf beeinträchtigtes Beutesuchen aufgrund von Eintrübung, sondern eher auf den Verlust von Unterwasservegetation und die davon abhängige Junghechtrekrutierung zurückzuführen zu sein (Skov & Nilsson 2018). Die negativen Auswirkungen der Eutrophierung hängen von der Wassertiefe ab, sie treten in flachen Gewässern wie den Bodden bereits bei niedrigeren Nährstoffkonzentrationen auf als in tiefen Systemen (Haugen & Vøllestad 2018). Die Eutrophierung hat für Hechte

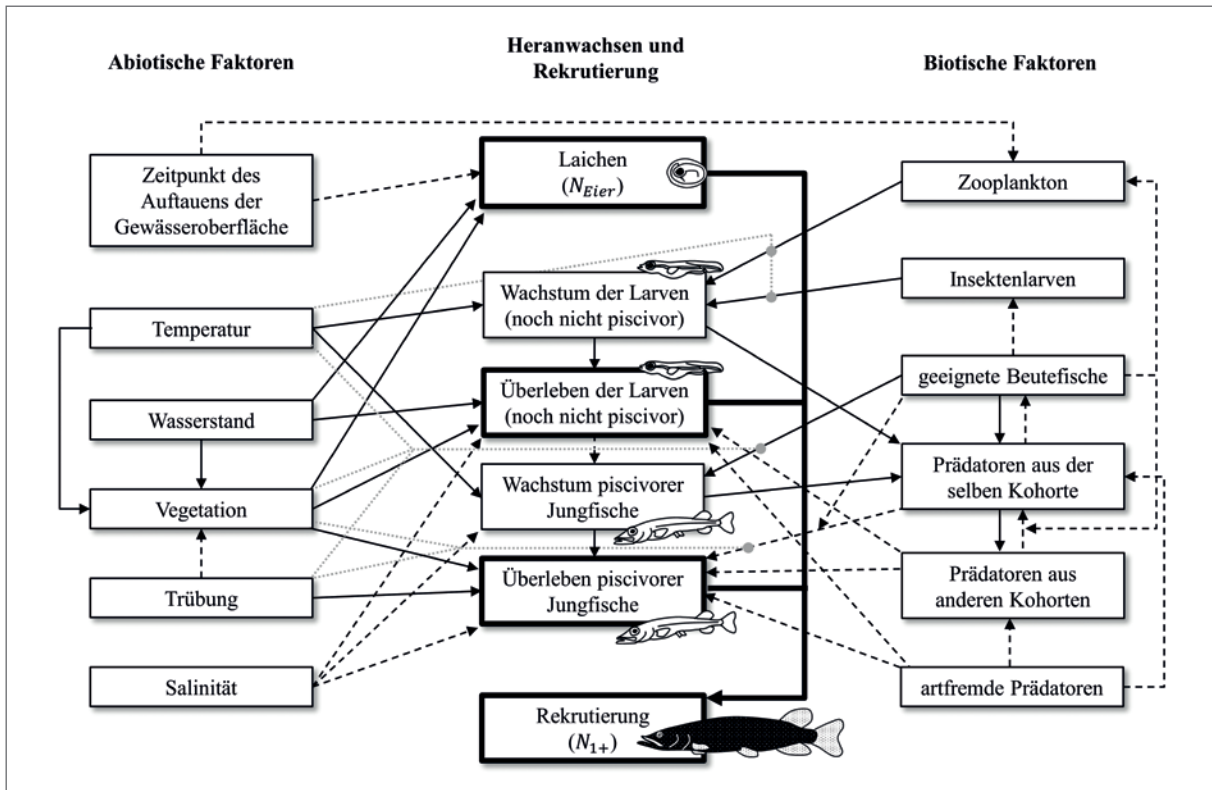


Abbildung 1.40: Faktoren, die die Rekrutierung von Hechten in den Bodden beeinflussen (inspiriert von Haugen & Vøllestad 2018).

Vor- und Nachteile. Einerseits erhöht sie die Verfügbarkeit von Beute, indem sie reichliche Bestände an Karpfenartigen (Cypriniden) ermöglicht (Persson et al. 1991). Andererseits verringert sie den Bestand an Unterwasservegetation, was den Hechtbestand durch eine erhöhte Sterblichkeit der Jungfische beschränkt (Abbildung 1.39, Minns et al. 1996). Im Allgemeinen scheinen meso- bis leicht eutrophe Bedingungen in Ökosystemen mit reichlich Unterwasservegetation optimal für Hechtbestände zu sein (Casselman & Lewis 1996). Die starke Eutrophierung (auch als Poly- oder Hypertrophie bezeichnet) bzw. genauer gesagt der daraus resultierende polytrophe Zustand einzelner Boddengewässer (Tabelle 1.1) stellt eine Herausforderung für Boddenhechte dar und hat in der Vergangenheit zu einer Verschiebung von der Hecht- zur Zanderdominanz in den isolierten, polytrophen Bodden wie Saaler Bodden oder Kleinem Jasmunder Bodden geführt (Winkler & Debus 2006).

### Schlussfolgerungen für Praxis

Die Biologie der Hechte in den Bodden ist bis auf den Einfluss des Salzgehalts nicht anders zu beurteilen als in Binnengewässern. Als Raubfisch bestimmen das Wachstum und die Länge das Überleben und die individuelle Fitness (z. B. Fruchtbarkeit) (Haugen et al. 2007). Sowohl Fruchtbarkeit als auch Überleben schwanken daher in Abhängigkeit von der Nahrungsverfügbarkeit bzw. Dichte an Artgenossen (Craig & Kipling 1983). Steigt die Dichte an Hechten und sinkt die Nahrungsverfügbarkeit, sinkt das Wachstum und Überleben und umgekehrt (Margenau et al. 1998, Arlinghaus 2021). Damit die Hechte in brackigen Gewässern erfolgreich aufkommen können, sind evolutionäre Anpassungen an das Laichen oder aber die Verfügbarkeit ausreichender Laichgebiete im Süßwasser nötig. Einer der wichtigsten Umweltfaktoren ist die Menge und Qualität an Unterwasserpflanzen, die als ökologischer Engpass die Tragkapazität eines Gewässers für Hechte maßgeblich

bestimmt. Eine zusammenfassende Aufstellung aller in den Bodden zusammenwirkenden Faktoren auf die Rekrutierung von Hechten (Nachwachsen von Junghechten in die fangfähige Größe) ist in Abbildung 1.40 dargestellt. Wesentlich zur Förderung von Hechten ist ein Eutrophierungsmanagement sowie die Zugänglichkeit von im Frühjahr überfluteten Laichwiesen und von Süßwasserzuflüssen mit ausreichendem Makrophytenbewuchs.

### 1.4 Menschgemachte und natürliche Umweltveränderungen an den Bodden

Robert Arlinghaus, René Friedland, Phillip Roser, Dominique Niessner, Wolf-Christian Lewin, Malte Dorow & Linda Westphal

Die Entwicklung und Höhe von Fischbeständen hängt eng mit der Qualität der Gewässerumwelt, in der die Fische leben, zusammen (Barthelmes 1981). Die Gesamtmenge an Fisch (die Biomasse aller Fische), die sich in einem Gewässer entwickelt, hängt zentral vom Nährstoffgehalt und von der allgemeinen Habitatqualität und -quantität ab. Die Menge an Fischen und die Fischartenzusammensetzung in einem Gewässer wird daher vornehmlich „von unten“ (bottom up) bestimmt, das heißt, die ökologischen Rahmenbedingungen, die Menge an Nahrung usw., bestimmen, wie viele Fische und welche Arten in einem Gewässer aufkommen (Barthelmes 1981). Denn Nährstoffe beeinflussen über die Primärproduktion (Algen, Makrophyten) auch die Sekundärproduktion (Zooplankton und andere Wirbellose), d. h. die Art und Menge an Nahrung für Fische, die in einem Gewässer verfügbar ist. Auch gibt es immer Energieverluste, wenn ein Räuber einen Beuteorganismus frisst, da Energie auch in den Erhalt der Lebensfunktionen oder für Dinge wie die Ausscheidung von Stoffwechselprodukten oder die Osmoregluation investiert wird. In der Regel kommt nur in etwa 10 % der Energie von einer trophischen Ebenen zur nächsten an, z. B. wenn Raubfische Friedfische fressen, steigt die Raubfisch-

biomasse nur um 10 % der Biomasse an, die als Friedfische durch die Raubfische konsumiert wird. Aus diesem allgemeinen Prinzip der Thermodynamik leitet sich ab, dass in einem Gewässer in Bezug auf die Biomasse immer mehr Fried- als Raubfische und immer mehr Algen als Wasserflöhe vorkommen werden. An den Bodden kommt als Besonderheit hinzu, dass potenzielle Nahrungsorganismen über periodische Laichmigrationen (z. B. Hering, Hornhecht oder Dreistachlige Stichlinge) aus der Ostsee einwandern und so die gewässereigene (autochtone) Primärproduktion über energetische Subventionen aus dem Meer gesteigert wird. Das steigert prinzipiell die Produktion von Fischen in den Bodden über den zusätzlichen Nährstoffinput, den marine Organismen in die Bodden einbringen. Andererseits werden natürliche Räuber wie Kormoran oder Kegelrobbe einen Teil der Fischproduktion abschöpfen, der dann nicht über die Berufsfischerei oder Angelfischerei nutzbar ist. In gewissen Grenzen wird dies aber durch eine geringere natürliche Sterblichkeit ausgeglichen (Allen et al. 1998), da Fische wie etwa Hechte in der Lage sind, über gesteigerte Produktion die Biomasseausdünnung zu kompensieren (Arlinghaus 2021).

Zusätzlich zur Nahrungsverfügbarkeit und zum Temperaturregime stellt jede Art spezifische Ansprüche an die Mikro- und Mesohabitate, insbesondere die Laich- und Aufwuchslebensräume. Diese sind wesentlich für das Ablachen und das Aufkommen der Jungfische, insbesondere die Refugienwirkung vor Räubern. Beim Hecht sticht, wie in Kapitel 1.3 erläutert, das Kraut als wesentliches Habitatslement heraus: Geht das Kraut zurück, sinken auch die Hechtbestände in einem Gewässer (Grimm & Klinge 1996). Weiterhin spielt der Salzgehalt bei Süßwasserfischen eine entscheidende Rolle für deren Reproduktion und allgemein für das Überleben (Kapitel 1.3). Dementsprechend sind die wesentlichen Hechthabitate auf die inneren Küstengewässer beschränkt, obwohl in seltenen Fällen auch Fänge von Hechten in der offenen Ostsee berichtet wurden.

Gewässer und ihre Umwelt sind nie statisch, sondern stets im Wandel, man spricht von dynamischen

Gleichgewichten. Ökosysteme können auch abrupte Zustandsveränderungen zeigen (sog. Regimewechsel) und aufgrund von Umweltveränderungen von einem stabilen in einen anderen Zustand wechseln (Scheffer et al. 2001). Alle Gewässer wirken als Senke für ökologische und soziale Veränderungen, die sich an Land vollziehen, und auch die Bodden integrieren alle Einflüsse des Umlands (z. B. Nährstoffeinträge, Verschmutzung). Hinzu kommen globale Faktoren wie der Klimawandel, der sich maßgeblich auf das Temperaturregime, Abflussgeschehen, Wind- und Sturmereignisse usw. auswirkt und so das aquatische Milieu und seine wechselwarmen Bewohner entscheidend prägt. Im Ergebnis sind die ökologischen Bedingungen, unter denen Fischbestände existieren, nie stabil und wandeln sich in Abhängigkeit von zahlreichen Faktoren: Temperatur- und Abflussregime, Art und Menge vom Menschen ausgelöster Umweltveränderungen (z. B. Nährstoffeinträge in Flüsse aus der Landwirtschaft, Querverbauung in Zuflüssen), Naturschutzmaßnahmen mit Auswirkungen auf die biologische Vielfalt (wie steigende Bestände von Kormoranen) und Befischungsgrad. All diese Faktoren beeinflussen die Hechte in den Bodden direkt und indirekt. Ziel dieses Unterkapitels ist die Würdigung der wesentlichen menschengemachten (anthropogenen) und anderen ökologischen Veränderungen an den Bodden, sofern sie als relevant für die Hechtbiologie an der Küste eingeschätzt werden. Betrachtet wird die Periode seit der Wende, da diese Zeit für die Einschätzung der aktuellen Bedingungen für die Hechte an den Bodden maßgeblich ist.

### Nährstoffgehalt, Temperatur, Salzgehalt und Makrophyten

Die intensive landwirtschaftliche Nutzung seit der Mitte des 20. Jahrhunderts in Deutschland und allen anderen Anrainerstaaten hat zu einer starken Eutrophierung („Überdüngung“) der Ostsee beigetragen (Reusch et al. 2018). Zunehmende Nährstoffeinträge aus punktuellen und diffusen Quellen, z. B. über Kläranlagen oder die Zuflüsse, wirken zunächst fischproduktivitätssteigernd, weil mehr Nahrung zur

Verfügung steht (Hanson & Leggett 1982). Wenn die Nährstoffgehalte und die davon abhängigen Algenbiomassen aber zu groß werden, kann ein Gewässer von einem klaren Zustand mit vielen höheren Wasserpflanzen zu einem trüben, algendominierten Zustand mit Sauerstoffmangelsituationen kippen, in dem krautbildende Pflanzen nur noch in geringem Maße vorkommen können. So ist z. B. im Greifswalder Bodden das Vorkommen von submersen Makrophyten zwischen 1940 und heute von einem Deckungsgrad von 90 % auf 7 % zurückgegangen (Kanstinger et al. 2018). Gleichzeitig verändern sich die dominanten Fischartengemeinschaften in Standgewässern mit zunehmendem Nährstoffgehalt in charakteristischer Weise von Salmoniden als dominierende Fischfamilie (oligotrophe Seen) zu Perciden und Esociden (mesotrophe Seen) und schließlich zu Cypriniden mit dem Zander als Hauptraubfischart in hocheutrophen Situationen (Persson et al. 1991). Sehr starke Eutrophierung (auch als Poly- oder Hypertrophie bezeichnet) hemmt die Fischproduktion wieder, weil es zu instabilen Ökosystembedingungen und häufigen Sauerstoffmangelsituationen kommen kann (Barthelmes 1981, Paar et al. 2021).

Die Eutrophierung ist in flachen küstennahen Buchten mit begrenztem Wasseraustausch mit der offenen Ostsee, wie den Boddengewässern, besonders eindrücklich wirksam geworden und äußert sich hier in stark eingetrübten (Sichttiefen < 0,5 m), algenreichen Bedingungen und einem großflächigen Verlust der submersen Makrophyten (Nehring 1992, Nausch et al. 1999, Schubert et al. 2007). Während der Wechsel von nährstoffarmen (oligotrophen) zu mittleren (mesotrophen) bis schwach eutrophen Nährstoffgehalten für den Hecht meistens positiv ist (da die Nahrungsmenge und die Kondition der Fische zunehmen, Skov & Nilsson 2018), brechen Hechtbestände mit dem Verlust des Unterwasserkrauts unter eutrophen bis hypertrophen Bedingungen ein, insbesondere in trüben Flachseen (Haugen & Vøllestad 2018). Eutrophierungsbedingte negative Auswirkungen auf den Hecht in den Boddengewässern sind seit den 1970er-Jahren mehrfach dokumentiert worden (Winkler 1991, 2002,

Winkler & Debus 2006, Schubert & Schories 2008). Sie führten zu einem Rückgang des Hechts und einem Anstieg des Zanders in den besonders stark isolierten, für ansteigende Nährstofffrachten besonders anfälligen Boddengewässern (z. B. Saaler Bodden, Kleiner Jasmunder Bodden). Der Hauptgrund für den Rückgang des Hechts unter polytrophen Bedingungen war aber nicht Nahrungsmangel, sondern der Zusammenbruch der Unterwasserpflanzen, der die Rekrutierung negativ beeinflusste (Winkler 2002). In den Bodden mit ihrer hohen Trophie und dem flachen Wasser erfolgt eine ständige Durchmischung der Nährstoffe sowie ausreichende Sauerstoffversorgung. Dies ist grundsätzlich ein Garant für große Bestände diverser Raubfischarten (Winkler 2002).

Während die Nährstofffrachten über die Zuflüsse seit den 1990er-Jahren in vielen Bodden rückläufig sind (Selig et al. 2006, Gustafsson et al. 2012, Schernewski et al. 2015, Friedland et al. 2019), sind die Nährstoffkonzentrationen und Algenbiomassen in der Wassersäule in den meisten Bodden in den letzten 20 Jahren nahezu unverändert geblieben (Munkes 2005, Selig et al. 2006, Friedland et al. 2019). Das ist insbesondere in den Bodden der Fall, die nur einen sehr begrenzten Wasseraustausch mit der offenen Ostsee haben und die historisch einen erheblichen Nährstoffeintrag durch Zuflüsse erhalten haben, z. B. die westlichen Darß-Zingster Bodden (Selig et al. 2006) oder der Greifswalder Bodden (Munkes 2005). In diesen Bodden ist die interne Remobilisierung von Nährstoffen aus dem Sediment unverändert hoch, was den eutrophen bis hypertrophen Zustand und den trüben, algendominierten Zustand trotz zurückgehender Nährstofffrachten aufrechterhält (Munkes 2005, Selig et al. 2006, Blindow & Meyer 2015). Daher hat sich die Bedeckung mit submersen Wasserpflanzen in den letzten 20 Jahren trotz der prinzipiell reduzierten Nährstoffbelastung in den Bodden nicht stark verändert (Blindow & Meyer 2015).

In historischer Sicht waren die Effekte der Eutrophierung dramatisch: Im Greifswalder Bodden beispielsweise lag die Makrophytenbedeckung im Jahr 1938 bei 90 %, sank dann aufgrund der Eutrophierung

auf 3 % im Jahr 1988 (Messner & v. Oertzen 1991, Buchwald et al. 1996) und ist bis heute auf einem niedrigen Niveau (6 %) geblieben (Kanstinger et al. 2018). Ein weiteres Beispiel ist der gut dokumentierte Zusammenbruch der Makrophyten in den meisten Darß-Zingster Bodden (z. B. Saaler Bodden), der eine Verschiebung von einem klaren, makrophytenreichen Zustand zu einem trüben, algendominierten Zustand anzeigt. Vor allem im westlichen Teil fand der dramatische Verlust der Makrophytendominanz ziemlich genau 1980 statt (Schiewer 2001). Danach setzte eine lange Periode der Algendominanz ein, die in den 1990er-Jahren (Schiewer et al. 1994) und bis heute anhielt, unterbrochen von einer kurzen Phase Mitte der 1990er-Jahre, in der sich die Makrophyten teilweise erholten (Yousef 1999, Yousef & Schubert 2001). Obwohl Makrophyten schnell auf reduzierte Nährstoffbelastungen und ein verbessertes Lichtregime reagieren können (Blümel et al. 2004), ist es in den eutrophierten Bodden in den letzten 20 Jahren zu keiner großflächigen Erholung des Makrophytendeckungsgrads, gerade der für Hechte zentral wichtigen Laichkräuter und des Seegrases, gekommen (Blindow & Meyer 2015, Blindow et al. 2016). Gründe dafür sind die anhaltend hohe interne Nährstoffbelastung, der Wellenschlag, der ständig weiche schlammige Sedimente remobilisiert, und womöglich auch Auswirkungen von Pestiziden und Herbiziden im Zusammenspiel mit dem Klimawandel (Schiewer 2001, Selig et al. 2007, Vijayaraj et al. 2022). Ähnliche Regimeverschiebungen von klaren zu trüben Bedingungen sind von der schwedischen Küste bekannt (Eriksson et al. 2009). Der Hecht allein kann über Fraßdruck „von oben“ (top down) den Klarwasserstatus nicht aufrechterhalten (Bernes et al. 2015). Daher muss geschlossen werden, dass sich die Qualität des Hechthabitats für das Laichen und die Rekrutierung in den Bodden in den letzten Jahrzehnten trotz eines reduzierten Nährstoffeintrags nicht wesentlich verbessert hat. Es ist auch denkbar, dass die insgesamt reduzierten Nährstofffrachten die Verfügbarkeit von Beutetieren für die Hechte verringern (wie im Darß-Zingster Bodden der Fall, Helmut Winkler, persön-

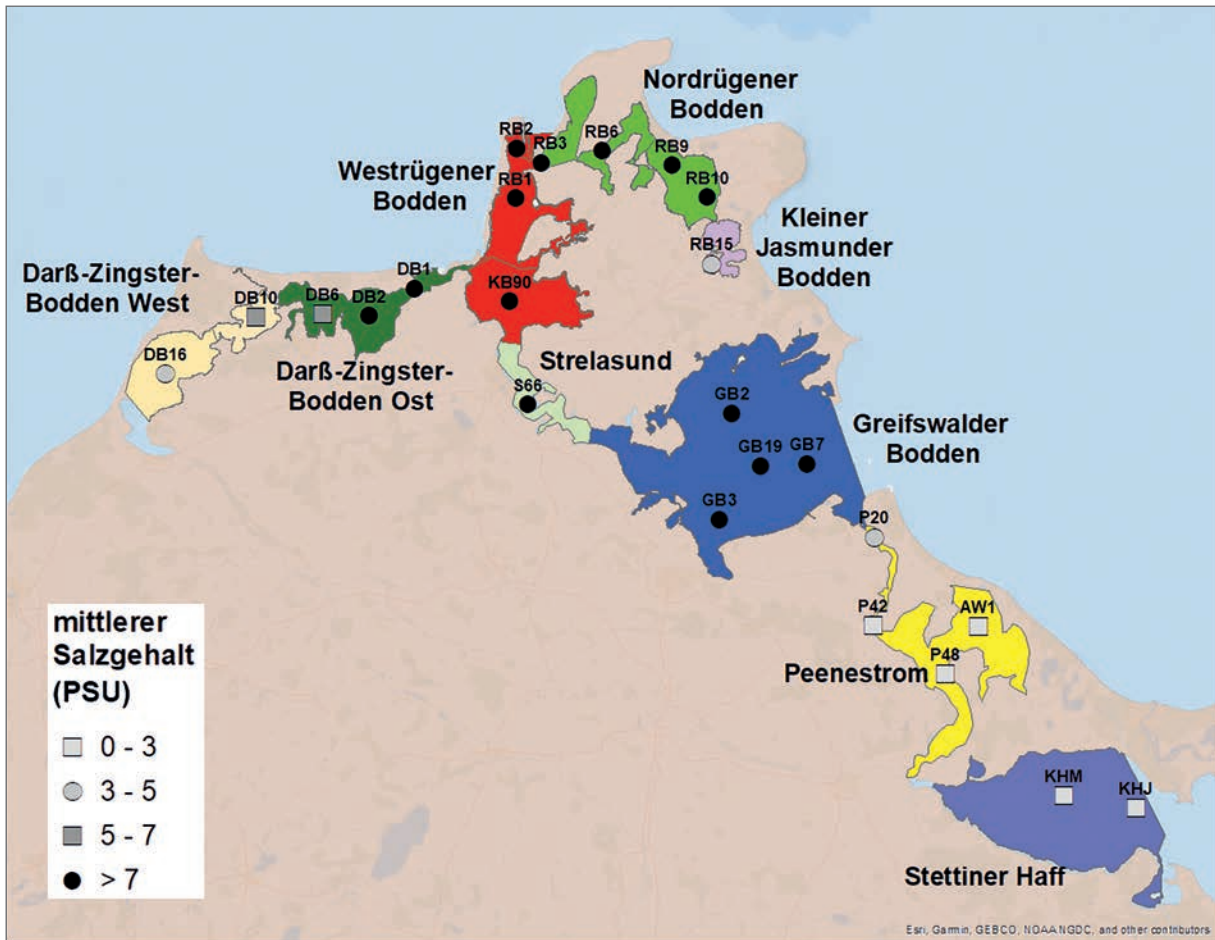


Abbildung 1.41: Übersichtskarte über die betrachteten Bodden rund um Rügen. Hervorgehoben sind die regulären Monitoringstationen des LUNG-MV, die für die Zeitreihen (Abbildungen 1.42 bis 1.52) und Trendanalysen (Tabelle 1.3) benutzt wurden. Die Salzgehaltseinheit ist PSU bzw. Promille.

liche Kommunikation 2023), ohne dass die Qualität der Laich- und Refugiumshabitate für Hechte in den Bodden angestiegen wäre. Das würde die Tragekapazität für Hechtbiomasse in den Bodden reduzieren, wofür es zunehmende Hinweise gibt (Kapitel 5).

Anhand von Langzeitdaten (Abbildung 1.41, 1.42, 1.43) des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG-MV) wurden für alle Bodden bzw. Boddenketten Zeitreihentrendanalysen durchgeführt, um zu untersuchen, welche hydrochemischen Indikatoren des Trophiezustands, der Temperatur und des Salzgehalts sich in den letzten Jahren verändert haben (Tabelle 1.3). Es wurden nur Daten seit 1990 verwendet. Im Durchschnitt zeigten die meisten Bodden keine ein-

deutigen und über alle Messstationen systematisch gleichlaufenden Veränderungen. Insbesondere beim Chlorophyll-a (einem Index der Algenbiomasse) gibt es fast gar keine Trends, während zumindest die jährlich gemittelte Sichttiefe sich teilweise erhöht hat, d. h. in einigen Bodden eine gewisse Aufklärung stattfindet (Tabelle 1.3). Die Trends bei der Sichttiefe sind aber nicht über alle Bodden konsistent. So gab es eine Abnahme der Sichttiefe im westlichen Teil der Darß-Zingster Bodden und im Kleinen Jasmunder Bodden, während eine Zunahme im Peenestrom und im Stettiner Haff zu verzeichnen ist. Das heißt: Es gibt keine klaren Hinweise, dass die Eutrophierungsindikatoren durchweg positive Trends im Sinne verbesserter Hechthabitatqualität zeigen, es findet

## Die Bodden – ein produktiver Extremlebensraum

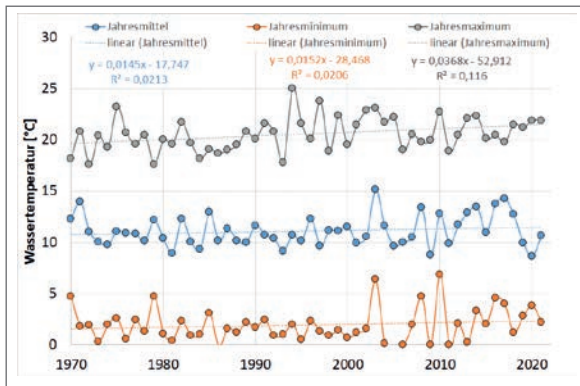


Abbildung 1.42: Zeitreihen der Meeresoberflächentemperatur (SST) an der Station GB19 (Greifswalder Bodden), ausgewertet für das jährliche Minimum (orange), den Durchschnitt (blau) und das Maximum (grau). Obwohl sie sich in ihrer Stärke unterscheiden, zeigen alle drei Zeitreihen einen steigenden Trend.

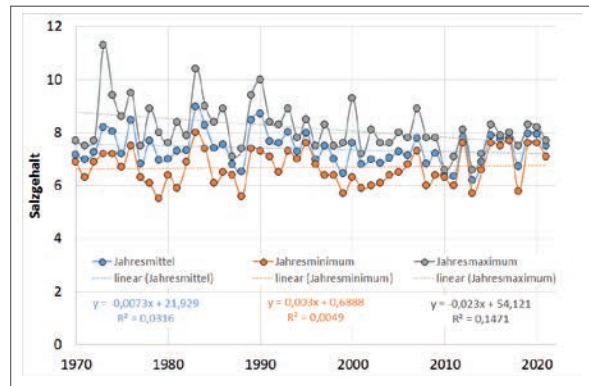


Abbildung 1.43: Zeitreihen des Oberflächensalzgehalts an der Station GB19 (Greifswalder Bodden), ausgewertet für das jährliche Minimum (orange), den Durchschnitt (blau) und das Maximum (grau). Obwohl sie sich in ihrer Stärke unterscheiden, zeigen alle drei Zeitreihen einen abnehmenden Trend.

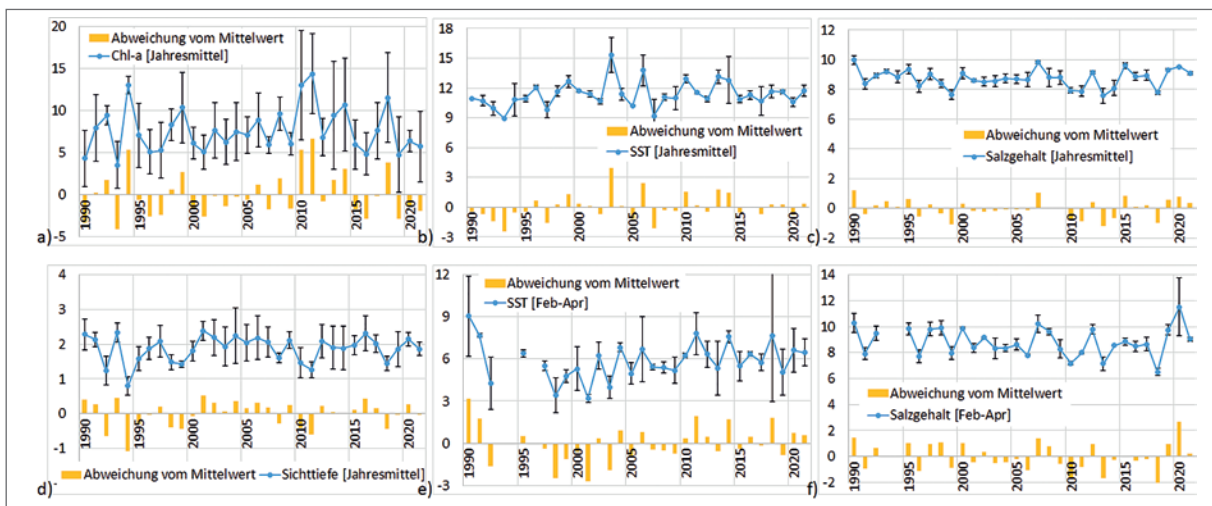


Abbildung 1.44: Zeitreihen der zentralen Umweltparameter (a: jährlicher Mittelwert von Chlorophyll-a [ $\mu\text{g/l}$ ]; b: jährlicher Mittelwert des SST [ $^{\circ}\text{C}$ ]; c: jährlicher Mittelwert der Salzgehalte; d: jährlicher Mittelwert der Sichttiefe [m]; e: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des SST [ $^{\circ}\text{C}$ ]; f: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des Salzgehaltes; die gelben Balken zeigen die jeweilige Abweichung vom Mittelwert an) gemittelt über die Monitoringstationen des LUNG-MV KB90, RB1 und RB2 der Westrügenschens Bodden.

also großflächig keine Remesotrophierung der Bodden statt (Blindow & Meyer 2015).

In den meisten Bodden lässt sich auch ein Temperaturanstieg nachweisen, wobei die lediglich monatlich erhobenen Daten durch LUNG-MV eine schwierige, weil lückenhafte Datengrundlage dar-

stellen, die zu Fehlern bei den berechneten Jahresmitteln führen können (Abbildungen 1.42 und 1.44 bis 1.52). Eine Alternative stellen Satellitendaten dar, die eine sehr viel bessere zeitliche Auflösung haben und zum Beispiel im Greifswalder Bodden einen deutlichen Anstieg der Hitzetage dokumentieren



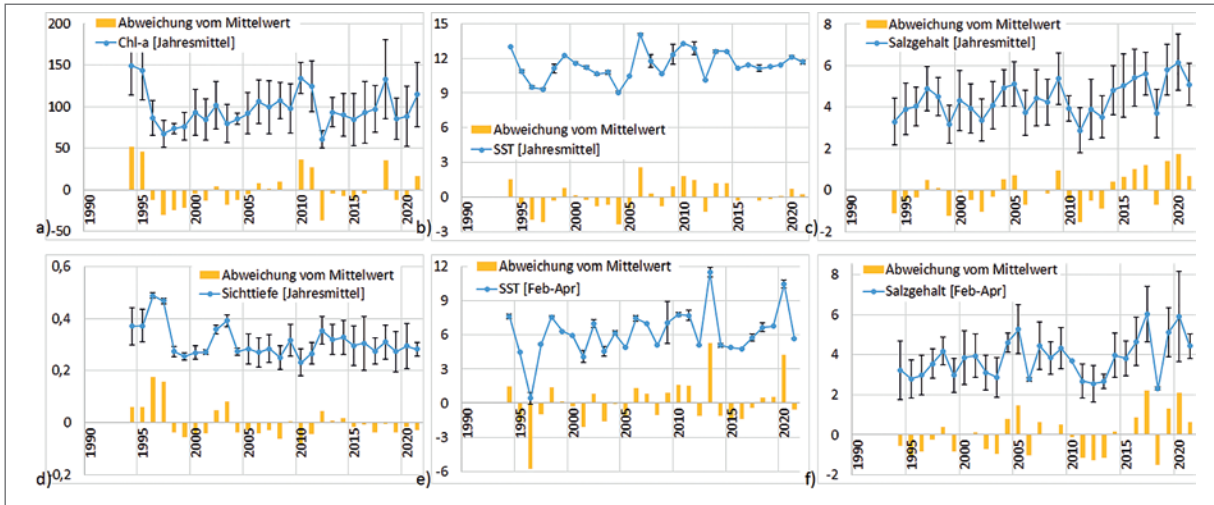


Abbildung 1.45: Zeitreihen der zentralen Umweltparameter (a: jährlicher Mittelwert von Chlorophyll-a [ $\mu\text{g/l}$ ]; b: jährlicher Mittelwert des SST [ $^{\circ}\text{C}$ ]; c: jährlicher Mittelwert der Salzgehalte; d: jährlicher Mittelwert der Sichttiefe [m]; e: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des SST [ $^{\circ}\text{C}$ ]; f: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des Salzgehaltes; die gelben Balken zeigen die jeweilige Abweichung vom Mittelwert an) gemittelt über die Monitoringstationen des LUNG-MV DB10 und DB16 der Darß-Zingster Bodden (West).

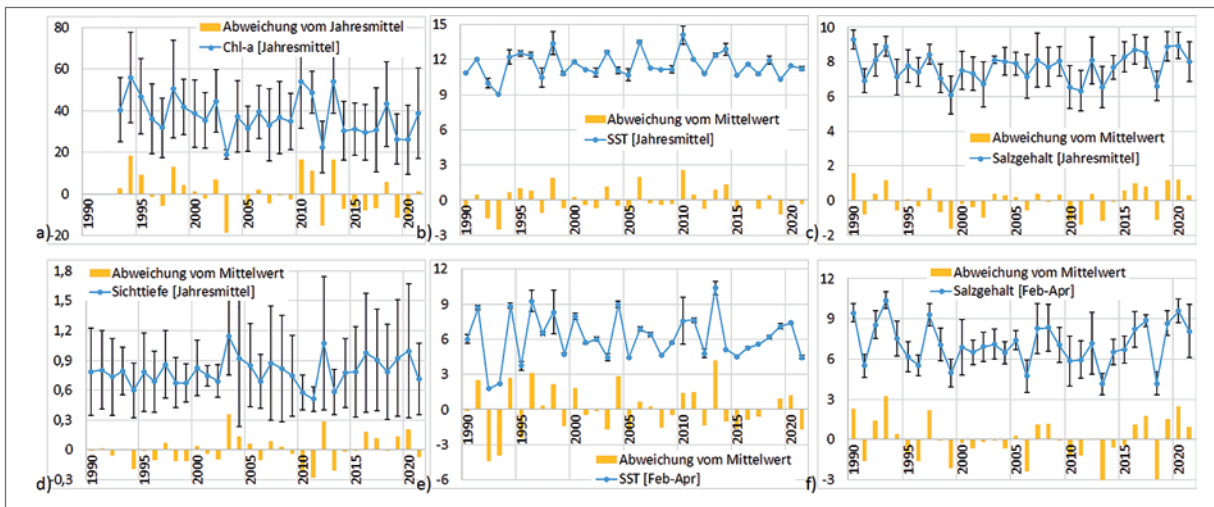


Abbildung 1.46: Zeitreihen der zentralen Umweltparameter (a: jährlicher Mittelwert von Chlorophyll-a [ $\mu\text{g/l}$ ]; b: jährlicher Mittelwert des SST [ $^{\circ}\text{C}$ ]; c: jährlicher Mittelwert der Salzgehalte; d: jährlicher Mittelwert der Sichttiefe [m]; e: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des SST [ $^{\circ}\text{C}$ ]; f: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des Salzgehaltes; die gelben Balken zeigen die jeweilige Abweichung vom Mittelwert an) gemittelt über die Monitoringstationen des LUNG-MV DB1, DB2 und DB6 der Darß-Zingster Bodden (Ost).

## Die Bodden – ein produktiver Extremlebensraum

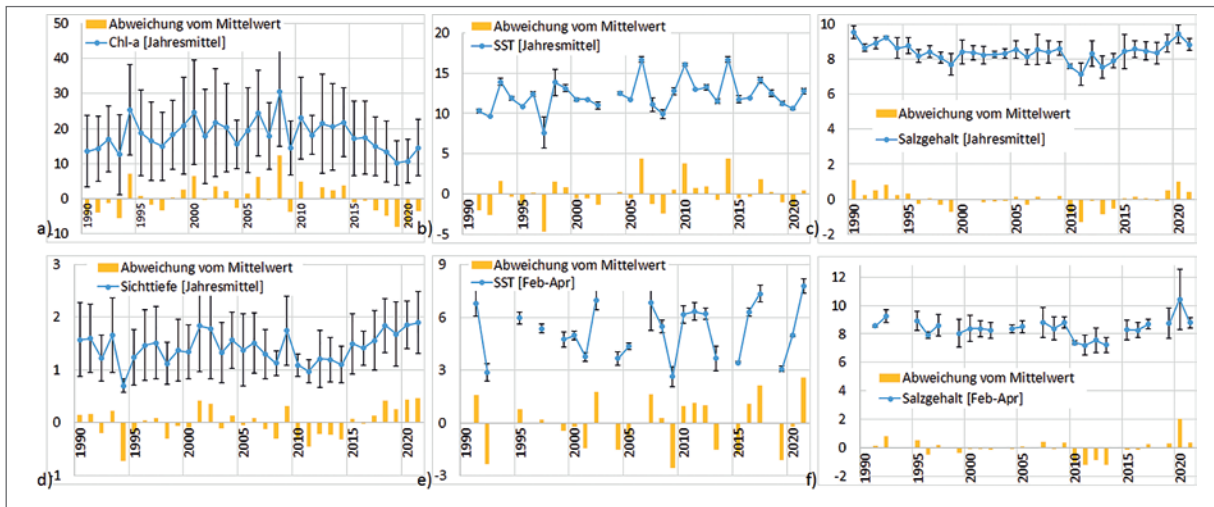


Abbildung 1.47: Zeitreihen der zentralen Umweltparameter (a: jährlicher Mittelwert von Chlorophyll-a [ $\mu\text{g/l}$ ]; b: jährlicher Mittelwert des SST [ $^{\circ}\text{C}$ ]; c: jährlicher Mittelwert der Salzgehalte; d: jährlicher Mittelwert der Sichttiefe [m]; e: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des SST [ $^{\circ}\text{C}$ ]; f: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des Salzgehaltes; die gelben Balken zeigen die jeweilige Abweichung vom Mittelwert an) gemittelt über die Monitoringstationen des LUNG-MV RB3, RB6, RB9 und RB10 der Nordrügener Bodden.

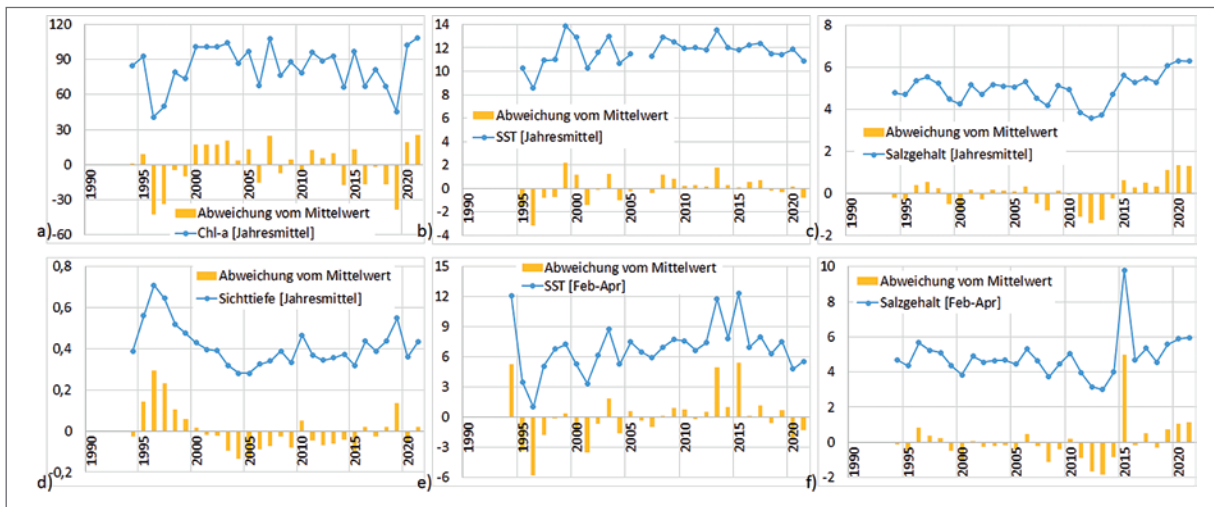


Abbildung 1.48: Zeitreihen der zentralen Umweltparameter (a: jährlicher Mittelwert von Chlorophyll-a [ $\mu\text{g/l}$ ]; b: jährlicher Mittelwert des SST [ $^{\circ}\text{C}$ ]; c: jährlicher Mittelwert der Salzgehalte; d: jährlicher Mittelwert der Sichttiefe [m]; e: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des SST [ $^{\circ}\text{C}$ ]; f: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des Salzgehaltes; die gelben Balken zeigen die jeweilige Abweichung vom Mittelwert an) gemittelt über die Monitoringstation des LUNG-MV RB15 des Kleinen Jasmunder Boddens (KJB).

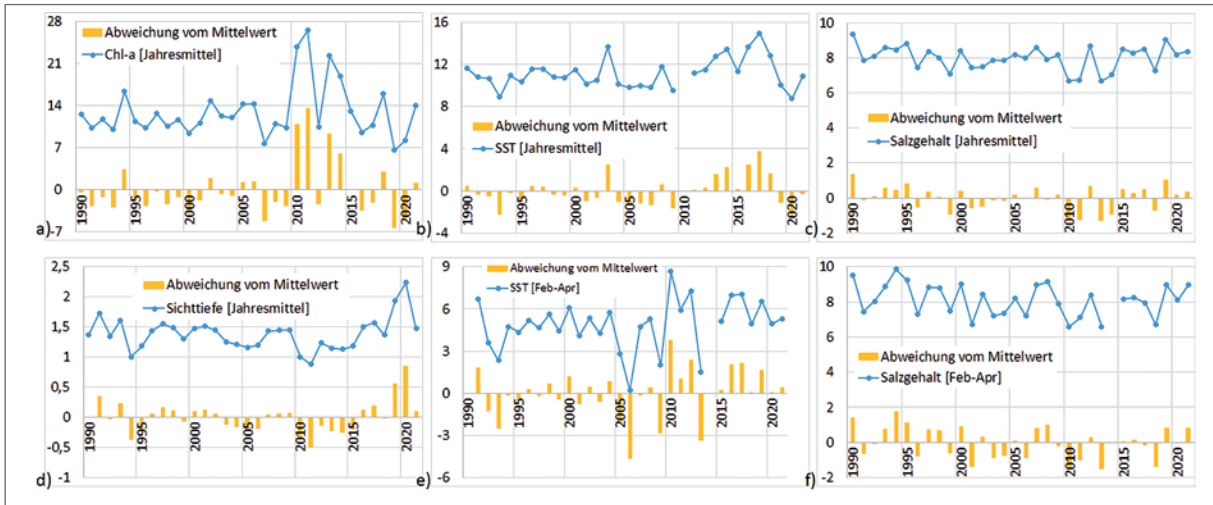


Abbildung 1.49: Zeitreihen der zentralen Umweltparameter (a: jährlicher Mittelwert von Chlorophyll-a [ $\mu\text{g/l}$ ]; b: jährlicher Mittelwert des SST [ $^{\circ}\text{C}$ ]; c: jährlicher Mittelwert der Salzgehalte; d: jährlicher Mittelwert der Sichttiefe [m]; e: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des SST [ $^{\circ}\text{C}$ ]; f: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des Salzgehaltes; die gelben Balken zeigen die jeweilige Abweichung vom Mittelwert an) gemittelt über die Monitoringstation des LUNG-MV S66 des Strelasund.

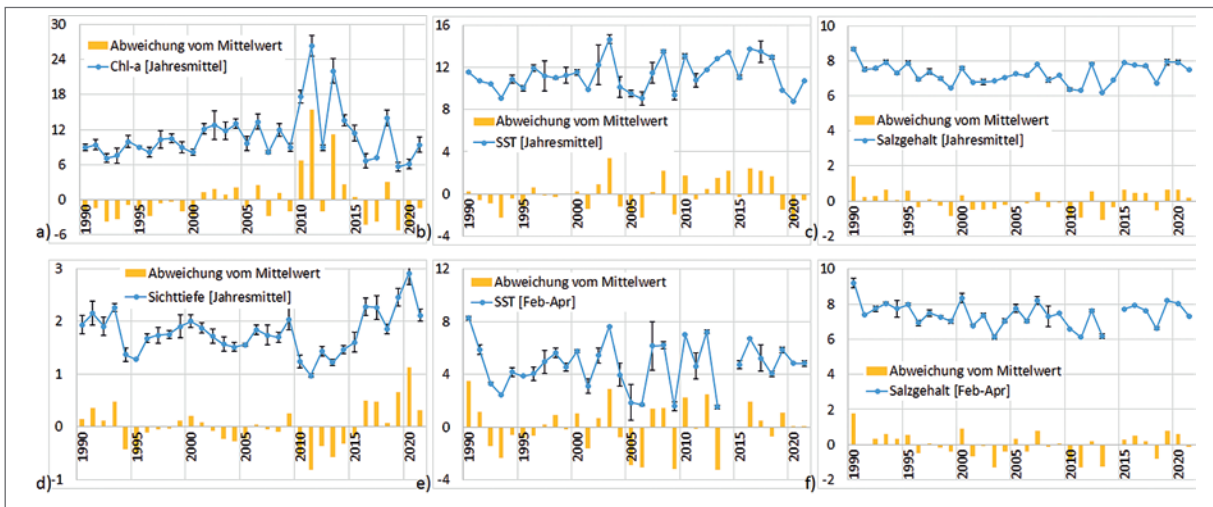


Abbildung 1.50: Zeitreihen der zentralen Umweltparameter (a: jährlicher Mittelwert von Chlorophyll-a [ $\mu\text{g/l}$ ]; b: jährlicher Mittelwert des SST [ $^{\circ}\text{C}$ ]; c: jährlicher Mittelwert der Salzgehalte; d: jährlicher Mittelwert der Sichttiefe [m]; e: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des SST [ $^{\circ}\text{C}$ ]; f: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des Salzgehaltes; die gelben Balken zeigen die jeweilige Abweichung vom Mittelwert an) gemittelt über die Monitoringstationen des LUNG-MV GB2, GB3, GB7 und GB19 des Greifswalder Boddens.

## Die Bodden – ein produktiver Extremlebensraum

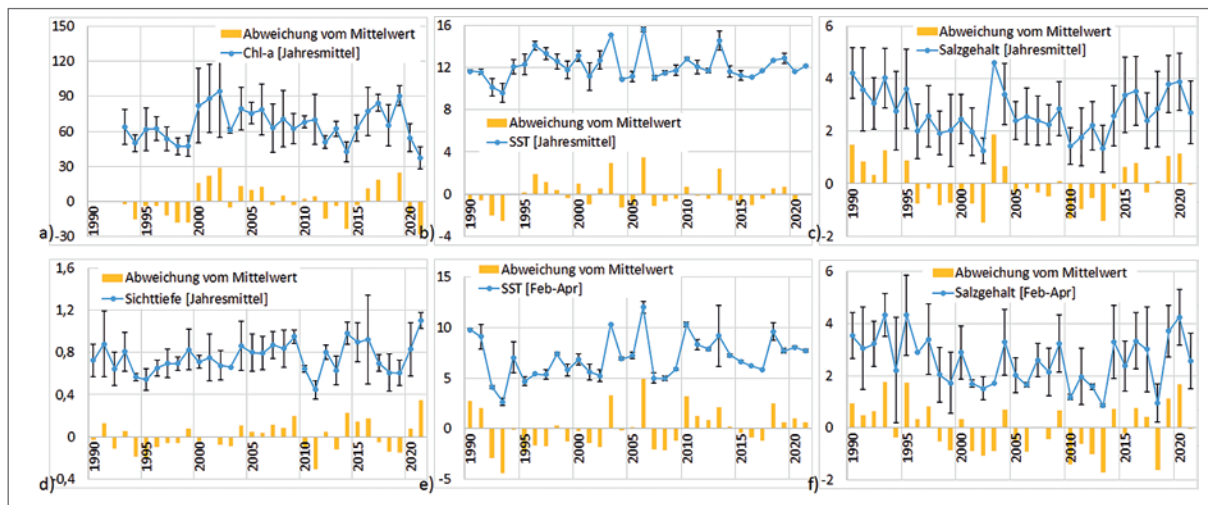


Abbildung 1.51: Zeitreihen der zentralen Umweltparameter (a: jährlicher Mittelwert von Chlorophyll-a [ $\mu\text{g/l}$ ]; b: jährlicher Mittelwert des SST [ $^{\circ}\text{C}$ ]; c: jährlicher Mittelwert der Salzgehalte; d: jährlicher Mittelwert der Sichttiefe [m]; e: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des SST [ $^{\circ}\text{C}$ ]; f: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des Salzgehaltes; die gelben Balken zeigen die jeweilige Abweichung vom Mittelwert an) gemittelt über die Monitoringstationen des LUNG-MV AW1, P20, P42 and P48 des Peenestroms.

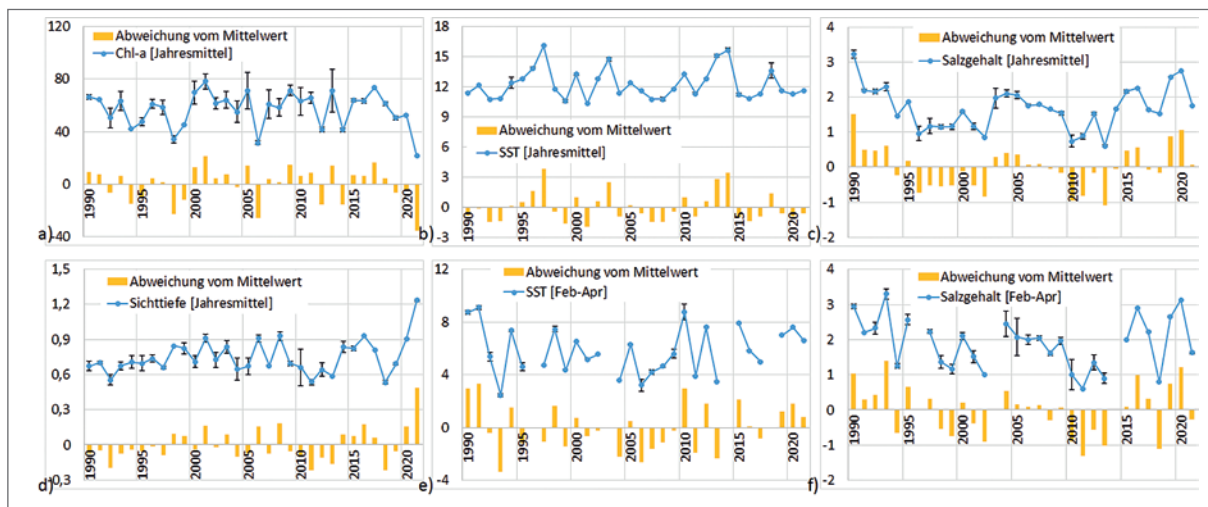


Abbildung 1.52: Zeitreihen der zentralen Umweltparameter (a: jährlicher Mittelwert von Chlorophyll-a [ $\mu\text{g/l}$ ]; b: jährlicher Mittelwert des SST [ $^{\circ}\text{C}$ ]; c: jährlicher Mittelwert der Salzgehalte; d: jährlicher Mittelwert der Sichttiefe [m]; e: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des SST [ $^{\circ}\text{C}$ ]; f: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des Salzgehaltes; die gelben Balken zeigen die jeweilige Abweichung vom Mittelwert an) gemittelt über die Monitoringstationen des LUNG-MV KHM und KHJ des Stettiner Haffs.

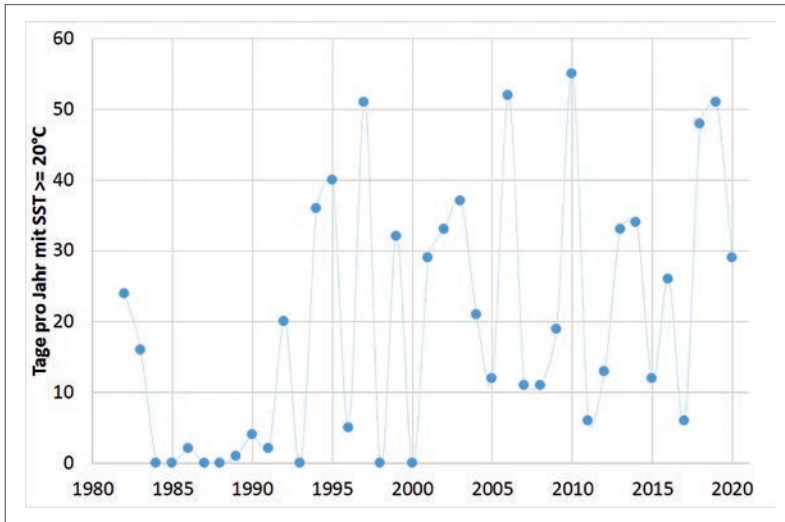


Abbildung 1.53: Zahl der Tage mit Oberflächentemperaturen über 20°C im zentralen Greifswalder Bodden basierend auf Satellitendaten (Datenquelle: E.U. Copernicus Marine Service Information 2021).

(Abbildung 1.53). Bei den Salzgehalten zeigte sich, dass die Schwankungsbreite innerhalb eines Jahres deutlich abgenommen hat (Abbildung 1.43 bis 1.52), während die Trendanalyse kaum signifikante Veränderungen ergab (Tabelle 1.3). Eine Ausnahme war der westliche Teil der Darß-Zingster Bodden und der Kleine Jasmunder Bodden, wo die Salzgehalte im Schnitt seit 1990 angestiegen sind. In anderen Bodden kam es dagegen im Trend eher zu einer Abnahme, die aber statistisch nicht signifikant war.

Für die verschiedenen Boddenketten wurde eine zweite Trendanalyse durchgeführt, um die Entwicklung der Oberflächentemperatur und des Salzgehalts während der wahrscheinlichen Laichzeit des Hechts (Februar bis April) darzustellen. Diese Analyse ist jedoch aufgrund der unterschiedlichen Anzahl an Messdaten pro Jahr schwieriger zu interpretieren. Ähnlich wie bei den jährlich gemittelten Daten zeigte sich auch für die Laichperiode ein Ansteigen der Wassertemperaturen und im Trend eine Abnahme der Salzgehalte in den südlichen Bodden (Strelasund, Greifswalder Bodden, Peenestrom und Stettiner Haff). Dort kam es auch zu einer Zunahme der Chlorophyll-a-Konzentrationen bei gleichzeitiger Abnahme der Sichttiefen. Obwohl ein geringerer Salzgehalt für den Hecht von Vorteil sein kann, sind die Effekte durch die Erwärmung des Wassers weniger eindeutig. Es ist unklar, inwieweit Veränderungen der Temperaturregimes und ggf. der Temperaturschwankungen im Frühjahr das zeitliche Aufkommen der Hechtnah-

rung (vor allem Zooplankton), potenzieller Bruträuber (z. B. Stichlinge) und der Hechtlarven verschieben. Möglicherweise kommt es auch zur Verschiebung der Laichzeit des Hechts nach hinten, ähnlich wie es bei Gelbbarschen in den USA festgestellt worden ist (Farmer et al. 2015, Fernandes et al. 2022). Für die schwedische Ostseeküste, die im Durchschnitt kühler ist als die Gegend um Rügen, zeigten Berggren et al. (2022), dass die Sterblichkeit der Hechte mit dem Klimawandel zugenommen hat. Hingegen führte die Erwärmung zum Anstieg der Wachstumsrate, insbesondere bei Junghechten (Berggren et al. 2022). Temperaturanstieg kann sich daher auch positiv auf die Produktivität auswirken.

Als mesothermische Fischart (Casselman 1978) reagiert der Hecht besonders sensibel auf Hitzestress außerhalb der Laichzeit während des Sommers, wobei Temperaturen über 20°C in Seen und Talsperren wenn möglich durch Ausweichbewegungen z. B. in kühleres Tiefenwasser gemieden werden (Pierce et al. 2013). Um herauszufinden, ob die Anzahl der Tage mit kritisch warmen Temperaturen in den letzten Jahren zugenommen hat, wurde eine Analyse von Satellitendaten (E.U. Copernicus Marine Service Information 2021) für den zentralen Teil des Greifswalder Boddens durchgeführt. Die Analyse ergab eine Zunahme von neun sehr warmen Tagen pro Jahrzehnt seit den 1970er-Jahren (Abbildung 1.53). Dies impliziert, dass der Hitzestress für den Hecht in den Bodden zugenommen haben dürfte, da es aufgrund des Flach-

## Die Bodden – ein produktiver Extremlebensraum

Tabelle 1.3: Ergebnisse der Zeitreihenanalyse für ausgewählte Parameter für die Bodden rund um Rügen basierend auf den regulären Monitoringstationen des LUNG-MV (↓↓↓/↑↑↑ kennzeichnet signifikant abnehmende/ansteigende Trends und ↓/↑ abnehmende bzw. ansteigende Trends, die statistisch nicht signifikant sind).

	Wassertemperatur		Salzgehalt		Chlorophyll-a		Sichttiefe	
	Jahresmittel	Feb–Apr	Jahresmittel	Feb–Apr	Jahresmittel	Feb–Apr	Jahresmittel	Feb–Apr
DZBK (West)	↑	↑↑↑	↑↑↑	↑↑↑	kein Trend	kein Trend	↓↓↓	↓↓↓
DZBK (Ost)	kein Trend	kein Trend	kein Trend	kein Trend	↓↓↓	↓	↑	kein Trend
Nordrügener Bodden	↑↑↑	kein Trend	↓	kein Trend	↓	kein Trend	↑	kein Trend
Kleiner Jasmunder Bodden	↑↑↑	↑↑↑	↑↑↑	↑	kein Trend	kein Trend	↓↓↓	↓↓↓
Westrügener Bodden	↑	↑	kein Trend	↓	kein Trend	↑	↑	↑
Strelasund	↑↑↑	↑	↓	↓↓↓	↑	↑	↑	↑↑↑
Greifswalder Bodden	↑	kein Trend	↓	↓	↑	↑	↑	↑
Peenestrom	kein Trend	↑↑↑	↓	↓	kein Trend	↑↑↑	↑↑↑	↑
Stettiner Haff	kein Trend	kein Trend	kein Trend	↓	kein Trend	kein Trend	↑↑↑	↑↑↑

wassers keine Temperaturrefugien im Tiefenwasser gibt. Bei hohen Temperaturen sterben die Hechte bei Fang- und Wiederfangevents auch leichter.

### Landnutzung und Wasserwirtschaft

Der Wasserbau und der Bau von Küsteninfrastruktur zur Regulierung des Wasserhaushalts haben die Küstenlandschaften der Ostsee stark verändert (Gibson et al. 2007, Sundblad & Bergström 2014)

(Abbildung 1.54). In den Bodden um Rügen wurden bereits im Laufe des 19. Jahrhunderts weitläufige Entwässerungsnetze gegraben und Windmühlen installiert, um die landwirtschaftlichen Felder zu entwässern, während Deiche die Überflutung der seeseitigen Siedlungen verhinderten (Holz 1991, Wiemers & Fischer 1998). In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts (Mehl & Thiele 1998 nach Marciinek & Nitz 1973, Jeschke et al. 2003) und insbeson-

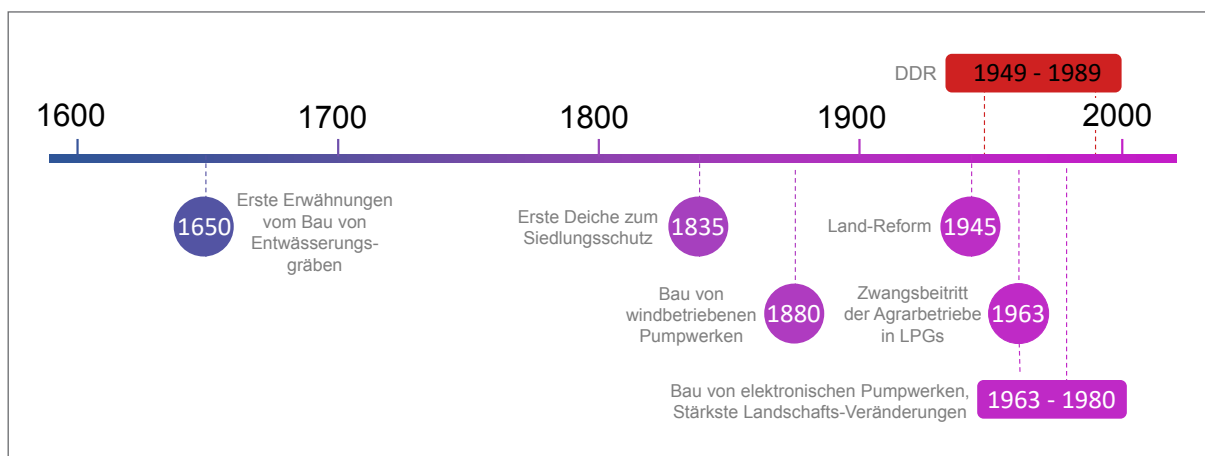


Abbildung 1.54: Zeitstrahl wasserbaulicher Maßnahmen an den Bodden (aus Roser et al. 2023).



Abbildung 1.55: Querverbau eines Grabensystems auf Hiddensee. Durch die technische Einrichtung ist das Einwandern in den See für Hechte nicht mehr möglich.

© STEFFEN SCHNORRENBURG



Abbildung 1.56: Beispiele für Klappensysteme, die einen Aufstieg von Hechten während der Laichzeit in ausgesüßte Gräben und Bäche um Rügen verhindert.

© PHILLIP ROSER

dere nach dem Zweiten Weltkrieg in der DDR-Zeit, deren Bodenreformpolitik (sog. Große Melioration) eine intensive landwirtschaftliche Produktion auch rund um Rügen forderte (Holz 1991, Jeschke et al. 2003), wurden die Entwässerungsaktivitäten im Umland der Bodden weiter intensiviert. Seit den 1960er- und frühen 1970er-Jahren wurden vor allem Moore (Niedermoore, Küstenüberschwemmungsgebiete usw.), die 16,9 % der Fläche Vorpommerns (12.138 ha) ausmachten, systematisch für die Landwirtschaft entwässert (Hirschelmann et al. 2020). In den folgenden drei Jahrzehnten erfolgten die stärksten Veränderungen der Landschaft im Rahmen des

Programms der „Großen Melioration“, deren Ziel die Maximierung der landwirtschaftlichen Erträge war (Holz 1991). Zu diesem Zweck wurden Entwässerungsgräben und Bäche, die küstennahe Feuchtgebiete entwässern, vertieft und in vielen Gebieten mit automatisierten elektrischen Pumpwerken ausgestattet, um den Wasserspiegel im Hinterland um mehr als 0,5 m unter den natürlichen Pegel abzusenken. Dadurch wurden Feuchtgebiete trockengelegt, um eine ganzjährige Landwirtschaft zu ermöglichen, und der Zugang zu Bächen und Gräben für wandernde Hechte und andere Arten versperrt (Holz 1991, Abbildungen 1.55 und 1.56).

## Box 1.3: Ansätze für eine verbesserte fischökologische Renaturierung von Küstenökosystemen

Anne Cristina de la Vega-Leinert, Jonas Palder und Robert Arlinghaus

Die Eingriffsregelung (§ 70 BNatSchG 1976) des Bundesnaturschutzgesetzes regelt die Umweltauswirkungen von Bauvorhaben, indem sie die räumliche und zeitliche Entkopplung zwischen Eingriffen und Ausgleichsmaßnahmen ermöglicht. Das Land Mecklenburg-Vorpommern (M-V) hat diese Regelung Ende der 1990er Jahre übernommen (LUNG, 1999) und einige Jahre später die Ökokontoverordnung M-V (2014) eingeführt. Damit können Bauherren ihre Ausgleichsverpflichtungen durch den Erwerb von Gutschriften aus ökologischen Wiederherstellungsprojekten von Grundstückseigentümern erfüllen.

Im Rahmen des ECAS-Baltic Projekts (<https://deutsche-kuestenforschung.de/ecas-baltic.html>) wurde eine Bestandsaufnahme der ökologischen Wiederherstellungsprojekte an der Küste von M-V durchgeführt (de la Vega -Leinert et al. 2023).

Insgesamt wurden 23 Projekte identifiziert, die seit Anfang der 1990er Jahre an der inneren Küstenlinie abgeschlossen wurden, acht weitere laufen noch. 16 dieser Projekte sind mit ökologischen Ausgleichsmaßnahmen oder dem Ökokontosystem verbunden. Keines dieser Renaturierungsprojekte war ausdrücklich durch fischökologische Ziele motiviert, so dass im Rahmen der Renaturierung Gelegenheiten, wichtige Fortschritte für die Fischbestände, die Hechte und die Fischerei zu erzielen, verpasst wurden.

In Überschwemmungsgebieten und Mooren an den Bodden wurden häufig Polderflächen geschaffen, die in erster Linie für extensives oder kultiviertes Weideland genutzt werden. Zu diesem Zweck wurden Deiche und Entwässerungsanlagen errichtet, die die Wanderung der Fische behinderten oder



Abbildung 1 in Box 1.3: Ökologische Renaturierungsprojekte an den inneren Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern (durchgeführt). Das Projekt Polder Werre wird im Detail gewürdigt.



gänzlich unterbanden. Durch die Verhinderung von natürlichen Überschwemmungen und Brackwassereinflüssen in Salzwiesen wurden außerdem die Landschaft, die Lebensräume und die Artenzusammensetzung der inneren Küsteneriederungen tiefgreifend verändert (Holz et al. 1996).

Als ökologische Ausgleichsfläche für die Vertiefung des Peenestroms wurde der Polder Werre auf der Halbinsel Darß ausgewählt, der ca. 100 km westlich des eigentlichen Eingriffsgebiets im Peenestrom liegt. Der Polder ist Teil eines vergleichsweise großen Landgewinnungsprojektes, das auf das Ende der 1960er Jahre zurückgeht, als eine ehemalige flache Bucht durch den Bau eines Deiches vom Saaler Bodden abgetrennt wurde, um Weide- und Futteranbauflächen für einen großen staatlichen Rinderzuchtbetrieb (VEG Zingst/Darß) zu schaffen (Abbildung 2 in Box 1.3). Nach der Wiedervereinigung fiel das ehemalige Überschwemmungsgebiet in die Zuständigkeit der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung, die auch für den Ausgleich des Projekts am Peenestrom zuständig ist. Der Planfeststellungsantrag für diesen Ausbau und die damit verbundene Ausgleichsmaßnahme wurde 2004 gestellt, die Öffentlichkeit 2008 mit einbezogen und die Genehmigung 2009 erteilt.

Verschiedene Alternativen wären denkbar gewesen, darunter die Renaturierung der ehemaligen Bucht und die Verlegung des Deiches ins Landesinnere, um die Überflutung des Polders Werre im Rahmen der natürlichen Küstendynamik zu ermöglichen. Anschließend wurde im weiteren Planungsprozess unter anderem aufgrund von Bedenken aus der Landwirtschaft nur eine Alternative in Betracht gezogen, die schließlich auch umgesetzt wurde. Diese bestand in der kontrollierten Überflutung des Polders Werre und von Teilen des Polders Born durch ein Sperrwerk im bestehenden Deich zum Bodden (Abbildung 3 in Box 1.3). Diese Kompromisslösung fand aus folgenden Gründen Anklang:

- ▶ das Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt ist Eigentümer der Fläche der ehemaligen Bucht, was die Verhandlungen mit den Betroffenen erheblich erleichterte
- ▶ die kontrollierte Flutung ermöglicht eine extensive Nutzung der Flächen des Polders Born mit Wasserbüffeln
- ▶ der Landwirt könnte die zu flutenden Flächen gegen weiter landeinwärts gelegene Polderflächen tauschen, um den Verlust wertvoller Flächen für den Futteranbau zu kompensieren



Abbildung 2 in Box 1.3: Die ehemalige Bucht des Saaler Boddens um 1953, die zur Landgewinnung als Polder Werre abgetrennt wurde. <https://www.geoportal-mv.de>



Abbildung 3 in Box 1.3: In grün: Die als Ausgleichsmaßnahme gewählte Fläche im Polder Werre. In blau: Küstenverlauf um 1953. © GOOGLE EARTH



Abbildung 4 in Box 1.3: Die permanent überflutete Fläche im renaturierten Gebiet im August 2021.

© A. CRISTINA DE LA VEGA-LEINERT

- ▶ kritische Infrastrukturen (Deiche, landwirtschaftliche Wege, Radwege) könnten mit minimalen Anpassungen und Kosten erhalten werden
- ▶ die ökologische Renaturierungsmaßnahme bietet genügend „Öko-Punkte“, um zukünftige Projekte der Wasserstraßen- und Schifffahrtsbehörde zu kompensieren
- ▶ diese Maßnahme war die kostengünstigste.

Dennoch bedurfte es eines langwierigen Planungsverfahrens (einschließlich eines Gerichtsbeschlusses zur Klärung der Zuständigkeiten im Falle von Beeinträchtigungen des Trinkwassers), bevor der Polder Werre geflutet werden konnte. In nur zwei Jahren hat sich das Gebiet zu einem wichtigen Rast- und Brutplatz für zahlreiche Wasservögel und Zugvögel entwickelt, was den Freizeitwert beträchtlich erhöht hat, da täglich eine große Zahl von Touristen an den überfluteten Flächen entlang radelt. Leider war die Maßnahme fischökologisch wenig wirksam.

Der Schlüssel zu der ausgewählten Durchführungsmethode des Ausgleichsprojekts war der Bau eines Sperrwerks, das den Wasserstand des Polders Werre kontrolliert. Der Plan sah die Überflutung von etwa 109 Hektar mit einer Wassertiefe zwischen 0,40 und 0,90 m bei einem mittleren Boddenwasserstand des Saaler Boddens von – 0,10 m Höhengnull (HN) vor. Um tiefere Wasserstände zu verhindern, ist das Sperrwerk so programmiert, dass es sich schließt, wenn der Boddenpegel 0,20 m HN erreicht, was zu Wassertiefen vom 0,70 zu 1,20 m in der Werre führen würde (WSA, 2007). Es wurde ein Sperrwerk mit einer Öffnungsbreite von vier Meter vorgeschlagen, um einen ausreichenden Wasseraustausch zu gewährleisten und gleichzeitig einen übermäßigen Nährstoff-



Abbildung 5 in Box 1.3: Geöffnetes Sperrwerk im frühen Mai 2022.

© A. CRISTINA DE LA VEGA-LEINERT

eintrag von den ehemaligen landwirtschaftlichen Flächen um den Saaler Bodden zu vermeiden und sowohl die oben genannten minimalen als auch maximalen Wassertiefen sicherzustellen (WSA 2008). Das Sperrwerk hat keinen Fischpass, Fische können daher nur einwandern, wenn die Tore geöffnet sind.

Das Hochwasserschutzkonzept wurde in erster Linie entwickelt, um Risiken zu minimieren und die hydrologischen Bedingungen für die Entwicklung von Salzwiesen und Röhrichten zu gewährleisten. Während für den Ausbau des Peenestroms eine detaillierte Bewertung der potenziellen Auswirkungen der Entwicklungsarbeiten auf die Fischpopulationen vorgenommen wurde (Lill & Gosselek 2017), wurde für das Renaturierungsgebiet keine derartige Analyse durchgeführt. Damit der Hecht und andere Süßwasserarten von einem solchen Renaturierungsprojekt profitieren können, müsste der durch die Maßnahmen geschaffene Wasserkörper in der entscheidenden Frühjahrsphase von März bis Ende Mai frei für einwandernde Fische zugänglich sein und eine durchgängige Mindestwassertiefe von mindestens 0,50 m aufweisen, damit der Hecht ablaichen und sich die Jungfische ähnlich wie in schwedischen Hechtfabriken (Kapitel 6) in bewirtschafteten Überschwemmungsflächen entwickeln können (Abbildung 4 in Box 1.3). Von zentraler Bedeutung ist das richtige Timing der Flutung anfang März und das Offenhalten bis in den Juni.

Während die oben genannten hydrologischen Anforderungen die Bedingungen für die Wassertiefe zu erfüllen scheinen, hängt die ungehinderte Bewegung zwischen Bodden und Überschwemmungsgebieten davon ab, wie oft und wie lange



Abbildung 6 in Box 1.3: Fische im Bereich der geöffneten Flutschutz Tore im Mai 2022.

© A. CRISTINA DE LA VEGA-LEINERT

die Tore während der kritischen Frühjahrsperiode geschlossen sind. Historischen Daten zufolge wurden zwischen 1981 und 2000 149 Hochwasserereignisse von 0,26 m HN oder mehr registriert, d. h. ca. sieben Ereignisse pro Jahr (meist im Herbst und Winter) mit einer mittleren Dauer von drei bis 57 Stunden (WSA 2007). Zu Hochwasserereignissen wären die Tore also verschlossen, den Großteil der Zeit sollten die Gebiete demnach den Fischen offen stehen und könnten daher als Laichgebiete für Fische fungieren (Abbildung 5 in Box 1.3). Die Funktionalität für den Hecht könnte gesteigert werden, wenn die Poldergebiete im Sommer trockenfallen, ein Anwachsen von Gras erfolgt und zum Frühjahr gezielt geflutet wird (Kapitel 6).

Der Polder Werre ist zwar ein Erfolgsbeispiel dafür, wie man unterschiedliche Sichtweisen zur Wiederherstellung von wassergebundenen Lebensräumen und Landschaftswerten zusammenbringen kann, doch zeigt er auch, wie bestimmte Lebensräume (z. B. Salzwiesen und Schilfgürtel) und bestimmte Tierarten (z. B. Wasser- und Zugvögel) gegenüber anderen bevorzugt werden können. In der Kritik an der Aus-

gleichsmaßnahme wurden Befürchtungen hervorgehoben, dass die geplante Ausgleichsmaßnahme den Bedürfnissen der Fischpopulationen nicht gerecht wird, da das enge Sperrwerk und die festgelegten Wasserstände die freie Wanderung der Fische und ein funktionierendes Laichgewässer nicht gewährleisten könnten (WSV 2009). Dieser Einwand wurde jedoch im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens mit dem Argument vom Tisch gewischt, dass das Ziel der Ausgleichsmaßnahme nicht die Entwicklung eines Laichgewässers an sich sei.

Der moderne Naturschutz geht weg von der Betrachtung einzelner Arten hin zu ganzheitlichen Konzepten. Die Berücksichtigung der Laichansprüche von Süßwasserfischen wie dem Hecht bei der Wiederherstellung einer naturnahen Küstendynamik, Überschwemmungsgebieten und Sümpfen ist in dieser Hinsicht ein mit einzubeziehender Faktor. In der Tat haben Untersuchungen am Boddenhecht gezeigt, dass es mehrere genetisch differenzierte Unterpopulationen gibt, von denen einige auf oligohaline Laichbedingungen mit Pflanzen angewiesen sind.

- Pumpwerk — Gewässernetz mit Pumpwerk — Gewässernetz ohne Pumpwerk

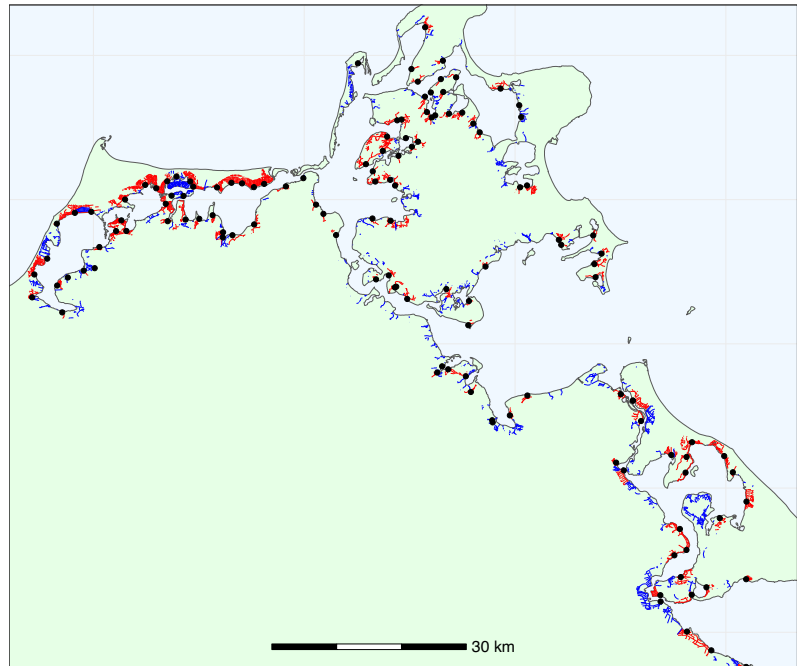


Abbildung 1.57: Darstellung der nicht mehr zugänglichen Gräben und Bäche aufgrund von technischen Einrichtungen der Wasserhaltung (Pumpwerke). Die blauen Gräben und Bäche sind deswegen nicht zwangsläufig zugänglich, da hier Klappensysteme (Abbildung 1.56) die Migration von Hechten verhindern können (Roser et al. 2023).

Kein ökologisches Wiederherstellungsprojekt kann allen Interessen gerecht werden. Es wäre kontraproduktiv, Projekte zu blockieren, die sich nur auf bestimmte Erhaltungsziele konzentrieren. Dennoch bleibt die Frage, wie die besonderen Bedürfnisse von Fischpopulationen routinemäßig in der Renaturierung von Küstenmooren berücksichtigt werden können, eine Herausforderung, die spezielle Ansätze, Protokolle und – was vielleicht noch wichtiger ist – einen höheren Stellenwert auf der Agenda des Küstenzonenmanagements erfordert.

Pumpwerke und andere Bauwerke versperren heute den Zugang zu mindestens 60 % aller Zuflüsse und Gräben und haben damit die Möglichkeit des Laichens von Hechten und anderen Fischen in Süßwassersystemen stark eingeschränkt (Abbildung 1.57, Roser 2021, Roser et al. 2023). Die meisten Strukturen waren jedoch bereits bei der deutschen Wiedervereinigung vorhanden, haben seitdem nicht an Intensität gewonnen und wurden höchstens renoviert. Zwar hat historisch gesehen die Wasser- und Landwirtschaft den Zugang zu periodisch überfluteten Feuchtgebieten und Süßwasserzuflüssen verringert. Allerdings haben diese Stressoren in den

letzten 20 Jahren nicht zugenommen. Nicht auszuschließen ist, dass die Pufferkapazität des Gesamtsystems durch den Verbau der Süßwasserzugänge und möglichen Laichplätze in geschützten Seen und überfluteten Wiesen stetig zurückgegangen ist. Ef-



Abbildung 1.58: Hechte zur Laichzeit vor einer Klappe an einem Zufluss des Barther Bodden.

© PHILIPP ROSER

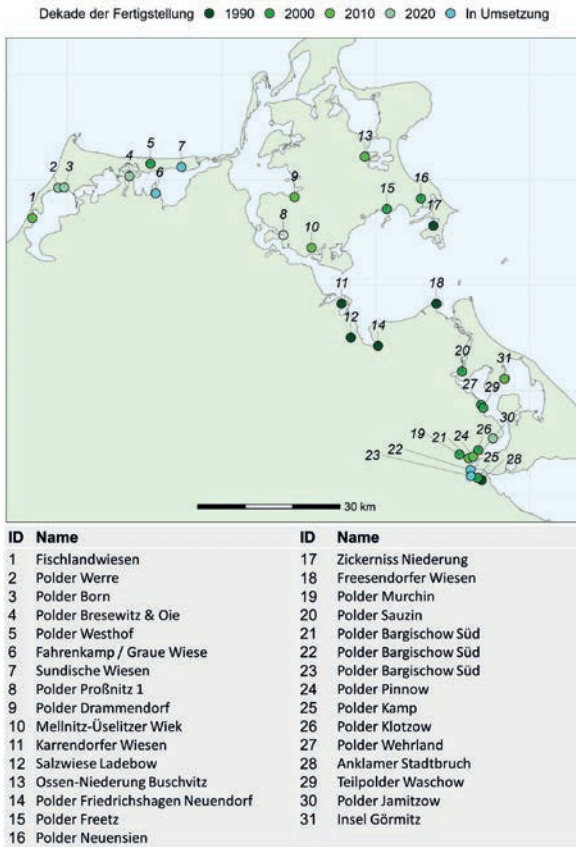


Abbildung 1.59: Darstellung verschiedener Renaturierungsprojekte an den Bodden, teilweise noch in Fertigstellung.

fekte könnten zudem erst heute sichtbar werden, z. B. weil die Rekrutierung der Hechte im Bodden selbst rückläufig und ein Puffereffekt aus Nebengewässern unmöglich geworden ist. Der Erhalt der Bio-komplexität unterschiedlicher Teilpopulationen ist bei Salmoniden zum Erhalt einer hohen Produktivität nachgewiesen worden (Schindler et al. 2010). Positiv zu bemerken ist, dass in den letzten Jahren seit 2006 in mindestens 24 Renaturierungsprojekten auf einer Gesamtfläche von 4.000 ha Deiche geschlitzt oder entfernt und Salzwiesen wiederhergestellt wurden (Abbildung 1.59, Schiefelbein et al. 2011, Schiefelbein 2018, Box 1.3). Ob die verbesserte Verfügbarkeit von Salzwiesen und Grabensystemen zur Rekrutierung beiträgt, ist mangels Monitoring unbekannt, aber denkbar.

### Veränderungen im Nahrungsnetz und in der Fischgemeinschaft

Mangels fischereiunabhängigen Monitorings können die Veränderungen der Fischgemeinschaft in den Bodden nicht zweifelsfrei dokumentiert werden. Analysen der Fischarten in den beruflichen Anlandungen belegten charakteristische Veränderungen, die, wie bereits erwähnt, in erster Linie auf die Nährstoffeinträge aus den 1950er- und vor allem den 1970er- und 1980er-Jahren zurückzuführen waren (Winkler 2002, Winkler & Debus 2006). Durch die Eutrophierung nahmen vor allem in den stärker von der Ostsee isolierten Bodden (westliche Darß-Zingster Bodden, Kleiner Jasmunder Bodden, Peenestrom und Achterwasser) die Zander und Cypriniden zu, während der Hechte abnahm (Winkler 2002, Winkler & Debus 2006).

Die Beutefischbestände sind im zeitlichen Verlauf über mehrere Bodden nicht mit vergleichbaren Methoden untersucht worden, sodass die Beschreibung von Veränderungen der Fischgemeinschaft und der Abundanz von potenziellen Beutefischen der Hechte vage bleibt. Zwischen 2009 und 2020 wurde die Fischgemeinschaft mehrerer Bodden mit experimentellen Enclosures beprobt, die auf die Quantifizierung von Aalen in den Bodden ausgelegt waren (ausführliche Beschreibung in Ubl & Dorow 2015). Diese Enclosures fangen auch eine repräsentative Anzahl von bodenorientierten Fischarten, wohingegen pelagische Fischarten wie Sprotte sowie sehr kleine Arten wie der Dreistachlige Stichling und sehr große Arten wie der Hecht unterrepräsentiert sind. Trotzdem sind diese Daten eine der wenigen Zeitreihen, die für eine Analyse der Veränderungen der Fischartengemeinschaft der Bodden vorliegen.

Die Fischfänge in den untersuchten Bodden setzten sich überwiegend aus neun Arten zusammen: Kaulbarsch, Barsch, Zander, Stichlinge (zwei Arten), Grundel (mehrere Arten) und Plötze (Abbildung 1.61). Die Fänge variierten erheblich zwischen den Bodden und Jahren. Das Bild der besonders hohen Variabilität entspricht den in Kapitel 1.2 bereits dokumentierten vergleichenden Fischbestandser-

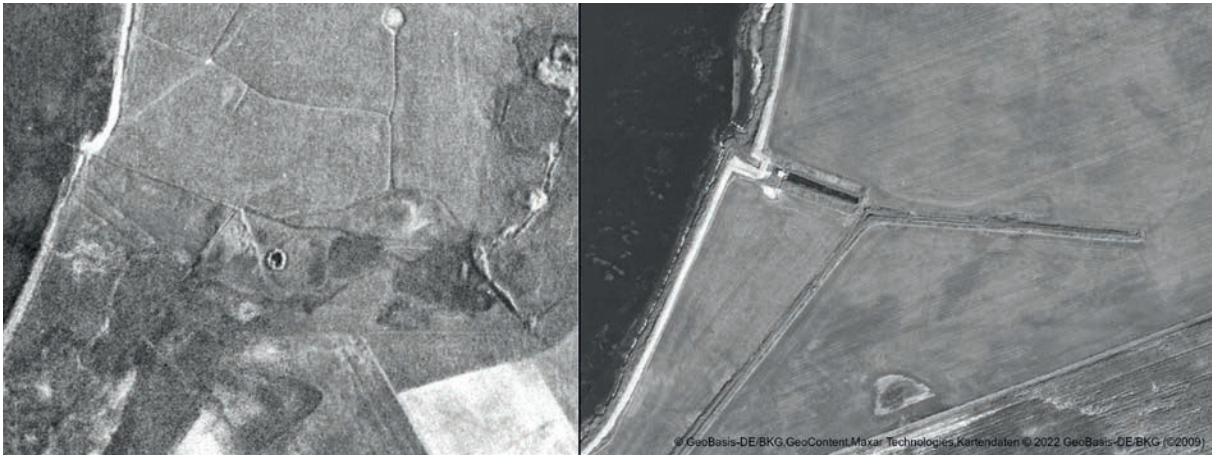


Abbildung 1.60: Küstenstreifen bei Wendisch Langendorf, Barther Bodden, von dem lokale Informanten wissen, dass er früher bei Frühjahrshochwasser laichende Hechte beherbergte, vor (1953, links) und nach (heute, rechts) der Großen Melioration. Links: Die vom Meer hinterlassenen Hochwasserspuren sind deutlich zu erkennen. Rechts: Heute verhindert ein Damm die Überflutung mit Brackwasser, es wurden Entwässerungsgräben angelegt, ein Schöpfwerk entwässert in den Bodden. Quellen: GeoBasis-DE/M-V (links), Bing Virtual Earth (rechts) (aus Roser 2021).

hebungen über 18 Standorte im Jahr 2022 und an drei Standorten im Verlauf des gleichen Jahres. Aufgrund dieser Variabilität zwischen verschiedenen Jahren und Standorten ließen sich zeitliche Unterschiede in der Zusammensetzung der Fischbestände statistisch nicht absichern (Details im Anhang von Arlinghaus et al. 2023a). Auch bei Fischarten, die durch den Fraßdruck auf Hechtbrut und Larven potenziell negativ auf den Hecht wirken können (z. B. Eiterräuber wie der Dreistachlige Stichling), wurden im Laufe der Jahre keine eindeutigen Trends der Dominanzveränderung festgestellt. Dieser Befund steht im Gegensatz zu den Ergebnissen aus der zentralen schwedischen Ostsee (Bergström et al. 2015, Nilsson et al. 2019, Donadi et al. 2020, Ek-löf et al. 2020), die einen Zusammenhang zwischen einer zeitlich stabilen Zunahme der Abundanz des Dreistachligen Stichlings und einem anschließenden Rückgang der Abundanz von Hecht und Barsch zeigten. Speziell für den Greifswalder Bodden wurde auch in den Aal-Enclosure-Daten über alle Jahre hinweg ein Anstieg der Gesamtabundanz von Stichlingen und verschiedenen Grundelarten (s. auch Lewin et al. 2023a) festgestellt. Subklew (1983) berichtete, dass Dreistachlige Stichlinge im Greifswalder Bodden um 1980 herum entweder selten oder gar

nicht vorkamen, sodass wir heute vielleicht tatsächlich einen neuen Stichlings-„Boom“ im Greifswalder Bodden und in anderen Bodden erleben. In der Tat zeigen Sichtbeobachtungen durch das Forschungsteam in den Jahren 2020 bis 2022, dass Stichlinge in vielen Bodden sehr häufig vorkommen, z. B. im Kubitzer Bodden oder in der Grabow. Das Fehlen von fischereiunabhängigen Monitoringdaten für die Zeit vor 2009 erlaubt es jedoch nicht, die Vermutung ansteigender Stichlingsbestände quantitativ abzusichern, zumal die Aal-Enclosures Stichlinge nicht repräsentativ erfassen.

Weitere Veränderungen in der Fischgemeinschaft sind die in den letzten Jahren stark ansteigenden Bestände der Grundeln (insbesondere die invasive Schwarzmundgrundel), die sich auch zunehmend in der Kormoran- (Österwind et al. 2017) und Hecht-nahrung finden (Kapitel 3.2 und Herlevi et al. 2023).

Es ist zu beachten, dass die Enclosures hauptsächlich von Mai bis Juli gestellt und untersucht wurden. Die marinen Arten Hering und Hornhecht, die die Bodden im Frühjahr zum Laichen nutzen und zu diesem Zeitpunkt einen großen Teil der Fischbiomasse ausmachen (Winkler 1987, 1990), waren daher in den Enclosures nicht vertreten. Allerdings hat eine separate Bestandsabschätzung für den im

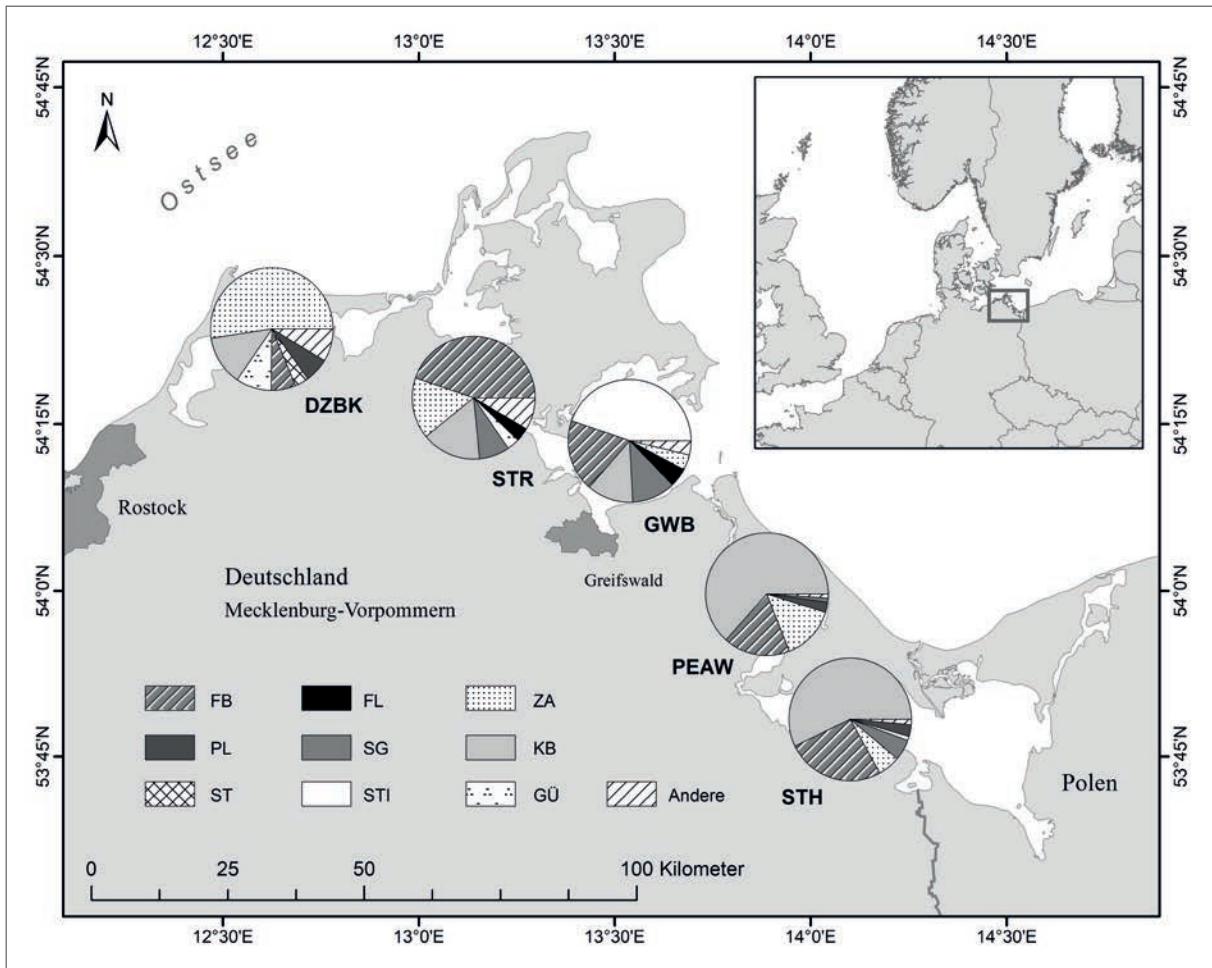


Abbildung 1.61: Zusammensetzung der Fischbestände in den inneren Küstengewässern („Bodden“) der deutschen Ostsee zusammengefasst über mehrere Jahre. Die Tortendiagramme zeigen die sechs häufigsten Arten pro Bodden von West nach Ost, gepoolt über die Jahre 2009 bis 2020: DZBK: Darß-Zingster Boddenkette ( $n = 1.537$ ), STR: Strelasund ( $n = 2.118$ ), GWB: Greifswalder Bodden ( $n = 6.327$ ), PEAW: Peenestrom und Achterwasser ( $n = 28.000$ ), STH: Stettiner Haff ( $n = 36.598$ );  $n$ : mittlere Gesamtzahl der im Untersuchungszeitraum gefangenen Fische; FB: Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), PL: Plötze (*Rutilus rutilus*), ST: Stint (*Osmerus eperlanus*), FL: Flunder (*Platichthys flesus*), SG: Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*), STI: Dreistachliger Stichling (*Gasterosteus aculeatus*), ZA: Zander (*Sander lucioperca*), KB: Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*), GÜ: Güster (*Blicca bjoerkna*), Andere: andere Fischarten (aus Arlinghaus et al. 2023a).

Frühjahr laichenden Hering in der Ostsee gezeigt, dass dessen Bestandsgröße stark rückläufig ist (Abbildung 1.62), was auch eine Abnahme der Heringsbestände im Greifswalder Bodden einschließen kann (Polte et al. 2021). Als Hauptgrund für den Rückgang des Heringsbestands in den Bodden werden der Klimawandel und insbesondere die ungünstige Verschiebung zwischen der Entwicklung der

Eier, dem Schlupf der Heringslarven und dem Höhepunkt des Zooplanktonvorkommens genannt (Polte et al. 2021). Da der Hering eine wichtige Beute für den Hecht in den Bodden ist (Winkler 1987), könnte der jüngste Rückgang des Herings das Wachstum, die Produktivität und allgemein die Beutebasis der Hechte in den Bodden verringern. Auch andere Veränderungen im Nahrungsnetz, z. B. ein in Kapitel 3

Abbildung 1.62: Bestandsentwicklung des Frühjahrsherings in der westlichen Ostsee (nach Fischbestände Online des Thünen Instituts für Ostseefischerei) in den ICES Gebieten 20 – 24 (westliche Ostsee). Die Bestandsgröße und die Nachwuchsproduktion ist in der gesamten westlichen Ostsee abnehmend, genauso wie die Fischereiersterblichkeit und der Gesamtfang (<https://www.fischbestaende-online.de/fischarten/hering/hering-fruehjahrslaicher-westliche-ostsee>).

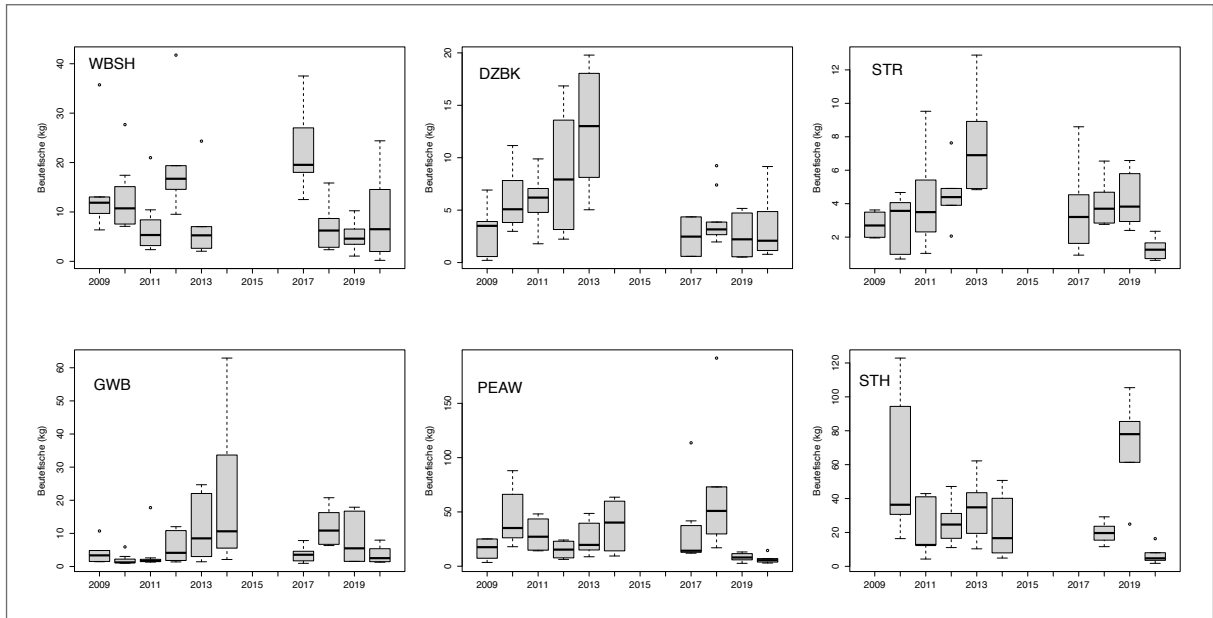
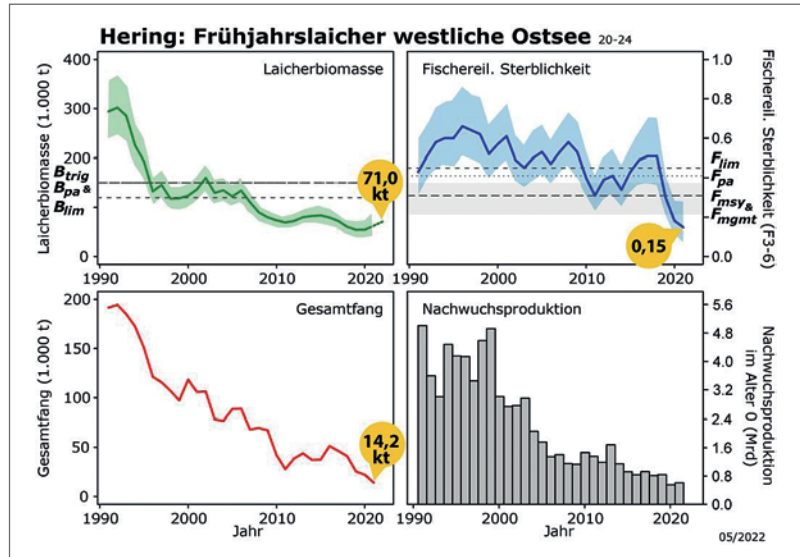


Abbildung 1.63: Boxplots und Median (in kg pro ha, Enclosures von 100 m × 100 m, Maschenweite 10 mm, Netzhöhe 1,8 m), erste und dritte Quantile und Ausreißer möglicher Hechtbeute (Fischlängen < 40 cm). WBSH = Wismar Bucht/Salzhauff, DZBK = Darß-Zingster-Bodden, STR = Strelasund, GWB = Greifswalder Bodden, PEAW = Peenestrom und Achterwasser, STH = Stettiner Hauff. Rückläufige Biomassen sind im DZBB, STR, GWB und PEAW sichtbar. Das letzte Probenjahr 2020 gehört in fast allen Zeitreihen zu den geringsten Biomassewerten.



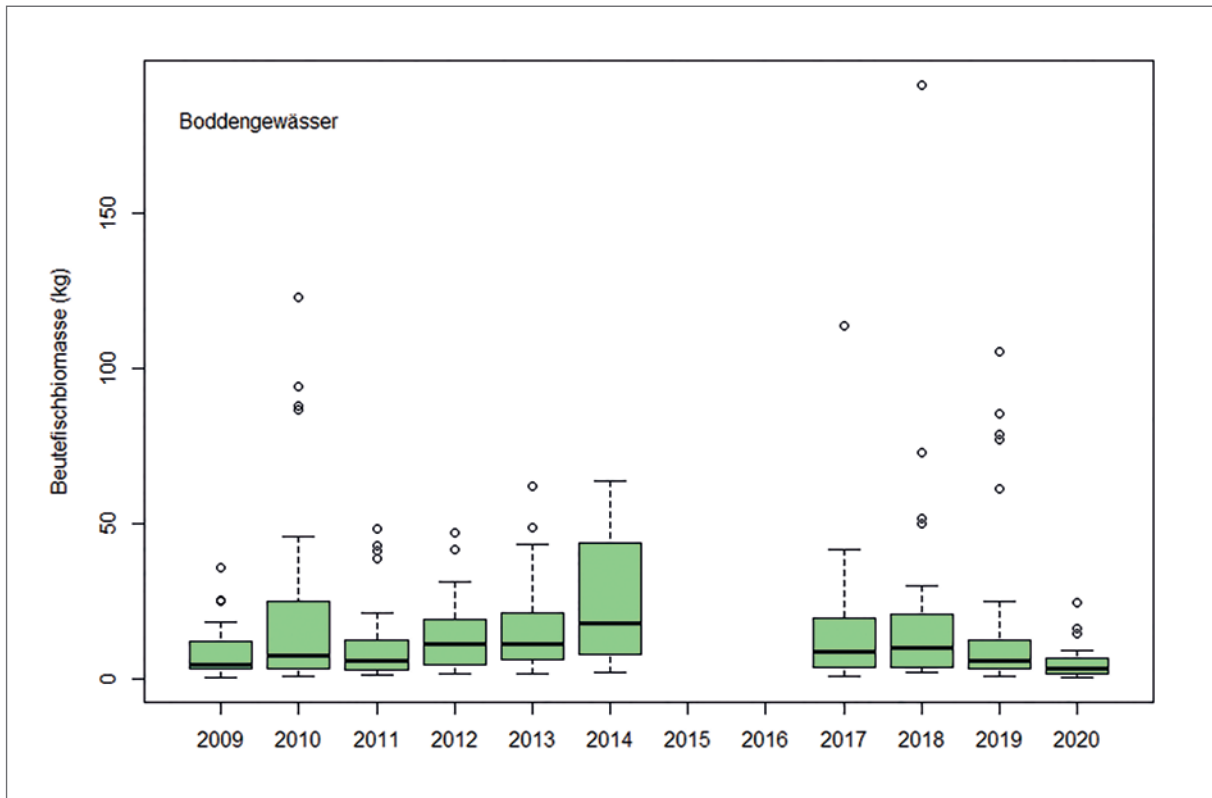


Abbildung 1.64. Boxplots und Median (in kg pro ha, Enclosures von 100 m × 100 m, Maschenweite 10 mm, Netzhöhe 1,8 m), erste und dritte Quantile und Ausreißer möglicher Hechtbeute (Fischlängen < 40 cm) gepoolt für alle beprobten Boddengebiete. Auffällig sind tendenziell rückläufige Werte von 2017 bis 2020.

im Detail gewürdigter Wechsel von größeren zu kleineren Beutefischen, könnten dazu beitragen, dass der Hecht in seiner Entwicklung, vor allem im Wachstum (Kapitel 3.2) beeinträchtigt wird.

Die Entwicklung der Gesamtmenge (Biomasse) von Beutefischen in den Boddengebieten ist aufgrund fehlender Langzeitreihen nicht mit Gewissheit zu beschreiben. In den Darß-Zinger-Bodden ist sie aber nach Daten aus standardisierten Schleppnetzuntersuchungen rückläufig (Helmut Winkler, unveröffentlicht). Einen weiteren Indikator liefern Analysen (Mann Kendall Trend Test auf monotone Trends) der Biomasse der in den Aal-Enclosures enthaltenen Fische innerhalb des Beutefischspektrums des Hechts (< 40 cm, Abbildungen 1.63 und 1.64). Während für die früheren Zeitreihen (2009 bis 2013/14) in den Gebieten DZBK ( $S = 10$ ,  $p = 0,008$ ), STR ( $S = 8$ ,  $p = 0,042$ ) und GWB ( $S = 13$ ,  $p = 0,008$ ) positive Trends vorlagen, konnten für den Zeitraum

2017 bis 2020 weder positiv- noch negativ signifikante Trends nachgewiesen werden. Grund dafür kann aber auch die geringe Stichprobe innerhalb dieser Zeitreihe ( $n = 4$ ) sein. Fakt ist, dass das letzte Jahr des Datensatzes (2020) in fast allen Boddengebieten zu denen mit den geringsten Beutefischaufkommen gehört. Eine negative Tendenz der Beutefischgesamtbiomasse über die Boddengebiete hinweg ist auch in Abbildung 1.64 auszumachen. Abnehmende Trends der Beutefischbiomasse können ein Resultat reduzierter Nährstofffrachten sein, könnten aber auch durch hohe Kormorankonsumption von Plötzen und Barschen mitbeeinflusst sein (Arlinghaus et al. 2021).

#### Natürliche Prädatoren

Obwohl eine Reihe natürlicher Prädatoren, darunter Kegelrobbe (*Halichoerus grypus*), Kormoran (*Phalacrocorax carbo*), Fischotter (*Lutra lutra*) und Seeadler



Abbildung 1.65: Ein Seeadler auf der Jagd an den Bodden.

© OLAF LINDNER



Abbildung 1.66: Zwei Seeadler kämpfen über den Bodden um einen erbeuteten Fisch.

© DOMINIQUE NIESSNER



Abbildung 1.67: Nachgewiesene Prädation durch Otter in einem Zufluss der Grabow (links, © Jörg Schütt) und durch Otter oder Kegelrobben im Kubitzer Bodden in Dezember 2020 (rechts, © Tommy Tiegs).

(*Haliaeetus albicilla*) (Abbildungen 1.65 und 1.66), Hechte erbeuten (Nadjafzadeh et al. 2015), sind in den Bodden zahlenmäßig nur Kormorane und potenziell Kegelrobben von Bedeutung. Dementsprechend wird auf diese beiden Arten fokussiert.

**Kegelrobben:** Die Gesamtpopulation der Kegelrobben in der Ostsee war seit den 1950er-Jahren durch Bejagung und durch Umweltverschmutzung mit Schadstoffen, die zur Unfruchtbarkeit der Weibchen führten, zusammengebrochen (Bäcklin et al. 2010). Die baltische Unterart der Kegelrobbe (*Halichoerus*

*grypus grypus*) stand am Rande der Ausrottung. An der deutschen Ostseeküste waren Kegelrobben bereits in den 1920er-Jahren verschwunden (von Nordheim et al. 2011, Nestmann & Harder 2014). Durch die Einführung von Schutzmaßnahmen in den 1980er-Jahren stieg die Zahl der Kegelrobben ostseeweit von wenigen Tausend in den frühen 1990er-Jahren rasant auf 42.000 gezählte Robben im Jahr 2021 (ICES 2019, 2020, HELCOM 2021, 2022). Da nur 70–85 % der Robben bei Zählungen während der Fellwechsel erfasst werden (Hiby et al. 2007), kann der aktuelle Bestand auf 52.000–60.000 ge-



Abbildung 1.68: Kegelrobben sind Spitzenräuber an der Küste.

© ULF BERGSTRÖM

schätzt werden. Diese Zahlen liegen nicht mehr weit unter der historisch dokumentierten Populationsgröße von 88.000–100.000 Individuen zu Beginn des 20. Jahrhunderts (Wendt 2018, Galatius et al. 2020). Etwa 90 % der baltischen Kegelrobbenpopulation befinden sich in der nördlichen Ostsee, weniger als 10 % kommen südlich der Insel Gotland in der südlichen Ostsee vor (Galatius et al. 2020, HELCOM 2021). Obwohl die Kegelrobbenbestände in der südlichen Ostsee noch vergleichsweise klein sind, ist in den letzten Jahren ein starkes Populationswachstum zu verzeichnen: Von nur 146 gezählten Kegel-

robben (1 % des gesamten Ostseebestands) im Jahr 2003 ist der Bestand bis 2015 auf 2.600 Robben angewachsen (7 % der Gesamtpopulation) (Galatius et al. 2020) und bis 2021 auf ca. 3.000 Tiere (8 % Gesamtpopulation) (HELCOM 2022). Dieses stetige Wachstum spiegelte sich auch in einem Anstieg der an den Küsten von Mecklenburg-Vorpommern gefundenen Kadaver wider: von weniger als 10 Kadavern pro Jahr bis 2007 auf mehr als 50 Kadaver im Jahr 2020 (Maschner et al. 2014, Reif et al. 2021). Abbildung 1.69 zeigt die Entwicklung der Kegelrobbenbestandsgrößen im Greifswalder Bodden zwischen 2007 und 2022. Der Trend ist auch hier positiv, die Bestandsgrößen schwanken aber im Jahresverlauf stark. Der Median der Abundanz über alle Monate eines Jahres ist von nahezu Null im Jahr 2007 auf etwa 150 Kegelrobben im Jahr 2022 gestiegen, mit Spitzenwerten von fast 500 Tieren im Frühjahr. Die höchsten Sichtungshäufigkeiten treten zwischen Februar und Mai während der Heringslaichzeit um die Insel Greifswalder Oie östlich des Greifswalder Boddens auf (von Nordheim et al. 2019, Buschhaus & Rönn 2022).

Der tägliche Nahrungsbedarf erwachsener Kegelrobben schwankt zwischen 4 und 8 kg Fisch (Nestmann & Harder 2014, Wendt 2018). Studien zum Mageninhalt in der Ostsee bestätigten ein opportunistisches Fressverhalten je nach Beuteverfügbarkeit (Lundström et al. 2007, Lundström et al. 2010, Olsen et al. 2018, Mehtonen 2019, Hoffmann 2019).

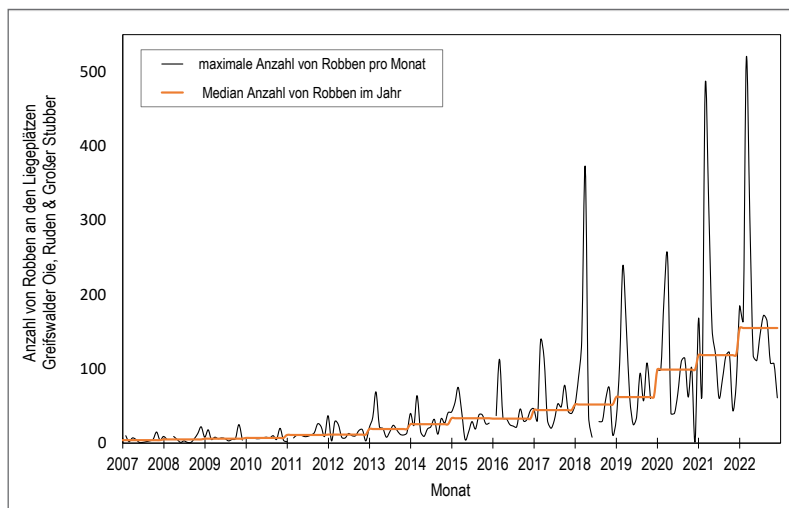


Abbildung 1.69: Mediane monatliche Anzahl der Kegelrobben im Bereich Greifswalder Bodden (orange Linie) und maximale monatliche Anzahl der Kegelrobben an den Zählplätzen „Großer Stubber“, „Ruden“ sowie „Greifswalder Oie“ östlich des Greifswalder Boddens seit 2007 (Datenquellen: Monitoringdaten verschiedener Institutionen, Verein Jordsand, Weiße Flotte, Bundesamt für Naturschutz, Biosphärenreservatsamt Südost-Rügen, WWF und Deutsches Meeresmuseum).

In frühen schwedischen Studien wurde festgestellt, dass der Hecht weniger als 5 % der Biomasse in der Ernährung von Kegelrobben in den äußeren Schären in Schweden ausmacht (Lundström et al. 2007, Strömberg et al. 2012, Hansson et al. 2018). In einer neueren Studie von Svensson (2021) für die inneren und zentralen Teile der Schären wurde der Hecht als wichtige Beutetierart für Kegelrobben ermittelt. Er machte in dieser Region bei insgesamt 57 Proben (vier Magen-Darm-Proben, 53 Kotproben, 2016–2017 und 2020) 20 % der Nahrungsbiomasse aus und war damit nach Barsch (46 %) und Hering (24 %) die dritt wichtigste Nahrungsquelle. Berechnungen anhand von Otolithen ( $n = 24$ ) ergaben Längen der Hechte zwischen 28 und 73 cm bei einem Mittelwert von 44 cm, das heißt, Robben fraßen adulte Hechte. Da der Probenumfang mit 57 Robben relativ klein ist und die Proben überwiegend im Frühjahr genommen wurden, zeigen sie nur eine saisonale und regionale Nahrungszusammensetzung. Deutlich wird jedoch, dass in süßwassergeprägten Küstenregionen der

Hecht als Beutefisch von größerer Bedeutung für Kegelrobben sein kann. Bergström et al. (2023) zeigten korrelativ einen Zusammenhang zwischen der zunehmenden Kegelrobbenpopulation und einer abnehmenden Hechtpopulation in den Schären der schwedischen Ostküste. Bergström et al. (2022) belegten für verschiedene Buchten in Schweden, dass Robben die aufgrund rückläufiger Fischerei und Angelfischerei ansteigenden Hechtabundanz über Fraßdruck dezimierten. Die nach diesen korrelativen Studien für einen negativen Effekt nötigen Robbendichten werden im Greifswalder Bodden bereits erreicht. Fischer:innen und Angler:innen berichten von zunehmenden Robbensichtungen auch in den inneren Bodden westlich Rügens sowie im Darß-Zingster Bodden.

Ein kritischer Aspekt der morphologischen Mageninhaltsanalysen ist die Unterschätzung kleinerer Beutefische. In-vitro-Verdauungsexperimente zeigen, dass kleinere Fische in künstlichen Robben- und Schweinswalmägen schneller verdaut werden als



Abbildung 1.70: Kegelrobben im September 2022 bei Niedrigwasser auf dem Liegeplatz Großer Stubber im Greifswalder Bodden.

© DOMINIQUE NIESSNER



Abbildung 1.71: Totfunde von Kegelrobben, wie hier am Strand von Lubmin (südlicher Greifswalder Bodden), werden im Rahmen des Strandungsnetzwerkes am Deutschen Meeresmuseum in Stralsund obduziert, um neben möglichen Todesursachen auch Magen- und Darmproben zu untersuchen.

© DOMINIQUE NIESSNER

größere Fische (Hoffmann 2019, Klemens 2019). Auch Hechte werden in der Kegelrobberernährung notorisch unterschätzt, da Robben die Köpfe oft nicht verschlucken und somit Otolithen und andere harte Strukturen zur Identifizierung fehlen (Bergström et al. 2022). Auch das Gebiet, in dem die Proben entnommen werden, spielt eine Rolle, da sich die Nahrungszusammensetzung von Robben in inneren Küstengewässern sehr wahrscheinlich von Robben unterscheidet, die in äußeren Küstengebieten leben und fressen. In der bisher einzigen morphologischen Studie zu Kegelrobbermageninhalten aus den Bodengewässern und den Küstengewässern Vorpommerns wurde kein Hecht nachgewiesen, allerdings war der Stichprobenumfang gering und es wurden nur Totfunde untersucht (Hoffmann 2019). Kegelrobber in den Küstengewässern M-Vs nahmen vor allem die folgenden Fischarten auf: Hering (45,7–62,8 Gewichtsprozent), Plötze (24,7–35,7 %), Dorsch (*Gadus morhua*) (8,1–14,6 %), Flunder (2,7–3,7 %), Sprotte (1 %), Sandaal (< 1 %) und Hornhecht (< 1 %) (Hoffmann 2019). In dieser Studie wurden 22 intakte Mägen und zehn Mageninhalte von Kadavern aus den Jahren 2016 bis 2019 von der gesamten Ostseeküste in M-V untersucht. In 80 weiteren Kegelrobbermägen aus M-V wurden morphologisch mehr als 20 Beutearten identifiziert, allerdings keine Strukturen von Hechten (Westphal, unveröffentlichte Daten, s. Kapitel 6). Svensson (2021) konnte auch nur in 20 % der Proben aus Schweden Hartstrukturen von Hechten nachweisen. Diese Proben stammten von geschossenen Tieren (n = 4) sowie aus Kotproben (n = 53) von Liegeplätzen, was sich deutlich von den in M-V überwiegenden Totfunduntersuchungen unterscheidet. Obwohl es bisher keine wissenschaftlichen Belege dafür gibt, dass die um Rügen lebenden Kegelrobber Hechte fressen, bleibt die Einschränkung, dass die bisher untersuchten Proben hauptsächlich von toten Robben stammen, die vermutlich vornehmlich an der Außenküste gefressen haben oder aber kranke Tiere mit verändertem Jagdverhalten umfassen. Beobachtungen von Angler:innen und Berufsfischer:innen, darunter auch Fotodokumenta-



Abbildung 1.72: Von Kegelrobber verletzte Hechte aus Stellnetzfischerei an den Bodden.

© STEFFEN SCHNORRENBURG

tionen (Kapitel 6), legen nahe, dass ausgewachsene Kegelrobber in den inneren Bodden (große) Hechte fressen und dass die Tiere auch Hechte aus den Kiemennetzen der Fischer:innen aufnehmen und beschädigen (Abbildung 1.72). Weitere Studien sind erforderlich, um die Auswirkungen der Kegelrobber auf die Hechte in den Bodden zu untersuchen. Vor allem genetische Untersuchungen könnten Hechtprädation nachweisen, wenn nur Weichgewebe gefressen wurde und somit eine Bestimmung mit bisherigen morphologischen Methoden nicht möglich ist. Bisherige Hinweise sind lückenhaft und las-

sen keine Einschätzung der Robbenfraßeffekte auf Hechte zu. Ebenfalls unklar ist, ob sich das Verhalten von Hechten und anderen Fischen ändert, wenn ein Gebiet stärker von Robben genutzt wird.

**Kormorane:** Der Kormoran ist ein weiterer Fischräuber, dem von Fischern und Anglern oft ein Einfluss auf die Hechtpopulationen unterstellt wird (Arlinghaus et al. 2021). Ähnlich wie bei den Kegelrobben wurde der Kormoran als Fischereischädling im 20. Jahrhundert auf ein sehr niedriges Niveau heruntergejagt (Rauschmayer & Weiss 2013). Durch Vogelschutzbestimmungen auf EU-Ebene, die in nationales Recht umgesetzt wurden (Kapitel 2.4), konnte sich die Art in den letzten Jahren massiv erholen. Nach einer Phase rapider Bestandszunahmen hat sich der Kormoranbestand im südwestlichen Ostseeraum (Dänemark, M-V, Schleswig-Holstein) in den letzten Jahrzehnten auf hohem Niveau stabilisiert. Im Jahr 2020 lag der Bestand in der südlichen Ostsee bei 47.794 Brutpaaren (BP). In den nordöstlichen Teilen der Ostsee (Finnland und Estland) leben seit 2016 ebenfalls rund 50.000 BP. Allein in Deutschland gibt es heute etwa 20.000 bis 26.500 BP, von denen 60 % in M-V brüten. Zudem besuchen vor allem im Winter zahlreiche Kormorane als Zugvögel die Bodden. Abbildung 1.73 zeigt die Anzahl

der Brutpaare im Bereich der Insel Rügen und der Boddengewässer in den letzten 70 Jahren.

Abbildung 1.73 verdeutlicht den starken Anstieg der Bestände von 1990 bis heute und die Stabilisierung in den letzten Jahren, wobei nichtbrütende und ziehende Vögel in den Zahlen nicht enthalten sind. Anhand von monatlichen Zählraten aus dem Jahr 2018, die auch nichtbrütende und wandernde Kormorane einschließen und um Zählfehler korrigiert wurden (Herrmann & Zimmermann 2019), wurde die mittlere jährliche Anzahl von Kormoranen im gesamten Boddengebiet im Jahr 2018 neu berechnet. Die Schätzung lag bei rund 29.800 Individuen und damit 38 % über der aus den Brutdaten abgeleiteten Zahl an Kormoranen im selben Jahr. Auch im Jahr 2018 schwankte die Zahl der Kormorane saisonal stark (Herrmann & Zimmermann 2019) mit einem Maximum im September (ca. 54.000 Individuen) und einem Minimum im Januar (ca. 11.800 Individuen).

Angesichts der starken Bestandserholung und vor dem Hintergrund eines Verzehrs von rund 500 g Fisch pro Kormoran und Tag (Ridgway 2010) ist die Art zum Gegenstand eines ritualisierten Konflikts zwischen Natur- und Artenschutz und Fischerei geworden (Dierschke & Helbig 2008, Rauschmayer & Weiss 2013). Nach Winkler et al. (2014a,b) und Arlinghaus et al. (2021) liegen die berechneten Fisch-

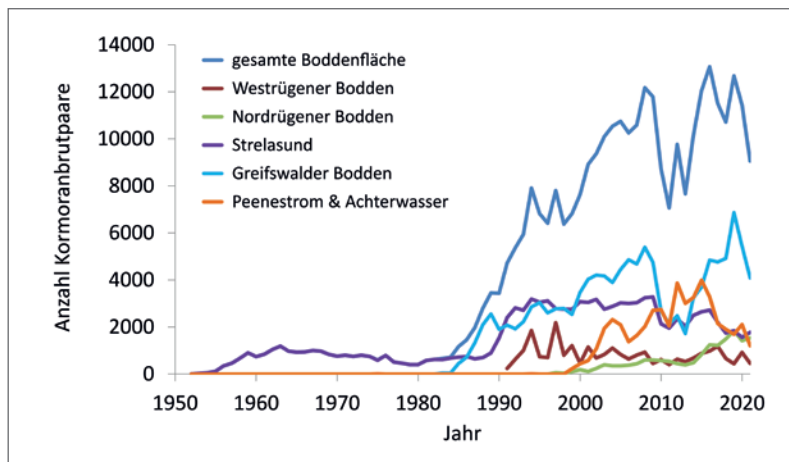


Abbildung 1.73: Brutpaare von Kormoranen um Rügen (Datenquelle: LUNG-M V).



Abbildung 1.74: Kormorane sind in den letzten Jahren an der Küste der gesamten Ostsee stark angestiegen.

© ROBERT ARLINGHAUS

entnahmen durch Kormorane für die Boddengewässer um die Insel Rügen (ohne Peenestrom und Achterwasser) zwischen den Entnahmen durch die Berufs- und Freizeitfischerei mit einem geschätzten durchschnittlichen Gesamtfischkonsum von 2.394 t Fisch pro Jahr für die Jahre 2011 und 2012. Die wichtigsten verzehrten Fische waren Barsch (26 %) und Plötze (24 %) neben anderen kleineren Fischarten (Stichling, Gobiiden und Kaulbarsch, Winkler et al. 2014a,b). Laut dieser Studie war der Hecht ein seltener Nahrungsbestandteil der Kormorane (0,3 % der Biomasse). An bestimmten Standorten (z. B. Kolonie Heuwiese im Kubitzer Bodden) wurden jedoch in anderen Studien Beiträge des Hechts an der Kormoranernahrung von bis zu 11,4 % berichtet (Müller 2014). Aktualisierte Berechnungen, die von einem Nahrungsanteil nach Biomasse von 1 % ausgehen (Arlinghaus et al. 2023a), ergaben, dass die Kormoranprädation an den Bodden mehr als 50 t Hecht be-

tragen könnte, was die kommerziellen Hechtanlandungen der letzten Jahre deutlich übersteigt (Kapitel 5) und die frühere Schätzung von 8,2 t Hechtentnahme durch Kormorane in den Bodden weit übertrifft (Arlinghaus et al. 2021). In Anbetracht der Tatsache, dass Kormorane viel kleinere Hechte (hauptsächlich 20–40 cm, Östman et al. 2013) entnehmen als Fischer:innen oder Angler:innen ( $\geq 50$  cm), kann davon ausgegangen werden, dass die Zahl der von Kormoranen verzehrten Hechte die Zahl der von kommerziellen Fischern in den letzten Jahren gefangenen Hechte deutlich übersteigt (Kapitel 5). Modellergebnisse für die Region um Rügen deuten an, dass der Hechtbestand um bis zu 60 % erhöht werden könnte, wenn die Kormoranbestände substanziell dezimiert würden (Kapitel 6). Auch andere Studien aus dem Ostseeraum zeigen, dass die Kormoranprädation auf Hecht und andere Süßwasserfische an der Ostsee relevante Auswirkungen auf die Berufs- und Freizeitfischerei hat (Östman et al. 2013).

#### Fischereidruck (Berufs- und Angelfischerei)

Wie in späteren Kapiteln im Detail dargestellt wird, nimmt die Biomasse der Boddenhechte seit 2010 deutlich ab (van Gemert et al. 2022). Ähnliche Entwicklungen finden sich in vielen Bereichen der zentralen und südlichen Ostsee (Olsson et al. 2023). Die beruflichen Hechtanlandungen sind seit der Wende zwar rückläufig, dafür haben die anglerischen Hechtanlandungen zugenommen (van Gemert et al. 2022). Wenn trotz rückläufiger beruflicher Anlandungen die Hechtbiomasse in den Bodden rückläufig ist, ist entweder die Rekrutierung und das Wachstum beeinträchtigt oder (bzw. und) die Gesamtsterblichkeit erwachsener Hechte als Folge von Berufsfischerei, Angelfischerei und natürlicher Prädation zu hoch. In der Tat steigt die über bestandskundliche Methoden (van Gemert et al. 2022) ermittelte Fischereisterblichkeitsrate (der Anteil der Population, der über die Fischerei und Angelfischerei entnommen wird) seit 2010 an, lediglich unterbrochen durch einen Abfall im ersten Jahr der Corona-Pandemie 2020 (Kapitel 5). Aktuell ist die Fischereisterblichkeit nicht nach-

haltig und liegt über der, die den maximalen Dauerertrag realisiert (van Gemert et al. 2022, Fitzgerald et al. 2023, Olsson et al. 2023). Auch die Größenüberfischung, bei der die Fische nicht mehr maximal lang werden und die die Angelqualität entscheidend trifft, hat sicher eingesetzt (van Gemert et al. 2022, zu Details Kapitel 5.4).

Die kombinierte fischereiliche Sterblichkeitsrate liegt also aktuell über dem Referenzpunkt der Fischereisterblichkeit für maximale Erträge  $F_{MSY}$  und ist daher fischereibiologisch nicht nachhaltig (van Gemert et al. 2022). Wer ist für die Überfischung maßgeblich verantwortlich? Seit der Wende hat vor allem die Angelfischerei an den Bodden stark an Bedeutung gewonnen. Wenn viele Angler und Anglerinnen an den Bodden auf Hechtfang gehen, summieren sich selbst geringe Entnahmen pro Angler:in und Jahr schnell auf beachtliche Höhen. Von 2006 bis 2014 hat aber der Anteil der freiwillig zurückgesetzten Hechte von 30 % auf 60 % zugenommen (Arlinghaus et al. 2021). Gleichzeitig hat der Preis pro kg Hecht für Berufsfischer:innen in den letzten Jahren mit der abnehmenden Bestandsgröße zugenommen, was Anreize setzt, den Fangdruck auf den Hecht zu steigern (Dao et al. 2023). Während noch im Jahr 2013/2014 die fischereiliche Sterblichkeit beim Hecht in der Freizeitfischerei dominierte (Arlinghaus et al. 2021), zeigen aktuelle Fang-Markierung-Wiederfangdaten aus dem Projekt BODDENHECHT für die Jahre 2020 bis 2022, dass die fischereiliche Sterblichkeit in der Freizeitfischerei und in der kommerziellen Fischerei ungefähr gleich hoch war (Kapitel 5). Weiterhin deuten deutlich höhere Fänge in Schutzgebieten im Vergleich zu den offenen Gebieten auf einen relevanten Fischerei- bzw. Angelfischereieffekt auf die Hechtabundanz hin (Kapitel 5.7). Auch die leichte Wiedererholung der Biomassen der Hechte im ersten Corona-Jahr bei reduzierter Befischung (z. B. als Folge von Reisebeschränkungen für Touristen) indiziert, dass die Fischerei und Angelfischerei negativ auf die Abundanz einwirken. Hechte an den Bodden sind relativ stationär (Lukyanova 2022), was sie empfänglich macht

gegenüber lokaler Überfischung, wenn z. B. lokale Subpopulationen in ausgewählten Buchten von der kommerziellen Fischerei oder der Freizeitfischerei stark befischt werden (Bergström et al. 2022).

Insgesamt zeigen die verfügbaren Daten, dass der angel- und berufsfischereiliche Druck auf die Boddenhechtbestände über die Zeit angestiegen ist, während gleichzeitig die Hechtproduktivität und vor allem das Hechtwachstum (Kapitel 3) negative Trends zeigen. Es ist sehr wahrscheinlich, dass zu hohe Entnahmen einer der Gründe für die aktuell negativen Bestandsentwicklungen sind, aber die geschätzten Fischereisterblichkeiten  $F$  von etwa 0,2 bis 0,4 pro Jahr (Kapitel 5) reichen nicht aus, um in der Fischerei bzw. Angelfischerei den Haupteinflussfaktor auf die Hechtrückgänge auszumachen. Darüber hinaus ist denkbar, dass gerade die Fangraten der Angler und Anglerinnen rückläufig sind, weil die Hechte in der Lage sind, Kunstköder effektiv zu meiden, und Hakvermeidungsverhalten zeigen, das mit dem Angelaufwand in einem Gebiet ansteigt (Beukema 1970, Arlinghaus et al. 2017a,b, Monk et al. 2021).

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Die bisherige Analyse zeigt, dass die Bodden für Süßwasserfische extreme Lebensräume darstellen, einige Arten wie der Hecht es aber geschafft haben, sich über evolutionäre Anpassungen in der Osmoregulation an das Leben im Salzwasser zu adaptieren. Daher bieten die Bodden grundsätzlich hervorragende Bedingungen für einen produktiven Hechtbestand. Verschiedenste Entwicklungen machen den Hechten an den Bodden aber derzeit das Leben schwer, wie reduzierte Zugänge zu Süßwasserfeuchtgebieten, zunehmende Hitzetage, anhaltend geringe Makrophytenbestände, ansteigende Bestände natürlicher Prädatoren (Kormoran, Kegelrobbe, eventuell auch Dreistachliger Stichling) und ansteigende und insgesamt zu hohe Fischereisterblichkeit. Eine Förderung der Boddenhechtbestände ist nach der Erörterung der bisher vorgelegten Erkenntnisse und Überlegungen über folgende Wege denkbar:



- ▶ Anhebung der Krautbestände durch eutrophierungsminimierende Maßnahmen im Einzugsgebiet
- ▶ Renaturierung der Boddenufer und -zuflüsse, u. a. gesteigerte Einwanderbarkeit in Gräben und Zuflüsse sowie gezielte Wasserstandsregulation in überfluteten Salzwiesen zur Hechtlaichzeit im Frühjahr
- ▶ Reduktion der Fischereiersterblichkeit durch weitgehende Schonmaßnahmen
- ▶ Reduktion der Fraßverluste, insbesondere durch Kormorane

Nicht auszuschließen ist, dass der Hechtbestand in einen neuen Zustand mit insgesamt geringerer Gesamtproduktivität gewechselt ist. Dies deuten aktuelle Wachstumsuntersuchungen an, die zurückgehende Wachstumsraten gerade der älteren Hech-

te zeigen. Modelle sagen voraus, dass die heutige Produktivität des Hechtbestands an den Bodden nur noch etwa halb so groß ist wie noch in den 1950er- bis 1980er-Jahren (Kapitel 3). Sollte sich dieser Befund bestätigen, ist ein neues Managementregime nötig, das sich an die veränderte Grundproduktivität anpasst (Kapitel 6).

### 1.5 Das BODDENHECHT-Projekt

Zur detaillierten Untersuchung des Zustands und etwaiger Ursachen rückläufiger Hechtbestände an den Bodden und Erarbeitung von Empfehlungen für die Zukunft wurde das BODDENHECHT-Projekt ins Leben gerufen. Initiiert und erdacht wurde das Projekt von Prof. Dr. Robert Arlinghaus vom Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei und der



**BODDENHECHT**  
Fischerei | Tourismus | Nachhaltigkeit

Lautzeit:  
01.01.2019 – 30.06.2023

Gefördert durch:



Mecklenburg-Vorpommern  
Ministerium für Klimaschutz,  
Landwirtschaft, ländliche  
Räume und Umwelt



Europäischer Meeres- und  
Fischereifonds der Europäischen Union

**Motto: Gemeinsam forschen, gemeinsam handeln  
für verbesserte Boddenhechtbestände**

Abbildung 1.75: Überblick zur Übergabe des Förderbescheids durch Minister Dr. Till Backhaus an Prof. Dr. Robert Arlinghaus und Projektlogo zum BODDENHECHT-Projekt.

© ROBERT ARLINGHAUS (FOTO OBEN LINKS), © PRIMAVIA AGENTUR FÜR PRINT, WEB & IDENTITY (RUNDE ABBILDUNGEN UNTEN LINKS)

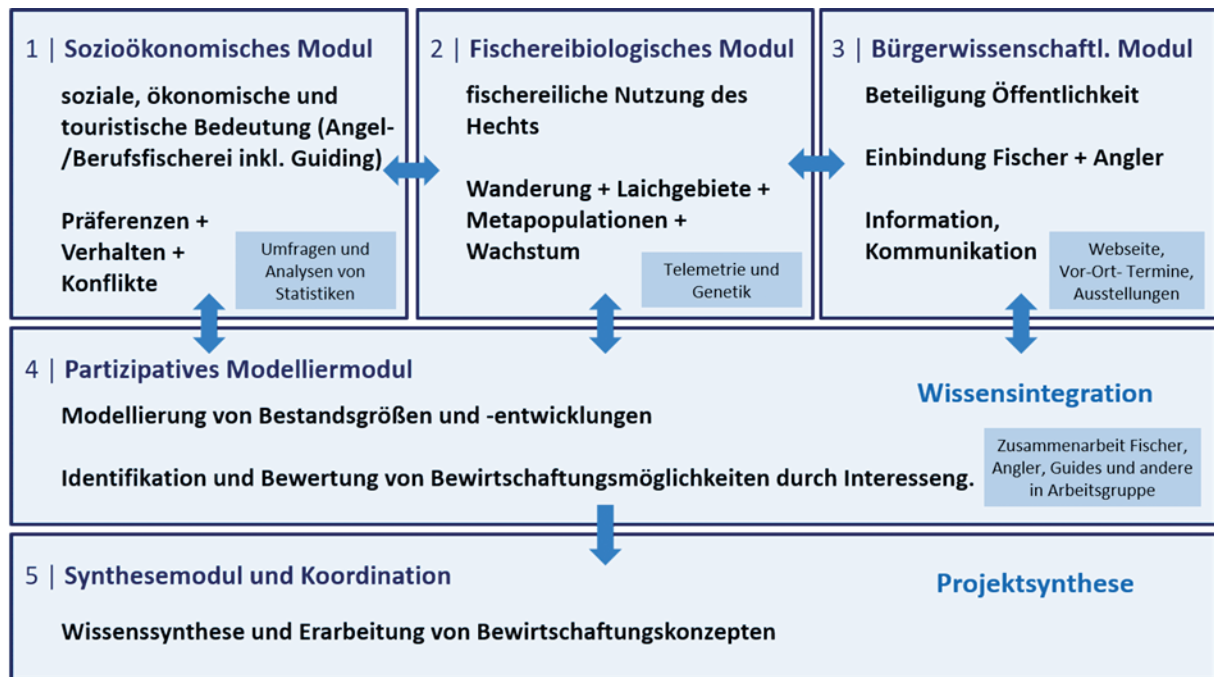


Abbildung 1.76: Modulstruktur des BODDENHECHT-Projekts.

Humboldt-Universität zu Berlin in Kooperation mit der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei M-V in Rostock und einer Reihe weiterer nationaler und internationaler Kooperationspartner, wie die Universität Oldenburg, Universität Rostock, das Leibniz-Institut für Ostseeforschung, Leibniz-Institut für ökologische Raumplanung, IMEDA in Mallorca (Spanien), das Geoforschungszentrum Potsdam, Geomar Kiel, die Universität Southampton und das Thünen-Institut für Ostseefischerei. Das Projekt lief vom 01.01.2019 bis zum 31.08.2023 mitten durch die Corona-Pandemie in den Jahren 2020–2022. Das Projektmotto war: Gemeinsam forschen, gemeinsam handeln für verbesserte Boddenhechtbestände (Abbildung 1.75).

Projektziele waren:

- 1) Quantifizierung und Bewertung der sozioökonomischen und touristischen Bedeutung des Boddenhechts
- 2) Identifizierung von Laichgebieten, Wanderbewegungen, Metapopulationsstrukturen und der

fischereilichen Nutzungsintensität (Berufs- und Angelfischerei)

- 3) evidenzbasierte Erarbeitung von Schutz-, Bewirtschaftungs- und Tourismuskonzepten zum Boddenhecht im Dialog mit der Praxis
- 4) Vernetzung verschiedener Interessengruppen
- 5) Durchführung eines national und international sichtbaren Leuchtturmprojekts in der inter- und transdisziplinären, partizipativen Küstenfischereiforschung

Das Projekt war in fünf Arbeitspakete (AP) gegliedert (Abbildung 1.76), die unterschiedliche sozioökonomische (AP 1), fischereibiologische (AP 2), bürgerwissenschaftliche (AP 3) sowie Modellierkomponenten (AP 4) aufwiesen. Das Arbeitspaket 5 war der Projektsynthese gewidmet, die in der zusammenführenden Bewertung aller Einzelergebnisse im vorliegenden Buch sowie in Arlinghaus et al. (2023a) erfolgt. Auch die bereits in den Unterkapiteln präsentierten Einsichten gehören in die Synthese und Gesamtschau der vielfältigen, eng verzahnten Projektaktivitäten und -ergebnisse. Neben der Projekt-

förderung von knapp 1,8 Mio. Euro über Mittel der EU (Europäischer Meeresfischereifonds) flossen Landesmittel sowie umfangreiche Eigenmittel der beteiligten Organisationen in das Projekt ein.

An dieser Stelle sollten nicht alle Aktivitäten, Teilziele und Methoden im Detail gewürdigt werden. Weiterführende Kapitel sowie die Primärartikel

aus dem Projekt stellen wesentliche methodische Details der Vorgehen sowie die Kernergebnisse im Detail dar. In Tabelle 1.4 wird überblicksartig zusammengefasst, welche wissenschaftlichen und praktischen Ziele die unterschiedlichen AP hatten und mit welchen Methoden versucht wurde, Antworten zu finden.

Tabelle 1.4: Überblick über Ziele, Vorgehen und Hauptmethoden im BODDENHECHT-Projekt.

Arbeitspaket	Ziel	Methodisches Vorgehen	Beispielpublikationen
1: Sozioökonomie	Systemverständnis, Konfliktanalyse	Stakeholder-Analyse über 46 semi-strukturierte Interviews mit einer Vielzahl unterschiedlicher Akteure	Arlinghaus et al. (2022a) Vogt (2020)
1: Sozioökonomie	Langzeittrends bei Fischerei, Anlandungen, Preisen, touristischer Bedeutung	statistische Analyse behördlicher Statistiken und vergangener Zeitserien zu Angler:innen und Fischer:innen	Koemle et al. (2021, 2023) Olsson et al. (2023) Dao et al. (2023)
1: Sozioökonomie	Präferenzen und Einstellungen von Angler:innen und Fischer:innen für sich genommen und im Vergleich	quantitative Umfragen unter 120 Fischern und rund 1.500 Angler:innen	Koemle et al. (2022, 2023)
2: Fischereibiologie	fischereibiologische Grundlagendaten mit Relevanz für Management (Dichte, Laichorte, Reifung)	Felderhebungen zu Beutfisch- und Hechtdichten, Reifung, Fruchtbarkeit usw. in unterschiedlichen Bodden sowie Quantifizierung Anadromie	Droll (2022), Roser (2021), Roser et al. (2023), dieses Buch sowie weitere noch laufende Masterarbeiten
2: Fischereibiologie	Wachstum im Vergleich zu früher und zwischen Gebieten als Produktivitätsmaß	Wachstums- und Ernährungsuntersuchungen an Hechten (Mägen, stabile Isotopen)	Rittweg et al. (2023), dieses Buch
2: Fischereibiologie	Ableitung Bedeutung des Süßwassers und Nischennutzung Brack- vs. Süßwasser	thermo-saline Nischennutzung (stabile Isotopen)	Rittweg et al. (2023)
2: Fischereibiologie	Laichplätze, Konnektivitäten, Persönlichkeit, Ausfischdynamik, Wanderformen	Bewegungsökologie über Telemetrie	Lukyanova (2022), Dhellemmes et al. (2023)
2: Fischereibiologie	Wirkung von Fischerei auf Dichte und Hakscheuheit	Feldanalysen zur Wirkung von Schongebieten auf Hechte	dieses Buch und zwei im Entstehen befindliche Masterarbeiten
2: Fischereibiologie	fischereiliche Sterblichkeit	Fang-Wiederfang-Analysen zu Sterblichkeitsbestimmungen	dieses Buch, Publikation in Planung
2: Fischereibiologie	Bestandszustand	Bestandskunde über Catch-Only-Modelle	van Gemert et al. (2022)
2: Fischereibiologie	Bestandszustand	Bestandskunde über längenabhängige Assessments	Fitzgerald et al. (2023)
2: Fischereibiologie	populationsgenetische Differenzierung, Anpassung an Umwelt	populationsgenetische Analysen über hochaufgelöste genomische Verfahren	dieses Buch, Publikation in Planung

Tabelle 1.4: Fortgesetzt

Arbeitspaket	Ziel	Methodisches Vorgehen	Beispielpublikationen
<b>2: Fischereibiologie</b>	Potenzial lokaler Überfischung	Analysen zur Wirkung der Vorlaichfischerei	dieses Buch
<b>3: Bürgerwissenschaften und Öffentlichkeitsarbeit</b>	Einbindung Akteure Nutzung Praxiswissen als Ersatz historischer Daten Sterblichkeitsmessungen	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ Aktive Öffentlichkeitsarbeit</li> <li>▶ Fang-Wiederfang-Datenbank und assoziierte Kommunikation</li> <li>▶ Bürgerwissenschaften zur Identifikation von Anadromie</li> <li>▶ Durchführung nationaler und einer internationalen Tagung zu Ostseehechten</li> </ul>	Roser et al. (2023), Ehrlich et al. (2023a,b) Sonderausgabe mit 21 Fachartikeln bei Fisheries Research
<b>4. Modellierung und partizipative Erarbeitung von Managementempfehlungen</b>	Erarbeitung abgestimmter Managementempfehlungen, Konfliktmanagement	Durchführung eines elf Workshops (runde Tische) umfassenden Workshopprozesses mit Interessengruppen	Ehrlich et al. (2023a,b)
	Ableitung der relativen Wirksamkeit unterschiedlicher Managementmaßnahmen	populationsdynamische Modellierung der Effektivität von Bewirtschaftungsverfahren	Rittweg et al. (2023) Dao et al. (2023), weitere Publikation in Planung
<b>5: Projektsynthese</b>	Systembeschreibung und neue Forschungsfragen	organisierte Synthese der Ergebnisse über Projektbeirat, Veranstaltungen und nationale und internationale Publikationen	Arlinghaus et al. (2023a), dieses Buch

## 2 Entwicklung der Berufs- und Angelfischerei sowie des Natur- und Artenschutzes

Nachdem in Kapitel 1 die Boddengewässer ökologischer Hinsicht vorgestellt wurden, folgt in Kapitel 2 ein historischer Abriss zur berufs- und angelfischereilichen Nutzung der Fischbestände und des Fischereimanagements an den Bodden. Außerdem wird die Geschichte des Natur- und Artenschutzes an den Bodden gewürdigt, insbesondere die Querbezüge zur Fischerei. Als Resultat intensiver Recherchen werden abschließend aktuelle Karten zu den raumbezogenen Einschränkungen der Berufs- und Angelfischerei an den Bodden präsentiert, damit sich die Nutzerinnen und Nutzer der Bodden rasch über die wesentlichen Bestimmungen informieren können.

### 2.1 Berufsfischerei

Dieter Koemle, Dominique Niessner & Robert Arlinghaus

#### Historischer Abriss: Fanggeräte, Fischerträge und Strukturwandel

Die Fischbestände in den Bodden werden mindestens seit dem Mittelalter kommerziell oder zur Selbstversorgung mit Fisch genutzt (Porada 2009, Abbildungen 2.1 – 2.6). Schriftliche Belege zur Fischerei an den Bodden reichen bis ins Jahr 1124 zurück (Münter 1863). Frühe Siedlungen, Dörfer und

Hafeninfrastrukturen an den Bodden und an anderen Orten entlang der Küstenlinie der Ostsee entstanden meist zur Förderung der Berufsfischerei (Peesch 1961, Wegner 2012). Man kann vereinfacht sagen, dass Rügen historisch gesehen eine Fischerinsel war und viele ökonomische Aktivitäten eng mit Fischerei, Schifffahrt und Transport über Wasserwege zu tun hatten. Im 18. und 19. Jahrhundert war die Fischerei an den Bodden und am Haff national und international bekannt für hohe Erträge an Frühjahrs- und Herbstheringen (Münter 1863, Biester 1979, 1989, Porada 2009, Raillard 2010). Die damit verbundenen technischen Entwicklungen dienten nicht nur der Nahrungsversorgung, sondern beförderten auch die Entwicklung der Schiffstechnik für Handel und Militär (Münter 1863). Der Hering wurde hauptsächlich mit Stellnetzen, Zugnetzen, Waden und verschiedenen Arten von Reusen gefangen, der Fang in verschiedenen Formen verarbeitet (z. B. gesalzen) und über weite Strecken gehandelt (Henking 1929, Biester 1979, Porada 2009). Eine Vielzahl anderer Süßwasser- und Meeresfischarten wurde beim Heringsfang mitgefangen oder mit anderen Fanggeräten außerhalb der Heringsfangzeit gezielt befischt, darunter auch Hechte bei der Zugnetzfisherei in den Bodden, die von einigen Fischern im Winter unter dem Eis durchgeführt wurde (Henking 1929, Porada 2009).

Zu den typischen passiven Fanggeräten, die bis heute in der kleinen kommerziellen Fischerei in den



Abbildung 2.1: Fischer in der Hagenschen Wiek (Südost-Rügen/Mönchgut, Greifswalder Bodden).

© DOMINIQUE NIESSNER



Abbildung 2.2: Kummreusen sind aufwendig im Aufbau und kommen an den Bodden nur noch selten zum Einsatz, dabei sind sie eine der fischschonensten Befischungsmethoden, da nichtgewollter Beifang unbeschadet zurückgesetzt werden kann.

© DOMINIQUE NIESSNER



Abbildung 2.3: Große Kumm- oder Kammerreuse im Greifswalder Bodden.

© DOMINIQUE NIESSNER



Abbildung 2.4: Kummreuse im flachen Uferbereich bei Lissan am Peenestrom.

© DOMINIQUE NIESSNER



Abbildung 2.5: Stellnetze, zu erkennen an den roten Markierungsfahnen, im Greifswalder Bodden.

© DOMINIQUE NIESSNER



Abbildung 2.6: Fischer bei der Kontrolle einer Kummreuse im Tetzitzer See (Nordrügenger Bodden).

© DOMINIQUE NIESSNER

Bodden eingesetzt werden, gehören Stellnetze (Abbildungen 2.5 und 2.19), Langleinen (Abbildung 2.10) und Reusen (Abbildungen 2.2 – 2.4, Abbildung 2.6) (Meyer & Krumme 2021). Stellnetze sind heute an den Bodden das wichtigste Fanggerät für Hecht, Barsch und Zander, während viele der lizenzierten Reusenfangplätze in den letzten Jahren ungenutzt geblieben sind. Obwohl in den Bodden früher wie heute die sogenannte „stille Fischerei“ (Abbildung 2.8) mit passiven Fanggeräten wie Reuse (Abbildung 2.2 – 2.4), Stellnetz (Abbildung 2.5), oder Angel dominiert (Schlieker 2009), wurde seit der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts auch mit windgetriebenen Schleppnetzen (Zeesenboote) gefischt (Henking 1929, Koy 1990, Schlieker 2009, Mäuslein 2012). Außerhalb der Heringssaison wurden Zeesenboote auch für den Fang von Süßwasserarten wie Plötze, Barsch oder Hecht eingesetzt (Henking 1929). Die motorisierte Fischerei mit Schleppnetzen wurde zum Schutz der Fischbestände 1908 in den Bodden und innerhalb der 3-Meilen-Küstenzone verboten (Porada 2009, Raillard 2010). Die windgetriebene Zeesen-Fischerei fand aber bis in die 1980er-Jahre statt (Schlieker 2009) und wurde erst im Jahr 2000 formal verboten. Heute dient die Zeesenfischerei mit einer Sondergenehmigung gelegentlich noch der Brauchtumpflege.

Ein weiterer traditionell wichtiger Gerätetyp in der kommerziellen Fischerei in der Region waren Langleinen und andere Formen der Angelfischerei, mit denen auf hochpreisige Arten wie Aal gefischt wurde, aber auch Hecht wurde mit Köderfischen unter der Eisdecke beangelt (Henking 1923). Auch heute werden gelegentlich noch Langleinen (Abbildung 2.10) in der meist eisfreien Zeit für den Raubfischfang eingesetzt. An den Bodden und der Küste insgesamt gibt es nach wie vor für Berufsfischer und -fischerinnen Ausnahmeregelungen für den Einsatz von lebenden Köderfischen, deren Verwendung in Deutschland aus Tierschutzgründen ansonsten verboten ist. Der bis heute hochpreisige Aal wurde und wird aber vornehmlich mit Reusen (Abbildung 2.6) bzw. Aalkorbketten gefangen. Als heute sonderlich wirkende Fangmethode kamen früher Aalspeere zum Einsatz (Abbildung 2.7). Während der Laichzeit wurden auch die in Feuchtgebiete, Gräben und Zuflüsse einwandernden Hechte gespeert, besonders von Personen der lokalen Bevölkerung (Roser et al. 2023).

Berufliche Anlandungen von Süßwasserfischen in den Bodden wurden wiederholt in frühen Quellen erwähnt, z. B. von Marcard (1870) oder Neuhaus (1933) (Überblicke in Winkler 1989a, 1991, Bies-



Abbildung 2.7: Beispiele für Hechtspeere und Schlingen aus der Region um Rügen (Roser et al. 2023).



Abbildung 2.8: Die heutige Berufsfischerei an den Bodden ist eine stille Fischerei, in der der Hecht mit anderen Fischarten gefangen wird.

© DOMINIQUE NIESSNER (OBEN LINKS UND RECHTS, UNTEN MITTE UND RECHTS MITTE), © ROBERT ARLINGHAUS (UNTEN LINKS, UNTEN RECHTS)



Abbildung 2.9: Zur richtigen Zeit im Frühjahr können mit Stellnetzen sehr hohe Hechtmengen gefischt werden.

© BODDENHECHT FUNDUS, UNBEKANNTER FOTOGRAF



Abbildung 2.10: Langleine auf Raubfisch an den Bodden. Fanggerätezerstörungen durch Angler:innen sind für Fischer:innen ein Ärgernis. Andersherum sind für Angler:innen Langleinen mit lebendem Köderfisch ethisch häufig problematisch.

© MATHIAS FUHRMANN





Abbildung 2.11: Hering war für die meisten Fischer und Fischerinnen an den Bodden der Brot- und wichtigste Ertragsfisch.

© DOMINIQUE NIESSNER

ter 1991, Lampen 2000, Porada 2009). Bereits vor 1900 wurden Süßwasserfische und diadrome Fische regelmäßig in der Mehrartenboddenfischerei (Abbildung 2.8) gefangen, auch Hechte (Abbildung 2.9), und erzielten stets gute Preise und eine hohe Nachfrage. Allerdings erreichte der wirtschaftliche Gesamtwert von Süßwasserfischen aufgrund ihres geringeren absoluten Ertrags nicht die Dimension der Heringsfischerei (Schlumpberger et al. 1966, Porada 2009). Auch nach der Wende war der Hering anlandungsseitig in der Boddenfischerei und auch an der Außenküste die dominante Fischart in der Küstenfischerei in M-V (Abbildung 2.11). Die gesamten beruflichen Anlandungen in der Küstenfischerei sind seit der Wiedervereinigung rückläufig (Abbildung 2.12). Das betrifft auch die Anlandungen über alle Fischarten an den Bodden, die zunächst mit der Wende und in jüngerer Zeit seit 2008 zurückgehen (Abbildung 2.12). Zuzuschreiben ist dies aber vor allem dem von der europäischen Fischereipolitik „von außen“ auferlegten Rückgang der Heringsquote für Boddenfischer:innen. Ohne die Berücksichtigung der Heringe ist der Gesamtfischereiertrag über die Süßwasser- und Wanderfische in den Bodden seit vielen Jahren eher konstant und erst in den letzten Jahren rückläufig (Abbildung 2.13). Die Süßwasserfischermanlandungen über alle Arten, darunter mit eher geringen Anteilen auch der Hecht (zu Details Kapitel 5), liegen seit 2008 (dem Zeitpunkt, ab dem die

Datengrundlage lückenlos ist) relativ unverändert zwischen 1.000 und 1.600 Tonnen (Abbildung 2.13, Tabelle 2.1). Im Jahre 2022 sanken die Gesamtanlandungen von Fischen aus den Bodden auf 1168 Tonnen. Es dominiert der Berufsfischereiertrag von Cypriniden wie Plötze und Blei. Der Dorsch spielt an den Bodden selbst keine wesentliche Rolle. Die im Ertrag dominanten Fischarten in der Boddenfischerei schwankten über die Zeit zwischen den einzelnen Bodden. Während der Hering im Greifswalder Bodden und im Strelasund/Kubitzer Bodden in historischer Sicht die wichtigste Fischart im Ertrag stellte, dominierten in den anderen inneren Küstengewässern Süßwasserfische im Ertrag, darunter insbesondere in den stärker nährstoffbelasteten, isolierten Bodden wie Darß-Zingster Bodden, Kleiner Jasmunder Bodden und Peenestrom Cypriniden wie Plötze und Blei sowie Zander. Der Hecht (in der Abbildung 2.13 violett) fällt kaum auf, da er anteilig am Gesamtfang in der Berufsfischerei sowie im Erlös keine relevante Rolle spielt (häufig unter 2 % Ertragsanteil). Auffällig ist, dass in einzelnen Bodden einzelne Arten relative Spitzenwerte im Ertrag zeigen, wahrscheinlich aufgrund der Erschließung kurzfristig verfügbarer Märkte. Nicht auszuschließen sind aber Ungenauigkeiten in der statistischen Meldung und Verarbeitung der Berufsfischereifänge. Als deutlich belastbarer erweisen sich die Zeitserien ab 2008, die auf Monatsmeldungen basieren (Tabelle 2.1 und Tabelle 2.2).

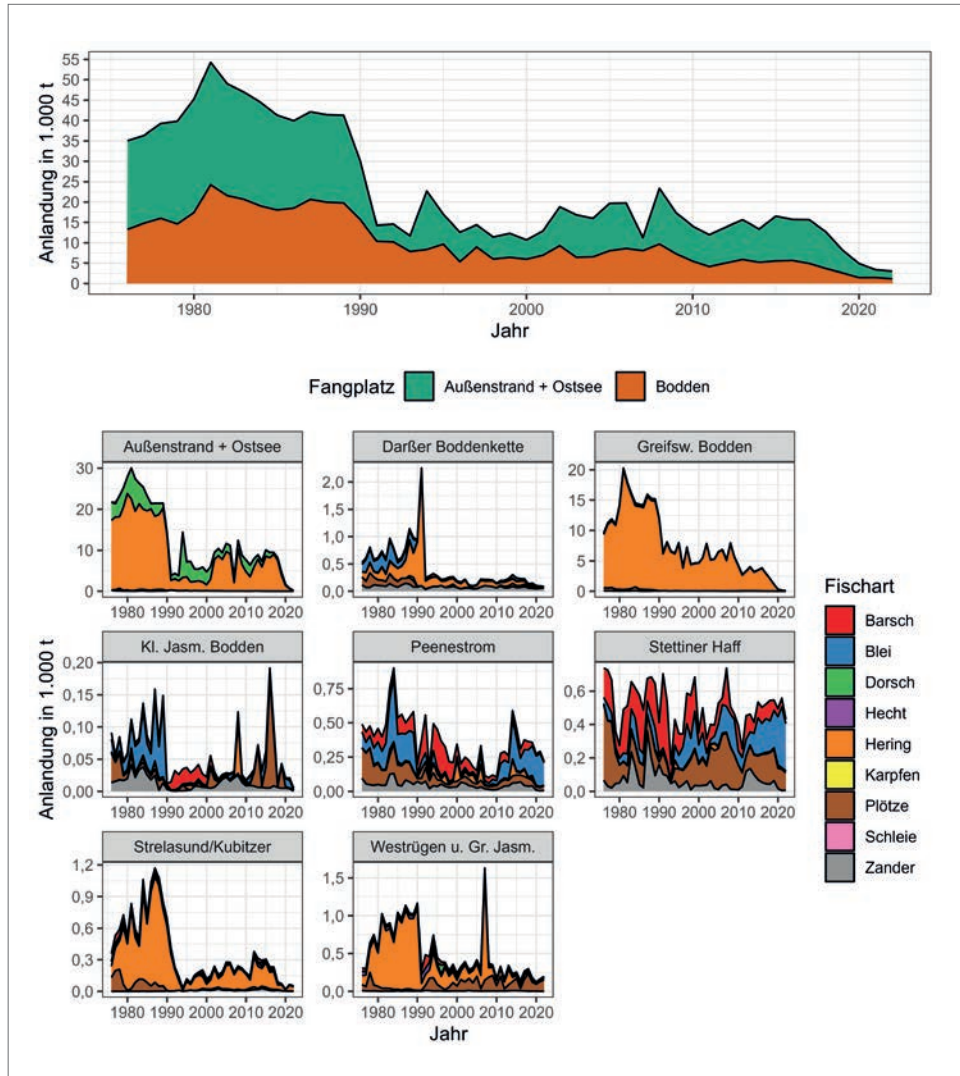


Abbildung 2.12: Anlandungen 1976–2022 der wichtigsten Fischarten an den Bodden und außerhalb in 1.000 Tonnen (Datenquelle: LALLF).

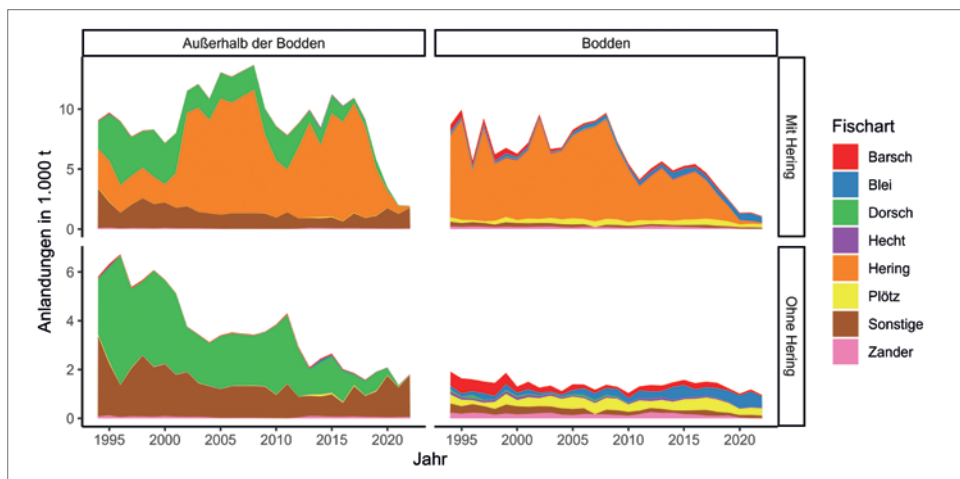


Abbildung 2.13: Anlandungen in der Küstenfischerei M-Vs nach Fanggebiet innerhalb und außerhalb der Bodden, differenziert nach Hauptarten mit und ohne Hering (Datenquelle: LALLF).

Tabelle 2.1: Kommerzielle Fischanlandungen 2008–2022 aus den verschiedenen Fischereibezirken in Tonnen (Datenquelle: LALLF).

Jahr	Außenstrand + Ostsee	Darßer Boddenkette	Greifsw. Bodden	Hiddensee u. Gr. Jasm.	Kl. Jasm. Bodden	Peenestrom und Achterwasser	Stettiner Haff	Strelasund/ Kubitzer Bodden	Bodden gesamt
2008	13.684	225	8.039	419	124	108	518	260	9.693
2009	10.062	217	5.844	369	28	126	478	240	7.302
2010	8.592	165	4.390	187	18	111	404	190	5.465
2011	7.832	198	2.841	342	25	292	283	156	4.137
2012	8.818	204	3.436	175	33	311	489	388	5.036
2013	9.734	237	4.146	357	72	274	483	323	5.892
2014	8.172	308	3.288	243	31	598	427	305	5.200
2015	10.992	251	3.578	271	64	480	561	314	5.519
2016	10.055	234	3.959	160	192	327	526	248	5.646
2017	10.717	237	3.107	290	106	393	545	246	4.924
2018	9.033	141	2.160	329	12	378	566	94	3.680
2019	5.628	154	1.198	213	43	368	566	78	2.620
2020	3.413	110	356	158	21	289	509	29	1.472
2021	1.878	101	212	208	21	303	572	74	1.491
2022	1.849	92	98	239	5	227	443	64	1.168

Tabelle 2.2: Kommerzielle Fischanlandungen aus den Bodden 2008–2022 nach Großgruppen in Tonnen (Datenquelle: LALLF).

Jahr	Dorsch	Aal	Plattfisch	Süßwasserarten (inkl. Hecht)	Hering	andere Meeresfischarten
2008	53	32	81	1.141	8.313	73
2009	34	24	69	1.073	6.003	97
2010	19	27	58	872	4.424	65
2011	11	19	25	1.170	2.821	93
2012	10	21	21	1.207	3.667	111
2013	5	19	31	1.324	4.400	114
2014	2	24	22	1.592	3.499	61
2015	3	23	39	1.596	3.766	93
2016	4	19	47	1.409	4.056	111
2017	4	32	65	1.437	3.238	147
2018	11	31	55	1.385	2.115	83
2019	9	29	27	1.222	1.271	63
2020	2	35	41	995	364	33
2021	1	36	39	1.150	211	55
2022	0	36	36	948	116	32

Der Hecht wurde schon immer in der Boddenfischerei mitgefangen (Abbildung 2.9). Er war früher wie heute ertragsseitig aber nie eine dominante Fischart (Abbildung 2.12). Heute macht der Hecht etwa 1–3 % der Anlandungen bzw. des Erlöses der Berufsfischerei an den Bodden aus (Details weiter unten und in Kapitel 5). Die frühesten systematischen Aufzeichnungen über kommerzielle Hechtanlandungen stammen vom Ende des 19. Jahrhunderts (Winkler 1989a, 1991). Obwohl der Hecht wahrscheinlich schon immer als Beifang Teil der Berufsfischerei in den Bodden war, wurde er in einigen Bodden zu Beginn des 20. Jahrhunderts zur Zielart. 1913 wurde beispielsweise eine Fischereigenossenschaft gegründet, die speziell auf den Hecht im Saaler Bodden fischte (Henking 1929).

Bereits im späten 18. und frühen 19. Jahrhundert gibt es Berichte in der Literatur, dass sich menschgemachte (anthropogene) Veränderungen der Boddenökosysteme negativ auf die beruflichen Erträge der Süßwasserfische, einschließlich des Hechts, auswirkten. Beispielsweise kappte der Bau von Straßen und Gleisen 1868 die Verbindung zwischen dem Großen und dem Kleinen Jasmunder Bodden, was zu einem starken Rückgang der Anlandungen von Hecht, Barsch, Blei und Plötze im Kleinen Jasmunder Bodden führte (Henking 1929). Im Kleinen Jasmunder Bodden wurden auch wiederholt Fischsterben als Reaktion auf Eutrophierung und die Vermehrung von toxischen Algen *Prymnesium parvum* (die aktuell auch für das Fischsterben in der Oder verantwortlich war) beschrieben (Kell & Noak 1991). Es wurde auch vermutet, dass die Verschmutzung der Bodden zu bakteriellen Erkrankungen beim Hecht führt (Schäperclaus 1928), die sich später als durch Virusinfektionen verursachte Tumore (*Esocid lymphosarcoma*) entpuppten (Wundsch 1931, Mulcahy & O'Leary 1970, Papas et al. 1976). Subklew (1955a,b) vermutete, dass der Hauttumor für einen starken Rückgang der Hechterträge im Greifswalder Bodden verantwortlich war, Belege für diese Spekulation fehlen aber. Der Tumor kann nach eigenen Bildanalysen auch heute noch bei etwa 2 % aller gefangenen Hechte nachgewiesen werden (Abbildung 2.14, Kapitel 8).



Abbildung 2.14: *Lymphosarkome* sind aktuell bei ungefähr 2 % der Boddenhechte festzustellen.

### Boddenfischerei in der DDR

Die Fischereianlandungen dienten in der ehemaligen DDR sowohl der Nahrungsmittelproduktion als auch der Erzielung von Devisen. Die DDR organisierte die Berufsfischerinnen und Fischer in Genossenschaften und führte ein System fester Marktpreise und abzuliefernder Fischproduktionsmengen ein, die die kommerziellen Betriebe anlanden sollten. Anlandungen bis zu den Zielmengen mussten nach Quartalsplänen an volkseigene Betriebe (VEB) und Fischereigenossenschaften (sog. Produktionsgenossenschaften) geliefert werden. Alle über die Zielmenge hinausgehenden Anlandungen konnten direkt auf den Fischmärkten zu Marktpreisen verkauft werden. Fische, die die Mindestanlandegröße nicht erreichten, mussten entweder freigelassen werden oder konnten, wenn sie beschädigt oder tot waren, für den privaten Verzehr verwendet werden.

1955 versuchte die DDR-Regierung, das Einkommen der Fischer:innen zu erhöhen, indem sie 1) in den Städten Warnemünde, Wolgast, Stralsund und Wismar sogenannte Fischerei-Fahrzeug-und-Geräte-Stationen schuf, 2) von den Fischer:innen forderte, mindestens 10,5 % höherwertige sogenannte Edelfische (Aal, Hecht, Zander und Plattfische) abzuliefern, und 3) garantierte, dass die Preise für überschüssigen Fisch 45 % über den Preisen für die Zielmenge liegen sollten (Gesetzblatt der DDR Teil I, 1955). Um die Erzeugerpreise für Fisch hochzuhalten, wurde die Fischerei während der DDR-Zeit stark subventioniert (Deutscher Bundestag 1993, Döring et al. 2020). Dadurch verblieben die Kapazität der

Fischereiflotte und die Anzahl der Fischer:innen auf hohem Niveau. Raillard (2010) berichtet für ganz M-V von rund 1.632 Küstenfischereibetrieben im Jahr 1952, dazu kamen noch 220 Reusenfischer:innen und 132 Kutterfischer:innen.

In der DDR wurden zur Erfüllung der staatlichen Liefermengen auch die Boddenhechte intensiv befischt, was zu hohen Erträgen zwischen 150 und 200 t Hecht pro Jahr führte (Schlumpberger et al. 1966, Kapitel 5). Die Hektarerträge der Hechte lagen 1965 in den verschiedenen Bodden zwischen 1,0 und 2,1 kg/ha und Jahr, wobei die Darß-Zingster Bodden (vor dem Höhepunkt der Eutrophierung) und der Strelasund die höchsten Hektarerträge und die Westrügener Bodden die niedrigsten Erträge lieferten. Bei den Süßwasserfischen machte 1965 der Hecht 4 % des Anlandemenge und 7,8 % der Erlöse aus. Aal (8,1 % des Ertrages, 21,2 % des Erlöses), Zander (6,2 % des Ertrages, 15,6 % des Erlöses) und Plötze (18,3 % des Ertrages, 8,3 % des Erlöses) waren wirtschaftlich wichtigere Arten als der Hecht, aber die wichtigste Zielfischart war weiterhin der Hering (45,6 % des Ertrages, 34 % des Erlöses, Schlumpberger et al. 1966). Der Hecht wurde in zwei Größenklassen vermarktet (Sortierung I und II), wobei die größeren Hechte (Sortierung I) höhere Preise pro kg erreichten. Um die Hechterträge zu steigern, wurden Forschungsprojekte durchgeführt, Mindestmaße erhöht und Besatzmaßnahmen mit Brackwasserhechten begonnen (Falk 1965a,b). Hechtbesatzmaßnahmen wurden schon in früheren Jahren durchgeführt (Subklew 1955b), um die Berufsfischerei zu unterstützen. Diese Maßnahmen wurden mangels eindeutiger Zusammenhänge zwischen Besatzraten und Hechterträgen in den 1970er-Jahren noch während der DDR-Zeit eingestellt.

### Boddenfischerei nach der Wende

Obwohl die Fischerei in der Region um Rügen traditionell eine wichtige gesellschaftliche Rolle gespielt hat, ist die Zahl der Küstenfischereibetriebe im Laufe der Zeit und insbesondere seit der deutschen Wiedervereinigung im Jahr 1990 stark zurückgegangen.

Das hat zu einem drastischen Rückgang der Fischereikapazität (Zahl der in der Region registrierten Fischereifahrzeuge, Abbildung 2.18) und der Zahl der in der Region tätigen Küstenfischer:innen geführt. Auch die Boddenfischer:innen haben abgenommen, wenn auch zu einem geringeren Grad als die Küstenfischer:innen insgesamt. Seit 1990 hat die Zahl der Nebenerwerbsfischer:innen leicht zugenommen (Abbildung 2.17). Allerdings ist die Eingruppierung in Haupt- und Nebenerwerbsfischerei nicht eindeutig geregelt (Thomas Schaarschmidt, persönliche Mitteilung 2023). Daher kann es Nebenerwerbsbetriebe geben, die relativ intensiv fischen, während andererseits einzelne Haupterwerbsbetriebe relativ wenig intensiv fischen, um bestimmte Fischereirechte nicht zu verlieren. Denn steigt ein Betrieb auf den Nebenerwerb um, werden in der gängigen Verwaltungspraxis die jährlich zugelassenen Fanggeräte reduziert. Quoten für z. B. Hering und Dorsch sind an ein Fischereifahrzeug oder an Genossenschaften vergeben, die die Quoten dann auf die organisierten Fischer verteilen. Durch den Bootsbezug der Quote ist indirekt ein Handel von Quoten über den Abkauf von Booten möglich. Es ist wahrscheinlich, dass ein Teil der Fahrzeuge aufgrund der fahrzeuggebundenen Quoten als Quotenträger im Bestand gehalten wird, ohne einen relevanten Beitrag zum tatsächli-



Abbildung 2.15: Fischereifahrzeuge aus Nebenerwerbsbetrieben.

© DOMINIQUE NIESSNER

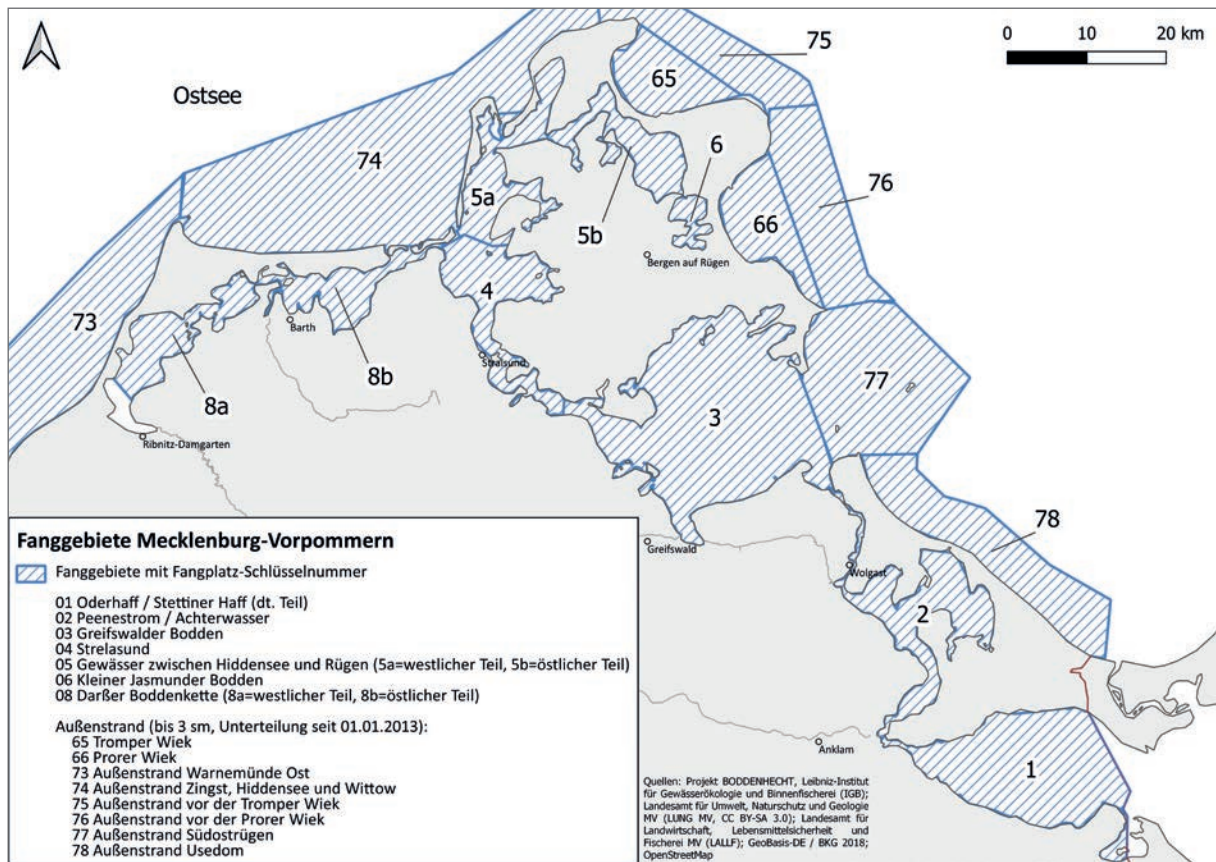


Abbildung 2.16: Karte des Untersuchungsgebiets und der verschiedenen Fischereibezirke in den Brackwasserlagunen (Bodden) Mecklenburg-Vorpommerns.

chen Fischereiaufwand zu leisten. Fischereibetriebe im Nebenerwerb führen auf ihren Fischereifahrzeugen hinter dem Fischereikennzeichen, bestehend aus einer Buchstabenabfolge als Abkürzung ihres Heimathafens und einer Registriernummer, den Großbuchstaben N für Nebenerwerb (Abbildung 2.15). Fischereibetriebe im Haupterwerb führen keinen zusätzlichen Buchstaben hinter dem Fischereikennzeichen.

Insgesamt hat die Küstenfischerei in M-V seit der deutschen Wiedervereinigung einen erheblichen Strukturwandel erfahren (Döring et al. 2020, Abbildung 2.17). Während 1990 noch rund 1.000 Fischerinnen und Fischer an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns operierten, sind dies zum jetzigen Zeitpunkt nur mehr rund 300. Hiervon sind etwas weniger als die Hälfte (45 %) im Nebenerwerb tätig, die außerhalb der Fischerei einer zusätzlichen

Tätigkeit nachgehen oder pensioniert sind. Die Anzahl der Boddenfischer und -fischerinnen (jene, die mindestens einmal pro Jahr an den Bodden fischen, d. h. für die inneren Küstengewässer eine Fangerelaubnis haben) ist ebenso stetig zurückgegangen (Abbildung 2.17). Diese wurde aus monatlichen Anlandungsdaten des LALLF identifiziert, daher sind diese Zahlen erst ab 2008 verfügbar. Während in 2008 noch rund 300 Fischer und Fischerinnen an den Bodden aktiv waren (davon knapp über die Hälfte mit einem Jahreserlös von mehr als 10.000 Euro), waren dies im Jahr 2022 noch 135 Fischerinnen und Fischer im Haupt- und 88 im Nebenerwerb. Der Gesamtrückgang der kommerziellen Küstenfischerei ist vor allem auf den Rückgang der Haupterwerbsbetriebe zurückzuführen; viele Fischerinnen und Fischer gingen in den Ruhestand und fanden keine Nachfolger (Döring et al. 2020). Mit der Zahl

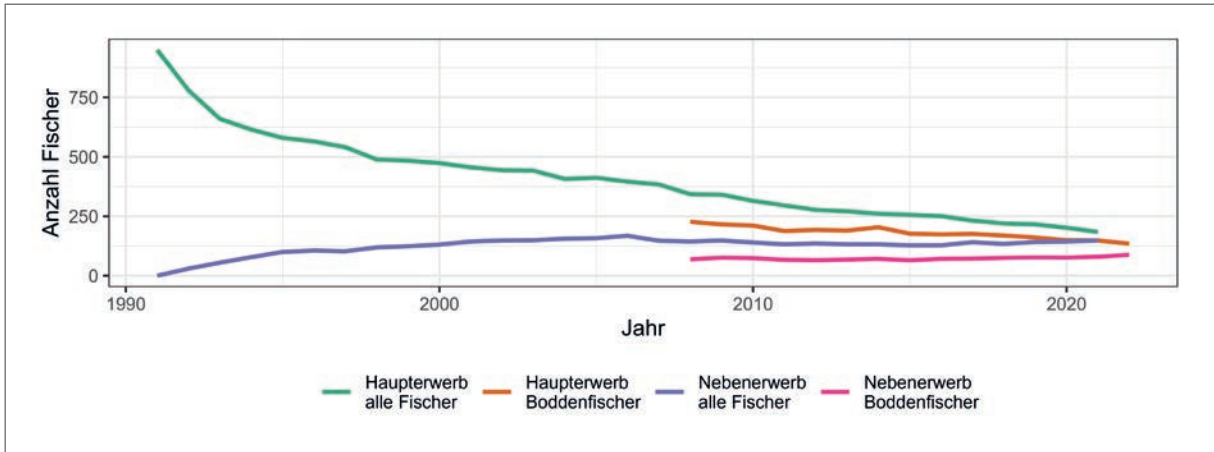


Abbildung 2.17: Anzahl der Haupt- und Nebenerwerbsfischer:innen insgesamt und an den Bodden.

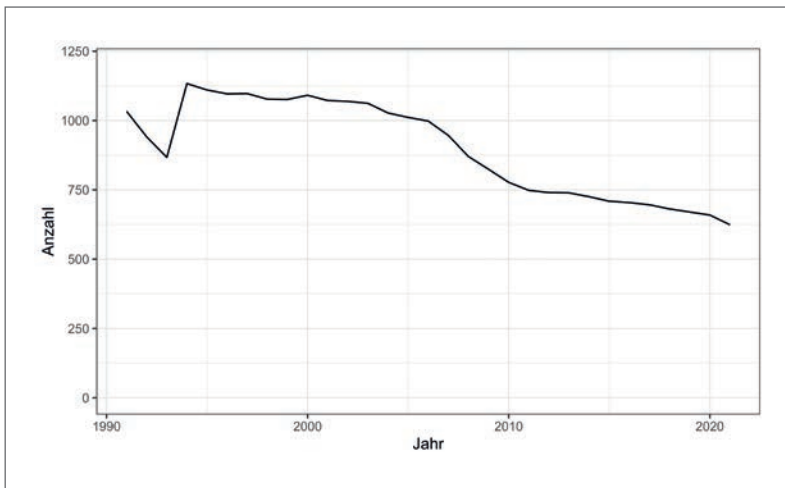


Abbildung 2.18: Anzahl der Fischereifahrzeuge an der Küste M-V (Quelle: LALLF, eigene Berechnung).

der Fischerinnen und Fischer ist auch die Zahl der Fischereiboote an der Küste stetig rückläufig (Abbildung 2.18).

Es wäre falsch, die Abnahme der Berufsfischereibetriebe nach der Wende alleine auf rückläufige Fischbestände zurückzuführen. Nach dem Zusammenbruch der DDR im Jahr 1989 wurde der Fischmarkt neu organisiert und in eine freie Marktwirtschaft überführt und die einst staatlichen Verarbeitungsbetriebe sowie Fischereigenossenschaften privatisiert. Preise und Abnahmemengen von Fisch bestimmten nun der Markt. Die gesamte Küstenfischerei in M-V, einschließlich der Quoten, Schiffsvorschriften und Sicherheitsstandards, wurde in die Gemeinsame Fischereipolitik (GFP) der Europäischen

Union integriert. Das Land M-V behält die Fischereirechte für die Bodden und verwaltet diese Fischerei heute über die Landesfischereigesetzgebung. Diese besteht zusätzlich zu den Regelungen der GFP für quotenregulierte Meeresfische, Fangkapazitäten und EU-Strukturhilfen. Der Übergang zur Marktwirtschaft machte das über die Festpreispolitik der DDR verschleierte Ungleichgewicht zwischen Angebot und Nachfrage sowie ein ungünstiges Vermarktungssystem deutlich, insbesondere beim Hering: Die Küstenfischer:innen hatten plötzlich Schwierigkeiten, Käufer und Käuferinnen für ihren Fisch zu finden. Um die Auswirkungen der Wiedervereinigung abzumildern, wurden den Fischern Subventionen angeboten, und zwar für den Abbau von Kapazitäten,

z. B. durch Abwracken vorhandener Schiffe, für die vorübergehende Stilllegung (Koemle et al. 2023), aber auch für Investitionen in neue Kapazitäten, die Restaurierung von Schiffen und die Gründung von Erzeugerorganisationen (Deutscher Bundestag 1993). Auch wenn die Bundesregierung die Ostsee-Küstenfischerei nicht als unbedingt notwendig für die nationale Ernährungssicherheit ansah und ansieht, wurde das politische Ziel formuliert, die Fischerei als Bestandteil der regionalen Wirtschaft und als integrale Komponente für ein attraktives Reiseziel



Abbildung 2.19: Stell-/Kiemennetze im nördlichen Peenestrom mit dem Leuchtturm Peenemünde im Hintergrund.

© DOMINIQUE NIESSNER

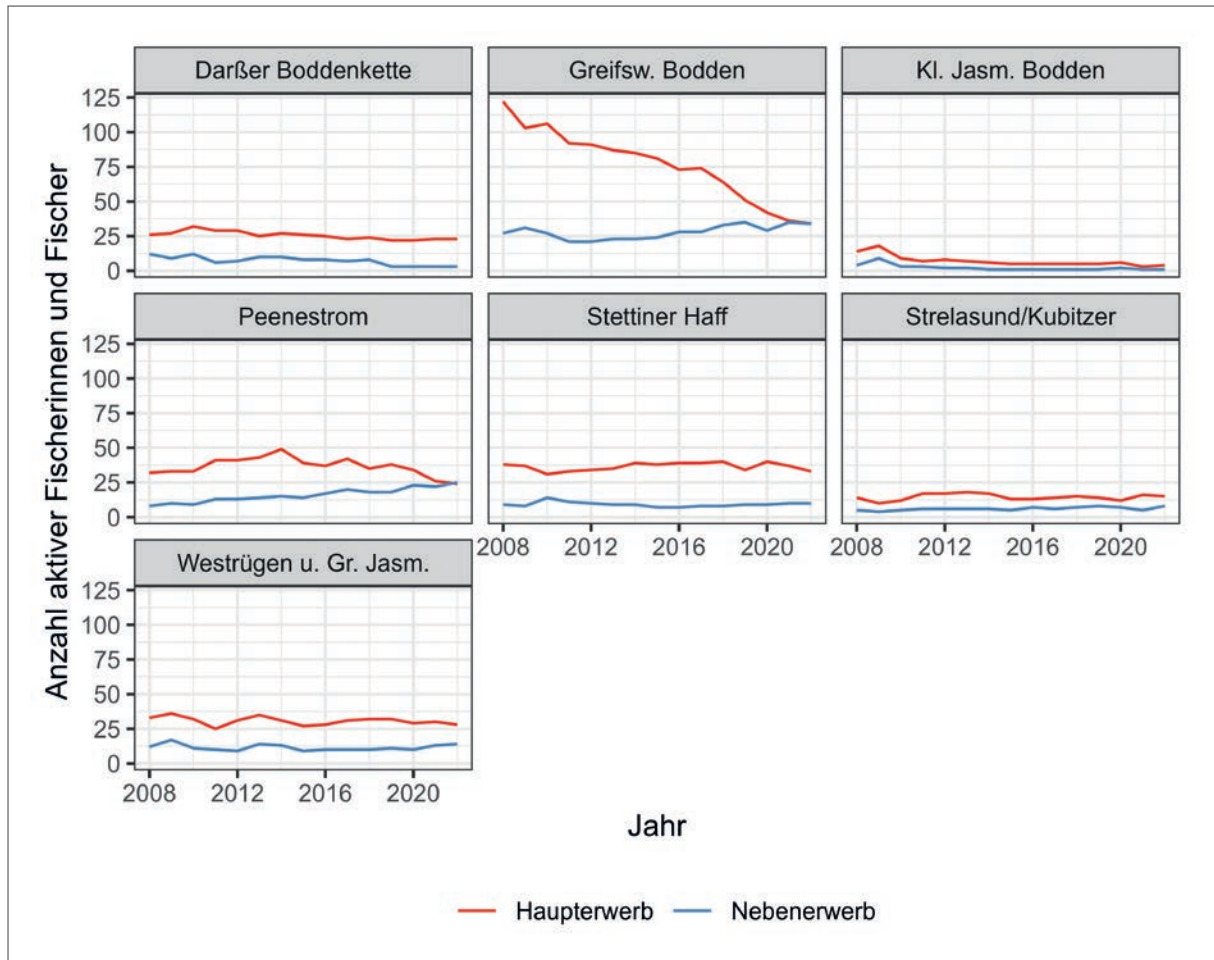


Abbildung 2.20: Entwicklung der Zahl aktiver Fischerinnen und Fischer an den Bodden nach Haupt- und Nebenerwerb (Quelle: LALLF).



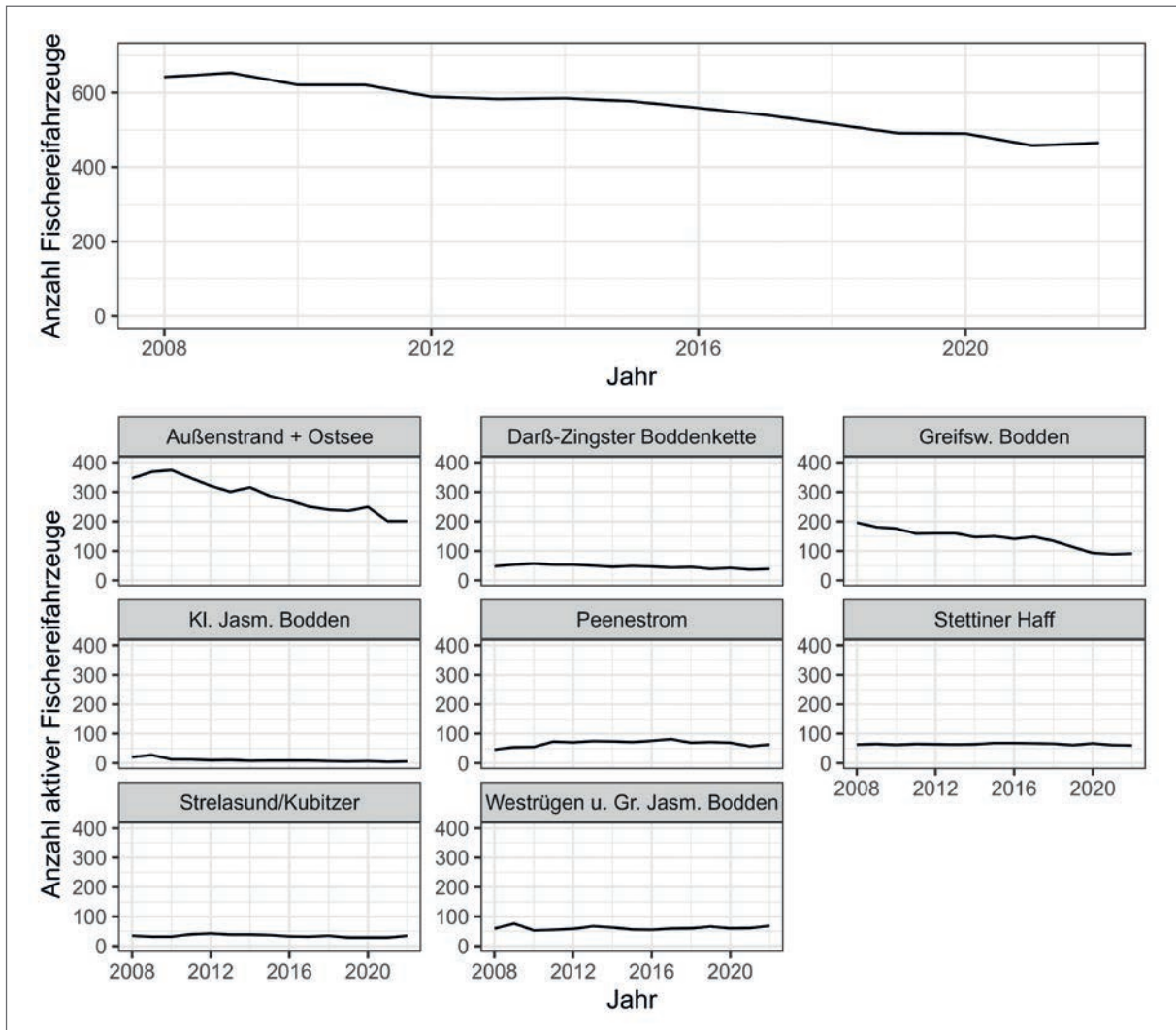


Abbildung 2.21: Entwicklung der Fischereifahrzeuge an den Bodden insgesamt und für verschiedene Fischereibezirke (Quelle: LALLF).

zu erhalten. Trotzdem nahm die Berufsfischereikapazität ab, weil sich die Fischerei für viele nicht mehr lohnte. Bis heute gibt es weitere Subventionsangebote (z. B. Stilllegungsprämien bei rückläufigen Quoten), die Berufsfischereibetriebe helfen sollen, verschiedenartige Krisen zu überwinden (Koemle et al. 2023). Diese Subventionen tragen aber auch dazu bei, dass die Berufsfischereikapazität künstlich hochgehalten wird. Denn jede Form von Subvention senkt die Betriebskosten und steigert so die fischereiliche Intensität über das Maß hinaus, das sich ohne Subventionen noch lohnen würde (Arlinghaus

et al. 2022a). Subventionen werden allgemein in der Fischereiökonomie sehr kritisch gesehen, da sie Überkapazität fördern, die sich nicht dynamisch an den Fischbestandszustand anpasst (Sumaila 2013, Sumaila et al. 2016, Lado 2016, Skerit & Sumaila 2021). Auf der anderen Seite sind insbesondere bei politisch motivierten plötzlichen Fangbegrenzungen kurzfristige Überbrückungen aus sozialen Gründen nachvollziehbar. Größere Konflikte werden an den Bodden vor allem durch die fortgeführte Fischereiaktivität gerade pensionierter Fischerinnen und Fischer ausgelöst, da diese mit Haupterwerbsfishern,



Abbildung 2.22: Kleine Küstenfischerei im Greifswalder Bodden.

© DOMINIQUE NIESSNER

aber auch Angelguides und Anglerinnen und Anglern um begrenzte Ressourcen konkurrieren (Arlinghaus et al. 2022a).

Die Fischerei an der Küste wird über Fischereibezirke (Abbildung 2.16) behördlich verwaltet, für die betriebsspezifisch Lizenzen vergeben werden. Alle Anlandungen von Fischerinnen und Fischern müssen an die öffentliche Fischereibehörde in M-V gemeldet werden. Es gibt keine Studien, wie belastbar diese Anlandestatistik ist. Das Unterberichten von Anlandungen in der Berufsfischerei ist weltweit als IUU (illegal, unregulated and unreported) bekannt. Bessere Daten existieren jedoch nicht, und sie erlauben zumindest Einsichten darüber, welche Arten insgesamt und in ausgewählten Bodden den Fischereiertrag stellen. Für den Zeitraum 2008–2020 liegen detaillierte Anlande-, Erlös- und andere Daten zur Berufsfischerei der Fischereibehörde (LALLF) vor, und zwar für die folgenden Fischereibezirke: 1) Stettiner Haff, 2) Peenestrom und Achterwasser, 3) Greifswalder Bodden, 4) Strelasund einschließlich Kubitzer Bodden, 5) Westrügener Boddenkette und Großer Jasmunder Bodden, 6) Kleiner Jasmunder Bodden und 8) Darß-Zingster Bodden.

Die Betrachtung der Entwicklung von Haupt- und Nebenerwerbsfischerei nach Fischereibezirk (Abbildung 2.20) zeigt, dass die Anzahl der Haupterwerbsbetriebe vor allem im Greifswalder Bodden dramatisch rückläufig ist, während in den anderen Fischereibezirken die Fischer:innenzahlen eher konstant bleiben. Der Rückgang im Greifswalder Bod-

den dürfte vor allem mit den Reduktionen der für dieses Gebiet besonders wichtigen Heringsquote sowie in der jüngeren Zeit auch mit Auswirkungen von Kegelrobben zu tun haben. Insgesamt scheint der Strukturwandel in der Küstenfischerei an den Bodden aber weitgehend abgeschlossen zu sein, da die sonstigen Fischerzahlen eher konstant bleiben. Mit insgesamt 225 Haupt- und Nebenerwerbsfischer:innen auf einer Gesamtfischereifläche von rund 1.600 km<sup>2</sup> können die Bodden als weiterhin intensiv beruflich genutztes Fanggebiet eingeschätzt werden. Je Fischer:in stehen umgerechnet 711 ha Boddenfläche zur Verfügung.

Den Zahlen der Fischerinnen und Fischer entsprechend, hat auch die Anzahl der aktiven Fischereifahrzeuge vor allem an der Außenküste und im Greifswalder Bodden abgenommen, während sie in den anderen Bodden seit 2008 eher unverändert ist (Abbildung 2.21).

In Bezug auf die Kapazität der im Einsatz befindlichen Fischereifahrzeuge (Abbildung 2.22) zeigen die Analysen, dass die Boddenfischer im Durchschnitt kleine Boote mit einer Länge über alles (LÜA) von im Median 6 Metern benutzen. Das entspricht den für die stille Fischerei nötigen Boottypen. Seit 2008 findet sich hier mit Ausnahme des Greifswalder Boddens, wo die Flotte im Durchschnitt an Kapazität verloren hat, keine nennenswerte Dynamik (Abbildung 2.23).

Den Anlandemengen entsprechend waren die Arten Dorsch und Hering viele Jahre auch im Erlös die dominierenden Arten für die Küstenfischerei in M-V (Abbildung 2.24, Teil A). Aber auch die Süßwasserfische der Bodden tragen durchaus in relevanter Höhe zum Betriebsergebnis für die dort aktiven Fischer bei, und diese Bedeutung dürfte mit abnehmenden Quoten für Hering und Dorsch perspektivisch eher zu- als abnehmen. Im Vergleich zu den Erlösen der Küstenfischerei in M-V als Ganzes wurde rund ein Drittel der jährlichen Erlöse durch die Fischerei an den Bodden erwirtschaftet. Neben dem Hering sind hier vor allem die Arten Zander, Aal und Barsch zu nennen (Abbildung 2.24, Teil B). Gerade die Erlöse von Hering sind

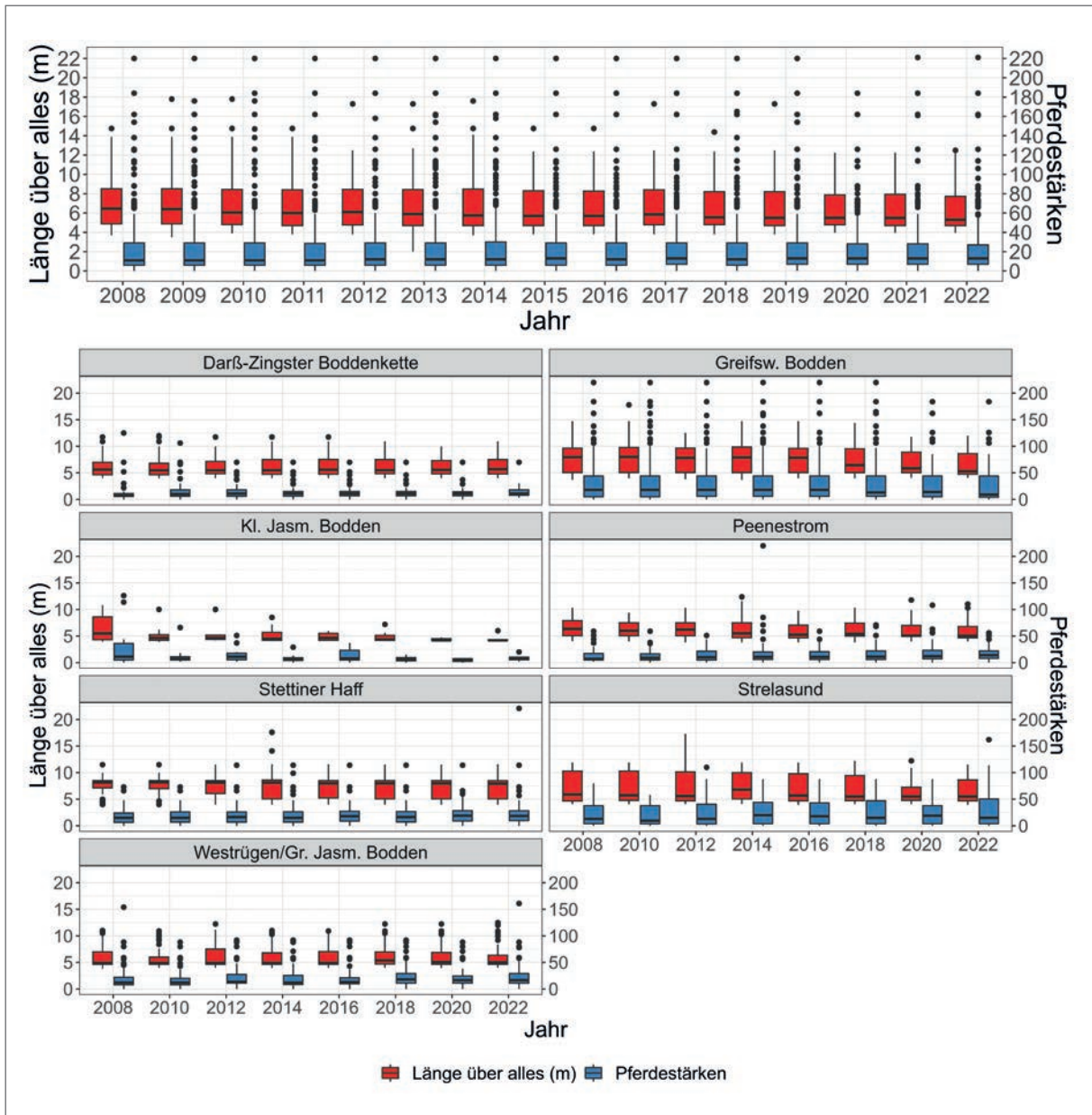


Abbildung 2.23: Verteilung der Längen über alles und Pferdestärken der Fischereifahrzeuge insgesamt und nach deren Aktivität in den verschiedenen Fischereibezirken.

an den Bodden (wie auch an der Außenküste) ab 2017 eingebrochen. Der Dorsch wird in den Bodden nur als Beifang und insgesamt selten gefangen. Der Hecht spielt auch bei den Erlösen nur eine geringe Rolle (1–3 % je nach Jahr, Abbildung 2.24). In den Jahren 2008–2022 wurden zwischen 62.000 und 209.000 Euro mit Hecht Erlöst, was zwischen 0,98

und 3,25 % des Gesamterlöses aus dem Fischfang in der Küstenfischerei in M-V entsprach (Tabelle 2.3). Der ansteigende Trend im Erlösanteil 2020–2022 ist insbesondere auf die insgesamt massiv gefallen Erlöse nach Quotenkürzungen bei Dorsch und Hering zurückzuführen sowie zum Teil auf den Anstieg der Hechtpreise auf 3–4 Euro pro/kg (Dao et al.

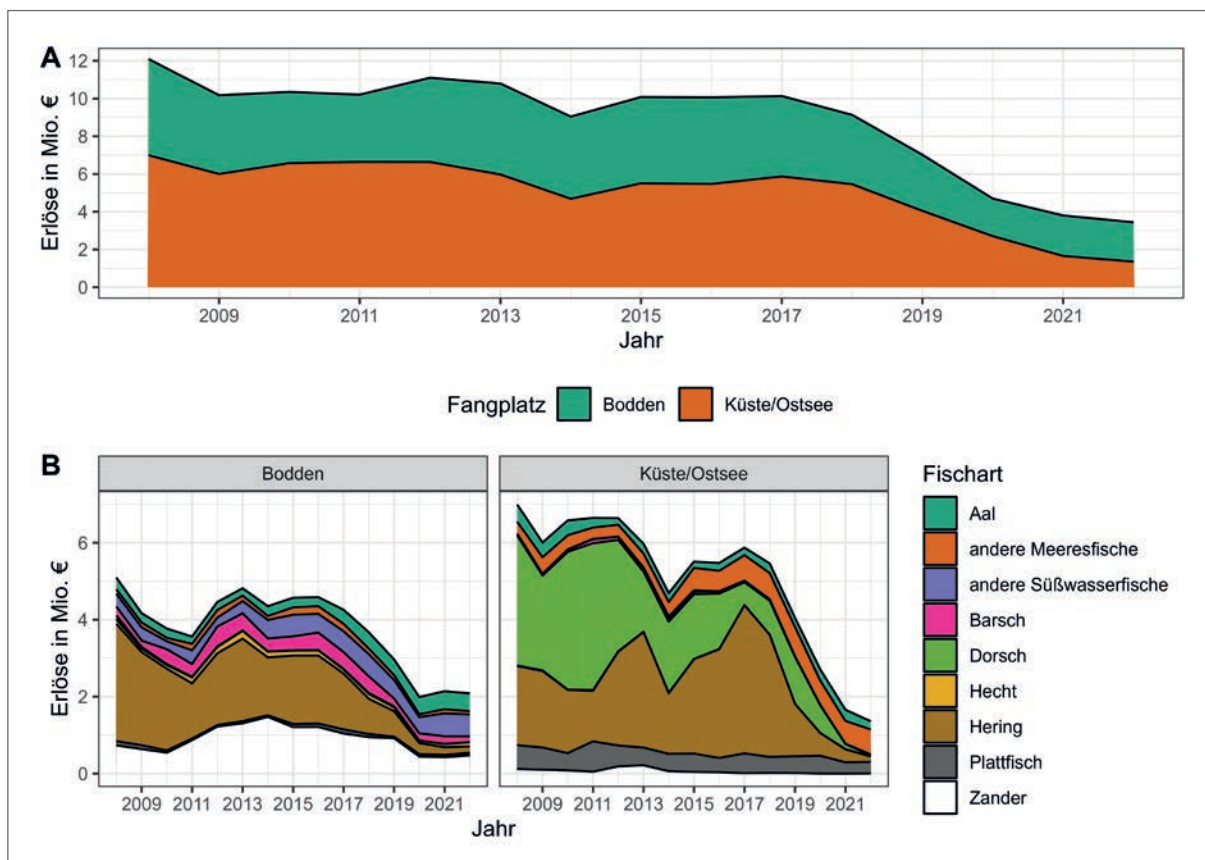


Abbildung 2.24: Erlöse der Berufsfischerei (nominal) aus Fischfang an den Bodden und außerhalb (Küste/Ostsee) insgesamt (Teil A) sowie aufgeteilt nach Fischart (Teil B).

2023). Während die Küstenfischerei insgesamt noch bis 2017 einen Jahreserlös von rund 10 Mio. Euro erwirtschaftete, brachen diese Erlöse ab 2019 stark ein, zuletzt auf rund 3,5 Mio. Euro (2022).

### Bewirtschaftung der Boddenfischerei

Die Küstenfischerei in M-V unterteilt sich in (Außen-) Küsten-, Strand- und Boddenfischerei; einige Fischerinnen und Fischer haben Lizenzen und Quoten für bestimmte Arten, die sowohl an der Außenküste als auch in den Bodden gefangen werden, wie z. B. Hering. Die kommerzielle Fischerei wird über die Küstenfischereiverordnung M-V aktuell durch ein Lizenzsystem, Fanggeräteregulationen (z. B. Mindestmaschengröße für Hechtstellnetze von 100 mm gestreckte Maschenweite), Mindestmaße (z. B. 50 cm für Hecht) und Schonzeiten (z. B. für Hecht im März und April) sowie Zugangsbeschränkungen über Fi-

scherei- und Laichschonbezirke reguliert. Diese beschränken den Zugang zur kommerziellen Fischerei ganz (Fischschonbezirk) oder teilweise (April und Mai, Laichschonbezirke). Für die gewerbliche Fischerei gibt es Ausnahmeregelungen für den Zugang zu Naturschutzgebieten oder Gebieten mit Befahrensverboten, einschließlich der Gebiete des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft und des Biosphärenreservats Südost-Rügen (zu Details, weiter unten). Ferner ist die maximale Anzahl der Fanggeräte, die Fischerinnen und Fischer verwenden dürfen (z. B. die Gesamtlänge der Stellnetze oder die Anzahl der Haken), sowohl auf der Ebene der Bodden je Fischereibezirk gemäß Küstenfischereiverordnung (Tabelle 2.4) als auch für alle Fischerinnen und Fischer individuell per Lizenzbestimmung begrenzt. Die Lizenzen, die ihnen jeweils erteilt werden, sind nach Fischereibezirken (Abbildung 2.16) organisiert.

**Tabelle 2.3: Erlöse der Küstenfischerei (nominal) in M-V durch Hecht in 1.000 Euro sowie Erlösanteil von Hecht in %.**

Jahr	Hecht	andere Arten	Erlösanteil Hecht in %
2008	134	11.956	1,11
2009	105	10.070	1,03
2010	101	10.249	0,98
2011	173	10.046	1,69
2012	173	10.971	1,55
2013	209	10.586	1,94
2014	159	8.891	1,76
2015	134	9.951	1,33
2016	142	9.925	1,41
2017	108	10.028	1,07
2018	131	9.009	1,43
2019	105	6.918	1,50
2020	62	4.650	1,32
2021	88	3.712	2,32
2022	112	3.331	3,25

**Tabelle 2.4: Maximale Stellnetzlängen bzw. Anzahl an Aalkörben und Langleinenhaken je Fischereibeizirk (Quelle: Küstenfischereiverordnung M-V) sowie registrierte Reusenplätze (laut LALLF). Die Nr. ist die Fischereibeizirknummer gemäß Abbildung 2.16.**

Nr.	Fischereibeizirk	Stellnetze (Meter)	Aalkörbe (Stück)	Haken (Stück)	Reusenplätze
1	Stettiner Haff	65.000	3.000	20.000	251
2	Peenestrom	58.000	2.000	40.000	255
3	Greifswalder Bodden	250.000	9.000	180.000	109
4	Strelasund/ Kubitzer Bodden	40.000	3.000	10.000	17
5a und 5b.	Gewässer zwischen Hiddensee und Rügen	90.000	12.000	40.000	71
6	Kleiner Jasmunder Bodden	6.000	300	3.500	14
8a und 8b	Darßer Boddenkette	52.000	2.000	15.000	39

Für die Durchsetzung der Vorschriften sind die Landesfischereibehörden (Fischmeister) und die Wasserschutzpolizei zuständig.

Quoten für die Süßwasserfische an den Bodden existieren historisch und aktuell für Berufsfischer:innen nicht. Dementsprechend gibt es keine absolute Begrenzung der maximal entnehmbaren Biomassen z. B. für Hecht oder Zander. Das bedeutet, dass historisch und heute die beruflichen Anlandungen in den Bodden stets indirekt über die Wirkung multipler Bestimmungen wie Schonzeiten, Beschränkungen beim Zugang zu bestimmten Gebieten, Mindestmaschenweiten, Mindestmaße oder individuelle Beschränkungen der Anzahl des Fischereifanggeräts reguliert werden. Die rückläufige Anzahl an Berufsfischer:innen und Fischern hat, wie bereits bemerkt, die Gesamtausfänge von Boddensüßwasserfischen nicht substantial reduziert.

### Zukunftsperspektive der Berufsfischer:innen und Fischer nach Selbstauskunft

In einer Befragung wurden im Rahmen des BODDEN-HECHT-Projekts die Fischer:innen und Fischer direkt zur Rolle der Fischerei sowie zu den wahrgenommenen Zukunftsaussichten befragt. Rund 120 Berufsfischer:innen antworteten. Unterschieden wurden Bodden- und andere Küstenfischer:innen. Um die allgemeine Stimmung zur Rolle der Fischerei in der Gesellschaft einzufangen, wurden sechs verschiedene Aspekte abgefragt (Abbildung 2.25). Die deutliche Mehrheit (> 60 %) aller antwortenden Küstenfischer:innen empfand jeden der sechs Aspekte als bedeutsamen Beitrag der Küstenerwerbsfischerei für Mensch und Gesellschaft. Die breite Mehrheit aller antwortenden Küsten- und Boddenfischer:innen (91 bzw. 88 %) empfanden, dass die Fischerei von Bedeutung sei, weil sie einen Beitrag zur Ernährung der Gesellschaft liefere, einen kulturellen Wert habe (93 bzw. 84 %) oder zum Erhalt des Fischerhandwerks beitrüge (jeweils 95 %). 81 % aller Küstenfischer:innen und 79 % der Boddenfischer:innen sahen in der Fischerei auch einen wichtigen Beitrag zum Tourismus in der Region. Ähnlich, wenn auch etwas weni-

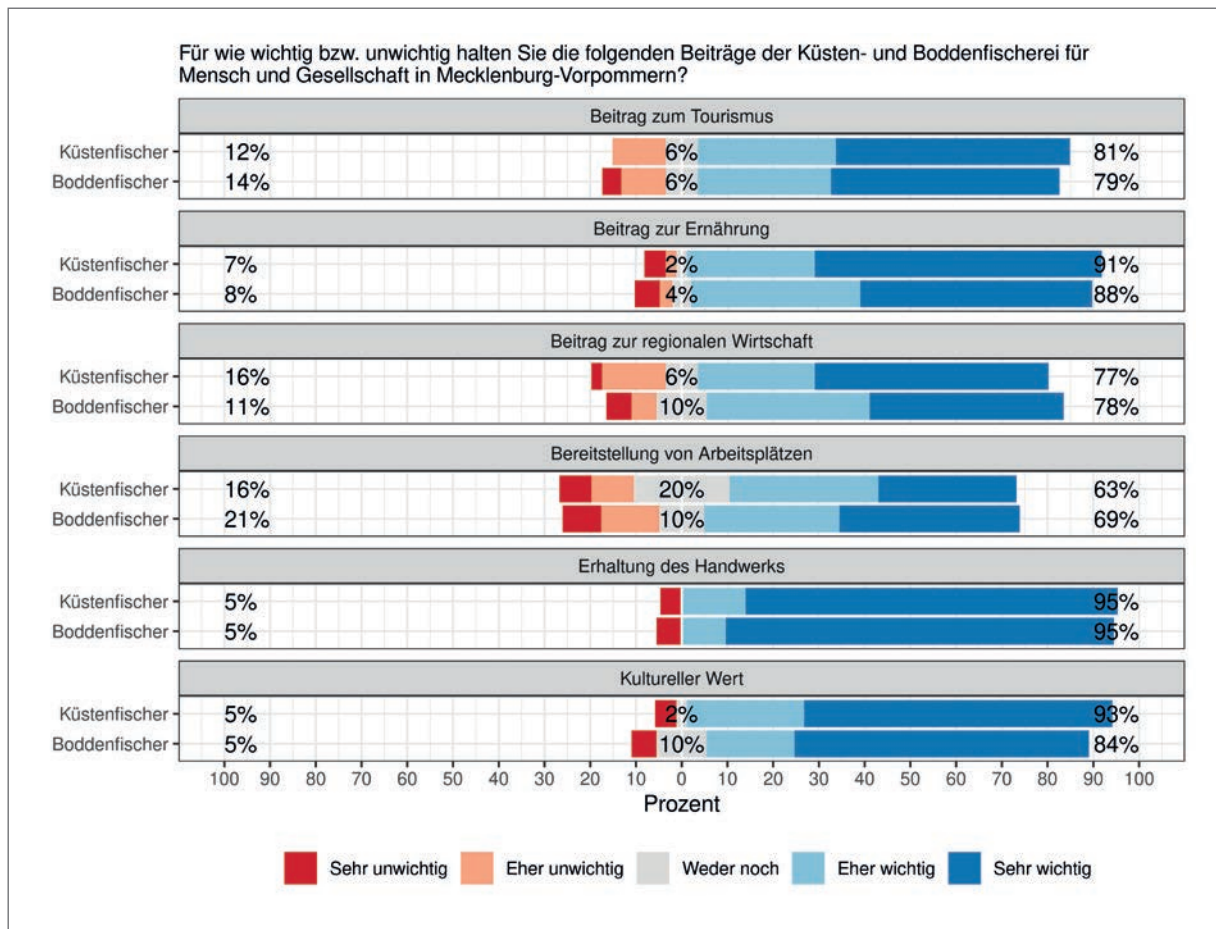


Abbildung 2.25: Die Rolle der Bodden- und Küstenfischerei in der Gesellschaft aus Sicht von Küsten- und Boddenfischer:innen in Mecklenburg-Vorpommern (N = 120).

ger stark ausgeprägt (76 bzw. 78 %), waren die Verhältnisse bei der wahrgenommenen Bedeutung der Küstenfischerei für die regionale Wirtschaft. Rund zwei Drittel der Küsten- und Boddenfischer:innen artikulierten überdies einen eher wichtigen oder sehr wichtigen Beitrag der Küstenfischerei zur Bereitstellung und zum Erhalt von Arbeitsplätzen in M-V.

Befragt zur Zukunft der Küstenfischerei in M-V, zeigte sich bei den befragten Fischerinnen und Fischern ein ganz überwiegend pessimistisches Grundbild. Viele der in der Umfrage abgefragten Faktoren wurden mehrheitlich in einer Weise wahrgenommen, dass sie die Zukunftsaussichten verschlechtern. Besonders negativ wurden die aktuelle Fischereipolitik, die Interessenvertretung der Fischerei, die Quoten, natürliche Prädatoren (vor

allem Kormorane und Kegelrobben) sowie die Entwicklung der betrieblichen Kosten gesehen (Abbildung 2.26). Mehr als 80 % der Befragten waren der Meinung, dass diese Faktoren die Zukunftsaussichten verschlechtern oder stark verschlechtern, wobei die Fischereipolitik und die Kostenentwicklung von Boddenfischer:innen geringfügig, aber statistisch signifikant weniger negativ gesehen werden als von Küstenfischer:innen. Ein etwas geringerer Anteil der Befragten sieht die aktuellen Fischbestände im Gebiet als Gefährdungsfaktor, obwohl auch hier noch eine deutliche Mehrheit (> 50 %) der Bodden- und Küstenfischer:innen der Meinung war, dass die aktuelle Fischbestandsentwicklung für die Küstenfischerei bedrohlich ist. Auch die Fischereiwissenschaft wurde von etwa der Hälfte der antwortenden

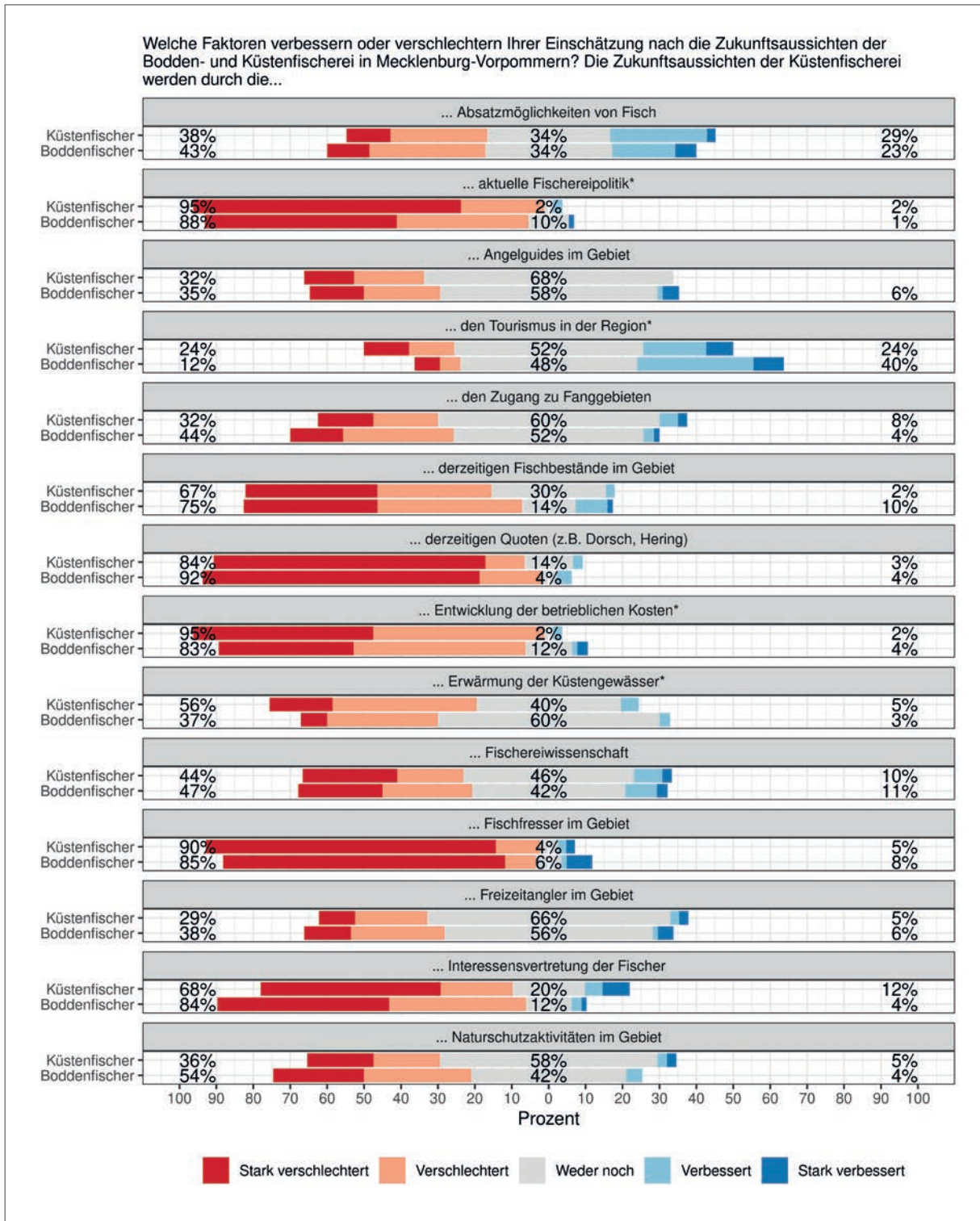


Abbildung 2.26: Wahrnehmung verschiedener Faktoren im Hinblick auf ihren Beitrag zur Zukunft der Küstenfischerei aus Sicht von Küsten- und Boddenfischer:innen in Mecklenburg-Vorpommern. \*,\* markiert statistisch signifikante Unterschiede (auf 10 %-Niveau) zwischen den beiden Gruppen.

Küsten- und Boddenfischer:innen als Grund für sich verschlechternde Zukunftsaussichten identifiziert.

Statistisch signifikant unterschiedlich positionierten sich Küsten- und Boddenfischer:innen zu Fragen des Klimawandels. Während 56 % der Küstenfischer:innen aufgrund der Erwärmung der Küstengewässer pessimistisch in die Zukunft sahen, waren es bei den Boddenfischer:innen nur 37 %; ein großer Anteil (40 bzw. 60 %) sah keine Auswirkungen durch den Klimawandel. Der Tourismus in der Region wurde von Boddenfischer:innen statistisch signifikant positiver bewertet (40 %) als von Küstenfischer:innen (24 %), wobei etwa die Hälfte der Fischerinnen und Fischer keine relevanten Auswirkungen auf die Zukunft der Fischerei wahrnahm.

Andere Faktoren wurden mehrheitlich eher als indifferent betrachtet, also weder als Grund für eine Verschlechterung noch für eine Verbesserung der Küstenfischerei. Die eher indifferenten Faktoren waren Einflüsse der Angelfischerei und des Angelguidings, aber auch die Zugänglichkeit zu Fischbeständen (z. B. aufgrund von Schutzgebieten) oder andere Auswirkungen von Naturschutzmaßnahmen.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Gegenwärtig sehen sich die Küstenfischerinnen und -fischer entlang der gesamten Küstenlinie M-Vs mit drastisch reduzierten Quoten für ihre wirtschaftlich wichtigen Meeresfischarten Hering und Dorsch konfrontiert (Döring et al. 2020, Lewin et al. 2023c). Die meisten Fischerinnen und Fischer haben daher eher pessimistische Perspektiven auf ihre Zukunft. Im Gegensatz dazu sind die Gesamtanlandungen in den Bodden, insbesondere der Süßwasserfische insgesamt, sowie die Anzahlen von Fischer:innen und Fischereifahrzeugen trotz erheblicher Umstrukturierungen über viele Jahre recht stabil geblieben. Das deutet darauf hin, dass die Boddenfischerei möglicherweise widerstandsfähiger gegenüber Schocks ist als die quotenregulierte Küstenfischerei auf Meeresfische wie Dorsch und Hering. Ertragsrückgänge beim Hecht – einer Art mit eher lokaler Marktnachfrage in Deutschland – können teilweise

durch Ertragssteigerungen bei anderen Arten mit größerer Marktnachfrage (z. B. Barsch, Zander) oder bei Arten mit großem Entnahmevolumen (z. B. Blei, Plötze) kompensiert werden. Auch verstärkte Fänge unregulierter mariner Arten sind als Folge von Quotenveränderungen belegt (z. B. Plattfische, Koemle et al. 2023). Hinzu kommt die betriebswirtschaftliche Möglichkeit, über Direktvermarktung und Veredelung die Wertschöpfung von Boddenfischen zu steigern, sodass trotz reduzierter Gesamtanlandungen das Betriebsergebnis gesteigert werden könnte. Alternative Beschäftigungsmöglichkeiten sind im Bereich Dienstleistung für wissenschaftliche Studien, Aquakultur oder als Anbieter touristischer Aktivitäten (Boddentouren) denkbar. Die nächsten Jahre werden zeigen, wie die aktuell laufende Umstrukturierung der Fischerei an der Küste angesichts der starken Quotenkürzungen bei Hering und Dorsch weitergehen wird. Ein entscheidender Einflussfaktor könnten weiter ansteigende Bestände von Kegelrobben sein, die die Möglichkeiten des Einsatzes bestimmter Fanggeräte drastisch reduzieren und so vermutlich zu erheblichen ökonomischen Verlusten bei Fischerinnen und Fischern führen werden (Bergström et al. 2023). Es ist fraglich, ob reine Kompensationszahlungen von robbenbedingten Geräteverlusten oder Fangausfällen ausreichen, um die Wirtschaftlichkeit der Betriebe zu garantieren, sollten die Robbenbestände weiter wachsen wie bisher und die Robben auch die inneren Bodden im Westen Rügens verstärkt besiedeln.

Süßwasserfische wie Hechte erzielten in den Jahren 2021 und 2022 recht hohe Preise. Das ist einerseits für die Fischerei gut, weil dadurch die Quotenkürzungen zumindest teilweise kompensiert werden können. Steigende Preise ohne Fangquoten (wie beim Hecht, van Gemert et al. 2022) erhöhen aber auch den Anreiz, in den Bodden zu fischen, was bei gleichzeitig rückläufigen Ressourcen zum Zusammenbruch von Beständen beitragen kann (Dao et al. 2023). In diesem Zusammenhang muss sich die Politik auch mit der Frage der Nebenerwerbsfischerei in den Bodden auseinandersetzen, weil diese den Fangdruck gerade auf Süßwasserfische



mit vor allem lokalen Märkten und geringen Abundanzen hochhalten kann (Arlinghaus et al. 2022a). Konflikte mit der Angelfischerei und Angelguiding dürften dann zunehmen, die mittels angepassten Managements zu adressieren sind (Arlinghaus et al. 2022 a, Abbildung 2.27).

## 2.2 Angelfischerei

Robert Arlinghaus, Dieter Koemle,  
Carsten Riepe, Harry Strehlow,  
Simon Weltersbach & Wolf-Christian Lewin

### Historischer Abriss: Die Bodden als Angelrevier

Die produktiven Fischbestände in den Bodden sind seit vielen Jahren ein beliebter Anziehungspunkt für Angler:innen (Basan 1988, Winkler 1989a, 1990, Rechlin & Fadschild 1991, Abbildung 2.27 bis 2.31). Insbesondere seit dem Zweiten Weltkrieg ist die Nutzung der Bodden und Haffe durch Anglerinnen und Angler stetig gestiegen (Basan 1988, Winkler 1989a, Biester 1991, Dorow 2004, Arlinghaus et al. 2021, Weltersbach et al. 2021). Der Hechtbestand



Abbildung 2.27: Ko-Nutzung der Bodden durch Angler:innen und Berufsfischer:innen kann Konflikte auslösen.

© MATHIAS FUHRMANN

im Greifswalder Bodden und hier insbesondere die Aussicht auf den Fang kapitaler Hechte ist schon zu DDR-Zeiten wiederholt als besonderes Angelerlebnis hervorgehoben worden (Basan 1988, Winkler 1989a). Zu DDR-Zeiten schränkte die begrenzte Verfügbarkeit von Booten, Motoren und Angelgeräten das Beangeln der offenen, windanfälligen Gewässerflächen der Bodden und Haffe allerdings ein. Zeitweilig war das Angeln in den Küstengewässern an der Grenze zu Polen nur vom Ufer aus erlaubt und auf Anwohner:innen im Umkreis von 10 km um die Boddengewässer beschränkt (Ministerium des Innern 1955).



Abbildung 2.28: Artikel in der Angelpresse zur Vorstellung des Boddenangelns aus dem Jahre 1992 (Alexander 1992).



Abbildung 2.29: Das Angeln auf Boddenhechte ist heute meistens eine Angelfischerei vom motorisierten Kleinboot.

© OLAF LINDNER



Abbildung 2.30: Watangeln an den Bodden.

© MARINA KEM, STERNTAUCHER



Abbildung 2.31: Uferangeln am Greifswalder Bodden.

© DOMINIQUE NIESSNER

Nach der Wende waren Mietbootangebote, Slipmöglichkeiten und andere Infrastruktur für auswärtige Anglerinnen und Angler zunächst Mangelware, was zu kreativen Lösungen wie dem Angeln vom Tretboot führte (Abbildung 2.28, Alexander 1992). Der „Rummel“ um die Bodden als besonderes Hechtrevier nahm in der Angelpresse seit Mitte der 1990er-Jahre stetig zu (Schroeter 2006, Fuhrmann & Balkow 2013). Zusammen mit bürokratischen Erleichterungen, wie der Einführung eines auf 28 Tage zeitlich befristeten Touristenfischereischeins in Mecklenburg-Vorpommern und der Ausbildung eines Guiding-Sektors, entfachte eine dynamische Entwicklung des Angeltourismus und der damit verbundenen Infrastruktur (z. B. Häfen, Beherbergung) rund um die Bodden. Heute ist das Hechtangeln und die damit verbundene Küsteninfrastruktur (z. B. Mietbootangebote) in der Region um Rügen gut ent-

wickelt, aber teilweise aufgrund lahmender Nachfrage der Angler:innen seit 2017 wieder leicht rückläufig.

### Angelinteresse an den Bodden

Die Angelfischerei als Freizeitaktivität hat in den deutschen Küstengewässern und speziell in den Boddengewässern nach der deutschen Wiedervereinigung im Jahr 1990 stark zugenommen (Arlinghaus et al. 2021, Weltersbach et al. 2021). Insbesondere das Hechtangeln in den Bodden mit Kunstködern vom Boot und vom Ufer ist populär, was sowohl nationale als auch internationale Tourist:innen (z. B. aus Schweden, der Schweiz oder Polen) an die Boddengewässer zieht (Ehrchen 2015 a,b, Arlinghaus et al. 2021). Befragungsstudien zeigten, dass im Jahr 2014 40 % aller Boddengewässersänger:innen den Hecht als Zielart hatten (Abbildung 2.32). Weitere wichtige Zielfischarten umfassen die anderen Süßwasser-raubfische Zander (22 %) und Barsch (19 %).

Umfragestudien aus dem Jahr 2014/2015 zeigen, dass deutsche Hechtangler:innen vor allem während der kälteren Jahreszeit von Oktober bis Februar und im Mai (Koemle et al. 2021, Weltersbach et al. 2021, Abbildung 2.33) die Boddengewässer gezielt für den Fang von (am liebsten kapitalen) Hechten überwiegend vom Boot besuchen (Koemle et al. 2022). Etwa 86 % aller Hechte wurden 2014/2015 von Bootsangler:innen gefangen (Weltersbach et al. 2021). Daraus darf nicht geschlussfolgert werden, dass das Uferangeln für Hechtangler:innen irrelevant ist, ganz im Gegenteil: Nur rund 60 % aller Angeltage an den Bodden entfielen im Jahr 2014/2015 auf das Bootsangeln, der Rest wurde vom Ufer (u. a. in Häfen im

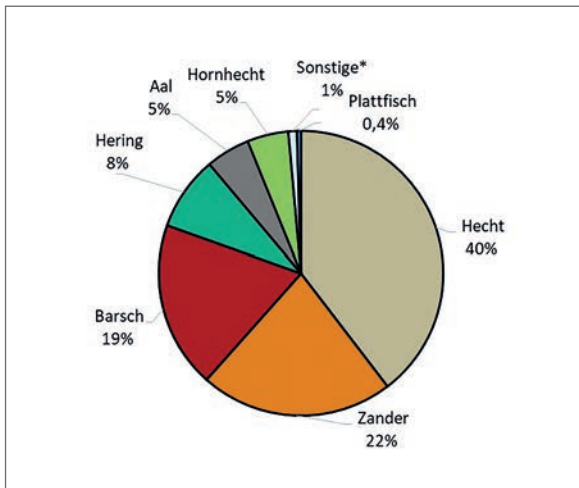


Abbildung 2.32: Relative Häufigkeitsverteilung der Zielfischarten der Angelfischerei in den Boddengewässern. \*Sonstige: Plötze, Meerforelle, Weißfisch, Rotfeder, Blei und Dorsch (aus Weltersbach et al. 2021).

Winter), mit der Wathose oder vom Belly Boot ausgeübt. In der Darß-Zingster Boddenkette war die Anzahl der Uferangeltage in etwa doppelt so hoch wie die der Bootsangeltage (Weltersbach et al. 2021); hier dürfte es sich aber vor allem um gezieltes Zanderangeln handeln. Aktuellere Umfragen spezifisch unter Boddenhechtangler:innen (Details in Kapitel 4) aus dem Jahr 2022 zeigen, dass über 90 % der befragten einheimischen und touristischen Hechtangler:innen auch oder nur vom Ufer oder einer Mole aus auf Hecht geangelt hatten. Das Angeln von Ufer oder Mole aus wurde etwas stärker von den Hechtangeltourist:innen praktiziert (49,7 % vs. 44,2% der einheimischen Angler:innen). Das ausschließliche Uferangeln auf Hecht ist aber selten. Insgesamt gab es 2022 52 % reine Bootsangler:innen, die nicht auch von Ufer oder Mole aus angelten, 8,5 % reine Ufer- oder Moleangler:innen, die nicht auch von Booten aus angelten, und 39,5 % Mischangler:innen, die beide Plattformkategorien zum Angeln nutzten (Details in Kapitel 4). Uferangler:innen mit der Zielfischart Hecht finden sich vor allem in der wärmeren Jahreszeit an den Bodden (Abbildung 2.33).

Zum Angeln benötigen Anglerinnen und Angler an den Bodden einen gültigen Fischereischein. Darüber hinaus ist eine gültige Küstenangelkarte für Meck-

lenburg-Vorpommern erforderlich, um in den Bodden oder in anderen Bereichen der Ostsee in M-V zu angeln (Küstenfischereiverordnung M-V). Offizielle Statistiken über den Verkauf von Küstenangelkarten belegen einen rapiden Anstieg der Zahlen seit der Wiedervereinigung im Jahr 1990 (Abbildung 2.34). Von 1990 bis zum Höhepunktjahr 2015 stiegen die verkauften Küstenangelkarten von jährlich rund 40.000 auf 130.000 an (Arlinghaus et al. 2021). Der größte Teil dieses Zuwachses ist auf auswärtige Touristinnen und Touristen mit Wohnort außerhalb M-Vs zurückzuführen (Arlinghaus et al. 2021, Weltersbach et al. 2021). Als Maßnahme, um touristische Anglerinnen und Angler an die Küste einschließlich der Bodden zu locken, führte das Land M-V im Jahr 2005 einen zeitlich befristeten Touristenfischereischein ein, der die Lizenzinhaber:innen berechtigt, 28 Tage lang im Land M-V zu angeln, ohne eine Angelprüfung ablegen zu müssen. Nach Einführung im Jahr 2005 stieg die Zahl der verkauften Touristenfischereischeine rasant von 4.000 auf fast 22.000 an (Abbildung 2.35, Arlinghaus et al. 2021). Seit 2017 sind die Angler:innenzahlen an der Küste leicht rückläufig, wahrscheinlich als Reaktion auf rückläufige Fischbestände und geänderte Mitnahmenvorschriften für einige wichtige Zielfischarten wie Dorsch und Lachs und aufgrund der COVID-19-Pandemie insbesondere in den Jahren 2020 und 2021 und den damit zusammenhängenden Reisebeschränkungen (Pita et al. 2021, Britton et al. 2023). Aus der Region wird von ersten Schließungen von Mietbootangeboten und Rückgängen bei der Nachfrage nach Angelguidings auf Hecht berichtet.

Es gibt keine genauen jährlichen Aufzeichnungen über die Gesamtzahl der Boddenangler:innen, da die Inhaber:innen der Küstenangelkarte auch an der Außenküste angeln können (z. B. auf Dorsch). Eine im Jahr 2014/2015 durchgeführte Telefon-Tagebuch-Studie schätzte etwa 50.000 Boddenangler:innen (Weltersbach et al. 2021). Diese Boddenangler:innen können in einheimische sowie touristische Angler:innen mit Wohnsitz in anderen Bundesländern als M-V unterteilt werden. Von den insgesamt rund 50.000

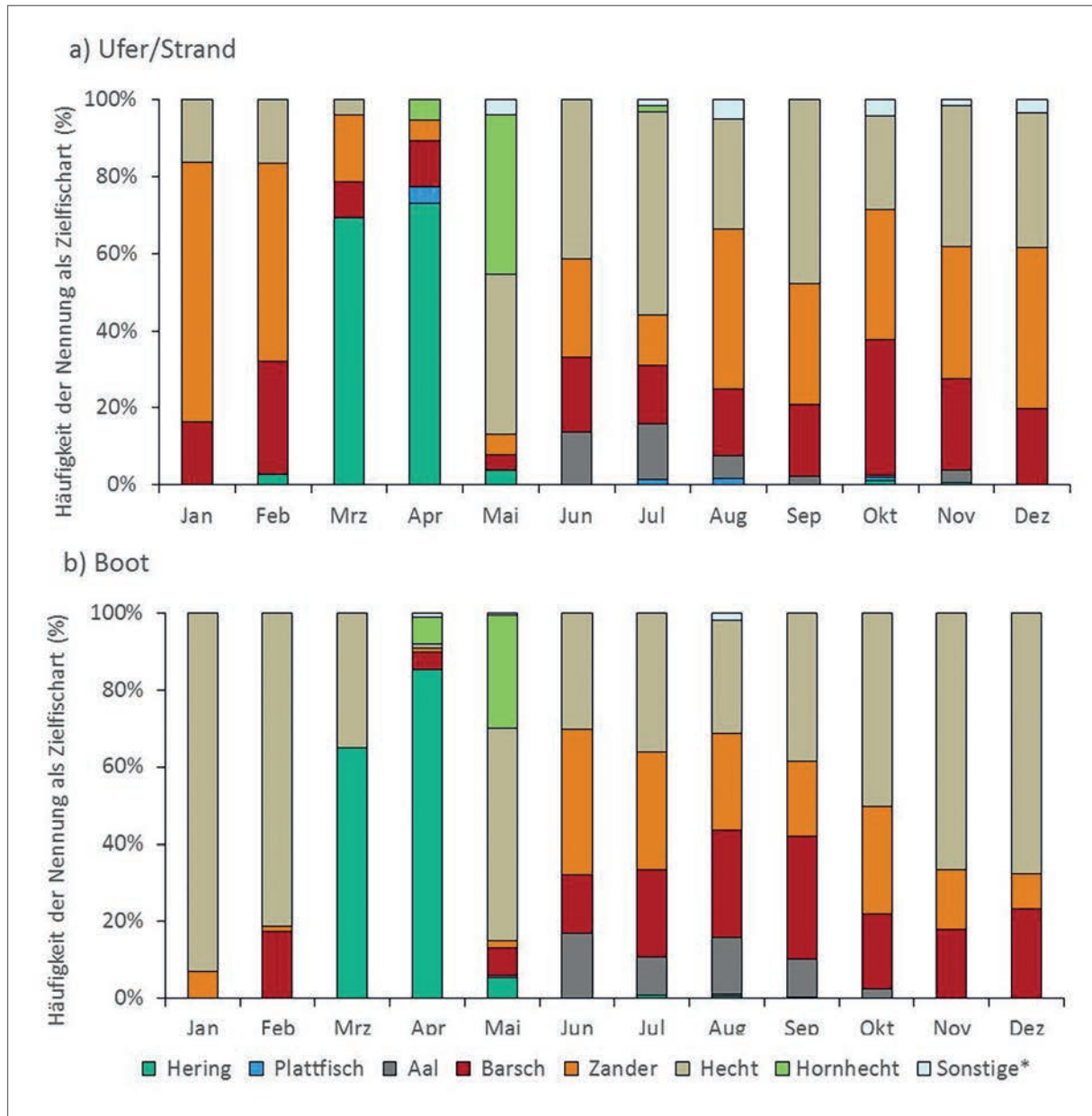


Abbildung 2.33: Relative Häufigkeitsverteilung der aufgeführten Zielfischarten der Angelfischerei in den Boddenengewässern bei a) Ufer- und b) Bootsangler:innen aufgeteilt nach Monaten. \*Sonstige: Plötze, Meerforelle, Weißfisch, Rotfeder, Blei und Dorsch.

Angler:innen waren nur 15.000 (30 %) aus M-V, während 35.000 (70 %) aus anderen Bundesländern zum Angeln an die Bodden kamen (Weltersbach et al. 2021). Eine neuere Telefon-Tagebuch-Studie aus den Jahren 2021/2022 ergab mit knapp 49.000 Boddenangler:innen eine sehr ähnliche Gesamtzahl, al-

erdings teilten sich diese in rund 64 % einheimische Angler:innen aus M-V und rund 36 % nicht-heimische Angler:innen aus anderen Bundesländern auf (Thünen-Institut für Ostseefischerei, unveröffentlichte Daten). Ein Grund für die Veränderung der Anteile touristischer und einheimischer Angler:innen sind

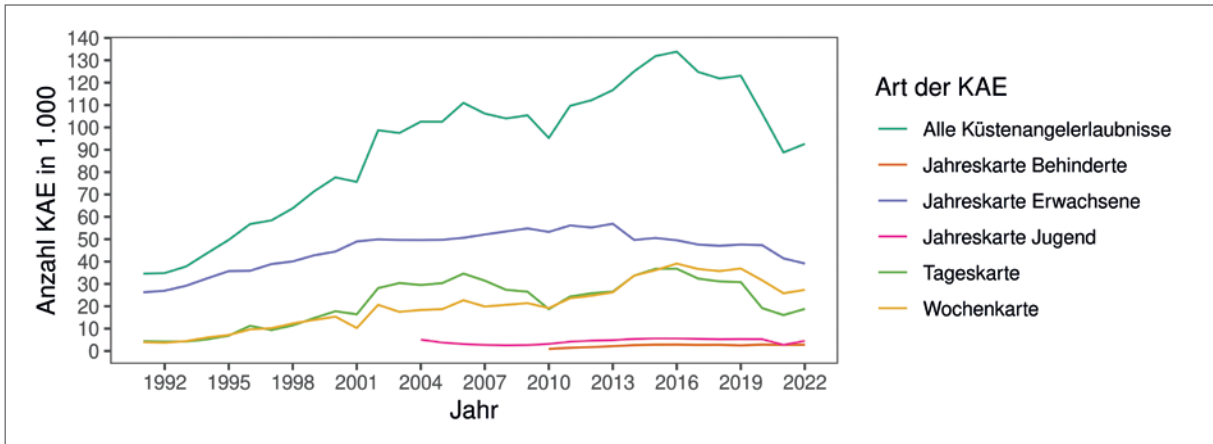


Abbildung 2.34: Verkauf von Angelscheinen für die Küste (einschließlich Bodden) in Mecklenburg-Vorpommern über die Zeit (Datenquelle: LALLF, aktualisiert aus Arlinghaus et al. 2021). KAE = Küstenanglerlaubnisse.

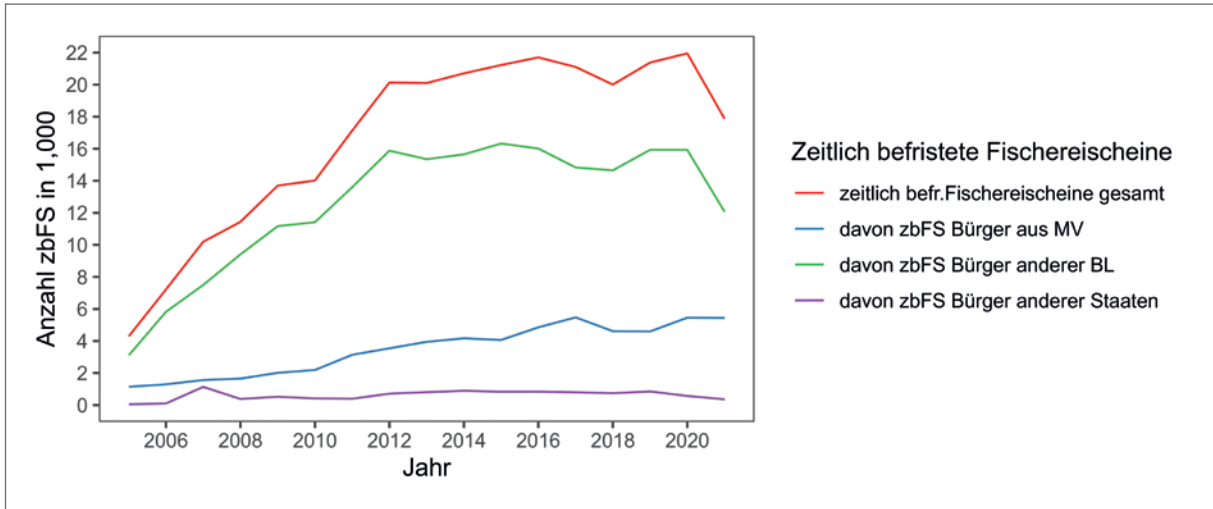


Abbildung 2.35: Nachfrage nach dem Touristenfischereischein in Mecklenburg-Vorpommern (M-V) (Datenquelle: LALLF). BL = Bundesland.

wohl Reisebeschränkungen während der Corona-Pandemie, die in den Zeitraum der Studie fiel.

Weltersbach et al. (2021) schätzten für die Saison 2014/2015 den Gesamtangelaufwand an den Bodden auf 332.000 Angeltage (185.268 einheimische Angeltage und 146.732 Angeltage durch Tourist:innen, 44 % Aufwandsanteil durch Angeltourist:innen). Da aus methodischen Gründen der Angelaufwand der Tourist:innen überschätzt sein könnte (Lewin et al. 2023b), gehen aktualisierte Berechnungen von 227.260 Angeltagen aus (68.207 Angeltage durch

Tourist:innen, 209.053 Angeltage durch Einheimische, 24 % Aufwandsanteil durch Tourist:innen). Davon hatten 2014/2015 40 % der Angeltage die Zielart Hecht an den Bodden (rund 91.000 Angeltage) (Weltersbach et al. 2021). Für die Saison 2021/2022 wurde der Gesamtangelaufwand an den Bodden auf rund 252.000 Angeltage geschätzt, wobei rund 66 % des Angelaufwands von einheimischen Angler:innen stammte und etwa 34 % von Tourist:innen. Nur etwa 24 % (60.800) der Boddenangeltage hatten in der Saison 2021/2022 als Zielart Hecht (Thünen-Institut für

Ostseefischerei, unveröffentlichte Daten). Die Analyse deutet an, dass die touristische Angelfischerei durch die Corona-Pandemie und andere Entwicklungen zurückgegangen ist und dass auch das gezielte Hechtfischen an den Bodden in den letzten Jahren rückläufig ist. Einheimische Angler haben wohl ein größeres Zielartenspektrum, wohingegen die Touristen gerne ganz gezielt zum Hechtangeln kommen.

Seit der Wiedervereinigung werben Angelmedien und Angelreiseveranstalter für das Hechtangeln in den Bodden (z. B. Schroeter 2006, Fuhrmann & Balkow 2013). Um vor allem die nicht ortsansässigen Anglerinnen und Angler zu bedienen, hat sich seit der Wende ein kommerzieller Angelsektor entwickelt, der geführte Angelausflüge im Boddengebiet, speziell auf Hecht, anbietet (Fuhrmann & Balkow 2013, Drossel 2015). Interviews und Recherchen durch das BODDENHECHT-Forschungsteam ergaben, dass 2021 39 Angelguides in dem Gebiet tätig waren, die Hechtangeltouren anboten. Davon arbeiteten 49 % in Vollzeit und 38 % in Teilzeit, die Erwerbsform des Rests (13 %) bleibt unbekannt. Der wirtschaftliche Produktionswert aller Boddenangler:innen (inklusive der Einheimischen) und unabhängig von der Lokalität der Ausgaben umfasst 72,1 Mio. Euro, was 717 Vollzeit-Arbeitsplätzen entspricht (Kapitel 4). Speziell für M-V wurde durch die Angelfischerei an den Boddengewässern 2014/2015 ein volkswirtschaftlicher Produktionswert von 42,6 Mio. Euro generiert und 420 Arbeitsplätze unterstützt (Kapitel 4). Die Hälfte dieser Zahlen dürfte mit dem Boddenhecht in Verbindung stehen, insbesondere außerhalb der touristischen Hochsaison im Herbst und Winter in Sektoren wie Beherbergung und Verpflegung, wo sich der Fischereiaufwand auf Hecht konzentriert (Ehrchen 2015a, Drossel 2015, Weltersbach et al. 2021). Der Produktionswert ist in etwa doppelt so hoch wie die Bruttowertschöpfung, auf die in Kapitel 4 im Vergleich zur Berufsfischerei eingegangen wird.

### Das besondere Angelerlebnis an den Bodden

Was unterscheidet die Angelfischerei an den Bodden aus Sicht der Anglerinnen und Angler von Angel-

erlebnissen im Binnenbereich? Zunächst bieten die Bodden die Möglichkeit, auch marine Fischarten zu fangen, wie z. B. Hering und Hornhecht, die saisonal vorkommen. Diese Arten stellen dementsprechend auch Zielarten von Boddenangler:innen dar. Ebenso wichtig sind die Fangaussichten auf Süßwasser-raubfische wie Hecht, Zander oder Barsch. Der Hecht ragt hier als Hauptzielart heraus, in ausgewählten Bodden dominiert das Zanderangeln (z. B. Saaler Bodden). Beim Hechtangeln gibt es nach Umfragestudien zwei wesentliche Gründe, warum die Boddengewässer so attraktiv sind (Koemle et al. 2021, 2022). Erstens gilt das Angeln in den weitläufigen und artenreichen Bodden als ein Abenteuer, das denjenigen Angler:innentypen entgegenkommt, die Herausforderungen suchen. Zweitens ist die Chance, im Durchschnitt relativ große und sogar kapitale Hechte jenseits der Metermarke oder schwerer als 10 kg zu fangen, an den Bodden im Vergleich zu anderen Binnengewässern in Deutschland vergleichsweise hoch (Abbildung 2.36 bis 2.39). Angeltagebuchdaten aus der Saison 2005/2006 zeigen beispielsweise, dass die Länge des längsten entnommenen Hechts im Durchschnitt an den Boddengewässern bei 76 cm



Abbildung 2.36: Ein während der wissenschaftlichen Probenahmen gefangener kapitaler Hecht, der zur Wiedererkennung markiert wurde.

© ROBERT ARLINGHAUS

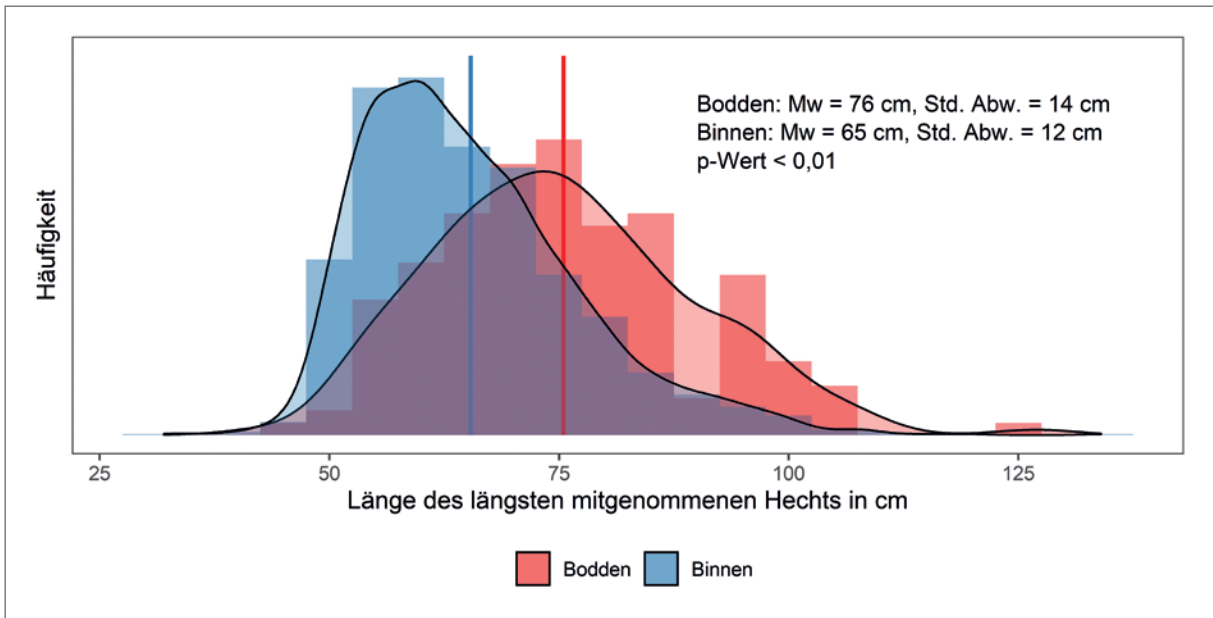


Abbildung 2.37: Längenverteilung des längsten entnommenen Hechts aus den Bodden im Vergleich mit dem Binnenbereich M-Vs. Die vertikalen Striche sind Mittelwerte (Datenquelle: Dorow & Arlinghaus 2011).

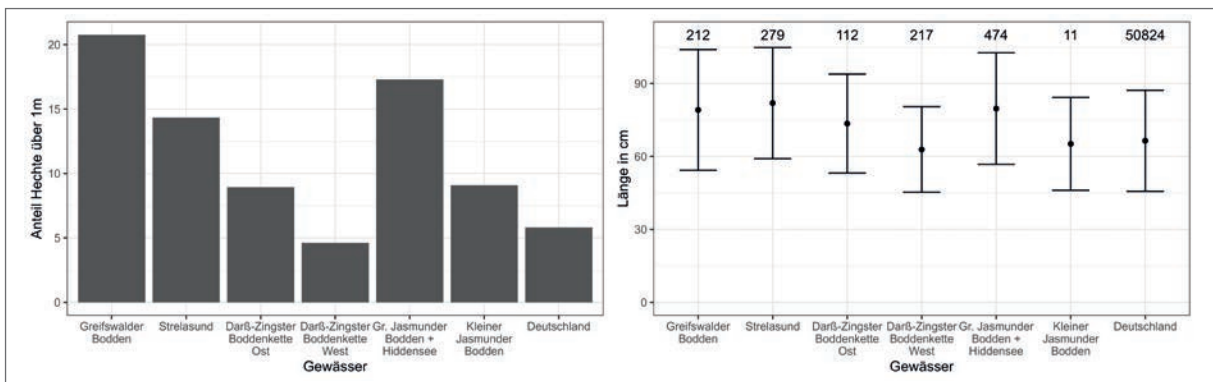


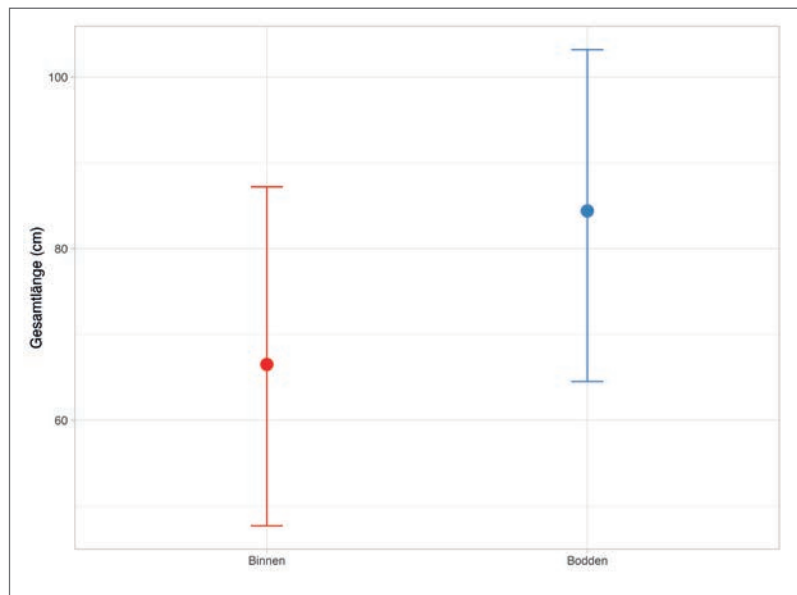
Abbildung 2.38: Daten aus Angler:innenfangmeldungen aus verschiedenen Bodden. Anteil der Hechte (%) mit Längen von über einem Meter (links) und die Durchschnittslänge von gemeldeten Hechten 2014–2019 (rechts) (Datenquelle: www.alleangeln.de mit freundlicher Unterstützung durch Martin Huber).

lag, während der Vergleichswert an Binnengewässern nur 65 cm betrug (Abbildung 2.39).

Fangmeldungen in Fangapps stützen diese Erkenntnis. Der Anteil von Meterhechten an den in die Fangapp „Alle Angeln“ (www.alleangeln.de/app) hochgeladenen Fischen sowie die durchschnittliche Länge gemeldeter Hechte war in den Bodden deutlich höher als im Binnenbereich (Abbildungen 2.38 und 2.39).

Die exponierte Möglichkeit, große Hechte jenseits der Metermarke zu fangen, wurde sowohl in der wissenschaftlichen Literatur (Winkler 1989a) als auch in der Angelpresse wiederholt betont (Basan 1988, Beyer 2009, Holgate 2017). Analysen von Koemle et al. (2021) zeigten, dass die Erwartung, einen kapitalen Hecht zu fangen und andere anglerische Herausforderungen zu meistern, in der Tat die Hauptmotive von Angler:innen darstellen, die in den Boddengewässern

Abbildung 2.39: Mittlere Längen von Hechten gemäß Angler:innen-fangmeldungen 2014–2019 in einer Angel-App ([www.alleangeln.de/app](http://www.alleangeln.de/app) mit freundlicher Unterstützung durch Martin Huber).



auf Hecht angeln. Koemle et al. (2022) stellten ferner fest, dass der Nutzen des Angelns für verschiedene Angler:inentypen, sowohl entnahmeorientierte als auch nicht konsumtive Angler:innen, erhöht ist, wenn eine hohe Wahrscheinlichkeit besteht, an einem Angeltag einen kapitalen Hecht zu fangen. Im Gegensatz dazu zeigen die Fangraten von Hechten (Hechte pro Angeltag und Angler:in) einen abnehmenden Grenznutzen für die Angler:innen: Jeder zusätzliche Hecht bis zu einem Maximum von drei Hechten pro Tag steigert den Angelnutzen, weitere Fische darüber hinaus fördern die Angelqualität dagegen nur noch unwesentlich (Details in Kapitel 4, Koemle et al. 2022).

Wahrscheinlich gab es drei wesentliche Gründe, die das wachsende Interesse am Freizeitangeln in den Bodden begründeten: 1) die guten Fangaussichten für einen der wesentlichen Zielfische deutscher Angler:innen – den Hecht (Arlinghaus & Mehner 2004, Ensinger et al. 2016), 2) die gesteigerte Medienaufmerksamkeit, die dem Hechtangeln auf Rügen nach der Wiedervereinigung zuteilwurde, sowie 3) die zunehmende Verfügbarkeit von Mietbooten und anderer Infrastruktur, einschließlich Angelguiding. In Anbetracht der ausgeprägten Fangerwartungen von Hechtangler:innen, die auf Boddenhechte abzielen (Koemle et al. 2022), wird ein Rückgang der Hechtgrößen und der Fangraten der Boddenhechte die

Anglerzufriedenheit zwangsläufig negativ beeinflussen (Arlinghaus et al. 2014, Beardmore et al. 2015). Eine Umfragestudie des BODDENHECHT-Projektteams hat gezeigt, dass Boddenhechtangler:innen ungewisse Fangaussichten (d. h. eine unbekannte Wahrscheinlichkeit, ob an einem Angeltag ein Hecht gefangen wird) dem sicheren Wissen vorziehen, dass die Fangwahrscheinlichkeit gering ist (Koemle et al. 2022). Daher hat die Medienaufmerksamkeit, die in letzter Zeit den wissenschaftlichen Belegen (van Gemert et al. 2022) für einen Rückgang des Hechtbestands in den Bodden gewidmet wurde (z. B. Fuhrmann 2021), möglicherweise die Angelbeteiligung der Angler:innen an den Bodden reduziert: Sie bleiben lieber im Ungewissen, als genau zu wissen, wie hoch die Fangaussicht ist, insbesondere wenn diese abnimmt.

### Gefangene Arten in der Angelfischerei

Für die Saison 2014/2015 führten Weltersbach et al. (2021) umfangreiche Studien zu Fängen und Entnahmen von Fischen in den Bodden durch. In den Boddengewässern wurden Angelfänge von 17 Arten dokumentiert. Nach Stückzahlen war der Hering die in den Boddengewässern am häufigsten gefangene Fischart und machte insgesamt über 60 % der im Bodden geangelten Fische (in Stück) aus (Tabelle 2.5). Mit 20 % aller gefangenen Fische folgten Bar-



Tabelle 2.5: Stückzahlen der gefangenen, entnommenen und zurückgesetzten Fische der wichtigsten Angelfischarten der Bodden in der Saison 2014/2015 (aus Weltersbach et al. 2021).

Fischart	gefangen			entnommen			zurückgesetzt			Rückwurf %
	Anzahl	KI untere Grenze	KI obere Grenze	Anzahl	KI untere Grenze	KI obere Grenze	Anzahl	KI untere Grenze	KI obere Grenze	
Hering	2.905.732	2.294.682	3.541.233	2.796.244	2.196.665	3.389.925	109.733	86.676	133.149	3,8
Barsch	935.300	934.469	120.267	441.234	345.971	536.725	492.903	387.767	600.567	52,7
Hecht	361.225	283.859	439.634	122.627	96.160	149.920	238.576	187.153	289.325	66,0
Hornhecht	177.833	139.493	216.077	157.517	123.843	191.202	21.079	16.474	25.728	11,8
Zander	152.132	119.815	184.717	48.134	37.663	58.344	103.996	81.884	126.446	68,4
Flunder	30.190	23.491	37.076	17.829	13.869	21.780	12.340	9.390	15.310	40,9
Aal	4.414	3.452	5.389	3.573	2.793	4.311	835	647	1.024	18,9

sche auf Platz 2, gefolgt von Hecht, Hornhecht und Zander. Nicht alle Fische werden entnommen. Zu den häufigst entnommenen Fischen zählten Hering, Barsch und Hornhecht, die zusammen mehr als 95 % aller entnommenen Fische ausmachten. Die Zurücksetzraten lagen für Zander und Hecht bei über 60 % und beim Barsch über 50 %. Von 2006/2007 auf 2014/2015 stiegen die Zurücksetzraten vom Hecht von 30 % auf etwa 60 % an (Abbildung 2.40). Neuere Zahlen einer Telefon-Tagebuch-Studie aus der Saison 2021/2022 zeigen, dass die Zurücksetzrate beim Hecht mittlerweile auf knapp 74 % angestiegen ist (Thünen-Institut für Ostseefischerei, unveröffentlichte Daten). Da die wenigsten Hechte im Fang der Angler:innen in den Bodden untermaßig sind (Kapitel 5), dürften die hohen Zurücksetzraten hauptsächlich auf freiwilliges Zurücksetzen entnahmefähiger Fische zurückzuführen sein. Beim Zander könnten die Zurücksetzraten auch durch untermaßige Fische mitbegründet werden. Die hohen Zurücksetzanteile bei den Cypriniden sind sehr wahrscheinlich auch Ausdruck der bei einigen Angler:innen geringer ausgeprägten kulinarischen Präferenz dieser Arten.

Die unterschiedlichen Arten werden an den Bodden überwiegend in der Bootsangelei gefangen (Abbildung 2.41). Das gilt vor allem für den Hecht. Andere Arten wie Flunder, Aal und Plötze werden anteilig hauptsächlich vom Ufer geangelt. In den letzten Jahren berichten vor allem Bootsangler:innen um Rügen, dass die Hechte in den tieferen Bereichen selten

geworden und zunehmend nur noch im Flachwasser zu finden sind. Hier bietet das Uferangeln, gerade Watangeln, eine sehr gute Zugriffsmöglichkeit.

Der Fang der einzelnen Fischarten unterliegt saisonalen Schwankungen. Während die Herings- und Hornhechtfischerei auf die Frühjahrsmonate beschränkt ist (Weltersbach et al. 2021), werden die Süßwasserraubfische wie Zander und Hecht anteilig stärker im Herbst und bei Hecht zusätzlich auch vor und nach der Hechtschonzeit im Februar und im Mai

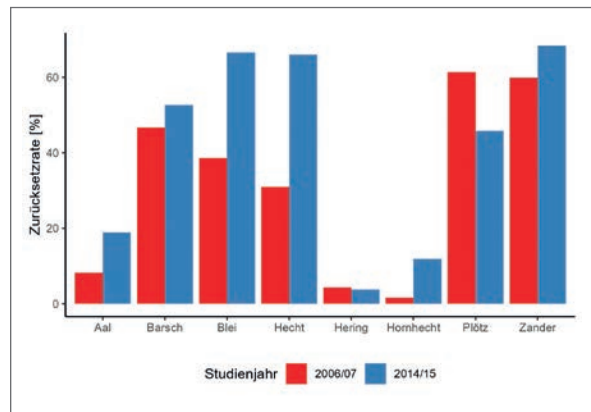


Abbildung 2.40: Anteil zurückgesetzter Fischarten aus zwei Angeltagebuchstudien in M-V (aus Arlinghaus et al. 2021). Aktuelle Zurücksetzraten aus der Saison 2021/2022: Hecht 73,5 %, Zander 67,9 %, Barsch 70 %, Hornhecht 18,3 %, Hering: 6,1% (Thünen-Institut für Ostseefischerei, unveröffentlichte Daten).

Abbildung 2.41: Relative Häufigkeit der Fänge verschiedener Arten nach Angelplattform an den Bodden in der Saison 2014/2015 (aus Weltersbach et al. 2021).

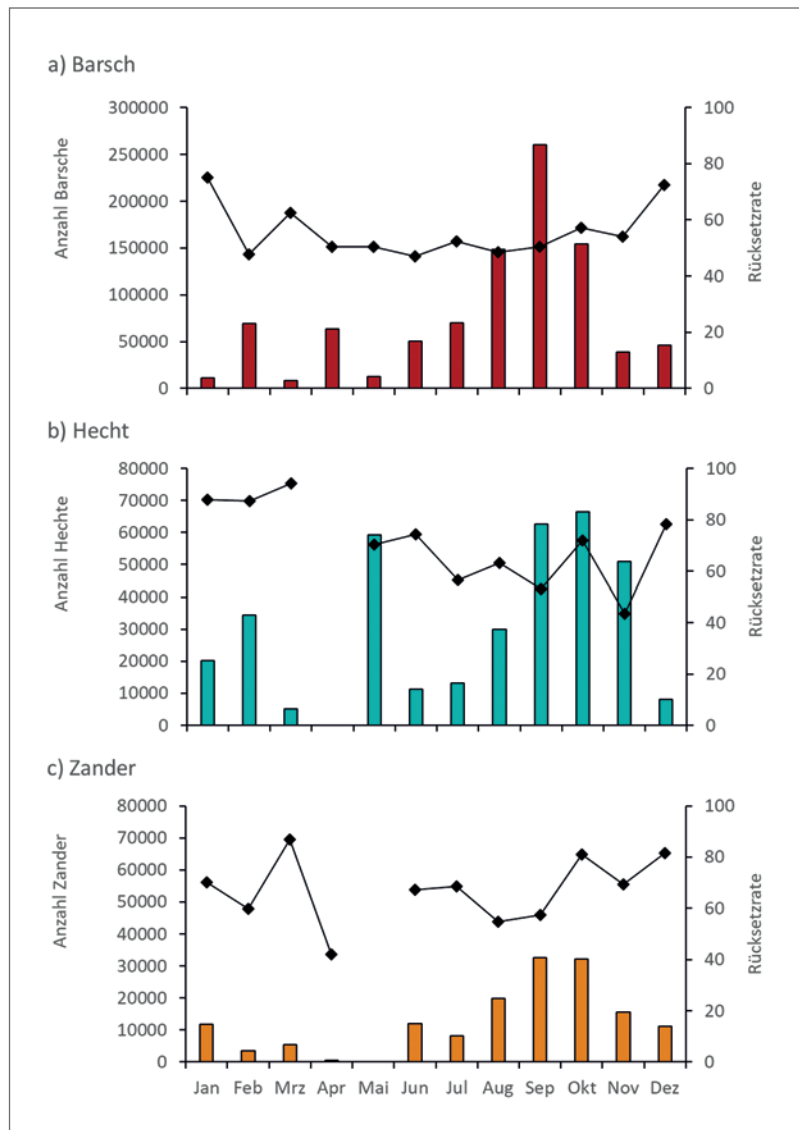
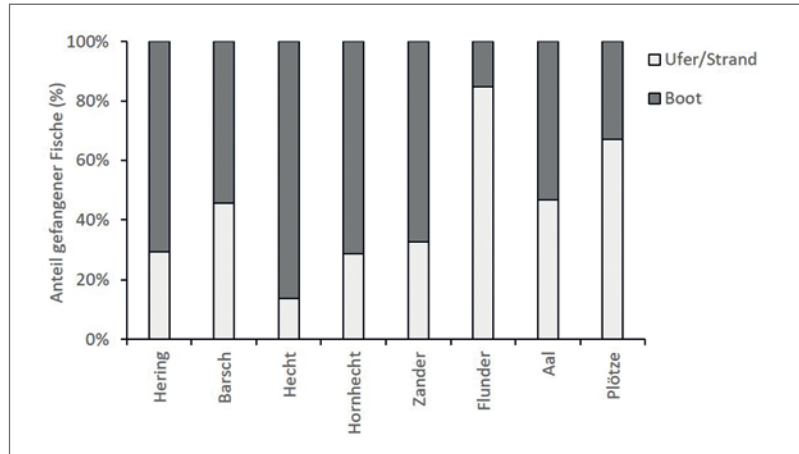


Abbildung 2.42: Anzahl gefangener Barsche, Zander und Hechte sowie Rücksetzrate in der Saison 2014/2015 (aus Weltersbach et al. 2021).



Abbildung 2.43: Angel- und Berufsfischerei nutzen die gleiche Ressource und oftmals die gleichen Gebiete wie hier am Greifswalder Bodden, was zu Konflikten führen kann.

© DOMINIQUE NIESSNER

gefangen. Die Zurücksetzraten beim Hecht liegen in den Wintermonaten zwischen 80 und 100 % (Abbildung 2.42). Fachkundig zurückgesetzte, unverletzte Fische überleben die Prozedur in der Regel schadlos (Hühn & Arlinghaus 2011). Im Sommer dürfte die Zurücksetzsterblichkeit höher ausfallen, im Mittel sterben etwa 7 % der gefangenen und zurückgesetzten Hechte (Hühn & Arlinghaus 2011).

### Anglerentnahmen von Hechten

Da der Hecht eine der wesentlichen anglerischen Zielarten von Boddenangler:innen ist, wirken sich rückläufige Hechtbestände auf die Attraktivität der Bodden als Angelgewässer aus. Die Rückgänge der Hechtbestände und Fänge an den Bodden und die zunehmende Medienaufmerksamkeit in Anglerkreisen haben die traditionellen Konflikte zwischen Angler:innen und Berufsfischer:innen an den Bodden verstärkt (Arlinghaus et al. 2022a, Abbildung 2.27, Abbildung 2.43). Aus wissenschaftlicher Sicht war vor Projektbeginn nicht klar, welche Nutzungsgruppe am meisten zum Hechtertrag an den Bodden beiträgt. Heute wissen wir, dass Angler:innen und Fischer:innen in den Jahren 2020 bis 2022 in etwa gleich hohe Hechtfänge realisierten (Kapitel 5).

Bereits vor der Wiedervereinigung stellte Winkler (1989a) fest, dass „Angler eine nicht zu vernachlässigende Menge an Hechten fangen, die in den offiziellen Anlandestatistiken nicht auftauchen“. In

einer anderen Veröffentlichung spekulierten Winkler & Debus (2006), dass die kombinierte Hechtentnahme durch die gewerbliche Fischerei und die Freizeitfischerei die Populationsdichte der Hechte negativ beeinflussen könnte. Dorow (2004) schätzte, dass die Entnahme durch die Freizeitfischerei die gewerbliche Hechtentnahme im Peenestrom deutlich überstieg. In der Saison 2006/2007 nahmen nach einer ersten Tagebuchstudie Angler:innen im Durchschnitt zwischen 2 (Tourist:innen) und 3,3 (Einheimische) Hechte pro Angler:in und Jahr mit nach Hause (Dorow & Arlinghaus 2011). Diese Zahl sank gemäß Tagebuchstudie von Weltersbach et al. (2021) zur Saison 2014/2015 auf im Durchschnitt einen Hecht pro Angler:in und Jahr (Weltersbach et al. 2021), während die freiwillige Zurücksetzrate von Hechten im gleichen Zeitraum von 30 auf 60 % anstieg (Abbildung 2.40, Arlinghaus et al. 2021). Hochgerechnet auf alle Boddenangler kommen so erstaunliche Gesamtentnahmemengen zustande. In einer ersten publizierten Schätzung auf Grundlage der Daten von Weltersbach et al. (2021) wurde die Entnahme von Hechten durch Angler:innen in der Saison 2014/2015 auf das Zwei- bis Dreifache der Hechtentnahme durch die Berufsfischerei geschätzt (Arlinghaus et al. 2021). Konkret wurde eine anglerische Entnahme von rund 300 Tonnen pro Jahr aus den Bodden geschätzt, die einer beruflichen Anlandung im gleichen Zeitraum von 80 Tonnen Hecht gegenüberstand. Aufgrund von mittlerweile identifizierten Fehlern in der Hochrechnungsmethodik der Anglerentnahme durch eine verzerrte Stichprobe (Lewin et al. 2023b), muss dieser Schätzwert auf eine anglerische Entnahme von 116 Tonnen korrigiert werden. Da die beruflichen Anlandungen von 80 Tonnen wahrscheinlich etwas unterschätzt sind (Arlinghaus et al. 2021), kann davon ausgegangen werden, dass in der Saison 2014/2015 Angler:innen und Fischer:innen in etwa gleiche Hechterträge realisierten. Neuere Daten einer Telefon-Tagebuch-Studie ergaben für die Saison 2021/2022 eine anglerische Entnahme von rund 47 Tonnen (Thünen-Institut für Ostseefischerei, unveröffentlichte Daten). Aktu-

elle Analysen auf der Grundlage von Fang-Wiederfang-Methoden bestätigen dieses Ergebnis für die Jahre 2020–2022 (Kapitel 5): In manchen Bodden (z. B. Darß-Zingster Bodden) fangen und entnehmen Angler:innen mehr Hechte als Fischer:innen, in anderen (z. B. Westrügen) überwiegt der berufliche Ertrag (Kapitel 5). Im Jahr 2022 betrug der berufliche Hechtertrag 34 Tonnen. In etwa gleiche Mengen entnahm die Angelfischerei (38 Tonnen), während die Hechtkonsumtion über Kormorane auf rund 50 Tonnen geschätzt werden kann (Kapitel 5). Es ist zu konstatieren, dass gerade beim Hecht Angler:innen erhebliche Mengen anlanden, sodass eine mögliche Überfischung (van Gemert et al. 2022) zu vergleichbaren Anteilen auf Fischer:innen und Angler:innen zurückgeführt werden könnte. Kapitel 5 geht im Detail auf dieses kontroverse Diskussionsfeld ein.

### Entwicklung der Fangqualität für Anglerinnen und Angler über die Zeit

Die Fangraten und vor allem die Fangaussichten von kapitalen Hechten sind nach Umfragestudien wesentlich für die Angelqualität an den Bodden (Körmle et al. 2021, 2022). In den Angelmedien wurde schon früh nach der Wende über rückläufige Hechtbestände insbesondere als Folge zu hoher berufsfischereilicher Anlandungen lamentiert (Szamelt 1995). Der Angeljournalist Sven Halletz (2000) berichtete im Jahr 2000 über zurückgehende berufliche Hechtanlandungen und beklagte geringere Fänge der Angler:innen. Während zu DDR-Zeiten drei bis fünf Hechte pro Angler:in und Bootstag keine Seltenheit gewesen sein sollen, seien die Fänge auf im Durchschnitt ein bis zwei Hechte pro Angler:in und Bootstag zurückgegangen, „Glückspilze“ ausgenommen (Halletz 2000). Gleichzeitig rühmte Halletz (2000, 2007) in mehreren Artikeln die außergewöhnlichen Fangmöglichkeiten gerade für kapitale Hechte über 10 kg, die sich seiner Meinung nach auch sehr gut zum Konsum eigneten. In der Tat wurden noch Mitte der 2000er-Jahre die meisten geangelten Hechte von den Angler:innen nach dem Fang entnommen (70 % Entnahmerate, Arlinghaus et al. 2021). Es ist davon

auszugehen, dass die „Beschwerden“ einiger Angeljournalist:innen über rückläufige Fischbestände bereits in den 1990er-Jahren (z. B. Szamelt 1995) zunächst vor allem psychologischer Natur waren. Denn die Fangmengen an Hecht waren bis in die 2000er-Jahre auch für Angler:innen ungebrochen hoch, zumindest für diejenigen, die wussten, wie man es anstellt (Ehrchen 2015b, siehe auch weiter unten).

Die nach der Wende ansteigende anglerische Entnahme von Hecht (van Gemert et al. 2022) hatte zunächst keine offensichtlichen Wirkungen auf die Verfügbarkeit gerade der großen Hechte an den Bodden. Der bekannte Hechtangler Uli Beyer (2009) berichtete noch Ende der 2000er-Jahre in der Angelpresse, dass nirgendwo sonst die Chancen auf einen kapitalen Hecht so gut stünden wie an den Bodden-gewässern; er selbst habe einmal in vier Tagen 28 Hechte über der magischen Metermarke angelandet und insgesamt über 100 Meterhechte im Angeljahr gefangen. Der ebenfalls sehr bekannte Angelguide Mathias Fuhrman erklärt in Ehrchen (2015b) in einem Interview, dass zwischen 2010 und 2015 mit geführten Angeltouren im Durchschnitt etwa 10 Hechte pro Angelboot und Tag gefangen werden konnten, im

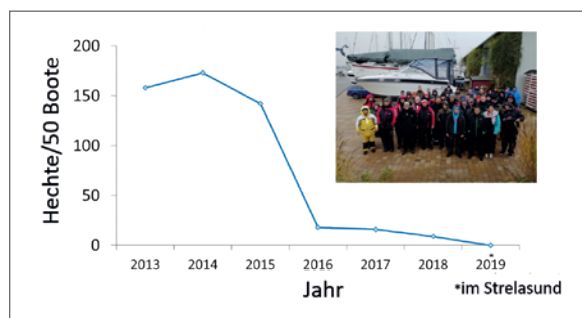


Abbildung 2.44: Fänge je Angelboot aus koordinierten Gruppenangelevents im Greifswalder Bodden (2019 im Strelasund) (jeweils 45–55 Personen) (Datenquelle: Aufzeichnungen des Guides Martin Prochnow). Heute ist es nach Auskunft vieler Angler:innen und Guides vor Ort nahezu unmöglich, an den traditionellen Fangplätzen im Greifswalder Bodden Hechte zu angeln.

Jahr 2013 waren es nach Selbsteinschätzung sogar 18–20 Hechte pro Boot und Tag. Im Jahr 2013 kam es in der Tat zu sehr hohen Gesamtanlandungen von Hechten durch Fischer:innen und Angler:innen (van Gemert et al. 2022). Seit 2015 haben sich die Fänge aus Sicht der Angler:innen und Guides dann aber deutlich reduziert, was sich z. B. auch an Ergebnissen von Gemeinschaftsangelevents im Greifswalder Bodden ablesen lässt (Abbildung 2.44). Das Angelmagazin Rute & Rolle titelte 2015: „Hecht-Mekka in Gefahr“ (Ehrchen 2015b).

Bis heute sei die Situation für Anglerinnen und Angler an den Bodden angespannt (Fuhrmann 2021). Aber stimmen diese subjektiven Wahrnehmungen wirklich? Auch objektiv gibt es deutliche Belege für abnehmende Angelqualitäten beim Hechtangeln an den Bodden, wenn man z. B. die Fangraten an den Bodden über die Zeit mit den aktuellen Zahlen im Binnenbereich M-Vs vergleicht. Bei einem systematischen, randomisierten Vergleichsangeln sowohl in verschiedenen Schutzgebieten als auch in ungeschützten Gebieten wurde vom Forschungsteam BODDENHECHT in Schutzgebieten unter Sondergenehmigung eine Fangrate von im Durchschnitt 0,44 Hechten je Bootsangelstunde erreicht (Kapitel 5). Hochgerechnet auf drei Angler:innen pro Boot mit sechs Stunden Angelzeit ergibt das einen durchschnittlichen Bootsfang von 8 Hechten pro Tag. Dies bezieht sich wohlgerne auf Schongebiete, d. h. also auf Gebiete, in denen es ungefähr viermal so viele Hechte gibt wie in Vergleichsgebieten (Kapitel 5). In ungeschützten Vergleichsgebieten wurden 2022 nur 0,145 Hechte pro Bootsangelstunde gefangen, was bei drei Angler:innen mit sechs Stunden Bootsangelzeit hochgerechnet 2–3 Hechten pro Boot und Tag oder maximal 1 Hecht pro Angler:in und Angeltag entspricht. Ähnliche Werte ergeben sich bei der Analyse der Daten der Telefon-Tagebuch-Studie für die Saison 2021/2022, in der die mittlere Fangzahl bei circa 1,2 Hechten pro Angler:in und Angeltag lag (Thünen-Institut für Ostseefischerei, unveröffentlichte Daten). Selbst wenn man den in Angelmedien berichteten

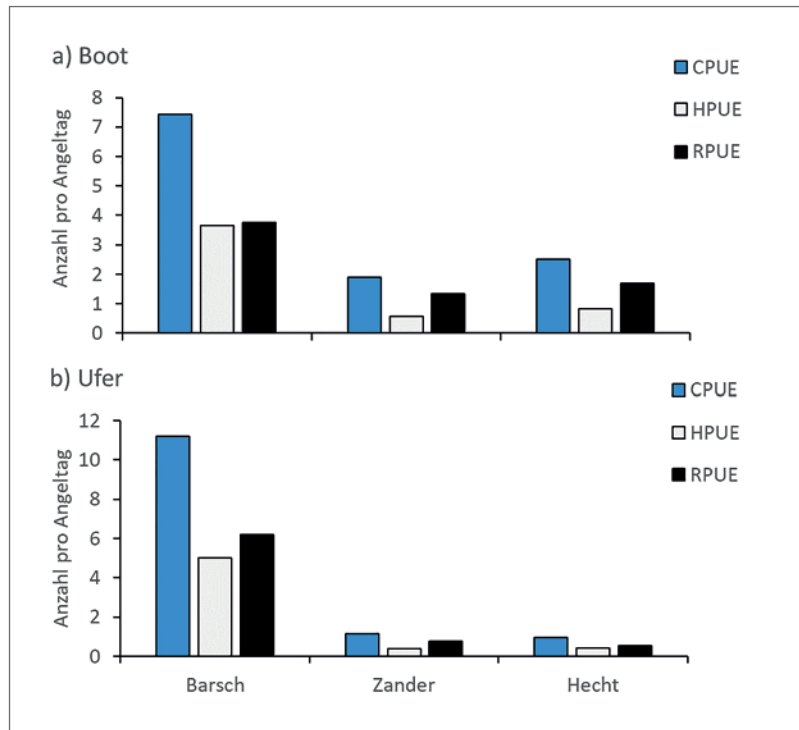
mittleren Fangzahlen etwas Anglerlatein zuerkennt oder sie als Extremwerte besonders guter Angler:innen auffasst: Die aktuellen Fänge in den Bodden, selbst bei wissenschaftlichen Sonderbefischungen in Schutzgebieten, sind deutlich geringer als die 10–20 Hechte pro Boot und Angeltag auf geführten Angeltouren in ungeschützten Gebieten aus der Zeit 2000–2013 (Ehrchen 2015b).

Ähnliche Szenarien ergeben sich, wenn man die Ergebnisse der Zufallsangelfischerei in ungeschützten, für Angler:innen zugänglichen Boddengebieten aus dem Jahr 2022 (Kapitel 5) mit Mittelwerten aus früheren Angeltagebuchstudien aus den Jahren 2005/2006 und 2014/2015 vergleicht. Der Angelserfolg ist heute (0,145 Hechte pro Rutenstunde) um 65 % geringer als noch 2006 (0,4 Hechte pro Rutenstunde, Daten aus Dorow & Arlinghaus 2011). In den Binnengewässern im Bundesland M-V konnten 2022 ebenfalls 0,3–0,4 Hechte pro Angelstunde erwartet werden (Birdsong et al. 2022). Bezogen auf die Fänge je Angeltag war von 2006 bis 2022 ein Einbruch von schätzungsweise 42 % zu verzeichnen. Die mittleren Fangraten je Angler:in und Tag verhalten sich wie folgt:

- ▶ 2006: 1,45 Hechte pro Angeltag (errechnet aus Tagebuchdaten, Dorow & Arlinghaus 2011)
- ▶ 2014/2015: 0,95 Hechte pro Angeltag (Wolf Christian Lewin, persönliche Mitteilung, Grundlage Neuberechnung aus Weltersbach et al. 2021, Abbildung 2.45)
- ▶ 2021/2022: 1,2 Hechte pro Angeltag (Umfragedaten Thünen-Institut für Ostseefischerei, unveröffentlichte Daten)
- ▶ 2022: 0,84 Hechte je Angeltag (Zufallsvergleichsangeln, Kapitel 5)

Es kann geschlussfolgert werden, dass die rein fangbezogenen Angelerlebnisse an den Bodden heute schlechter sind als das mittlere Angelerlebnis im Binnenbereich. Die geschätzte Abnahme der Fangrate über die letzten ca. 15 Jahre liegt bei etwa 50 %.

Abbildung 2.45: Mittlere Ergebnisse beim Boots- und Uferangeln an den Bodden im Jahre 2014/2015 für drei Raubfischarten (Weltersbach et al. 2021). CPUE = Catch per Unit Effort (Einheitsfang pro Angeltag), HPUE = Harvest per unit effort (Einheitsentnahme pro Angeltag), RPUE = Release per Unit effort (Einheitszurücksetzrate pro Angeltag).



Offenbar ist die Gesamtmenge an fangbaren Hechten im Ökosystem Bodden gefallen. Anders sieht das bei den mittleren Längen im Fang aus, die an den Bodden weiter deutlich größer sind als im Binnenbereich (Abbildung 2.39). Aktuell sind die Zuwachsraten gerade der älteren Hechte aber deutlich geringer als früher, was die Verfügbarkeit von großen, kapitalen Hechten im Angelfang an den Bodden reduziert (Kapitel 6.3) und ganz sicher Druck auf das Angelguiding ausübt, dessen Hauptattraktion der „Boddenmeterhecht“ ist.

### Bewirtschaftung der Angelfischerei

Die Bewirtschaftung der Angelfischerei in den Bodden folgt wie die Berufsfischerei den Vorgaben aus der Küstendfischereiereiordnung (Details in nachfolgenden Unterkapiteln). Anglerinnen und Angler an den Bodden müssen im Besitz eines Fischereischeins und einer Küstenangelkarte für M-V sein. Für die meisten Arten, insbesondere den Hecht, gelten Mindestmaße (aktuell 50 cm beim Hecht), eine tägliche Entnahmebeschränkung (aktuell drei Hechte pro Angler:in und Tag) sowie Schonzeiten (für Hechte März und April jeden Jahres). Für Angler:innen wie für Fischer:innen gelten ferner räumliche Zugangs-



Abbildung 2.46: Die Angelfischerei auf Hecht ist ein wichtiger Wirtschaftsfaktor für Mecklenburg-Vorpommern. Insbesondere große Hechte in einer herausfordernden Umwelt wecken Anglererwartungen.

© DOMINIQUE NIESSNER

beschränkungen in Fischschon- und Laichschonbezirken. Zusätzlich ist der Zugang gerade für motorbetriebene Boote auf vielen Gebieten der Bodden eingeschränkt. In der Kernzone des Nationalparks



Abbildung 2.47: Angler:innen an den Bodden fischen eine Vielzahl von Kunstködern in allen möglichen Formen und Farben.

© PHILIPP CZAPLA

gilt überdies ein strenges Angelverbot. Dementsprechend sind die Einschränkungen für Angler:innen an den Bodden deutlich schärfer als für Fischer:innen, insbesondere was räumliche Zugangsregelungen in Naturschutzgebieten angeht (Details in den folgenden Kapiteln).

### Zukunftsperspektive für die Angelfischerei

Die Bodden sind überregional als wichtiges Hechtangelgebiet bekannt, das eine hohe Zahl an Angeltourist:innen anzieht, die vor allem große Hechte mit Kunstködern beangeln wollen (Abbildung 2.46, Abbildung 2.47). Die Angelfischerei an der Küste und an den Bodden ist somit ein relevanter Wirtschaftsfaktor. Mit dem Hecht wird anglerisch eine höhere Bruttowertschöpfung erwirtschaftet als mit der beruflichen Nutzung des Hechts (Kapitel 4). Von den Ausgaben der Angler:innen profitiert der Tourismussektor in der Region vor allem in der Nebensaison. Die mittlerweile zurückgehende Angelqualität gerade in Bezug auf die Fangrate und die Fangmenge großer Hechte wird von Angler:innen wahrgenommen (Kapitel 5) und reduziert die Attraktivität des Gebiets. Seit 2017 ist das Angeln an der Küste rückläufig, was sehr wahrscheinlich in Verbindung steht mit einer Vielzahl negativer Entwicklungen bei einer

Reihe relevanter Arten wie Dorsch, Hering, Hecht und zuletzt dem Aal. Für diesen gilt ab 2023 ein komplettes Angelverbot in den Küstengewässern. Rückläufige Hechtfänge und die Pandemie haben in den Jahren 2020 bis 2022 das touristische Interesse am Hechtangeln deutlich reduziert. Soll die Angelfischerei an den Bodden als Wert an sich für ca. 50.000 Personen (Weltersbach et al. 2021) sowie als Wirtschaftssektor in der Region erhalten und gefördert werden, gilt es, Schon- und Schutzmaßnahmen für den Hecht und andere begehrte Zielarten wie den Zander umzusetzen und Konflikte mit der Berufsfischerei zu lösen. Nur so können die Bestände und die davon abhängigen Fangraten wieder ansteigen. Zur Förderung der Angelqualität auf Hecht ist ein besonderes Augenmerk auf sehr große Hechte zu legen, für die die Bodden überregional bekannt und berühmt sind. Ferner sollten wieder Fangraten von 2 bis 3 Hechten pro Angler:in und Tag an den Bodden angestrebt werden, damit das Angeln an den Bodden fangratenseitig erneut mit dem Angeln in Binnengewässern konkurrieren kann. Andernfalls dürfte perspektivisch der Angeltourismus auf Hecht (noch) weiter zurückgehen oder die Angler:innen müssen auf alternative Arten wie Hering, Hornhecht, Zander, Barsch oder Meerforelle umsteigen, da das Angeln auf Hecht an Binnengewässern oder im Rheindelta in den Niederlanden eine höhere Qualität aufweist.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Die Bodden sind für viele ein einzigartiges Angelrevier. Als Marke sind die Bodden und hier die Boddenhechte unter vielen Angler:innen bekannt. Die Angelqualität an den Bodden ist aktuell beim Hecht aber abnehmend, was zu Konflikten mit anderen Nutzungsgruppen führt (Kapitel 4). Um den Angeltourismus zu fördern, sollten Managementmaßnahmen gefunden werden, die die Fangaussichten und vor allem die Fanggröße der Boddenhecht wieder anheben oder es sind alternative Angelerlebnisse in den Vordergrund zu schieben, die nicht mehr am Fang von Meterhechten als touristisches Ziel ausgerichtet sind.

## 2.3 Schon- und Schutzbestimmungen mit Bezug zur Fischerei

Dominique Niessner, Timo Rittweg, Phillip Roser & Robert Arlinghaus

Die Fischerei- und Angelfischereiausübung an den Bodden wird über eine Vielzahl von fischereifachlichen und naturschutzfachlichen Bestimmungen direkt oder indirekt reguliert. Während die fischereilichen Bestimmungen die Menge und Art der Fanggeräte sowie die erlaubten Fangzeiten und -größen definieren, regeln die Naturschutzbestimmungen zumeist den Zugang zu Naturschutzgebieten für Fischer:innen und/oder Angler:innen. Aktuell wird der Hechtbestand in den Bodden mit einer Vielzahl von sogenannten Input- und Outputbestimmungen bewirtschaftet, die den Fischerei- bzw. Angelfischereiaufwand (Input) oder die Fischentnahme (Output) regulieren. Inputmaßnahmen sind z. B. Schonzeiten, Schon- und Schutzgebiete oder auch Fanggeräteregulationen. Outputmaßnahmen umfassen dagegen Mindestmaße, minimale Maschenweiten oder tägliche Entnahmebeschränkungen in der Angelfischerei. Im Unterschied zu industriell genutzten marinen Fischarten wie Dorsch oder Hering mit grenzüberschreitendem Verbreitungsgebiet gibt es an den Bodden für die lokal vorkommenden Süßwasserfischarten keine für alle Fischer:innen oder Angler:innen verbindlichen maximalen Jahresentnahmemengen (Quoten). Die vielfältigen fischereilichen Schonbestimmungen regeln daher die Fischereiersterblichkeit auf Hecht und andere Süßwasserfische an den Bodden indirekt (ähnlich der Binnenfischerei) und nicht direkt über Quoten. Das hat eine Reihe von Vorteilen, z. B. haben Fischende eine größere Entscheidungsfreiheit und schwierige Verteilungsentscheidungen werden umgangen. Dazu gehören etwa Fragen der Zuteilung von Quoten an bestimmte Nutzungsgruppen oder Entscheidungen über die Höhe von Quoten und ihrer Zuteilung an Fischerinnen und Fischer. Fehlende Quoten können im Sinne der Kontrolle/Kappung der Fischerei- bzw. Angelfischereiersterblich-

keit aber auch negative Konsequenzen haben. Denn prinzipiell ist dann die Gesamtentnahme an Hechten oder anderen Fischen nach oben offen und die Fischereiersterblichkeit nur durch die Produktionskapazität und ökonomische Faktoren, die den Fischereiaufwand treiben, beschränkt (Dao et al. 2023). Ziel dieses Kapitels ist die Beschreibung der wesentlichen fischereilichen Bestimmungen an den Bodden.

### Fischereiliche Bewirtschaftungsziele

Die Fischereirechte an den Boddengewässern liegen beim Land Mecklenburg-Vorpommern, das folglich auch der Bewirtschafter (juristisch Fischereirechtsinhaber) ist. Die derzeitigen (angel)fischereilichen Bewirtschaftungsvorschriften an den Bodden wurden weitgehend kurz nach der Wiedervereinigung durch das Landesfischereigesetz M-V und die darauf fußende, insgesamt recht schlanke Küstenfischereiverordnung (KüFVO M-V, 6. Dezember 1993) umgesetzt. Die Bestimmungen (Tabelle 2.6) regeln die Angelfischerei/Berufsfischerei im Rahmen eines staatlich regulierten Systems mit prinzipiell freiem Zugang (regulated open access, Homans & Wilen 1997) für lizenzierte Fischer:innen und Angler:innen. In solchen Systemen erteilen staatliche Behörden Lizenzen und Genehmigungen, die für Einzelpersonen oder Betriebe den Zugang zur Fischerei für die Berufs- (sowohl Haupt- als auch Nebenerwerb) und die Freizeitfischerei (typischerweise Angler:innen, aber auch sogenannte Freizeit- oder Hobbyfischer:innen, die für den Eigenbedarf mit anderen Geräten als Handangeln fischen) ermöglichen. Alle Vorschriften werden durch das Landesministerium für Fischerei (aktuell: Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt) Mecklenburg-Vorpommern als Oberste Fischereibehörde erlassen. Dazu gehören Erlaubnisse/Beschränkungen/Regulierungen für Fanggeräte und -gebiete, Mindestmaße, Schonzeiten und -gebiete, Fischerei- und Laichschonbezirke, Winterlager sowie Tagesentnahmebegrenzungen (Bag Limit; nur für Angler:innen). Die Obere Fischereibehörde (Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei LALLF) kann im Sinne von



Notfallmaßnahmen weitere zeitlich beschränkte fischereiliche Schonmaßnahmen erlassen. Alle im Fischereirecht erlassenen räumlichen Regularien werden Schongebiete genannt, während Schutzgebiete die naturschutzfachlichen räumlichen Einschränkungen bezeichnen.

Bei näherer Betrachtung sind bis heute die wesentlichen Entwicklungs- und Bewirtschaftungsziele zur fischereilichen Nutzung der Bodden, zumindest in den formellen Grundsatzdokumenten des Landesfischereigesetzes, rein ökologisch ausgerichtet. So regelt §3 des Landesfischereigesetzes für das Land M-V vom 12.04.2005 das Fischereirecht als „das Recht und die Pflicht, in einem Gewässer Fische zu hegen, die Befugnis, sie zu fangen und sich anzueignen“. Die Hegepflicht „beinhaltet alle Maßnahmen zur Erhaltung, zum Aufbau und zur Pflege eines dem Gewässer angepassten heimischen Fischbestandes. Sie dient dem Schutz der Fische vor Krankheiten und sonstigen Beeinträchtigungen sowie dem Schutz ihrer Lebensräume“. Diese Formulierung des Hege- bzw., anders ausgedrückt, Bewirtschaftungsziels ist folglich rein bestandserhaltend (ökologische Nachhaltigkeit). Hingegen fehlen im Landesfischereigesetz M-V die explizite Formulierung sozioökonomischer oder sozialer Ziele sowie Zielformulierungen, die auf die Förderung und Entwicklung sowohl der Berufs- wie auch der Angelfischerei Bezug nehmen. Einige im Projekt befragte Angler:innen und Angelguides beklagen, dass die öffentliche Politik häufig entweder auf die Erhaltung der Berufsfischerei oder auf den Bestands- und Naturschutz ausgerichtet ist und die Ziele der Angelfischerei nachrangig oder gar nicht beachtet werden (Vogt 2020, Arlinghaus et al. 2022a). Fehlen explizite Zielformulierungen zur Entwicklung auch der Angelfischerei, erschwert das die Ableitung und Umsetzung von Maßnahmen, die sozio-ökonomische Ziele verfolgen und Zielkonflikte abwägen. Gleiches gilt natürlich für die sozio-ökonomischen Aspekte der Berufsfischerei.

Anders ist das z. B. im Hamburgischen Landesfischereigesetz vom 31.05.2019 festgeschrieben, wo soziale, ökonomische und ökologische Hege-

ziele gleichrangig formuliert werden. §1 beschreibt das Ziel des Fischereigesetzes als 1) „die Ausgestaltung der Fischerei und des Angelns als mitprägende Nutzung der Hamburgischen Gewässer unter besonderer Berücksichtigung gewässer-, natur- und tierschutzrechtlicher Belange. Weiter: „2) Dieses Gesetz soll der Stärkung der kommerziellen Fischerei dienen. Es berücksichtigt die sozioökonomische Bedeutung des Freizeitangelns und sichert nachhaltig gesunde Fischbestände als Grundlage für die fischereiliche Nutzung“ sowie 3) „Die Gewässer als Lebensraum und die in ihnen beheimateten Tiere und Pflanzen sind Bestandteil des Naturhaushalts. Ziel dieses Gesetzes ist es, sie in ihrer Vielfalt zu erhalten und positiv zu entwickeln.“ Es wäre aus Sicht von Fischer:innen und Angler:innen begrüßenswert, wenn künftige Novellierungen des Fischereigesetzes in M-V sich an diesem Beispiel orientierten.

Für die Veränderung von fischereilichen Regelwerken in M-V, insbesondere der Küstenfischereiverordnung, gibt es einen festgelegten administrativen Weg: Vorschläge werden durch das Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt vorbereitet und die Interessen der betroffenen Öffentlichkeit über eine Verbändebeteiligung im Einklang mit der Geschäftsordnung des Ministeriums berücksichtigt. Im BODDENHECHT-Projekt ist ein alternativer, partizipativer Weg als Fallstudie angelegt worden, in dem eine Gruppe von Interessensvertretenden der Angelfischerei, Berufsfischerei, des Tourismus, aus dem Naturschutz, der Verwaltung und Forschung unter Führung des IGB und mit externer Moderation eine holistische Analyse der Probleme der Boddenhechtfisherei durchgeführt hat (Ehrlich et al. 2023a, Kapitel 7). Anschließend wurde über eine Reihe von Workshops eine Zukunftsvision für den Boddenhecht entwickelt und verbindliche Ziele und mögliche zielführende Maßnahmen identifiziert. Neue wissenschaftliche Erkenntnisse wurden im Prozess stetig berücksichtigt. Als Ergebnis identifizierten die Beteiligten im Konsens ein Set von Bewirtschaftungsempfehlungen, die dem Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume

und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern unterbreitet wurden (Kapitel 7, Ehrlich et al. 2023a).

### Historische Entwicklung der Fangbestimmungen an den Bodden

Historisch gesehen ist die Bewirtschaftung des Hechts und anderer Süßwasserfische an den Bodden für die Berufsfischerei immer recht liberal gewesen. Es gibt bestimmte Fanggerätebeschränkungen (z. B. Verbot der Verwendung von Sprengstoffen, Verbot der motorisierten Schleppnetzfisherei), einschließlich regelmäßiger Ausnahmen für bestimmte Fanggeräte für den privaten Verbrauch bei der Gelegenheits- oder Haushaltsfisherei. Diese Regeln be-

stehen bereits seit dem Mittelalter bis ins 18. und 19. Jahrhundert hinein (Porada 2009), final kodifiziert im preußischen Fischereigesetz von 1916. Fischartenübergreifende, zeitlich beschränkte Schonbezirke, z. B. während der Laichzeit, wurden erstmalig 1916 durch den preußischen Regierungspräsidenten erlassen. Zu DDR-Zeiten konnten Verbote während der Laichzeit durch lokale Ämter (Oberfischmeisterämter) nach Bedarf auch für den Hecht implementiert werden. Aufgrund der sozioökonomisch exponierten Rolle der Berufsfischerei zur Sicherung der nationalen Fischversorgung galten die meisten Beschränkungen jedoch in der Regel nur für die Freizeitfisherei, z. B. die Schonzeiten zum Schutz des Hechtes in den

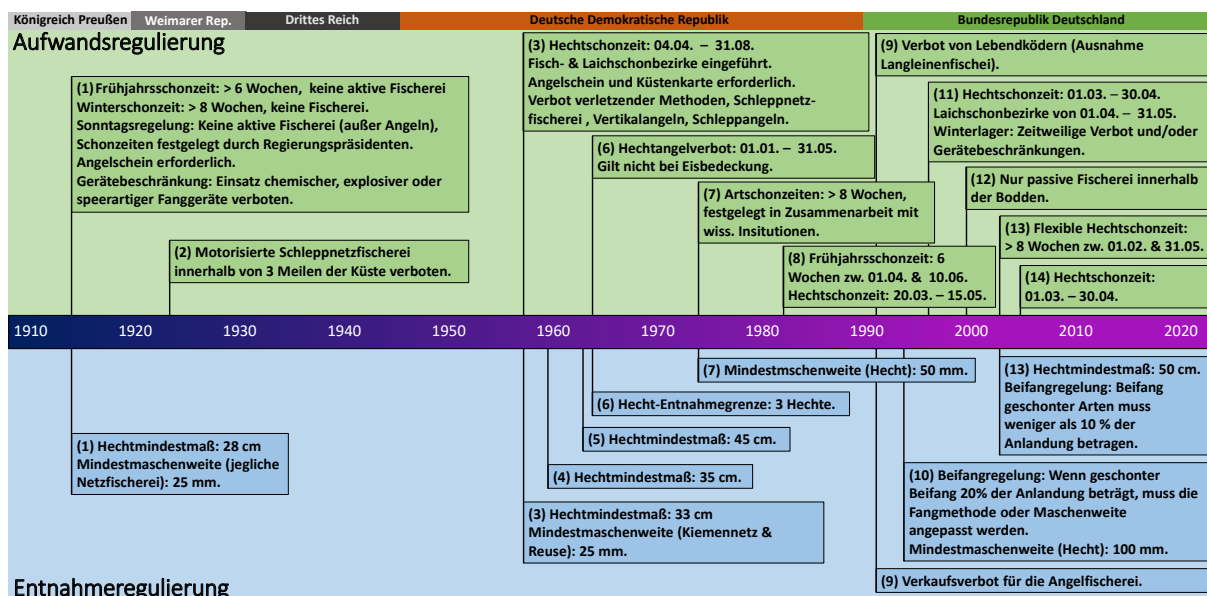


Abbildung 2.48: Historischer Abriss über die Entwicklung der Fangbestimmungen an den Bodden (übersetzt aus Arlinghaus et al. 2023a). Gesetzestexte. (1) Preußisches Fischereigesetz, 11.05.1916, (2) Verordnung zur Küstenfisherei in der Weimarer Republik, 04.04.1925, (3) DDR-Verordnung zur Küstenfisherei, 12.12.1959, (4) DDR-Verordnung zur Küstenfisherei, 16.05.1960, (5) DDR-Verordnung Nr. 3 zur Küstenfisherei, 24.05.1964, (6) DDR-Verordnung Nr. 4 zur Küstenfisherei, 13.01.1965, (7) DDR-Verordnung zur Küstenfisherei, 03.03.1976, (8) DDR-Verordnung zur Küstenfisherei, 14.01.1985, (9) Küstenfishereiverordnung Mecklenburg-Vorpommern, 06.12.1993, (10) Küstenfishereiverordnung Mecklenburg-Vorpommern, 05.10.1994, (11) Verordnung des Landes Mecklenburg-Vorpommern zur Änderung der Küstenfishereiverordnung, 18.03.1998, (12) Küstenfishereiverordnung Mecklenburg-Vorpommern, 05.06.2000, (13) Küstenfishereiverordnung Mecklenburg-Vorpommern, 31.01.2003, (14) Küstenfishereiverordnung Mecklenburg-Vorpommern, 31.08.2005.

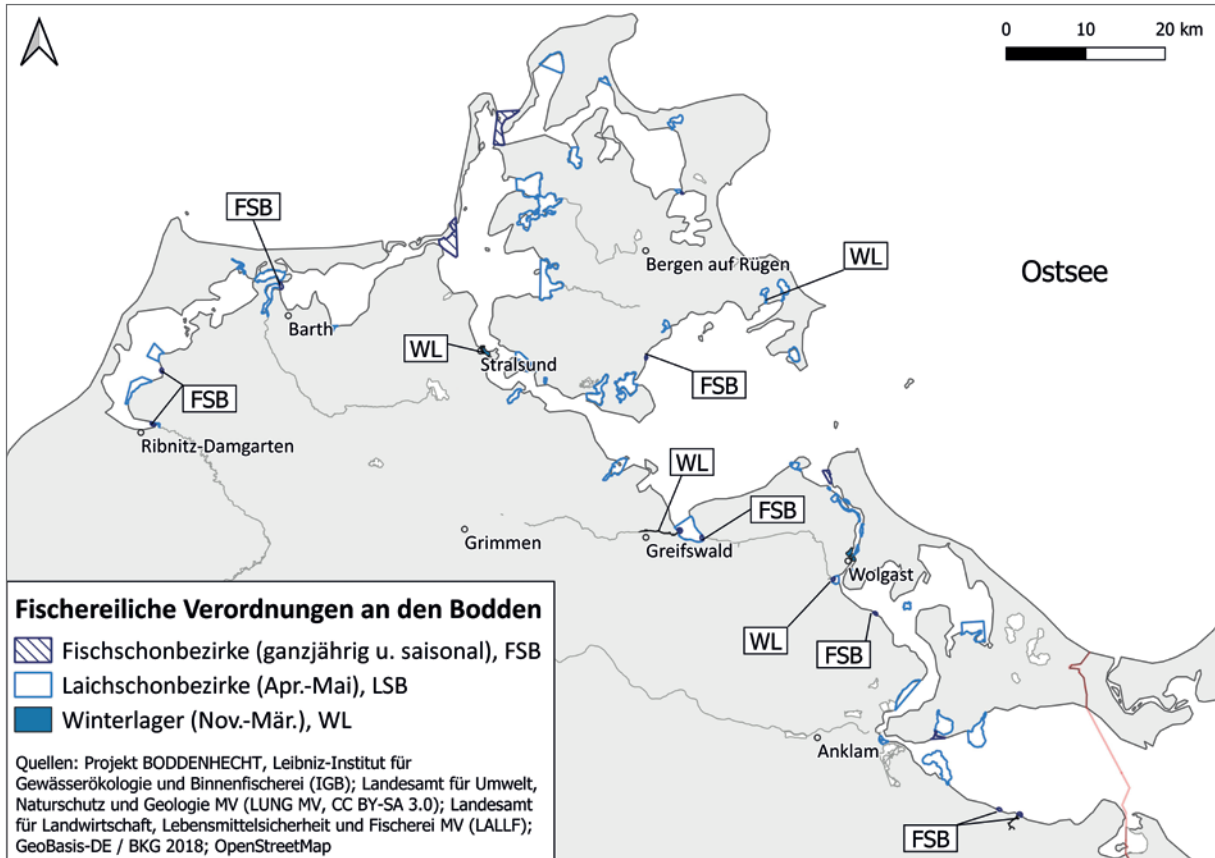


Abbildung 2.49: Fischereiliche Schongebiete an den Bodden: Fischschonbezirke (FSB) ganzjährig, saisonale Fischschonbezirke im Radius von 300 m vor Mündungsbereichen der Zuflüsse Recknitz, Saaler Bach, Barthe, Rosengartener Beek, Ziese, Ryck, Brebowbach, Zarow und Uecker von 1. August bis 28. Februar, saisonale Laichschonbezirke (LSB) 1. April–31. Mai und Winterlager (WL) in den Häfen von Stralsund und Wolgast sowie im unteren Ryck, in der Lanckener Bek und in der unteren Uecker mit spezifischen Einschränkungen zu Zugang und erlaubten Angelgeräten, 1. November bis 31. März.

Jahren 1959 und 1965 (Abbildung 2.48, Details siehe weiter unten). Zu dieser Zeit wurden die meisten Hechte in der Vorlaichfischerei vor der eigentlichen Laichzeit im April angelandet (Schlumpberger et al. 1966). Eine hechtspezifische Schonzeit, die auch die Berufsfischerei einschloss, wurde erstmals 1985 erlassen (Abbildung 2.48). In der Folgezeit variierten die spezifischen Zeiträume, in denen Hechte weder durch Angler:innen noch durch Fischer:innen gezielt gefischt werden konnten, die Schonzeit umfasste aber meist die Monate März und April, war aber auch zeitweilig flexibel je nach Wetterlage. Auch heute darf die gewerbliche Fischerei während der Hechtlaichzeit von März bis April keine Hechte anlanden.

Die ersten Mindestmaße zur Erhaltung des Hechtbestandes um Rügen wurden im Deutschen Reich eingeführt (Walter 1927). Das Mindestmaß für Hecht lag im preußischen Fischereigesetz bei nur 28 cm, was kleiner ist als die Größe bei der ersten Geschlechtsreife der Boddenhecht-Rogner. Im Laufe der Zeit stiegen die Mindestanlandelängen für Hechte von 28 cm auf 33 cm, dann auf 35 cm, später in den 1960er-Jahren auf 45 cm (Falk 1965b) und schließlich mit der Küstenfischereiverordnung (KüFVO) vom 31.08.2005 auf die aktuell gültigen 50 cm an (Abbildung 2.48). Angesichts der ansteigenden Bedeutung der Angelfischerei an den Bodden (Kapitel 2.2), die insbesondere auch große Hechte über

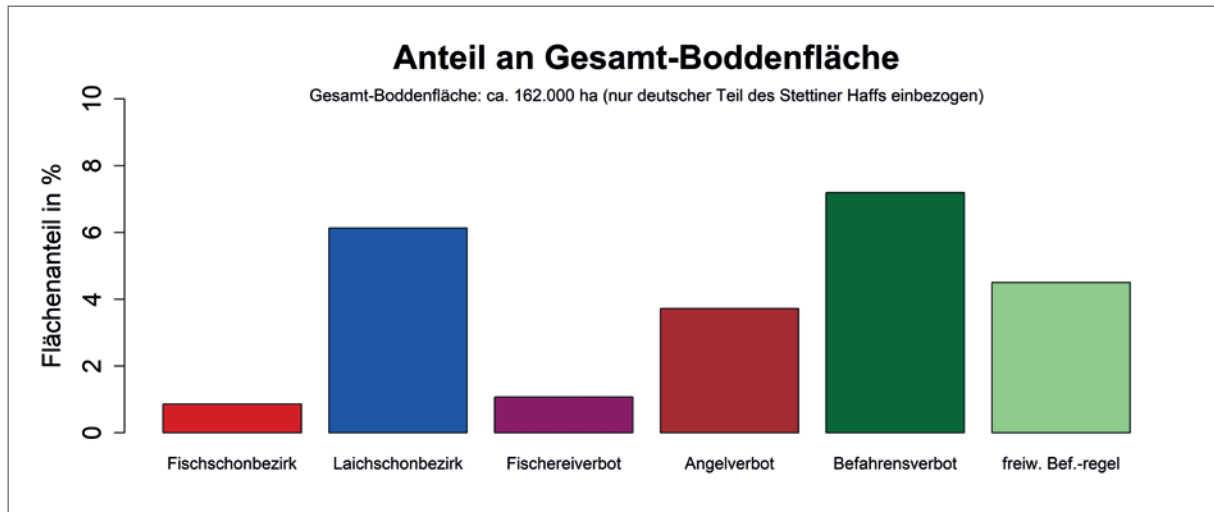


Abbildung 2.50: Abschätzung der über verschiedene Formen von Schon- und Schutzgebieten partiell oder im Falle der Fischschonbezirke vollständig gegenüber Fischerei geschützten Anteile der Boddenfläche. Neben den fischereilichen Schongebieten (Fischschonbezirke und Laichschonbezirke) gibt es Einschränkungen der Angel- und Berufsfischerei auch in naturschutzfachlichen Schutzgebieten. In Letzteren kann die Angelfischerei vom Boot zudem indirekt durch Befahrensverbote eingeschränkt sein oder können freiwillige Befahrensregelungen gelten.

einen Meter fangen will (Koemle et al. 2022), sowie angesichts des extrem raschen Wachstums der Jungfische (Kapitel 6), ist das aktuelle Mindestmaß überdenkenswert (Kapitel 6).

Raumbezogene Einschränkungen der Fischerei, die alle Formen der Fischerei und Angelfischerei ganzjährig verboten, sind seit den 1960er-Jahren vereinzelt in den Bodden erlassen worden. Verschiedene Formen von Schongebieten sind zu unterscheiden (Abbildung 2.49). Zuerst zu nennen sind Fischschonbezirke, in denen sowohl Fischerei als auch Angelfischerei ganzjährig verboten sind (aktuelle Ausdehnung 13,56 km<sup>2</sup> oder 1 % der Boddenfläche, Abbildung 2.50). Zusätzlich existieren fischereilich motivierte, artübergreifende Laichschonbezirke, die die Fischerei während der Laichzeit (aktuell April und Mai jeden Jahres) einschränken (Ausdehnung 99 km<sup>2</sup>, 6 % der Boddenfläche, Abbildung 2.50). Letztere gelten in der Regel für buchtenartige Ausdehnungen (Lauterbach et al. 2001) und decken eigentlich nur einen Teil der Laichzeit des Hechts ab (Kapitel 3). Alle anderen Schutzgebiete in der Region und jene Gewässerbereiche, die für Angler:innen begrenzt oder gar nicht zugänglich sind (z. B. aufgrund

von Befahrensverböten für Motorboote), sind durch den Naturschutz im Allgemeinen und häufig durch Vogelschutz motiviert. In vielen dieser Gebiete gibt es Ausnahmen für die Berufsfischerei, in einigen Fällen können auch Angler:innen Ausnahmen beantragen (Abbildung 2.56). Andere gebietsbezogene Regelungen, insbesondere Bootsverordnungen, die den Zugang von Motorbooten zu ausgewählten Gebieten beschränken, zielen in der Regel selektiv auf die Freizeitfischerei ab, da für die gewerbliche Fischerei Ausnahmen gelten. Heute stehen etwa 30 % der Boddenfläche unter zumindest partiellem Schutz durch verschiedene Formen von Schon- oder Schutzgebieten (Abbildung 2.50). Von 1117,8 km Uferlinie sind auf 300,3 km (27%) Uferlinie die Angelfischerei verboten (Abbildung 2.51), an weiteren 47,3 km (4,2%) darf nur mit einer Sondergenehmigung geangelt werden. Insgesamt stehen 31,2% der vorhandenen Uferlinie der Bodden unter Schutz, jedoch gelten diese Regelungen nur für die Angelfischerei vom Ufer aus, die Uferbegehung durch die kommerzielle Fischerei bleibt in den meisten Gebieten bestehen, sofern nicht andere gebietsbezogene Regelungen vorliegen, die dem entgegen stehen. Nur ein ver-

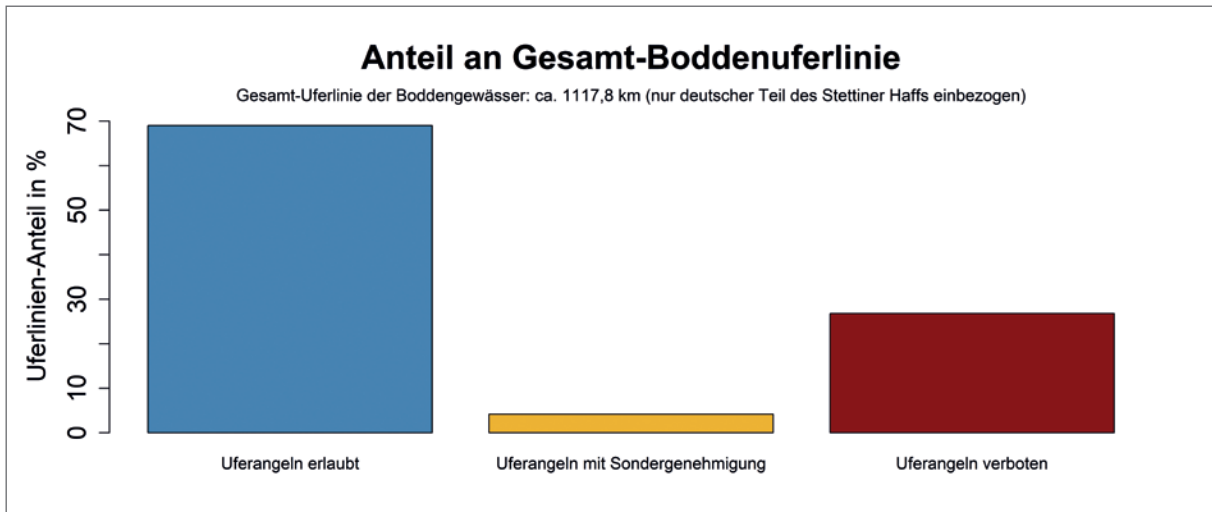


Abbildung 2.51: Abschätzung zu Anteilen der Boddenuferlinie, in denen das Uferangeln erlaubt, verboten oder nur mit Sondergenehmigung möglich ist.

schwindend geringer Anteil von 1 % der Boddenfläche ist demnach vollständig von der Fischerei ausgenommen (Fischschonbezirke). Die Durchsetzung der Zugangsverbote ist schwierig und führt regelmäßig zu Konflikten mit Angler:innen und Fischer:innen (Vogt 2020, Kapitel 4).

#### Aktuelle fischereiliche Bestimmungen

Die wichtigsten aktuellen fischereilichen Regelungen für Hechte in den Bodden sind die folgenden (Details in Tabelle 2.6):

- ▶ Lizenzierung von Angler:innen und Fischer:innen und Vermarktungsregelungen
- ▶ Vorgaben zu statistischen Erhebungen der Anlandungen von Fischer:innen
- ▶ Vorgaben zum Einsatz maximaler Fanggerätezahlen (Stellnetzmeter, Reusenfangplätze, Hakenzahlen bei Langleinen für einzelne Fischereibezirke und Fischer:innen, auch Rutenzahlen in der Angelfischerei), Mindestmaschenweiten bei Hechtnetzen sowie Abstandsregelungen zwischen Fanggeräten
- ▶ Verbot der motorgetriebenen Schleppfischerei und anderer besonders schädigender Fangmethoden
- ▶ Einsatz von ganzjährig geschützten Fischschonbezirken (inkl. zeitlich begrenzter an

Flussmündungen für den Fischwechsel), zwei-monatigen Laichschongebieten und Winterlagern in Häfen und Flussmündungen (Abbildung 2.49)

- ▶ Regeln zum Wechseln von Fangplätzen bei hohen Beifanganteilen geschützter Arten (auch während der Schonzeit des Hechts)
- ▶ Mindestmaß für Berufs- und Angelfischerei von 50 cm
- ▶ Entnahmebegrenzung von drei Hechten pro Angler:in und Tag

Lediglich Fischer:innen im Neben- und Haupterwerb dürfen Hechte aus den Bodden vermarkten (Tabelle 2.6), nicht aber Angler:innen und Freizeitfischer:innen. Die Durchsetzung aller gesetzlichen Grundlagen wird von den Behörden (Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei, LALLF, M-V) und der Wasserschutzpolizei organisiert und von ehrenamtlichen Fischereiaufseher:innen unterstützt. Jedoch sind keine Studien zur Wirksamkeit der Kontroll- und Durchsetzungsmaßnahmen bekannt.

Tabelle 2.6: Gegenwärtige Vorschriften für die Fischerei und das Angeln auf Hecht an den Bodden, unterteilt in Berufs- und Angelfischerei sowie Input-/Output-Vorschriften.

Typ	Vorschriften/ Verordnungen	Verordnung für die Berufsfischerei	Verordnung für die Angelfischerei
Input	<b>Schonzeit</b>	§5 KüFVO M-V 1. März–30. April	§5 KüFVO M-V 1. März–30. April
	<b>Fanggeräte- Begrenzung</b>	§17 Abs. 4 KüFVO M-V Die obere Fischereibehörde legt die Verteilung der Fanggeräte in den Fischereibezirken auf die Fischereiausübenden (Haupt- und Nebenerwerb sowie Freizeitfischer) fest. Bei der Verteilung sind vorrangig Haupterwerbsfischer zu berücksichtigen, die ihren Hauptwohnsitz in der Nähe der jeweiligen Fischereibezirke haben und dort überwiegend ihre fischereiliche Tätigkeit ausüben.  Die höchstens zulässige Anzahl von Aalkörben und Stellnetzen sowie Haken in den Fischereibezirken ist in Tabelle 2.4 dargestellt.	§11 LFischG M-V; §9 Abs. 1 KüFVO M-V pro Person höchstens drei Handangeln und eine Köderfischsenke  §9 Abs. 4 KüFVO M-V Für jede Handangel sind höchstens sechs Anbissstellen zulässig. Allgemeinverfügungen zur Fischereiausübung in den Winterlagern Handangel mit einem einschenkigen Haken, bei dem die Spannweite (kürzester Abstand zwischen der Hakenspitze und dem Schenkel) 9 mm nicht überschreiten darf, mit natürlichem Köder oder Gummiköder, von Land aus und auf die Zeit von 10.00 bis 18.00 Uhr täglich eingeschränkt. Bei der Verwendung eines natürlichen Köders ist nur die Montage mit feststehender Pose zulässig. Bei der Verwendung eines Gummiköders ist nur die Montage als Drop-Shot-Rig zulässig. Der Köder muss eine Länge von mindestens 10 cm haben, der Abstand zwischen Beschwerungselement (Blei) und Anbindepunkt des Hakens bzw. des Hakenvorfachs muss mindestens 50 cm betragen; bei Verwendung eines Vorfachs am Haken darf dies eine Länge bis maximal 5 cm haben.
	<b>Fanggeräte- Beschränkungen</b>	§10 Abs. 1 KüFVO M-V Innerhalb einer Zone, deren seewärtige Begrenzung im Abstand von drei Seemeilen von der Basislinie verläuft, darf die Fischerei mit anderen Fanggeräten als der Handangel und der Köderfischsenke nur mit Methoden der passiven Fischerei ausgeübt werden (wie bspw. Stell-/Kiemennetze, Langleinen, Reusen etc.). §15 Abs. 1c) KüFVO M-V Maschenöffnung (gestreckt) für Stellnetze (für Hecht) ≥ 100 mm §15 Abs. 2 KüFVO M-V Maschenöffnung für Fischfallen, Reusen und Aalkörbe ≥ 25 mm §18 Abs. 2 KüFVO M-V Reusen sind so aufzustellen, dass sie Fischen den Zugang zu ihren Laichplätzen nicht versperren. Daher sind in solchen Fällen mindestens zwei Drittel der Breite des Gewässers freizulassen. §21 KüFVO M-V Es ist verboten, mit Schleppnetzen Fische zu anderen Zwecken als dem unmittelbaren menschlichen Verzehr zu fischen oder anzulanden, sofern es sich nicht um die erlaubte Fischerei mit Waden oder Schleppnetzen zum Fang von Köderfischen im Rahmen der Langleinenfischerei handelt.	§9 Abs. 7 KüFVO M-V In den Fischereibezirken (Bodden) ist der Fischfang mit der Handangel unter aktiver Bewegung des Wasserfahrzeuges durch Muskelkraft, Motorkraft oder durch den Wind bei Segelfahrzeugen (Schleppangeln) verboten. §9 Abs. 6a–c) KüFVO M-V und Allgemeinverfügung zur Verwendung eines Treibankers vom 5. Juni 2014 (AmtsBl. M-V S.341) Boote sind während des Angelns in bestimmten Bereichen der Küstengewässer (Having, Strelasund, Rassower Strom Wieker Bodden) während des Angelns zu verankern. Ausgenommen hiervon ist das Driftangeln unter Verwendung eines Treibankers. Die Beschaffenheit des Treibankers kann von der oberen Fischereibehörde durch Allgemeinverfügung vorgeschrieben werden.

Tabelle 2.6: Fortgesetzt

Typ	Vorschriften/ Verordnungen	Verordnung für die Berufsfischerei	Verordnung für die Angelfischerei
Input	<b>Fanggeräte-Beschränkungen</b>	<p>§9 Abs. 5 KüFVO M-V Zu anderen Fanggeräten, außer der Handangel oder der Köderfischsenke, ist ein Mindestabstand von 100 m einzuhalten.</p> <p>§20 Abs. 4 KüFVO M-V Die Fischereiausübenden mit beweglichen Fanggeräten müssen stehendem Fanggerät ausweichen.</p> <p>§20 Abs. 1 KüFVO M-V Der Abstand von Fanggeräten zu Kummreusen oder hintereinander aufgestellten Bügelreusen mit einer Gesamtlänge von mehr als 300 m muss mindestens 300 m betragen. Der Abstand von Kummreusen oder hintereinander aufgestellten Bügelreusen muss mindestens der Gesamtlänge der größten Anlage entsprechen; er darf jedoch nicht weniger als 300 m betragen.</p> <p>§20 Abs. 3 KüFVO M-V Der Abstand von Fanggeräten zueinander muss (mit Ausnahme von Reusen und Aalkörben) mindestens 50 m betragen.</p>	<p>§9 Abs. 5 KüFVO M-V Zu anderen Fanggeräten, außer der Handangel oder der Köderfischsenke, ist ein Mindestabstand von 100 m einzuhalten.</p> <p>§20 Abs. 4 KüFVO M-V Die Fischereiausübenden mit beweglichen Fanggeräten müssen stehendem Fanggerät ausweichen.</p>
		<p>§16 Abs. 1 KüFVO M-V Es ist verboten, bei der Ausübung der Fischerei reißen- de, klemmende oder stechende Fanggeräte, wie Aalhar- ken, Aaleisen oder Aalscheren, ferner Fanggeräte mit Haken zu verwenden, wenn diese reißen- d eingesetzt werden. Blinkern, Pilken oder Spinnen sind zulässig, sofern die Handangel nicht reißen- d eingesetzt wird.</p>	<p>§16 Abs. 1 KüFVO M-V Es ist verboten, bei der Ausübung der Fischerei reißen- de, klemmende oder stechende Fanggeräte, wie Aalhar- ken, Aaleisen oder Aalscheren, ferner Fanggeräte mit Haken zu verwenden, wenn diese reißen- d eingesetzt werden. Blinkern, Pilken oder Spinnen sind zulässig, sofern die Handangel nicht reißen- d eingesetzt wird.</p>
	<b>Bodden-/Wasserfläche unter ganzjährigem Schutz (Fischschon- bezirk)</b>	13,56 km <sup>2</sup>	13,56 km <sup>2</sup>
	<b>Bodden-/Wasserflä- che unter saisonalem Schutz (Laichschon- bezirk)</b>	99,66 km <sup>2</sup> (1. April–31. Mai)	99,66 km <sup>2</sup> (1. April–31. Mai)
	<b>Bodden-/Wasserfläche mit nötiger Sonderge- nehmigung</b>	0 km <sup>2</sup>	24,5 km <sup>2</sup>
	<b>Bodden-/Wasserfläche mit Zugangsbeschrän- kungen</b>	139,2 km <sup>2</sup>	388,9 km <sup>2</sup>
Output	<b>Mindestmaß</b>	<p>§4 Abs. 6 KüFVO M-V 50 cm</p> <p>§7 Abs. 1 KüFVO M-V Stellt ein Fischer bei der Ausübung der Fischerei fest, dass das Gewicht [von untermaßigen Fischen oder gefangenen Fischen während der Schonzeit] zehn Prozent des Gesamtfanggewichtes übersteigt, hat er unverzüglich die Fangmethode zu ändern oder Fang- geräte mit größerer Maschenöffnung zu verwenden. Dies gilt auch, wenn der Fischer feststellt, dass das Ge- wicht des Beifangs einer Fischart, für die eine größere Mindestmaschenöffnung als die von ihm verwendete vorgeschrieben ist, zehn Prozent des Gesamtfangge- wichtes übersteigt. Bleibt dies ohne Erfolg, so hat er die Fischerei in dem Gebiet einzustellen.</p>	<p>§4 Abs. 6 KüFVO M-V 50 cm</p>

Tabelle 2.6: Fortgesetzt

Typ	Vorschriften/ Verordnungen	Verordnung für die Berufsfischerei	Verordnung für die Angelfischerei
Sonstige	<b>Output</b> Tagesfangbegrenzung (Bag Limit bzw. Quote)	keine	§9 Abs. 3 KüFVO M-V 3 Hechte pro Person und Tag
	<b>Fangmeldepflicht</b>	§21 KüFVO M-V Betriebe der kleinen Hochsee- und Küstenfischerei (Haupt- und Nebenerwerb) haben der oberen Fischereibehörde für jedes Fischereifahrzeug auf einem bei dieser erhältlichen Formblatt monatlich die Ergebnisse der Fischereitätigkeit bis zum fünften Tag des Folgemonats vollständig zu melden. Erfolgt keine Fischereitätigkeit, ist eine Fehlmeldung erforderlich. Personen nach §17 Abs. 2 (sog. Freizeitfischer) haben der oberen Fischereibehörde auf einem dort erhältlichen Formblatt jährlich die Ergebnisse der Fischereitätigkeit bis zum 31. Januar des Folgejahres mitzuteilen	Keine, mit Ausnahme vom Angeln in Winterlagern Erste Änderung der Allgemeinverfügungen zur Fischereiausübung in den Winterlagern vom 29. Juni 2015 (Amtsbl./AAz.MV S. 340) Für jeden Angeltag im Winterlager ist eine Fangdokumentation zu führen. Diese hat für Inhaber einer Tages- oder Wochenanglerlaubnis auf der Rückseite der Angelerlaubnis zu erfolgen, für Inhaber einer Jahresanglerlaubnis in einem von der oberen Fischereibehörde ausgegebenen Fangtagebuch oder auf der Rückseite der Angelerlaubnis. Vor Beginn des Angelns sind Winterlager, Datum und Uhrzeit zu notieren. Beim Fang der Fischarten mit Fangbegrenzung sind unverzüglich nach der Aneignung vor dem erneuten Auswerfen der Angel die Fischart und die Länge des Fisches schriftlich zu den vorgenannten Daten einzutragen. Die Eintragungen sind dauerhaft und gut lesbar vorzunehmen; die Fangdokumentation soll nach Ablauf der Angelerlaubnis der oberen Fischereibehörde übergeben werden.
	<b>Kennzeichnungspflicht</b>	§14 Abs. 1 KüFVO M-V Mit Ausnahme von Handangeln und Köderfischsenken sind Fanggeräte so zu kennzeichnen, dass ihr Eigentümer sowie ihre Art und Lage zweifelsfrei feststellbar sind. §14 Abs. 2 KüFVO M-V In Küstengewässern sind Fischereifahrzeuge und Fischbehälter so zu kennzeichnen, dass ihr Eigentümer zweifelsfrei feststellbar ist. Die Registrierung der Fischereifahrzeuge und die Zuteilung des Kennzeichens erfolgt durch die obere Fischereibehörde.	nein
<b>Vermarktung</b>	ja	§9 Abs. 1 KüFVO M-V Die Fischerei ist nur für den Eigenbedarf zulässig.	

### Naturschutzfachliche Regeln mit Bezug zur Fischerei

Zusätzlich zu fischereilichen Regulierungen gibt es im Gebiet verschiedene Arten von Naturschutzgebieten (Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft, Biosphärenreservat Südost-Rügen und Naturschutzgebiete, z. B. Naturschutzgebiet Spycrsker See und Mittelsee, Abbildung 2.52, Abbildung 2.53) mit eigenen Schutzverordnungen sowie Befahrensregeln, die im Detail im nächsten Kapitel gewürdigt werden (Abbildung 2.54). Diese regeln vor allem den Zugang zu Uferhabitaten für Angler:innen

sowie für spezielle Wasserfahrzeuge (alle oder nur motorisierte) und beschränken vor allem Angler:innen (Abbildung 2.56), da Berufsfischer:innen häufig umfangreiche Ausnahmegenehmigungen halten, auch für die Fischerei in der Kernzone des Nationalparks. Die naturschutzfachlichen Regularien werden formal ebenfalls vom Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt des Landes M-V beschlossen und von den oberen und unteren Naturschutzbehörden sowie den Ämtern des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft, des Biosphärenreservats Südost-Rügen und





Abbildung 2.52: Fast jedes Naturschutzgebiet hat seine eigene Verordnung und Regeln bezüglich der Angel- und Berufsfischerei und deren Einschränkungen, jedoch genießt die Berufsfischerei in vielen Gebieten historisch bedingt mehr Ausnahmen als die Angelfischerei.

© DOMINIQUE NIESSNER



Abbildung 2.53: An den Bodden gibt es keine Gebiete mit Komplettausschluss, auch im Nationalpark ist aus historischen Gründen ein geringer Anteil Fische- rei erlaubt.

© DOMINIQUE NIESSNER

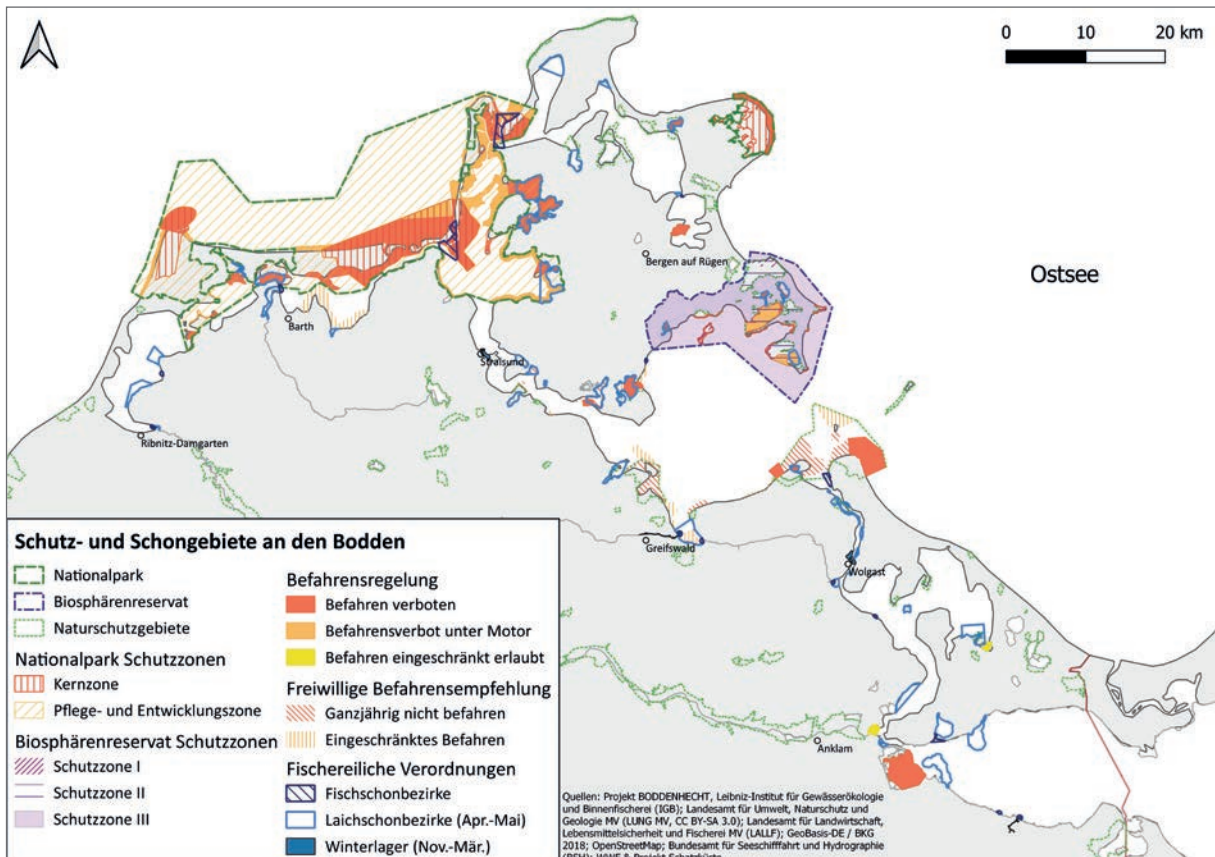


Abbildung 2.54: Raumbezogenes Management der Bodden – Überblick zu allen fischereilichen und natur- schutzfachlichen Schon- und Schutzgebieten (mit Angaben zu Befahrensregelungen).

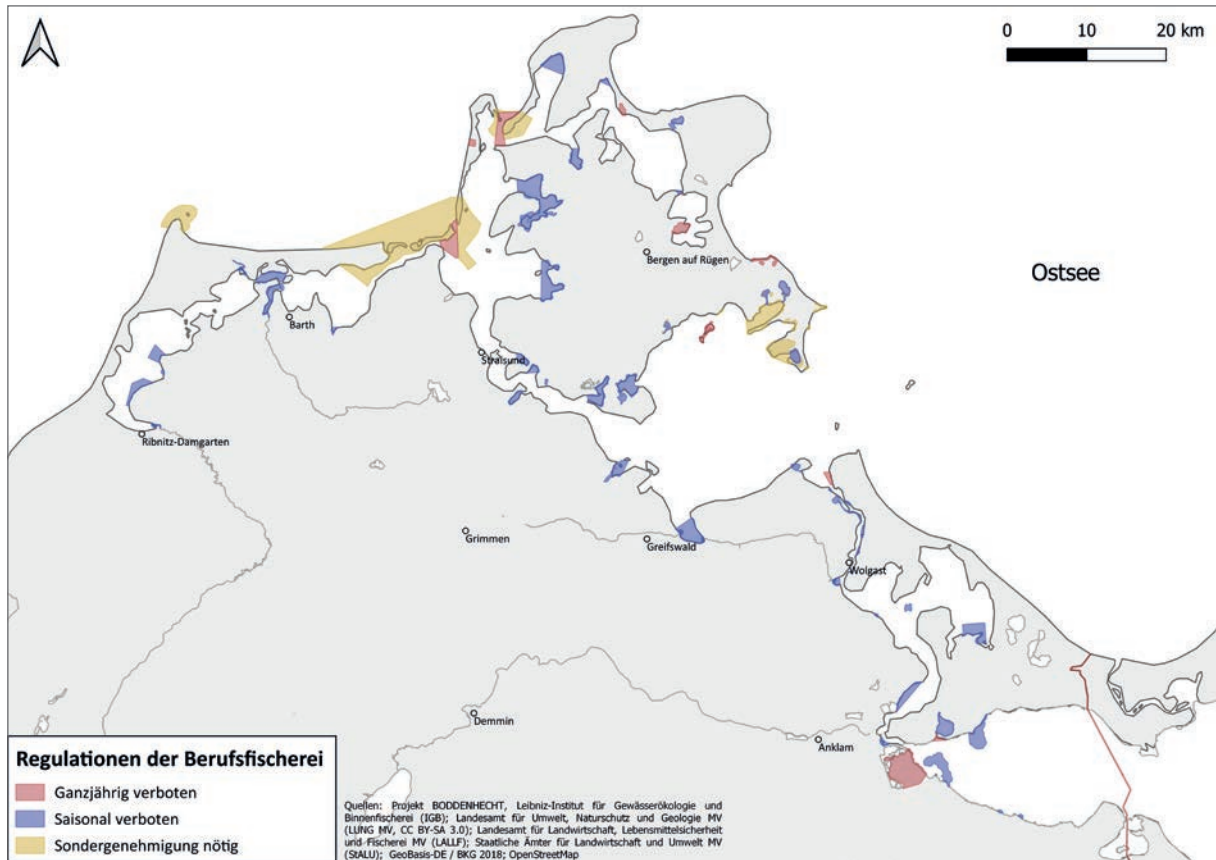


Abbildung 2.55: Bodden-/Gewässerflächen mit Regulationen, die die Berufsfischerei (Haupt- und Neben-erwerb) betreffen. Rot: ganzjährig gesperrte Flächen (Fischschonbezirke), blau: saisonal gesperrte Flächen (Laichschonbezirke), gelb: Flächen mit Zugang durch Sondergenehmigung (Nationalpark-Kernzone und Biosphärenreservat Zone 2).

des Staatlichen Landesamts für Landwirtschaft und Umwelt (StALU, für Naturschutzgebiete) durchgesetzt. In Tabelle 2.10 sind die wesentlichen Bestimmungen mit Bezug zur Fischerei und zum Angeln im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft, im Biosphärenreservat Südost-Rügen und in verschiedenen kleinen Naturschutzgebieten zusammengefasst.

Grundsätzlich ist aufgrund des generellen Störungsverbots wildlebender Tiere und Pflanzen die Fischerei und die Angelfischerei in allen Naturschutzgebieten und insbesondere in den Kernzonen des Nationalparks und des Biosphärenreservats verboten,

es sei denn, es gibt für bestimmte Fischereiformen oder Personen separat formulierte Ausnahmen oder Ausschlussbestimmungen. Im Gebiet um Rügen regeln spezifische Verordnungen die Fischerei und Angelfischerei, z. B. im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft die sogenannte Nationalparkfischereiverordnung (genauer: Allgemeinverfügung über die Ausweisung von Stränden zur Ausübung des Angelsports im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft vom 19.11.1996). An den Bodden haben in Naturschutzgebieten, im Biosphärenreservat oder im Nationalpark traditionell tätige Berufsfischer:innen großzügige Ausnahmen zur Zu-

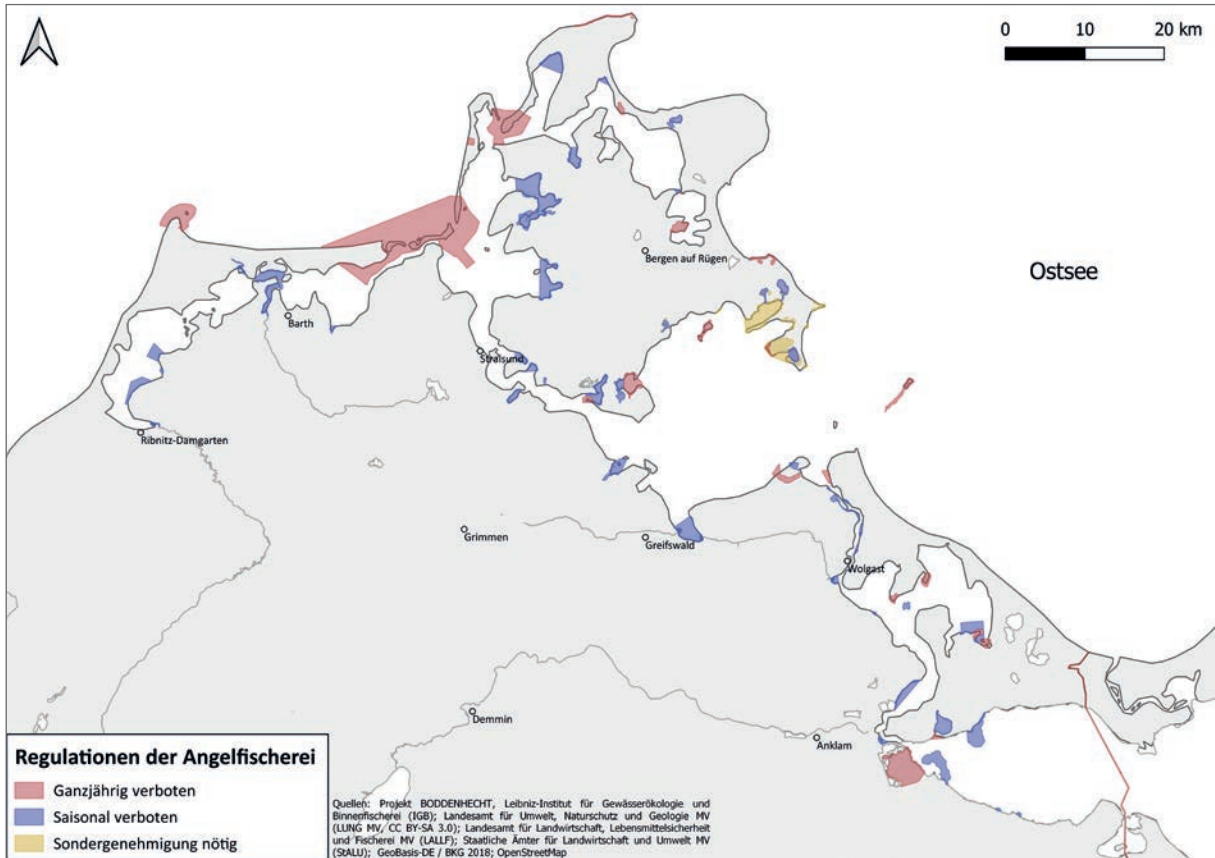


Abbildung 2.56: Bodden-/Gewässerflächen mit Beschränkungen für die Angelfischerei. Rot: ganzjährig gesperrte Flächen (Fischschonbezirke, Kernzone und Befahrensverbotszone des Nationalparks und der Naturschutzgebiete), blau: saisonal gesperrte Flächen (Laichschonbezirke), gelb: Flächen mit Zugang durch Sondergenehmigung (Biosphärenreservat Zone 2). Zu beachten ist, dass hier nur die expliziten Angelverbote gezeigt werden. De facto können durch die Kombination von Befahrensverbieten sowie gleichzeitigen Uferangelverboten weitere Gebiete vom Angeln ausgeschlossen sein, wie z. B. die Gewässer zwischen Ummanz und Rügen (Abbildung 2.54 und Abbildung 2.57).

gänglichkeit erhalten, sodass in den meisten naturschutzfachlichen Schutzgebieten eher das Angeln während der Freizeit als das Berufsfischen auf Hecht eingeschränkt ist (Abbildung 2.55 und 2.56). Es gibt aber auch für Anglerinnen und Angler spezielle Ausnahmemöglichkeiten, die separat beantragt werden müssen, wie spezielle Angelkarten für das Angeln im Biosphärenreservat Südost-Rügen (Abbildung 2.56, Tabelle 2.10). Das gesamte Regelwerk ist grundsätzlich kleinteilig, dadurch komplex und nicht immer transparent kommuniziert bzw. recherchierbar. Selbst für das Forschungsteam war es vielfach verwirrend, genau herauszufinden, was in bestimmten

Bereichen erlaubt ist und was nicht. Hinzu kommt, dass das Umgehen von juristisch eigentlich eindeutigen Angelverboten häufig stillschweigend geduldet wird. Beispielsweise ist auf dem Gebiet des Nationalparks das Angeln an Ufern grundsätzlich verboten, es sei denn, es sind spezielle Angelstrände ausgewiesen (Abbildung 2.56). Das bedeutet, dass streng genommen viele Uferbereiche z. B. des Kubitzer Boddens nicht beangelt werden dürfen, in der Praxis aber beangelt werden. Weitere Unklarheiten bestehen bei der Regelung der Wat- und Bellybootangelfischerei in Gebieten mit Uferangelverbot, die von einigen Naturschutzakteuren als Teil des Uferangelns bzw. als

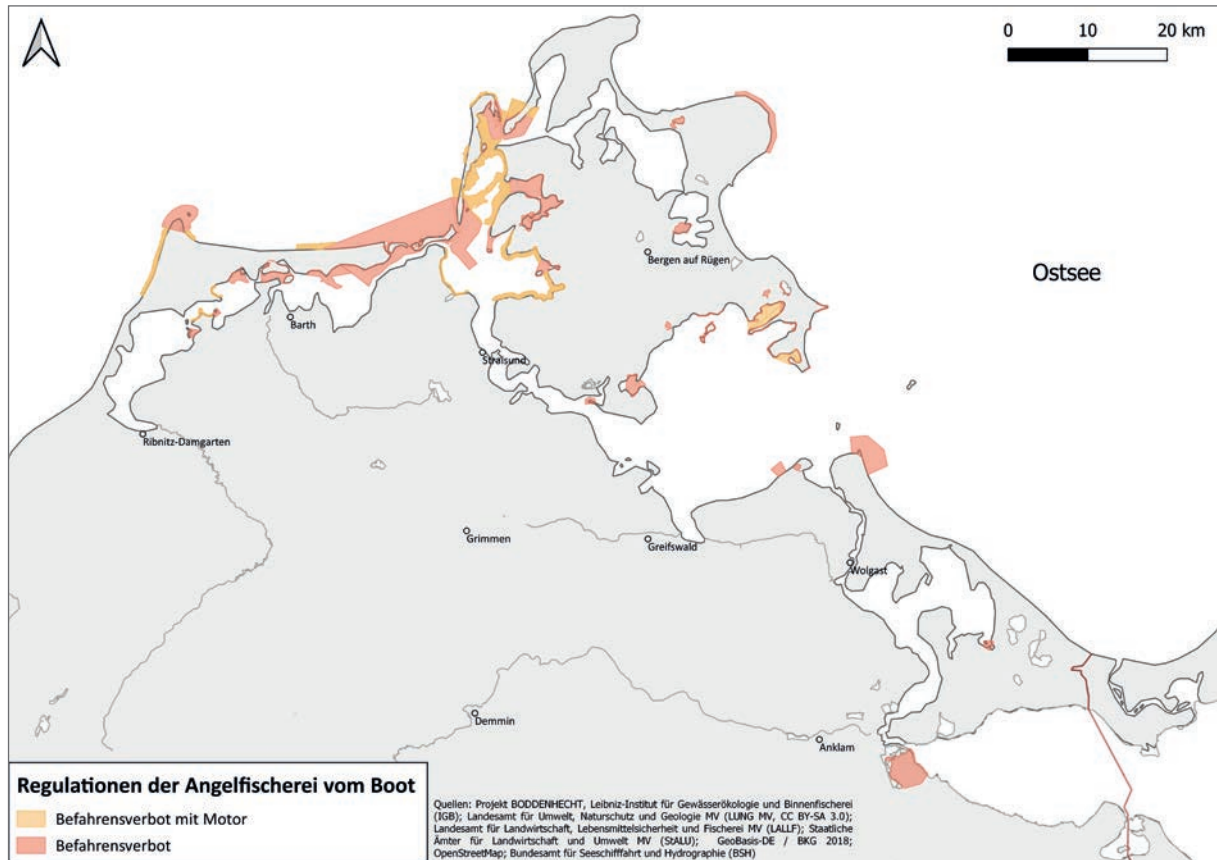


Abbildung 2.57: Bodden-/Gewässerflächen mit Regulationen für die Angelfischerei vom Boot aus. Hellrot: ganzjährig Angeln vom Boot verboten bzw. Befahren mit Wasserfahrzeugen verboten (Fischschonbezirke, Kernzone und Befahrensverbotszone des Nationalparks, Biosphärenreservats und der Naturschutzgebiete), hellorange: Befahren mit bzw. Angeln von Wasserfahrzeugen unter Motor verboten (Befahrensverbotszone des Nationalparks, Biosphärenreservats und der Naturschutzgebiete). Darüber hinaus gibt es weitere freiwillige Befahrensvereinbarungen im Gebiet des Greifswalder Boddens, Strelasunds und der Grabow (Abbildung 2.54).

Wasserfahrzeuge aufgefasst werden, von anderen wiederum nicht. In Dokumenten des Nationalparks findet man auch Aussagen, wonach das sogenannte Catch&Release-Angeln (Angeln mit dem Ziel, den gefangenen Fisch nach einem Foto wieder freizulassen) gemäß Tierschutzgesetz verboten und demzufolge auch nicht auf dem Gebiet des Nationalparks erlaubt sei (Nationalparkamt Vorpommern 2021). Diesbezügliche Verbote einer bestimmten Angelform finden sich aber nicht im Deutschen Tierschutzgesetz bzw. verlangen in jedem Fall eine Einzelfallprüfung der jeweiligen Motivation des Zurücksetzens (Arlinghaus 2017). Gemäß §1 Tierschutzgesetz ist lediglich das Zufügen von Schmerzen, Leiden oder Schäden

an Tieren ohne vernünftigen Grund verboten. Die Begrifflichkeit des Catch & Release taucht hingegen an keiner Stelle im Gesetz auf. Das sind nur einige Beispiele für Unstimmigkeiten und Intransparenz. Viele Nutzer:innen monierten zu Recht in Projektumfragen die schwierige Durchdringung des komplexen naturschutzfachlichen Regelwerks an den Bodden und teils widersprüchliche und/oder unklare Bestimmungen (Kapitel 4).

Bereits ein oberflächlicher Blick auf die verschiedenen raumbezogenen Regularien für die beiden Nutzungsgruppen (Abbildung 2.55 bis 2.58), aber auch ein Studium der verschiedenen naturschutzfachlichen Verordnungsinhalte (Tabellen 2.11 und

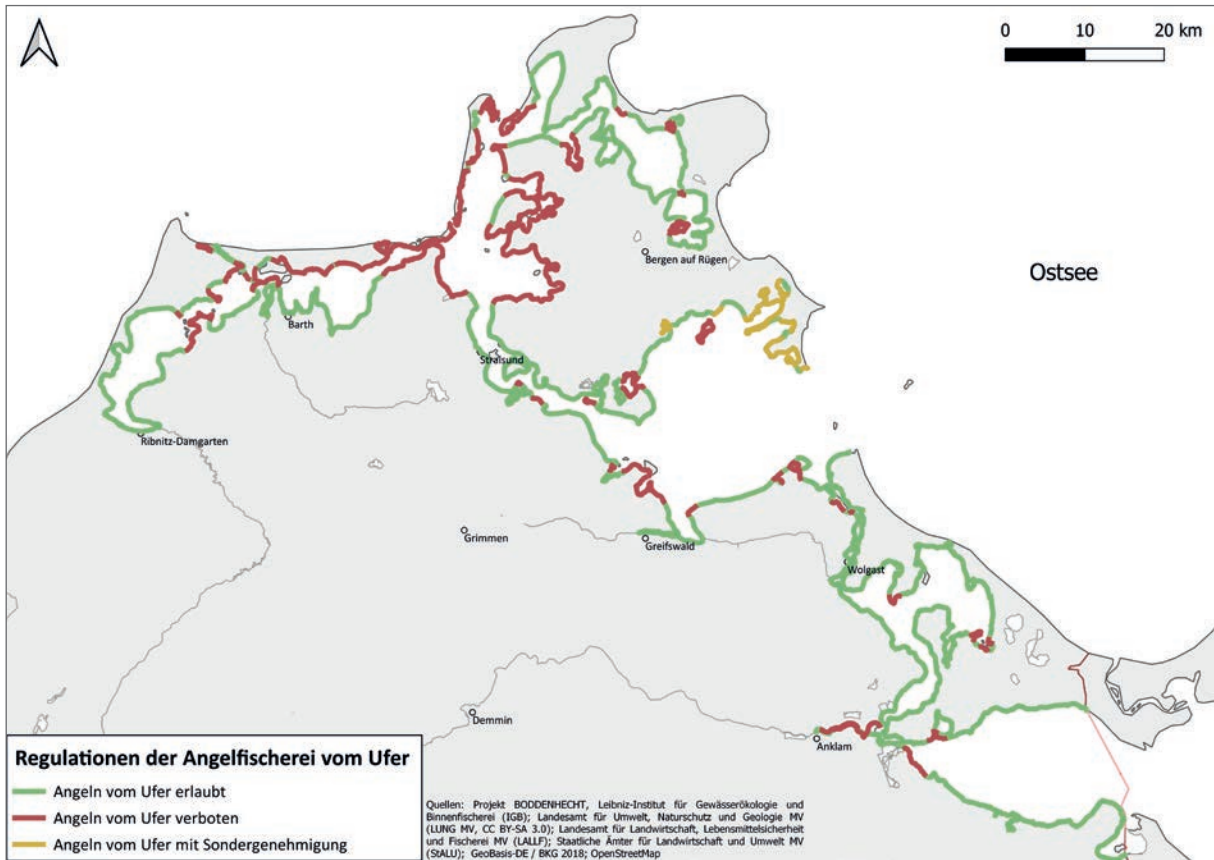


Abbildung 2.58: Bodden-/Gewässerflächen mit Regulationen für das Angeln vom Ufer. Grün: Angeln vom Ufer erlaubt, rot: Angeln vom Ufer ganzjährig verboten, gelb: Angeln vom Ufer mit Sondergenehmigung erlaubt (Biosphärenreservat Zone 2).

2.12 im folgenden Kapitel) zeigen in der Tat eine hohe Komplexität der Bestimmungen. Diese sind selbst für informierte Personen nur schwer überschaubar, zumal sich manche Verbote auch erst in der Kombination mehrerer Regelwerke ergeben. So sind z. B. in der freien Gewässerfläche in den Gebieten zwischen Ummanz und Rügen formal mit Ausnahme der Periode der Laichschonzeit die Fischerei und Angelfischerei nicht verboten (da es sich um die Pflegezone und nicht um die Kernzone handelt), lediglich das Uferangeln ist offiziell gemäß Nationalparkverordnung untersagt (Abbildung 2.58). Allerdings herrscht ein absolutes Befahrensverbot (Abbildung 2.57), das aber nur für Angler:innen

und nicht für Berufsfischer:innen gilt, die vom Nationalpark Ausnahmen erhalten haben. Das heißt, die Gewässer zwischen Ummanz und Rügen können faktisch ganzjährig nicht beangelt werden, obwohl formal kein Angelverbot in den Gesetzen formuliert ist. Zum Zeitpunkt der Abfassung dieses Buches gab es keine koordinierte Zusammenstellung aller in den unterschiedlichen Bodden herrschenden raumbasierten Regularien. Existierende kartografische oder App-basierte Aufarbeitungen durch Nichtregierungsorganisationen wie den WWF sind entweder gebietsspezifisch (z. B. App WWF Seekarte für den Greifswalder Bodden) oder stellen nur ausgewählte Aspekte der herrschenden Regeln dar.

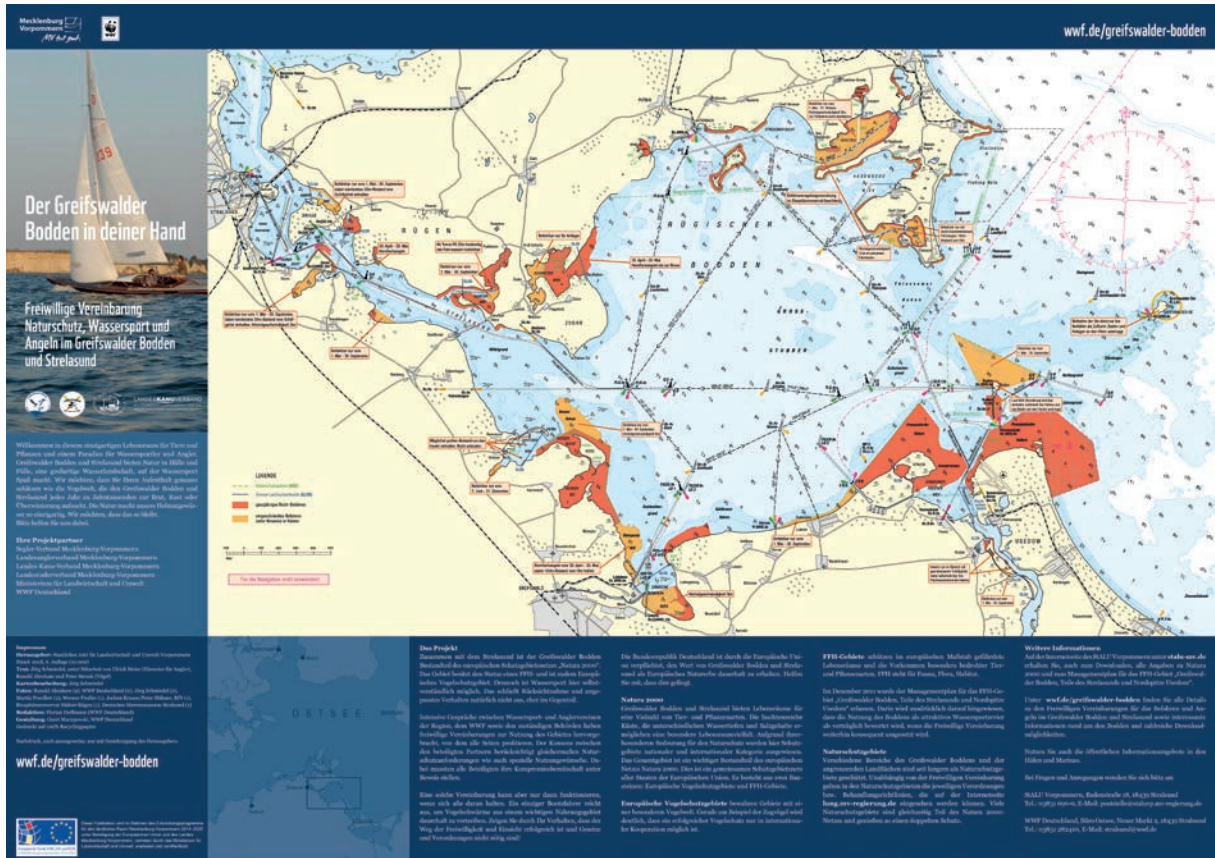


Abbildung 2.59: Informationsflyer des WWF zur „Freiwilligen Vereinbarung Naturschutz, Wassersport und Angeln im Greifswalder Bodden und Strelasund“.

Einige öffentlich verfügbare analoge oder digitale Karten differenzieren auch nicht gut zwischen offiziellen oder rein freiwilligen Beschränkungen. Deutlich wird dies u. a. in dem Informationsflyer über die „Freiwillige Vereinbarung Naturschutz, Wassersport und Angeln im Greifswalder Bodden und Strelasund“ des WWF (Abbildung 2.59). Hier sind verpflichtende Befahrensregelungsverordnungen für den Küstenbereich M-V nach NPBeVVMVK (Verordnung über das Befahren der Bundeswasserstraßen in Nationalparks und Naturschutzgebieten im Bereich der Küste von Mecklenburg-Vorpommern) zusammen mit freiwilligen Übereinkommen verschiedener Wassersport- und Nutzungsverbände in nahezu einheitlicher Farbgebung dargestellt. Diese verdeutlicht den

Nutzer:innen nicht, welche Regelungen auf welcher Grundlage beruhen (Abbildung 2.59). In einem nachträglich erschienenen Informationsflyer im Rahmen des Projektes „Schatzküste“ des WWF werden Befahrensempfehlungen für die Boddengebiete außerhalb des Nationalparkgebietes von Fischland-Darß-Zingst und Westrügen dargestellt, im Speziellen im östlichen Barther Bodden und der südlichen Grabow (Abbildung 2.60). Im Vergleich zu der Darstellung der Befahrensvereinbarung für den Greifswalder Bodden werden die Wasserflächen je nach Gesetzesgrundlage bzw. Empfehlung zumindest farblich unterschiedlich dargestellt, allerdings sind die Farbtöne weiter wenig differenziert und führen schnell zu Verwirrung.

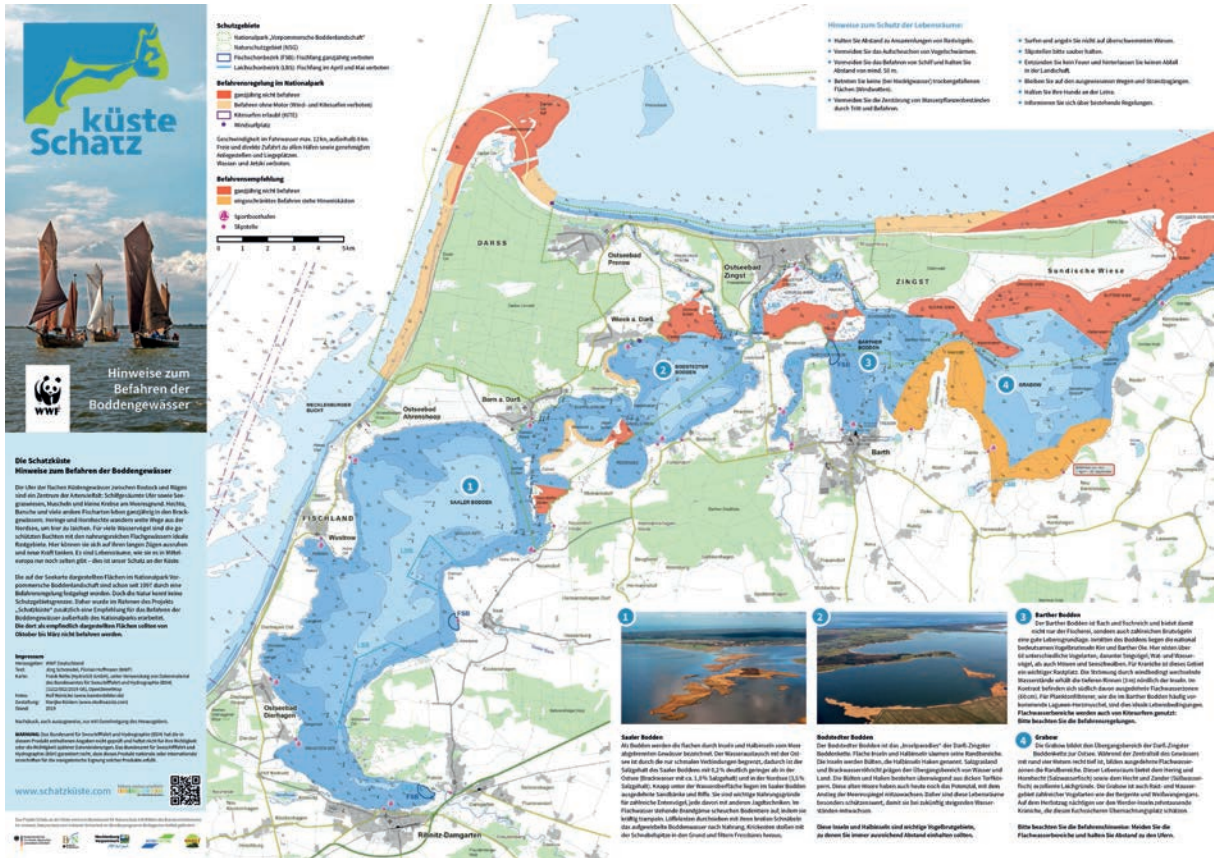


Abbildung 2.60: Informationsflyer des WWF zur Befahrensregelung in Nationalparkgewässern und Befahrensempfehlungen für Gewässerflächen außerhalb des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft. Die Flächen der Freiwilligen Befahrensempfehlung sind in einem dunkleren Orange- und Rotton dargestellt als die verpflichtenden Befahrensregeln nach Befahrensregelungsverordnungen für den Küstenbereich M-V nach NPBeVMMVK (hellere Orange- und Rottönen. Die Farbskala ist für viele aber uneindeutig.

Die im Projekt befragten Interessengruppen identifizierten in Raumnutzungsfragen einen der wesentlichen Konflikte zwischen Naturschutz und Angelfischerei/Fischerei, auf den im Detail in Kapitel 4 eingegangen wird. Weitere Konfliktfelder ranken sich um den Artenschutz von fischfressenden Vogel- und Säugetierarten, sprich Kormorane und Kegelrobben.

**Schlussfolgerungen für die Praxis**

Die Fischerei und die Angelfischerei wird über ein komplexes Gebilde von Input- und Outputbestimmungen an den Bodden geregelt. Viele dieser Regularien sind im Sinne der Wirkungsweise ungeklärt und regeln die Fischereiersterblichkeit nur indirekt statt direkt über Quoten. Das über das Land M-V

bewirtschaftete System orientiert sich an rein ökologischen Hegezielen, was soziale und ökonomische Hegeziele übersieht. Wie in späteren Kapiteln gezeigt wird, sind einige der aktuellen Fangbestimmungen überholt. Das betrifft z. B. die Mindestmaße, die aufgrund des schnellen Wachstums nicht alle Fische vor dem ersten Laichen schonen (Kapitel 6). In Schutzgebieten gibt es umfangreiche Ausnahmen des Zugangs für Berufsfischerei, während es für Anglerinnen und Angler gerade bei den räumlichen Regularien und Befahrensregeln an einer übersichtlichen Zusammenstellung mangelt. Das führt regelmäßig zu Nutzungskonflikten und oft wird die Situation als unfair wahrgenommen (Kapitel 4). Insgesamt ist die Raumnutzbarkeit für Angler:innen und

angelnde Guides geringer als für Fischer:innen. Es existieren aktuell auch nur wenige Bereiche in den Bodden mit einer Nullnutzung, die Fischen vollkommenen Schutz bieten. Es wäre sinnvoll, alle komplexen fischereilichen und naturschutzfachlichen Bestimmungen in einer digitalen App zusammenzufassen und diese öffentlich bereitzustellen. Anpassungen der Fangbestimmungen scheinen angesichts der aktuellen Bestandsentwicklung und des Potenzials für eine Wachstumsüberfischung (Details in Kapitel 5) sinnvoll.

### 2.4 Natur- und Artenschutz

Dominique Niessner, Timo Rittweg & Robert Arlinghaus

Mecklenburg-Vorpommern verfügt über vielfältige Natur- und Landschaftsformen sowie eine große biologische Vielfalt auf teils kleinräumiger, sehr lokaler Skala. Fast 35 % der Landesfläche M-Vs stehen unter Naturschutz und nimmt man die Flächen unter europäischem Recht hinzu, sind es sogar 44 % der Landesfläche und über 50 % der Hoheitsgewässerfläche von M-V (LUNG M-V 2021). Von der Bodden-gewässerfläche von Fischland-Darß-Zingst, Rügen und Usedom stehen ungefähr 31 % unter Naturschutz. Auch die Küsten- und Boddengewässer in Vorpommern sind für den Natur- und Artenschutz von großer Bedeutung. Hier finden sich besonders viele verschiedene Schutz- und Großschutzgebiete, in denen bestimmte bedrohte Arten und Lebensraumtypen erhalten werden sollen. Vor allem die drei Großschutzgebiete Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft, Nationalpark Jasmund sowie Biosphärenreservat Südost-Rügen sind hier zu nennen (Abbildung 2.61). Hinzu kommt eine Vielzahl kleinräumig begrenzter Naturschutzgebiete (NSG), mehrere teils großflächige Landschaftsschutzgebiete (LSG), Naturparks, Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung (GGB) nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU (FFH-RL), sogenannte Natura

2000-Gebiete, sowie Flächen der Europäischen Vogelschutzgebiete (VSG). Ein beachtlicher Teil der verschiedenen Schutzgebiete in diesem Küstenabschnitt ist verhältnismäßig jung und erst in den letzten Jahrzehnten nach der Wiedervereinigung Deutschlands eingerichtet worden (LUNG M-V o.J., Justizministerium M-V o.J.).

Die wesentlichen Schutzgüter, die die Naturschutzmaßnahmen an den Bodden begründen, sind nichtfischereilicher Natur und umfassen meist bedrohte Vögel oder bestimmte Lebensraumtypen wie z. B. Salzwiesen, Dünen oder Offenlandflächen mit Heidevegetation. Indirekt erwächst aus einem Zugriffsschutz gegenüber Fischer:innen oder Angler:innen aus naturschutzfachlichen Gründen auch eine Schutzfunktion für Fische. Schutzgebiete, in denen aber weiterhin (eingeschränkt) gefischt werden darf, können im Sinne des Fischbestands-schutzes schnell wirkungslos verpuffen (di Minin & Toivonen 2015). Aber auch Schutzgebiete mit Nullnutzung sind nicht zwangsläufig sinnvoll im Sinne des Fisch- und Fischereischutzes, wenn dadurch der Fischereiaufwand nicht eingeschränkt, sondern nur auf andere Gebiete verlagert wird (Hilborn et al. 2022).

#### Naturschutzgeschichte an den Bodden

Die ersten größeren Unterschutzstellungen in dem Gebiet der Bodden fanden ab Anfang des 20. Jahrhunderts statt. Die Werder-Inseln in der Grabow wurden auf Initiative des ornithologischen Vereins Köthen 1909 unter Schutz gestellt. Ein Jahr später ernannte die Preußische Regierung 1910 die Fähreninsel zum Naturschutzgebiet. Gellen und Gänsewerder folgten 1922 sowie 1925 „Peenemünder Haken, Struck und Ruden“ (Gebietsteil A). 1929 wurden die Insel Bock und Werder zum Vogelschutzgebiet und die Kreideküste Rügens zum Naturschutzgebiet „Jasmund“ erklärt. Durch eine Schrift des schwedischen Ornithologen Bengt Berg wird 1931 zum ersten Mal die Idee eines „deutschen Urwildparks“ im Bereich des heutigen Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft öffentlich, doch nicht wei-



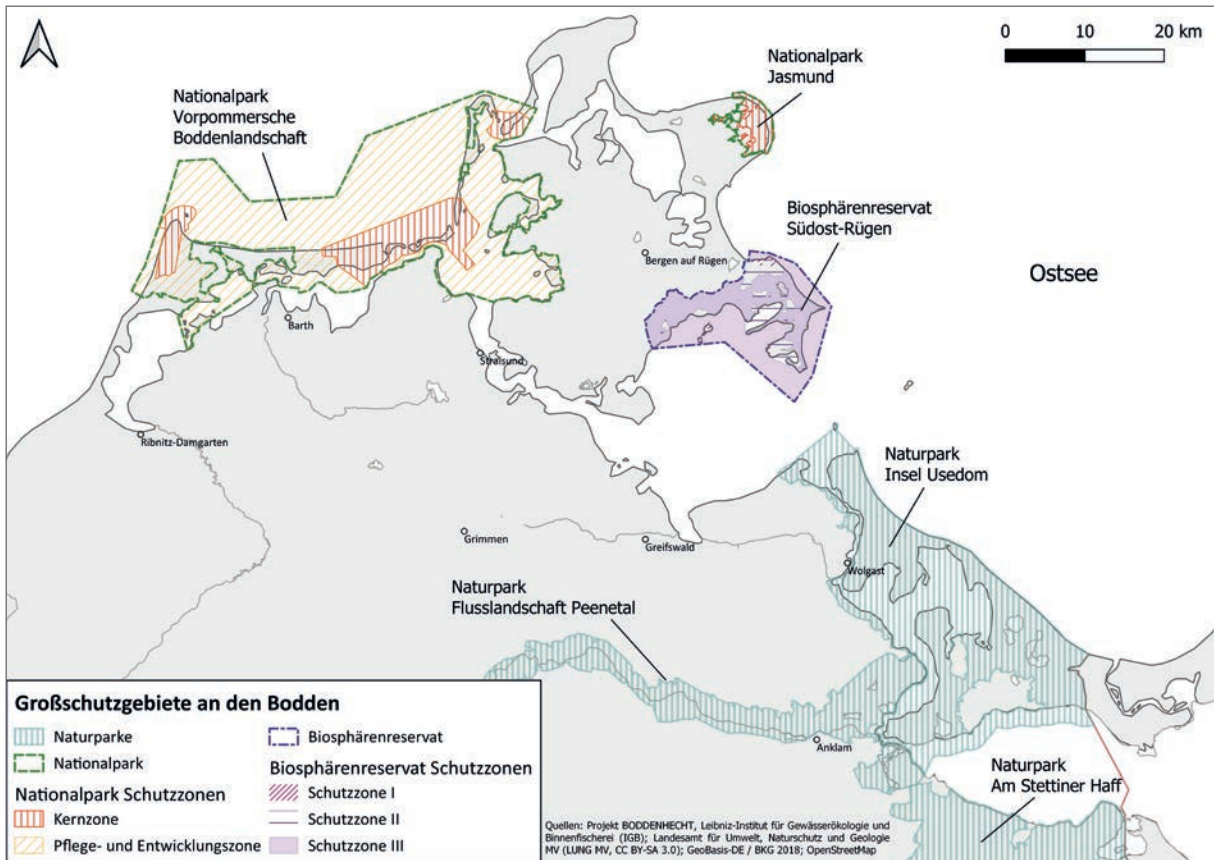


Abbildung 2.61: Die Großschutzgebiete, auch als Nationale Naturlandschaften bezeichnet, an den Bodden: Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft, Nationalpark Jasmund, Biosphärenreservat Südost-Rügen und die Naturparke Insel Usedom, Am Stettiner Haff und Flusslandschaft Peenetal.

terverfolgt. 1937 erhalten hingegen die Sundischen Wiesen auf dem Gebiet des heutigen Nationalparks (nördliche Grabow) durch die deutsche Luftwaffe und Hermann Göring den Status eines militärischen Sperrgebiets und werden in einen Flak-Schieß- und Bombenabwurfplatz mit Behelfsflugplatz umgewandelt (Jeschke 1992, Knapp & Sporns 2015, Sporns 2016, BfN 2023, LUNG M-V o.J.a). Obgleich diese Entwicklungen keinen naturschutzfachlichen Hintergrund hatten, profitierte die Natur von der reduzierten Exposition. Unterschützstellungen von Naturschutzgebieten mit Bodden-Gewässerfläche folgten nach Erlass des Reichsnaturschutzgesetzes vom 26. Juni 1935 (RGBl. I. S. 821) in den Jahren 1936 mit der Insel Vilm und 1937 mit dem Anklamer Stadtbruch, der Insel Pulitz, der Schoritzer Wiek sowie Dornbusch, Schwedenhagener Ufer und Alter Bessin

auf der Insel Hiddensee. Die Neuendorfer Wiek mit der Insel Beuchel wurde 1940 unter Naturschutz gestellt. In den Naturschutzgebieten war es verboten, nichtjagdbaren Tieren nachzustellen, diese zu beunruhigen, zu fangen oder zu töten, jedoch blieben die „ordnungsgemäße Nutzung der Forst, der Jagd und der Fischerei“ hiervon meist unberührt (Verordnung über das Naturschutzgebiet Insel Pulitz, VO Reg.-Präsident d. Preußischen Regierung in Stettin v. 28.6.1937; Amtsblatt d. Preuß. Reg. in Stettin 1937 Stück 27 S. 162 v. 3.7.1937).

In der DDR setzte sich 1955 die Bürgerinitiative des Kulturbund Zingst erneut für die Errichtung eines „Deutschen Nationalpark Ostseeküste“ ein, doch Nationalparke fanden in der DDR keinen Anklang (Knapp & Sporns 2015, Sporns 2016). 1957 erfolgte nach Erlass des Naturschutzgesetzes der DDR 1954

die Ausweisung der Naturschutzgebiete „Westdarß und Darßer Ort mit Bernsteininsel“ und „Bock und Hohe Düne von Pramort“. In den folgenden 1960er-Jahren entstanden im Zuge der „Staatsgrenze Nord“ und als Übungsgelände des Flugabwehr-Regiments der NVA militärische Sperrgebiete im Bereich der Sundischen Wiesen mit Pramort, den Hohen Dünen, den Inseln Werder und Bock sowie dem Südbug und dem Marinehafen der NVA in Dranske auf Rügen und später Staatsjagdgebiete im Bereich des Darßwaldes (Knapp & Sporns 2015, Sporns 2016). Aufgrund von Sperrgebieten waren weite Teile der Boddenküste für den Wassersport und Tourismus nicht zu befahren, Grenzpatrouillen bewachten die Boddenverbindungen zur Ostsee (Knapp & Sporns 2015, Sporns 2016).

In den 1960er- und 1970er-Jahren wurden weitere Naturschutzgebiete im Bereich von Usedom (Insel Böhmkje und Werder und Unteres Peenetal – Peenetalmoor) und im Bereich des späteren Nationalparks (Insel Oie und Kirr, Dünenheide Insel Hiddensee, Fährinsel, Insel Liebitz, Heuwiese und Freesenort) ausgewiesen und 1976 Teile von Fischland-Darß-Zingst als Landschaftsschutzgebiete erklärt. Die Naturschutzgebiete Vogelhaken Glewitz und Zicker (Mönchgut) auf Rügen folgten 1981 und die Udarser Wiek 1984 (Knapp & Sporns 2015, Sporns 2016, LUNG M-V o.J.).

Aufgrund zunehmender Gewässerverschmutzung vor allem im Bereich der Darß-Zingster-Boddenkette durch Meliorationsmaßnahmen, intensivierter Landwirtschaft mit hohem Düngereinsatz, Massentierhaltung von Rindern und Güllewirtschaft sowie unzureichender Klärung von Wohn- und Industrieabwässern in Folge eines grundlegenden Wandels der Wirtschaftspolitik bildeten sich mehr und mehr Bürgerinitiativen und Umweltbewegungen, auch auf Rügen. Die Wasserqualität an den Darß-Zingster Bodden verschlechterte sich so stark, dass aufgrund von Eutrophierung und Algenblüten zeitweise Badeverbot an der Boddenküste erteilt werden musste, was den (Bade-)Tourismus an den ostseeseitigen Stränden der Außenküste verstärkte (Sporns 2016).

Wie bereits in Kapitel 1 erläutert, wandelte sich auch die Fischzönose von einer Hecht- zu einer Zanderdominanz (Winkler & Debus 2006).

Trotz der Ausweisung diverser Naturschutzgebiete auf der Halbinsel Fischland-Darß-Zingst wurden diese zu DDR-Zeiten oft nur halbherzig betreut und bestehendes Naturschutzrecht missachtet oder nicht umgesetzt. So wurde 1961 gegen geltendes Naturschutzrecht in das Naturschutzgebiet Darßer Ort ein Küstenhafen für Torpedo-Schnellboote der DDR-Volksmarine gebaut, welcher aber aufgrund der natürlichen Küstendynamik anhaltend versandete und seine Funktion verlor, sodass bald nur noch die Privatyacht des Ministers für Nationale Verteidigung den Hafen nutzte. Für NVA-Offiziere wurde ebenfalls entgegen Naturschutzrecht eine Ferienbungalowsiedlung in das als militärisches Sperrgebiet genutzte Naturschutzgebiet gebaut (Sporns 2016).

1989 wurden die Staatsjagdgebiete auf Darß und Zingst aufgelöst. Bürgerinitiativen forderten die Schaffung eines Nationalparks ein. Diese gingen ab 1990 dann zusammen mit ehemaligen militärischen Übungsplätzen in dem neugegründeten Nationalpark auf (Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete M-V 2002).

Mit dem Ende der DDR und kurz vor der Wiedervereinigung im September 1990 wurden im Zuge des Nationalparkprogramms der DDR 14 große naturschutzfachlich wertvolle Gebiete (fünf Nationalparke, sechs Biosphärenreservate und drei Naturparke) in der letzten Ministerratssitzung der DDR am 12. September 1990 unter Schutz gestellt, was am 1. Oktober 1990 in Kraft trat und ab dem 3. Oktober 1990 mit dem Einigungsvertrag in bundesdeutsches Recht überführt wurde. Sie sind heute unter dem Länderrecht geregelt. Darunter befanden sich die Nationalparke Vorpommersche Boddenlandschaft und Jasmund sowie das Biosphärenreservat Südost-Rügen (LUNG M-V 2009, Succow et al. 2012, Böse et al. 2018). Die öffentliche Diskussion zum Naturschutz wurde damit vorangetrieben und wiederbelebt (Knapp & Sporns 2015). Die elf Naturschutzgebiete im Bereich Darß-Zingst, Hiddensee und Westrügen

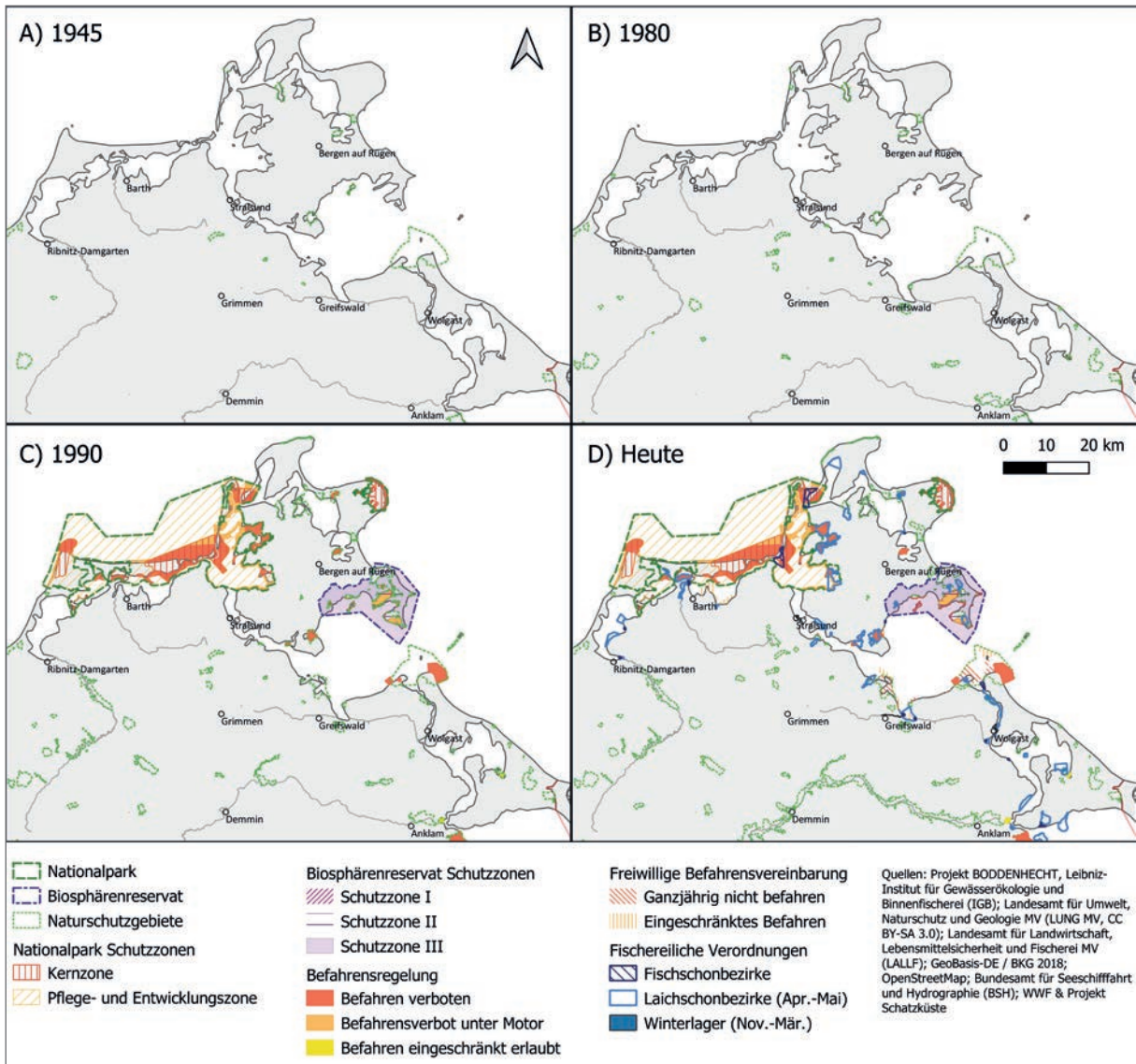


Abbildung 2.62: Entwicklung von Schutzgebieten mit Regulationen, die das Angeln, Fischen oder Befahren der Wasserflächen mit Wasserfahrzeugen im Gebiet der Bodden betreffen, über die Zeit für A) 1945, B) 1980, C) 1990 und D) heute.

gingen zusammen mit den militärischen Sperrgebieten Sundische Wiesen mit Pramort, der Hohen Düne, Inseln Werder und Bock sowie Bug und den aufgelösten Staatsjagdgebieten im Nationalpark auf (Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete M-V 2002, Knapp & Sporns 2015).

In der jüngeren Vergangenheit, Anfang der 1990er- und 2000er-Jahre, wurden weitere Naturschutzgebiete an den Bodden eingerichtet (Pee-

nemünder Haken, Struck und Ruden – Gebietsteil B, Nordwestufer Wittow und Kreptitzer Heide, Insel Grömitz) sowie die Naturparke Insel Usedom (1999), Am Stettiner Haff (2004) und Flusslandschaft Peenetal (2011) installiert (StALU, LUNG M-V o.J. a, c). Die Entwicklung und Zunahme der einzelnen Schutzgebiete und Schutzgebietskategorien ist als zeitlicher Verlauf in Abbildung 2.62 für die Jahre 1945, 1980, 1990 und heute dargestellt, wo-

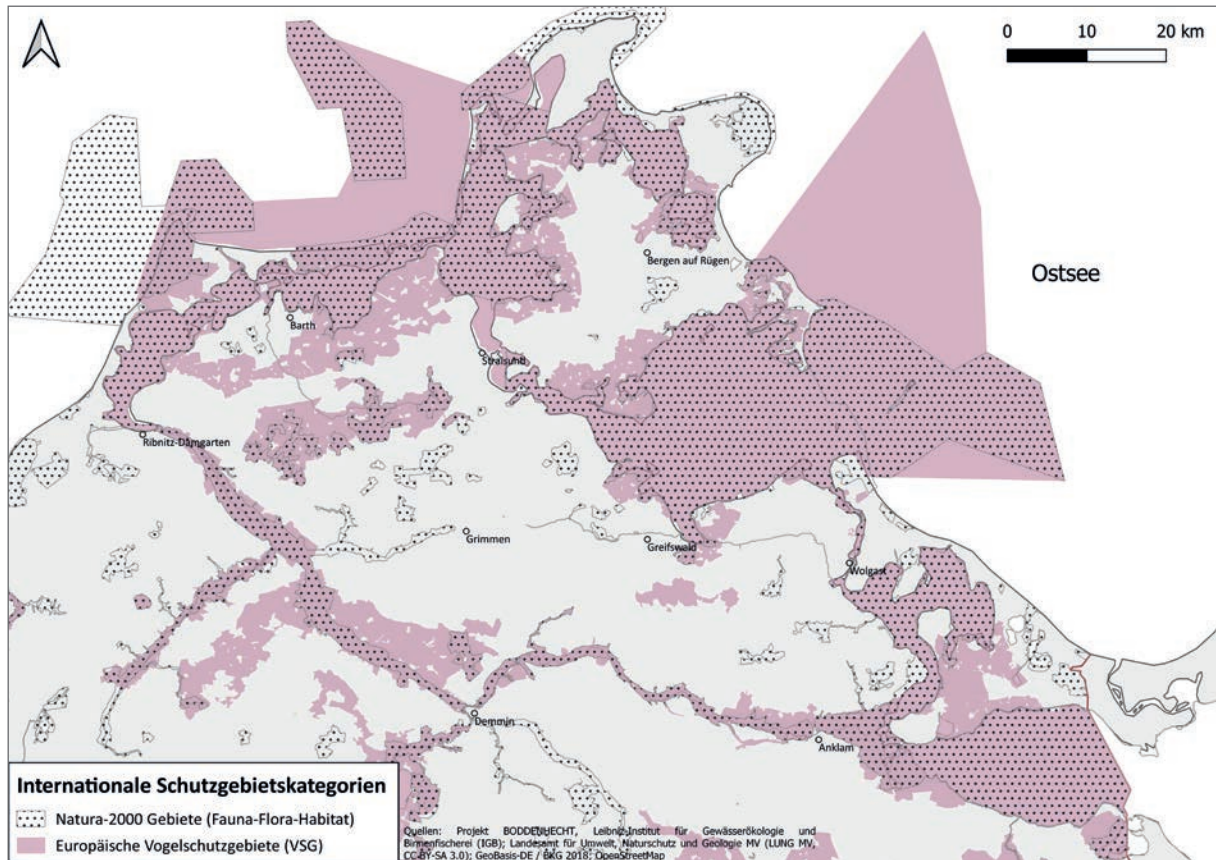


Abbildung 2.63: Schutzgebiete nach Europäischem Recht an den Bodden: Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung (GGB) nach Fauna-Flora-Habitat-Richtlinien (Natura-2000-Gebiete) und Europäische Vogelschutzgebiete (VSG).

bei hier nur Schutzgebietskategorien berücksichtigt wurden, die eine Regulierung für das Fischen bzw. Angeln oder das Befahren mit Wasserfahrzeugen beinhalten. Die Abbildung zeigt deutlich, wie die Raumbeschränkungen mit der Zeit und vor allem seit der Wende angewachsen sind. Die aktuellen Fischereiregulierungen an den Bodden sind komplex und erlauben diverse Ausnahmen, historisch bedingt vor allem für das Fischen und weniger für das Angeln (Kapitel 2.3).

Durch die Europäische Wirtschaftsgemeinschaft (EWG, später EU) wurden 1979 die Vogelschutzrichtlinie und 1992 die Fauna-Flora-Habitatrichtlinie erlassen. Durch diese beiden Richtlinien sollte ein Schutzgebietsnetz „Natura 2000“ mit einheitlichen Standards, bestehend aus den Gebieten von gemeinschaftlicher Bedeutung (GGB) nach der Fau-

na-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL, vom 21. Mai 1992, 92/43/EWG) und den Europäischen Vogelschutzgebieten (VSG) nach der Vogelschutzrichtlinie (VSRL, vom 2. April 1979, 79/409/EWG), entstehen (Abbildung 2.63). Damit sollte der Rückgang von bedrohten wildlebenden Arten und bestimmten Lebensraumtypen entgegengewirkt und die biologische Vielfalt erhalten werden (BfN 2023, LUNG M-V). Diese Maßnahmen begründeten u. a. auch den Artenschutz fischfressender Vögel wie Kormorane, die durch die Unterschützstellung eine explosionsartige Populationshöhung an den Bodden erfuhren und heute umfangreiche Konflikte mit Fischer:innen und Angler:innen hervorrufen (Kapitel 4 und 5). Laut Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) zählt der Kormoran zu den besonders geschützten Arten gem. §7 Abs. 2 Nr. 13, deswegen gelten die Schutzvorschrif-

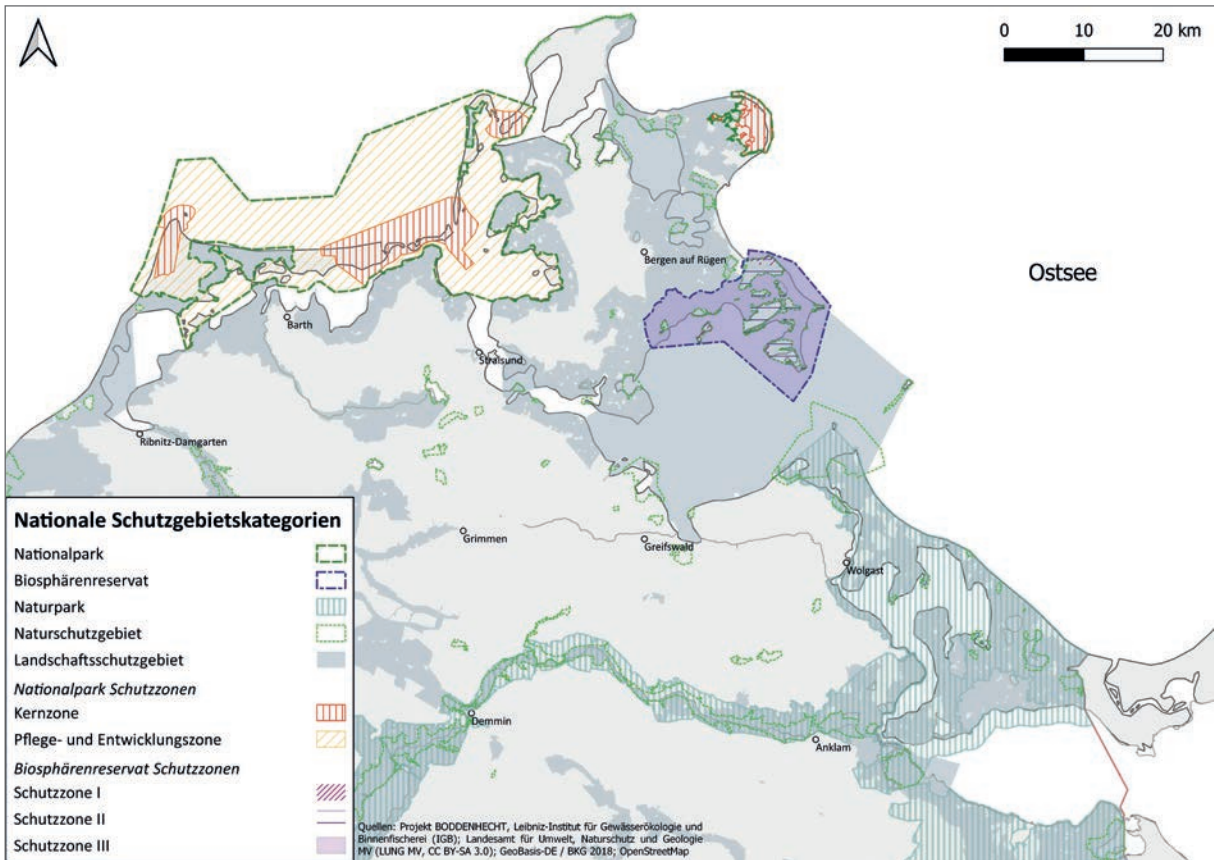


Abbildung 2.64: Nationale Schutzgebietskategorien nach dem Bundes- und Landesnaturschutzgesetz im Bereich der Bodden.

ten des §44 BNatschG. Danach ist es verboten, dem Kormoran nachzustellen, ihn zu fangen, zu verletzen oder zu töten, seine Fortpflanzungs- oder Ruhestätten zu beschädigen oder zu zerstören und ihn während seiner Fortpflanzungs- und Aufzuchtzeiten erheblich zu stören. Gleiches gilt für die Kegelrobbe, die in Deutschland und Europa eine besonders streng geschützte Art gemäß FFH-Richtlinie Anhang II und V und §1 Bundesartenschutzverordnung ist und die zunehmend im Konflikt mit der Berufsfischerei an den Bodden steht (Konfliktanalyse in Kapitel 4 und 5).

1994 gründete sich die öffentliche Stiftung Umwelt- und Naturschutz Mecklenburg-Vorpommern durch Inkrafttreten des Stiftungsgesetzes M-V mit der Aufgabe, für den Naturschutz besonders geeignete Flächen in M-V zu erwerben und diese zu pflegen bzw. zu entwickeln. 2001 wurden Flächen

aus dem Moorschutzprogramm von M-V und seit 2002 Flächen aus der Bodenverwertungs- und -verwaltungs GmbH (BVVG) sowie Flächen des Nationalen Naturerbes NNE an die Stiftung übertragen, überwiegend unentgeltlich. Ebenso wirkte die Stiftung an der Übernahme von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen für den Bau der Bundesautobahn A 20 (Lübeck/Stettin) sowie bei der Betreuung und Verwaltung einer Kompensationsmaßnahme für den Bau der Ostseepipeline mit der Nord Stream AG mit (BfN 2017, Stiftung Umwelt und Naturschutz M-V 2019).

Als Ergebnis einer Vereinbarung zwischen der Nord Stream AG und den Umweltorganisationen BUND M-V und WWF Deutschland wurde die Naturschutzstiftung Deutsche Ostsee – kurz Ostseestiftung – im Jahr 2011 gegründet, um die Auswirkungen durch den Bau der Erdgaspipeline durch die

Tabelle 2.7: Übersicht der Schutzgebietskategorien nach europäischem und nationalem Recht sowie Landesrecht M-V im Bereich der Bodden (nach LUNG M-V o.J.b, o.J.c).

	Schutzgebiets-kategorie	Abkürzung	Rechtsgrundlage Europarecht	Rechtsgrundlage BNatSchG	Ausweisung durch	Betreuung durch	
Europäische Union (Natura 2000)	Gebiet von gemeinschaftlicher Bedeutung	GGB	FFH-Richtlinie	§ 32	Vorschlag durch Mitgliedsstaat; Bestätigung durch Europäische Kommission; Unterschutzstellung durch Mitgliedsstaat		
	Europäisches Vogelschutzgebiet	VSG	Vogelschutzrichtlinie	§ 32	Benennung und Unterschutzstellung durch Mitgliedsstaat		
Bundesrepublik Deutschland	Land M-V	Naturpark	NP	–	§ 27	Rechtsverordnung der Landesregierung	Naturparkverwaltungen des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie
		Naturschutzgebiet	NSG	–	§ 23	Rechtsverordnung des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz	Untere Naturschutzbehörden der Landkreise/kreisfreien Städte (2)
	Landkreise/Kreisfreie Städte	Nationales Naturmonument	NNM	–	§ 24	Rechtsverordnung des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz	Untere Naturschutzbehörden der Landkreise/kreisfreien Städte (2)
		Landschaftsschutzgebiet	LSG	–	§ 26	Rechtsverordnung der Landkreise/kreisfreien Städte (1)	Untere Naturschutzbehörden der Landkreise/kreisfreien Städte (2)
		Naturdenkmal	ND	–	§ 28	Rechtsverordnung der Landkreise/kreisfreien Städte	Untere Naturschutzbehörden der Landkreise/kreisfreien Städte (2)
		Geschützter Landschaftsbestandteil	GLB	–	§ 29	Rechtsverordnung der Landkreise/kreisfreien Städte oder Satzung der Gemeinden	Untere Naturschutzbehörden der Landkreise/kreisfreien Städte oder Ämter/ amtsfreie Gemeinden (2)
		Naturschutzverwaltung	Nationalpark	NLP	–	§ 24	Gesetz
	Biosphärenreservat		BR	–	§ 25	Gesetz	Biosphärenreservatsämter

(1) In gemeindefreien Gebieten werden LSG durch Rechtsverordnung des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz ausgewiesen.

(2) Liegen Schutzgebiete im räumlichen Geltungsbereich eines Biosphärenreservats, so ist das jeweilige Biosphärenreservatsamt zuständig.

Tabelle 2.8: Nationale Schutzgebietskategorien des Bundes- und Landesnaturschutzgesetzes (nach LUNG M-V o.J.a, o.J.c, BfN 2023b).

Schutzgebietskategorie	Schutzzweck/-ziele	Beispiele an den Bodden
Nationalparks (NLP)	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ großräumige Landschaften von nationaler Bedeutung</li> <li>▶ befinden sich in einem überwiegenden Teil ihres Gebiets in einem vom Menschen nicht oder wenig beeinflussten Zustand oder sind geeignet, in einen solchen Zustand entwickelt zu werden</li> <li>▶ frei von nutzenden und lenkenden Eingriffen soll die Natur sich nach ihren eigenen Gesetzen entwickeln können.</li> <li>▶ Bewahrung der natürlichen Artenvielfalt und Schaffung von Rückzugsgebieten für wildlebende Pflanzen und Tiere</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ NLP Vorpommersche Boddenlandschaft</li> <li>▶ NLP Jasmund</li> </ul>
Biosphärenreservate	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ großräumiger Schutz von Natur- und Kulturlandschaften</li> <li>▶ Erhaltung, Entwicklung oder Wiederherstellung einer durch hergebrachte vielfältige Nutzungen geprägten Landschaft und der darin historisch gewachsenen Arten- und Biotopvielfalt</li> <li>▶ dienen beispielhaft der Entwicklung und Erprobung nachhaltiger Wirtschaftsweisen in allen Wirtschaftssektoren</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ Biosphärenreservat Südost-Rügen</li> </ul>
Naturparke	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ großräumige Kulturlandschaften</li> <li>▶ Schutz und Erhaltung der Biotop- und Artenvielfalt ist stark mit der Erholungsfunktion der Landschaften für den Menschen verbunden</li> <li>▶ Unterstützung von umweltverträglichem Tourismus und dauerhaft umweltverträglichen Landnutzungen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ Naturpark Insel Usedom</li> <li>▶ Naturpark Am Stettiner Haff</li> <li>▶ Naturpark Flusslandschaft Peenetal</li> </ul>
Nationale Naturmonumente	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ Gebiete von herausragender Bedeutung aufgrund wissenschaftlicher, naturgeschichtlicher, kulturhistorischer oder landeskundlicher Gründe und ihrer Seltenheit, Eigenart oder Schönheit</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ Ivenacker Eichen bei Satvenhagen (nicht an den Bodden, Landkreis Mecklenburgische Seenplatte)</li> </ul>
Naturschutzgebiete (NSG)	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ Erhaltung, Entwicklung und Wiederherstellung von Lebensräumen und der daran gebundenen wildlebenden Tier- und Pflanzenarten</li> <li>▶ Zerstörung, Veränderung oder Beeinträchtigung verboten</li> <li>▶ Nutzungen nur, soweit sie dem Schutzzweck nicht entgegenstehen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ NSG Tetzitzer See mit Halbinsel Liddow und Banzelvitzer Berge</li> <li>▶ NSG Insel Koos, Kooser See und Wampener Riff</li> <li>▶ NSG Mönchgut: Zicker</li> <li>▶ NSG Peenemünder Haken, Struck und Ruden</li> <li>▶ und weitere</li> </ul>
Landschaftsschutzgebiete (LSG)	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ großflächigere Gebiete, die Bedeutung für die Erholung des Menschen haben</li> <li>▶ Erhaltung, Entwicklung oder Wiederherstellung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ LSG Greifswalder Bodden</li> <li>▶ LSG Vorpommersche Boddenküste</li> <li>▶ LSG Ostrügen</li> <li>▶ LSG West-Rügen</li> <li>▶ LSG Mittlerer Strelasund</li> <li>▶ und weitere</li> </ul>
Naturdenkmale und Geschützte Landschaftsbestandteile (Flächennaturdenkmal FND)	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ punktuelle bzw. kleinflächige Schutzgebiete</li> <li>▶ Schutz von Einzelschöpfungen der Natur bzw. von Elementen mit besonderer Bedeutung für den Naturhaushalt und zur Belebung und Gliederung der Landschaft</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ FND Strandwall Grabow-Palmer Ort</li> <li>▶ FND Trockenhänge am Kleinen Jasmunder Bodden</li> <li>▶ FND Küstenstreifen des Großen Holzes</li> <li>▶ FND Nordwestspitze der Insel Koos</li> <li>▶ und weitere</li> </ul>

Ostsee und den Greifswalder Bodden langfristig zu kompensieren. Im Verbundprojekt „Schatzküste“ setzte die Ostseestiftung verschiedenste Naturschutz- und Renaturierungsprojekte um, wie bspw. die Renaturierung des ca. 100 ha großen Polders Drammendorf im Südwesten der Insel Rügen am Kubitzer Bodden (Kapitel 6) oder des Polders Werre zwischen Born und Ahrenshoop am Saaler Bodden (Kapitel 1). Keines dieser Projekte hatte die Wiederholung oder den Schutz von Hechten als Schutzzweck.

### Aktuelle Struktur des Naturschutzes an den Bodden

Die aktuelle Schutzgebietskulisse an den Bodden lässt sich nach europäischen und nationalen Rechtszuständigkeiten sowie nach Schutzstatus klassifizieren (Tabelle 2.7). Die Schutzgebietskategorien unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Größe, ihres Schutzzwecks und ihrer Schutzziele und den daraus abzuleitenden Nutzungseinschränkungen, können sich aber teilweise überlagern (LUNG M-V c). Einen Überblick über die jeweiligen Schutzzwecke und -ziele der nationalen Schutzgebietskategorien gibt Tabelle 2.8, die rechtlichen Grundlagen sind in Tabelle 2.9 zusammengefasst. Abbildung 2.64 visualisiert die Vielzahl an unterschiedlichen Schutzgebieten im Gebiet der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns und zeigt, dass die einzelnen Flächenanteile der Schutzgebiete nicht aufsummiert werden können, da sich oft mehrere Schutzgebietskategorien überlagern. Auch darf keineswegs vom Begriff Schutzgebiet auf einen Komplettausschluss der Fischerei geschlossen werden. In der Tat gibt es kein naturschutzfachlich motiviertes Schutzgebiet an den Bodden, in dem nicht zum Teil gefischt wird (Kapitel 2.3). Die Einschränkungen für Anglerinnen und Angler sind ausgeprägter als für die Fischerei. Begründet wird das mit sozialer Härte und der Bedeutung vieler Gebiete als Fanggründe zur Gewährleistung der Einkommen. Diese von vielen als unfair wahrgenommene Behandlung führt regelmäßig zu Konflikten (Kapitel 4).

### Großschutzgebiete bzw. Nationale Naturlandschaften

#### Nationalparks

In dem Gebiet rund um die Bodden in Vorpommern gibt es die beiden Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft (VBL) und Jasmund. Der Nationalpark Jasmund weist nur eine Fläche von knapp 30 km<sup>2</sup> auf und besteht vorwiegend aus Buchenwald, Kreideküste und einem schmalen Brandungsbereich der Ostsee. Er sei hier nur am Rande erwähnt, da die Ostsee zwar 22 % seiner Fläche ausmacht, er aber keinerlei Flächenanteile an den Boddengewässern hat (Haffner et al. 2015). Dagegen nimmt der Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft mit einer Gesamtfläche von 786 km<sup>2</sup> einen großen Teil der Darß-Zingster-Boddenkette, die gesamten Westrügenschens Bodden und zu einem kleinen Teil die Nordrügenschens Bodden ein, außerdem Außenstrandgebiete von Darß-Zingst, die Insel Hiddensee und den südlichen Teil der Landzunge Bug im Westen der Halbinsel Wittow auf Rügen (ostseeseitig bis zur Zehn-Meter-Tiefenlinie). Damit ist er der drittgrößte Nationalpark Deutschlands. Die Boddenfläche macht 30 % und die Ostseefläche 53 % des Nationalparks aus (Nationalparkamt Vorpommern o.J.a, o.J.b, Kühnau 2006).

Mit 83 % Küstengewässerfläche handelt es sich bei dem Nationalpark VBL um einen Meeresnationalpark, wodurch er auch als Alleinstellungsmerkmal die Bezeichnung „Bodden – Lagunen der Ostsee“ erhielt. Von den 371 km Küstenlinie des NLP befinden sich 71 km entlang der Ostsee und 300 km entlang der Bodden (Haffner et al. 2015).

Der Nationalpark wurde im Zuge der Ausweisung in zwei Zonen unterteilt. Die Schutzzone I (Kernzone) umfasst Flächenanteile am Darßer Ort und Neudarß, an den Sundischen Wiesen, Werder-Inseln und Südgellen auf Hiddensee mit umliegenden Flachwasserbereichen und Windwatten sowie mit den südlichen Landteilen des Neubessins auf Hiddensee sowie dem Südtail der Halbinsel Bug auf Rügen (Abbildung 2.61). Die Kernzone (Schutzzone I) hat damit



eine Größe von 143 km<sup>2</sup>, also rund 18 % der Nationalparkfläche. Alle übrigen Flächen befinden sich in der Schutzzone II, der sogenannten Pflege- und Entwicklungszone.

Das vorrangige Entwicklungsziel in den Nationalparks ist es, nach dem Motto „Natur Natur sein lassen“ ehemals vom Menschen genutzte und oftmals degradierte Flächen wieder in Wildnis mit Nullnutzung umzuwandeln. Hier steht der Artenschutz vor dem Prozess- und Habitatschutz. Großteile der Gebiete sind hierfür in Totalreservate umgewandelt worden (Jeschke & Knapp 2015). Doch entgegen vieler Annahmen findet im Nationalpark VBL nach wie vor eine Nutzung der Kernzone statt, denn mit

Gründung des Nationalparks und dessen Aufbau in den folgenden Jahren wurden 1995 den 60 Haupterwerbsfischer:innen in den Gewässern des Nationalparks von Darß-Zingst, Hiddensee und Westrügen eine Sondergenehmigung zum Fischfang in der Kernzone erteilt (Sporns 2016). Diese Genehmigungen müssen alle zwei Jahre aktualisiert und neu beantragt werden, was rechtlich in der Verordnung zur Ausübung der Fischerei im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft vom 07.08.2007 (GVOBl. M-V, S. 313) geregelt ist. Eine Übernahme der Genehmigung im Falle einer Betriebsübernahme ist jedoch nur durch Ehepartner:innen oder Kinder möglich. Die Verordnung tritt am 31.12.2025 außer

Tabelle 2.9: Verordnungen zu den Großschutzgebieten/Nationale Naturlandschaften im Bereich der Bodden (LUNG M-V, Justizministerium M-V).

Schutzgebiet	Name der Verordnung	Juristische Abkürzung	Ausfertigungs-datum	Gliederungs-/Laris-Nr
Nationalpark Jasmund	Verordnung über die Festsetzung des Nationalparks Jasmund vom 12. September 1990	JasmundNatPV MV	12.09.1990	791-1-11
Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft	Verordnung über die Festsetzung des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft vom 12. September 1990	VorpBoddenNatPV MV	12.09.1990	791-1-10
Biosphärenreservat Südost-Rügen	Verordnung über die Festsetzung von Naturschutzgebieten und einem Landschaftsschutzgebiet von zentraler Bedeutung mit der Gesamtbezeichnung Biosphärenreservat Südost-Rügen vom 12. September 1990	SORügenNatSchGV MV	12.09.1990	791-1-13
Naturpark Insel Usedom	Landesverordnung zur Festsetzung des Naturparks „Insel Usedom“ vom 10. Dezember 1999, geändert durch Art. 3 der Landesverordnung vom 9. August 2011	InsUsedomNatPV MV	10.12.1999	791-5-17
Naturpark Am Stettiner Haff	Landesverordnung zur Festsetzung des Naturparks „Am Stettiner Haff“ vom 20. Dezember 2004, geändert durch die Landesverordnung vom 3. Juli 2008, geändert durch die Landesverordnung vom 22. Oktober 2018	StettHaffNatPFV MV	20.12.2004	791-5-43
Naturpark Flusslandschaft Peenetal	Landesverordnung zur Festsetzung des Naturparks „Flusslandschaft Peenetal“ vom 9. August 2011	FLPeenetalNatPGV MV	09.08.2011	791-1-138

Kraft und muss dann neu beschlossen werden. Die Fischerei in der Kernzone kann also relativ kurzfristig aufgehoben werden. Das Angeln ist in den Bodden für Privatpersonen in Schutzzone II (Pflege- und Entwicklungszone außerhalb der Befahrensbeschränkungszone, Abbildung 2.65 bis 2.67) vom Boot aus und an ausgewiesenen Angelstränden vom Ufer aus erlaubt. Die kommerzielle Nutzung durch Anglerinnen und Angler sowie Angelguides ist verboten. Im Zuge der Erteilung von Ausnahmegenehmigungen an Haupterwerbsfischer:innen 1995 für die Schutzzone I (Kernzone) wurden ebenfalls Genehmigungen an die zum damaligen Zeitpunkt tätigen gewerblichen Angelguides für die Schutzzone II erteilt. Die Genehmigungen sind auf die jeweilige Person pro Wasserfahrzeug ausgestellt und müssen ebenfalls im Zweijahresrhythmus neu beantragt/verlängert werden. Im Gegensatz zu den Fischereibetrieben dürfen die Angelguides jedoch nicht in der Schutzzone I (Kernzone) fischen oder hineinfahren und sie erhalten ebenfalls keine Ausnahme von der Befahrensbeschränkung nach der Befahrensregelungsverordnung Küstenbereich Mecklenburg-Vorpommern (NPBefVMVK, Unterkapitel Befahrensverordnungen und -regelungen für die Boddengewässer).

### **Biosphärenreservat Südost-Rügen**

Das Biosphärenreservat Südost-Rügen ist 235 km<sup>2</sup> groß und mehr als die Hälfte (53 %) der Fläche umfasst Teile der Ostsee, des Greifswalder Boddens bzw. Rügischen Boddens mit den verbundenen Strandseen Neuensiner und Selliner See sowie den Buchten Having, Hagenschke Wiek, Kaming und Zicker See (Abbildung 2.61, Kühnau 2006). Biosphärenreservate folgen ähnlich wie Naturparke dem Gedanken, einheitlich zu schützende und zu entwickelnde Gebiete zu schaffen, welche in Teilen Voraussetzungen von Naturschutzgebieten und in den übrigen Teilen die von Landschaftsschutzgebieten aufweisen. Die nachhaltige Entwicklung unter der Berücksichtigung von wirtschaftlichen und sozialen Aspekten ist das Leitbild. Es handelt sich um

Modellregionen, in denen das Zusammenleben von Mensch und Natur beispielhaft entwickelt werden soll. Kulturlandschaften werden für ein ausgewogenes Verhältnis von menschlicher Nutzung und Schutz der Natur bewahrt (Böse et al. 2018, Biosphärenreservatsamt Südost-Rügen o.J.). Im Zuge der Ausweisung wurde das Biosphärenreservat in drei Zonen unterteilt: Schutzzone I, II und III. Schutzzone III macht den größten Teil des Gebietes und der Boddenfläche aus, während die Schutzzone I und II auf die im Biosphärenreservat aufgegangenen Naturschutzgebiete verteilt sind. Die Schutzzone I (Kernzone) nimmt gerade mal 1,5 % der Fläche des Biosphärenreservats ein. Sie dient dem vorrangigen Zweck, die ungestörte Entwicklung natürlicher und naturnaher Lebensgemeinschaften und Naturprozesse zu sichern. Eine wirtschaftliche Nutzung ist in ihr nicht erlaubt. Die Schutzzone II (Pflegezone) macht knapp 18 % des Großschutzgebietes aus und dient dem Erhalt und der Förderung der biotoptypischen „*Mannigfaltigkeit der heimischen Pflanzen- und Tierwelt*“ (VO Ministerrat d. DDR v. 12.09.1990 Biosphärenreservat Südost-Rügen; GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 01.10.1990). Obwohl die Schutzzone II auf die Naturschutzgebiete im Biosphärenreservat begrenzt ist, darf hier die Fischerei wie Angelfischerei mit Genehmigung, welche auf Antrag erteilt werden kann, erfolgen. Die Schutzzone III (Entwicklungszone/Zone der harmonischen Kulturlandschaft) macht über 80 % der Fläche des Biosphärenreservats aus und entspricht einem Landschaftsschutzgebiet. In ihr soll durch nachhaltige land-, forst- und fischereiwirtschaftliche sowie touristische Nutzung die Leistungsfähigkeit des Naturlandhaushaltes und der Erholungswert der Landschaft erhalten werden. Fischerei und Angelfischerei sind hier uneingeschränkt erlaubt.

### **Naturparke**

Naturparke gehören zwar ebenfalls zu den Großschutzgebieten und bestehen überwiegend aus Landschaftsschutz- und Naturschutzgebieten, doch steht der Schutz und die Nutzung von Natur und

Landschaft im Vordergrund. Sie werden nach dem Landesnaturschutzgesetz als historische Kulturlandschaften definiert. Ähnlich der Biosphärenreservate sind sie modellhafte Entwicklungsräume für eine nachhaltige Wirtschaftsform, insbesondere der Regionalentwicklung des ländlichen Raumes und dienen der Erholung sowie Umweltbildung und -erziehung. „Naturparke haben keine hoheitliche Funktion, sie sind keine Behörden im engeren Sinne. Sie stimmen aber mit den zuständigen Stellen im Konsens z. B. Naturschutzmaßnahmen ab, die dem Schutz und der Entwicklung der im Naturpark gelegenen Landschafts- und Naturschutzgebiete dienen“ (LUNG M-V 2009). Seit 2006 sind sie dem LUNG M-V unterstellt.

Während der Naturpark am Stettiner Haff mit einer Fläche von 553 km<sup>2</sup> lediglich 2 % Küstengewässer enthält und der Naturpark Flusslandschaft Peenetal mit knapp 334 km<sup>2</sup> zwar 25 % Anteil an Binnengewässerfläche, aber nur geringe Anteile an

Boddengewässerfläche im Peenestrom aufweist, verfügt der Naturpark Usedom mit 632 km<sup>2</sup> einen Küstengewässeranteil von 41 % der Naturparkfläche (Abbildung 2.61) (LUNG M-V d, e, f). Zu den Besonderheiten des Naturparks Usedom zählen u. a. die Küste mit Steilküste und Windwatten und die naturnahe Binnenküste von Peenestrom, Stettiner Haff und Achterwasser.

Im Gegensatz zu den Regelwerken von Nationalpark und Biosphärenreservat und den einzelnen kleinen Naturschutzgebieten, auf die hier nicht weiter eingegangen wird, sehen die Naturparke keine Regulation der Angel- oder Berufsfischerei vor. Detaillierte Angaben zu den angel- und berufsfischereilichen Regeln und Einschränkungen und z. T. zur Befahrensregulation mit Wasserfahrzeugen im Nationalpark, Biosphärenreservat und den Naturschutzgebieten mit Bodden- bzw. Küstengewässeranteilen sind den Tabellen 2.11 und 2.12 zu entnehmen.

Tabelle 2.10: Übersicht über die fischereirechtlichen Regelungen im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft und im Biosphärenreservat Südost-Rügen.

grün = nahezu keine Einschränkungen beim Fischen/Angeln

orange = eingeschränkte Erlaubnis zum Fischen/Angeln

rot = Fischen/Angeln untersagt

Großschutzgebiet	Zonen	Fläche [km <sup>2</sup> ]	Hauptunterschützstellung	Rechtliche Grundlage	Verordnung für die Berufsfischerei	Verordnung für die Angelfischerei
Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft	Kernzone (Zone I)	135,8	12.09.1990	VO Ministerrat d. DDR; GBl. DDR v. 12.09.1990; GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1466 v. 28.09.990	Verbot des Fangens oder Tötens von Tieren, Verbot des Betretens und Befahrens mit Schwimmkörpern aller Art oder zu Fuß außerhalb gekennzeichnete Wege und Wasserstraßen. Lediglich kleinräumige begrenzte Bereiche sind für die Navigation von Fahrzeugen ohne Motor zugelassen. Fischereirechte und -genehmigungen, die vor der Einrichtung des Schutzgebiets bestanden, bleiben davon unberührt; die Genehmigungen müssen jedoch regelmäßig neu beantragt werden.	Verbot des Fangens oder Tötens von Tieren, Verbot des Betretens und Befahrens mit Schwimmkörpern aller Art oder zu Fuß außerhalb gekennzeichnete Wege und Wasserstraßen. Lediglich kleinräumige begrenzte Bereiche sind für die Navigation von Fahrzeugen ohne Motor zugelassen.

Tabelle 2.10. Fortgesetzt

Großschutzbereich	Zonen	Fläche [km <sup>2</sup> ]	Hauptunterstützung	Rechtliche Grundlage	Verordnung für die Berufsfischerei	Verordnung für die Angelfischerei
Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft	Pflege- und Entwicklungszone (Zone II)	650,8	12.09.1990	VO Ministerrat d. DDR; GBl. DDR v. 12.09.1990; GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1466 v. 28.09.1990	Nur stille Fischerei	Angeln beschränkt erlaubt. Verbot des Angelns vom Ufer aus außerhalb der ausgewiesenen Angelstrände, weiträumige Gebiete mit Befahrensverbot für motorisierte Fahrzeuge und/oder Betreten mit Schwimmhilfen aller Art. Verbot des kommerziellen Angelns (Guidings), mit Ausnahme einiger weniger Sondergenehmigungen für Guiding-Unternehmen, die vor der Einrichtung des Schutzgebiets bestanden. Genehmigungen müssen in regelmäßigen Abständen neu beantragt werden und gelten je Boot.
Biosphärenreservat Südost-Rügen	Schutzzone I	3,4	12.09.1990	VO Ministerrat d. DDR v. 12.09.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 01.10.1990	Verbot des Fangens oder Tötens von Tieren, Verbot jeder Art von kommerzieller Nutzung. Gebiete mit Fahrverbot für motorisierte und/oder nicht-motorisierte Fahrzeuge.	Verbot des Fangens oder Tötens von Tieren. Gebiete mit Fahrverbot für motorisierte und/oder nicht-motorisierte Fahrzeuge.
Biosphärenreservat Südost-Rügen	Schutzzone II	24,5	12.09.1990	VO Ministerrat d. DDR v. 12.09.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 01.10.1990	Verbot des gewerblichen Fischfangs, aber Sondergenehmigungen können auf Anfrage erworben werden	Verbot des Angelns, jedoch können auf Antrag Sondergenehmigungen erteilt werden (wenn das Angeln den Erhaltungszielen des Schutzgebietes nicht entgegensteht). Befahrungsverbot für motorisierte und/oder nicht-motorisierte Fahrzeuge
Biosphärenreservat Südost-Rügen	Schutzzone III	200,1	12.09.1990	VO Ministerrat d. DDR v. 12.09.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 01.10.1990	Fischerei erlaubt	Angeln erlaubt
Biosphärenreservat Südost-Rügen	Naturschutzgebiete (NSG) innerhalb des Biosphärenreservates	40,8	12.09.1990	VO Ministerrat d. DDR v. 12.09.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 01.10.1990	Für die Fischerei in den NSG innerhalb des Biosphärenreservats gelten unterschiedliche Regelungen abhängig der Zone (Zone I oder II). Verbot der Fischerei in der Schutzzone I und II, wobei Ausnahmen für die Schutzzone II erteilt werden können.	Für das Angeln in den NSG innerhalb des Biosphärenreservats gelten unterschiedliche Regelungen abhängig der Zone (Zone I oder II). Verbot des Angelns in der Schutzzone I und II, wobei Ausnahmen für die Schutzzone II auf Antrag erteilt werden können.

**Tabelle 2.11:** Übersicht über die Fischereiverordnungen in den vom Staatlichen Amt für Landwirtschaft und Umwelt Vorpommern (StALU) verwalteten Naturschutzgebieten (mit Anteil an Bodden- oder Ostseegewässerfläche) rund um Rügen.

grün = nahezu keine Einschränkungen beim Fischen/Angeln

orange = eingeschränkte Erlaubnis zum Fischen/Angeln

rot = Fischen/Angeln untersagt

Naturschutzgebiet (NSG)	Fläche [km²]	Erstunter-schutzstel-lung	Hauptunter-schutzstel-lung	Prozentan-teil mariner Ökosyste-me	Rechtliche Grundlage	Verordnung für die Berufsfischerei	Verordnung für die Angelfischerei
Peenemün-der Haken, Struck und Ruden – Ge-bietsteil A	75,44	30.03.1925	10.12.2008	84	VO Umweltminis-terium u. Landwirt-schaftsministerium M-V v. 10.12.2008; GVOBl. M-V 2008 Nr. 17 S. 516 v. 30.12.2008	Fischerei erlaubt, außer im Freesendor-fer See und dessen Zu- und Ablauf.	Angeln mit Beschrän-kungen erlaubt.
Insel Vilm	1,75	02.12.1936	12.09.1990	41	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden.  NSG Insel Vilm liegt in Schutzzone I und II und ist nicht öffent-lich frei zugänglich.	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden.  NSG Insel Vilm liegt in Schutzzone I und II und ist nicht öffent-lich frei zugänglich.
Anklamer Stadtbruch	14,6	27.04.1937	11.09.1967	3	AO Nr. 3 ü. NSG d. Vors. d. Landwirt-schaftsrates d. DDR v. 11.9.1967; GBl. DDR Teil II Nr. 95 S. 697 v. 11.9.1967	Verbot der Fischerei.	Verbot des Angelns.
Insel Pultz	2,5	28.06.1937	28.06.1937	28	VO Reg.-Präsident d. Preußischen Regierung in Stettin v. 28.6.1937; Amtsblatt d. Preuß. Reg. in Stettin 1937 Stück 27 S. 162 v. 3.7.1937	Verbot der Fischerei.	Verbot des Angelns.
Schoritzer Wiek	4,37	07.08.1937	20.09.1984	77	Beschl. BT Rostock Nr. 58-14/84 v. 20.9.1984; Mbl. BT u. RdB Rostock Nr. 11 v. September 1984 S. 27	Fischerei erlaubt. Befahren mit Wasser-fahrzeugen verboten mit Ausnahme der Fi-scherei und Anlieger.	Verbot des Angelns. Befahren mit Wasser-fahrzeugen verboten mit Ausnahme der Fi-scherei und Anlieger.

## Entwicklung der Berufs- und Angelfischerei sowie des Natur- und Artenschutzes

Tabelle 2.11. Fortgesetzt

Naturschutzgebiet (NSG)	Fläche [km <sup>2</sup> ]	Erstunter-schutzstel-lung	Hauptunter-schutzstel-lung	Prozentan-teil mariner Ökosyste-me	Rechtliche Grundlage	Verordnung für die Berufsfischerei	Verordnung für die Angelfischerei
Neuendorfer Wiek mit Insel Beuchel	5,5	25.07.1940	23.03.2005	79	VO Umweltministerium u. Landwirtschaftsministerium M-V v. 23.3.2005; GVOBl. M-V 2005 Nr. 8 S. 186 v. 13.05.2005	Fischerei beschränkt erlaubt. Verbot der Fischerei im Bereich von bis zu 500 Metern wasserseitig im Verlauf der Uferlinie um die Insel Beuchel (mit Ausnahme der Reusenfischerei). Verbot der Fischerei innerhalb der Schilfbereiche. Im Zeitraum vom 1. März bis zum 30. Juni Verbot des Aufstellens von Netzen oder Aalkorbketten südlich der Insel Beuchel innerhalb eines Abstandes von 50 Metern zum wasserseitigen Röhrichttrand. Verbot des An- und Ablegens mit Wasserfahrzeugen von den Ufern des NSG.	Angeln beschränkt erlaubt. Verbot des Angelns von der Insel Beuchel und im Bereich von bis zu 500 Metern wasserseitig im Verlauf der Uferlinie um die Insel Beuchel sowie südlich einer von Zessin nach Jabelitz verlaufenden Linie. Weiterhin ist das Angeln von Land aus oder innerhalb der Röhrichtbereiche und im Zeitraum vom 1. März bis zum 30. Juni innerhalb der 100-Meter-Zone vom wasserseitigen Röhrichttrand verboten. Verbot des An- und Ablegens mit Wasserfahrzeugen von den Ufern des NSG.
Dünenheide auf der Insel Hiddensee	0,67	13.03.1964	11.09.1967	15	AO Nr. 3 ü. NSG d. Vors. d. Landwirtschaftsrates d. DDR v. 11.9.1967; GBl. DDR Teil II Nr. 95 S. 697 v. 11.9.1967	Verbot der Fischerei.	Verbot des Angelns.
Inseln Böhmke und Werder	1,18	31.03.1971	31.03.1971	74	Beschl. BT Rostock Nr. 77-17/71 v. 31.3.1971; Mbl. BT u. RdB Rostock Nr. 14 v. April 1971 S. 6	Verbot der Fischerei mit Ausnahme der Reusenfischerei.	Verbot des Angelns.
Unteres Peenetal (Peenetalmoor)	11,35	01.03.1979	21.01.1981	1	Beschl. BT Neubrandenburg Nr. 17/81 v. 21.10.1981	Verbot der Fischerei mit Ausnahme der Reusenfischerei an der Ost- und Nordseite der Schadfähre. Die Aufstellung von Reusen im Peenelauf ist nur im Abstand von 1 m vom Ufer gestattet.	Das Angeln ist im Peenelauf von Booten aus ohne Einschränkungen gestattet. Von Land aus ist das Angeln in der Peene untersagt. In den Gewässern um die Schadfähre ist das Angeln nur in der Zeit von 1. Aug. – 31. März gestattet.
Vogelhaken Glewitz	0,85	22.01.1981	20.09.1984	67	Beschl. BT Rostock Nr. 58-14/84 v. 20.9.1984; Mbl. BT u. RdB Rostock Nr. 11 v. September 1984 S. 27	Verbot der Fischerei mit Ausnahme der Reusenfischerei.	Verbot des Angelns.

Tabelle 2.11. Fortgesetzt

Naturschutzgebiet (NSG)	Fläche [km <sup>2</sup> ]	Erstunter-schutzstel-lung	Hauptunter-schutzstel-lung	Prozentan-teil mariner Ökosyste-me	Rechtliche Grundlage	Verordnung für die Berufsfischerei	Verordnung für die Angelfischerei
Mönchgut: Zicker	23,4	02.04.1981	12.09.1990	37	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Mönchgut Zicker liegt in Schutzzone II.	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Mönchgut Zicker liegt in Schutzzone II.
Greifswalder Oie	2,5	02.04.1990	20.02.1995	77	VO Ministerium f. Landwirtschaft u. Naturschutz M-V v. 20.2.1995; GVOBl. M-V 1995 Nr. 4 S. 111 v. 22.3.1995	(Passive) Fischerei erlaubt. Verbot mit Wasserfahrzeugen an den Ufern der Insel Greifswalder Oie anzulegen.	Verbot des Angelns. Verbot mit Wasserfahrzeugen an den Ufern der Insel Greifswalder Oie anzulegen.
Südspitze Gnitz	0,61	02.04.1990	27.09.1994	24	VO Umweltminister u. Landwirtschaftsminister M-V v. 27.9.1994; GVOBl. M-V 1994 Nr. 24 S. 994 v. 11.11.1994	(Passive) Fischerei im Bereich der 50 Meter breiten Wasserzone des Achterwassers erlaubt.	Verbot des Angelns. Verbot des Befahrens mit Wasserfahrzeugen außerhalb der Bundeswasserstraße sowie Verbot des Anlegens an Ufern des Naturschutzgebietes.
Goor-Muglitz: Muglitzer Boddenufer	0,13	12.09.1990	12.09.1990	93	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Goor-Muglitz Muglitzer Boddenufer liegt in Schutzzone II.	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Goor-Muglitz Muglitzer Boddenufer liegt in Schutzzone II.
Goor-Muglitz: Freetzer Niederung und Goor	1,29	12.09.1990	12.09.1990	32	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Goor-Muglitz Freetzer Niederung und Goor liegt in Schutzzone II.	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Goor-Muglitz Freetzer Niederung und Goor liegt in Schutzzone II.

Tabelle 2.11. Fortgesetzt

Naturschutzgebiet (NSG)	Fläche [km²]	Erstunter-schutzstel-lung	Hauptunter-schutzstel-lung	Prozentan-teil mariner Ökosyste-me	Rechtliche Grundlage	Verordnung für die Berufsfischerei	Verordnung für die Angelfischerei
Granitz	11,3	12.09.1990	12.09.1990	4	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Granitz liegt ost-seeseitig in Schutzzone I.	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Granitz liegt ost-seeseitig in Schutzzone I.
Mönchgut: Südperd	0,27	12.09.1990	12.09.1990	45	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Mönchgut Südperd liegt in Schutzzone II.	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Mönchgut Südperd liegt in Schutzzone II.
Mönchgut: Lobber Ort	0,09	12.09.1990	12.09.1990	69	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Mönchgut Lobber Ort liegt in Schutzzone II.	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Mönchgut Lobber Ort liegt in Schutzzone II.
Mönchgut: Salzwiesen bei Middelhagen	0,71	12.09.1990	12.09.1990	28	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Mönchgut Salzwiesen bei Middelhagen liegt in Schutzzone II.	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Mönchgut Salzwiesen bei Middelhagen liegt in Schutzzone II.



Tabelle 2.11. Fortgesetzt

Naturschutzgebiet (NSG)	Fläche [km <sup>2</sup> ]	Erstunter-schutzstel-lung	Hauptunter-schutzstel-lung	Prozentan-teil mariner Ökosyste-me	Rechtliche Grundlage	Verordnung für die Berufsfischerei	Verordnung für die Angelfischerei
Mönchgut: Schafberg bei Mariendorf	0,19	12.09.1990	12.09.1990	40	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Mönchgut Schafberg bei Mariendorf liegt in Schutzzone II.	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Mönchgut Schafberg bei Mariendorf liegt in Schutzzone II.
Mönchgut: Nordperd	0,69	12.09.1990	12.09.1990	43	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Mönchgut Nordperd liegt in Schutzzone II.	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Mönchgut Nordperd liegt in Schutzzone II.
Mönchgut: Having und Reddevitzer Höft	10,32	12.09.1990	12.09.1990	81	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Mönchgut Having und Reddevitzer Höft liegt in Schutzzone II.	Verbot der Fischerei und des Angelns in den Schutzzonen I und II. Beschränkt erlaubt in Schutzzone III. Ausnahmegenehmigungen für die Schutzzone II können ausgestellt werden. NSG Mönchgut Having und Reddevitzer Höft liegt in Schutzzone II.
Großer Wotig	2,03	05.11.1990	13.06.1995	29	VO Ministerium f. Landwirtschaft u. Naturschutz M-V v. 13.6.1995; GVOBl. M-V 1995 Nr. 12 S. 305 v. 14.7.1995	Fischerei beschränkt erlaubt. Reusen sind mit einem Otterausstieg zu versehen. Verbot der Fischerei im Bereich der Alten Peene nördlich der Überfahrt zur Insel Großer Wotig. Verbot des Betretens und Anlandens mit Wasserfahrzeugen an den Ufern des NSG.	Angeln nur mit Ausnahmen erlaubt. Verbot des Angelns im Bereich der Alten Peene nördlich der Überfahrt zur Insel Großer Wotig sowie von der Insel Großer Wotig aus. Die Angelplätze auf dem Festland sind in Abstimmung mit der für die Entscheidung über Ausnahmen und Befreiungen zuständigen Naturschutzbehörde festzulegen. Verbot des Betretens und Anlandens mit Wasserfahrzeugen an den Ufern des NSG.

## Entwicklung der Berufs- und Angelfischerei sowie des Natur- und Artenschutzes

Tabelle 2.11. Fortgesetzt

Naturschutzgebiet (NSG)	Fläche [km <sup>2</sup> ]	Erstunter-schutzstel-lung	Hauptunter-schutzstel-lung	Prozentan-teil mariner Ökosyste-me	Rechtliche Grundlage	Verordnung für die Berufsfischerei	Verordnung für die Angelfischerei
Halbinsel Cosim	0,85	05.11.1990	09.05.1996	51	VO Ministerium f. Landwirtschaft u. Naturschutz M-V v. 9.5.1996; GVOBl. M-V 1996 Nr. 10 S. 274 v. 20.6.1996	(Passive) Fischerei erlaubt. Verbot des Betretens und Anlandens mit Wasserfahrzeugen an den Ufern des Naturschutzgebietes.	Verbot des Angelns. Verbot des Betretens und Anlandens mit Wasserfahrzeugen an den Ufern des Naturschutzgebietes.
Halbinsel Fahrenbrink	0,3	05.11.1990	04.05.1994	69	LVO Umweltminister u. Landwirtschaftsminister M-V v. 4.5.1994; GVOBl. M-V 1994 Nr. 13 S. 600 v. 8.6.1994	Fischerei in der Gristower Wiek unter Auflage erlaubt. Das Errichten und Betreiben von Fanggeräten der gewerblichen Fischerei erfolgt in Absprache mit der zuständigen Naturschutzbehörde. Verbot des Anlandens mit Wasserfahrzeugen an den Ufern des Naturschutzgebietes.	Angeln eingeschränkt erlaubt. Angeln in der Gristower Wiek erlaubt. Verbot der Sportfischerei vom Land aus. Verbot des Anlandens mit Wasserfahrzeugen an den Ufern des Naturschutzgebietes.
Insel Koos, Kooser See und Wamperner Riff	15,6	05.11.1990	10.10.1994	51	VO Umweltminister u. Landwirtschaftsminister M-V v. 10.10.1994; GVOBl. M-V 1994 Nr. 24 S. 1011 v. 11.11.1994	Fischerei erlaubt.	Verbot des Angelns mit Ausnahme des Angelns von Friedfischen von der Brücke zur Insel Koos aus.
Langes Moor	0,72	05.11.1990	05.11.1990	7	ES Entscheidung Reg.-Bevollm. Rostock v. 5.11.1990	Verbot der Fischerei.	Verbot des Angelns.
Tetzitzer See mit Halbinsel Liddow und Banzelvitzer Berge	10,89	05.11.1990	19.10.1994	70	VO Umweltminister u. Landwirtschaftsminister M-V v. 19.10.1994; GVOBl. M-V 1994 Nr. 25 S. 1038 v. 30.11.1994	Fischerei erlaubt, mit Ausnahme der Fischerei innerhalb der Schilfbereiche. Verbot des Anlegens mit Wasserfahrzeugen außerhalb der zwei Dalben nordwestlich der Laaser-Liddower Brücke an den Ufern des Naturschutzgebietes.	Angeln auf dem Tetzitzer See und vom Anglersteg in Laase aus erlaubt. Verbot des Anlegens mit Wasserfahrzeugen außerhalb der zwei Dalben nordwestlich der Laaser-Liddower Brücke an den Ufern des Naturschutzgebietes.
Roter See bei Glowe	2,33	05.11.1990	10.10.1994	7	VO Umweltminister u. Landwirtschaftsminister M-V v. 10.10.1994; GVOBl. M-V 1994 Nr. 24 S. 1007 v. 11.11.1994	Fischerei im Boddenbereich erlaubt, Ausnahmegenehmigung erforderlich.	Angeln beschränkt erlaubt. Verbot des Angelns vom Ufer aus oder im Bodden innerhalb der 100-Meter-Zone. Verbot des Befahrens der Gewässer mit Wasserfahrzeugen außerhalb von Bundeswasserstraßen, mit Ausnahme von Nutzungsberechtigten.

Tabelle 2.11. Fortgesetzt

Naturschutzgebiet (NSG)	Fläche [km <sup>2</sup> ]	Erstunter-schutzstel-lung	Hauptunter-schutzstel-lung	Prozentan-teil mariner Ökosyste-me	Rechtliche Grundlage	Verordnung für die Berufsfischerei	Verordnung für die Angelfischerei
Spyckerscher See und Mittelsee	3,44	05.11.1990	27.09.1994	51	VO Umweltminister u. Landwirtschaftsminister M-V v. 27.9.1994; GVOBl. M-V 1994 Nr. 24 S. 998 v. 11.11.1994	Fischerei erlaubt mit Ausnahme der Fischerei in den Schilfbereichen.	Angeln beschränkt erlaubt. Verbot des Angelns im Mittelsee. Verbot des Angelns vom Boot aus sowie außerhalb gekennzeichnete Bereiche. Befahrensverbot der Gewässer außerhalb der Bundeswasserstraße mit Ausnahme Nutzungsberechtigter. Das Durchfahren des Mittelsees ist für Angler mit Bootsliegeplatz im Mittelsee und im Spycker See zulässig, jedoch ist die Durchfahrt zwischen dem 1. August und dem 30. April im Zeitraum von einer Stunde vor Sonnenuntergang bis eine Stunde nach Sonnenaufgang verboten.
Nordufer Wittow mit Hohen Dielen	1,44	05.11.1990	08.02.1994	29	LVO Umweltminister u. Landwirtschaftsminister M-V v. 8.2.1994; GVOBl. M-V 1994 Nr. 7 S. 358 v. 9.3.1994	Fischerei erlaubt.	Verbot des Angelns.
Peenemünder Haken, Struck und Ruden – Gebietsteil B	2,68	04.11.1993	10.12.2008	25	VO Umweltministerium u. Landwirtschaftsministerium M-V v. 10.12.2008; GVOBl. M-V 2008 Nr. 17 S. 516 v. 30.12.2008	Verbot der Fischerei mit Ausnahme der Reusen- und Köderzeesenfischerei.	Verbot des Angelns.
Nordwestufer Wittow und Kreptitzer Heide	1	13.10.1994	16.05.2006	68	VO Umweltministerium u. Landwirtschaftsministerium M-V v. 16.5.2006; GVOBl. M-V 2006 Nr. 8 S. 252 v. 31.05.2006	Fischerei erlaubt.	Verbot des Angelns mit Ausnahme des Brandungsangelns vom Strand aus.
Insel Görmitz	1,41	15.01.2001	15.01.2001	33	VO Umweltministerium u. Landwirtschaftsministerium M-V v. 15.1.2001; GVOBl. M-V 2001 Nr. 3 S. 62 v. 30.3.2001	(Passive) Fischerei erlaubt.	Verbot des Angelns.

### Befahrensverordnungen und -regelungen für die Boddengewässer

Die Boddengewässer sowie die Außenstrände von Mecklenburg-Vorpommern gehören zu den Seewasserstraßen des Bundes, welche Teil der Bundeswasserstraßen (BWaStr) sind und im Bundeswasserstraßengesetz (WaStrG) als „Flächen zwischen der Küstenlinie bei mittlerem Hochwasser oder der seawärtigen Begrenzung der Binnenwasserstraßen und der seawärtigen Begrenzung des Küstenmeeres“ definiert werden (WaStrG §1 (4) vom 23. Mai 2007, BGBl. I S. 962; 2008 I S. 1980). Somit regelt vorran-

gig das Bundeswasserstraßengesetz (WaStrG) das Befahren der Boddengewässer. Nach WaStrG §5 darf „Jedermann [...] im Rahmen der Vorschriften des Schifffahrtsrechts sowie der Vorschriften dieses Gesetzes die Bundeswasserstraßen mit Wasserfahrzeugen befahren. [...] Das Befahren der Bundeswasserstraßen in Naturschutzgebieten und Nationalparks nach den §§ 23 und 24 des Bundesnaturschutzgesetzes kann durch Rechtsverordnung, die das Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur im Einvernehmen mit dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit erlässt, geregelt,

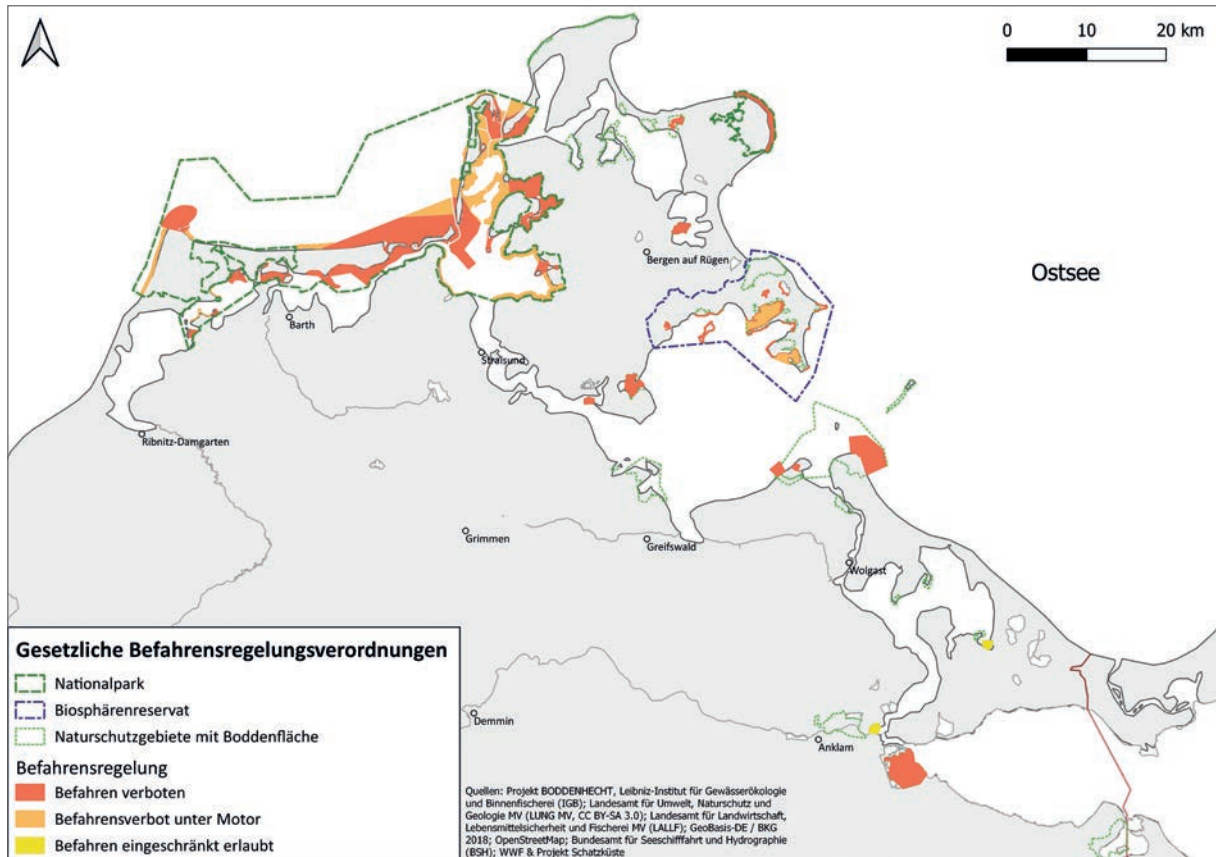


Abbildung 2.65: Übersicht über die Befahrensverbote und -beschränkungen in den drei Großschutzgebieten Nationalpark Vorpommersche-Boddenlandschaft, Nationalpark Jasmund und Biosphärenreservat Südost-Rügen nach der Befahrensregelungsverordnung Küstenbereich M-V (NPBefVMVK) sowie andere (naturschutz-) gesetzliche Befahrensverbote.

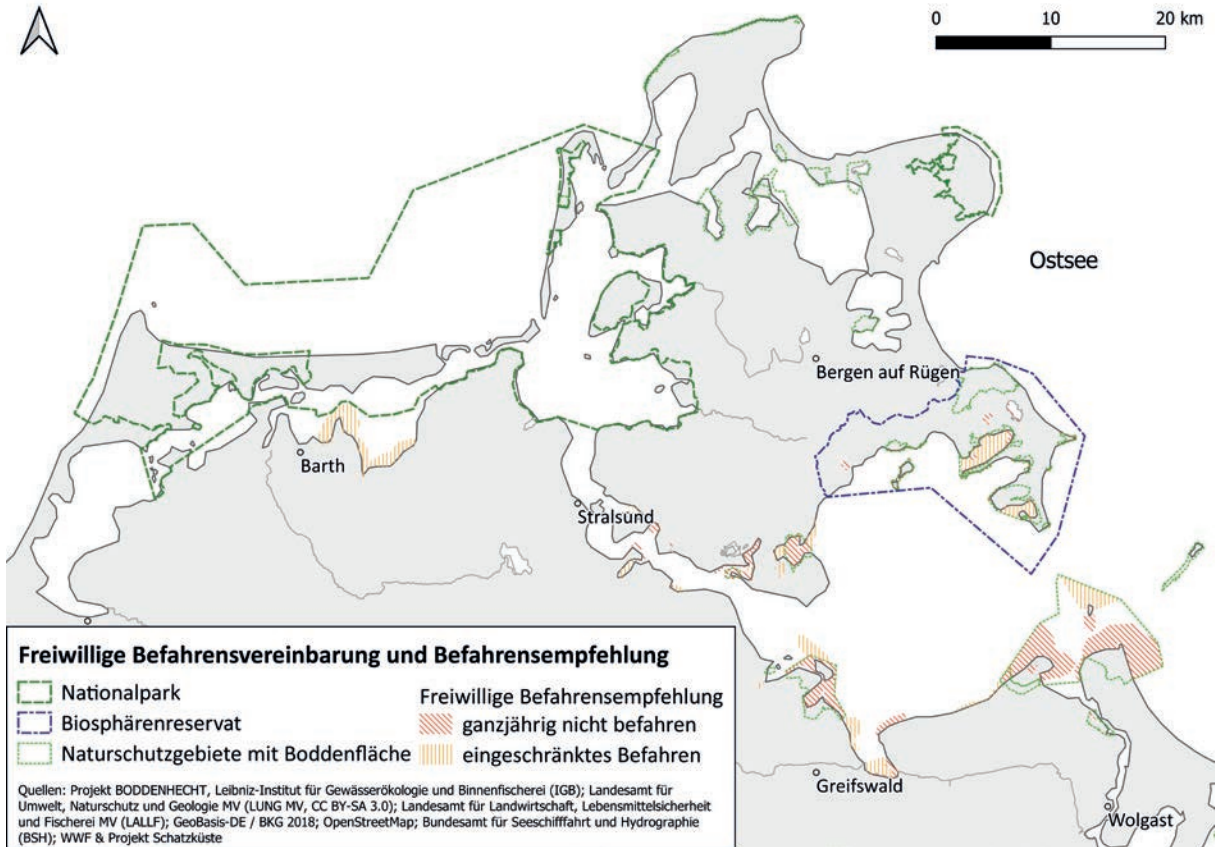


Abbildung 2.66: Übersicht über die Befahrensempfehlungen nach „Freiwillige Vereinbarung Naturschutz, Wassersport und Angeln im Greifswalder Bodden und Strelasund“ und dem Projekt „Schatzküste“ (in schraffiertem Rot und Orange) im Gebiet der Bodden.

eingeschränkt oder untersagt werden, soweit dies zur Erreichung des Schutzzweckes erforderlich ist.“

Entsprechend der Einschränkung in §5 tritt für die Befahrensregelung im Gebiet der Nationalparke Vorpommersche-Boddenlandschaft und Jasmund sowie des Biosphärenreservats Südost-Rügen eine eigene Befahrensverordnung in Kraft. Diese wird in der „Verordnung über das Befahren der Bundeswasserstraßen in Nationalparks und Naturschutzgebieten im Bereich der Küste von Mecklenburg-Vorpommern (Befahrensregelungsverordnung Küstenbereich Mecklenburg-Vorpommern – NPBeVMVK)“ geregelt. Für den Nationalpark Jasmund gilt demnach ein Befahrensverbot für Wasserfahrzeuge aller Art außerhalb der Fahrwasser in Schutzzone I (Kernzone), was den gesamten, wenn auch nur schmalen Küstenabschnitt an der Außenküste des Nationalparks (Abbildung 2.65)

betrifft (NPBeVMVK §5). Im Nationalpark Vorpommersche-Boddenlandschaft werden zusätzlich zu den für die Schifffahrt und den Bootsverkehr „offenen“ Flächen (WaStrG) zwei Zonen mit Befahrensverbot bzw. -beschränkung ausgewiesen (NPBeVMVK §4). In Abbildung 2.65 sind diese Zonen entsprechend der Verordnung als rote Zonen mit Befahrensverbot für Wasserfahrzeuge aller Art und orange Zonen mit Befahrensverbot für Wasserfahrzeuge mit Maschinenantrieb dargestellt. Ausgenommen von diesen Zonen sind Fahrwasser und gekennzeichnete Zufahrtswege zu oder von Häfen, offiziellen Anlegestellen oder Liegeplätzen. Der Grund für die Befahrensverbote ist der Vogelschutz und der Schutz sensibler Habitate vor Wellenschlag.

Die gleiche Regelung gilt mit identischen Zonen für das Biosphärenreservat Südost-Rügen (NPBeVMVK

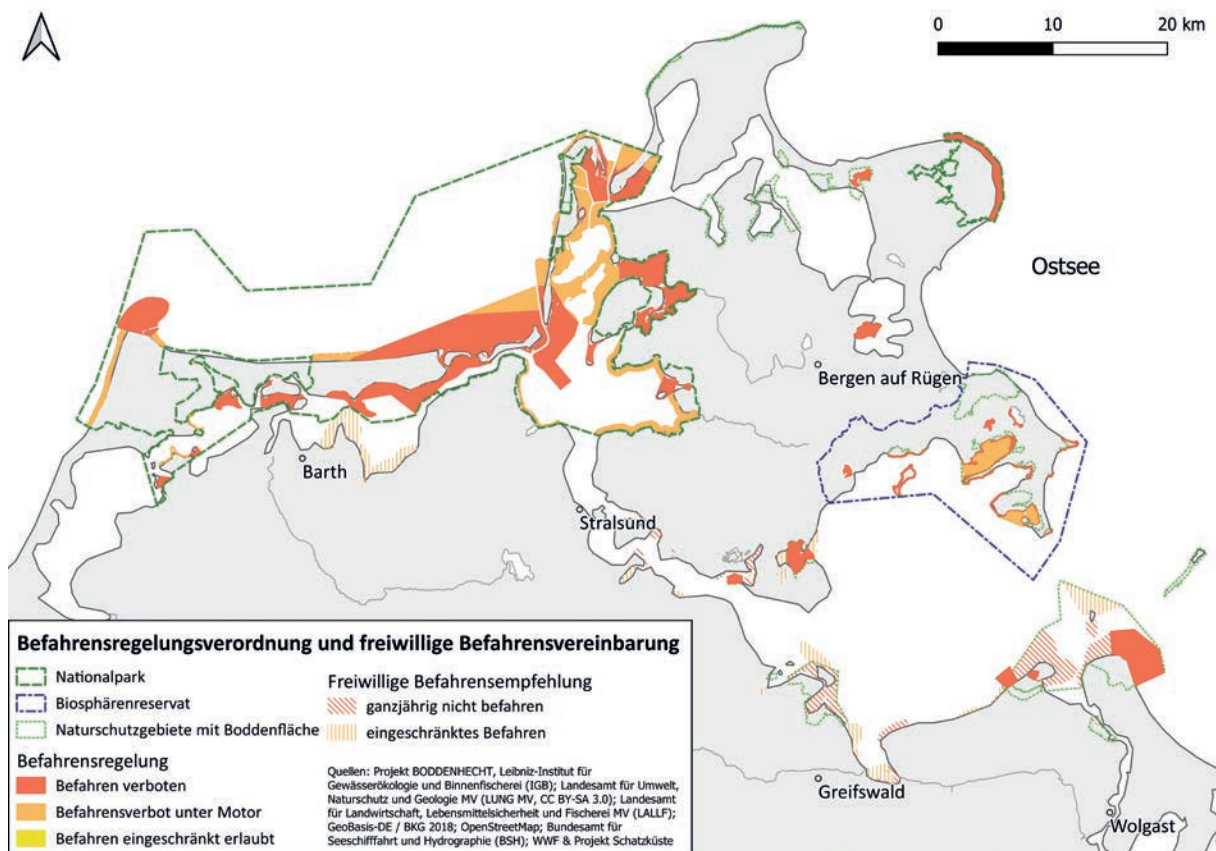


Abbildung 2.67: Übersicht über die Befahrenverbote und -beschränkungen in den drei Großschutzgebieten Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft, Nationalpark Jasmund und Biosphärenreservat Südost-Rügen nach der Befahrensregelungsverordnung Küstenbereich M-V (NPBefVMVK) sowie andere (naturschutz-) gesetzliche Befahrensverbote (in Rot, Orange und Gelb), sowie die Befahrensempfehlungen nach „Freiwillige Vereinbarung Naturschutz, Wassersport und Angeln im Greifswalder Bodden und Strelasund“ und dem Projekt „Schatzküste“ (in schraffiertem Rot und Orange).

§6), wonach ebenfalls zwischen Zonen mit Befahrensverbot für Wasserfahrzeuge aller Art (Abbildung 2.65, rot) und Zonen mit Befahrensverbot für Wasserfahrzeuge mit Maschinenantrieb (orange) unterschieden wird. In der orangenen Zone ist jeweils ein Abstand von 100 m zum Ufer einzuhalten. Eine Ausnahme bildet die Einfahrt zum Zickersee ganz im Südosten der Halbinsel Mönchgut. Hier dürfen Sportfahrzeuge „vom betonnten Fahrwasser aus in nördlicher oder südlicher Richtung die jeweilige Wasserfläche auf einer Länge bis zu 200 m entlang des Westufers unter Einhaltung eines Mindestabstands von 100 m zum Ufer befahren“.

Ausgenommen von den oben erwähnten Befahrensverböten und -beschränkungen sind neben u. a.

Wasserfahrzeugen des Bundes und Landes M-V sowie Rettungsfahrzeugen im Einsatz auch Wasserfahrzeuge der Berufsfischerei (NPBefVMVK §8).

Naturschutzgebiete unterliegen dem „Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG)“. Dieses untersagt „alle Handlungen, die zu einer Zerstörung, Beschädigung oder Veränderung des Naturschutzgebiets oder seiner Bestandteile oder zu einer nachhaltigen Störung führen können“ (BNatSchG §23), welche Handlungen das genau sind, wird in den jeweiligen Verordnungen über die einzelnen Naturschutzgebiete geregelt. Demnach gilt kein generelles Verbot der Berufs- oder Angelfischerei in Naturschutzgebieten und auch kein

generelles Befahrensverbot. Die zulässigen bzw. verbotenen Handlungen sind vom ausgewiesenen Schutzzweck des einzelnen Naturschutzgebietes abhängig. Detailliert ist dies in Bezug auf die Befahrensregelungen in Tabelle 2.12 dargestellt.

Analog zu den Befahrensregelungen im Bereich des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft und des Biosphärenreservats Südost-Rügen gibt es im Strelasund, dem Greifswalder Bodden und dem Nordteil des Peenestroms eine Reihe von „freiwilligen Befahrensregelungen“, die unter Federführung des WWF 2004 im Dialog mit Wassersport- und Angelvereinen sowie mit den zuständigen Behörden erarbeitet wurden. Projektpartner hierbei waren der Segler-Verband M-V, Landesanglerverband M-V, Landes-Kanu-Verband M-V, Landesruderverband M-V und das Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt M-V. Es handelt sich dabei um teils freiwillige, teils „verpflichtende“ Befahrensregelungen, die als Schutzmaßnahme für wichtige Lebensräume innerhalb des Natura-2000-Gebiets „Greifswalder Bodden, Teile des Strelasunds und Nordspitze Usedom“ (Abbildung 2.59) gedacht war (WWF Deutschland, wwf.de). Die Einhaltung der Befahrensregelung wird über ein jährliches Bootsmonitoring überwacht und die Ergebnisse im Jahresbericht zur Schutzgebietenbetreuung veröffentlicht. Die Regelung wurde als Kompromiss zwischen Nutzungsinteressen lokaler Interessengruppen und den Naturschutzanforderungen der FFH- und Natura-2000-Flächen entworfen und kann vonseiten der für die Schutzgebiete zuständigen Naturschutzbehörde (Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Vorpommern – StALU) nach Prüfung widerrufen werden. Im Rahmen des Projekts „Schatzküste“ des WWF wurde eine zusätzliche Empfehlung für das Befahren der Boddengewässer außerhalb des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft für die Boddengewässer von Fischland-Darß-Zingst erarbeitet, im Speziellen für den südlichen Teil der Grabow (WWF Deutschland, wwf.de) (Abbildung 2.60).

Auf etwa 7 % der Boddengewässerfläche zwischen Fischland-Darß-Zingst, Rügen und Usedom

besteht ein Befahrensverbot für Wasserfahrzeuge und 4 % der Fläche fällt unter die Freiwillige Befahrensvereinbarung.

## Entwicklung der Berufs- und Angelfischerei sowie des Natur- und Artenschutzes

Tabelle 2.12: Übersicht über die Befahrensregelungen in den vom Staatlichen Amt für Landwirtschaft und Umwelt Vorpommern (StALU) verwalteten Naturschutzgebieten (mit dem Anteil an Bodden- oder Ostseegewässerfläche) rund um Rügen.

grün = (nahezu) keine Befahrenseinschränkungen

orange = eingeschränktes Befahren möglich

rot = Befahren untersagt

Naturschutzgebiet (NSG)	Fläche [km <sup>2</sup> ]	Erstunter-schutzstel-lung	Hauptunter-schutzstel-lung	Prozentan-teil mariner Ökosyste-me	Rechtliche Grundlage	Befahrensregelung nach jewei-liger Gesetzesgrundlage für die Boddenwasserflächen
Peenemün-der Haken, Struck und Ruden – Ge-bietsteil A	75,44	30.03.1925	10.12.2008	84	VO Umweltministerium u. Land-wirtschaftsministerium M-V v. 10.12.2008; GVOBl. M-V 2008 Nr. 17 S. 516 v. 30.12.2008	<p>§5 (2) Nr. 14 Es ist verboten, mit Wasserfahr-zeugen und Sportgeräten jeder Art an den Ufern des Naturschutz-gebietes anzulegen, alle nicht zur Bundeswasserstraße gehörenden Wasserflächen mit Wasserfahr-zeugen und Sportgeräten jeder Art zu befahren, von Wasserfahrzeu-gen und Sportgeräten jeder Art aus das Naturschutzgebiet zu be-treten oder Eisflächen zu betreten oder zu befahren.</p> <p>§6 (1) Nr. 3 Davon unberührt bleibt die Aus-übung der ordnungsgemäßen Fischerei.</p> <p>Ausnahmen hiervon stellen Gebiete außerhalb der Bundes-wasserstraße dar (Freesendorfer See) und gesperrte Gebiete wegen Bauarbeiten (Lubmin) oder Munitionsbelastung (östlicher Teil Peenemünder Haken).</p>
Insel Vilm	1,75	02.12.1936	12.09.1990	41	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rü-gen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990; Bundeswasserstraßengesetz (WaStrG) vom 23. Mai 2007 (BGBl. I S. 962; 2008 I S. 1980)	<p>§6 (4) Nr. 12 Es ist verboten, Modellfluggeräte zu betreiben, zu surfen, Wasser-fahrzeuge außerhalb betonnter Fahrrinnen zu betreiben mit Aus-nahme des Befahrens der Having, der Kaming und des Zicker Sees mit Segel-, Paddel- und Ruderbo-ten bei Einhaltung eines Mindest-abstandes von 100 m zum Ufer.</p> <p>Ausgenommen hiervon nach NPBefVMVK §8 ist u. a. die Berufsfischerei.</p>
Anklamer Stadtbruch	14,6	27.04.1937	11.09.1967	3	AO Nr. 3 ü. NSG d. Vors. d. Landwirtschaftsrates d. DDR v. 11.9.1967; GBl. DDR Teil II Nr. 95 S. 697 v. 11.9.1967	Befahren nicht erlaubt.
Insel Pulitz	2,5	28.06.1937	28.06.1937	28	VO Reg.-Präsident d. Preußischen Regierung in Stettin v. 28.6.1937; Amtsblatt d. Preuß. Reg. in Stettin 1937 Stück 27 S. 162 v. 3.7.1937; Behandlungsrichtlinien für das Naturschutzgebiet Insel Pulitz Beschluß des Rates des Bezirkes Nr. 143-28/74 vom 17.11.1972	Das Naturschutzgebiet ist für den öffentlichen Verkehr gesperrt.



Tabelle 2.12. Fortgesetzt

Naturschutzgebiet (NSG)	Fläche [km²]	Erstunter-schutzstel-lung	Hauptunter-schutzstel-lung	Prozentan-teil mariner Ökosyste-me	Rechtliche Grundlage	Befahrensregelung nach jewei-liger Gesetzesgrundlage für die Boddenwasserflächen
Schoritzer Wiek	4,37	07.08.1937	20.09.1984	77	Beschl. BT Rostock Nr. 58-14/84 v. 20.9.1984; Mbl. BT u. RdB Rostock Nr. 11 v. September 1984 S. 27; Behandlungsrichtlinie für das Naturschutzgebiet Schoritzer Wiek	Außer den Berufsfischern ist nur den DAV-Anliegern das Befahren der Wasserflächen des Gebietes gestattet. Das Anlegen am Bollwerk Pritzwald und am Sandhaken ist für Sportboote aller Art nicht gestattet.
Neuendorfer Wiek mit Insel Beuchel	5,5	25.07.1940	23.03.2005	79	VO Umweltministerium u. Landwirtschaftsministerium M-V v. 23.3.2005; GVOBl. M-V 2005 Nr. 8 S. 186 v. 13.05.2005	Keine Befahrensregelung. §4 Nr. 33 Es ist verboten, Wasserfahrzeuge und Sportgeräte jeder Art am Ufer zu lagern oder mit diesen an den Ufern des Naturschutzgebietes anzulegen oder von den Ufern des Naturschutzgebietes abzulegen.
Dünenheide auf der Insel Hiddensee	0,67	13.03.1964	11.09.1967	15	AO Nr. 3 ü. NSG d. Vors. d. Landwirtschaftsrates d. DDR v. 11.9.1967; GBl. DDR Teil II Nr. 95 S. 697 v. 11.9.1967	Keine Befahrensregelung.
Inseln Böhmk und Werder	1,18	31.03.1971	31.03.1971	74	Beschl. BT Rostock Nr. 77-17/71 v. 31.3.1971; Mbl. BT u. RdB Rostock Nr. 14 v. April 1971 S. 6	Sportbootverkehr in den Grenzen des Naturschutzgebietes hat nur als Durchfahrt zu erfolgen, Reusenfischerei gestattet.
Unteres Peenetal (Peenetal-moor)	11,35	01.03.1979	21.01.1981	1	Beschl. BT Neubrandenburg Nr. 17/81 v. 21.10.1981	Gestattet ist die Durchfahrt durch das Naturschutzgebiet auf der Peenewasserstraße mit Booten aller Art. Das Angeln ist im Peenelauf von Booten aus ohne Einschränkungen gestattet.
Vogelhaken Glewitz	0,85	22.01.1981	20.09.1984	67	Beschl. BT Rostock Nr. 58-14/84 v. 20.9.1984; Mbl. BT u. RdB Rostock Nr. 11 v. September 1984 S. 27	Das Naturschutzgebiet ist ganzjährig für die Öffentlichkeit gesperrt, mit Ausnahme der Reusenfischerei innerhalb der Wasserflächen.
Mönchgut: Zicker	23,4	02.04.1981	12.09.1990	37	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990; Bundeswasserstraßengesetz (WaStrG) vom 23. Mai 2007 (BGBl. I S. 962; 2008 I S. 1980)	§6 (4) 12 Es ist verboten, Modellfluggeräte zu betreiben, zu surfen, Wasserfahrzeuge außerhalb betonnter Fahrrinnen zu betreiben mit Ausnahme des Befahrens der Having, der Kaming und des Zicker Sees mit Segel-, Paddel- und Ruderbooten bei Einhaltung eines Mindestabstandes von 100 m zum Ufer.  Ausgenommen hiervon nach NPBeVMMVK §8 ist u. a. die Berufsfischerei.

Tabelle 2.12. Fortgesetzt

Naturschutzgebiet (NSG)	Fläche [km²]	Erstunter-schutzstel-lung	Hauptunter-schutzstel-lung	Prozentan-teil mariner Ökosysteme	Rechtliche Grundlage	Befahrensregelung nach jewei-liger Gesetzesgrundlage für die Boddenwasserflächen
Greifswalder Oie	2,5	02.04.1990	20.02.1995	77	VO Ministerium f. Landwirtschaft u. Naturschutz M-V v. 20.2.1995; GVOBl. M-V 1995 Nr. 4 S. 111 v. 22.3.1995	Keine Befahrensregelung.  §4 Nr. 16 Es ist verboten, mit Wasserfahr-zeugen und Sportgeräten jeder Art an den Ufern der Insel Greifswalder Oie anzulegen oder von Wasser-fahrzeugen und Sportgeräten jeder Art aus außerhalb des Hafengebiete-s die Insel zu betreten.
Südspitze Gnitz	0,61	02.04.1990	27.09.1994	24	VO Umweltminister u. Landwirt-schaftsminister M-V v. 27.9.1994; GVOBl. M-V 1994 Nr. 24 S. 994 v. 11.11.1994	§4 Nr. 11 Es ist verboten, mit Wasserfahr-zeugen und Sportgeräten jeder Art die Gewässer, soweit es sich nicht um Wasserflächen der Bundes-wasserstraße handelt, zu befahren oder an den Ufern des Natur-schutzgebietes anzulegen.
Goor-Mug-litz: Muglitzer Boddenufer	0,13	12.09.1990	12.09.1990	93	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rü-ge); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990; Bundeswasserstraßengesetz (WaStrG) vom 23. Mai 2007 (BGBl. I S. 962; 2008 I S. 1980)	§6 (4) 12 Es ist verboten, Modellflugeräte zu betreiben, zu surfen, Wasser-fahrzeuge außerhalb betonnter Fahrinnen zu betreiben mit Aus-nahme des Befahrens der Having, der Kaming und des Zicker Sees mit Segel-, Paddel- und Ruderbo-oten bei Einhaltung eines Mindest-abstandes von 100 m zum Ufer.  Ausgenommen hiervon nach NPBeFVMVK §8 ist u. a. die Berufsfischerei.
Goor-Mug-litz: Freetzer Niederung und Goor	1,29	12.09.1990	12.09.1990	32	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rü-ge); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990; Bundeswas-serstraßengesetz (WaStrG) vom 23. Mai 2007 (BGBl. I S. 962; 2008 I S. 1980)	§6 (4) 12 Es ist verboten, Modellflugeräte zu betreiben, zu surfen, Wasser-fahrzeuge außerhalb betonnter Fahrinnen zu betreiben mit Aus-nahme des Befahrens der Having, der Kaming und des Zicker Sees mit Segel-, Paddel- und Ruderbo-oten bei Einhaltung eines Mindest-abstandes von 100 m zum Ufer.  Ausgenommen hiervon nach NPBeFVMVK §8 ist u. a. die Berufsfischerei.

Tabelle 2.12. Fortgesetzt

Naturschutzgebiet (NSG)	Fläche [km²]	Erstunter-schutzstel-lung	Hauptunter-schutzstel-lung	Prozentan-teil mariner Ökosyste-me	Rechtliche Grundlage	Befahrensregelung nach jewei-liger Gesetzesgrundlage für die Boddenwasserflächen
Granitz	11,3	12.09.1990	12.09.1990	4	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990; Bundeswasserstraßengesetz (WaStrG) vom 23. Mai 2007 (BGBl. I S. 962; 2008 I S. 1980)	<p>§6 (4) 12 Es ist verboten, Modellfluggeräte zu betreiben, zu surfen, Wasserfahrzeuge außerhalb betonnter Fahrrinnen zu betreiben mit Ausnahme des Befahrens der Having, der Kaming und des Zicker Sees mit Segel-, Paddel- und Ruderbooten bei Einhaltung eines Mindestabstandes von 100 m zum Ufer.</p> <p>Ausgenommen hiervon nach NPBeVMVK §8 ist u. a. die Berufsfischerei.</p>
Mönchgut: Südperd	0,27	12.09.1990	12.09.1990	45	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990; Bundeswasserstraßengesetz (WaStrG) vom 23. Mai 2007 (BGBl. I S. 962; 2008 I S. 1980)	<p>§6 (4) 12 Es ist verboten, Modellfluggeräte zu betreiben, zu surfen, Wasserfahrzeuge außerhalb betonnter Fahrrinnen zu betreiben mit Ausnahme des Befahrens der Having, der Kaming und des Zicker Sees mit Segel-, Paddel- und Ruderbooten bei Einhaltung eines Mindestabstandes von 100 m zum Ufer.</p> <p>Ausgenommen hiervon nach NPBeVMVK §8 ist u. a. die Berufsfischerei.</p>
Mönchgut: Lobber Ort	0,09	12.09.1990	12.09.1990	69	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990; Bundeswasserstraßengesetz (WaStrG) vom 23. Mai 2007 (BGBl. I S. 962; 2008 I S. 1980)	<p>§6 (4) 12 Es ist verboten, Modellfluggeräte zu betreiben, zu surfen, Wasserfahrzeuge außerhalb betonnter Fahrrinnen zu betreiben mit Ausnahme des Befahrens der Having, der Kaming und des Zicker Sees mit Segel-, Paddel- und Ruderbooten bei Einhaltung eines Mindestabstandes von 100 m zum Ufer.</p> <p>Ausgenommen hiervon nach NPBeVMVK §8 ist u. a. die Berufsfischerei.</p>
Mönchgut: Salzwiesen bei Middel-hagen	0,71	12.09.1990	12.09.1990	28	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rügen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990; Bundeswasserstraßengesetz (WaStrG) vom 23. Mai 2007 (BGBl. I S. 962; 2008 I S. 1980)	<p>§6 (4) 12 Es ist verboten, Modellfluggeräte zu betreiben, zu surfen, Wasserfahrzeuge außerhalb betonnter Fahrrinnen zu betreiben mit Ausnahme des Befahrens der Having, der Kaming und des Zicker Sees mit Segel-, Paddel- und Ruderbooten bei Einhaltung eines Mindestabstandes von 100 m zum Ufer.</p> <p>Ausgenommen hiervon nach NPBeVMVK §8 ist u. a. die Berufsfischerei.</p>

Tabelle 2.12. Fortgesetzt

Naturschutzgebiet (NSG)	Fläche [km²]	Erstunter-schutzstel-lung	Hauptunter-schutzstel-lung	Prozentan-teil mariner Ökosyste-me	Rechtliche Grundlage	Befahrensregelung nach jewei-liger Gesetzesgrundlage für die Boddenwasserflächen
Mönchgut: Schafberg bei Marien-dorf	0,19	12.09.1990	12.09.1990	40	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rü- gen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990; Bundeswasserstraßengesetz (WaStrG) vom 23. Mai 2007 (BGBl. I S. 962; 2008 I S. 1980)	<p>§6 (4) 12 Es ist verboten, Modellfluggeräte zu betreiben, zu surfen, Wasserfahrzeuge außerhalb betonnter Fahrrinnen zu betreiben mit Aus-nahme des Befahrens der Having, der Kaming und des Zicker Sees mit Segel-, Paddel- und Ruderbooten bei Einhaltung eines Mindest-abstandes von 100 m zum Ufer.</p> <p>Ausgenommen hiervon nach NPBeVMVK §8 ist u. a. die Berufsfischerei.</p>
Mönchgut: Nordperd	0,69	12.09.1990	12.09.1990	43	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rü- gen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990; Bundeswasserstraßengesetz (WaStrG) vom 23. Mai 2007 (BGBl. I S. 962; 2008 I S. 1980)	<p>§6 (4) 12 Es ist verboten, Modellfluggeräte zu betreiben, zu surfen, Wasserfahrzeuge außerhalb betonnter Fahrrinnen zu betreiben mit Aus-nahme des Befahrens der Having, der Kaming und des Zicker Sees mit Segel-, Paddel- und Ruderbooten bei Einhaltung eines Mindest-abstandes von 100 m zum Ufer.</p> <p>Ausgenommen hiervon nach NPBeVMVK §8 ist u. a. die Berufsfischerei.</p>
Mönchgut: Having und Reddevitzer Höft	10,32	12.09.1990	12.09.1990	81	VO Ministerrat d. DDR v. 12.9.1990 (Biosphärenreservat Südost-Rü- gen); GBl. DDR Sonderdruck Nr. 1471 v. 1.10.1990; Bundeswasserstraßengesetz (WaStrG) vom 23. Mai 2007 (BGBl. I S. 962; 2008 I S. 1980)	<p>§6 (4) 12 Es ist verboten, Modellfluggeräte zu betreiben, zu surfen, Wasserfahrzeuge außerhalb betonnter Fahrrinnen zu betreiben mit Aus-nahme des Befahrens der Having, der Kaming und des Zicker Sees mit Segel-, Paddel- und Ruderbooten bei Einhaltung eines Mindest-abstandes von 100 m zum Ufer.</p> <p>Ausgenommen hiervon nach NPBeVMVK §8 ist u. a. die Berufsfischerei.</p>
Großer Wotig	2,03	05.11.1990	13.06.1995	29	VO Ministerium f. Landwirtschaft u. Naturschutz M-V v. 13.6.1995; GVOBl. M-V 1995 Nr. 12 S. 305 v. 14.7.1995	<p>Keine Befahrensregelung.</p> <p>§4 Nr. 11 Es ist verboten, mit Wasserfahr-zeugen und Sportgeräten jeder Art an den Ufern des Naturschutz-gebietes anzulegen oder von Was-serfahrzeugen und Sportgeräten jeder Art aus das Naturschutzge-biet zu betreten.</p>

Tabelle 2.12. Fortgesetzt

Naturschutzgebiet (NSG)	Fläche [km²]	Erstunter-schutzstel-lung	Hauptunter-schutzstel-lung	Prozentan-teil mariner Ökosyste-me	Rechtliche Grundlage	Befahrensregelung nach jewei-liger Gesetzesgrundlage für die Boddenwasserflächen
Halbinsel Cosim	0,85	05.11.1990	09.05.1996	51	VO Ministerium f. Landwirtschaft u. Naturschutz M-V v. 9.5.1996; GVOBl. M-V 1996 Nr. 10 S. 274 v. 20.6.1996	Keine Befahrensregelung.  §4 Nr. 16 Es ist verboten, mit Wasserfahrzeu-gen und Sportgeräten jeder Art an den Ufern des Naturschutzgebietes anzulegen oder von Wasserfahrzeu-gen und Sportgeräten jeder Art aus das Naturschutzgebiet zu betreten.
Halbinsel Fahrenbrink	0,3	05.11.1990	04.05.1994	69	LVO Umweltminister u. Landwirt-schaftsminister M-V v. 4.5.1994; GVOBl. M-V 1994 Nr. 13 S. 600 v. 8.6.1994	Keine Befahrensregelung.  §4 Nr. 16 Es ist verboten, mit Wasserfahr-zeugen oder Sportgeräten aller Art am Ufer anzulegen.
Insel Koos, Kooser See und Wamperner Riff	15,6	05.11.1990	10.10.1994	51	VO Umweltminister u. Land-wirtschaftsminister M-V v. 10.10.1994; GVOBl. M-V 1994 Nr. 24 S. 1011 v. 11.11.1994	Keine Befahrensregelung.
Langes Moor	0,72	05.11.1990	05.11.1990	7	ES Entscheidung Reg.-Bevollm. Rostock v. 5.11.1990	Keine Angabe möglich
Tetzitzer See mit Halbinsel Liddow und Banzelvitzer Berge	10,89	05.11.1990	19.10.1994	70	VO Umweltminister u. Land-wirtschaftsminister M-V v. 19.10.1994; GVOBl. M-V 1994 Nr. 25 S. 1038 v. 30.11.1994	Keine Befahrensregelung.  §4 Nr. 16 Es ist verboten, mit Wasserfahr-zeugen und Schwimmkörpern je-der Art außerhalb der zwei Dalben nordwestlich der Laaser-Liddower Brücke an den Ufern des Natur-schutzgebietes anzulegen.
Roter See bei Glowe	2,33	05.11.1990	10.10.1994	7	VO Umweltminister u. Land-wirtschaftsminister M-V v. 10.10.1994; GVOBl. M-V 1994 Nr. 24 S. 1007 v. 11.11.1994	§4 Nr. 15 Es ist verboten, die Gewässer, soweit es sich nicht um Wasser-flächen der Bundeswasserstraße handelt, mit Wasserfahrzeugen oder Schwimmkörpern jeder Art zu befahren.
Spyckerscher See und Mittelsee	3,44	05.11.1990	27.09.1994	51	VO Umweltminister u. Landwirt-schaftsminister M-V v. 27.9.1994; GVOBl. M-V 1994 Nr. 24 S. 998 v. 11.11.1994	§4 Nr. 15 Es ist verboten, die Gewässer, soweit es sich nicht um Wasser-flächen der Bundeswasserstraße handelt, mit Wasserfahrzeugen und Sportgeräten jeder Art zu befahren.  Unberührt hiervon bleibt nach §5 Abs. 5 das Durchfahren des Mittel-sees durch Angler mit Bootsliege-platz im Mittelsee und im Spycker See mit der Einschränkung, dass die Durchfahrt zwischen dem 1. August und dem 30. April im Zeitraum von einer Stunde vor Sonnenuntergang bis eine Stunde nach Sonnenaufgang unzulässig ist, und nach §5 Abs. 6 die Fischerei.

Tabelle 2.12. Fortgesetzt

Naturschutzgebiet (NSG)	Fläche [km²]	Erstunter-schutzstel-lung	Hauptunter-schutzstel-lung	Prozentan-teil mariner Ökosysteme	Rechtliche Grundlage	Befahrensregelung nach jewei-liger Gesetzesgrundlage für die Boddenwasserflächen
Nordufer Wittow mit Hohen Dielen	1,44	05.11.1990	08.02.1994	29	LVO Umweltminister u. Landwirtschaftsminister M-V v. 8.2.1994; GVOBl. M-V 1994 Nr. 7 S. 358 v. 9.3.1994	Keine Befahrensregelung.
Peenemünder Haken, Struck und Ruden – Gebietsteil B	2,68	04.11.1993	10.12.2008	25	VO Umweltministerium u. Landwirtschaftsministerium M-V v. 10.12.2008; GVOBl. M-V 2008 Nr. 17 S. 516 v. 30.12.2008	Keine Befahrensregelung.
Nordwestufer Wittow und Kreptitzer Heide	1	13.10.1994	16.05.2006	68	VO Umweltministerium u. Landwirtschaftsministerium M-V v. 16.5.2006; GVOBl. M-V 2006 Nr. 8 S. 252 v. 31.05.2006	Keine Befahrensregelung.
Insel Görmitz	1,41	15.01.2001	15.01.2001	33	VO Umweltministerium u. Landwirtschaftsministerium M-V v. 15.1.2001; GVOBl. M-V 2001 Nr. 3 S. 62 v. 30.3.2001	Keine Befahrensregelung. §4 Nr. 15 Es ist verboten, mit Wasserfahrzeugen und Sportgeräten jeder Art an den Ufern des Naturschutzgebietes anzulegen oder von Wasserfahrzeugen und Sportgeräten jeder Art aus das Naturschutzgebiet zu betreten.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Die Krise der biologischen Vielfalt schreitet voran. Viele internationale Schutzbemühungen betonen daher die Notwendigkeit ausgedehnter Schutzgebiete. Beim letzten Biodiversitätsgipfel in Montreal im Jahr 2022 hat sich z. B. die internationale Staatengemeinschaft darauf geeinigt, bis 2030 30 % der terrestrischen und aquatischen Lebensräume unter Schutz zu stellen (sog. 30 x 30-Ziel). Ähnliche Ziele sind in den europäischen und nationalen Biodiversitätsstrategien formuliert. Man kann daher davon ausgehen, dass die Bedeutung von Schutzgebieten an den Bodden eher zu- als abnehmen wird. Allerdings sind an den Bodden die allgemeinen flächenbezogenen Schutzziele bereits erreicht, da aktuell 31 % der Boddenfläche unter Schutz stehen. Aber nur 1 % dieser Fläche schließt sämtliche Formen von Fischerei aus. Wie in Kapitel 5 gezeigt werden wird, gibt es in geschonten Gebieten deutlich höhere Hechtbiomassen als in für die Fischerei und Angelfischerei offenen Vergleichsgebieten. Schutzgebiete schützen also auch an den Bodden Fische effektiv.

Erhöhte Schutzgebietskulissen bedeuten zwar nicht zwangsläufig, dass Fischerei und Angelfischerei ausgeschlossen werden, aber potenziell kann dies immer eintreten. Manche Großschutzgebiete wie der Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft haben z. B. das explizite Ziel einer Nullnutzung auf 50 % seiner Fläche, um wildnisartige Zustände zu erreichen. Die Ausweitung von Raumbeschränkungen mit Ausschluss von Nutzungen führt immer auch zu Konflikten mit Nutzungsgruppen wie Fischer:innen und Angler:innen, weil diese aus traditionellen Fanggebieten verdrängt werden. Obgleich in effektiv ausgewiesenen und gut kontrollierten Schutzgebieten mit reduzierter Fischerei die Fischbiomassen und Fischgrößen in der Regel ansteigen (Lester et al. 2009), bedeutet das nicht zwangsläufig, dass die offenen Gebiete von einem Export von Fischen aus den Schutzzonen profitieren (Hilborn et al. 2022). Auch kann der Befischungsdruk in den ungeschützten Gebieten zunehmen. Aus Sicht des Fischereimangements sind raumbezogene Maßnahmen immer nur eine Maßnahme unter vielen, die

strategisch als Maßnahmenmix eingesetzt werden sollten (Hilborn et al. 2022).

Begründungen des Ausschlusses von Fischer:innen und Angler:innen aus Naturschutzsicht umfassen regelmäßig die unterstellte Störwirkung auf Natur und Umwelt, in der Regel das Stören von Vogelpopulationen oder sensiblen Habitaten. Aktuelle Metaanalysen zeigen, dass die Störwirkung von Angler:innen auf Vögel und Vogelpopulationen über eine Vielzahl von Studien nicht signifikant ist und daher nicht pauschalisiert werden kann (Schafft et al. 2021). Naturschutzfachlich sind isolierte Ausklammerungen einzelner Nutzungsformen wahrscheinlich ineffektiv. Wenn z. B. das Bootsangeln verboten, gleichzeitig aber andere Bootsnutzungen erlaubt bleiben, ist nicht davon auszugehen, dass Vogelpopulationen oder Habitats profitieren (Schafft et al. 2021). Ökologisch wenig sinnvoll sind daher nutzungsgruppenspezifische Einschränkungen in Schutzgebieten, wenn gleichzeitig andere Nutzungen erlaubt bleiben (Schafft et al. 2021).

Von Prozess- und Habitatschutzkonzepten abgekoppelt sind naturschutzfachliche Artenschutzkonzepte für besonders bedrohte Arten, wie an den Bodden bei Kormoranen und Kegelrobben der Fall. Problematisch an artenzentrierten Naturschutzmaßnahmen sind immer Zielkonflikte zwischen einzelnen Arten. Nehmen beispielsweise Kormorane oder Kegelrobben stark zu, muss das zu Lasten von anderen Organismen und auch den Menschen gehen, die die gleichen Ressourcen nutzen. Rädinger et al. (2023) zeigten kürzlich, dass effektiver Fischbestandsschutz am ehesten über Ökosystem-basiertes Habitatmanagement erwartet werden kann statt über auf einzelne Arten zentrierte Fördermaßnahmen.

Synergien zwischen Naturschutz und Fischerei existieren bei den auch aus Hechtsicht sehr sinnvollen Renaturierungsmaßnahmen zur Wiederanbindung von Seen, Gräben und Bächen sowie bei der Wiedervernässung von Salzwiesen und Küstenmooren. Diese Maßnahmen werden in Schweden unter dem Begriff „Hechtfabriken“ seit Jahren sehr erfolg-

reich umgesetzt (Tibblin et al. 2023). Von Deichrückverlegungen und Wiedernässungen gerade der Randbereiche der Bodden dürften sowohl Vogelpopulationen als auch spezialisierte Pflanzen, Hechte und andere Fische profitieren. Sinnvoll ist daher die Integration von fischökologischen Fragen in künftige Naturschutzprojekte. Zur Reduzierung von Konflikten mit Fischerei, Angelfischerei und Naturschutz kann ferner empfohlen werden, durch partizipative Verfahren Lösungen zu finden, die von allen Akteursgruppen und Interessen getragen werden. Ferner kann empfohlen werden, den Gleichheitsgrundsatz zu beherzigen und künftig bei Ausnahmetatbeständen Fischer:innen und Angler:innen sowie Guides als neue Form der Berufsfischerei gleich zu behandeln.

## 3 Hechtökologie in den Bodden

Kapitel 3 fasst alle aktuellen Untersuchungen zur Biologie und Ökologie von Küstenhechten und konkret zum Boddenhechtbestand zusammen. Neben klassischen fischereibiologischen Fragen zu Reifung, Fruchtbarkeit und Wachstum werden umfangreiche biotelemetrische Arbeiten zum Verhalten der Boddenhechte sowie zur Populationsgenetik präsentiert. Im Ergebnis des Kapitels weiß der Leser bzw. die Leserin um die Spezifika und Herausforderungen des Lebens im Brackwasser aus Sicht des Hechts.

### 3.1 Laichzeiten, Reifungslängen und Fruchtbarkeit

Jonas Palder, Johannes Radinger, Jan Droll & Robert Arlinghaus

#### Kontext

Viele, wenn nicht alle wesentlichen biologischen Prozesse bei Fischen sind längenabhängig (Lorenzen 2005, Arlinghaus 2021). Da die meisten Fische lebenslang wachsen können und mit dem Alter die Länge weiter ansteigt, sind alle wesentlichen biologischen Prozesse indirekt und manchmal auch direkt (z. B. Erfahrungswissen) altersabhängig. Mit steigender Fischlänge als Resultat des Längenwachstums sinkt in Gewässern bei den meisten Fischen das Risiko, Räubern zum Opfer zu fallen (Lorenzen

2022). Das liegt daran, dass die meisten aquatischen Räuber maulspaltenbegrenzt sind und ganz große Brocken nicht aufnehmen können. Auch bei Hechten sinkt die Sterbewahrscheinlichkeit mit der Fischlänge, vor allem gilt das für Jungfische (Allen et al. 1998, Pagel et al. 2015). Rasches Wachstum kann sich daher auszahlen. Mit der Fischlänge steigt bei weiblichen Fischen (Rognern) auch die Fruchtbarkeit bzw. die Eizahl exponentiell an (Barneche et al. 2018). Aus diesen Gründen bevorteilt die natürliche Selektion in der Regel rasches Wachstum und große Endlängen (Monk et al. 2021).

Allerdings bringt die Körpergröße auch Zielkonflikte mit sich, denn auch physiologische Abläufe sind von der Länge bzw. der Körpermasse abhängig. Dazu gehören z. B. die relative (die mit der Länge sinkt) und absolute Stoffwechselrate (die mit der Länge bzw. der Masse ansteigt) und damit verbunden die Toleranz gegenüber stressenden Umweltfaktoren wie Salzgehalt, Sauerstoffminima oder zu hohen bzw. zu niedrigen Temperaturen (Brown et al. 2004, Thunnel et al. 2023). Gerade unter Stresssituationen, wie z. B. bei zu hohen Temperaturen oder bei Sauerstoffmangel, sind es häufig gerade die großen Fische mit einem hohen Grundstoffwechsel, die als Erstes eingehen. In einer sich erwärmenden Umwelt bevorteilt die Evolution daher ein rasches Wachstum der Jungfische, eine frühe Geschlechtsreife, aber eine reduzierte Körperlänge der Adultfische (Thun-



nel et al. 2023). Die Fischlänge hat bei den meisten Fischarten auch Einfluss auf die Reifungsgeschwindigkeit und die Laichzeiten, manchmal auch auf den Laichort (Hixon et al. 2014).

Hechte laichen im Frühjahr bei Wassertemperaturen ab 5 °C (Raaf 1988). Evolutionsbiologisch ist es sinnvoll, als Raubfisch sehr zeitig im Frühjahr zu laichen, sodass die Junghechte groß genug sind, um die Jungfische der später laichenden Brutfische anderer Arten fressen und so dezimieren zu können. Der genaue Zeitpunkt des Laichgeschäfts kann sich aber je nach Temperaturregime zwischen den Jahren, verschiedenen Gewässern und sogar verschiedenen Bereichen des gleichen Gewässers unterscheiden (Pagel et al. 2015). Meistens laicht ein Hechtbestand aufgrund individueller Unterschiede über einen Zeitraum von etwa vier bis sechs Wochen (Pagel et al. 2015). Jedes Hechtweibchen gibt dabei seine Eier bei einer einzigen Gelegenheit ab; Hechte sind also keine Portionslaicher, die die Eier über mehrere Tage in kleinen Chargen abgeben. Verpasst ein Tier die Eiablage, werden die Eier in den folgenden Monaten resorbiert, um die Energie nicht zu verlieren. Die eigentliche Ei-(Gonaden-)reifung erfolgt bei Hechten über die Wintermonate, in denen die Tiere aktiv fressen (Diana & Mackay 1979). Hechte sind daher ein Beispiel für an kalte und sehr kalte Winterbedingungen gut angepasste Fische, deren Selektionsvorteil in einer sich erwärmenden Umwelt langsam, aber stetig schwinden dürfte (McMeans et al. 2020).

Brackwasserpopulationen in der südlichen Ostsee laichen temperaturbedingt meistens im Zeitraum zwischen März und Mitte Mai. Je nördlicher das Gebiet gelegen ist, desto langsamer erwärmt es sich im Frühjahr. In den Gewässern um Rügen laichten die Hechte in den Studienjahren 2020 bis 2022 ab Mitte März. Im Stege Nor auf der dänischen Insel Møn laichten die Hechte aber erst in der zweiten Aprilhälfte, und rund ein Drittel verrichtete das Laichgeschäft in der ersten Maiwoche (Jacobsen et al. 2017). In einer Studie in Südschweden wurde der Höhepunkt des Laichgeschehens in der ersten Maiwoche bei Wassertemperaturen von 8,9 bis 13,8°C

beobachtet (Nilsson 2006). Allerdings steigen die Wassertemperaturen im Frühjahr in beiden Gebieten langsamer als in den Bodden, eine direkte Vergleichbarkeit nach dem Kalender ist daher nicht gegeben. Historische Daten des Greifswalder Boddens aus dem Jahr 1955 terminieren die Hauptlaichzeit auf den Zeitraum zwischen 18. April und 17. Mai (Hege- mann 1958). Der letztendliche Zeitpunkt des Laichgeschehens ist aber temperaturgesteuert und wird zwischen den Jahren schwanken.

Mit Eintritt der Geschlechtsreife und der ersten Teilnahme am Laichgeschäft tragen Hechte zur Bestandserneuerung bei. Dieser Schritt ist geschlechtsspezifisch – Hechtmännchen reifen rascher als Weibchen (Raaf 1988). Eine weit verbreitete Ansicht in der Fischereibiologie und im Fischbestandsmanagement ist, dass jeder Fisch mindestens einmal ablaichen sollte, bevor er gefangen werden darf. Dies soll den Bestandszusammenbruch verhindern (Myers & Mertz 1998). So werden viele Mindestmaße begründet, obwohl auch die Ertragsmaximierung ein Grund für die Festlegung bestimmter Mindestanlandegrößen sein kann. Denn individuelle Fische sollten aus Ertragssicht erst entnommen werden, wenn sie die Phase des maximalen Wachstums überschritten haben (Beverton & Holt 1957, Ahrens et al. 2020). Wie weiter unten ausgeführt wird, geringgeschätzt der Ansatz des mindestens einmaligen Ablaichens jedoch das Individuum und die Evolution, die bei Fischen mit externer Befruchtung und vielen kleinen, schlecht geschützten Eiern darauf ausgelegt ist, mehrere Fortpflanzungschancen im Leben zu haben. In der Tat produzieren in einer Laichzeit nur etwa 20–25 % aller geschlechtsreifen Hechtweibchen mindestens einen Nachkommen (Monk et al. 2020), da Eier und Larven einer enorm hohen Sterblichkeit unterliegen. Deshalb ist die Reproduktionsbiologie von extern befruchtenden Fischen mit kleinen Eiern und fehlender Brutpflege evolutionsbiologisch daran angepasst, dass ein laichreifes Tier mehrfach im Leben zur Eiabgabe kommt. Damit generiert ein Weibchen im Durchschnitt über sein Leben genau zwei seinerseits geschlechtsreife Nachkommen, um so

die Bestandserneuerung zu garantieren. Würden je Rogner mehr als zwei Nachkommen produziert und gelte das für alle anderen Tiere in einem Bestand ebenfalls, würde die Population rasant wachsen statt stabil zu sein. Da ein geschlechtsreifes Tier physiologisch und verhaltensseitig erst das Laichen „lernen“ muss, gibt es auch Hinweise darauf, dass Laichqualität und -erfolg bei Erstlaichern oft geringer ausfallen als bei Mehrfachlaichern (Evans et al. 1996, van Eenenaam & Doroshov 1998, Yoneda et al. 2022). Aus diesem Grunde ist die Idee des nur einmaligen Ablachens evolutionsbiologisch und unter Umständen populationsdynamisch problematisch. Vielmehr sollte jedes Laichtier mehr als einmal ablaichen können, um sicher seine Gene weitergeben zu können.

Das Alter und die Größe von Hechten beim Eintreten der Geschlechtsreife hängen von mehreren Faktoren ab, darunter die Verfügbarkeit von Futter, Wachstumsraten während der Jugendphase und Wassertemperatur (Billard 1996). Auch die adulte Sterblichkeit bestimmt evolutionsbiologisch darüber, wann Fische geschlechtsreif werden (Arlinghaus et al. 2009b, Tunnell et al. 2023). Ist die Adultsterblichkeit hoch (z. B. aufgrund von Fischerei oder durch natürliche Prädatoren), besteht evolutionsbiologisch der Druck, früh im Leben bereits in die Reproduktion zu investieren (Arlinghaus et al. 2009b). Grundsätzlich bestimmt weniger das Alter als die Größe des Hechtes, wann die Geschlechtsreife eintritt (Frost & Kipling 1967). Oft werden Männchen im zweiten Jahr bei Längen von etwa 20–30 cm geschlechtsreif, aber der Eintritt in die Geschlechtsreife kann bei sehr gutem Wachstum bereits nach dem ersten Lebensjahr erfolgen (Billard 1996). Weibchen werden häufig später geschlechtsreif als Männchen, oft im Alter von zwei oder drei Jahren bei Längen von 30–45 cm (Billard 1996). Hechte in den Boddengewässern wachsen schneller als in vielen anderen Populationen (Droll 2022, Kapitel 3.2). Es ist daher möglich, dass die Geschlechtsreife in den Bodden früher als anderswo eintritt. Daten aus dem Greifswalder Bodden von 1955 etwa berichten

eine geschlechtsübergreifende Durchschnittslänge von 34 cm nach nur einem Jahr (Hegemann 1958). Das Eintreten der Geschlechtsreife wurde dabei auf ein Alter von einem Jahr für Männchen und zwei Jahren für Weibchen veranschlagt. Zu ähnlichen Ergebnissen kam eine Studie von Junker (1988), die durchschnittliche rückberechnete Längen einjähriger Hechte von 32,8 cm im Greifswalder Bodden, 30,0 cm in den Darß-Zingster Bodden und 28,1 cm im Oderhaff und Peenestrom ermittelte. Ungeklärt in dieser Studie ist, bei welcher Länge Weibchen und Männchen erstmals am Laichgeschäft teilnahmen.

In den Boddengebieten M-Vs stützt sich die Bewirtschaftung der Hechte auf natürliche Reproduktion und Rekrutierung. Eine zweimonatige Schonzeit im März und April soll sicherstellen, dass die Tiere während der besonders vulnerablen Phase der Laichzeit unbefischt bleiben. Ein Mindestmaß soll ferner gewährleisten, dass jeder Hecht zumindest einmal im Leben die Gelegenheit hat, abzulaichen, was theoretisch einen Bestandskollaps verhindern sollte (Myers & Mertz 1998). Geltende Mindestmaße und Schonzeiten können aber möglicherweise nicht in allen Fällen die jeweils verfolgten Ziele sicherstellen. So können etwa Umwelteinflüsse und jahresspezifische Bedingungen Auswirkungen auf den Zeitpunkt und Ablauf der Laichperiode haben. Weiterhin sind Hechte in den Bodden frohwüchsig (Droll 2022), was darin resultieren kann, dass sie in die Fangbarkeit hereinwachsen, bevor sie abgelacht haben (Kapitel 6).

Fische wachsen in drei Dimensionen. Dabei können sich Beziehungen zwischen der Körpergröße (entweder in Länge oder Masse gemessen) und anderen biologischen Merkmalen über das Leben systematisch verändern. Beispielsweise steigt das Gewicht (d. h. die Körpermasse) sowie die Eizahl der meisten Fische exponentiell mit ihrer Länge. Das wiederum bedeutet, dass die Eizahl (Fruchtbarkeit) bei Weibchen proportional (linear) mit der individuellen Masse ansteigt. Der lebenslange Anstieg der Fruchtbarkeit mit zunehmender Körpergröße ist eine bei Fischen evolutionär begründete Reproduktionsstra-

ategie. Die Strategie setzt darauf, dass weibliche Fische nach Eintritt in die Geschlechtsreife eine große Anzahl von Eiern mit jeweils kleinem Energieinvestment produzieren. Es wird dabei einkalkuliert, dass der Großteil dieser Eier bzw. Larven eingeht. Damit einher geht in vielen Fällen die Erwartung, dass ein einzelnes Individuum im Verlauf des Lebens mehrmals zum Ablaichen kommt und der Reproduktionserfolg so weder für jedes Ei noch für jedes Laichereignis gegeben sein muss, um die eigenen Gene letztendlich trotzdem über das gesamte Leben erfolgreich weiterzugeben. Unter Fischen ist diese Reproduktionsstrategie weit verbreitet und unterscheidet diese substantiell von den meisten Säugetieren. Sie bedeutet, dass die natürliche Selektion die Tiere bevorteilt, die a) häufiger zum Ablaichen kommen, b) bei jedem Laichzeitpunkt möglichst viele Eier von guter Qualität generieren sowie c) langlebiger sind. Die Evolution bevorteilt dann Jungfische, die unter Wahrung von Vorsicht bei der Nahrungssuche darauf programmiert sind, möglichst rasch zu wachsen und so den durch die Größe ihrer Maulspalte limitierten Räubern zu entwachsen und als Adulttier nach Eintritt in die Geschlechtsreife möglichst viele Fortpflanzungschancen zu bekommen. Weiterhin werden bei Rognern längenabhängig ansteigende Fruchtbarkeiten sowie der Aufschub von Alterungsprozessen bevorteilt (auch bei Milchneben, Purchase et al. 2022), weswegen bei sehr vielen Fischen die Eizahl systematisch mit der Länge bzw. der Masse ansteigt (Barnache et al. 2018) und die Tiere bis ins hohe Alter reproduktiv aktiv bleiben (Monk et al. 2021). Wie stark die Eizahl mit der Masse ansteigt, ist artabhängig und hängt auch von der verfügbaren Nahrung und der Kondition ab. Hat ein Hecht wenig zu fressen, geht die Eizahl pro Gramm Weibchen, die relative Fruchtbarkeit, zurück (Craig & Kipling 1983).

Aus Sicht des einzelnen Hechts hängt der individuelle Reproduktionserfolg also maßgeblich davon ab, dass möglichst viele Eier in guter Qualität abgegeben werden und ein geeigneter Fortpflanzungspartner und ein gutes Laichhabitat (bei Hechten flach überspülte Krautfelder, Kapitel 1) im zeitigen Frühjahr zur

Verfügung stehen. Der einzelne Hecht kann seinen Fortpflanzungserfolg steigern, indem er die Laichwanderung optimal gestaltet, über den Herbst und Winter genügend Nahrung zum Aufbau der Eier aufnimmt (Diana & Mackay 1979) und zur Reproduktion möglichst groß ist (Monk et al. 2021). Bei Weibchen erlaubt eine hohe Körpergröße die Produktion von mehr Eiern, bei Männchen sind größere Tiere attraktiver in der Partnerwahl. Außerdem sind große Hechte weniger anfällig für Prädation. Mit der Körperlänge können überdies drei Arten längenabhängiger maternaler bzw. auch paternaler Effekte wirksam werden: 1) Der Grad der Allometrie in Bezug auf die Anzahl der Eier steigt mit der Größe des Mutterfisches, 2) die Eiqualität, die die Überlebenswahrscheinlichkeit der Fischlarven bedingen kann, etwa über Eigröße und Fettgehalt (Arlinghaus et al. 2010, Kotakorpi et al. 2013), steigt ebenfalls mit der Länge des Rogners und 3) andere größenabhängige Faktoren, z. B. Kenntnis (Erfahrung), Zugang und Behauptung besserer Laichplätze durch größere Weibchen, sexuelle Selektion durch Verpaarung mit mehr oder größeren Männchen etc. werden wirksam (Hixon et al. 2014).

Wenn die Eizahl direkt proportional zur Masse des Weibchens ist, spricht man von isometrischen Zusammenhängen zwischen Eizahl und Gewicht. In einem solchen Fall ändert sich die Eizahl pro Gramm Weibchen nicht mit der Körpermasse der Rogner. Größere Fische haben grundsätzlich deutlich mehr Eier, weil sie schwerer sind, aber bei isometrischen Bedingungen ist die relative Fruchtbarkeit (Anzahl Eier pro g Rognermasse) über die Masse des Rogners konstant. Allerdings kann die Fruchtbarkeit auch überproportional mit der Masse ansteigen (Hyperallometrie) (Barneche et al. 2018). In einem solchen Fall steigt die Eizahl pro Gramm Weibchen mit der Länge an – das ist eine häufig übersehene Möglichkeit für sogenannte längenabhängige maternale Effekte (d. h. Einflüsse der Länge des Muttertiers auf die Merkmale der Nachkommen) (Marshall et al. 2010). Es ist eine offene empirische Frage, die später geklärt wird, ob Hechte isometrische oder hyperallometrische Fruchtbarkeiten zeigen.

Ein zweiter längenabhängiger maternaler Effekt ist der Anstieg der Ei- und Larvenqualität mit der Fischlänge. Solche Zusammenhänge sind beim Hecht belegt (Kotakorpi et al. 2013), aber ernährungsabhängig. Bei guter Ernährung sind die von großen Weibchen produzierten Eier auch von höherer Qualität. Ist die Nahrungsgrundlage gering, erweist sich das insbesondere für größere Tiere, die einen hohen Grundumsatz haben, als Problem. Erste Modelle von Arlinghaus et al. (2010) betonten, dass sich von größenabhängigen Eiquantitätseffekten wichtige Implikationen für die Schutzwürdigkeit großer Fische ableiten lassen. Aktuellere Arbeiten stellen diesen Effekt in Frage und betonen eher den oben diskutierten reinen Fruchtbarkeitseffekt (Ahrens et al. 2020). Wahrscheinlich sind Eiquantitätseffekte lediglich Anpassungen an unterschiedliche Laichumwelten, die große und kleine Hechte zeigen (Marshall et al. 2010), und haben für die Populationsdynamik im Freiland eine geringere Bedeutung als die zuvor beschriebenen Fruchtbarkeitseffekte (Ahrens et al. 2020).

Empirisch ist in einem natürlichen See in Brandenburg bereits nachgewiesen worden, dass größere Weibchen einen höheren individuellen Fortpflanzungserfolg haben (Monk et al. 2021). Bei der untersuchten Population handelte es sich um einen unbefischten Bestand, in dem Nahrungsmangel herrscht. Die Hechtbestände der Bodden sind befishet und daher ausgedünnt. Es ist also zu erwarten, dass die Fortpflanzungskraft von größeren Fischen hier noch größer ist, da die Kondition hoch ist und mehr Energie in die Gonadenentwicklung fließen kann. Allerdings ist es nahezu unmöglich, in der Natur den individuellen Fortpflanzungserfolg zu messen (dazu müsste man Jungfische in großer Zahl fangen und dann genetisch einer großen Anzahl möglicher Laichtiere zuordnen), sodass bis heute unklar ist, wie stark unterschiedlich große Hechte zur Fortpflanzung an den Bodden beitragen. Obwohl die Evolution gerade bei Fischen mit lebenslangem Wachstum und geringer natürlicher Sterblichkeit für andauernden Reproduktionserfolg im Alter selektieren sollte (Purchase et al.



*Abbildung 3.1: Ein Boddenhecht von 120 cm, der Angler und Anglerinnen glücklich macht, unabhängig davon, mit wie vielen Eiern er noch zum Bestand beiträgt.*

© PHILLIP ROSER

2022), sind auch Fälle bekannt, in denen besonders alte Fische wieder eine reduzierte Fortpflanzungsfähigkeit haben (Kapitel 8). Es ist also auch denkbar, dass die sehr alten Methusalemhechte an den Bodden eine reduzierte Fortpflanzungskapazität zeigen. Ab welcher Länge bzw. ab welchem Alter Alterungseffekte erwartet werden können, ist empirisch unklar. Mit sehr großer Wahrscheinlichkeit, sind große Hechte an den Bodden im oberen Drittel der maximalen Länge (z. B. 85–110 cm) exzellente Laichfische (Abbildung 3.1). Womöglich erweisen sich aber auch extrem alte Hechte als ressourcenlimitiert hinsichtlich ihrer Reproduktion (Kotakorpi et al. 2013, Monk et al. 2021). Diese Fische sind aber sehr selten und daher für die Gesamtproduktionskapazität von Fischbeständen ohne Relevanz. Als Angelfisch bleiben die besonders großen, kapitalen Hechte (z. B. 120 cm) zeitlebens von Bedeutung.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass mit der Länge bzw. dem Gewicht der Rogner bei den meisten Fischen, so auch bei Hechten, die Eizahl (Fruchtbarkeit) systematisch ansteigt. Weiterhin ist vor allem aus Gewässersystemen mit gutem Nahrungsangebot bekannt, dass größere Hechtweibchen Eier von besserer Qualität produzieren und höheren Reproduktionserfolg haben. Es stellt sich die Frage, wie stark der tatsächliche Reproduktionserfolg (die Anzahl von Nachkommen, die das erste Lebensjahr

überleben) mit steigender Körpergröße eines Weibchens ansteigt und wie relevant der Beitrag eines Einzelfisches für die Reproduktion des Bestands als Ganzes ist. Denn der Beitrag einzelner Weibchen für die Gesamtnachwuchsproduktion eines Bestands dürfte aufgrund der in der Regel riesigen Ei- und Larvenzahlen, die vom Bestand als Ganzes abgegeben werden, eher gering sein – in der Regel ist die Gesamtproduktion eines Fischbestands von der Gesamtanzahl abgegebener Eier abhängig, nicht von der Eizahl einzelner Fische. Die Gesamtproduktion wird von einem komplexen Gefüge weiterer Faktoren, die das Überleben der Larven steuern, bestimmt, u. a. aber bei Hechten auch von der Laicherbiomasse (Langangen et al. 2011). Deswegen zeigt die Laicher-Rekrutierungsbeziehung bei Fischen einen hohen Grad an natürlichen Schwankungen im Junghechtaufkommen, was nichts mit der Anzahl abgegebener Eier zu tun hat. Denn es gibt eine Vielzahl von Umweltfaktoren, wie z. B. Temperatur, Salzgehalt und Zahl von Bruträubern, die die Jahrgangsstärke unabhängig von der Laichfischzahl beeinflussen. Beim Hecht ist in Langzeitstudien und nach Kontrolle von Einflüssen wie Futtermenge, Zahl der Räuber (z. B. Barsche) oder Temperatur ein relativ enger Zusammenhang zwischen Laicheranzahl und Rekrutierungshöhe beschrieben worden (Edeline et al. 2007, Langenhagen et al. 2011). Hechte sind starke Kannibalen, sodass mit zunehmenden Laichermengen die Rekrutenanzahlen zunächst ansteigen, später aber auch wieder abfallen, wenn die zahlreichen Adultfische die eigenen Nachkommen dezimieren (sogenannte Laicher-Bestands bzw. Stock-Recruitment-Beziehung nach Ricker 1954, Edeline et al. 2007, Langangen et al. 2011). Es ist für eine hohe Reproduktion bei Hechten daher sinnvoll, den Bestand ein Stück weit auszudünnen, ihn also zu befischen, damit Zuwachs und Reproduktion nicht mehr ressourcenbegrenzt sind (Ahrens et al. 2020).

Ziel dieses Teilkapitels ist es, aktuelle Daten zu Laichzeiten, Reifungslängen und längenabhängiger Fruchtbarkeit bei Boddenhechten zusammenzufassen, sodass eine bessere Einschätzung der Repro-

duktionsbiologie der Hechte an den Bodden erfolgen kann.

### Methoden

Die Laichzeit von Hechten ist überall auf der Welt temperaturabhängig. Die Winter werden klimabedingt kürzer, wärmer und variabler in den täglichen Temperaturschwankungen. Es ist daher wichtig, die Laichzeit der Hechte zu verfolgen, auch um auf eventuelle Verschiebungen mit adäquaten Maßnahmen, etwa der Anpassung von Schonzeiten, reagieren zu können. Daher wurden in den Monaten Februar bis Juni der Jahre 2020–2022 1.027 Hechte in verschiedenen Bodden gefangen und ein Teil reproduktionsbiologisch untersucht. Fangmethoden waren dabei vornehmlich die Angel, Stellnetze und Reusen. Die Hechte dieser Studie stammten sowohl aus Beprobungen der Mitarbeiter:innen des BODDENHECHT-Projekts als auch aus den Fängen kooperierender Fischer:innen und Angelguides. Die gefangenen Hechte wurden hinsichtlich ihres Laichstatus klassifiziert und den beiden Gruppen „voll oder laufend“ und „abgelaicht“ zugeordnet. Für die Bestimmung des Laichzeitpunkts wurden nur weibliche Fische verwendet, da diese erfahrungsgemäß weniger „nachlaufen“, also nach Abgabe der Eier eindeutig als mit dem Laichgeschäft abgeschlossene Fische erkennbar sind. Insgesamt wurden 394 volle oder laufende sowie 94 abgelaichte Hechtweibchen identifiziert. Je Tag des Jahres (1. Februar  $\hat{=}$  Tag 32 usw.) wurde der Anteil der Hechte mit dem jeweiligen Laichstatus errechnet. Um die Datengrundlage möglichst breit zu halten, wurden dabei die Daten über die drei Beprobungsjahre sowie über die verschiedenen Bodden gepoolt. Der Zeitverlauf der Anteile der vollen/laufenden und abgelaichten Hechte wurde jeweils über eine logistische Funktion beschrieben. Die Datenpunkte wurden dabei nach der Anzahl der zugrunde liegenden Hechte gewichtet.

In einem zweiten Schritt sollte die Reifungslänge der Hechte bestimmt werden. Weil die meisten Hechte in den Bodden aus größeren Längenklassen (> 50 cm) stammten, wurden hierzu auch Fänge

aus den Bodden angrenzender Süßwassereinflüsse berücksichtigt. Hier konnten Beprobungen mittels Elektrofischerei durchgeführt und so auch kleinere Hechte gefangen werden. Der Datensatz bestand aus 664 Weibchen (18 unreife und 646 reife) sowie 928 Männchen (10 unreife und 918 reife). Die Hechte wurden vermessen und auf das Vorhandensein reifer Gonaden geprüft. Für jedes Geschlecht und die vorhandenen Längenklassen wurde dann der Anteil der reifen Fische errechnet und nachfolgend mittels logistischer Modelle der Anteil der geschlechtsreifen Fische in Abhängigkeit von der Länge bestimmt. Konfidenzintervalle ( $p = 5\%$ ) wurden durch ein 1000-faches Bootstrapping generiert.

Um das Verhältnis von Gewicht zu Eizahl der Boddenhechte zu ermitteln, wurden im März 2021 19 Hechtweibchen gefangen und gewogen. Den Fischen wurden die Gonaden entnommen und das Gonadengewicht über mehrere Unterproben ermittelt. Dazu wurden je Hecht drei Proben aus den Gonaden entnommen und gewogen, die jeweils darin enthaltenen Eier gezählt und so das Stückgewicht der Eier innerhalb der jeweiligen Probe errechnet. Im nächsten Schnitt wurde das Gesamtgewicht der Gonaden durch den Mittelwert der drei Stückgewichte aus den Proben geteilt und so die Gesamtzahl der Eier pro Hecht geschätzt. Um die Proportionalität des Verhältnisses von Fischgewicht zu Eiproduktion zu errechnen, wurden beide Variablen mit dem natürlichen Logarithmus transformiert und ein lineares Modell an die transformierten Daten angepasst.

$$\ln(\text{Eianzahl}) = a + b \times \ln(\text{Gewicht})$$

Dabei ist  $a$  der Schnittpunkt der Regressionslinie mit der  $\ln$ -transformierten Y-Achse und  $b$  beschreibt die Steigung der linearen Regression. Über  $b$  lässt sich die Art des Verhältnisses von Gewicht zu Eizahl erkennen:

*Hyperallometrie:*  $b > 1$

*Isometrie:*  $b = 1$

*Hypoallometrie:*  $b < 1$

## Ergebnisse

### Saisonalität des Laichgeschäfts

Der Zeitverlauf des Laichgeschehens aggregiert über die Jahre 2020 bis 2022 und über die Bodden ist in Abbildung 3.2 dargestellt.

Während der Erhebungen wurden die ersten ausgelichteten Hechtweibchen Ende März registriert. Einen starken Abfall erfährt der Anteil der noch vollen/laufenden Hechte jedoch erst in der zweiten Aprilhälfte und im Mai. Auffällig ist, dass bis in den Juni hinein noch volle Hechte angetroffen wurden, die also noch nicht abgelaicht hatten. Ende April waren erst rund 50 % der Hechtweibchen ausgelicht.

Die Schonzeit an den Bodden umspannt die Monate März und April. Nach den aktuellen Daten begann in allen Untersuchungsjahren 2020 bis 2022 die Eiabgabe frühestens Mitte März, zog sich dafür aber über mindestens zwei Monate bis Mitte Mai, d. h. bis in eine Zeit, in der die Hechtschonzeit wieder vorbei ist (Abbildung 3.2). Der Klimawandel mit den stark schwankenden und insgesamt erhöhten Wintertemperaturen scheint die Eiablage eher zu verzögern statt zu verfrühen, ein Effekt, der mit dem komplexen Wechselspiel physiologischer Prozesse im Bereich der Leber und der Eireifung zu tun hat (Fernandez et al. 2022). Aufgrund der geringen Datenverfügbarkeit von laufenden und abgelaichten Hechten war es nicht möglich, das Laichgeschehen nach verschiedenen Gebieten oder Jahren zu differenzieren. Es ist nicht davon auszugehen, dass das Laichgeschäft in allen Bodden synchron und über die Jahre hinweg zum gleichen Zeitpunkt abläuft. In der Vergangenheit wurden die Hechte der Küstengewässer mit einer flexiblen Schonzeit bedacht, und die Fischerei wurde erst freigegeben, wenn das tatsächliche Laichgeschäft vorbei war (Hegemann 1958). Eine solche Regelung könnte den Schwankungen in Zeitpunkt und Dauer des Laichgeschäfts der Hechte möglicherweise besser gerecht werden und so einen effektiveren Schutz gewährleisten als die pauschale Festlegung der Monate März und April. Allerdings ist die Umsetzung einer flexiblen Schonzeit sehr viel schwieriger und hat

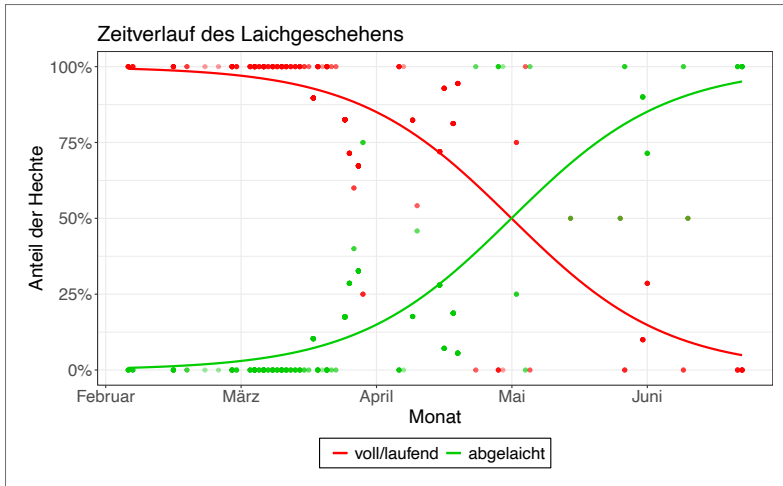


Abbildung 3.2: Verlauf des Laichgeschehens aggregiert über die Jahre 2020–2022 und über die verschiedenen Boddengewässer.

sich deswegen an den Bodden nicht bewährt. Alternativ kann über die Anhebung der Schonzeit bis in den Mai oder zum 15. Mai nachgedacht werden.

Während der Datenerhebung wurden wiederholt Hechte gefangen, die bis Ende Mai und bis in den Juni hinein noch nicht abgelaicht hatten. Die Wassertemperaturen übertrafen zu den entsprechenden Gelegenheiten regelmäßig 15, teils sogar 17 °C. Es

stellt sich daher die Frage, ob die betreffenden Hechte das Laichgeschäft noch vor sich hatten oder den richtigen Zeitpunkt schlicht „verpasst“ haben (Abbildung 3.3).

### Reifungslänge

Die Auswertungen zeigten, dass bei einer Länge von 22,0 cm (20,2–23,9) 95 % der Männchen und bei 34,1 cm (31,6–36,6) 95 % der Weibchen geschlechtsreif waren. Die 50 %-Geschlechtsreifeperzentile lagen bei 16,1 cm (15,4–16,6) für Männchen und bei 33,5 cm (30,5–35,7) für Weibchen (Abbildung 3.4). Die Reifungslängen der Boddenhechte entsprachen daher nahezu exakt den Literaturbeschreibungen (Raaf 1988). Je nach Wachstumsrate bedeutet das, dass die Rogner und Milchner im ersten, aber spätestens im zweiten Lebensjahr zu 100 % geschlechtsreif sind.

### Größenabhängige Fruchtbarkeit

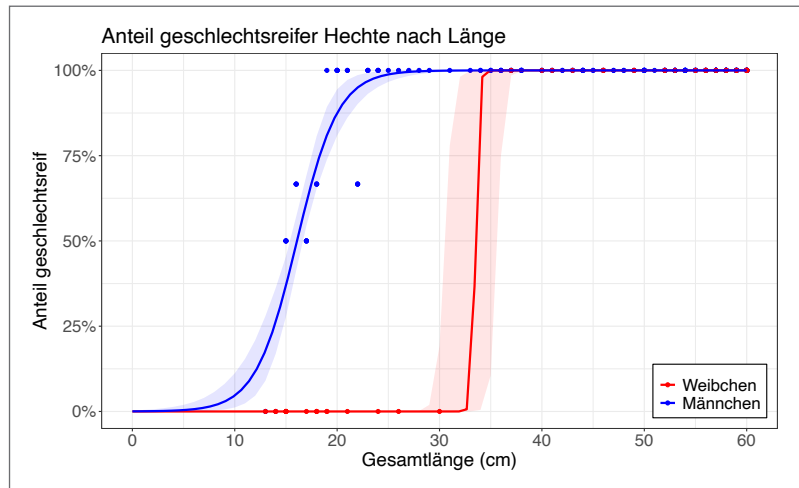
Das Modell der individuellen Masse-Fruchtbarkeitsbeziehung für weibliche Hechte wurde durch die Modellparameter  $a = 2,28$  und  $b = 1,12$  beschrieben. Das durch Bootstrapping generierte 95 %-Konfidenzintervall für  $b$  umspannt dabei Werte zwischen 0,86 und 1,59. Die Daten suggerieren daher eine Tendenz zur Hyperallometrie, diese ist jedoch nicht signifikant, kann also nicht mit Gewissheit begründet werden. Die Modellvorhersage für die Eizahl eines Hechtweibchens von zwei Kilogramm (etwa 63 cm) liegt bei 49.597 Eiern (34.033–60.586). Verdoppelt man



Abbildung 3.3: Nicht-abgelaichte Hechte am 29. und 30.05.2021 in der Grabow. Spätlaicher oder Chance verpasst?

© ROBERT ARLINGHAUS

Abbildung 3.4: Anteil der geschlechtsreifen Hechte in Abhängigkeit der Länge. Die farbige hinterlegten Bereiche zeigen die 95 %-Konfidenzintervalle, basierend auf je 1000 Bootstrap-Wiederholungen.



dieses Gewicht (4 kg, etwa 79 cm), entspricht der Anstieg der mittleren Eizahl mehr als einer Verdopplung, in diesem Fall auf 108.022 Eier (93.759–119.509). Von einem acht Kilogramm schweren Hechtweibchen (etwa 99 cm) erwartet das Modell eine Eizahl von 235.272 Eiern (208.423–273.624). Abbildung 3.5 zeigt das Verhältnis von Gewicht zu Eizahl auf der natürlich-logarithmierten und auf der rücktransformierten

ten Skala in Abhängigkeit der Masse. Zu beachten ist, dass ein Auftragen in Längeneinheiten zu einem exponentiellen Anstieg führen würde.

Für den Boddenhecht ist es also plausibel, von isometrischen Längen-Fruchtbarkeits-Zusammenhängen auszugehen. Das bedeutet, dass mit der Länge der Rogner die Eizahl exponentiell ansteigt, mit der Masse aber direkt proportional. Daraus lässt sich

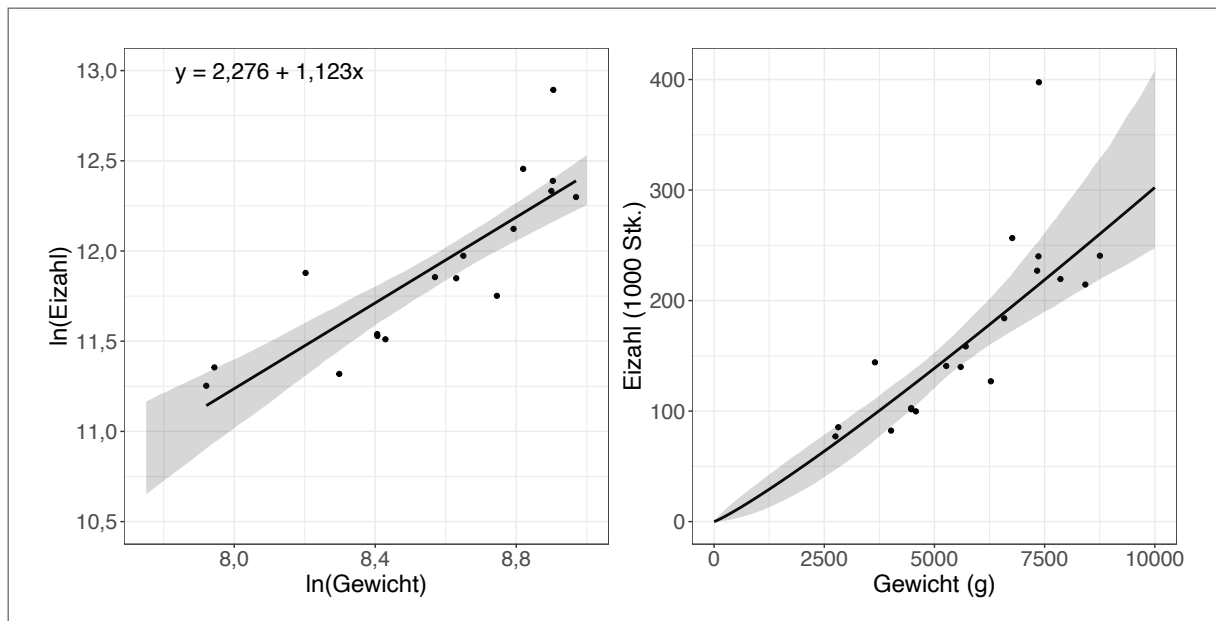


Abbildung 3.5: Abhängigkeit der Eizahl vom Körpergewicht der Hechtweibchen. Die linke Abbildung zeigt den Verlauf auf der log-skalierten Skala, die rechte die zurücktransformierten Daten. Das grau hinterlegte 95 %-Konfidenzintervall wurde durch 1000 Bootstrapwiederholungen generiert.



wiederrum ableiten, dass unter der Annahme der Modelle von Ahrens et al. (2020) bei Boddenhechten maximale Biomasseerträge über Mindestmaße erreicht werden, während optimale Angelerlebnisse, maximale Anzahlen von Hechten im Fang und optimale Kompromisse zwischen unterschiedlichen fischereilichen Zielen am besten über Entnahmefenster realisiert würden (Details in Ahrens et al. 2020 und Kapitel 6).

Auch in der Literatur finden sich bisher keine eindeutigen Angaben bezüglich Iso- und Hyperallometrie bei Hechten (Frost & Kipling 1967, Mann 1976). Ungeachtet des genauen Verhältnisses von Gewicht zu Eizahl hat das Entnahmefenster als Managementinstrument oft schon bei Isometrie positive Auswirkungen auf die Fischerei, etwa in der Gesamtzahl der gefangenen Fische oder bei der Abundanz großer Fische (Ahrens et al. 2020). Wenn also auch andere Managementziele als die Maximierung der entnehmbaren Biomasse vorliegen, ist das Entnahmefenster gegenüber herkömmlichen Mindestmaßen als bessere Alternative vorzuziehen. Weiterhin lassen Allometrieberechnungen nur auf Grundlage der Fruchtbarkeit die anderen größenabhängigen maternalen Effekte außer Betracht, die den Reproduktionserfolg großer Hechtweibchen möglicherweise weiterhin steigern. Das sind nicht zuletzt Fragen der größenabhängigen sexuellen Selektion, die Wahl von Ablachorten und -zeitpunkten usw. Der aktuelle Wissensstand zum Hecht besagt, dass es ökologisch und sozioökonomisch sinnvoller ist, möglichst viele Altersklassen in Beständen zu halten (Froese 2004, Arlinghaus et al. 2016a, 2018), statt extrem zu verjüngen, was bei Mindestmaßen und hoher Nutzung fast zwangsläufig passiert (Pierce 2010).

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Die vorgelegten Daten zeigen, dass die aktuelle Schonzeit nicht den gesamten Laichfischbestand schützt. Eine Ausweitung wäre fischereibiologisch sinnvoll, hätte aber soziale Kosten, gerade für Fischer und Guides (Ehrlich et al. 2023a). Für den Boddenhecht wurde auch eine positive Beziehung zwischen Eizahl und Länge/Gewicht der Rogner belegt, sodass

einzelne längere Hechte mehr Eier beitragen als einzelne kürzere. Diese Verhältnisse werden schnell von der deutlich höheren natürlichen Häufigkeit kleinerer Hechte überlagert, sodass ohne Berücksichtigung der Fruchtbarkeit von Einzeltieren das Gros der Nachkommen im Bestand von den mittleren Altersklassen gestellt werden dürften. Allerdings ist es für die Weitergabe der eigenen Gene wichtig, mehrfach im Leben zum Ablachen zu kommen. Auch haben große Hechte von über einem Meter eine sehr hohe soziale Bedeutung für Anglerinnen und Angler (Kapitel 4). Entnahmefenster könnten die Größenstruktur und Evolutionsbiologie der Boddenhechte besser schützen als das aktuelle Mindestmaß (Kapitel 6).

## 3.2 Wachstum, Kondition und Ernährung von Boddenhechten früher und heute

Timo Rittweg, Jonas Palder, Marlon Braun,  
Robert Arlinghaus, Sören Möller &  
Helmut Winkler

### Kontext

Für die Fitness (definiert als lebenslange Nachkommensproduktion) von Fischen und von Hechten ist das Wachstum von zentraler Bedeutung, weil mit der Körperlänge Überleben und Fruchtbarkeit eng zusammenhängen (Haugen et al. 2006, 2007). Unter Praktiker:innen sind die Bodden für besonders große Hechte bekannt, sodass die Frage berechtigt ist, ob die Boddenhechte tatsächlich deutlich schneller als andere Populationen wachsen, und wenn ja, warum, oder ob die Tiere hier einfach nur älter werden, was zwangsläufig auch die Länge steigern sollte. Als ein Grund wird immer wieder genannt, dass Boddenhechte Zugang zu mariner Nahrung wie Heringen haben und deswegen so frohwüchsig sind (Winkler 1987).

Wesentlich für das Wachstum von Fischen ist eine optimale Wassertemperatur und ausreichende Nahrung von guter Qualität. Dabei spielt auch die ernährungsphysiologische Zusammensetzung der Nahrung eine entscheidende Rolle. Der Zugang zu

Nahrung hängt neben der Umwelt von der Menge an Nahrungskonkurrenten ab. Eine hohe Zahl an Konkurrenten reduziert die pro Kopf verfügbare Nahrung und löst gerade bei Kannibalen Stress aus, der das Wachstum hemmt (Edeline et al. 2010). Aus diesem Grunde ist das Wachstum von Hechten dichteabhängig (Margenau et al. 1998, Haugen et al. 2007).

Wachstum muss als ein evolutionär optimierter Anpassungsprozess verstanden werden, der den morphologischen Zustand (Körpergröße) steuert und mit anderen Merkmalen der Lebensgeschichte (z. B. Investition von Energie in die Reproduktion) im Sinne energetischer Zielkonflikte zusammenhängt (Roff 1984, Stearns 1989). Ein schnelles Wachstum in einem Lebensraum mit hoher Ressourcenverfügbarkeit und hohem Prädationsrisiko hängt mit reduzierter maximaler Lebenserwartung zusammen (Smith & Blumstein 2008), führt aber zu einer hohen Fruchtbarkeit bei der ersten Reproduktion (Arlinghaus et al. 2009b). Im Gegensatz dazu bedingt langsames Wachstum in einer risikoarmen und gleichzeitig ressourcenarmen Umgebung eine geringere altersspezifische Fruchtbarkeit, aber höhere Überlebensrate und eine längere Lebensspanne (Stearns 2000). Nahrungsaufnahme und Energieallokation sind die zentralen Prozesse, die das Wachstum steuern und von einer Reihe physiologischer und verhaltensbezogener Mechanismen beeinflusst werden (Enberg et al. 2012).

Eine an eine bestimmte Umwelt optimal angepasste Lebensgeschichte spiegelt eine optimale Allokation von Ressourcen in Wachstum und Fortpflanzung wider und maximiert die erwartete Nachkommensproduktion des einzelnen Tieres über seine gesamte Lebensdauer (Charlesworth 1994). In konstanten Umwelten würde evolutionsbiologisch eine optimale Lebensgeschichte bzw. Lebensweise entstehen, bei der alle Individuen im Mittel dieselbe Ressourcenverteilung und Wachstumsgeschwindigkeit erreichen und sich ähnlich verhalten. In variablen Umgebungen mit variablen Selektionsdrücken können sich jedoch unterschiedliche Strategien entwickeln und miteinander existieren (Bolnick et

al. 2003). Natürliche Hechtpopulationen bestehen meist aus Individuen mit unterschiedlichen Wachstumsgeschwindigkeiten und variablen Bewegungs- und Lebensstrategien (Kobler et al. 2009). Diese unterschiedlichen Typen maximieren auf unterschiedlichem Wege ihre individuelle Fitness. So gibt es kaum umherschwimmende, fast schon stationäre Schilfhechte, Hechte, die mit submersen Makrophyten im tieferen Wasser assoziiert sind, und opportunistische Wanderhechte, die durch die Nutzung des Freiwassers außerhalb von Unterständen zwar höhere Schwimm- und Suchkosten haben, dafür aber auch eine höhere Nahrungsaufnahme realisieren: Netto kann bei allen Typen im Schnitt ein vergleichbares Wachstum auftreten, wie Studien von Kobler et al. (2009) an Seen zeigten; aber es wird immer einzelne Hechte geben, die frohwüchsiger sind als andere. Es gibt aber auch Hechtpopulationen, in denen sich einzelne Untergruppen systematisch in ihrer Wachstumsleistung unterscheiden (Mann & Beaumont 1990), z. B. weil es zwar ein für die Nahrungsaufnahme profitables Habitat gibt, in dem aber auch viele Räuber leben, sodass ein Teil der Hechte das Risiko eingeht und rasch wächst (aber nicht unbedingt überlebt), ein anderer Teil der Population in unprofitablen, aber sicheren Lebensräumen verbleibt und hier schlechter zuwächst. Wachstum und Sterbewahrscheinlichkeit stehen in einem Zielkonflikt, da ein Fisch, insbesondere wenn er jung ist, zum Wachsen Risiken bei der Nahrungssuche auf sich nehmen muss, was zu einer höheren Sterbewahrscheinlichkeit führt. Hat ein Hecht aber eine sichere Länge erreicht, fördert das in der Regel Eizahl und Überleben. Gerade bei Hechten herrscht ein hoher Selektionsdruck, früh im Leben rasch zu wachsen (Haugen et al. 2007, Monk et al. 2021).

Für den Hecht als kannibalistische Art ist das Wachstum gerade als Jungtier wichtig, was in einem Brackwasserlebensraum mit dem Salzgehalt als Stressfaktor nicht einfach ist. Größere Hechte besitzen eine größere osmoregulatorische Kapazität und Mobilität (Jacobsen et al. 2017), sodass sie in einer Umwelt mit variablen Salzgehalten wie den Bodden



Abbildung 3.6: Schlecht konditionierter Hecht aus einem Binnensee mit einem unbefischten Hechtbestand an der ökologischen Tragkapazität.

© ROBERT ARLINGHAUS

besser überleben. Mangelernährung kann sich nicht nur in einer reduzierten Wachstumsrate in der Länge, sondern auch in einer verringerten Kondition (manchmal auch als „Korpulenzfaktor“ bezeichnet) manifestieren (Le Cren 1951) (Abbildungen 3.6 und 3.7).

In Bezug auf die Beuteorganismen zeigen frühere Studien an den Bodden, dass der Hecht sich opportunistisch ernährt, während des Frühjahrs aber viele Heringe mit hohem Fettgehalt zu sich nimmt (die Heringe wandern zum Laichen in die Bodden und haben dann eine große Menge fettreicher Eier bzw. Gonaden angelegt) (Winkler 1987). Seit 2005 nimmt an den Bodden jedoch die invasive Schwarzmundgrundel stetig zu (Lewin et al. 2023a), während der Heringsbestand rückläufig ist (ICES 2022). Möglicherweise hat diese Änderung der Beuteorganismen Auswirkungen auf den Zuwachs, obwohl aus anderen Regionen der Ostsee belegt ist, dass Hechte auch gerne Schwarzmundgrundeln fressen und guten Zuwachs zeigen (Herlevi et al. 2023). Abnehmende Nährstoffeinträge in die Bodden könnten sich außerdem negativ auf die früher bedeutenden Cyprinidenbestände und die gesamte Nahrungsbasis auswirken, so die Nahrungsverfügbarkeit reduzieren und das Wachstum bzw. die Kondition einschränken. Negative Einflüsse auf das Wachstum könnten auch durch eine größenselektive Befischung entstehen, indem über viele Generationen die eher frohwüchsigen, größeren Boddenhechte und die Hechte mit einer Präferenz für freie Wasserflächen entnommen



Abbildung 3.7: Gut konditionierter Hecht aus dem Peenestrom.

© PHILIPP CZAPLA

wurden (Monk et al. 2021). Möglicherweise sind das Wachstum des Hechts an den Bodden sowie seine Kondition daher heute geringer als früher. Das würde eine Begründung für die abnehmenden Gesamtbio-massen liefern (vgl. Kapitel 5).

Ein weiterer zentraler Faktor für das Wachstum der Hechte ist die Temperatur. Besonders das Wachstum von Junghechten ist stark temperaturabhängig (Casselmann 1978, Bry et al. 1991, Casselman 1996). So konnten etwa 40 % der beobachteten Variabilität im Wachstum von Junghechten in experimentellen Zuchtteichen mit Unterschieden in der Temperatur erklärt werden (Bry et al. 1991), wobei wärmere Temperaturen sich positiv auf das Wachstum auswirkten. Die Effekte des Salzgehalts auf Hechte wurden bisher nicht systematisch über das gesamte Leben untersucht, jedoch beschreibt der Zusammenhang zwischen Salinität und Wachstum bei Fischen häufig eine umgekehrt U-förmige Kurve, bei der es ein Optimum des Salzgehaltes gibt, unterhalb sowie oberhalb dessen das Wachstum abnimmt (Pörtner et al. 2010). Zumeist sind Salzgehalte oberhalb des Optimums kritischer, da die Osmoregulation im Salzwasser mehr Energie verlangt als die im Süßwasser (Boëf & Payan 2001).

Generell gilt der Hecht als solitär jagender obligater Fischkonsument, der in erster Linie die am häufigsten im Habitat verfügbaren Beutefischarten frisst (Hegemann 1958, Popova 1971, Fortunatova & Popova 1973, Mann 1982, Pihu & Turovski 2003).

Scott & Crossman (1973) gehen noch einen Schritt weiter, indem sie ihn als opportunistischen Carnivoren bezeichnen, der jedes beliebige Wirbeltier greift, sofern er es größtmäßig überwältigen kann. Aufgrund seines schnellen Wachstums ist der Hecht gewöhnlich ab ca. 5 cm Länge fischfressend (Scott & Crossman 1973, Popova 2002).

Ungeachtet dessen, dass der Hecht in den brackischen Küstengewässern der Ostsee neben Zander und Barsch der wichtigste Spitzenräuber unter den Fischen ist, ist seiner Ernährung kaum Aufmerksamkeit geschenkt worden (Jacobsen et al. 2019). Das könnte daran liegen, dass es für alle eine Binsenwahrheit zu sein scheint, dass sich der Hecht üblicherweise ausschließlich von Fisch ernährt, und dies folglich keiner spezielleren Untersuchung bedarf. Angler:innen und Fischer:innen wissen aus ihrer Praxis, dass sich der Hecht überwiegend von den Massenfischarten Plötze, Barsch, Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) und Hering, aber auch von diversen Kleinfischarten ernährt. Nach den praktischen Erfahrungen der Angler:innen (Basan 1988) frisst der Hecht in den Küstengewässern Süßwasserfische, und in der Frühjahrslaihsaison des Hering greift er auf diesen zu. Es wird weiterhin häufig von Angler:innen angenommen, dass größere Hechte ausschließlich große Beute fressen, und dementsprechend große Köder werden dann für den Fang verwendet (20-30 cm-Köder sind keine Seltenheit). Die wissenschaftliche Literatur zu der Beutegröße der Hechte ist sich jedoch einig: Große Hechte fressen oft kleine Fische (Gaeta et al. 2018, Mittelbach & Persson 1998). Zwar nimmt die Größe der Beute im Durchschnitt mit steigender Körpergröße des Hechtes zu, aber kleine Beute spielt weiter eine wichtige Rolle für die Ernährung. Ob dies auch für den Boddenhecht gilt, ist unbekannt. Die genauere Kenntnis seiner Ernährungsgewohnheiten und seines Beutespektrums lassen uns besser verstehen, welche Rolle dieser Fisch im Küstenökosystem spielt oder andersherum, wie sich Änderungen im Ökosystem auf die Produktivität des Hechtes auswirken können, weil hier das Wachstum eine große Rolle spielt.

Hegemann (1958) hat das Nahrungsspektrum des Hechtes aus einem der ehemals bedeutendsten Hechtreviere, dem Greifswalder Bodden, beschrieben. Nach der Häufigkeit dominierten in seinen, leider nicht sehr ausführlich beschriebenen Analysen Kleinfischarten wie marine Grundeln (*Gobius* spp.), Dreistachliger Stichling und Sandaal (*Ammodytes* sp.), gefolgt von Hering und Hecht selbst. Plötze und Barsch spielten hingegen nur eine untergeordnete Rolle. Daraus folgerte er, dass Grundeln und Stichlinge die Hauptnahrung des Hechtes seien.

Falk (1965a) beruft sich auf eigene, leider nicht genau dargestellte Nahrungsuntersuchungen an Hechten der Boddengewässer und listet in Reihenfolge die Arten Plötze, Stint (*Osmerus eperlanus*), Hering, Grundeln (nicht näher bezeichnet), Barsch, Kaulbarsch und Dreistachliger Stichling als Hauptnahrung. Weitere Nahrungsuntersuchungen an Hechten aus Fischereianlandungen im Größenbereich 40–102 cm erbrachten ein Beutespektrum von 12 Arten. Nach den Biomasseanteilen dominierten in Reihenfolge Hering, Plötze, Barsch und Kaulbarsch (Winkler 1987, 1989a,b).

Aktuell stellt sich vor dem Hintergrund abnehmender Hechtbestände im Verlaufe der letzten 30 Jahre (Arlinghaus et al. 2023a) die Frage, ob eventuell Veränderungen in seiner Ernährungsbiologie dabei eine Rolle spielen könnten. Berufsfischer:innen und Angler:innen verweisen anhaltend auf Veränderungen in der Habitatwahl adulter Hechte (Zunahme des Flachwassers als Haupthabitat), mindestens in den letzten fünf Jahren. Dies könnte ein Hinweis auf eine veränderte Nahrungsverfügbarkeit sein, etwa dass sich das Beutespektrum verändert hat.

Das Ziel dieses Unterkapitels ist die Darstellung des Wachstums, der Ernährung und der Kondition von Boddenhechten früher und heute. Außerdem sollte das Wissen zur Ernährungsbiologie des Hechtes aus den Küstengewässern mit unterschiedlichen methodischen Verfahren vertieft werden, insbesondere auch zur Frage, ob sich das Nahrungsspektrum aktuell nach der Invasion der Bodden mit Schwarzmundgrundeln verändert hat. Zu diesem Zweck

wurden ältere, bislang nicht ausgewertete Untersuchungsdaten zusammen mit neueren Befunden zur Ernährung der Hechte aus Boddengewässern ausgewertet.

## Methoden

### Altersbestätigung

Die Bestimmung des Wachstums bei Fischen erfolgt über das Zählen von Jahresringen auf kalzifizierten Hartstrukturen, wie etwa an Schuppen, Gehörsteinchen (Otolithen), den Kiemendeckeln (Operculum), dem Schultergürtel (Cleithrum), den Flossenstrahlen oder den Flügelknochen (Metapterygoidknochen) (Denechaud et al. 2020). Die Jahresringe ergeben sich aus Unterschieden in der Wachstumsrate zwischen Sommer (schnelles Wachstum) und Winter (langsames Wachstum), die sich z. B. auf den Otolithen als ringartige, undurchsichtige (Sommerring)

oder durchsichtige (Winterring) bzw. bei Schuppen als helle (Sommerphase) und dunkle (Winterphase) Muster abbilden (Campana et al. 1995) (Abbildung 3.8).

Diese Form der Altersbestimmung ist bei fast allen Fischen der gemäßigten Breiten anwendbar. Trotz ihrer Beliebtheit ist die Methode nicht frei von Fehlern, da sowohl die Lesbarkeit der Struktur als auch die Leser:innen selbst Einfluss auf die Ergebnisse nehmen (Beamish & McFarlane 1983). Häufig kommt es zur Unterschätzung des Alters langer bzw. sehr alter Tiere, da der Zuwachs im Alter abnimmt. Bei Hechten kann auch die Umstellung von Plankton auf Fischnahrung im ersten Lebensjahr Muster generieren, die wie ein Jahresring aussieht, aber keiner ist. Da Altersdaten durch den Einfluss auf Wachstums- und Sterblichkeitsschätzungen für die errechnete Populationsbiomasseneubildung und die Ableitung von Bewirtschaftungsoptionen über Modelle von zentraler Bedeutung sind, können Feh-

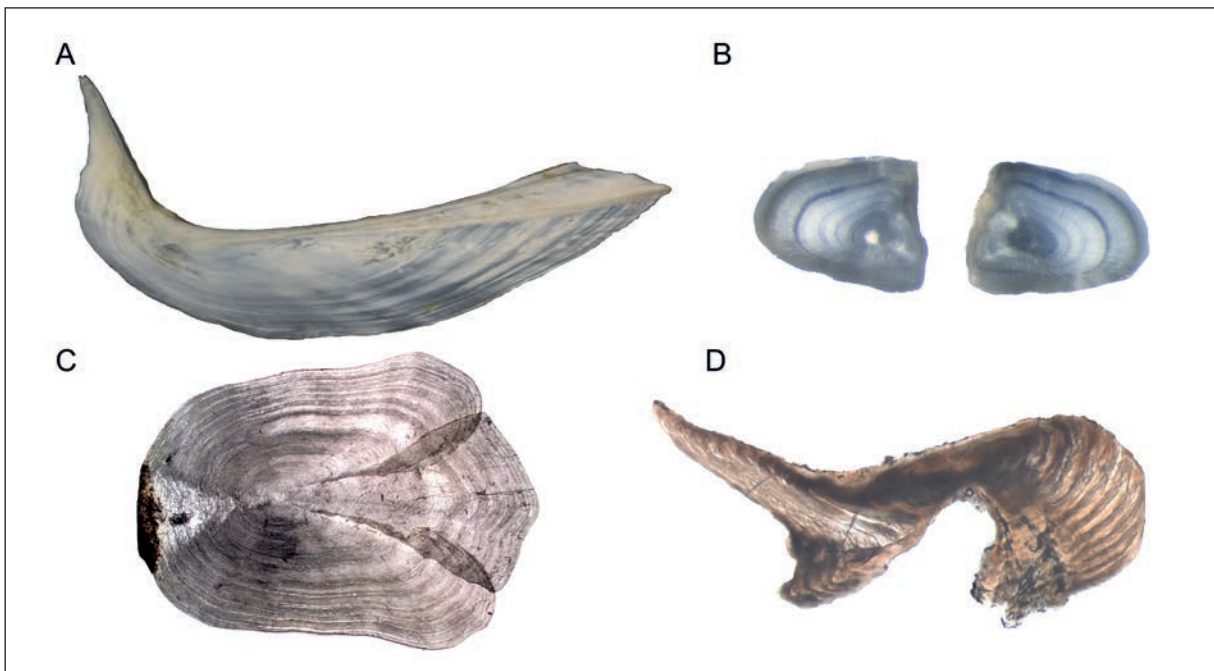


Abbildung 3.8: Verschiedene Altersstrukturen, die herkömmlicherweise zur Altersbestimmung an Fischen verwendet werden: A) Schultergürtel (Cleithrum); B) Flossenstrahlen; C) Schuppen; D) Gehörsteinchen (Otolithen).

ler in der Alterslesung und damit in der eingeschätzten Wachstumsrate relevante Folgen für die Bewirtschaftung haben.

Zur Validierung von Alterslesungen an Hechten über verschiedene Strukturen wurde zunächst eine Unterprobe an Hechten aus den Bodden und aus Boddenzuflüssen ausgewählt, um Alterslesungen an zwei häufig bei Hechten verwendeten Strukturen, Otolithen und Schuppen, zu überprüfen. Hierfür wurden aus den Otolithen der Tiere lebenslange Transktraktmessungen stabiler Sauerstoffisotope ( $\delta^{18}\text{O}$ ) bestimmt, die eine gute Annäherung für die erlebte Umgebungstemperatur darstellen (Epstein et al. 1953). Damit ließ sich bestimmen, ob ein beobachteter Winterring mit einem Maximum in den  $\delta^{18}\text{O}$ -Werten (Anzeiger für kalte Temperaturen) zusammenfällt und ein Sommerring mit einem Minimum in den  $\delta^{18}\text{O}$ -Werten (Anzeiger für warme Temperaturen). Das so bestimmte bestätigte Alter diente der Überprüfung von Alterslesungen über herkömmliche visuelle Methoden. Zusätzlich wurde eine Analyse durchgeführt, um die Auswirkungen von fehlerhaften Alterslesungen auf die Schätzung von Wachstumsmodellen und daraus abgeleitete Referenzpunkte für die fischereiliche Bewirtschaftung zu untersuchen.

### **Wachstum im weltweiten Vergleich und im Vergleich zu früher**

Die aktuelle Wachstumsrate der Boddenhechte wurde basierend auf Wachstumsinkrementen (Abstände zwischen zwei Jahresringen, die Rückschlüsse auf das vollzogene Wachstum im zurückliegenden Jahr erlauben) an Schuppen und Otolithen bestimmt. Mithilfe einer Rückrechnungsmethode (Fraser-Lee-Methode, Lee 1920) wurde für jeden Wachstumsring die Länge eines Fisches zum Zeitpunkt der Jahresringbildung ( $L_i$ ) bei einem Alter  $i$  zurückberechnet. Dabei wird das Verhältnis zwischen dem Radius (Abstand zwischen Zentrum = Geburt der Hartstruktur und Jahresring,  $Rad_i$ ) zu jedem Jahresring und dem Gesamtradius (Abstand zwischen dem Zentrum und dem äußeren Rand,  $Rad_t$ ) der Struktur berechnet und mit der Gesamtlänge des Fisches ( $L_t$ ) multipliziert.

Als Korrekturfaktor ( $c$ ) wurde der Y-Achsenabschnitt einer linearen Regression zwischen Länge beim Fang und Hartstrukturradius über alle Fische verwendet.

$$L_i = \frac{Rad_i}{Rad_t} \times (L_t - c) + c.$$

Aus den aktuellen rückberechneten Längendaten wurden von-Bertalanffy-Wachstumskurven (von Bertalanffy 1938) berechnet und diese mit Wachstumsdaten von verschiedenen Hechtbeständen aus Binnengewässern Europas und Nordamerikas aus der Literatur (Rypel 2012) abgeglichen, um zu untersuchen, wie sich das Wachstum der Boddenhechte im Vergleich mit dem weltweiten Durchschnitt verhält. Dazu wurden, wenn möglich, nur Modelle, die auf der Grundlage identischer Lesestrukturen (z. B. Schuppen) geschätzt wurden, verwendet. Zudem wurden mittlere Längen zu verschiedenen Altersklassen und von-Bertalanffy-Wachstumskurven heutiger Boddenhechte mit historischen Daten aus den Bodden abgeglichen (Datengrundlage: Hegemann 1958, Falk 1965a, Juncker 1988, Dorow 2004), um zu untersuchen, ob die heutigen Boddenhechte schneller oder langsamer als früher wachsen. Das Wachstum wurde außerdem zwischen verschiedenen Bodden und zwischen Rognern und Milchnern verglichen, um gebiets- und geschlechtsspezifische Effekte zu testen.

### **Kondition früher und heute**

Die Kondition der Hechte wurde über Längen-Massen-Beziehungen eingeschätzt. In einem ersten Schritt sollte überprüft werden, ob der Vergleich mit historischen Quellen Rückschlüsse auf eine Veränderung der Kondition zulässt. Historische Daten konnten aus den in Tabelle 3.1 gelisteten Quellen gewonnen werden:

Für den jeweiligen Vergleich mit den historischen Quellen wurden die Hechtfänge aus dem BODDEN-HECHT-Projekt nach den in den Quellen angegebenen Kriterien Gebiet, Saison und Geschlecht gefiltert und die verfügbaren Längen-Massen-Daten extrahiert.

Tabelle 3.1: Historische Quellen zur Kondition der Hechte in den Bodden.

Quelle	Gebiet	Jahr und Saison	Datenformat	Stichprobengröße
Hegemann 1958	Greifswalder Bodden	1955, 16. April – 25. Oktober	Durchschnittsgewichte pro 1 cm Längensklasse	689
Winkler pers. Kommunikation	Greifswalder Bodden Kubitzer Bodden	1998, 1990 (GB) 2015 (KB) jeweils März	individuelle Gewichte und Längen	53 (GB) 99 (KB)
Junker 1988	Greifswalder Bodden Darß-Zingster Bodden	1986 – 1988	Parameter der Längen-Gewichts-Regressionen GB: a = 0,00895; b = 2,95 DZB: a = 0,00771; b = 2,99	103 (DZB) 200 (GB)
Dorow 2004	Peenestrom	2003 Oktober – Dezember	Parameter der Längen-Gewichts-Regression a = 0,0049; b = 3,0868	50

Im Falle von Hegemann (1958) wurden die Längen auf nächstkleinste 1 cm Längensklasse gerundet und das Durchschnittsgewicht für jede Längensklasse ermittelt. Der historische und die aktuellen Datensätze wurden kombiniert und die Herkunft der Daten als Faktorvariable mit den Ausprägungen „1955“ und „aktuell“ in der statistischen Analyse beibehalten. Von Länge und Gewicht wurden die Logarithmen mit Basis 10 genommen und ein lineares Modell gerechnet:

$$\log_{10}(G) \sim \log_{10}(L) + \text{Datenherkunft} + \log_{10}(L) \times \text{Datenherkunft}$$

Eine Anova (Typ 2) wurde verwendet, um Unterschiede auf statistische Signifikanz zu überprüfen.

Eine ähnliche Vorgehensweise wurde für historische Hecht Daten verwendet, die Dr. Helmut Winkler (ehemals Universität Rostock, Institut für Allgemeine und Spezielle Zoologie) aus eigenen Proben bereitgestellt hat. Ausreichend umfangreiche Stichproben gab es dabei aus der Periode 1989–90 (jeweils März) aus dem Greifswalder Bodden und von 2015 aus dem Kubitzer Bodden. Dabei waren jeweils Individuallängen und Gewichte der Hechte angeführt, sodass keine Durchschnittswerte, sondern die Daten mit der vollen Varianz eingeflossen sind. Für den Vergleich mit diesen Daten wurden die BODDENHECHT-Daten nach dem Monat März gefiltert und auf das jeweilige Gebiet (Greifswalder Bodden und Kubitzer Bodden) reduziert. In zwei linearen Modellen wurden die Daten von 1989–90 und 2015 jeweils durch eine Anova (Typ 2) mit den Daten aus dem BODDENHECHT-Projekt verglichen.

Für Quellen, in denen in den historischen Quellen nur die Parameter der Längen-Gewichts-Regression ( $\text{Gewicht} = a \times (\text{Länge})^b$ ) angegeben waren, wurden Gewichtsdaten für Längen zwischen 40 und 120 cm anhand der in der Literaturquelle berichteten Parameter errechnet. Die Längen und Gewichte wurden dann  $\log_{10}$ -transformiert und zusammen mit den korrespondierenden neuen Daten in einer Abbildung aufgetragen. Wenn der Kurvenverlauf der historischen Daten nicht von den Konfidenzintervallen der linearen Funktion der aktuellen Daten abwich, wurde darauf geschlossen, dass kein signifikanter Unterschied in der Kondition besteht.

Für die Studie von Dorow (2004) konnte kein Vergleich gerechnet werden, da die BODDENHECHT-Studie in der betreffenden Saison (Oktober–Dezember) nur vier Hechte aus dem Peenestrom dokumentiert hat.

### Konditionsvergleiche zwischen den Bodden und Zuflüssen

In einem zweiten Schritt sollte die Kondition der Hechte der Gegenwart zwischen Zuflüssen der Bodden und Brackwasser, verschiedenen Bodden, Geschlechtern und Jahreszeiten auf Unterschiede überprüft werden. Zunächst wurde die Kondition der Boddenhechte mit der der Hechte in angrenzenden Süßwasserzuflüssen der Bodden verglichen. Dazu diente ein lineares gemischtes Modell, in dem das  $\log_{10}$ -transformierte Gewicht in Abhängigkeit der  $\log_{10}$ -transformierten Länge dargestellt wurde. Dabei wurde der Salinitätstyp des Fangorts, also Brack-

oder Süßwasser (Zuflüsse wie Barthe oder Peene), als unabhängige Variable und als Interaktionsterm in das Modell aufgenommen. Das Geschlecht und die Saison flossen als Zufallseffekte ein. Bei der Saison wurden dabei die Monate Februar–Mai als Frühling (Laichzeit), Juni–September als Sommer und September–Januar als Herbst/Winter zusammengefasst:

$$\log_{10}(G) \sim \log_{10}(L) + \text{Salinitätstyp} + \log_{10}(L) \times \text{Salinitätstyp} + (I|\text{Saison}) + (I|\text{Geschlecht})$$

Eine zweite Teilanalyse sollte prüfen, welchen Einfluss das Boddengebiet, die Saison und das Geschlecht auf die Kondition der Hechte haben. Weil nicht zu jeder Jahreszeit ausreichend Daten aus allen fünf Teilgebieten vorhanden waren, wurde die Analyse in zwei Schritten durchgeführt:

In einem ersten linearen Modell wurden ohne Berücksichtigung der verschiedenen Teilgebiete die Einflüsse der Variablen Geschlecht und Saison

(Frühling, Sommer, Herbst/Winter) auf die Längen-Gewichts-Regression der Hechte geprüft:

$$\log_{10}(G) \sim \log_{10}(L) + \text{Saison} + \text{Geschlecht} + \log_{10}(L) \times \text{Saison} + \log_{10}(L) \times \text{Geschlecht} + \text{Saison} \times \text{Geschlecht}$$

Um die Einflüsse von Boddengebiet und Geschlecht auf die Längen-Gewichts-Beziehung zu erforschen, kam folgendes Modell zur Anwendung:

$$\log_{10}(G) \sim \log_{10}(L) + \text{Gebiet} + \text{Geschlecht} + \log_{10}(L) \times \text{Gebiet} + \log_{10}(L) \times \text{Geschlecht} + \text{Gebiet} \times \text{Geschlecht}$$

Dabei flossen nur Daten aus dem Frühjahr ein, die für alle fünf Boddengebiete Greifswalder Bodden, Nordrügener Bodden, Süden/Peenestrom, Westrügen und Darß-Zingster Bodden in ausreichendem Umfang vorlagen. Signifikante Haupteffekte und signifikante Wechselbeziehungen (Interaktionen) (bei einem Signifikanzniveau  $p < 0,05$ ) wurden für alle Modelle anhand von Anovas (Typ 2) bestimmt.

Tabelle 3.2: Untersuchte Hechtproben (Nt – Zahl aller analysierten Hechte; Nc – Zahl der Hechte mit Nahrung in den Mägen; \* für zwei Magenproben lagen keine Größendaten zu den Hechten vor) für die Zeiträume 1987–1990 und 2015.

Probenort	Datum	Nt	Nc	Totallänge [cm]
1 Peenestrom	26.05.1987	4	2	48–56
2 Saaler Bodden	29.07.1987	18	9	43–62
3 Strelasund	2.10.1987	13	4	55–78
4 Greifswalder Bodden	31.11.1987	10	5	63–70
2 Saaler Bodden	9.02.1988	7	5	49–66
4* Greifswalder Bodden	26.04.1988	15	8	–
2* Saaler Bodden	30.10.1988	26	18	–
3 Strelasund	17.03.1989	33	24	58–111
1 Peenestrom	01.11.1989	5	4	49–83
4 Greifswalder Bodden	12.03.1990	20	12	70–93
2 Saaler Bodden	13.03.1990	7	6	46–71
<b>Summe (1987–1990)</b>		<b>158</b>	<b>97</b>	
<b>5 Prohner Wieck (2015)</b>	10.03.2015	<b>95</b>	<b>83</b>	44–93



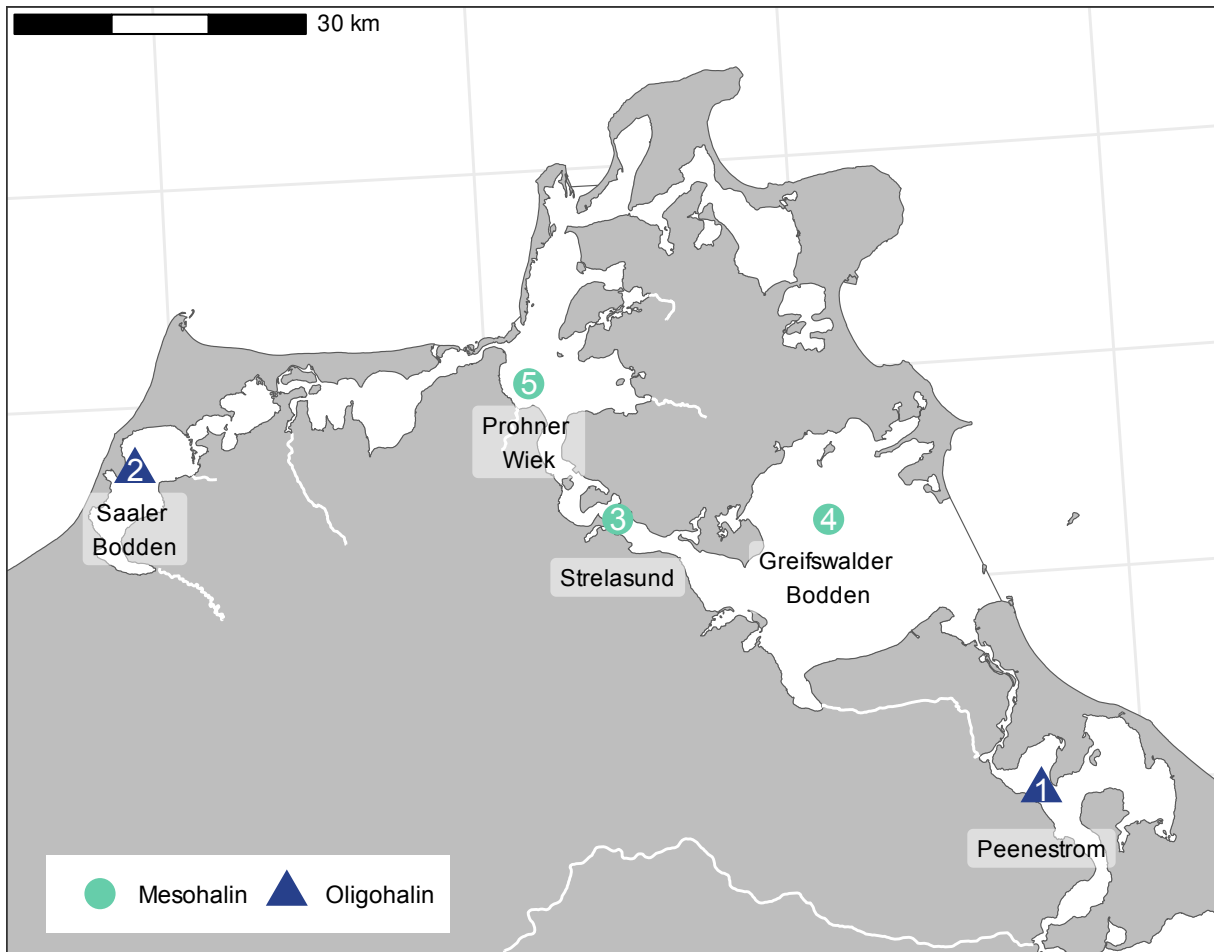


Abbildung 3.9: Probenahmepositionen (vgl. Tabelle 3.2). Oligohaline Gewässer 1 – Peenestrom; 2 – Saaler Bodden; Mesohaline Gewässer 3 – Strelasund; 4 – Greifswalder Bodden, 5 – Prohner Wiek im Kubitzer Bodden.

### Ernährung der Hechte früher

Zunächst wurden Magenanalysen an Boddenhechten vor dem massenhaften Auftreten der Schwarzmundgrundel durchgeführt, die seit 1999 vermehrt, aber in vielen Gebieten Westrügens erst ab 2015 sprunghaft angestiegen sind (Lewin et al. 2023a). Die verfügbaren Proben der Zeit von der Invasion stammen zum einen gestreut aus dem Zeitraum 1987–1990 und zum anderen als größere Einzelprobe aus dem Jahr 2015 (Tabelle 3.2). Die Mägen wurden hinsichtlich Zahl und Größe von Beutearten bzw. Größe von deren Identifikationsstrukturen (Otolithen, Schlundzähne etc.) bearbeitet. Die Proben stammen aus Anlandungen der kommerziellen Fischerei, aus Stellnetz- und Reusenfängen. Für jeden Fisch wur-

den die biologischen Basisdaten (Totallänge, Frischmasse, Geschlecht, Reifegrad, Auffälligkeiten an inneren Organen etc.) ermittelt und die Mägen frisch oder nach Frostung bearbeitet. Die Totallängen der Hechte mit Mageninhalt variierten in den älteren Proben zwischen 43 und 111 cm und für die Probe von 2015 zwischen 44 und 93 cm (Tabelle 3.2). Aus dem Zeitraum 1987–1990 standen 97 Hechte mit gefüllten Mägen zur Verfügung und von 2015 waren es 83. Insgesamt wurden also 180 Hechtmägen auf den Nahrungsinhalt hin analysiert.

Nach früheren Studien (Winkler 1987) unterscheiden sich die Nahrungsverfügbarkeit und die Nahrungsorganismen zwischen den inneren Bodden- und Gewässern (oligohalin, Salinitäten von  $\leq 5$  PSU) mit

Dominanz von Süßwasserarten (Station 1 und 2 der Probenahme, Abbildung 3.9) und den mesohalinen Gewässern ( $\geq 5$  bis 8 PSU), in denen auch marine Arten (Hering, Sandaale, Hornhecht, marine Grundeln) saisonal hinzukommen (Stationen 3, 4 und 5). Deshalb wurden die Proben jeweils nach dieser regionalen Zugehörigkeit ausgewertet und betrachtet (Abbildung 3.9). Wegen der geringen Einzelprobenumfänge aus dem Zeitraum 1987–1990 wurden die Proben für den oligohalinen und mesohalinen Bereich gepoolt.

Nach Ermittlung der Gesamtmasse des aktuellen Mageninhaltes wurden die Nahrungsobjekte artlich determiniert und deren Länge ( $\pm 1$  mm) gemessen. Für Objekte, die aufgrund fortgeschrittener Verdauung nur noch über Knochenfragmente (Otolithen, Schlundzähne, Opercula etc.) bestimmt werden konnten, wurden diejenigen vermessen ( $\pm 0,1$ mm), die die eindeutige Bestimmung der Art und Anzahl ermöglichten. Über artspezifische Fragmentgrößen/Fischlängen und Längen-Frischmasse-Relationen wurden anschließend deren ursprüngliche Größen rückberechnet. Dem lagen die Relationen zugrunde, die Debus & Winkler (1996) für die Fischarten unserer Küstengewässer erstellt hatten. Diese Vorgehensweise ermöglichte die Berechnung der Häufigkeiten und Biomasseanteile der einzelnen Beutefischarten aus den Mägen.

Für fünf Hechtproben wurden die Eingeweide visuell nach dem Befall mit dem Nematoden *Anisakis* sp. analysiert. Die Präsenz des Nematoden ist ein Beleg dafür, dass sich der Hecht von Heringen aus der westlichen Ostsee ernährt haben muss, denn er gelangt über die Nahrungskette in den Hecht und andere Prädatoren. Das wurde u. a. von Feiler & Winkler (1981) für den Zander der Küstengewässer beschrieben. Die Prävalenz (%) von *Anisakis* in den Proben ist daher ein Hinweis darauf, dass sich diese Hechte in den Vorjahren von Hering ernährt haben. Der Befallgrad (Prävalenz) gibt den Anteil befallener Fische in der Probe an, unabhängig von der Anzahl an Nematoden pro Fisch. Die Intensität zeigt die Zahl des Parasiten pro befallenem Fisch an.

### Ernährung der Hechte heute:

#### Mageninhaltsanalysen

Um den Einfluss der Ernährung auf das Wachstum der Hechte zu ergründen, führte das Projektteam Mageninhaltsanalysen an Hechten durch eine Kombination der von Kamler & Pope (2001) beschriebenen Methoden der nichtlethalen Bestimmung von Mageninhalten durch. 393 Hechte wurden im Jahr 2022 in den Gebieten gefangen, die wie in Kapitel 5 beschrieben zur Untersuchung der saisonalen Variation der Fischartengemeinschaft befischt wurden. Im Frühjahr, Sommer und Herbst 2022 erfolgte der Fang (per Stellnetz und Angeln) von 111 Hechten im Neuensienner- und Selliner See, 163 in der Grabow und 118 Hechte in der Westrügensch Boddenkette bei Ummanz. Das sind alles mesohaline Gebiete. Die Verteilung der Tiere auf die einzelnen Jahreszeiten ist in Tabelle 3.3 zusammengefasst. Der Mageninhalt der Tiere wurde erhoben, die gefundenen Beutetiere auf die Art genau bestimmt und die Länge der noch messbaren Nahrungspartikel auf den Millimeter genau bestimmt. Bei teilverdauten Beutetieren und Beuteindividuen, die nur noch als Fragmente vorlagen (z. B. Knochenfragmente wie Otolithen, Schlundzähne, Opercula), wurde eine durchschnittliche artspezifische Länge aus Netzfängen im Untersuchungsgebiet angenommen. Anschließend wurden die Gewichte aller Nahrungsorganismen mittels artspezifischer Längen-Gewichts-Regression (Kapitel 5), der Biomasseanteil am Mageninhalt pro Gebiet, pro Saison und pro Gebiet und Saison sowie der zahlenmäßige Anteil der Beutearten in den Hechtmägen bestimmt. Des Weiteren wurde sowohl mit den historischen wie den aktuellen Daten die Beutelänge in Relation zur Länge des jeweiligen Hechtes gesetzt, um einen Einblick darüber zu gewinnen, ob es einen Zusammenhang zwischen Hechtgröße und Beutegröße gibt und ob sich diese Relation mit der Zeit verändert hat. Eine grundlegende Limitation von Untersuchungen des Mageninhalts von Fischen zur Bestimmung der Ernährung ist jedoch, dass nur ein sehr kurzer Ausschnitt (wenige Tage, im Fall kleinerer oder wirbelloser Beute können es auch nur

Tabelle 3.3: Verteilung der Hechtproben für die Mageninhaltsanalyse pro Gebiet und Jahreszeit im Jahre 2022.

Fanggebiet	Jahreszeit	Anzahl Hechte insgesamt	Anzahl Hechte mit Mageninhalt
Neuensiener/Selliner See	Frühjahr	50	24
Neuensiener/Selliner See	Sommer	30	2
Neuensiener/Selliner See	Herbst	31	3
Grabow	Frühjahr	82	35
Grabow	Sommer	58	10
Grabow	Herbst	23	9
Ummanz	Frühjahr	56	14
Ummanz	Sommer	33	7
Ummanz	Herbst	29	5

Tabelle 3.4: Verteilung der Hechtproben für die stabile Isotopenanalyse pro Gebiet.

Fanggebiet	Jahr	Anzahl	Fangmethode
Darß-Zingster Boddenkette Ost	2020–2023	53	Angeln
Greifswalder Bodden	2020–2021	46	Angeln
Kleiner Jasmunder Bodden	2020	6	Reuse
Nordrügensche Boddenkette	2019–2022	92	Reuse, Kiemennetz, Angeln
Peenestrom	2019–2022	12	Reuse, Kiemennetz, Angeln
Strelasund	2020	46	Reuse, Kiemennetz
Westrügensche Boddenkette	2019–2022	127	Reuse, Kiemennetz, Angeln
Boddenzuflüsse	2019–2022	175	Elektrofischen

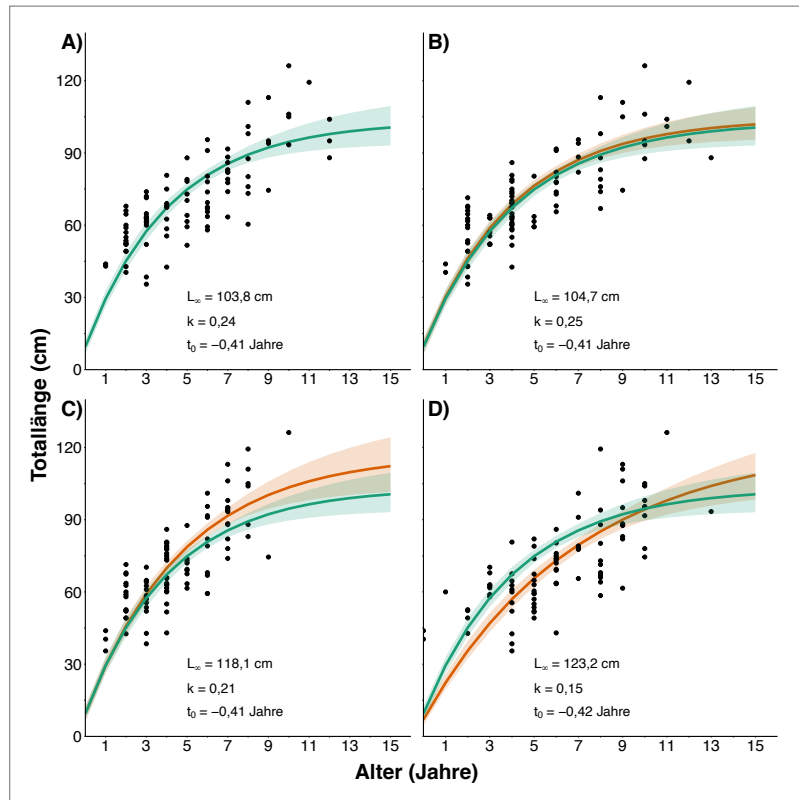
Stunden sein) aus der Ernährung des Individuums gezeigt wird, der nicht zwangsläufig repräsentativ für die längerfristige Ernährung des Tieres ist (Baker et al. 2014). Zudem sind bei räuberischen, fischfressenden Fischen wie dem Hecht leere Mägen sehr häufig, insbesondere auch in Angeldaten, da diese Tiere nicht so regelmäßig fressen wie z. B. gründelnde oder planktonfressende Fische. Angeldaten sind daher für die Erhebung der Ernährung nicht optimal.

### Ernährung der Hechte heute: Stabile Isotopenanalyse

Im Gegensatz zu den zuvor beschriebenen Limitationen der Mageninhaltsanalyse bietet die Analyse stabiler Isotope an Muskelproben eine Möglichkeit, die Ernährung eines Fisches über längere Zeiträu-

me von mehreren Monaten nachzuvollziehen. Der Nachteil ist, dass die konkreten Nahrungsorganismen nur indirekt aus den stabilen Isotopenverhältnissen im Muskel bestimmt werden können, also keine hundertprozentige Sicherheit besteht, dass der betreffende Nahrungsorganismus auch wirklich die Nahrung stellte. Um die langfristige Ernährung der Hechte zu beschreiben, wurden für die heutige Zeit (2020 – 2023) stabile Isotopenanalysen an 557 Hechtmuskelproben durchgeführt und um eine Stichprobe an Muskelproben ausgewählter Beutefischarten (N = 117) ergänzt. Die Hechte wurden in den Gebieten Darß-Zingster Boddenkette Ost, Westrügensche Boddenkette, Nordrügensche Boddenkette, Kleiner Jasmunder Bodden (oligohalin), Strelasund, Greifswalder Bodden, Peenestrom (oligohalin)

Abbildung 3.10: Von-Bertalanffy-Wachstumskurven von Milchnern und Rognern kombiniert über verschiedene Altersstrukturen von Hechten. Das bestätigte Alter aus A) ist in den strukturspezifischen Kurven als Referenz eingefügt. A) Wachstumskurve aus Bestätigten Altersschätzungen; B) Wachstumskurve aus otolithenbasierten Altersschätzungen, kombiniert über beide Leser; C) Wachstumskurve aus Schuppenaltersschätzungen von Leser 1; D) Wachstumskurve aus Schuppenaltersschätzungen von Leser 2.



sowie in diversen Boddenzuflüssen beprobt. Tabelle 3.4 zeigt die Verteilung der Hechte auf die einzelnen Probenahmegebiete.

Die stabilen Isotopenverhältnisse von Kohlenstoff ( $\delta^{13}\text{C}$ ), Stickstoff ( $\delta^{15}\text{N}$ ) und Schwefel ( $\delta^{34}\text{S}$ ) wurden über massenspektrometrische Verfahren bestimmt. Auf dieselbe Weise erfolgte die Bestimmung der stabilen Isotopenverhältnisse von 117 Beutefischproben gepoolt nach Artengruppen der Karpfenartigen (v.a. Plötze), Barschartigen (v.a. Barsch), Grundeln (v.a. Schwarzmundgrundel) sowie für eine Sammelgruppe von marinen Arten (v.a. Hering und Dreistachliger Stichling, dominant ist hier der Hering). Die Daten für Hechtmuskeln und Beutefischmuskeln wurden Lipid-korrigiert und gingen in Bayes'sche Mischungsmodelle ein (Bibliothek MixSIAR, Moor & Semmens 2008), um die absoluten Anteile der gewählten Beutefische an der Ernährung der Hechte zu schätzen. Die Totallänge und der Fangort der Hechte wurden in den Modellen als feste Effekte berechnet, um die Veränderung der Nahrung mit der Körpergröße sowie die Unterschiede zwischen den Gebieten zu beschreiben.

## Ergebnisse und Diskussion

### Alterslesung an Boddenhechten

Die Altersbestimmung mittels Otolithen ergab genaue Ergebnisse bei Hechten, während Schuppen ungenaue Altersschätzungen lieferten und das Alter älterer Individuen (> 6 Jahre) systematisch unterschätzten. Es konnte ein systematischer Effekt des die Schuppe lesenden Mitarbeitenden (sog. Lesereffekt) nachgewiesen werden, der bei Schuppen stärker ausgeprägt war als bei Otolithen (Details in Rittweg et al. 2023). Die über Otolithen ermittelten von-Bertalanffy-Wachstumskurven unterschieden sich nicht signifikant von den Kurven, die auf Basis der bestätigten Altersdaten erstellt wurden (Abbildung 3.10). Im Gegensatz dazu wichen die Wachstumsmodelle, die auf Basis von Schuppen erstellt wurden, signifikant von der bestätigten Alterskurve ab. Der Parameter  $L_{\infty}$ , der die mittlere maximale Länge eines durchschnittlichen Fisches beschreibt, wurde von den Schuppenmodellen stark überschätzt, da hier die sehr großen Exemp-

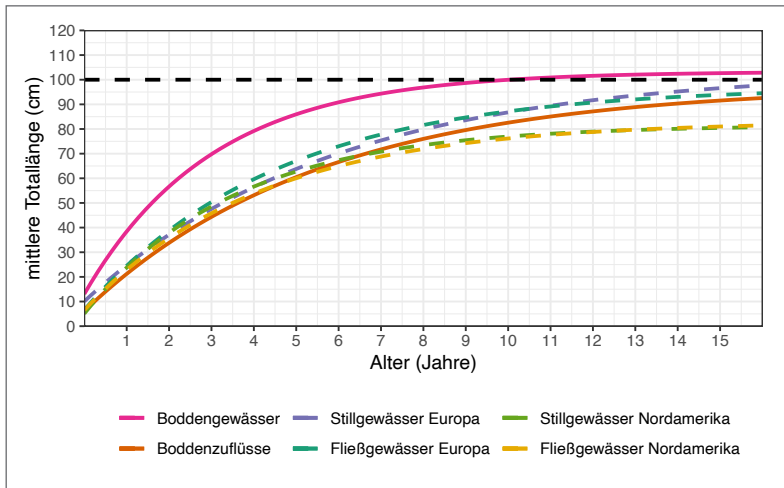


Abbildung 3.11: Von-Bertalanffy-Wachstumskurve von weiblichen Boddenhechten (magentafarbene durchgezogene Linie) und Hechten aus Boddenzuflüssen (orangefarbene durchgezogene Linie) im Vergleich mit Hechtpopulationen aus Binnengewässern Europas und Nordamerikas (gestrichelte Linien).

lure für zu jung gehalten wurden und demnach die Wachstumskurve allgemein steiler ausfiel und die asymptotische Phase später erreichte. Der Parameter  $k$ , der bestimmt, wie schnell sich die Kurve der asymptotischen Phase annähert bzw. ein grober Indikator der juvenilen Wachstumsrate, wurde von den Schuppenmodellen unterschätzt, was ein langsames juveniles Wachstum andeutete. Sofern die Altersspanne, die für eine bestimmte Fragestellung relevant ist, ein Alter von sechs Jahren nicht überschreitet, können Schuppenaltersbestimmungen eines erfahrenen Lesers für nichtlethale Wachstumsstudien an Hechten verwendet werden. Für Altersbestimmungen, die dieses Alter überschreiten, oder für die Beschreibung des maximalen Alters empfiehlt sich jedoch die Verwendung von Otolithen. Wenn verschiedene Populationen verglichen

werden, sollte man auch darauf achten, die gleichen Altersstrukturen zu verwenden. Aus diesem Grunde werden im Folgenden identische Strukturen verwendet, wenn mit alten Daten aus den Bodden oder der Literatur verglichen wird, wohl wissend, dass die Koeffizienten der Wachstumsfunktionen eventuell von der Realität abweichen (die am besten über Otolithen geschätzt werden, vgl. Abbildungen 3.10A und 3.10B).

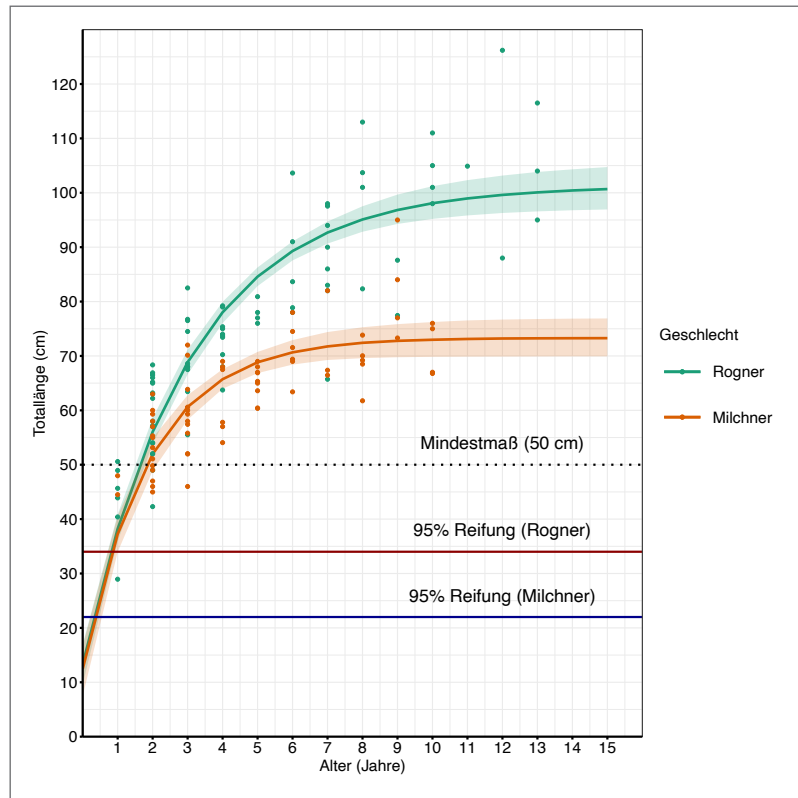
**Wachstum von Boddenhechten im Vergleich mit anderen Populationen und nach Geschlecht**

Zwischen Hechtpopulationen gibt es beträchtliche Unterschiede in der Lebensstrategie und der Wachstumsrate. Die Tatsache, dass kleine und schnell wachsende Fische in ein und demselben Bestand koexistieren, wurde mehrfach beschrieben (Frost

Tabelle 3.5: Parameter  $L_{\infty}$ ,  $k$  und  $t_0$  der von-Bertalanffy-Wachstumsfunktion für Hechtweibchen aus den Bodden, Boddenzuflüssen und verschiedenen Stillgewässern Europas und Nordamerikas (Daten zu Binnengewässern aus Rypel 2012).

Herkunft	$L_{\infty}$ (cm)	$k$	$t_0$
Bodden	103,3	0,33	-0,41
Boddenzuflüsse	97,7	0,18	-0,36
Stillgewässer Europa	103,9	0,17	-0,60
Fließgewässer Europa	97,2	0,22	-0,32
Stillgewässer Nordamerika	81,6	0,28	-0,23
Fließgewässer Nordamerika	83,1	0,24	-0,34

Abbildung 3.12: Von-Bertalanffy-Wachstumskurve von Rognern und Milchnern in den Bodden im Vergleich. Die Länge, bei der mindestens 95 % aller Rogner geschlechtsreif sind, ist mit einer roten waagerechten Linie vermerkt.



& Kipling 1967, Mann & Beaumont 1990, Casselman 1996). Es wurden auch zuvor bereits deutliche Unterschiede in der Körpergröße und im frühen Wachstum sympatrischer Hechtpopulationen in den Küstengewässern der Ostsee nachgewiesen (Müller 1986, Tibblin et al. 2015), ebenso bestehen Unterschiede in der Wachstumsrate zwischen Süßwasserhechtpopulationen in Nordamerika und Eurasien sowie zwischen Süßwasserpopulationen, die auf dem Festland und in den Küstenländern Eurasiens leben (Rypel 2012). Gründe für die unterschiedlichen Wachstumsraten zwischen Gewässern sind in der Regel unterschiedliche Umweltbedingungen, können aber auch auf evolutionäre Anpassungen z. B. an unterschiedliche Temperaturen begründet sein. Unterschiede im Wachstum zwischen einzelnen Tieren innerhalb eines Gewässers sind meistens im variablen Risikoverhalten begründet, das sich zwischen einzelnen Hechten unterscheidet (Kobler et al. 2009), bei Junghechten ist auch der Zeitpunkt des Umstellens auf die energiereiche Fischnahrung für Wachstumsunterschiede verantwortlich.

In den Bodden wachsen die Hechtpopulationen im Vergleich zu Süßwasserpopulationen aus Binnengewässern in Eurasien und den USA sowie Küstenpopulationen der USA sehr schnell, besonders in den ersten Jahren. Wie in Abbildung 3.11 zu sehen, steigt die Wachstumskurve für Hechtpopulationen aus den Bodden schneller an als Kurven für andere Hechtpopulationen in Europa und den USA. Auch wachsen Rogner in Zuflüssen der Bodden langsamer als die Boddenpopulationen (Abbildung 3.11). Nimmt man die mittleren Zuwächse in Abbildung 3.11, so erreichen Boddenhechte im Mittel 40 cm im ersten Jahr und knacken die Ein-Meter-Marke im Schnitt mit neun Jahren. Die mittleren Längen beim ersten Geburtstag für die Vergleichspopulationen betragen nur zwischen 20 und 25 cm. Das bedeutet aber auch, dass der Verlust gerade der großen Hechte nicht so schnell kompensiert werden kann, da es einige Jahre dauert, bis ein Meterfisch heranwächst. Einzelne Hechte wachsen jedoch deutlich unterschiedlich. Wie Abbildung 3.10 an Otolithen zeigt, können fünfjährige Hechte zwischen 50 und

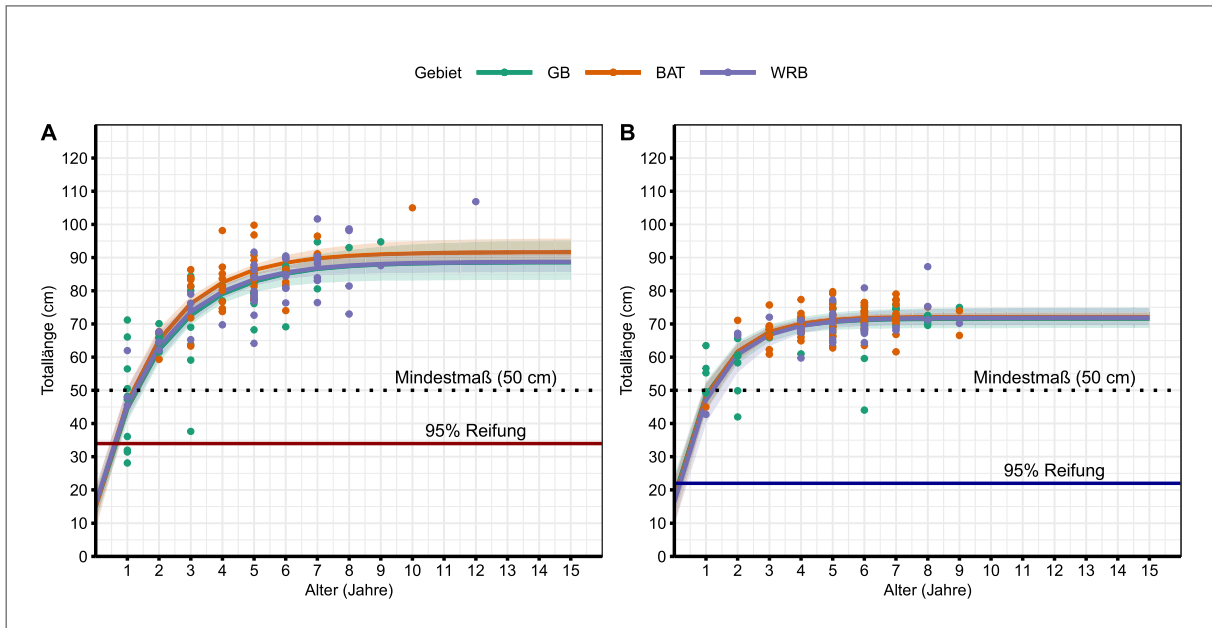


Abbildung 3.13: Von-Bertalanffy-Wachstumskurven für Rogner (links) und Milchner (rechts) aus drei verschiedenen Boddengebieten.

90 cm lang werden. Auch wachsen Männchen und Weibchen deutlich unterschiedlich (Abbildung 3.12).

Die mittlere theoretische Maximallänge ( $L_{\infty}$ ), die von Boddenhechten erreicht wird, unterscheidet sich allerdings nicht maßgeblich von Populationen aus den Binnengewässern und anderen Küstenpopulationen (Tabelle 3.5), was darauf hindeutet, dass sich das Wachstum von Hechten in den Bodden mit zunehmendem Alter stärker verlangsamt als bei den Vergleichspopulationen. Zu beachten ist, dass es sich bei diesen Werten um statistische Mittelwerte handelt, d. h. bei einer mittleren theoretischen Maximallänge von z. B. 103,3 cm werden im Bestand auch Hechte von z. B. 120 cm vorkommen.

Deutliche Unterschiede zwischen den Populationen bestehen in den Werten für  $k$ , was vereinfacht ein Maß der juvenilen Wachstumsrate ist. Dies deutet auf ein erheblich rascheres Junghechtwachstum in den Bodden hin als in den Vergleichsgewässern. In Kapitel 6 wird auf die Problematik eingegangen, dass dadurch eine Entnahme vor dem erstmaligen Abbläichen möglich wird.

Zwischen den Bodden unterscheidet sich das Wachstum der Hechte aktuell nur geringfügig. Basierend auf einer Probenahme an Hechten aus dem Jahr 2022 an 294 Hechten aus den Gebieten Greifswalder Bodden (GB), Grabow (DZB) sowie Kubitzer und Schaproder Bodden (WRB) wurde das Wachstum in den Bodden anhand von von-Bertalanffy-Kurven verglichen (Abbildung 3.13). Anhand der Überschneidung der Vertrauensintervalle sowohl für die Kurve der Milchner als auch der Rogner wurde festgestellt, dass keine signifikanten Unterschiede im Wachstum zwischen diesen Bodden existieren.

#### Konditionsunterschiede zwischen einzelnen Bodden, Jahreszeiten und Geschlechtern

Das Längen-Massen-Regressionsmodell (logarithmiert zur Basis 10) erfasste signifikante Konditionsunterschiede zwischen den Hechten, die in den Bodden und den Süßwasserzuflüssen gefangen wurden (Abbildung 3.14). Sowohl das mittlere Gewicht bei einer bestimmten Länge als auch der Anstieg der log-transformierten Längen-Gewichts-Re-

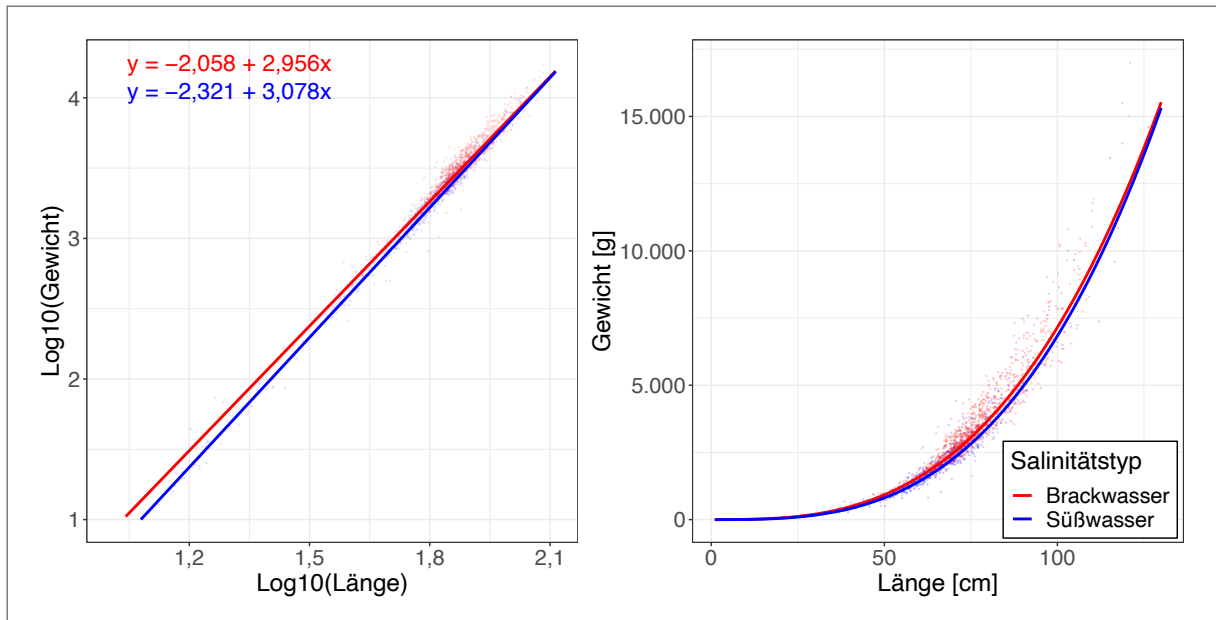


Abbildung 3.14: Links: Vergleich der linearen Regressionen der log-transformierten Gewichte in Abhängigkeit von der log-transformierten Länge der Hechte zwischen Brackwasser und Süßwasserzuflüssen. Rechts: Rücktransformierte Kurvenverläufe.

gression unterschieden sich zwischen den beiden Gruppen ( $p < 0,001$ ). Hechte aus dem Brackwasser waren dabei in besserer Kondition als solche aus den Zuflüssen der Bodden. Die erwarteten Gewichte bei einer Länge von 50 cm waren 809 g im Süßwasser und 922 g im Brackwasser, bei einem durchschnittlichen 80 cm-Hecht waren es 3.438 g und 3.700 g. Abbildung 3.14 zeigt die linearen Funktionen auf der Log-Log-Skala sowie die rücktransformierten Verläufe.

### Saison und Geschlecht

In dieser Analyse zeigten alle drei unabhängigen Variablen (Länge, Saison und Geschlecht) einen signifikanten Einfluss auf das Gewicht der Hechte ( $p < 0,001$ ) (Abbildung 3.15). Die Wechselbeziehungen (Interaktionsterme) von Länge und Saison ( $p = 0,02$ ) sowie von Saison und Geschlecht ( $p < 0,001$ ) waren ebenfalls signifikant. Das bedeutet, dass die Längen-Gewichts-Beziehung sich zwischen den verschiedenen Jahreszeiten unterscheidet und dass die Art der Abhängigkeit des Gewichts von der Saison sich zwischen männlichen und weiblichen Hechten unterscheidet (Tabelle 3.6). Lediglich

Tabelle 3.6: Funktionsgleichungen der linearen Regressionen der log-transformierten Gewichte in Abhängigkeit von der log-transformierten Länge für männliche und weibliche Brackwasserhechte in verschiedenen Saisons.

	Gleichung Weibchen	Gleichung Männchen
Frühling	$y = -1,798 + 2,845x$	$y = -1,939 + 2,896x$
Herbst/Winter	$y = -2,200 + 3,025x$	$y = -2,341 + 3,081x$
Sommer	$y = -1,991 + 2,909x$	$y = -2,132 + 2,962x$

der Interaktionsterm von Länge und Geschlecht war nicht signifikant ( $p = 0,32$ ). Das bedeutet, dass das Gewicht der Hechte in Abhängigkeit vom Geschlecht unterschiedlich war, aber die Steigungen der Log-Log-transformierten Regressionen nicht signifikant voneinander abwichen. Der Anstieg des Gewichts mit zunehmender Länge verlief also bei Milchnern und Rognern ähnlich.

### Konditionsunterschiede im Frühjahr

Die Untersuchung der Abhängigkeit des Gewichts im Frühjahr von der Länge, vom Boddengebiet und vom



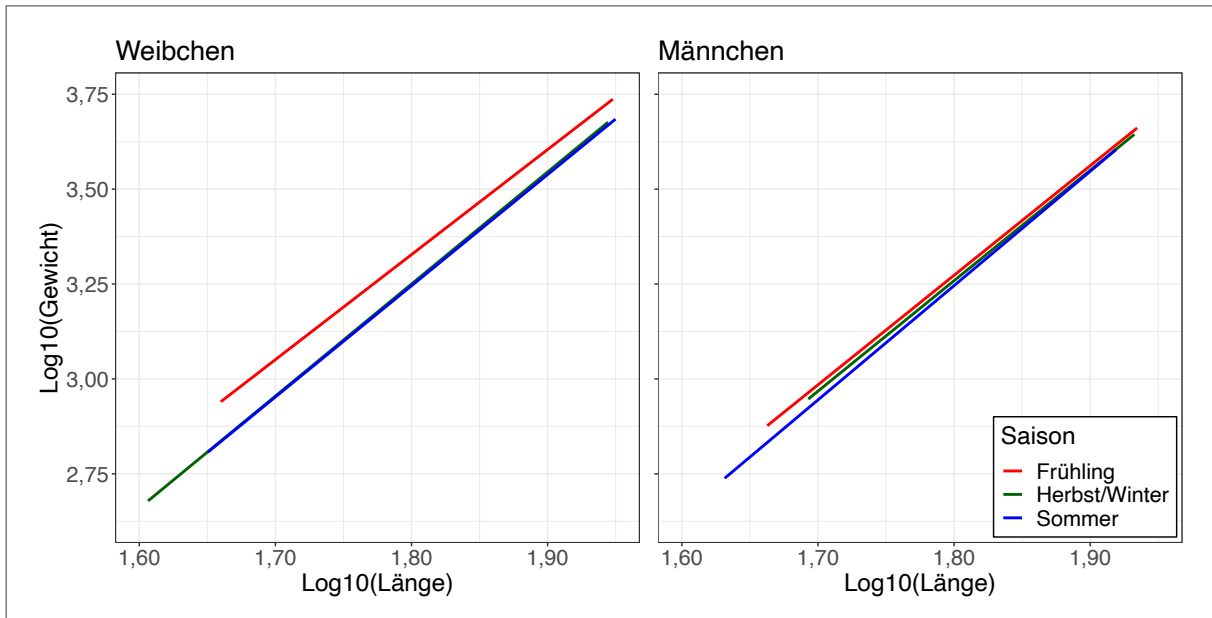


Abbildung 3.15: Vergleich der linearen Regressionen der log-transformierten Gewichte in Abhängigkeit von der log-transformierten Länge zwischen weiblichen und männlichen Brackwasserhechten in verschiedenen Jahreszeiten.

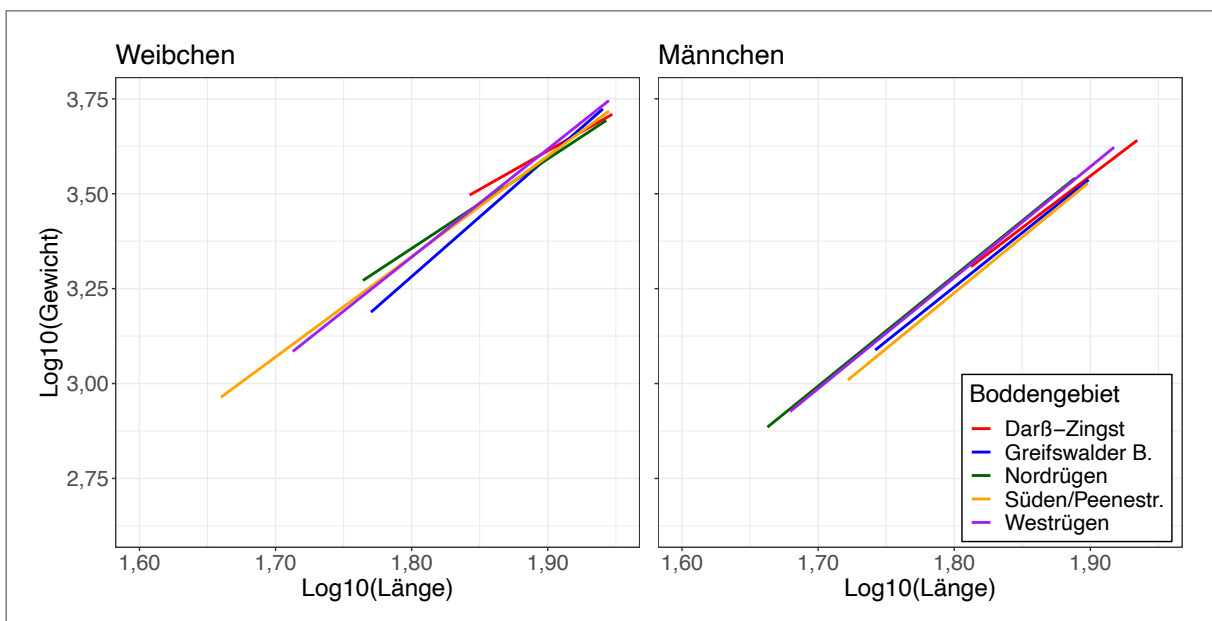


Abbildung 3.16: Vergleich der linearen Regressionen der log-transformierten Gewichte in Abhängigkeit von der log-transformierten Länge zwischen weiblichen und männlichen Brackwasserhechten und in verschiedenen Boddengebieten im Frühjahr.

**Tabelle 3.7: Funktionsgleichungen der linearen Regressionen der log-transformierten Gewichte in Abhängigkeit von der log-transformierten Länge für männliche und weibliche Brackwasserhechte in verschiedenen Bodden im Frühling.**

	Gleichung Weibchen	Gleichung Männchen
Darß-Zingster Bodden	$y = -1,733 + 2,81539x$	$y = -2,042 + 2,945x$
Greifswalder Bodden	$y = -1,918 + 2,89447x$	$y = -2,228 + 2,927x$
Nordrügensche Bodden	$y = -1,588 + 2,73239x$	$y = -1,897 + 2,760x$
Peenestrom/ Achterwasser	$y = -1,772 + 2,83124x$	$y = -2,081 + 2,820x$
Westrügensche Bodden	$y = -1,667 + 2,77968x$	$y = -1,976 + 2,797x$

Geschlecht ergab signifikante Effekte aller drei un-abhängigen Variablen ( $p < 0,001$ ) (Abbildung 3.16). Weiterhin war der Interaktionsterm zwischen Länge und Geschlecht signifikant ( $p = 0,049$ ). Die Interaktionen zwischen Gebiet und Länge ( $p = 0,68$ ) sowie zwischen Gebiet und Geschlecht ( $p = 0,07$ ) hatten hingegen keinen signifikanten Einfluss auf die Masse der Boddenhechte. Es bestehen also im Frühjahr Unterschiede im Gewicht der Hechte zwischen verschiedenen Boddengebieten sowie zwischen den Geschlechtern (Weibchen sind bei gleicher Länge schwerer als Männchen). Die signifikante Interaktion zwischen Länge und Geschlecht besagt, dass sich auch die Steigungen der Längen-Massen-Beziehungen zwischen weiblichen und männlichen Hechten im Frühjahr unterscheiden, weibliche Hechte also mit jedem Zentimeter Zuwachs prozentual mehr an Gewicht gewinnen als Männchen. Der nichtsignifikante Interaktionsterm zwischen Gebiet und Länge besagt, dass die Weise des Gewichtszuwachses mit der Länge sich nicht zwischen den Bodden unterscheidet und lediglich absolute Gewichtsunterschiede bestehen. Die jeweiligen Funktionsgleichungen sind in Tabelle 3.7 zusammengefasst.

### Wachstum von Boddenhechten früher und heute

Während die Junghechte in den Bodden verglichen mit Binnenpopulationen sehr schnell wachsen und im ersten Jahr bereits über 40 cm erreichen können, verlangsamt sich das Wachstum in späteren

Jahren deutlich. Das ist zunächst zu erwarten, da der Zuwachs mit dem Alter und mit den dann stattfindenden Investitionen in die Geschlechtsprodukte zurückgeht (Lester et al. 2004). Die Frage ist, ob der langsamere Zuwachs der älteren Fische heute anders ist als in der Vergangenheit.

Da keine deutlichen Unterschiede im Wachstum zwischen den untersuchten Bodden in heutiger Zeit (2020 – 2023) festzustellen waren, wurden die mittleren Längen der Gesamtprobe heutiger Zeit mit den historischen Daten aus der Literatur abgeglichen. Verglichen mit mittleren Längen früherer Studien an Hechten aus Boddengewässern der 1950er bis 1980er Jahre (Hegemann 1958, Falk 1965a, Juncker 1988) wachsen die Boddenhechte in heutiger Zeit in den ersten Lebensjahren ähnlich schnell (Tabelle 3.8), während das Wachstum mit zunehmendem Alter deutlich abnimmt und hinter den Längen der früheren Zeiten deutlich zurückbleibt. So wurde für einjährige Hechte in den Jahren 1958, 1965 und 1988 eine mittlere Länge von 22,0–34,0 cm ermittelt, nach heutiger Berechnung liegt die mittlere Länge dieser Altersklasse bei 31,9 cm. Hingegen wurde für 6-jährige Hechte 1958, 1965 sowie 1988 noch eine mittlere Länge von 81,5–94,6 cm ermittelt, während die rezenten Daten nur eine mittlere Länge von etwa 73,1 cm ergeben (Tabelle 3.8). Das ist ein dramatischer Einbruch des Zuwachses von älteren Fischen ab ca. Alter 5 bzw. 70 cm. In der Altersklasse 6 erreichen die heutigen Hechte im Schnitt 75 cm, während früher die Boddenhechte in diesem Alter 95 cm und damit fast 20 cm länger waren. Die beiden Vergleichsstudien nahmen keine Trennung von Rognern und Milchnern vor, weswegen für die rezenten Daten ebenso verfahren wurde. Es ist nicht auszuschließen, dass die Daten Alterslesefehler durch unterschiedliche Bearbeiter:innen aufweisen. Deswegen müssen die Befunde in weiteren Studien unbedingt mit vergleichbaren Alterslesungen abgesichert werden. Bestätigen sich die Ergebnisse, indiziert die Wachstumsdepression gerade der adulten Hechte eine dramatische Veränderung (Verschlechterung) der Zuwachs- und damit der Produktionsbedingun-

Tabelle 3.8: Mittlere rückberechnete Längen für Hechte (beide Geschlechter) der Altersklassen 1–6 aus Hegemann (1958), Juncker (1988), Falk (1965a), Dorow (2004) und den neuen Erhebungen von 2021–2023. Berechnet ist jeweils die mittlere Länge für Rogner und Milchner kombiniert pro Altersklasse.

Altersklasse	1	2	3	4	5	6
Mittlere Länge cm (Hegemann, 1958)	34,0	45,0	58,0	68,0	82,0	94,0
Mittlere Länge cm (Falk, 1965a)	22,0	35,0	47,0	59,0	71,0	81,5
Mittlere Länge cm (Juncker, 1988)	33,3	45,7	57,9	68,6	81,3	94,6
Mittlere Länge cm (Dorow, 2004)	24,0	42,0	56,0	69,0	80,0	95,0
Mittlere Länge cm (heutige Daten)	31,9	41,6	53,4	62,7	71,9	73,1

gen. Modelle, die in Kapitel 6 im Detail ausgeführt werden, prognostizieren eine mögliche Produktionshalbierung in Bezug auf das Ertragspotenzial pro Hektar Boddenfläche (Reduktion von 2 kg auf 1 kg/ha) sowie eine Halbierung des Produktionspotenzials von großen Meterhechten. Es ist von großer Bedeutung herauszufinden, was die Gründe für den Wachstumsabfall sein könnten. Dazu werden in Kapitel 6 alle verfügbaren Erläuterungen (weniger Nahrung, veränderte Nahrung, evolutionsbiologische Anpassung an den Klimawandel, Ausfischeffekte schnellwüchsiger Hechte über die Zeit) in einer Gesamtschau gewürdigt.

Um die Dramatik der möglichen Wachstumsdepression zu illustrieren, zeigt Abbildung 3.17 die Wachstumskurven der in Tabelle 3.8 gezeigten Hechtpopulationen im Vergleich zu heutigen Daten.

Hechte aus den Jahren 2020–2023 weisen ein schnelleres juveniles Wachstum auf, wie aus dem höheren Wert für  $k$  abzuleiten ist. Jedoch erreichen sie eine deutlich niedrigere mittlere terminale Länge verglichen mit Hechten aus den Erhebungen früherer Zeit. Heute erreicht der Boddenhecht seine frühere Wachstumskapazität nicht mehr. Dadurch sinkt das Potenzial zur Produktion von großen Meterhechten. Das ist insbesondere für die anglerische Nutzungsgruppen der Hechte eine schlechte Nachricht, da geringeres Wachstum auch geringere Erträge und deutlich weniger Meterhechte impliziert.

**Kondition früher und heute**

Wirkt sich die Wachstumsdepression auch auf die Kondition aus oder hat sich die Kondition der Hechte an das offenbar geringe Nahrungsvorkommen ge-

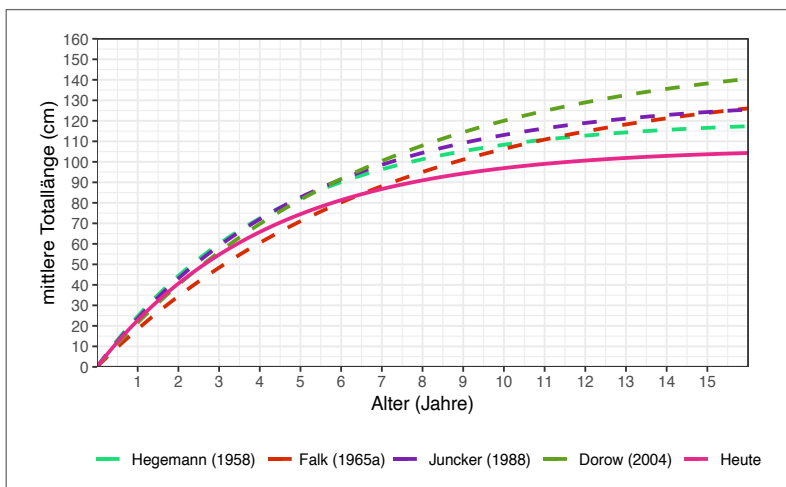


Abbildung 3.17: Rezente von-Bertalanffy-Wachstumskurve im Vergleich mit Daten aus früheren Jahren. Die Wachstumskurven beruhen auf den mittleren Totallängen in den Altersklassen 1–6. Unten rechts in der Graphik dargestellt sind die von-Bertalanffy-Parameter mittlere terminale Länge  $L_{\infty}$ , der juvenile Wachstumsparameter  $k$  und das Alter, bei dem die Totallänge 0 beträgt.

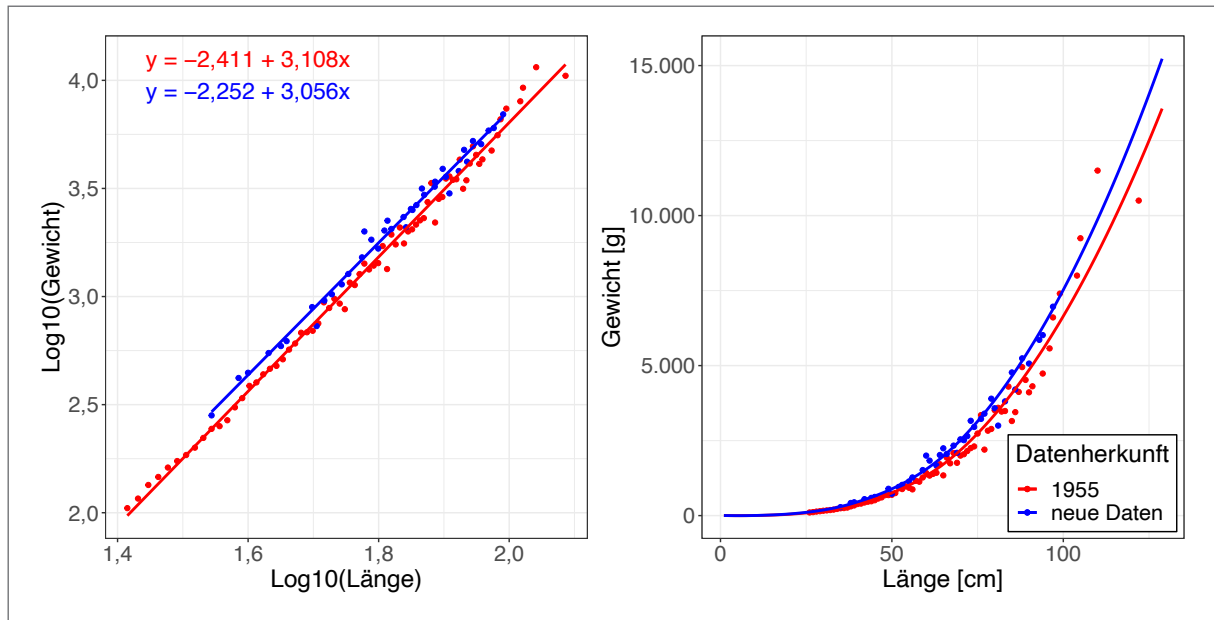


Abbildung 3.18: Links: Vergleich der linearen Regressionen der log-transformierten Durchschnittsgewichte in Abhängigkeit von der log-transformierten Länge der Hechte zwischen 1955 und heute. Rechts: Rücktransformierte Kurvenverläufe. Die Daten stammen aus dem Greifswalder Bodden und wurden jeweils in den Monaten April–Oktober erhoben.

rade der älteren Hechte angepasst? Der Vergleich der neuen Daten aus dem Greifswalder Bodden mit denen aus Hegemann (1958) ergab einen erwarteten signifikanten Zusammenhang des  $\log_{10}$ -transformierten Gewichts mit der  $\log_{10}$ -transformierten Länge ( $p < 0,001$ ) (Abbildung 3.18). Die Herkunft der Daten hatte ebenfalls einen signifikanten Einfluss auf das Gewicht ( $p < 0,001$ ), was anzeigt, dass die Hechte heute (blau) bei gleicher Länge signifikant schwerer waren als früher. Der Interaktionsterm zwischen Länge und Zeit/Herkunft und sein gemeinsamer Einfluss auf die Masse war nicht signifikant ( $p = 0,43$ ), was bedeutet, dass die Steigerung (der Anstieg) der Masse mit der Länge früher und heute gleich war. Allerdings ist das grundsätzliche Niveau der Masse bei einer bestimmten Länge heute anders als früher: Ein 63 cm langer Hecht wiegt heute rund 1.770 g und wog früher in den 1950er-Jahren nur 1.520 g (Unterschied von 16 %). Methodische Effekte sind hier denkbar, da die aktuellen Hechtproben größtenteils lebendig gewogen wurden, während Hegemann (1958) seine Messungen nach Entfernen des anhaftenden Schleims bei Einlieferung in eine

Annahmestelle tot durchführte. Außerdem waren die im Modell enthaltenen Daten Mittelwerte, da Originaldaten zu einzelnen Längen und Gewichten in Hegemann (1958) fehlten, was die Varianz reduziert. Es ist auch nicht auszuschließen, dass die Gonadenreife unterschiedlich ausgeprägt war, was starke Effekte auf das Gewicht haben dürfte. In jedem Fall sind die Hechte im Greifswalder Bodden heute nicht schlechter konditioniert als in den 1950er-Jahren.

Die Untersuchung historischer Daten aus dem Monat März im Greifswalder Bodden (GB) (1989–90) und Kubitzer Bodden (KB) (2015) ergab in beiden Fällen keine signifikanten Unterschiede in der Kondition der Hechte im Vergleich zu heute (Abbildung 3.19). Diese Ergebnisse wurden im Modell durch nichtsignifikante Einflüsse der Datenherkunft ( $p = 0,14$  für GB und  $p = 0,94$  für KB) und nichtsignifikante Interaktionsterme ( $p = 0,68$  für GB und  $p = 0,17$  für KB) bestätigt. Somit gibt es keine Hinweise darauf, dass sich die Konditionen der Hechte im März zwischen den Jahren 1989–90 im Greifswalder Bodden und heute sowie zwischen 2015 und heute im Kubitzer Bodden unterscheiden.

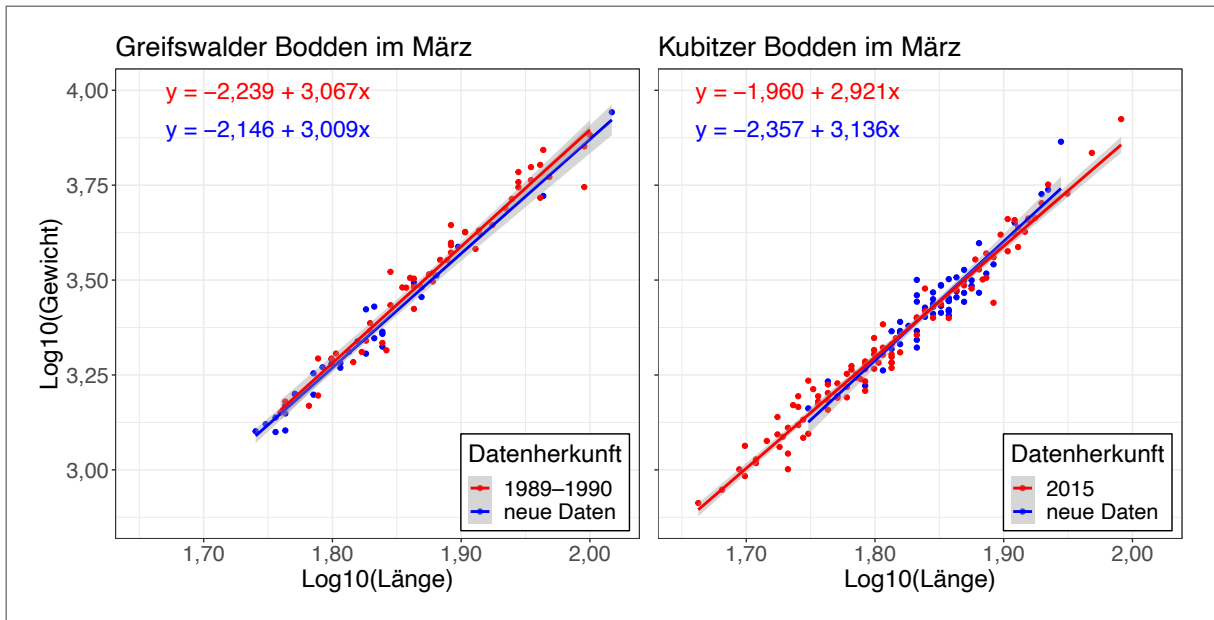


Abbildung 3.19: Vergleich der linearen Regressionen der log-transformierten Gewichte von im März gefangenen Hechten in Abhängigkeit der log-transformierten Länge zwischen 1989–90 und heute (Greifswalder Bodden, links) sowie zwischen 2015 und heute (Kubitzer Bodden, rechts).

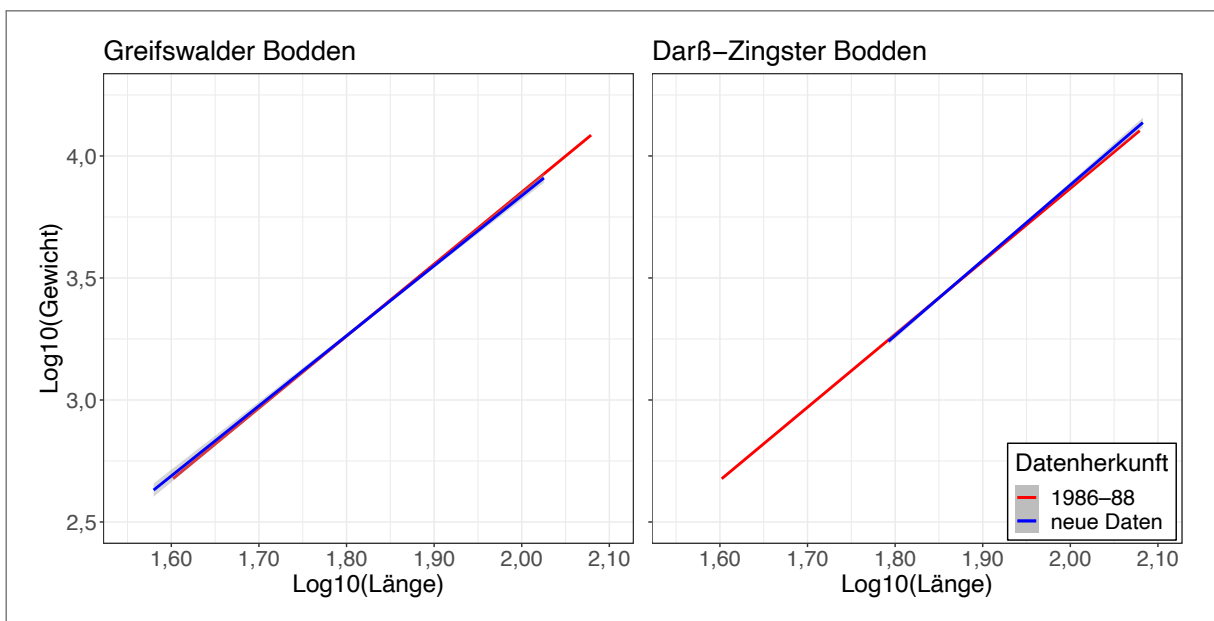


Abbildung 3.20: Vergleich der linearen Regressionen der log-transformierten Gewichte in Abhängigkeit der log-transformierten Länge zwischen 1968–88 und heute.

Auch aus dem Vergleich der Daten der Greifswalder und Darß-Zingster Bodden aus den Jahren 1986–1988 und heute waren keine signifikant unterschiedlichen Verläufe der  $\log_{10}$ -transformierten Längen-Gewichts-Regressionen erkennbar, was darauf hindeutet, dass sich die Kondition der Hechte hier nicht verändert hat (Abbildung 3.20).

Zusammenfassend ergibt sich aus den Vergleichen von mehreren Stichproben aus verschiedenen Boddengebieten und Zeitperioden, dass keine Hinweise für heute schlechter konditionierte Hechte in den Bodden vorliegen. Allerdings beruhen die Vergleiche auf teils kleinen Stichproben und aggregierten Daten, was das Erkennen von Unterschieden erschwert. Zudem geben gemittelte Gewichtsdaten und Regressionsgleichungen nur begrenzt Aufschluss über die Varianz der Daten.

**Nahrungszusammensetzung der Hechte vor der Schwarzmundgrundelinvasion**

Was fressen Hechte um Rügen? In den älteren Proben (1987–1990) hatten 61 % der untersuchten Hechte Nahrung im Magen, in der Probe vom März 2015 waren es 87 %. Das Gesamtnahrungsspektrum umfasste 17 verschiedene Fischarten, sechs marine, drei euryhaline und acht Süßwasserfischarten (Tabelle 3.9 und 3.10). Berücksichtigt man nur die Häufigkeit der Beutearten, dann spielen Kleinfischarten wie Dreistachliger Stichling, Stint, Sandaale und marine Grundeln eine moderate Rolle (Abbildung 3.21). Bei der Umrechnung der Daten in Biomasse verschiebt sich die Bedeutung zugunsten der größeren Arten Hering und Plötze (Abbildung 3.22). Bei Kaulbarsch und Barsch gab es keine vergleichbare Verschiebung, da überwiegend kleine

Tabelle 3.9: Biomasseanteile (%) in der Hechtnahrung aus den oligohalinen Gewässern 1987–1990 für N = 44 Hechte (Spaltenbezeichnung: Probenort, Monat, Jahr; Tabelle 3.2).

Beuteart	Wissenschaftlicher Name	Probenort-Monat.Jahr						Mittelwert
		1-V.87	2-VII.87	2-II.88	2-X.88	1-XI.89	2-III.90	
Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>				0,1		0,3	0,1
Schwarzmundgrundel	<i>Neogobius melanostomus</i>							
Stint	<i>Osmerus eperlanus</i>		0,7	7,0	5			2,1
Blei	<i>Abramis brama</i>						10,4	1,7
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>				14,8			2,5
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>		5,3	2,3	15,8	11,1	40,3	12,5
Hecht	<i>Esox lucius</i>							
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i>	6,7	19,4	0,6	12,5	5,6	42,5	14,6
Neunstachliger Stichling	<i>Pungitius pungitius</i>				0,2			0,0
Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	85,8	65	90,1	40,8	18,5	6,4	49,6
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	7,5	18,6		10,7	64,8		16,9
	<b>N beprobte Hechte</b>	<b>2</b>	<b>9</b>	<b>5</b>	<b>18</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>44</b>

Tabelle 3.10: Biomasseanteile (%) in der Hechtnahrung aus den mesohalinen Gewässern 1987–1990 für N = 53 Hechte und 2015 für N = 83 Hechte (Spaltenbezeichnung: Probenort, Monat, Jahr; Tabelle 3.2).

Beuteart	Wissenschaftlicher Name	Probenort-Monat.Jahr					Mittelwert	5-III.15
		3-X.87	4-XI.87	4-IV.88	3-III.89	4-III.90		
Sandaale	<i>Ammodytes</i> sp.		4,6		0,1	2,3	1,4	
Hering	<i>Clupea harengus</i>		41,4	84,9	71,7	69,4	53,5	79,1
Großer Sandaal	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>			0,4			0,1	
Flunder	<i>Platichthys flesus</i>							0,0
Meeresgrundeln	<i>Pomatoschistus</i> sp.			0,1			0,0	
Aalmutter	<i>Zoarces viviparus</i>		51,2				10,2	
Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>		2,8		0,1		0,6	0,0
Schwarzmundgrundel	<i>Neogobius melanostomus</i>							0,2
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>			4,8				0,3
Hecht	<i>Esox lucius</i>	32,6					6,5	
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i>				11,3	5,3	3,3	3,1
Neunstachliger Stichling	<i>Pungitius pungitius</i>			0,4			0,1	
Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	67,4		9,8	16,8	23,1	23,4	15,2
Zander	<i>Sander lucioperca</i>							2,1
	<b>N beprobte Hechte</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>8</b>	<b>24</b>	<b>12</b>	<b>53</b>	<b>83</b>

Individuen gefressen wurden. In den weiteren Darlegungen beziehen wir uns auf die Biomasseanteile, da diese die Bedeutung der einzelnen Arten für die Ernährung des Hechtes in energetischer Hinsicht besser anzeigen.

Das Nahrungsspektrum der Hechte aus den beiden Untersuchungsregionen (oligohalin vs. mesohalin zusammengefasst) unterscheidet sich deutlich. In den oligohalinen Boddengewässern (Peenestrom und Saaler Bodden) waren keine marinen Arten in der Nahrung vertreten (Tabelle 3.9). Es dominierten die Süßwasserarten Plötze, Zander, Barsch und Kaulbarsch. In mehr als der Hälfte der Proben wurden Zander nachgewiesen, was zeigt, dass Hechte sich auch stark von anderen Raubfischen, die in den oligohalinen Gewässern häufig sind, ernähren. Die vier genannten Süßwasserarten stellten 94 % der Biomasse (Abbildung 3.22). Fünf weitere Arten steuerten nur marginale Teile bei.

Bei den Hechten aus den mesohalinen Gewässern waren sechs marine, aber auch sechs Süßwasserarten enthalten (Tabelle 3.10). 65 % Biomasseanteile stellten in der Sammelprobe marine Arten, primär der Hering (53,5 %) (Abbildung 3.22). Von den vier Süßwasserarten machten Plötzen mit 23,4 % den mit Abstand größten Anteil aus. In einer Teilprobe trat Kannibalismus auf. Diesem Muster sehr ähnlich war die Nahrungszusammensetzung in der Märzprobe von 2015 (Abbildung 3.23): Hering und Plötze stellten 94 % der Nahrungsbiomasse. Hier wurde auch die inzwischen in allen Küstengewässern etablierte Fremdart, die Schwarzmundgrundel, als Nahrungsbestandteil in geringen Anteilen nachgewiesen. Die Heringsanteile in den fünf Teilproben (Tabelle 3.10) lassen erkennen, dass diese während der Heringslaichzeit hoch und im Herbst geringer sind bzw. ganz ausbleiben können. Der Nachweis des Nematoden *Anisakis* sp.

Abbildung 3.21: Häufigkeitsanteile (%) der Beutefischarten an den Mageninhalten von Boddenhechten aus oligohalinen (A) und mesohalinen (B) Gewässern 1987–1990.

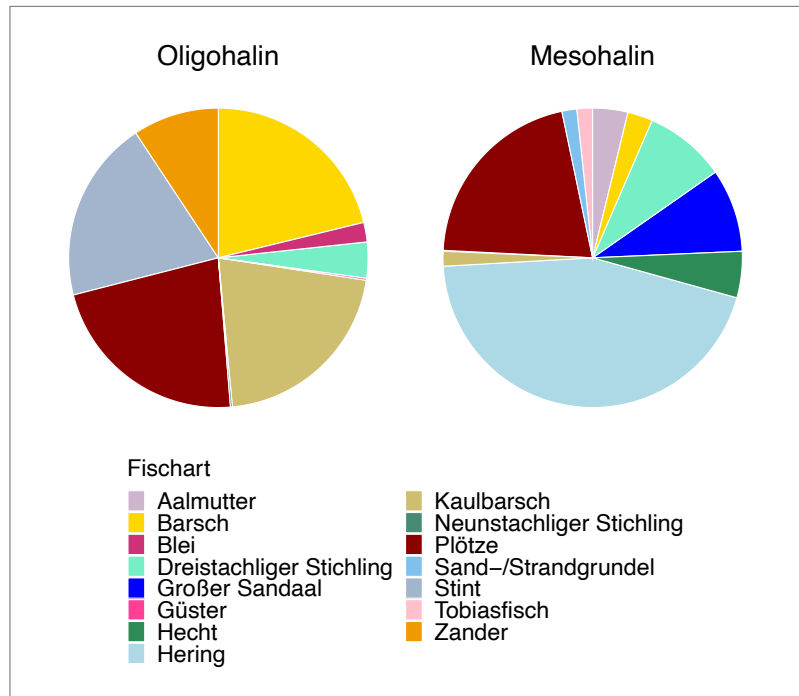
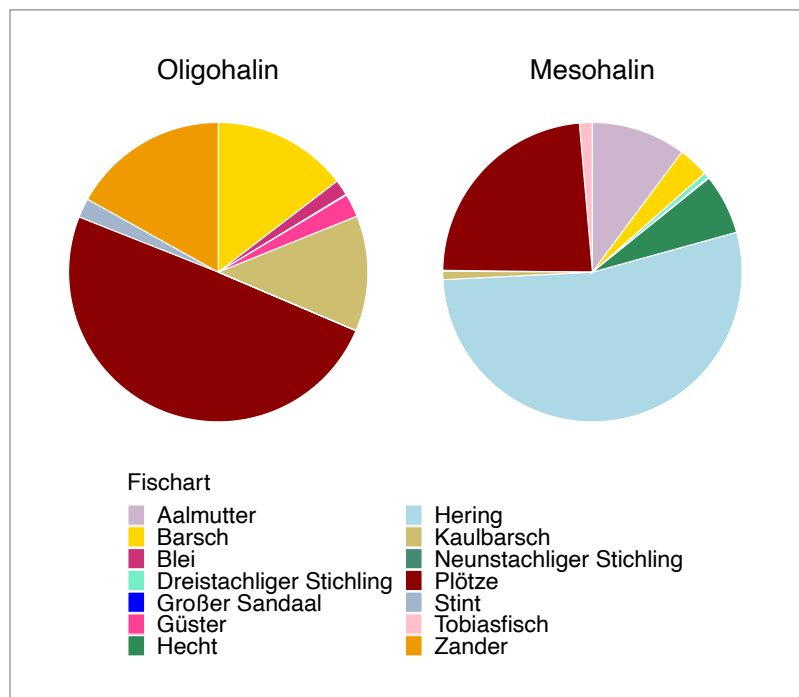


Abbildung 3.22: Biomasseanteile (%) der Beutefischarten an den Mageninhalten von Boddenhechten aus oligohalinen (A) und mesohalinen (B) Gewässern 1987–1990.



in Hechten (Tabelle 3.11) ist ein zusätzliches Indiz dafür, dass der Hering zumindest in den mesohalinen Küstengewässern ein wichtiger saisonaler Nahrungsbestandteil für den Hecht ist, auch wenn

wir aktuell nicht sagen können, welche Intensität an Heringsaufnahme mit den Befallszahlen einhergeht. Die Kleinfischarten wie Stichlinge, Stint und Grundeln spielen hinsichtlich der Biomasse in den



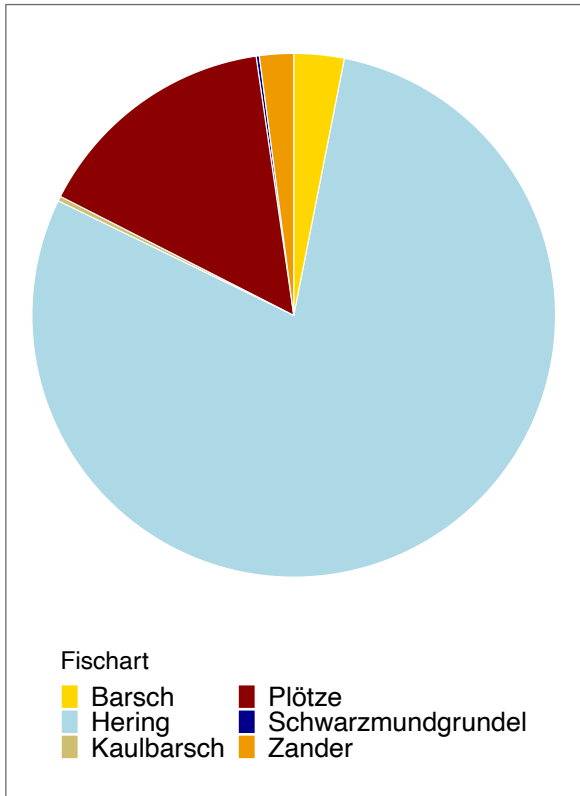


Abbildung 3.23: Biomasseanteile (%) der Beutefischarten an den Mageninhalten von 83 Boddenhechten aus Erhebungen von 2015. Zu beachten ist, dass dies Sammelproben darstellen und die Anteile (z. B. Hering) saisonal stark schwanken (Tabelle 3.10).

älteren Proben in beiden Regionen nur eine geringe Rolle (Abbildung 3.22).

Das Größenspektrum der Beute reichte von 4 cm bis 36 cm Totallänge. Die Beutegröße über alle Beutefischarten war wie erwartet signifikant positiv korreliert mit der Hechtlänge ( $r = 0,40, p < 0,001$ ). Im

Falle der Beutearten Plötze, Barsch, Kaulbarsch und Zander ( $N = 66$ ) ist eine signifikante Zunahme der Länge mit ansteigender Hechtgröße zu verzeichnen ( $r = 0,344, p < 0,01$ ). Die gleiche Analyse für 115 konsumierte Heringe ergab keinen Trend, offenbar wegen der relativ einheitlichen Größe der verfügbaren, recht großen Laichheringe. Die Relation zwischen Hecht- und Beutelänge bewegte sich zwischen 24 und 40 % für den Hering, 10–42 % für Plötze und 12–35 % für den Barsch. Die Gesamtspanne der relativen Beutegröße lag zwischen 5 und 50 % der Hechtlänge, wobei die Kleinfischarten Stichlinge, Grundeln und Stint nicht berücksichtigt wurden. Im folgenden Abschnitt wird näher auf die Unterschiede im Räuber-Beutelängeverhältnis vor und nach der Schwarzmundgrundelinvasion eingegangen.

**Nahrungszusammensetzung der Boddenhechte nach der Schwarzmundgrundelinvasion: Mageninhaltsanalyse**

Schwarzmundgrundeln wurden um Rügen zuerst 1999 nachgewiesen (Sapota & Skóra 2005). Sie besiedelten die Bodden von Osten aus und nahmen zunächst nur langsam an Abundanz zu (Lewin et al. 2023a). Aussagekräftige Daten zu Abundanzentwicklungen liegen erst seit 2009 vor (Lewin et al. 2023a). Im Greifswalder Bodden war der Grundelanteil an der Fischgemeinschaft 2010 noch sehr gering und stieg erst seit 2012 an (Lewin et al. 2023a). Nach 2017 nahm der Biomasseanteil der Schwarzmundgrundeln auch in den westrügenschenden Bodden sprunghaft zu (Lewin et al. 2023 a). Die Probennah-

Tabelle 3.11: *Anisakis* sp.-Befall in Hechtproben (Prävalenz in %; I – Intensität). Mw = Mittelwert

Probenstation	Zeit	N, tot	Prävalenz	I, Mw	I, Spanne
2 – Strelasund	X.1987	13	61,5	1,88	1–3
4 – Greifswalder Bodden	XI.1987	10	10,0	1	–
4 – Greifswalder Bodden	III.1989	20	40,0	1,88	1–3
2 – Strelasund	III.1989	33	6,1	1,5	1–2
5 – Prohner Wieck	III.2015	95	27,4	2,58	1–7

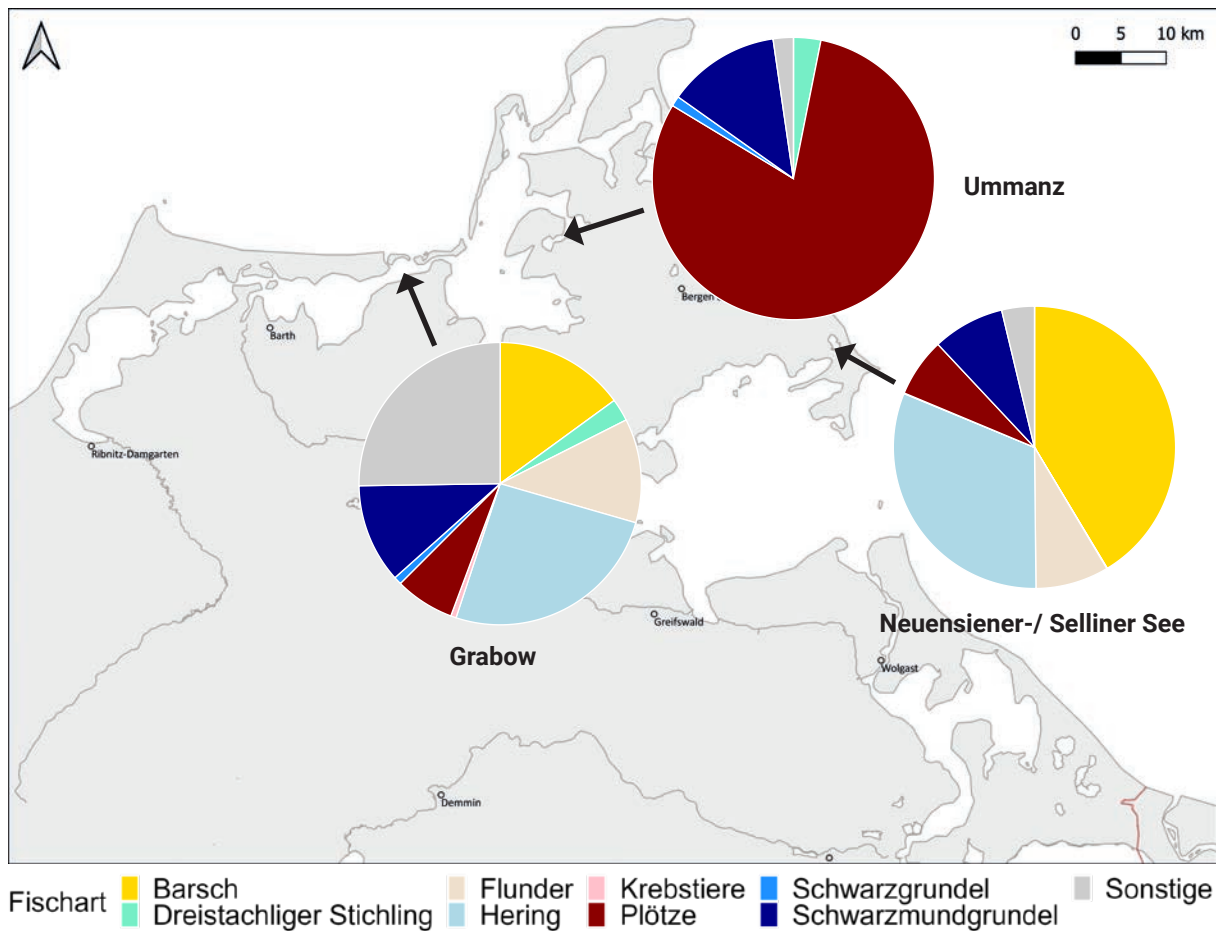


Abbildung 3.24: Biomasseanteile der Beutefischarten an den Mageninhalten von Boddenhechten aus den drei Gebieten in 2022.

me im Jahr 2022 kann daher zeitlich als nach der Invasion bezeichnet werden, wohingegen selbst das Probenahmejahr 2015 (s.o.) zu einer Zeit erfolgte, in der die Grundelinvasion in Westrügen noch nicht ihren Höhepunkt erreicht hatte.

Der Biomasseanteil der Beutefischarten am Mageninhalt der Hechte aus der mesohalinen Grabow des Probenjahres 2022 wurde zu etwa gleichen Teilen von Barch, Hering, Plötze, Flunder und Schwarzmundgrundel gestellt, während dreistachlige Stichlinge einen deutlich kleineren Anteil ausmachten. Zudem trug eine größere Zahl an Arten zu kleineren Anteilen zu der Zusammensetzung der Mageninhalte bei (Abbildung 3.24), was der relativ hohe Anteil „sonstiger Arten“ anzeigt. In den mesohalinen Gewässern bei Ummantz wurde die Nahrung der

Hechte stark von Plötzen dominiert (80 %), während Schwarzmundgrundeln (12 %) und dreistachlige Stichlinge (3 %) kleinere Anteile an der Biomasse in den Mägen ausmachten. Heringe wurden in diesem Gebiet nicht in den Mägen der Hechte nachgewiesen, was mit großer Wahrscheinlichkeit auf das Timing der Probenahme zurückzuführen ist. In den zwei ebenfalls mesohalinen Buchten (Neuensierer und Selliner See) des Greifswalder Boddens wurde die Fischbiomasse in den Hechtmägen von Barchen (41 %) und Heringen (31 %) dominiert, während Plötzen (7 %) und Schwarzmundgrundeln (8 %) in geringerem Maße die Zusammensetzung der Mageninhalte mitbestimmten. Dreistachlige Stichlinge wurden in diesem Gebiet nicht in nennenswerter Biomasse (0,1 %) in den Hechtmägen nachgewiesen.

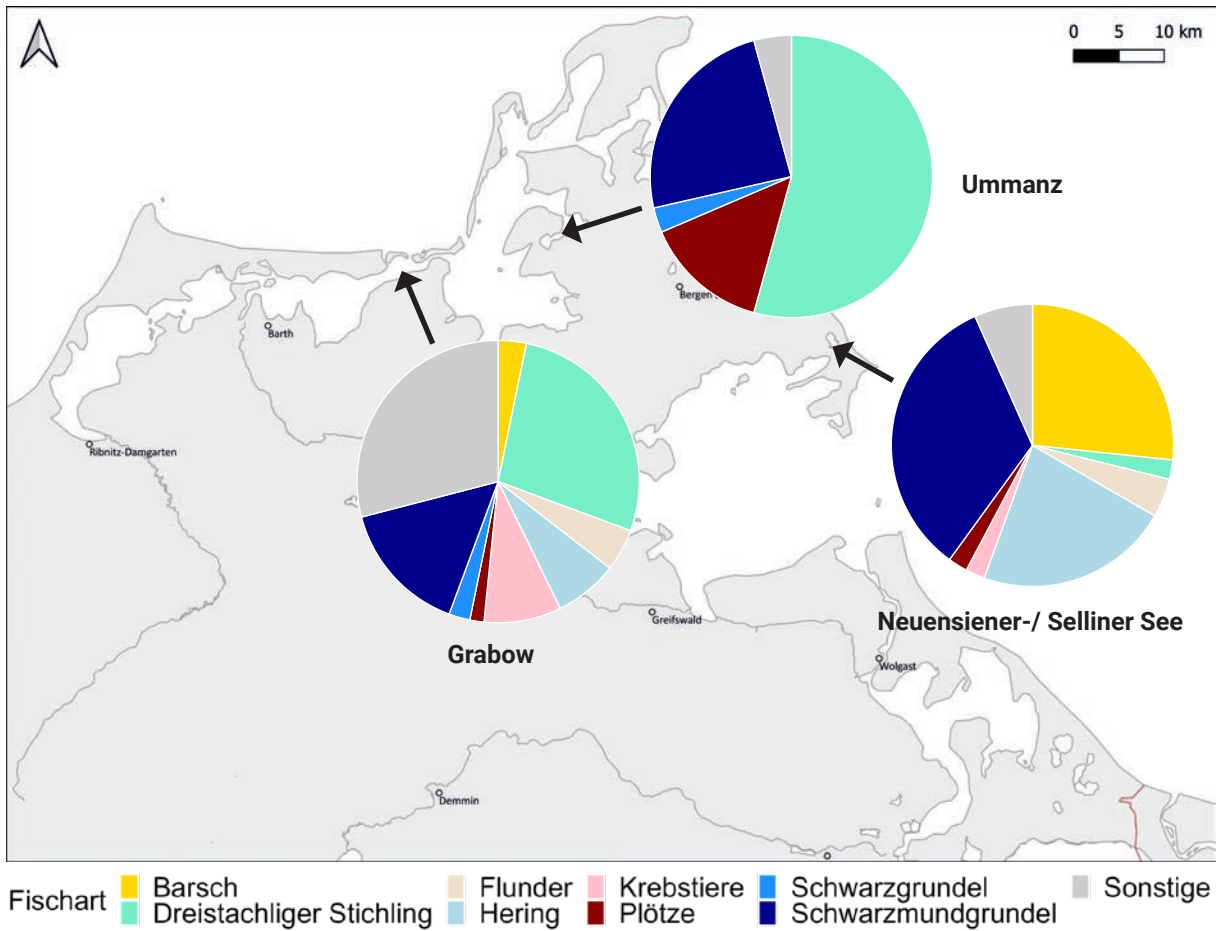


Abbildung 3.25: Häufigkeitsanteile der Beutefischarten an den Mageninhalten von Boddenhechten aus den drei Gebieten in 2022.

Nach Individuenzahlen stellten sowohl in der Grabow als auch in den Gewässern um Ummanz dreistachlige Stichlinge (27 % bzw 54 %) und Schwarzmundgrundeln (15 % bzw 24%) den Hauptanteil der nachgewiesenen Arten in den Hechtmägen, geringere Anteile entfielen auf Plötzen (Abbildung 3.25). In der Grabow wurden zudem viele Krebsiere (9 %) wie z. B. Garnelen sowie Heringe in relevanter Häufigkeit (7 %) gefunden. Im Neuensierer und Selliner See entfiel der Hauptanteil an der Individuenzahl in Hechtmägen dagegen zu gleichen Teilen auf Barsch, Schwarzmundgrundel und Hering (22 – 33 %). Zusammenfassend unterschied sich die Zusammensetzung der Mageninhalte von Hechten jeweils stark in den drei mesohalinen Gebieten. Dies liegt vor allem an der unterschiedlichen Zusammensetzung der Fischgemeinschaft (Kapitel 1.2).

Saisonal unterschieden sich die Mageninhalte deutlich, sowohl in der Biomassezusammensetzung als auch in der Anzahl der Beuteindividuen (Abbildung 3.26). Die Biomasseanteile im Frühjahr dominierten Hering, Barsch und Plötze, während im Sommer eine relativ breite Spanne an Beutetieren nachgewiesen wurde, weshalb der Hauptanteil der Biomasse auf „sonstige Arten“ entfiel. Im Herbst dominierten Barsche und Flundern die Biomasseanteile in Hechtmägen. Wenngleich die Schwarzmundgrundel zu keiner Jahreszeit gewichtsmäßig den Hauptanteil der Nahrung stellte, fiel dennoch auf, dass diese Fischart zu allen drei Jahreszeiten in relevanten Mengen nachgewiesen wurde. Ebenso wurde in allen drei Jahreszeiten ein geringer Anteil an Stichlingen in den Hechtmägen gefunden. Heringe trugen nur im Früh-

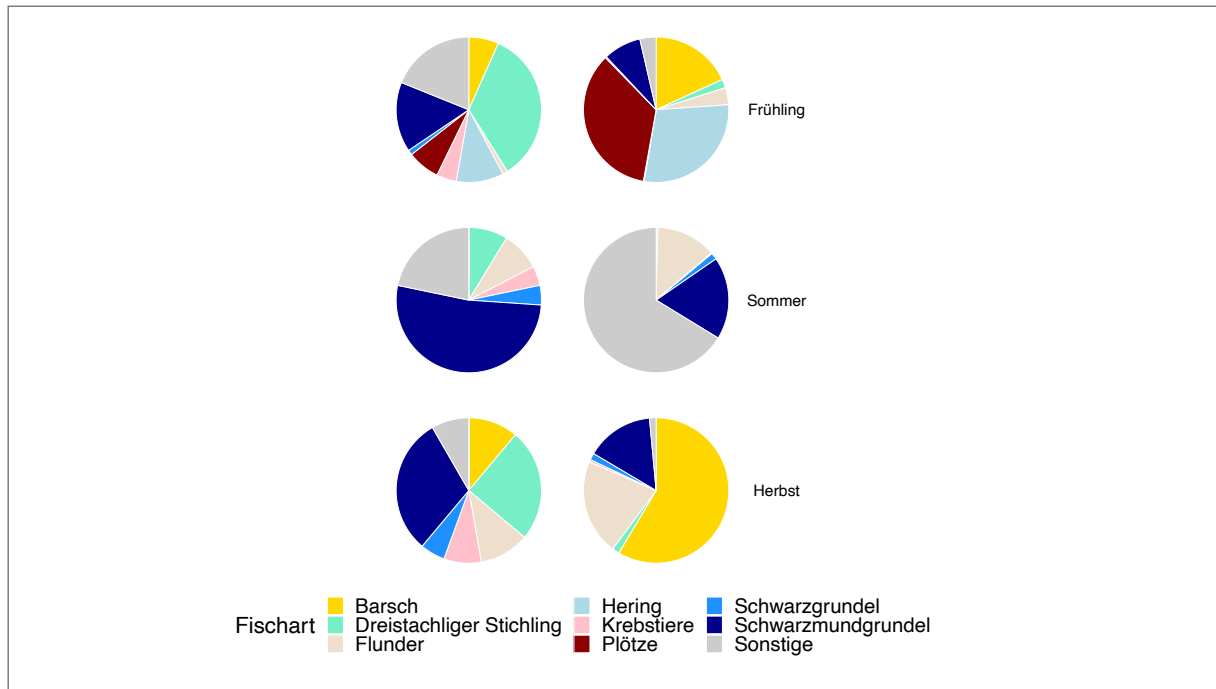


Abbildung 3.26: Verteilung der Biomasse (links) und der Individuenanzahl (rechts) der Beutefischarten in Hechtmägen in allen drei Gebieten im Untersuchungsjahr 2022.

jahr in bedeutsamem Maße zur Biomasse in Hechtmägen bei. Dieser Befund deckt sich mit Winkler (1987). Zahlenmäßig machten Stichlinge im Frühjahr und im Herbst einen großen Teil der in Hechtmägen nachgewiesenen Spezies aus, genau wie der Barsch nur zu diesen Jahreszeiten in größerer Anzahl dort vorkam. Im Sommer trat dagegen eine große Anzahl an Grundeln in den Mägen von Hechten auf. Auch in der saisonalen Zusammensetzung der Nahrung fiel auf, dass Grundeln und Stichlinge zu allen Jahreszeiten einen Anteil sowohl an der Biomasse (kleiner im Fall von Stichling) als auch an der Anzahl der in Hechtmägen gefundenen Individuen ausmachten.

Die Mageninhalte deuteten an, dass die Boddenhechte in den unterschiedlichen Gebieten unterschiedliche Beutetiere fressen, dabei jedoch fünf Arten die Nahrungszusammensetzung dominierten: Hering, Plötze, Barsch, Schwarzmundgrundel und Stichling. Insbesondere die Schwarzmundgrundel stellte in jedem Gebiet und zu jeder Jahreszeit einen bedeutenden Anteil an den Mageninhalten der Hechte in Bezug auf Biomasse und Individuenzahl. Am ehesten lassen sich die Daten mit den zuvor berich-

teten Biomasseanteilen aus den Jahren vor 2015 in den mesohalinen Bodden vergleichen. In den alten Proben machte Hering mehr als 50 % der Biomasse aus, gefolgt von Plötze mit 23,4 %. Schwarzmundgrundeln waren vor und im Jahr 2015 kaum in der Nahrung nachzuweisen. Die Meeresfische machten 63 % der Nahrung aus. In den Proben von 2022 fanden sich deutlich weniger marine Arten, höchstens 25 % Hering und ein Anstieg der kleinen Beutegruppen, insbesondere auch der Schwarzmundgrundel (Abbildung 3.27). Vor allem der geringe Anteil der Heringe ist auffällig, der allerdings wahrscheinlich auch mit dem Zeitpunkt und dem Ort der Probenahme zusammenhängt. Die Magenproben aus dem Jahr 2015 stammten alle vom März von der Prohner Wiek (Kubitzer Bodden), während die 2022er Proben drei Jahreszeiten und drei Gebiete integrierten. Der abfallende Heringsanteil kann daher auch vom Timing und dem Ort der Probenahme getrieben sein statt eine systematische Veränderung der Ernährung über längere Zeiträume anzudeuten. Um letztgenannte Frage zu beantworten, wurden stabile Isotopenanalysen durchgeführt.

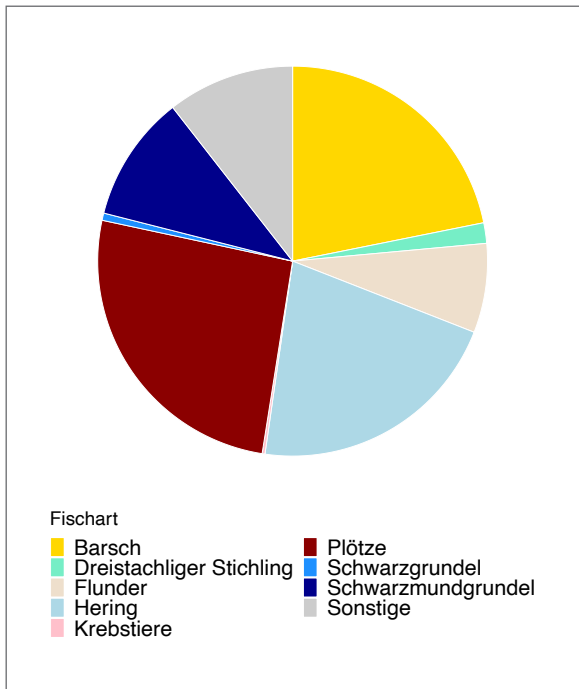


Abbildung 3.27: Biomasseanteile der Beutefischarten in den Hechtmägen, die 2022 untersucht wurden.

Die konsumierte Beute der Hechte im Jahr 2022 reichte von 1 cm Länge (Flohkrebs) bis 50 cm (Aal) und betrug im Mittel  $12 \pm 8$  cm. Die Beutegröße war wie erwartet signifikant, wenn auch nur schwach positiv korreliert mit der Hechtlänge ( $r = 0,14$ ,  $p = 0,03$ ; Abbildung 3.28). Man sieht deutlich, dass die Hechte ab 80 cm Totallänge immer noch häufig Nahrung unter 10 cm zu sich nehmen und dass große Beute über 20 cm im Untersuchungszeitraum selten gefunden wurde (Abbildung 3.28). Dass Hechte insgesamt eher kleinere Beute verspeisen, steht im Einklang mit der Literatur (Gaeta et al. 2018).

Im Vergleich des Räuber-Beutelängenverhältnisses vor und nach der Schwarzmundgrundelinvasion lässt sich generell feststellen, dass in beiden Datensätzen mit zunehmender Größe der Hechte auch die Länge der im Magen gefundenen Beutetiere anstieg (alte Daten 1980-2015:  $r = 0,40$ ,  $p < 0,001$ , aktuelle Daten:  $r = 0,14$ ,  $p = 0,03$ ; Abbildung 3.28). In den alten Daten war die mittlere Beutelänge der Hechte jedoch größer (Mittelwert  $\pm$  SD =  $21 \pm 8$  cm) als in den Beprobungen von 2022 ( $9 \pm 7$  cm). Zusätzlich zeigte sich ein signifikanter Unterschied in den Steigungen

der Regressionsgeraden vor und nach der Invasion der Schwarzmundgrundeln ( $p < 0,001$ ). In anderen Worten: Vor 2015 bzw. in den späten 1980er und frühen 1990er Jahren stieg die gefressene Beutelänge steiler mit zunehmender Hechtgröße an als in den aktuellen Daten von 2022 (Abbildung 3.28). Dies könnte darauf hindeuten, dass die großen Hechte heute weniger große Beutetiere wie große Heringe und Plötzen finden und sich vermehrt von kleinerer Nahrung ernähren. Das könnte als größenspezifische Mangelernährung interpretiert werden und die heutige Wachstumsdepression gerade der Tiere ab 70 cm erklären, wohingegen die kleineren Hechte offenbar ausreichend kleinere Beute fressen, was ihr Wachstum nicht beschränkt. Es ist denkbar, dass die größeren Hechte hohe energetische Kosten bei der Aufnahme der kleinen Nahrungsorganismen (wie Schwarzmundgrundeln) haben und dass diese hohen Suchkosten den Zuwachs im Vergleich zu früher hemmen. Es ist jedoch zu beachten, dass die Fangmethoden und Fangzeitpunkte in den beiden Untersuchungszeiträumen unterschiedlich waren, was die

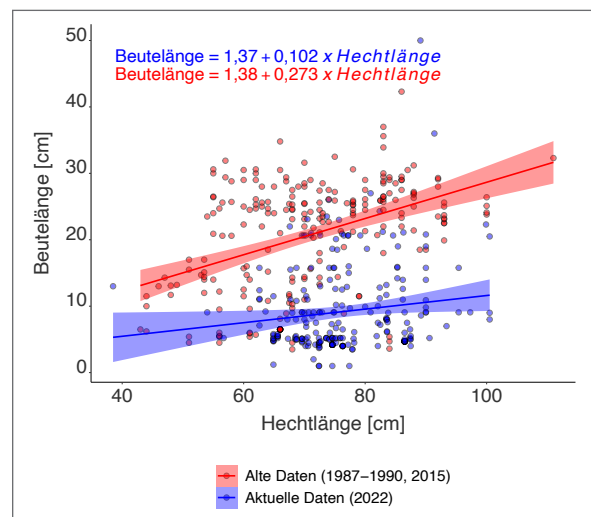


Abbildung 3.28: Zusammenhang zwischen Hechtlänge und Beutelänge in den aktuellen Proben von 2022 sowie in der Vergangenheit (1987 – 1990 sowie 2015).

Vergleichbarkeit der Datensätze einschränkt. Weitere Forschung ist nötig.

Bei der Interpretation dieser Daten dürfen die zuvor erwähnten Limitationen der Mageninhaltsanalyse nicht außer Acht gelassen werden. Insbesondere die Herleitung absoluter Anteile aus solchen Analysen ist häufig fehlerbehaftet, da verschiedene Beutespezies unterschiedlich lange nachweisbar sind (abhängig von Größe, Vorhandensein und Zusammensetzung von Hartstrukturen und Organismengruppe) und insgesamt nur ein sehr kurzer Zeitraum abgebildet wird (Baker et al. 2014). Eine ergänzende Perspektive können stabile Isotopen liefern. Sieht man auch hier einen Abfall des Heringsanteil und eine Zunahme der Grundel in der Nahrung der Hechte?

### **Nahrungszusammensetzung der Boddenhechte heute: stabile Isotopenanalyse**

Als alternative Methode zur Beschreibung der Ist-Situation der Nahrungszusammensetzung wurde die stärker zeitlich integrierende Isotopenanalyse und die rechnerische Bestimmung der Nahrungszusammensetzung für die Probenjahre 2020 bis 2023 gewählt. Der absolute Anteil an der Ernährung wurde für die Artengruppen der Karpfenartigen (v.a. Plötze), Barschartigen (v.a. Barsch), Grundeln (v.a. Schwarzmundgrundel) sowie für eine Sammelgruppe von marinen Arten (v.a. Hering und Dreistachliger Stichling) bestimmt, weil diese Artengruppen regelmäßig in den Mägen nachgewiesen wurden und auch historisch eine große Bedeutung als Beutefisch in den Bodden hatten. Methodisch konnten die genannten funktionellen Artengruppen in den Mischungsmodellen gut getrennt werden, es ist aber nicht möglich, mit vollkommener Sicherheit eine gefressene Einzelart zu bestimmen, da Arten mit identischer Nahrungsnische (z. B. kleine Plötzen und Ukelei) eine ähnliche Isotopenzusammensetzung aufweisen. Es ist zu bedenken, dass die angewandte Methode der isotopischen Mischungsmodelle zwar die berücksichtigten Gruppen von Beutearten mit hinreichender Präzision unterscheiden kann, jedoch auch andere z.T. seltenere Arten mit ähnlicher iso-

topischer Zusammensetzung wie die untersuchten Spezies eine Bedeutung in der Ernährung der Hechte haben könnten. Eine robustere Aussage ist hauptsächlich über die relativen Anteile der untersuchten Beuteartengruppen zueinander möglich. Aussagen über den absoluten Beitrag einzelner Arten sind jedoch mit größeren Unsicherheiten behaftet, da noch andere bedeutende Beutetiere übersehen worden sein könnten. Dieser Limitation wurde in der vorliegenden Analyse begegnet, indem alle Arten in die Modellierung Eingang fanden, denen in den zuvor beschriebenen Mageninhaltsanalysen ein bedeutsamer Anteil in allen Untersuchungsgebieten zukam.

In nahezu allen Gebieten mit Ausnahme des oligohalinen Peenestroms und der Boddenzuflüsse wurde ein relativ hoher Beitrag von Schwarzmundgrundeln (bzw. Arten mit vergleichbarer Ernährung wie die Schwarzmundgrundeln) zur langfristigen Ernährung der Hechte nachgewiesen (im Mittel 37,4 %, siehe Abbildung 3.29). In der Westrügensch Boddenkette, Nordrügensch Boddenkette sowie in der Grabow dominierten Grundeln die Nahrungszusammensetzung der beprobten Hechte (> 40,8 %). In der Nordrügensch Boddenkette, der Grabow, sowie der Westrügensch Boddenkette machten marine Arten (Hering, Dreistachliger Stichling) neben den Grundeln substantielle Anteile, im Strelasund und Greifswalder Bodden sogar den relativen Hauptanteil an der Hechternahrung aus (Mittelwert über genannte Gebiete = 31,4 %; Abbildung 3.29). Außer im Gebiet der Nordrügensch Boddenkette spielten Karpfenartige (Plötze) in allen anderen Untersuchungsgebieten eine wichtige Rolle als Beutefisch (im Mittel = 24,2 %). Im Peenestrom und den Boddenzuflüssen lag der Anteil an Karpfenartigen in der Hechternahrung sogar bei im Mittel 90,5 %, geringere Bedeutung kam den Gruppen der marinen Beutefische und Grundel zu (Abbildung 3.29). Ein ähnliches Ergebnis erbrachten auch die zuvor beschriebenen Mageninhaltsanalysen aus den Jahren 1987–1990 in oligohalinen Gewässern (vgl. Abbildung 3.22). Auch im Kleinen Jasmunder Bodden (ebenfalls oligohalin) waren Karpfenartige wie Plötzen neben der

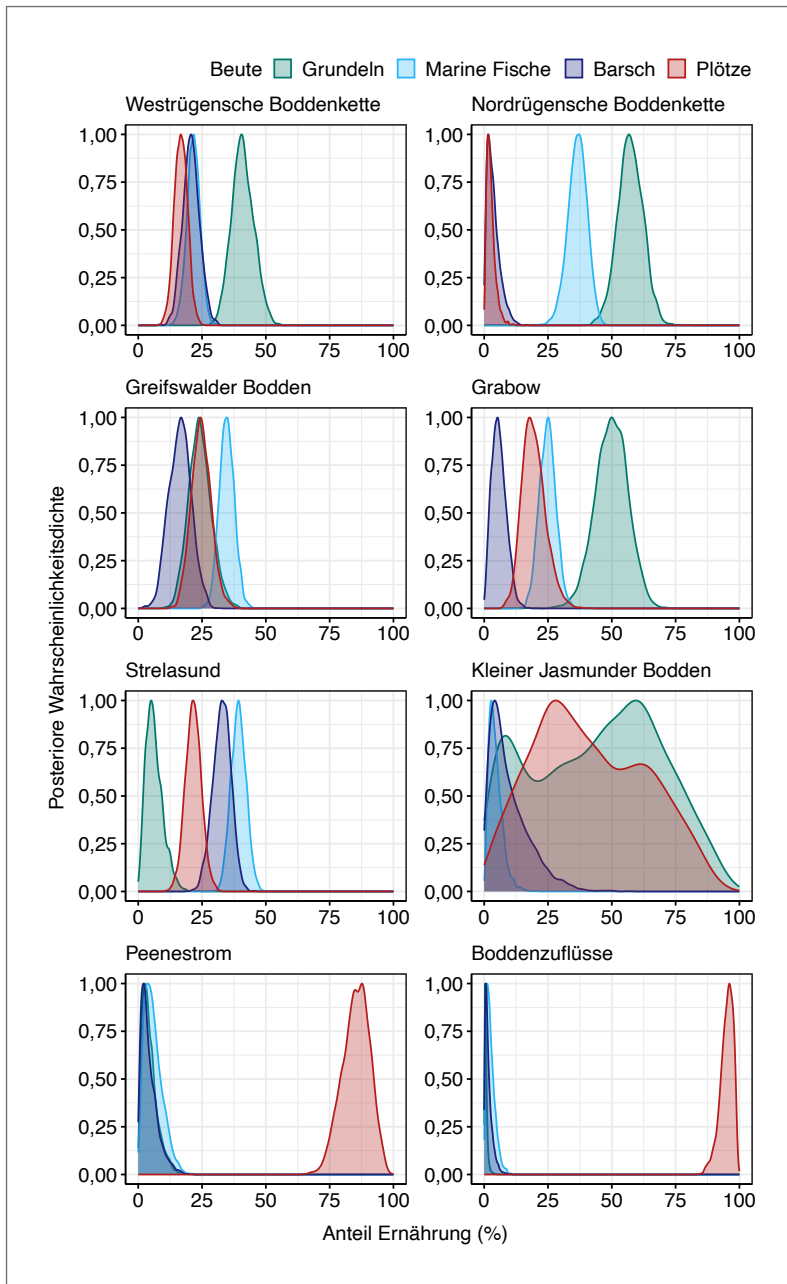


Abbildung 3.29: Wahrscheinlichkeitsverteilung des Gesamtbeitrags der ausgewählten Beutefischgruppen zur Hechternahrung in den einzelnen Gebieten auf Basis von Isotopendaten.

Schwarzgrundel die zweitwichtigste Beutegruppe. In der vorliegenden Analyse kann jedoch keine Aussage über den Beitrag der übrigen in oligohalinen Gewässern nachgewiesenen Beutefischarten (wie z. B. Kaulbarsch) getroffen werden, da für viele dieser Arten keine Isotopenproben erhoben wurden.

Die dominanten Nahrungsorganismen der Hechte korrelierten stark mit der Länge der Hechte. In allen

Untersuchungsgebieten, in denen die Schwarzgrundel einen relevanten Gesamtanteil zur Hechternahrung beitrug, war sie eine der Hauptnahrungsquellen für kleine bis mittelgroße Hechte bis etwa 75 cm Totallänge (Abbildung 3.30). Im Greifswalder Bodden stieg die Bedeutung von marinen Beutefischen (Hering) und Plötzen mit zunehmender Größe der Hechte konstant an, bis beide Arten gemein-

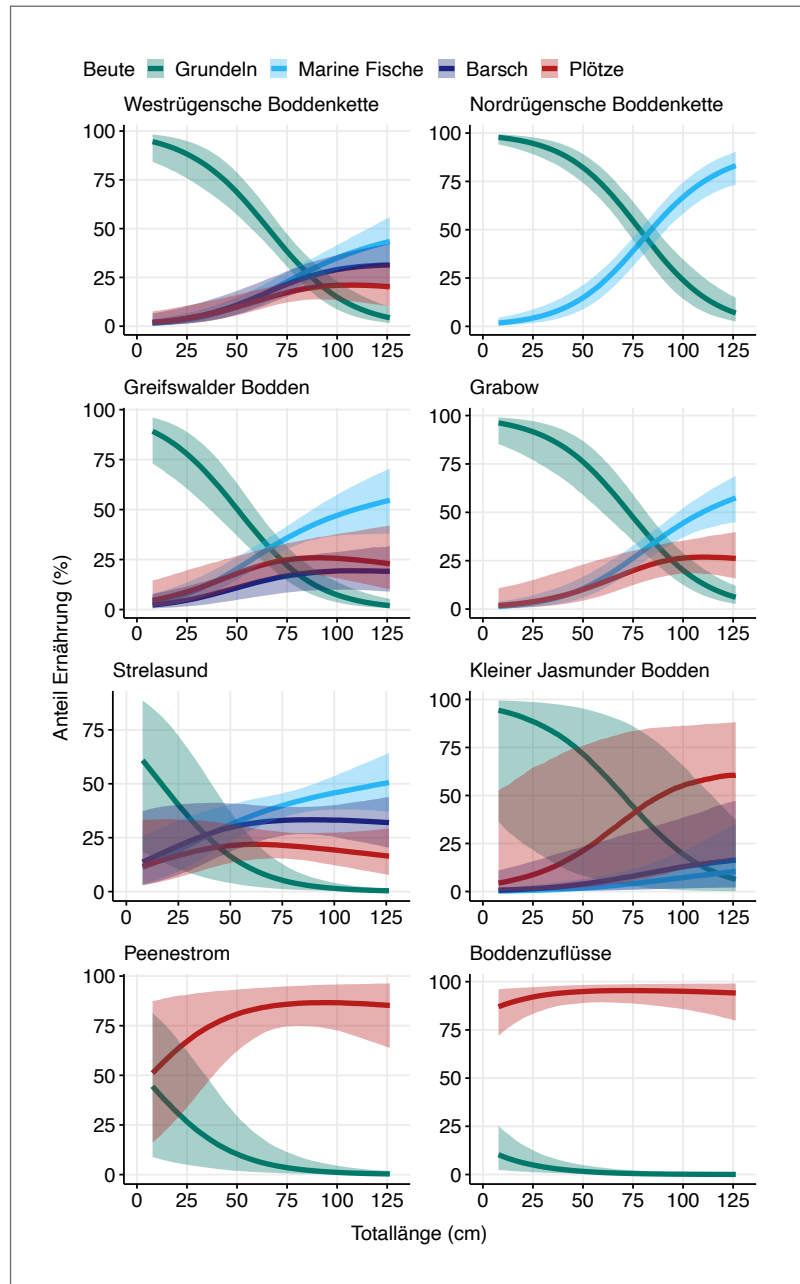


Abbildung 3.30: Wahrscheinlichkeitsverteilung der Hechternahrung pro Gebiet als Funktion der Länge. Beutefischarten, deren Beitrag zur Hechternahrung mit unter 1 % geschätzt wurde, sind nicht dargestellt. Die durchgezogenen Linien zeigen den Median der Verteilung zu einer bestimmten Länge, die schattierten Bereiche die 95 %-Kreditivitätsintervalle. Grundlage waren Isotopendaten.

sam mehr als 50 % zur Hechternahrung beitragen. Gleichzeitig ging die Bedeutung von Schwarzmundgrundeln mit zunehmender Größe konstant zurück, verschwand jedoch nie gänzlich (Abbildung 3.30). In der Grabow zeigte sich ein ähnliches Bild (Abbildung 3.30). Im Westrügensch Bodden nahm zwar der Anteil von marinen Arten (Hering) und Karpfenartigen (Plötzen) mit zunehmender Größe leicht zu,

jedoch bestand die Hechternahrung bis in hohe Größenklassen hauptsächlich aus Grundeln (bis 75 cm Länge bei über 50%). Im Nordrügensch Bodden kam weder den Barschartigen noch den Karpfenartigen ein messbarer Anteil an der Hechternahrung zu, stattdessen bildeten in den kleineren Größenklassen fast ausschließlich Grundeln die Nahrung. Mit zunehmender Größe verstärkte sich der Anteil



an marinen Arten (z. B. Hering), jedoch überstieg der mittlere Anteil an marinen Arten erst bei sehr großen Hechten (ab ca. 80 cm) den der Grundel (Abbildung 3.30). Auch im Strelasund stellten Karpfenartige einen relativ geringen Anteil der Nahrung (unter 25%; Abbildung 3.30). Ebenso waren hier die Grundeln die Hauptnahrung für kleinere Hechte (bis ca. 40 cm), die zunehmend von marinen Arten als Hauptnahrung für große Hechte abgelöst wurden. Im Fall des Strelasunds stellten Heringe früher den Hauptanteil an der Hechternahrung (Winkler 1987) und erreichten einen umso höheren Gesamtanteil mit ansteigender Hechtlänge: Bei großen Hechten über einem Meter waren Heringe sogar Hauptnahrungsquelle (Abbildung 3.30). Auch im Kleinen Jasmunder Bodden zeigte sich die Veränderung der Nahrung mit der Größe, wobei marine Arten (Heringe, Dreistachelige Stichlinge) hier eine untergeordnete Rolle spielten, stattdessen wurden Grundeln mit zunehmender Länge von Plötzen abgelöst. Die Stichprobenzahl im Kleinen Jasmunder Bodden war jedoch mit nur sechs Tieren sehr gering, weshalb diese Daten mit Vorsicht zu interpretieren sind. Sowohl im oligohalinen Peenestrom als auch in den Boddenzuflüssen kam Plötzen der Hauptteil der Nahrung zu (im Mittel 90,5 %; Abbildung 3.30). Im Peenestrom stellten Grundeln bei kleineren Hechten noch einen geringen Anteil an der Ernährung, der mit zunehmender Größe gänzlich wegfiel. In den Boddenzuflüssen spielten nur die Karpfenartigen wie Plötze eine Rolle für die Hechternahrung. Bei diesen beiden Gebieten gilt es jedoch zu bedenken, dass die Beutefischarten, die als Grundlage für diese Modellierung dienten, nur in den übrigen Gebieten gesammelt wurden. Vermutlich unterscheiden sich die Nahrungsquellen in diesen ausgesüßten Systemen in ihrer isotopischen Zusammensetzung von den anderen Gebieten, was zu einer Fehleinschätzung führen könnte. Zu beachten ist darüber hinaus, dass auch hier die vorgestellten Isotopendaten im Schnitt nur die Ernährung der letzten fünf Monate wiedergeben und somit keine Rückschlüsse auf die Ernährung während des ganzen Jahres oder des ganzen Lebens zulassen. Außer-

dem fassen die Artengruppen verschiedene Einzelarten mit ähnlichen Isotopenprofilen (die Isotopenwerte von vielen Friedfischen überlappen stark) zusammen und erlauben keine gesonderte Betrachtung auf Einzelartniveau. Als sicher kann hier v.a. die Diskriminierung von Süßwasser- und marinen Fischen sowie von Grundeln gelten.

### Diskussion möglicher Verschiebungen der Hechtnahrung

#### Die Zeit vor der Schwarzmundgrundelinvasion bis 2015

Aus der Vergangenheit liegen nur wenige Informationen mit teilweise begrenzter Aussagekraft zur Ernährung der Hechte in den Küstengewässern vor. Hegemann (1958) hat nur Hechte aus dem Greifswalder Bodden über eine Saison analysiert und keine vergleichbare Auswertung zu jetzt üblichen methodischen Standards vorgelegt. Seine Aussagen geben nur eine ungefähre Vorstellung von Häufigkeiten der gefressenen Arten. Die Schlussfolgerung, dass marine Grundeln bzw. der Dreistachelige Stichling mit 30 bzw. 24 % (Individuenhäufigkeit) zu den häufigsten Nahrungsfischen der Hechte gehören, konnte bei den Anschlussuntersuchungen aus den späten 1990er-Jahren und 2015 nicht bestätigt werden. Falk (1965a) präsentierte lediglich eine verbale Aufzählung der wichtigen Beutearten des Hechtes in den Küstengewässern, ohne zwischen diesen zu differenzieren. Sierigk (1976) untersuchte 31 Hechtmägen aus der Darß-Zingster Boddenkette, berücksichtigte aber auch nur die Häufigkeiten der Beutearten. Die Aussagen bzw. Ergebnisse beider Autoren stimmen dennoch weitestgehend mit den jetzt vorliegenden Befunden für die Zeit vor der Grundelinvasion überein. Wie schon Hegemann (1958) zählte Falk (1965a) Stint, marine Grundeln und den Dreistacheligen Stichling zu den wichtigen Beutearten. Auf hohe Stichlingsanteile in der Nahrung (Häufigkeiten) verweisen auch Larsen (1966) in dänischen Ostseezuflüssen und Jacobson et al. (2019) an der schwedischen

Küste, allerdings bei relativ geringen Stichprobengrößen. Kleinere Hechte (10–22 cm) wiesen hohe Gobiidenanteile (*Pomatoschistus* spp.) zwischen 30 und 80 % (visuelle Anteilsschätzung) auf, gefolgt von Clupeiden (0–45 %). In vorliegender Untersuchung standen keine Hechte kleiner als 40 cm zur Analyse zur Verfügung, sodass die Rolle der Kleinfische in dieser Größenkohorte nicht eingeschätzt werden kann. Für Stint und Dreistachligen Stichling wurden bei den größeren Hechten 1990 und 2015 Häufigkeitsanteile bis 20 bzw. 10 % ermittelt, doch in Biomasse transformiert schrumpften diese Anteile auf unter 5 % (Abbildungen 3.22 und 3.23). Das war auch bei umfangreicheren Proben (N = 172 aus fünf verschiedenen bzw. N = 222 aus vier Küstengewässern) in früheren Untersuchungen an den Bodden (Winkler 1987, 1989a) der Fall. Dabei wurden zwölf verschiedene Fischarten in der Hechtnahrung registriert. Die aktuell ausgewerteten Proben von 1990 und 2015 stimmen mit den damaligen Befunden sowohl was das Beutespektrum als auch die Unterschiede zwischen den oligohalinen und mesohalinen Bereichen anbelangt weitestgehend überein. Hering, Plötze, Barsch und in oligohalinen Bodden auch Kaulbarsch stellten je nach Gebiet und Saison den Hauptteil der Nahrungsbiomasse, die oben genannten Kleinfischarten steuerten nur geringe Biomassen bei. Weitere Arten traten in der Regel lediglich sporadisch in Erscheinung, Schwarzmundgrundel fehlte 1990 vollständig und war 2015 im Biomasseanteil in einer Untersuchung im Kubitzer Bodden (Prohner Wieck) irrelevant (0,2 % Biomasseanteil).

Es ist davon auszugehen, dass Hecht damals wie heute vorrangig auf die Arten zugreift, die in hohen Bestandsdichten zur Verfügung stehen. Die beiden in den Küstengewässern häufigen Cyprinidenarten Blei und Güster waren nach unseren Befunden aber nur selten in der Hechtnahrung. Offensichtlich meidet der Hecht diese Arten wegen ihrer Hochrückigkeit. Die Hoffnung von Wiktor & Zukowski (1962), dass der Hecht die großen Güsterbestände im Stettiner Haff verringern könnte, erfüllen sich nicht, solange genug schlankere Beute vorhanden ist.

Ein Spezifikum der Bodden ist das saisonale Aufeinandertreffen von Hecht und Hering. In der Laichzeit des Frühjahrsherings ist er für ca. drei Monate als reichliche und leicht zugängliche Beute verfügbar, vor allem im mesohalinen, weniger im oligohalinen Bereich. Auch die Beutegröße ist dann hoch, da die Laichheringe stattliche Längen von 20 bis 30 cm erreichen. Auch aus anderen Ostseerandgewässern ist bekannt, dass sich der Hecht von Heringen ernährt, so in Finnland (Levander 1909, zitiert in Larsen 1966), Schweden (Jacobson et al. 2019) und Estland, wo nach Pihu & Turovski (2003) das Nahrungsspektrum in den Küstengewässern (Veinameri-Region) hauptsächlich aus Plötze, Barsch, Hering und anderen Arten besteht.

Das festgestellte Beutegrößenfenster der Boddenhechte von 5–35 cm, verbunden mit der Tendenz der Zunahme der Beutegröße mit der Hechtgröße in den Proben 1980/1990 und 2015, ist nicht neu, sondern entspricht den Befunden aus der Literatur (Mittelbach & Persson 1998, Gaeta et al. 2018). Nach Fortunatova & Popova (1973) wächst die absolute mittlere Beutegröße moderat mit steigender Hechtgröße und Gaeta et al. (2018) zeigten, dass größere Hechte zwar im Schnitt größere Beute greifen, aber auch die größten Hechte ganz überwiegend Fische um 15 – 20 cm bevorzugen. Der nur moderate Zusammenhang von Beute- und Hechtgröße wird wohl durch den oft größeren Anteil kleinerer Beute zwischen 5 und 15 cm im Ökosystem bewirkt. Die individuelle Beutefischgröße, die Hechte aufnehmen, kann dagegen bis über 40 cm reichen und mehr als der Hälfte der eigenen Körpergröße erreichen. Scott & Crossman (1973) gaben als bevorzugte Beutegröße 33–50 % der Hechtgröße an, maximal sind Aufnahmen von bis zu 75 % der eigenen Länge beschrieben (Mittelbach & Persson 1993). Die Ergebnisse der BODDENHECHT-Studie fügen sich gut in die Literaturbefunde. Pihu & Turovskis (2003) Angaben für die relative Beutegröße liegen mit 50–60 % der Hechtlänge für verschiedene Beutearten etwas höher. Dieses Wissen unterstreicht, dass ein größtmäßig breit gefächertes Hechtbestand das Nah-

rungsangebot differenzierter nutzen kann und damit auch die intraspezifische Konkurrenz um Nahrung abfedert.

Bemerkenswert ist aber die Erkenntnis, dass aktuell nicht nur der Anteil der Heringe an der Gesamtnahrung abfallend und der der Grundeln zunehmend ist, sondern dass der Anstieg der Beutelänge mit der Hechtlänge in 2022 deutlich flacher ausfiel als in den vergangenen Dekaden. Das kann als Anzeiger für Mangelernährung und ungünstige Anschlussnahrung der längeren Hechte gewertet werden und kann ihre Wachstumsdepression alleine oder im Verbund mit insgesamt abnehmenden Beutefischmengen erklären. Warum selbst größte Hechte aktuell vor allem Fische kleiner 10 cm Totallänge fressen, bleibt im Detail ungeklärt. Entweder haben andere Faktoren wie Kormorandruck oder der Klimawandel (Hering) die Menge an verfügbaren größeren Beutefischen stark dezimiert oder es fand ein Wechsel sowohl von Beute als auch Räuber im bevorzugten Habitat statt. Insbesondere der vielfach aus der Praxis beschriebene Wechsel der Hechteinstände vom offenen Wasser ins Flachwasser könnte erklären, warum auch die größeren Hechte jetzt vor allem kleinere Fische fressen, da das flache Wasser vor allem kleinere Beutefische bieten dürfte. Insgesamt deuten die Daten größere ökosystemare Veränderungen in der Verfügbarkeit oder Verteilung der Beutefische an, die vor allem den Zuwachs der älteren Hechte stark hemmen. Hier konnte die Grundelinvasion nur das Wachstum der Junghechte fördern, aber diese Größenklassen reichen offenbar nicht aus, um das rasche Wachstum der älteren Hechte aufrechtzuerhalten. Es ist auch wahrscheinlich, dass sich abnehmende Bestände fetter Heringe über die Zeit (ICES 2021) negativ auf das Hechtwachstum, gerade der älteren und größeren Hechte, ausgewirkt hat.

In der Gesamtschau ist zu konstatieren, dass das Beutespektrum und die Bedeutung wichtiger Arten (Plötze, Barsch, Hering) in der Hechtration über mehrere Jahrzehnte bis in die 1990er-Jahre und 2015 in den Küstengewässern um Rügen ziemlich gleichgeblieben sind. Insbesondere die Schwarzmund-

grundel, die seit 1999 im Gebiet vorkam, hatte bis 2015 keine relevanten Anteile an der Hechtnahrung und auch der Dreistachelige Stichling kam zwar abundanzseitig in relevanten Mengen vor, spielte aber biomasseseitig keine Rolle. In den mesohalinen Gebieten dominierten biomasseseitig Meeresfische, insbesondere zur Laichzeit der Heringe.

### **Ernährung heute und möglicher Einfluss auf die aktuelle Wachstumsdepression**

Für ausgewählte Bodden wie den Darß-Zingster-Bodden gibt es seit einigen Jahren eindeutige Anzeichen für langfristige Bestandsrückgänge bei Hering, Barsch, Zander und möglicherweise auch anderen Arten (Helmut Winkler, persönliche Mitteilung 2023). Hinzu kommt das massenhafte Auftreten der Schwarzmundgrundel insbesondere nach 2015 in den westrügensch Bodden (Lewin et al. 2023a) sowie stark erhöhte Kormoranbestände, die einerseits dezimierend auf Beutefische einwirken können (Arlinghaus et al. 2021), überdies aber auch zur Verschiebung der Habitatwahl von Beutefischen führen können (Skov et al. 2013). Die Grundeln könnten theoretisch mögliche Rückgänge anderer Nahrungsorganismen in der Hechternahrung kompensieren. Das ist allerdings mit hoher Wahrscheinlichkeit größenabhängig, da gerade die großen Hechte auf relativ große Nahrungsorganismen wie Heringe spezialisiert sind und eine dominante Ernährung über das Greifen von eher kleinen Grundeln aufgrund der hohen Such- und Attackierkosten zur Mangelernährung führen kann. Kleinere Größenklassen der Hechte sollen hingegen unbeeinflusst sein und sich stark auf Grundeln spezialisieren. Die vorgelegten Daten stützen diese Perspektive. Wir interpretieren daher eine sehr hohe Grundelernährung und eine Abnahme der traditionell hohen Anteile von Meeresfischen, Barsch und Plötze als potenzielle Mangelernährung für adulte Hechte.

In den aktuellen Ernährungsdaten (vor allem über stabile Isotopen) wurde festgestellt, dass die Hechternahrung in den Bodden eine Funktion der Hechtlänge ist. Diese ähnelt sich in der frühen Ernährung

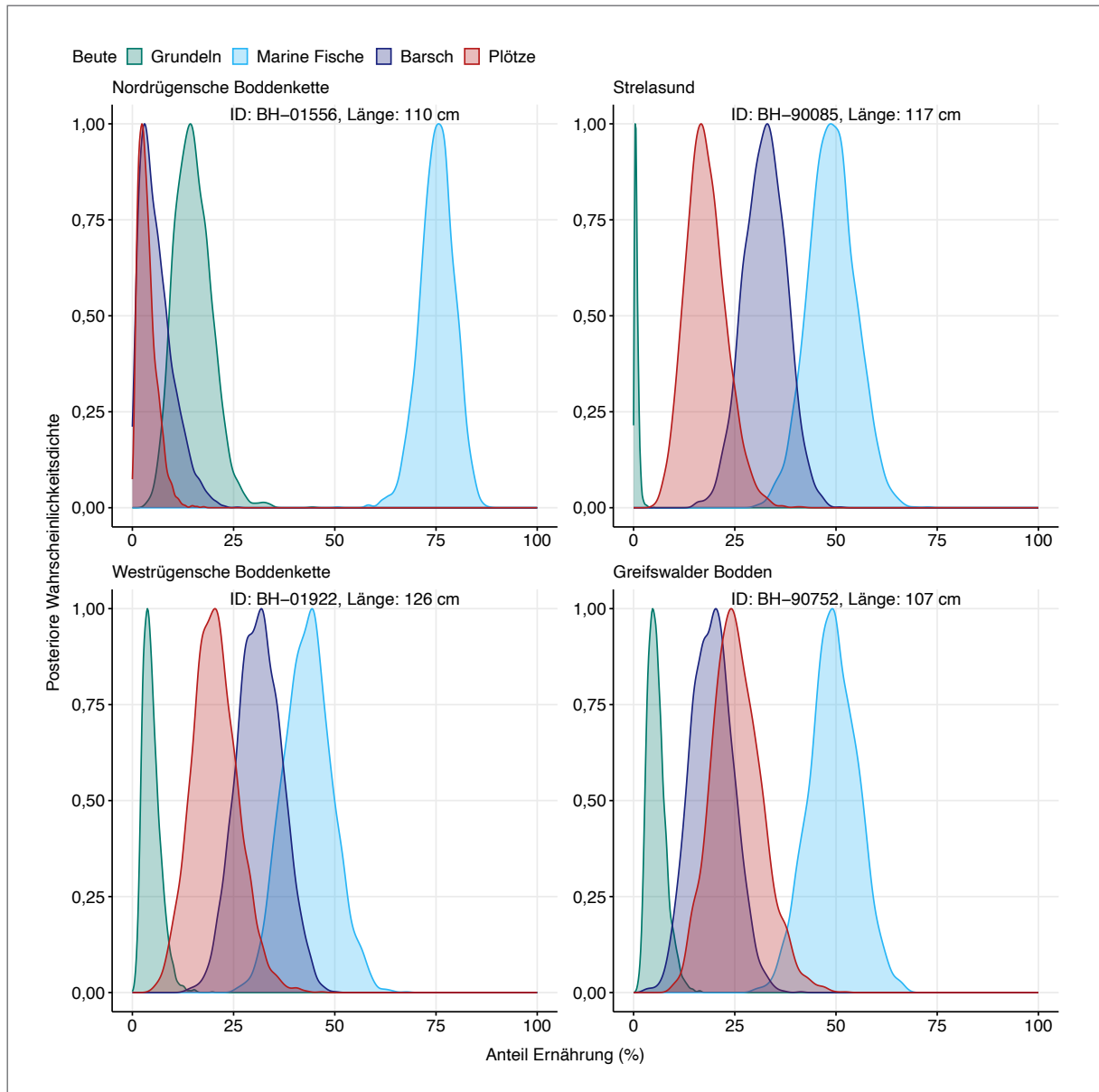


Abbildung 3.31: Ernährungsverteilung großer Individuen in vier unterschiedlichen Boddengebieten.

über fast alle Bodden stark, wo heute im Unterschied zu den 1990er-Jahren Schwarzmundgrundeln fast immer den Hauptteil der Ernährung kleiner bis mittelgroßer Hechte stellen. Mit zunehmender Größe wurden in allen untersuchten Bodden Plötzen und/oder Heringe wichtiger für die Ernährung, jedoch stellte in einigen Fällen die Schwarzmundgrundel auch bei großen Individuen noch einen mitunter substantiellen Anteil an der Ernährung (beispiel-

haft für einzelne große Individuen gezeigt in Abbildung 3.31). Dieses Phänomen weicht substantiell von den Bedingungen ab, die noch 2015 und in den Jahren davor bestanden. Die zunehmende Bedeutung größerer Beutetiere wie Hering oder Plötze mit zunehmender Größe folgt zwar den Erwartungen, jedoch findet der Übergang zu einer Dominanz dieser Fischarten in der Hechternahrung erst bei sehr großen Tieren statt, teilweise erst ab einer Gesamt-

länge von 100 cm. Vielfach bleiben die auch für die größeren Hechte energetisch im Vergleich zu einem stattlichen Hering oder einer großen Plötze eher irrelevanten Grudeln bis in große Größen eine maßgebliche Nahrungsquelle. Im Unterschied dazu machten nach der Biomasse vor allem Hering, andere marine Arten und Plötzen die Hauptnahrung der Hechte in den 1990er-Jahren aus, in der untersuchten März-Probe aus dem Jahr 2015 lag der Anteil des Herings in den Mägen von Hechten aus dem Kubitzer Bodden bei über 60 %. Die sich ändernde Nahrungszusammensetzung und der steigende Anteil eher kleinwüchsiger Beutefische wie Grundeln in der Ernährung und der Abfall der Heringsanteile gerade auch der größeren Hechte kann gekoppelt mit allgemein reduzierten Beutefischmengen und reduzierten Verfügbarkeiten mariner Arten (wie auch die aktuellen Magenanalysen bestätigen) die reduzierten Zuwachsraten der größeren Hechte erklären.

Die sich bei den Boddenhechten andeutende Wachstumsdepression gerade der größeren Hechte könnte auf einen Wechsel im Produktivitätsregime hinweisen, der durch eine sich verändernde quantitative und qualitative Nahrungsbasis sowie wahrscheinlich weitere Umweltfaktoren ausgelöst wird. Die starke Konsumption von Grundeln auch durch große Hechte gerade in Nord- und Westrügen könnte auch die aus der Praxis dokumentierten starken Nutzungen von Flachwassergebieten durch größere Hechte erklären (Mathias Fuhrmann, persönliche Mitteilung 2022). Dort jagen die großen Tiere in vielen Bodden offenbar aktiv Grundeln und andere kleinere Beutefische, statt wie früher im Freiwasser große fettreiche Heringe, Plötzen oder Barsche zu fressen. Unklar ist, ob Heringe, Plötzen und Barsche z. B. aufgrund gestiegener Kormorankonsumption (die gerade bei Plötze und Barsch enorm ist, Arlinghaus et al. 2021) oder durch andere Faktoren wie Klimawandel (beim Hering) seltener geworden oder in andere Habitate abgewandert sind. Dadurch wären sie für die Hechte weniger zugänglich, die sich dann eher auf die häufigen Grundeln im Flachwasser konzentrieren. Für kleine bis mittelgroße Hechte war

der Wandel hin zu einer Dominanz der Grundelernährung ohne Konsequenzen für das Wachstum, da für kleinere Tiere der relative Energiegewinn durch die Aufnahme kleiner Nahrungsbrocken größer ist als für große Hechte (MacArthur & Levins 1964). Mit zunehmender Hechtgröße bei gleichbleibender Größe und Nährwert der Beute nimmt dieser relative Nettogewinn an Energie pro gefangenem Beutetier jedoch stetig ab, da ein größerer Hecht mehr Energie aufwenden muss, um Körperzustand zu erhalten, sich fortzubewegen und Beute zu machen (Hart & Connelan 1984). Auch nehmen die Wirkungen von hoher Temperatur im Flachwasser zu, was gerade große Hechte stressen dürfte. Nicht zuletzt steigt auch der Konkurrenzstress durch erhöhte Dichten im Flachwasser, der bei gleicher Beuteverfügbarkeit wachstumshemmend beim Hecht wirkt (Edeline et al. 2010). Hierdurch könnte es zu einem Wachstumsengpass kommen, wo große Hechte durch die veränderte Arten- und Größenstruktur der aufgenommenen Nahrung nicht mehr genug Energie erbeuten können, um nach dem frohwüchsigen Jungfischstadium auch als Adultfisch weiter rasch zu wachsen.

Möglicherweise ist auch die Gesamtmenge an Beutefischen abnehmend (Kapitel 1), was als Erklärung aber nicht ausreicht, da dann alle Größenklassen gleichsam schlechter wachsen oder schlechter konditioniert sein müssten. Das war aber nicht der Fall. Möglicherweise ist die Gesamtbiomasse an Hecht heute geringer, weil die Gesamtmenge an zur Verfügung stehender Nahrung rückläufig ist. Insbesondere für den Hering ist ein Rückgang in der Abundanz in der gesamten Ostsee belegt (von Dorrien et al. 2013, Polte et al. 2021, ICES 2022) und er taucht auch in der Hechnahrung insgesamt deutlich seltener auf als früher, obwohl er sich sowohl in früheren Studien (Winkler 1987) als auch mit den aktuellen Daten als bedeutsamer Beutefisch für Großhechte erwiesen hat. Ein weiterer Grund könnte eine Zunahme der natürlichen Räuber sein. Dadurch würde das Mortalitätsrisiko für kleine und mittelgroße Hechte sowie für Beutefische im Freiwasser steigen, die Tiere ins Flachwasser getrieben und Hechte erst bei

sehr hoher, sicherer Körpergröße auf eine Freiwasser-Ernährung von größeren Beutetieren wie Heringen und Plötzen umsteigen. Nicht auszuschließen sind auch Effekte der fischereilichen Selektion von schnellwüchsigen Hechten oder Hechten, die im Freiwasser außerhalb von Unterständen jagen. Für Hechte ist bekannt, dass es Habitatopportunisten gibt, die systematisch im Freiwasser auf Jagd gehen, aber auch besonders fängig sind. Somit könnte eine selektive Entnahme von frohwüchsigen Freiwasserhechten nicht nur die Habitatwahl des Restbestands, sondern auch die Wachstumskapazität insgesamt reduziert haben (Árnason et al. 2009, Matsumura et al. 2011, Arlinghaus et al. 2017b).

Ein weiterer möglicher Stressor, der die Abnahme im Wachstum miterklären könnte, ist die im Zusammenhang mit dem Klimawandel auftretende Erwärmung der Boddengewässer (Kapitel 1.4, Abbildung 1.42). Der absolute Metabolismus eines Fisches steigt exponentiell mit der Körpermasse. Das heißt, größere Individuen weisen eine insgesamt höhere metabolische Rate auf (Brown et al. 2004) und haben dementsprechend höhere energetische Kosten, wenn die Temperatur ansteigt. Die Problematik ist in einem System wie den Bodden noch verstärkt, da es keine thermalen Refugien wie z. B. kühles Tiefenwasser gibt. Zusätzlich sind größere Fische stärker sauerstofflimitiert, da sie eine größere Masse mit Sauerstoff versorgen müssen und die durch warmes Wasser bedingte erhöhte metabolische Rate zu einem höheren Sauerstoffbedarf führt. Zudem nimmt bei warmen Temperaturen oberhalb des Optimums sowohl die Löslichkeit von Sauerstoff im Wasser als auch die Transporteffizienz im Gefäßsystem größerer Fische ab (Pörtner & Knust 2007). Dies führt bei großen Tieren schnell zu Stress, der das Wachstum beeinträchtigen kann. Allerdings fanden wir keine substantiell negativen Zusammenhänge zwischen der Temperatur und dem Adultwachstum an den Bodden (vgl. Kapitel 3.3), weswegen diese Hypothese als eher unwahrscheinlich erachtet wird.

Ein erhöhter Metabolismus ist außerdem meist mit erhöhter natürlicher Sterblichkeit verbunden,

die den Vorteilen, die eine hohe Körpergröße evolutionär gesehen für ein Individuum mit sich bringt, entgegensteht (Vindenes et al. 2014). Dies kann wiederum eine Selektion hin zu einer schnellen Lebensgeschichte mit geringem Wachstum nach dem Eintritt in die Geschlechtsreife begünstigen (Thunnell et al. 2023). Evolutionärer Erfolg ergibt sich in diesem Kontext dann aus schnellem Juvenilwachstum und frühem Erreichen der Geschlechtsreife bei anschließender Verwendung eines Großteils der Ressourcen für die Fortpflanzung. Die veränderte Ressourcenverteilung hin zur Fortpflanzung führt dazu, dass weniger Energie in das weitere Adultwachstum investiert wird. So ließe sich die beobachtete Abflachung des Adultwachstums an den Bodden erklären (Arlinghaus et al. 2009b, Matsumura et al. 2011).

Abgesehen von der natürlichen Sterblichkeit kann daher auch fischereiliche Sterblichkeit zu einer beschleunigten Lebensgeschichte und einer abgeschnittenen Größenverteilung führen (Enberg et al. 2012). Der Mechanismus ist hierbei der gleiche wie zuvor für die Erwärmung beschrieben: Indem eine erhöhte Sterblichkeit (dieses Mal durch Fischen und Angeln) die Vorteile, groß zu sein, auf der Ebene des Individuums verringert, wird eine Lebensgeschichte mit hohem Juvenilwachstum und hoher Investition in die Reproduktion im Adultstadium begünstigt. Die Selektion durch Fischerei kann um ein Vielfaches stärker sein als die Selektion durch natürliche Sterblichkeit (Enberg et al. 2012, Monk et al. 2021), da viele Fischereimethoden zusätzlich zur Erhöhung der Sterblichkeit auch größenselektiv wirken (Kapitel 5). Das verstärkte Ausfischen der großen Individuen verstärkt den Selektionsdruck hin zu einer schnellen Lebensgeschichte zusätzlich (Anderson et al. 2018), wodurch die Wachstumsdepression wesentlich schneller zum Tragen kommt (Enberg et al. 2012). Allerdings ist davon auszugehen, dass durch scharfe Selektion die Länge adulter Hechte über einen Zeitraum von 100 Jahren um etwa 5 % zurückgeht (Matsumura et al. 2011). Die aktuell nachweisbaren Längenrückgänge sind aber deutlich größer und im Zeitablauf deutlich schneller, was eher dafür spricht,

dass die Nahrungsverfügbarkeit sich verändert hat, wir es also mit ökologischen und weniger evolutionären Begründungen zu tun haben.

Bei der Interpretation der vorliegenden Daten muss bedacht werden, dass es sich bei den hier verglichenen Wachstumsdaten um unregelmäßige Stichprobenwerte verschiedener Autor:innen handelt und nicht um ein kontinuierliches Wachstumsmonitoring. Auch Lesereffekte in frühen und heutigen Studien sind nicht ausgeschlossen. Da jedoch alle früheren Quellen ein vergleichbares Wachstum aufwiesen, die Vergleiche mit gleichen Lesestrukturen vorgenommen worden sind und vorliegende Daten über einen langen Zeitraum (2019–2023), über verschiedene Methoden und eine große Stichprobe erhoben wurden, sind die präsentierten Ergebnisse wahrscheinlich als recht belastbar einzustufen. Um eine Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten, wurde das heutige Wachstum auch über Schuppen berechnet. Dies könnte die Ergebnisse verfälschen, da anhand von Schuppen das Alter von Individuen, die älter als sechs Jahre sind, systematisch unterschätzt wird (Rittweg et al. 2023). Bei der stabilen Isotopenanalyse können Mischungsmodelle nur mit einer begrenzten Anzahl an Nahrungsquellen berechnet werden. Die BODDENHECHT-Studie bezog daher nur vier Beutefischarten in die Modelle ein, wodurch möglicherweise andere wichtige Nahrungsquellen übersehen wurden, z. B. Barsche. Weitere Forschungsarbeiten sind empfehlenswert, um die Hypothesen der Wachstumsreduktion im Detail zu klären. Eine interessante Möglichkeit wären stabile Isotopenanalysen in historischen Hartstrukturen.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Es ist unwahrscheinlich, dass ein einzelner der genannten Stressoren allein für die beobachtete Wachstumsdepression der grossen Hechte im Vergleich zu früheren Zeiten verantwortlich ist. Vielmehr wird dem beobachteten Trend eine Kombination verschiedener Stressoren (Lehtonen et al. 2009, Eklöf et al. 2020, Olsson et al. 2023) zugrunde liegen, die möglicherweise zusammen oder sich gegensei-

tig verstärkend das Wachstumspotenzial der größeren Boddenhechte verringern. Hierfür spricht auch, dass alle zuvor beschriebenen Faktoren in dieselbe Richtung wirken, was den Effekt auf die Hechtpopulationen verstärken könnte. Die Folgen der Wachstumsdepression sind für die Zukunft der Hechte im Bodden sowie der Fischerei und Angelfischerei potenziell transformativ. Dies wird durch die starke Abnahme in der modellierten Produktivität des Bestands (Abnahme um bis zu 50 %, vgl. Kapitel 6) und des Anteils großer Hechte (Abnahme ebenfalls um bis zu 50 %) untermauert (Kapitel 6). Mögliche Bewirtschaftungsmaßnahmen, um dieser Entwicklung entgegenzuwirken, sind limitiert. Eine Möglichkeit ist die Anpassung der Mindestmaße und Einführung von Maximalmaßen im Rahmen eines Entnahmefensters, um die fischereiliche Sterblichkeit der größeren Tiere zu verringern. Diese Maßnahmen stellen aber nur reaktive Maßnahmen dar, die sich an das reduzierte Produktivitätsregime anpassen. Sie können die Wachstumsrate oder die Nahrungsverfügbarkeit nicht verändern. Außerdem ist zu bedenken, dass in einem dynamischen System wie den Bodden eventuelle Abnahmen in der Fischereierblichkeit durch eine erhöhte Sterblichkeit aufgrund natürlicher Prädatoren kompensiert werden könnte. Das würde die Effektivität von Einschränkungen der Befischung reduzieren. Weitere Maßnahmen zur Erhöhung der allgemeinen Produktivität, wie z. B. Renaturierungen von Laich- und Aufwuchshabitaten, die Kontrolle natürlicher Sterblichkeitsfaktoren von Beutetieren oder die Reduktion der Heringsfischerei, könnten ebenfalls dem beobachteten Abwärtstrend entgegenwirken. Sollte der Wachstumsdepression jedoch ein Wechsel des Ökosystemzustands zu einem neuen stabilen Zustand mit geringer Produktivität (sogenannter Regimewechsel) oder der kombinierte Effekt mehrerer Umweltänderungen, die bis in die Ostsee reichen, zugrunde liegen, sind die Bewirtschaftungsoptionen begrenzt. Denn sowohl im Fall abnehmender Beutefischabundanzen, zunehmenden Fraßdrucks im Freiwasser als auch im Fall des Klimawandels liegen keine wirksamen lokalen Maß-

nahmen im Bereich des Machbaren. Für diesen Fall wäre zu empfehlen, die Bewirtschaftung der Hechtbestände dem neuen Wachstums- und Produktivitätsregime innerhalb eines sicheren Bewirtschaftungsrahmens (Safe Operating Space, Carpenter et al. 2017) anzupassen (vgl. Kapitel 6 zu Details) und zu akzeptieren, dass die Boddenhechtbestände und gerade die größeren Hechte an Produktivität verloren haben. Auch ein Erwartungsmanagement wäre sinnvoll sowie eventuell ein Umschwenken auf alternative Fischarten in der Angel- und Berufsfischerei und ein Wegbewegen vom „Meterhecht“ als touristisches Produkt. Weitere Untersuchungen zur Absicherung der unterstellten Wachstumsdepression sind unbedingt nötig, da es diverse methodische Aspekte gibt, die die Aussagekraft des Befunds mit relevanten Unsicherheiten behaften.

### 3.3 Umweltischen in Bezug auf Salzgehalt und Temperatur und Einfluss auf das Wachstum

Timo Rittweg, Michael Wiedenbeck, Clive Trueman, Jan Fietzke & Robert Arlinghaus

#### Kontext

Ein wesentliches Konzept in der Ökologie ist die ökologische Nische. Sie ist definiert als ein multidimensionales Hypervolumen aus Umwelttoleranzen, in dem ein Individuum potenziell überleben und eine Art stabile Population bilden kann (Hutchinson 1957). Man unterscheidet die fundamentale und die realisierte Nische, wobei die fundamentale Nische die Gesamtheit aller Nischen darstellt, in der ein Individuum oder eine Art theoretisch überleben könnte. Die realisierte Nische stellt hingegen die Kombination aus Nischen dar, die ein Individuum oder eine Art in ihrer derzeitigen Umwelt tatsächlich nutzt. Während seines Lebens verändern Fische ihre realisierten ökologischen Nischen. Das hat mehrere Gründe, die miteinander zusammenhängen. Erstens ändert sich über die Entwicklung (Ontogenese) vor allem

die Körperlänge von Fischen. Die Körpergröße hat einen starken Einfluss auf den Energiebedarf und die Umwelttoleranz von Fischen (Brown et al. 2004), das gilt auch für Hechte (Thunell et al. 2023). Zweitens ändern sich die ökologischen Voraussetzungen und Herausforderungen mit dem Alter bzw. der Länge. Wesentlich in der Fischökologie ist das Verhältnis von Wachstumsrate und Sterblichkeit, die ein Organismus stetig zu optimieren versucht (maximale Wachstumsrate bei minimaler Sterblichkeit) (Werner 1988). Damit ein Hecht groß werden kann, muss er als Jungtier rasch wachsen, da er hier für Prädation besonders anfällig ist. Dementsprechend wird ein Jungtier besonderen Wert legen auf das Aufsuchen sicherer Refugien, z. B. im flachen Spülsaum oder im Kraut (Bry et al. 1991, Casselman 1996). Gerade die Flachwasserbereiche sind aber auch die, die sich stark erwärmen, sodass Junghechte andere Temperaturischen einnehmen sollten als die Adulttiere.

Die Stoffwechselrate (Metabolismus) eines Organismus ist abhängig von Größe und Temperatur. Sie bestimmt die Nahrungsaufnahme und Verdauung, das Überleben und die Energieverteilung (Allokation) auf wesentliche Funktionen wie somatisches Wachstum (Wachstum des Körpergewebes), Fortpflanzung und Kognition (Enberg et al. 2012). Während der relative Metabolismus (Sauerstoffverbrauch pro Gramm Körpergewebe) mit der Länge abnimmt, nimmt der absolute Metabolismus mit der Länge zu. Sauerstoffmangelerscheinungen und andere Umweltstressoren können daher längenabhängig wirken und die realisierte Nische beeinflussen. Stoffwechselprozesse sind bei allen wechselwarmen Tieren wie Hechten positiv temperaturabhängig, das heißt, eine höhere Temperatur bedeutet einen erhöhten Stoffwechsel und bei ausreichender Nahrungsverfügbarkeit auch ein beschleunigtes Wachstum (Pagel et al. 2015). Dies trifft jedoch nur innerhalb definierter optimaler Temperaturfenster zu, die wiederum von der Fischart, der evolutionären Anpassung (Thunell et al. 2023) und dem jeweiligen Lebensstadium abhängen (Pörtner et al. 2010). Der Optimalbereich ist also artabhängig, kann aber auch



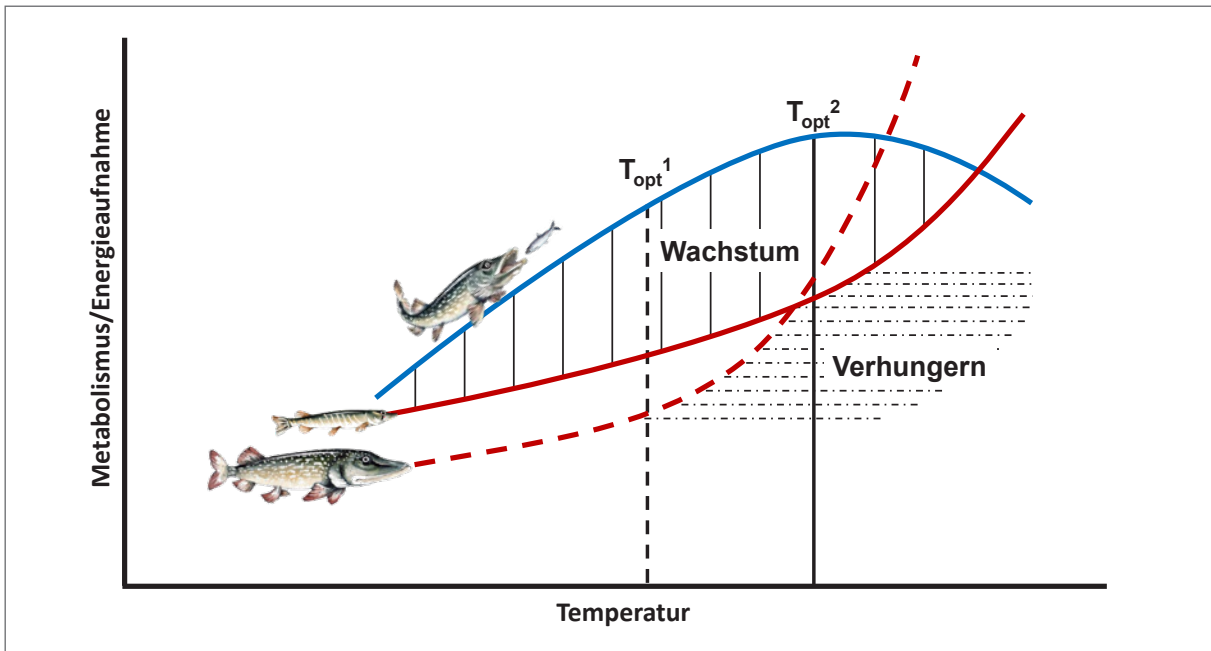


Abbildung 3.32: Temperaturabhängiges Verhältnis zwischen maximaler Nahrungsaufnahme (blaue Linie) und metabolischer Rate (rote Linien). Die optimale Temperatur liegt an dem Punkt, wo der Abstand zwischen der metabolischen Rate und der maximalen Nahrungsaufnahme maximal ist (d. h. maximal viel Energie aufgenommen wird bei minimalem metabolischen Verbrauch). Die optimale Temperatur für Jungfische ( $T_{opt}^2$ , durchgezogene Linien) liegt höher als die Optimaltemperatur für adulte Hechte ( $T_{opt}^1$ , gestrichelte Linien). Modifiziert nach Berggren (2019) auf Grundlage fundamentaler stoffwechselphysiologischer und bioenergetischer Prinzipien, die für Fische allgemein gelten (Temperatur-Größenregel, Atkinson 1994).

an lokale Bedingungen über Evolution angepasst werden. Somit können unterschiedliche Hechtpopulationen durch unterschiedliche Optima für Umweltbedingungen gekennzeichnet sein (Sunde et al. 2018a,b, 2019). Außerhalb der populationsspezifischen Optimalbereiche gerät der Fisch unter Hitze- bzw. Kältestress, was sich möglicherweise negativ auf das Wachstum und das Überleben des Fisches auswirkt. Der optimale Temperaturbereich für Jungfische von mesothermalen Arten wie dem Hecht (Casselman 1978) liegt meist höher als für Adulttiere. Studien an schwedischen Hechten ergaben, dass die optimale Wachstumstemperatur (Temperatur, bei der unter ausreichender Nahrungsverfügbarkeit maximales Wachstum erreicht wird) adulter Hechte etwa 19 °C beträgt, die optimale Wachstumstemperatur für Junghechte jedoch zwischen 22 und 23 °C (Abbildung 3.32, Persson et al. 2011). Die Wassertemperatur ist einer der wichtigsten Faktoren für das

Wachstum von Junghechten (Bry et al. 1991, Pagel et al. 2015).

Bei aquatischen Organismen wie Fischen wird die Stoffwechselrate auch durch den osmotischen Gradienten, d. h. den Unterschied zwischen der Ionenkonzentration im Körperinneren und im Umgebungswasser beeinflusst (Bœuf & Payan 2001). In den meisten Fällen haben unterschiedliche Lebensstadien aufgrund ihrer größenabhängigen Stoffwechselrate unterschiedliche osmoregulatorische Kapazitäten, d. h. Adulttiere, die eine höhere absolute (aber eine geringe spezifische oder relative) metabolische Rate haben als Jungtiere, können einen stärkeren osmotischen Gradienten tolerieren (Bœuf & Payan 2001, Jacobsen et al. 2017). Das liegt zum einen daran, dass die metabolische Rate bestimmt, wie effektiv die Ionenkanäle in den Chloridzellen (bezogen auf die Ausscheidung von Ionen wie Natrium und Chlor, also Salz) arbeiten können und wieviel Energie für

den Stoffwechsel dieser Zellen vorhanden ist (der Prozess verbraucht ATP und  $\text{NADH}^+$ ). Zum anderen spielt auch die Körpergröße eine Rolle, da ein größeres Individuum ein höheres Körpervolumen relativ zur Körperoberfläche hat. Das Verhältnis zwischen Körperoberfläche (A) und Körpervolumen (V) bestimmt, wie stark sich ein osmotischer Gradient auswirkt. Folglich sind kleine Individuen mit einem geringeren A/V-Verhältnis von einem osmotischen Gradienten stärker betroffen als große Individuen mit kleinem A/V-Verhältnis (Boëuf & Payan 2001). Wie stark der Einfluss des osmotischen Gradienten ist, hängt dabei auch von der evolutionären Anpassung der jeweiligen Art sowie von der Richtung des Gradienten ab (Boëuf & Payan 2001, Sunde et al. 2022). Die Osmoregulation in Salzwasser, auch hypoosmotische Regulation genannt, bei der ein Fisch verlorenes Wasser zurückgewinnen (durch das Trinken von Salzwasser) und aufgenommenes Salz abgeben muss (durch aktiven Ionentransport via Chloridzellen), ist energieintensiver als die Osmoregulation im Süßwasser, die hyperosmotische Regulation. Die Auswirkung des Salzgehalts auf den Hecht ist altersspezifisch. Erwachsene Hechte könnten mit Salzwasser bis zu 12–15 PSU umgehen (Jacobsen et al. 2017), jedoch wird bei Salzgehalten über 18 PSU von Massensterben berichtet (Dahl 1961). Junge Hechte überleben nach bisher vorliegenden Informationen keine Salzgehalte über 13 PSU (Jørgensen et al. 2010) und bereits Salzgehalte von über 8 PSU hatten in schwedischen und deutschen Studien negative Auswirkungen auf das Wachstum brackwasserangepasster Hechtbrut (Jørgensen et al. 2010, Arlinghaus et al. 2023a, Sunde et al. 2018a, Kapitel 1). Wechselwirkungen zwischen Salzgehalt und Temperatur könnten diese Effekte über den temperaturabhängigen Metabolismus noch verstärken, da Junghechte bei erhöhtem Salzgehalt bei 18°C eine höhere Sterblichkeitsrate als bei 14 und 10°C aufwiesen (Jacobsen et al. 2007). Es ist aber davon auszugehen, dass ein ansteigender Metabolismus bei höherer Temperatur die Sterblichkeit auslöste und nicht etwa bei höherer Temperatur eine prinzipiell geringere Salztoleranz

herrschte. Studien an brackwasseradaptierten Barschen zeigten nämlich, dass die Tiere im Winter eine prinzipiell geringere Salztoleranz haben (Christensen et al. 2017). Grundsätzlich scheint ein ansteigender Salzgehalt gerade bei Junghechten energetisch kostspielige physiologische und Verhaltensanpassungen zu erfordern, was Einflüsse auf die realisierte Nische und das gezeigte Wachstum haben kann. Es wäre zu erwarten, dass Junghechte aufgrund ihrer höheren Optimaltemperatur, der Wahl von Flachwasser in den ersten Lebensmonaten und einer niedrigeren osmoregulatorischen Kapazität wärmere und salzärmere Habitate aufsuchen als adulte Hechte. Ziel dieser Untersuchung war es aufzuklären, welche realisierte Temperatur- und Salinitätsnische Boddenhechte über das Leben aufsuchten.

### Methoden

Um die Habitatwahl von Boddenhechten im Laufe ihres Lebens zu untersuchen, wurden an Otolithen (Gehörsteinchen) von 130 Hechten (Totallängenbereich 40,4–126,2 cm, Mittelwert 79,1 cm) Transektmessungen von elementaren Umweltmarkern über die Jahresringe durchgeführt. Das Verhältnis stabiler Sauerstoffisotope, welches negativ temperaturabhängig ist (eine geringere Temperatur bedingt ein höheres isotopisches Signal), wurde als Marker für die Wassertemperatur angesehen; das Verhältnis von Strontium (Sr) zu Calcium (Ca) im Otolithen, das positiv mit dem Salzgehalt korreliert, wurde als Marker für den Salzgehalt des Umgebungswassers verwendet. 70 Hechte wurden außerhalb der Laichzeit in den Bodden beprobt, wobei sich die Probe aus 26 Hechten aus der westrügenschenden Boddenkette (WRB), 27 Hechten aus der Nordrügenschenden Boddenkette (NRB) und 18 Hechten aus dem Greifswalder Bodden zusammensetzte. Außerdem wurden 60 Hechte aus Süßwasserzuläufen gefangen, größtenteils innerhalb der Laichzeit, um auch hier die Beprobung der gemischten Situation zu ermöglichen. Hierbei wurden 20 Hechte in der Barthe, 20 Hechte im Sehrowbach, jeweils fünf Hechte aus Peene und Ziese sowie fünf Hechte aus kleineren Entwässer-

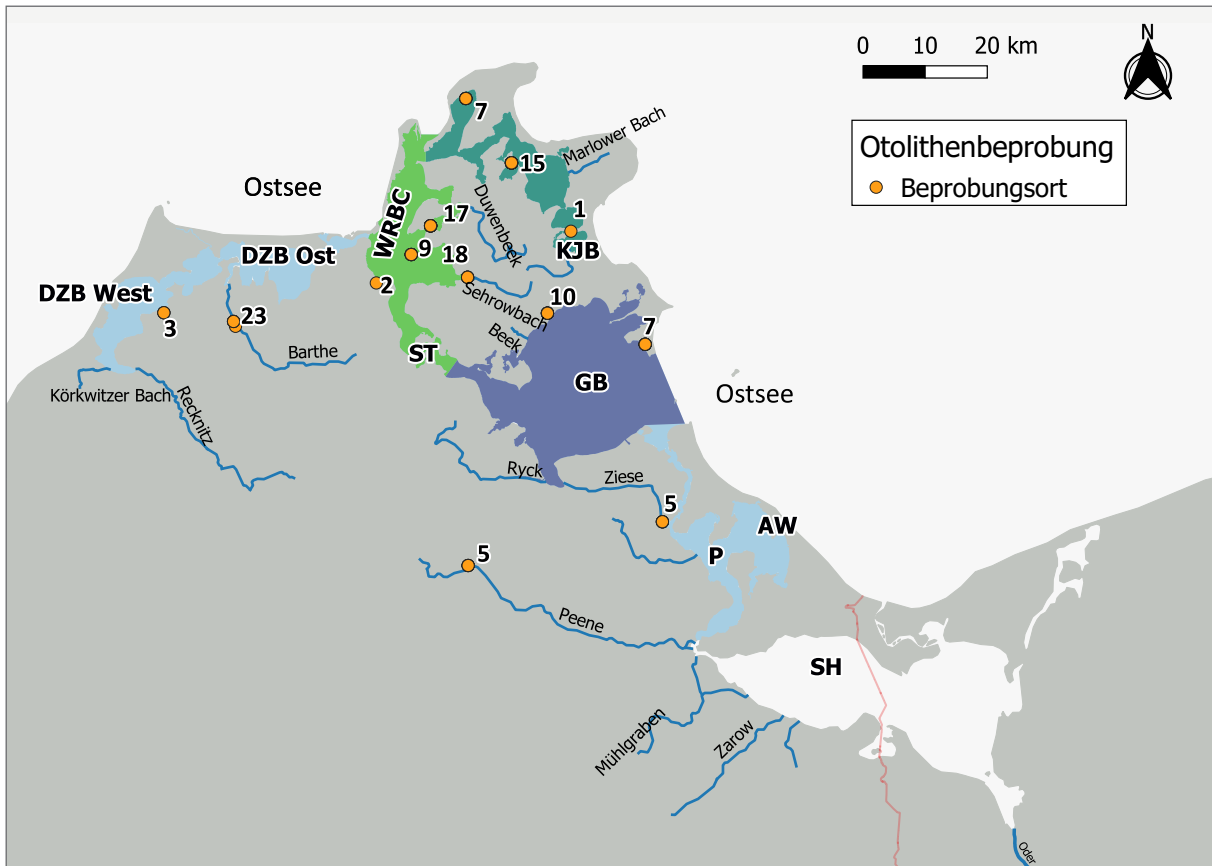


Abbildung 3.33: Fangorte der beprobten Hechte in den Boddengewässern und ihren Zuflüssen.

rungsgräben gefangen. Abbildung 3.33 zeigt die Fangorte der verwendeten Tiere. Als Kontrollgruppe für reines Süßwasser wurden zusätzlich fünf Hechte aus einem See in Brandenburg, dem Kleinen Döllnsee, ergänzt. Sauerstoffisotope wurden an polierten Otolithendünnschnitten mithilfe von Sekundärionenmassenspektrometrie (SIMS) am GeoForschungs-Zentrum Potsdam bestimmt, Strontium-Calcium-Verhältnisse (Sr/Ca) wurden mittels Laserablation mit induktiv gekoppelter Plasma-Massenspektrometrie (LA-ICPMS) am GEOMAR Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung Kiel bestimmt. Die Elementtransekte wurden anhand der visuell erkennbaren Jahresringe auf den Otolithen in Lebensjahre aufgeteilt.

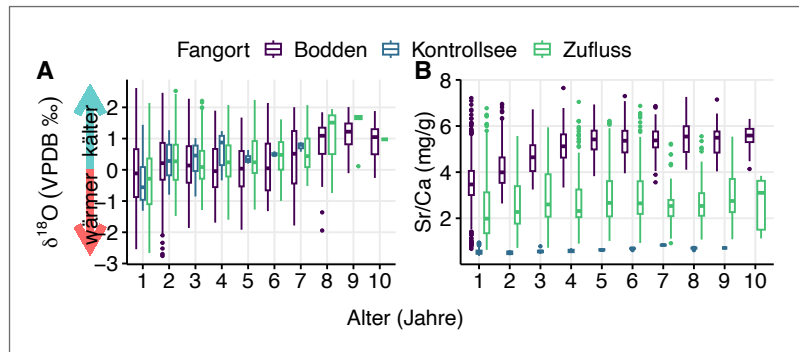
Um die Bedeutung der abiotischen Einflüsse auf das Wachstum von Boddenhechten zu ermitteln, wurden die gewonnenen hochauflösenden Zeitreihen der thermosalinen (Temperatur- und Salzgehaltsverhältnisse betreffenden) Nischennutzung der Hechte

zur Beschreibung des altersspezifischen Wachstums verwendet. Hierfür wurde der Otolithenzuwachs (Inkrement) pro Jahr in einem linearen gemischten Modell modelliert. Das Modell nahm folgende Form an:

$$(Inkrement) \sim \text{Alter}^2 + \text{Geschlecht} + \text{Strontiumwert} + \delta^{18}O + (1|Individuum)$$

Dabei beschreibt der Strontiumwert das mittlere Verhältnis zwischen Strontium und Calcium eines Jahres (als Näherungswert der mittleren Salinität) und  $\delta^{18}O$  den mittleren Sauerstoffisotopenwert (als Näherungswert der mittleren relativen Temperatur) eines Jahres. Der Term  $(1|Individuum)$  beschreibt einen Zufallseffekt, der für die individuelle Varianz korrigiert, da hierbei multiple Messungen pro Individuum (mehrere Otolitheninkremente) für die Modellierung verwendet wurden. Geschlecht und Alter sind als bedeutsame Einflussfaktoren auf das Wachstum

Abbildung 3.34: Lebenslange Sauerstoffisotopie (über Sr/Ca für Salzgehaltseffekte korrigiert) und Sr/Ca-Werte der untersuchten Hechte. A) Lebenslange Sauerstoffisotopie als Anzeiger der relativen Temperatur; B) Lebenslange Sr/Ca-Werte als Anzeiger des Salzgehaltes.



von Fischen bekannt (Lee 1920, Craig 1996) und wurden daher als feste Faktoren in das Modell aufgenommen. Das quadrierte Alter berücksichtigte Abnahmen im Zuwachs mit dem Alter.

### Ergebnisse und Diskussion

#### Einfluss von Temperatur und Salinität auf Wachstum

Sämtliche untersuchte Hechte wiesen in den ersten Jahren eine wesentlich leichtere (negativere) Sauerstoffisotopensignatur auf als in späteren Jahren. Dieses Muster war sowohl in Hechten aus den Bod-

den als auch in den in Zuflüssen beprobten Tieren sowie den Hechten aus dem Kontrollsee nachzuweisen (Abbildung 3.34). Das bedeutet, dass Junghechte sich in systematisch (ca. 4 °C) wärmerem Wasser aufgehalten hatten als die älteren/längeren Hechte.

Bei den Sr/Ca-Werten (Indikator für den Salzgehalt) der im Bodden gefangenen Hechte war ein stetiger Anstieg in der Konzentration von den ersten Lebensjahren zu den älteren Altersklassen zu beobachten (Abbildung 3.34). Dies zeigt, dass ältere Hechte im Bodden Habitate mit höheren Salzgehalten aufsuchen als Junghechte. Die Sr/Ca-Werte steigen nach dem sechsten Lebensjahr (bei einer mittleren Länge von 78,2 cm) nicht weiter, was ein Indiz

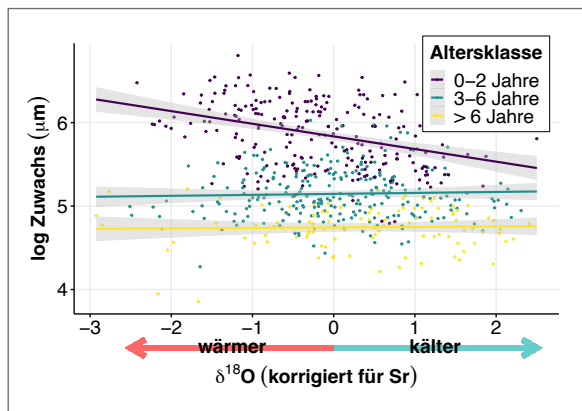


Abbildung 3.35: Effekt der relativen Temperatur auf die Wachstumsleistung der Hechte. Die farbigen Pfeile verdeutlichen die Interpretation der  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte, wobei positive Werte (Anzeiger für schwere  $\delta^{18}\text{O}$ -Isotopenwerte) kühlere Temperaturen anzeigen und negative Werte (Anzeiger für leichte  $\delta^{18}\text{O}$ -Isotopenwerte) wärmere Temperaturen anzeigen.

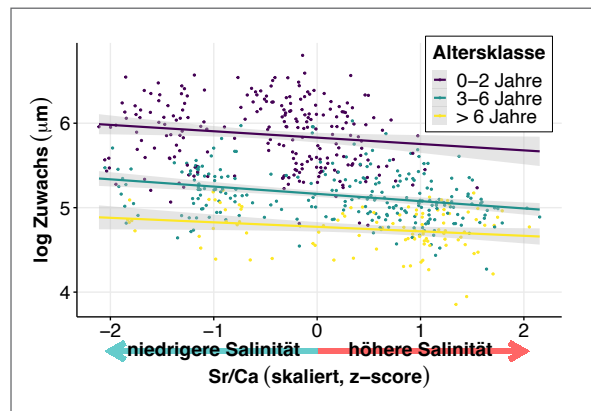


Abbildung 3.36: Effekte der Salinität (angenähert durch Sr/Ca-Verhältnisse) auf die Wachstumsleistung von Hechten. Die farbigen Pfeile verdeutlichen die Interpretationsrichtung, wobei negative Werte eine geringere Salinität relativ zum Mittelwert der Population anzeigen und positive Werte eine erhöhte Salinität relativ zum Populationsmittel.

dafür ist, dass die Hechte im Mittel bei diesem Alter maximal salzhaltige Habitats aufsuchen. Die Sr/Ca-Werte von in Zuflüssen gefangenen Hechten wiesen keinen vergleichbaren Trend auf. Stattdessen zeigten sich starke Schwankungen zwischen den Jahren und zwischen einzelnen Tieren, was auf die Präsenz von anadromen Ökotypen oder Übergangstypen in der Probe hindeutet (die Ökotypen werden in Kapitel 3.7 näher erörtert). Die Hechte aus dem Kontrollsee wiesen keinerlei Anstieg im Sr/Ca-Signal auf, was darauf hindeutet, dass dieser Umweltmarker für die Bestimmung des Salzgehalts geeignet ist.

Junghechte reagierten auf wärmeres Wasser mit verstärktem Wachstum (Abbildung 3.35). Auch die älteren Hechte wuchsen bei wärmerem Wasser besser, allerdings war der Effekt deutlich abgeschwächt. Ansteigende Salinitäten reduzierten das Wachstum aller Altersklassen von Hechten (Abbildung 3.36). Das heißt, obwohl die Boddenhechte an das Leben im Salz angepasst sind, wirken sich zu hohe Salzgehalte negativ auf das Wachstum aus.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Junghechte aus den Bodden zeigten im Vergleich zu adulten Fischen eine realisierte Nische, die von wärmerem und weniger salinem Wasser geprägt war. Ob dies ein Resultat des Laichlebensraums ist oder aber einer aktiven Habitatwahl, kann mit unseren Methoden nicht unterschieden werden. Eindeutig belegt ist, dass die realisierte Nische im Verlaufe des Lebens kühler und salzhaltiger wird, womöglich als Resultat des Habitatwechsels von Junghechtlebensräumen im Flachwasser hin zu offenen Boddengebieten. Die erhöhte Salztoleranz der größeren Tiere könnte den Habitatwechsel miterklären. Diese Ergebnisse zeigen aber auch, dass Hechte unabhängig von ihrer Lebensstrategie (mehr dazu in Kapitel 3.7) ihr frühes Leben in Gebieten mit wärmerem Wasser und geringeren Salzgehalten als Aufwuchs- und Rekrutierungshabitats verbringen. Habitatrenaturierungen und Habitatverbesserungsmaßnahmen sollten sich daher auf geschützte, flache Gebiete (z. B. Feuchtgebiete und mit den Bodden verbundene Seen) mit begrenztem

Austausch mit den offenen Bodden und idealerweise Süßwassereinfluss konzentrieren. Die Eignung solcher Gebiete zeigte sich auch in schwedischen Studien, wo künstliche Feuchtgebiete als „Hechtfabriken“ angelegt und damit die Rekrutierung von Hechten deutlich gesteigert wurde (Nilsson et al. 2013, Tibblin et al. 2023). Sinnvoll ist auch die Gewährleistung von ausgesüßten Bereichen, da die Hechte auf weniger salzhaltige Bedingungen mit positivem Wachstum reagieren, wahrscheinlich weil die osmotischen Kosten reduziert sind (Christensen et al. 2017).

## 3.4 Bewegungsökologie des Boddenhechts: Standhecht oder Wanderhecht und die Rolle der Umwelt

Félicie Dhellemmes, Olga Lukyanova, Johannes Radinger, Eneko Aspillaga, Peter Möller, René Friedland & Robert Arlinghaus

### Kontext

Umfassende Kenntnisse zur Verteilung und zum Bewegungsverhalten von Fischen in Raum und Zeit sind unerlässlich für die Entwicklung effektiver Ansätze im Fischereimanagement und im Populationsschutz (Jacoby et al. 2012). Die Raumnutzung durch Fische bestimmt beispielsweise, wie verbunden verschiedene Fischereibezirke, Schutzgebiete und Teilbestände von Hechten in den Boddengewässern sind und wo sich wichtige Laichgebiete befinden, die möglicherweise über eine gerichtete Laichwanderung temporär angeschwommen werden. Die Verbindung (Konnektivität) zwischen unterschiedlichen Gebieten hat Auswirkungen auf die Widerstandsfähigkeit eines Bestands und das Wiederbesiedelungspotenzial im Falle eines lokalen Ausfisch- oder Prädationsereignisses (Hutchinson 2008). Die Raumnutzung beeinflusst auch die Fangwahrscheinlichkeit, da die Fängigkeit – auch – davon abhängt, ob und wie häufig Fische mit Fanggeräten in Kontakt kommen (Biro & Post 2008, Arlinghaus et al. 2017a,b). Das Ausmaß der Raumnutzung beeinflusst ferner, ob Hechte die Grenzen von Schon- und

Schutzgebieten überschreiten, darin z. B. während des Laichens Schutz finden, und wie anfällig sie für lokal hohe Überfischung, z. B. in Laichbuchten, sind (Villegas-Ríos et al. 2021). Bisher gab es keinerlei Informationen über die Bewegungsmuster von Hechten in den Bodden. Anekdotische Berichte in der Angel-Literatur legten nahe, dass die Hechte sehr mobil sind und im Sommer aus den Bodden in die kühlere offene Ostsee und im Herbst und Winter wieder in flache Bereiche der Bodden zurückkehren (Basan 1988). Fang-Markierung-Wiederfang-Studien aus Finnland und Schweden ließen vermuten, dass die Küstenhechte relativ stationär sind und selten Strecken von mehr als 10 km zurücklegen (Karås & Lehtonen 1993). Allerdings können Fang-Markierung-Wiederfang-Daten die Bewegungsmuster nur sehr grob aufschlüsseln. Studien aus Binnengewässern zeigten ferner, dass Hecht nicht gleich Hecht ist und es unterschiedliche Hechtverhaltenstypen gibt, die sich teilweise extrem unterscheiden (Kobler et al. 2009).

In diesem Kapitel werden im Projekt BODDEN-HECHT gesammelte umfangreiche Daten zur Raumnutzung und Bewegungsökologie von Hechten in den flachen Bodden und ihren Süßwasserzuflüssen, von der Peene im Südosten bis zur Barthe im Südwesten, präsentiert (Gesamtprojektgebiet mit Receivernetz, ca. 1.200 km<sup>2</sup>). Wesentliche Maßzahlen umfassen die Bewegungsareale, die Aktivität von Hechten und ihre Beziehung zu Umweltvariablen. Weiterhin werden saisonale, größenabhängige und geschlechtsspezifische Einflüsse auf das Bewegungsverhalten untersucht. Telemetrie-Arbeiten aus Dänemark zeigten, dass Hechte in einer mesohalinen Brackwasserbucht (Stege Nor) teilweise Exkursionen in die offene Küste machten, aber die Bucht wieder zum Laichen anschwammen (Jacobsen et al. 2007). Andere aktuellere Telemetrie-Arbeiten aus Schweden fanden, dass Hechte vor der Laichzeit im Frühling in Laichbuchten wandern und dort Aggregationsverhalten zeigen (Flink et al. 2023). Studien in Seen haben auch darauf hingewiesen, dass größere Hechte größere Kernbewegungsräume nutzen, sich die Geschlechter im Verhalten unterscheiden und

die Bewegungen von Umweltfaktoren wie der Temperatur beeinflusst werden, einschließlich saisonaler Effekte mit Spitzen in der Bewegung während der Laichzeit (Diana 1980, Cook & Bergersen 1988).

In der vorliegenden Teilstudie wurden individuelle Bewegungsmuster von Hechten an den Bodden quantifiziert. Mit diesen Daten wurden zunächst Populationscharakteristiken ermittelt, also wie sich der durchschnittliche Hecht an den Bodden verhält. Ferner wurde untersucht, ob bestimmte Individuen eher zu ausgedehnten Bewegungen neigen als andere und ob dieses Verhalten über die Zeit konsistent ist, das heißt, ob es bei Hechten Verhaltenstypen (in der Literatur manchmal auch als „Persönlichkeiten“ bezeichnet) gibt. Verhaltenstypen beschreiben grob gesagt die Individualität, d. h. ob sich Tiere konsistent in ihrem Verhalten unterscheiden, z. B. weniger aktive und aktivere Tiere, Tiere mit hoher und Tiere mit geringer Raumnutzung oder aggressive und weniger aggressive Tiere. Die sogenannte Tierpersönlichkeit ist bei einer Vielzahl von Arten untersucht und nachgewiesen worden (z. B. Gliederfüßer, Niemelä et al. 2012, Säugetiere, Dammhahn 2012, Reptilien, Michelangeli et al. 2019, Weichtiere, Rudin & Briffa 2012, Fische, Kniel & Godin 2019). Auch bei Hechten gibt es Hinweise auf die Existenz individueller Unterschiede im Verhalten aus Labor-, See- und Brackwasserpopulationen (Kobler et al. 2009, Laskowski et al. 2016, Tibblin et al. 2016).

In vorliegender Auswertung wurde die Raumnutzung als Funktion der Körperlänge, des Geschlechts und der Jahreszeit dargestellt. Dabei wurden systematische Unterschiede im Verhalten zwischen einzelnen Bodden berücksichtigt. Als zusätzliche Informationsquelle bzw. Methodik wurden umfangreiche Fang-Markierung-Wiederfang-Daten von mit äußerlich sichtbaren Marken versehenen Hechten ausgewertet. Schließlich wurden komplexe Netzwerkanalysen verwendet, um die Konnektivität (d. h. die Verbindung über die Bewegung erwachsener Hechte) zwischen den verschiedenen Bodden und offiziellen Fischereibezirken zu untersuchen. Ziel dieses Kapitels ist die Zusammenstellung und Be-

schreibung wesentlicher Merkmale des Verhaltens von Boddenhechten in der freien Natur.

## Methoden

### Akustische Telemetrie

Zum Einsatz kam die akustische Telemetrie, die in Salzwasserökosystemen die dominante Ortungsmethode darstellt (Matley et al. 2022, Nathan et al. 2022). Die Technologie basiert auf der Implantation

von Ultraschallsendern in Fische und der Verteilung von Empfangsstationen (Hydrofone oder Receiver) unter Wasser im Projektgebiet, die die Ultraschallsignale (hoffentlich) detektieren und mit einem Zeitstempel speichern. Da GPS unter Wasser nicht funktioniert, kann das Verhalten von Fischen in Gewässern nur indirekt über die Analyse der Detektionen auf stationär verankerten Hydrofonen erfolgen.

Ultraschallsender werden zumeist per Operation in die Körperhöhle des Tieres implantiert und senden

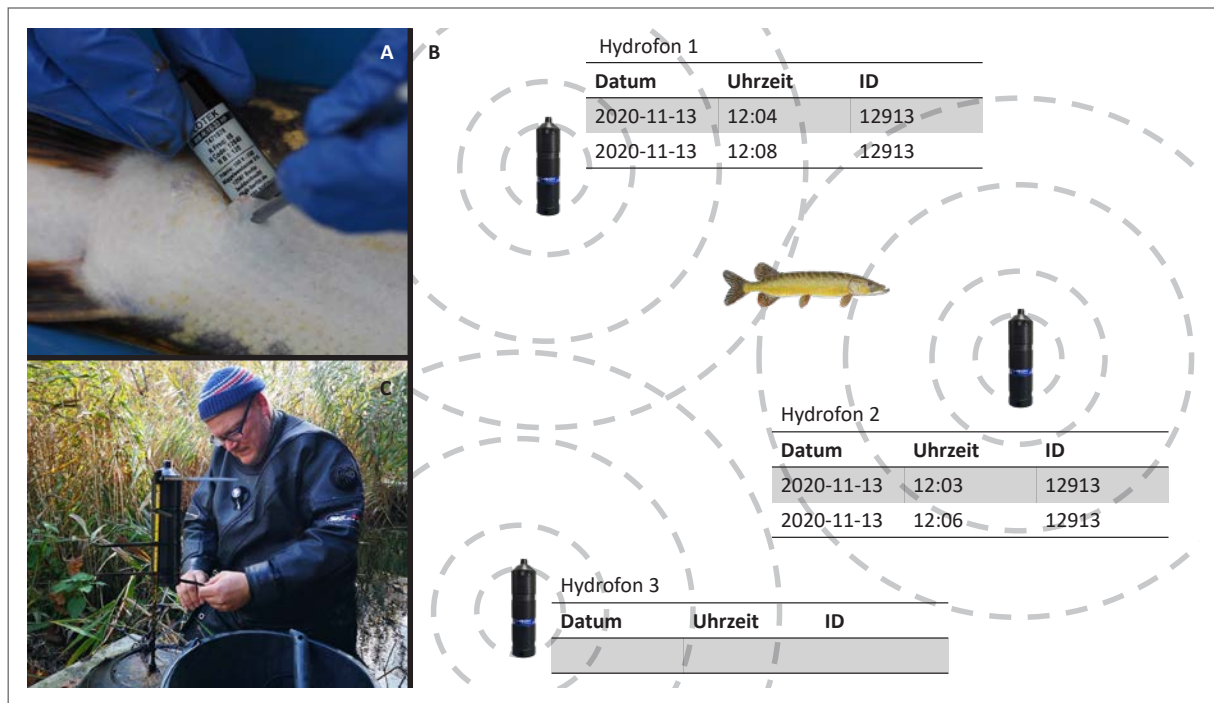


Abbildung 3.37: A) Implantation eines akustischen Senders in die Körperhöhle eines Hechtes in der Nähe von Ummanz. © Dirk Vegelahn. B) Schematische Darstellung des Funktionsprinzips der akustischen Telemetrie. Ein Hecht mit Sender (hier Firma Lotek) schwimmt innerhalb der Reichweite von zwei Hydrofonen (Reichweite durch die gestrichelten grauen konzentrischen Kreise dargestellt), die Datum, Uhrzeit und die ID des Fisches aufzeichnen. Das dritte Hydrofon ist in diesem Beispiel zu weit entfernt, um den Hecht zu erkennen. Hydrofon 1 befindet sich etwas weiter entfernt vom Fisch als Hydrofon 2 und zeichnet daher die Daten mit einer leichten Verzögerung auf. Daraus können mit komplexen Algorithmen Distanzen berechnet werden.

Hecht-Illustration © DAFV Eric Otten, Abbildung des akustischen Hydrofons © Innovasea. C) Herunterladen der Daten von einem Hydrofon im Sehrowbach, mit Kooperationspartner Peter Möller (FIUM).

© FÉLICIE DHELLEMMES

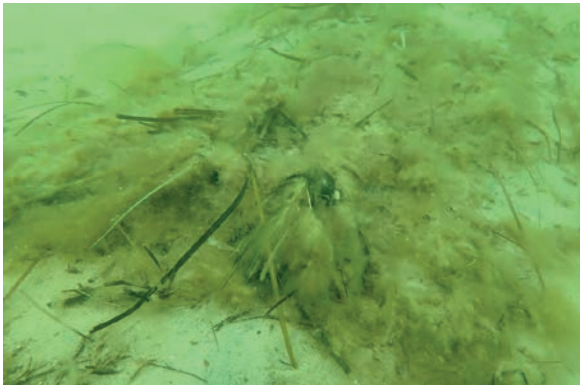


Abbildung 3.38: Hydrofon, das im Substrat eingegraben und von Makrophyten bedeckt ist.

© PETER MÖLLER

regelmäßig akustische Signale, die sich im Wasser ausbreiten (Abbildung 3.37, A und B). Jeder akustische Sender sendet eine einzigartige Reihe von Signalen auf einer bestimmten Frequenz (hier 69 kHz), die es ermöglichen, Tiere individuell zu identifizieren, wenn sie auf einem Hydrofon erfasst werden. Hydrofone werden entweder mobil vom Boot betrieben (aktive Telemetrie) oder an festen Standorten für einen längeren Zeitraum unter Wasser eingesetzt, wo sie kontinuierlich Daten aufzeichnen (passive Telemetrie) (Kessel et al. 2014). Die passive Telemetrie ermöglicht es, Daten zu sammeln, auch wenn niemand vor Ort ist oder während extremer Wetterereignisse, bei denen eine aktive Datensammlung unmöglich wäre. Überdies erweist sich für weitläufige Gebiete nur die Verteilung eines Receivernetzes als praktikabel, da es mit aktiver Telemetrie unmöglich ist, fortlaufend die Fische zu verfolgen. Hydrofone empfangen das Signal von Sendern innerhalb ihrer Reichweite (Detektionsdistanz etwa 0,5 bis 1 km). Sobald ein Sender erkannt wird, speichern die Receiver intern das Datum, die Uhrzeit und die Sender-ID (Abbildung 3.37, B). Die auf den Hydrofonen gespeicherten Daten werden in regelmäßigen Abständen heruntergeladen (bei BODDENHECHT einmal jährlich, Abbildung 3.37, C). Über die Zeit entsteht auf den Geräten ein Biofilm, der die Leistungsfähigkeit mindert (Abbildung 3.38), sodass kürzere Downloadintervalle zu bevorzugen sind. Die Standorte, an denen Hydrofone innerhalb eines Untersuchungsgebietes eingesetzt werden, heißen „Array“.

### Installation der Hydrofone

Es wurden insgesamt 140 Hydrofone (VR2Tx, Innovasea) an 146 verschiedenen Standorten (ursprünglich 140, wobei einige Hydrofone 2021 an neue Standorte verlegt wurden; Abbildung 3.39) eingesetzt. Die Hydrofone erfassen jeweils die markierten Fische, die sich in der Detektionsdistanz befanden. Mittels integriertem Transmitter konnten die Detektionsweiten zwischen benachbarten Hydrofonen bestimmt werden. An 30 Hydrofonen wurden zusätzliche Logger für Wassertemperatur und -leitfähigkeit (im Folgenden Hobo-Logger genannt) angebracht, die stündlich Daten aufzeichneten. Durch Aufwuchs kam es allerdings rasch zu Qualitätsverlusten, gerade bei den Salzgehaltsmessern. Die Hydrofone wurden erstmals im März 2020 eingesetzt und im Winter 2020, 2021 und 2022 ausgelesen. Die einzelnen Downloadevents dauerten zum Heben von  $N = 140$  Receivern in der Regel von November bis Februar). Die erste Erfassung wurde am 4. März 2020 verzeichnet und die letzte am 28. Februar 2023. Die Daten aus dem Jahr 2023 wurden jedoch in der Auswertung nicht berücksichtigt, da die Empfänger ab November 2022 schrittweise aus dem Wasser entfernt wurden, was zu einer sehr schlechten Abdeckung für 2023 führte. Am Ende flossen 1032 Tage mit Detektionen in die Analyse ein.

### Implantation der Transmitter in die Hechte

Es wurden insgesamt 365 akustische Transmitter (245 MM-R-16-33-HP und 120 MM-R-16-50-HP, durchschnittliche Impulsrate 120 s, Lotek Wireless Inc.) in 389 Hechte implantiert (Weibchen = 225, Männchen = 163, unbekannt = 1, Abbildung 3.40). Von den 389 Hechten, die einen Sender erhielten, haben 357 Daten geliefert, wobei von 265 Hechten Daten an mehr als 30 unterschiedlichen Tagen entstanden.

Die besenderten Hechte variierten in der Länge zwischen 48 und 121 cm (Mittelwert  $\pm$  SD = 77,5  $\pm$  12,7 cm). Sie wurden in annähernd gleicher Stichprobengröße in fünf getrennten Boddengebieten (Greifswalder Bodden, Peenestrom, Darß-Zingster Bodden Ost, Westrügensche Bodden einschließlich



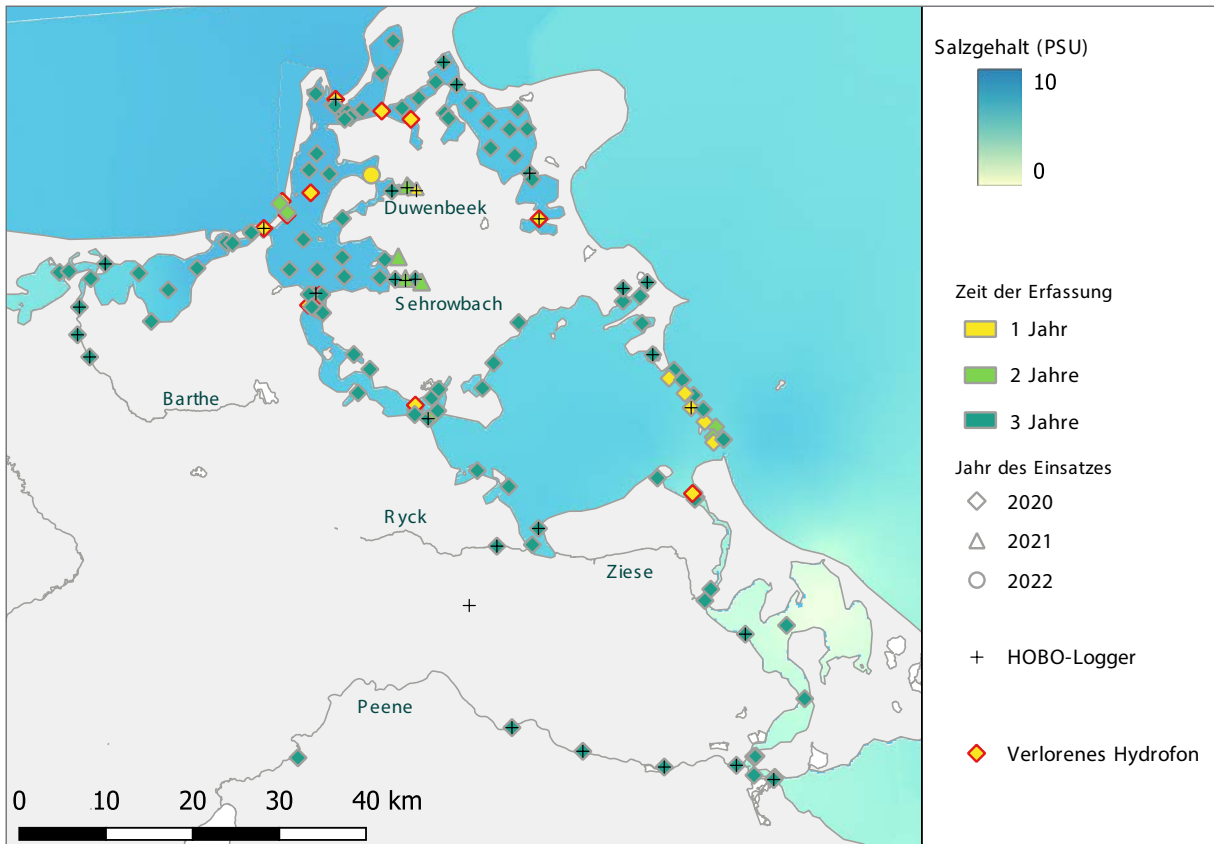


Abbildung 3.39: Das Boddenhecht-Telemetrienetzwerk mit den Positionen der Hydrofone und Hobo-Logger (Temperatur- und Leitfähigkeitslogger). Die Zeit, in der die Hydrofone jeweils aufzeichneten, ist farblich unterschieden, von gelb (ein Jahr) bis dunkelgrün (drei Jahre); verschiedene Symbole zeigen das Jahr an, in dem eine Station erstmals genutzt wurde; verloren gegangene Hydrofone sind rot gekennzeichnet; Pluszeichen markieren die Standorte der Hobo-Logger.

Strelasund und Bodden nördlich Rügens) und vier Flüssen (Duwenbeek, Sehrowbach, Peene und Barthe) gefangen, besonders und in das Fanggewässer zurückgesetzt. Die meisten Tiere wurden unmittelbar nach ihrem Fang und der Implantation der Sender in der Nähe ihres Fangortes freigelassen. 68 Individuen (Weibchen = 45, Männchen = 23) wurden im Frühjahr 2021 gefangen und markiert und im Rahmen eines Umsetzexperimentes an entfernten Orten freigelassen, um ihre Navigationsfähigkeiten zu dokumentieren. Details zu diesem Experiment (nachfolgend Translokationsexperiment genannt) finden sich in Kapitel 3.6. Daten, die von diesen umgesetzten Hechten generiert wurden, wurden erst dann in die Analysen des natürlichen Verhaltens von Hechten um Rügen einbezogen,

nachdem sie in ihren ursprünglichen Fangbereich vor dem Umsetzen zurückgekehrt waren, um die Ergebnisse nicht zu verzerren (dunkelblau in Abbildung 3.41 repräsentiert diese umgesetzten Individuen).

Alle markierten Hechte wurden zusätzlich mit einer weißen externen Marke der Firma Floy (sogenannter Floy-Tag) ausgestattet, der unter der Rückenflosse zwischen die Flossenstrahlen eingesetzt wurde (Abbildung 3.42).

Die externen Marken ermöglichten die Identifizierung von mit akustischen Sendern ausgestatteten Hechten bei Wiederfängen durch Angler:innen und Fischer:innen. Die Marken waren mit der Webseitenadresse und Projekttelefonnummer versehen, damit potenzielle Fänge gemeldet werden konnten. Ein



Abbildung 3.40: Implantation eines Transmitters bei einem weiblichen Hecht in der Nähe von Ummanz.

© FALK WEISS / HUMBOLDT-UNIVERSITÄT BERLIN

Preis von 100 € wurde jeder Person angeboten, die als erste einen mit einem Sender versehenen „weißen“ Hecht meldete, um eine zusätzliche Motivation zur Meldung von Fängen zu bieten. Insgesamt wurden 98 Rückfänge von 85 Individuen gemeldet, von denen 34 entnommen und der Rest lebend freigelassen wurde (Abbildung 3.41). 42 dieser Rückfänge erfolgten beim Angeln, 22 beim Elektrofischen, 14 mit

Kiemennetzen und 19 mit Stellnetzen. Zusätzlich wurden 93 Hechte mit einem aktiven akustischen Telemetriesender während verschiedener Projektarbeiten manuell von einem Boot aus detektiert.

### Datenverarbeitung

Die Downloads der Telemetriedaten von den Hydrofonen wurden von Mitarbeiter:innen des Instituts für Fisch und Umwelt (FIUM) durchgeführt und an das Forschungsteam übermittelt. Die erhaltenen Daten wurden zunächst in der Software FATHOM (Innova-sea) verarbeitet, um die Uhrdrift in den Receivern zu korrigieren, und anschließend in ATfiltr, um potenzielle Fehldetektionen zu entfernen (Details zur Datenverarbeitung in Dhellemmes et al. 2023b). Nachfolgende Verhaltensmaßzahlen konnten errechnet werden:

*Residenzindex:* Residenzindizes beschreiben die Anzahl der Tage, an denen ein Tier erfasst wird (in einem bestimmten räumlichen Maßstab, z. B. auf

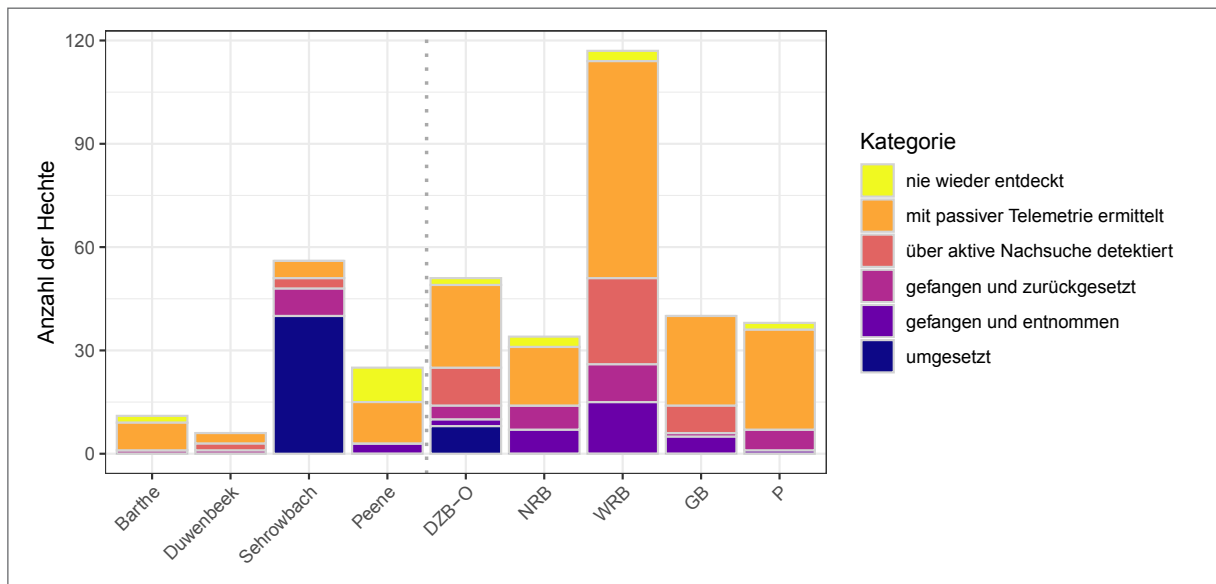


Abbildung 3.41: Anzahl der markierten Fische in den verschiedenen Studiengbietern und Anteil der nach dem Aussetzen erneut detektierten Fische (durch passive Telemetrie, aktive Telemetrie oder Rückfänge) oder im Rahmen eines Umsetzversuches umgesetzten Fische. WRB: Bodden westlich Rügens, DZB-O: Darß-Zingster Bodden Ost, GB: Greifswalder Bodden, NRB: Bodden nördlich Rügens, P: Peenestrom (einschließlich Achterwasser).



Abbildung 3.42: Foto eines Hechts, der nach der Implantation des Transmitters freigelassen wird. Die kreisförmige Wunde vor der Flosse ist eine Muskelbiopsie, die für die Analyse stabiler Isotope zur Bestimmung der Nahrungsorganismen entnommen wurde (vgl. Kapitel 3.2).

© DOMINIQUE NIESSNER

einem Hydrofon, in einem Gebiet oder im gesamten Netzwerk) geteilt durch die Gesamtzahl der möglichen Erfassungstage.

*Bewegungsareal und maximale Wanderdistanz:* Die maximale Distanz und zwei Bewegungsarealgrößen wurden als Raumnutzungsindikatoren für jeden

individuellen Hecht berechnet. Die maximale Distanz war die Länge der kürzesten Distanz (im Wasser) in Kilometern zwischen den beiden am weitesten voneinander entfernten Hydrofonen, die während des Studienzeitraums von einem Hecht besucht wurden. Die Kernbewegungsareale (auch 50 % Utilization Distribution, UD genannt) wurden als kleinste Fläche des Habitats des Hechtes berechnet, die 50 % seiner Aufenthaltsorte enthielt (der Kernbereich, in dem sich der Hecht die meiste Zeit aufgehalten hat). Im Gegensatz dazu ist das erweiterte Bewegungsareal (auch 95 % UD genannt) die kleinste Fläche, die 95 % der aufgezeichneten Aufenthaltsorte des Tieres enthielt (der quasi vollständige Bereich der Bewegungen eines Tieres). Beide Maße wurden unter Verwendung der verfeinerten kürzesten Pfade zwischen aufeinanderfolgenden Orten (Niella et al. 2020) und eines dynamischen Brownian-Bridge-Modells (Horne et al. 2007) berechnet. Man kann die Maßzahlen auch als Home Range (Wohnraum) oder als Aktivitätsbereiche auffassen/bezeichnen (Details zu den Methoden in Dhellemmes et al. 2023a).

Die Bewegungsareale und die maximale Distanz wurden für den gesamten Studienzeitraum von drei Jahren berechnet (März 2020 bis Februar 2023), um die gesamten Bewegungen der Hechte in dieser Zeit



Abbildung 3.43: Externe Markierung (orange Standardmarke) von Boddenhechten.

© DOMINIQUE NIESSNER

zu beschreiben. Zusätzlich wurden für bestimmte Analysen auch monatliche Bewegungsareale ermittelt, insbesondere bei der Beschreibung der Saisonalität.

### Hechtbewegungen aus Fang-Markierung-Wiederfang-Daten

Fang-Markierung-Wiederfang-Daten (Details in Kapitel 5) von in Summe 4.685 mit externen Marken (Floy-Tags, Abbildung 3.43) markierten Hechten zwischen 2020 und 2022 wurden räumlich ausgewertet, um über Wiederfänge innerhalb und außerhalb des Markierungsgebietes weitere Schlüsse über boddenübergreifende Bewegungen von Hechten zu ziehen. In der Auswertung wurden sowohl Angaben zu Markierungs- und Fanggebieten als auch detaillierte Fang- bzw. Wiederfangkoordinaten verwendet. Dazu wurden bereits bei der Beprobung zu jedem gefangenen und markierten Hecht ein Koordinatenpaar sowie eines von insgesamt 22 Fanggebieten (z. B. Breeger Bodden, Barther Bodden, Kleiner Jas-munder Bodden) angegeben. Bei der Meldung eines Hechtwiederfanges durch Fischer:innen oder Angler:innen konnten ebenfalls sowohl das Fanggebiet als auch zusätzliche detaillierte Koordinaten angegeben werden. Auch bei Wiederfängen im Rahmen wissenschaftlicher Beprobungen wurden für jeden Hecht das Fanggebiet sowie detaillierte Koordinaten erfasst. Zur Schätzung von gewässerübergreifenden Bewegungen von Hechten im Projektgebiet wurde die Anzahl der Wiederfänge sowohl außerhalb als auch innerhalb eines jeweiligen Markierungsgebietes festgestellt und zu größeren Boddenregionen als prozentualer Anteil der Gesamtanzahl markierter Fische im jeweiligen Gebiet ausgedrückt.

Für jeden Hecht wurde aus den Koordinatenangaben des Markierungs- und Wiederfangortes die Schwimmdistanz berechnet, also die kürzeste Distanz innerhalb der Wasserkörper. Hechte ohne detaillierte Koordinaten zu Markierungs- bzw. Wiederfangorten bzw. mit nicht vertrauenswürdigen Koordinatenangaben wurden von der Analyse der Schwimmdistanz ausgenommen. Die zurückgelegte Schwimmdistanz

wurde für die Zeitspanne zwischen Markierung und Wiederfang standardisiert (km Schwimmdistanz pro 30 Tage), wobei bezogen auf die jeweilige Hechtlänge unrealistisch hohe Schwimmleistungen von mehr als  $0,019 \times TL^{0,75}$  m/s (Wolter & Arlinghaus 2003) in der weiteren Auswertung keine Berücksichtigung fanden. Die absolute Schwimmdistanz wurde anschließend als Häufigkeitsverteilung dargestellt und mittels statistischer Kennzahlen ausgewertet.

### Ökologische Faktoren der Raumnutzung

Wer sind die Hauptwanderer, wer ist eher sesshaft und was bestimmt, wann die Hechte viel oder wenig schwimmen? Eine Hypothese lautet, dass größere Fische mehr Raum benötigen, da sie einen absolut gesehen höheren Stoffwechsel haben und die Beute daher aktiver suchen müssen (Rosten et al. 2016). Sie können sich ein vermehrtes Schwimmen „leisten“, da sie wegen ihrer Größe ein geringeres Prä-dationsrisiko haben. Aber nutzen größere Hechte in den weitläufigen Bodden tatsächlich mehr Raum?

Um diese Frage zu beantworten, wurden monatliche Bewegungsarealgrößen (Kernareale und erweiterte Areale) in Modellen analysiert, die es ermöglichen, den Einfluss von Geschlecht, Gesamtlänge (in einem spezifischen Bodden und auf individueller Ebene), Jahreszeit, Untersuchungs-jahr, Wiederfang (ja, nein) und Empfänger-dichte (unter Verwendung der proportionalen Anzahl der detektierten Tage als Proxy) zu untersuchen (Details Dhellemmes et al. 2023a). Ferner wurden Wechselwirkungen zwischen Geschlecht und Körpergröße sowie Geschlecht und Jahreszeit in die Modelle integriert. Der einzelne Hecht (Hecht-ID) wurde als Zufallseffekt einbezogen, da von jedem Hecht mehrere Messungen vorlagen, die Daten einzelner Hechte also voneinander abhängig waren. Die gesammelten Daten wurden mit einer Autokorrelationsstruktur ausgewertet. Dies ermöglichte es, die Abhängigkeit von Datenpunkten innerhalb von Individuen und zwischen aufeinanderfolgenden Zeitschritten (d. h. Monaten) zu berücksichtigen. Ebenso konnte die Wiederholbarkeit bzw. Konsistenz des individuellen Verhaltens berechnet werden, die

das gängigste Maß für den Verhaltenstypus (Persönlichkeitsindex) bei Tieren ist. Es misst den Anteil der Variation in den Daten, der direkt auf konsistente individuelle Unterschiede zurückzuführen ist. Der Index variiert zwischen 0 und 1. In der Verhaltenstypforschung liegen die Wiederholbarkeitsschätzungen normalerweise im Durchschnitt bei etwa 0,37 (Bell et al. 2009), was bedeutet, dass 37 % der Variation auf die Individualität und der Rest auf Umwelt- und physiologische Effekte (z. B. Körpergröße, Temperatur) zurückzuführen sind. Alle kontinuierlichen festen Effekte wurden in den Modellen logarithmiert und um einen Mittelwert von Null und eine Standardabweichung von 1 skaliert, um vergleichbare Steigungen in den festen Effekten zu gewährleisten (Nakagawa & Schielzeth 2010). Diese auf Bewegungsareale basierende Analyse konnte nicht mit den Daten zur maximal zurückgelegten Entfernung wiederholt werden, da sehr viele Nullwerte (ca. 78 %) auftraten (Details zur Analyse in Dhellemmes et al. 2023a).

### Konnektivität

Die Telemetriedaten wurden mit Netzwerkanalysemethoden ausgewertet, um die Konnektivität bzw. den Grad des Austausches über Wanderungen zwischen verschiedenen Boddengebieten oder Fischereibezirken zu quantifizieren (Lukyanova 2022). Kurz gesagt ermöglicht die Netzwerkanalyse, zwei verschiedene Datenstrukturen zu interpretieren: Knoten und Kanten (Jacoby et al. 2012). Knoten sind Fokuseinheiten, in unserem Fall die Gebiete (z. B. Aussetzbodden oder Fischereibeizirk). Je mehr Daten in einem Gebiet gesammelt wurden, desto größer ist der Wert einer Knotenmetrik (die Knotenstärke ist die Gesamtzahl der Detektionen innerhalb eines Gebiets) oder desto zentraler im Netzwerk ist ein Gebiet. Der Knotengrad bezeichnet dabei die Gesamtzahl der anderen Knoten, mit denen ein bestimmter Knoten in Verbindung steht. Die Kanten repräsentieren die Verbindungen zwischen den Knoten, in unserem Fall die Bewegungen der Fische zwischen den Gebieten. Je höher die Anzahl der Bewegungen zwischen Gebieten war, desto größer ist der Wert einer Kante und desto stärker

ist die Verbindung zwischen den Knoten (Kantengewichtung). Diese Metriken ergeben in der Regel ganze Zahlen, die die Daten direkt repräsentieren (z. B. würden 11 Bewegungen zwischen zwei Gebieten eine Kantengewichtung von 11 bedeuten). In der BODDEN-HECHT-Studie waren die Hydrofon-Abdeckung und die Anzahl der getaggtten Hechte zwischen den Bodden sehr verschieden, was zu sehr unterschiedlichen Detektionswahrscheinlichkeiten führte. Um dennoch eine direkte Vergleichbarkeit zu erreichen, waren Korrekturen an den Knoten- und Kantenmetriken erforderlich (Details zur Netzwerkanalyse in Lukyanova 2022). Aufgrund zu geringer Stichprobenumfänge für das Jahr 2022 beschränkte sich die Netzwerkanalyse auf die Jahre 2020 und 2021.

### Saisonalitäts- und Umwelteinflüsse auf das Hechtverhalten

Um den Einfluss von Umweltfaktoren auf die Anwesenheit und Aktivität von Hechten zu untersuchen, wurde der Anteil der Fische, die innerhalb des Telemetrie-Arrays erfasst wurden, als Funktion der beiden Hauptumwelttreiber Temperatur und Salzgehalt modelliert. Zunächst wurden Detektionsdaten in wöchentliche Intervalle aggregiert, um den Einfluss von kurzfristigen Schwankungen und Datenunregelmäßigkeiten zu minimieren, die Muster im Zusammenhang mit der Fischbewegung verschleiern könnten. Für jede Woche wurde der Anteil der Fische bestimmt, die in den einzelnen Bodden erfasst wurden, in Bezug zur Gesamtzahl der mit Sendern ausgestatteten Fische in den jeweiligen Bodden. Die akustischen Empfänger zeichneten stündlich Temperaturdaten auf, was die Berechnung der durchschnittlichen Temperatur für jeden Bodden und jede Woche ermöglichte. Die Salzgehaltsdaten wurden mit einem räumlich expliziten Modell des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde (Dr. René Friedland) gewonnen. Die Kalibrierung des Modells erfolgte anhand echter Messungen, die während des Studienzeitraums monatlich durchgeführt wurden. Auf der Grundlage dieser Modelldaten wurden tägliche Werte für den Salzgehalt an jedem Empfängerstandort extrahiert, um

später einen wöchentlichen durchschnittlichen Salzgehalt für jeden Bodden zu berechnen.

Mithilfe eines generalisierten additiven gemischten Modells (GAMM) wurde aus diesen Daten der Anteil der erfassten Fische als Funktion von Temperatur und Salzgehalt bestimmt. Das Modell bildete die komplexen nichtlinearen Beziehungen zwischen dem Anteil der erfassten Fische und den Umweltfaktoren ab und berücksichtigte gleichzeitig die hierarchische Struktur der Daten. Es wurde spezifisch für jeden Bodden angepasst, indem Glättungsterme für Temperatur und Salzgehalt bestimmt und das Jahr als Zufallseffekt einbezogen wurde, um potenzielle jährliche Variationen auszugleichen. Nur Bodden mit mehr als 15 erfassten Individuen wurden in die Analyse einbezogen. Das GAMM wurde mit der „gamm“-Funktion im mgcv-Paket für R (Wood 2011) berechnet.

### Ergebnisse und Diskussion

#### Standorttreue nach Bodden

Über einen Zeitraum von drei Jahren (2020, 2021 und 2022; 34 Monate) wurden akustische Telemetriedaten von 357 Hechten gesammelt (88 % der 389 mit Sendern ausgestatteten Hechte) an 138 Hydrofonen

(ursprünglich 146 Standorte) (Tabelle 3.12). Nach der Filterung der Daten (Filterungsprotokoll in Dhellemmes et al. 2023b) wurden 3.818.800 Detektionen im Jahr 2020, 2.733.872 Detektion im Jahr 2021 und 1.443.151 Detektionen im Jahr 2022 registriert. 13 Empfänger gingen verloren und fünf wurden im Jahr 2021 verlegt (Abbildung 3.39). 47 Individuen (12 %) wurden nach dem Besendern und Aussetzen nie von den Hydrofonen erfasst. Zum Großteil handelt es sich um Hechte in der Peene, wo 10 von 25 markierten Individuen keine Daten generierten (40 %, Tabelle 3.12), wahrscheinlich weil die Hechte in einem Gebiet ohne Receiverabdeckung ausgesetzt wurden. 54 Individuen (14 %) wurden während des gesamten Untersuchungszeitraums von nur einem Empfänger detektiert; es lässt sich nicht mit Sicherheit sagen, ob sie in den jeweiligen Gebieten stationär ansässig sind oder sich nicht bewegen, weil sie nach dem Markieren gestorben sind. Auch Senderausfälle können zur Nichtdetektion beitragen, was das Forschungsteam in Einzelfällen bestätigen konnte, ohne es insgesamt für alle Situationen quantifizieren zu können. Auch das Wegwandern aus dem Receivernetz könnte die Nichtdetektion erklären, obgleich dieses Potenzial als gering eingeschätzt wird. Es gab aber

Tabelle 3.12: Anzahl besendeter und detektierter Hechte pro Probenahme- und Aussetzgebiet. Prozentangaben basieren auf dem Verhältnis der detektierten Hechte zur Gesamtzahl der besenderten Hechte in jedem Gebiet.

	Barthe	Duwenbeek	Sehrowbach	Peene	DZB-O	NRB	WRB	GB	P	Summe (mittlerer relativer Anteil)
<b>Anzahl besendeter Hechte</b>	11	6	56	25	62	36	116	39	38	399
<b>Anzahl der Hechte, die Daten geliefert haben (%)</b>	9 (82 %)	6 (100 %)	54 (96 %)	15 (60 %)	61 (98 %)	33 (92 %)	111 (96 %)	33 (85 %)	35 (92 %)	357 (92 %)
<b>Anzahl der Hechte, die mindestens 30 Tage lang Daten geliefert haben (%)</b>	6 (55 %)	5 (83 %)	26 (46 %)	9 (36 %)	51 (82 %)	25 (69 %)	84 (72 %)	31 (79 %)	28 (77 %)	265 (68 %)

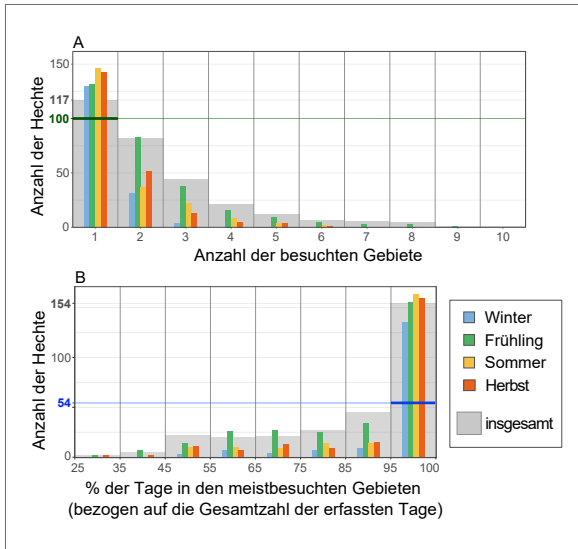


Abbildung 3.44: Verschiedene Nutzungsbereiche der Hechte. A) Die Anzahl der von Hechten besuchten Bereiche in den Bodden und Boddenzuflüssen. Die grüne Linie zeigt die Anzahl der Individuen, die nie außerhalb eines Gebiets, in dem sie markiert wurden, erfasst wurden ( $N = 100$ , 31 %). B) Relative Aufenthaltsdauer von Hechten in den Gebieten (Bodden bzw. Zuflüssen), in denen sie am häufigsten erfasst wurden. Das ist die Anzahl der Tage, an denen ein Individuum in seinem meistbesuchten Bereich erfasst wurde, im Verhältnis zur Gesamtzahl der erfassten Tage dieses Tieres. Die blaue Linie gibt die Anzahl der Individuen an, die während des gesamten Untersuchungszeitraums nur auf einem Empfänger erfasst wurden ( $N = 54$ , 17 %). Die Werte für den gesamten Zeitraum sind niedriger als einige saisonale Werte, da einige Individuen nicht in allen vier Jahreszeiten erfasst wurden.

durchaus einige von den Hechten stark frequentierte Gebiete mit insgesamt sehr geringer Receiverabdeckung, wie teilweise in den Gewässern zwischen Ummanz und Rügen (speziell Udarser Wieck) oder im Greifswalder Bodden, was zu Nichtdetektionen geführt haben kann.

Im Durchschnitt wurden individuelle Hechte über einen Zeitraum von 145 Tagen erfasst, was zu insgesamt 49.978 Datentagen führte (Median der erfassten Tage pro Hecht = 87, Minimum = 1 Tag, Maximum = 766 Tage).

Die Hechte zeigten überwiegend ein sesshaftes Verhalten und insgesamt hohe Standorttreue. Im Durchschnitt besuchten die Hechte während des gesamten Studienzeitraums zwei Bodden (Median; 25–75 %-Perzentil: ein bis drei Bodden, Abbildung 3.44), allerdings war der Aufenthalt stark in Richtung eines Heimat- bzw. Stammboddens verzerrt, das heißt, es gab nur kurzfristige Exkursionen in Nachbarbodden. Rund ein Drittel der besenderten Fische wurde ausschließlich in einem der unterschiedlichen Bereiche (Bodden bzw. Süßwasserzufluss) nachgewiesen ( $N = 117$ , 37 % aller markierten Fische; Abbildung 3.44, A). Unter ihnen waren 100 Individuen (31 %), die nie außerhalb des Boddengebietes beobachtet wurden, in dem sie markiert wurden. Selbst die Individuen, die zumindest teilweise außerhalb ihres Besenderrbodden beobachtet wurden, machten nur sehr kurze Ausflüge, häufig an den eher als künstlich aufzufassenden Übergangszonen zwischen Bodden (z. B. Kubitzer Bodden und nördlicher Eingang zum Strelasund), und verbrachten die meiste Zeit in ihrem Haupt- bzw. Stammbodden (definiert als Bodden, in dem die Residenz am höchsten war) Abbildung 3.44, B). Im Durchschnitt verbrachten die markierten Hechte 96 % aller Tage, an denen sie erfasst wurden, in ihrem Stammbodden (Median; 25–75 %-Perzentil: 76–100 %) und etwa die Hälfte der Fische ( $N = 154$ , 48 %) verbrachte dort mehr als 95 % der Tage, an denen sie detektiert wurden (Abbildung 3.44, B).

### Maximale Wanderdistanzen

Die aus der Telemetrie abgeleitete maximale Wanderdistanz der Hechte variierte im Verlauf der Studie (ca. 3 Jahre, 34 Monate) zwischen 0 und 57,6 km, mit einem Durchschnitt von 11,7 km (Standardabweichung (SD) =  $\pm 11,6$  km) und einem Median von 9,3 km ( $N = 343$ , Abbildung 3.45). Hechte mit eher geringen Wanderstrecken waren aber anteilig deutlich häufiger als Hechte mit hohen maximalen Wanderstrecken. 34,1 % der besenderten Tiere zeigten maximale Bewegungsdistanzen  $< 5$  km, 51 %  $< 10$  km und 82,8 %  $< 20$  km. Nur 17,2 % wanderten maximal mehr als 20 km und nur 3,5 % mehr als 40 km (Abbildung 3.45).

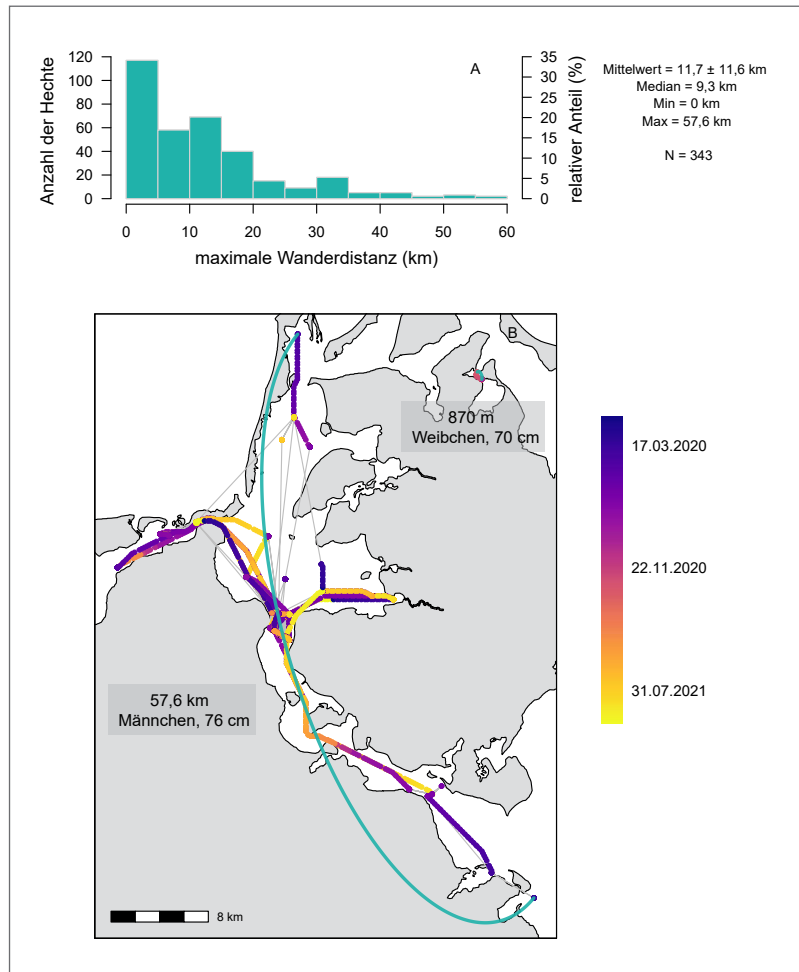


Abbildung 3.45: A) Anteile der Hechte nach Klassen maximaler Bewegungsdistanzen sowie B) Bewegungsmuster von zwei Beispielfischen (maximale Distanz angedeutet durch türkisen Pfeil): Hecht mit großer maximaler Wanderdistanz (57,6 km), typischer Hecht mit kleiner maximaler Wanderdistanz (870 m).

Als zweite Methode zur Ermittlung der maximalen Wanderstrecken diente die Analyse von Fang-Markierung-Wiederfang-Daten von markierten Hechten. Von den insgesamt 4.685 markierten Hechten wurden 616 Individuen bis Ende 2022 von Fischer:innen und Angler:innen wiedergefangen und gemeldet (aufgrund von Mehrfachfängen einzelner Hechte insgesamt 666 Wiederfangmeldungen, Kapitel 5). Die Wiederfangrate lag im Median über alle 22 Teilgebiete und bis Ende 2022 (Abbildung 3.46) bei 13,4 % (25–75 %-Perzentil = 9,7–16,2 %). Es handelt sich dabei um die Minimalschätzung der wiedergefangenen Fische, da viele Fische nicht gemeldet werden oder Marken abfallen (Kapitel 5). Wichtig ist hier die Distanz der Wiederfangpunkte vom Aussetzort. Dabei war der Anteil der Fische, die innerhalb eines jeweiligen kleinräumigen Markierungsgebietes

wiedergefangen wurden, ungefähr doppelt so hoch (Median = 8,0 %, 25–75 %-Perzentil = 4,3–10,4 %) wie der Anteil der außerhalb wiedergefangen wurde (Median = 4,1 %, 25–75 %-Perzentil = 1,4–7,6 %, Abbildung 3.46). Boddengewässer mit einer vergleichsweise hohen „Emigrationsrate“ (in andere Bodden) basierend auf Wiederfangmeldungen (und einer grundsätzlichen hohen Anzahl an markierten Fischen) waren der Große Jasmunder Bodden (10 von 78 markierten und wiedergefangenen Hechten emigrierten) und der Breeger Bodden (13 von 120 markierten und wiedergefangenen Hechten emigrierten) (Abbildung 3.47). Bezogen auf fünf größere Boddenregionen (Darß-Zingster Bodden, Greifswalder Bodden, Nordrügensch Bodden, Westrügensch Bodden, Peenestrom/Achterwasser) waren die Emigrationsraten aus der jeweiligen Region (d. h. die



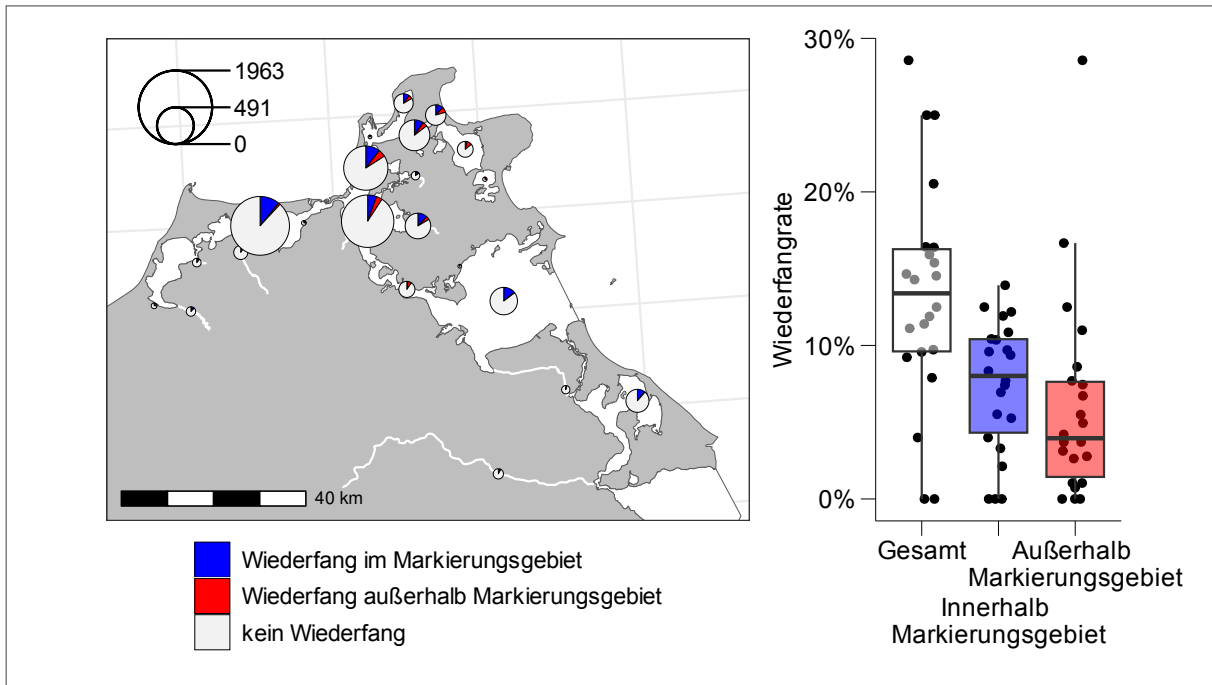


Abbildung 3.46: Anteile von Wiederfängen an markierten Hechten pro Boddengewässer. Einzelne Kreise zeigen die einzelnen Markierungsgebiete; die Kreisgröße zeigt die jeweilige Anzahl an markierten Hechten über den gesamten Untersuchungszeitraum. Einzelne Kreissegmente geben den prozentualen Anteilen von Wiederfängen innerhalb und außerhalb des Markierungsgebietes bzw. den Anteil nicht wiedergefangener Hechte an. Die Boxplots zeigen die Verteilung der gesamten Wiederfangrate über alle 22 Boddengewässer sowie jeweils getrennt für Wiederfänge innerhalb und außerhalb des Markierungsgebietes.

Wiederfänge in anderen Regionen) sehr gering und lagen zwischen 0 % (alle Wiederfänge der in der Region Peenestrom/Achterwasser markierten Hechte erfolgten innerhalb dieser Region) und 6,5 % (18 von insgesamt 278 in der Region Westrügen markierten und wiedergefangenen Hechten wurden außerhalb wiedergefangen). In Summe fanden also nur 5,8 % (N = 35) aller Wiederfänge außerhalb der jeweiligen größeren Boddenregion statt. Im Vergleich dazu lag der Anteil der Hechte, die innerhalb einer Boddenregion wiedergefangen wurden, zwischen 93,5 % (West-Rügener Bodden) und 100 % (Peenestrom/Achterwasser). Das heißt, auch die Standardmarken indizierten sehr stationäre Boddenhechte.

Für 452 wiedergefangene Hechte lagen detaillierte Koordinateninformationen sowohl zum Markierungs- als auch zum Wiederfangort vor. Die zurückgelegte Schwimmdistanz, berechnet aus der kürzesten Entfernung innerhalb der Wasserkörper,

lag im Median bei nur 1,6 km (Mittelwert = 3,4 km; SD = ± 4,7 km, Abbildung 3.48). 75 % der Hechte wurden in weniger als 5 km Entfernung vom Markierungsort wiedergefangen, 92 % innerhalb von 10 km. Die maximale beobachtete Distanz, die von einem Hecht zwischen Fang und Wiederfang zurückgelegt wurde, betrug rund 32 km. Dieser Hecht wanderte vom Schaproder Bodden, in dem er im März 2020 markiert wurde, in den Barther Bodden, wo ein Angler ihn im Juli 2020 wiedergefangen hat (Abbildung 3.49). Dabei handelte es sich aber um eine absolute Ausnahme, der Standardfall waren Wiederfänge innerhalb nur weniger Kilometer (Abbildung 3.49). Qualitativ entsprach dieses Ergebnis den Telemetriedaten. Quantitativ waren die maximalen Distanzen bei den Telemetriedaten höher, was mit großer Wahrscheinlichkeit daran lag, dass Fischer:innen und Angler:innen bestimmte Fanggebiete bevorzugen und daher die Markierung und der Rückfang in diesen

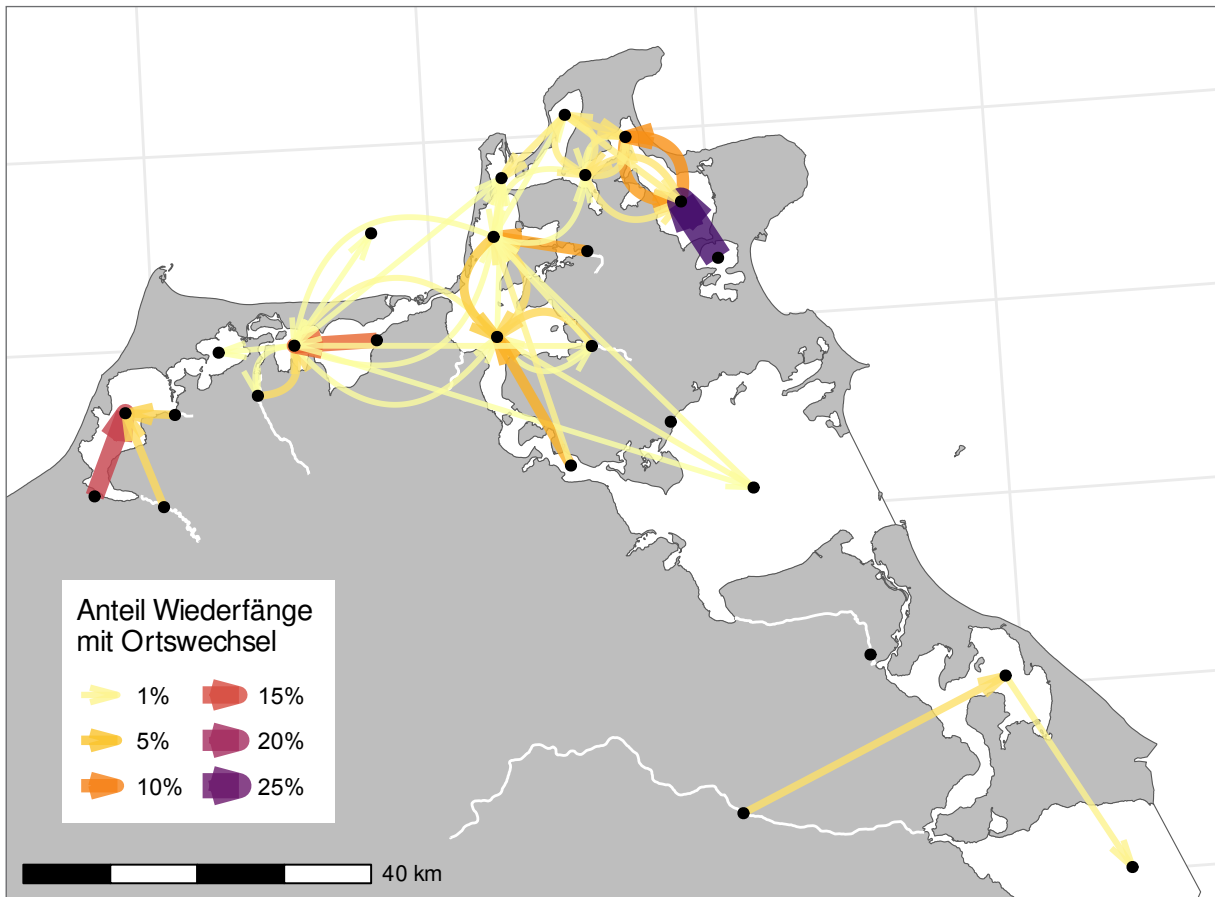


Abbildung 3.47: Prozentuale Anteile von markierten Hechten pro Bodden- und Gewässer, die in einem anderen Bodden- und Gewässer außerhalb des Markierungsgebietes gefangen wurden. Die Pfeile zeigen die Richtung der Hechtwanderung an. Farbe und Größe der Pfeile stellen die prozentualen Anteile an den markierten Hechten dar.

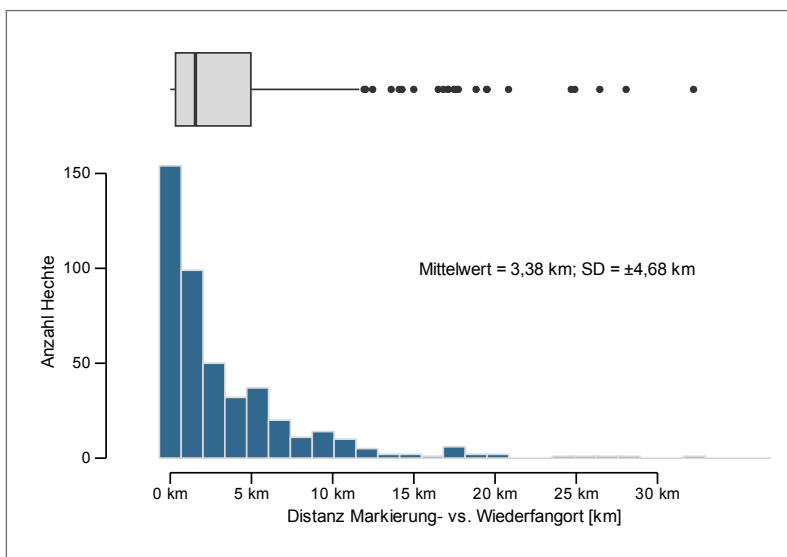


Abbildung 3.48: Von Boddenhechten zurückgelegte Entfernungen zwischen Markierungs- und Wiederfangort auf der Grundlage von extern markierten Hechten. Die Distanzen wurden als kürzestmögliche im Wasser zurücklegbare Schwimmdistanz berechnet.

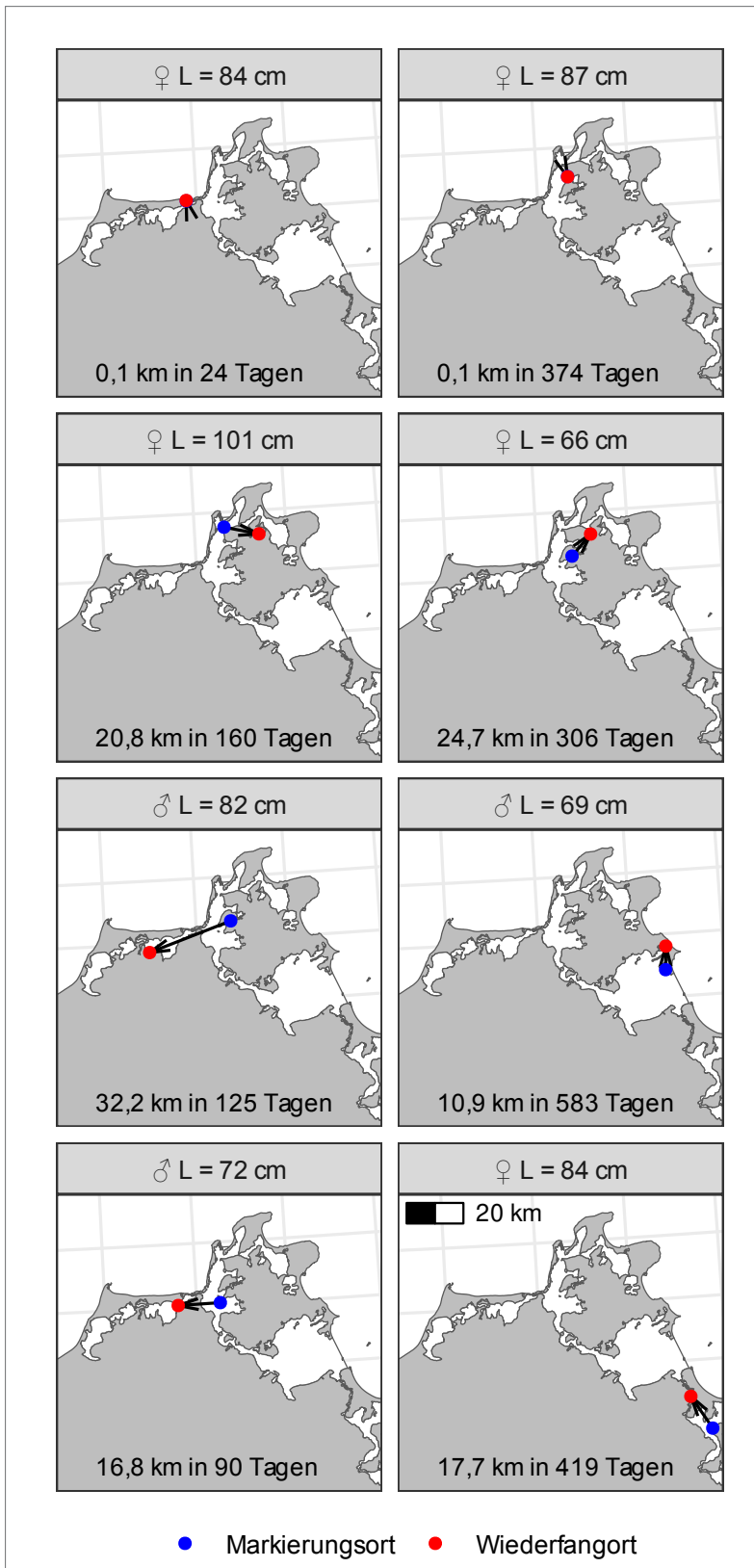


Abbildung 3.49: Ausgewählte Beispiele von markierten residenten (obere zwei Abbildungen) und sehr wanderfreudigen „Ausnahmehechten“, die in größeren Distanzen von ihrem Aussetzort wiedergefangen wurden. Es handelt sich um Hechte mit den weitesten Wanderdistanzen zwischen Markierungsort (blau) und Wiederfangort (rot). Die angegebene Distanz bezieht sich auf die kürzeste im Wasser zurückzulegende Distanz zwischen Markierungs- und Wiederfangort.

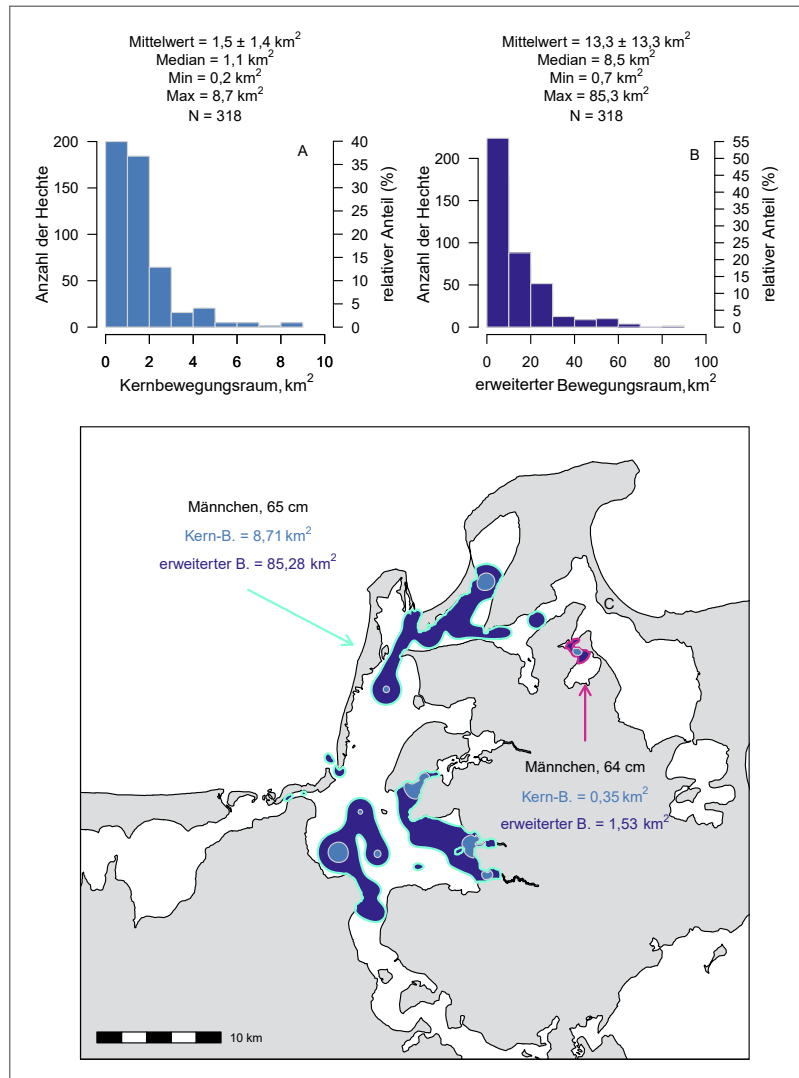


Abbildung 3.50: Verteilung des Kernbewegungsraums und des erweiterten Bewegungsraums für den gesamten Studienzeitraum (ca. 3 Jahre) mit einem Beispiel für den größten aufgezeichneten Bewegungsraum (blaue Kontur) und den kleinsten (rosa Kontur).

Vorzugsgebieten verzerrt wird. Anders ausgedrückt: Die tatsächlichen Wanderstrecken können nur durch den Einsatz der Telemetrie abgeleitet werden und nicht nur aus Fang-Markierung-Wiederfang-Daten.

### Bewegungsareale und Wohnraum (Home Range)

Der erweiterte Bewegungsraum der Boddenhechte betrug auf Grundlage der Telemetriedaten im Durchschnitt 13,3 km<sup>2</sup> (SD = ± 13,3 km, N = 318) bzw. 1.330 ha, was ungefähr der Größe der Hagenschen Wiek in der Nähe von Mönchgut (ca. 14 km<sup>2</sup>, Greifswalder Bodden) entspricht. Das Minimum lag bei 0,7 km<sup>2</sup> und das Maximum bei 85,3 km<sup>2</sup> (Abbildung

3.50). Letzteres gleicht ungefähr der gemeinsamen Fläche des Großen und Kleinen Jasmunder Boddens (ca. 80 km<sup>2</sup>). Die Bewegungsräume unterschieden sich zwischen einzelnen Hechten stark (Abbildung 3.51), sie zeigten aber deutlich öfter eher geringe erweiterte Bewegungsräume als große (Abbildung 3.50). 56 % der Hechte hielten sich in Bewegungsräumen < 10 km<sup>2</sup> und nur 3,7 % in solchen > 50 km<sup>2</sup> auf.

Obleich ein mittleres Bewegungsareal von 13,3 km<sup>2</sup> auf den ersten Blick viel erscheint, relativiert sich das, wenn man es ins Verhältnis zur Gesamtboddenfläche auf deutschem Territorium (1.600 km<sup>2</sup>) setzt (0,8 %). Die Kernbewegungsräume, d. h. die Be-

reiche, in denen sich die Hechte ganz überwiegend aufhielten, betrug im Durchschnitt nur 1,6 km<sup>2</sup> (SD = ± 1,4 km, N = 318) bzw. 160 ha mit einem Minimum von 0,2 km<sup>2</sup> und einem Maximum von 8,7 km<sup>2</sup> (Abbildung 3.50). 39 % der Hechte zeigten Kernbewegungsräume < 1 km<sup>2</sup> und nur 3,1 % größere als 5 km<sup>2</sup>.

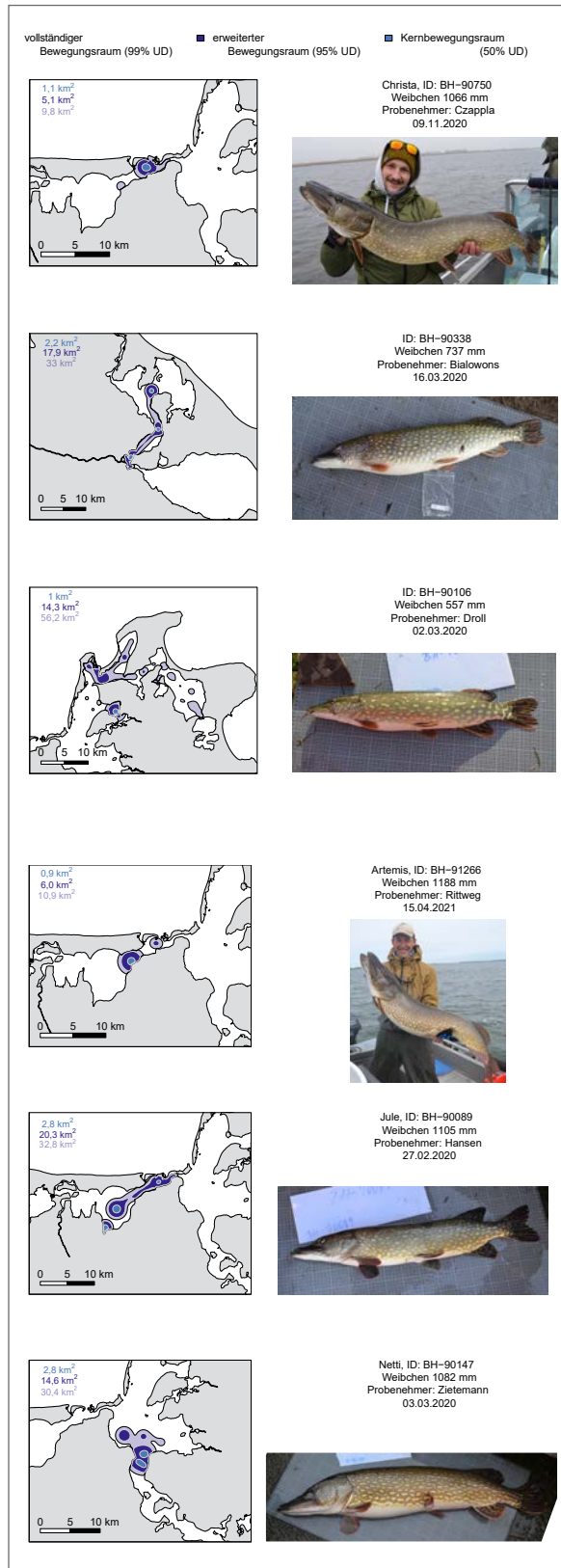
**Ostseehechte?**

Frühere Beobachtungen deuteten darauf hin, dass Brackwasserhechte im Herbst und Winter in die Ostsee vordringen könnten (Basan 1988). Beim Schleppangeln wurde noch vor einigen Jahren aktiv auf die sogenannten „Ostseehechte“ geangelt und diese auch gefangen (z. B. Hackbarth 2003).

Das Telemetrie-Array wurde entwickelt, um Hechtbewegungen in den Boddengewässern zu erfassen, jedoch wurden in der offenen Ostsee keine Hydrofone installiert. Allerdings erfolgte an drei Standorten eine gardinenartige Anordnung der Receiver, um zu prüfen, ob im Bodden besiedelte Hechte die offene Ostsee aufsuchten. Die „Gardinen“ („Ostsee-Gates“) waren besonders dicht mit Hydrofonen bestückt, in der Annahme, dass hindurchschwimmende Hechte in jedem Fall detektiert werden würden. Diese „Gardinen“ wurden zwischen Hiddensee und Rügen, Hiddensee und Bock sowie am östlichen Rand des Greifswalder Boddens installiert (Abbildung 3.52).

Die Ergebnisse zeigen: Das Aufsuchen der „Gardinen“ war insgesamt ein höchst seltenes Ereignis bzw. kam praktisch nicht vor. Das heißt, Ostseewanderer waren unter den in den Bodden markierten Hechten nicht vertreten. Es wurde nur ein einzelner Hecht detektiert, der einen der Übergangsbereiche in die Ostsee passierte und nie wieder in die Bodden zurückkehrte (Abbildung 3.53). Dieses Weibchen mit einer Gesamtlänge von 89 cm, das im März 2020 im Strelasund gefangen und besendert wurde, hielt sich im September 2020 und erneut im Juli 2021 am Bock-

Abbildung 3.51: Bewegungsmuster von sechs Hechten während des gesamten Untersuchungszeitraums. Für jeden Hecht werden Kernbewegungsraum, erweiterter Bewegungsraum und vollständiger Bewegungsraum dargestellt sowie ein Bild, das beim Fang gemacht wurde.



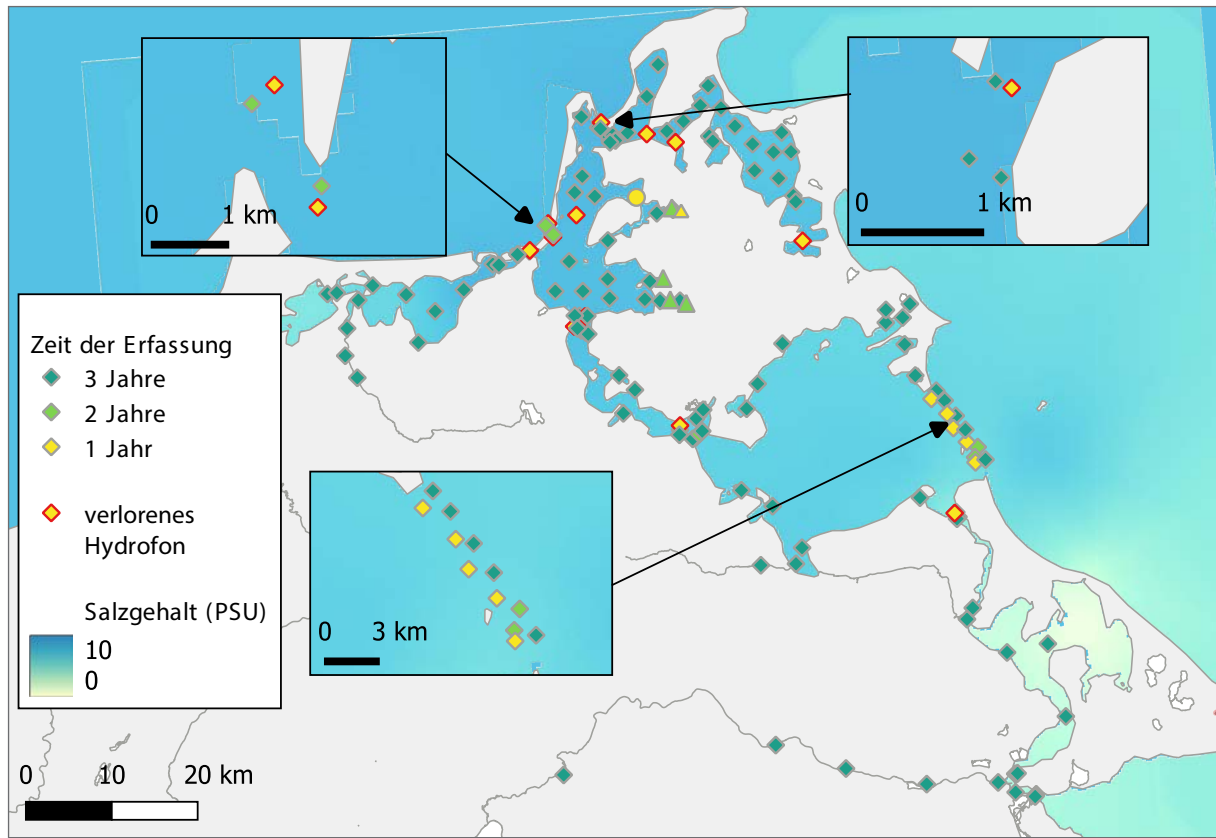


Abbildung 3.52: Position der „Ostsee-Gates“ mit Angabe von verlorenen oder verletzten Hydrofonen.

Hiddensee-Übergangsbereich auf. Nach der ersten Detektion im September 2020 schwamm der Fisch zurück in den Bodden, nach der zweiten Detektion im Juli 2021 verlor sich seine Spur. Es war nicht feststellbar, ob der Rogner tatsächlich in die Ostsee gewechselt, verstorben oder der Sender ausgefallen ist.

Die zweifache Detektion eines Individuums durch ein und denselben Receiver mit einem Abstand von mindestens sieben Tagen (Abbildung 3.54) kann als Indikator für eine kurzfristige Exkursion und Wiederkehr an den gleichen Ort gewertet werden. Der größte Anteil an Hechten, die solche stationären Exkursionen mit Rückkehr zum gleichen Ort durchführten, wurde an der Station 018\_R am Übergang der Grabow in die Ostsee festgestellt. Hohe Anteile zeigten sich auch an ufernahen Übergängen vom Greifswalder Bodden in die offene Ostsee. An der Station 018\_R unternahmen 48,4 % der insgesamt im Gebiet DZB-O beobachteten Individuen (30 von 62 Tiere) bzw. 58,8 % der

auf dem Empfänger erfassten Individuen (30 von 51 Tiere) kurze Ausflüge von mehr als sieben Tagen, um danach zum gleichen Empfänger zurückzukehren. Diese Exkursionen erfolgten sehr wahrscheinlich in Richtung Übergangsbereich zur offenen Ostsee, können aber auch potenziell außerhalb der Reichweite der Hydrofone innerhalb des östlichen Darß-Zingster Boddengebietes stattgefunden haben. Der Median der Ausflüge ohne Detektionen am gleichen Receiver betrug 13,1 Tage, der 95 %-Perzentilbereich lag bei 7,2–127,5 Tagen. Bemerkenswert ist, dass alle diese Hechte wieder in die Bodden zurückschwammen, das heißt, es gab wirklich nur einen Fisch, dessen Spur sich nach der Letztdetektion am Ausgang der Bodden komplett verlor (Abbildung 3.53).

Auf Basis der vorliegenden Daten kann die Existenz von Ostseehechten unter den in den Bodden markierten Hechten weitgehend ausgeschlossen werden. Einschränkend ist zu sagen, dass die mar-

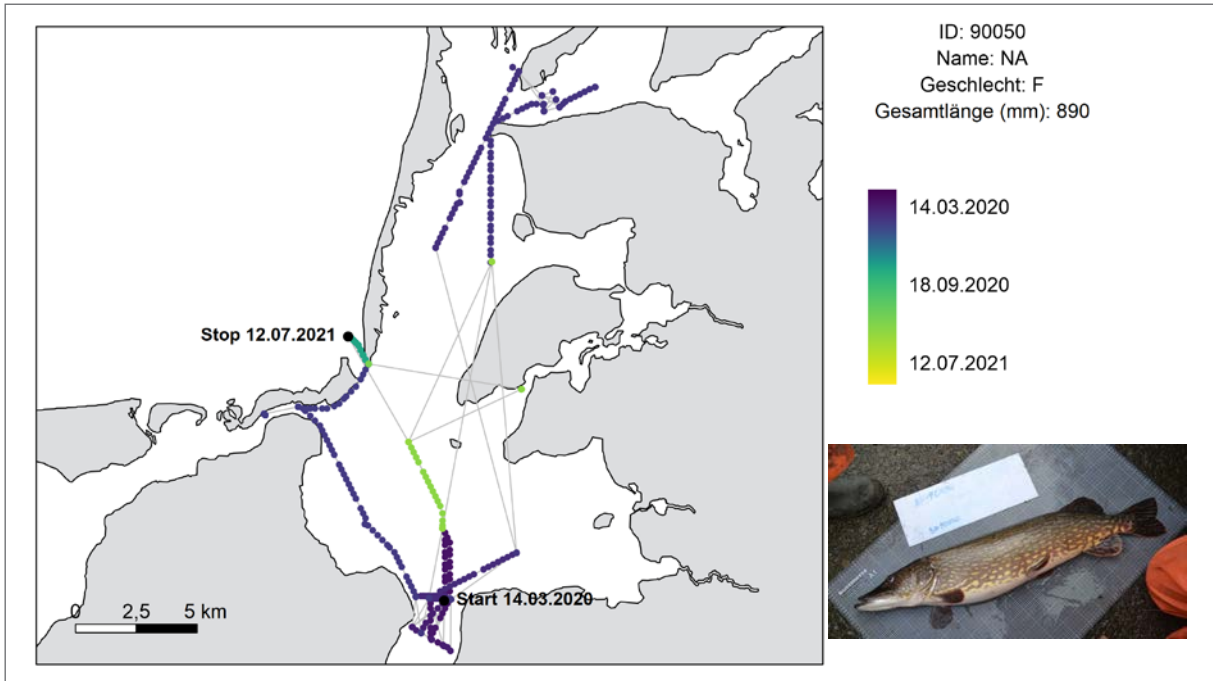


Abbildung 3.53: BH-90050, ein potenzieller Ostseehecht als rare Ausnahme.

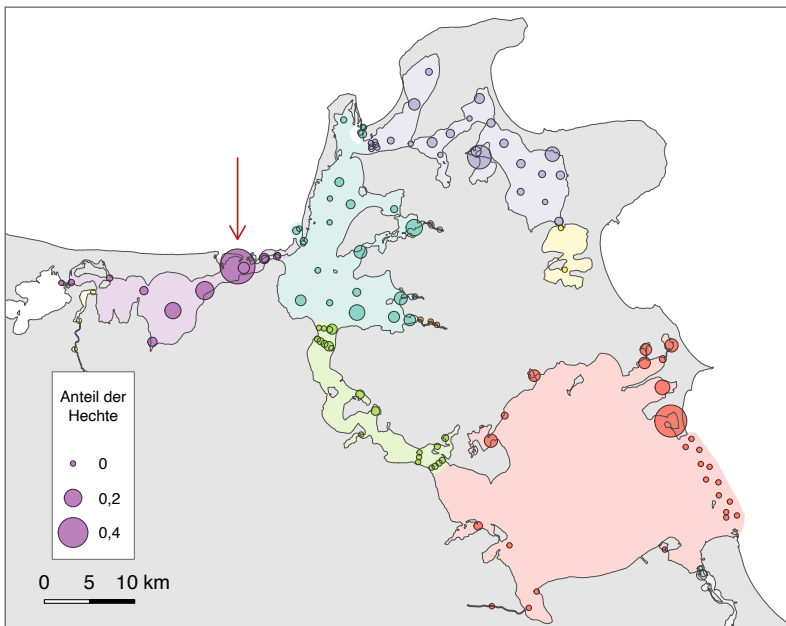
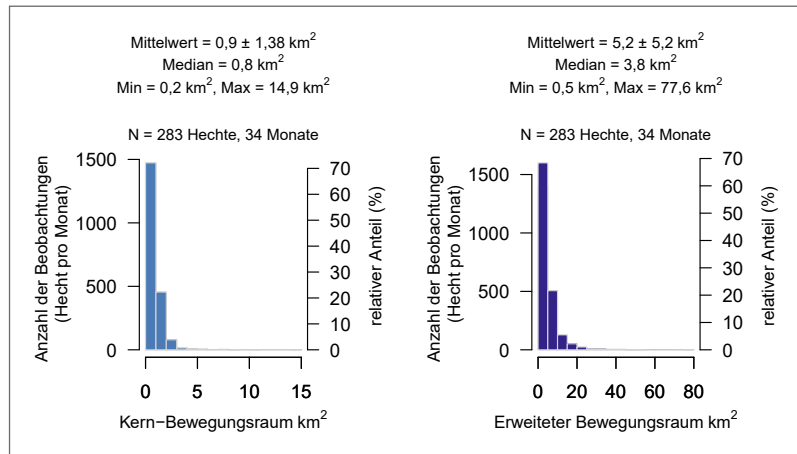


Abbildung 3.54: Anteil (in Prozent, Dezimaldarstellung) der in einem der eingefärbten Gebiete detektierten Fische, die für eine längere Zeit (> 7 Tage) aus dem Array verschwanden, wobei die letzte Detektion vor der Exkursion sowie die erste Detektion nach der Wiederkehr am gleichen Receiver erfolgte. Der rote Pfeil zeigt die Station 018\_R an, das Hydrofon mit den höchsten Anteilen an Hechten, die solche längeren Exkursionen unternahmen. Möglicherweise führten diese Hechte Exkursionen in die offene Ostsee durch, schwammen danach aber wieder in die Bodden.

ktierten Fische nicht aus Fängen in der offenen Ostsee stammten und es hier eventuell eine Unterpopulation gibt, die nicht in der Stichprobe markierter Hechte enthalten war. Im Untersuchungszeitraum von mehr als vier Jahren haben wir aber auch keine anderwei-

tigen Berichte von Ostseehechten zur Kenntnis genommen. Weitere Studien und Probenahmen sind nötig, da wir deren Existenz nicht ausschließen können und es noch vor einigen Jahren sichere Evidenz für den Fang von Hechten in der offenen Ostsee vor

Abbildung 3.55: Verteilung der monatlichen Kernbewegungsräume und der erweiterten Bewegungsräume.



Rügen und nahe der Greifswalder Oie gab (Mathias Fuhrmann, persönliche Mitteilung 2023).

### Saisonale Bewegungsmuster und deren bestimmende Umweltfaktoren

Die saisonalen Bewegungsmuster der Boddenhechte wurden auf Grundlage von monatlichen Bewegungsarealen analysiert. Auch die monatlichen Bewegungsräume zeigten: Die meisten Boddenhechte sind eher stationär (Abbildung 3.55). Die berechneten mittleren monatlichen Home Ranges insbesondere beim erweiterten Bewegungsraum wichen jedoch stärker im Vergleich mit der Gesamtperspektive über die drei Beobachtungsjahre ab (Mittelwert von 520 ha für die Monatsperspektive vs. 1290 ha für die Dreijahresperspektive). Der Unterschied liegt in der Berechnungsgrundlage und im Zeitraum, qualitativ bleibt die Erkenntnis bestehen, dass die Boddenhechte ganz überwiegend stationär sind.

Was erklärt die Schwankungen in den Bewegungsarealen zwischen den Monaten? Die statistischen Analysen deuten an, dass die Bewegungsmuster sowohl von den Merkmalen der Hechte (Länge, Geschlecht) als auch von der Umwelt (Bodden, Jahreszeit) abhängen. Für den Kernbewegungsraum (50 % Utilization Distribution, UD) war die Beziehung zwischen Geschlecht und individueller Körpergröße statistisch signifikant, das heißt, Männchen und Weibchen zeigten unterschiedliche Zusammenhänge zwischen Länge und Aktivitätsraum. Außerdem variierte die Raumnutzung sowohl zwischen den Bodden als auch jahreszeitlich, unter Berücksichti-

gung und Kontrolle der Empfängerichte je Bodden (Dhellemmes et al. 2023a). Sowohl die individuelle Körperlänge als auch die mittlere Länge der besenderten Hechte je Bodden bestimmten die Arealnutzung: Bodden, in denen die Tiere im Schnitt größer sind, waren auch die Bodden, in denen sich die Hechte am meisten bewegten (z. B. Darß-Zingster Bodden Ost, Abbildung 3.56). Auf der individuellen Ebene innerhalb eines bestimmten Boddens zeigte sich ebenfalls eine positive Beziehung zwischen Länge und Bewegungsraum, diese variierte aber mit dem Geschlecht: Bei Rognern war die Beziehung nicht ausgeprägt, während längere Männchen eine ausgedehntere Raumnutzung zeigten (Abbildung 3.56). Im Frühjahr zur Laichzeit nutzten die Hechte einen signifikant größeren Raum als im Rest des Jahres, die Laichzeit fördert also die Bewegung der Boddenhechte (Abbildung 3.56).

Für den erweiterten Bewegungsraum (95 % UD) zeigten sich leicht unterschiedliche Ergebnisse zur Analyse des Kernbewegungsraums. Auch dieser wurde nach Kontrolle methodischer Aspekte signifikant beeinflusst von Geschlecht, Jahreszeit und durchschnittlicher Hechtlänge pro Bodden, nicht aber von der individuellen Länge (Dhellemmes et al. 2023a). Auch bei den erweiterten Bewegungsarealen zeigten sich signifikante Steigerungen zur Laichzeit im Frühjahr, Männchen nutzten bei gleicher Körpergröße mehr Raum als Weibchen.

Frühere Studien haben gezeigt, dass Hechte insbesondere vor und während der Laichzeit aktiv sind (Diana 1980, Cook & Bergersen 1988). Auch an den



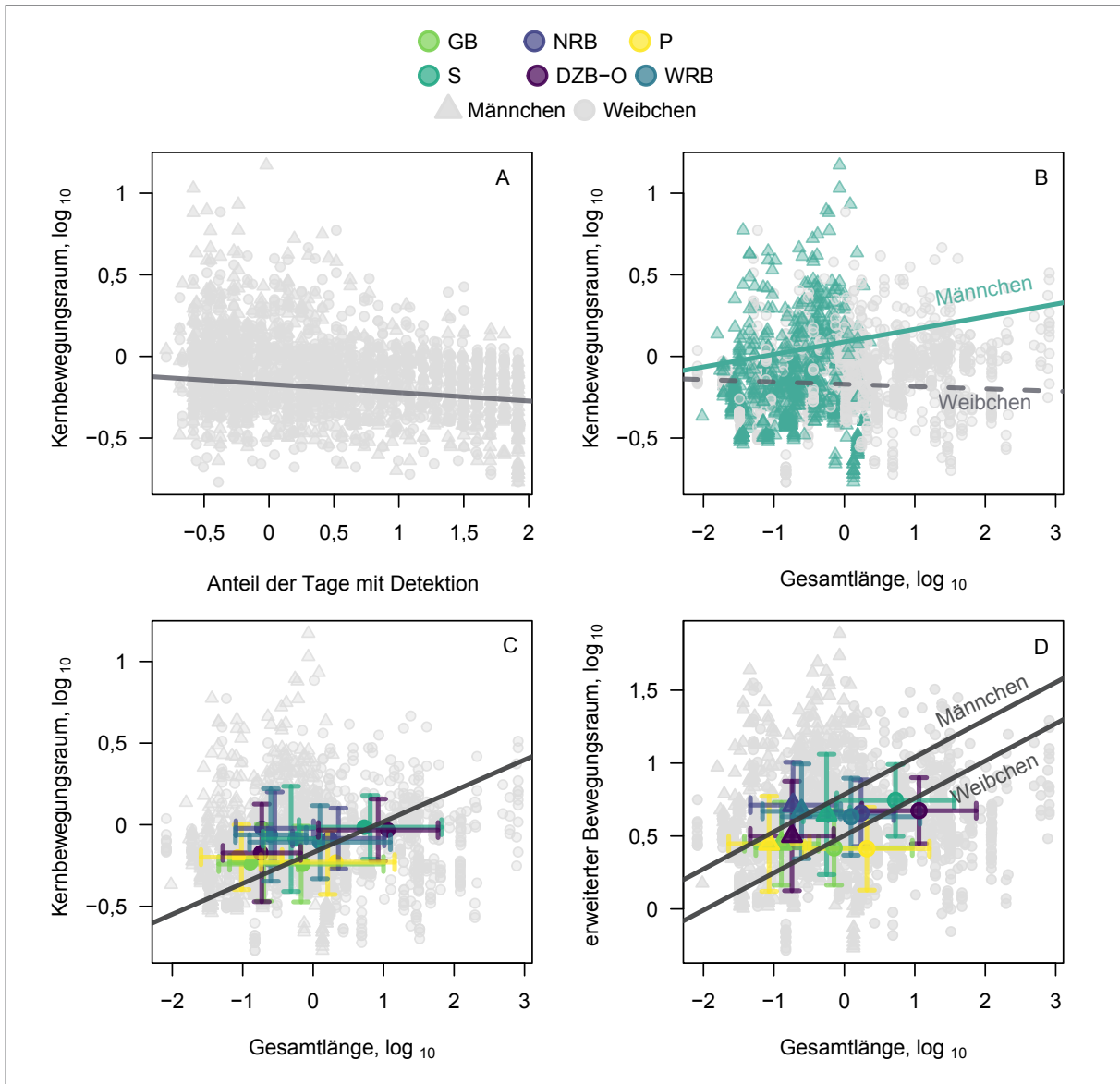


Abbildung 3.56: A) Größe des Kernbewegungsraums in Abhängigkeit vom Anteil der auf dem Array erfassten Tage. B) Kernbewegungsraum in Abhängigkeit von Körpergröße und Geschlecht insgesamt über alle Individuen (d. h. unabhängig vom einzelnen Bodden). C) Größe des Kernbewegungsraums in Abhängigkeit von der Körpergröße je Boddengebiet und D) Größe des erweiterten Bewegungsraums in Abhängigkeit von Körpergröße und Geschlecht je Boddengebiet (der Trend zeigt, dass Bodden mit größeren Hechten auch größeren Kernbewegungsraum aufweisen). DZB-O: Darß-Zingster Bodden Ost; GB: Greifswalder Bodden; WRB: Westrügenschke Bodden; P: Peenestrom; S: Strelasund; NRB: Nordrügenschke Bodden.

Bodden M-Vs wurde festgestellt, dass die Jahreszeit die Raumnutzung der Hechte stark beeinflusst, wobei im Frühling die größten und im Winter die kleinsten Aktionsräume beobachtet wurden (Abbildung

3.57). Die Verbindungsanalyse (Netzwerkanalyse) der unterschiedlichen Bodden über die Jahreszeiten veranschaulicht diese saisonalen Schwankungen sehr gut (vgl. Abbildung 3.61). Hier finden sich Spit-

Abbildung 3.57: Größe des erweiterten Bewegungsraums in Abhängigkeit von der Jahreszeit (links) und erweiterter Bewegungsraum als Funktion des Monats (rechts). Die Buchstaben zeigen an, ob Unterschiede signifikant sind, das heißt, Monate, die denselben Buchstaben teilen, unterscheiden sich nicht signifikant. Zum Beispiel sind Februar und März ähnlich, da sie ein „b“ teilen, Januar und März sind jedoch unterschiedlich, da sie keinen Buchstaben teilen.

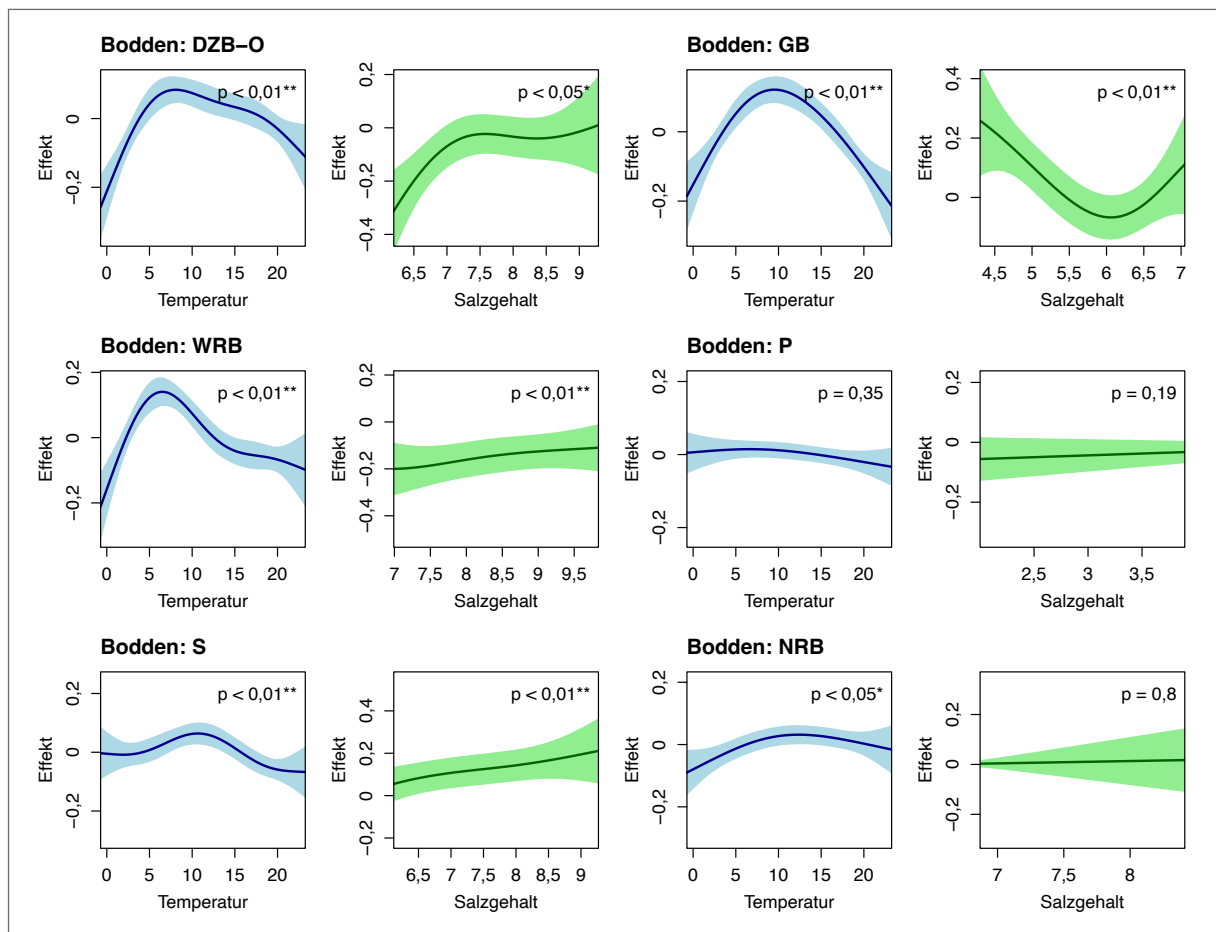
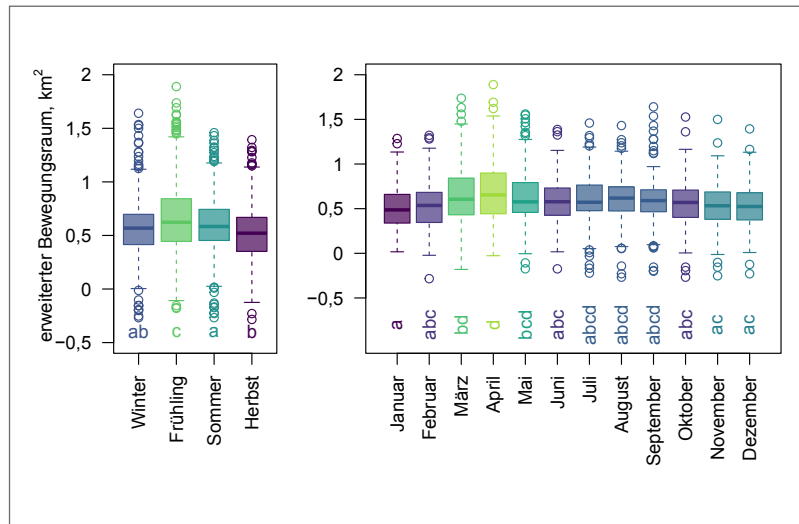


Abbildung 3.58: Prognosen eines generalisierten additiven Modells (GAM), die die partiellen Effekte von Temperatur (blau) und Salinität (grün) auf den Anteil der detektierten Hechte in jedem Bodden zeigen (DZB-O: Darß-Zingster Bodden Ost; GB: Greifswalder Bodden; WRB: Bodden; P: Peenestrom; S: Strelasund; NRB: Nordrügische Bodden). Die schattierten Bereiche geben die 95 %-Konfidenzintervalle an.

zen in der Konnektivität im Frühling und eine niedrige Konnektivität zwischen Dezember und Februar.

Schließlich erfolgte eine Analyse zur Bestimmung der Umwelteinflüsse auf das Hechtverhalten. Dieser lagen die in einem Bodden detektierten Hechte sowie die Umweltfaktoren Temperatur und Salinität zugrunde. Die Temperatur erwies sich als der primäre Faktor für die Anwesenheit von Hechten in einem Telemetrie-Array, wobei signifikante nichtlineare Effekte ( $p < 0,05$ ) in fünf von sechs untersuchten Bodden beobachtet wurden. Insgesamt bevorzugten Hechte Temperaturen zwischen 5 und 10°C (Abbildung 3.58), sowohl niedrigere ( $< 5^\circ\text{C}$ ) als auch höhere Temperaturen ( $> 15^\circ\text{C}$ ) reduzierten die Anwesenheit von Hechten. Das kann einerseits darauf hinweisen, dass die Hechte weniger aktiv waren und deshalb weniger detektiert wurden. Gerade im Winter verweilen Hechte möglicherweise eher lokal, als ausschweifende Bewegungsmuster zu zeigen. Andererseits könnte auch die Datengrundlage von der Saison mitbeeinflusst sein, da die Detektionsrate des Telemetriesystems von der Temperatur abhängt: Bei höheren Temperaturen im Sommer nimmt die Detektionsfähigkeit von Ultraschallsendern ab (Baktoft et al. 2015).

Der beobachtete Temperatureffekt stand in engem Zusammenhang mit einer saisonalen Variabilität. Der gemäß den Detektionsanteilen „bevorzugte“ Temperaturbereich entsprach der Frühlingszeit und fiel mit der Laichzeit des Hechtes zusammen. Diese beobachtete „Vorliebe“ für bestimmte Temperaturen resultiert mit großer Wahrscheinlichkeit in einer erhöhten Aktivität und damit in einer höheren Detektierbarkeit im Frühjahr. Der Temperatureffekt war besonders in größeren Gewässern wie dem Greifswalder und Kubitzer Bodden sowie in Zuflüssen wie der Barthe deutlich zu erkennen, während im Peenestrom kein signifikanter Effekt beobachtet wurde (Abbildung 3.58).

Der Einfluss der Salinität auf die Anwesenheit von Hechten in bestimmten Bodden zeigte kein klares Muster (Abbildung 3.58). Obwohl Salzgehaltseffekte in vier der sechs untersuchten Bodden signifikant waren ( $p < 0,05$ ), hatten sie im Allgemeinen einen

eher geringen Einfluss. Dies könnte auf relativ stabile Salinitätsunterschiede zwischen den Bodden im Laufe des Jahres zurückzuführen sein. Insgesamt war die Anwesenheiten von Hechten bei Salinitäten zwischen 8 und 9 PSU am höchsten. Der Greifswalder Bodden stellte diesbezüglich eine Ausnahme dar, da maximale Antreffwahrscheinlichkeiten bei sowohl niedrigen ( $< 5$  PSU) als auch hohen ( $> 7$  PSU) Salzgehaltswerten beobachtet wurden (Abbildung 3.58).

### Verhaltenstypen

Der Kernbewegungsraum und der erweiterte Bewegungsraum zeigten eine signifikante Wiederholbarkeit als Maß der Existenz von konsistenten Unterschieden zwischen einzelnen Hechten (50 % UD L.ratio = 106,  $p < 0,0001$ ; 95 % UD L.ratio = 129,4,  $p < 0,0001$ ). Das Maß der Wiederholbarkeit des Raumverhaltens betrug für beide Arten der Bewegungsareale 0,43. Folglich sind 43 % der Variabilität der Daten auf das individuell und konsistent unterschiedliche Verhalten der Hechte zurückzuführen. Das ist Beleg für die Existenz von Verhaltenstypen auch bei Boddenhechten (Stuber et al. 2022), es gibt also grundsätzlich aktivere und weniger aktive Hechte. Eine Möglichkeit, solche individuellen Unterschiede im Verhalten zu visualisieren, sind Ridgeline-Diagramme, die auf jeder Zeile ein unterschiedliches Individuum abbilden. Abbildung 3.59 verdeutlicht, dass individuelle Fische nach ihrer Raumnutzung eingestuft werden können und dass sie sich sowohl in ihrem durchschnittlichen Verhalten als auch in ihrer Wandelbarkeit (Plastizität) in Bezug auf sich ändernde Umweltfaktoren unterscheiden. Beides sind wichtige Grundlagen für die Einschätzung von Verhaltenstypen als sogenannte Tierpersönlichkeiten (Dingemanse et al. 2010).

### Verbindungen zwischen Bodden und Fischereibezirken

Abschließend wurde mittels Netzwerkanalysen untersucht, wie stark einzelne Bodden bzw. Fischereibezirke über die Migration einzelner Hechtindividuen verbunden sind. Die Bewegungsnetzwerkstruktur auf Ebene der Bodden zeigte, dass die Bewegungsmus-

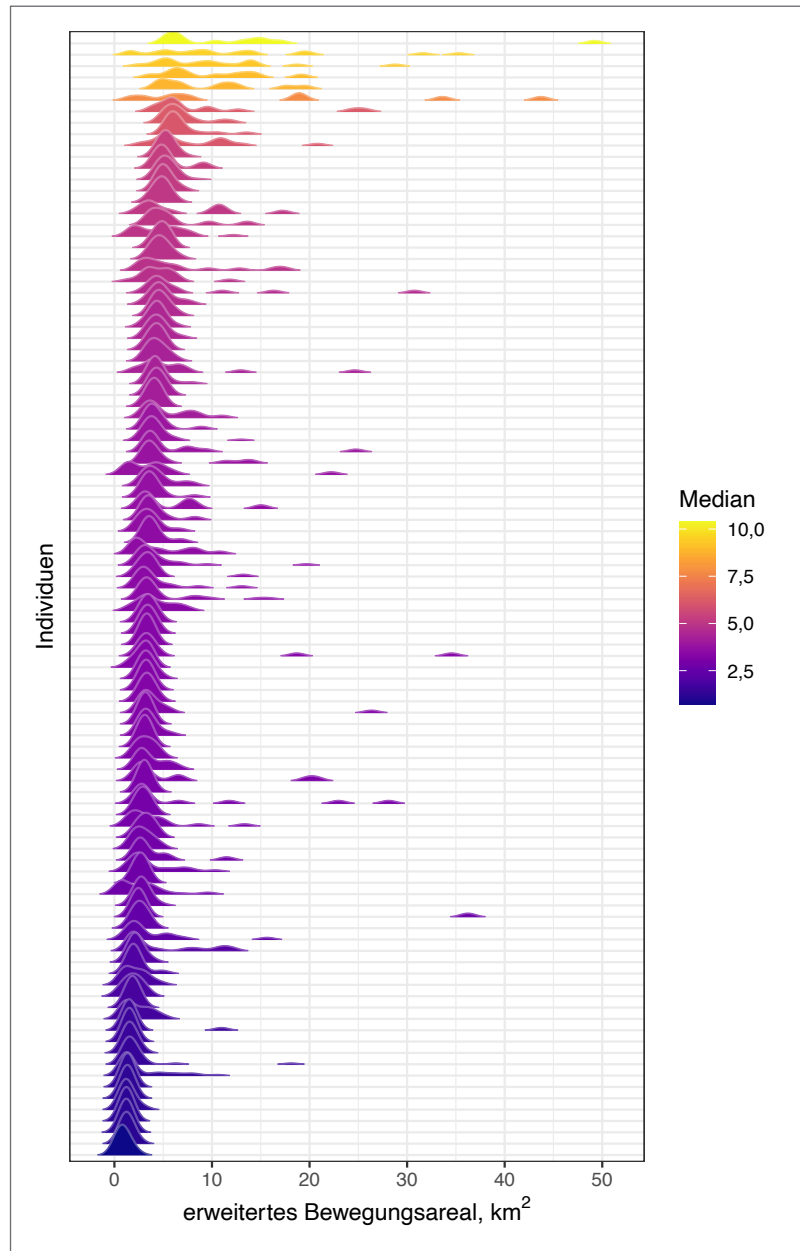


Abbildung 3.59: Ridgeline-Diagramm, das die Größe des monatlichen erweiterten Bewegungsraums (in km<sup>2</sup>) für Boddenhechte anzeigt, die in unserem System mindestens acht Monate lang erfasst wurden. Jede Zeile stellt die Verteilung der monatlichen Bewegungsraumgrößen eines individuellen Fisches dar. Die Farbe entspricht dem Median der Bewegungsraumgröße, wobei gelbliche Farben größere Median-Bewegungsraumgrößen anzeigen.

ter sowohl der männlichen als auch der weiblichen Hechte in allen Bodden und Süßwasserzuflüssen so aussahen, dass alle Gebiete prinzipiell miteinander verbunden waren (Abbildung 3.60). Das bedeutet, dass prinzipiell ein Austausch zwischen den Bodden möglich ist. Alle diese Verbindungen sowie das errechnete Maß der ökologischen Konnektivität waren jedoch aufgrund des eher stationären Bewegungsverhaltens innerhalb einzelner Bodden insgesamt

schwach ausgeprägt (Abbildung 3.60). Zumeist fanden die dokumentierten Bewegungen lokal statt, und zwar innerhalb der jeweiligen Bodden oder bei Barthe und Peene innerhalb der Flüsse: 75 % aller Bewegungen bzw. Übergänge von einem auf einen anderen Receiver wurden innerhalb der einzelnen Bodden detektiert (Abbildung 3.60).

Wie bereits angedeutet, gab es saisonale Unterschiede in der Bewegungsaktivität von Hechten.

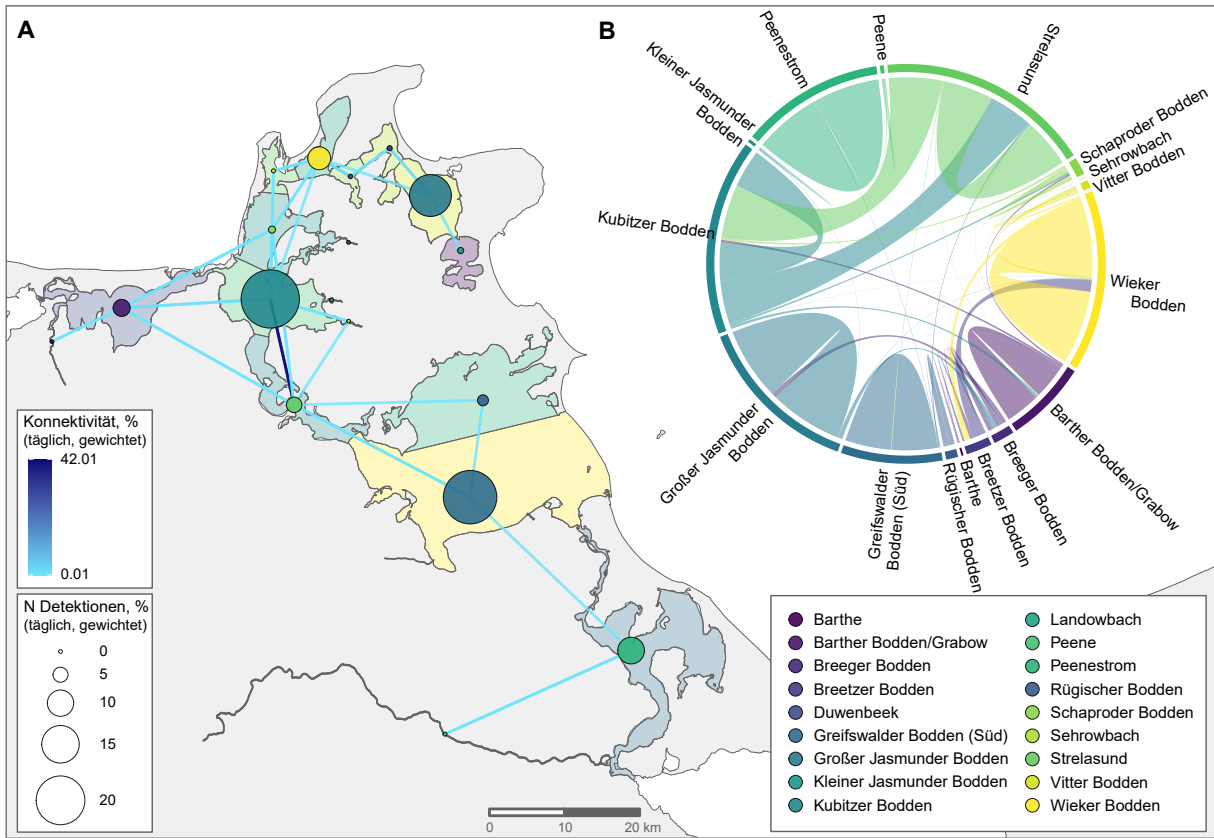


Abbildung 3.60: A) Netzwerkstruktur der Hechtbewegungen in den Bodden, wobei die Knotengröße der um die Receiverdichte normalisierten Gesamtzahl der Hechtbewegungen innerhalb jedes Boddens (Knotenstärke) entspricht und die Kantenfarbe die Häufigkeit der Bewegungen zwischen den Knoten repräsentiert (Kantenstärke). Der ausgeprägte Knoten im Greifswalder Bodden ist aufgrund der dort geringen Receiverabdeckung etwas irreführend. B) Anteile der Bewegungen innerhalb der Gebiete und zwischen den Gebietspaaren (die Abbildung zeigt nur offenkundige Bewegungen, d. h. aufeinanderfolgende Detektionen auf zwei verschiedenen Hydrofonen innerhalb oder zwischen den Gebieten). Verbindungsbalken reichen von einem Gebiet in ein nächstes. Je dicker diese Balken sind, desto ausgeprägter ist die Konnektivität zwischen ihnen.

Das wirkte sich auf die Konnektivitätsmaße in der Netzwerkanalyse aus. Der Grad der Konnektivität der Gebiete untereinander erreichte im Frühling seinen Höhepunkt, während er in den anderen Jahreszeiten deutlich geringer ausfiel und im Winter sein Minimum erreichte, wo nur wenige Gebiete verbunden blieben (Abbildung 3.61). Der Anstieg der Bewegung im Frühling weist auf Laichwanderungen hin. Zu diesem Zeitpunkt wurde der höchste Durchschnitt an insgesamt zurückgelegten Entfernungen aufgezeichnet (im Mittel 33,3 km im Mai im Vergleich zu individuellen Mittelwerten < 5 km im Winter) und fast alle Gebiete standen durch die

Bewegung der Hechte miteinander in Verbindung (Abbildung 3.61). Der „Verkehr“ zwischen einigen Bodden nahm während der Laichzeit im Vergleich zum Rest des Jahres um das Fünf- bis Sechsfache zu, einschließlich des Austauschs zwischen dem Schaproder und Kubitzer Bodden und den Zuflüssen Duwenbeek und Sehrowbach über anadrome Wanderhechte. Die einzigen Bodden, zwischen denen im Grunde keine Bewegungen beobachtet wurden, waren der Greifswalder Bodden und der Peenestrom. Lediglich ein Hecht verband über Migration den nördlichen Greifswalder Bodden (sog. Rügischer Bodden) und den Peenestrom. Einschränkend ist zu

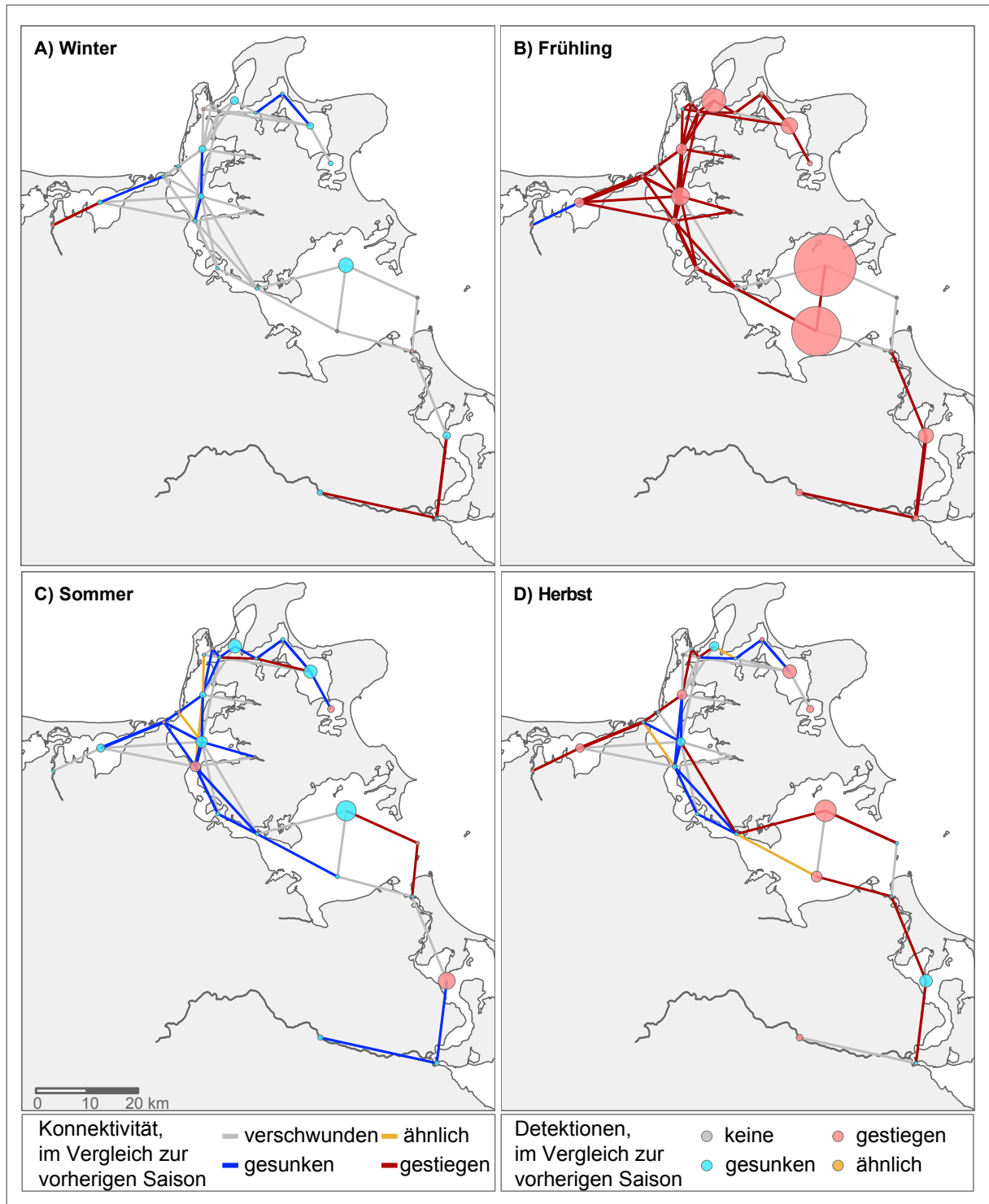


Abbildung 3.61: Saisonalität der Verbindungen zwischen den Bodden und Zuflüssen. Das saisonale Netzwerk von A bis D zeigt die Veränderung der Konnektivität im Vergleich zur vorherigen Saison.

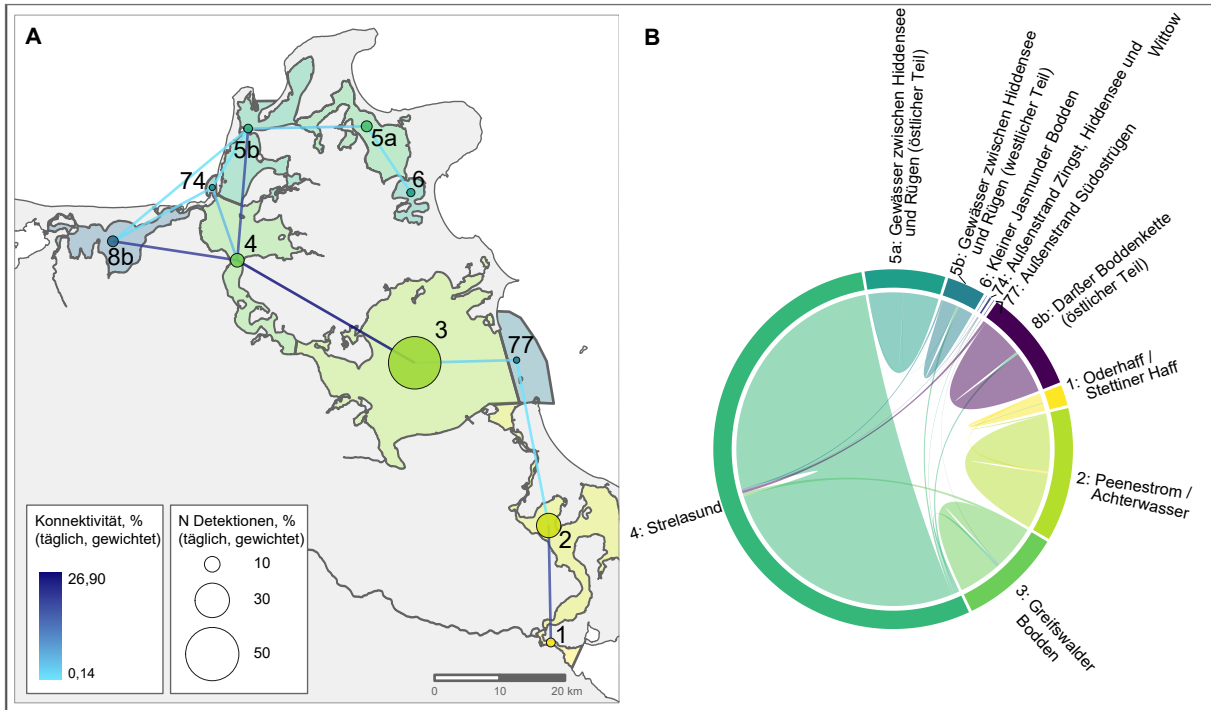


Abbildung 3.62: Hechtbewegungen und -präsenz in den Gebieten des Fischereibeitznetzwerks zwischen März 2020 und November 2021. A) Die Karte zeigt die Netzwerkstruktur der Hechtbewegungen, wobei die Größe der Knoten der Gesamtzahl der Nachweise in jedem Bereich entspricht (Knotenstärke) und die Kantenfarbe die Häufigkeit der Verbindungen zwischen den Knoten repräsentiert (Kantenstärke). B) Kreisdiagramm, das Anteile von Bewegungen innerhalb der Fischereibeitzgebiete und zwischen den Bezirkspaaren darstellt (das Diagramm zeigt nur offenkundige Bewegungen, d. h. aufeinanderfolgende Detektionen an zwei verschiedenen Hydrofonen, entweder innerhalb der Gebiete oder zwischen ihnen). Die vollständigen Namen der Bereiche (Knoten) sind: 1 – Oderhaff/Stettiner Haff, 2 – Peenestrom/Achterwasser, 3 – Greifswalder Bodden, 4 – Strelasund, 6 – Kleiner Jasmunder Bodden, 74 – Außenstrand Zingst, Hiddensee und Wittow, 77 – Außenstrand Südostrügen, 5a – Gewässer zwischen Hiddensee und Rügen (östlicher Teil), 5b – Gewässer zwischen Hiddensee und Rügen (westlicher Teil), 8b – Darß-Zingster Boddenkette (östlicher Teil), Barthe – Barthe-Fluss, Duwenbeek – Duwenbeek-Bach, Landowbach – Landowbach-Bach, Peene – Peene-Fluss, Sehrowbach – Sehrowbach-Bach.

sagen, dass im südlichen Greifswalder Bodden kein Hecht besondert wurde, und dennoch: Peenestrom und Greifswalder Bodden waren im Allgemeinen trotz ihrer geografischen Nähe nur schwach miteinander verbunden und diese schwache bzw. fehlende Konnektivität stieg auch zur Laichzeit nicht an (Abbildung 3.61).

Betrachten wir die Daten im Maßstab der Fischereibeitzgebiete (Abbildungen 3.62 und 3.63), die die aktuellen statistischen Managementgrenzen umfassen, so entsprach das Muster grundsätzlich der Analyse auf dem Boddenniveau. Die meisten Fischereibeitz-

ke weisen nur eine sehr geringe Konnektivität über Hechtbewegungen auf; die meisten Bewegungen finden innerhalb bestimmter Fischereibeitzgebiete statt. Pro Monat wurden nur 18 Übergänge (25–75 %-Perzentil: 10–35) zwischen den Gebieten im gesamten Netzwerk von nur sieben Individuen (25–75 %-Perzentil: 4–16; 2 % markiert) beobachtet (Abbildung 3.62). 95 % der beobachteten Bewegungen fanden innerhalb eines Fischereibeitzgebiets statt. Von den wenigen Austauschbewegungen ereignete sich mehr als die Hälfte (57 %) zwischen Strelasund und Kubitzer Bodden (Abbildung 3.62).

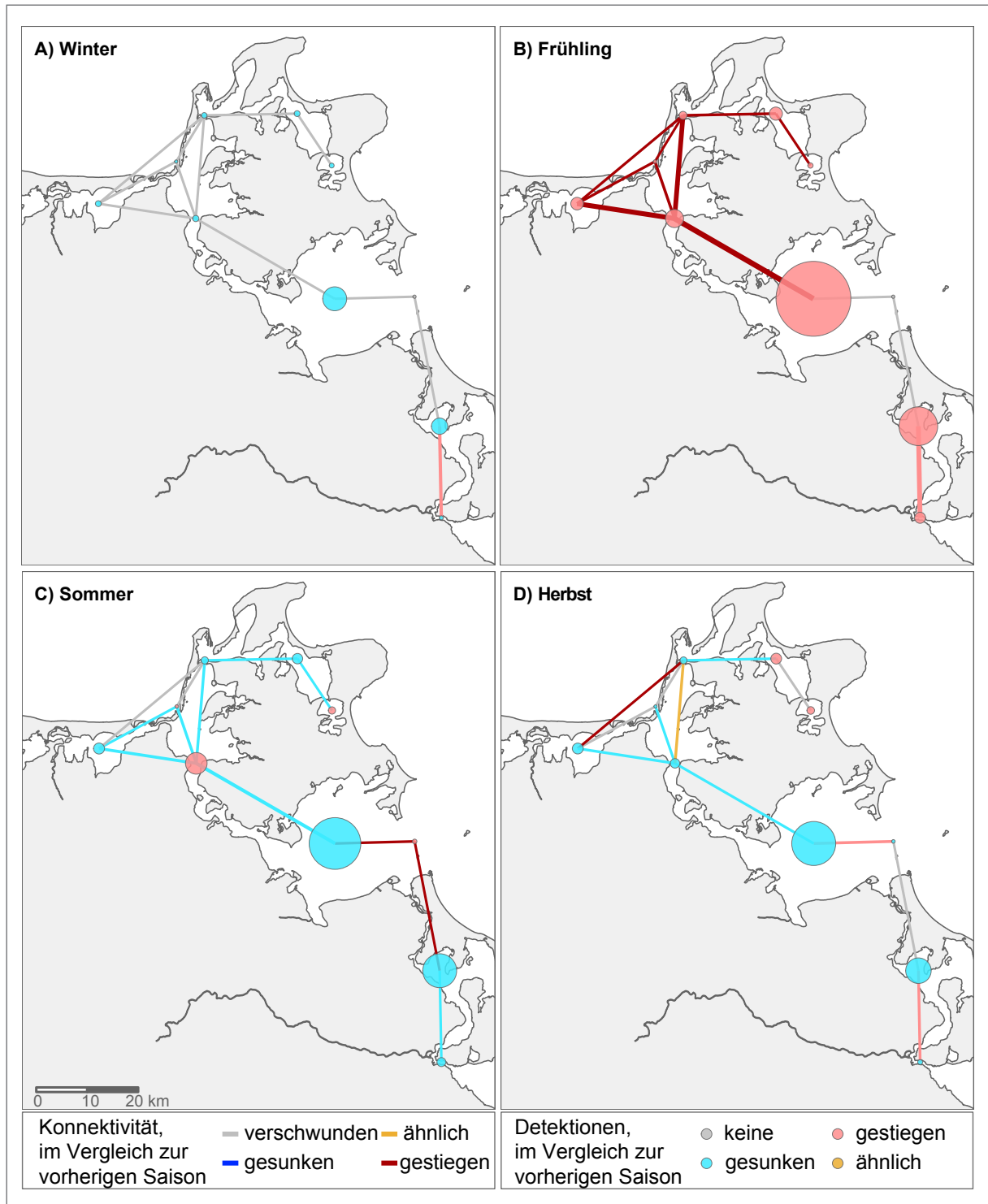


Abbildung 3.63: Saisonalität der Verbindungen zwischen den Fischereibezirken. Das saisonale Netzwerk von A bis D zeigt die Veränderung der Konnektivität im Vergleich zur vorherigen Saison.



Aus Managementsicht können daher einzelne Fischereibezirke als einzelne Teilbestände aufgefasst werden. Die geringe Konnektivität sollte aber ausreichen, um über Genfluss genetische Populationsunterschiede auf Boddenniveau zu verhindern. Eine Ausnahme dürfte der Greifswalder Bodden und der Peenestrom sein (zur Populationsstruktur, s. Kapitel 3.8).

Ein auffälliges Muster in den Abbildungen 3.62 und 3.63 ist der prominente Knoten im Greifswalder Bodden. Dieser entsteht hauptsächlich aufgrund der Korrektur der Metriken hinsichtlich der unterschiedlichen Dichte der Empfänger. Angesichts der Größe des Boddens war die Empfängerdichte gering, was eine Überschätzung der Metrik des Knotens nach sich zieht.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Boddenhechte sind wie ihre Artgenossen im Süßwasser ganz überwiegend stationär. Größere Bewegungen und damit eine erhöhte Konnektivität zwischen einzelnen Bodden findet sich vor allem vor und während der Laichzeit (d. h. im März bis Mai). In dieser Phase sind Hechte anfällig für den Fang mit passiven Fanggeräten und lokale Hechtansammlungen z. B. in Buchten oder an Übergangsbereichen zwischen Bodden oder Bodden und Zuflüssen könnten vulnerabel für lokale Überfischung sein. Insbesondere könnten die eher lokalen Bewegungen Teilbestände anfällig für eine lokale Übernutzung machen. Es könnte daher angeraten sein, bestimmte Nebenflüsse oder Gebiete mit hohen Hechtdichten verstärkt zu schützen. Als mögliche Managementeinheiten wären einzelne Bodden oder Fischereibezirke zu erwägen, da jeder Bodden und jeder Fischereibeizirk eigene Teilbestände aufweist, die weniger stark über den Austausch mit anderen Teilbeständen verbunden sind. Warum es keine ausgeprägte Beziehung zwischen der Länge der Rogner und ihrem Raumnutzungsverhalten gibt, bleibt ein Mysterium. Möglicherweise sind die aktiv umher schwimmenden Hechte über Fischereiselektion in der Vergangenheit bereits ausgefischt (Monk et al.

2021) und nicht mehr Teil der Population. Die geringe, aber dennoch vorhandene Konnektivität zwischen den verschiedenen Lagunen legt schließlich nahe, dass ein gewisser Genfluss zwischen den Lagunen bestehen bleiben kann, der die genetische Differenzierung zwischen den Bodden begrenzt (Möller et al. 2019). Wie im Folgenden näher erläutert wird, gilt diese Schlussfolgerung jedoch nicht für kleinere Bäche und Zuflüsse, wo die lokalen Bewegungen und das wiederholte Zurückkehren von anadromen Hechten in dieselben Nebenflüsse den Genfluss treiben und, ähnlich wie in den Fällen in Schweden (Nordahl et al. 2019), lokale Anpassung und Populationsdifferenzierungen fördern (Kapitel 3.7 und 3.8).

## 3.5 Historische und aktuelle Laichgebiete in den Bodden und Zuflüssen

Phillip Roser, Olga Lukyanova,  
Félicie Dhellemmes, Jörg Schütt, Sören Möller,  
Carsten Kühn & Robert Arlinghaus

### Kontext

Evolutionäre Anpassungen von Hechten an das Brackwasser der Ostsee werden besonders im Hinblick auf unterschiedliche Laichstrategien deutlich. Während Brackwasser für adulte Hechte Vorteile haben kann, z. B. Zugang zu marinen Beutetieren (Larsson et al. 2015), stellt es wie in Kapitel 1 ausgeführt eine osmoregulatorische Herausforderung für die frühen Lebensstadien des Hechtes dar. So reduzieren erhöhte Salzgehalte die Befruchtungs- und Überlebensrate von Larven und Jungfischen aus dem Süßwasser (Lindroth 1946). Über evolutionäre Anpassungen an die Osmoregulation kann jedoch auch ein erfolgreiches Aufkommen unter Brackwasserbedingungen realisiert werden (Jacobsen et al. 2007, Jørgensen et al. 2010), wie an den Bodden nachgewiesen wurde (Kapitel 1). Eine Möglichkeit, die Vorteile der Lebensraumeroberung im Brackwasser zu nutzen, aber die osmoregulatorische Anpassung zur

Laichzeit für die frühen Lebensstadien zu umgehen, ist eine anadrome Lebensweise. Bei dieser Strategie fressen Hechte ähnlich wie Lachse oder Meerforellen im Brackwasser, wandern zum Laichen aber in ausgesüßte Randbereiche der Bodden oder steigen in Flüsse oder Grabensysteme auf (Müller 1986). Anadrome und im Brackwasser laichende Hechte können so koexistieren (Kapitel 3.8). In diesem Zusammenhang problematisch sind Migrationsbarrieren, die in Folge von Querverbauungen oder anderen Landnutzungsänderungen entstehen können und traditionelle Laichplätze in Süßwasserzuflüssen von den Bodden abkoppeln. Genau das ist an den Bodden im Rahmen der Komplexmelioration zu DDR-Zeiten passiert (Kapitel 1), als im Rahmen des Wassermanagements Pumpwerke und Klappensysteme in Bächen und Gräben installiert wurden, die es den Hechten in den Bodden nicht mehr ermöglichen, zum Laichen ins Süßwasser aufzusteigen (Roser 2021, Roser et al. 2023). Das kann die Anpassung an das Laichen im Brackwasser verschärft haben. Möller et al. (2019) deuten auf Basis von Analysen der Gehörsteinchen an, dass die Rekrutierung aus dem Süßwasser im Kubitzer Bodden und im Strelasund gering und unter 7 % ist. Andererseits berichten Zeitzeugen von ausgedehnten anadromen Wanderbewegungen und auch kleinräumig ausgesüßte Bereiche z. B. vor Pumpwerken könnten weiter als Laichgebiete dienen. Ziel dieser Teilstudie war die Kartierung aktueller und historischer Hecht-Laichgebiete in den Boddengewässern um Rügen. Deren Identifikation erfolgte anhand unterschiedlicher Methoden (Roser et al. 2023). Es wurde die Hypothese getestet, dass Anadromie um Rügen weit verbreitet ist, gleichzeitig aber auch in den Bodden Laichgebiete liegen.

### Methoden

#### **Identifizierung historischer Laichgebiete in Bodden und Zuflüssen durch Interviews**

Um mögliche Laichgewässer der in den Bodden lebenden Hechte kartografisch zu erfassen, wurden Daten aus Interviews mit verschiedenen Nutzer-

gruppen (überwiegend Fischer:innen und Angler:innen) herangezogen. In Interviewreihen in den Jahren 2020 (Vogt 2020) und 2021 (Roser et al. 2023) wurde so eine Vielzahl von mutmaßlichen Laichhabitaten ermittelt, die auf der Angabe von Beobachtungen der Teilnehmer:innen basieren. Da das Wissen der Teilnehmer:innen z. T. mehrere Jahrzehnte zurückreichte, konnten in vielen Fällen auch Daten zu Randgewässern gesammelt werden, deren Durchgängigkeit zu den Bodden heute aufgrund von Meliorationsmaßnahmen nicht mehr existiert (Kapitel 1.4). Um Aufschluss über zeitliche Veränderungen im Auftreten von Anadromie im Zusammenhang mit den vorherrschenden landschaftlichen Modifikationen zu erlangen, wurden Interviewteilnehmer:innen (N = 13, Roser et al. 2023) zudem gezielte Fragen zu ehemaligen Fangtechniken und beobachteten Entwicklungen gestellt und diese ausgewertet.

Zusätzlich zog das Forschungsteam Observationen laichender Hechte heran, die bei Vor-Ort-Untersuchungen in der Laichzeit in Bodden und Zuflüssen gemacht wurden.

#### **Identifizierung von Laichgebieten in Zuflüssen durch Monitoring der Laichwanderung**

Insgesamt neun Süßwasserzuflüsse der Bodden (Abbildung 3.64) wurden im Zeitraum zwischen 2019 und 2023 anhand von unterschiedlichen Beprobungsmethoden auf das Vorkommen von Laichwanderungen anadromer Hechte untersucht.

Eine standardisierte, transektbasierte Elektrofischerei fand zwischen dem 01.03.2021 und dem 15.04.2021 in den Gewässern Körkwitzer Bach, Neendorfer Hechtgraben, Sehrowbach, Duwenbeek und Beek statt (Abbildung 3.65). Dafür wurden die Gewässer in einem wöchentlichen Rhythmus befischt. Eine Analyse der Einheitsfänge innerhalb des Beprobungszeitraumes, der sich mit der Laichzeit der Hechte überschneidet, sollte so Aufschluss über das Auftreten einer Einwanderung von Hechten aus den Bodden geben. Zudem wurde die Ziese innerhalb des oben genannten Zeitraumes zu drei Zeitpunkten beprobt. Im Graben im großen Holz wurde

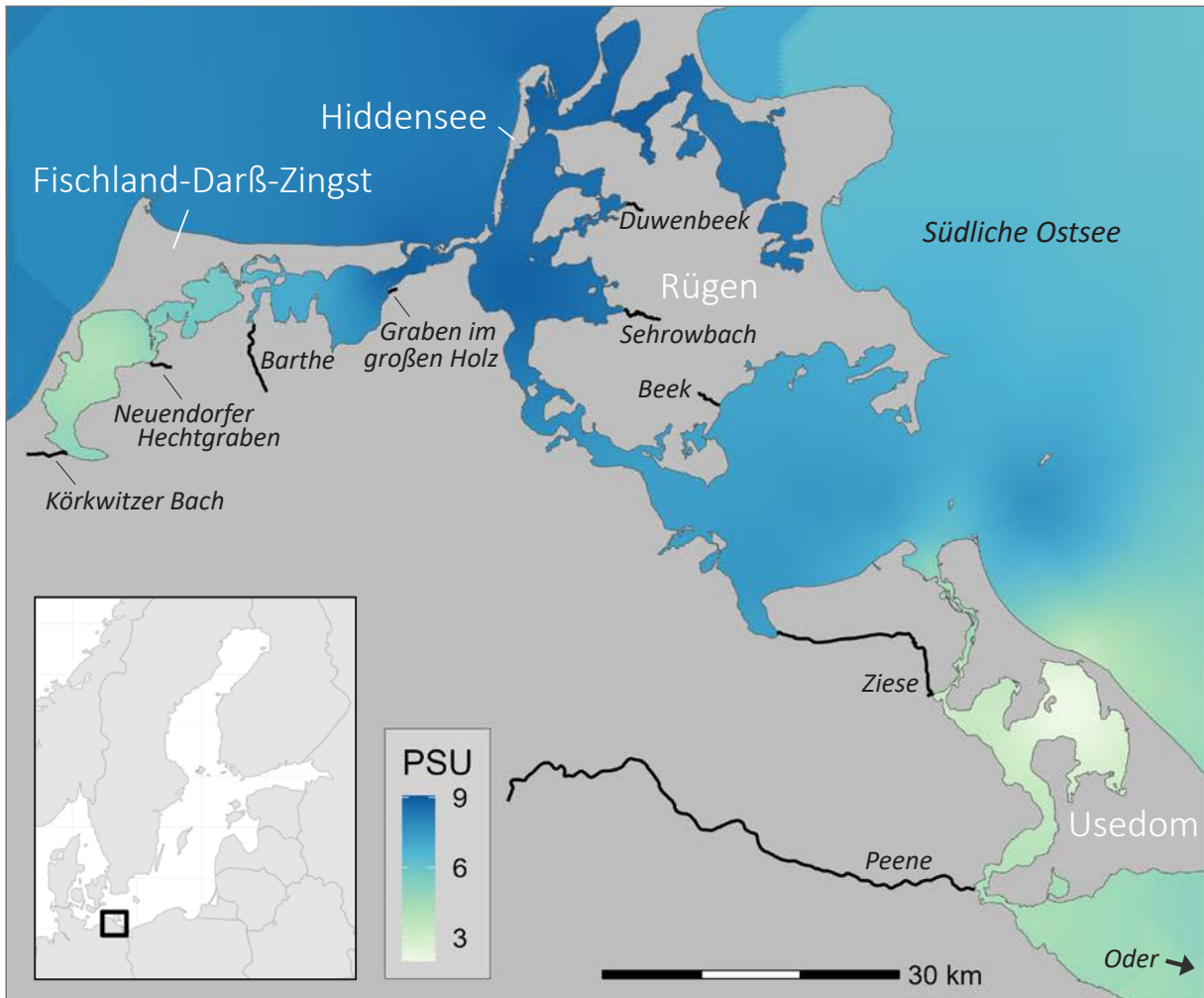


Abbildung 3.64: Übersicht der Fließgewässer (Schwarz), die mittels unterschiedlicher Methoden (Elektrofischen, Telemetrie, Reuse) auf das Vorkommen von *Anadromie* hin beprobt wurden. Der Farbgradient kennzeichnet die durchschnittliche Salinität der Ostsee-Randgewässer in den Monaten März und April der Jahre 2017–2022.

in den Monaten März und April der Jahre 2022 und 2023 eine Bügelreuse installiert, um das Einwandern anadromer Hechte während der Laichzeit zu quantifizieren (Abbildung 3.65).

Zusätzlich gaben Daten aus der Telemetrie (Kapitel 3.4) in den Gewässern Barthe, Duwenbeek, Sehrowbach und Peene Aufschluss über das Vorkommen von anadromen Wanderungen. Sowohl in Süßwasserzuflüssen wie Sehrowbach und Barthe als auch in Brackwassergebieten wurden die Bewegungsmuster einzelner Individuen analysiert und ein saisonales Einwandern in die Süßwasserzuflüsse

oder aber die Anhäufung von Detektionen zur Laichzeit in Randbereichen der Bodden untersucht. Um mögliche Laichgebiete einzugrenzen, wurden Empfängerstationen identifiziert, die eine signifikant erhöhte Zahl an Detektionen besonderer Hechte während der Laichzeit (März–Mai) gegenüber dem Rest des Jahres aufwiesen. Die statistische Signifikanz wurde mittels Wilcoxon-Rangsummentest untersucht. Außerdem wurde der erweiterte Bewegungsraum von jedem besonderen Individuum während der Laichzeit (März–Mai) bestimmt. Durch die Überlagerung der Bewegungsräume aller besonderen Hech-



Abbildung 3.65: Beprobungsarbeiten zum Feststellen von Anadromie. A) Elektrofischung am Sehrowbach und B) Bügelreuse am Graben im großen Holz.

© PHILLIP ROSER

te ergaben sich „Hotspots“ der Hechtaufenthalte während der Laichzeit. Der Fokus lag dabei auf der vermehrten Nutzung von Buchten, die häufig bereits Laichschongebiete sind (methodische Details in Lukyanova 2022, Roser et al. 2023).

### Ergebnisse und Diskussion

#### Potenzielle und tatsächliche Laichplätze

Anhand von Interviews und aufgrund persönlicher Beobachtungen des Forschungsteams wurden mutmaßliche und tatsächliche Süßwasser-Laichhabitate (N = 50) in allen Boddengebieten identifiziert, die Hechte zur Reproduktion nutzen bzw. nutzten (Abbildung 3.66, Tabelle 3.13). Hierzu gehörten sowohl größere Zuflüsse wie Barthe oder Peene als auch Kleinstgewässer (z. B. Entwässerungsgräben) (Abbildung 3.67). Neben reinen Süßwassergebieten erwähnten die Interviewteilnehmenden außerdem ehemalige Feuchtgebiete und überschwemmte Wiesen als Laichhabitate von Hechten (Günzer See, Prohner See). Junghechte der Altersklasse 0 wurden im Sehrowbach, im Neuendorfer Hechtgraben, im Klostergraben und in kleineren Gräben nachgewiesen (Abbildung 3.68). Junghechte wurden aber auch in Windwatten in den Bodden sowie bei Strandwadenbefischungen gesammelt. Darüber hinaus nannten die interviewten Personen zahlreiche potenzielle oder durch eigene Beobachtung belegte Laichgebiete im Brackwasser (z. B. in der südlichen Grabow). Hierbei

handelte es sich überwiegend um flache, ufernahe und häufig buchtenartige Bereiche, die teilweise bereits als Laichschongebiete ausgewiesen sind (z. B. Neuendorfer Wiek, Tetzitzer See, Zicker See, Gebiet östlich von Ummanz, südliche Grabow, Kapitel 2). In Felderhebungen wurden ferner befruchtete Eier im Kubitzer Bodden sowie in Nordrügen festgestellt, die sich im Labor zu schwimm- und fressfähigen Hechtlarven entwickelten (Möller 2020, Roser et al. 2023). Junghechte der Altersgruppe 0 wurden auch in Aalkörben und teilweise beim Angeln als Hechte der Längensklasse 30–40 cm in den Bodden nachgewiesen. Offenbar gibt es im Untersuchungsgebiet eine Vielzahl an Laichgebieten unterschiedlichster Art, sodass die Vermehrung nicht nur an einigen wenigen Hotspots stattfindet. Nicht für alle Laichplätze ist das tatsächliche Laichen und erfolgreiche Aufkommen der Hechtlarven wissenschaftlich belegt. Gerade der Nachweis von Eiern und Larven ist bei Hechten im Brackwasser mangels etablierter Fangmethoden sehr schwierig (Kapitel 8). Wahrscheinlich halten sich Hechtlarven zunächst im Spülsaum und in Makrophyten auf, bevor sie nach und nach die Bodden in größeren Wassertiefen besiedeln.

Viele der für die anadromen Hechte wichtigen Süßwasserlaichgebiete sind heute aufgrund von Sperrbauwerken oder Klappen (Kapitel 1.4) nicht mehr für Hechte zugänglich, sodass sich das für anadrome Hechte verfügbare Laichhabitat durch die Komplexmelioration vermutlich drastisch verringert hat (Ab-

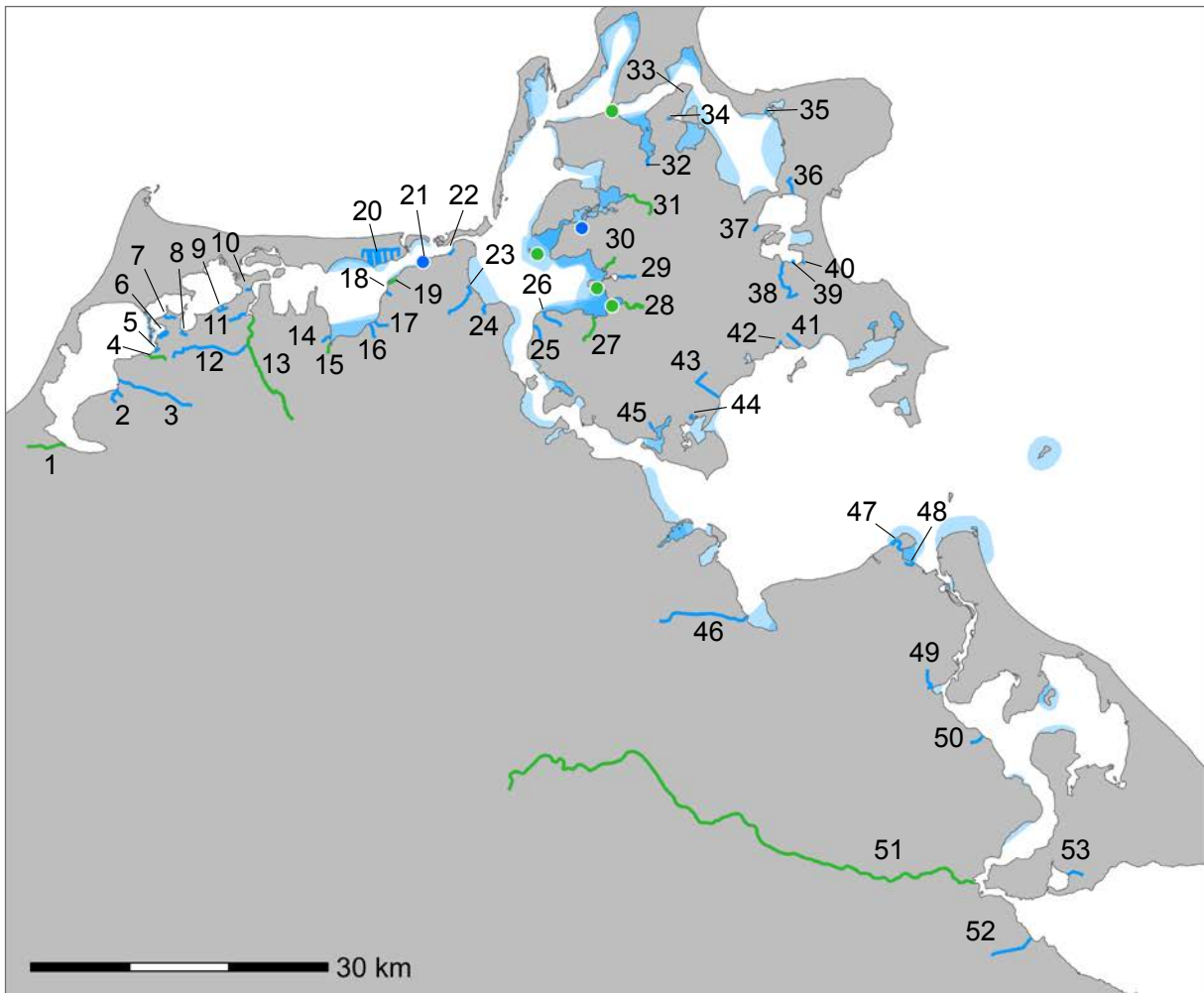


Abbildung 3.66: Anhand von Interviewreihen und Beprobungen identifizierte (grün) und vermutete (blau) Laichgebiete in Süßwasserzuflüssen und im Brackwasser. Bei Feldarbeiten beobachtete Laichaktivitäten in den Bodden sind als blaue Punkte dargestellt, in den Bodden nachgewiesene Eier- oder Larvenstadien als grüne Punkte.

bildung 3.69). Mindestens 60 % der früheren Laichgebiete sind heute nicht mehr erreichbar (Abbildung 3.69, Roser et al. 2023, Kapitel 1), mit den höchsten Anteilen in den Darß-Zingster Bodden, gefolgt von Kubitzer/Schaproder Bodden und Oderhaff. Viele der verbleibenden 40 % vermeintlich offener Gräben und Zuflüsse dürften aufgrund von nicht katalogisierten Klappen ebenfalls nicht belaidbar sein. Die frühere Gewässerverbauung könnte so zum lokalen Aussterben von anadromen Teilpopulationen geführt haben. Interviewte Personen berichteten einvernehmlich, dass der im Zusammenhang mit der Komplexmelioration (Kapitel 1.4) stehende Verbau von Fließge-

wässern negative Auswirkungen auf das verfügbare Laichhabitat anadromer Hechte hatte und die Zahl der Gewässer, die ehemals zum Laichen von Boddenhechten aufgesucht wurden, ab dem Einsetzen der wasserbaulichen Veränderungen in den 1970er-Jahren spürbar abnahm (Details in Roser 2021, Roser et al. 2023). Augenzeug:innen und Fotodokumentationen (Abbildung 3.70) berichten, wie zur Laichzeit Hechte vor technischen Einrichtungen an Zuflüssen und einmündenden Gräben mit Süßwasserfahnen akkumulieren, in dem Versuch, die Süßwasserlaichgebiete zu erreichen. Für einige endet der Sprungversuch tödlich (Abbildung 3.70).

## Hechtökologie in den Bodden

Tabelle 3.13: Detailinformationen zu den Gewässern in Abbildung 3.66. Die Spalte „ID“ identifiziert die Gewässer korrespondierend mit den Nummern in Abbildung 3.66. Die Untersuchungsmethode gibt Aufschluss über die Quelle (I = Interviews, E1 = standardisierte Elektrofischung, E2 = nichtstandardisierte Elektrofischung, F = Fang-Markierung-Wiederfang, T = Telemetrie, R = Reuse, B = Beobachtung).

ID	Name	Untersuchungsmethode	Bestätigte Laichgebiete
1	Körkwitzer Bach	I, E1, M	bestätigt
2	Graben_x3	I	nicht bestätigt
3	Saaler Bach	I	nicht bestätigt
4	Neuendorfer Hechtgraben	I, E1, M	bestätigt
5	Schulweggraben	I	nicht bestätigt
6	Lorsch	I	nicht bestätigt
7	Graben_x4	I	nicht bestätigt
8	Graben_x2	I	nicht bestätigt
9	Hechtgraben	I	nicht bestätigt
10	Grote Ry	I	nicht bestätigt
11	Studengraben	I	nicht bestätigt
12	Plaubeck	I	nicht bestätigt
13	Barthe	I, T, M	bestätigt
14	Flemendorfer Beek	I	nicht bestätigt
15	Uhlenbäk	B	bestätigt
16	Graben bei Neu-Bartelshagen	I	nicht bestätigt
17	Günzer See	I	nicht bestätigt
18	Graben_x1	I	nicht bestätigt
19	Graben im großen Holz	I, R, M	bestätigt
20	Gräben in den Sundischen Wiesen	I	nicht bestätigt
21	Zahnziehen	I	nicht bestätigt
22	Wendisch Langendorf	I	nicht bestätigt
23	Graben 13	I	nicht bestätigt
24	Badendycksgaben	I	nicht bestätigt
25	L119	I	nicht bestätigt
26	Graben L1	I	nicht bestätigt
27	Klostergraben	I, E2	bestätigt (Larvenstadien)
28	Sehrowbach	I, E1, M	bestätigt
29	Z7	I	nicht bestätigt
30	L8	I, E2	bestätigt (Larvenstadien)
31	Duwenbeek	I, E1, M	bestätigt
32	Venzer Graben	I	nicht bestätigt
33	Graben_x8	I	nicht bestätigt
34	Graben_x7	I	nicht bestätigt
35	Graben zum Mittelsee	I	nicht bestätigt
36	Seiser Bach	I	nicht bestätigt
37	Der Ossen	I	nicht bestätigt

Tabelle 3.13: Fortgesetzt

ID	Name	Untersuchungsmethode	Bestätigte Laichgebiete
38	Karower Bach	I	nicht bestätigt
39	Pumpwerk Streu	I	nicht bestätigt
40	Graben_x6	I	nicht bestätigt
41	Freetzer Graben	I	nicht bestätigt
42	3280	I	nicht bestätigt
43	Beek	I, T, E1	bestätigt
44	1701	I	nicht bestätigt
45	Mellnitz	I	nicht bestätigt
46	Ryck	I	nicht bestätigt
47	Freesendorfer See	I	nicht bestätigt
48	Graben_x5	I	nicht bestätigt
49	Ziese	I, E2	vermutet
50	Brebowbach	I	nicht bestätigt
51	Peene	T	nicht bestätigt
52	Mühlgraben	I	nicht bestätigt
53	Hechtgraben	I	nicht bestätigt

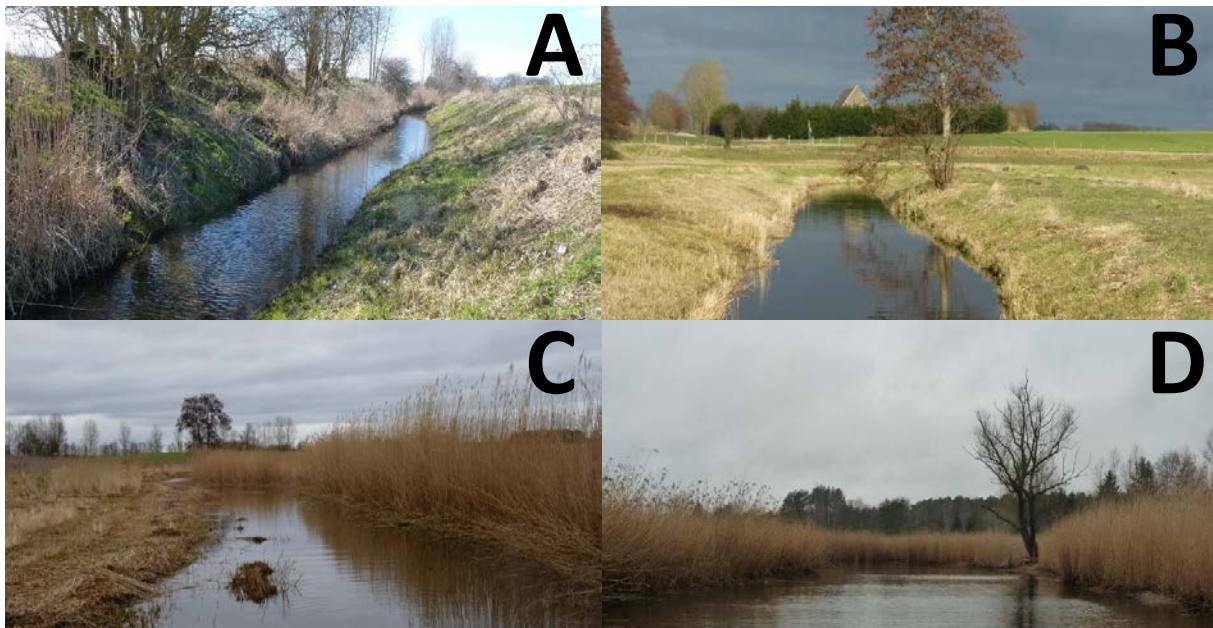


Abbildung 3.67: Untersuchungsgewässer unterschiedlicher Dimensionen, in denen anadrome Hechtpopulationen nachgewiesen werden konnten: A) Neuendorfer Hechtgraben, B) Duwenbeek, C) Sehrowbach und D) Körkwitzer Bach. Deutlich zu sehen ist die Begradigung dieser Flüsse bzw. die lineare Anlegung bei Grabensystemen.

© PHILLIP ROSER



Abbildung 3.68: Mündungsbereiche des A) Sehrowbachs und des B) Neuendorfer Hechtgrabens in die Bodden, zwei Süßwasserzuflüsse, in denen anadrome Hechtpopulationen nachgewiesen wurden.

KARTENDATEN: © GOOGLEEARTH

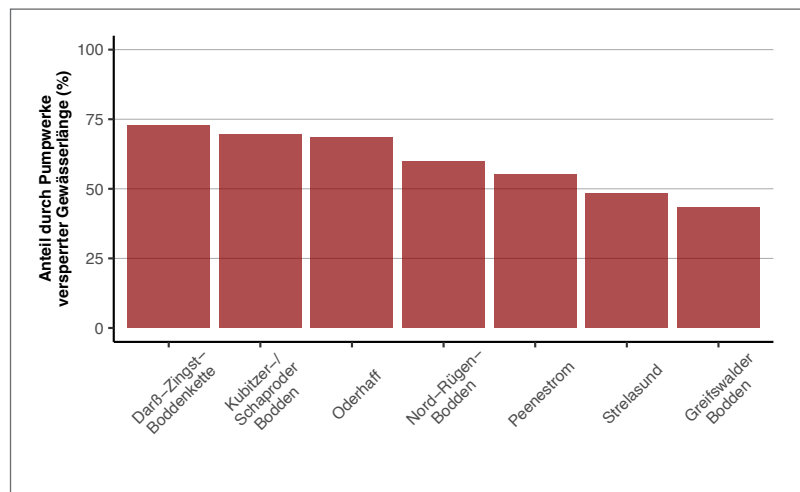


Abbildung 3.69: Berechnete Anteile der Fließgewässerlänge in Küstennähe, die durch das Vorhandensein von Pumpwerken nicht für Hechte zugänglich sind (Roser et al. 2023).

### Dokumentierte Laichgebiete in Zuflüssen

Die Ergebnisse der Elektrofischung in verschiedenen Zuflüssen wiesen auf einen signifikanten Anstieg des mittleren Einheitsfanges (gefangene Hechte > 30 cm pro 100 m gefischter Strecke) Ende März hin (Abbildung 3.71). Dies ist als ein Einwandern von adulten Hechten während einer Laichmigration zu interpretieren und indiziert die Nutzung der Untersuchungsgewässer als Laichhabitate durch anadrome „Wanderhechte“.

Anadromie wurde in den Gewässern Duwenbeek, Neuendorfer Hechtgraben, Körkwitzer Bach und Sehrowbach durch die Ergebnisse der Elektrofischung nachgewiesen (Abbildung 3.67). Die einzige Ausnahme stellt die Beek dar, in der es anhand der Daten zur Elektrofischung keine deutlichen Anzeichen für eine größere anadrome Population gibt. Hier konnte das Forschungsteam aber im Frühjahr 2020 zwei reife Hechte fangen und mit akustischen Transmittern besendern, welche nachweislich mit





Abbildung 3.70: A) Hechte auf der Laichwanderung in einen Süßwasserzufluss, an dessen Mündung eine für Wasserhaltungsmaßnahmen installierte Klappe den Durchgang versperrt. B) Teilweise springen die Hechte dabei aus dem Wasser. C) Einigen wird dieser Sprung zum Verhängnis: Verendete Hechte am Auslauf einer Klappe.

© BERND MIELKE

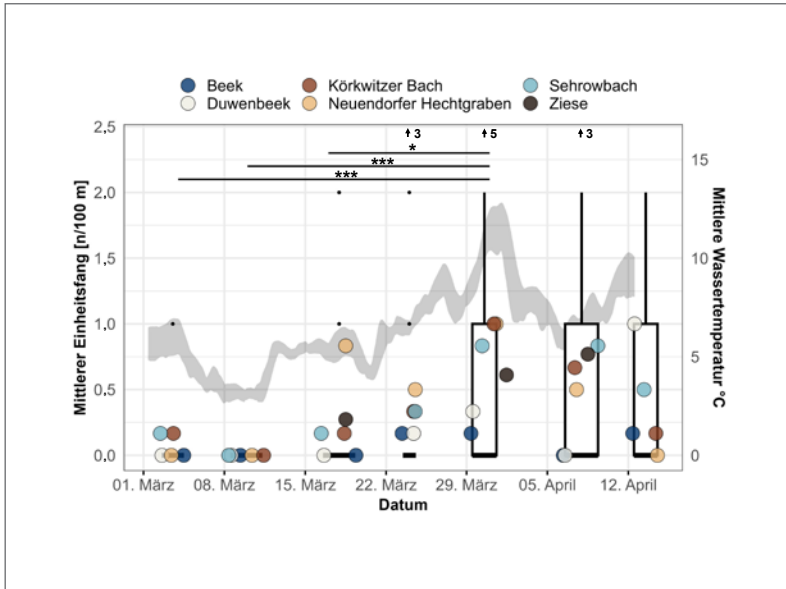


Abbildung 3.71: Ergebnisse der Elektrofischung im Frühjahr 2021, gruppiert nach Probenwoche. Farbige Punkte stellen den mittleren Einheitsfang (Hechte > 30 cm pro 100 m gefischter Strecke) pro Gewässer und Woche dar, Boxplots zeigen den Einheitsfang aller Transektbefischungen einer Woche. Ausreißer sind am oberen Rand durch Zahlen/Pfeile angedeutet. Signifikante Unterschiede (Tukey-HSD-post-hoc-Test) zwischen den Fängen unterschiedlicher Probenwochen sind mit Sternchen markiert (\* < 0.05 und \*\*\* < 0.0001).

Ende der Laichzeit den Bach verließen. Weitere Belege für Anadromie fanden sich in anderen Beprobungen in den Flüssen Barthe, Recknitz, Graben im großen Holz und Ziese.

Im Rahmen der Reusenbefischung im Graben großes Holz (Grabow) (Abbildung 3.72) wurden 2022 insgesamt neun Individuen gefangen, wobei die relativ geringe Anzahl wohl auch auf niedrige Wasserstände während des Befischungszeitraumes zurückzuführen sein kann. Das Niedrigwasser ver-

hinderte teilweise ein Einwandern. Von den neun 2022 gefangenen Individuen wurden 2023 sechs bei einer erneuten Reusenkontrolle über einige Probenwochen wiedergefangen. Zusätzlich wurden vorher in den Bodden markierte Hechte als Aufsteiger im Graben nachgewiesen. Die meisten dieser Boddenhechte wurden nur wenige Hundert Meter vom Graben außerhalb der Laichzeit markiert, was für eine kleine, lokale anadrome Population spricht (Kapitel 3.7, 3.8).



Abbildung 3.72: A) und B) Reusenfang eines kapitalen Hechtweibchens im März 2023 (© Lukas Georgi). Der Fisch war bereits zwei Jahre zuvor während einer Angelbeprobung nur 300 m vor der Grabenmündung markiert worden. C) und D) Am darauffolgenden Tag wurde das Tier beim Liebesspiel mit einem kleineren, wenige Tage zuvor markierten Männchen im Graben angetroffen und ließ sich durch Heranpirschen mit einer Unterwasserkamera nicht beirren.

© JÖRG SCHÜTT.

Durch die Analyse der Wanderbewegungen einzelner Individuen anhand der Telemetrie-Detektionen zwischen Süß- und Brackwasser konnte das Auftreten mutmaßlich anadromer Fische in allen untersuchten Zuflüssen festgestellt werden (Tabelle 3.13). Darunter fallen die Gewässer Barthe, Sehrowbach und Peene.

#### Telemetrie-basierte Eingrenzung möglicher Laichgebiete

Die Aufenthaltsorte von Hechten während der Laichzeit dürften auf relevante Laichgebiete hinweisen. Abbildung 3.73 stellt die überwiegenden Aufenthaltsorte zur Laichzeit 2020 bis 2022 dar. Die gelblicheren Töne zeigen Gebiete an, wo zur Laichzeit besonders viele Hechte detektiert wurden. Einschränkend ist zu sagen, dass das Receivernetz nicht flächendeckend

war, d. h. es liegen möglicherweise auch Laichplätze in nicht eingefärbten Bereichen, die durch unsere Methoden aber nicht detektiert werden konnten. Und auch in den bläulichen, etwas weniger intensiv genutzten Bereichen befinden sich eventuell Laichplätze. Auch müsste zum Beleg eines Laichplatzes streng genommen eine erfolgreiche Eiablage detektiert werden. Wir leiten das Potenzial für einen Laichplatz jedoch nur vom Aufenthaltsbereich während der Laichzeit ab, was eine relevante Einschränkung ist. Im Jahr 2020 fanden sich zur Laichzeit besonders viele Hechte in der Grabow (Kernzone 1 des Nationalparks), in den Gewässern zwischen Ummanz und Rügen, im Zicker See, im Mündungsbereich der Peene und in Randbereichen des Peenestroms. 2021 kamen größere Bereiche des östlichen Kubitzer Boddens, die Mündungsbereiche des Landowbachs und

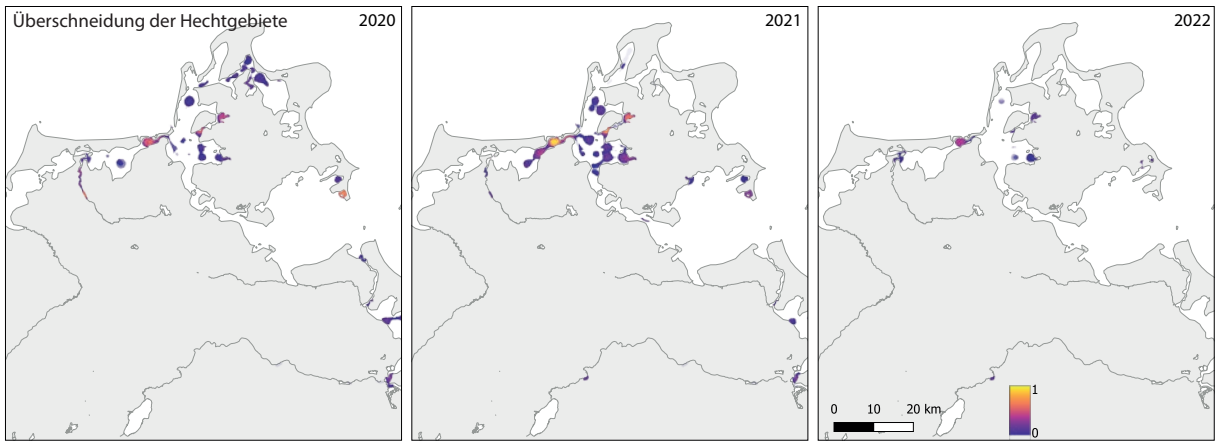


Abbildung 3.73: Identifikation potenzieller Hecht-Laichgebiete mittels Telemetrie in den Untersuchungsjahren 2020 bis 2022. Die Abbildungen zeigen die Intensität der Überlappung der erweiterten Bewegungsräume unterschiedlicher Individuen während der Laichzeit von März bis Mai im jeweiligen Untersuchungsjahr. Auch in weißen Gebieten mit geringer Receiverabdeckung können wichtige Laichgebiete liegen.

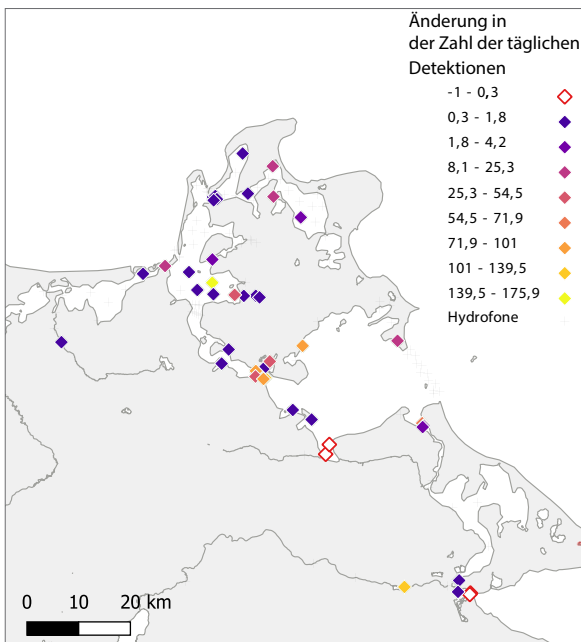


Abbildung 3.74: Identifikation potenzieller aktueller Laichgebiete mittels Telemetrie. Dargestellt sind die Standorte der stationären Empfängerstationen, die Farbe kennzeichnet die Änderung der täglichen Detektionen während der Laichzeit (März bis Mai) gegenüber dem Rest des Jahres. Dargestellt sind nur Standorte, an denen eine signifikante Änderung (nach oben oder unten) in der Zahl der täglichen Detektionen (Median) an einem Receiver (Hydrofon) festgestellt wurde (Wilcoxon Rangsummentext,  $p < 0,05$ ).

des Sehrowbachs sowie Teile der Kernzone 1 in der Grabow hinzu. 2022 war die Anzahl der Hechte bereits deutlich reduziert, sodass keine weiteren Laichplätze auffindig gemacht wurden. Auch auf Grundlage der Telemetriedaten verdichtete sich das Bild, dass die Laichaktivität in den Bodden selbst flächendeckend ausgeprägt und nicht auf einzelne Bereiche beschränkt ist.

Abbildung 3.74 basiert auf denselben Telemetriedaten, stellt allerdings die Veränderung der täglichen Anzahl der Detektionen (Median) einzelner Empfänger während der Laichzeit dar. Als Verhaltenshotspots während der Laichzeit sind vor allem der zentrale und östliche Kubitzer Bodden bis in die Randbereiche mit den Süßwasserzuflüssen (Sehrowbach, Landowbach), der südliche Strelasund und der Grenzbereich zwischen Peenestrom und Greifswalder Bodden hervorzuheben (gelbe und orange Markierungen). Auch viele buchtartige Erweiterungen zeigen erhöhte Detektionsraten (z. B. Zicker See, Deviner See, Mellnitz-Üselitzer Wiek). Einige dieser Bereiche mit saisonal ansteigenden Detektionen dienen als Wanderkorridore und sind wahrscheinlich keine Laichplätze (z. B. Übergang Strelasund zum Greifswalder Bodden, Nordrügen). Gebiete, die ganzjährig intensiv genutzt werden und auch relevante Laichgebiete darstellen, wie die Gewässer zwischen Umanz und Rügen, sind in Abbildung 3.74 nicht

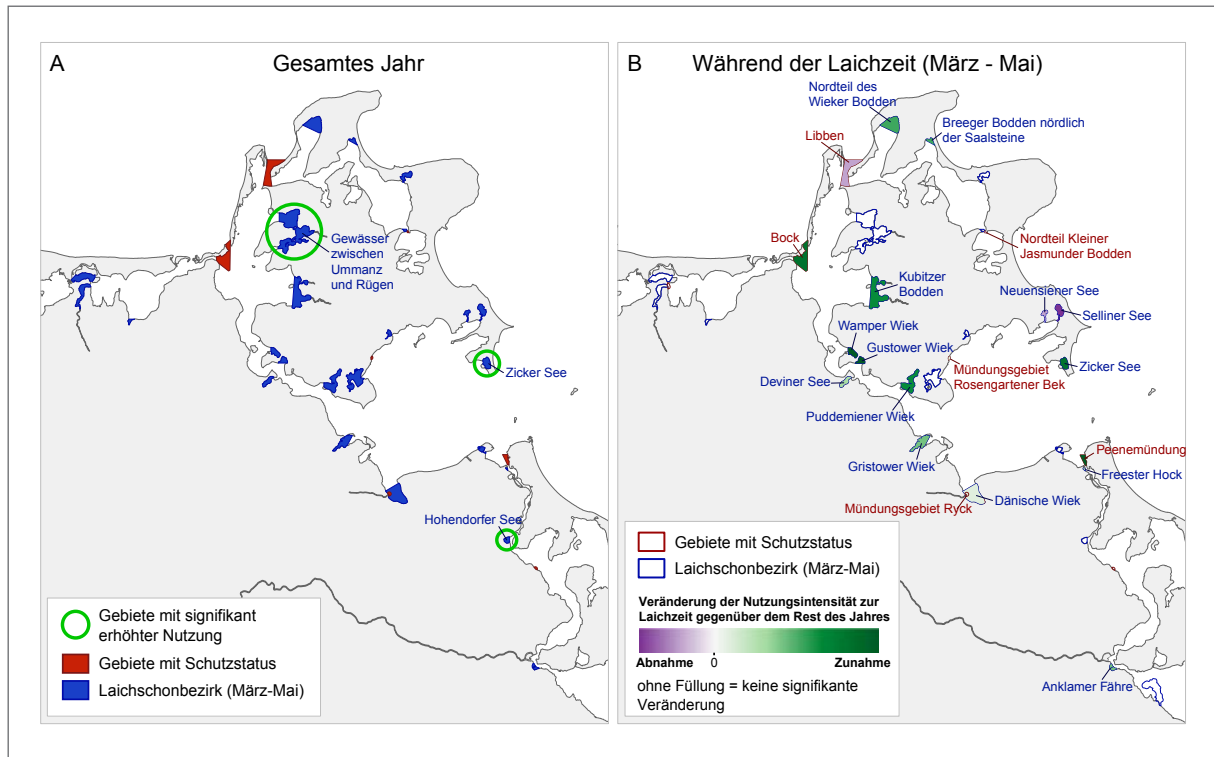


Abbildung 3.75: Analyse von fischereilichen Schonbezirken im Hinblick auf ihre Nutzung durch Hechte. A) Gebiete, deren Nutzungsintensität durch Hechte statistisch über der erwarteten Nutzung liegt (grün umkreist). B) Die Nutzungsintensität der Schongebiete während der Laichzeit im Vergleich zur Nutzung während des restlichen Jahres. Gebiete mit signifikanten Anstiegen sind grün ausgefüllt.

hervorgehoben. Es wurde auch festgestellt, dass einige Empfänger während der Laichzeit geringe Detektionsraten verzeichneten, was eher auf ungeeignete Bedingungen während der Laichzeit hinweist. Hier sind Lokationen nahe Greifswald und Anklam zu nennen. Andere Detektionsraten änderten sich nicht, was auch nicht als Hinweis auf gerichtete Wanderungen zu verstehen ist (z. B. Selliner See).

### Nutzung des Laichschongebietsnetzes

Über ein vergleichbares Verfahren wurde auch die veränderte Nutzung der bereits existierenden Laichschongebiete während der Hechtlaichzeit untersucht (Abbildung 3.75). Es zeigte sich, dass einige Gebiete ganzjährig hohe Hechtmengen aufwiesen (z. B. Zicker See, Gewässer zwischen Ummanz und Rügen) und hier mittels Telemetrie kein zusätzlicher Anstieg der Hechtdetektion während der Laichzeit nachweisbar war. Das ist aber nicht so zu interpretieren, dass

diese Gebiete für die Verlaichung irrelevant sind, ganz im Gegenteil. Zusätzlich wurden flächendeckend in nahezu allen Buchten und Randbereichen, viele davon Laichschongebiete, signifikant erhöhte Detektionen von Hechten nachgewiesen (u. a. in den Laichschonbezirken östlicher Kubitzer Bodden, Gustower-, Wamper- und Puddemiener Wiek, Zicker See, Abbildung 3.75). Dieser Effekt war aber nicht überall nachweisbar, z. B. reduzierte sich die Nutzung im Gebietspaar Neuensiener See und Selliner See zur Laichzeit. Einschränkend ist zu sagen, dass das Receivernetz nicht für alle Laichschongebiete optimiert ist, sodass ein fehlender Anstieg an Detektionen nicht so interpretiert werden sollte, dass die Gebiete irrelevant sind.

Die Telemetriemethode liefert insgesamt nur Indizien für relevante Laichgebiete. Es gibt eine Reihe von einschränkenden methodischen Aspekten zu beachten. Bei der Home-Range-Überlappung können zur gleichen Zeit wandernde Hechte hohe Überlap-

pungswerte andeuten (z. B. an Übergängen zwischen den Bodden), die aber nicht zwangsläufig Laichplätze sind. Und bei den Detektionsanstiegsanalysen an einzelnen Gewässern führen Empfänger, die außerhalb der Laichzeit nur wenige Detektionen aufweisen, in der Laichzeit aber einige Hechte detektieren, rasch zu signifikanten Werten, die nicht zwangsläufig ein hochrelevantes Laichgebiet anzeigen. Auf der anderen Seite können an Lokationen, die das gesamte Jahr über intensiv genutzt werden, während der Laichzeit keine Veränderungen festgestellt werden, und diese Gebiete sind dennoch sehr wichtig (z. B. Gewässer zwischen Ummanz und Rügen). Trotz dieser Einschränkungen kann mit hoher Wahrscheinlichkeit festgestellt werden, dass a) geschützte Buchten und Mündungsbereiche in den Bodden wichtige Laichgebiete darstellen und b) die Verlaichung flächendeckend erfolgt, es also nicht nur einzelne Hotspots gibt. Um einen besseren Einblick in die Laichgebiete der Hechte zu erhalten, sollten in Zukunft andere Technologien eingesetzt werden, wie z. B. Transmitter, die in das Ovidukt eingeführt und beim Laichen wieder abgegeben werden. Dann könnte man direkt messen, wo die Eiablage erfolgt ist.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

In diesem Kapitel wurde eine Übersicht über Laichgebiete von Hechten in den Boddengewässern um Rügen gegeben, die anhand unterschiedlicher Methoden ermittelt wurden. Unter den dargestellten Laichgebieten befinden sich sowohl Gebiete im Brackwasser (hier wurden von Interviewteilnehmer:innen vorwiegend flache und geschützte Bereiche genannt) als auch angrenzende Seitengewässer mit Süßwasser, von Flüssen bis hin zu Entwässerungsgräben. Auch überflutete Wiesen und Feuchtgebiete kamen in Interviews durch Zeitzeugen als Laichgebiete zur Sprache, die jedoch aufgrund der Eindeichung und des Wassermanagements aktuell zur Belaichung nicht mehr verfügbar sind. Alles deutet darauf hin, dass die Laichgewässer der Hechte über die gesamten Bodden und Zuflüsse verbreitet sind und sowohl Brackwasser als auch Zuflüsse und ausgesüßte Mündungen in die

Bodden eine Rolle spielen. Diese Vielfalt spiegelt sich auch im Vorhandensein unterschiedlicher Hechtökotypen wider, die unterschiedliche Anforderungen an ihre Laichhabitate stellen (Kapitel 8.7). Es ist davon auszugehen, dass sich das verfügbare Laichhabitat besonders für anadrome Hechte seit den 1970er-Jahren durch anthropogene Veränderungen stark verringert hat. Die Darstellung der Laichgebiete ist mit großer Wahrscheinlichkeit lückenhaft; die Schwächen in der Interpretation der vorgestellten Methoden müssen berücksichtigt werden.

Die mit den unterschiedlichen Laichplätzen (z. B. Süßwasser und Bodden) im Zusammenhang stehende genetische Vielfalt ist in Bezug auf das Bestandsmanagement zu berücksichtigen und zu erhalten bzw. zu fördern, da dieser Vielfalt eine wichtige Rolle im Hinblick auf die Stabilität des Gesamtbestands zukommt (Schindler et al. 2010). Somit hat neben der Erhaltung aktueller Laichgebiete vor allem die Renaturierung historischer Laichgebiete eine große Bedeutung. Der weitläufige Verbau von Zuflüssen, der die Durchgängigkeit für anadrome Hechte in vielen Gewässern verhindert, sollte durch entsprechende Maßnahmen umgekehrt werden, um eine Wiederbesiedlung zu ermöglichen. Die Ergebnisse der Telemetry im Brackwasser zeigen, dass sich Hechte zur Laichzeit in gewissen Gebieten, oft Buchten und geschützten Bereichen, aggregieren. Um einer lokalen Überfischung solcher Bestände entgegenzuwirken, können aufwandsbegrenzende Regelungen für passive Fanggeräte und die Gewährleistung der Durchlässigkeit von Hechten bei ihrer Laichmigration empfohlen werden.

## 3.6 Anadromie und Homing von Boddenhechten

Félicie Dhellemmes, Olga Lukyanova,  
Phillip Roser & Robert Arlinghaus

### Kontext

Fische, die den überwiegenden Teil ihres adulten Lebens in mariner Umwelt verbringen, zum Lai-

chen jedoch das Süßwasser aufsuchen, werden als anadrom bezeichnet. Anadrome Fische können im Brackwasser nicht erfolgreich laichen, weil ihnen die physiologische Anpassung an den unterschiedlichen osmotischen Druck fehlt (Sunde et al. 2018a). Genauso kann ein an das Brackwasser angepasster Boddenhecht nicht im Süßwasser erfolgreich aufkommen und umgekehrt (Kapitel 1.3). Die Evolution unterschiedlicher Migrationstypen und die damit verbundene genetische Populationsdifferenzierung kann nur durch reproduktive Isolation unterschiedlicher Teilpopulationen entstehen. Das erfordert also entweder eine räumliche bzw. zeitliche Entkopplung der Teilpopulationen während der Laichzeit oder aber die bevorzugte Verlaichung mit Partnern der eignen Population im Rahmen der sexuellen Selektion. Durch fortlaufende Reproduktion in Isolation bilden sich Anpassungen an das Laichgewässer heraus, die sich sogar zwischen anadromen Populationen benachbarter Zuflüsse deutlich unterscheiden können (Tibblin et al. 2015, 2016, Sunde et al. 2022). Um den Nachweis zu führen, dass anadrome bzw. Brackwasserhechte reproduktiv isoliert sind und eine Bevorzugung für das jeweils populations-typische Laichhabitat haben, bieten sich sogenannte wechselseitige (reziproke) Umsetz- bzw. Translokationsversuche an. Setzt man z. B. anadrome Hechte, die während des Aufstiegs in einen Fluss gefangen werden, in das Brackwasser und schwimmen die Tiere umgehend und freiwillig wieder in das Süßwasserhabitat zurück, kann man davon ausgehen, dass es sich wirklich um anadrome Fische handelt, die auf das Laichen im Süßwasser angewiesen sind und das Ziel verfolgen, genau dort ihre Eier abzugeben. Diese Evidenz wird verstärkt, wenn umgesetzte Brackwasserhechte, die ins Süßwasser gesetzt werden und die vor der Laichzeit zurück ins Brackwasser schwimmen, genau das entgegengesetzte Verhalten zeigen. Die Fähigkeit, nach einer Translokation in das ursprüngliche Habitat zurückzuschwimmen, zeigt auch präzise Navigationsfähigkeiten im Raum an, was für die Einschätzung z. B. der Wirkungsweise von räumlichen Schutzgebieten

relevant ist. Frühere Studien aus Schweden haben gezeigt, dass anadrome Hechte der Ostsee-Randgewässer ihre eigenen Geburtsgewässer Jahr für Jahr als Laichgründe wieder aufsuchen und dabei sehr zuverlässig die gleichen Zuflüsse anschwimmen (Engstedt 2011, Tibblin et al. 2015, 2016). Dadurch bilden sich in zum Teil geografisch nah beieinander liegenden Zuflüssen populationspezifische Eigenschaften heraus, die eine Anpassung an die Besonderheiten eines jeden Gewässers ermöglichen und die reproduktive Isolation verstärken können (Tibblin 2015, Tibblin et al. 2015, 2016, Nordahl et al. 2019). Bisher fehlte es aber an Belegen, dass umgesetzte (translokierte) Hechte wieder in ihre Ursprungsgewässer zurückschwimmen, es also eine aktive Wahl für bestimmte Gewässerbedingungen in Bezug auf die Salinität gibt. Es kann auch sein, dass die Präferenz für einen Zufluss rein erfahrungsbasiert ist, es also keine prinzipiell genetische Prägung für das Anschwimmen eines bestimmten Zuflusses gibt. Ziel vorliegender Teilstudie war es, auf der Grundlage von Telemetriedaten, Analysen von Fang-Markierung-Wiederfang-Daten, Netzwerkanalysen und eines Translokationsversuchs herauszuarbeiten, ob es unter den Boddenhechten bevorzugte Laichgewässer gibt, die dafür sprechen, dass sich die Boddenhechte in Brackwasser- und anadrome Wanderhechte unterteilen lassen. In weiteren Kapiteln (3.8) wird diese Frage auch genetisch angegangen, zunächst soll die Evidenz auf der Grundlage von phänotypischen Verhaltensdaten präsentiert werden.

### Methoden

#### **Fang-Markierung-Wiederfang mit äußeren Marken**

Das Markieren von Hechten fand mit externen Floy-Tags statt, wobei sowohl Fische auf den Bodden markiert wurden (gefangen mit Angel, Reusen und Stellnetzen) als auch bei gezielten Elektrobefischungen in ausgewählten Zuflüssen zur Laichzeit während der Monate März–April in den Jahren 2020–2023. Wiederfänge von markierten Hechten konnten von Fischer:innen und Angler:innen über ein On-

lineportal gemeldet werden (Kapitel 5). Wanderbewegungen zwischen den Gewässern (Aufenthalt in Zuflüssen während der Laichzeit und in den Bodden außerhalb der Laichzeit sowie eine Rückkehr wieder in die Zuflüsse zur nächsten Laichzeit) konnten somit anhand von Wiederfängen mit äußerlich identifizierbaren Marken bestimmt werden.

### Telemetrie

Anhand von akustischer Telemetrie wurden weitere Anzeichen für Anadromie gesammelt, indem monatlich differenziert das Verhältnis der im Süßwasser während der Laichzeit entdeckten Individuen zur Anzahl der markierten Individuen für jedes Boddengebiet quantifiziert wurde. Auf diese Weise wurden 1) Wanderbewegungen von Hechten, die während der Laichzeit in den Nebenflüssen (insbesondere Barthe, Peene und Sehrowbach) gefangen und freigelassen wurden, in die Brackwasserbodden und zurück ins Süßwasser quantifiziert. Außerdem konnten 2) Bewegungen von Hechten, die außerhalb der Laichzeit in den Bodden markiert wurden, in die Zuflüsse während der Laichzeit bestimmt werden. Die Daten auf der Ebene der Fließgewässer wurden als Anadromie interpretiert, wenn mindestens ein Fisch das entsprechende Verhalten zeigte (Einschwimmen aus den Brackwasserlagunen in ein Fließgewässer während der Laichzeit).

Um die Standorttreue von akustisch markierten Hechten, die in den Nebenflüssen ausgesetzt wurden, weiter zu bewerten, wurde ein Aufenthaltsindex (Residenzindex, RI) berechnet. Für die Berechnung der Indizes wurden nur die Fische berücksichtigt, für die Daten verfügbar waren, die also auf dem Empfänger-Array detektiert wurden. Der RI wurde definiert als das Verhältnis zwischen der Anzahl der Tage, an denen ein jeweiliges Individuum im Gebiet des Zurücksetzens nachgewiesen wurde, und der Gesamtzahl der Tage, an denen es nachgewiesen wurde. Der RI reichte von 0 bis 1, wobei Werte nahe 0 eine geringe Aufenthaltsdauer und Werte nahe 1 eine hohe Aufenthaltsdauer in den Zuflüssen anzeigten (Bond et al. 2012, Espinoza et al. 2015).

### Standorttreue für bestimmte Laichgebiete in unterschiedlichen Jahren

Gemeinschaften sind in der Netzwerktheorie Gruppen von Knoten, die stärkere Verbindungen zueinander haben als zu den anderen Knoten im Netzwerk. Angewendet auf Telemetriedaten können die Gemeinschaftsdetektionsalgorithmen helfen, Verhaltensmuster zu identifizieren, wie z. B. ähnliche Kernbewegungsräume einzelner Fische oder Gruppen von Fischen zu erkennen (Finn et al. 2014). Hier wurden diese Methoden eingesetzt, um Gruppen von Fischen zu identifizieren, die während der Laichsaison dieselben Gebiete aufsuchten, und zu überprüfen, wie konsistent diese Gruppen über zwei Jahre hinweg waren (Details in Lukyanova 2022).

Zur Analyse wurden sogenannte bipartite Netzwerke erstellt, die aus zwei Arten von Knoten bestehen: Knoten, die männliche und weibliche Hechte darstellen, und weitere Knoten, die Hydrofone repräsentieren. Die Kanten spiegeln dabei jeden Besuch eines Hechtes an einem bestimmten Hydrofon wider, was ein Individuen-nach-Standort-Netzwerk schafft (Jacoby et al. 2012, Finn et al. 2014). Um zu prüfen, ob Individuen in zwei aufeinanderfolgenden Jahren dieselbe Gruppe von Hydrofonen besuchten, d. h. Standorttreue während der Laichzeit zeigten, wurde ein Datensatz verwendet, der nur Detektionen von Individuen enthielt, für die die Daten für die Laichsaisons 2020 und 2021 (März–Mai) verfügbar waren. Das Jahr 2022 wurde aufgrund der geringen Datenmenge in dieser Analyse nicht berücksichtigt.

### Umsetzversuch

Um Evidenz für eine aktive Wahl des Lachgebiets und für Navigationsfähigkeiten zu erlangen, wurde in der Laichzeit 2021 ein Umsetzversuch im Bereich Kubitzer Bodden – Grabow durchgeführt. Hechte wurden zwischen dem 10. März und dem 10. April 2021 mittels Elektrofischerei im Sehrowbach gefangen. Alle Weibchen, die noch rund (d. h. voller Eier) waren, sowie einige der noch vollen Männchen (die auf Druck noch Milch abgaben) wurden besendert und sofort umgesetzt. Wahrscheinlich (putativ) ana-

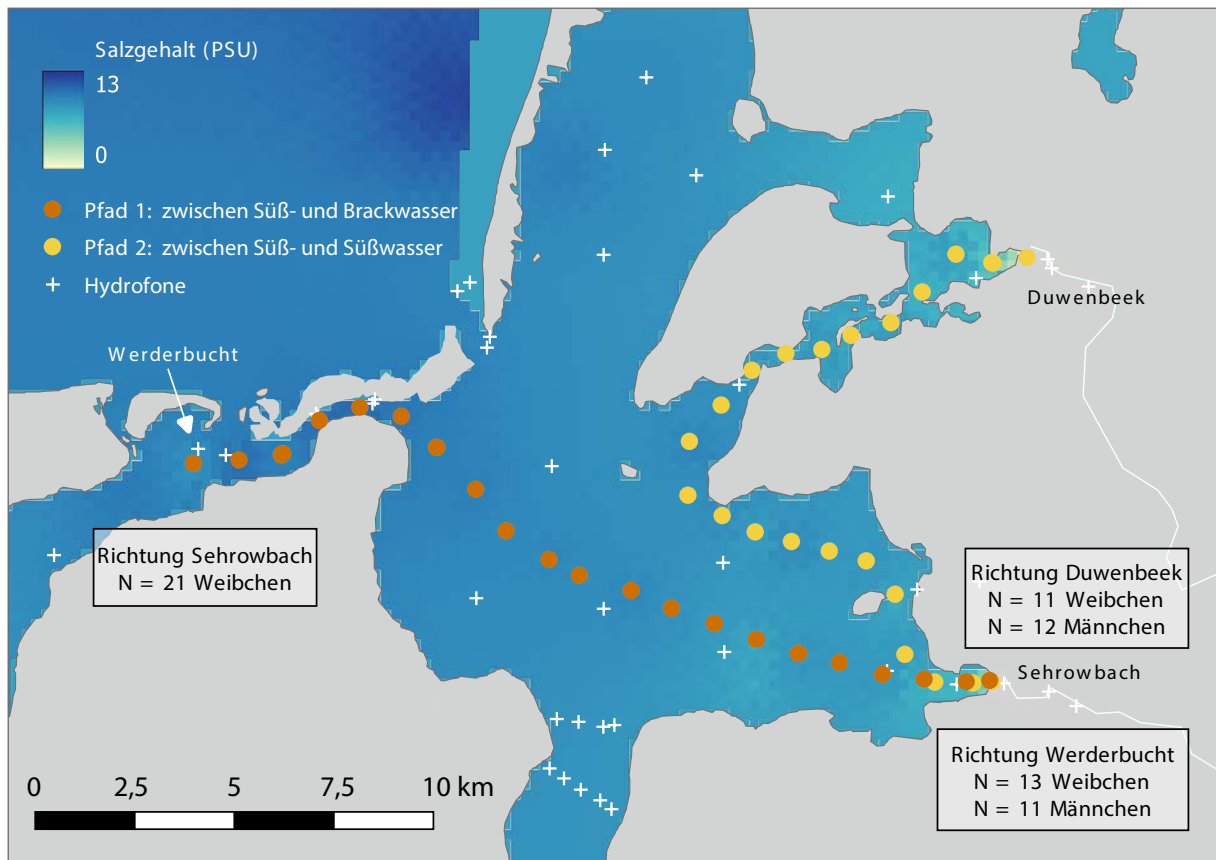


Abbildung 3.76: Koordinaten, an denen Hechte vom Sehrowbach in Richtung der Werderbucht im Darß-Zingster Bodden Ost (orange) sowie vom Sehrowbach in Richtung Duwenbeek (gelb) umgesetzt wurden. Jeder Punkt stellt den Freilassungsort eines einzelnen besenderten Hechtes dar. Die Hechte wurden nach dem Fang zufällig einem Umsetzort zugewiesen. Das orange Transekt diente auch dem reziproken Umsetzen von  $N = 21$  Brackwasserhechten aus der Werderbucht in Richtung Sehrowbach.

drome Hechte aus dem Sehrowbach wurden entlang eines Gradienten in zwei Richtungen umgesetzt: Entweder wurden sie in Richtung Werderbucht (Kernzone 1 des Nationalparks in der Grabow,  $N = 13$  Weibchen,  $N = 11$  Männchen), eine Brackwasser-Bucht in Darß-Zingster Bodden Ost mit relativ hohem Salzgehalt, oder in Richtung Duwenbeek ( $N = 11$  Weibchen,  $N = 12$  Männchen), einen benachbarten Süßwasserbach im Kubitzer Bodden, verbracht (Abbildung 3.76). Der Freilassungsort jedes Hechtes wurde zufällig aus den vorbestimmten Koordinaten in zunehmender Entfernung vom Sehrowbach gewählt (Abbildung 3.76). Durch das Umsetzen von Sehrowbach-Hechten auch in die Duwenbeek sollte festgestellt werden, ob Hechte den Fangbach bevorzugen

oder gleichermaßen mit einer neuen Umgebung mit niedrigem Salzgehalt zurechtkommen und dort verbleiben. Leider konnte das Design nicht zwischen Entfernungunterschieden und der Präferenz für Duwenbeek unterscheiden (die Duwenbeek befindet sich auch rund 20 km entfernt vom Sehrowbach). Das mögliche Fehlen der Rücknavigation könnte aber auch durch kognitive Einschränkungen verursacht sein, die mit der Entfernung zunehmen dürften (Pritchard & Healy 2017). Falls der Rückwanderungsmechanismus aber auf Effekten magnetischer Wellen beruht (Naisbett-Jones & Lohmann 2022), dürften Hechte mit zunehmender Umsetzdistanz bessere Navigationsfähigkeiten haben, da die Unterschiedlichkeit zunimmt.



Es wurde erwartet, dass wahrscheinlich anadrome Hechte, die in eine Brackwasserumgebung umgesetzt wurden, nach dem Umsetzen und vor dem Ende der Laichzeit in den Sehrowbach zurückkehren würden, da das Brackwasser für das Überleben ihrer Eier und Larven ungeeignet sein dürfte. Für vergleichbare Umsetzdistanzen (der weiteste Umsetzort lag sowohl für das Umsetzen in die Grabow als auch für das Umsetzen in die Duwenbeek etwa 22 km vom Sehrowbach entfernt) wurde erwartet, dass Hechte, die in Richtung Duwenbeek umgesetzt wurden, eher dort bleiben würden, da der Lebensraum geeigneter für das Laichen ist (niedriger Salzgehalt). Aus dem möglichen Wanderverhalten konnten insgesamt auch Einblicke in die grundsätzlichen Navigationsfähigkeiten und räumlichen Kognitionsfähigkeit der Hechte gewonnen werden, da sie nur in den Sehrowbach zurückkehren konnten, wenn sie prinzipiell dazu in der Lage sind, im Raum zu navigieren.

Das Experiment wurde auch umgekehrt durchgeführt, um zu überprüfen, ob die an Brackwasser angepassten Hechte motiviert sind, zu ihrem Ursprungsfangort im Bodden zurückzukehren, wenn sie vor der Laichzeit künstlich in Süßwasser verbracht werden. Zu diesem Zweck wurden 21 unbelagerte weibliche Hechte aus der Werderbucht in der Grabow geangelt und entlang des gleichen Distanzgradienten in Richtung Sehrowbach umgesetzt (Abbildung 3.76). Die Rückbewegungen der Hechte wurden über das passive akustische Telemetriesystem, durch aktive Telemetrie und ergänzend durch die oben genannten Fang-Markierung-Wiederfang-Methoden, überprüft. Für jeden einzelnen Hecht wurde erhoben, ob er zurückgekehrt war, ob er rechtzeitig zur Laichzeit im selben Jahr zurückgekehrt war (wobei der Zeitpunkt willkürlich auf den 15. Mai gesetzt wurde) und wie schnell er seine Rückreise unternommen hatte. Mithilfe von Chi-Quadrat-Tests wurden die Unterschiede in der Anzahl der Hechte, die vor dem 15. Mai zurückkehrten, nach dem 15. Mai zurückkehrten und nicht zurückkehrten, in Bezug zu den drei Umsetzgruppen quantifiziert. Die

Residuen wurden dann grafisch dargestellt, um die Unterschiede zu veranschaulichen.

Es galt weiterhin zu verstehen, ob die umgesetzten Hechte ihr Ziel schneller erreichen, als simulierte Hechte die einem zufälligen Schwimmmuster folgen würden. Hierfür wurden in der Software Python 3.8.10 über die Anaconda-3-Distribution (Anaconda Software Distribution, 2020) in der Spyder-Umgebung (Raybaut 2009) mit den Software-Bibliotheken pandas (McKinney 2010) und NumPy (Harris et al. 2020) theoretische Fischbewegungen an unterschiedlichen Hydrofonen simuliert. Die Hechte wurden auf Grundlage publizierter Schwimmstrecken und der in den Daten nachweisbaren zeitlichen Abfolge tatsächlicher Receiverdetektionen zufällig, aber gemäß Geografie realistisch möglichen Hydrofonen zugewiesen. Es wurden so theoretische, zufällige Fischbewegungen berechnet (Lea et al. 2016), und zwar einmal völlig zufällig und in einer zweiten Simulation unter Beachtung der zeitlichen Detektionsintervalle der lokalen Hydrofone. Dies erzeugte eine genauestmögliche Darstellung des zufällig zu erwartenden natürlichen Verhaltens der Hechte, das anschließend statistisch mit dem beobachteten Verhalten abgeglichen wurde. Denn es kann sein, dass ein Rückwandern nach dem Aussetzen über rein zufällige Prozesse erfolgt, wenn ein Hecht z. B. im Rahmen der normalen Schwimmaktivitäten auf den ursprünglichen Fangort trifft, diesen aber nicht gezielt angeschwommen hat. Weicht das Zurückschwimmverhalten aber vom zufälligen Verhalten ab, kann von gerichteten Navigationen und einer echten Ortspräferenz ausgegangen werden.

### **Analyse des Bewegungsareals**

Um zu verstehen, welche Bewegungsräume die Hechte aus dem Sehrowbach und der Werderbucht außerhalb der Laichzeit in der „gemischten“ Situation (gemischte Bestände sind Bestände von Hechte unterschiedlicher genetisch unterscheidbarer Teilpopulationen, die zusammen als Bestand vorkommen) zeigen, wurden für alle nichtumgesetzten

Hechte sowie die zurückgeschwommenen Hechte der erweiterte Bewegungsraum bestimmt (Sehrowbach N = 34, Werderbucht N = 35). Die Bewegungsräume wurden für den gesamten Untersuchungszeitraum von drei Jahren gemäß den in Kapitel 3.4 beschriebenen Methoden berechnet. Anschließend wurden alle erweiterten Bewegungsräume für einzelne Fische aus beiden Gebieten in eine „Überlappungs-Nutzungsverteilung“ für die Gesamtpopulation zusammengefasst. Diese wurde zusammen mit den größten Entfernungen pro Fisch kartiert, um das Ausmaß der Bewegungsräume im Vergleich der Populationen (anadrome Hechte vs. Brackwasserhechte) zu schätzen. Die mittleren Bewegungsräume und die maximale Entfernung zum Fanggebiet wurden dann mit ungepaarten t-Tests für zwei Stichproben verglichen.

Werte für den erweiterten Bewegungsraum und die Entfernung vom Gewässer wurden auch für Duwenbeek-Hechte ermittelt, aber aufgrund der geringen Stichprobengröße (N = 6) ohne Signifikanztests.

## Ergebnisse und Diskussion

### Wanderung aus Zuflüssen in die Bodden: Fang-Markierung-Wiederauffang-Daten

Bei Feldarbeiten in den Jahren 2020–2022 wurden insgesamt 415 Hechte aus Süßwasserzuflüssen der Bodden während der Laichzeit (März–April) gefangen und mit Floy-Tags markiert. Davon wurden 15 Individuen außerhalb der Schonzeit in den Bodden von Angler:innen und Fischer:innen als Wiederauffang gemeldet (Tabelle 3.14). Dies war der Fall für Individuen der Gewässer Sehrowbach, Neuendorfer Hechtgraben, Duwenbeek, Körkwitzer Bach, den Graben im großen Holz und die Barthe. Dieses Verhalten zeigt eine Nutzung der Bodden außerhalb der Laichzeit durch wahrscheinlich süßwasserangepasste Hechte. Anadromie zeigt dieses Verhalten aber nicht an, hierfür muss der Nachweis erbracht werden, dass die Hechte nach dem Aufenthalt in den Bodden zum Laichen wieder in die Zuflüsse wandern. Sechs Individuen, die außerhalb der Laichzeit in den Bodden

Tabelle 3.14: Anzahl von Wiederauffängen für verschiedene Fließgewässer im Untersuchungsgebiet. Für jedes Gewässer ist die Zahl der Hechte angegeben, die 1) während der Laichzeit in einem Zufluss (F) markiert und außerhalb der Laichzeit in den Bodden (B) wiederauffangen (F → B), 2) außerhalb der Laichzeit in den Bodden markiert und zur Laichzeit in einem Zufluss wiederauffangen (B → F), 3) in unterschiedlichen Jahren während der Laichzeit im selben Zufluss wiederauffangen wurden (F → F). Einzelne Gewässer wurden nur in einem Jahr beprobt, daher waren Wiederauffänge methodisch nicht möglich (mit NA angegeben). Der Beleg für Anadromie wurde aus der Kombination von elektrofischereilichen und telemetrischen Untersuchungen abgeleitet.

Gewässer	Beleg für Anadromie	1: F → B	2: B → F	3: F → F
Barthe	ja	1	1	2
Beek	nein	0	0	NA
Duwenbeek	ja	2	0	1
Graben im großen Holz	ja	1	3	6
Neuendorfer Hechtgraben	ja	1	0	0
Körkwitzer Bach	ja	1	0	NA
Peene	ja	0	0	0
Sehrowbach	ja	9	2	12
<b>Gesamt</b>		<b>15</b>	<b>6</b>	<b>21</b>

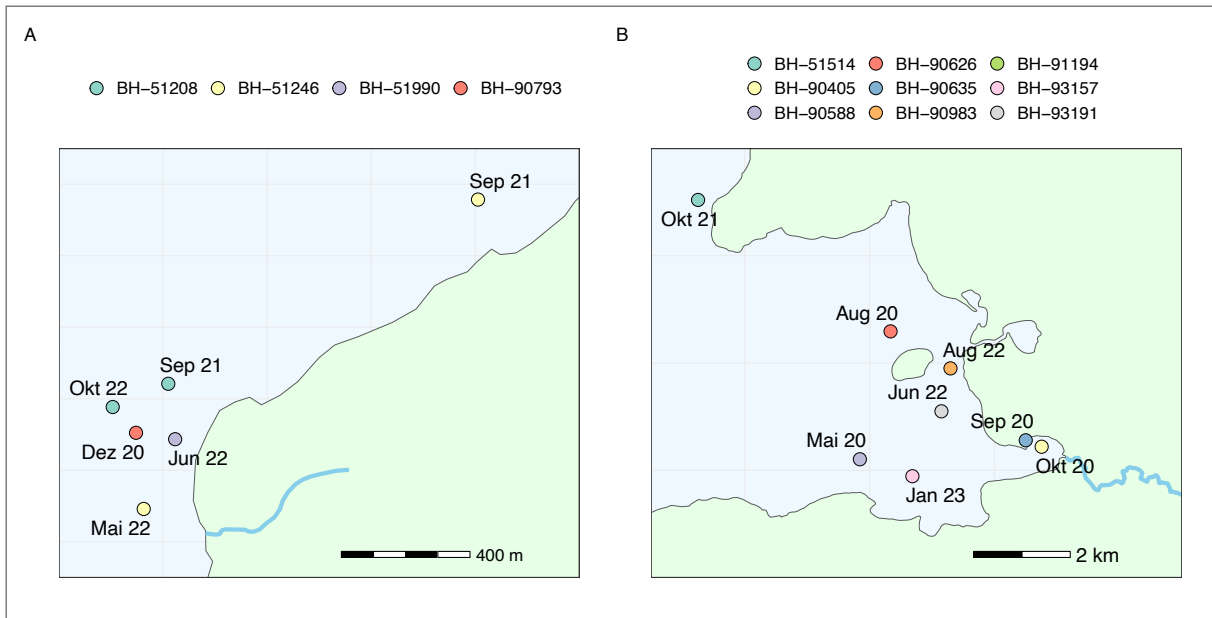


Abbildung 3.77: Verortung geangelter Hechte im Zeitraum 2020–2022, die während der Monate März/April in den Jahren 2020–2023 in den Zuflüssen A) Graben im großen Holz bzw. B) Sehrowbach markiert bzw. wiedergefangen wurden und somit nachweislich anadromes Laichverhalten aufwiesen.

markiert wurden, wurden bei Beprobungen während der Laichzeit im Süßwasser wiedergefangen (Sehrowbach: N = 2, Barthe: N = 1, Graben im großen Holz: N = 3; Tabelle 3.14). Dies kann als Hinweis auf Anadromie gewertet werden. Um die Rückkehr von Hechten in die gleichen Laichgewässer (Evidenz für Homing bzw. Ortstreue zur Laichzeit) über verschiedene Jahre zu bestimmen, wurden Wiederfänge beim Elektrofischen bzw. aus Reusenfängen herangezogen, die in aufeinanderfolgenden Laichsaisons in denselben Zuflüssen gefangen werden konnten. Hier wurden insgesamt 21 Individuen aus den Gewässern Barthe, Duwenbeek, Sehrowbach und dem Graben im großen Holz nach der ersten Markierung im Fluss in den Folgejahren erneut im gleichen Fluss detektiert (Tabelle 3.14). Es gab keinen einzigen Fall, wo ein Hecht in unterschiedlichen Flüssen detektiert wurde. Im Graben im großen Holz wurden zwei Individuen in aufeinanderfolgenden Jahren im Frühjahr gefangen, die außerhalb der Laichzeit mit der Angel in den Bodden wiedergefangen werden konnten. Ein Individuum wurde sogar viermal gefangen: Die Markierung dieses Hechtes erfolgte beim Boddenangeln im September 2021, wiedergefangen wurde er mit

der Reuse im April 2022 im Graben, anschließend beim Boddenangeln im Mai 2022 und zuletzt im April 2023 bei der Reusenbefischung im Graben. Solche Individuen sind ein eindeutiger Beweis für Anadromie und insbesondere auch für Laichgebietstreue. Für diese Hechte, die nach dem Fang in den Bodden wieder in Zuflüssen angetroffen wurden, zeigte sich ein recht lokales Verhalten in Bezug auf den Markierort und den Wiederfang im Fluss (Abbildung 3.77).

#### Wanderungen in Zuflüsse aus den Bodden: akustische Telemetry

Mittels akustischer Telemetry wurde der Anteil der in einem bestimmten Bereich (Bodden oder Zufluss) markierten Hechte, die monatlich im Süßwasser detektiert wurden, bestimmt. Aus Abbildung 3.78 lassen sich einige interessante Beobachtungen ableiten (Roser et al. 2023). Zunächst wurden Hechte, die in den Bodden (Brackwasserbereich) markiert wurden, das ganze Jahr über, einschließlich der Laichsaison, vorwiegend auch im Brackwasser wieder detektiert. Im oligohalinen Peenestrom wurde zur Laichzeit ein geringer Prozentsatz der im Peenestrom markierten Fische im Mündungsbereich der Peene nachgewie-

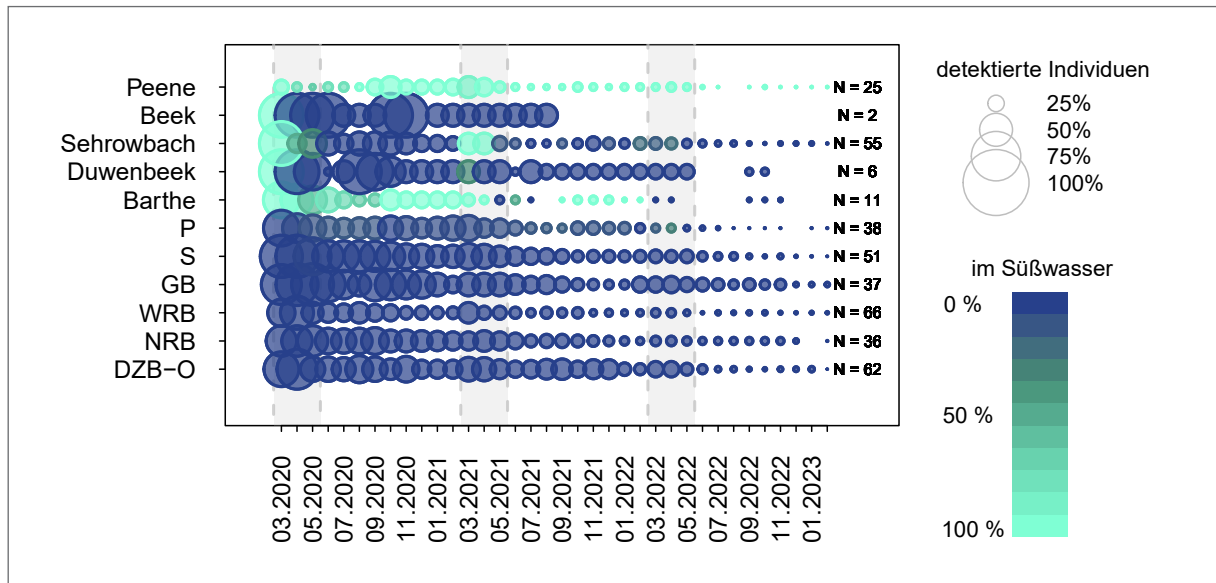


Abbildung 3.78: Anteil der markierten Hechte in den einzelnen Gebieten, die im Laufe der Zeit im Süßwasser erfasst wurden. Deutliche Hinweise auf Anadromie finden sich im Sehrowbach und Duwenbeek. Barthe und Peene scheinen hauptsächlich von residenten Hechten besiedelt zu sein. Die Laichsaison ist jeweils grau unterlegt. WRB: Westrügener Bodden, DZB-O: Darß-Zingster Bodden Ost, GB: Greifswalder Bodden, NRB: Nordrügener Bodden, P: Peenestrom (einschließlich Achterwasser), S: Strelasund.

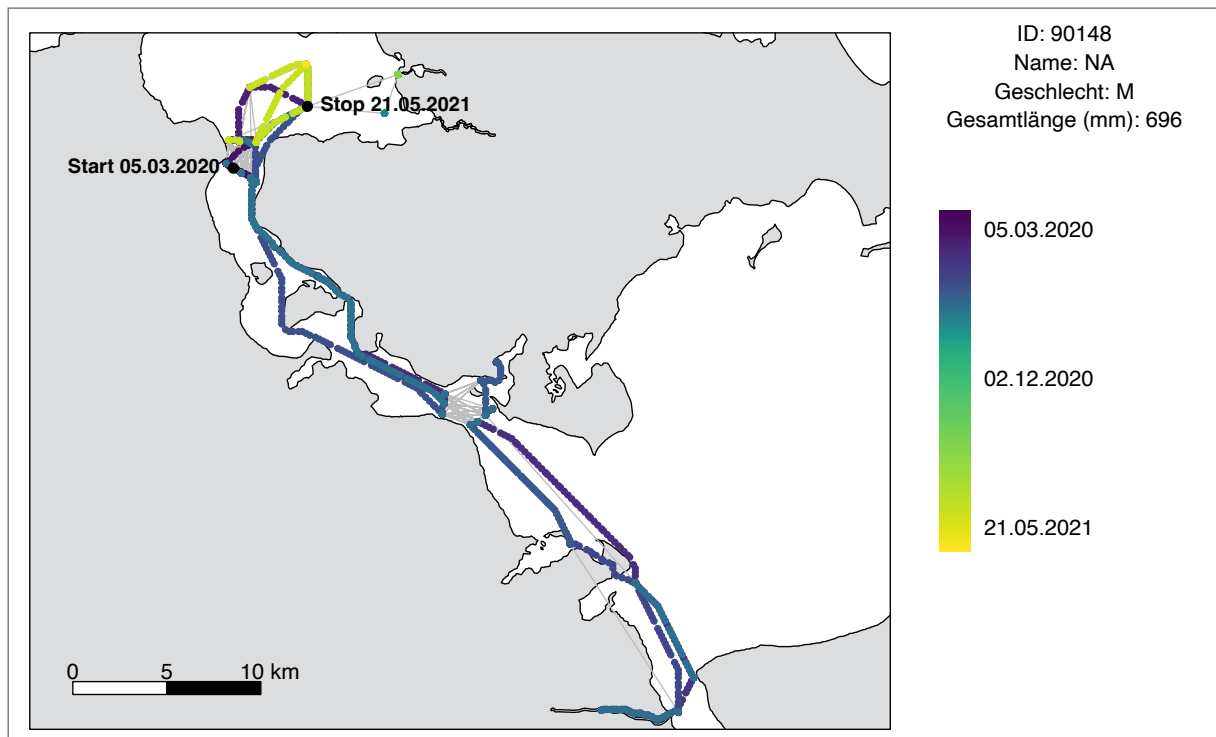


Abbildung 3.79: Verlauf der Bewegung eines Fisches aus dem Strelasund, der während der Laichsaison 2020 in die Ryck eingewandert ist.

Tabelle 3.15: Anteil der besenderten Hechte aus jedem Gebiet, die mindestens einmal während oder außerhalb der Laichzeit im Süßwasser (in Zuflüssen) erfasst wurden, für drei Beobachtungsjahre. In Klammern wird der prozentuale Anteil der markierten Fische angegeben, die in einem bestimmten Zeitbereich detektiert wurden. WRB: Westrügener Bodden, DZB-O: Darß-Zingster Bodden Ost, GB: Greifswalder Bodden, NRB: Nordrügener Bodden, P: Peenestrom (einschließlich Achterwasser), S: Strelasund.

	Laichzeit 2020	außerhalb der Laichzeit 2020	Laichzeit 2021	außerhalb der Laichzeit 2021	Laichzeit 2022	außerhalb der Laichzeit 2022
DZB-O	0 von 34 (0 %)	0 von 35 (0 %)	0 von 46 (0 %)	0 von 41 (0 %)	0 von 24 (0 %)	0 von 24 (0 %)
Barthe	9 von 9 (100 %)	9 von 9 (100 %)	3 von 3 (100 %)	4 von 4 (100 %)	1 von 1 (100 %)	1 von 1 (100 %)
Beek	2 von 2 (100 %)	0 von 2 (0 %)	0 von 1 (0 %)	0 von 1 (0 %)	0 besendert	0 besendert
Duwenbeek	6 von 6 (100 %)	0 von 6 (0 %)	1 von 3 (33 %)	0 von 3 (0 %)	0 von 2 (0 %)	0 von 2 (0 %)
GB	0 von 22 (0 %)	0 von 29 (0 %)	0 von 19 (0 %)	0 von 17 (0 %)	0 von 14 (0 %)	0 von 14 (0 %)
WRB	0 von 62 (0 %)	0 von 47 (0 %)	0 von 32 (0 %)	0 von 30 (0 %)	0 von 16 (0 %)	0 von 14 (0 %)
NRB	0 von 35 (0 %)	0 von 30 (0 %)	0 von 18 (0 %)	0 von 18 (0 %)	0 von 10 (0 %)	0 von 9 (0 %)
P	2 von 38 (5 %)	2 von 30 (7 %)	1 von 22 (5 %)	1 von 26 (4 %)	2 von 8 (25 %)	1 von 12 (8 %)
Peene	8 von 8 (100 %)	25 von 25 (100 %)	11 von 12 (92 %)	10 von 10 (100 %)	5 von 5 (100 %)	5 von 5 (100 %)
S	1 von 51 (2 %)	0 von 47 (0 %)	0 von 31 (0 %)	0 von 31 (0 %)	0 von 17 (0 %)	0 von 16 (0 %)
Sehrowbach	19 von 19 (100 %)	0 von 11 (0 %)	39 von 39 (100 %)	3 von 23 (13 %)	4 von 16 (25 %)	3 von 16 (19 %)

sen (6 % in 2020, 7 % in 2021 und 25 % in 2022, Tabelle 3.15). Peenestrom-Hechte hielten sich zu geringen Anteilen auch außerhalb der Laichzeit in der Peene auf (4–8 % je nach Jahr, Tabelle 3.15). Es gibt eine weitere Ausnahme, nämlich einen Hecht aus dem Strelasund, der in der Laichsaison 2020 in die Ryck im Greifswalder Bodden einwanderte (Tabelle 3.15, Abbildung 3.79).

In Bezug auf die Nutzung des Süßwassers unterscheiden sich die Hechte aus verschiedenen Flüssen. Die von uns markierten Fische in Peene und Barthe (alle während der Laichsaison markiert) wurden sämtlich zur Laichzeit – auch – im Süßwasser nachgewiesen. In der Barthe lieferten nur drei Hechte zuverlässige Daten (von neun im Jahr 2020 markierten Fischen), aber alle wurden während der Laichzeit im Jahr 2021 auch im Süßwasser in der Barthe selbst nachgewiesen, zeigten zum Teil jedoch auch Schwimmbewegungen quer durch den Barther Bodden bis in die Grabow (Abbildung 3.80). In der Peene wurden 11 von 16 Hechten in der Laichsaison 2021 und fünf im Jahr 2022 detektiert. In beiden Flüssen besuchte ein Teil der Hechte brackige Gebiete – einschließlich Flussmündungen – während und außerhalb der Laichzeit, vor allem in der Barthe (Barthe: 25 bis 100 %, Peene: 0 bis 12 % je

nach Untersuchungsjahr). Es ist zu beachten, dass Daten aus dem Jahr 2022 aufgrund von Batterieausfällen auf einer geringen Stichprobengröße basieren und daher weniger robust sind. Beispielsweise beziehen sich die 100%igen Nachweise in Brackwasser für den Fluss Barthe im Jahr 2022 auf nur einen Hecht (im Vergleich zu neun Hechten im Jahr 2020). Es ist aber wahrscheinlich, dass all diese Individuen in den Flüssen im Süßwasser laichen und die Mehrheit der Hechte in Barthe und Peene süßwasserresidente Hechte sind. Peene und Barthe bieten aufgrund von Tiefe und Wasserabfluss Bedingungen für ein ganzjähriges Leben im Fluss.

Anders sieht das in den kleineren Bächen aus. Im Projekt wurden drei Bäche identifiziert, die höchstwahrscheinlich ausschließlich anadrome Fische beherbergen, das heißt, dass außerhalb der Laichzeit die adulten Hechte den Fluss verlassen: Sehrowbach, Duwenbeek und im kleineren Umfang Beek (Tabelle 3.16). Bei allen drei Bächen wurden die Hechte während der Laichsaison im Jahr 2020 (und im Jahr 2021 für Sehrowbach) im Fluss gefangen. Sie wanderten dann in die Bodden, unternahmen dort zum Teil ausgedehnte Bewegungen und kehrten zu hohen Anteilen im folgenden Jahr zur Laichzeit in den Sehrowbach bzw. die Duwenbeek zurück (Abbil-

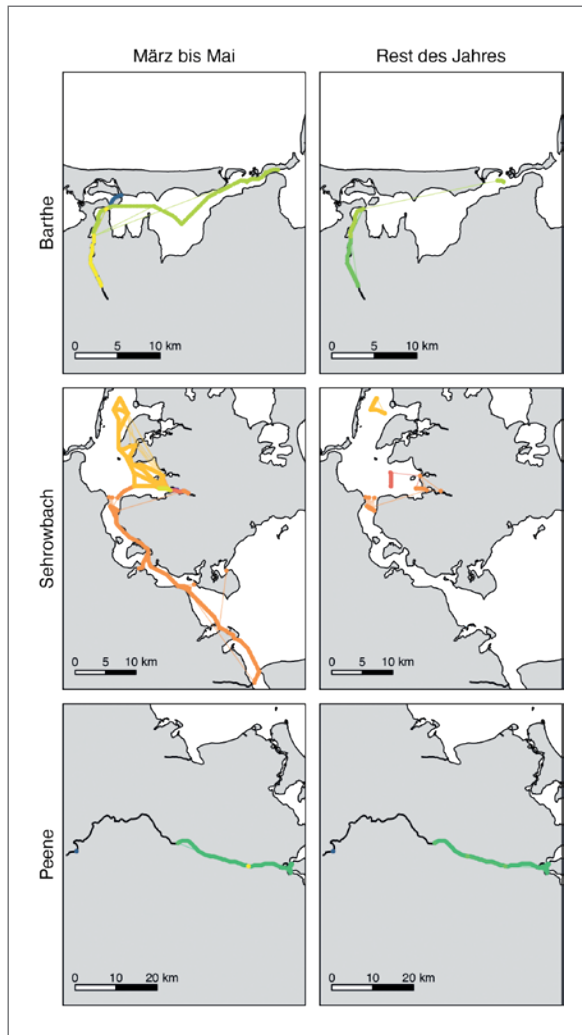


Abbildung 3.80: Verhalten der Hechte aus Barthe, Sehrowbach und Peene zur Laichzeit und außerhalb der Laichzeit. Verschiedene Individuen sind in unterschiedlichen Farben dargestellt.

dungen 3.81 und 3.82). Im Sehrowbach wurden von 19 im Jahr 2020 markierten Hechten 14 während der folgenden Laichsaison erneut im gleichen Fluss oder der Mündung detektiert, von denen 12 in den Sehrowbach einschwammen. Der kleinere Teil kehrte nicht in den Sehrowbach zurück, sondern wurde zur Laichzeit in den Bodden nördlich oder westlich Rügens nachgewiesen (Abbildung 3.81). Warum einige Individuen nicht ins Süßwasser zurückkehrten, wird in Kapitel 3.7 im Detail diskutiert. In der Duwenbeek wurde nur einer von zwölf Hechten im Jahr

2021 (Erstfang 2020) erneut im Fluss detektiert, was auf eine geringere Bedeutung dieses Gewässers in Bezug auf die Anadromie hindeutet. Möglicherweise halten sich die Fische aber im Mündungsbereich auf, wo kein Receiver installiert war. Auch in der Beek waren keine Receiver installiert, sodass keine Rückkehrbewegungen beobachtet und damit auch kein Nachweis für Anadromie im Jahr 2021 erbracht werden konnte.

Die Unterschiede zwischen Peene und Barthe (residente Hechte) und Sehrowbach und Duwenbeek (wahrscheinlich eher anadrome Hechte) werden durch die sehr niedrigen Aufenthaltsindizes in letztgenannten Flüssen und höheren in erstgenannten Flüssen weiter unterstützt (Tabelle 3.17). Dies bestätigt, dass die meisten Hechte, die in Barthe und Peene markiert wurden, eher residente Flusshechte waren und dass in Sehrowbach und Duwenbeek gefangene Hechte die meiste Zeit des Jahres außerhalb der Flüsse in den Bodden verbrachten. Es gelten die genannten Einschränkungen beim Stichprobenumfang der Barthefische. Möglicherweise wäre der Anteil anadromer Fische bei einem anderen Beprobungszeitraum und mit einer anderen Stichprobengröße ein anderer gewesen.

### Standorttreue von Hechten zur Laichzeit über mehrere Jahre

Ein sogenanntes bipartites Netzwerk wurde erstellt, um zu analysieren, ob Hechte während der beiden Laichsaisons dieselben Empfänger als Indikatoren für die Laichorte besuchten. Die Analyse umfasste 112 Empfänger und 147 Individuen (also die Hechte, für die in beiden Jahren Daten vorlagen). Für jedes Individuum wurden zwei Knoten erstellt, getrennt für 2020 und 2021 (insgesamt 294), um zu testen, ob sie denselben Gruppen zugeordnet würden. Das Jahr 2023 wurde aufgrund geringer Stichprobengrößen nicht berücksichtigt. Mittels statistischer Gemeinschaftserkennungsalgorithmen konnten Gruppen von Hechten definiert werden, die dieselben Empfänger besuchten und somit möglicherweise in denselben Bereichen laichten.

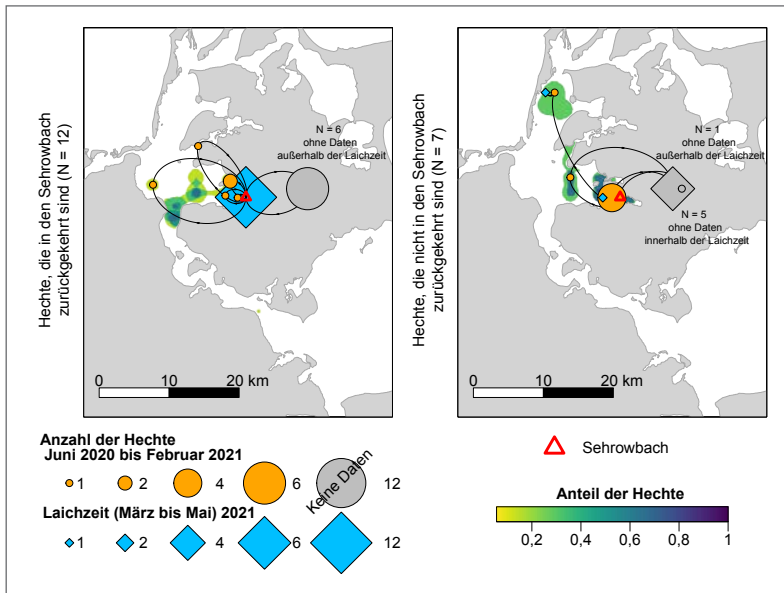


Abbildung 3.81: Wanderbewegungen von Hechten die im Sehrowbach besendert wurden.

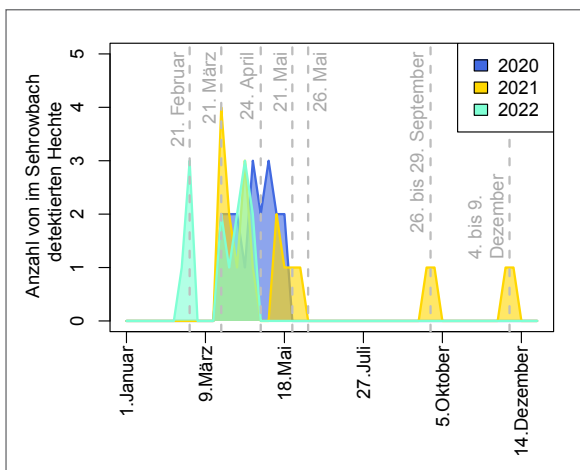


Abbildung 3.82: Zeitliche Entwicklung der Anzahl an Hechten, die in den Sehrowbach eingeschwommen sind.

Ein Vergleich der Gemeinschaftszugehörigkeit von Hechten anhand von drei Indizes (Details in Lukanova 2022) ergab, dass die überwiegende Mehrheit von ihnen (109 Individuen, 74 % der in beiden Laichsaisons erfassten Hechte) derselben „Laichgemeinschaft“ zugewiesen wurde, was auf Konsistenz der Gruppen über die Untersuchungsjahre hinweg und auf Standorttreue der Laichplätze dieser Individuen hinweist. Von ihnen besuchten 92 Hechte

(63 %) in beiden Jahren dieselben Bereiche (Bodden oder Süßwasserzuflüsse), in denen sie zu Beginn der Laichsaison 2020 markiert wurden. Nur wenige Tiere waren „instabil“ (Abbildung 3.83), zum Beispiel ein Tier, das zur Laichzeit 2020 im Zicker See und in der Laichzeit 2021 im Ausgang des Peenestroms detektiert wurde. Das waren aber absolute Ausnahmen.

### Lokalanpassung an das Süß- bzw. Brackwasserlaichgebiet und Navigationsfähigkeiten der Boddenhechte

Von den Hechten, die vom Sehrowbach entweder in Richtung Duwenbeek oder Werderbucht (eine Brackwasserbucht im östlichen Darß-Zingster Bodden) umgesetzt wurden, navigierte in etwa die Hälfte vor dem 15. Mai desselben Jahres zurück zum Sehrowbach, möglicherweise rechtzeitig, um dort noch im gleichen Jahr zu Laichen (Abbildung 3.84). Der Anteil der erfolgreich zurückkehrenden Sehrowbach-Hechte, wenn sie in die Werderbucht ausgesetzt wurden (54,2 %), war höher als der in die Duwenbeek umgesetzten Hechte (43,5 %). Das könnte einerseits an der Umsetzdistanz liegen oder andererseits daran, dass die Motivation zurückzuschwimmen geringer ist, wenn die umgesetzten Hechte in für sie geeignete Süßwasserbereiche umgesetzt werden. Die Duwenbeek bietet grundsätzlich für anadrome Hechte geeignete Lebensräume. Das zeigte sich,

## Hechtökologie in den Bodden

Tabelle 3.16: Anteil der besenderten Hechte aus Zuflüssen der Bodden, die mindestens einmal während oder außerhalb der Laichzeit im Brackwasser erfasst wurden, für drei Beobachtungsjahre. In Klammern wird der prozentuale Anteil der markierten Fische angegeben, die Daten für einen bestimmten Zeitraum produziert haben.

	Laichzeit 2020	außerhalb der Laichzeit 2020	Laichzeit 2021	außerhalb der Laichzeit 2021	Laichzeit 2022	außerhalb der Laichzeit 2022	Anzahl der besenderten Hechte
Barthe	3 von 9 (33 %)	3 von 9 (33 %)	2 von 3 (67 %)	1 von 4 (25 %)	1 von 1 (100 %)	1 von 1 (100 %)	11
Beek	2 von 2 (100 %)	2 von 2 (100 %)	1 von 1 (100 %)	1 von 1 (100 %)	0 von 9 (0 %)	0 von 9 (0 %)	2
Duwenbeek	6 von 6 (100 %)	6 von 6 (100 %)	3 von 3 (100 %)	3 von 3 (100 %)	2 von 2 (100 %)	2 von 2 (100 %)	6
Peene	1 von 8 (12 %)	1 von 25 (4 %)	1 von 12 (8 %)	1 von 10 (10 %)	0 von 5 (0 %)	0 von 5 (0 %)	25
Sehrowbach	13 von 19 (68 %)	11 von 11 (100 %)	31 von 39 (79 %)	23 von 23 (100 %)	16 von 16 (100 %)	16 von 16 (100 %)	55

Tabelle 3.17: Residenzindex (RI) und N = Anzahl der markierten Hechte, die im jeweiligen Gebiet ausgesetzt wurden; N\* = Anzahl der Individuen, die auf dem Empfängerarray erfasst wurden; AT = Anzahl der gesamten Monitoringtage; AD = Anzahl der Tage, mit Detektion eines Hechtes; ATS = Anzahl der Tage, an denen ein Individuum im Aussetzungsbereich im Süßwasser erfasst wurde; AA = Anzahl der außerhalb des Freilassungsbereichs erfassten Individuen; RI = Residenzindex, Anteil der Tage, an denen ein Individuum im Aussetzungsbereich des Süßwasser erfasst wurde, im Verhältnis zur Gesamtzahl der Monitoringtage (AT); rRI = relativer Residenzindex, Anteil der Tage, an denen ein Individuum im Freilassungsbereich erfasst wurde, im Verhältnis zur Gesamtzahl der detektierten Tage (AD).

	N	N*	AT	AD	ATS	AA (% von N*)	RI (Mittelwert ± SD)	rRI (Mittelwert ± SD)
Duwenbeek	6	6	172–628	20–314	0–1	6 (100 %)	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Sehrowbach	19	19	17–640	3–293	0–21	19 (100 %)	0,02 ± 0,05	0,06 ± 0,20
Peene	25	15	16–808	2–349	2–349	1 (7 %)	0,24 ± 0,19	0,95 ± 0,21
Barthe	11	9	7–640	3–215	3–215	4 (44 %)	0,44 ± 0,23	0,90 ± 0,16

da 13 % der Hechte, die in die Nähe der Duwenbeek umgesetzt wurden, auch mehr als sechs Monate nach der Umsiedlung noch im 5 km-Umkreis von der Flussmündung nachgewiesen wurden (im Vergleich zu nur 4,8 % der Sehrowbach-Hechte, die innerhalb der ersten sechs Monate nach der Umsetzung in die brackige Werderbucht noch in maximal 5 km Entfernung angetroffen wurden, Abbildung 3.84). Die maximale Entfernung, die Sehrowbach-Hechte erfolgreich zurückschwammen, betrug 13,3 km für Hechte von der Duwenbeek und 17,3 km für Hechte aus der Werderbucht.

Bei den Hechten, die aus der Werderbucht stammen und in Richtung Sehrowbach umgesetzt wurden,

war der Prozentsatz der vor dem 15. Mai des gleichen Jahres zurückgekehrten Hechte ähnlich hoch wie bei den Sehrowbach-Hechten (52,4 %). Dies ist überraschend, da man aufgrund ihrer Fähigkeit, in Brackwasser zu laichen, erwarten würde, dass sie hinsichtlich ihres Laichortes weniger wählerisch sind. Mithilfe von Chi-Quadrat-Tests wurden festgestellt, dass sich die Häufigkeiten der Rückkehr vor dem 15. Mai, nach dem 15. Mai und die Nichtrückkehr je nach Umsetzgruppe signifikant unterscheiden ( $\chi^2 = 12,33$ ,  $p = 0,01$ , Abbildung 3.85). An den Residuen kann in etwa abgelesen werden, wo die deutlichsten Unterschiede lagen. Demnach war die Häufigkeit der Nichtrückkehr bei den in die Duwen-



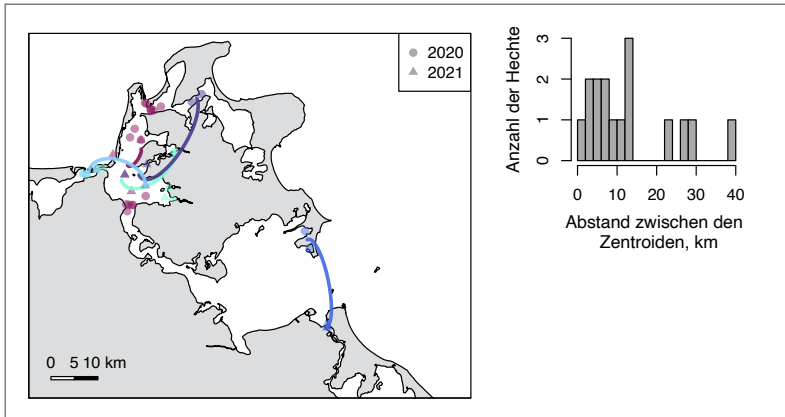


Abbildung 3.83: Beispiele von fünf Hechten, die als „instabil“ in Bezug auf die Laichplatzwahl eingeschätzt wurden. Die durchgezogenen Linien repräsentieren die Verbindung des Zentroids aller Detektionen im Jahr 2020 im Vergleich zu 2021 während der Laichzeit. Die Abbildung rechts zeigt die Abstände der Zentroide und die Häufigkeit der Hechte.

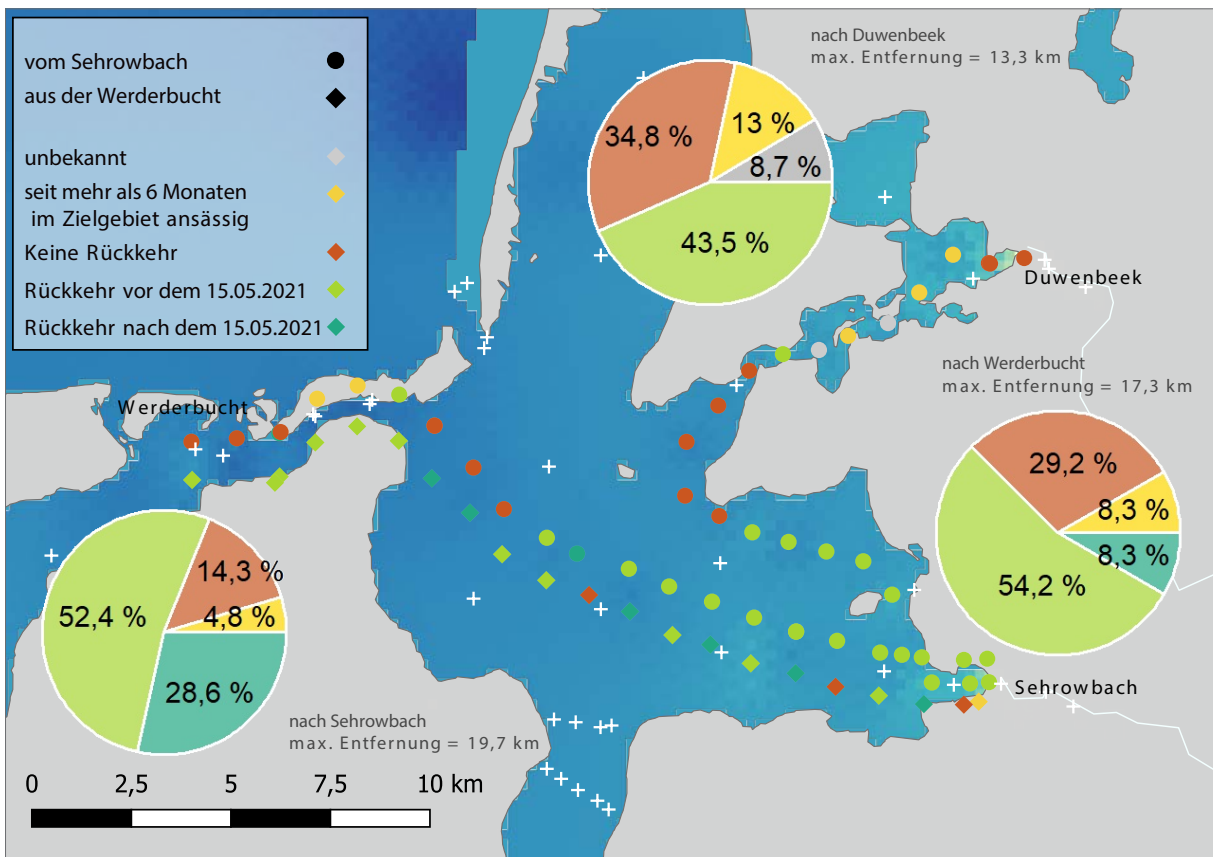


Abbildung 3.84: Rückkehrquote von Fischen, die im Sehrowbach gefangen und entweder in die Duwenbeek (Süßwasser) Richtung Norden oder in die Grabow (Brackwasser) Richtung Westen ausgesetzt wurden.

beek umgesetzten Sehrowbach-Hechten höher als die der beiden anderen Gruppen und die Rückkehrate nach dem 15. Mai niedriger. Hingegen war die Rückkehrate der von der Grabow in den Sehrowbach umgesetzten Fische nach dem 15. Mai im Ver-

gleich zum Verhalten der anderen beiden Gruppen erhöht, was ein verzögertes Zurückschwimmen der Brackwassergruppe andeutet (Abbildung 3.85).

Die Salzgehalte sind z. B. im Kubitzer Bodden ungefähr ähnlich wie in der Werderbucht. Dennoch

	nach Duwenbeek	nach Sehrowbach	nach Werderbucht
keine Rückkehr	1,42	-1,42	-0,06
Rückkehr nach 15. Mai 2021	-1,64	2,25	-0,49
Rückkehr vor 15. Mai 2021	-0,44	0,15	0,29

Abbildung 3.85: Residuen aus dem Chi<sup>2</sup>-Test (Chi<sup>2</sup> = 12,33, p = 0,01), der die Unterschiede in der Häufigkeit der Rückkehr vor dem 15. Mai, nach dem 15. Mai und die Nichtrückkehr in den einzelnen Umsiedlungsgruppen untersucht. Die Residuen zeigen die Unterschiede zwischen den beobachteten Häufigkeiten und den erwarteten Häufigkeiten für jede Kategorie an.

schwammen mehr als 50 % der Hechte aus der Werderbucht in der Grabow, die in Richtung Sehrowbach umgesetzt wurden, zurück. Dabei hing die Rückkehrwahrscheinlichkeit wie beim Sehrowbach von der Distanz ab. Abbildung 3.84 zeigt im Vergleich der Rückwanderungsraten von Werderbucht- und Sehrowbach-Hechten, dass Hechte aus der Werderbucht in der Lage waren, von weiter entfernt zurückzukehren (maximal 19,7 km) als die Sehrowbach-Hechte (maximal 17,3 km bei Umsetzung in Richtung Werderbucht, maximal 13,3 km bei Umsetzen in Richtung Duwenbeek). Außerdem kehrte ein wesentlich größerer Anteil (28,6 %) an Hechten nach dem 15. Mai zur Folgezeit zur Werderbucht zurück als das bei Sehrowbach-Hechten der Fall war (8,3 % der Sehrowbach-Hechte, die in die Werderbucht umgesetzt wurden, und 0 % der Sehrowbach-Hechte, die Richtung Duwenbeek umgesetzt wurden, Abbildung 3.84). Umgesetzte Werderbucht-Hechte kamen also zu fast einem Viertel verspätet ins Ursprungsgebiet

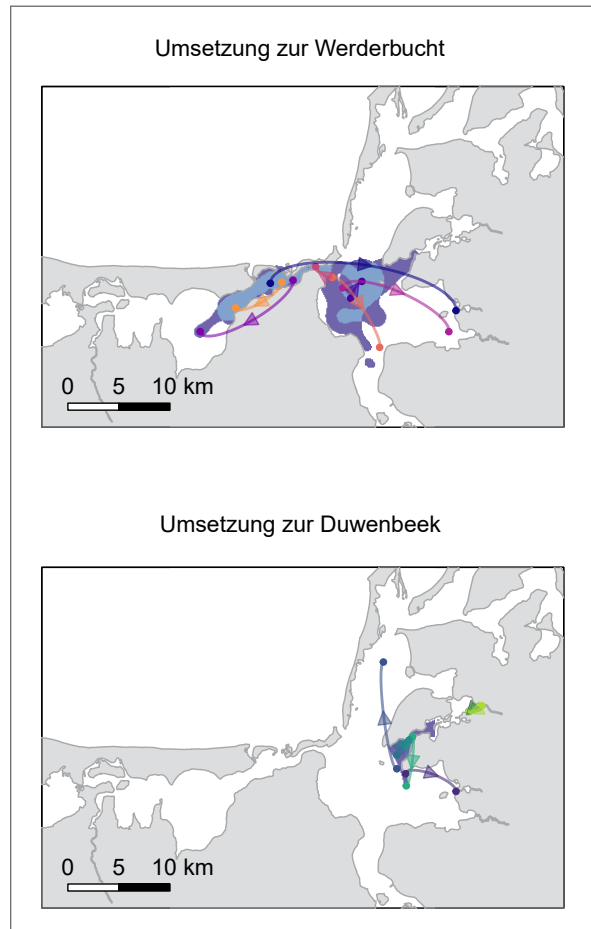


Abbildung 3.86: Überlappung des Bewegungsraums von Sehrowbach-Hechten, die nach dem Umsetzen nicht in ihre Fanggebiete zurückkehrten. Die Farbschattierungen zeigen das Kern-Bewegungsareal (50 %, hellblau) und das erweiterte Bewegungsareal (95 %, dunkelblau). Die Umsetzstandorte und die letzten bekannten Koordinaten jedes Hechtes sind in einer anderen Farbe angegeben und durch einen Pfeil verbunden.

zurück. Dieses Muster zeigt sich bei den umgesetzten Sehrowbach-Hechten nicht, die insbesondere nach dem Aussetzen ins Brackwasser eine besonders hohe Zurückschwimm Motivation hatten.

Um zu verstehen, wie die Hechte sich verhalten, die nach dem Umsetzen nicht zu ihrem Ursprungsfangort zurückkehrten, wurden auf der Grundlage von Detektionsdaten an unterschiedlichen Receivern die Kern- und erweiterten Raumnutzungsareale so-

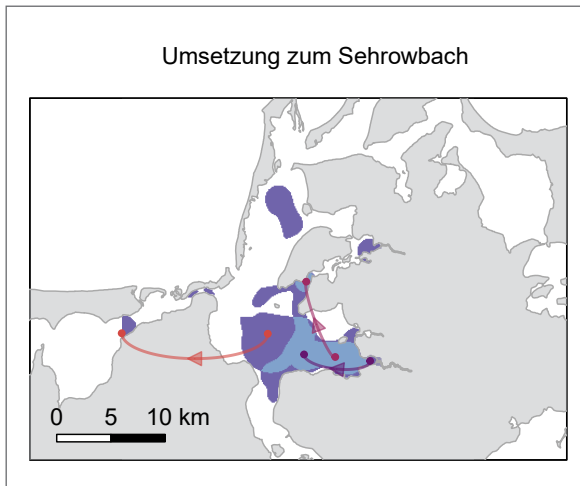


Abbildung 3.87: Überlappung des Lebensraums von Hechten, die nach dem Umsetzen aus der Werderbucht nicht in ihr Fanggebiet (Werderbucht) zurückgekehrt sind. Die Farbschattierungen entsprechen dem 50%igen Kern-Bewegungsareal (hellblau) und dem 95%igen erweiterten Bewegungsraum (dunkelblau). Die Umsetzpunkte und die letzten bekannten Koordinaten jedes Hechtes sind in einer anderen Farbe dargestellt und durch einen Pfeil verbunden.

wie Distanzen zwischen dem Umsetzort und dem letzten bekannten Aufenthaltsort bestimmt. Die nicht zurückschwimmenden Fische zeigten eine Ortstreue zum Umsetzort, wobei die Aktivitätsareale nach dem Umsetzen jeweils mit der Werderbucht und dem Mündungsbereich der Duwenbeek überlappten. Die Bewegungen entfernten sich etwas von der Zielregion (definiert als eine Detektion innerhalb von 5 km zum Umsetzort) und nahmen intermediäre Areale ein zwischen dem alten Standort im Sehrowbach und den neuen Orten nach dem Umsetzen (Abbildung 3.86). Von den Sehrowbach-Hechten, die in Richtung Werderbucht umgesetzt wurden, bewegten sich drei in Richtung Sehrowbach und die anderen in die entgegengesetzte Richtung (Abbildung 3.86). Drei der Hechte, die in Richtung Duwenbeek in die Gewässer zwischen Ummanz und Rügen umgesetzt wurden und nicht zurückkehrten, zeigten geringe Bewegungen auf der Südseite der Insel und einen Hecht der in Richtung Nordrügen schwamm (Abbildung 3.86).

Die Fische, die aus der Werderbucht in den Sehrowbach bzw. Richtung Sehrowbach umgesiedelt

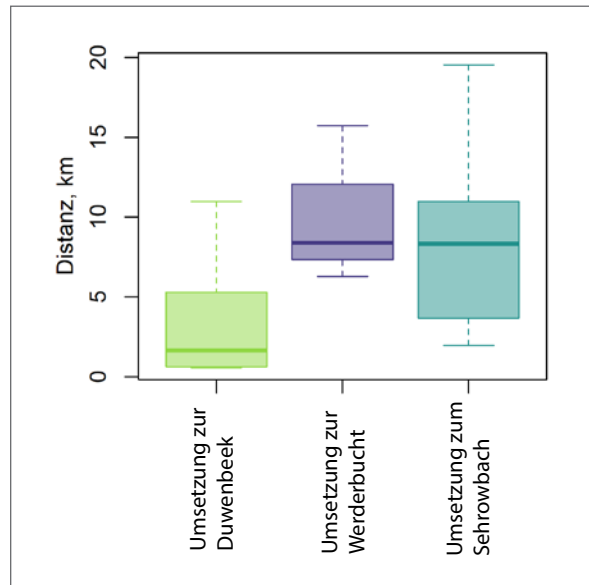
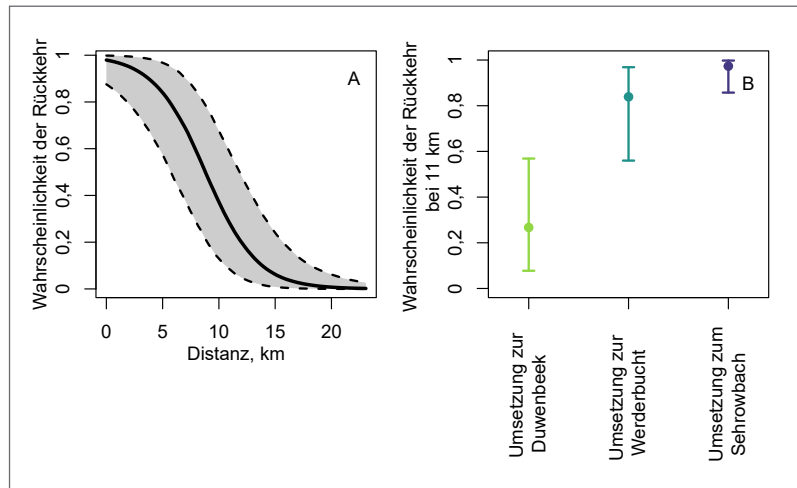


Abbildung 3.88: Maximale Entfernung, die von den Hechten nach dem Umsetzen zurückgelegt wurde, die nicht erfolgreich zurückgekehrt sind.

wurden, aber nicht in die Werderbucht zurückkehrten, zeigten vergleichbare, intermediäre Muster zwischen Ursprungs- und Umsetzgebiet (Abbildung 3.87). Ein Hecht wurde außerhalb, und zwar westlich der Werderbucht im Barther Bodden detektiert, er muss also an der Werderbucht vorbeigeschwommen sein, aber nicht nahe genug, um von einem der Receiver erfasst zu werden. Ein Hecht schwamm gegenläufig in Richtung Ummanz und ein anderer zwar in die erwartete Richtung, verblieb aber im südlichen Kubitzer Bodden.

Die Sehrowbach-Hechte, die in Richtung Duwenbeek umgesiedelt wurden und nicht zurückkehrten, legten kürzere maximale Strecken zurück als ihre Artgenossen, die zu anderen Orten umgesiedelt wurden und ebenfalls nicht zurückkehrten (Abbildung 3.88). Dieser Unterschied war aber nicht signifikant. Das Ergebnis kann u. U. auf die geringere Dichte an Empfängern in den Gewässern zwischen Ummanz und Rügen zurückzuführen sein. Auch könnte eine Rolle spielen, dass die nicht zurückkehrenden Sehrowbach-Hechte in der Nähe des neuen Umsiedlungspunktes bei der Duwenbeek stationär verharren. Diese Hechte wurden nicht als „verblieben“ kategorisiert, da sie in der Zeit nach dem Umsetzen

Abbildung 3.89: A) Wahrscheinlichkeit der Rückkehr von Boddenhechten in das Abstammungsgebiet in Abhängigkeit von der Entfernung. B) Wahrscheinlichkeit der Rückkehr von Boddenhechten nach dem Umsetzen in einer Distanz von 11 km für drei Umsetzgruppen (Schätzungen und 95 %-Vertrauensintervalle). Nicht überlappende Vertrauensintervalle zeigen signifikante Unterschiede an. Dargestellt sind Prognosen aus einem statistischen Modell.



nicht im Duwenbeek-Umkreis von 5 km erfasst wurden. Aber ihr eher stationäres Verhalten könnte dennoch einen Mangel an Motivation zur Rückkehr in den Sehrowbach andeuten.

Rund ein Drittel der umgesetzten Sehrowbach-Hechte wurde nicht erneut detektiert, während das für nur 14 % der Werderbucht-Hechte zutrifft (Abbildung 3.84). Fehlende Detektionen können in mangelnder Receiverabdeckung begründet sein oder aber in einer höheren natürlichen Sterblichkeit der Sehrowbach-Hechte.

Statistisch hing die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Rückkehr nach dem Umsetzen davon ab, in welcher Entfernung von seinem Ursprungsort ein Hecht umgesetzt wurde (Abbildung 3.89 A), aber nicht von Länge, Geschlecht und genetischer Zusammensetzung. Die Wahrscheinlichkeit der Rückkehr war für Fische, die in Richtung Duwenbeek umgesetzt wurden, grundsätzlich und unabhängig von der Distanz signifikant geringer als für die anderen Umsetzgruppen (Abbildung 3.89 B). Der Vergleich mit zwei Varianten zufälliger Fischbewegungen, die per Computer als erwartbares Verhalten berechnet wurden, zeigte: Das Rückkehrverhalten der Sehrowbach-Hechte, die in die Werderbucht umgesetzt wurden, sowie der Werderbucht-Hechte, die in den Sehrowbach umgesetzt wurden, unterschied sich signifikant vom Zufallsverhalten. Wir haben es also mit gerichteten Zurückschwimmverhaltensweisen zu tun und nicht mit purem Zufall. Hingegen unterschied sich das Zurückschwimmverhalten der aus

dem Sehrowbach in die Duwenbeek umgesetzten Fische nicht vom Zufallsverhalten. Diese Ergebnisse deuten an, dass die Fähigkeit oder die Motivation von Hechten, zu ihrem Ursprungsort zurückzukehren, mit der Entfernung abnimmt. Außerdem haben die Hechte anscheinend eine Präferenz zum Anschwimmen ihres physiologisch optimalen Laichhabitats, wobei anadrome Hechte beim Antreffen eines Habitats mit ähnlich geringem Salzgehalt in diesem prinzipiell verweilen. Es ist auch denkbar, dass die reduzierte Wahrscheinlichkeit für die in die Duwenbeek umgesetzten Sehrowbach-Hechte zurückzuschwimmen, mit der nichtlinearen Geografie zu tun hat: Die Hechte müssen bei Ummanz „um die Ecke“ schwimmen, was eventuell kognitiv schwieriger ist, als eine lineare Strecke zu wählen.

Die Rückkehrzeit der Hechte hing ebenfalls von der Entfernung ab (Abbildung 3.90 A). Ein Modell, das alle Umsetzgruppen separat betrachtete, wurde statistisch am besten unterstützt. Hechte, die aus Brackwasser in den Sehrowbach verbracht wurden, benötigten etwas länger, um zurückzukehren, als Hechte, die aus dem Sehrowbach in die Duwenbeek oder die Werderbucht umgesetzt wurden. Dieser Effekt war jedoch nicht signifikant, da die Konfidenzintervalle überlappten (Abbildung 3.90 B). Wichtig ist die Erkenntnis, dass sich sowohl die Umsetzgruppe in die Werderbucht als auch die Umsetzgruppe in den Sehrowbach in ihrer Navigation signifikant von zufällig generierten Fischbewegungsmustern unterschieden. Das deutet auf gerichtete Bewegungen

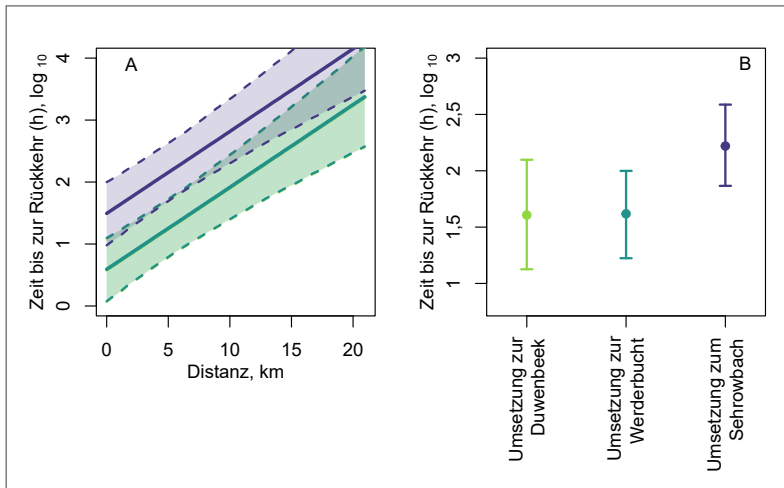


Abbildung 3.90: A) Rückkehrzeit in Abhängigkeit von der Entfernung und B) der Umsetzgruppe im Vergleich zu zufälligen Fischbewegungen in zwei Berechnungsvarianten.

der aus dem Süßwasser umgesetzten Hechte und damit auf eine höhere Navigationsmotivation hin. Die Bewegungsmuster der in die Duwenbeek umgesetzten Sehrowbach-Hechte unterschieden sich hingegen nicht von dem nach zufälligen Kriterien erwartbaren Fischmigrationsmuster.

Die gesammelten Erkenntnisse legen nahe, dass Hechte aus der Werderbucht weniger motiviert waren als die anadromen Wanderhechte, in ihr Fanggebiet bzw. ihre wahrscheinliche Heimat zurückzukehren. Möglicherweise liegt das daran, dass ihre Eier und Larven widerstandsfähiger gegen salzhaltige Umgebungen sind und sie potenziell überall im Brackwasser zwischen Sehrowbach und Werderbucht laichen könnten. Hingegen sind die anadromen Wanderer genetisch an das Laichen im Süßwasser angepasst, was dazu führt, dass sie aktiv diese Gebiete anschwimmen. Die Umsetzversuche zeigen überdies zweifellos die Präsenz anadromer Hechte um Rügen und deren Lokalanpassung in Bezug auf das Laichgebiet entlang des Salzgradienten. Wir können den Salzgradienten übrigens als Grund für die Navigationsfähigkeiten ausschließen, da sich die Salzgehalte außerhalb des Mündungsbereichs des Sehrowbachs bis hin zur Werderbucht nicht stark unterscheiden. Viel wahrscheinlicher ist, dass die Navigationsfähigkeiten auf Erfahrung und Erinnerung beruhen. Nicht auszuschließen sind ferner Navigation nach Geruch, insbesondere in der Nähe der Flüsse, ähnlich wie das bei Lachsen der Fall ist (Bett & Hinch 2016).

Insgesamt ist die wechselseitige Evidenz des Zurückschwimmens in die angestammten Gebiete ein weiterer Puzzlestein für die Lokaladaptation an das Laichen entweder im Brack- oder Süßwasser. Der Abfall der Migrationsfähigkeit mit der Distanz könnte mit kognitiven Beschränkungen und fehlender Erinnerung zusammenhängen, mit der Begrenztheit einer kognitiven Landkarte oder reduzierten Umweltgradienten, an denen sich die Fische orientieren. Es ist sehr wahrscheinlich, dass die eher residenten Boddenhechte nur ein begrenztes Gebiet im Laufe ihres Lebens erfahren haben und nur in diesem Gebiet über Erinnerungseffekte navigieren können. Eine Navigation nach Salinitätsgradienten oder magnetischem Kompass erachten wir für unwahrscheinlich, da sich bei einem magnetischen Kompass die Navigation mit der Distanz verbessern sollte. Der Salzgradient scheint auf den ersten Blick nicht stark genug (Kapitel 1.1), um als Richtungsgeber fungieren zu können. Weitere olfaktorische Reize als Stimulus sind denkbar (Bett & Hinch 2016). Maximale Rückkehrdistanzen von rund 15–20 km je nach Herkunft sind insgesamt und auch vor dem Hintergrund früherer Studien zur maximalen Wanderdistanz von Karås & Lehtonen (1993) beachtlich. Sie zeigen, dass Hechte in den Bodden ein Konzept von Raum und die Fähigkeit zur Navigation haben. Außerdem deuten die Ergebnisse an, dass Hechte zwar immer die gleichen Zuflüsse anschwimmen und das auch zeitlebens tun (wie auch in Schweden bei anderen anadromen Hechten gezeigt, Tibblin et al. 2015,

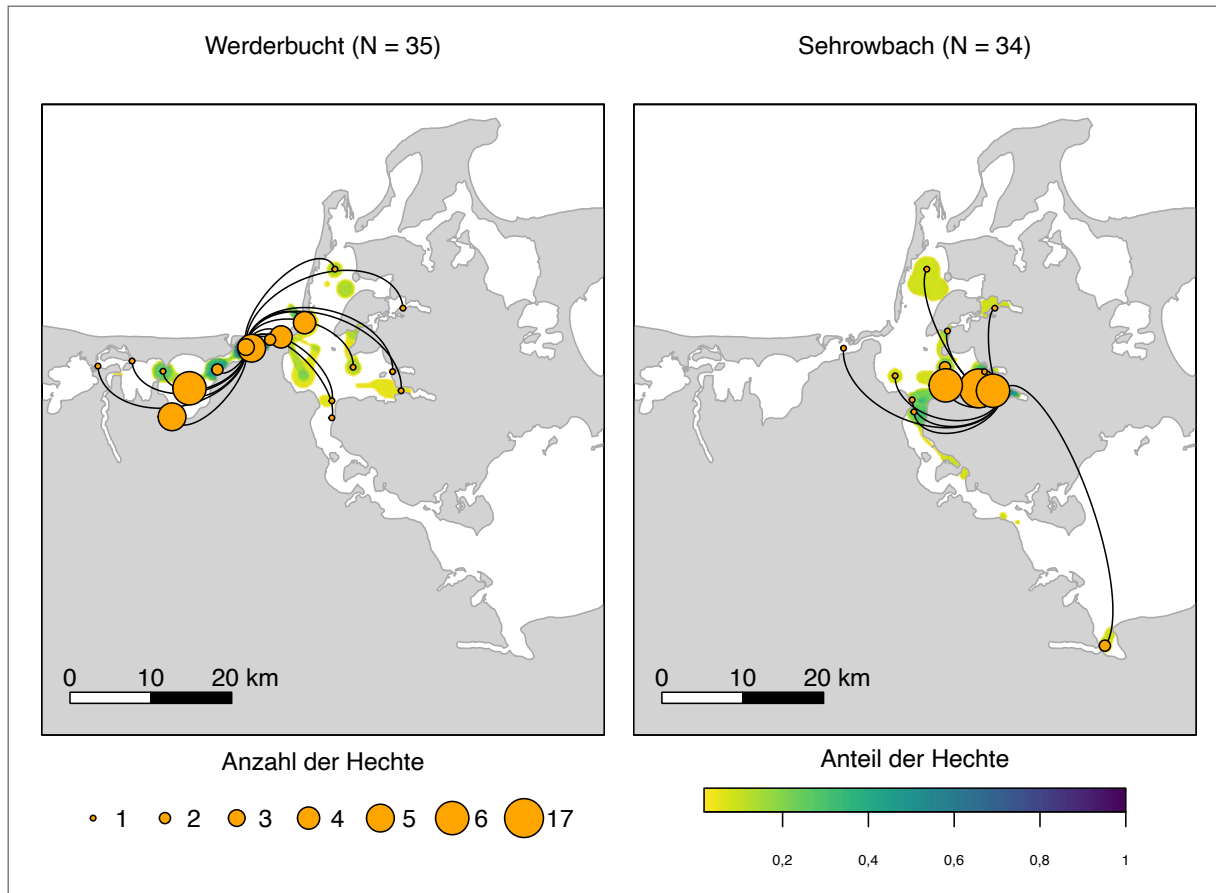


Abbildung 3.91: Überlappung der erweiterten Bewegungsräume für Hechte, die in der Werderbucht und dem Sehrowbach während der Laichzeit markiert wurden, für die Zeit außerhalb der Laichzeit. Nur Hechte, die nicht umgesetzt wurden oder nach der erfolgreichen Rückkehr, wurden bei der Analyse berücksichtigt. Die schwarzen Linien und orangenen Kreise zeigen die am weitesten entfernten Detektionen und die jeweilige Anzahl von Hechten.

2016), jedoch könnte es sich dabei um erfahrungsbasiertes Verhalten handeln. Denn dass das Umsetzen in ebenfalls geeignete Süßwasserbedingungen in der Duwenbeek dazu führte, dass ein Zurückschwimmen häufiger unterblieb, und dieser Effekt auch unter Kontrolle von Distanzeffekten stabil blieb, lässt eher eine andere Vermutung zu: An Süßwasserbedingungen angepasste Hechte scheinen auch neue Lebensräume erobern zu können, sofern sie diese Lebensräume aktiv anschwimmen oder damit in Kontakt kommen. Dies ist gerade für die potenzielle Wiederanbindung von ehemals blockierten Zuflüssen von Bedeutung. Vorliegende Ergebnisse deuten vorsichtig an, dass eine Wiederbesiedelung

durch süßwasserangepasste Boddenhechte erfolgen kann, sofern in der gemischten Population anadrome oder ans Süßwasserlaichen lokal angepasste Hechte existieren.

#### **Können anadrome Fische in gemischten Beständen in den Bodden effektiv geschützt werden?**

Anadrome Hechte mischen sich mit Brackwasserhechten außerhalb der Laichzeit zu einem gemischten Bestand. Die im Pool der Brackwasserfische außerhalb der Laichzeit eher seltenen anadromen Fische lassen sich vor allem dann effektiv schützen, wenn die Tiere außerhalb der Laichzeit in eng umgrenzten Gebieten, z. B. in Mündungsbereichen um

Flüsse, umherschwimmen. Ein solches Verhalten bestätigte sich nicht. Stattdessen zeigten anadrome Wanderhechte ausgedehnte Bewegungsareale in die Bodden außerhalb der Laichzeit. Der erweiterte Bewegungsraum der Hechte aus dem Sehrowbach erstreckte sich von 2 bis 41,5 km<sup>2</sup> bei einem Durchschnitt von 10,5 km<sup>2</sup> (SD = ± 9 km<sup>2</sup>) und einem Median von 6,5 km<sup>2</sup> (N = 34, Abbildung 3.91). Ein ähnlich ausgedehntes Verhalten rund um die Werderbucht zeigten die Werderbucht-Hechte, deren erweiterter Bewegungsraum mindestens 3,4 km<sup>2</sup> und maximal 28,2 km<sup>2</sup> betrug. Der Durchschnitt war 12,3 km<sup>2</sup> (SD = ± 7,9 km<sup>2</sup>) und der Median 10,5 km<sup>2</sup> (N = 35, Abbildung 3.91). Die Werderbucht-Hechte bewegten sich vor allem in der Grabow und dem Barther Bodden, während die Sehrowbach-Hechte vor allem im Kubitzer Bodden und teilweise im Strelasund auf Beutezug gingen. Die maximal zurückgelegte Distanz vom Fluss betrug 51,3 km für Hechte aus dem Sehrowbach und 31,3 km für jene aus der Werderbucht, während das Minimum bei 1,2 km lag (Mittelwert = 8,5 ± 11,4 km, Median = 3,1 km). In der Duwenbeek besiedelte Hechte zeigten einen erweiterten Bewegungsraum von minimal 2,8 km<sup>2</sup> und maximal 21,2 km<sup>2</sup> bei einem Durchschnitt von 6,5 km<sup>2</sup> (SD = ± 7,92 km<sup>2</sup>) und einem Median von 3,5 km<sup>2</sup> (N = 6). Die maximale Entfernung vom Fluss betrug 31,3 km für Duwenbeek-Hechte, mit einem Minimum von 1,2 km (Mittelwert = 6,2 ± 12,3 km, Median = 1,2 km). Für die Werderbucht-Hechte betrug die maximal zurückgelegte Entfernung 21,9 km und das Minimum 0 km. Im Durchschnitt betrug die Entfernung 8,8 km (SD = ± 6,3 km), bei einem Median von 8,8 km. Hechte aus der Werderbucht und dem Sehrowbach unterscheiden sich nicht in ihrem mittleren Bewegungsraum außerhalb der Laichzeit ( $t = 0,95$ ,  $p = 0,3$ ), ebenso wenig in der maximalen Entfernung, die sie von ihrem Fanggebiet aus zurücklegten ( $t = 0,15$ ,  $p = 0,8$ ). Diese fehlenden Unterschiede blieben auch erhalten, wenn umgesetzte Hechte nicht berücksichtigt wurden.

Es kann geschlussfolgert werden, dass sich anadrome Hechte außerhalb der Laichzeit aktiv und weiträumig mit den Boddenhechten in den Bodden

vermischen und hier gemischte Bestände bilden. Die Daten deuten auch an, dass Ausdehnungskenntnis des Gebiets sich in etwa mit den maximalen Zurückdistanzen deckt. Ein effektiver Schutz der kleinen und damit bedrohten Sehrowbach- und Duwenbeek-Population ist daher nur während des Aufstiegs in den Sehrowbach oder andere Flüsse möglich. In unseren Untersuchungen wurde in keinem Fall ein Einschwimmen eines anadromen Hechtes in einen anderen Fluss nachgewiesen, ähnlich wie bereits von Tibblin et al. (2015, 2016) für Schweden berichtet. Die Tiere zeigen also eine hohe Ortstreue zum Laichplatz. Es ist zum Schutz der eigenen Populationen in Zuflüssen unbedingt auf die Gewährleistung des freien Fischwechsels an Fischmündungen zu achten.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Der Boddenhechtbestand in Rügen besteht aus mindestens drei Teilpopulationen – brackwasserangepassten, anadromen und süßwasserangepassten Hechten. Einige Bäche beherbergen nur anadrome Hechte (z. B. Sehrowbach und Duwenbeek), während in anderen Flüssen das ganze Jahr über residente Süßwasserhechte leben (z. B. Barthe und Pee-ne). Wir haben ferner festgestellt, dass anadrome Hechte an den Bodden eine hohe Motivation und präzise Navigationsfähigkeiten besitzen und ein Rückschwimmen in den Ursprungsfluss bis zu einer Distanz von max. 20 km möglich ist. Auch Brackwasserhechte schwimmen nach einer Translokation in ihr Heimatgebiet zurück. Dies legt nahe, dass es Teilpopulationen gibt, die physiologisch und höchstwahrscheinlich auch genetisch an das Laichen im Brack- bzw. Süßwasser angepasst sind (vgl. Kapitel 3.8 zur Klärung dieser Frage). Außerhalb der Laichzeit kommen Brackwasser- und anadrome Hechte an den Bodden als gemischte Bestände vor. Das Homing-Verhalten der Boddenhechte und ihre allgemeine Standorttreue zur Laichzeit sind von großer Bedeutung für das Management. Zunächst ist das gezeigte Verhalten Grundlage für reproduktive Isolation und genetische Populationsdifferenzierung, wie im Detail in Kapitel 3.8 ausgeführt wird. Darüber hin-

aus implizieren die Daten, dass Schutz- und Schongebiete für Teilpopulationen effektiven Schutz liefern können, gerade im Brackwasser, dass aber gleichzeitig zumindest teilweise auch Gebiete außerhalb der Schutzgebiete angeschwommen werden (Kapitel 6). Schließlich ist gerade für anadrome Populationen, die einen bestimmten Fluss anschwimmen, das Potenzial für lokale Überfischungsereignisse sowie im Extremfall bei Blockierung der Einwanderung für die Auslöschung durch Zugangsverlust gegeben. Hier ist im Management unbedingt auf die Gewährleistung des Fischwechsels während der Laichzeit zu achten. Renaturierungen von verbauten Zuflüssen und Überschwemmungswiesen könnten zur Wiedererholung der anadromen Populationen innerhalb der Meta-Population der Boddenhechte beitragen.

### 3.7 Hechtökotypen nach Verhalten und Habitatwahl

Félicie Dhellemmes, Timo Rittweg,  
Michael Wiedenbeck, Jan Fietzke, Clive Trueman  
& Robert Arlinghaus

#### Kontext

In den vorangegangenen Kapiteln wurde eine Laichstrategie der Boddenhechte beschrieben, die Anadromie. Zusätzlich wurden Hechte nachgewiesen, die das ganze Jahr im Süßwasser verbringen, sowie solche, die im Brackwasser leben und dort laichen. Die Literatur deutet darauf hin, dass verschiedene Laichstrategien und allgemeine Nischenspezialisierungen bei Küstenhechten in der Ostsee nebeneinander bestehen können. Zwei Hecht-Ökotypen teilen sich den größten Teil des Jahres denselben Brackwasserlebensraum für die Nahrungssuche, suchen aber während der Laichzeit geografisch unterschiedliche Gebiete auf (Westin & Limburg 2002, Engstedt et al. 2010). Ein Ökotyp hat sich erfolgreich an die Fortpflanzung in Brackwasser angepasst (im Folgenden als Brackwassertyp bezeichnet) und die Eier und Jungfische dieser Hechte zeigen eine erhöhte Resis-

tenz gegenüber Salzgehalten von bis zu 15 PSU (Jacobsen et al. 2017, Jacobsen & Engström-Öst 2018). Der andere Ökotyp entzieht sich dem negativen Einfluss des Salzgehalts auf die Juvenilstadien durch jährlich wiederkehrende Laichwanderungen in Süßwasserzuflüsse (Engstedt et al. 2010, Larsson et al. 2015, Tibblin 2015, Tibblin et al. 2015, 2016). Letzterer wird hier als anadromer Typ bezeichnet. Die Eiablage und das Larvenwachstum der anadromen Hechte finden in Flüssen, Bächen und Gräben mit niedrigem Salzgehalt statt. Darüber hinaus gibt es auch Hechte, die ihr gesamtes Leben in Süßwasserzuflüssen zur Ostsee verbringen (Birnie-Gauvin et al. 2019), im Folgenden als residenter Süßwassertyp bezeichnet. Ein vierter möglicher Ökotyp besteht aus Hechten, die in ausgesüßten Küstengebieten, aber nicht zwangsläufig in Flüssen laichen und ansonsten auch hohe Salzgehalte tolerieren. Dieser Typ wird als Übergangstyp bezeichnet. In unserem Untersuchungsgebiet, genauer gesagt im Kubitzer Bodden, stellten Möller et al. (2019) mithilfe der Otolithenmikrochemie fest, dass die meisten der von ihnen gefangenen Hechte im Brackwasser geschlüpft waren und dort lebten (Brackwasserbewohner). Ihre Probenahme kurz vor der Laichzeit könnte jedoch anadrome Fische übersehen haben, die bereits auf dem Weg zum Laichen in Bächen waren. Auch repräsentieren die Otolithen möglicherweise Süßwassersignale nicht vollständig, wenn die Fische nicht lange genug in einem bestimmten Fluss bleiben (Engstedt et al. 2012). In diesem Kapitel wird eine Kombination aus akustischer Telemetrie und Isotopenanalyse in Otolithen eingesetzt, um zu verstehen, 1) welche Strategien (als wahrscheinliche Ökotypen bezeichnet, siehe nächstes Kapitel 3.8 für genetische Nachweise) in unserem Untersuchungsgebiet existieren, 2) wie diese Strategien geografisch verteilt sind, 3) welchen Anteil jeder Ökotyp an der Population hat und 4) wie stabil diese Strategien über Jahre hinweg sind. Durch die Kombination von akustischer Telemetrie und mikrochemischen Analysen von Otolithen werden Daten sowohl über das Verhalten in der Gegenwart als auch über das Verhalten während der gesamten Lebensdauer vorgestellt.



## Methoden

### Bestimmung der Laichstrategie anhand der akustischen Telemetrie

Die bereits mehrfach vorgestellte akustische Telemetrie ermöglichte es, Einblicke in die räumlich-zeitliche Verteilung der Hechte in unserem Untersuchungsgebiet mit hoher Präzision zu gewinnen. Die Individuen wurden nach ihren Bewegungen und Standorten während der (wahrscheinlichen) Laichzeit (definiert als März–Mai) und außerhalb der Laichzeit klassifiziert. Daraus sollte abgeleitet werden, inwieweit sie wahrscheinlich verschiedene Ökotypen repräsentieren, die zur Laichzeit reproduktiv isoliert sind. Die Empfangsstationen wurden wie folgt in die verschiedenen Lebensraumtypen eingeteilt, die einen Gradient des Lebens im Brackwasser bzw. im Süßwasser darstellen: Brackwassergebiete in den Bodden, Ästuare und boddenseitige Gebiete bis zu einer Entfernung von 1 km von einer Flussmündung, Süßwasser stromabwärts für Flussabschnitte bis zu 1 km von einer

Flussmündung, Süßwasser stromaufwärts für Flussabschnitte über 1 km von einer Flussmündung. Stromabwärts und stromaufwärts galten als separate Kategorien, da der Salzgehalt in bestimmten Flüssen je nach Standort variieren kann (Abbildung 3.92). Ebenso wurden Boddenbereiche, die sich innerhalb von 1 km von einer Flussmündung befanden, als „Ästuar“ und nicht als „Brackwasser“ eingestuft, da der Salzgehalt des Flusses die Brackwassergebiete in seiner Nähe beeinflussen kann (Abbildung 3.92).

Für jeden Hecht und jedes Jahr wurden jährliche Vorkommen in und den Wechsel zwischen diesen Kategorien analysiert. Dazu wurde für jeden Hecht und jedes Jahr ein Kategoriensystem erstellt, das quantifiziert, ob das entsprechende Tier von Empfängern der verschiedenen Kategorien (Brackwasser, Ästuar, Süßwasser flussabwärts und Süßwasser flussaufwärts) während der Laichzeit und außerhalb der Laichzeit detektiert wurde. Schließlich erfolgte eine Einordnung dieser Daten nach mehreren Kriterien in verschiedene Laichstrategien, nämlich:

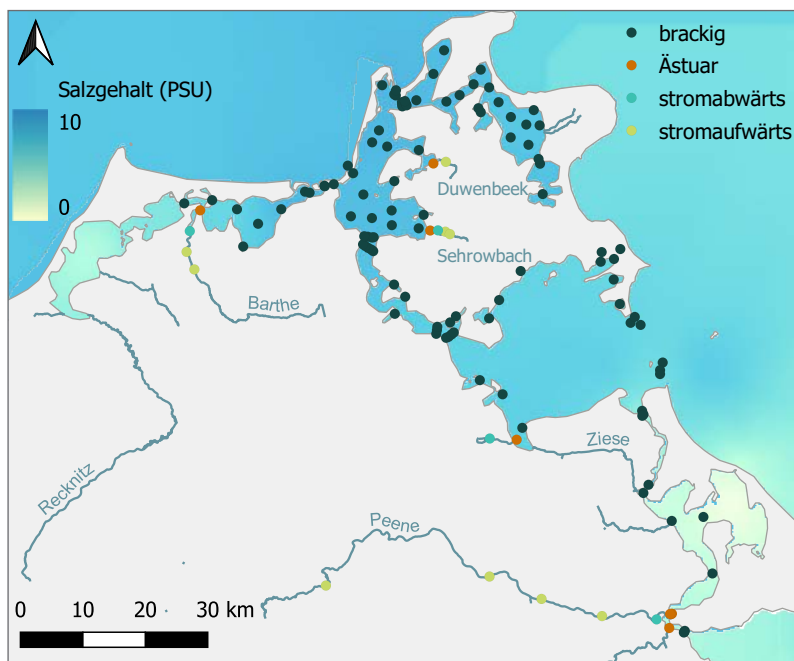


Abbildung 3.92: Untersuchungsgebiet, das die Salinität und die akustischen Telemetrieempfänger einschließlich ihrer Kategorie (d. h. ob sie in einem Brackwasserbereich, in einem Ästuar, von einem Ästuar innerhalb von 1 km flussabwärts oder flussaufwärts eines Flusses) lokalisiert.

**Brackwasserfische:** Hechte wurden in einem bestimmten Jahr als Brackwasserfische eingestuft, wenn sie nie an flussabwärts oder flussaufwärts gelegenen Empfängern nachgewiesen wurden und wenn sie während des Laichens keine Hydrofone in Mündungen von Flüssen aufsuchten (d. h. diese Hechte haben wahrscheinlich im Brackwasser gelaicht).

**Süßwasserfische:** Hechte wurden als Süßwasserfische eingestuft, wenn sie nie an Brackwasserempfängern nachgewiesen wurden und wenn sie während der Laichzeit keine Ästuar aufsuchten (d. h. sie laichten wahrscheinlich in Flüssen).

**Anadrom:** Hechte galten als anadrom, wenn sie während der Laichzeit im Süßwasser und außerhalb der Laichzeit im Brackwasser oder in Ästuaren entdeckt wurden oder unentdeckt blieben (da Fische am ehesten in den Bodden unentdeckt blieben, wo die Empfängerabdeckung weniger dicht war als in den Flüssen).

Diverse Fälle wurden identifiziert, die die Kriterien für Süßwasser, Brackwasser oder Anadromie nicht erfüllten. Diese Fälle wurden in zwei weitere Kategorien unterteilt.

**Übergangstyp I:** Hechte wurden als gemischter Übergangstyp 1 eingestuft, wenn sie anadromen Fischen ähnelten, aber zur Laichzeit nicht in die Flüsse aufstiegen, sondern in den Mündungsgebieten der Flüsse nachgewiesen wurden.

**Übergangstyp II:** Hechte wurden als gemischter Übergangstyp 2 eingestuft, wenn sie Süßwassertypen ähnelten, aber zur Laichzeit Brackwasser und/oder Flussmündungen (Ästuar) aufsuchten.

Fälle, in denen Fische das ganze Jahr über unentdeckt blieben oder in diesem Jahr noch nicht markiert waren, wurden als fehlende Daten eingestuft.

Diese Klassifizierungen wurden verwandt, um jedem Hecht für jedes Jahr separat einen diskreten Typ zuzuordnen (Abbildung 3.93). Die Hechte konn-

ten also jedes Jahr eine andere Klassifizierung erhalten. Die Daten wurden deskriptiv nach Anteilen dargestellt. Außerdem wurde der Chi-Quadrat-Test verwendet, um die Unterschiede in der Häufigkeit der verschiedenen Ökotypen zwischen den Standorten zu vergleichen. Dies geschah getrennt für die Bodden und für die Flüsse. Die Residuen der Tests wurden zur Veranschaulichung der Unterschiede aufgetragen. Die Stabilität der Typen wurde über die Jahre hinweg mithilfe von speziellen Abbildungen in der ggalluvial-Bibliothek untersucht (Brunson 2020). Quantifiziert wurde ebenfalls der Anteil der Hechte, die ihre Strategie von einem Jahr zum nächsten mindestens einmal änderten.

Um herauszufinden, ob die Unterschiede in den Laichstrategien mit der Raumnutzung zusammenhängen, wurden die individuellen Kern- und erweiterten Raumnutzungen für die gesamte Analyseperiode sowie für jede Laichsaison (März bis Mai, 2020, 2021, 2022) separat berechnet. Lineare gemischte Modelle sowie Post-hoc-Tukey-Tests wurden eingesetzt, um festzustellen, ob sich die Bewegungsareale zwischen den Strategien unterschieden.

### Bestimmung der Laichstrategie anhand der Otolithenmikrochemie

Um die Habitatwahl und Ausdifferenzierung von Boddenhechten im Laufe ihres gesamten Lebens zu untersuchen, wurden an Otolithen von 130 Hechten Transektmessungen von elementaren Umweltmarkern über die Jahresringe durchgeführt. Das Verhältnis stabiler Sauerstoffisotope, welches invers temperaturabhängig ist (eine geringere Temperatur bedingt ein höheres isotopisches Signal), wurde als Marker für die Wassertemperatur verwendet. Das Verhältnis von Strontium (Sr) zu Calcium (Ca) im Otolithen, das positiv mit dem Salzgehalt korreliert, wurde als Marker für den Salzgehalt des Umgebungswassers verwendet (Details in Kapitel 3.3). 70 Hechte wurden außerhalb der Laichzeit in den Bodden beprobt. Dabei setzte sich die Probe aus 26 Hechten aus der westrügensch Boddenkette (WRB), 27 Hechten aus der Nordrügensch Boddenkette (NRB) und 18



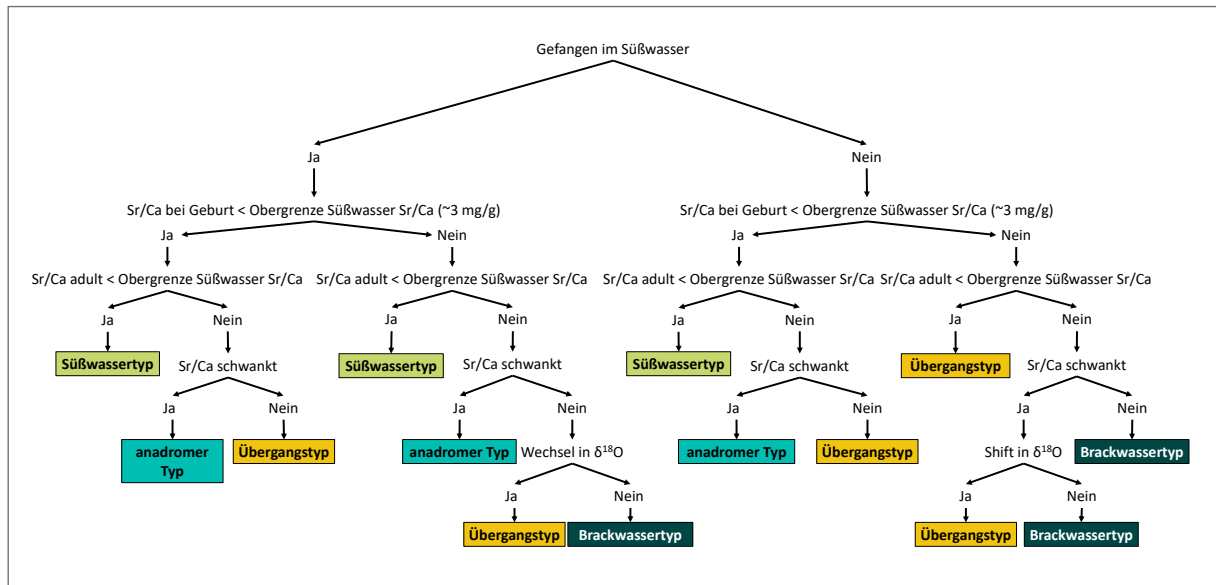


Abbildung 3.94: Zuordnungsschema zu verschiedenen Laichtypen nach Mikrochemie der Otolithen.

GEOMAR Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung Kiel bestimmt. Die Elementtransekte wurden anhand der visuell erkennbaren Jahresringe auf den Otolithen in Lebensjahre aufgeteilt. Zur Aufklärung, ob die Hechte sich in Verhaltensstrategien aufteilen, wurde ein maschineller Lernalgorithmus genutzt, um die Elementtransekte in Cluster mit unterschiedlichen Lebenstransekten zu gliedern (dtwclust-Bibliothek, Sarda-Espinosa 2022). Die gefundenen Cluster wurden anhand definierter Kriterien (Abbildung 3.94) in größere (wahrscheinliche) Ökotypen-Kategorien zusammengefasst. Außerdem wurde das altersspezifische Wachstum einer gemischten linearen Modellierung (lme4- und lmerTest-Bibliotheken, Bates et al. 2013) unterzogen, um zu testen, ob die Ökotypen altersspezifische Wachstumsvor- oder -nachteile aufweisen. Zuletzt wurden individuen- und ökotypspezifische von-Bertalanffy-Wachstumskurven zur Berechnung der lebenslangen Wachstumsleistung der Ökotypen geschätzt.

## Ergebnisse und Diskussion

### Laichstrategien unter Verwendung von Telemetriedaten

Von allen Hechten, die im Bodden telemetrisch erfasst wurden, war eine deutliche Mehrheit der mit

einem Sender ausgestatteten Hechte, die Daten übermittelten, im Jahr 2020 als Brackwassertyp eingestuft (62,7 % Brackwassertyp, 19,5 % Übergangstyp I, 7,3 % anadromer Typ, 6,6 % Süßwassertyp und 3,9 % Übergangstyp II, N = 287 von 343 markierten Hechten). Diese Tendenz blieb auch in den folgenden Jahren bestehen (2021: 57,4 % Brackwassertyp, 20,4 % Übergangstyp I, 13,5 % anadromer Typ, 6,1 % Süßwassertyp und 2,6 % Übergangstyp II, N = 230 von 343 markierten Hechten; 2022: 72 % Brackwassertyp, 17,6 % Übergangstyp I, 1,6 % anadromer Typ, 4 % Süßwassertyp und 4,8 % Übergangstyp II, N = 125 von 343 markierten Hechten). Die zu 100 % fehlenden Prozente basierten auf besenderten Hechten, deren Schicksal unbekannt war und die daher als datenfehlend klassifiziert wurden. Die Anzahl der Hechte, deren Schicksal unklar war, nahm im Laufe der Jahre stetig zu und betrug 11 % im Jahr 2020, 36 % im Jahr 2021 und 63,6 % im Jahr 2022. Mögliche Gründe umfassen leerlaufende Batterien, natürliche Sterblichkeiten und Entnahmen durch Fischer:innen und Angler:innen. Betrachtet man nur aktiv sendende Hechte und aggregiert die Laichtypen über alle Bodden, zeigt sich, dass im ersten Jahr 2020 rund 74,4 % als Brackwasserhechte, 22,7 % als Übergangstyp I (Leben im Brackwasser und zur Laichzeit Aufsuchen von Ästuaren), 2,5 %

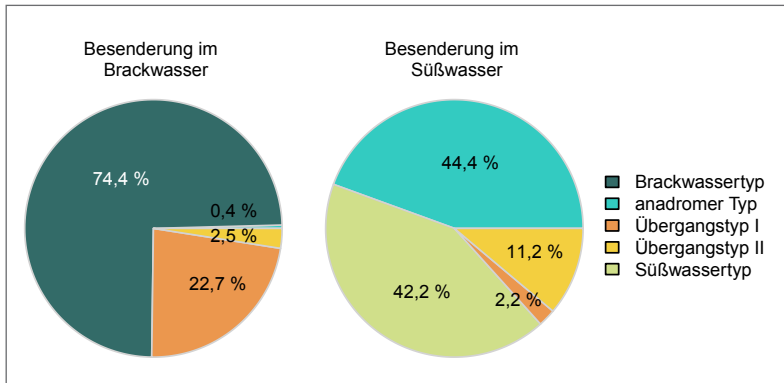


Abbildung 3.95: Anteil aller Strategien von im Jahr 2020 in den Bodden (Brackwasser) (links, N = 242 von 272 markierten Hechten) gefangenen und besenderten Hechten und von Hechten, die in Zuflüssen besendert wurden (rechts, N = 45 von 71 markierten Hechten). Hechte, die im Jahr 2020 keine Detektionsdaten produziert hatten, sind nicht einbezogen.

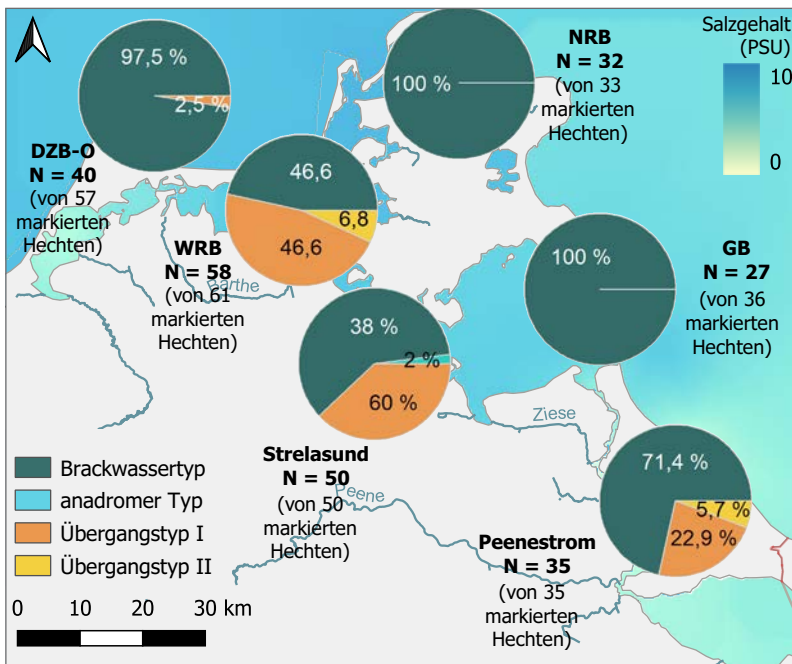


Abbildung 3.96: Anteil jeder beobachteten Strategie an allen im Brackwasser besenderten Hechten im Jahre 2020.

als Übergangstyp II und nur 0,4 % als sicher anadrom (Aufsteigen in einen der Flüsse) zu klassifizieren waren (Abbildung 3.95).

Schaut man sich die Verteilungen nach Besenderungsbodden im Detail an, so war der Brackwassertyp im Darß-Zingster Bodden Ost, Greifswalder Bodden und Nordrügenger Bodden dominant. In diesen drei Bodden fanden sich andere Laichmigrationstypen nur in Einzelfällen (DZB-O, 2,5 % Übergangstyp I) (Abbildung 3.96). Anders sah das in den Bodden westlich Rügens, im Strelasund und Peenestrom aus, wo der Übergangstyp I regelmäßig in teilweise hohen Anteilen nachgewiesen wurde (z. B. 2020, WRB = 46,6 %; S = 60 %; P = 22,9 %). Signifikante

Chi-Quadrat-Tests ( $\text{Chi}^2 = 6,35$ ,  $\text{DF} = 15$ ,  $p < 0,0001$ ) und die Untersuchung der Residuen bestätigen diese Häufigkeitsunterschiede (Abbildung 3.97). Zur Erinnerung: Der Übergangstyp I ist ein Verhaltenstyp, der zur Laichzeit den Mündungsbereich eines Flusses besucht (möglicherweise, um zu laichen), aber ansonsten außerhalb der Laichzeit im Brackwasser lebt. In den Westrügensch Bodden sowie im oligohalinen Peenestrom wurden auch einige wenige Individuen des Übergangstyps II (6,8 % bzw. 5,7 % im Jahr 2020) identifiziert (Abbildung 3.96). Anadrome Typen waren unter den in den Bodden gefangenen und besenderten Hechten sehr selten und nur im Strelasund (2 % im Jahr 2020) nachweisbar.

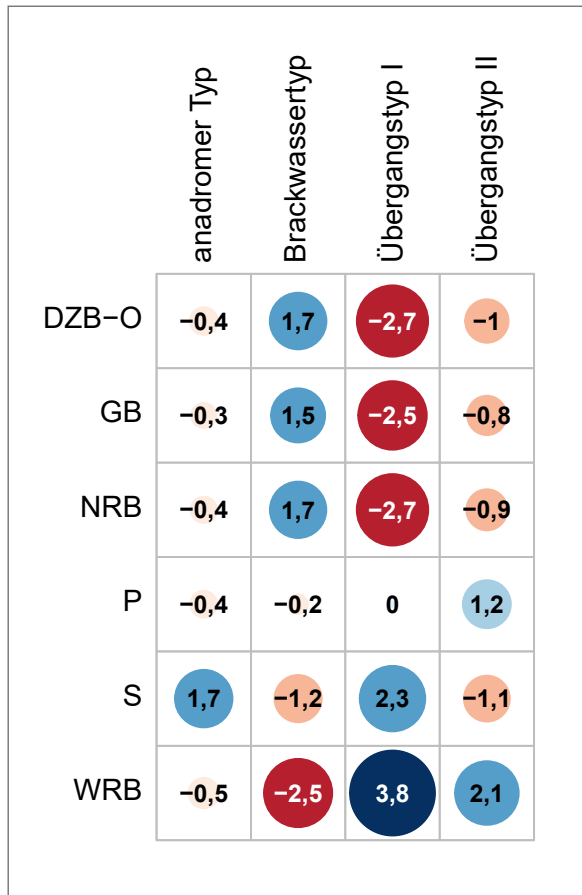


Abbildung 3.97. Residuen des Chi-Quadrat-Tests zur Ermittlung von Unterschieden in der Häufigkeit der Ökotypen zwischen den verschiedenen Bodden ( $\chi^2 = 6,35$ ,  $DF = 15$ ,  $p < 0,0001$ ). Blaue Kreise und positive Werte zeigen höhere Häufigkeiten als erwartet an, rote Kreise und negative Werte hingegen niedrigere Häufigkeiten als erwartet.

Die Alluvialdiagramme in Abbildung 3.98 bilden die Veränderung der Zuordnungen der Laichtypen über die drei Untersuchungsjahre ab. Sie zeigen, dass es im Laufe der Jahre zu Veränderungen bei den beobachteten Laichstrategien kam. Einige Fische des Übergangstyp I wurden in Folgejahren als residente Brackwassertyp gruppiert und umgekehrt (1,8–22 % der Hechte wechseln die Strategie, Tabelle 3.18). Im Greifswalder Bodden und in den nördlichen Rügener Bodden änderte kein Hecht die Stra-

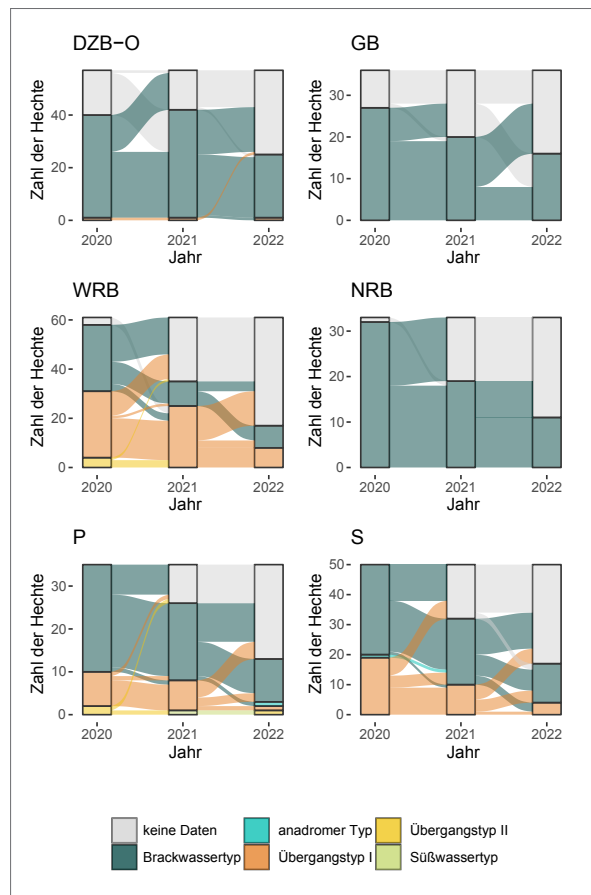


Abbildung 3.98: Alluvialdiagramme zur Klassifizierung der im Brackwasser gefangenen Fische nach Laichstrategie für die Jahre 2020, 2021 und 2022. Die Y-Achse repräsentiert die Anzahl der Individuen. Übergänge in der Migrationsstrategie zwischen den Jahren werden als Wellen angezeigt. DZB-O: Darß-Zingster Bodden Ost, GB: Greifswalder Bodden, WRB: Bodden westlich Rügens, NRB: Bodden nördlich Rügens, P: Peenestrom, S: Strelasund.

tegie. Alle Hechte, die Daten lieferten, wurden hier in allen Untersuchungsjahren als residente Brackwassertypen klassifiziert.

Die in Süßwasserzuflüssen markierten Hechte zeigten ein völlig anderes Bild (Abbildung 3.99). Über alle Zuflüsse aggregiert und nur unter Einschluss von detektierten Hechten wurden 2020 44,4 % als anadromer Typ, 42,2 % als residente Süßwasserfische, 11,1 % als Übergangstyp II und 2,2 % als Übergangstyp I klassifiziert. Der Chi-Quadrat-

Test zeigte, dass sich die Häufigkeiten zwischen den Flüssen signifikant unterschieden ( $\chi^2 = 45,47$ ,  $DF = 12$ ,  $p < 0,0001$ ), wobei Sehrowbach, Duwenbeek und Beek mehr anadrome Hechte aufwiesen als erwartet und die Peene mehr residente Süßwasserhechte zeigte als erwartet (Abbildung 3.100). Die Barthe beherbergte wiederum weniger anadrome Hechte als erwartet, aber mehr Tiere vom Übergangstyp II im Vergleich zu den anderen Flüssen (Abbildung 3.100).

Barthe und Peene wiesen beide einen hohen Anteil an residenten Süßwasserfischen unter den besenderten Tieren auf (55,6 % in Barthe 2020; 93,3 % in Peene 2020, Abbildung 3.99) sowie einen kleineren Anteil des Übergangstyp II (d. h. Fische, die hauptsächlich im Süßwasser leben, aber gelegentlich brackige Gebiete aufsuchen, Barthe 2020 = 33,3 %; Peene 2020 = 6,7 %). Von den in der Barthe besenderten Hechten waren 11,1 % anadrome Fische im Jahr 2020, die später nicht mehr erfasst wurden. Für diese beiden Flüsse waren die Hechtstrategien zwischen den Jahren stabil (Abbildung 3.101, Tabelle 3.18).

Anders sah das in anderen Zuflüssen aus. Beek und Duwenbeek fallen auf, da die hier besenderten Hechte in ihrem ersten Jahr (2020) zu 100% als anadrom klassifiziert wurden (Abbildung 3.99). Einschränkung sind die geringen Stichprobenumfänge zu nennen. Im zweiten Jahr wechselten in der Beek 50 % der Fische (1 Individuum) zum Brackwassertypus, während das zweite Individuum keine Daten produzierte (und daher als stabil in seiner Strategie betrachtet wurde). Dies kann mit dem Fehlen von Empfängern im Fluss erklärt werden, was es in den folgenden Jahren unmöglich machte, eventuelle Anadromie zu erkennen. In der Duwenbeek blieben 16,6 % der Fische 2021 anadrom und 33,3 % wurden zum Übergangstyp I (mit Besuchen im Flussmündungsgebiet zur Laichzeit, aber ohne Aufstieg in den Fluss), während 50 % der Tiere keine Daten lieferten.

Da alle prozentualen Auswertungen in den Jahren 2020 bis 2022 auf dem gleichen Pool aller besenderten Fische basierten und dieser Pool (100% aller Fi-

Tabelle 3.18: Anzahl der Hechte, die eine stabile Strategie (d. h. über die Jahre dieselbe Laichstrategie beibehielten) oder eine instabile Strategie aufwiesen (d. h. mindestens von Jahr zu Jahr einmal die Strategie änderten) und der Prozentsatz instabiler Hechte in jedem Gebiet. In dieser Berechnung wurde angenommen, dass Hechte, für die in einem bestimmten Jahr keine Daten vorlagen, dieselbe Strategie beibehielten wie im ersten Datenjahr, um eine Überbewertung der Anzahl instabiler Hechte zu vermeiden. DZB-O: Darß-Zingster Bodden Ost, GB: Greifswalder Bodden, WRB: Bodden westlich Rügens, NRB: Bodden nördlich Rügens, P: Peenestrom, S: Strelasund.

	stabile Strategie	instabile Strategie	Anteil instabiler Fische
DZB-O	56	1	1,8 %
GB	36	0	0 %
WRB	52	9	14,8 %
NRB	33	0	0 %
P	30	5	14,3 %
S	39	11	22 %
Barthe	9	0	0 %
Beek	1	1	50 %
Duwenbeek	3	3	50 %
Peene	15	0	0 %
Sehrowbach	36	10	21,7 %

sche) auch für 2020 galt, wirkten sich erst nach 2020 besenderte Fische auf den Pool aller Fische schon im Jahr 2020 aus, konnten aber in früheren Jahren keine Daten liefern (was zu fehlenden Werten führte). Im Sehrowbach wurden z. B. insgesamt 48 Hechte im Jahr 2021 markiert und umgesetzt, von denen 25 in die Analyse des Jahres 2020 einbezogen wurden, da sie zeitgerecht zurückkehrten. Daten der anderen Fische aus dem Umsetzungsexperiment 2021 wurden zunächst ausgeschlossen, bis sie zu ihrem Markierungsort zurückkehrten, was u. a. das Fehlen von Daten für 66,6 % der Fische im Jahr 2020 erklärt. Im Sehrowbach wurde die deutliche Mehrheit (28,2 % aller in diesem System markierten Hechte, 84,6 % der  $N = 13$  Hechte mit validen Daten in 2020, Abbildung 3.99) als anadrome Fische klassifiziert. Weiterhin kamen 2020 in kleinen Anteilen der Übergangstyp I (2,5 % aller Hechte, 7,7 % aller Hechte mit validen Daten für 2020) sowie der Übergangstyp II vor (iden-

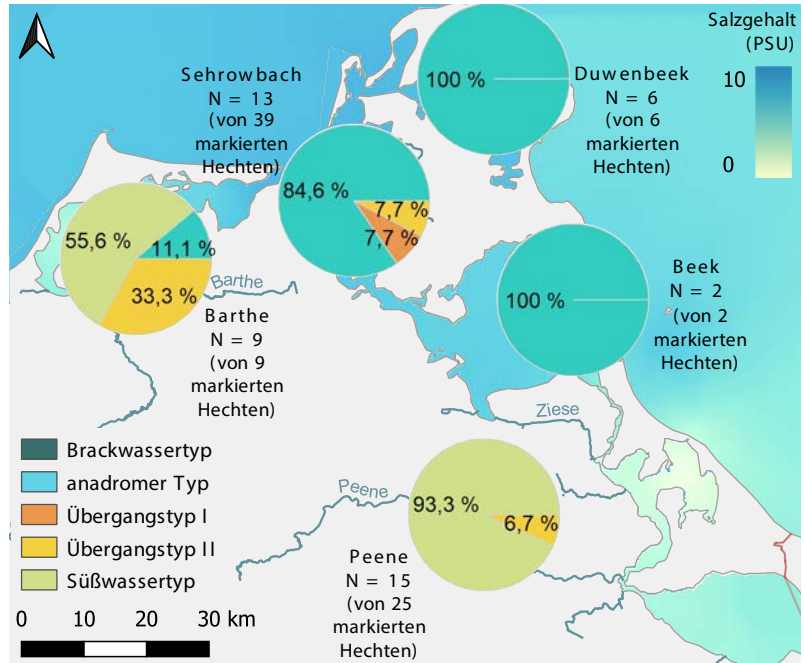


Abbildung 3.99: Anteil jeder Laichstrategie der Hechte, die im Jahr 2020 in allen Süßwasserzuflüssen telemetrisch verfolgt wurden und valide Daten lieferten.

tischer Anteil wie Übergangstyp I, die Zuordnung als Übergangstyp II basierte auf dem Aufsuchen des Sehrowbachs für einige wenige Tage außerhalb der Laichzeit, ohne dass die Hechte resident im Sehrowbach waren). Mit den Jahren änderten sich die Strategien zum Teil deutlich. Einige Sehrowbach-Hechte wurden 2021 (2,6 %, 2,8 % der N = 35 Fische mit validen Daten) und 2022 (17,9 %, 38,8 % der N = 18 Fische mit validen Daten) in die Brackwasserkategorie einsortiert, was für ein Laichen unter Brackwasserbedingungen oder aber das Auslassen der Reproduktion in einem Jahr spricht. Möglich ist aber auch, dass die Fische an nicht mit Receivern ausgestatteten ausgesüßten Bereichen laichten. Andere wechselten vom anadromen Typen zu einem der beiden Übergangstypen I (2020: 5 %, 5,6 % der N = 35 Fische mit validen Daten; 2021: 15,4 %, 33,3 % der N = 18 Fische mit validen Daten) und II (2020: 7,7 %, 8,6 % der N = 35 Fische mit validen Daten; 2021: 10,3 %, 22,2 % der N = 18 Fische mit validen Daten) (Abbildung 3.101). Insgesamt 21,7 % der anadromen Hechte veränderten über die drei Jahre ihre Strategie zum Brackwassertyp, Übergangstyp I oder Übergangstyp II (Tabelle 3.18), aber es bleibt mangels vollständiger Receiverabdeckung unklar, wo die Tiere wirklich laichten und ob sie wirklich zu Brackwasserfischen wurden.

	anadromer Typ	Süßwassertyp	Übergangstyp I	Übergangstyp II
Barthe	-1,5	0,6	-0,4	2
Beek	1,2	-0,9	-0,2	-0,5
Duwenbeek	2	-1,6	-0,4	-0,8
Peene	-2,6	3	-0,6	-0,5
Sehrowbach	2,2	-2,3	1,3	-0,4

Abbildung 3.100: Residuen des Chi-Quadrat-Tests zur Ermittlung von Unterschieden in der Häufigkeit der Ökotypen zwischen den verschiedenen Flüssen ( $\chi^2 = 45,47$ ,  $DF = 12$ ,  $p < 0,0001$ ). Blaue Kreise und positive Werte zeigen höhere Häufigkeiten als erwartet an, rote Kreise und negative Werte hingegen niedrigere Häufigkeiten als erwartet.



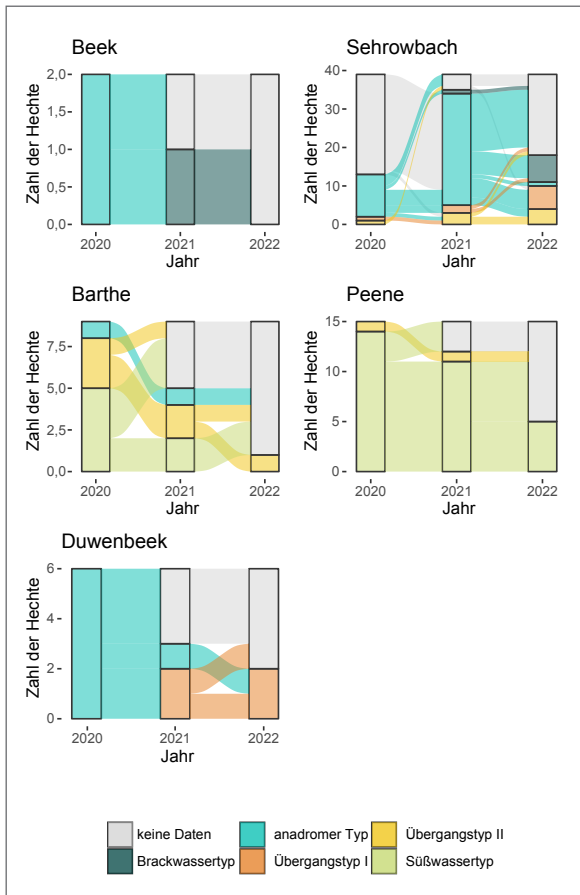


Abbildung 3.101: Alluvialdiagramme zur Klassifizierung der im Süßwasser gefangenen Hechte nach Laichstrategie für die Jahre 2020, 2021 und 2022. Die Y-Achse repräsentiert die Anzahl der Individuen. Übergänge in der Migrationsstrategie zwischen den Jahren werden als Wellen angezeigt. DZB-O: Darß-Zingster Bodden Ost, GB: Greifswalder Bodden, WRB: Bodden westlich Rügens, NRB: Bodden nördlich Rügens, P: Peenestrom, S: Strelasund.

### Raumnutzung der verschiedenen Laichstrategien

Die Analyse zeigte, dass residente Süßwasserhechte die geringsten Aktivitätsräume hatten (Abbildung 3.102 und 3.103). Ein Grund könnte die ihnen im Fluss reduziert zur Verfügung stehende Fläche in den Flüssen sein. Zum anderen kommt auch die reduzierte Receiverabdeckung in einigen Flüssen wie der Peene als Ursache in Frage. Anadrome und residente Brackwasserhechte unterschieden sich in ihrer Raumnutzung nicht signifikant voneinander,

was dafür spricht, dass sich die anadromen Hechte nur einen sehr kurzen Zeitraum in den Flüssen aufhielten (Mittelwert = 14,5 Tage; SD =  $\pm$  18,6 Tage; Median = 6,47 Tage, Min = 5 Minuten, Max = 63 Tage; frühestes Eintrittsdatum = 20. Februar; spätestes Auswanderungsdatum = 3. Juni, N = 19 Fische). Auch die Übergangstypen I und II unterschieden sich während der Laichsaison nicht in ihrer Raumnutzung oder in ihrem Kernbewegungsraum über das Jahr (Abbildung 3.104). Fische, die als Übergangstyp I (Leben im Brackwasser, aber Laichen in Mündungsbereichen) klassifiziert wurden, hatten jedoch in der Tendenz und im Vergleich zu anadromen und Brackwasserhechten die im Mittel größten Bewegungsräume (Abbildung 3.104). Ein Vergleich der Bewegungsräume außerhalb und innerhalb der Laichzeit zeigen, wie die anadromen Hechte zur Laichzeit in die Flüsse aufsteigen (Abbildungen 3.104 und 3.105).

### Laichstrategien nach Otolithenchemie

Die über die Elementtransekte von Sr/Ca und  $\delta^{18}\text{O}$  an Otolithen in verschiedene Typen unterteilte Probe ergab ebenfalls vier vermutete potenzielle Ökotypen, die sich in ihrer lebenslangen thermohalinen Nische signifikant voneinander unterschieden (Abbildung 3.106). Der erste putative Ökotyp entsprach dem zuvor beschriebenen süßwasserresidenten Typ. Er war charakterisiert durch lebenslang niedrige Salzgehalte, angezeigt durch die Sr/Ca-Werte sowie einen starken thermalen Wechsel von warmer Juvenil- zu kalter Adultnische, angezeigt durch einen deutlichen Wechsel von leichten (stärker negativen)  $\delta^{18}\text{O}$ -Werten hin zu schweren (weniger negativen)  $\delta^{18}\text{O}$ -Werten.

Der zweite mögliche Ökotyp entsprach einem anadromen Typ. Dieser hatte geringe Ursprungswerte im Salzgehalt, welche eine Geburt im Süßwasser anzeigten und im späteren Leben in mesohaline Werte umschlugen. Zusätzlich zeigten sich aber charakteristische periodische Schwankungen im Salzgehalt, die vermutlich mit den Laichwanderungen assoziiert waren. Auch dieser Ökotyp wies einen starken Wechsel in der thermalen Nische auf, was

Abbildung 3.102: Unterschiede in den Bewegungsräumen zwischen Verhaltensstrategien während der Laichzeit (März bis Mai, A und C) und für das gesamte Jahr (B und D). Signifikanzniveaus werden durch Buchstaben angegeben, unterschiedliche Buchstaben zeigen Mittelwerte, die signifikant voneinander unterschiedlich sind.

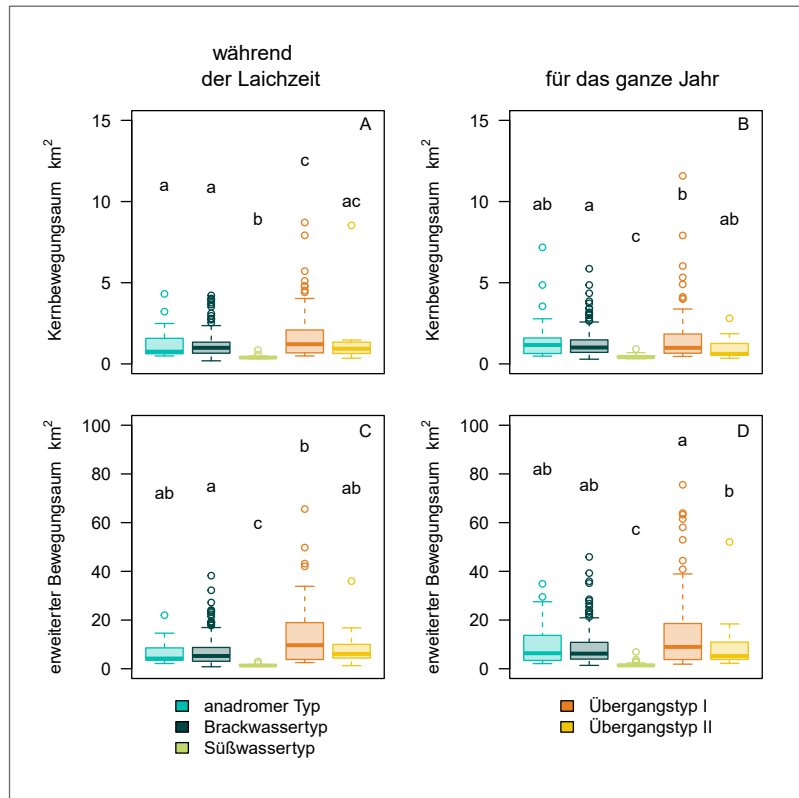
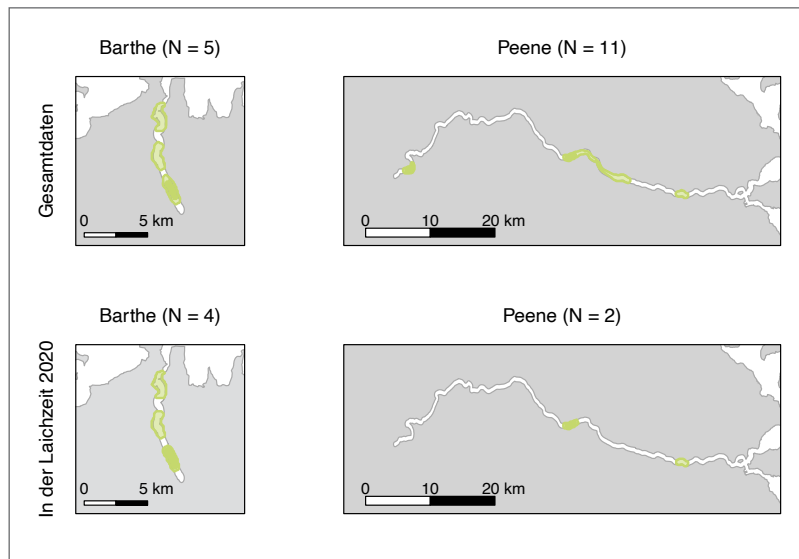


Abbildung 3.103: Erweiterter Bewegungsraum des mittels Telemetrie identifizierten Süßwassertyps für den gesamten Untersuchungszeitraum sowie für die Laichzeit (März bis Mai) 2020.



einen Habitatswechsel vom Juvenil- hin zum Adultstadium vermuten lässt.

Der dritte durch die Otolithenanalyse identifizierte potenzielle Ökotyp entsprach dem zuvor beschrie-

benen gemischten Typ bzw. Übergangstyp. Bei diesem Ökotyp ließ sich nicht genau festlegen, ob der Ursprungswert in Süß- oder Salzwasser lag, da sich der Salzgehaltswert zwischen diesen Bereichen be-

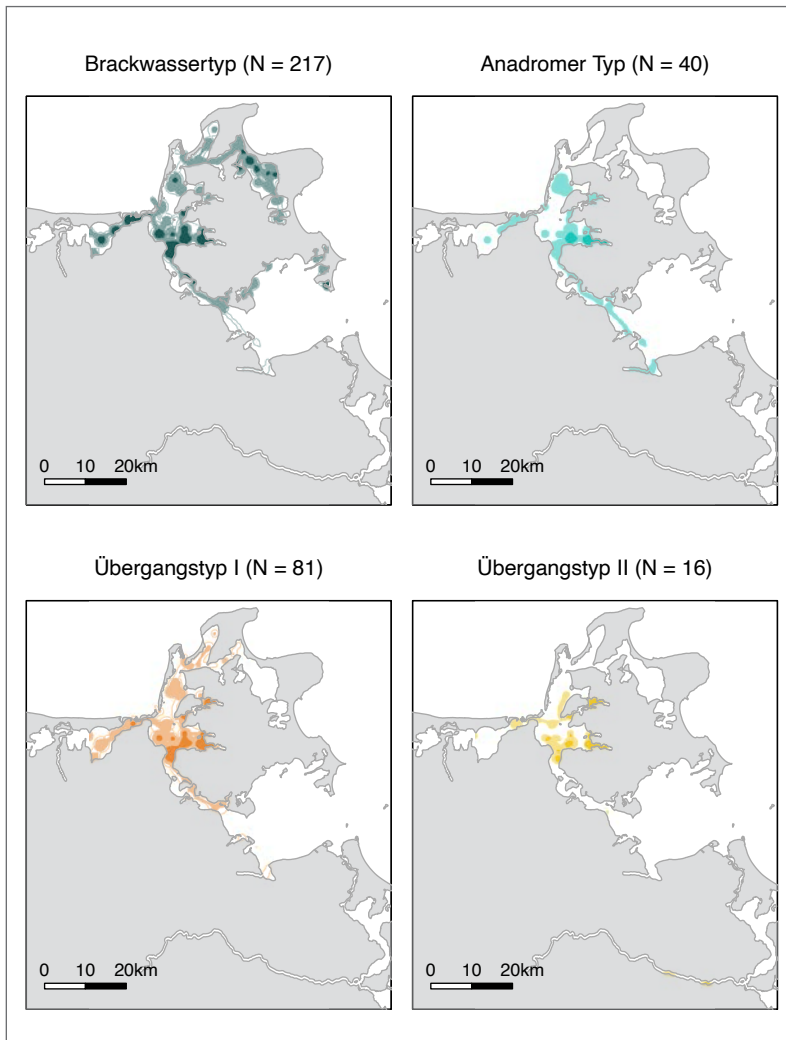


Abbildung 3.104: Überlappung des gesamten erweiterten Bewegungsraums für jeden der mittels Telemetrie klassifizierten Laichtypen. Der Bewegungsraum wird für den gesamten Untersuchungszeitraum berechnet und die Fische werden einer Kategorie zugeordnet, wenn sie jemals mit dem entsprechenden Verhalten beobachtet wurden. Daher können instabile Hechte in mehreren Kategorien vorkommen.

wegte. Ebenso war die später erlebte Salinität dieses Ökotyps höher als bei anadromen Fischen, jedoch niedriger als bei den brackwasserresidenten Typen. Auch dieser Ökotyp vollzog einen thermalen Wechsel im Laufe seines Lebens, jedoch von etwas schwächerer Natur als der Süßwassertyp und der anadrome Typ. Dies spricht dafür, dass dieser Ökotyp einen Wechsel des Habitats und der thermohalinen Nische erlebte, jedoch weniger stark als die beiden vorhergegangenen. Er könnte also einem opportunistisch in Flussmündungen, Unterläufen und süßwasserbeeinflussten Buchten laichendem Ökotypen entsprechen.

Der letztgenannte unterscheidbare potenzielle Ökotyp glich in den Telemetriewerten dem Brackwassertyp. Dieser Ökotyp wies einen Ursprung in meso-

halinen Bedingungen auf, die von einer lebenslangen hochsalinen Nische abgelöst wurde. Der zuvor beobachtete thermale Wechsel war bei diesem Ökotyp nur sehr schwach ausgeprägt, was anzeigte, dass diese Hechte wohl nur einen begrenzten Habitatwechsel vom Juvenil- ins Adultstadium vollzogen. Das könnte durch eine lebenslang in offenen Bodden sich abspielende Lebensweise erklärt werden.

Aggregiert über alle in den Bodden beprobten Hechte wurden 66 % (N = 44 von 66 Hechten) als Brackwasserresidente, 26 % (N = 17 von 66 Hechten) als Übergangstyp und 7 % (N = 5 von 66 Hechten) als anadrome Hechte klassifiziert (Abbildung 3.107). Gemäß Otolithenanalyse und im Vergleich zur Gruppierung gemäß Telemetrie war der Anteil

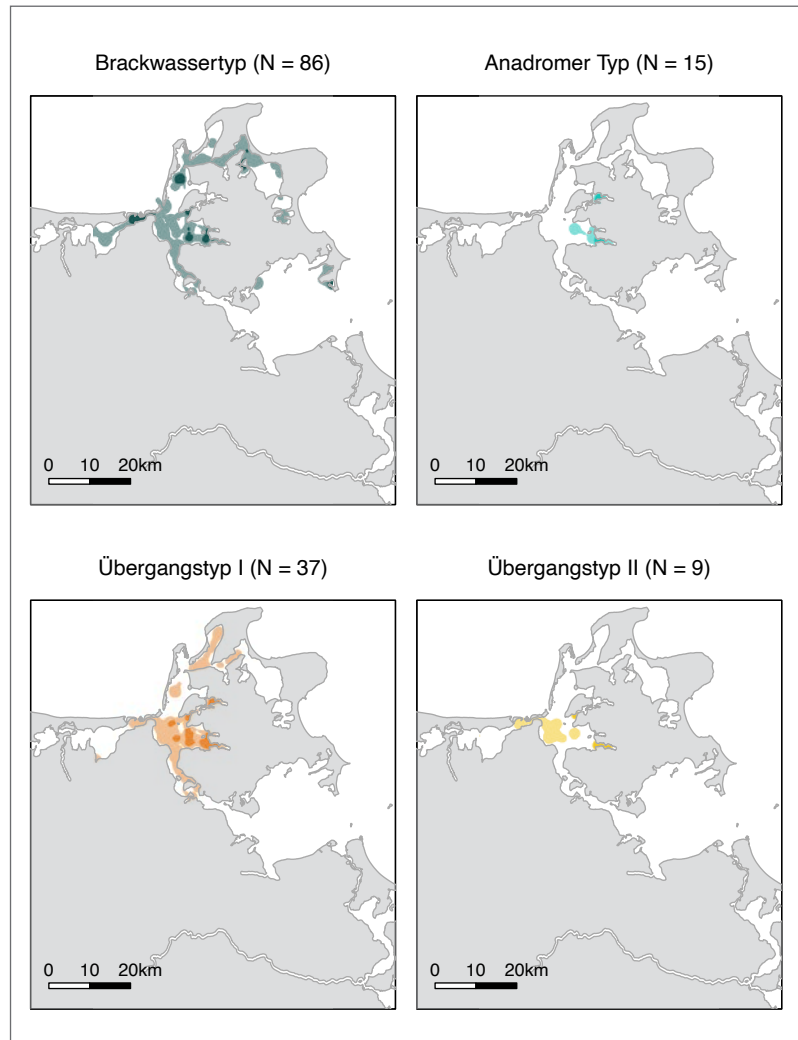


Abbildung 3.105: Überlappung des erweiterten Bewegungsraums für die Laichzeit (März bis Mai) 2020 für jeden mittels Telemetrie unterschiedenen Laichtyp.

der Brackwasserresidenten etwas geringer und der Anteil der Anadromen etwas höher. In der in den Zuflüssen gesammelten Proben während der Laichzeit waren über alle Tiere 35 % (N = 16 von 46 Hechten) anadrom, 24 % (N = 11 von 46 Hechten) vom Übergangstyp und 41 % (N = 19 von 46 Hechten) süßwasserresident. Hier spielt aber die Art der Probenahme eine entscheidende Rolle: Anadrome Hechte wurden nur bei einer Probenahme in der in den Bodden entmischten und in den Zuflüssen gemischten Situation nachgewiesen. Außerhalb der Laichzeit betrug der Anteil der residenten Süßwasserhechte 100 %. Da die Otolithenstichprobe überwiegend in der in den Flüssen gemischten Situation erhoben wurde, jedoch auf einer relativ kleinen Stichprobe beruhte,

kann aus den Daten nicht zwangsläufig auf die Frequenzen der Ökotypen im Fluss innerhalb und außerhalb der Laichzeit geschlossen werden, da sowohl der Probenahmetermin wie auch die Stichprobengröße die Anteilswerte entscheidend beeinflusst.

Die Verteilung der vier beschriebenen Ökotypen nach den Probenahmeboden folgte im Wesentlichen dem Salinitätsgradienten der Bodden. Ein Chi-Quadrat-Test zeigte, dass sich die Anteile an den mit Otolithenchemie ermittelten Ökotypen zwischen den Untersuchungsgebieten signifikant unterschieden ( $\chi^2 = 9,54$ ,  $DF = 2$ ,  $p = 0,008$ ). Der Anteil der Brackwasserhechte war in den stärker salzhaltigen Bodden wie der Westrügensch Boddenkette mit 88 % deutlich höher als in Nordrügen mit 67 %. In Westrügen

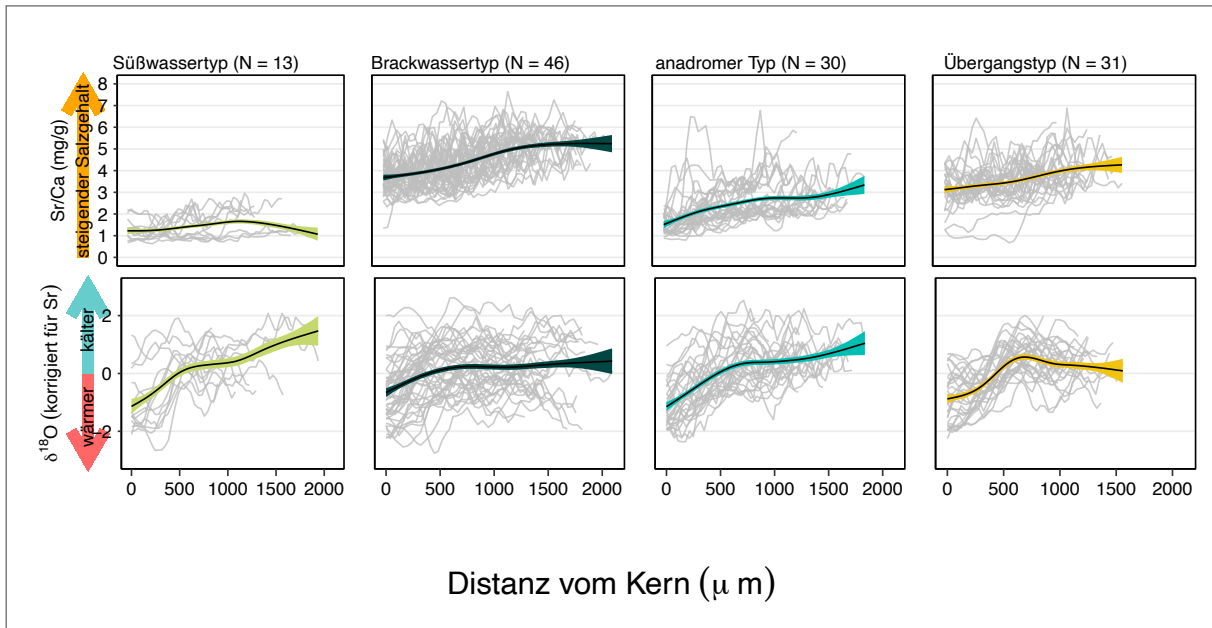


Abbildung 3.106: Entwicklung der mittleren erfahrenen Salinität und Temperatur für vier potenzielle Ökotypen nach Otolithenmikrochemie über das gesamte Leben.

fanden sich 12 % Übergangstypen und keine anadromen. In der etwas weniger salzhaltigen Nordrügenschenschen Boddenkette war der Anteil an anadromen und Übergangstypen wesentlich höher (8 % bzw. 25 %). Den höchsten Anteil an anadromen und Übergangstypen wies der mesohaline Greifswalder Bodden auf, mit 50 % Übergangstypen und 19 % anadromen Typen bei nur 31 % Brackwassertypen. Hier gab es deutliche Unterschiede insbesondere beim Greifswalder Bodden, der mittels Telemetriedaten 100 % Brackwasserhechte aufwies. Der Grund dürfte in den geringeren Salinitätswerten im Greifswalder Bodden liegen, die bei der Otolithenchemie im Unterschied zu anderen Bodden zu von der hochsalinen Brackwassergruppe abweichenden Clusterergebnissen beigetragen haben dürften, während die Telemetrie das Verhalten eindeutig im mesohalinen Brackwasserbereich verortete.

Der Gesamtanteil von Hechten in den Bodden, die auf der Grundlage der Otolithendaten ein gewisses Maß an Süßwassernutzung aufwiesen (etwa ein Drittel der Boddenprobe), wich deutlich von den von Möller et al. (2019) berichteten Anteilen (6 % anadrome Hechte im Kubitzer Bodden) ab. Dies hat wohl zwei Gründe: Zum einen wurden in der Studie von Möller et

al. (2019) die Hechte kurz vor der Laichzeit beprobt, was dazu geführt haben könnte, dass anadrome Tiere bereits in bzw. auf dem Weg zu ihren Laichhabitaten im Süßwasser waren und somit nicht Teil der Stichprobe werden konnten. Zum anderen wurde die Laichstrategie in der Studie von Möller et al. (2019) ausschließlich an der Ursprungssignatur des Otolithen (Geburt im Süßwasser – ja/nein) festgelegt. Dieses Verfahren wurde in der Vergangenheit bereits häufig angewandt, ignoriert jedoch die übrige Lebensgeschichte eines Fisches (Hegg & Kennedy 2021). Die Methode eignet sich daher nicht zur Identifikation eines Übergangstyps, der keine eindeutigen Süßwasser-Ursprungswerte oder klare periodische Schwankungen in seinen Sr/Ca-Werten aufweist. Hinzu kommen Probenorteffekte, wie oben für den tendenziell salzärmeren Greifswalder Bodden angedeutet, der nicht Teil der Probe von Möller et al. (2019) war. Lässt man diesen potenziellen Übergangstypen außer Acht, so stimmen die Werte der für die Bodden eindeutig als anadrom bestimmten Hechte (7 %) aber sehr gut mit den von Möller et al. (2019) berechneten Anteilen überein. Anadromie ist also insgesamt sehr selten an den in den Bodden gefangenen Hechten.

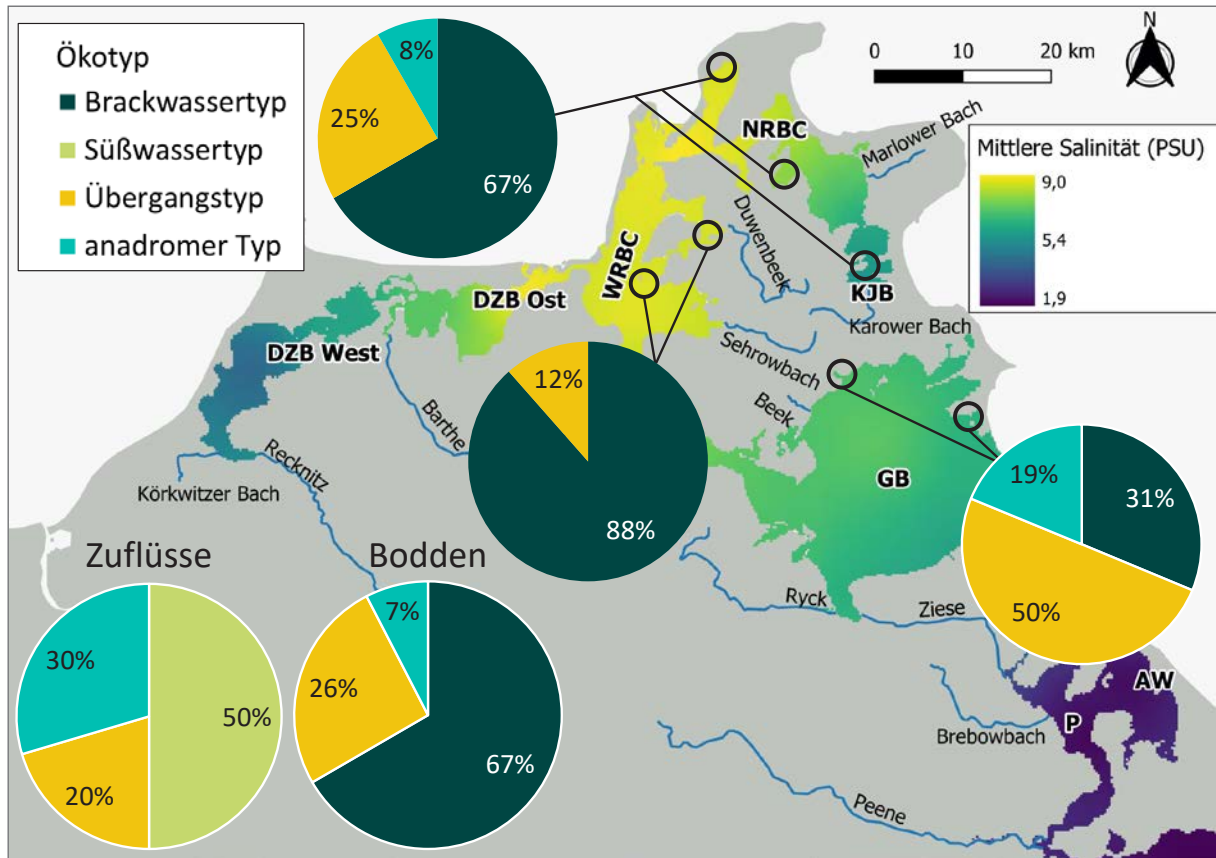


Abbildung 3.107: Verteilung der über Otolithenchemie bestimmten Ökotypen auf die Boddenlagunen. Die Probe aus den Zuflüssen wurde hier zusammen gruppiert, da pro Zufluss nur eine geringe Stichprobe verfügbar war.

### Wachstum und Sterblichkeit der Ökotypen

Das Wachstum der verschiedenen Ökotypen wurde auf der Grundlage von Otolithendaten für die Isotopenfische bestimmt.

Die Analyse der Otolithenzuwächse (Inkrement) zeigte, dass die als Übergangstyp identifizierten Hechte ein schnelleres Wachstum in den ersten vier Jahren ihres Lebens aufwiesen, während bei den übrigen drei Typen keine Unterschiede im Wachstum feststellbar waren. Dies könnte auf einen früh etablierten Wachstumsvorteil durch vorteilhafte Salzgehaltsbedingungen im oligohalinen Bereich (um 2 PSU, Kuznetsov et al. 2016) oder auf verbesserte Ressourcenverfügbarkeit in ausgesüßten Buchten und Ästuaren für Junghechte zurückzuführen sein (Arevalo et al. 2023). In den Telemetriedaten zeigten Übergangstypen auch eine ausgedehntere Raumnutzung, was das Beute-

finden verbessern könnte. Der Wachstumsvorteil der Übergangstypen glich sich jedoch mit Erreichen des fünften Lebensjahres aus. Ab diesem Zeitpunkt wies keiner der Ökotypen mehr ein deutlich besseres bzw. schlechteres Wachstum auf als die übrigen. Einschränkung ist auf den geringen Stichprobenumfang gerade bei den süßwasseresidenten Hechten hinzuweisen. In Kapitel 3.2 ist mit einer höheren Stichprobe gezeigt worden, dass die Zuflusshechte an den Bodden im Durchschnitt etwas langsamer wachsen als Boddenhechte und die erreichbare Maximallänge hinter den Boddenfischen zurückbleibt.

Obleich nur spekulativ, ist es denkbar, dass die Übergangstypen nicht nur schneller wachsen, sondern auch früher sterben. Es ist auffällig, dass sehr alte Hechte unter den beprobten Übergangstypen selten waren. Auch zeigten Umsetzversuche in Kapi-

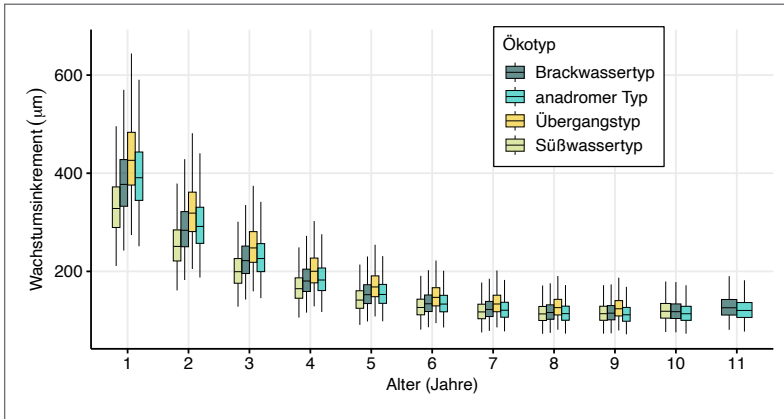


Abbildung 3.108: Altersabhängiges Wachstum der vier Ökotypen. Das Otolitheninkrement (Y-Achse) ist der Abstand von einem Winter-ring zum nächsten und kann als Zuwachsmass für das jeweilige Jahr verwendet werden. Auf der X-Achse sind die einzelnen Jahresklassen angegeben.

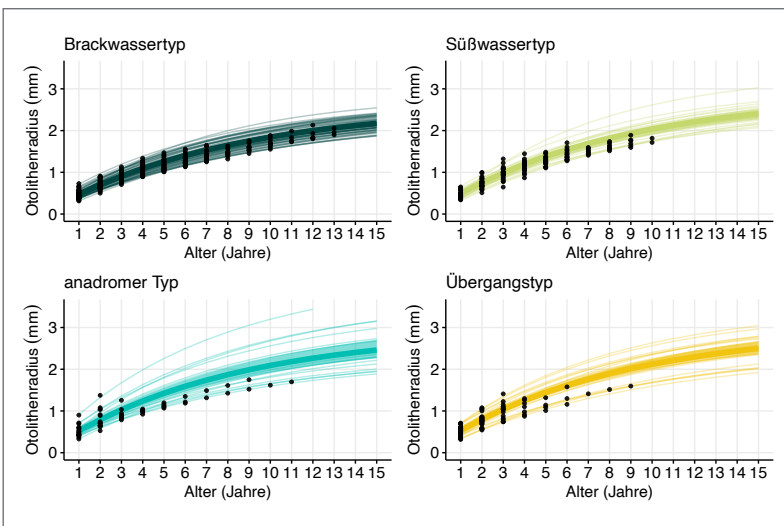


Abbildung 3.109: Wachstum der vier Ökotypen, berechnet über individuelle von-Bertalanffy-Wachstumskurven. Aus den einzelnen Kurven (dünne Linien) wurde in dem gemeinsamen Modellrahmen jeweils eine ökotypspezifische Kurve errechnet (dickere Linie) sowie ein Vertrauensintervall (schattierter Bereich um die Ökotypkurve) geschätzt.

tel 3.6, dass der Anteil nicht wiedergefundener Hechte unter den Sehrowbach-Hechten höher ausfiel als bei der Vergleichspopulation, die aus dem Brackwasser umgesetzt wurde. Die Übergangshechte zeigten auch ein ausgedehnteres Raumnutzungsverhalten, was die Antreffwahrscheinlichkeit mit Stellnetzen bzw. das Prädationsrisiko erhöhen dürfte. Für die Bodden und andere Küstengebiete ist auf Grundlage von Schuppenanalysen nachgewiesen worden, dass langsamwüchsige Hechte, die wahrscheinlich weniger risikobereit sind, länger leben (Lee-Phänomen, Berggren et al. 2022).

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Mit zwei unterschiedlichen Methoden wurden Hinweise für vier unterschiedliche Verhaltensphänoty-

pen an den Bodden nachgewiesen. Diese könnten auch genetisch gesehen Ökotypen darstellen (Kapitel 3.8). Einige der Verhaltensweisen dürften evolutionäre Anpassungen an den Salzgehalt zur Laichzeit darstellen, andere Typen sind als Mischphänotypen anzusehen, die je nach Bodden auch zwischen den Jahren plastisches Verhalten zeigen. Die Otolithenanalyse stimmte mit den Telemetriedaten im Wesentlichen überein. Beide Methoden deuteten die Existenz von vier Ökotypen und einen Anteil von 25–33 % von Hechten in den Brackwassergebieten an, die entweder vollständig (anadrom) oder teilweise ausgesüßte Bereiche zum Laichen aufsuchen. Hier war der Anteil der sogenannten Übergangstypen deutlich größer als der Anteil anadromer Hechte, die unter den Boddenhechten eher eine Minderheit von

maximal 7 % ausmachten. Die lebenslange Nischenutzung der Ökotypen wies deutliche Unterschiede auf, was belegt, dass die Tiere auch außerhalb der Laichzeit eine unterschiedliche Habitatnutzung aufweisen. Ob es sich bei den Laich- und Habitatnutzungstypen um echte, auch genetisch differenzierte Ökotypen mit reproduktiver Isolation handelt, wird im nächsten Kapitel abschließend geklärt.

Um alle vier Hechttypen innerhalb des Boddenbestands zu schützen, ist sowohl die Qualität als auch die Verfügbarkeit von Laichhabitaten in Brackwasser- und Süßwassergebieten wichtig. Hechte würden von der Entfernung von Wanderbarrieren und von Deichrückbauten profitieren. Solche Maßnahmen würden sowohl die Verfügbarkeit des Süßwasserzugangs als auch von Salzwiesen, die im Frühling überflutet werden, erhöhen. Weiterhin ist ein Eutrophierungsmanagement wichtig, um in den Bodden die Makrophytenbedeutung zu steigern. Der größere Anteil an Hechten mit Bezug zum Süßwasser in unseren Stichproben im Vergleich zu früheren Arbeiten deutet darauf hin, dass niedrigrigale Bereiche in Randbereichen der Bodden sehr wichtig sind, um die vollständige genetische Vielfalt und die Biokomplexität des Bestands aufrechtzuerhalten. Die zukünftige Bewirtschaftung von Boddenhechten muss daher die Süßwasserphase und Fragen im Zusammenhang mit der Wasser- und Binnenfischereibewirtschaftung in ihre Überlegungen integrieren.

### 3.8 Genetische Populationsstruktur

Arne W. Nolte, Stefan Dennenmoser,  
Phillip Roser, Eneko Aspillaga, Timo Rittweg,  
Félicie Dhellemmes, Sören Möller,  
René Friedland & Robert Arlinghaus

#### Kontext

Wie vorherige Kapitel und bürgerwissenschaftliche Ansätze im Projekt (Roser et al. 2023) gezeigt haben, rekrutieren die Hechte um Rügen sowohl aus dem Brackwasser wie auch aus angrenzenden aus-

gesüßten Randbereichen der Bodden und aus Zuflüssen, letzteres über anadrome Wanderungen. Dies deckt sich mit Hinweisen auf eine ähnliche Laichverhaltensweise aus anderen Bereichen der Ostsee, die verschiedene Ökotypen für Küstenhechte beschreiben (Müller 1986, Tibblin et al. 2016, Sunde et al. 2022). Die Eingruppierung als Ökotyp innerhalb einer Art verlangt eine genetische Anpassung an lokale Umweltbedingungen und damit verbundene Ausdifferenzierung in genetischer Hinsicht über längere Zeiträume, d. h. eine reproduktive Isolation von Teilpopulationen (Stronen et al. 2022). In diesem Kapitel wird die evolutionsbiologische Evidenzlage zu diesem Themengebiet aus dem Gebiet um Rügen zusammengestellt.

Der Status der verschiedenen Laichstrategien als eigenständige genetische Linien bzw. Ökotypen im Untersuchungsgebiet um Rügen ist im Unterschied zur Situation in Schweden (Nordahl et al. 2019, Sunde et al. 2022) und Estland (Diaz-Suarez et al. 2022) unzureichend dokumentiert. Die einzige verfügbare genetische Studie aus Rügen basiert auf Mikrosatelliten als neutrale genetische Marker von Möller et al. (2021). Sie wies nach, dass die Boddenhechte um Rügen nach dem Salzgehalt sowie nach geografischer Distanz genetisch strukturiert sind, d. h. Teilpopulationen sich aufgrund von reduziertem genetischem „Kontakt“ bzw. Genfluss zur Laichzeit genetisch gesehen voneinander unterscheiden. So haben z. B. Hechte aus dem Peenestrom genetisch gesehen eine größere Distanz zu Hechten aus dem Greifswalder Bodden. Möller et al. (2021) untersuchten aber keine Tiere aus Süßwasserzuflüssen, die nach Feldbeobachtungen im Projekt über Otolithen und telemetrische Methoden zur Laichzeit eigene Reproduktionseinheiten stellen könnten. Die phänotypischen Daten zur Habitatwahl und Bewegungsökologie in Kapitel 3.7 deuten vier mögliche Ökotypen an, ohne aber genetische Daten zur Absicherung der Vermutung vorgelegt zu haben. Diese fehlenden genetischen Daten werden im vorliegenden Unterkapitel präsentiert. Nachweise von genetisch differenzierten Populationen sind für eine nachhaltige



Nutzung eines Fischbestands und den Arten- und Populationsschutz notwendig. Es stellt sich die Frage, inwiefern die Hechte aus den Bodden genetisch gesehen einer einzigen sich miteinander vermehrenden Population angehören oder ob es sich um einen Mischbestand handelt, der sich aus Tieren zusammensetzt, die unterschiedliche Reproduktionseinheiten mit jeweils eigenen Populationsentwicklungen, Nutzungspotenzialen und Schutzbedürfnissen repräsentieren.

### Populationsstruktur von Hechten im Ostseeraum

Aus taxonomischer Sicht handelt es sich bei den Hechten um eine artenarme Gruppe mit geringer genetischer Diversität (z. B. Senanen & Kapucinski 2000). Die in Europa und Nordamerika am weitesten verbreitete Art *Esox lucius* gilt ebenfalls als wenig divers (Jacobsen et al. 2005). Dies wird begünstigt durch geringe effektive Populationsgrößen, die zu zufälligen genetischen Effekten (sogenannter genetischer Drift), zu genetischen Flaschenhälsen oder sogar „Inzucht“ durch nur wenige Laichtiere beitragen (Miller & Kapucinski 1997). Eine geringe genetische Vielfalt (Diversität) kann Anpassungsprozesse an neue Umweltfaktoren (z. B. wärmere Temperatur, neuer Krankheitserreger) erschweren. Genetisch gesehen ist der Hecht über das gesamte europäische und nordamerikanische Verbreitungsgebiet recht homogen, was durch eine Ausbreitung über die Beringstraße während der Interglazialzeiten erklärt werden kann (Skog et al. 2014). Diese großräumig geringe Diversität bietet zunächst keine Hinweise auf differenzierte Linien, die Gegenstand von Schutzbemühungen sein könnten. Demgegenüber sind neuere Hinweise auf teils kleinräumige Muster der genetischen Differenzierung bei Hechten in verschiedenen Küstengebieten der Ostsee besonders bemerkenswert (Nordahl et al. 2019, Sunde et al. 2022, Diaz-Suarez et al. 2022). Eschbach et al. (2021) konnten in einer großangelegten Studie mit Mikrosatelliten als genetische Marker über ganz Deutschland zeigen, dass genetisch unterscheidbare Linien sogar innerhalb von einzelnen großen

Seen koexistieren. Aus US-amerikanischen Seen ist die Ortstreue zu traditionellen Laichplätzen (natal site fidelity) bekannt, was über die reproduktive Trennung zur Laichzeit zur genetischen Differenzierung innerhalb (großer) Seen beitragen könnte (Miller & Kapucinski 2000). Nordahl et al. (2019) zeigten in Schweden, dass selbst geografisch eng benachbarte Zuflüsse der Küste, die nur wenige Kilometer voneinander entfernt sind, eigene genetische Linien anadromer Wanderhechte beherbergen. Für den Hecht muss also insbesondere in größeren Gebietskomplexen wie den Bodden und angrenzenden Flüssen mit gemischten Beständen und Ökotypen gerechnet werden. Diese müssten sich aus Individuen zusammensetzen, die sich in ihrer Biologie (z. B. Grad der Salztoleranz, Präferenz für Temperaturen, Sunde et al. 2019) deutlich unterscheiden und über reduzierten Genfluss unterschiedlichen Populationen angehören. Die Teilpopulationen können zur Laichzeit reproduktiv vollständig isoliert sein, z. B. wenn anadrome Hechte außerhalb der Laichzeit mit Boddenhechten im Brackwasser koexistieren, zur Laichzeit aber in Süßgewässer einwandern und sich in räumlicher Trennung von den Brackwasserhechten, aber in enger Nähe zu oder sogar zusammen mit möglicherweise residenten Süßwasserhechten fortpflanzen. Sollten Vermischungen stattfinden, z. B. von anadromen und Süßwasserhechten, dürfte der Genfluss dafür Sorge tragen, dass anadrome oder Süßwasserhechte genetisch nicht zu unterscheiden sind. Befinden sich an den Bodden aber Wanderhechte, die in eigene Zuflüsse einwandern und sich dort nur mit anderen Wanderhechten verpaaren, ist von einem eigenen Ökotyp „anadromer Wanderhecht“ auszugehen. Natürlich sind auch Mischformen denkbar.

Für die Ostsee wurde mehrfach in Erbrütungsversuchen gezeigt, dass Hechte sich in unterschiedlichem Maße an erhöhte Salzgehalte im Brackwasser anpassen (Kapitel 1, Jørgensen et al. 2010, Larsson et al. 2015, Sunde et al. 2018a) und dass dies genetische Ursachen hat. Wir haben es also mit einer genetischen Anpassung an lokale Salzbedingungen

zu tun. Möller et al. (2021) und Sunde et al. (2022) fanden dementsprechend, dass die genetische Zusammensetzung und Muster der Trennung von natürlichen Küstenhechtpopulationen wesentlich durch den Salzgehalt bestimmt werden. Hechte kommen in an die Ostsee angrenzenden Zuflüssen vor, sie können aber auch an das Brackwasser angepasste Populationen bilden, die sich z. B. durch Besatz mit gebietsfremden Süßwasserhechten nicht verdrängen lassen (Larsen et al. 2005). Dies ist ein erster Hinweis auf eine vom Lebensraum abhängige, unterschiedliche Überlebensfähigkeit und Konkurrenzstärke der betreffenden Populationen. Die höhere Fitness im Ei- und Larvenstadium bei Brackwasserbedingungen ist auch für eine Population bei Ummanz im Vergleich mit einer Süßwasserpopulation in Erbrütungsversuchen entlang eines Salzgradienten nachgewiesen worden (Kapitel 3, Arlinghaus et al. 2023a). Sogenannte Common-Garden-Experimente, in denen unterschiedliche Populationen im Labor gleichen Umweltbedingungen ausgesetzt werden, sind besonders aussagekräftig für genetische Anpassungen an den Umweltfaktor (hier Salz). Die Erbrütungsversuche mit einer Population aus Ummanz haben in diesem Zusammenhang deutliche Hinweise für Lokalanpassungen an den Salzgehalt gezeigt, da die Brackwasserhechte höhere Larvenaufkommen unter Brackwasserbedingungen und die Süßwasservergleichspopulation aus einem See in M-V höhere Larvenaufkommen unter Süßwasserbedingungen zeigten (Kapitel 1). Weiterhin kann das Vorkommen von anadromen Populationen, welche sich durch wahrscheinlich genetisch gesteuerte Laichwanderungen auszeichnen (Kapitel 3.6, Müller 1986, Tibblin et al. 2016), zur reproduktiven Isolation beitragen (Nordahl et al. 2019). Es ist also sehr wahrscheinlich, dass neben der genetischen Differenzierung von „Brackwasserhecht“ und „Süßwasserhecht“ auch anadrome Hechte eigene Linien bzw. Ökotypen bilden. Diesbezügliche Belege liegen aus Schweden (Sunde et al. 2022), aber nicht für Rügen vor.

Fragen der Nutzung und des Schutzes einer Art oder eines gemischten Bestands können nur dann

sinnvoll beantwortet werden, wenn grundsätzlich geklärt ist, wie viele unterschiedliche Populationen existieren und als getrennte Population (biologisch) oder Ressource (fischereilich) zu betrachten sind. Der Erhalt unterschiedlicher Populationen in einer Region ist nicht zuletzt aus Gründen der Stabilität des Fischertrags unter zufällig schwankenden Umweltbedingungen wichtig (Schindler et al. 2010). Für die Boddenhechte stellen sich folgende Fragen: Obwohl Studien und eigene Vorarbeiten mit Otolithen und Telemetrie vor Ort eine Trennung von Brackwasserhechten und Süßwasserhechten sowie anadromen Tieren nahelegen, ist nicht klar, inwiefern diesem Befund Ökotypen mit einer entsprechenden genetischen Signatur zugrunde liegen, wie viele Populationen genetisch unterschieden werden können, wie diese verbreitet sind und wie sie sich in ihrer Lebensweise unterscheiden. Während historisch größere Vorkommen anadromer Hechte dokumentiert sind (Roser et al. 2023), ist bislang unklar, inwiefern diese eine eigenständige Population mit einem eigenständigen evolutionären Trend darstellen und wie häufig Individuen dieser Population im gemischten Bestand sind. Telemetrische Arbeiten und Otolithenanalysen aus Vorkapiteln zeigten, dass zwischen 0,4 und 7 % anadrome Hechte im gemischten Brackwasserbestand zu erwarten sind. Es gilt zu klären, ob sich dieser Wert genetisch bestätigen lässt.

### **Grundlagen zur Bestimmung der genetischen Populationsstruktur**

In der Biologie versteht man Populationen als Fortpflanzungsgemeinschaften einer Art. Die Gesamtheit genetischer Merkmale innerhalb einer Population heißt Genpool. Jedes Individuum lässt sich anhand seines Genotyps beschreiben, der bei einem doppelten Satz von Chromosomen für jeden Genort (Locus) zwei Allele (genetische Varianten, eine je Chromosom) enthält und die Gesamtheit aller Allele und Loci zusammenfasst. Wenn Populationen von anderen Populationen reproduktiv isoliert sind, dann verändern sich, bedingt durch fehlenden Aus-

tausch, die Genpools unabhängig voneinander. Für Allele innerhalb der Genpools bedeutet dies, dass sie ihre Häufigkeiten in der Population ändern. Wie stark Populationen sich genetisch unterscheiden, wird bestimmt durch den Grad der Isolation zwischen diesen. Erfolgt ein hoher genetischer Austausch (Genfluss) durch Migration von Individuen unterschiedlicher Populationen und eine daraus resultierende gemeinsame Fortpflanzung, vereinheitlichen sich die Genpools, d. h. die Frequenzen der Allele gleichen sich zwischen den Populationen an. Wenn Populationen über sehr lange Zeiträume vollständig während der Fortpflanzung getrennt sind, entstehen genomweite Unterschiede darin, wie oft unterschiedliche Allele verschiedener Loci in der jeweiligen Population vorkommen. Interessant für die Analyse genetischer Anpassungsprozesse ist: Der Grad der Isolation kann sich zwischen verschiedenen Loci des Genoms unterscheiden, wenn diese an genetischen Anpassungsprozessen an lokale Bedingungen (z. B. Salzgehalt im Laichgebiet) innerhalb eines Gewässersystems (z. B. Brackwasser und Zuflüsse) beteiligt sind. Eine genetische Variante (Allel eines Locus), die ein bestimmtes Protein oder ein Verhaltensmerkmal kodiert, kann etwa eine besondere Überlebensfähigkeit in einer bestimmten Population verursachen, aber nicht in einer anderen. In diesem Fall ist für den betreffenden Locus eine hohe Unterschiedlichkeit zwischen Populationen zu erwarten (Wu 2001). Auf Grundlage dieses Prinzips können Loci gefunden werden, die wahrscheinlich daran beteiligt sind, dass verschiedene Populationen sich ökologisch oder anderweitig unterscheiden. Genorte (Loci), die an Anpassungsprozessen beteiligt sind, bilden die Grundlage für die Differenzierung von Ökotypen (Stronen et al. 2022) und sind die Grundlage für die Entstehung neuer Arten (Coyne & Orr 2004). Sie bieten für empirische Studien den höchsten Informationsgehalt, wenn es um die Zuordnung von Individuen zu diesen Ökotypen geht.

Mittels theoretischer Ansätze der Populationsgenetik (Hartl & Clark, 2007) lässt sich seit fast einem

Jahrhundert gut vorhersagen, welche Genotypen bei Individuen einer Fortpflanzungsgemeinschaft in Abhängigkeit von der Häufigkeit verschiedener Allele vorkommen. Ebenso können Maße für Verwandtschaft und genetische Trennung zwischen Populationen berechnet werden. Leider hinkten die Möglichkeiten, populationsgenetische Vorhersagen in empirischen Studien zu testen, lange Zeit weit der Theorie hinterher. Das änderte sich durch molekulare und technische Innovationen seit den 1980er-Jahren, die zu einer Revolution der Erbgutanalyse geführt haben. Mittlerweile ist es selbst für bislang wenig erforschte Fischarten einfach (und günstig), komplette Genome neu zu sequenzieren und auf deren genetische Ausstattung hin zu analysieren (Nolte 2020). In speziellen Datenbanken (<https://www.ensembl.org>) existieren für den Hecht öffentlich zugängliche, mit Hinweisen auf die Position und Funktion bestimmter Gene beschriebene („annotierte“) Referenzgenome, die als Grundlage für genomweite Analysen dienen können. Seitdem Methoden der sogenannten Next-Generation-Sequenzierung entwickelt wurden, durch die Millionen von DNA-Sequenzen parallel gelesen werden können, sind genomweite Analysen nicht mehr durch den Zugang zu den Sequenzdaten an sich begrenzt. Die Herausforderung für die Bestimmung von Genotypen wildlebender Tiere, und damit die Umsetzung populationsgenetischer Studien, verlagert sich weg von der gut etablierten DNA-Sequenzierung hin zu wohlüberlegten Datensammlungen im Feld. Das BODDENHECHT-Projekt eröffnete die seltene Möglichkeit, umfangreiche Felddaten zur Verbreitung, dem Verhalten und der ökologischen Spezialisierung mit modernen populationsgenetischen Analysen zu koppeln. Obwohl vorangegangene Studien (Möller et al. 2021, Sunde et al. 2022) bereits sehr stichhaltige Hinweise auf eine genetische Trennung ökologisch differenzierter Linien des Hechtes präsentiert haben, konnte das BODDENHECHT-Projekt deutlich umfassendere Analysen durchführen, bei denen alle Positionen des Hechtgenoms betrachtet wurden. Unsere Individuen-basierten Analysen kon-

zentrierten sich auf diejenigen Genombereiche, die das absolut stärkste Signal genetischer Trennung als Hinweis auf evolutionäre Anpassungsprozesse aufweisen. Sie erreichten damit den höchstmöglichen Informationsgehalt für eine genetische Zuordnung von Individuen und für Fragen zur Bildung von differenzierten Ökotypen.

In diesem letzten Unterkapitel fassen wir unsere ersten Analysen der genetischen Struktur von Hechtpopulationen um Rügen zusammen. Durch die Einbindung von populationsgenetischen Analysen in Studien zur Hechtbiologie sollten Verbindungen zwischen verschiedenen Datensätzen und Erkenntnissen herausgearbeitet werden. Ziel war es, die Existenz unterscheidbarer Populationen zu testen und aus den Ergebnissen Hypothesen zur Vielfalt und Populationsstruktur der Hechte sowie zur Existenz von genetisch differenzierten Ökotypen zu entwickeln. Die genetische Untersuchung der Populationsstruktur zielte darauf ab, zusammen mit den ökologischen Erkenntnissen zu Wanderung und Habitatwahl aus den vorherigen Unterkapiteln des Kapitels 3 ein möglichst aussagekräftiges Bild der Populationsstruktur und Konnektivität der Boddenhechte zu liefern. Dieses sollte sowohl genetische als auch ökologische Eigenschaften des Hechtbestands berücksichtigen. Darüber hinaus sollte geprüft werden, ob sich genetisch unterscheidbare Ökotypen auch in ihrer Lebensweise und Habitatwahl, vor allem was den Salzgehalt während der Laichzeit anbelangt, unterscheiden. Anders ausgedrückt: Es sollte untersucht werden, ob genetisch unterschiedliche Linien sich auch phänotypisch im Verhalten „liniengetreu“ verhalten, z. B. ob ein genetischer Brackwasserhecht sich auch im Verhalten durch die Nutzung des Brackwassers im gesamten Jahresverlauf kennzeichnet. Eine solche Übereinstimmung von Genotyp und Phänotyp wäre ein erster Hinweis, dass die Verhaltensweisen – auch – eine genetische Ursache haben, ein Wanderhecht sich also nicht „freiwillig“ als Wanderhecht zeigt, sondern der Wanderung ins Süßwasser eine genetische Anpassung an das Laichen im Süßwasser zugrunde liegt.

### Methoden

Es wurde eine sogenannte DNA-Pool-Sequenzierung durchgeführt, um genetische Unterschiede zwischen Hechten von verschiedenen Probenahmeorten rund um Rügen zu finden (Roser et al. 2023). Die Methode ist sehr kosteneffizient (Schlötterer et al. 2014) und erlaubt, die genetische Unterschiedlichkeit zwischen sogenannten Pools (das ist die DNA von mehreren Tieren von unterschiedlichen Probenahmeorten, die je Probenahmeort als Pool zusammengefasst werden) als Hinweis auf eine mögliche Populationsstruktur zu schätzen. Als nachteilig an der Pool-Sequenzierung erweist sich, dass sie nicht Individuen-basiert ist. Über viele Individuen eines Probenahmeorts zusammengefasste (d. h. gepoolte) DNA-Daten erlauben keine Aussagen darüber, ob sich in einer Probe Individuen befinden, die zu unterschiedlichen Populationen gehören. Diese Wissenslücke wurde daher mit einer zweiten, Individuen-basierten Analyse geschlossen, nachdem über die Pool-Sequenzierung besonders geeignete (d. h. diagnostische) genetische Marker identifiziert wurden.

Die Pool-Sequenzierung beruhte auf Proben von elf Probenahmeorten (verschiedene Bodden oder Zuflüsse). Von jedem dieser Orte wurden Gewebeproben von 45–50 Hechtindividuen gesammelt und zusammengefasst (Roser et al. 2023, Abbildung 3.110). Die Probenahmeorte wurden so gewählt, dass entsprechend des vorhandenen Vorwissens an verschiedene Lebensräume und Lebensweisen angepasste Hechtpopulationen aus Süß- und Brackwasser beprobt und in der Analyse verglichen werden konnten. Potenziell residente Brackwasserhechte wurden berücksichtigt über die Beprobung der mesohalinen Bodden Barther Bodden, Kubitzer/Schaproder Bodden, Großer Jasmunder Bodden und Greifswalder Bodden sowie der oligohalinen Bodden Peenestrom/Achterwasser und Stettiner Haff. Mögliche residente Süßwasserpopulationen deckte die Beprobung der Flüsse Barthe und Peene ab. Für einen Nachweis möglicher anadromer Hechte wurden zur Zeit der Laichwanderungen gezielt drei kleinere Zuflüsse der Boddengewässer

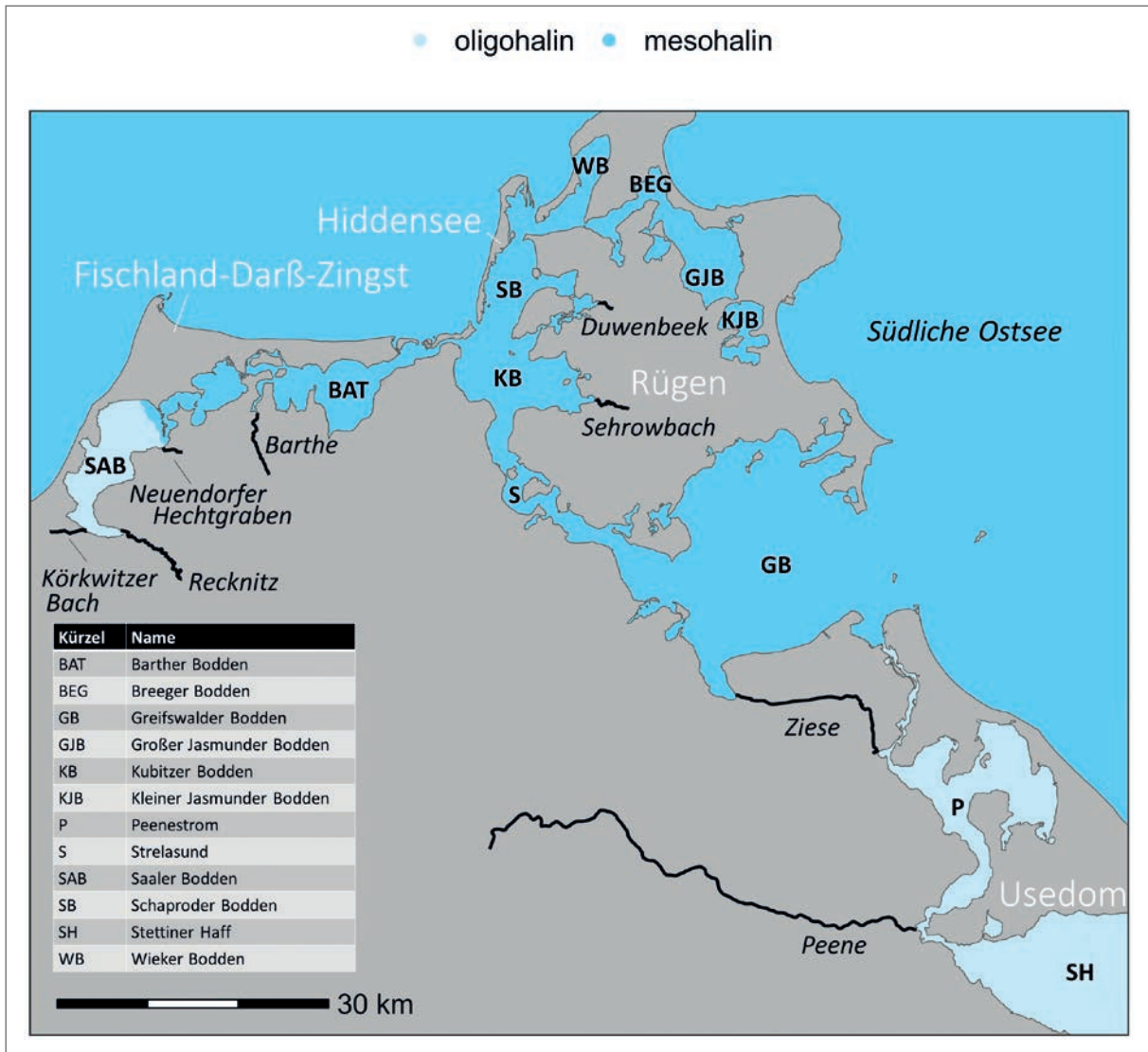


Abbildung 3.110: Überblick über das Untersuchungsgebiet und die Probenahmeorte, die sowohl für die Pool-Sequenzierung als auch für die darauffolgende Analyse einzelner Hechte verwendet wurden.

beprobt: der Sehrowbach (Kubitzer Bodden), der Neuendorfer Hechtgraben (Barther Bodden) und die Ziese (verbindet Peenestrom und Greifswalder Bodden, Probenahme nahe der Mündung in den Peenestrom). Für die im zweiten Schritt (siehe unten) erfolgte populationsgenetische Analyse von Einzelindividuen wurde die Probenahme auf weitere im Untersuchungsgebiet liegende Zuflüsse (Abbildung 3.110), sowie den Kleinen Döllnsee in Brandenburg, als Referenzprobe für eine Süßwasserpoblution im Binnenland, ausgeweitet.

Die DNA der Hechte wurde mittels eines Phenol-Chloroform-Protokolls aus Gewebeproben extrahiert und in äquimolaren Anteilen von jeweils 45–50 Individuen je Standort zu Sammelproben gepoolt. Die genomischen Sammelproben wurden durch CeGaT (Tübingen) mittels einer Illumina-Sequenzierung sequenziert (Details in Roser et al. 2023). Die so erhaltenen Sequenzen wurden gegen ein öffentlich verfügbares Hechtgenom aufgetragen. Daraufhin wurden für alle Probenahmeorte und alle Positionen des Genoms die vorhandenen Allele (unterschied-

liche Varianten der Sequenzen je Locus) und deren Häufigkeiten bestimmt. Im nächsten Schritt erfolgte über das Programm popoolation2 die Berechnung des FST-Wertes für jede Position des Genoms als Maß für die Unterschiedlichkeit von Populationen. Diese Ergebnisse bilden die Grundlage für zwei wichtige Analysen: Erstens erlauben sie es, über das Genom gemittelte paarweise Unterschiede zu berechnen, um die genetische Ähnlichkeit zwischen allen Sammelproben im Vergleich zueinander darzustellen. Zweitens können diejenigen Positionen des Genoms gefunden werden, an denen die Unterschiedlichkeit in einem paarweisen Vergleich zwischen zwei Sammelproben maximal ist.

Weil eine Analyse größerer Zahlen von Individuen auf Ebene des kompletten Genoms, so wie oben für Sammelproben beschrieben, zu aufwendig und kostspielig ist, haben Loci, an denen sich die Häufigkeiten der Allele zwischen Populationen am stärksten unterscheiden, einen besonderen Stellenwert. Sofern unterschiedliche Ökotypen existieren und an bestimmten Loci durch genetische Anpassung (oder andere Prozesse wie Einflüsse eines früheren Besatzes oder schlicht Zufall) unterschiedlich sind, lässt sich eine große Anzahl von Individuen auf der Grundlage von wenigen Loci mit hoher Wahrscheinlichkeit unterschiedlichen Populationen zuzuordnen. Als genetische Marker (Marker Panel) haben wir nach intensiver Entwicklung 33 Einzel-Nukleotid-Polymorphismen (SNP – Single Nucleotide Polymorphisms) verwendet, die durch die Poolseq-Analyse identifiziert wurden.

Anschließend wurde eine sogenannte GTseq-Methode (Campbell et al. 2015) verwendet, um den jeweiligen Genotyp der einzelnen Hechte (rund 1.600) mithilfe einer Illumina-Sequenzierung zu bestimmen. GTseq basiert auf zwei hintereinander durchgeführten PCR-Schritten (Polymerase-Kettenreaktion), bei denen die Ziel-DNA-Fragmente der Marker-Loci aus der originalen DNA jedes Individuums vervielfältigt werden. Für den ersten PCR-Schritt werden Paare von Sonden (Primer) eingesetzt, die das Erbgut für alle Marker-Loci parallel in einer Multiplex PCR-Reak-

tion (mehrere Marker gleichzeitig) vervielfältigt. Diese Reaktion wird für alle Individuen separat durchgeführt. In einem zweiten Schritt erfolgt eine weitere PCR, in der alle PCR-Produkte aus Schritt 1 durch zusätzliche Sequenzen verlängert werden. Diese 1) markieren die PCR-Produkte für alle Individuen mit einer einmaligen Kombination von Barcode-Sequenzen und 2) ermöglichen den technischen Ablauf der Illumina-Sequenzierung. Die nach der Illumina-Sequenzierung erhaltenen Sequenzen können denjenigen Individuen zugeordnet werden, von denen sie stammen. Sie repräsentieren bei Erfolg Genotypen der 33 Marker-Loci für jedes Individuum. Die bioinformatische Analyse der Rohdaten erfolgt mit denselben Programmen, die Roser et al. (2023) für die Aufbereitung der Pool-Sequenzierungsdaten benutzt haben. Die Analyse wurde ergänzt durch selbst geschriebene Perl- und Bash-Skripte, die als Ergebnis eine Tabelle mit individuellen Genotypen generieren.

Diese so generierten Daten wurden mit der im Programm Structure implementierten biostatistischen Methode (Pritchard et al. 2000) analysiert. Diese gruppiert die Individuen mittels ihrer Genotypen, sodass die gebildeten Gruppen bestmöglich den sogenannten „idealen Populationen“ entsprechen. Grundsätzlich gilt für eine ideale Population, dass die Häufigkeit von verschiedenen Allelen bestimmt, wie oft diese zusammen in Genotypen verschiedener Individuen vorkommen. Wenn also Informationen für Genotypen verschiedener Individuen vorliegen, dann kann anhand dieser ermittelt werden, ob die Individuen einer bestimmten Population angehören, z. B. ob bestimmte Individuen in einer Probe von Brackwasserhechten eher anadrome Wanderhechte sind. Für einzelne Individuen wird geschätzt, welchen genetischen Ursprung (ancestry coefficient) sie in verschiedenen Populationen haben, sodass eine mögliche Vermischung zwischen differenzierten Populationen berücksichtigt wird. Weiterhin erhält man Hinweise zur wahrscheinlichsten Anzahl reproduktiv getrennter Populationen, denen die Individuen zugeordnet werden. Um die genetische Ähnlichkeit von Individuen und Teilpopulationen darzustellen, wur-

de im Programm Plink 1.9 (Chang et al. 2015) der Anteil geteilter Allele (proportion of shared alleles) zwischen allen Genotypen berechnet und die resultierende Distanzmatrix als Neighbor-Joining-Baum (Abstammungsbaum) visualisiert. Diese alternative Darstellung konnte dem auf Poolseq-Daten basierenden Baum gegenübergestellt werden.

Die Genotypdaten wurden auf individuellem Niveau mit den per Telemetrie und Sr/Ca-Verhältnissen klassifizierten Daten der gleichen Individuen abgeglichen (Kapitel 3.3 – 3.7). Diese Gegenüberstellung von Genotyp und Verhaltensphänotyp war natürlich nur für die Unterstichprobe von Tieren möglich, bei denen auch Besenderungen bzw. Otolithenanalysen zum Sr/Ca Verhältnis durchgeführt wurden. Es wurde mittels Chi-Quadrat-Tests überprüft, ob die auf der Grundlage von Telemetrie und Habitat eingruppierten „Ökotypen“ eine Korrespondenz zu den genetisch definierten Populationen (genetische Cluster) aufweisen, die in der Structure Analyse als Cluster bezeichnet werden. Es wurde z. B. getestet, ob der Anteil von entsprechend der Telemetrie und Sr/Ca-Verhältnisse vor allem das Süßwasser nutzenden Hechte in dem genetischen Cluster (Population) erhöht ist, den wir aufgrund der Probenahmeorte der Tiere dem Süßwasser zuordnen. Weiterhin wurden die erfahrene Umwelt, das Verhalten (Bewegungsareale, Schwimmdistanz) sowie das Wachstum zwischen den verschiedenen Genotypen statistisch mittels Varianzanalyse verglichen, um zu schauen, ob sich die genetischen Populationen statistisch in Verhaltensmetriken oder Wachstum unterscheiden.

## Ergebnisse und Diskussion

### Genetische Diversität und Verwandtschaftsbaum

Die gesammelten Pool-Sequenzierungsdaten enthielten, nachdem Artefakte ausgefiltert wurden, 1.190.970 variable SNPs (single nucleotide polymorphisms), die auf Pool/Probenahmeort-Niveau als Marker für die Berechnung der Unterschiedlichkeit zwischen verschiedenen Sammelproben herangezogen wurden. Das Maß der genomweiten Nuk-

leotid-Diversität ( $\pi$ ) belegt Unterschiede zwischen Sammelproben bzw. Pools der Boddenhechte. Sie variierten zwischen 0,0018 und 0,0023 (Durchschnitt: 0,0019) und waren im Bereich des Stettiner Haffs, der Peene und des Peenestroms leicht erhöht ( $\pi = 0,0023/0,0019/0,0020$ ) im Vergleich zu anderen Probenahmeorten (Barther Bodden: 0,0018; Neuendorfer Hechtgraben: 0,0018; Großer Jasmunder Bodden: 0,00183; Greifswalder Bodden: 0,00184; Sehrowbach: 0,00184; Ziese: 0,00184; Kubitzer/Schaproder Bodden: 0,00185; Barthe: 0,00186). Eine erhöhte Diversität deutet auf eine höhere effektiv an der Reproduktion beteiligte Populationsgröße (höhere Laicherbestände) oder aber einen erhöhten genetischen Austausch mit anderen, auch unbekanntenen Populationen hin, z. B. bei den östlichen oligohalinen Gewässern im Peenestrom oder Stettiner Haff mit zuwandernden Fischen aus der Oder. Wie für den Hecht zu erwarten, zeigten paarweise  $F_{ST}$ -Werte als Maß für genomweite genetische Differenzierung der Populationen geringe, aber hochsignifikante Unterschiede zwischen den Proben. Sie reichten von 0,0128 (Greifswalder Bodden vs. Kubitzer/Schaproder Bodden) bis 0,0547 (Greifswalder Bodden vs. Stettiner Haff). Dabei erreichten Vergleiche zwischen Brackwasserbodden und Süßwassergebieten die höchsten Unterschiedlichkeitswerte zwischen 0,036 und 0,0547. Das heißt, Brackwasserbodden unterschieden sich stärker von Süßwassergebieten und Zuflüssen als untereinander. Die paarweisen  $F_{ST}$ -Werte können zusammenfassend in einem Neighbor-Joining-Verwandtschaftsbaum (NJ-Baum) dargestellt werden (Abbildung 3.111). Dieser zeigt eindrücklich, dass die Hechte des Greifswalder Boddens enger verwandt sind mit den Hechten anderer mesohaliner Bodden und geringer verwandt sind mit den Hechten des oligohalinen Peenestroms bzw. des Stettiner Haffs.

Je größer die Distanz entlang der Äste des Baumes zwischen Sammelproben in Abbildung 3.111 ist, desto mehr genetische Unterschiede bestehen zwischen ihnen. Der Distanzbaum unterstützt die vermutete genetische Trennung zwischen Brackwasser-

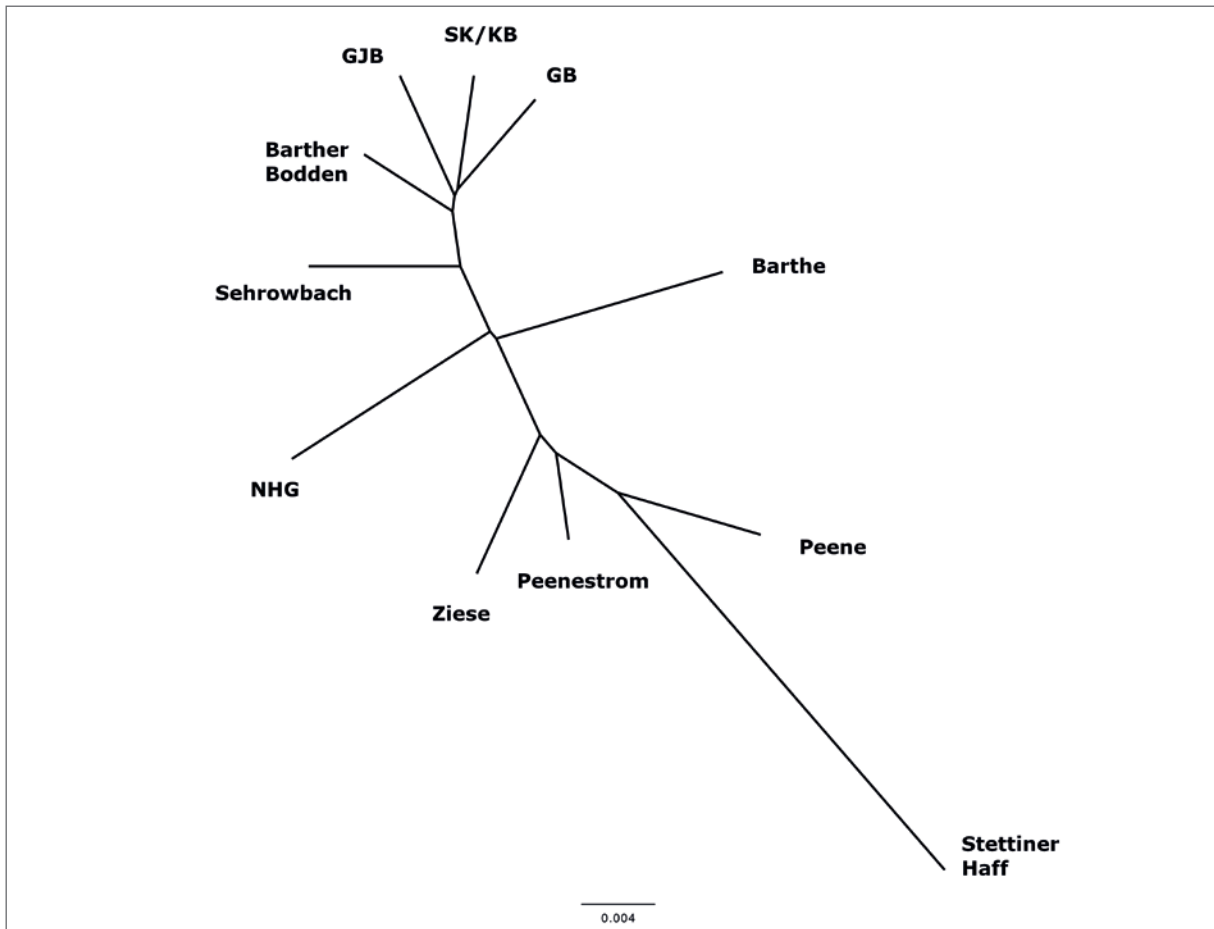


Abbildung 3.111: Neighbor-Joining-Baum, der die Ähnlichkeit zwischen jeweils von 45–50 Individuen gepoolten Proben von verschiedenen Fundorten angibt. Dem Baum liegen genomweite Informationen von 1.190.970 variablen SNP-Markern zugrunde. Sammelpuben aus Brackwasserbereichen des Barther Boddens, Kubitzer/Schaproder Boddens (SK/KB), Großen Jasmunder Boddens (GJB) und Greifswalder Boddens (GB) bilden eine Gruppe, die Proben aus Süßwasserbereichen der Barthe, Peene sowie dem salzarmen, oligohalinen Peenestrom und Stettiner Haff stehen auf der anderen Seite. Fundorte, für die aus Felddaten Hinweise für Anadromie vorliegen (Sehrowbach, Barthe, Neuendorfer Hechtgraben und Ziese) nehmen im Baum intermediäre Positionen, zwischen Bodden- und Süßwasserproben, ein. Damit unterstützt der Baum eine genetische Unterteilung von Populationen aus Bodden- und Süßwasserbereichen sowie möglicherweise von anadromen Populationen. Es ist aber auch denkbar, dass z. B. in der Barthe ebenfalls anadrome Tiere vorkommen, die in einem Pool nicht isoliert werden können.

und Süßwasserhechten an den Bodden: Während die Hechte aller mesohalinen Bodden eng miteinander verwandt sind (Äste oben links), sind die Hechte der oligohalinen Bodden (Peenestrom und Stettiner Haff) sowie der größeren Süßgewässer (Peene, Barthe) deutlich abgesetzt (Äste unten rechts). Der NJ-Baum deutete ferner an, dass möglicherweise

(putativ) anadrome Populationen (Sehrowbach, Neuendorfer Hechtgraben und Ziese) Zwischen- bzw. Übergangspositionen zwischen Brack- und Süßwasserpopulationen einnehmen. Hierbei ist nicht klar, ob die Sammelpuben Individuen enthielten, die einer einzigen homogenen Population angehören, oder ob die Sammelpuben Mischungen von Individuen ent-



hielten, deren Eigenheit anhand der Sammelproben nicht richtig dargestellt werden konnte. Deswegen wurden anschließend Individuen-basierte Genotypen mit besonders differenzierenden SNPs auf Individuallniveau einzelner Hechte bestimmt.

### Genetische Cluster und Ökotypen

Die genomweite Analyse ergab 33 Marker, für die auffällige Unterschiede in Allelfrequenzen zwischen Sammelproben gefunden wurden. Dazu gehörten Marker mit einem erhöhten diagnostischen Wert für a) Brackwasserhechte, b) Süßwasserhechte, c) putativ anadrome Hechte und einzelne Fangorte (Tabelle 3.19). Am Beispiel des Gens STAT5, das bekannter-

weise an der Osmoregulation beteiligt ist, zeigen wir in Abbildung 3.112, wie Kandidatengene, die an der Bildung von Ökotypen beteiligt sein können, über die Betrachtung genomweiter Differenzierung zwischen Populationen identifiziert werden. Eine erhöhte genetische Differenzierung von Brackwasserhechten und Süßwasserhechten erkennt man an im Vergleich zu anderen Bereichen des Genoms erhöhten  $F_{ST}$  Werten, bedingt durch an dem Locus besonders unterschiedliche Häufigkeiten von verschiedenen Allelen. Solche Unterschiede sind für das STAT5 Gen sehr plausibel, für das eine Beteiligung an der Osmoregulation und Salzanpassung z. B. bei Dorschen oder Dreistachligen Stichlingen beschrieben wurde (Velotta et

**Tabelle 3.19: Informationen zu 33 Genorten, die für die Typisierung von Boddenhechten und die Analyse der Populationsstruktur ausgewählt wurden. Dargestellt ist der Markernamen, der sich auf die Position im Referenzgenom oder den Namen des am nächsten gelegenen Gens bezieht, die Positionen der SNPs im Referenzgenom und der diagnostische Wert, d. h. die Gruppen oder Populationen von Hechten, die sich am stärksten in ihren Allelfrequenzen für die betreffenden SNPs unterscheiden. NHG: Neuendorfer Hechtgraben am Barther Bodden.**

Marker	Position im Referenzgenom (GCF_011004845.1_fEsoLuc1.pri)	Genname	Diagnostische Zuordnung
Snx19	NC_047569: 24,347,444	Sorting Nexin 19	Süß- vs. Brackwasser
LOC109615708	NC_047572: 13,494,631		anadrom vs. Süßwasser
Neurexin	NC_047573 : 7,769,557	Neurexin1	NHG vs. alle
Shisa9a	NC_047573: 17,599,435	Shisa Family Member 9	anadrom vs. Brackwasser
Near_si:zfos-911d5.4	NC_047574: 6,871,283		anadrom vs. Süßwasser
Intergenic2	NC_047574: 3,941,419		Süß- vs. Brackwasser
Kctd16b	NC_047575: 44,778,492	Potassium Channel Tetramerization Domain Containing 16	Sehrowbach vs. alle
Near_ptprfa	NC_047576: 24,504,780	Close to Protein Tyrosine Phosphatase Receptor Type F	Sehrowbach vs. alle
Wipf3	NC_047578: 635,371	WAS/WASL Interacting Protein Family Member 3	Ziese vs. alle
Intergenic1	NC_047578: 17,384,430		NHG vs. alle
Teashirt	NC_047578: 17,423,433	Teashirt Zinc Finger Homeobox 1	NHG vs. alle
LOC105006983	NC_047578: 18,969,415		Ziese vs. alle
LOC114840414	NC_047579: 31,539,939		NHG vs. alle
Stat5a	NC_047579: 42,559,309	Signal Transducer and Activator of Transcription 5A	Süß- vs. Brackwasser
Mitf	NC_047580: 23,715,258	Melanocyte Inducing Transcription Factor	Süß- vs. Brackwasser

Tabelle 3.19: Fortgesetzt

Marker	Position im Referenzgenom (GCF_011004845.1_fEsoLuc1.pri)	Genname	Diagnostische Zuordnung
Git2a	NC_047581: 26,987,161	G Protein-Coupled Receptor Kinase Interacting ArfGAP 2	Ziese vs. alle
Irp2a	NC_047584: 17,665,030	Low density lipoprotein-related protein 2	NHG vs. alle
Map2	NC_047584: 21,734,812	Microtubule-Associated Protein 2	NHG vs. alle
Csmd3	NC_047584: 29,907,226	CUB and sushi domain-containing protein 3	NHG vs. alle
Alpl	NC_047585: 22,846,325	Alkaline Phosphatase, Biomineralization Associated	Süß- vs. Brackwasser
Tspan8	NC_047586: 3,400,630	Tetraspanin 8	Sehrowbach vs. alle
Plcb1	NC_047586: 21,294,650	Phospholipase C Beta 1	Süß- vs. Brackwasser
Near_gzf1	NC_047586: 21,587,982	Close to GDNF Inducible Zinc Finger Protein 1	Sehrowbach vs. alle
Strap	NC_047587: 17,636,093	Serine/Threonine Kinase Receptor Associated Protein	anadrom vs. Brackwasser
Rhcg	NC_047587: 17,773,190	Rh Family C Glycoprotein	Süß- vs. Brackwasser
Zp3	NC_047587: 20,109,358	Zona Pellucida Glycoprotein 3	Süß- vs. Brackwasser
LOC105021879	NC_047588: 13,043,665		Sehrowbach vs. alle
Nrn1A1	NC_047589: 10,560,642	Neuritin 1	Süß- vs. Brackwasser
Tubb6	NC_047589: 10,863,692	Tubulin Beta 6 Class V	anadrom vs. Brackwasser
Nfkbiz	NC_047590: 15,488,112	NFKB Inhibitor Zeta	Ziese vs. alle
Ergic2	NC_047591: 13,545,967	ERGIC And Golgi 2	Ziese vs. alle
Aloxe3	NC_047593: 12,878,238	Arachidonate Lipoxygenase 3	anadrom vs. Brackwasser
Slam	NC_047593: 6,193,260	Signaling Lymphocytic Activation Molecule Family Member 1	Sehrowbach vs. alle

al. 2022). Es ist wahrscheinlich, dass die hier gefundenen, unterschiedlichen Allele sich in ihrem evolutionären Anpassungswert in Bezug auf den Salzgehalt unterscheiden, und somit die Anpassung an den Salzgehalt begünstigen. Weitere zwischen Brack- und Süßwasserhechten unterschiedliche Gene sind ebenfalls für osmoregulatorische Funktionen in anderen Arten vorgeschlagen worden (RHCG, ALOXE3 – Bonzi et al. 2021; PLCB1 – Ferchaud et al. 2014; SNX19 – Pinto et al. 2010) oder in ihrer Funktion (z. B. MITF – Pigmentierung; ALPL – Skelettmineralisierung, Tabelle 3.19) noch nicht mit Ökotypen bei Fischen in Verbindung gebracht worden. Unsere Arbeit legt nahe, dass sie wahrscheinlich zur Differenzierung der Ökotypen bei den Boddenhechten beitragen. Dies bleibt aber bis zur Durchführung weiterer Studien zur Funktion der Gene in Hechten zunächst spekulativ.

Die GTseq-Sequenzierung auf individuellen Hechtniveau ergab eine Gesamtzahl von elf Millionen Sequenzen aus insgesamt 3 Illumina-MiSeq-Läufen (durchgeführt vom CCG der Universität zu Köln). Nach der Zuordnung der Sequenzen zu Individuen und Markern erfolgte eine Filterung, in deren Rahmen Individuen mit ungenügender Sequenzabdeckung oder mehr als 20 % fehlenden Daten entfernt wurden. Insgesamt rund 1.600 Hechte aus 20 Probenahmeorten wurden erfolgreich genotypisiert und gingen in die finalen Analysen ein. Darunter waren auch Hechte, für die Informationen zur Telemetrie (Verhalten über drei Jahre im Gebiet) (N = 300) oder zur thermosalinen Nischennutzung über das gesamte Leben mittels Isotopenanalysen in Otolithen vorlagen (N = 135). Die populationsgenetische Analyse der individuellen Genotypen mit dem Programm

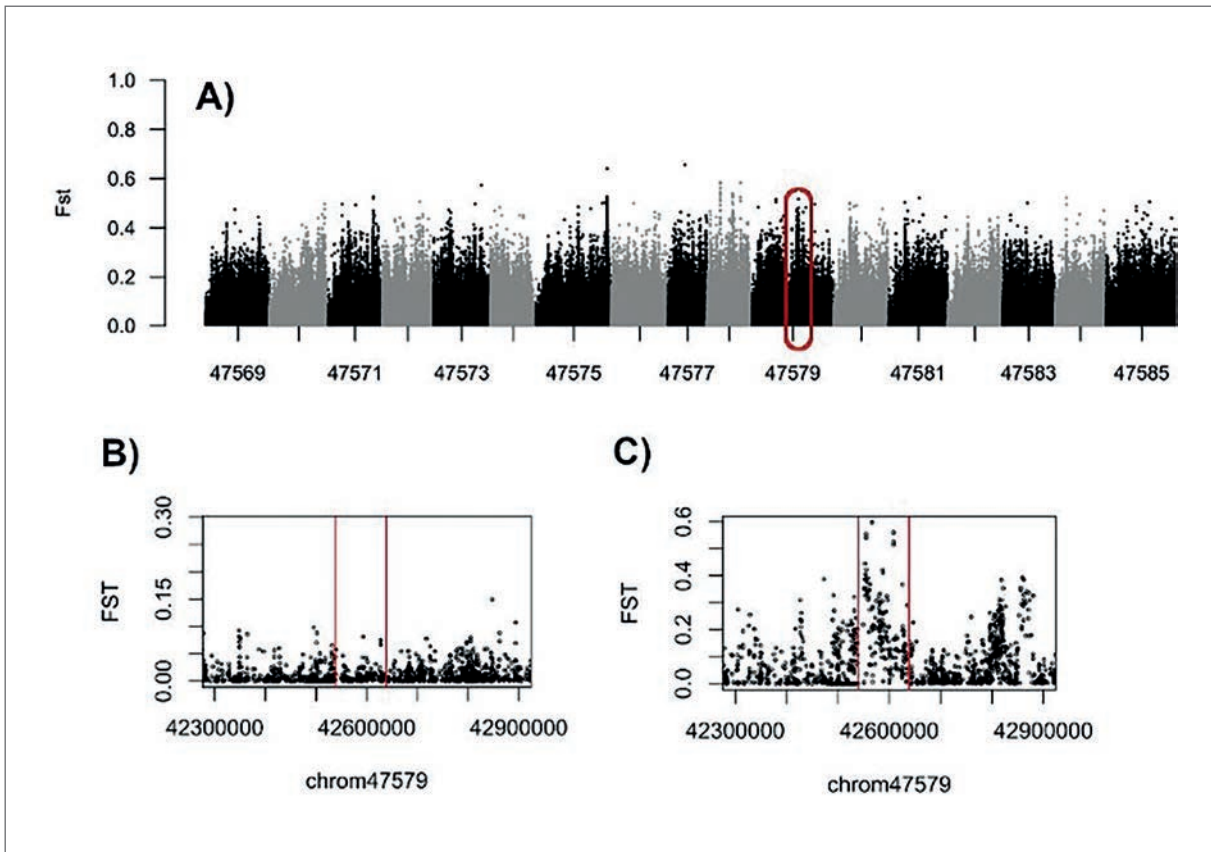


Abbildung 3.112: Die Suche nach Bereichen höchster genomischer Differenzierung als Kandidaten für Anpassungsprozesse von Ökotypen und als genetische Marker. Genomweite Differenzierung zwischen Brackwasser und Süßwasserhechten kann als Manhattan Plot visualisiert werden, A) in dem  $F_{ST}$ -Werte (Y-Achse) für alle SNPs als Maß der genetischen Unterschiedlichkeit entlang des Hecht-Referenzgenoms (X-Achse, graue und schwarze nummerierte Blöcke entsprechen kompletten Chromosomen) aufgetragen werden. Genomische Bereiche erhöhter Differenzierung lassen sich dann als Peaks erkennen, so wie der rot eingefasste Bereich auf Chromosom „47579“. In den Abbildungen B) und C) ist der in A) rot eingefasste Bereich vergrößert dargestellt, wobei B) einen Vergleich zwischen verschiedenen Brackwasserpopulationen und C) einen Vergleich einer Brackwasser- und einer Süßwasserpopulation zeigt. Eine erhöhte genetische Differenzierung innerhalb der Grenzen des STAT5-Gens (C) kennzeichnet einen potenziell ökologisch relevanten Unterschied. Die darin enthaltenen SNP-Marker haben einen vergleichsweise hohen diagnostischen Wert, um Brackwasser- und Süßwasserpopulationen zu unterscheiden, wenn auch die Unterschiede an einzelnen Marker-SNPs nicht absolut sind.

Structure erfolgte wie von Eschbach et al. (2021) beschrieben. Structure bestimmt, wie gut sich die Daten mit einer vorgegebenen Anzahl von verschiedenen Populationen in Einklang bringen lassen. Unsere Analyse ergab, dass eine Zahl von vier Gruppen (genetische Linien bzw. genetische Cluster) die Daten am besten erklärt. Hier gibt es eine erste Übereinstimmung mit den rein phänotypischen Daten aus

der Otolithenanalyse (lebenslange Nischennutzung) und der Telemetry (Habitatwahl, vor allem während der Laichzeit, über drei Jahre im adulten Stadium), die auch jeweils vier unterschiedliche Laichtypen differenzierten (Kapitel 3.7). In der Structure-Analyse wurde eine mögliche genetische Vermischung berücksichtigt. Individuen können ihren genetischen Ursprung (ancestry coefficient) anteilig in mehreren

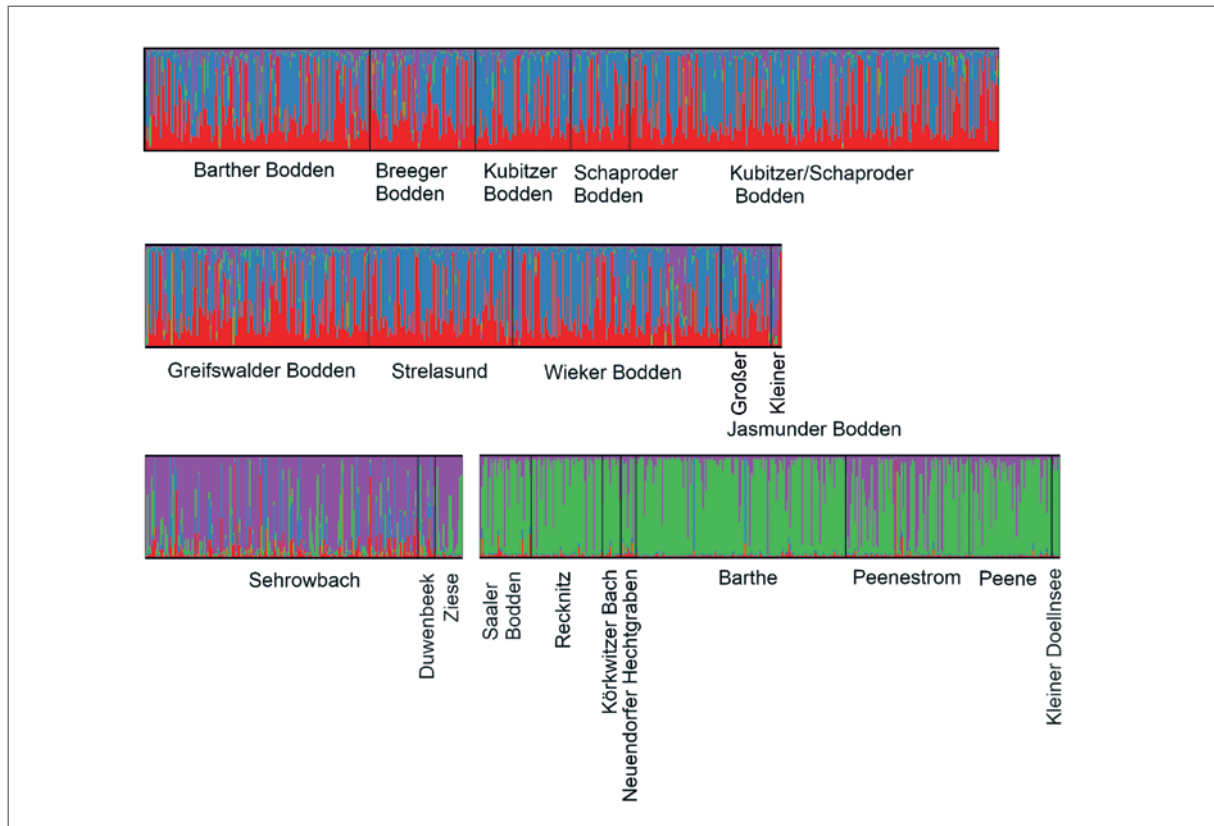


Abbildung 3.113: Zuordnung von 1.578 Hechten aus Gewässern um Rügen zu vier genetischen Linien auf Basis ihrer Genotypen an 33 ausgewählten SNP-Genorten. Die genetische Zugehörigkeit der Individuen zu den vier Linien wird als prozentualer Anteil durch Farben entlang der Y-Achse dargestellt. Individuelle Genotypen können eine genetische Zugehörigkeit zu verschiedenen Linien haben. Dies kann auf Vermischung hinweisen oder aber auf eine unzureichende Aussagekraft der Daten. Individuen sind nebeneinander nach Fundorten sortiert, wobei die Fundorte danach gruppiert sind, ob sie im wesentlichen Brackwasser oder Süßwasser enthalten oder ob für die Fundorte Hinweise auf Anadromie (Laichwanderungen) vorliegen. In Boddengewässern (oben und Mitte) kommen im Wesentlichen Individuen vor, die der roten oder blauen Linie angehören, während Süßwasserbereiche oder stark ausgesüßte Bodden (oligohalin) (unten rechts) von der grünen Linie besiedelt werden. Individuen der violetten Linie wurden hauptsächlich als wandernde Laichfische im Sehrowbach, der Duwenbeek und Ziese gefunden (unten links). Ebenfalls wandernde Laichfische aus dem Neuendorfer Hechtgraben (unten links) gehören jedoch hauptsächlich der grünen Linie an (wahrscheinlich potamodrom). Wenige Individuen anadromer (violetter) Hechte finden sich in nahezu allen Probenahmeorten. Obwohl die Häufigkeit der verschiedenfarbigen Linien deutlich mit verschiedenen Lebensräumen gekoppelt ist, finden sich an vielen Probenahmeorten Individuen, die anhand ihres Genotyps einem anderen Lebensraum zugeordnet werden. Dies belegt, dass Hechte verschiedene Lebensräume nutzen und grundsätzlich räumlich mobiler sein können, als es die von ihnen bevorzugten Habitate nahelegen. Anadrome Hechte bilden außerhalb der Laichzeit in den Bodden mit den Brackwasserbeständen gemischte Bestände und innerhalb der Laichzeit mit Süßwasserfischen. Die Structure-Analyse weist sie jedoch als eigenes Cluster aus, was eine eigenständige Entwicklung als differenzierter Ökotyp unterstützt. Die Süßwasserfische stellen eine von den putativ anadromen Hechten der violetten Linie unabhängige Population dar, enthalten aber ihrerseits auch wandernde Hechte. Der grüne Süßwassergenotyp an den Bodden ist eng mit einem geografisch nicht mit dem Bodden verbundenen Kleinen Döllensee in Brandenburg verwandt.

Populationen haben, wobei für jedes Individuum bestimmt wurde, welche Anteile seines Erbgutes aus welcher der vier genetischen Linien stammt. Der genetische Ursprung aus möglichen Quellpopulationen kann als Prozentwert in Balkendiagrammen für jedes individuelle Tier dargestellt und als anteilige Zuordnung zu einem bestimmten genetischen Cluster interpretiert werden (Abbildung 3.113).

Die erste genetische Linie bilden Hechte der „grünen“ Gruppe in Abbildung 3.113, die hauptsächlich in bestimmten Zuflüssen wie Peene, Barthe und Neuendorfer Hechtgraben sowie oligohalinen Bodden (Peenestrom oder Saaler Bodden) vorkommen. Bemerkenswerterweise finden sich die „Grünen“ sowohl im südöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes (Peene, Peenestrom) als auch räumlich davon getrennt im Südwesten, nämlich im Saaler Bodden, der Recknitz, dem Körkwitzer Bach, dem Neuendorfer Hechtgraben und der Barthe. Hierbei handelt es sich (mit Ausnahmen, siehe unten) offenbar um Süßwasserhechte, die auch ausgesüßte, oligohaline Bodden unter dem Einfluss des Zustroms von Süßwasser größerer Flüsse (Recknitz und Saaler Bodden sowie Peene und Peenestrom) besiedelt haben. Wichtig zu bemerken ist, dass die „Grünen“ keine rein residenten Süßwasserhechte sind, wie sie nach Otolithen und Telemetrie unterschieden wurden (Kapitel 3.7), da – auch – oligohaline Bodden besiedelt werden. Offenbar werden aber mesohaline Bodden gemieden oder die Hechte können sich dort nicht fortpflanzen, da sich in den mesohalinen Bodden keinerlei rein grüne Genotypen finden.

In mesohalinen Bodden mit höherem Salzgehalt (z. B. Strelasund, Wieker Bodden, Breeger Bodden, Kubitzer Bodden, Grosser Jasmunder Bodden, Greifswalder Bodden) ermittelte die Structure-Analyse zwei genetische Gruppen (rot und blau), die zusammen vorkommen. Beide entsprechen höchstwahrscheinlich Brackwasserhechten, die erfolgreich in mesohalinen Bedingungen rekrutieren, da Vertreter dieser Gruppe kaum in anderen Habitaten gefunden werden. Obwohl eine Trennung der roten und blauen Linie durch Allelfrequenz-Unterschiede bei

mehreren Genorten unterstützt wird, finden sich bisher keine klaren Muster, die eine weitere ökologische Differenzierung dieser Linien andeuten würden. Eine Anpassung an Temperatur und unterschiedliche Salzgehalte ist zusammen mit Laichortpräferenzen denkbar, die zur Koexistenz von zwei Brackwasserteilpopulationen beitragen könnten. Der Status dieser Linien muss aber in weiteren Analysen vertieft untersucht und geklärt werden. Otolithen- und Telemetrieanalysen fanden unter Brackwasserhechten ebenfalls zwei Laichtypen, die reinen Brackwasserhechte und die sogenannten Übergangstypen, die zum Laichen in ausgesüßte Randbereiche oder Mündungen von Flüssen migrieren, aber nicht wie anadrome Hechte aufsteigen. Wie nachfolgend gezeigt wird, differenzieren diese beiden Phänotypen jedoch nicht eindeutig in die zwei genetischen Cluster (die jeweils sowohl Übergangstiere wie Brackwasserhechte enthalten).

Bemerkenswert ist die mit Möller et al. (2021) übereinstimmende Trennung zwischen dem mesohalinen Greifswalder Bodden (der nach unserer Analyse blaue und rote Genotypen enthält) und dem angrenzenden oligohalinen Peenestrom (hier hauptsächlich grüne, also Süßwasserhechte, aber auch violette Genotypen, siehe unten). Auch die telemetrische Analyse fand, dass es keinen relevanten Austausch zwischen dem Peenestrom und dem Greifswalder Bodden gibt. Eine größere Einschränkung ist, dass die meisten besenderten und auch genetisch beprobten Hechte aus dem nördlichen Greifswalder Bodden kamen (dem sog. Rügischen Bodden). Auch die Mikrosatellitenprobe von Möller et al. (2021) stammt aus dem nördlichen Greifswalder Bodden. Es kann also nicht vollständig ausgeschlossen werden, dass es sowohl verhaltensseitig als auch über Genfluss einen Austausch zwischen dem Peenestrom und z. B. dem südlichen Greifswalder Bodden geben könnte. Dieser müsste in zukünftigen Analysen mit neuen Proben angeschaut werden.

Die vierte und letzte genetische Linie (violett) bilden Hechte, die besonders häufig als aus dem Bodden aufsteigende Laichtiere im Sehrowbach gefan-

gen wurden. Aufsteigende Laichhechte dieser Linie wurde aber auch in der Ziese und in der Duwenbeek nachgewiesen – beides Zuflüsse, in denen über Telemetrie eindeutig anadrome Wanderungen und ein Fehlen von residenten Populationen außerhalb der Laichzeit nachgewiesen wurden (Kapitel 3.7). Bei den violetten Hechten handelt es sich einer erster Vermutung nach um eine wahrscheinlich anadrome Population, die wir als „Wanderhechte“ betiteln – zum einen weil sie zwischen dem Süß- und Salzwasser bzw. ausgesüßten Brackwassergebieten (siehe unten) wandern, zum anderen, weil es Hinweise gibt, dass sie wie Lachse zum Laichen an ihren Geburtsort zurückkehren und nicht in andere Flüsse einschwimmen. Denn es gab in den telemetrischen Daten keinen einzigen Fall natürlichen „strayings“, also des Aufstiegs in einen anderen Fluss als dem, in dem ein Tier zunächst markiert und besendert wurde (Kapitel 3.7). Anders sah das aber aus, wenn anadrome Hechte aus dem Sehrowbach künstlich in ein anderes niedrigrsalines Gebiet (in unserem Umsetzversuch war das die Duwenbeek) umgesetzt wurden. Hier zeigte sich, dass die Tiere zu höheren Anteilen als erwartet in diesen niedrigrsalinen Gebieten verweilten und nicht in den Sehrowbach zurückschwammen. Sie waren im Vergleich zu Hechten, die ins Brackwasser umgesetzt wurden, also deutlich weniger motiviert, in den Sehrowbach zurückzuschwimmen (Kapitel 3.6). Bemerkenswert ist aber, dass trotzdem ein hoher Anteil der umgesetzten Sehrowbach-Fische zum Sehrowbach zurückschwammen. Dieses Verhalten ist ein Hinweis, dass das „anadrome genetische Cluster“ eher als Cluster mit starker Migrationstendenz in ausgesüßte Randbereiche der Bodden (sog. Übergangslaichtypen, Kapitel 3.7) oder aber Aufstieg in Zuflüsse (echte Anadromie) angesprochen werden muss, weniger als strikt anadrome Fische. In der Tat zeigten die telemetrierten Sehrowbach-Fische, dass ihre Laichstrategien über die Jahre zwischen echter Anadromie mit dem Aufstieg in den Sehrowbach und dem Rückschwimmen aus den Bodden in Mündungsbereiche mit geringeren Salzgehalten wechselten (Kapitel 3.7).

Genetisch gesehen anadrome (violette) Hechte tauchten (ohne offensichtliche Informationen über Laichwanderungen) sowohl in Süßwasserzuflüssen als auch in sehr geringen Frequenzen in Brackwasserhabitaten des gesamten Untersuchungsgebietes auf (Abbildung 3.113). Bei diesen Tieren handelt es sich demnach nicht um ganzjährig standorttreue, sondern um mobile Hechte, die Laichwanderungen in kleine Zuflüsse oder Mündungsbereiche (siehe unten) durchführen, die aber nicht ganzjährig als Hechtlebensraum genutzt werden. Die Anteile der anadromen Hechten an der Boddenprobe kann anhand der genetischen Zuordnung mit 1–5 % geschätzt werden (Tabelle 3.20). Diese anadromen Anteile variieren von Gebiet zu Gebiet. Auch die Otolithen und Telemetriedaten konnten anadrome Hechte als vierten Migrationstyp unterscheiden, was im Einklang mit den genetischen Daten steht. Anteilig zeigten die telemetrischen Daten bei im Bodden besenderten Fischen ebenfalls geringe Anadromie-Anteile von unter 1 % und bis 7 % bei der Analyse der Otolithenmikrochemie und der über das Leben erfahrenen Salinität. Diese Daten zur insgesamt geringen Frequenz der anadromen Hechte innerhalb des gemischten Boddenhechtbestandes stehen daher nahezu perfekt im Einklang mit den Genotypzuordnungen. Die Anteile der anadromen bzw. quasi-anadromen (Wanderung in ausgesüßte Mündungsbereiche) Hechte am Gesamtbestand sind also aktuell eher gering; die „anadromen“ Hechte mit ihren eigenen genetischen Identitäten erweisen sich als besonders schützenswert.

In Bezug auf Anadromie könnte noch eine weitere Beobachtung Auswirkungen auf die Terminologie haben: Auch im Neuendorfer Hechtgraben (Zufluss in den Barther Bodden) erfolgte eine offensichtliche Laichwanderung, ohne dass der stark begründete Gabeln außerhalb der Laichzeit eine relevante Hechtpopulation aufweist (Abbildung 3.114). Das indiziert zunächst Anadromie. Allerdings waren die dort gesammelten Genotypen Mitglieder der grünen Süßwasserlinie und nicht des vermeintlich anadromen Clusters (violette Hechte). Es sind zwei Inter-

Tabelle 3.20: Zugehörigkeiten von Hechten zu genetischen Clustern je Fundort. Die in den ersten vier Spalten genannten grünen, blauen, roten und violetten Anteile der Population beziehen sich auf Individuen mit einem genetischen Ursprung von > 70 % in den jeweiligen Linien. Die beiden rechten Spalten grün/violett und rot/blau beziehen sich auf Individuen, deren Ursprung sich zwischen den jeweiligen Linien aufteilt. Da insbesondere eine ökologische Trennung der roten und blauen Linien nicht klar ist, können die roten/blauen Individuen (rechte Spalte) sehr wahrscheinlich den Brackwasserhechten zugerechnet werden.

Probenahmeort	grüner Anteil (Süßwasser- genotyp)	blauer Anteil (Brackwasser- genotyp I)	roter Anteil (Brackwasser- genotyp II)	violetter Anteil (Wandergen- typ, putativ anadrom)	grün/violett	rot/blau
Barthe (N = 139)	82,7 %	1,4 %	0 %	5 %	10,8 %	0 %
Peene (N = 54)	74,1 %	0 %	0 %	7,4 %	18,5 %	0 %
Kleiner Döllnsee (N = 5)	100 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Körkwitzer Bach (N = 12)	75 %	0 %	0 %	0 %	25 %	0 %
Recknitz (N = 47)	85,1 %	0 %	0 %	8,5 %	6,4 %	0 %
Saaler Bodden (N = 34)	67,6 %	0 %	0 %	11,8 %	20,6 %	0 %
Peenestrom (N = 82)	52,4 %	0 %	1,2 %	26,8 %	19,5 %	0 %
Barther Bodden (N = 148)	0 %	32,4 %	23,6 %	1,4 %	8,1 %	34,5 %
Bregger Bodden (N = 70)	0 %	24,3 %	28,6 %	4,3 %	2,9 %	40 %
Greifswalder Bodden (N = 148)	1,4 %	29,1 %	23 %	2,7 %	5,4 %	38,5 %
Großer Jasmunder Bodden (N = 33)	0 %	27,3 %	12,1 %	3 %	3 %	54,5 %
Kleiner Jasmunder Bodden (N = 7)	0 %	28,6 %	14,3 %	28,6 %	14,3 %	14,3 %
Kubitzer/Schaproder Bodden (N = 347)	0 %	42,4 %	23,3 %	1,3 %	1,7 %	31,3 %
Wieker Bodden (N = 138)	0,7 %	45,7 %	23,2 %	5,1 %	4,3 %	21 %
Strelasund (N = 96)	0 %	37,5 %	25 %	3,1 %	1 %	33,3 %
Sehrowbach (N = 181)	3,3 %	6,1 %	1,7 %	60,8 %	18,2 %	9,9 %
Duvenbeek (N = 11)	9,1 %	18,2 %	0 %	36,4 %	9,1 %	27,3 %
Neuendorfer Hechtgraben (N = 10)	60 %	0 %	0 %	20 %	20 %	0 %
Ziese (N = 18)	16,7 %	0 %	0 %	61,1 %	22,2 %	0 %

pretationen möglich. Entweder ist Anadromie auch in der grünen Süßwassergruppe vorhanden oder die grünen Süßwassergenotypen bewegen sich nur innerhalb der ausgesüßten, oligohalinen Bodden (insbesondere Saaler Bodden und Peenestrom/Achterwasser) und ziehen dann im Sinne einer potamodromen Lebensweise teilweise zum Laichen in Zuflüsse auf. Beim Neuendorfer Hechtgraben scheint eine potamodrome statt einer anadromen Interpretation eher plausibel, da Telemetriedaten eindeutig gezeigt haben, dass die adulten Boddenhechte ihre angestammten Bodden mehrheitlich nicht verlassen und nach dem Umsetzen auch wieder zurückschwimmen (Kapitel 3.4, 3.7). Demzufolge ist da-

von auszugehen, dass die Hechte des Neuendorfer Hechtgrabens lebenslang oligohaline Bedingungen aufgesucht haben. Es ist also denkbar, dass einige Tiere bei der Suche nach Laichplätzen aus den prinzipiell zum Laichen geeigneten oligohalinen Bodden auch in Zuflüsse einschwimmen oder dort sowie in andere Grabensysteme „eindrängen“. Dies war z. B. beim Graben im großen Holz als Zufluss des Barther Boddens in verschiedenen Jahren wiederholt der Fall; hier kam es auch zur Rückkehr der gleichen Tiere in unterschiedlichen Jahren während der Laichzeit (Kapitel 3.5). Letzteres könnte, wie in Schweden bei anadromen Hechten dokumentiert, rein erfahrungsbasiert statt genetisch determiniert sein (Tibblin et



Abbildung 3.114: Während einer Elektrofischung gefangener, kapitaler Neuendorfer Grabenhecht im April 2021. Durch Beprobung der Flossenspitze hat auch dieser Fisch mit genetischem Material zu den Untersuchungen beigetragen.

© PHILLIP ROSER

al. 2015), indem die adulten Hechte nach dem ersten erfolgreichen Abbläichen in einem Fluss in den Folgejahren wieder in die gleichen Flüsse einschwimmen. Leider liegen für die Hechte an den Bodden keine Hinweise für natale Ortstreue bzw. natale Prägung wie bei Lachsen (Zurückschwimmen in den gleichen Fluss, in dem ein Hecht auch als Jungfisch aufgekommen ist) vor, was für eine (geruchliche) Prägung an den Geburtsfluss sprechen würde. Denn wir können in unseren Untersuchungen nicht sagen, wo konkret, in welchem Fluss, ein wandernder Adultfisch geboren wurde. Dazu müssten Anschlussstudien durchgeführt werden, z. B. Analysen von diskriminierenden Spurenelementen in Otolithen adulter Hechte, die für unterschiedliche Flüsse diagnostisch sind oder experimentelle Studien an Larven- oder Junghechtstadien, die an unterschiedliche Flüsse geprägt werden und deren Rückkehr als Adultfisch untersucht wird. Es bleibt daher unklar, wie Laichwanderungen aus oligohalinen Bodden in nahegelegene Zuflüsse bezeichnet werden sollten: ebenfalls als Anadromie oder aber als Potamodromie. Klarer abzugrenzen sind die Wanderungen aus mesohalinen Bodden in Zuflüsse wie den Sehrowbach, da hier ein stärkerer Salinitätsgradient überwunden wird

und diese Hechte eigene genetische Cluster (violett) bilden, was für reproduktive Isolation spricht.

Als alternative Darstellung der genetischen Ähnlichkeiten und zum Vergleich mit dem Distanzbaum der DNA-Pools wurde auch ein Individuen-basierter Distanzbaum für alle Genotypen auf Grundlage der 33 Marker berechnet (Abbildung 3.115). Hierbei wurde der Anteil gemeinsamer Allele (genetischer Varianten je Genort) als Distanzmaß verwendet. Der Baum bestätigt die Trennung von Brackwasserhechten und Süßwasserhechten sowie die intermediären Positionen der wahrscheinlich anadromen (violett) Hechte. Letztere bilden aber keine von anderen Populationen durch einen eigenen Ast getrennte Gruppe. Dies belegt, dass es keine für die anadromen Hechte exklusiven genetischen Merkmale gibt. Es bestätigt auch die Analyse der genomweiten DNA-Pools, bei der ebenfalls keine genetischen Merkmale für putativ anadrome Hechte mit Probenahmeorten in Zuflüssen wie dem Sehrowbach gefunden wurden, die nicht entweder mit Brackwasserhechten oder Süßwasserhechten geteilt werden. Die genetische Evidenz der violetten Gruppe weist diese daher tendenziell als Mischgenotyp aus. Dieser bewegt sich zwischen den Salz-Süßwassergradienten, aber in einer Form, die zu reduziertem Genfluss und damit zur Ausbildung einer eigenen genetischen Linie beiträgt. Der reduzierte Genfluss bei den violetten Wanderhechten kann einerseits eine Reaktion auf einen Habitatfilter sein (fehlender Kontakt mit anderen Hechten durch das Leben in oder Anschwimmen von spezifischen Habitaten, z. B. Mündungsbereiche von Flüssen oder bestimmte Zuflüsse, zur Laichzeit). Andererseits kann er über verhaltens- oder physiologische Anpassungen begründet sein (z. B. Wandertendenz oder Anpassung an das Laichen unter im Vergleich zum Süßwassercluster höheren, aber nicht zu hohen Salzgehalten). Wichtige Anschlussprojekte wären Erbrütungs- und Hybridisierungsversuche mit den vermuteten anadromen Hechten und anderen Genotypen (Süßwasserhechte und Brackwassergenotypen) entlang eines experimentellen Salzgradienten, sowie Aussetzversuche der reinen



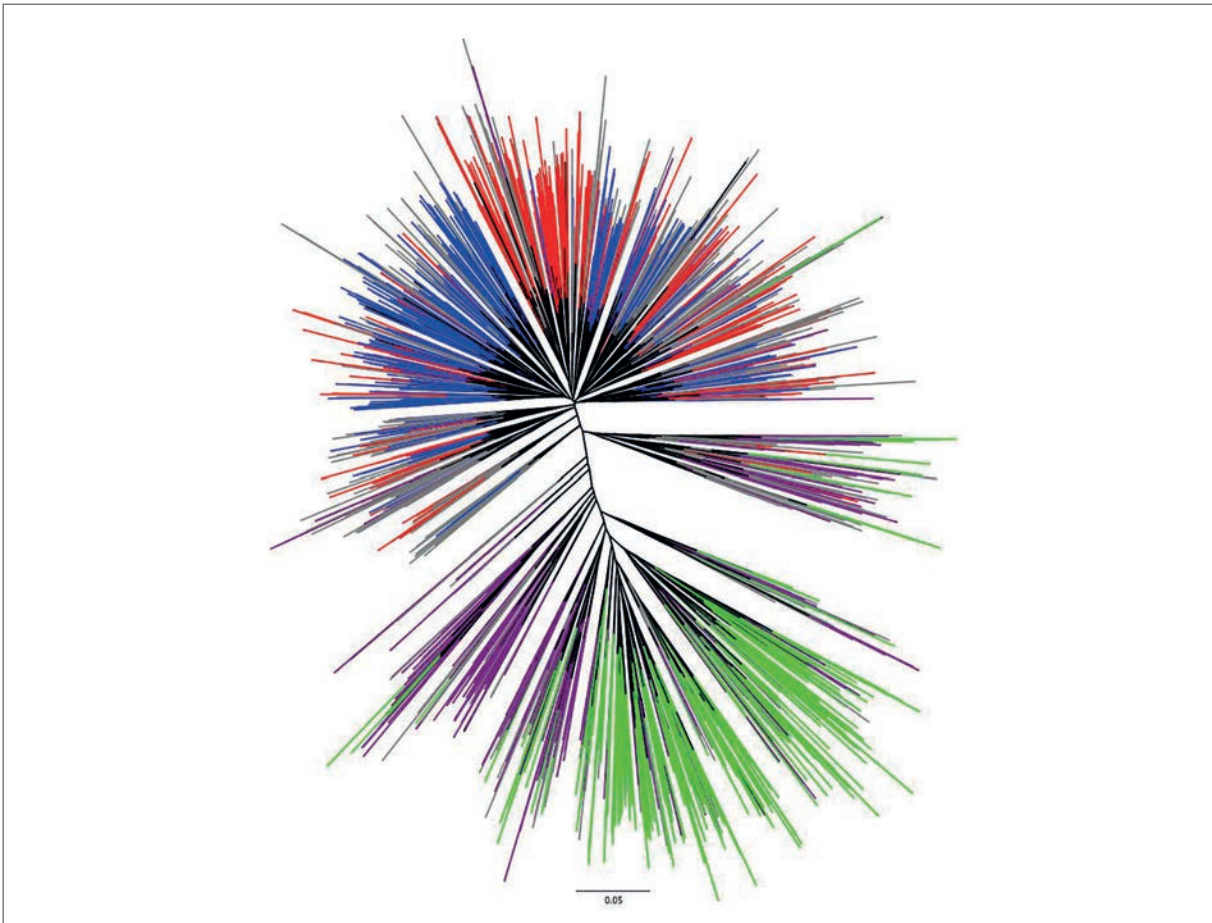


Abbildung 3.115: Individuen-basierter Distanzbaum für 1.578 Hechte aus Gewässern um Rügen. Die Zugehörigkeit zu den vier genetischen Linien aus der Structure Analyse (Abbildung 3.113) ist hier farblich hervorgehoben, wenn der genetische Ursprung eines Individuums in einer Linie größer als 70 % war, um Individuen mit möglichen Artefakten oder Beeinflussungen durch Vermischung auszuschließen. Grüne Individuen entsprechen der Süßwasserlinie, rote und blaue Individuen den Brackwasserlinien und violette Individuen sind wahrscheinlich anadrome Hechte. Der Individuen-basierte Baum bestätigt das Bild der gepoolten Proben (Abbildung 3.111), dass Süßwasser- und Brackwasserhechte deutlich voneinander getrennte Cluster darstellen. Anadrome Hechte nehmen wiederum intermediäre Positionen im Distanzbaum ein und sie bilden keine einheitliche, durch eine einzige Kante separierte Linie. Dies spricht dafür, dass anadrome Hechte verschieden große Anteile des Erbgutes von Brackwasser- und Süßwasserhechten vereinen, aber kaum eigene, nur für sie spezifische Merkmale tragen. Der Individuen-basierte Baum bestätigt, dass es unter den Brackwasserhechten verschiedene Gruppen (blau/rot) gibt, die sich an einigen Genorten unterscheiden. Die biologische Bedeutung dieser Trennung ist bislang unklar und muss weiter untersucht werden.

und hybriden Nachkommen und Beobachtung der Laichplatzwahl, um die Frage der Habitatfilterung vs. genetische Anpassung an höhere Salzgehalte durch das violette, putativ anadrome Hechtcluster zu prüfen.

#### **Zusammenhang von Genotyp und tatsächlicher Habitatwahl**

Für einen Teil der genotypisch zugeordneten Fische lagen über die Telemetrie Hinweise zum tatsächlichen Verhalten sowie zur Habitatwahl außerhalb

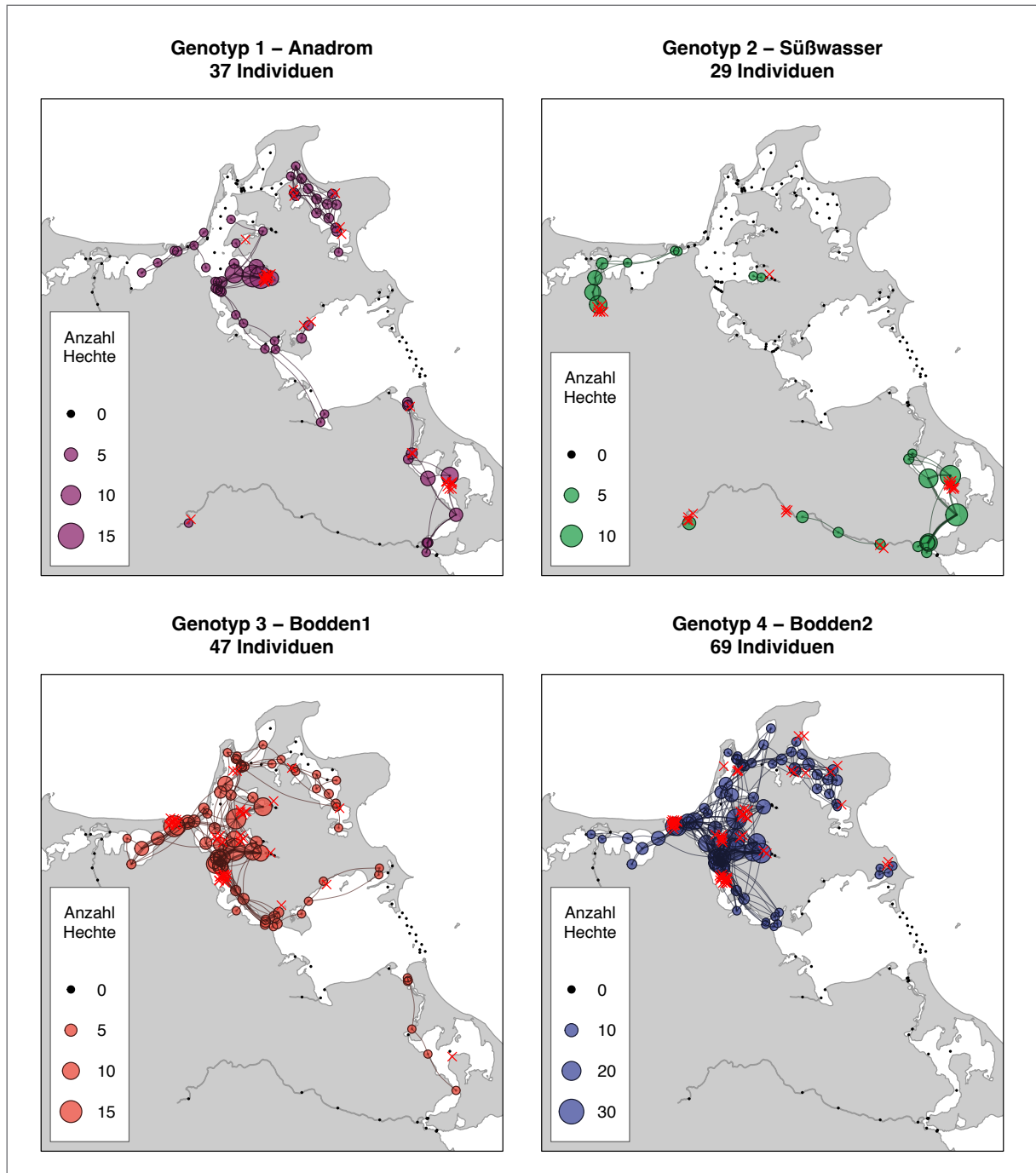


Abbildung 3.116: Räumliche Netzwerke von Hechten, die mit hoher Wahrscheinlichkeit (> 0,7) vier verschiedenen Genotypen zugeordnet werden. Die Größe der Kreise gibt die Zahl der Hechte an. Die Verbindungen zeigen die Bewegungen der Individuen über das gesamte Jahr. Die Darstellung während der Laichzeit ist sehr ähnlich und wird daher nicht separat angeführt.

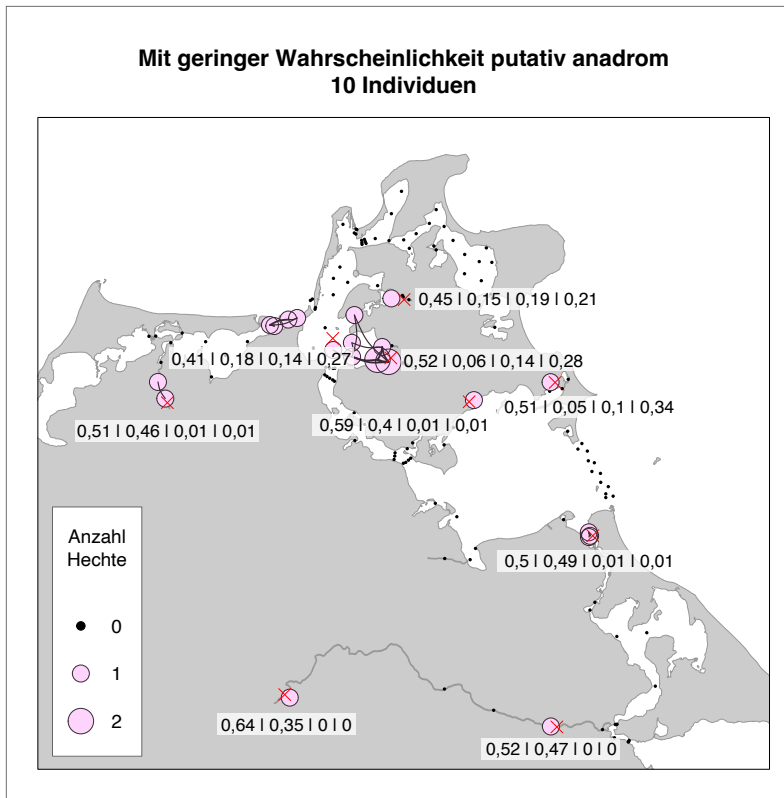


Abbildung 3.117: Genetisch durchmischte Hechte nutzen mesohaline Bodden weniger als eindeutig anadrome Hechte. Räumliche Netzwerke von Hechten, die mit geringer Wahrscheinlichkeit ( $< 0,7$ ) dem putativ anadromen Cluster zugeordnet werden. Die Zahlen repräsentieren die Genotypanteile der Cluster Anadromie, Süßwasser und zwei Brackwassergenotypen (in dieser Reihenfolge). Die Größe der Kreise gibt die Zahl der Hechte an. Die Verbindungen zeigen die Bewegungen der Individuen über das gesamte Jahr.

und während der Laichzeit für drei adulte Lebensjahre vor. Ähnliche Informationen lagen für einen Teil von Fischen vor, für die mittels Otolithenanalyse die lebenslange Nutzung von salinen bzw. Süßwasserlebensräumen untersucht wurde (Kapitel 3.7). Für beide phänotypischen Datensätze wurden in Kapitel 3.7 bereits Typisierungen in Laichtypen bzw. Migrationstypen vorgenommen. Durch den Vergleich mit den Genotypen kann nun ein Abgleich von genetischer Differenzierung und tatsächlicher Habitatwahl vorgenommen werden, d. h. es kann die Übereinstimmung von gezeigtem Verhalten in Abhängigkeit des Genotyps vorgekommen werden.

Die Raumnutzung mittels telemetrischer Analysen der verschiedenen Genotypen/Cluster zeigt, dass die genetischen Süßwasserhechte (grün) in der Tat innerhalb und außerhalb der Laichzeit vor allem im Süßwasser oder oligohalinen Bodden zu finden waren (Abbildung 3.116). Die beiden genetischen Brackwassercluster (rot und blau) nutzen hingegen ganzjährig und zur Laichzeit die brackigen Bodden, ohne dass sich offensichtlich nach Habitaten räum-

lich getrennte Muster bei den beiden Boddengenotypen zeigen würden. Auch die genetisch voraussichtlich oder überwiegend „anadromen“ Hechte (violett) waren über das ganze Jahr und auch während der Laichzeit für lange Zeiträume in den Brackwasserbereichen und nur kurzzeitig für wenige Tage und auch nicht in allen Fällen zur Laichzeit in Zuflüssen (Kapitel 3.7, Abbildung 3.116). Genetisch gesehen waren „anadrome“ Hechte also zu kleineren Anteilen wirklich anadrom in ihrem Laichverhalten. Die Tiere nutzten im Unterschied zu den genetisch gesehen Süßwasserhechten intensiv den brackigen Lebensraum außerhalb der Laichzeit, was für eine anadrome Lebensweise und das Aufsuchen salzärmerer Habitate zur Laichzeit spricht.

Interessant sind die genetisch „anadromen“ Hechte, die bei geringeren Wahrscheinlichkeiten als 0,7 diesem Cluster zugeordnet wurden (Abbildung 3.117). Die genetische Zusammensetzung dieser weniger eindeutigen, putativ „anadromen“ Wanderhechte zeigte stärker stationäres Verhalten in Randbereichen der Bodden, in Mündungsgebieten oder in

Zuflüssen als das Verhalten des „reinen“ anadromen Clusters. Eine genauere Betrachtung der Genotypzusammensetzung der anderen Cluster ergab, dass diese stärker in ausgesüßten Bereichen zu finden. Hechte als zweiten dominanten Anteil häufig die Genotypen des Süßwasserclusters integrierten. Offenbar reduziert sich die Nutzung des Brackwassers deutlich, je höher der Anteil von Allelen, die typisch für Süßwassergenotypen sind, in einem Fisch ist. Das spricht für genetisch begründete Anpassungen, die sich in der Habitatwahl manifestieren bzw. damit im Einklang stehen. Hybridisierungen zwischen anadromen und Süßwasserhechten auf gemeinsamen Laichplätzen könnten dafür ursächlich sein.

In Bezug auf die Zusammensetzung der verschiedenen genetischen Cluster nach Laichtypen zeigte sich, dass die dominanten Laichtypen nach Telemetrieanalyse den genetischen Clustern weitgehend in ihren Häufigkeiten entsprachen (Abbildung 3.118). Die genetisch als Brackwassertypen charakterisierten Hechte wiesen einen deutlich höheren Anteil von

Hechten auf, die auch im Verhalten residente Brackwasserhechte waren oder aber vom Übergangstyp I (Leben im Brackwasser und Aufenthalt zur Laichzeit in Mündungsbereichen). Die genetisch als Süßwassertypen charakterisierten Hechte umfassten hingegen einen signifikant höheren Anteil von Hechten, die gemäß Telemetrie ebenfalls als residente Süßwasserfische eingeschätzt wurden mit deutlich geringeren Anteilen von Übergangstypen und Brackwassertypen. Die zugewiesenen Brackwassertypen stammten vor allem aus Fängen aus ausgesüßten, oligohalinen Bodden (Peenestrom). Die größten Variationen in der Zusammensetzung nach den Laichtypen zeigten die genetisch überwiegend „anadromen“ Hechte (Abbildung 3.118). Während auch bei diesem Genotyp der Anteil der tatsächlich anadrom wandernden Hechte signifikant höher war als bei den anderen drei Clustern, fanden sich auch hohe Anteile von etwa 30 % von residenten Brackwasserhechten (vor allem aus salzarmen, oligohalinen Gebieten) und kleinere Anteile von Übergangstypen I

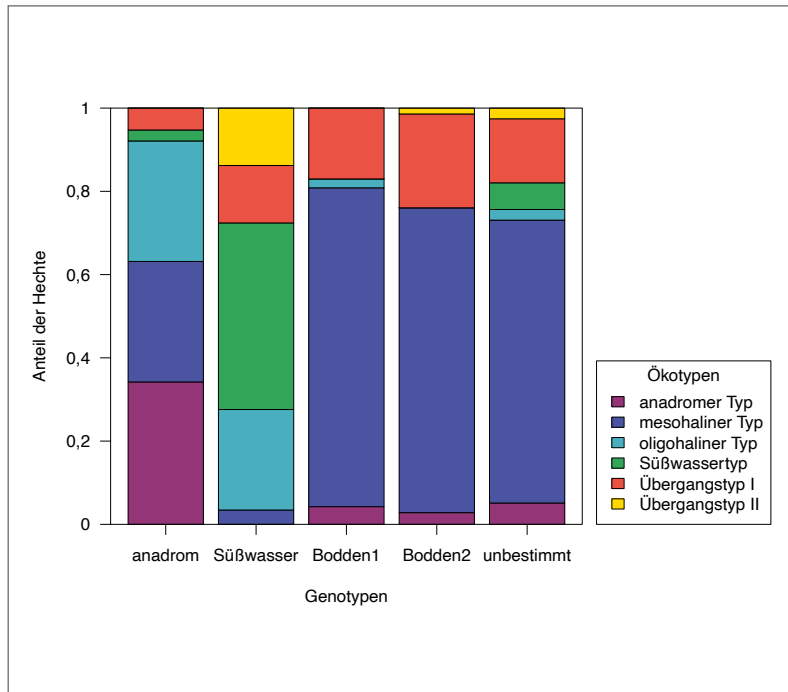


Abbildung 3.118: Zusammensetzung der genetischen Ökotypen nach den über die Telemetrie festgelegten Laichtypen. Die Genotypen sind auf der X-Achse und die Zusammensetzung nach Laichtyp (abgeleitet aus der Telemetrie) auf der Y-Achse abgetragen. „Unbestimmt“ meint Genotypen, die nicht mit einer Wahrscheinlichkeit von  $< 0,7$  einem genetischen Ökotyp zugeordnet wurden. Dabei handelt es sich meist um Individuen, die Mischformen aus den beiden genetischen Brackwasserclustern (rot/blau) enthalten und als Brackwasserhechte anzusehen sind. Die Frequenzunterschiede waren signifikant ( $\chi^2 = 194,72$ ;  $df = 20$ ;  $p < 0,01$ ).

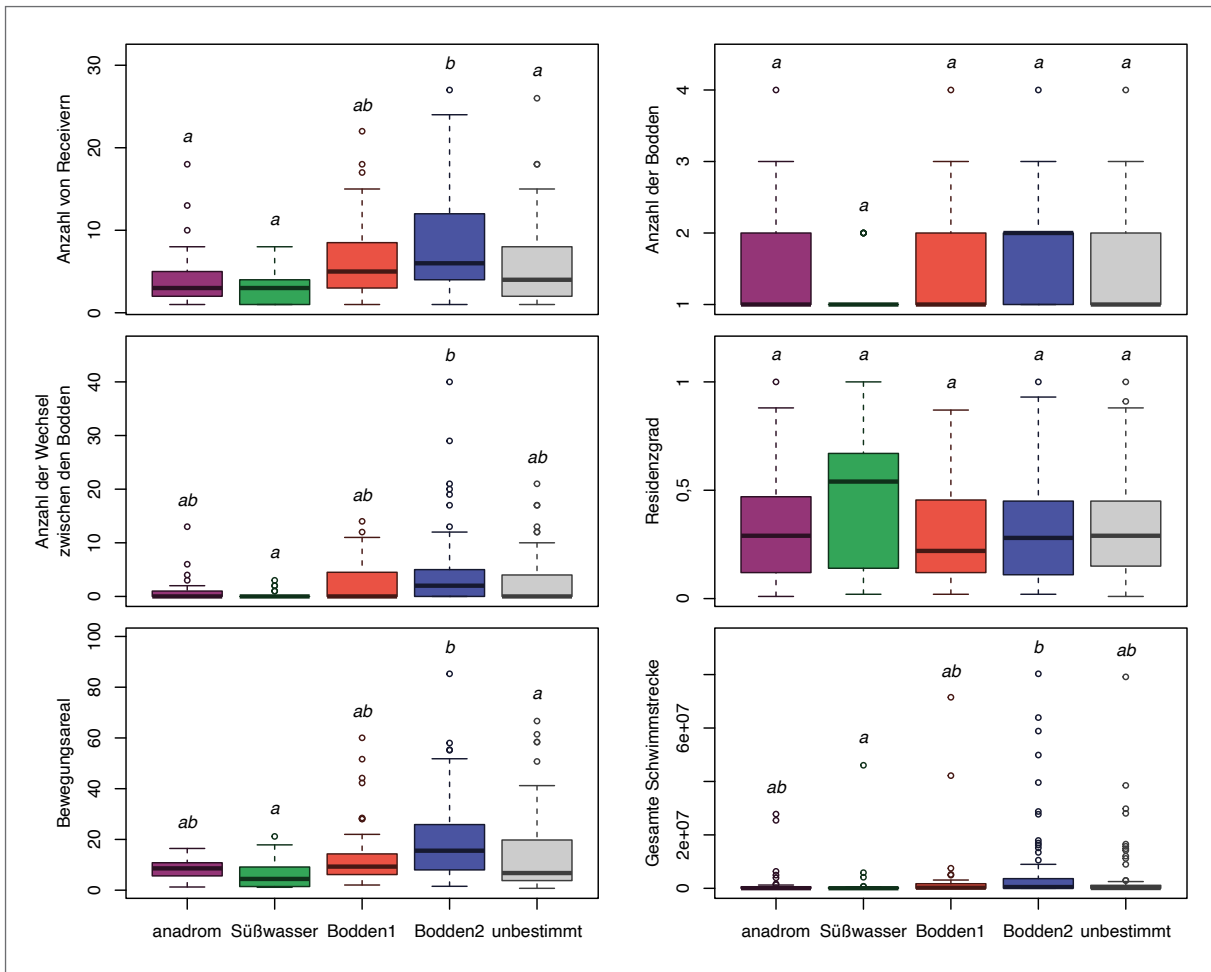


Abbildung 3.119: Verteilung verschiedener Verhaltensmetriken nach genetischem Ökotyp. „Anzahl der Receiver“: Gesamtanzahl von Receivern, an denen ein Hecht detektiert wurde; „Anzahl der Bodden“: Gesamtanzahl der Bodden, in denen ein Hecht nachgewiesen wurde; „Anzahl der Wechsel zwischen Bodden“: Anzahl des Aufsuchens unterschiedlicher Bodden; „Residenzgrad“: Anteil der Tage, in denen ein Tier in einem Array nachgewiesen wurde; „Bewegungsareal“: erweitertes Bewegungsareal (95 % UD) über die gesamte Tracking-Periode; „Gesamte Schwimmstrecke“ über die Tracking-Periode.

und telemetrisch als Süßwasserhechte klassifizierten Typen. Bei den residenten Brackwasserhechten fanden sich im putativ anadromen Cluster etwa gleiche Anteile von Hechten mit Probenahmeorten aus oligohalinen und mesohalinen Bodden. Eine Schwäche der nur telemetrischen Eingruppierung ist, dass die Einwanderung in nicht mit Receivern abgedeckten Zuflüssen unentdeckt bleibt, d. h. Brackwasserhechte könnten auch anadrom oder Übergangstypen sein, die mangels Receiverabdeckung nicht als solche entdeckt wurden. Ungeachtet dieser Un-

sicherheit, gibt es eine deutliche Übereinstimmung zwischen Genotyp und Phänotyp: Die anadromen Hechte fehlen unter den Süßwassergenotypen, sind sehr selten bei den Brackwassergenotypen und sind beim wahrscheinlich anadromen Genotyp am häufigsten. Gleichzeitig sind die genetisch „anadromen“ Hechte aber im Verhalten deutlich variabler und halten sich zur Laichzeit auch in Übergangsbereichen von Brack- und Süßwasser oder gänzlich im Brackwasser auf. Sie sind also nicht dominant anadrom in der klassischen Definition und schwimmen nicht

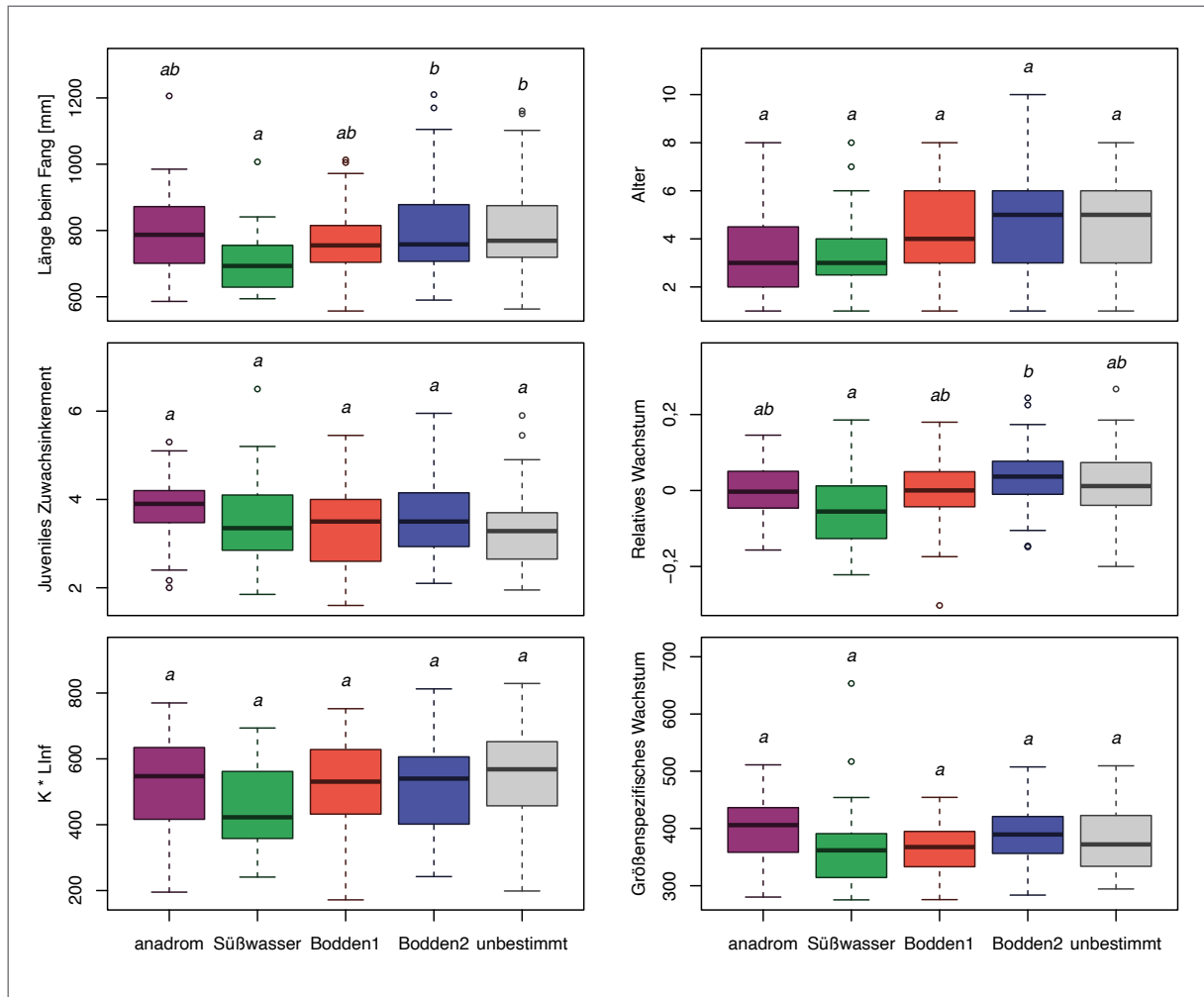


Abbildung 3.120: Größen- und Wachstumsparameter der Genotypen nach verschiedenen Metriken. „Länge beim Fang“; „Alter“: aus Schuppen geschätzt; „Juveniles Zuwachsinkrement“: Radius des ersten Jahresrings vom Ursprung der Schuppe in mm; „Relatives Wachstum“: Abweichung der Länge bei jedem Alter von der erwarteten Länge nach von-Bertalanffy-Model für die Gesamtpopulation; „k \* LInf“: Omega, Produkt aus zwei Parametern individueller von-Bertalanffy-Gleichungen; „Größenspezifisches Wachstum“: für die Startlänge im Jahr zuvor korrigiertes Wachstum (vgl. Berggren et al. 2022).

in jedem Fall zum Laichen ins Süßwasser ein. Telemetrische Untersuchungen ergaben bei den Sehwobach-Fischen übereinstimmend, dass einzelne Tiere in ihrem Laichverhalten zwischen den Jahren schwanken und sowohl Anadromie als auch das Aufsuchen von ausgesüßten Mündungsbereichen als Laichstrategie wählen (Kapitel 3.7).

In Bezug auf das Verhalten über das Jahr und während der Laichzeit waren die Brackwasserfische deutlich mobiler und nutzten signifikant größere

Areale als die anadromen oder die residenten Süßwasserhechte (Abbildung 3.116, Abbildung 3.119). Süßwasserhechte zeigten ein geringeres Wachstum im Vergleich zu den anderen Genotypen (Abbildung 3.120). Und während die anadromen und die Süßwasserhechte erwartungsgemäß Habitats mit signifikant niedrigeren Salinitäten (Abbildung 3.121) aufsuchten (was für die außerhalb der Laichzeit sich im Brackwasser aufhaltenden anadromen Hechte bemerkenswert ist), zeigte einer der beiden Brack-

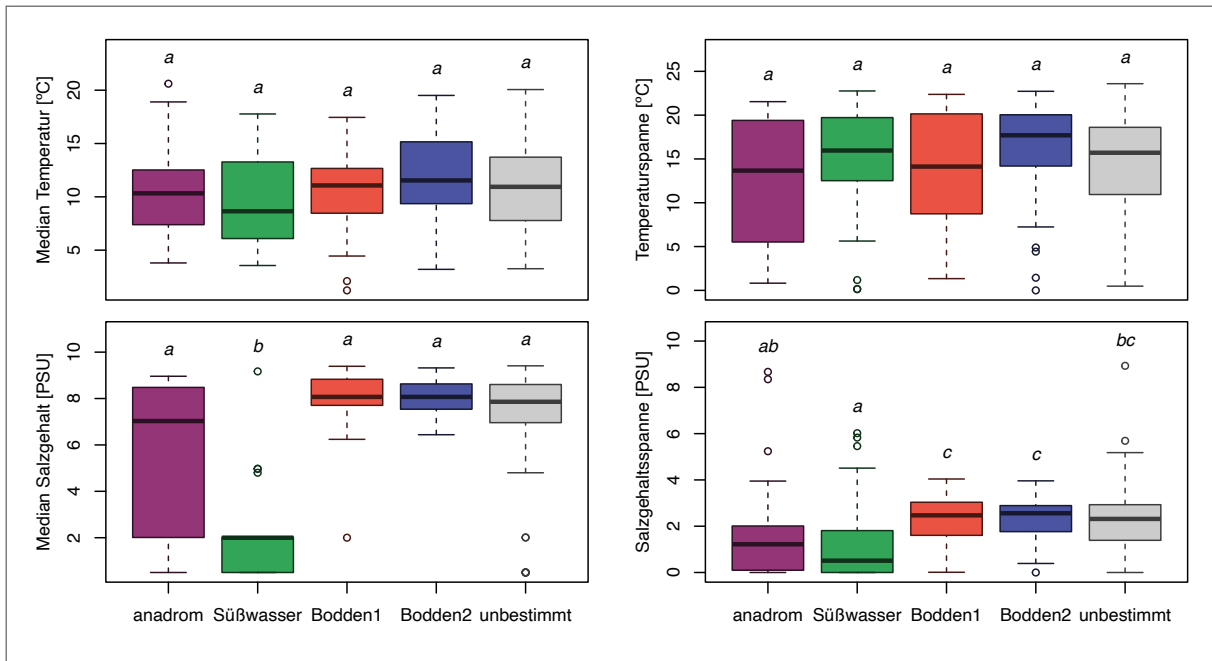


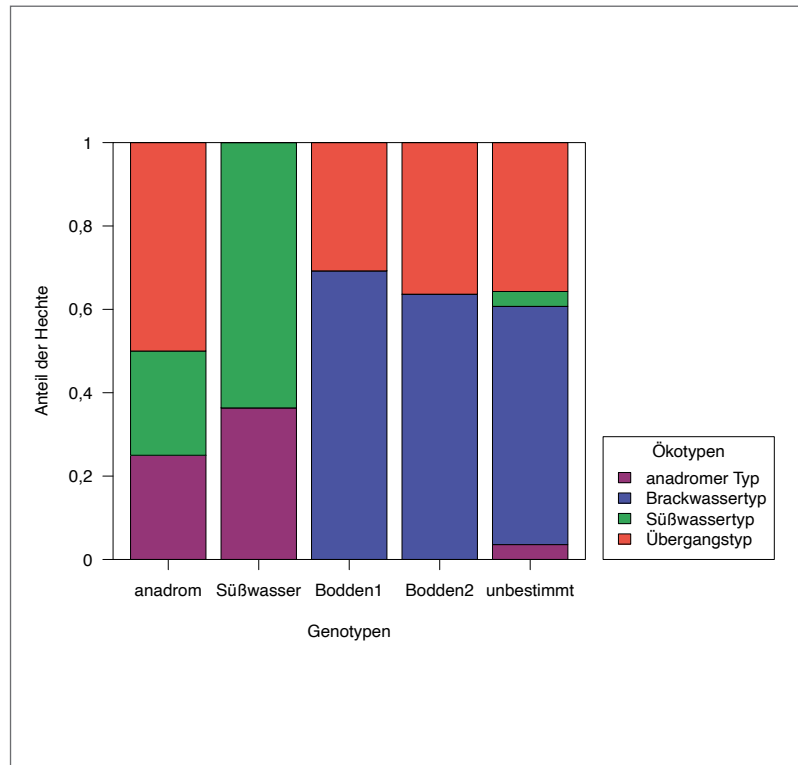
Abbildung 3.121: Vergleich der Umweltvariablen Temperatur und Salinität (Mediane bzw. Mittelwerte von täglichen Werten) an den Receiver-Positionen, die von den Tieren jedes Genotyps über zwei Jahre aufgesucht wurden. Die Salzgehalts- und Temperaturspanne ist der Unterschied zwischen minimalem und maximalem erfahrenen Wert jedes Fisches.

wassergenotypen eine Nutzung tendenziell wärmeren Wassers als der andere Brackwassergenotyp (Abbildung 3.121). Diese Habitatunterschiede wurden aus dem Abgleich der räumlichen Positionen und hydrografisch-modellbasiert bestimmten Temperatur- und Salzgehalten an den aufgesuchten Orten über das Jahr abgeleitet. Die Telemetrie erlaubte aber nicht, exakt zu bestimmen, welche Salzgehalte tatsächlich aufgesucht wurden, da auch im Brackwasser räumlich-zeitliche Variationen auftraten. Diese Frage konnte abschließend durch die Isotopenmikrochemie geklärt werden, welche nachfolgend dargestellt wird.

Die Übereinstimmung von Phänotyp und Genotyp war auf der Grundlage der Sr/Ca-Verhältnisse in den Otolithen noch eindeutiger als bei den Telemetriedaten (Abbildung 3.122), wohl weil diese Daten besser als die Telemetrie die tatsächlich erfahrenen Salinitäten wiedergeben. Hier bestätigte sich das Bild, dass die genetischen Brackwasserhechte die deutlich höheren Salzgehalte in den Otolithen aufweisen, was für die Wahl salzhaltigerer Habitate spricht (Abbildung

3.123). Einer der beiden Boddengenotypen zeigte im Trend eine erfahrene wärmere Umwelt, ähnlich wie das bei der Telemetrie bereits auffiel. Im Unterschied dazu war die Habitatwahl der genetischen Süßwasserhechte und der anadromen Hechte von ausgesüßteren Umwelten geprägt. Frequenzseitig zeigten sich die erwarteten Unterschiede in der Ökotypzusammensetzung: Der Anteil der nach Otolithen als Brackwasserfische eingruppierten Hechte war unter den Brackwassergenotypen deutlich überrepräsentiert im Vergleich zu den anderen genetischen Ökotypen, bei denen Brackwasserhechte gemäß Sr/Ca-Daten in den Otolithen überhaupt nicht vorkommen. Das gleiche galt für die nach Sr/Ca-Daten als anadrom oder Übergangstyp eingruppierten Hechte, die im genetisch gesehen putativ anadromen Cluster und im Süßwassergenotypcluster deutlich überrepräsentiert waren (Abbildung 3.122). Bemerkenswert war der sehr hohe Anteil der nach den Spurenelementen in den Gehörsteinchen als anadrom eingeschätzten Hechte im genetischen Süßwassercluster, der sogar höher war als der Anteil der reinen Süßwasser-

Abbildung 3.122. Zusammensetzung der über Otolithenchemie eingeschätzten Laich- bzw. Verhaltenstypen bezogen auf vier genetische Cluster (Genotypen). Die Genotypen sind auf der X-Achse und die Zusammensetzung nach Laichtyp (abgeleitet aus Sr/Ca-Verhältnissen in den Otolithen) auf der Y-Achse abgetragen. „Unbestimmt“ meint Genotypen, die nicht mit einer Wahrscheinlichkeit < 0,7 einem genetischen Ökotyp zugeordnet wurden. Dabei handelt es sich meist um Individuen, die Mischformen aus den beiden genetischen Brackwasserclustern (rot/blau) enthalten und als Brackwasserhechte anzusehen sind. Die Frequenzunterschiede waren signifikant ( $\chi^2 = 68,73$ ;  $df = 9$ ;  $p < 0,0001$ ).



hechte. Das zeigt einerseits, dass die genetischen Süßwasserhechte auch Wanderhechte enthalten, die möglicherweise potamodrom oder anadrom sind, kann aber auch rein methodisch bei der Zuweisung der Cluster begründet sein. Die nach der Otolithenanalyse als Übergangstypen definierte Hechte, welche einen Bezug sowohl zu Brackwasser- als auch zu ausgesüßten Übergangsbereichen hatten, fanden sich mit Anteilen zwischen einem Viertel und einem Drittel sowohl bei den beiden genetischen Brackwasserclustern als auch beim vermeintlich anadromen Wanderhechtcluster, aber nicht bei den genetischen Süßwassergenotypen. Besonders klar war der Befund, dass nach den Sr/Ca-Daten die beiden „süßen“ genetischen Cluster keinerlei Hechte mit Brackwasserhabitatwahl beinhalteten.

Die spurenelement-basierten Ökotypen (Abbildung 3.124) unterschieden sich in ihrer genetischen Zusammensetzung signifikant voneinander (PERMANOVA mit 9999 Permutationen;  $F = 19,35$ ;  $p < 0,0001$ ). Übergangstypen unterschieden sich signifikant von den übrigen Ökotypen (Brackwassertyp  $p = 0,013$ ;

Süßwassertyp  $p = 0,0015$ ; anadromer Typ  $p = 0,0015$ ). Brackwassertypen unterschieden sich ebenfalls signifikant von allen übrigen isotopischen Ökotypen (Übergangstyp  $p = 0,013$ ; Süßwassertyp  $p = 0,0015$ ; anadromer Typ  $p = 0,0015$ ). Keine signifikanten Unterschiede wurden dagegen zwischen anadromem Typ und Süßwassertyp festgestellt ( $p = 0,68$ ). Unter den phänotypisch als Süßwasserhecht klassifizierten Hechten war der Anteil des genetischen Süßwasserclusters deutlich dominant (Abbildung 3.124), bei den nach Sr/Ca-Verhältnissen anadromen Hechten dominierte die genetische Information sowohl des Süßwasserclusters als auch des putativ anadromen Clusters und bei Brackwasserhechten die genetische Information der beiden Boddencluster. Der nach Sr/Ca-Verhältnissen als Übergangstyp definierte Hecht wies hohe Anteile beider Boddencluster und des putativ anadromen Genotyps auf, aber nur geringe Anteile des Süßwassergenotypen.

Zusammengefasst kann man sagen, dass es für Boddenhechte eine insgesamt hohe Konsistenz im Phäno- und Genotyp entlang eines Salzgradienten



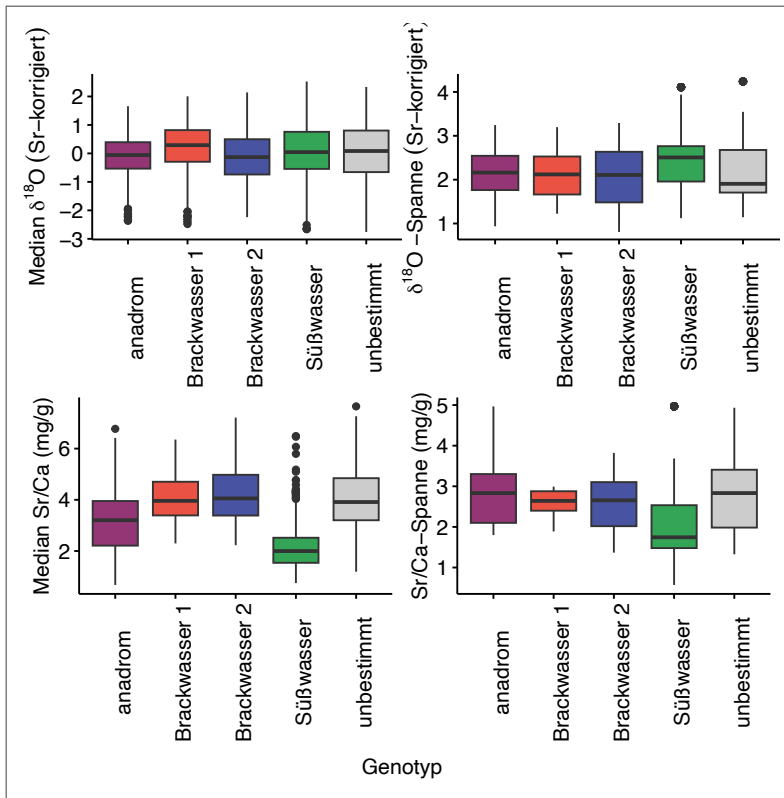
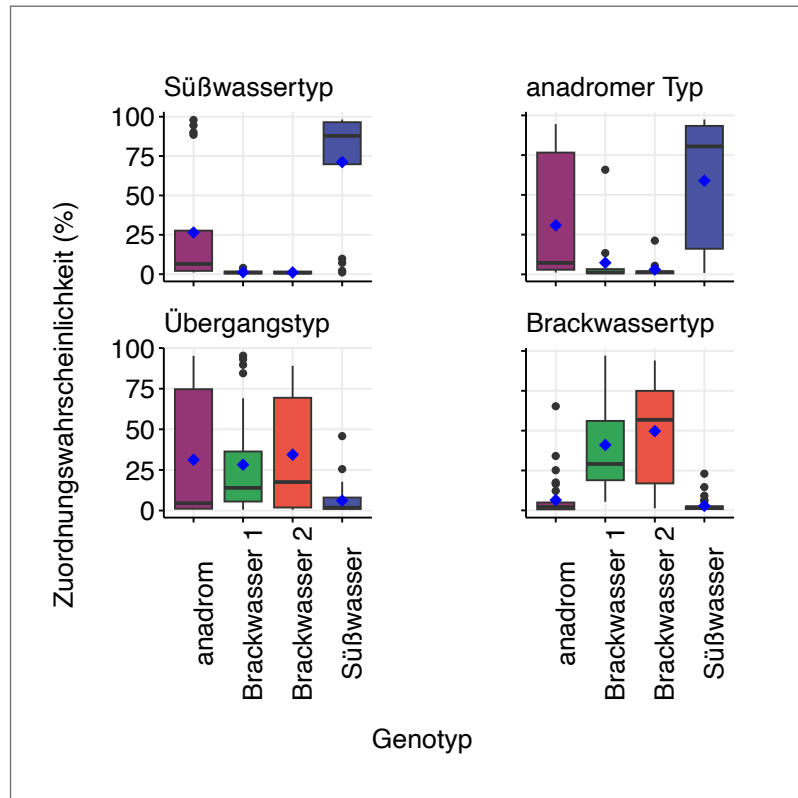


Abbildung 3.123: Vergleich der Temperatur- (abgeleitet aus  $\delta^{18}\text{O}$ -Werten) und Salinitätsbedingungen (angenähert durch das Sr/Ca-Verhältnis), denen Hechte einzelner Genotypen ausgesetzt waren, gemessen anhand von Transektmessungen in Otolithen. Positive  $\delta^{18}\text{O}$ -Isotopenwerte zeigen kühlere Temperaturen an, während negative Werte auf wärmere Temperaturen hindeuten. Kleinere Werte des Sr/Ca-Verhältnisses lassen auf eine geringere Salinität schließen, während größere Werte eine erhöhte Salinität anzeigen.

gibt. Die in ihrer Habitatwahl und im Verhalten deutlich unterschiedlichen Ökotypen werden durch eine genetische Populationsdifferenzierung bestimmt. Diese wird durch einen verringerten genetischen Austausch zwischen verschiedenen Populationen aufrecht erhalten, was über evolutionäre Anpassungsprozesse an den Salzgehalt und das Aufsuchen unterschiedlicher Laichareale erklärbar ist. Man kann deutlich zwischen eher süßwassergeprägten Geno- und Phänotypen, stärker brackwasserangepassten Geno- und Phänotypen und einem Übergangsphänotyp unterscheiden. Letzterer wird in mehreren Umwelten mit unterschiedlichen Salzgehalten gefunden, aber nicht im reinen Süßwasser und ist auch keine eigene genetische Linie. Der Phänotyp „Übergangshecht“ findet sich in drei genetischen Linien in relevanten Anteilen, aber nicht im Süßwasserfischcluster. Die Abgrenzungen zwischen den Phäno- und Genotypen sind aber nicht trennscharf. Anadrome Hechte finden sich zu hohen Anteilen sowohl im putativ anadromen genetischen Cluster als auch im genetischen Süßwassercluster. Letztgenannte Tiere

könnten auf oligohaline Bodden beschränkt sein und hier eher Potamodromie als Anadromie aus mesohalinen Gebieten heraus betreiben. Genauso finden sich Übergangsphänotypen im putativ anadromen Cluster und in den beiden Brackwasserclustern. Die Bezeichnungen der vier genetischen Cluster/Ökotypen müssen daher mit Bedacht gewählt werden und können nicht trennscharf nach Salzgehalt oder Wanderform unterscheiden. Die klarste und deutlichste Trennung besteht zwischen den beiden Brackwasserökotypen im Vergleich zu allen anderen. Sie zeigen ein Verhalten, das sie als Tiere mit einer Präferenz und physiologisch-genetischen Anpassung in Richtung Lebenszyklus im salzreicheren Wasser ausweist. Dagegen zeigen die genetisch „anadromen“ Hechte und der Süßwassercluster eine „süße“ Habitatwahl, d. h. eine Präferenz oder Anpassung an das Schließen des Lebenszyklus nur mit Bezug zu Süßwasser oder ausgesüßten, oligohalinen Bedingungen. Auch stellt der anadrome genetische Genotyp keine trennscharfe eigene genetische Linie dar und ist eher als Mischform zwischen den Süßwasser- und den Brackwas-

Abbildung 3.124: Zuordnungswahrscheinlichkeiten der einzelnen otolithenchemie-basierten Ökotypen auf die jeweiligen genetischen Cluster. Die spurenelement-basierten Ökotypen sind in den einzelnen Panels und die Genotypen auf der X-Achse dargestellt.



sergenotypen anzusprechen, mit einer starken Tendenz zur Nutzung ausgesüßter Gewässer oder von Zuflüssen zur Reproduktion.

Es ist sehr wahrscheinlich, dass genetische Anpassungen an die Osmoregulation ein wesentlicher Grund für den eingeschränkten Genfluss ist und für die Ausbildung genetischer Differenzierung verantwortlich sind (Sunde et al. 2022). Dies wird durch die Funktionen der hier verwendeten Marker-Gene weiter gestützt. Aber es können und dürften auch andere Anpassungen, wie Anpassungen an die Temperatur, eine Rolle spielen, die aktuell noch nicht verstanden sind und in weiterführenden Arbeiten zu klären wären. Das gilt insbesondere auch für die beiden Brackwassergenotypen, die offensichtlich im gleichen Brackwasserhabitat vorkommen, aber entsprechend der populationsgenetischen Analyse teilweise differenzierte Reproduktionseinheiten darstellen. Zu klären ist auch die Frage der möglichen Hybridisierung des anadromen und des Süßwasserclusters bzw. welche Mechanismen dafür verantwortlich sind, dass diese beiden Ökotypen in gleichen Bod-

den koexistieren (z. B. Peenestrom). Eine Möglichkeit wäre eine Isolation nach Distanz oder Zeit, wenn an das Laichen ins Süßwasser angepasste Fische in bestimmten Bodden in noch nicht blockierte Zuflüsse wie den Sehrowbach einschwimmen und dort eigene Reproduktionseinheiten bilden. Dagegen hat in anderen, insbesondere oligohalinen Bodden durch blockierte Zuflüsse eventuell der Selektionsdruck und die Hybridisierung zwischen Süßwasserhechten und anadromen Wanderhechten zugenommen und so zur Anhäufung von Süßwasserfischen geführt. Das würde aber nicht erklären, warum z. B. im Peenestrom heute noch sowohl Süßwassergenotypen als auch anadrome Genotypen koexistieren. Die Untersuchung der Koexistenz und eine mögliche Hybridisierung der verschiedenen Cluster ist eine wichtige Anschlussfrage für die Zukunft.

#### Lokalanpassung und genetische Vielfalt

Unsere genomweite Analyse von DNA-Pools sowie die Individuen-basierte Analyse von Rügens Hechten anhand auffällig differenzierter Kandidatengene er-

möglichten es, reproduktiv getrennte Populationen von Hechten zu identifizieren, die im Bereich um Rügen in unmittelbarer Nähe zueinander oder aber in gemischten Beständen vorkommen. Das allgemeine Bild verdichtet sich, dass sich die genetische Struktur nach den Anpassungen an den lokalen Salzgehalt organisiert und weniger nach geografischen Gesichtspunkten (Abbildungen 3.110 und 3.113). Zwar zeigen die Hechte um Rügen im Adultstadium ein relativ stationäres Verhalten innerhalb ihrer Stammboden (Kapitel 3.4), was sowohl für die residenten Brackwasserhechte als auch die anadromen Hechte, die außerhalb der Laichzeit in dem direkt angrenzenden Bodden leben, gilt. Doch findet über Migration zwischen den meisten Bodden auch ein gewisser Austausch statt. Weitere Austauschmöglichkeiten zwischen einzelnen Gebieten bestehen im Junghechtstadium, das noch unerforscht und unbekannt ist. Dieser Austausch von Individuen reicht offenbar aus, um die genetischen Unterschiede zwischen den mesohalinen Bodden zu verringern, die deswegen eine geringe genetische Differenzierung zeigen. Trotzdem finden sich auch innerhalb von Bodden unterschiedliche Genotypen, z. B. zwei Brackwasser genotypen in den mesohalinen Bodden sowie ein anadromer Genotyp vermischt mit Brackwassergenotypen und im Peenestrom auch mit Süßwassergenotypen. Letzterer ist mit hoher Wahrscheinlichkeit über getrennte Laichgebiete oder unterschiedliche Laichzeit in den noch wenigen frei fließenden Zuflüssen oder Gräben oder den Mündungsbereichen reproduktiv isoliert. Damit ist die populationsgenetisch belegte Trennung an den Bodden nicht exklusiv durch räumliche Isolation erklärbar, denn bereits eine geringe Vermischung würde zur Erosion der beobachteten Unterschiede und zur vollständigen Homogenisierung des Genpools führen, es sei denn diese Vermischung wird durch fortlaufende evolutionäre Prozesse verhindert. Dennoch bleiben genetische Eigenheiten so weit bestehen, dass die Hechte allein aufgrund ihrer Genotypen auch in den Bodden vier verschiedenen Linien zugeordnet werden können. Damit befinden sich die Hechtpopulationen um Rügen

in einem Stadium der Divergenz, das nur durch lokale beziehungsweise ökologische Anpassung und Selektion gegen weniger gut angepasste Genotypen an bestimmte Umweltfaktoren wie Temperatur oder Salzgehalt aufrechterhalten werden kann. Erklärbar ist diese Situation durch eine Anpassung an verschiedene ökologische Nischen, wobei der Salzgehalt als wichtiger ökologischer Faktor hervorsteicht, da in Erbrütungsversuchen gezeigt wurde, dass Brackwasserhechte unter schwach salzhaltigen Bedingungen im Vergleich zu Süßwasserhechten eine erhöhte Larvenfitness zeigen und Süßwasserhechte unter Süßwasserbedingungen (Kapitel 1). Dementsprechend führen Habitat bedingte Fitnessunterschiede dazu, dass die jeweils am besten angepassten Individuen mehr Nachkommen produzieren als Mischlinge. Eine Komponente, die die Aufspaltung in verschiedene Linien ebenfalls fördern kann, ist die assortative (sortenreine) Paarung, die z. B. durch räumliche Trennung während der Laichzeit über Anadromie ermöglicht wird. Dass Hechte sich nur mit ähnlich genetisch angepassten Individuen verpaaren, ist vorteilhaft, weil ihre Nachkommen dann den Grad der elterlichen Anpassung erben und damit eine höhere Fitness in der lokalen Umwelt aufweisen als Mischlinge. Nach Modellen ökologischer Artbildung (Coyne & Orr 2004) liegt in der aktiven Wahl des richtigen Partners eine wichtige Komponente für die Trennung von Populationen, die für die Hechte Rügens allerdings noch nicht weiter untersucht worden ist.

In Hinblick auf adaptive Evolutionsprozesse stellen die hier gefundenen Frequenzunterschiede verschiedener Allele an 33 Genorten (Loci) hochinteressante Kandidaten für weitere Studien dar, weil sie in einer genomweiten Analyse das jeweils stärkste Signal einer Differenzierung zwischen Populationen gezeigt haben. Die Funktion von fünf der zwischen Brackwasserhechten und Süßwasserhechten divergenten Genorte wurde bereits in anderen Arbeiten mit Anpassungen an Salzgehalte in Verbindung gebracht (Pinto et al. 2010, Ferchaud et al. 2014, Bonzi et al. 2021, Velotta et al. 2022). Für die übrigen Genorte finden wir keine direkten Hinweise auf ihre

Funktion zur Salzanpassung. Das legt allerdings nahe, dass diese noch nicht ausreichend im Kontext ökologischer Anpassungen womöglich auch an andere Umweltfaktoren wie die Temperatur analysiert wurden. Anadrome Hechte nehmen genetisch eine Zwischenstellung zwischen Süßwasser- und Brackwasserhechten um Rügen ein. Sie teilen Merkmale mit diesen drei anderen Ökotypen. In Hinblick auf adaptive Evolutionsprozesse und die Ökotypbildung wäre dies erklärbar, wenn anadrome Hechte adaptive genetische Merkmale von Süßwasser- und Brackwasserhechten vereinen, so wie es deren Lebensweise vorgibt.

Bei anadromen Hechten könnte, wie bei Forellen, ein unter genetischer Kontrolle befindliches Migrationsverhalten (Vainikka et al. 2023) neben der osmoregulatorischen Anpassung zur reproduktiven Isolation beitragen. Dabei bleibt ungeklärt, was passiert, wenn anadrome Hechte im Süßwasserlaichhabitat auf residente Süßwasserfische treffen. Hybridisierungsversuche könnten zeigen, ob Hybriden eine reduzierte Fitness haben und es so zum Erhalt von Anadromie und residentem Süßwasserleben kommen könnte. In Flüssen wie dem Sehrowbach, die außerhalb der Laichzeit keine Hechtbestände tragen, ist ein solcher Erhaltungsmechanismus der genetischen Identität nicht nötig. Vielleicht besteht darin aber auch genau der Grund, weswegen es in den eher kleinen Zuflüssen ohne residente Hechtpopulation zu eigenen genetischen Teilpopulationen gekommen ist, die wir als anadrome Genotypen interpretieren, während in den größeren Flüssen wie Barthe oder Peene vor allem Süßwasserfische und nur wenige genetisch gesehen anadrome Fische existieren. Eine Ursache könnte genetische Auswaschung sein, das heißt, die numerisch dominanten Süßwasserfische verwässern ständig die insgesamt seltenen anadromen Genotypen, weil bei ähnlicher Fitness im gleichen Laichhabitat der numerisch häufigere Genotyp die genetischen Identitäten prägen sollte. Anders sieht das in den kleinen Bächen aus, wo rasch über reproduktive Isolation eigene genetische Identitäten entstehen sollten. Das Umsetzexperiment aus Kapitel 3.6 aus dem

Sehrowbach deutete an, dass die Sehrowbach-Hechte eine geringere Homing-Tendenz hatten, wenn sie zur Laichzeit in die Duwenbeek transplantiert wurden. Das impliziert womöglich, dass die mehrfach im Projekt bei anadromen Hechten nachgewiesene Ortstreue des Aufsteigens in denselben Fluss eher auf Erfahrung als auf genetischer Prägung basieren könnte. Nicht untersucht wurde die Frage, ob z. B. im Sehrowbach geborene Hechte ebenfalls in den gleichen Geburtsfluss aufsteigen oder der Prozess eher stochastisch und plastisch ist.

In der Structure-Analyse bildeten verschiedene Zuflüsse mit violetten anadromen Hechten ein Cluster, wogegen der individuenbasierte Baum eine gewisse Heterogenität für anadrome Hechte aufzeigt. Es ist also möglich, dass anadrome Hechte entsprechend ihrer Laichgewässer weiter unterteilt sind, wobei es den verschiedenen Laichpopulationen an genetischen Eigenheiten fehlt, um diese zweifelsfrei zuzuordnen. Denkbar ist auch, dass es sich bei den anadromen Hechten um Restbestände handelt, die sich plastisch dem verfügbaren Habitat (offene Flüsse oder aber ausgesüßte Mündungsbereiche) anpassen und nicht in jedem Jahr klassische Anadromie betreiben. In den Feldstudien wurden in der Tat sehr viele von uns so bezeichnete Übergangstypen festgestellt. Insbesondere die Große Melioration in den 1970er-Jahren dürfte den Selektionsdruck zugunsten eines Laichens unter brackigen statt Süßwasserbedingungen verschärft haben. Das könnte ein Grund sein, weswegen die anadromen Genotypen aktuell nur sehr geringe Frequenzen zeigen. Wichtig ist, dass dieses genetische Material aber noch vorhanden ist. Wieder geöffnete Gräben und Flüsse dürften daher sowohl von anadromen als auch potamodromen Hechten rasch wiederbesiedelt werden, was über natales Homing zur Ausbildung weiterer Teilpopulationen beitragen könnte.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Aus der Existenz variabler Ökotypen mit unterschiedlichen Ansprüchen an Ihren Lebensraum bei Hechten, deren Populationen innerhalb eines Netzwerkes

von Lebensräumen unterschiedlich stark verbunden sind, ergibt sich die zentrale Schlussfolgerung, dass der Schutz der Teilpopulationen von großer Bedeutung für die Gesamtproduktivität und Widerstandskraft des Gesamtbestands ist (Schindler et al. 2010).

Wie gezeigt wurde, sind viele Bodden im Sinne der kurzfristigen Migration über adulte Tiere eher isoliert voneinander. Da die Hechte im Adultfischstadium mit Ausnahme der anadromen Wanderhechte überwiegend stationäres Verhalten innerhalb von Bodden zeigen, sollte auf den Erhalt der lokalen Hechtabundanz in unterschiedlichen Bodden hingewirkt werden. Andernfalls könnten bereits einzelne Ausfischereignisse lokal (z. B. in einzelnen Buchten) gravierende Auswirkungen auf die künftigen Fänge in dieser Region, aber auch auf die lokale Abundanz des Laichfischbestandes haben. Diese Implikation hat erst einmal keine Begründung in der genetischen Ausdifferenzierung und ergibt sich rein aus den vergleichsweise lokalen Bewegungsradien der meisten Hechte.

Aus einer geringen genetischen Konnektivität, dieses Mal im Sinne des Genflusses, sind über Dekaden evolutionär getrennte Linien entstanden, die im Sinne des Erhalts der genetischen Vielfalt jeweils zu schützen sind. Es sollten also durch geeignete Maßnahmen die vier genetischen Ökotypen sowie die genetische Vielfalt als Ganzes im Gebiet erhalten und gefördert werden. Dies kann z. B. durch die Wiederherstellung von ausgesüßten Bereichen für die Verlaichung oder den Schutz sehr kleiner anadromer Populationen auf Einzelbachebene geschehen. Da die anadromen Fische aktuell im Mischbestand sehr selten sind, sind sie besonders schützenswert. In diesem Zusammenhang sollte unbedingt darauf geachtet werden, den Fischwechsel und die Wanderkorridore zur Laichzeit frei zu halten und die Süßwasserlebensräume zur Laichzeit zu schützen, z. B. über Laichschongebiete. Hier ist eine Verbesserung von Küsten- und Binnengewässermanagement nötig, da aktuell das Küstenfischereimanagement keine Entscheidungen über die Ausweisung von Laichschongebieten in Zuflüssen zulässt.

Teilpopulationen zeigen ein ausgeprägtes Migrationsverhalten, was verschiedene Gebiete zur Laichzeit miteinander vernetzt. Hier sind vor allem die anadromen und potamodromen Hechte zu nennen, die zum Laichen aus den Bodden in Zuflüsse aufsteigen und nur während dieser kurzen Zeit der Entmischung auf der Wanderung effektiv schützbar sind. Dieser Zusammenhang impliziert, dass gerade der Austausch zwischen Bodden und den Zuflüssen gewährleistet und wo möglich deren Konnektivität durch den Abbau von Migrationsbarrieren, zu denen auch eng gestellte Stellnetze zählen, verbessert werden sollte.

Auf übergeordneter Ebene ist zusammenfassend sowohl der Erhalt der phänotypischen Vielfalt unterschiedlicher Wanderformen als auch der Erhalt unterschiedlicher genetisch differenzierter Populationen in der Metapopulation der Boddenhechte zu fördern. Dies würde den Erhalt oder die Wiederherstellung der gesamten Biokomplexität begünstigen. Hier sind Maßnahmen wie Schutzgebiete, moderater Fischereidruck in Wanderrouen, aber auch die Kontrolle natürlicher Prädation und die Renaturierung sowie das Trophie-management in der Gesamtheit gefragt, um die Vielzahl einzelner Populationen zu schonen und ihren Beitrag zur Gesamtproduktivität des Bestands aufrechtzuerhalten (Schindler et al. 2010). Erst der Komplex variabler Populationen, die in unterschiedlichen Gebieten bei lokal unterschiedlichen Umweltbedingungen laichen und Habitate unterschiedlich nutzen, garantiert, dass der Bestand als Ganzes eine Pufferkapazität gegen unvorhergesehene Umweltschwankungen hat. Wahrscheinlich hat insbesondere die Große Melioration zur DDR-Zeit, die viele Zuflüsse von den Bodden abkoppelte, zum Rückgang der Biokomplexität beigetragen. Diese Fließgewässer sollten bestmöglich wieder angeschlossen werden. Das würde angesichts der Existenz der Ökotypen Wanderhecht und Süßwasserhecht mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einer raschen Wiederbesiedelung und Belaichung führen. Dadurch könnte auf längere Sicht die Widerstandskraft (Resilienz) des Gesamtbestands verbessert werden.

### 3.9 Fazit

Die vorgelegten neuen hechtökologischen Daten zum Hechtbestand an den Bodden zeigen Hinweise für eine Reduktion des adulten Wachstums, was die Produktivität des Boddenhechtbestands reduziert. Ferner ist nachgewiesen worden, dass Boddenhecht nicht gleich Boddenhecht ist – der Bestand besteht aus vier genetisch unterscheidbaren Ökotypen, die phänotypisch in weitere Populationen ausdifferenziert sind und sich grob gesagt nach dem Salzgehalt organisieren. Obgleich es klare Hinweise auf die Anpassung an das Leben im Extremlebensraum und in brackigen Bedingungen gibt, existieren noch vglw. hohe Anteile von Hechten, die während der Laichzeit auf Süßwasser oder ausgesüßte Bedingungen angewiesen sind. Der Erhalt und die Förderung der Biokomplexität der gesamten Variation der Laichbedingungen und Ökotypen ist für den Erhalt und die Wiederherstellung eines widerstandsfähigen Boddenhechtbestands wichtig. Hier sind vor allem Renaturierungsmaßnahmen in Binnengewässern und am Übergang der Bodden in Salzwiesen sowie das Freihalten von Wanderkorridoren und Laichplätzen wesentlich. Zukünftige Forschung kann möglicherweise die Vermutung bestätigen, dass sich die Nahrungsorganismen hin zu Beutegrößen, die für ältere Hechte weniger attraktiv sind, verschieben. Dann könnte der Boddenhechtbestand langfristig auf einem deutlich reduzierten Produktivitätsniveau verharren. Die weiterhin stark ausgeprägten Zugangsblockaden zu Bächen und Flüssen sowie die anhaltende Eutrophierung stressen den Bestand über reduzierte Reproduktion weiter. Hieran müsste sich die Fischerei und Angelfischerei verschiedentlich anpassen: reduzierte Befischungsdrücke, das Freihalten von Fischwechsell, die Reduktion lokaler Befischungsintensität in wichtigen Laichbuchten und die Anpassung von Erwartungen und Zielarten. Besonders problematisch für Angler:innen sind potenziell geringere Anteile besonders großer kapitaler Hechte im Boddenhechtbestand der Zukunft. Angesichts des schlechten Wachstums müsste der Fischereidruck stark reduziert oder Maßnahmen wie Entnah-

mefensterregelungen implementiert werden, um die Verfügbarkeit der großen Fische als Laich- und Angelfische zu fördern. Als umfassendere Implikation kann abgeleitet werden, dass die Resilienz des Gesamtbestands durch den Erhalt der genetischen Biodiversität und die Wiederherstellung von guten Laichbedingungen gefördert werden sollte. Sowohl die genetische Biodiversität als auch die Habitatstruktur sind zwei sich nur langsam ändernde Faktoren, die aber für die Dynamik und Entwicklung des Boddenhechtbestands eine besondere Bedeutung haben (Arlinghaus et al. 2016a, 2018, 2023a). Diesen beiden Faktoren ist daher große Aufmerksamkeit im Management zu schenken (Details, Kapitel 6).

## 4 Die soziale und ökonomische Seite des Boddenhechts

In diesem Kapitel wird die Frage der sozio-ökonomischen und sozialen Bedeutung des Boddenhechts aus Sicht von Fischer:innen und Angler:innen geklärt. Ferner werden umfangreiche Umfragedaten vorgestellt, die das Verhalten und die Einstellungen und Präferenzen von Fischer:innen und Angler:innen präsentieren. Ein Kapitel zu Konflikten erläutert die Existenz und die Hintergründe von Konflikten zwischen Fischerei und Naturschutz sowie zwischen Fischer:innen und Angler:innen. Neben Konflikten werden auch die Gemeinsamkeiten und Unterschiede zwischen den Nutzungsgruppen thematisiert. Die Methodik in diesem Kapitel basiert auf den Sozial- und Wirtschaftswissenschaften.

### 4.1 Berufsfischerei an den Bodden heute

Dieter Koemle, Carsten Riepe & Robert Arlinghaus

Die Hechtbestände in den Bodden erfolgreich fischereilich zu managen, erfordert nicht nur ein vertieftes Verständnis der Hechtökologie und der Zusammenhänge mit dem Lebensraum, den Bodengewässern, sondern auch der Menschen, die die Hechtbestände fischereilich nutzen oder sie bewirtschaften. Nur so können die Rahmenbedingungen der Hechtfischerei nutzergerecht und zugleich nach-

haltig gestaltet und die fischereilichen Aktivitäten für alle Seiten zufriedenstellend gesteuert werden. Infolgedessen lassen sich auch mögliche Konflikte zwischen verschiedenen Nutzungsgruppen früher erkennen und vermeiden bzw. leichter lösen. Wesentliche Nutzungsgruppen von Fischbeständen an den Bodden sind Berufsfischer:innen und Angler:innen. Zunächst werden die Berufsfischer:innen vertieft analysiert.

#### Kontext

Die Berufsfischerei an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns befindet sich in einem gravierenden Strukturwandel (Kapitel 2, Döring et al. 2020, Meyer & Krumme 2021). Dies betrifft sowohl die Fischer:innen an den Bodden als auch jene, die in erster Linie außerhalb der Bodden an der Außenküste und am Strand fischen. Eine Konstante der Boddenfischerei seit Jahrhunderten ist der Einsatz der handwerklichen Fischerei mit typischerweise passiven Fanggeräten wie Reusen, Stellnetzen oder Langleinen (Henking 1929) (stille Fischerei). Die Rahmenbedingungen wie abiotische und biotische Umwelt, Fischereipolitik oder Märkte ändern sich hingegen ständig, was Anpassungen in der Berufsfischerei an den Bodden nach sich zieht. Um den aktuellen Zustand einzuschätzen, werden in diesem Unterkapitel wesentliche Charakteristiken der Boddenberufsfischerei nach Betriebsstruktur, Fanggeräten und

Fischereieweisen zusammenfassend dargestellt. Außerdem wird die Reaktion der Bodden- und Küstenfischer:innen auf aktuelle Veränderungen dargestellt, sofern sie für die Berufsfischerei auf Hecht und andere Süßwasserfische an den Bodden relevant sind, insbesondere Reaktionen auf aktuell massive Quotenkürzungen bei Dorsch und Hering. Hier interessiert unter anderem die Frage, ob diese aktuellen Entwicklungen den Fangdruck auf Boddenhecht und andere Süßwasserfische erhöhen, sofern diese Arten genutzt werden, um rückläufige Erlöse aus der Dorsch- und Heringsfischerei zu kompensieren, und damit gleichzeitig Konflikte mit den Boddenangler:innen verstärken könnten.

### Methode

Um ein Bild der Berufsfischerei an den Bodden und von deren aktuellen Herausforderungen zu erhalten, wurde im November 2021 in Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei (LALLF) ein neunseitiger Fragebogen an alle Berufsfischerinnen und -fischer an der Küste M-Vs verschickt (N = 300) (einsehbar auf [www.boddenhecht-forschung.de](http://www.boddenhecht-forschung.de)). Fragebogeninhalte waren die Einschätzungen der Fischer:innen zur Küstenfischerei allgemein, die Beschreibung des eigenen Betriebs, Einstellungen zu Managementmaßnahmen an den Bodden (Kapitel 4.7) sowie der Umgang mit betrieblichen Risikofaktoren. Alle Fischer:innen, die den Fragebogen nicht fristgerecht zurückschickten, wurden in der Folgezeit schriftlich zweimal an eine Rücksendung erinnert, wobei mit dem zweiten Erinnerungsschreiben der Fragebogen erneut versendet wurde. Von den versendeten Fragebögen wurden bis April 2022 n = 120 zurückgeschickt (40 % Rücklaufquote). Die Datenanalysen erfolgten differenziert und teilweise vergleichend nach solchen Fischer:innen, die zumindest teilweise auch an den Bodden fischten (Boddenfischer:innen), und nach Küstenfischer:innen, die nur an der Außenküste oder am Strand fischten („keine Boddenfischer:innen“).

## Ergebnisse

### Demographie und Betriebsart

Viele Küstenfischer:innen in M-V sind bereits fortgeschrittenen Alters und blicken auf eine lange Zeit in der Fischerei zurück (Abbildung 4.1). Im Durchschnitt waren die Fischer:innen in der Stichprobe 60 Jahre alt (Standardabweichung 12,5 Jahre). Es fällt auf, dass insbesondere ab der Wende nur noch wenige Fischer:innen (rund 33 % der derzeit aktiven) den Beruf ergriffen, ein großer Teil der aktiven Fischer:innen begann in den 1970er- bzw. 1980er-Jahren mit der Fischerei. Für die Boddenfischer:innen ergab sich ein ähnliches Bild wie für die Küstenfischerei insgesamt. Zwischen den Bodden- und den Küstenfischer:innen gab es keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich des durchschnittlichen Lebensalters und des Beginns der Fischerei (ohne Abbildung).

In der Gesamtstichprobe fischten 52 % der antwortenden Fischer:innen im Haupterwerb (HE), 42 % im Nebenerwerb (NE) und 6 % machten keine Angabe. Dies ähnelt der offiziellen Statistik des LALLF für das Jahr 2021: 184 Fischereibetriebe (55 %) im HE, 148 (45 %) NE. Der Anteil der Haupterwerbsbetriebe unter den Boddenfischer:innen war mit 64 % doppelt so hoch wie unter den sonstigen Küstenfischer:innen (33 %) (Tabelle 4.1). Ein Großteil (48 % für Boddenfischer:innen, 64 % für Küstenfischer:innen) der Nebenerwerbsfischerei gab an, aufgrund von Pensionierung oder Rente in den Nebenerwerb gewechselt zu sein, während „zu geringe Fänge/Anlandungen“ oder „ein besseres Einkommen in einem anderen Beruf“ nur für jeweils gut ein Fünftel bis ein Viertel der Berufsfischer:innen die ausschlaggebenden Gründe waren (Tabelle 4.2). Die offizielle Einteilung in HE und NE bei der Fischereibehörde (LALLF) erfolgt aber nach unklaren Kriterien und sagt wenig über den tatsächlichen Fangaufwand aus (Thomas Schaarschmidt, persönliche Mitteilung, 2023).

Die Küstenfischer:innen in M-V haben insgesamt einen sehr geringen Organisationsgrad und agieren ganz überwiegend als Einzelbetriebe mit nur einem (74 % bzw. 76 % der Küsten- bzw. Boddenfischer:in-



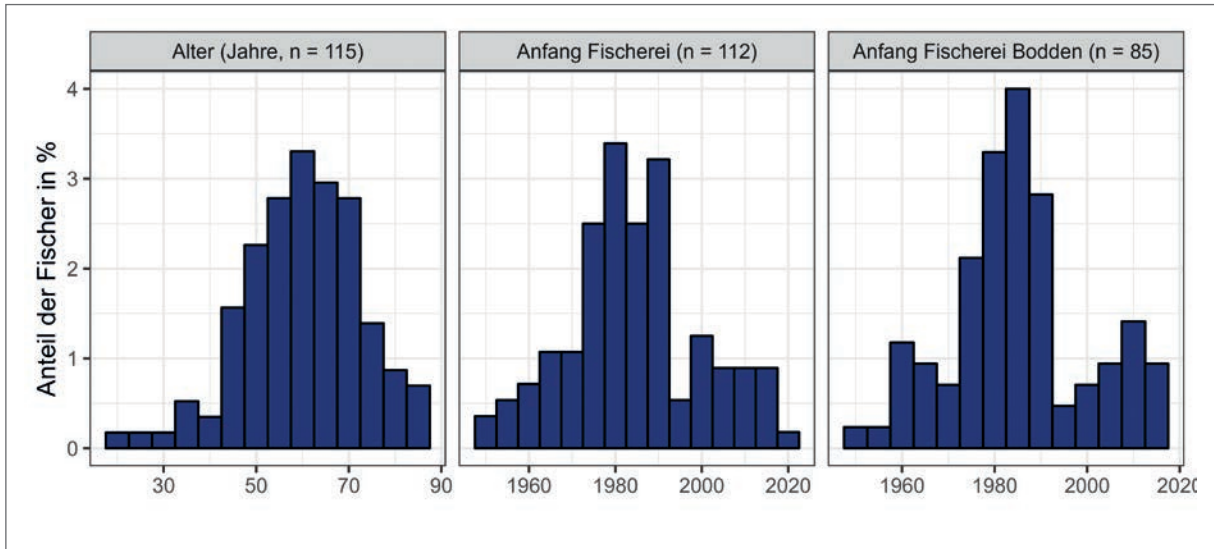


Abbildung 4.1: Alter (in Jahren) und Jahr des Anfangs in der Berufsfischerei sowie Anfang der Fischerei an den Bodden.

nen) oder zwei Mitarbeitenden (7 % bzw. 16 % der Betriebe, Tabelle 4.3). Ein überragender Anteil der Betriebe war weder in einem Fischereiverband (85–87 %) noch in einer Genossenschaft (65 %) organisiert (Tabelle 4.4). 43 % der Bodden- und lediglich 22 % der sonstigen Küstenfischer:innen waren Mitglieder in einer Erzeugerorganisation. Während Er-

zeugerorganisationen und Genossenschaften eine Rolle bei der koordinierten Vermarktung der Anlandungen spielen, sind Fischereiverbände reine Interessenvertretungen. 2021 löste sich der Landesverband der Kutter- und Küstenfischer in Mecklenburg-Vorpommern auf, u. a. mangels Mitgliedschaft und aufgrund damit verbundener Finanzierungsprobleme.

Tabelle 4.1: Anteil der im Haupt- versus Nebenerwerb betriebenen Fischerei an den Bodden (Boddenfischer:innen) und an der übrigen Küste (Küstenfischer:innen) in Prozent.

Fischertyp	n	Haupterwerb (%)	Nebenerwerb (%)	keine Angabe (%)
Boddenfischer:innen	74	64	36	–
Küstenfischer:innen	46	33	54	13

Tabelle 4.2: Gründe für den Wechsel in den Nebenerwerb nach Bodden- und Küstenfischer:innen.

Grund	Fischertyp	n	% ja	% nein	% keine Angabe
besseres Einkommen im anderen Beruf	Boddenfischer:innen	27	22	74	4
	Küstenfischer:innen	25	20	80	–
Pensionierung/Rente	Boddenfischer:innen	27	48	48	4
	Küstenfischer:innen	25	64	36	–
zu geringe Fänge/Anlandungen	Boddenfischer:innen	27	26	70	4
	Küstenfischer:innen	25	20	80	–

## Die soziale und ökonomische Seite des Boddenhechts

Tabelle 4.3: Anzahl der Mitarbeitenden (MA) in Fischereibetrieben an den Bodden und außerhalb.

Fischertyp	n	% 1 MA	% 2 MA	% 3 MA	% 4 MA	% 5 MA	% keine Angabe
Boddenfischer:innen	74	76	16		1	1	5
Küstenfischer:innen	46	74	7	7			13

Tabelle 4.4: Mitgliedschaft von Fischer:innen in Erzeugerorganisationen, Fischereiverbänden und Genossenschaften.

Organisation	Fischertyp	n	% ja	% nein	% keine Angabe
Erzeugerorganisation	Boddenfischer:innen	74	43	55	1
	Küstenfischer:innen	46	22	70	9
Fischereiverband	Boddenfischer:innen	74	14	85	1
	Küstenfischer:innen	46	4	87	9
Genossenschaft	Boddenfischer:innen	74	34	65	1
	Küstenfischer:innen	46	28	65	7

Eine fehlende Vertretung ist im politischen Prozess problematisch. Da die meisten Betriebe der Boddenfischerei Einpersonenernehmen sind, verdichtet sich das Bild überwiegend nicht oder schlecht organisierter Einzelbetriebe, die untereinander in starker Konkurrenz um Fische und Märkte stehen.

In Bezug auf das Hauptfanggebiet in der Boddenfischerei für alle Arten, d. h. nicht spezifisch für den Hecht, gaben die meisten Boddenfischer:innen den Greifswalder Bodden (über 30 %) oder den Peenestrom (über 20 %) an, während jeweils weniger Fischer:innen einen der Fischereibezirke zwischen Hiddensee und Rügen, das Stettiner Haff, die Darßer Boddenkette oder den Strelasund als Hauptfanggebiet ansahen (Abbildung 4.2).

### Fanggebiete und Fanggeräte an den Bodden

Die Fischer:innen wurden gefragt, mit welchen Fanggeräten sie an den Bodden sowie außerhalb der Bodden fischten (Abbildung 4.3). Über 70 % gaben an, mit Stellnetzen an den Bodden zu fischen (> 40 % außerhalb) sowie rund 60 % mit Aalkörben (30 % außerhalb), über 40 % mit Langleinen (knapp 30 % außerhalb) und gut 30 % mit Reusen (10 % außerhalb).

Ein Abschnitt des Fragebogens bezog sich explizit nur auf Fischer:innen, die zumindest zeitweise an den Bodden fischten. Rund 30 % von ihnen fischten

in den letzten fünf Jahren gezielt auf Hecht an den Bodden. Rund 55 % hatten Hecht als Beifang und 15 % fingen gar keinen Hecht. Der Großteil der Hechte wurde demnach mit Stellnetzen gefangen (rund 40 % gaben hier „eher häufig“ oder „sehr häufig“ an), während die anderen Fanggeräte (Aalkörbe, Langleinen, Reusen) hierfür „eher selten“ oder „sehr selten“ zum Einsatz kamen (Tabelle 4.5). Mit Schleppnetzen wurden erwartungsgemäß praktisch keine Hechte gefangen, da dieses Fanggerät an den inneren Küstengewässern verboten ist.

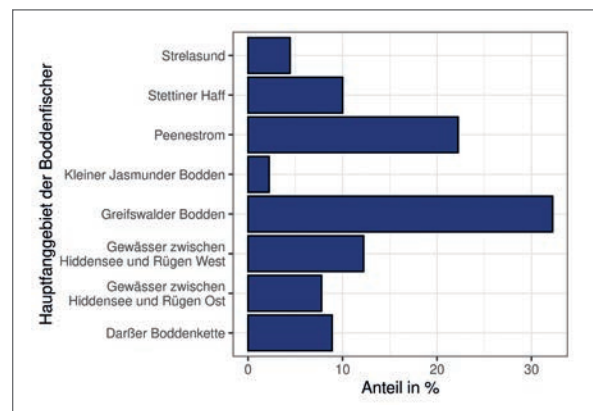


Abbildung 4.2: Hauptbodden nach Selbstauskunft von N = 75 Boddenfischer:innen.

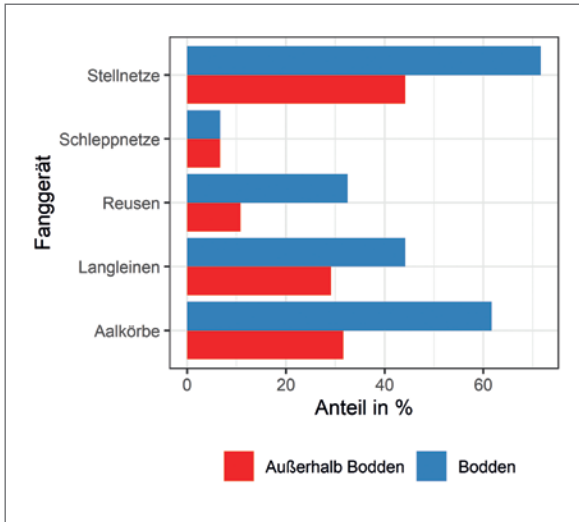


Abbildung 4.3: Von Berufsfischer:innen genutzte Fanggeräte an den Bodden und außerhalb der Bodden.

**Umgang mit betrieblichen Risiken**

Zunächst wurden die Fischer:innen mittels einer Clusteranalyse in Gruppen mit ähnlichen Einkommensstrukturen untergliedert. Die Grundlage für diese Klassifizierung lieferten die in den Logbüchern der Fischer:innen ausgewiesenen Einkommensanteile von sechs verschiedenen Artengruppen, nämlich Hering, Dorsch, Plattfisch, Aal, Süßwasserarten (inkl. Hecht) und andere Meeresarten. In der Umfrage wurden die Fischer:innen nach ihren Erfahrungen und ihrem Anpassungsverhalten in Bezug auf Umwelt Risiken (z. B. Schwankungen der Fischbestände, Wetter oder Kormoranfraß), Marktrisiken (Schwankungen der Einkaufs- und Verkaufspreise) und andere betriebliche Risiken (z. B. Verletzungen, Van-

dalismus oder Diebstahl, Kollisionen usw.) befragt. In dem im Projekt versendeten Fragebogen sollten Fischer:innen für 14 verschiedene Risikofaktoren bewerten, ob sie 1) das Betriebsrisiko schon einmal erlebt hatten, 2) ob sie dieses Risiko als unwichtig oder wichtig für ihre Geschäftsentscheidungen einstufen und schließlich 3) welche Maßnahmen sie ergriffen hatten, um das jeweilige Risiko (z. B. die Eintrittswahrscheinlichkeit oder aber die Konsequenzen) zu verringern. Dann wurden die Fischer:innen gebeten, die drei für sie wichtigsten der 14 Risikofaktoren zu nennen, die sodann nach den Fischer:innen-Clustern verglichen wurden (Abbildung 4.4).

In der Clusteranalyse wurden vier unterschiedliche Gruppen identifiziert: 1) Herings- und Süßwasserfischer:innen, 2) Dorsch- und Plattfischfischer:innen, 3) Aalspezialisten und 4) Süßwasserspezialisten. Die Bezeichnungen der Gruppen leiten sich aus den relativ höchsten Erlösanteilen der einzelnen Artengruppen am Gesamteinkommen ab (Tabelle 4.6). Während die Rangfolge der drei als am wichtigsten bezeichneten Risiken bei den vier Fischertypen ähnlich war, zeigten sich Unterschiede zwischen den Fischer:innentypen bei den Unternehmensrisiken mit niedrigerer Rangfolge (Abbildung 4.4). Robben- und Kormoranprädation wurde von allen Fischer:innentypen, insbesondere auch von den Süßwasserspezialisten häufig (> 50 %) genannt und stand entweder an zweiter (Dorsch-/Plattfischfischer:innen) oder erster Stelle (alle anderen). Dorsch-/Plattfischfischer:innen nannten am häufigsten starke Quo-

Tabelle 4.5: Antworten auf die Frage „Wie selten oder häufig fangen Sie mit den folgenden Fanggeräten Hechte?“ in Prozent der antwortenden Boddenfischer:innen.

Gerät	nie	sehr selten	eher selten	eher häufig	sehr häufig
Aalkörbe	51,4	25,7	18,9	1,4	2,7
Langleinen	74,3	12,2	10,8	1,4	1,4
Reusen	74,3	6,8	10,8	5,4	2,7
Schleppnetze	97,3	2,7	0	0	0
Stellnetze	16,2	12,2	31,1	28,4	12,2

## Die soziale und ökonomische Seite des Boddenhechts

Tabelle 4.6: Mittlere relative Erlösanteile (%) der Artengruppen je Fischertyp (Ergebnisse der Clusteranalyse; fett sind die namensgebenden Erlösanteile).

Fischertyp:	Hering-Süßwasser (%)	Dorsch/Plattfisch (%)	Aalspezialist (%)	Süßwasserspezialist (%)
Anteil Aal	14	11	<b>65</b>	14
Anteil Dorsch	10	<b>33</b>	4	1
Anteil Plattfisch	8	<b>22</b>	4	1
Anteil Süßwasserarten	<b>20</b>	4	15	<b>71</b>
Anteil Hering	<b>37</b>	9	5	7
Anteil andere Meeresfische	10	18	8	5

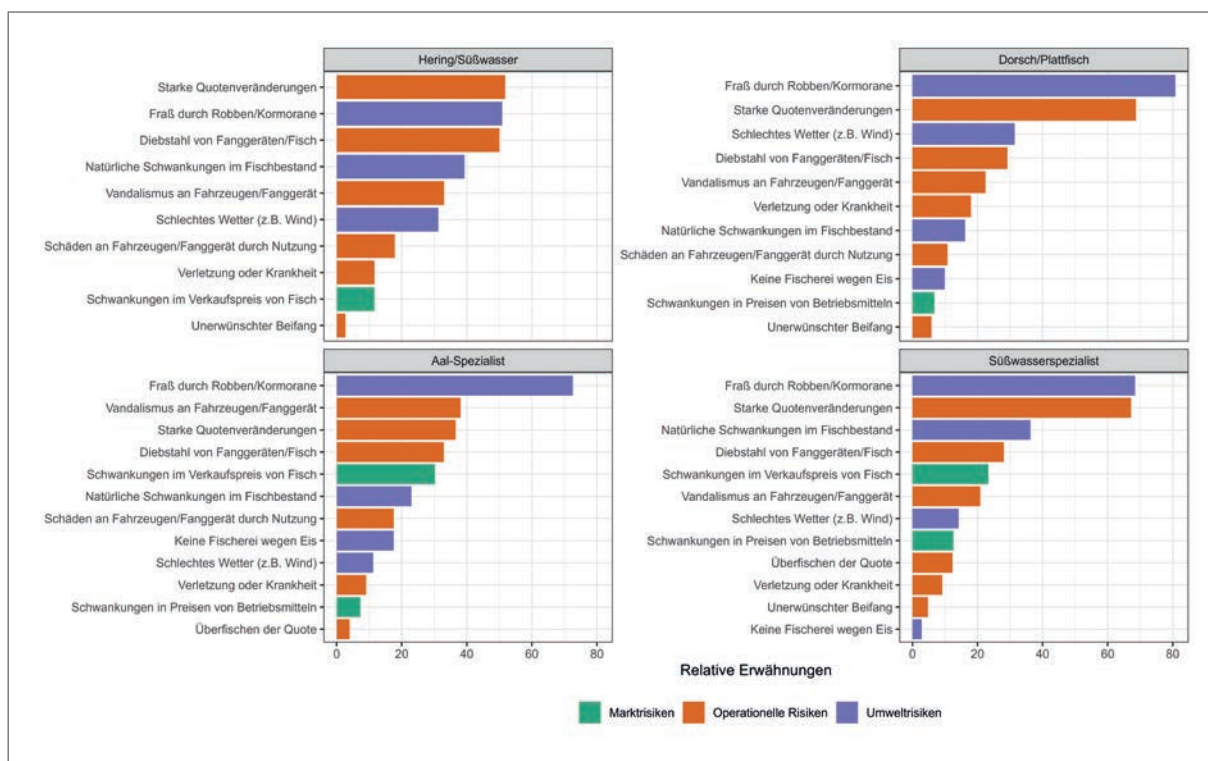


Abbildung 4.4: Reihenfolge nach Häufigkeit der Nennungen der drei wichtigsten Risikoarten nach Fischertyp.

tenänderungen, welche bei Hering-/Süßwasserfischer:innen und Süßwasserspezialisten auf Platz 2 und bei Aalspezialisten auf Platz 3 landeten. Aalspezialisten monierten am häufigsten Vandalismus an Fahrzeugen (Rang 2) sowie Diebstahl von Fanggerät oder Fischen (Rang 4), was auch von Süßwasserspezialisten relativ häufig genannt wurde (Rang 3 und 4). Marktrisiken, insbesondere Schwankungen im Verkaufspreis von Fisch, rangierten bei Dorsch-/

Plattfischfischer:innen sowie Aalspezialisten jeweils auf Platz 5, während diese Aspekte bei den anderen Fischertypen weniger relevant waren.

### Strategien zur Vermeidung von Risiken

#### Umweltrisiken

Weiterhin wurde erfragt, wie die Fischer:innen auf verschiedenen Arten von Risiken (z. B. aufgrund von

Umweltfaktoren) reagieren. Wie oben erwähnt, wurde von allen Fischer:innentypen der Fraß durch Kormorane oder Kegelrobben häufig als wichtiges umweltbezogene Risiko genannt. Vor allem Herings-/Süßwasserfischer:innen (> 40 %) gaben an, deshalb auf andere Fanggebiete auszuweichen, genauso wie rund 30 % der Aalspezialisten und Dorsch-/Plattfischfischer:innen, jedoch nur etwa 15 % der Süßwasserspezialisten (Abbildung 4.5). Insgesamt 19 Fischer:innen (16 %) stellten fest, dass sie keine Möglichkeit zum Ausweichen des Raubdrucks durch natürliche Räuber hätten. Weitere wichtige Umweltrisiken, z. B. Schlechtwetter, wurden von den meisten Fischer:innen durch das Einholen von Wetterinformationen reduziert sowie durch den Verzicht auf Fischerei ab einer bestimmten Windstärke. Um natürliche Schwankungen im Fischbestand auszugleichen, waren die meisten Fischer:innen (am wenigsten jedoch spezialisierte Aalfischer:innen) bereit, andere Arten zu befischen.

**Marktrisiken**

Marktrisiken treten üblicherweise sowohl auf Inputmärkten (also beim Einkauf von Betriebsmitteln wie Diesel, Netzen usw.) als auch auf Outputmärkten (schwankende Verkaufspreise für Fisch) auf. Um Schwankungen im Preis von Betriebsmitteln als Unternehmensrisiko entgegenzuwirken, kauften mehr als 30 % aller Fischertypen, jedoch sogar knapp 50 % der Aalspezialisten Betriebsmittel auf Vorrat (Abbildung 4.6). Nur wenige (< 25 %) hatten jedoch Verträge mit Lieferanten. Outputseitig, also um das Preisrisiko beim Fischverkauf zu mindern, setzte der Großteil der Fischer:innen auf Direktvermarktung, jedoch weniger als 50 % der Aalfischer:innen. Darüber hinaus setzten rund 50 % der Süßwasserfischer:innen und der Herings-/Süßwasserfischer:innen auf Diversifikation der Abnehmer. Nur rund ein Viertel der Heringsfischer:innen schloss feste Lieferverträge mit Abnehmern. Zertifizierung sowie Sicherungsgeschäfte, bei denen sich Verkäufer gegen

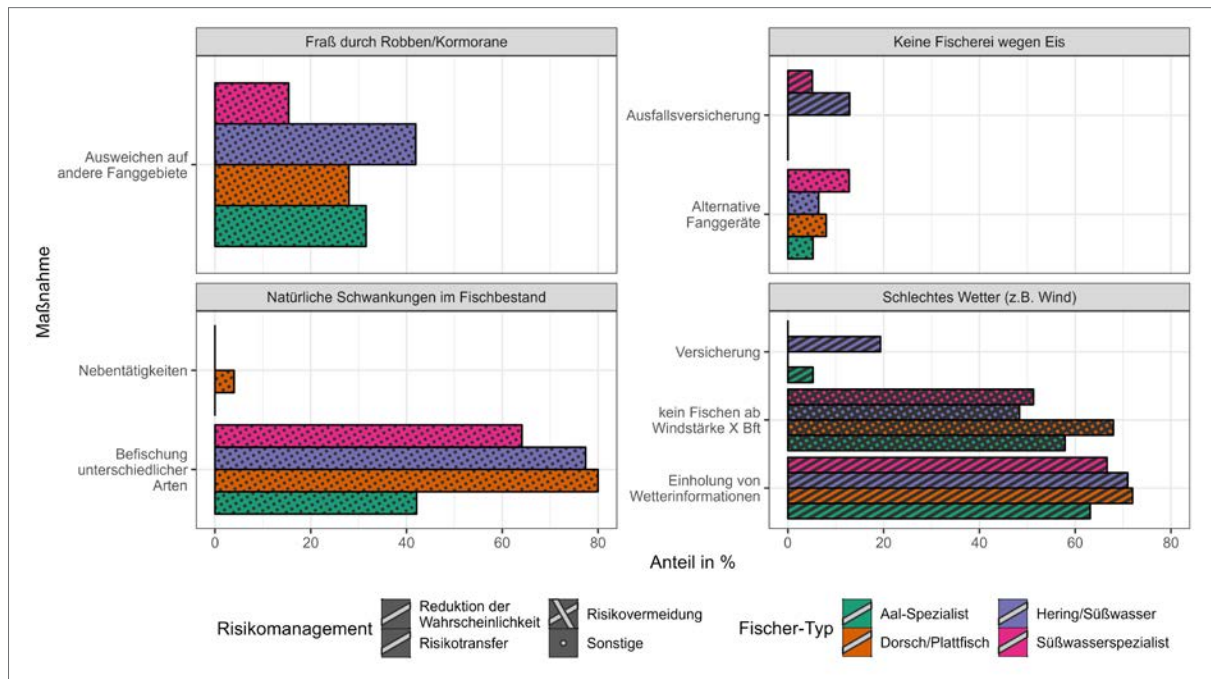


Abbildung 4.5: Reaktion von Küstenfischer:innen auf Umweltrisiken (Anteil in Prozent).

## Die soziale und ökonomische Seite des Boddenrechts

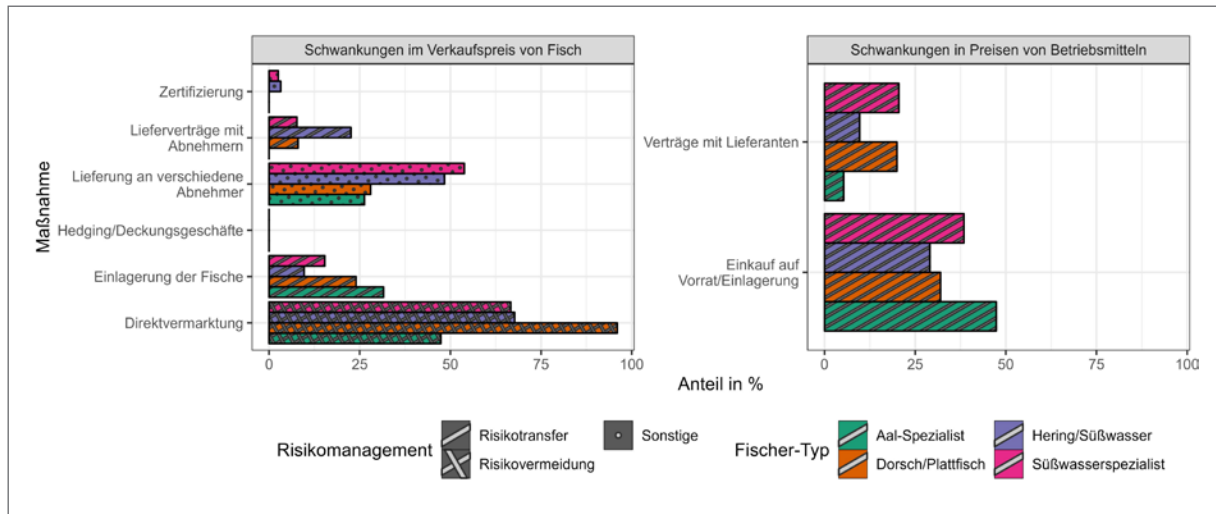


Abbildung 4.6: Strategien zum Management von Marktrisiken.

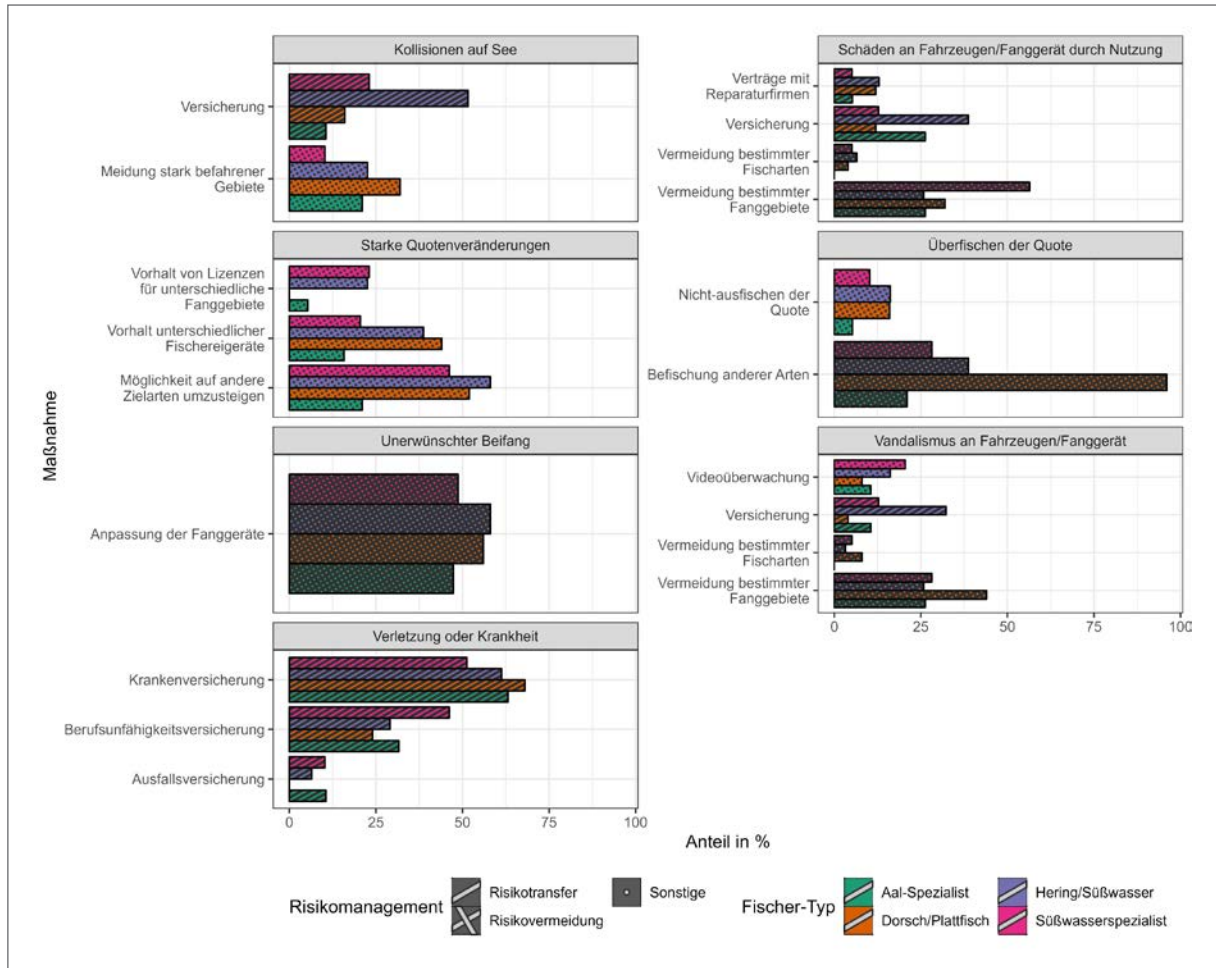


Abbildung 4.7: Strategien zum Management sonstiger operationeller Risiken.

Preisänderungen absichern (sog. Hedging), wurden praktisch gar nicht betrieben.

*Sonstige Risiken*

Fischerinnen und Fischer sind einer Vielzahl weiterer operationeller Risiken ausgesetzt. Wichtig sind hier z. B. die Quotenentwicklungen insbesondere bei Hering und Dorsch. Rund die Hälfte der Herings- und Dorschfischer:innen behielt sich diesbezüglich die Möglichkeit vor, auf andere Zielarten umzusteigen; rund ein Viertel der Süßwasserspezialisten und Heringsfischer:innen gab außerdem an, Lizenzen für verschiedene Fanggebiete vorzuhalten (Abbildung 4.7). Schäden an Fahrzeugen und Fanggeräten z. B. durch Angler:innen wurden vor allem von Süßwasserspezialisten (> 50 %) durch Vermeidung bestimmter Fanggebiete entgegengewirkt. Vor allem Süßwasserspezialisten gaben an, neben einer Krankenversicherung auch eine Berufsunfähigkeitsversicherung abgeschlossen zu haben, um sich gegen gesundheitliche Risiken abzusichern.

**Anpassungen an Quotenveränderungen**

Wenn sich die äußeren Rahmenbedingungen der Fischerei ändern, passen Fischer:innen ihr Verhalten üblicherweise an diese Änderungen an. Die Kürzung von Fangquoten zwingt Fischer:innen meist, entweder andere Arten zu fischen oder ihre Produktion anderweitig umzustellen (Asche et al. 2007). Die Verhaltensanpassung der Fischer:innen wurde sowohl anhand der Umfrage als auch anhand der Anlandungsdaten der Fischerei untersucht.

Auf die Frage, wie die Fischer:innen auf die derzeitigen Quotenkürzungen in Zukunft reagieren würden, gaben rund 47 % in der Umfrage an, die Fischerei im Haupterwerb weiterzuführen, und 37 % im Nebenerwerb. 18 % würden eine zeitweilige Stilllegung in Erwägung ziehen, rund 6 % spielten mit dem Gedanken, die Fischerei aufzugeben (Abbildung 4.8). Nur wenige Fischer:innen (16 %) gaben in einer offenen Frage an, sich in Zukunft auf andere Arten fokussieren zu wollen, dies beinhaltete Hecht (6 Nennungen), Flunder (5), Aal, Barsch, Zander, Plattfisch (jeweils

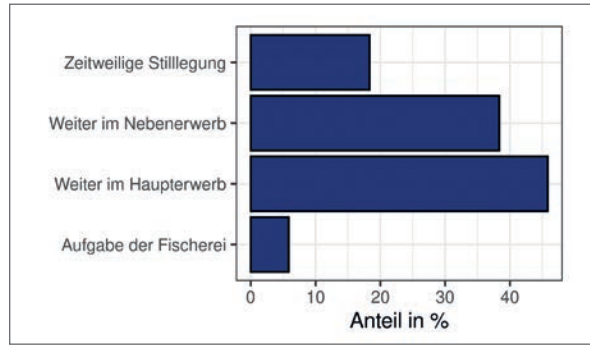


Abbildung 4.8: Anpassung der Boddenfischer:innen an reduzierte Quoten für Dorsch und Hering.

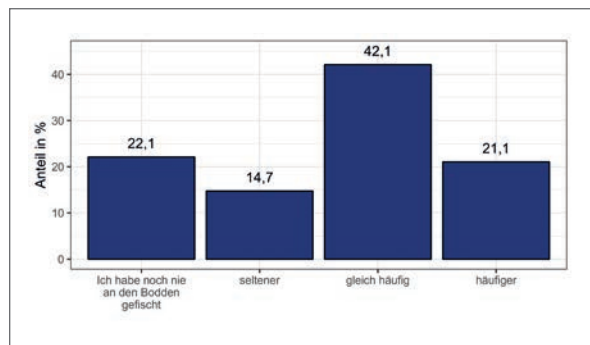


Abbildung 4.9: Küstenfischer:innen in Mecklenburg-Vorpommern und ihre Fanggebietswahl in Bezug auf die Bodden nach Quotenkürzungen bei Dorsch und Hering (N = 95).

4) und andere Arten. Nur vier Fischer:innen würden sich auf andere Gewässer konzentrieren.

Speziell befragt zum Fanggebiet Bodden und zur eventuellen Verlagerung des Fischereiaufwands auf die Bodden nach den Quotenkürzungen bei Dorsch und Hering, zeigte sich, dass die relative Mehrheit der befragten Küstenfischer:innen (rund 42 %) die Bodden nach den Quotenkürzungen genauso häufig wie vorher befischten (Abbildung 4.9). Rund je ein Fünftel der Fischer:innen befischte die Bodden nun häufiger (21,1 %) bzw. seltener (14,7 %). Ein weiteres Fünftel der antwortenden Fischer:innen hatte noch nie an den Bodden gefischt.

Die Fischer:innen wurden außerdem konkret befragt, ob sie nach den Quotenkürzungen bei Dorsch und Hering andere Fischarten seltener, häufiger oder gleich oft befischten. Die Küstenfischer:innen ohne

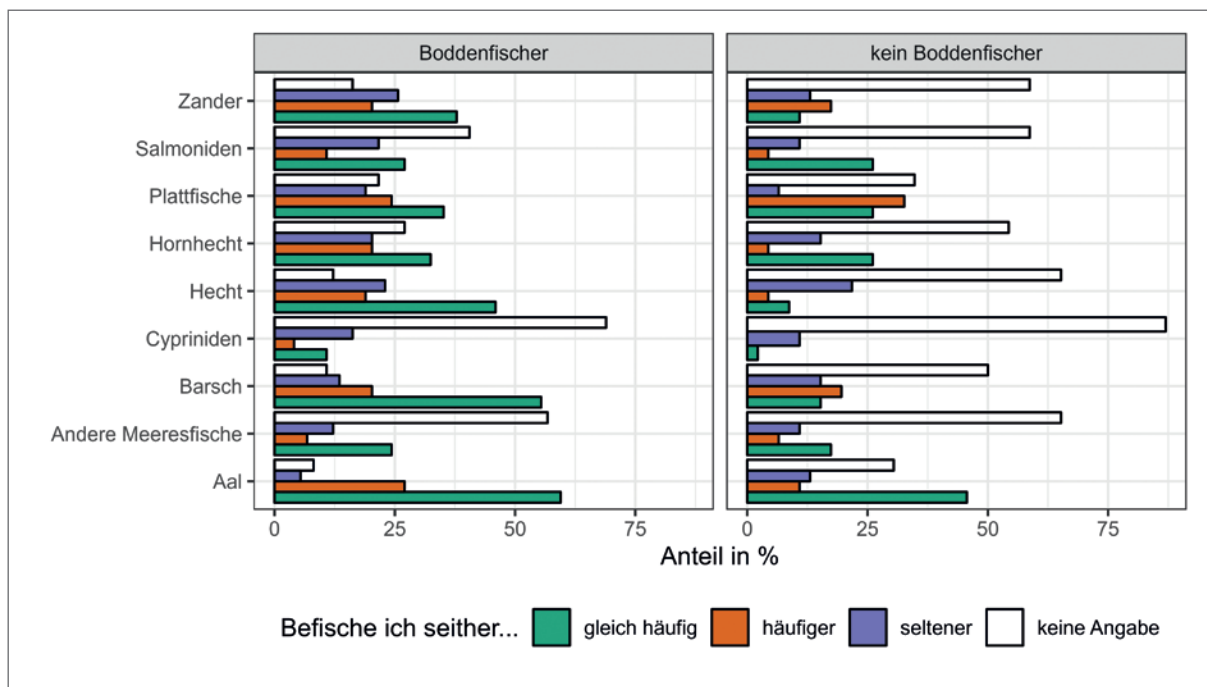


Abbildung 4.10: Antworten auf die Frage „In den letzten Jahren wurden die Quoten bei Dorsch und Hering stark gekürzt. Befischen Sie seit diesen Quotenkürzungen bestimmte Fischarten häufiger oder seltener?“ (74 Boddenfischer:innen, 46 keine Boddenfischer:innen).

Boddenbezug wichen nach Selbstauskunft vor allem auf Plattfische (rund 30 %) aus, gefolgt von Barsch, Zander und Aal (Abbildung 4.10). Die Boddenfischer:innen gaben an, nach den Quotenkürzungen Aal und Plattfische (je rund 25 % der Antwortenden) häufiger befischt zu haben, gefolgt von Hornhecht, Zander, Barsch und Hecht. Die Daten deuten durchaus Substitutionsverhalten an, bei den Küstenfischer:innen vor allem auf andere Meeresfische und bei Boddenfischer:innen auf einen Mix aus Meeres- und Süßwasserfischen. Allerdings gaben auch rund ein Viertel der Bodden- und Küstenfischer:innen an, nach den Quotenkürzungen den Hecht seltener zu befischen.

Dieselbe Frage zum Artensubstitutionsverhalten nach Quotenkürzungen bei Dorsch und Hering wurde auch auf Basis von Betriebsdaten zu gemeldeten Anlandungen aus der Küstenfischerei untersucht, insbesondere die Frage, ob rückläufige Dorsch- und Heringsquoten den Fangdruck auf Hechte und andere Süßwasserfische in den Bodden steigern (sog. Artenspillover, Koemle et al. 2023). Ein wichtiger

Indikator für die Kürzung der Quote ist die ausbezahlte Stilllegungsprämie, da diese in hohem Maße von der Quote zu einem bestimmten Zeitpunkt abhängt. Weitere Variablen, die mit der Quote und Stilllegung zu tun haben, ist die eigene Stilllegungszeit sowie die Stilllegungszeit anderer Fischer:innen. Der Zusammenhang der Anlandungen nichtquotierter Arten mit diesen drei Steuerungskomponenten wurde statistisch untersucht (Koemle et al. 2023). Es zeigte sich ein negativer Zusammenhang zwischen der Subvention und der Anlandungshöhe von Süßwasserarten, während dieser Zusammenhang für Plattfische und andere marine Arten positiv ist. Das heißt, höhere Stilllegungsprämien bzw. die Reduktion der Quote verminderten den Fangdruck auf Süßwasserfische. Ein differenziertes Bild zeigt sich beim Aal: Insbesondere bei Fischer:innen an der Ostküste (dies beinhaltet die Boddenfischer:innen) besteht ein positiver Zusammenhang zwischen den Subventionen und den Aalanlandungen (Details in Koemle et al. 2023), was darauf hindeutet, dass Fischer:innen mit höheren Subventionen in diesem



Gebiet eher auf Aalfischerei umgestiegen sind. Die Anzahl der eigenen Stilllegungstage zeigte einen durchweg negativen Zusammenhang mit den Anlandungen aller Artengruppen, während Stilllegungstage anderer Fischer:innen positiv korreliert waren. Ein Hauptergebnis ist daher, dass mit den aktuellen Quotenkürzungen bis zum Jahr 2020 kein veränderter Fangdruck auf die meisten Süßwasserfische in den Bodden einherging, sondern die Fischer:innen eher alternative marine Arten oder Aal befischten (Koemle et al. 2023). Diese Zusammenhänge könnten sich bei weiteren Quotenkürzungen durchaus wieder verändern und der Fangdruck in den Bodden auf Hechte und andere Süßwasserfische ansteigen. Entsprechende Hinweise fanden sich in Westrügen in den Jahren 2021 und 2022, wo die Anlandungshöhen für Hechte aktuell wieder angestiegen sind (Kapitel 5).

### Verbesserungen für die Zukunft

Zu Beginn der Befragung wurden die Fischer:innen gebeten anzugeben, was aus ihrer Sicht getan werden müsste, um die Bedingungen für sie und ihren Betrieb nachhaltig zu verbessern. Die Fischer:innen konnten mit ihren eigenen Worten frei antworten, ohne dass ihre Überlegungen schon durch die nachfolgend im Fragebogen gestellten Fragen und angesprochenen Themen gelenkt oder beeinflusst worden wären. Ihre spontanen Äußerungen reflektierten also ihre berufsbezogenen Gedanken und Bedürfnisse und somit das, was beruflich einen hohen Stellenwert für die Fischer:innen hatte. Sie konnten hierzu mehrere Angaben machen.

Fast die Hälfte der Fischer:innen, die diese Frage beantwortet haben (43,5 %), beklagte sich über viel zu hohe Bestände an Prädatoren, besonders an Kormoranen und Kegelrobben bzw. über ein unzureichendes Prädatorenmanagement (Tabelle 4.7). Ein knappes Drittel (29,4 %) wünschte sich auf vielfältige Art mehr Wertschätzung und Unterstützung der Fischerei durch mehr Rückhalt in der Politik bzw. durch staatliche (monetäre) Förderung. Weiterhin wurde von fast einem Viertel der Fischer:innen

(23,5 %) die bestehenden, als unvernünftig wahrgenommenen Regelungen zu Fangquoten als wenig fischereifreundlich bemängelt, sie sollten stattdessen besser bewirtschaftet, gerechter verteilt oder ganz abgeschafft werden. Ein weiterer wichtiger Punkt, den fast ein Fünftel der Fischer:innen (17,6%) bemängelte, betraf ein Übermaß an Bürokratie und zu wenige Mitsprachemöglichkeiten für Fischer:innen (z. B. bzgl. der Regelung von Quoten oder des Absatzes, Tabelle 4.7).

Jeweils knapp 10 % der Fischer:innen wünschten sich mehr Unterstützung bei der Erschließung neuer Vermarktungswege (z. B. Direktverkauf am Liegeplatz, nachhaltigere Vermarktung, bessere Preise im Großhandel) sowie eine aus ihrer Sicht bessere, also realitätsgerechtere Arbeit von Wissenschaft, Presse und Naturschutz (Tabelle 4.7). Die Wissenschaft wurde als etwas zu realitätsfern und zu einflussreich auf die (EU-)Politik eingeschätzt, die Presse als eher voreingenommen in der Darstellung der Fischerei wahrgenommen sowie Umwelt- und Naturschutzverbände als eher unsauber recherchierend bewertet.

Gut 8 % der Fischer:innen forderten bessere Zugangsmöglichkeiten zu Gewässern bzw. Fanggebieten und ca. 7 % der Fischer:innen Verbote (z. B. der internationalen Fischerei, der Schleppnetzfisherei) und bessere Kontrollen (auch für Angler:innen). Weitere ca. 7 % wünschten sich die Weiterentwicklung der Fischerei in Richtung einer Verknüpfung mit dem Tourismus und der Herstellung eines Miteinanders von Fischer:innen, Angler:innen und der Natur (einschl. Klimaaspekten, Fischen, Robben, Kormoranen; Tabelle 4.7). Relativ wenige Fischer:innen nannten Schutzmaßnahmen (z. B. Schonzeiten, aber auch die Verringerung von Schadstoffen im Wasser) oder Besatzmaßnahmen als hilfreich für eine Verbesserung ihrer wirtschaftlichen Rahmenbedingungen (5,9 % bzw. 4,7 %; Tabelle 4.7). Daneben gab es ein paar Einzelnennungen, die sich nicht einem der größeren Themen zuordnen ließen (insgesamt 8,2 % der Nennungen).

Zwischen den Bodden- und den Küstenfischer:innen deuteten sich dabei unterschiedliche Tendenzen

## Die soziale und ökonomische Seite des Boddenhechts

Tabelle 4.7: Relative Häufigkeit (%) der Antworten der Fischer:innen auf die zu Beginn des Fragebogens gestellte offene Frage „Was müsste getan werden, um die Bedingungen für Sie und Ihren Betrieb nachhaltig zu verbessern?“ (Mehrfachnennungen möglich).

Antwortkategorie	Beispielargumente (zusammengefasst)	Gesamt n = 85	Boddenfischer:innen n = 51	Küstenfischer:innen n = 34
Prädatorenmanagement	Kormorane/Robben u. a. Prädatoren reduzieren, ausrotten; Management nicht vorhanden; Obergrenze nötig	43,5	45,1	41,2
politische/monetäre Wertschätzung der Fischerei	Unterstützung (für die Berufsfischerei, Arbeitsplätze, Sozialversicherungsabgaben); durch Agentur für Arbeit, durch die Politik; mehr politischer Wille zur Förderung, Wertschätzung, mehr Rückhalt für die Fischerei; finanzielle Unterstützung, Beihilfe (z. B. Ausgleichszahlungen, Fördermittel, verbilligter Sprit, Stillegeprämie, Aufbau zweites Standbein); andere Politiker sind nötig	29,4	23,5	38,2
Fangquoten	vernünftig, fischereifreundlich gestalten; besser managen, gerechter verteilen; erhöhen, freigeben, abschaffen; Hick-Hack, Unsinn beenden	23,5	19,6	29,4
Mitsprache/Bürokratie	Abbau der Bürokratie; mehr Mitsprache für Fischer (z. B. bzgl. Quoten, Absatz, Standort)	17,6	15,7	20,6
Vermarktung	Unterstützung neuer Vermarktungswege (z. B. Verkaufsanhänger am Liegeplatz, Ausweispflicht in der Gastronomie); Vermarktung ökologisch, ökonomisch, sozial; Reduzierung der Fischimporte; bessere Preise im Großhandel	9,4	11,8	5,9
Wissenschaft/Presse/Naturschutz	realistischere Bestandsbewertungen; richtige Werte der Wissenschaft; EU hört zu viel auf die Wissenschaft; bessere Ursachenforschung; objektive Berichterstattung; bessere Darstellung der Küstenfischerei durch Medien; vernünftiger Recherche durch Umwelt- und Naturschutzverbände	9,4	5,9	14,7
Gewässerzugang	weniger Einschränkungen, Zugang für die Fischerei; Erhalt der Fanggebiete; Windparkflächen, fließende Laichgewässer freigeben	8,2	11,8	2,9
Verbote	internationale Fischerei, Schleppnetzfischerei (in westl. Ostsee) verbieten; EU Glasaalfischerei beschränken; bessere Kontrollen (auch für Angler)	7,1	3,9	11,8
Weiterentwicklung der Fischerei	touristische Ausrichtung der Fischerei, Verknüpfung mit Tourismus; Umgestaltung von Masse zu Nachhaltigkeit; miteinander von / Gleichgewicht zwischen Robben, Kormoranen, Fischen, Natur, Fischern, Anglern; Klimaziele beachten	7,1	11,8	-
Schutzmaßnahmen	flexible, einheitliche Schonzeiten, Schonmaßnahmen; Bodden ausbaggern, entkrauten; Schadstoffe, Chemie, Dünger verringern	5,9	7,8	2,9
Besatzmaßnahmen	Besatz durchführen (z. B. Schnäpel, Aal, Lachs, Forelle, Zander)	4,7	3,9	5,9
übrige Nennungen	Fischerei ohne Wessis, nur alte DDR-Fischer, Urlauber unwichtig; Subventionen abschaffen; alles ist OK, keine Verbesserungen möglich/nötig; uns kann nicht mehr geholfen werden	8,2	7,8	8,8

in den inhaltlichen Schwerpunkten ihrer Wünsche bzw. Forderungen an. Den Küstenfischer:innen war etwas stärker daran gelegen, mehr politische und monetäre Wertschätzung ihrer Arbeit zu erfahren. Zugleich wünschten sie sich verbesserte Fangquotenregelungen und weniger Bürokratie, verbesserte Wahrnehmung durch Wissenschaft, Presse und Naturschutz sowie verbesserte rechtliche Rahmenbedingungen im internationalen Kontext. Die Bodden-

fischer:innen tendierten wiederum eher dazu, sich verbesserte Vermarktungsmöglichkeiten, bessere Zugangsmöglichkeiten zu Gewässern, verbesserte Schutzmaßnahmen für Fische und Gewässer zu wünschen und vor allem eine Weiterentwicklung der Boddenfischerei in Richtung einer nachhaltigen, auch touristisch ausgerichteten, qualitativ aufgewerteten sowie auf Ausgleich bedachten Fischerei (Tabelle 4.7).

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Die Küsten- und Boddenfischer:innen in M-V sind relativ alt und agieren überwiegend als Einzelunternehmer mit geringem Organisationsgrad. Das schürt Konkurrenzbeziehungen untereinander und reduziert das politische Gewicht in öffentlichen Diskussionen. Die Berufsfischerei befindet sich in einem gravierenden Strukturwandel; sie steht ökonomisch mit dem Rücken zur Wand. Wesentliche von Fischer:innen identifizierte Probleme umfassen steigende Betriebskosten, rückgehende Quoten bei Hering und Dorsch (sowie aktuell auch Beschränkungen beim Aal) und zunehmender Fraßdruck durch natürliche Räuber. Neben dem Robben- und Kormoranfraßdruck ist auch Vandalismus an Fanggeräten aus Sicht der Fischer:innen ein großes Problem. Zur Verbesserung des Betriebsergebnisses der Fischer:innen kann der Ausbau der Direktvermarktung empfohlen werden, was bei reduzierten Anlandungen die Wertschöpfung des angelandeten Fisches deutlich erhöhen könnte. Ergänzend können auch andere Modelle, wie die Umschulung auf Meeres- bzw. Boddenförster/warte und die staatliche Unterstützung von Fischer:innen für ihren Einsatz bei Datensammlungskampagnen, in Betracht gezogen werden. Aktuell laufen an der Küste diverse partizipative Prozesse, in denen die Zukunft der Küsten- und Boddenfischerei diskutiert wird. In diesem Zusammenhang sollten die Querbezüge der politischen Entscheidungen bei quotierten Arten und Rückkopplungen auf den Fangdruck an den Bodden auf Arten, die für die Angelfischerei von großer Bedeutung sind, verstärkt beachtet werden. Bisher haben die Quotenkürzungen bei Dorsch und Hering den Fangdruck an den Bodden nicht erhöht, was sich perspektivisch aber ändern kann. Das Berufsfischereimanagement sollte idealerweise nicht auf Einzelarten bezogen sein, sondern die gesamte Küste (inkl. Bodden) in einem Sozial-Ökosystem-basierten Ansatz in den Blick nehmen.

Die Küsten- und Boddenfischer:innen sind auf unterschiedliche Zielarten spezialisiert und daher auch mit unterschiedlichen Risiken konfrontiert. Dementsprechend werden unterschiedliche Strategien zur

Bewältigung dieser Risiken verfolgt. Umweltrisiken wurden im Allgemeinen als wichtig eingestuft ebenso wie große Quotenänderungen. Zwar nutzen viele Fischer:innen eine Diversifizierung in Bezug auf die Zielarten, doch wird es kaum möglich sein, die wichtigen Einnahmen aus Dorsch und Hering vollständig über nichtquotierte Arten zu kompensieren. Darüber hinaus kann ein umfangreiches Umschwenken auf andere nichtquotierte Arten rasch zu einer Überfischung der alternativen Zielarten führen. Auch wenn Marktrisiken für die befragten Fischer:innen aktuell offenbar eine geringere Priorität haben, könnte es angesichts der Tatsache, dass Hering und Dorsch in der Vergangenheit einen erheblichen Anteil an der Fischerei ausmachten, notwendig werden, den Fischer:innen bei der Umorientierung auf andere Arten oder andere Betätigungsfelder zu helfen. Eventuell müsste sogar die Gesamtkapazität der Fischerei verringert werden, um sie so an die reduzierten Fangmöglichkeiten anzupassen. Sollten die Robben- und Kormoranbestände weiterhin an der Küste ansteigen, dürften die Konflikte mit Fischer:innen ebenfalls weiter zunehmen. Eine Kompensation von Robbensschäden an Berufsfischereigeräten dürfte perspektivisch nicht mehr ausreichen, da Studien aus Schweden und Kanada auf erhebliche Effekte der Robbenbestände auch auf die Fischbestände selbst hinweisen (z. B. Bergström et al. 2022, 2023). Küstenfischer:innen, die hauptsächlich auf Süßwasserarten fischen, gaben an, besonders anfällig für Vandalismus an Fanggeräten zu sein; es ist wahrscheinlich, dass diese Fischer:innen ihre Fanggebiete mit anderen Nutzungsgruppen teilen, die (absichtlich oder unabsichtlich) die Fanggeräte der Fischer:innen beschädigen, z. B. aufgrund mangelnder Navigationskenntnisse. Hier ist eine verbesserte Aufklärung sowie eine höhere Kontrolldichte wichtig, um den Vandalismus an Berufsfischereigeräten zu reduzieren.

## 4.2 Angelfischerei an den Bodden heute

Carsten Riepe, Dieter Koemle &  
Robert Arlinghaus

### Kontext

Anglerinnen und Angler, d. h. Menschen, die in ihrer Freizeit mit der Angel Fische fangen, stellen neben den Berufsfischer:innen die zweite relevante Nutzungsgruppe der Boddenhechte dar. Von den schätzungsweise 97.000 deutschen Meeresangler:innen (im Jahr 2014) suchte ca. ein Viertel (49.000) auch die Boddengewässer zum Angeln auf und verbrachte dort ca. 300.000 Angeltage (Weltersbach et al. 2021). Dabei wurde der Hecht am häufigsten als Zielfischart beangelt (von 40 % der Angler:innen). Der größte Teil der Boddenangler:innen (ca. 70 %) stammte in 2014/2015 nicht aus Mecklenburg-Vorpommern, sondern reist aus anderen Bundesländern an (Weltersbach et al. 2021). Insofern hat das Boddenangeln auch eine nicht unerhebliche touristische und damit ökonomische Relevanz für die gesamte Region (Kapitel 4.4). Dieses Verhältnis kehrte sich während der Corona-Pandemie um (Kapitel 2). In den Jahren 2020–2022 dominierte das Boddenangeln durch Einheimische, und der Fangaufwand auf Hecht brach durch die wegbleibenden Touristen regelrecht ein (Kapitel 2).

Um ihr Verhalten und Erleben besser verstehen zu können, wird in diesem Kapitel eine psychosoziale Charakterisierung der Angler:innen vorgenommen, die an den Bodden auf Hecht angeln. Im Zentrum stehen dabei soziodemografische Merkmale und eine Reihe von Überzeugungen sowie Verhaltens- und Einstellungsmerkmalen, die sich auf das Hobbyangeln im Allgemeinen und speziell auf das Boddenhechtangeln beziehen. Es werden aktuelle Daten präsentiert, die aus einer Umfrage stammen. Sofern möglich, werden einzelne Angaben, die sich vor allem auf Aufwand und Fischfang beziehen, mit etwas älteren Daten abgeglichen (Weltersbach et al. 2021). Es werden aktualisierte Schätzungen der Ausgaben vorgenommen, die die Angler:innen für das Angeln

speziell auf Boddenhecht tätigen, und es wird bestimmt, wie hoch der potenzielle Angelaufwand und die entsprechenden Ausgaben bei optimaler Gestaltung der anglerischen Rahmenbedingungen wären.

### Methoden

Die hier berichteten Erkenntnisse basieren auf einer Umfrage unter N = 1.846 Angler:innen ab 14 Jahren mit Wohnort in Deutschland. Die Befragung wurde zwischen November 2020 und April 2021 von einem professionellen Umfrageinstitut über das Internet (online) durchgeführt (Details in Koemle et al. 2022, Slaton et al. 2023). Die Kontaktaufnahme und Einladung der Angler:innen, an der Umfrage teilzunehmen, erfolgte auf verschiedenen Wegen: 1) über eine Liste mit Telefonnummern von Angler:innen, die sich freiwillig bereiterklärt hatten, an Forschungsprojekten zur Angelfischerei teilzunehmen, zur Verfügung gestellt vom Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei M-V (LALLF); 2) mittels einer Werbekampagne in Angelmagazinen (online und print); 3) durch Veröffentlichung der Einladung zur Umfrage in sozialen Medien; 4) durch Sammlung von Adressen beim Besuch von Angelfachgeschäften. Befragt wurden drei Gruppen von Angler:innen: 1) die vor dem 1. Januar 2017 zuletzt an den Boddengewässern auf Raubfische wie Hecht, Zander oder Barsch geangelt hatten (n = 269); 2) die dies seit dem 1. Januar 2017 mindestens einmal taten (n = 1.255); 3) die beabsichtigten, dies in den nächsten drei Jahren zu tun (n = 322). Alle teilnehmenden Angler:innen erhielten als Anerkennung einen Gutschein für ein Online-Angelgeschäft in Höhe von 10 Euro und nahmen an einer Verlosung von sechs hochwertigen Angelgeräten teil.

Da diese Art der Stichprobenziehung keine Zufallsauswahl von Angler:innen ermöglichte und deshalb auch nicht als repräsentativ gelten kann, wurden die Antworten der teilnehmenden Angler:innen anhand repräsentativ erhobener Merkmalsverteilungen gewichtet. Die Erhebung dieser Merkmale war zuvor im Rahmen einer Umfrage durch das Thünen-Institut für Ostseefischerei (Rostock) erfolgt, deren Teilneh-

mer:innen zufällig ausgewählt wurden (Weltersbach et al. 2021). Zur Gewichtung der Boddenhechtangler:innen wurden folgende Merkmale herangezogen: Anzahl der Angeltage pro Jahr („avidity“), Geschlecht, Alter, Schulbildung, Berufsbildung sowie derzeitiger Erwerbsstatus. Die Zufallsstichprobe selbst war zuvor ihrerseits für die Merkmale Bundesland des Wohnorts und Haushaltsgröße an den amtlichen Mikrozensus angepasst worden (Weltersbach et al. 2021). Die auf diese Weise gewichteten Ergebnisse der Boddenangler:innen werden hier separat für die in M-V beheimateten Angler:innen („einheimische Angler“) und für solche mit Wohnort in einem der übrigen Bundesländer („Angeltouristen“) berichtet. Eine solche Differenzierung ist sinnvoll, weil es möglich ist, dass beide Nutzungsgruppen unterschiedliche Erwartungen, Einstellungen und Interessen bezüglich des Hechtangelns an den Bodden und der fischereilichen Bewirtschaftung der BoddenGewässer haben könnten (Øian et al. 2017, Slaton et al. 2023). Zudem dürften Tourist:innen, die mit dem Ziel anreisen, an den Boddengewässern zu angeln, einen ökonomisch relevanten Beitrag zum Küstentourismus in M-V leisten.

Um die nachfolgend dargestellten Ergebnisse zur Angelhäufigkeit und zu den monetären Kosten, die mit dem Boddenangeln auf Hecht verbunden sind, richtig verstehen zu können, sind einige Hinweise nötig. Erfragt wurde u. a. die Häufigkeit des Angelns, d. h. an wie vielen Tagen die Angler:innen jeweils in den Jahren 2018 und 2019 geangelt hatten. Um den Befragten die Angabe zu erleichtern, erfolgte die Abfrage der Angeltage für jedes Jahr mittels vorgegebener Kategorien (z. B. „0 Tage“, „1 bis 3 Tage“, „4 bis 7 Tage“ usw.). Um daraus Mittelwerte als konkrete Anzahl von Angeltagen schätzen zu können, wurden diese kategorialen Angaben so in Tage umgerechnet, dass alle Angler:innen den mittleren Wert der von ihnen angegebenen Kategorie zugeordnet bekam. Wer also „1 bis 3 Tage“ angegeben hatte, erhielt folglich den Wert „2 Tage“ zugeordnet. Die Umrechnung von Kategorien in Tage wurde separat für 2018 und 2019 vorgenommen, anschließend wurden daraus für alle

Angler:innen Mittelwerte gebildet, die die Anzahl der jeweiligen Angeltage pro Jahr im Durchschnitt der Jahre 2018 und 2019 reflektierten. Da die Angler:innen diese Angaben getrennt für das Angeln insgesamt, für das Angeln an den Bodden und für das Angeln an den Bodden speziell auf Hecht machen sollten, wurde diese Vorgehensweise entsprechend dreimal angewandt. Außerdem wurden die Angler:innen um eine Schätzung der Anzahl zukünftiger Angeltage unter optimalen Angelbedingungen gebeten (ohne vorgegebene Kategorien). Abweichend von diesem Vorgehen auf Individualebene wurde für die Bestimmung der mittleren Häufigkeiten der Kategorien über beide Angeljahre hinweg eine einfache Mittelung der Besetzungshäufigkeiten je Kategorie und Jahr vorgenommen.

Eine häufige Fehlerquelle bei einer umfragebasierten Erhebung vergangenen Verhaltens stellt die Weigerung von Personen dar, an einer Umfrage teilzunehmen, zu der sie eingeladen wurden („non-response bias“). Eine weitere Fehlerquelle sind Erinnerungsverzerrungen bei denjenigen, die tatsächlich teilnehmen („recall bias“). Beide Fehlerquellen können zu einer systematischen Überschätzung der Häufigkeit von Angeltagen führen (Pollock et al. 1994), und zwar um ca. 29 % (Connelly et al. 2000). Entsprechend werden die von den Angler:innen angegebenen vergangenen und auch zukünftigen Angeltage um den Faktor 0,78 überschätzungskorrigiert berichtet (z. B.  $129 \text{ Angeltage} \times 0,78 \approx 100 \text{ Angeltage}$ ; Connelly et al. 2000).

Die Teilnehmer:innen sollten außerdem für eine Reihe von Kostenpositionen (z. B. erforderliche Angellizenzen) Angaben in Eurobeträgen machen, die ihren angelbezogenen Ausgaben entsprechen. Es zeigte sich, dass es bei allen Kostenpositionen z. T. erhebliche und oft wenig glaubhafte Ausreißer nach oben gab. Um eine konservative Ausgabenschätzung zu ermöglichen, wurden deshalb alle Verteilungen getrimmt, indem die obersten 1–5 % der Werte abgeschnitten wurden. Die Entscheidung für einen konkreten Cut-off-Wert wurde nach Plausibilitäts Gesichtspunkten gefällt.

Weiterhin wurde das Haushaltsnettoeinkommen mithilfe von vorgegebenen Kategorien erhoben (z. B. „1.000 bis 1.499 €“). Aus diesen Angaben wurde das Äquivalenzeinkommen der Teilnehmer:innen geschätzt. Das Äquivalenzeinkommen berücksichtigt die Haushaltsgröße und insbesondere den unterschiedlichen Bedarf einzelner Haushaltsmitglieder. Um dies zu bestimmen, wurde ähnlich wie bei der Schätzung der Angeltage der mittlere Wert einer Einkommenskategorie zugrunde gelegt und anschließend durch die Quadratwurzel der Haushaltsgröße dividiert, woraus eine akzeptable Schätzung hervorgeht (Consiglio et al. 2021).

Teilweise lässt sich in der Gesamtschau von mehreren der eingangs erwähnten Überzeugungen bzw. Verhaltens- und Einstellungsmerkmalen auf eine tiefer in der angelnden Person verankerte Einstellung oder Persönlichkeitseigenschaft schließen (Koemle et al. 2022, Slaton et al. 2023). Dem liegt die Annahme zugrunde, dass einzelne Überzeugungen, Verhaltensweisen usw., wie sie mit einem Fragebogen erhoben werden können, verschiedene Facetten desselben, in der Psyche der Angler:innen verborgenen Konstrukts abbilden. Solche Konstrukte können für das Management von Fischbeständen relevant sein, da sie auf die Akzeptanz von Managementmaßnahmen hindeuten (Ensinger et al. 2016, Slaton et al. 2023).

Nachfolgend werden insbesondere vier solcher Konstrukte betrachtet: 1) Stellenwert des Angelns im Leben der Angler:innen („centrality-to-lifestyle“; Sutton 2003); 2) Fangorientierung mit vier Unterdimensionen („catch orientation“; Anderson et al. 2007); 3) Gebietsverbundenheit mit den Boddengewässern („place attachment“; Williams & Vaske 2003) sowie ergänzend dazu 4) Spezialisierung auf Boddenhecht („Bodden pike specialization“). Zur Messung der Ausprägung dieser Konstrukte wurden den Befragten Aussagen vorgegeben, denen sie auf einer 5-stufigen Skala zustimmen sollten (von 1 = „stimme überhaupt nicht zu“ bis 5 = „stimme voll und ganz zu“). Jeder Aussage entspricht dabei eine Facette des zugrunde liegenden Konstrukts, sie stellt somit einen Indikator

des jeweiligen Konstrukts dar. Details zur Konstrukterstellung finden sich in Slaton et al. (2023).

## Ergebnisse und Diskussion

### Soziodemographie der Boddenangler:innen

Die große Mehrheit (71,2 %) der an den Boddengewässern auf Hecht angelnden Angler:innen waren Angeltourist:innen, stammte also nicht aus Mecklenburg-Vorpommern (Abbildung 4.11). Nur eine Minderheit (28,8 %) war dort beheimatet. Die relativen Anteile einheimischer Angler:innen versus Angeltourist:innen entsprachen dabei relativ genau den Gegebenheiten, die bereits zuvor beschrieben



Abbildung 4.11: Relative Verteilung (%) der Herkunft der Boddenangler:innen über die Bundesländer in Deutschland (N = 1.846).

wurden (Weltersbach et al. 2021). Da mit zunehmender Entfernung von den Bodden die Häufigkeit von Ostseeangler:innen und damit auch von Boddenangler:innen in der Bevölkerung abnimmt (Weltersbach et al. 2021), u. a. weil der Anreiseaufwand immer größer wird, lassen sich die Angeltourist:innen noch einmal unterteilen in solche, die aus relativ boddennahen Bundesländern kommen, und in solche, die in den weiter entfernten Ländern beheimatet sind. Zur ersten Gruppe gehören Berlin, Brandenburg, Bremen, Hamburg, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein, und Thüringen, was

47,6 % der Boddenangler:innen ausmachte. Aus der zweiten Gruppe (Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Saarland, Sachsen) kamen 23,6 % der Angler:innen (Abbildung 4.11). Diese Zahlen ähneln stark denen aus der repräsentativen Studie des Thünen-Instituts für Ostseefischerei von 2014 (Mecklenburg-Vorpommern: 30,0 %, küstennahe Länder: 49,5 %, entferntere Länder: 20,5 %; Weltersbach et al. 2021). Während der Corona-Pandemie hat der Angelaufwand durch Angeltouristen an den Bodden aber stark nachgelassen (Kapitel 2).

Tabelle 4.8: Vergleich ausgewählter soziodemographischer Merkmale zwischen einheimischen und touristischen Angler:innen.

Merkmal	gesamt (N = 1.425 bis 1.846)	einheimische Angler:innen (n = 423 bis 531)	Angeltourist:innen (n = 1.002 bis 1.316)	statistische Irrtumswahrscheinlichkeit
Anteil Männer (%)	93,3	91,7	93,9	n. s.
Altersgruppe (%)				p < 0,001
14–20 Jahre	5,8	4,5	6,3	
21–30 Jahre	9,2	12,3	8,0	
31–40 Jahre	16,7	19,6	15,5	
41–50 Jahre	20,8	21,1	20,7	
51–65 Jahre	36,7	37,2	36,4	
66 Jahre und älter	10,8	5,3	13,1	
Mittleres Alter in Jahren (SD)	47,2 (14,9)	45,2 (14,3)	48,0 (15,1)	p < 0,001
Haushaltsnettoeinkommen				p < 0,001
bis 999 €	3,9	7,2	2,6	
1.000–1.999 €	12,9	15,3	12,0	
2.000–2.999 €	17,8	14,7	19,1	
3.000–3.999 €	16,0	18,1	15,1	
4.000–4.999 €	14,6	14,3	14,7	
5.000–6.999 €	9,3	6,8	10,3	
7.000 € und mehr	5,2	4,9	5,3	
keine Angabe	20,2	18,8	20,8	
Mittleres Äquivalenzeinkommen <sup>1</sup> in € (SD)	2.267 (1.134)	2.103 (1.171)	2.336 (1.112)	p < 0,001

<sup>1</sup> Geschätzt als Wert der Intervallmitte des Haushaltsnettoeinkommens (€) dividiert durch die Wurzel aus der Haushaltsgröße (Consiglio et al. 2021).

n. s. = nicht signifikant.

Weit über 90 % der befragten angelnden Personen waren Männer (Tabelle 4.8), ein Wert, der sich in den vergangenen zwei Jahrzehnten kaum geändert hat (2002: 93,9 % aller Angler:innen, Arlinghaus 2004; 2014: 94,2 % der Boddenangler:innen, Weltersbach et al. 2021). Allerdings waren die Boddenangler:innen im Mittel deutlich älter (47,2 Jahre, Tabelle 4.8) als alle (männlichen) Freizeitangler insgesamt zu Beginn der 2000er-Jahre (40,6 Jahre, Arlinghaus 2004). Das galt insbesondere für die Angeltourist:innen (48,0 Jahre), getrieben durch einen relativ hohen Anteil an Personen im Rentenalter (> 65 Jahre). Speziell für die Boddenangler:innen wurde auch schon 2014 ein mittleres Alter von 48,3 Jahren berichtet (Weltersbach et al. 2021), ein Wert, der ungefähr dem Befund in dieser Studie entspricht.

Die Verteilung der in Kategorien abgefragten Haushaltsnettoeinkommen lässt erkennen, dass die Angeltourist:innen etwas wohlhabender waren als die einheimischen Angler:innen, was sich auch in einem signifikant höheren Äquivalenzeinkommen widerspiegelt (Tourist:innen: 2.336 € vs. einheimische Angler:innen: 2.103 €, Tabelle 4.8). Die Angeltourist:innen machen somit einen arrivierteren Eindruck als die einheimischen Angler:innen. Das ist plausibel, müssen sie doch für ihre Anreise zum Angelgewässer mehr Aufwand betreiben (längere Anfahrtswege, höherer Zeitaufwand, Übernachtungen usw.), wodurch auch die monetären Kosten eines Angelausflugs steigen.

### **Merkmale der Boddenangler:innen**

#### *Allgemeine Merkmale*

Die Boddenangler:innen verfügten im Durchschnitt über mehr als drei Jahrzehnte Angelerfahrung, die Tourist:innen zwei Jahre mehr als die einheimischen Angler:innen (Tabelle 4.9). Deutlich mehr Angeltourist:innen als Einheimische waren auch in einem Angelverein organisiert (gut drei Viertel gegenüber gut der Hälfte der einheimischen Angler:innen), sie wendeten außerdem im Durchschnitt der Jahre 2018/2019 mehr Zeit für das Angeln auf (Tourist:in-

nen: 35,0 Tage, Einheimische: 29,4 Tage, überschätzungskorrigiert).

Die Angeltourist:innen schätzten ihre eigene Angelfertigkeit (im Vergleich zu anderen Angler:innen) subjektiv höher ein als es die einheimischen Angler:innen taten, und zwar sowohl in Bezug auf das Angeln im Allgemeinen als auch auf das Hechtangeln (Tabelle 4.9). Interessanterweise schätzten die Angler:innen in beiden Teilstichproben ihre Fertigkeit beim Angeln speziell auf Hecht im Durchschnitt signifikant schlechter ein als ihre Angelfertigkeit im Allgemeinen (Mittelwerte Einheimische: Hecht 3,1 vs. allgemein 3,2; Mittelwerte Tourist:innen: Hecht 3,2 vs. allgemein 3,3;  $p < 0,05$ , t-Test für abhängige Stichproben; Tabelle 4.9).

Die Angler:innen sollten bis zu fünf Fischarten benennen, die sie gerne gezielt beangelten, egal ob im Süßwasser oder im Brack- oder Salzwasser, abgestuft nach Präferenz (d. h. zuerst die „Lieblingszielfischart“, dann die „zweitliebste Zielfischart“ bis zur „fünftliebsten Zielfischart“). Einheimische Angler:innen und Angeltourist:innen waren sich hinsichtlich der Spitzengruppe der genannten Arten weitgehend einig (Abbildung 4.12). Die Liste wird angeführt von den Raubfischarten Hecht, Barsch und Zander. Das deckt sich mit den Hauptzielarten der Boddenangler:innen aus der Studie des Thünen-Instituts (Weltersbach et al. 2021). Dorsch und Bach-, Meer- bzw. Seeforelle werden ebenfalls von beiden Angler:innengruppen präferiert genauso wie der Aal. Die einheimischen Angler:innen haben eine stärkere Präferenz für den Hornhecht und den Hering, wohingegen die Angeltourist:innen Karpfen, Rapfen, Wels und die Regenbogenforelle lieber gezielt beangeln als die einheimischen Angler:innen (Abbildung 4.12).

Zur Messung des Stellenwerts, den das Angeln als Freizeitbeschäftigung im Leben der Angler:innen einnimmt (centrality-to-lifestyle), wurden den Befragten fünf Aussagen vorgegeben (Abbildung 4.13, Sutton 2003). Die befragten Angler:innen stimmten fast allen Aussagen zu, nur die Aussage zur Alternativlosigkeit des Angelns („wüsste nicht, was ich stattdessen tun sollte“) wurde tendenziell abgelehnt (Ab-



Tabelle 4.9: Vergleich angelbezogener Merkmale zwischen einheimischen und touristischen Angler:innen.

Merkmal	gesamt (N = 1.846)	einheimische Angler:innen (n = 529 bis 531)	Angeltourist:innen (n = 1.312 bis 1.316)	statistische Irrtumswahrscheinlichkeit
Mittlere Angelerfahrung in Jahren (SD)	33,2 (17,2)	31,8 (17,2)	33,8 (17,1)	p < 0,05
Mitgliedschaft in einem Angelverein (%)	72,1	56,3	78,4	P < 0,001
Anzahl Angeltage pro Jahr <sup>1</sup> (%)				P < 0,001
0 Tage	3,1	5,3	2,2	
1–3 Tage	1,5	1,2	1,6	
4–7 Tage	6,4	8,6	5,5	
8–20 Tage	21,7	27,2	19,6	
21–50 Tage	34,4	29,3	36,4	
51–100 Tage	23,3	22,1	23,8	
mehr als 100 Tage	9,6	6,4	10,9	
Mittlere Anzahl Angeltage pro Jahr (SD) <sup>2</sup>	33,4 (23,1)	29,4 (22,9)	35,0 (23,0)	p < 0,001
Angelfertigkeit im Allgemeinen				
viel schlechter als andere Angler (1)	0,4	0,4	0,5	
schlechter als andere Angler (2)	8,6	12,1	7,2	
genauso gut wie andere Angler (3)	60,9	64,2	59,5	
besser als andere Angler (4)	25,2	16,8	28,5	
viel besser als andere Angler (5)	4,9	6,6	4,3	
Mittlere allgemeine Angelfertigkeit (SD)	3,3 (0,7)	3,2 (0,7)	3,3 (0,7)	P < 0,01
Angelfertigkeit beim Hechtangeln				
viel schlechter als andere Angler (1)	1,0	1,9	0,7	
schlechter als andere Angler (2)	15,3	16,4	14,9	
genauso gut wie andere Angler (3)	52,6	57,3	50,6	
besser als andere Angler (4)	25,8	18,8	28,6	
viel besser als andere Angler (5)	5,3	5,6	5,2	
Mittlere Angelfertigkeit beim Hechtangeln (SD)	3,2 (0,8)	3,1 (0,8)	3,2 (0,8)	P < 0,01

<sup>1</sup> Im Durchschnitt der Jahre 2018 und 2019 (Korrelation zwischen den Angelhäufigkeiten in beiden Jahren r = 0,86).

<sup>2</sup> Geschätzt auf Basis der Werte der Intervallmitten, gemittelt über die Jahre 2018 und 2019, überschätzungskorrigiert (Connelly et al. 2000).

n. s. = nicht signifikant.

bildung 4.13). Alle Angler:innen gaben an, dass das (Interesse am) Angeln einen zentralen Platz in ihrem Leben einnimmt und dass sie das Angeln vielen anderen Aktivitäten vorziehen. Die Angler:innen zogen insgesamt also einen hohen Nutzen aus ihrem Hobby. Tendenziell hielten sie sich selbst auch für Angelexperten. Während alle Angler:innen in gleichem Maße fanden, dass sich ein Großteil ihres Lebens um das Angeln dreht, stimmten die Angeltourist:in-

nen den übrigen vier Aussagen zum Stellenwert des Angelns noch stärker zu als die einheimischen Angler:innen (Abbildung 4.13). Das Angeln hatte also für die Angeltourist:innen insgesamt eine noch größere Bedeutung im Leben, sie sind also tendenziell stärker psychologisch involvierte Angler:innen.

Es hat sich gezeigt, dass der Stellenwert, den das Angeln als Freizeitbeschäftigung im Leben der Angler:innen einnimmt, mit einer Reihe von angle-

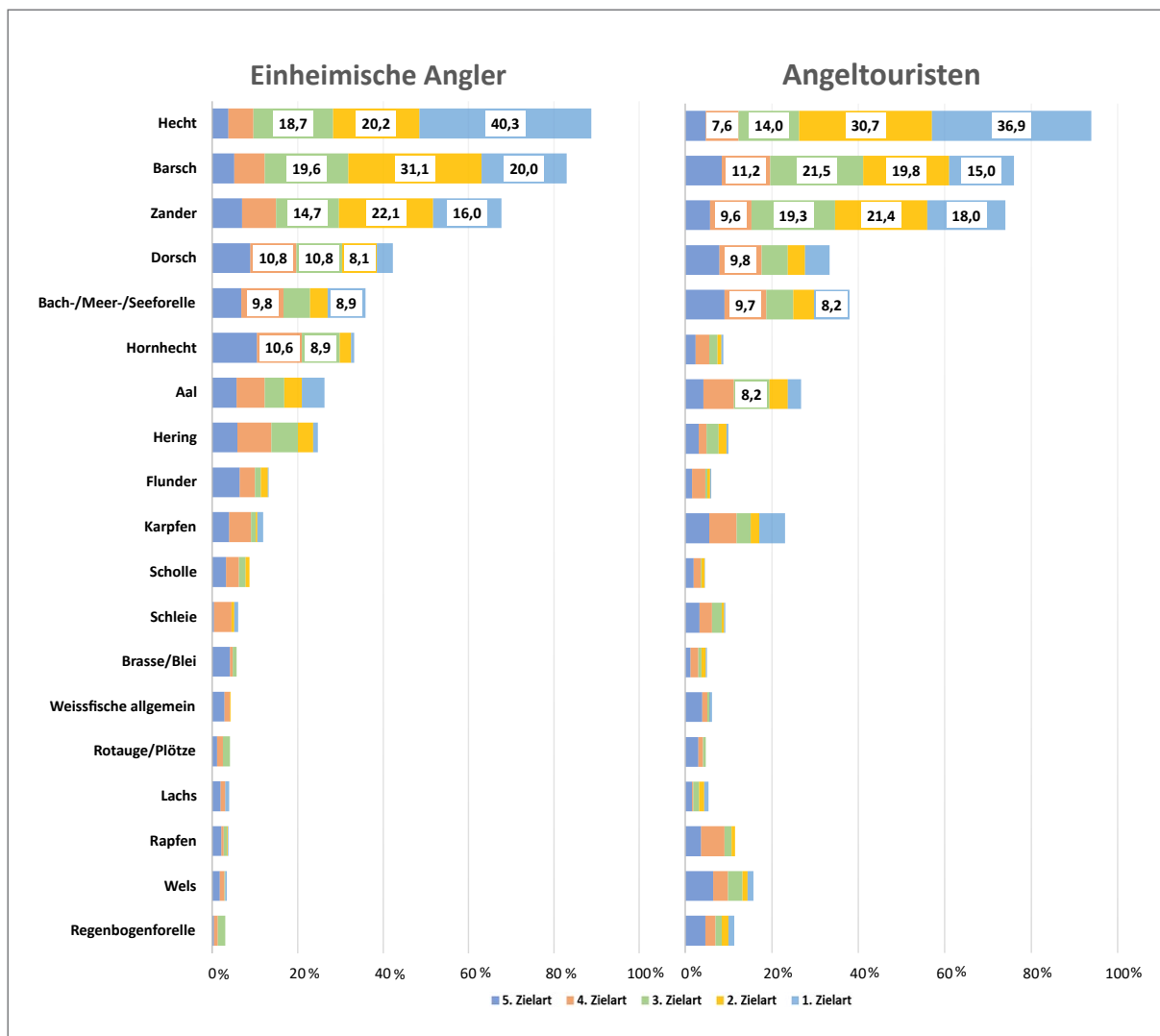


Abbildung 4.12: Relative Häufigkeit (%) der fünf am liebsten beangelten Zielfischarten (einheimische Angler:innen n = 531, Angeltourist:innen n = 1.316).

rischen bzw. managementbezogenen Präferenzen der Angler:innen zusammenhängt, z. B. in Bezug auf die Zahlungsbereitschaft für Angellizenzen oder auf die Akzeptanz von Reisekosten (Beardmore et al. 2013, Slaton et al. 2023). Angler:innen, die dem Angeln einen hohen Stellenwert in ihrem Leben einräumen, sind also eher bereit, höhere monetäre und nichtmonetäre Kosten für ihr Hobby zu akzeptieren. Dass in dieser Studie die Angeltourist:innen involvierter waren als die einheimischen Angler:innen, hatte sich bereits angedeutet, immerhin nahmen sie per se höhere Reisekosten in Kauf. Sie waren außerdem

stärker in Vereinen organisiert, angelten häufiger und schätzten ihre eigene Angelfertigkeit höher ein als die einheimischen Angler:innen. Zudem waren sie älter und solventer, sie konnten sich ihr stärkeres Engagement also auch leichter leisten (Tabelle 4.8, 4.9). In vertiefenden Analysen der Daten aus dieser Studie wurde außerdem festgestellt, dass z. B. mit steigendem Stellenwert des Angelns die Einführung eines Entnahmefensters für Hechte, die Förderung von Hechtlaichwiesen und eine Reduzierung der Kormorane befürwortet, die Ausweitung von Schutzgebieten aber stärker abgelehnt wurde (Slaton et

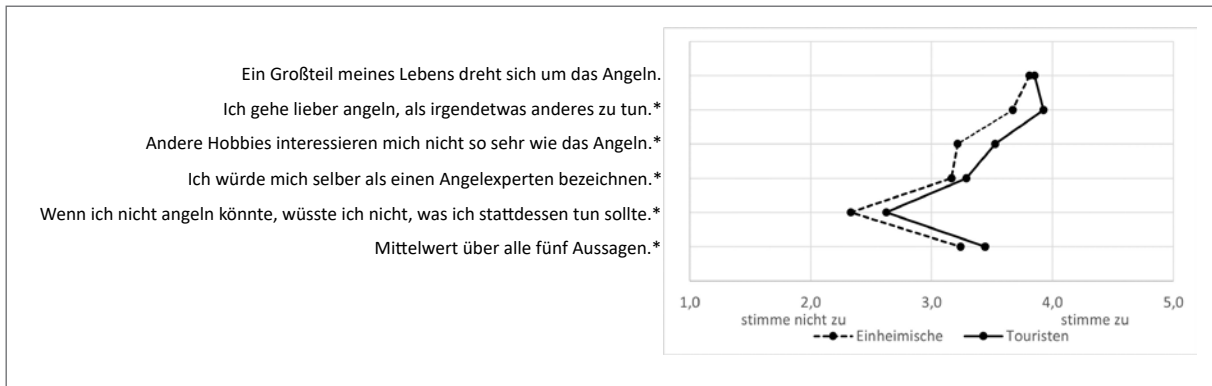


Abbildung 4.13: Itemmittelwert für die Zustimmung zu Aussagen zum Stellenwert des Angelns im Leben der Angler:innen (centrality-to-lifestyle; einheimische Angler:innen  $n = 531$ , Angeltourist:innen  $n = 1.316$ ).

\* Die Mittelwerte unterscheiden sich signifikant zwischen den Teilstichproben ( $t$ -Test;  $p < 0,05$ ).

al. 2023). Insgesamt zeigte sich, dass involviertere Angler:innen Regulationen der anglerischen Fänge stärker akzeptierten, gleichzeitig aber gegenüber anderen Akteursgruppen, vor allem Fischer:innen, negativere Einstellungen hegten als weniger spezialisierte/involvierte Angler:innen (Slaton et al. 2023).

#### Auf Boddenhecht bezogene Merkmale der Angler:innen

Hinsichtlich des Beginns des gezielten Angelns auf Hecht im Allgemeinen unterschieden sich die beiden Teilstichproben der Angler:innen zwar signifikant, ohne dass sich dabei aber ein klares Muster abzeichnete (Tabelle 4.10). Die Wendezeit 1989/1990 mag da einen nicht näher identifizierbaren Einfluss gehabt haben. Ein deutlich größerer Teil der einheimischen Angler:innen hat schon vor der Wende mit dem gezielten Angeln auf Hecht speziell an den Bodden begonnen (21,0 % vs. 10,3 % bei den Angeltourist:innen), für die Zeit nach der Wende liegt der Häufigkeitsschwerpunkt bei den Angeltourist:innen (88,5 % vs. 78,8 % bei den einheimischen Angler:innen, Tabelle 4.10). Das ist zumindest für die aus den westdeutschen Bundesländern anreisenden Angeltourist:innen plausibel, da für sie der Zugang zu den Boddengewässern vor der Wende (deutlich) schwieriger (bis unmöglich) war.

Im Durchschnitt der Jahre 2018/2019 haben die befragten Angler:innen ca. sechs bis sieben Tage mit dem Angeln an den Bodden allgemein (6,7 Tage) bzw. speziell auf Hecht (6,4 Tage) zugebracht (Tabelle 4.10). Diese Schätzungen passen sehr gut zu

den in der repräsentativen Studie des Thünen-Instituts ermittelten Werten, wonach in Abhängigkeit von der Datengrundlage Boddenangler:innen ca. 6,6 bis 8,0 Tage pro Jahr mit dem Boddenangeln verbracht haben (Weltersbach et al. 2021). In dieser Studie verbrachten die einheimischen Angler:innen gut sechs Angeltage mehr an den Bodden als die Angeltourist:innen (Tourist:innen: 4,8 Tage vs. Einheimische: 11,2 Tage, überschätzungskorrigiert). Dieser Abstand betrug jedoch lediglich gut 2,5 Tage bzgl. der Angeltage, an denen an den Bodden speziell auf Hecht geangelt wurde (Tourist:innen: 5,5 Tage vs. Einheimische: 8,1 Tage, überschätzungskorrigiert). In beiden Fällen sind es die häufig angelnden einheimischen Angler:innen, die die Anzahl der Tage nach oben treiben (an den Bodden  $\geq 8$  Tage: 46,4 % bei den Einheimischen vs. 23,4 % bei den Tourist:innen, an den Bodden auf Hecht  $\geq 8$  Tage: 31,8 % bei den Einheimischen vs. 24,5 % bei den Tourist:innen, überschätzungskorrigiert, Tabelle 4.10). Angesichts der deutlich kürzeren Anfahrtswege zu den Boddengewässern für die einheimischen Angler:innen ist auch dieser Befund leicht nachvollziehbar.

Der jahreszeitliche Schwerpunkt des Hechtangelns lag in den Herbstmonaten (39,6 bis 61,8 % für September bis November), gefolgt von den Sommermonaten (21,8 bis 34,8 % für Mai bis August) und den Wintermonaten (13,1 bis 18,9 % für Dezember bis Februar, Abbildung 4.14). Alle diese Monate wurden von den einheimischen Angler:innen signifikant häufiger genannt als von den Angeltourist:innen, was mit gro-

## Die soziale und ökonomische Seite des Boddenhechts

Tabelle 4.10: Auf Hecht bezogene Angelerfahrung einheimischer und touristischer Angler:innen.

Merkmal	gesamt (N = 1.188 bis 1.846)	einheimische Angler:innen (n = 385 bis 531)	Angeltourist:innen (n = 804 bis 1.316)	statistische Irrtumswahrscheinlichkeit
<b>Beginn des gezielten Angelns auf Hecht (%)</b>				$p < 0,001$
noch nie auf Hecht geangelt	2,4	4,0	1,7	
vor 1970	6,4	4,7	7,1	
zwischen 1970 und 1979	11,6	9,8	12,3	
zwischen 1980 und 1989	15,4	16,8	14,7	
zwischen 1990 und 1999	16,0	12,9	17,3	
zwischen 2000 und 2009	16,4	21,2	14,4	
zwischen 2010 und 2014	12,0	12,3	11,9	
zwischen 2015 und 2020	19,8	18,3	20,4	
<b>Beginn des gezielten Angelns auf Hecht an den Bodden (%)</b>				$p < 0,001$
noch nie auf Hecht geangelt	0,9	0,2	1,3	
vor 1970	1,5	3,0	0,8	
zwischen 1970 und 1979	3,4	5,4	2,4	
zwischen 1980 und 1989	8,8	12,6	7,1	
zwischen 1990 und 1999	15,0	13,5	15,7	
zwischen 2000 und 2009	24,8	22,3	26,0	
zwischen 2010 und 2014	15,6	15,4	15,8	
zwischen 2015 und 2020	29,9	27,6	31,0	
<b>Anzahl Angeltage an den Bodden pro Jahr<sup>1</sup> (%)</b>				$p < 0,001$
0 Tage	28,8	17,3	33,5	
1–3 Tage	16,4	15,7	16,7	
4–7 Tage	24,7	20,7	26,4	
8–20 Tage	23,1	30,7	20,0	
21–50 Tage	4,5	8,5	2,9	
51–100 Tage	1,8	6,1	0,1	
mehr als 100 Tage	0,6	1,1	0,4	
Mittlere Anzahl Angeltage an den Bodden pro Jahr (SD) <sup>2</sup>	6,7 (10,9)	11,2 (15,7)	4,8 (7,4)	$p < 0,001$
<b>Anzahl Angeltage an den Bodden auf Hecht pro Jahr<sup>1</sup> (%)</b>				$p < 0,001$
0 Tage	13,2	14,4	12,6	
1–3 Tage	25,5	20,8	27,8	
4–7 Tage	34,4	33,0	35,1	
8–20 Tage	21,5	21,9	21,4	
21–50 Tage	3,5	5,9	2,3	
51–100 Tage	1,4	3,9	0,2	
mehr als 100 Tage	0,5	0,1	0,6	
Mittlere Anzahl Angeltage an den Bodden auf Hecht pro Jahr (SD) <sup>2</sup>	6,4 (9,5)	8,1 (12,2)	5,5 (7,8)	$P < 0,001$

<sup>1</sup> Im Durchschnitt der Jahre 2018 und 2019 (Korrelation zwischen den Angelhäufigkeiten in beiden Jahren  $r \geq 0,83$ ).

<sup>2</sup> Geschätzt auf Basis der Werte der Intervallmitten, gemittelt über die Jahre 2018 und 2019, überschätzungskorrigiert (Connelly et al. 2000).

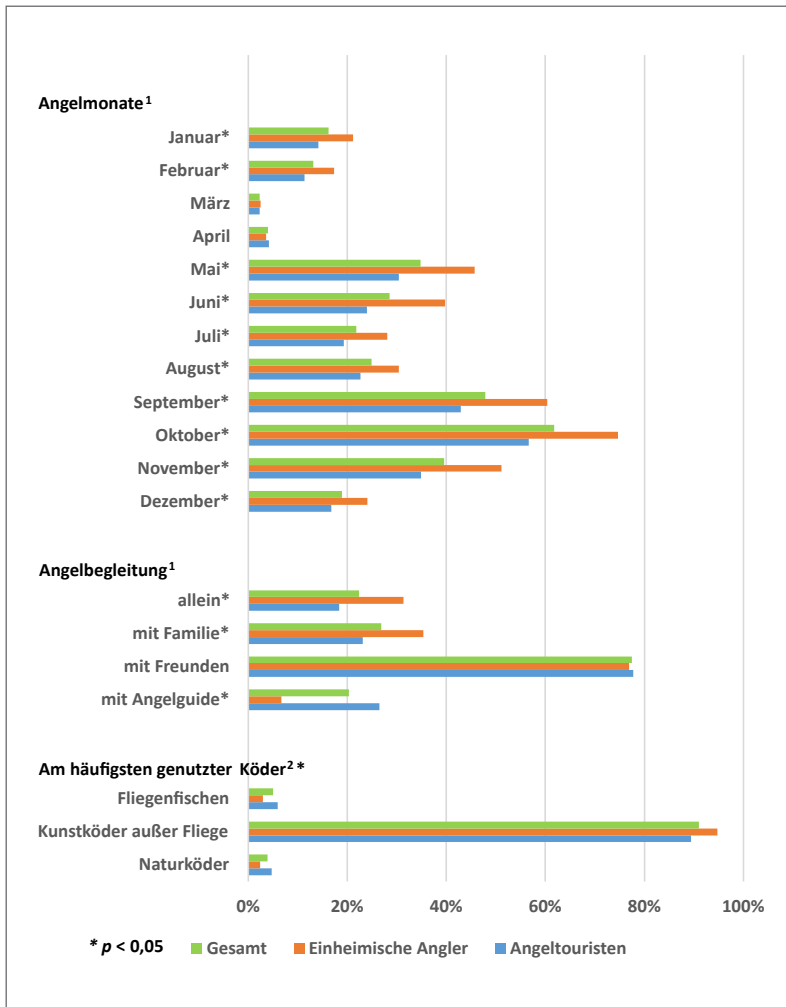


Abbildung 4.14: Relative Häufigkeit (%) der situativen Bedingungen, unter denen in den Bodden-gewässern auf Hecht geangelt wird (einheimische Angler:innen n = 468 bis 531, Angeltourist:innen n = 1.028 bis 1.315).

<sup>1</sup> Mehrfachnennungen möglich.

<sup>2</sup> Nur eine Nennung.

ßer Wahrscheinlichkeit daran liegt, dass einheimische Angler:innen aufgrund ihrer Nähe zu den Bodden an den für das Hechtangeln geeigneten Monaten häufiger zum Angeln gehen können, während Tourist:innen z. B. stärker durch Ferienzeiten, Brückentage usw. beschränkt sind. Im März und April wurde in beiden Teilstichproben fast gar nicht auf Hecht geangelt (Abbildung 4.14). Diese Monate entsprachen der zum Befragungszeitpunkt gültigen Schonzeit (Kapitel 2). Die Daten aus der Studie des Thünen-Instituts bestätigen diese Befunde tendenziell (Weltersbach et al. 2021). Demnach wurde Hecht vor allem in den Herbst- und Wintermonaten gezielt beangelt, aber auch im Mai, und zwar vor allem vom Boot aus. Die meisten Hechte wurden der Thünen-Studie zufolge im Mai und von September bis November gefangen, das sind die Mo-

nate, die auch in dieser Studie am häufigsten als Angelmonate genannt wurden (Abbildung 4.14).

Das Hechtangeln an den Bodden ist offenbar eine gesellige Tätigkeit, denn nur gut ein Fünftel (22,4 %) aller Befragten gab an, (auch mal) alleine zu angeln. Unter den einheimischen Angler:innen sagte dies knapp ein Drittel (31,3 %), bei den Angel-tourist:innen war es dagegen nur knapp ein Fünftel (18,4 %, Abbildung 4.14). Gut drei Viertel (77,5 %) der befragten Angler:innen gingen (auch) mit Freund:innen angeln und gut ein Viertel (26,9 %) tat dies mit Familienangehörigen. Die Teilstichproben unterschieden sich nicht in der Häufigkeit der Nennung von Freund:innen als Angelbegleitung, allerdings gaben mehr einheimische (35,4 %) als touristische (23,1 %) Angler:innen Familienangehörige als Beglei-

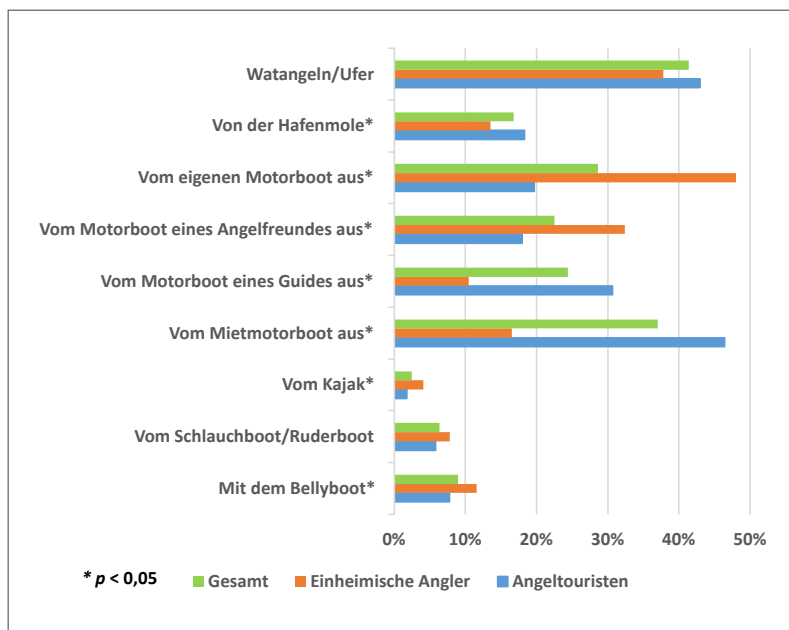


Abbildung 4.15: Relative Häufigkeit (%) der für das Angeln auf Boddenhecht genutzten Angelplattformen (einheimische Angler:innen n = 469, Angeltourist:innen n = 1.029). Mehrfachnennungen möglich.

Angelplattformen. Die Gesellschaft eines Angelguides wurde wiederum von den Angeltourist:innen weit häufiger in Anspruch genommen (26,5 %) als von den einheimischen Angler:innen (6,7 %). Dies dürfte durch eine bessere Orts- und Revierkenntnis der einheimischen Angler:innen bedingt sein.

Kunstköder (außer Fliegen) waren ganz klar die am häufigsten genutzten Köder beim Hechtangeln an den Bodden (von 91,0 % aller Angler:innen, Abbildung 4.14).

Das Ufer- bzw. Watangeln war die insgesamt am häufigsten genutzte Angelplattform (41,4 % aller Angler:innen, Abbildung 4.15), vermutlich weil sie am leichtesten zugänglich war und keine zusätzlichen Ressourcen erforderte. Das gilt auch für die Hafemole, die allerdings deutlich seltener (von 16,8 % aller Angler:innen) genutzt wurde und eher von den Angeltourist:innen (18,3 % vs. 13,5 % von den Einheimischen). Häufig wurden Motorboote zum Boddenhechtangeln verwendet, wobei sich hier ein klares Nutzungsmuster in den Ergebnissen abzeichnet. Gemietete Motorboote wurden überwiegend von Angeltourist:innen genutzt (46,4 % vs. 16,5 % bei den Einheimischen), ebenso die Motorboote eines Angelguides (Tourist:innen: 30,7 % vs. Einheimische: 10,5 %, Abbildung 4.15). Das eigene Motorboot nannten dagegen vor allem die einheimischen An-

geler:innen (48,0 % vs. 19,7 % der Angeltourist:innen) ebenso wie das Motorboot eines Angelfreundes (Einheimische: 32,4 % vs. Touristen: 18,0 %). Wer also zum Angeln anreiste, tat dies eher ohne Boot und lieh sich ggf. eines vor Ort aus oder er fuhr bei einem Angelguide mit, anstatt sein eigenes Boot (sofern vorhanden) zu den Bodden mitzubringen. Dagegen besaß offenbar fast die Hälfte der einheimischen Angler:innen ein eigenes Motorboot und nutzte dieses auch zum Angeln, knapp jeder Dritte fuhr mit dem Boot eines Angelfreundes zum Angeln. Da ein eigenes Boot eine kostspielige Ressource ist, zumal wenn es erst über eine längere Strecke zum Gewässer transportiert werden muss, erklärt sich daraus die stärkere Nutzung eigener Boote von Angler:innen vor Ort, während Angeltourist:innen eher auf Fremdressourcen zugriffen. Nichtmotorisierte Boote (Kajak, Schlauch-/Ruderboot, Bellyboot) wurden insgesamt nur in geringem Umfang eingesetzt (jeweils von weniger als 10 % aller Angler:innen) und eher noch von den einheimischen Angler:innen (Abbildung 4.15).

Die abgefragten Angelplattformen lassen sich in zwei Kategorien zusammenfassen: Landgestütztes Angeln (d. h. Ufer- bzw. Watangeln zusammen mit Hafemole) einerseits und Bootsangeln (d. h. Motorboote und nichtmotorisierte Boote zusammen)

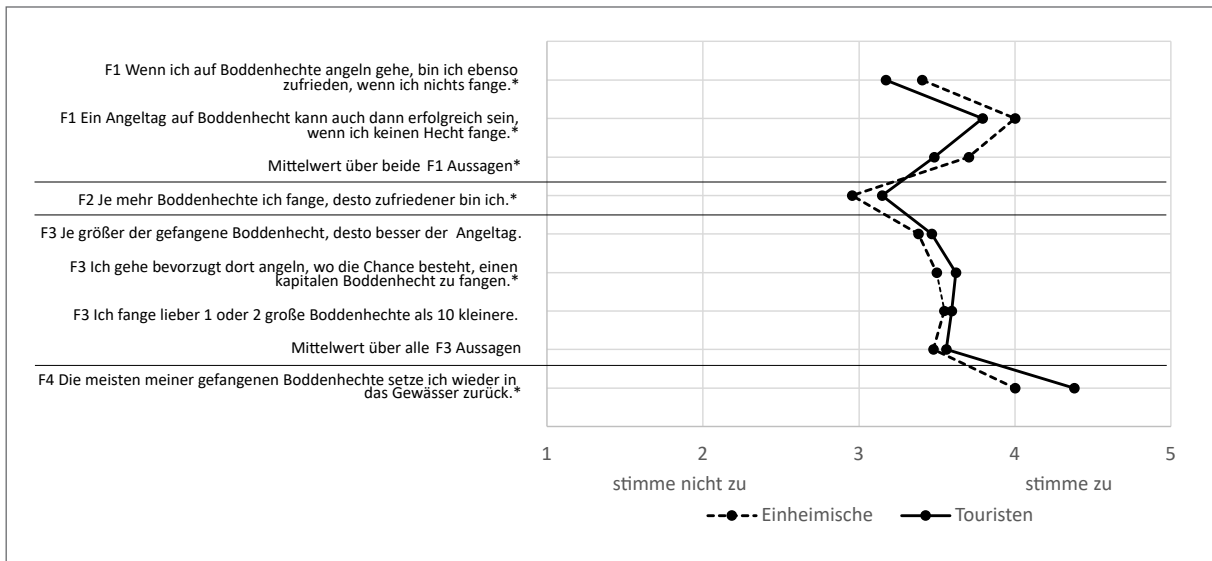


Abbildung 4.16: Itemmittelwerte (MW) für die Zustimmung zu Aussagen zur Fangorientierung (einheimische Angler:innen  $n = 469$ , Angeltourist:innen  $n = 1.034$ ). F1 = Faktor 1 „etwas fangen“; F2 = Faktor 2 „viele Fische fangen“; F3 = Faktor 3 „große Fische fangen“; F4 = Faktor 4 „zurücksetzen“. \* Die Mittelwerte unterscheiden sich signifikant zwischen den Teilstichproben (t-Test;  $p < 0,05$ ).

andererseits, wobei Doppelnennungen je Kategorie unberücksichtigt bleiben. Dabei zeigte sich, dass über 90 % der Angler:innen in beiden Teilstichproben auch oder nur vom Boot aus auf Boddenhecht angelten, während nur knapp die Hälfte (48,0 %) dies auch oder nur vom Ufer oder der Mole aus tat. Das Angeln von Ufer oder Mole aus wurde stärker von den Angeltourist:innen praktiziert (von 49,7 % vs. 44,2 % der Einheimischen,  $p < 0,05$ , ohne Abbildung). Insgesamt gab es 52 % reine Bootsangler:innen, die nicht auch von Ufer oder Mole aus angelten, 8,5 % reine Ufer- oder Moleangler:innen, die nicht auch von Booten aus angelten, und 39,5 % Mischangler:innen, die beide Plattformkategorien zum Angeln nutzten (ohne Abbildung). Auch in der Studie des Thünen-Instituts wurde an den Bodden im Allgemeinen mehr Angelaufwand vom Boot aus betrieben (61 % der Angeltage) als vom Ufer oder Strand aus (39 %). Ebenso wurden Hechte häufiger vom Boot als vom Ufer aus gezielt beangelt und ca. 86 % aller gefangenen Hechte wurden vom Boot aus gefangen (Weltersbach et al. 2021). Hinsichtlich der Dominanz des Bootsangels passen die Ergebnisse aus dieser Studie somit gut zu denen aus der früheren Untersuchung des Thünen-Instituts.

Die Fangorientierung („catch orientation“) ist ein Konstrukt aus Einstellungen zu bestimmten Handlungsaspekten des Angelns mit Bezug zum Fang von Fischen. Das Konstrukt wird traditionell in vier Dimensionen, sogenannte Faktoren bzw. latente Substrukturen, untergliedert: die Einstellung dazu, 1) überhaupt etwas zu fangen („catching something“), 2) viele Fische zu fangen („catching numbers of fish“), 3) große Fische zu fangen („catching large trophy fish“) und 4) Fische zu entnehmen und zurückzusetzen („retaining fish“, Anderson et al. 2007). Diese vier Faktoren spiegeln sich auch in den Daten dieser Untersuchung wider (Abbildung 4.16). Anzumerken ist, dass die Fangorientierung mit Bezug zu Boddenhecht erfragt wurde, also nicht zum Angeln allgemein. Dabei wurde allen Aussagen zur Fangorientierung von den befragten Boddenhechtangler:innen im Durchschnitt mehr oder weniger zugestimmt, allerdings fiel die Zustimmung in den beiden Teilstichproben bisweilen unterschiedlich stark aus. So gaben die Angler:innen an, auch dann zufrieden zu sein, wenn sie beim Angeln auf Boddenhecht keinen Hecht oder überhaupt keinen Fisch fingen. Die Zustimmung der Angeltourist:innen fiel hierbei aber deutlich verhaltener aus als die der einheimischen Angler:innen (Abbildung 4.16). Dazu

passen die Antworten auf die Aussage, dass mit der Anzahl gefangener Hechte die Zufriedenheit steigt. Hier stimmten die Angeltourist:innen im Durchschnitt tendenziell zu, bei den einheimischen Angler:innen reichte es aber nur zu einer Antwort in der Skalenmitte („stimme weder zu noch nicht zu“). Die Angeltourist:innen präferierten tendenziell auch stärker den Fang großer Fische, wenngleich der Unterschied zu den einheimischen Angler:innen in dieser Dimension nur bezüglich der Wahl des Angelplatzes signifikant wurde (Abbildung 4.16). Höchste Zustimmung bei den Angeltourist:innen, aber auch einen sehr hohen Wert bei den einheimischen Angler:innen erreichte die Neigung zum Zurücksetzen der Mehrzahl („der meisten“) der gefangenen Boddenhechte.

Insgesamt zeichnet sich somit ein Bild der Fangorientierung von Boddenhechtangler:innen ab, dem besonders die Angeltourist:innen entsprachen. Diese waren vor allem dann zufrieden, wenn sie überhaupt etwas fingen, und zwar möglichst viele und möglichst große Fische, die sie dann in vielen Fällen wieder zurücksetzen konnten. Dieser speziell auf Boddenhecht bezogene Befund ergänzt den bereits erwähnten relativ hohen Stellenwert, den das Angeln ganz allgemein im Leben der hier untersuchten Angler:innen einnahm, besonders im Leben der Angeltourist:innen (Abbildung 4.13). Die Dimensionen der Fangorientierung stehen in einem komplexen Geflecht aus Wechselwirkungen mit unterschiedlichen Managementmaßnahmen. So kann sich die Fangorientierung z. B. auf die Präferenz für ein Angelgewässer auswirken oder die Verwendung monetärer Ressourcen für Fischbesatz bzw. Habitatverbesserung beeinflussen (Carlin et al. 2012, Schroeder et al. 2018). Auch bei den Boddenhechtangler:innen in dieser Studie war die Zustimmung zur Erweiterung von Schutzgebieten und zur Reduzierung der Anzahl der Angeltourist:innen gering, obwohl sie mit dem Angelerlebnis zufrieden waren, auch wenn kein Hecht gefangen wurde (Faktor 1 „etwas fangen“). Zugleich erhöhte sich mit zunehmender Rücksetzbereitschaft (Faktor 4 „zurücksetzen“) u. a. die Zustimmung zu einer Reduzierung der Tagesentnahmebe-

grenzung für Angler:innen und zur Einführung eines Entnahmefensters (Slaton et al. 2023).

### Ausgaben

Die Angler:innen wurden gebeten, die Kosten zu beziffern, die ihnen persönlich an einem typischen Hechtangeltag an den Bodden entstehen. Um ihre Erinnerung zu stützen, wurden einzelne Kostenpositionen im Fragebogen vorgegeben, die bei einem Angeltag üblicherweise anfallen (Tabelle 4.11). Insgesamt gaben die Angler:innen demnach pro Angeltag ca. 229 € aus, die einheimischen Angler:innen deutlich weniger (110 €) als die Angeltourist:innen (287 €). Die höheren Kosten, die den Angeltourist:innen entstanden sind, setzten sich naheliegenderweise zusammen aus höheren Reisekosten (93 € vs. 20 € bei den Einheimischen), höheren Unterkunfts- (47 € vs. 8 € bei den Einheimischen) und Verpflegungskosten (34 € vs. 12 €), höheren Kosten für einen Angelguide (27 € vs. 8 €) und für die Miete eines Angelboots (36 € vs. 13 €, Tabelle 4.11). Die Angeltourist:innen ließen sich aber auch Angelköder (Touristen: 20 € vs. Einheimische: 12 €) und übrige Verbrauchsmaterialien (11 € vs. 8 €) mehr kosten. Hinsichtlich der Betriebskosten eines Bootes wie Kraftstoff, Slip- und weiterer variabler Kosten unterschieden sich die beiden Teilstichproben jedoch nicht voneinander. Zu beachten ist, dass die Summe der durchschnittlichen Kosten je Kostenposition (wie in Tabelle 4.11 ausgewiesen) nicht identisch ist mit der mittleren Summe dieser Kostenpositionen pro Angler:in und Angeltag (Tabelle 4.11). Der Grund liegt darin, dass sowohl die einzelnen Kostenpositionen als auch die Gesamtsumme separat getrimmt wurden.

Wenn weiter die überschätzungskorrigierte Anzahl der Angeltage auf Boddenhecht im Mittel der Jahre 2018/2019 zugrunde gelegt wird (Connelly et al. 2000, Tabelle 4.11), ergeben sich ungefähr 1.130 € an direkten Kosten, die allen Angler:innen auf Boddenhecht pro Jahr entstanden sind (diese Kosten sind nicht zu verwechseln mit den Gesamtausgaben, die auch indirekte und induzierte Ausgaben einschließen, Kapitel 4.4). Dabei gaben die ein-



Tabelle 4.11: Durchschnittliche Ausgaben (MW) für das Angeln auf Hecht an den Bodden pro Angeltag und Angeljahr (€).

Kostenposition	gesamt (N = 1.114 bis 1.497)	einheimische Angler:innen (n = 380 bis 469)	Angeltourist:innen (n = 735 bis 1.029)	statistische Irrtumswahrscheinlichkeit
auf einen typischen Hechtangeltag an den Bodden bezogene mittlere Kosten pro Angler:in (SD)				
Reisekosten (Kraftstoff, Mietwagen, Parkgebühr usw.) (Hin- und Rückfahrt) <sup>1</sup>	70 (62)	20 (22)	93 (61)	p < 0,001
Miete für Angelboot <sup>1</sup>	29 (40)	13 (30)	36 (42)	p < 0,001
Kosten für Angelguide <sup>1</sup>	21 (46)	8 (30)	27 (51)	p < 0,001
Kraftstoff für das Betreiben eines Bootes <sup>1</sup>	10 (13)	10 (12)	11 (13)	n. s.
Slip- und andere variable Bootskosten (z. B. Reinigung) <sup>1</sup>	3 (6)	3 (6)	3 (7)	n. s.
Kosten für Angelköder (Verbrauch/Defekt/Verlust) <sup>1</sup>	18 (13)	12 (11)	20 (14)	p < 0,001
Kosten für andere Verbrauchsmaterialien (Vorfächer, Schnur u. ä.) <sup>1</sup>	10 (10)	8 (9)	11 (11)	p < 0,001
Kosten für Unterkunft (pro Nacht und Person) <sup>1</sup>	35 (34)	8 (19)	47 (32)	p < 0,001
Kosten für Verpflegung (Essen, Restaurantbesuche) <sup>1</sup>	27 (22)	12 (16)	34 (21)	p < 0,001
Mittlere Summe dieser Kostenpositionen pro Angler:in und Angeltag (SD) <sup>1</sup>	229 (151)	110 (109)	287 (134)	p < 0,001
auf ein Hechtangeljahr an den Bodden bezogene Kosten pro Angler:in				
Mittlere Kosten (SD) für ein Angeljahr auf Boddenhecht <sup>2</sup>	1.131 (1.551)	710 (1.132)	1.347 (1.688)	p < 0,001
Mittlere Kosten (SD) für erforderliche Angellizenzen pro Jahr <sup>1</sup>	72 (87)	79 (90)	69 (85)	p < 0,05
Mittlere Gesamtkosten (SD) für das Angeln auf Boddenhecht pro Jahr <sup>3</sup>	1.189 (1.520)	763 (1.017)	1.409 (1.682)	p < 0,001

<sup>1</sup> Die Verteilungen der Ausgangswerte wurden getrimmt, d. h. die höchsten 1–5 % der Werte jeder Kostenposition wurden hier nicht berücksichtigt.

<sup>2</sup> Geschätzt als getrimmte Summe der Kostenpositionen pro Angeltag multipliziert mit der überschätzungskorrigierten Anzahl der Tage, an denen Angler:innen im Durchschnitt der Jahre 2018 und 2019 an den Bodden auf Hecht geangelt haben (Connelly et al. 2000, Tabelle 4.10).

<sup>3</sup> Summe der mittleren Kosten für ein Angeljahr auf Boddenhecht und der Kosten für die erforderlichen Angellizenzen.

n. s. = nicht signifikant.

heimischen Angler:innen nur gut die Hälfte (710 €) von dem aus, was die Angeltourist:innen aufwendeten (ca. 1.350 €, Tabelle 4.11). Werden zusätzlich die durchschnittlichen Kosten für die erforderlichen Angellizenzen einbezogen, ergeben sich mittlere Gesamtkosten für das Boddenhechtangeln pro Jahr und Angler:in von ca. 1.190 €, wobei die einheimischen Angler:innen gut 760 € ausgaben, die Angeltourist:innen ca. 1.410 € (Tabelle 4.11).

In der Studie des Thünen-Instituts für Ostseefischerei wurden die mittleren Jahresausgaben pro Meeresangler:in mit ca. 940 € beziffert (d. h. für Bodden-, Ostsee- und Nordseeangler:innen zusammen, Weltersbach et al. 2021), während sich die Ausgaben speziell der Boddenangler:innen in weiteren Analysen auf ca. 787 € schätzen ließen (Strehlow et al. eingereicht). Allerdings wurde eine andere Erhebungsmethode eingesetzt und eine anders strukturierte Liste

mit Kostenpositionen vorgegeben (Weltersbach et al. 2021). Unter Berücksichtigung dieser methodischen Unterschiede liegen die Ausgabenschätzungen der Thünen-Studie und dieser Studie nicht allzu weit voneinander entfernt. In der Thünen-Studie wurden auch die mittleren Jahresausgaben für eine von deutschen Angler:innen unternommene Reise zum Meeresangeln im Ausland ermittelt, sie wurden auf ca. 1.820 € geschätzt (Weltersbach et al. 2021). Solche Reisen dürften mit einem Gesamtaufwand verbunden sein, der im Durchschnitt mindestens dem entspricht, den Angeltourist:innen betreiben müssen, um innerhalb Deutschlands an die Bodden zu reisen. Vor diesem Hintergrund erscheint die Schätzung der mittleren Jahresausgaben der Angeltourist:innen in dieser Studie (ca. 1.410 €, Tabelle 4.11) durchaus realistisch.

**Potenzial des Angelaufwands pro Angler:in**

Die Angler:innen wurden gebeten, sich vorzustellen, dass die Bedingungen für das Angeln auf Hecht an den Bodden aus ihrer Sicht optimal wären in Bezug

auf Fangmenge, Größe der gefangenen Fische, Entnahmeregularien usw. Die Angler:innen gaben an, dass sie unter derart optimierten Bedingungen im Durchschnitt überschätzungskorrigiert maximal gut 12 Tage pro Jahr an den Bodden auf Hecht angeln würden, wobei etwa 15 Tage bei den einheimischen Angler:innen anfallen würden, bei den Angeltourist:innen ca. 11 Tage (Tabelle 4.12). Die Angler:innen würden an solchen Tagen idealerweise knapp vier Hechte pro Tag fangen (einheimische Angler:innen ca. drei, Angeltourist:innen ca. vier Hechte), von denen der längste im Mittel knapp 93 cm lang sein sollte (einheimische Angler:innen: 89,5 cm, Angeltourist:innen: 93,9 cm, Tabelle 4.12). Diese Angaben passen gut zu den Analysen von Koemle et al. (2022), die zeigten, dass der zusätzliche Nutzen für Angler:innen bei Fängen von mehr als drei Hechten pro Tag gering ist. Das aktuelle Bag Limit beträgt auch drei Hechte pro Tag, wobei nach Selbstauskunft der Angler:innen rund 60 % der gefangenen Hechte freiwillig zurückgesetzt werden (Arlinghaus et al. 2021). Der

Tabelle 4.12: Im Durchschnitt zu erwartender maximaler Angelaufwand bei optimalen Angelbedingungen auf Hecht an den Bodden und damit verbundene potenzielle Ausgaben (MW).

Merkmal (unter optimalen Angelbedingungen)	gesamt (N = 1.396 bis 1.846)	einheimische Angler:innen (n = 463 bis 531)	Angeltourist:innen (n = 934 bis 1.315)	statistische Irrtumswahrscheinlichkeit
Mittlere maximale Anzahl Angeltage pro Jahr (SD) <sup>1</sup>	12,2 (21,1)	14,7 (20,0)	11,1 (21,5)	p < 0,01
Mittlere erwünschte Anzahl gefangener Hechte pro Angeltag (SD)	3,7 (3,6)	3,1 (2,7)	3,9 (3,9)	p < 0,001
Mittlere erwünschte Länge des längsten gefangenen Hechts pro Angeltag (SD)	92,6 (14,9)	89,5 (15,4)	93,9 (14,5)	p < 0,001
Maximal zu erwartende Ausgaben (SD) für ein Angeljahr (€) <sup>2</sup>	2.229 (3.061)	1.294 (1.527)	2.683 (3.488)	p < 0,001
Mittlere maximale Gesamtausgaben (SD) für das Angeln auf Boddenhecht pro Jahr und Angler:in (€) <sup>3</sup>	2.291 (3.060)	1.340 (1.396)	2.763 (3.518)	p < 0,001

<sup>1</sup> Überschätzungskorrigiert (Connelly et al. 2000).

<sup>2</sup> Mittlere zu erwartende Ausgaben für die maximale Anzahl Angeltage auf Hecht an den Bodden pro Angler:in und Jahr, geschätzt als getrimmte Summe der Kostenpositionen pro Angeltag (Tabelle 4.11) multipliziert mit der überschätzungskorrigierten Anzahl der Tage, an denen die Angler:innen unter optimalen Bedingungen maximal an den Bodden auf Hecht angeln würden.

<sup>3</sup> Summe der maximal zu erwartenden Ausgaben für ein Angeljahr und der Ausgaben für die erforderlichen Angellizenzen (Tabelle 4.11).

Unterschied zwischen den Anglergruppen spiegelt die Unterschiede in der Fangorientierung wider, wo sich bei den Angeltourist:innen eine stärkere Tendenz zur fangbasierten Zufriedenheit im Sinne des Fangs möglichst vieler und möglichst großer Fische zeigte als bei den einheimischen Angler:innen (Abbildung 4.16).

Legt man die mittleren Ausgaben einer Boddenhecht angelnden Person pro Angeltag zugrunde (Tabelle 4.11), ergeben sich auf Basis der maximalen Anzahl an Angeltagen zu erwartende mittlere Ausgaben pro Angler:in und Jahr von maximal ca. 2.230 € (Tabelle 4.12). Dabei würden die einheimischen Angler:innen wiederum nur etwa die Hälfte (1.294 €) von dem ausgeben, was die Angeltourist:innen zu zahlen bereit wären (2.683 €). Hinzu kämen noch die Ausgaben für die erforderlichen Angellizenzen (Tabelle 4.11), sodass sich für alle Angler:innen zusammen Durchschnittsausgaben von knapp 2.300 € ergeben würden (Tabelle 4.12). Verglichen mit den Ausgaben der Angler:innen unter den derzeitigen Bedingungen (Tabelle 4.11) deutet sich hier also ein Potenzial an zusätzlichen Ausgaben an, die unter optimaler Ausgestaltung der Angelbedingungen zu einer knappen Ausgabenverdopplung führen könnten. Gemäß der Studie des Thünen-Instituts

angelten ca. 40 % der geschätzten 49.000 Boddenangler:innen (auch) auf Hecht (Weltersbach et al. 2021). Für alle Boddenhechtangler:innen zusammen ergäben sich demzufolge derzeitige Gesamtausgaben von ca. 23 Mio. € pro Jahr (bei durchschnittlich 1.189 € tatsächlichen Ausgaben pro Angler:in, Tabelle 4.11), denen ein Ausgabenpotenzial von jährlich ca. 45 Mio. € gegenübersteht (bei durchschnittlich 2.291 € zu erwartenden Ausgaben pro Angler:in, Tabelle 4.12). Mit anderen Worten: Eine aus Sicht der Anglerinnen und Angler optimale Ausgestaltung der Angelbedingungen auf Hecht an den Boddengewässern hätte das Potenzial, pro Jahr gut 20 Mio. € an Zusatzausgaben zu generieren.

### Verbundenheit der Angler:innen mit den Boddengewässern

Die Gebietsverbundenheit („place attachment“) bezeichnet eine emotional fundierte Beziehung, die Menschen im Laufe der Zeit zu einem bestimmten Gebiet entwickeln. Sie lässt sich in eine funktionale und eine affektive (emotionale) Komponente unterteilen. Bei der funktionalen Komponente steht die Eignung der spezifischen Gegebenheiten eines Gebiets für die Ausübung einer Aktivität im Vordergrund, z. B. des Angelns auf Hecht („place depen-

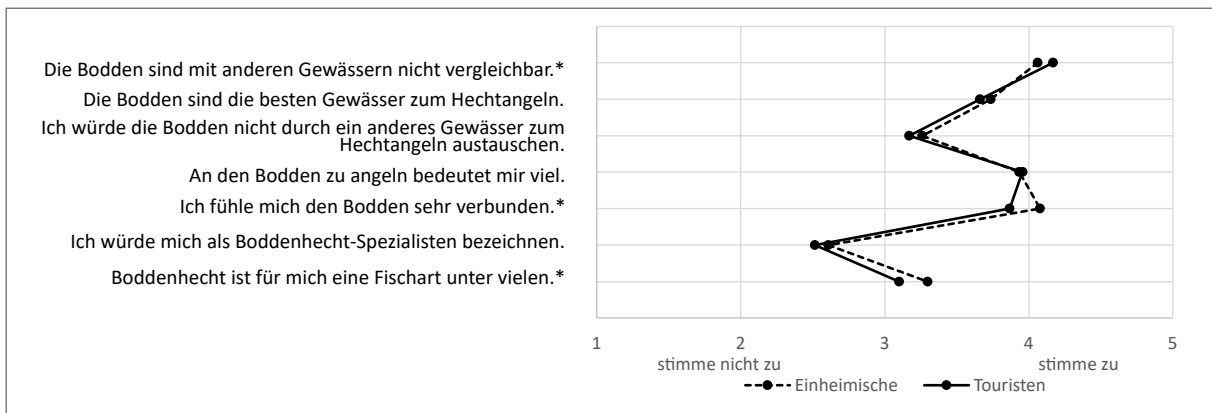


Abbildung 4.17: Itemmittelwert (MW) für die Zustimmung zu Aussagen zur Verbundenheit mit den Boddengewässern und zur Spezialisierung auf Boddenhecht (einheimische Angler:innen n = 469, Angeltourist:innen n = 1.034). \* Die Mittelwerte unterscheiden sich signifikant zwischen den Teilstichproben (t-Test; p < 0,05).

dence“). Die affektive Komponente umfasst die emotionale Verbundenheit einer Person mit einem bestimmten Gebiet, z. B. mit den Boddengewässern als Angelrevier („place identity“, Williams & Vaske 2003). Die ersten drei Aussagen in Abbildung 4.17 messen die funktionale, die folgenden beiden (zur Bedeutung des Boddenangelns und zur Verbundenheit mit den Bodden) die affektive Komponente der Verbundenheit der Angler:innen mit den Boddengewässern (Williams & Vaske 2003). Ergänzt wurden diese fünf Aussagen durch zwei weitere, die der Messung der Spezialisierung auf Boddenhecht, d. h. der Wichtigkeit des Angelns speziell auf Boddenhecht, dienen (Abbildung 4.17).

Hinsichtlich der Funktionalität der Boddengewässer („place dependence“) stimmten die beiden Teilstichproben sehr überein. Die Aussage, dass die Bodden nicht mit anderen Gewässern vergleichbar sind, fand deutliche Zustimmung in beiden Gruppen, besonders bei den Angeltourist:innen (Abbildung 4.17). Beide Gruppen waren auch der Ansicht, dass die Bodden die besten Gewässer zum Hechtangeln sind. Nur sehr niedrige Zustimmung fand jedoch die Aussage, dass die Bodden als Hechtangelgewässer nicht austauschbar sind. Auf funktionaler Ebene wurden die Bodden also einerseits hoch gelobt, andererseits wurden sie deshalb nicht als unersetzlich angesehen. Auf emotionaler Ebene („place identity“) bedeutete das Angeln an den Bodden beiden Anglergruppen gleichermaßen viel, aber die einheimischen Angler:innen fühlten sich den Bodden doch etwas mehr verbunden als die Angeltourist:innen. Dieser Unterschied dürfte sich aus der besonderen Beziehung der einheimischen Angler:innen zu den Boddengewässern ableiten, die biografiebedingt über einen längeren Zeitraum gewachsen ist. Die Angler:innen beider Gruppen würden sich nicht als Spezialisten für das Boddenhechtangeln bezeichnen, denn für beide ist der Boddenhecht am Ende tendenziell doch nur eine Fischart unter vielen, besonders für die einheimischen Angler:innen (Abbildung 4.17).

Das Merkmal der Gebietsverbundenheit steht ebenfalls in einem komplexen Wirkungsgeflecht mit

anderen Einstellungs- und Verhaltensmerkmalen von Angler:innen (z. B. Fangorientierung, Stellenwert des Angelns). So kann z. B. der Stellenwert, den das Angeln im Leben von Angler:innen hat, indirekt, vermittelt über die Dimensionen der Gebietsverbundenheit, die Wahl eines Angelgewässers beeinflussen (Oh et al. 2013). Bei den Angler:innen, die an dieser Studie teilnahmen, wurden Zusammenhänge mit der Akzeptanz von Managementmaßnahmen gefunden. Es stellte sich z. B. heraus, dass eine stärkere Verbundenheit mit den Boddengewässern mit einer höheren Zustimmung zur Förderung von Hechtlaichwiesen, zur Reduzierung der Tagesentnahmebegrenzung für Angler:innen und zur Einführung eines Entnahmefensters einherging (Slaton et al. 2023).

### Überzeugungen zum Umweltwandel

Den Angler:innen wurde eine Liste mit Rahmenbedingungen vorgegeben, die das Angeln an den Bodden beschreiben. Anzugeben war die wahrgenommene Veränderung dieser Bedingungen aus Sicht der Angler:innen seit dem ersten Angeltag, den sie an den Bodden verbracht hatten. Die einzelnen Bedingungen lassen sich vier Kategorien zuordnen: 1) Umwelt und Biologie, 2) Berufsfischerei, 3) Angelfischerei und 4) Naturschutz (Abbildung 4.18). Zu beachten ist, dass es sich hierbei um subjektive Wahrnehmungen handelt, nicht um objektive Zustandsveränderungen. Allerdings ist die subjektive Sichtweise für Angler:innen, wie für Menschen ganz allgemein, ein wesentlicher Treiber ihres individuellen Handelns.

Die abgefragten Rahmenbedingungen sind innerhalb jeder Kategorie nach zunehmender Unsicherheit („weiß nicht“) der einheimischen Angler:innen angeordnet (Abbildung 4.18). Wie ersichtlich, waren sich beide Teilstichproben in der Zunahme ihrer Unsicherheit bei der Beurteilung der einzelnen Bedingungen sehr ähnlich. Allerdings bestand bei den Angeltourist:innen durchgängig eine stärker ausgeprägte Unsicherheit, was einer geringeren Vertrautheit mit den Boddengewässern geschuldet sein dürfte.

Hinsichtlich der biologischen Rahmenbedingungen waren beide Anglergruppen mehrheitlich davon

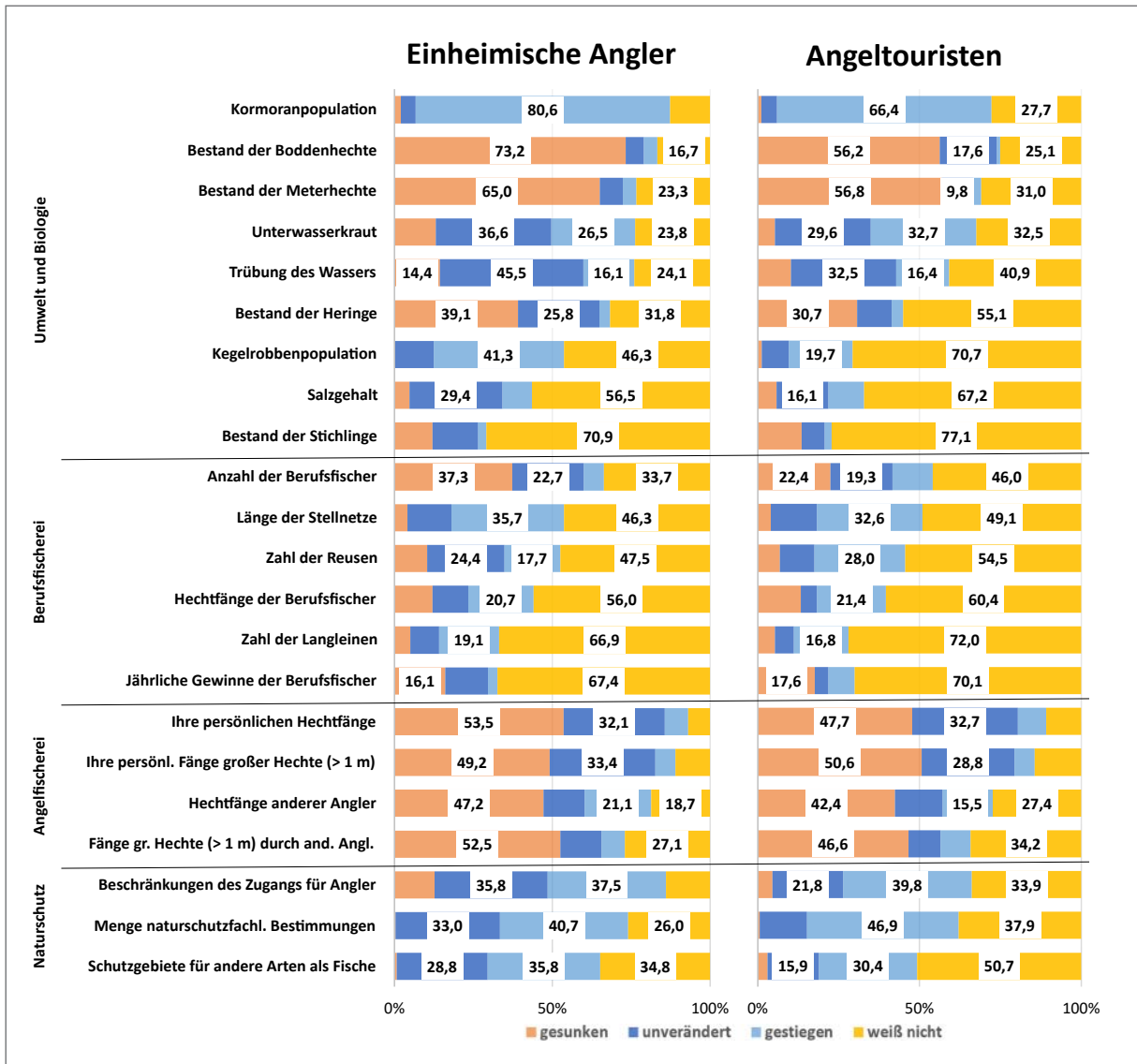


Abbildung 4.18: Relative Häufigkeit (%) der Zustimmung zu Aussagen zur wahrgenommenen Veränderung der Angelbedingungen an den Bodden. Als Referenzzeitraum galt die Zeit vom erstmaligen Angeln an den Bodden bis zum Befragungszeitpunkt (einheimische Angler:innen n = 298 bis 300, Angeltourist:innen n = 646 bis 648).

überzeugt, dass die Kormoranpopulation zugenommen, der Bestand der Hechte, besonders der Meterhechte, aber abgenommen hat (Abbildung 4.18). Auch der Heringsbestand ist gefühlt eher zurückgegangen. Dagegen waren das Unterwasserkraut und die Wassertrübung gleichgeblieben oder gestiegen. Auch die Kegelrobbenpopulation wurde von den einheimischen Angler:innen als wachsend wahrgenommen, wobei die Angeltourist:innen hier vor allem

Unsicherheit signalisierten. Wenig Kompetenz zur Beurteilung haben sich beide Anglergruppen auch in Bezug auf Veränderungen der Salinität und des Bestands der Stichlinge zugeschrieben. Der von den Angler:innen wahrgenommene Rückgang der Hecht- und Heringsbestände und die Zunahme der Kormoran- und Kegelrobbenpopulationen wurde durch bestandskundliche Analysen und objektive Zählraten bestätigt (Arlinghaus et al. 2023a).

Bezüglich der Einschätzung der Berufsfischerei zeigten sich die Angler:innen beider Kategorien zu einem Drittel bis fast drei Vierteln unsicher (Abbildung 4.18). Am wenigsten unsicher waren sich beide Teilstichproben noch bei der Einschätzung der Anzahl der Berufsfischer:innen, die sich aus Sicht der Angler:innen über die Zeit eher verringert hat. Allerdings gab es auch substantielle Teile der Anglerschaft, die meinten, keine Veränderung oder sogar eine Zunahme beobachtet zu haben. Ziemlich einig waren sich auch relative Mehrheiten in beiden Gruppen darin, dass die Länge der Stellnetze, die Zahl der Reusen und auch die der Langleinen eher gestiegen oder mindestens gleich geblieben sind. Bei den Hechtfängen durch die Berufsfischerei glaubten dagegen substantielle Teile der Befragten, sofern sie sich ein Urteil überhaupt zutrauten, dass sie entweder gesunken oder gestiegen, aber eher nicht auf gleichem Niveau geblieben waren. Die jährlichen Gewinne der Berufsfischerei, darüber herrschte wiederum relative Einigkeit, wurden jedoch eher als gesunken oder gleich geblieben eingeschätzt, aber nicht als gestiegen (Abbildung 4.18).

Große Einigkeit bestand bei beiden Anglergruppen darüber, dass die Fänge von (kapitalen) Hechten, sowohl durch die Befragten selbst als auch durch andere Angler:innen, im Laufe der Zeit zurückgegangen oder höchstens gleich geblieben waren. Kaum jemand glaubte, dass die Angler:innen insgesamt heutzutage mehr fingen als früher.

Beim Thema Naturschutz fanden dagegen nur sehr wenige Angler:innen, dass Zugangsbeschränkungen zum Gewässer für Angler:innen im Laufe der Zeit gelockert wurden, die Mehrzahl gab an, dass die Beschränkungen zugenommen hatten oder gleich geblieben waren. Und auch der Umfang naturschutzfachlicher Bestimmungen und von Schutzgebieten für andere Arten als Fische wurde als gestiegen oder gleich geblieben eingeschätzt (Abbildung 4.18). Die Mehrzahl der Angler:innen fühlte sich also heutzutage durch den Naturschutz stärker eingeschränkt als früher.

### Änderungen des eigenen Verhaltens

Zusätzlich zu den Veränderungen der Rahmenbedingungen des Boddenangelns sollten die Angler:innen auch angeben, ob sie zum Zeitpunkt der Befragung bedeutend öfter oder bedeutend seltener an den Bodden auf Hecht angelten als in der Zeit, in der sie mit dem Boddenhechtangeln angefangen hatten. Ein Drittel der Angler:innen (33,0 %; einheimische Angler:innen: 30,8 %, Tourist:innen: 33,9 %; Tabelle 4.13) gab an, heute genauso häufig zu angeln wie früher. Diese Angler:innen hatten also subjektiv keine Veränderung ihrer Angelhäufigkeit bemerkt. Ein gutes Drittel (36,6 %) in beiden Teilstichproben meinte hingegen, heute seltener auf Boddenhecht zu angeln als früher. Während ein knappes Viertel der einheimischen Angler:innen (23,1 %) öfter als

Tabelle 4.13: Relative Häufigkeit (%) der Selbsteinschätzung einer Veränderung der eigenen Angelhäufigkeit auf Hecht an den Bodden. Als Referenzzeitraum galt die Zeit vom erstmaligen Angeln an den Bodden bis zum Befragungszeitpunkt.

	gesamt (N = 1.846)	einheimische An- gler:innen (n = 532)	Angeltourist:in- nen (n = 1.315)	statistische Irrtumswahr- scheinlichkeit
Ich angle heute ...				p < 0,001
... öfter auf Boddenhecht als früher.	17,1	23,1	14,8	
... seltener auf Boddenhecht als früher.	36,6	36,8	36,4	
... genauso häufig wie früher auf Boddenhecht.	33,0	30,8	33,9	
Ich weiß es nicht.	13,3	9,2	14,9	

früher auf Boddenhecht angelte, taten dies nur ca. 15 % der Angeltourist:innen. Ein gleich hoher Anteil der Tourist:innen wusste nicht, ob sich ihre Angelhäufigkeit verändert hatte, aber nur gut 9 % der einheimischen Angler:innen (Tabelle 4.13). Unterschiede zwischen beiden Gruppen traten also nur hinsichtlich einer wahrgenommenen Erhöhung der Angelhäufigkeit auf bzw. bei der Unsicherheit über das Vorhandensein möglicher Veränderungen. Angler:innen, die eine Veränderung ihrer Angelhäufigkeit angegeben hatten, wurden im Anschluss nach den Gründen gefragt.

### Hemmende Bedingungen als Grund seltener zu angeln

Zur Abfrage der Gründe für einen Rückgang der Angelhäufigkeit wurde den Angler:innen eine Liste mit Aussagen zu Hemmnissen vorgelegt, aufgrund derer sie möglicherweise heute seltener angelten als früher. Diesen Aussagen konnten die Angler:innen mehr oder weniger zustimmen (Abbildung 4.19). Die Auswahl und Formulierung der Aussagen orientierte sich an vorherigen Untersuchungen zu den hemmenden bzw. förderlichen Bedingungen, unter denen das Freizeitangeln betrieben wird (Kuehn et al. 2017,

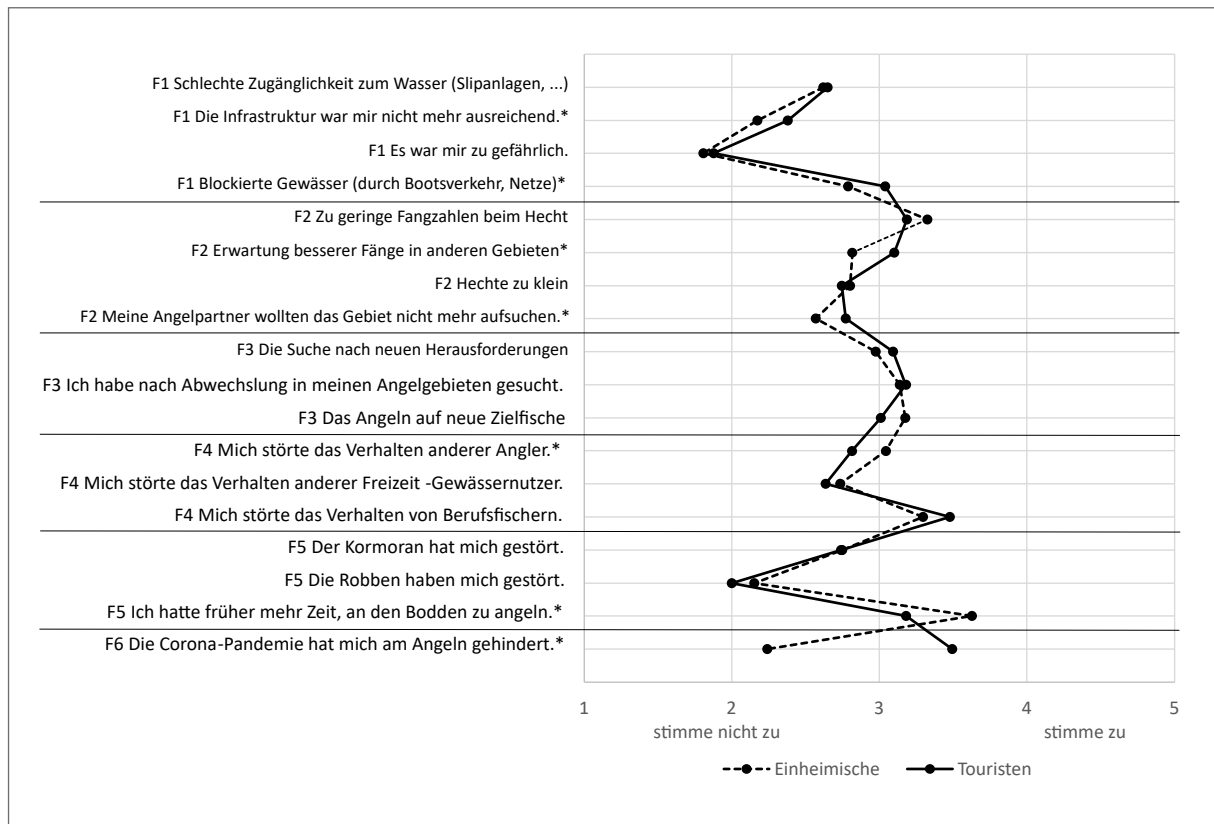


Abbildung 4.19: Wenn seltener auf Boddenhecht geangelt wurde: Itemmittelwert (MW) für die Zustimmung zu vorgegebenen Begründungen (einheimische Angler:innen n = 196, Angeltourist:innen n = 479). F1 = Faktor 1 „Zugänglichkeit“; F2 = Faktor 2 „schlechte Fänge“; F3 = Faktor 3 „Suche nach Abwechslung“; F4 = Faktor 4 „Konfliktvermeidung“; F5 = Faktor 5 „natürliche Prädatoren“; F6 = Faktor 6 „Auswirkung von COVID-19-Maßnahmen“. \* Die Mittelwerte unterscheiden sich signifikant zwischen den Teilstichproben (t-Test; p < 0,05).

Stensland et al. 2017). Wie schon bei der Fangorientierung (s. o.) lassen sich auch hier mehrere Aussagen, die ähnlich beantwortet wurden, zu latenten Dimensionen oder Faktoren zusammenfassen. Diese Faktoren bündeln somit solche hemmenden Bedingungen, die aus Sicht der Befragten Gemeinsamkeiten aufwiesen.

Der erste Faktor umfasst Aussagen zur Zugänglichkeit der Boddengewässer. Diesen Aussagen wurde eher nicht zugestimmt, insbesondere eine mit dem Boddenangeln verbundene mögliche Gefahr sahen die Befragten nicht. Am wenigsten Ablehnung erhielt noch die Aussage zu Gewässern, die durch Bootsverkehr, Netze u. ä. blockiert werden und dadurch die Häufigkeit des Hechtangelns verringerten, wovon sich die Angeltourist:innen stärker beeinträchtigt sahen als die einheimischen Angler:innen. Ebenso bemängelten die Tourist:innen etwas stärker eine aus ihrer Sicht nicht mehr ausreichende Infrastruktur (Abbildung 4.19).

Der zweite Faktor beinhaltet Aussagen, die sich auf schlechte Fangergebnisse beziehen. Diesen Aussagen wurde weder eindeutig zugestimmt noch nicht zugestimmt, mit einer leichten Tendenz zur Ablehnung. Dass die Hechte zu klein waren oder dass Angelpartner:innen das Angelgebiet nicht mehr aufsuchen wollten, fand eher weniger Zustimmung, wobei die einheimischen Angler:innen den letztgenannten Grund noch etwas stärker ablehnten. Beide Anglergruppen waren sich einig, dass geringe Fangzahlen als Grund reduzierten Angelns auf Hecht in leichtem Maße zutrifft, allerdings erwarteten nur die Angeltourist:innen bessere Fänge in anderen Gebieten, die einheimischen Angler:innen eher nicht (Abbildung 4.19). Die drei Aussagen des dritten Faktors thematisieren, dass die Suche nach Abwechslung ein reduziertes Angeln auf Boddenhecht begründen könnte. Alle Aussagen (Suche nach neuen Herausforderungen, nach Abwechslung, nach neuen Zielarten) erhielten nur geringe Zustimmung, und zwar gleichermaßen in beiden Teilstichproben.

Die Aussagen des vierten Faktors beziehen sich auf die Vermeidung von Konflikten mit anderen

Nutzungsgruppen als Grund reduzierten Angelns auf Boddenhecht. Dabei wurde das Verhalten von Berufsfischer:innen tendenziell als Störfaktor angesehen, und zwar gleichermaßen von beiden Teilstichproben. Dagegen fühlten sich beide Anglergruppen durch das Verhalten anderer Freizeit-Gewässernutzer offenbar weniger gestört. Bezüglich des Verhaltens anderer Angler:innen waren beide Anglergruppen eher indifferent, jedoch sahen die Angeltourist:innen darin weniger einen Grund zur Verhaltensänderung als die einheimischen Angler:innen (Abbildung 4.19).

Der Kormoran wurde von beiden Anglergruppen nicht als Grund reduzierten Angelns auf Hecht angesehen, die Robben noch weniger (Faktor 5). Interessanterweise beinhaltete der fünfte Faktor neben der Beurteilung dieser beiden natürlichen Prädatoren auch die Wahrnehmung eines verknüpften anglerischen Zeitbudgets. Beide Anglergruppen stimmten nämlich der Aussage zu, dass ein Grund reduzierten Angelns auf Boddenhecht die verringerte Zeit war, die ihnen zum Angeln zur Verfügung stand. Besonders stellten dies die einheimischen Angler:innen fest (Abbildung 4.19). Als sechster Faktor kristallisierte sich mit nur einer Aussage der Einfluss der Corona-Pandemie heraus. Von COVID-19-Maßnahmen (wie Reise- und Übernachtungsverboten, Ausgangssperren, Kontaktverboten) fühlten sich die Angeltourist:innen klar am Angeln gehindert, die Einheimischen dagegen nicht. Da die Datenerhebung Ende 2020 begann und Angeltourist:innen eben anreisen und ggf. übernachten müssen, liegt in dem Merkmal „Tourist:in“ ein unmittelbar einleuchtender, gravierender Grund reduzierten Angelns. Tatsächlich ist der Angelaufwand durch Touristen an den Bodden im Laufe der Pandemie regelrecht zusammengebrochen (von 147.000 Angeltagen in 2014/2015 auf 86.000 in 2022), wohingegen der Angelaufwand der Einheimischen angestiegen ist (Kapitel 2). Für die einheimischen Angler:innen galten Corona Beschränkungen gerade nicht.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die hier vorgegebenen Gründe für einen reduzierten An-



gelaufwand an den Bodden mit Ausnahme der Corona-Begründung eher wenig Zustimmung fanden. Eine gewisse Rolle dürften aus Sicht der Betroffenen nur geringe Fangzahlen, Experimentierfreude im Sinne der Suche nach neuen Angelerlebnissen, das Verhalten von Berufsfischer:innen, die zum Angeln zur Verfügung stehende Zeit und für die Tourist:innen die Corona-Beschränkungen gespielt haben.

**Erleichternde Bedingungen als Grund öfter zu angeln**

Die Abfrage der Gründe für eine höhere Häufigkeit des Angelns auf Boddenhecht erfolgte ebenfalls mithilfe einer Liste, die Aussagen zu erleichternden

Bedingungen enthielt. Auch diesen Aussagen konnten die Angler:innen mehr oder weniger zustimmen. Sie entsprachen denen für die hemmenden Bedingungen (s. o.), waren aber komplementär formuliert (Abbildung 4.20). Auch diese Aussagen ließen sich sechs latenten Dimensionen zuordnen, allerdings ergaben sich nicht exakt dieselben Faktoren wie bei den hemmenden Bedingungen. Dieser Umstand weist darauf hin, dass die erleichternden Bedingungen in ihrer Wirkung auf die Erhöhung der Angelfrequenz auf eine andere Weise miteinander verknüpft waren als die Angelhindernisse in ihrer Wirkung auf die Reduzierung der Angelhäufigkeit. Genauer ge-

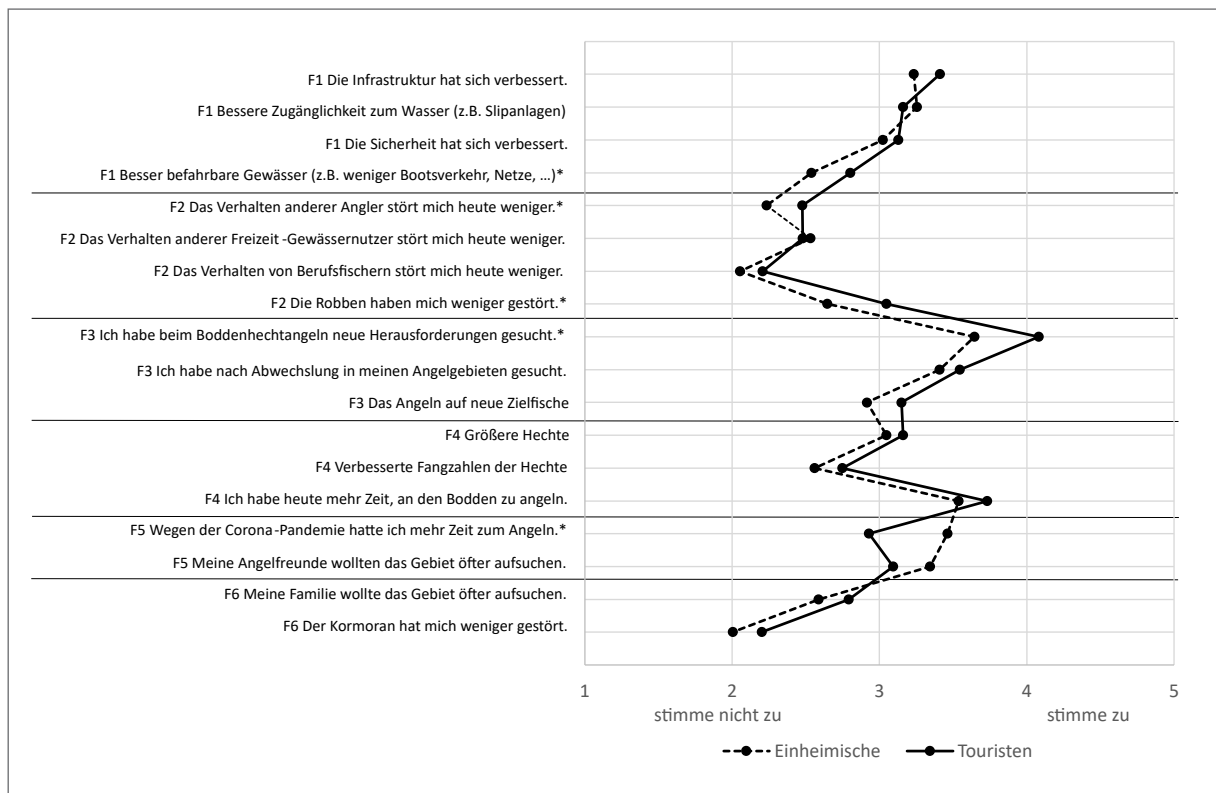


Abbildung 4.20: Wenn häufiger auf Boddenhecht geangelt wurde: Itemmittelwert (MW) für die Zustimmung zu vorgegebenen Begründungen (einheimische Angler:innen n = 123, Angeltourist:innen n = 194). F1 = Faktor 1 „Zugänglichkeit“; F2 = Faktor 2 „weniger Konflikte“; F3 = Faktor 3 „Suche nach Abwechslung“; F4 = Faktor 4 „bessere Fänge“; F5 = Faktor 5 „Auswirkung von COVID-19-Maßnahmen“; F6 = Faktor 6 „Familie und Kormoran“. \* Die Mittelwerte unterscheiden sich signifikant zwischen den Teilstichproben (t-Test; p < 0,05).

sagt: Die Welt der Rahmenbedingungen, unter denen auf Boddenhecht geangelt wurde, sah für die seltener angelnden Befragten ein bisschen anders aus als für die häufiger Angelnden.

Wie schon bei den hemmenden Bedingungen (s. o.) umfasst auch der erste Faktor der erleichternden Bedingungen Aussagen zur Zugänglichkeit der Bodden (Abbildung 4.20). Demnach haben Verbesserungen der Infrastruktur, der Zugänglichkeit und der Sicherheit an den Gewässern tendenziell zu einer Erhöhung der Angelfrequenz in beiden Teilstichproben beigetragen. Besser befahrbare Gewässer trugen dagegen nicht so sehr dazu bei, besonders nicht bei den einheimischen Angler:innen. Weniger Konflikte mit anderen Nutzungsgruppen (Faktor 2: mit anderen Angler:innen, anderen Freizeit-Gewässernutzer:innen oder mit Berufsfischer:innen) waren ebenfalls kein Grund dafür, öfter zu angeln, auch weniger störende Robben nicht. Letztere gruppieren sich aus statistischen Gründen in diesen Faktor der reduzierten Konflikte mit anderen menschlichen Akteuren ein. Dabei haben die weniger störenden Angler:innen und Robben besonders bei den Einheimischen nicht zu vermehrtem Hechtangeln beigetragen.

Faktor drei umfasst wieder die drei Aussagen, die die Suche nach Abwechslung thematisieren, jetzt als erleichternde Bedingungen formuliert (Abbildung 4.20). Dabei fand besonders die Suche nach neuen Herausforderungen Zustimmung, am stärksten bei den Angeltourist:innen, aber auch der Suche nach Abwechslung in den Angelgebieten wurde als förderliche Bedingung zugestimmt. Bezüglich des Angeln auf neue Zielfische zeigten sich die Befragten dagegen indifferent. Verbesserte Fangzahlen der Hechte waren kein Grund, häufiger auf Boddenhecht zu angeln, größere Hechte tendenziell schon, jedenfalls ein bisschen (Faktor 4). Deutliche Zustimmung fand dagegen in beiden Teilstichproben die Aussage, heute mehr Zeit zum Boddenangeln zu haben.

Im fünften Faktor wurden die Angelfreund:innen genannt, die die Bodden als Angelrevier öfter aufsuchen wollten und dadurch dazu beigetragen haben,

dass die Befragten häufiger auf Boddenhecht angelten (Abbildung 4.20). Aber auch die COVID-19 Maßnahmen haben (aus den oben dargelegten Gründen) zeitliche Freiräume geschaffen, in denen besonders die einheimischen Angler:innen häufiger angeln konnten. Dass die Familie das Angelrevier öfter aufsuchen wollte oder der Kormoran weniger gestört hatte, führte bei beiden Anglergruppen nicht zu einer Erhöhung der Häufigkeit des Boddenhechtangelns (Faktor 6).

Letztlich haben also verbesserte Rahmenbedingungen an den Gewässern (Faktor 1: „Zugänglichkeit“), die Suche nach neuen Herausforderungen und nach Abwechslung (Faktor 3), die Vergrößerung des zur Verfügung stehenden Zeitbudgets und auch die eigenen Angelfreund:innen (Faktor 4 und 5) das häufigere Angeln auf Boddenhecht gefördert (Abbildung 4.20).

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Die Umfrageergebnisse belegen, dass die Bodden für viele Angler:innen, gerade für die Angeltourist:innen, ein spezielles Fangrevier darstellen, das hohen Nutzen stiftet. Einheimische und Tourist:innen sind sich in vielen boddenbezogenen Überzeugungen, Einstellungen und Verhaltensweisen sehr ähnlich, wenn es auch einige deutliche Unterschiede gibt, z. B. zu Gebietsnutzung, Ausgaben und Erwartungen an Fänge und Fischlängen. Tourist:innen fischen reisebedingt weniger an den Bodden als Einheimische, erwarten aber konstantere Fänge und größere Hechte. Zwischen zwei Drittel bis drei Viertel der Hechte werden aktuell von den Angler:innen zurückgesetzt (Arlinghaus et al. 2021, Kapitel 2), das heißt, der Hecht ist nur noch für einen Teil der Angler:innen ein Speisefisch. Die aktuellen Fangbedingungen für Hecht werden als rückläufig wahrgenommen, was den psychologischen und ökonomischen Nutzen des Hechtangelns an den Bodden verringert und touristisches Potenzial kostet. In der Tat gehen aktuell die Angler:innenzahlen gerade der Touristen an den Bodden zurück (Kapitel 2). Das hat aber nicht nur mit der Entwicklung der Hechtfischerei zu tun, es begann schon 2017 mit der Einführung der Entnah-

mebeschränkung beim Dorsch und hat sich durch die Corona-Pandemie verschärft. Die Entnahmebedingungen haben sich seither weiter verschlechtert, vor allem in Bezug auf andere anglerisch attraktive Arten wie Lachse und Aal. Auch die Probleme beim Boddenhecht sind mittlerweile stärker in den Fokus der Fachöffentlichkeit geraten, was die Nachfrage nach Angelerlebnissen an den Bodden reduziert haben dürfte. Insbesondere Corona-Pandemie hat durch die Reisebeschränkungen gerade das touristische Angeln in den Jahren 2020 bis 2022 negativ beeinflusst. Eine Verbesserung der Fangbedingungen für Hechte an den Bodden könnte die Attraktivität der Angelfischerei auf Boddenhecht steigern und für die Küstengebiete Mecklenburg-Vorpommerns wichtige Einnahmequellen fördern. Die Analysen deuten nahezu auf eine Verdopplung der Gesamtausgaben von Hechtangler:innen in der Region hin, sofern die Fangbedingungen für Angler:innen optimal ausgestaltet werden. Der Schwerpunkt der Bewirtschaftung sollte auf der Bereitstellung großer Hechte jenseits der 1-Meter-Marke und Fängen von zwei bis drei Hechten pro Angler:in und Tag in weitgehend unberührter Natur liegen, da diese Bedingungen für die Angler:innen den größten Nutzen stiften (Kapitel 4.3). Alternativ sind neue Angelerlebnisse gerade für die Touristen zu vermarkten, bei denen der kapitale Meterhecht nicht das zentrale Produkt ist, sondern vielmehr der Fang mehrerer Raubfischarten in einer besonderen Umwelt im Vordergrund stehen. Dabei ist auf eine gute Zugänglichkeit zu achten, die aktuell durch vielfältige und insgesamt komplexe Schutz- und Schongebietsverordnungen gerade für Angler:innen eingeschränkt ist (Kapitel 2). Aus der Praxis wird über sich verlagernde Hechtstandorte in die Uferregionen berichtet, die das Bootsangeln erschweren (Mathias Fuhrmann, persönliche Mitteilung, 2022, 2023). Diese Verlagerung stellt das klassische Angelguiding vom Boot aus vor neue Herausforderungen. Aber auch die vom Ufer aus Angeln können nicht alle Gebiete der Bodden befischen, da gerade auf dem Gebiet des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft viele Zugänge

zu Ufern für das Angeln gesperrt sind (Kapitel 2). Da sich andererseits gezeigt hat, dass die Störwirkungen des Angelns auf die natürliche Umwelt häufig geringer sind als ursprünglich befürchtet (Nikolaus et al. 2021, Schafft et al. 2021), ist zu empfehlen, zusammen mit den Naturschutzbehörden zu beraten, welche Gebiete für das Uferangeln erschlossen werden könnten, um die Attraktivität der Bodden gerade auch aus touristischer Sicht zu erhöhen.

### 4.3 Anglerpräferenzen für Bewirtschaftungsmaßnahmen und Fangergebnisse

Dieter Koemle & Robert Arlinghaus

#### Kontext

Für das Fischereimanagement von besonderer Bedeutung ist die Kenntnis der Präferenzen (Vorlieben) von Angler:innen (Johnston et al. 2010). Denn aus der Kenntnis der Präferenzen z. B. für Zielarten, Fangraten, erwartete Infrastruktur am Gewässer oder auch für Fang- und Entnahmebestimmungen können Verhaltensweisen und andere Reaktionen von Angler:innen auf neue Situationen abgeleitet werden (Johnston et al. 2010). Die Ausrichtung von Bewirtschaftungsmaßnahmen – auch – an den Vorstellungen der Angler:innen kann alternativ den Nutzen bzw. das Wohlergehen bzw. die Wohlfahrt von Angler:innen steigern und Konflikte mit ihnen minimieren. Aus diesem Grunde beschäftigen sich viele Studien mit Motiven, Präferenzen oder auch mit der Zufriedenheit und ihren Determinanten von Angler:innen (Überblicksarbeiten: Fedler & Ditton 1994, Hunt et al. 2019, Birdsong et al. 2021).

Die Qualität eines Angelerlebnisses hängt von einer Vielzahl von fang- und nichtfangbezogenen Aspekten ab (Hunt et al. 2019, Birdsong et al. 2021). Wichtige Fangaspekte sind die Fangrate, die Größe und Entnahmefähigkeit der Fische im Fang oder die Anzahl der Fischarten im Fang. Nichtfangaspekte umfassen z. B. die Entnahmebestimmungen, die

ökologische oder soziale Umwelt am Gewässer, die Infrastruktur, die Wasserqualität oder auch die den Angler:innen entstehenden monetären Kosten. Angler:innen unterscheiden sich systematisch darin, was ihnen beim Angeln wichtig oder unwichtig ist. Das heißt, wir haben es mit einer Anglervielfalt bzw. sogenannter Anglerheterogenität zu tun. Beispielsweise gibt es Angler:innen, denen das Verzehren von selbstgefangenen Fischen von großer Bedeutung ist, während andere Angler:innen vor allem aus dem Fang besonders großer Fische Nutzen ziehen, die nicht notwendigerweise verspeist werden (Beardmore et al. 2011, Beardmore et al. 2015, Birdsong et al. 2022). Andere Angler:innen benötigen erschlossene Gewässer, während wieder andere eher verwilderte Gewässer bevorzugen. Eine Möglichkeit, die Vielfalt anglerischer Vorstellungen abzubilden, besteht darin, Angler:innen mit statistischen Methoden zu Gruppen zusammenzufassen, die ähnliche Präferenzen und damit assoziierte Verhaltensweisen kennzeichnen (Dorow et al. 2010). Durch eine solche Typisierung soll versucht werden, die Vielfalt unterschiedlicher Angelvorstellungen zu erfassen, um dadurch die Bedürfnisse der Angler:innen in der Bewirtschaftung angemessen berücksichtigen zu können. Denn erst die Kenntnis der in einer Anglerpopulation vorhandenen Bedürfnisstrukturen unterschiedlicher Typen von Angler:innen erlaubt eine Ausrichtung an diesen Erwartungen.

Präferenzen von Angler:innen für Fangregularien und Fangbedingungen (z. B. Fangrate, Fang großer Fische, Entnahme vs. Zurücksetzen von Fischen) drücken sich u. a. in ihren tatsächlichen Wahlentscheidungen für bestimmte Angelgewässer und -erlebnisse aus. Aus solchen Entscheidungen lassen sich die ihnen zugrunde liegenden Präferenzen mit statistischen Methoden ableiten, sofern die Entscheidungen etwa mittels Tagebüchern oder Vor-Ort-Erhebungen beobachtet und protokolliert werden (Methode der gezeigten Präferenzen, „revealed preferences“; Aas et al. 2000). Auf diese Weise lassen sich jedoch keine Präferenzen für solche Merkmale von Angelerlebnissen ermitteln, die aktuell

nicht umgesetzt sind. Wenn es z. B. keine Gewässer mit der Fangbestimmung „Entnahmefenster“ oder mit der Zielart „Forellenbarsch“ in Mecklenburg-Vorpommern gibt, kann aus der Beobachtung der tatsächlichen Gewässerwahl nicht abgeleitet werden, ob Angler:innen in M-V Entnahmefenster oder Forellenbarsche präferieren oder nicht.

Eine methodische Alternative ist daher die direkte Abfrage der Wichtigkeit möglicher Merkmale eines hypothetischen Angelerlebnisses für die Wahl eines Angelgewässers. Der Nachteil einer solchen isolierten Abfrage von Präferenzen besteht aber darin, dass Angler:innen (wie Menschen im Allgemeinen) in so einem Falle dazu neigen, sich alle Merkmale in bestmöglicher Ausprägung zu wünschen (z. B. das Vorhandensein großer Fische, unberührte Natur, kurzer Anfahrtsweg, keine monetären Kosten). Eine gleichzeitige Kombination aller präferierten Merkmale am selben Gewässer ist aber oft weder theoretisch noch praktisch realisierbar (ähnlich wie die „eierlegende Wollmilchsau“). Dieses Problem wird umgangen, wenn mehrere Merkmale miteinander zu einem hypothetischen Angelerlebnis kombiniert werden, und zwar so, dass einige Merkmale in einer präferierten Ausprägung realisiert sind, während andere weniger präferierte Ausprägungen haben. Bringt man die Angler:innen nun in eine Auswahl-situation, in der sie sich zwischen zwei oder mehreren solcher hypothetischen Angelerlebnisse entscheiden müssen (also z. B. zwischen Gewässern mit unterschiedlichen Fangaussichten, Entnahmebegrenzungen usw.), lässt sich aus diesen Entscheidungen ableiten, welche Merkmale in welcher Ausprägung ihnen bei der Entscheidung wirklich wichtig waren (sog. „stated preference“-Methoden, weil die Präferenzen in einer Befragung mitgeteilt und nicht in der Realität beobachtet werden). Sowohl bei den „revealed“ (tatsächlichen) als auch bei den „stated“ (hypothetischen) Präferenzermittlungsmethoden werden die zwangsläufig von den befragten Angler:innen zu treffenden Abwägungen (Trade-offs im Sinne einer Lösung von Zielkonflikten) methodisch angemessen berücksichtigt (Aas et al. 2000).

Eine aus der Ökonomie stammende Methode zur Untersuchung derartiger Zielkonflikte und Abwägungen sind hypothetische Auswahlexperimente („stated choice“-Experimente), die auch in BODDENHECHT eingesetzt wurden (Louviere et al. 2000, Koemle & Yu 2020). Mit dieser umfragebasierten Methode werden Angler:innen vor die Wahl zwischen zwei oder mehreren Angelerlebnissen gestellt, die den befragten Angler:innen beschrieben werden und sich dabei systematisch in einzelnen Merkmalen bzw. Attributen (z. B. Anzahl der gefangenen Hechte, Hegemaßnahmen wie Entnahmefenster oder Kosten des Angeltags) unterscheiden. Erfragt wird, welche der Optionen bevorzugt werden. Aus den getroffenen Auswahlentscheidungen lassen sich dann statistisch Präferenzen für Merkmale des Angelerlebnisses in Form von Nutzenwerten schätzen, die aus den Wahlentscheidungen abgeleitet werden. Die Grundannahme dabei ist, dass sich der Gesamtnutzen eines Angelerlebnisses additiv aus den Nutzenwerten der jeweiligen Merkmalsausprägungen zusammensetzt und Angler:innen das Erlebnis auswählen, das den relativ größten Gesamtnutzen bietet (McFadden 1974). Um die Präferenzen für unterschiedliche Merkmale auch direkt vergleichbar auf einer gemeinsamen Skala darzustellen, kann man die Nutzenwerte als Zahlungsbereitschaften für Änderungen in einzelnen Eigenschaften der Merkmale ausdrücken (z. B. Zahlungsbereitschaft für die Steigerung von ein auf zwei Hechte pro Angler:in und Tag). Dadurch werden die Präferenzen für Fangbestimmungen oder Entnahmebestimmungen direkt vergleichbar und man kann darstellen, wie eine Veränderung der Ausprägung des Merkmals A (z. B. Erhöhung der Fänge) im Vergleich zur Veränderung des Merkmals B (z. B. Erhöhung der Fischgröße im Fang) zum Gesamtnutzen eines Angelerlebnisses beiträgt. Zusätzlich lassen sich statistisch mittels sogenannter latenter Klassenmodelle („latent class models“) Anglertypen mit unterschiedlichen Präferenzen für Eigenschaften von Angelerlebnissen identifizieren.

Ziel der Untersuchung war es, die Präferenzen von Boddenhechtangler:innen für Angelerlebnisse an den Bodden zu quantifizieren, insbesondere in Be-

zug auf Fangerlebnisse und Fangbestimmungen. Ein weiteres Ziel war die Typisierung von Angler:innen mit vergleichbaren Präferenzen sowie die Prognose, wie sich Veränderungen von Fängen, Kosten usw. auf die Anglernachfrage an den Bodden auswirken.

### Methode

Zum Einsatz kamen zwei Choice-Experimente, eines, das die Qualität von einzelnen Angeltagen darstellte (Koemle et al. 2022), und ein zweites zur Analyse von verschiedenen Bewirtschaftungsweisen zur Regulierung sowohl des Angelns als auch der Berufsfischerei auf Hecht (Koemle et al. in Begutachtung). Die Umfragedaten wurden mit der bereits im Kapitel 4.2 beschriebenen Onlineumfrage gesammelt. Die Ableitung von möglichen Merkmalen der für Boddenhechtangler:innen wichtigen Komponenten des Angelerlebnisses (z. B. Fangaussicht von Meterfischen, Existenz von Entnahmefenstern, Schonzeiten usw.) wurden aus Interviews mit Angler:innen sowie aus der Literatur entlehnt (Hunt et al. 2019) (Tabelle 4.14). Mit den Merkmalen wie Fangaussicht großer Hechte, Fangrate von Hechten pro Tag oder längenbasierten Schonmaßnahmen beim Hechtangeln wurden hypothetische Angeltage konstruiert, zwischen denen die Angler:innen wählen sollten (Abbildung 4.21). Die Aufgabe war, aus den gezeigten Paaren diejenige Merkmalskombination auszuwählen, die die Angler:innen jeweils präferierten, oder aber anzugeben, bei diesen Alternativen lieber gar nicht auf Hecht zu angeln. Unter der Annahme einer Nutzenmaximierung wählen die Angler:innen die Angelloption auf Hecht (bzw. die Alternative, nicht auf Hecht zu angeln), die für sie jeweils den maximalen Nutzen stiftet. Der Nutzen wird als Summe der Teilnutzenwerte der Merkmale eines Angeltags (Fangaussichten, Fangbestimmungen, Kosten) angesehen (McFadden 1974). Alle Angler:innen beantworteten acht Auswahlzenarios. Mit diesen Angaben wurden die statistischen Modelle (z. B. multinominale Regressionsmodelle und Latent-Class-Modelle) geschätzt und Gruppen von Angler:innen mit vergleichbaren Präferenzen in Klassen zusammengefasst

## Die soziale und ökonomische Seite des Boddenhechts

Tabelle 4.14: Im hypothetischen Auswahlexperiment verwendete Eigenschaften zur Beschreibung eines Angelerlebnisses und ihre Ausprägungen sowie die dazugehörigen Erklärungen, mit denen die Eigenschaften den Befragten in der Befragung vorgestellt wurden.

Eigenschaft	Ausprägungen	Beschreibung
erwarteter Fang wenn Hecht > 0	1/3/6/9/12/15 Hechte/Tag	So viele Boddenhechte erwarten Sie, an diesem Angeltag zu fangen, wenn dieser Angeltag von Erfolg gekrönt ist. Allerdings gehen Sie manchmal auch leer aus (s. nachfolgend).
Wahrscheinlichkeit, keinen Boddenhecht zu fangen:	25/50/75 %, ?	Diese Eigenschaft beschreibt die Wahrscheinlichkeit, dass Sie an einem Tag <i>keinen</i> Boddenhecht fangen. Zum Beispiel bedeutet „50 %“, dass Sie an 10 Angeltagen 5 mal keinen Boddenhecht fangen und 5 mal die oben angegebene Zahl erwarteter Fänge. „?“ bedeutet, dass Ihnen diese Wahrscheinlichkeit unbekannt ist, sie könnte also hoch bis niedrig sein.
Erwartung eines Meterhechts: ein Meterhecht alle ... Tage:	alle 5/20/50 Tage, ?	Diese Eigenschaft beschreibt, alle wie viel Angeltage (5, 10, 50 oder 100) Sie im Schnitt einen Meterhecht fangen. „?“ bedeutet, dass Sie diese Anzahl an Tagen nicht einschätzen können, es kann also von selten bis häufig vorkommen.
Entnahmemmaß Boddenhecht in cm:	50–70cm, 50–85 cm, 50–100 cm, 50 cm bis oben offen	Derzeit gilt ein Mindestmaß für die Entnahme eines Hechts von 50 cm. Es gibt jedoch kein Maximalmaß, bei dessen Überschreitung ein gefangener Fisch ebenfalls zurückgesetzt werden müsste. Die Einführung eines Maximalmaßes zusätzlich zum unveränderten Mindestmaß von 50 cm würde zu einem sogenannten „Entnahmefenster“ führen. Die Angeltage bieten neben einer Beibehaltung des derzeitigen Entnahmemmaßes („50 cm bis oben offen“) die Einführung eines Maximalmaßes an, das 70 cm, 85 cm oder 100 cm betragen kann.
Entnahmebegrenzung Hecht pro Tag und Angler:in:	1/2/3/6 Hechte/Tag	Derzeit gibt es eine Entnahmebegrenzung von 3 Hechten pro Tag und Angler:in. Die Angeltage enthalten eine Erhöhung auf 6 oder eine Reduktion auf 1 bzw. 2 Hechte pro Tag.
erwarteter Fang anderer Raubfischarten (Barsch und Zander):	0/3/6/9 Fische	Erwartung, wie viele Individuen anderer Raubfischarten (konkret Zander und Barsch) Sie an diesem Angeltag an den Bodden insgesamt fangen.
Kosten des Angeltags OHNE Anfahrt in €	10, 50, 100, 200, 400	Die Kosten des Boddenangelausflugs. Dies beinhaltet die Kosten für Verschleißteile Ihrer Ausrüstung (Köder etc.), evtl. Bootsmiete, Bootstreibstoff, Lizenzen. Sie beinhaltet NICHT die Anfahrt.

3 Angeltage

7 Eigenschaften

	Boddenhecht Angeltag 1	Boddenhecht Angeltag 2	Nicht auf Boddenhecht angeln
Erwarteter Fang	9 Hechte	9 Hechte	
Wahrscheinlichkeit KEINEN Boddenhecht zu fangen	75 % (Sie fangen an 7-8 von 10 Tagen keinen Hecht)	75 % (Sie fangen an 7-8 von 10 Tagen keinen Hecht)	
Erwartung eines Meterhechts: Ein Meterhecht alle ...	50 Tage	?	
Entnahmebegrenzung Boddenhecht pro Tag und Angler	1 Hecht	6 Hechte	
Entnahmemmaß Hecht in cm	50 - 100 cm	50 - 70 cm	
Erwarteter Fang anderer Raubfischarten als Hecht (Barsch und Zander)	3	9	
Kosten des Angeltags OHNE Anfahrt	10 €	10 €	
Ich bevorzuge:	X	○	○

Ausgewählte Alternative

Ausprägung einer Eigenschaft

Abbildung 4.21: Beispiel für ein Auswahlset, bei dem die Boddenhechtangler:innen das von ihnen präferierte Angelerlebnis auswählen sollten.

(Details in Koemle et al. 2022). Diese Präferenzen spiegeln die Bedeutung der jeweiligen Merkmale für die Qualität eines Angeltags wider. Mathematisch können die Präferenzen für Änderungen in den Ausprägungen der einzelnen Attribute eines Angelerlebnisses in Zahlungsbereitschaften (ZB) umgerechnet werden (z. B. Dorow et al. 2010). Dies dient als direkt vergleichbares Nutzenmaß der Ausprägungen unterschiedlicher Merkmale des Angelerlebnisses. Zu bemerken ist, dass die ZB ein rein statistisches Maß ist, um die Bedeutung der Merkmale für den Anglernerfolg vergleichbar zu machen.

### **Präferenzen für Angelerlebnisse beim Hechtangeln an den Bodden**

In einer ersten Analyse ohne Berücksichtigung der Unterschiedlichkeit einzelner Angler:innen wurden die wesentlichen Merkmale bestimmt, die die Qualität eines Angeltages auf Boddenhechte ausmachen. Dabei zeigte sich, dass der Nutzen eines Angeltags mit Fängen bis 3 Hechte pro Tag ansteigt, dass aber weitere gefangene Hechte keinen Zusatznutzen bringen (abnehmender Grenznutzen für die Fangrate). Auch stieg die Angelqualität mit dem Fang anderer Raubfische bis zu drei Fischen pro Tag an (ohne weiteren Nutzen von höheren Fängen). Ein Angeltag war auch besser, wenn die Fangwahrscheinlichkeit für Hechte insgesamt hoch und bekannt war: Angeltage mit unbekanntem Fangaussichten wurden gegenüber einer Nichtfangwahrscheinlichkeit von 50 % oder 75 % favorisiert, während eine hohe Fangaussicht der unbekanntem Fangaussicht vorgezogen wurde. Die subjektive Angelqualität war auch höher, wenn die Fangaussicht auf den Fang von kapitalen Meterhechten anstieg, z. B. wurde der Fang alle 5 oder 20 Angeltage gegenüber unbekanntem Fangwahrscheinlichkeiten deutlich bevorzugt. In Bezug auf Entnahmebestimmungen präferierten Boddenhechtangler:innen eine Reduktion des Bag Limits von aktuell 3 auf 1 oder 2 Hechte pro Tag und die Einführung eines Entnahmefensters von 50 bis entweder 70, 85 oder 100 cm gegenüber dem heutigen Mindestmaß von 50 cm. Die

stärkste Präferenz wurde für ein Entnahmefenster von 50–85 cm geäußert. Ansteigende Kosten reduzierten die Angelqualität, was in Übereinstimmung mit der ökonomischen Theorie steht: Kaum jemand freut sich über weniger Geld, das zum Konsum zur Verfügung steht.

Eine separate Analyse ergab vier latente Klassen von Boddenhechtangler:innen mit in sich ähnlichen Präferenzen für Fangbestimmungen und Fangregulativen. Einzelne Angler:innen werden in dieser Analyse statistisch mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit einer bestimmten Klasse (Anglertyp) zugeordnet (z. B. 20 % Wahrscheinlichkeit der Zugehörigkeit zur Klasse 1, 30 % zur Klasse 2, 10 % zur Klasse 3 und 40 % zur Klasse 4), das heißt, die Anglertypzuordnung ist nicht trennscharf. Aus Übersichtlichkeitsgründen wird auf diesen Umstand nicht weiter eingegangen (Details in Koemle et al. 2022).

Trotz aller Unterschiedlichkeit war allen vier Klassen bzw. Anglertypen gemein, dass die Angler:innen geringe Fangwahrscheinlichkeiten für Boddenhechte ablehnten sowie ein Entnahmefenster von 50–85 cm gegenüber der heutigen Regelung (Mindestmaß von 50 cm) bevorzugten. Die meisten Anglertypen bevorzugten außerdem den möglichst häufigen Fang eines Meterhechts. Alle Anglertypen begrüßten eine Reduktion des Bag Limits oder waren dieser Maßnahme gegenüber indifferent eingestellt. Wie erwartet, waren auch alle Kostenparameter negativ und signifikant, was bedeutet, dass gestiegene Kosten zu einem reduzierten Gesamtnutzen und damit einhergehend zu einer reduzierten Angelwahrscheinlichkeit führen. Die Stärke dieses Kosteneffekts unterschied sich jedoch zwischen den Klassen, was für eine unterschiedliche Bedeutung des Angelns als Hobby für die einzelnen Klassen spricht. Manche Anglertypen erfahren beim Angeln deutlich höhere Nutzen als andere, das heißt, diese Angler:innen reagieren weniger sensibel auf Kostensteigerungen und fischen weiter, weil ihnen das Angeln viel wert ist (weniger negativer Kostenkoeffizient). Die Unterschiede bei allen anderen Angelqualitätsmerkmalen, die in der Befragung eine Rolle spielten, waren deutli-

cher ausgeprägt, wie nachfolgend klassenspezifisch ausgeführt wird (Abbildung 4.22, Tabelle 4.15).

Angler:innen der Klasse 1 (12 % der Stichprobe im Mittel) hatten besonders starke Präferenzen für das häufige Fangen von Meterhechten, zeigten aber keine ausgeprägten Präferenzen für die Anzahl der Hechte im Fang. Dieser Anglertyp reagierte nur in geringem Ausmaß auf höhere Kosten, was sich in hohen Zahlungsbereitschaften für fast alle Merkmale des Angelerlebnisses ausdrückte. Anders gesagt: Angler:innen der Klasse 1 profitieren besonders stark vom Angelhobby und hierbei vom Fang von kapitalen Hechten. Beispielsweise würden Angler:innen der Klasse 1 19,2 € für einen zusätzlichen Hecht (bis zum dritten pro Tag), 164,1 € für die Möglichkeit, alle fünf Tage einen Meterhecht zu fangen, 154,6 € bzw. 129,4 € für Bag Limits von 1 bzw. 2 Hechten pro Angeltag und 166,6 € für ein Entnahmefenster von 50–85 cm zahlen. Allerdings würden sie auch eine hohe Entschädigung für hohe Nicht-Fangwahrscheinlichkeiten von Hechten verlangen (147,7 € bzw. 351,7 € für Fangaussicht von 50 % bzw. 75 %) oder 213,1 € für ein liberales Bag Limit von sechs Hechten (Tabelle 4.15, Abbildung 4.22). Mit anderen Worten: Würden Hechtfänge, gerade der großen Tiere, heruntergehen und das Bag Limit liberalisiert, bedeutete das besonders hohe Wohlfahrtsverluste für diesen Anglertyp. Viele der Angler:innen in der Klasse 1 waren Einheimische aus M-V. Der Anglertyp dieser Klasse wurde daher als **hochspezialisierter einheimischer Trophäenangler** bezeichnet.

Angler:innen der Klasse 2 (18 % im Mittel) hatten besonders starke Präferenzen für den Fang von bis zu drei Hechten pro Angeltag, waren aber auch bessergestellt, wenn alle fünf Tage ein Meterhecht am Haken hing. Aufgrund der besonders hohen Kostensensitivität lagen die ZB-Werte aber wesentlich niedriger als bei Klasse 1. Zum Beispiel betrug die Wohlfahrtsgewinne 13,1 € für einen zusätzlichen Hecht, 19,3 € für häufige Fänge von Meterhechten, 26,8 € für ein Entnahmefenster von 50–85 cm oder eine Entschädigung für geringe Fangwahrscheinlichkeiten von 38,4 € (Tabelle 4.15, Abbildung 4.22). Wei-

tere Analysen zeigten, dass Angler:innen der Klasse 2 eher eine höhere Entnahmeorientierung und eine geringere Trophäenorientierung kennzeichnete und sie zu einem hohen Anteil Tourist:innen waren. Der Anglertyp wurde daher als **generalistischer, konsumtiver Tourist** bezeichnet.

Die ZB-Werte des Anglertyps der Klasse 3 (28 % der Stichprobe im Mittel) lagen im gleichen Bereich wie jene der Klasse 2, mit dem Unterschied, dass die zusätzliche ZB für den Fang anderer Raubfische bei diesen Angler:innen signifikant und positiv war (9,6 € für bis zu drei andere Raubfische, dann 1,9 € pro zusätzlichem Raubfisch) (Tabelle 4.15, Abbildung 4.22). Bei diesem Anglertyp gab es aber keine Präferenz für die Fangaussicht kapitaler Meterhechte, was zeigt, dass dieses Merkmal für die Klasse 3 irrelevant war. Die Klasse 3 interessierte sich trotzdem für die Einführung eines Entnahmefensters für Hechte, was belegt, dass hier Großhechte für den Verzehr keine Rolle spielen. Verglichen mit Klasse 2 sind Angler:innen der Klasse 3 vor allem sehr bestrebt, viele Raubfische abseits von Hechten zu fangen, was eher für eine geringere Hechtaffinität spricht. Die statistisch zugeteilten Angler:innen waren vor allem Einheimische mit hoher Ortsabhängigkeit für die Bodden, denen der Hecht als Zielfisch nicht so wichtig ist. Der Anglertyp wurde daher als **lokaler, generalistischer Angler** bezeichnet.

Die Zahlungsbereitschaften der Klasse 4 (42 % der Stichprobe im Mittel) lagen in der gleichen Größenordnung wie die der Klassen 2 und 3 (Tabelle 4.15, Abbildung 4.22). Die ZB für ein Entnahmefenster von 50–85 cm war die zweithöchste (40,6 €) aller Anglertypen. Auch die ZB für ein Bag Limit von einem (11,8 €) oder zwei Hechten (17,3 €) war signifikant und positiv. Dieser Anglertyp würde weniger auf Boddenhecht angeln, wenn die Aussichten auf Meterhechte sehr schlecht werden (ein Meterhecht alle 50 Tage), was für eine hohe Affinität zum Angeln auf große Hechte spricht. Auch ein Hechtfang von bis zu drei Hechten pro Tag wurde positiv wertgeschätzt. Bezüglich der Anglermerkmale zeigten Angler:innen der Klasse 4 hohe Zentralitätswerte, das



heißt, Angeln spielt eine große Rolle im Leben dieser Angler:innen. Die Angler:innen der Klasse 4 waren zu einem großen Teil Angeltourist:innen. Sie wurden daher als **Angeltouristen mit hoher Hechtspezialisierung** charakterisiert.

**Mögliche Wirkungen sich verändernder Fangbestimmungen und Fangregularien auf den Angelaufwand an den Bodden**

Um die hypothetische Auswirkung sich ändernder Fangregularien und Fangergebnisse auf den Angelaufwand zu schätzen, wurden nach jeder Auswahl-

aufgabe im Choice-Experiment zwei Nachfragen gestellt: 1) Wie viele Tage möchten Sie unter den ausgewählten Bedingungen pro Jahr auf Boddenhecht angeln? Und 2) Wie viele Boddenhechte möchten Sie unter den ausgewählten Bedingungen pro Jahr entnehmen? Diese Daten wurden mithilfe von Regressionsmodellen mit festen Effekten ausgewertet unter Berücksichtigung unbeobachteter individueller Effekte, um zu analysieren, ob sich die Merkmale auch auf den Angelaufwand auswirken.

Table 4.15: Ergebnisse eines Choice-Modells, welches die Attribute von Angelerlebnissen mit dem Angelnutzen verbindet. In den rechten beiden Spalten sind die Ergebnisse eines Angelnachfragemodells dargestellt, das die Anzahl der Angeltage durch Attribute des Angelerlebnisses erklärt.

Attribut/ Merkmale	Koeffizient	Auswahlmodell	Klassenmodell				Anglernachfragemodelle	
			Klasse 1 (hochspezialisierte einheimische Trophäenangler)	Klasse 2 (generalistischer, konsumtiver Tourist)	Klasse 3 (lokaler, generalistischer Angler)	Klasse 4 (Angeltouristen mit hoher Hechtspezialisierung)	Anzahl Angeltage	Anzahl entnommener Hechte
erwarteter Fang Hecht	Konstante	-0,987*** (0,100)	1,452*** (0,420)	-0,512 (0,367)	-3,818*** (0,434)	-2,323*** (0,226)		
	0–3 Hechte/ Tag	0,071*** (0,026)	0,057 (0,100)	0,252*** (0,091)	-0,007 (0,097)	0,186*** (0,046)	0,163 (0,169)	0,202** (0,089)
	> 3 Hechte/Tag	0,004 (0,004)	-0,002 (0,017)	-0,012 (0,017)	-0,016 (0,016)	0,010 (0,008)	0,046 (0,030)	0,025 (0,016)
Hecht Nichtfang-Wahrscheinlichkeit (Basis: unbekannt)	25 %	0,053 (0,041)	0,258 (0,161)	-0,341* (0,178)	0,167 (0,155)	0,085 (0,065)	-0,182 (0,317)	-0,024 (0,167)
	50 %	-0,102** (0,040)	-0,439** (0,179)	-0,221 (0,181)	-0,025 (0,135)	-0,167*** (0,062)	0,051 (0,323)	0,076 (0,170)
	75 %	-0,426*** (0,041)	-1,046*** (0,229)	-0,737*** (0,170)	-0,340** (0,139)	-0,484*** (0,065)	-0,648* (0,344)	0,025 (0,180)
erwarteter Fang eines Meterhechts. 1 Meterhecht alle ... (Basis: unbekannt)	... 20 Tage	0,018 (0,041)	0,044 (0,199)	-0,002 (0,190)	-0,005 (0,152)	0,065 (0,063)	0,104 (0,323)	0,043 (0,170)
	... 5 Tage	0,164*** (0,043)	0,488*** (0,178)	0,370** (0,188)	0,008 (0,156)	0,275*** (0,069)	0,470 (0,329)	0,150 (0,173)
	... 50 Tage	-0,168*** (0,042)	-0,215 (0,192)	-0,233 (0,181)	0,127 (0,159)	-0,195*** (0,066)	0,064 (0,335)	-0,005 (0,176)

Tabelle 4.15: Fortgesetzt

Attribut/ Merkmale	Koeffizient	Auswahlmodell	Klassenmodell				Anglernachfragemodelle	
			Klasse 1 (hochspezialisierte einheimische Trophäenangler)	Klasse 2 (generalistischer, konsumtiver Tourist)	Klasse 3 (lokaler, generalistischer Angler)	Klasse 4 (Angeltouristen mit hoher Hechtspezialisierung)	Anzahl Angeltage	Anzahl entnommener Hechte
Bag Limit Hecht (Basis: 3)	1 Hecht	0,127** (0,050)	0,460** (0,200)	-0,019 (0,195)	0,163 (0,182)	0,166* (0,086)	0,390 (0,346)	-0,416** (0,182)
	2 Hechte	0,193*** (0,050)	0,385* (0,204)	0,067 (0,188)	0,075 (0,168)	0,243*** (0,084)	1,003*** (0,347)	-0,023 (0,182)
	6 Hechte	-0,328*** (0,045)	-0,634*** (0,211)	-0,193 (0,163)	-0,176 (0,162)	-0,513*** (0,077)	1,063*** (0,337)	0,135 (0,177)
Entnahmefenster Hecht (Basis: Mindestmaß 50 cm)	50–70 cm	0,280*** (0,043)	0,270 (0,190)	0,187 (0,174)	0,358** (0,147)	0,315*** (0,069)	1,064*** (0,350)	0,290 (0,184)
	50–85 cm	0,411*** (0,042)	0,496*** (0,183)	0,514*** (0,177)	0,353** (0,152)	0,572*** (0,067)	0,812** (0,339)	0,200 (0,178)
	50–100 cm	0,275*** (0,042)	0,162 (0,200)	0,269 (0,167)	0,328** (0,137)	0,327*** (0,064)	0,787** (0,343)	0,233 (0,180)
erwarteter Fang anderer Raubfische	0–3	0,074*** (0,017)	0,080 (0,069)	0,245*** (0,064)	0,136** (0,057)	0,008 (0,029)	0,064 (0,113)	0,095 (0,059)
	> 3	0,006 (0,004)	0,014 (0,016)	-0,016 (0,018)	0,027* (0,014)	0,020*** (0,007)	0,044 (0,030)	0,024 (0,016)
	Kosten in 100 €	-0,491*** (0,014)	-0,297*** (0,071)	-1,920*** (0,192)	-1,409*** (0,094)	-0,138*** (0,025)	-1,602*** (0,121)	-0,284*** (0,063)
<b>Klassenmitgliedschaft</b>								
	Konstante			0,416*** (0,138)	1,199*** (0,110)	0,203* (0,111)		
Zentralität im Leben	hohe Zentralität			0,199** (0,098)	-0,229*** (0,089)	0,538*** (0,078)		
Ortsgebundenheit	hohe Ortsabhängigkeit			0,101 (0,132)	0,205* (0,117)	0,051 (0,099)		
	hohe Ortsidentität			0,348*** (0,135)	-0,180 (0,128)	0,131 (0,104)		
Fangorientierung	hohe Nichtfang-Orientierung			1,074*** (0,123)	0,927*** (0,107)	0,789*** (0,096)		
	hohe Trophäenorientierung			-0,371*** (0,117)	-0,553*** (0,107)	-0,229*** (0,088)		
	hohe Orientierung auf Anzahl Fische			-0,213 (0,171)	-0,917*** (0,194)	-0,047 (0,117)		
	hohe Zurücksetz-Orientierung			-0,913*** (0,134)	-0,797*** (0,109)	-0,112 (0,103)		

Tabelle 4.15: Fortgesetzt

Attribut/ Merkmale	Koeffizient	Auswahl- modell	Klassenmodell				Anglernachfrage- modelle	
			Klasse 1 (hochspe- zialisierte einheimische Trophäen- angler)	Klasse 2 (generalisti- scher, konsum- tiver Tourist)	Klasse 3 (lokaler, ge- neralistischer Angler)	Klasse 4 (Angeltouris- ten mit hoher Hechtspeziali- sierung)	Anzahl Angel- tage	Anzahl entnom- mener Hechte
hohe Spe- zialisierung auf Hecht				-0,500*** (0,139)	-0,679*** (0,133)	-0,152 (0,100)		
Tourist				0,217* (0,111)	0,118 (0,097)	0,869*** (0,090)		
LogLikelihood		-9109	-7634					
AIC		18253	15472					
BIC		18383	16204					
# Beobachtun- gen		9716	9716				7924	7922
R-Quadrat							0.03	0.01
durchschnittliche Wahrscheinlichkeit Klassen- mitgliedschaft			0.12	0,18	0,28	0,42		

Es zeigte sich, dass die Nachfrage nach Angeltagen durch eine 75%ige Nichtfangwahrscheinlichkeit negativ beeinflusst würde. Rückgehende Fänge von Hechten reduzieren daher die Angelnachfrage an den Bodden. Änderungen des Bag Limits von derzeit drei auf zwei bzw. sechs Fische würden mit einer Zunahme von etwa einem Angeltag pro Angler:in und Jahr verbunden sein (Tabelle 4.15). Auch die Einführung von Entnahmefenstern statt Mindestmaßen ginge mit einer Erhöhung der Zahl der Angeltage einher, wobei der stärkste Anstieg (1,1 Tage pro Angler:in und Jahr) beim engsten Entnahmefenster für Hechte (50–70 cm) zu verzeichnen wäre. Schließlich würde eine Kostensteigerung erwartungsgemäß eine Verringerung der Zahl der Angeltage nach sich ziehen (eine Erhöhung um 100 € führt zu einem Rückgang um 1,6 Angeltage pro Angler:in und Jahr).

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Wie unsere Arbeit und die einschlägige Literatur (Hunt et al. im Druck) bestätigen, lassen sich die Boddenhechtangler:innen unterschiedlichen Anglertypen zuordnen. Trotz zum Teil ausgeprägter Unterschiedlichkeit in den Präferenzen zu Fangaspekten, Fang-

bestimmungen und Kosten zeigten die Daten übereinstimmend Einschätzungen, die von allen geteilt werden. Die Einführung von Entnahmefenstern von 50–85 cm wurde von allen vier Anglertypen unterstützt. Eine solche Einführung würde daher mit hoher Wahrscheinlichkeit unter den meisten Boddenhechtangler:innen nicht zu einer ablehnenden Haltung führen. Ähnlich wäre das bei einer Absenkung des Bag Limits für Hechte von aktuell drei auf einen Hecht pro Angler:in und Tag. Während eine solche Maßnahme insbesondere von den auf Hecht spezialisierten einheimischen und touristischen Boddenangler:innen bevorzugt würde, waren die anderen beiden Anglertypen indifferent. Die Einführung solcher Maßnahmen würde zudem den Angelaufwand erhöhen, was sich touristisch positiv auswirken könnte.

Die Studie hat ferner gezeigt, dass eine einfache Kategorisierung von Boddenhechtangler:innen nach ihrem Wohnort in touristische und einheimische Angler:innen nicht unbedingt ein schlüssiges Bild liefert. Vor Generalisierungen ist zu warnen, da bei beiden Untergruppen jeweils eher hechtspezialisierte und eher generalisierende Anglertypen nachgewiesen wurden. Die spezialisierten sind stärker

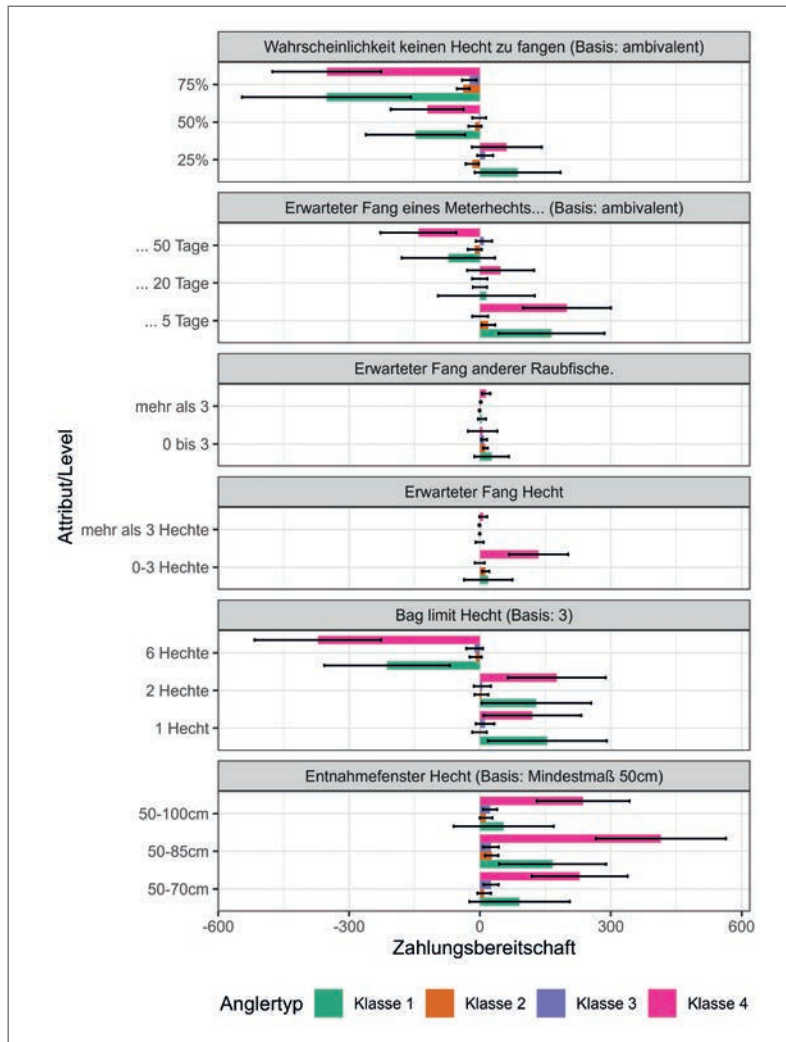


Abbildung 4.22: Zahlungsbereitschaft (€) für verschiedene Eigenschaften eines Boddenecht-Angelerlebnisses nach Anglertyp.

auf den Fang ausreichender Hechtmengen und besonders großer Hechte ausgerichtet, die dann auch gerne freiwillig zurückgesetzt werden. Die generalisierenden Anglertypen zeigen sich konsumorientierter und angeln z. T. auch gerne andere Raubfische als Hechte. Letztgenannter Anglertyp kann daher Hechtrückgänge besser im Wohlergehen kompensieren als die spezialisierteren Hechtangler:innen. Spezialisiertere Hechtangler:innen sind eigenen Entnahmeeinschränkungen gegenüber deutlich offener eingestellt als konsumorientiertere Angler:innen, gleichzeitig sind sie aber auch Anglertypen, die leicht mit Naturschutz und Berufsfischerei in Konflikt geraten (Slaton et al. 2023). Die nichtkonsumtiven, stark spezialisierten Angler:innen stellen aktuell die

Mehrheit der Boddenechtangler:innen (42 %), aber es gibt mindestens 18 % konsumorientierte Hechtangler:innen.

Ein anderes Ergebnis ist, dass rückläufige Fangaussichten beim Hecht die Anglernachfrage senken. Insbesondere das Wissen um eine geringe Fangaussicht reduziert das Anglerwohlergehen und wirkt nachfragereduzierend. Aktuell sind die Boddenechtbestände und damit die Fänge abnehmend (Kapitel 5, van Gemert et al. 2022), was unserem Modell zufolge die Anglernachfrage reduzieren sollte. In der Tat sind die ausgegebenen Küstenangelkarten in den letzten Jahren abnehmend (Kapitel 2), was u. a. auf den sich rumsprechenden Hechtrückgang zurückgeführt werden kann.

Und schließlich erbrachte diese Studie, dass die Anglernutzen nicht linear mit den Hechtfängen ansteigen, sondern dass ab einem Fang von mehr als drei Hechten pro Angler:in und Tag kein Zusatznutzen mehr entsteht (abnehmender Grenznutzen für Hechtfänge). Die Bereitstellung von drei Hechten pro Tag ist daher „gut genug“ und ein relevantes Managementziel. Gleiches gilt für den Zusatzfang weiterer Raubfische, auch hier fanden sich abnehmende Grenznutzen. Hingegen steigt der Anglernutzen mit der Fangaussicht von kapitalen Meterfischen stetig an. Bewirtschaftende Organisationen und einzelne Entscheidungsträger:innen sind daher gut beraten, für das Anglerwohlergehen einen Fokus auf die Bereitstellung besonders großer Hechte in ausreichender Anzahl zu legen. Da die Fischgröße sensibel auf Fischereidruck reagiert (Kapitel 6, Ahrens et al. 2020) bedeutet das, dass die optimale Fischereiersterblichkeit für Boddenhechtangler:innen (OSY) deutlich unter der liegt, die den maximalen Biomassertrag (MSY) realisiert (Kapitel 6). Eine Ausrichtung an der Bereitstellung großer Hechte könnte zu Lasten der Zielvorstellungen von Berufsfischer:innen gehen und muss daher sorgfältig gegenüber alternativen Managementmaßnahmen abgewogen werden. Entnahmefenster könnten als Kompromiss dienen (Kapitel 6). Maximale Maschenweiten für Stellnetze könnten vergleichbare Wirkungen bei Fischer:innen erreichen und den Fanganteil kapitaler Hechte im Sinne ihrer Schonung reduzieren (Ehrlich et al. 2023a, Kapitel 6).

#### 4.4 Volkswirtschaftliche und touristische Bedeutung der (angel)fischereilichen Nutzung von Boddenhechten

Harry V. Strehlow, Robert Arlinghaus,  
Marc Simon Weltersbach, Dieter Koemle &  
Artem Korzhenevych

##### Kontext

Typisch für Diskurse zwischen Angler:innen und Fischer:innen in gemeinsam genutzten Situationen sind ökonomische Argumente zum Wert des gefischten

Fisches (Edwards 1991, Boucquey 2017). Ein häufig in Anglerkreisen artikuliertes Argument ist, dass ein durch Angeltourismus geangelter Hecht eine höhere Wertschöpfung für die Region bringt als ein in der lokalen Berufsfischerei gehandelter Hecht, weil der Verkaufspreis eines Hechts für Fischer:innen in der Regel geringer ist als die Geldmenge, die Angler:innen bereit sind für den Fang des gleichen Hechtes aufzuwenden (vgl. Zitate in Arlinghaus et al. 2022a). Solche Gedanken werden gerne zur Begründung der Neuverteilung von Fischen oder Fanggebieten unter Nutzungsgruppen verwendet. Ein Argument lautet, dass die Nutzungsform einen höheren Anteil der verfügbaren Fische erhalten und nutzen sollte, die die höhere ökonomische Wertschöpfung realisiert.

Hierbei handelt sich in den Worten von Edwards (1991) um ein Umsatzargument. Edwards (1991) erläutert im Detail, warum Umsatzargumente zur Klärung von Wert- und damit verbunden Verteilungsfragen von Fischen zwischen Angler:innen, Fischer:innen oder anderen Nutzungen der Natur (z. B. Nullnutzung) eher ungeeignet sind. Eine wesentliche Schwäche des Umsatzarguments liegt darin, dass Umsätze und Geldflüsse die soziale Wohlfahrt, die durch eine wirtschaftliche Aktivität gestützt wird, in der Gesellschaft nicht unbedingt abbilden. Weitere Probleme des Umsatzarguments liegen in der Wertschöpfungsrechnung selbst. Die insgesamt von Angler:innen, z. B. Tourist:innen, ausgegebene Geldmenge repräsentiert die Gesamtmenge an Geld, die aufgrund der Angelnachfrage in der regionalen Wirtschaft zirkuliert. Der Ankaufspreis eines Kilogramms beruflich gehandelter Hecht durch den Großhandel repräsentiert hingegen nur einen geringen Teil der dadurch ausgelösten Wertschöpfung. Unbewertet bleibt z. B. die sich in vor- und nachgelagerten Bereichen wie Vermarktung, Handel, Verkauf über Restaurants usw. entwickelnde Wertschöpfung in der Volkswirtschaft als Ganzes. Unbewertet bleiben insbesondere weitere Ausgaben, die mit dem Kauf von Fischen zusammenhängen können. Beispielsweise könnte ein Tourist beim Kauf von Fischen von einem Fischer im Hafen weitere Güter und Dienstleis-

tungen in der Region erstehen, die regional wirksam werden, sich aber nicht im Kaufpreis für den Hecht widerspiegeln. Wenn man also Anglerausgaben für das Hechtangeln an den Bodden lediglich mit berufsfischereilichen Verkaufspreisen für den Hecht vergleicht, vergleicht man ein Stück weit Äpfel mit Birnen. Mittels volkswirtschaftlicher Analysen, die die Verzweigung der verschiedenen Produktionssektoren in einer Gesellschaft und die Geldströme untereinander abbilden, kann der Gesamtverlauf der jeweiligen Geldflüsse in der Volkswirtschaft etwas präziser und damit vergleichbarer geschätzt werden. Ein möglicher Ansatz zur Bewertung der volkswirtschaftlichen Effekte von Wirtschaftsaktivitäten ist die sogenannte Input-Output-Analyse (Leontief 1986, Flegg & Thomo 2013, Kowalewski 2015, Jahn 2017). Eine solche Analyse wurde bisher für die Küsten- und Angelfischerei in M-V noch nicht durchgeführt.

Fischereipolitisch und vor allem fischereitouristisch ist es ungeachtet der kontroversen Wertediskussion interessant zu quantifizieren, welche volkswirtschaftlichen Effekte insbesondere durch den Angeltourismus auf Hecht rund um Rügen ausgelöst werden. Volkswirtschaftliche Indikatoren wie die Gesamtbeschäftigung und die volkswirtschaftlichen Gesamtauswirkungen der Angelausgaben in der Region Rügen stellen wichtige grundlegende Daten für politische Entscheidungsträger dar und prägen die öffentliche Debatte auch in der Abwägung fischereilicher und nicht(angel)fischereilicher Nutzungen von Gewässern (Welcomme 2001, Arlinghaus et al. 2022a). Obwohl ökonomischer Wert (economic value) und volkswirtschaftliche Effekte (economic impact) zwei unterschiedliche Konzepte darstellen, die nicht verwechselt werden sollten (Edwards 1991), ist es grundsätzlich sinnvoll, den volkswirtschaftlichen Wert der Angel- und der beruflichen Küstenfischerei in M-V mit vergleichbaren Methoden darzustellen. Während für die Berufsfischerei in der Regel öffentliche Daten zu Einnahmen und Preisen zur Verfügung stehen, können Daten zu den Ausgaben von Angler:innen nur über Umfragen ermittelt werden (Weltersbach et al. 2021).

Studien über die wirtschaftlichen Auswirkungen der Angelfischerei stützen sich häufig auf die Quantifizierung der durch die (direkten) Ausgaben der Angler:innen (z. B. für die Küstenangelkarte oder Beherbergung) ausgelösten weiteren Geldströme in der Volkswirtschaft. Diese umfassen indirekte Ausgaben (definiert als Ausgaben über die Nachfrage nach Vorleistungen durch Unternehmen, die direkt von Anglerausgaben partizipieren) sowie induzierte Ausgaben (definiert als Ausgaben aus den Einkommen/Gehältern für Beschäftigte von Unternehmen, die durch die direkten und indirekten Ausgabeströme der Angler:innen geschaffen wurden und an Beschäftigte ausgezahlt wurden). Eine erste Anwendung dieser Methodik auf die Angelfischerei in Deutschland findet sich in Arlinghaus (2004). Die direkten, indirekten und induzierten Ausgaben sind als Indikatoren für die Bedeutung des Angeltourismus für die Küstenregion M-V von besonderem Wert, da in diesem Zusammenhang Geld in eine Region fließt, das dort ohne die Angeltätigkeit nicht verfügbar wäre. Daher sind volkswirtschaftliche Berechnungen insbesondere für touristische Aktivitäten oder Exporte interessant, wenn man die Perspektive einer bestimmten Region als Nutznießer neuer Einnahmequellen einnimmt. Hingegen sind Ausgaben der heimischen Nachfrage (z. B. von einheimischen Angler:innen in der Region M-V) volkswirtschaftlich gesehen ein Nullsummenspiel: Würden die Gelder nicht in das Angeln (oder Fischen) investiert, würden sie mit hoher Wahrscheinlichkeit in andere lokale Aktivitäten fließen und so die Wirtschaft als Ganzes ebenso stützen.

Volkswirtschaftliche Werte zwischen einzelnen Sektoren lassen sich nur sehr schwer vergleichen, da nicht alle Sektoren Geldflüsse von außen in eine Region auslösen. Manche Sektoren wie die Berufsfischerei führen zu Wirtschaftsaktivitäten außerhalb der Region, z. B. über den Fischexport. Genauso generiert das Angeln Wirtschaftsaktivitäten außerhalb der Zielregion M-V, z. B. durch die Nachfrage nach Angelgeräten aus Fernost. Zweifellos wird aber gerade durch den Angeltourismus Geld in die Region M-V verbracht, das ohne das Angeln und das Be-

rufsfischen wohl nicht in der Region wirksam wäre. Ziel dieses Kapitels ist die Quantifizierung dementsprechender Geldströme in der Angel- und Berufsfischerei. Die präsentierten Daten dienen der Grundlageninformation und sollen hier nicht im Sinne der „Bedeutung“ von Angeln oder Berufsfischen gewertet werden. Sie können aber politische und vor allem touristische Aktivitäten unterstützen, die die volkswirtschaftliche Bedeutung des Fischereisektors als Ganzes im Vergleich mit anderen Nutzungsformen der Bodden (z. B. Artenschutz) thematisieren. Die in diesem Kapitel präsentierten volkswirtschaftlichen Zahlen fassen die Bedeutung der Angel- und Berufsfischerei in einer vergleichbaren Einheit zusammen. Deutlich ist darauf zu verweisen, dass die volkswirt-

schaftliche Hochrechnung nur einen Teil des Wertes bzw. der Bedeutung eines Fischereisektors darstellt (Parkkila et al. 2010).

**Methoden**

Strehlow et al. (eingereicht) untersuchten die nationalen und regionalen wirtschaftlichen Auswirkungen des Angeltourismus in den Küsten- und Boddengewässern, auch im Vergleich zu den Wirtschaftsaktivitäten einheimischer Angler:innen. Auf Grundlage einer repräsentativen Telefon-Tagebuch-Studie wurde die Anzahl der Boddenangler:innen und deren jährliche direkte Ausgaben in Deutschland ermittelt (Weltersbach et al. 2021). Die Auswahl der Teilnehmenden der Telefon-Tagebuch-Studie basierte auf

Tabelle 4.16: Verteilung der Anglerausgaben nach CPA-Kategorien (Statistical Classification of Products by Activity, CPA) sowie relativer Anteil und Verhältnis von einheimischen und touristischen Anglern je Ausgabenkategorie (aus Strehlow et al. eingereicht).

CPA Kategorie	Anteil	Ausgaben in	M-V		Rest von Deutschland	
			Einheimische	Touristen	Einheimische	Touristen
49	1	Transport	1	0,5	0	0,5
55-56	1	Übernachtung	0,9	0,9	0,1	0,1
10-12	1	Verpflegung	0,9	0,9	0,1	0,1
50	1/3	Charter-Boote (Angelguiding)	1	1	0	0
74-75	1/3					
79	1/3					
77	1	Mietboot	1	1	0	0
30	2/3	eigenes Boot	1	0,2	0	0,8
33	1/3					
27	1/3	Ausrüstung	0,5	0,3	0,5	0,7
47	2/3					
13-15		Angelkleidung	0,5	0,3	0,5	0,7
93		Angellizenzen	1	0,6	0	0,4
18	0,5	Medien	0,5	0,6	0,5	0,4
59-60	0,5					
61	1/3	Sonstiges	0,5	0,5	0,5	0,5
62-63	1/3					
96	1/3					

einer bundesweiten Stichprobe von Angler:innen, die angegeben hatten, in den letzten 12 Monaten mindestens einen Tag an der Küste geangelt zu haben, bzw. planten, in den kommenden 12 Monaten dort angeln zu gehen. Die Teilnehmenden wurden gebeten, ihre Ausgaben für das Angeln quartalsweise über den Zeitraum von 12 Monaten anhand einer Reihe von Ausgabenkategorien zu dokumentieren. Die Ausgabenkategorien wurden anhand der Europäischen Güterklassifikation in Verbindung mit den Wirtschaftszweigen für eine anschließende Input-Output-Analyse eingeteilt (Leontief 1986). Um zwischen den Ausgaben in M-V und in den übrigen 15 Bundesländern (Rest von Deutschland) zu unterscheiden, wurden eine Reihe weiterer Annahmen zur Verteilung der Ausgaben innerhalb und außerhalb des Bundeslandes getroffen (Tabelle 4.16; Strehlow et al. eingereicht).

Am Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung in Dresden wurde eine regionalisierte Input-Output-Tabelle für M-V erstellt, um die wirtschaftlichen Auswirkungen des Angelns von Einheimischen und Tourist:innen in den Boddengewässern konkret abzuschätzen. Von dem zunächst mittels Input-Output-Analyse geschätzten sogenannten Produktionswert (Aggregat des Wertes aller in einem Sektor produzierten Güter und Dienstleistungen) wurden in einem zweiten Schritt die Vorleistungen (die Kosten für die produzierten Güter und Dienstleistungen) abgezogen, um die Bruttowertschöpfung (BWS) zu bestimmen, die die Boddenangler:innen in M-V und insgesamt in Deutschland generieren. Aus diesen Zahlen der IO-Analyse wurden dann Multiplikatoren abgeschätzt als Maß dafür, welche indirekten und induzierten Ausgaben ein direkt ausgegebener Euro in der Volkswirtschaft auslöst. Ebenso erfolgte eine Schätzung der direkten und der Gesamtausgaben je Vollzeitarbeitskraft. Auf Grundlage dieser aktuellen Werte (Stand 2020) wurden potenziell mögliche Ausgabeströme speziell im Angeltourismus auf Hecht hochgerechnet (Kapitel 4.2), um so das wirtschaftliche Potenzial des Hechtangelns an den Bodden abzuschätzen.

Aus volkswirtschaftlicher Sicht stellen die im Land M-V durch das Angeln ausgelösten Ausgabeströme wirtschaftliche Aktivitäten dar. Genauso zu bewerten sind die durch Einnahmen der Berufsfischerei ausgelösten Geldströme in der Wirtschaft. Diese Geldströme entstehen aufgrund der Nachfrage nach Fischereiprodukten durch die Fischer:innen, d. h. durch Vorleistungen und Ausgaben der Fischer:innen selbst. Die Fischer:innen haben durch ihre Verkaufserlöse Geldmengen zur Verfügung, die ihrerseits in Güter und Dienstleistungen (z. B. Fanggeräte, Versicherungen, Gehälter) investiert werden. In diesem Zusammenhang sind die in manchen Anglerkreisen kritisierten Verkäufe von Boddenhechten nach Polen volkswirtschaftlich besonders interessant, da diese Exporte für die Region neue Geldmittel generieren, die ohne die Fischerei nicht in der Wirtschaft M-Vs zirkulieren würden. Der Verkauf von Fisch ins Ausland ist volkswirtschaftlich äquivalent zum Angeltourismus zu sehen – beide Aktivitäten spülen Geld in das Bundesland, das ansonsten allein durch die Binnennachfrage nicht verfügbar wäre. Um die volkswirtschaftliche Bedeutung der Berufsfischerei so gut wie möglich mit der Angelfischerei zu vergleichen, wurden die Erlöse (aber ohne Subventionen) ebenfalls mit der regionalen IO-Tabelle ausgewertet. Es ist zu betonen, dass die errechneten Werte für die Fischer:innen Minimalschätzungen darstellen, da z. B. nicht alle durch Tourist:innen getätigten Ausgaben im Kontext der Nachfrage nach Küstenfisch abgebildet wurden.

## Ergebnisse und Diskussion

### Produktionswert und Bruttowertschöpfung des Boddenangelns

Die 2014/2015 durchgeführte Telefon-Tagebuch-Studie von Weltersbach et al. (2021) ergab, dass Boddenangler:innen in M-V 22,9 Mio. € und im Rest von Deutschland 15,1 Mio. € für das Angeln in den Boddengewässern ausgaben (38 Mio. € direkte Ausgaben insgesamt, Strehlow et al. eingereicht). Durchschnittlich pro Kopf waren es etwa 780 € pro



Tabelle 4.17: Direkte Ausgaben (in €) in Deutschland und M-V zusammen von Angler:innen, die in der Angelsaison 2014/2015 in Boddengewässern in M-V fischten, geschätzt aus einer Telefon-Tagebuch-Studie (umfragebasiert und hochgerechnet für die nördlichen Bundesländer, geschätzt und hochgerechnet für die südlichen Bundesländer).

	Boddenangler:innen	
	Einheimische	Touristen
Transport	750.607,00	4.157.195,00
Übernachtung	92.987,69	4.400.934,00
Verpflegung	160.476,00	3.138.775,00
Charter-Boote (Angelguiding)	171.968,75	319.409,70
Mietboot	204.288,40	2.221.618,00
eigenes Boot	2.079.173,50	4.118.995,00
Ausrüstung	1.818.240,90	6.669.122,00
Angelkleidung	515.557,60	1.434.031,00
Angellizenzen	760.629,30	1.082.240,00
Medien	126.300,16	564.579,10
sonstiges	1.787.024,50	2.001.014,50
<b>Gesamt</b>	<b>8.467.253,80</b>	<b>30.107.913,30</b>

Boddenangler:in und Jahr an direkten Ausgaben bzw. 605 € pro einheimische Boddenangler:in und 860 € pro Angeltourist:in und Jahr. Hinzu kommen die indirekten und induzierten Ausgaben, was sich zu 1.404 € Gesamtausgaben pro Angler:in und Jahr im Durchschnitt summierte. Insgesamt wurden im Untersuchungsjahr rund 49.000 Boddenangler:innen geschätzt, davon 35.000 Angeltourist:innen aus anderen Bundesländern und rund 14.000 einheimische Boddenangler:innen aus M-V. Den größten Anteil (73 %) an den angelbezogenen Ausgaben hatten die Tourist:innen, die in M-V 16,6 Mio. € für das Angeln in den Boddengewässern ausgaben. Die direkten Ausgaben für eigenes Angelgerät (Ruten und Rollen, Köder usw.) waren die wichtigste Ausgabenkategorie für Tourist:innen, die in den Boddengewässern angelten, während einheimische Angler:innen den größten Anteil ihrer direkten Kosten für das eigene Boot ausgaben (Tabelle 4.17). Die regional wirksamen direkten Ausgaben in M-V waren bei den Touristenangler:innen im Vergleich zu den einheimischen

Angler:innen am höchsten, insbesondere für Ausrüstung (rund 6,6 Mio. €), Übernachtungen (4,4 Mio. €), Transport (4,1 Mio. €), Verpflegung (3,1 Mio. €) und Mietboote (2,2 Mio. €).

Direkte Ausgaben von Angler:innen führen zu indirekten (nachgefragte Güter und Dienstleistungen durch Sektoren, die Anglerausgaben direkt erhalten) und induzierten Ausgabeströmen (nachgefragte Güter und Dienstleistungen durch Personen, die aus den direkten und indirekten Ausgaben Löhne erhalten). Diese Gesamtausgaben lassen sich aus der Input-Output-Rechnung bestimmen und führen zu einem errechneten Multiplikator direkter Anglerausgaben von 1,866. Nach den Ergebnissen des Input-Output-Modells generierten die Gesamtausgaben (inklusive indirekt und induziert) aller deutschen Boddenangler:innen einen Gesamtproduktionswert von 72,1 Mio. € pro Jahr in der deutschen Wirtschaft und stützten so rund 717 Vollzeit-Arbeitsplätze (Produktionswert inkl. indirekte und induzierte Ausgaben von 100.544 €/VZÄ bzw. direkte Ausgaben von 53.783 €/VZÄ, Tabelle 4.18). Ein ganzes Bündel unterschiedlicher Sektoren profitierte von den Ausgaben der einheimischen und touristischen Angler:innen. Die wichtigsten mit jeweils mehr als 1 Mio. € Produktionswert pro Jahr waren „sonstige Fahrzeuge“ (d. h. Boote), Einzelhandelsdienstleistungen (z. B. Angelgeschäfte), Transportsektor, der Reparatur- und Instandhaltungssektor sowie der Dienstleistungssektor (sportliche Aktivitäten). Bei den Angeltourist:innen waren die anteilig wichtigsten Sektoren mit jeweils mehr als 3 Mio. € Produktionswert der Einzelhandel (z. B. Angelgeschäfte), der Transportsektor, der Beherbergungssektor, der Sektor der Vermietung beweglicher Sachen (z. B. Mietboote), sonstige Fahrzeuge (d. h. Boote), der Nahrungs- und Verpflegungssektor sowie elektrische Ausrüstungen (Motoren, Echolote) (Tabelle 4.18).

Vom Produktionswert abzuziehen sind die Vorleistungen, was die Bruttowertschöpfung ergibt (Tabelle 4.19). Die Bruttowertschöpfung ist ein Maß für den im Produktionsprozess geschaffenen Mehrwert. Die Bruttowertschöpfung des Boddenangelns betrug deutschlandweit 34,1 Mio. € pro Jahr (Tabelle 4.19), darunter rund 20,4 Mio. € und 420 Arbeitsplätze nur im Land M-V (Abbildung 4.23). Angeltourist:innen, die in den Boddengewässern angelten, trugen

## Die soziale und ökonomische Seite des Boddenechts

Tabelle 4.18: Wirtschaftliche Auswirkungen (Produktionswert in €) und Beschäftigung in Vollzeitäquivalenten (VZÄ) je Produktionssektor in M-V und Deutschland auf Grundlage von Angler:innen, die in der Angelsaison 2014/2015 in Boddengewässern in M-V fischten, wie aus einer Telefon-Tagebuch-Studie geschätzt (umfragebasiert und hochgerechnet für die nördlichen Bundesländer, geschätzt und hochgerechnet für die südlichen Bundesländer).

Sektor-Bezeichnung	Einheimische		Tourist:innen	
	Produktionswert	Beschäftigtenzahl	Produktionswert	Beschäftigtenzahl
Erzeugnisse der Landwirtschaft, Jagd und Dienstleistungen	26.295	0	534.774	6
Forstwirtschaftliche Erzeugnisse und Dienstleistungen	1.149	0	3.185	0
Fische, Fischerei- und Aquakulturerzeugnisse	314	0	8.858	0
Kohle	1.754	0	13.306	0
Erdöl und Erdgas	325	0	2.063	0
Erze, Steine u. Erden, sonst. Bergbauerzeugn. u. Dienstleistg.	954	0	6.392	0
Nahrungs- und Futtermittel, Getränke, Tabakerzeugnisse	186.010	1	3.749.219	24
Textilien, Bekleidung, Leder- und Lederwaren	426.223	3	1.162.137	9
Holz, Holz-, Flecht-, Korb- und Korkwaren (ohne Möbel)	22.694	0	63.917	0
Papier, Pappe und Waren daraus	21.120	0	106.861	0
Druckereileistungen, bespielte Ton-, Bild- und Datenträger	132.297	1	567.506	5
Kokerei- und Mineralölerzeugnisse	19.858	0	185.941	0
Chemische Erzeugnisse	15.021	0	89.774	0
Pharmazeutische Erzeugnisse	16	0	103	0
Gummi- und Kunststoffwaren	18.804	0	119.303	1
Glas und Glaswaren	1.172	0	8.663	0
Keramik, bearbeitete Steine und Erden	9.662	0	31.232	0
Roheisen, Stahl, Erzeugn. der ersten Bearbeitung von Eisen und Stahl	13.354	0	168.619	0
NE-Metalle und Halbzeug daraus	3.453	0	45.371	0
Gießereierzeugnisse	20.773	0	100.281	1
Metallerzeugnisse	90.236	1	503.959	4
DV-Geräte, elektron. Bauelem. u. Erzeugn. f. Telekomm. u. Unterhaltg.	25.318	0	43.801	0
Mess-, Kontroll- u. ä. Instr. u. Einr., elektromed. Gerät., Datenträger	1.752	0	10.325	0
Elektrische Ausrüstungen	799.141	5	2.958.961	16
Maschinen	20.510	0	189.347	1
Kraftwagen und Kraftwagenteile	2.483	0	31.062	0
Sonstige Fahrzeuge	2.182.410	13	3.624.089	19
Herstellung von Möbeln und sonstigen Waren	3.581	0	18.649	0
Reparatur, Instandh. u. Installation v. Maschinen u. Ausrüstungen	1.123.363	6	2.022.038	10
Elektr. Strom, Dienstleistg. der Elektriz., Wärme- und Kälteversorg.	114.156	0	491.860	2
Industriell erzeugte Gase, Dienstleistungen der Gasversorgung	55.497	0	262.665	1

Tabelle 4.18: Fortgesetzt

	Boddenangler:innen			
	Einheimische		Tourist:innen	
Wasser, Dienstleistungen der Wasserversorgung	15.126	0	54.545	0
Dienstleistg. d. Abwasser-, Abfallentsorg. u. Rückgewinnung	18.971	0	90.891	1
Hochbauarbeiten	3.433	0	12.323	0
Tiefbauarbeiten	3.082	0	14.099	0
Vorb. Baustellen-, Bauinstallations- und sonstige Ausbauarbeiten	86.486	1	333.109	3
Handelsleistungen mit Kfz, Instandhaltung und Reparatur an Kfz	69.687	1	329.003	4
Großhandelsleistungen (ohne Handelsleistungen mit Kfz)	422.561	4	1.950.702	16
Einzelhandelsleistungen (ohne Handelsleistungen mit Kfz)	1.935.425	35	7.097.859	131
Landverkehrs- und Transportleistungen in Rohrfernleitungen	1.324.220	15	6.662.111	77
Schifffahrtsleistungen	92.209	0	176.632	1
Luftfahrtleistungen	2.161	0	14.542	0
Lagereleistungen, sonstige Dienstleistungen für den Verkehr	165.395	1	933.762	6
Post-, Kurier- und Expressdienstleistungen	91.560	1	305.315	5
Beherbergungs- und Gastronomiedienstleistungen	148.796	3	6.088.449	105
Dienstleistungen des Verlagswesens	26.303	0	99.311	1
Dienstleistg. v. audiovisuell. Medien, Musikverlag. u. RF-veranstaltern	105.710	1	492.608	3
Telekommunikationsdienstleistungen	911.021	3	1.149.032	4
IT- und Informationsdienstleistungen	926.867	9	1.170.805	11
Finanzdienstleistungen	80.679	0	372.471	2
Dienstleistungen von Versicherungen und Pensionskassen	27.355	0	245.318	1
Mit Finanz- und Versicherungsdienstleistg. verbundene Dienstleistg.	11.106	0	75.870	1
Dienstleistungen des Grundstücks- und Wohnungswesens	375.071	1	1.402.187	5
Dienstleistungen der Rechts-, Steuer- und Unternehmensberatung	130.086	1	595.212	5
Dienstleistg. v. Architektur- u. Ing.büros u. d. techn.,physik.U.suchung	60.909	1	274.864	3
Forschungs- und Entwicklungsleistungen	14.582	0	49.391	0
Werbe- und Marktforschungsleistungen	31.614	0	156.021	2
Sonst. freiberuf., wiss., techn. u. veterinärmedizinische Dienstleistg.	103.501	1	224.212	3
Dienstleistungen der Vermietung von beweglichen Sachen	486.448	2	4.294.500	19
Dienstleistungen der Vermittlung und Überlassung von Arbeitskräften	100.067	2	308.362	8
Dienstleistg. v. Reisebüros, -veranstaltern u. sonst. Reservierungen	149.169	1	391.258	2
Wach-, Sicherheitsdienstlg., wirtschaftl. Dienstleistg. a.n.g	176.381	3	626.106	13
Dienstleistungen der öffentlichen Verwaltung und der Verteidigung	48.311	1	189.050	2
Dienstleistungen der Sozialversicherung	44	0	180	0
Erziehungs- und Unterrichtsdienstleistungen	20.731	0	46.597	1

Tabelle 4.18: Fortgesetzt

	Boddenangler:innen			
	Einheimische		Tourist:innen	
Dienstleistungen des Gesundheitswesens	21.361	0	49.821	1
Dienstleistungen von Heimen und des Sozialwesens	0	0	0	0
Dienstleistungen der Kunst, der Kultur und des Glücksspiels	13.593	0	41.261	0
Dienstleistungen des Sports, der Unterhaltung und der Erholung	1.224.063	12	1.665.897	17
Dienstleistg. d. Interessenvertr., kirchl. u. sonst. Vereinigungen	23.703	0	91.934	2
Reparaturarbeiten an DV-Geräten und Gebrauchsgütern	4.494	0	17.840	0
Sonstige überwiegend persönliche Dienstleistungen	946.670	11	1.133.482	14
<b>Summe</b>	<b>15.738.645</b>	<b>146</b>	<b>56.351.194</b>	<b>571</b>

Tabelle 4.19. Bruttowertschöpfung (€) und Jobeffekte (Vollzeitäquivalente) der Angelfischerei an den Bodden nach Input-Output-Analyse.

		Einheimische	Tourist:innen	Summe
<b>Bruttowertschöpfung, €</b>	Art der Effekte aus der Input-Output-Analyse			
	<b>insgesamt</b>	7.554.357	26.553.746	<b>34.108.103</b>
	<b>direkter Effekt</b>	3.870.205	13.462.699	<b>17.332.904</b>
	<b>indirekter Effekt</b>	1.251.639	5.193.267	<b>6.444.907</b>
	<b>induzierter Effekt</b>	2.432.513	7.897.780	<b>1.033.0293</b>
<b>Jobs, Personen</b>	<b>insgesamt</b>	146	571	<b>717</b>
	<b>direkter Effekt</b>	82	342	<b>424</b>
	<b>indirekter Effekt</b>	21	89	<b>110</b>
	<b>induzierter Effekt</b>	43	140	<b>183</b>

dazu 78 % über ganz Deutschland bei; sie generierten deutschlandweit eine Bruttowertschöpfung von 26,5 Mio. € pro Jahr und 571 Arbeitsplätze (Tabelle 4.19). Zur Bruttowertschöpfung des Boddenangels nur in M-V von 20,4 Mio. € pro Jahr trugen die Angeltourist:innen an den Bodden 14,8 Mio. € bzw. 73 % bei. Von 420 Angel-induzierten Arbeitsplätzen im Land M-V waren Angeltourist:innen für etwa 315 Vollzeitäquivalente (VZÄ) verantwortlich (Abbildung 4.23, Abbildung 4.24). Rund 50 % der Angeltage an den Bodden sind Hechtangeltage (Arlinghaus et al. 2021). Die volkswirtschaftlichen Zahlen, die konkret auf das Hechtangeln zurückgehen, machen daher in etwa die Hälfte aus. Überschlagsartig erwirtschaftet das Hechtangeln eine Bruttowertschöpfung von rund 10,2 Mio. € jährlich und 210 Arbeitsplätzen im Land M-V. Drei Viertel davon gehen auf den Angel-tourismus zurück.

Aus den Input-Output-Analysen zur Angelfischerei kann überschlagsartig geschätzt werden, dass direkte Ausgaben der Angler:innen mit einem Multiplikator von 1,8688 (s.o.) zu Gesamtausgaben hochgerechnet werden können. Außerdem waren direkte Ausgaben von insgesamt rund 38 Mio. € durch die Angelfischerei für die Generierung von 717 Jobs in ganz Deutschland verantwortlich. Das entspricht rund 53.000 € an direkten Ausgaben durch Angler:innen je VZÄ. Mit diesen statistischen Kennzahlen kann überschlagsartig das maximale Wirtschaftspotenzial bei optimalen Angelerlebnissen aus der aktuellen Hechtanglerbefragung hochgerechnet werden (Kennzahlen in Kapitel 4.2). Aktuell geben Boddenhechtangler:innen im Mittel 1.190 € pro Person und Jahr aus. Bei unverändert rund 20.000 Boddenhechtangler:innen (40 % aller Boddenangler:innen) würde das einer direkten Gesamt-

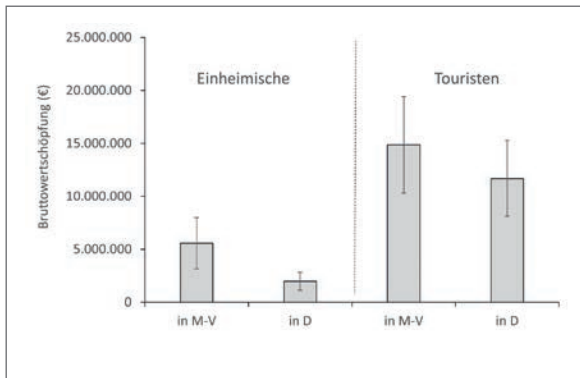


Abbildung 4.23: Bruttowertschöpfung der einheimischen und touristischen Angler:innen in M-V und in Deutschland, die in der Angelsaison 2014/2015 in Boddengewässern in M-V fischten. Die 2,5%- und 97,5%-Quantilen wurden auf Basis der 95%-Konfidenzintervalle aus dem Bootstrapping der hochgerechneten Ausgabenzahlen geschätzt (N = 10.000 Stichproben je Einwohnergruppe).

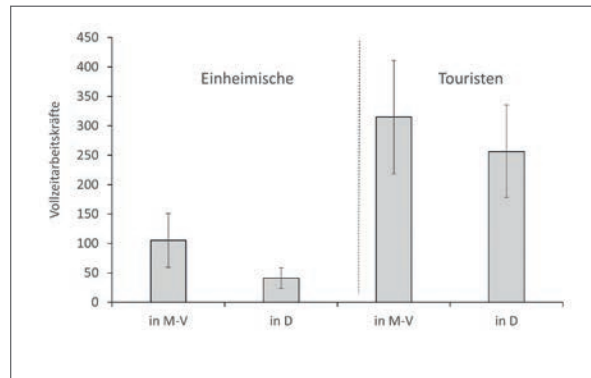


Abbildung 4.24: Beschäftigungseffekte in Form von Vollzeit-Arbeitskräften der einheimischen und touristischen Angler:innen an der Wirtschaft in M-V und in Deutschland, die in der Angelsaison 2014/2015 in Boddengewässern in M-V fischten. Die 2,5%- und 97,5%-Quantilen wurden auf Basis der 95%-Konfidenzintervalle aus dem Bootstrapping der hochgerechneten Ausgabenzahlen geschätzt (N = 10.000 Stichproben je Einwohnergruppe).

ausgabesumme von 23,8 Mio. € bzw. einer Gesamtausgabensumme (inkl. indirekt und induziert) von 44,4 Mio. € im Jahre 2022 entsprechen und einem Jobpotenzial von 449 Personen, die in 2022 nur vom Hechtangeln an den Bodden abhängen. Bei optimalen Fangerlebnissen wären Hechtangler:innen bereit, 2.230 € pro Angler:in und Jahr auszugeben (Kapitel 4.2). Das maximale mit dem Hechtangeln erreichbare Wirtschaftspotenzial kann dann mit 44,5 Mio. € direkten und 83,3 Mio. € Gesamtausgaben sowie 841 Arbeitsplätzen abgeschätzt werden, unveränderte Hechtanglerzahlen von 20.000 vorausgesetzt. Diese Hochrechnungen sind natürlich hochgradig unsicher, da die Geldflüsse von der Anglernachfrage abhängen und die auch durch viele weitere Faktoren (z. B. Entwicklungen in anderen Fanggebieten, Spritkosten, der Attraktivität des Hobbys Angeln und der Region) bedingt ist.

Die Daten implizieren, dass die wirtschaftlichen Effekte der Boddenangler:innen relevante Beiträge zur lokalen Wirtschaft in M-V leisten und leisten könnten. Das wird für spezialisierte Einzelunternehmen (z. B. Angelguides, bei Angler:innen beliebte Beherbergung) auch so sein; deren Zukunft hängt integral an der Attraktivität der Bodden für Hechtang-

ler:innen. Aktuell sind an den Bodden nach eigenen Recherchen 39 Guides aktiv, mindestens die Hälfte im Haupterwerb, aber die Angeltouristenzahlen sind rückläufig (Kapitel 2). Im Gesamtbild der Arbeitsplätze, die der Tourismus in M-V insgesamt bereitstellt, sind die Zahlen zur Wirtschaftskraft des Angelns aber eher untergeordnet. Nach Analysen des Deutschen Instituts für Wirtschaftsforschung beträgt die Bruttowertschöpfung des Tourismus in M-V insgesamt 4,1 Mrd. € und ernährt mehr als 131.000 Menschen (<https://www.regierung-mv.de/Landesregierung/wm/Presse/?id=119498&processor=processor.sa.pressemitteilung>). Für den angelabhängigen Tourismus ist ungeachtet dessen zu konstatieren, dass die wirtschaftlichen Effekte der Angelausgaben durch Touristenangler:innen, die 2014/2015 in den Boddengewässern in M-V angelten, viermal größer waren als die der einheimischen Angler:innen (s.o.). Diese Ergebnisse stehen im Einklang mit einer Studie von Lewin et al. (2021) zum Meeresangeln insgesamt, in der Daten aus einer Vor-Ort-Erhebung an der deutschen Ostseeküste verwendet wurden und ebenfalls ein hoher Anteil touristischer Angler:innen festgestellt wurde, die Entfernungen von mehr als 200 km zur Küste zurücklegten.

Es handelt sich bei dieser Studie hier und der von Lewin et al. (2021) um konservative Schätzungen, da sie auf erinnerten Ausgaben beruhen, bei denen Ausgabenkategorien als Gedächtnisstütze verwendet wurden. Es ist wahrscheinlich, dass nicht alle mit dem Angeln zusammenhängenden Ausgaben bei den Antworten berücksichtigt wurden, einschließlich gelegentlicher Einkäufe von nicht angelnden Begleitpersonen (Steinback et al. 1999). In der Tat liegen die mittleren direkten Ausgabemengen pro Angler:in in einer aktuellen Befragung (1.190 €, Kapitel 4.2) etwas höher als in der Studie von Weltersbach et al. (2021) (780 €), die hier berücksichtigt wurde. Natürlich sind auch Effekte der Inflation in diesen Zahlen integriert. Soll der Angeltourismus an den Bodden gesteigert werden, ist es wichtig, die Vorlieben der Angeltourist:innen zu kennen (Kapitel 4.3), um Angelerlebnisse zu gestalten, die für Angeltourist:innen attraktiv sind und deren Angelaufwand erhöhen. So kann die Nachfrage nach dem Angeln in den Boddengewässern aufrechterhalten oder gesteigert werden (Koemle et al. 2022). Ein weiteres Ziel des Tourismussektors könnte sein, die Aufenthaltsdauer von Angeltourist:innen zu erhöhen, um den volkswirtschaftlichen Nutzen zu steigern (Kauppila & Karjalainen 2012).

### Produktionswert und Bruttowertschöpfung der Berufsfischerei an der Küste

Während der Hecht für 40 % aller Boddenangler:innen zentrales Zielobjekt ist, stellt der Hecht für viele Fischer:innen, aber nicht für alle, einen Nebenfisch in einer Mehrartenfischerei dar (Kapitel 4.1, 5). In den Jahren 2008–2022 wurden von Berufsfischer:innen zwischen 62.000 und 209.000 € jährlich mit Hecht umgesetzt, was einem Erlösanteil von 0,98 bis 3,25 % der Betriebsumsätze entsprach (Tabelle 2.3 in Kapitel 2). In den Jahren 2020–2022 sind die Hechterlöse aus der Berufsfischerei wieder leicht steigend (2022: 112.000 €, 3,25 % Erlösanteil), was bei zurückgehenden Gesamtanlandungen auf ansteigende Hechtverkaufspreise für frisch gefangenen Boddenhecht (aktuell 3–4 €/kg) zurückgeführt werden kann (Abbildung 4.25, Dao et al. 2023). Die Wertschöpfung

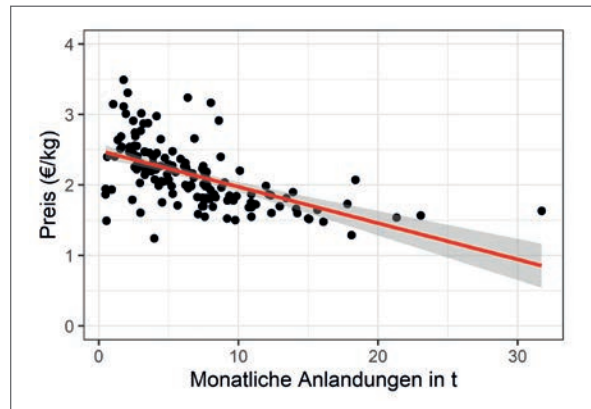


Abbildung 4.25: Zusammenhang zwischen monatlichen Hechtanlandungen und Marktpreisen für den Hecht (aus Dao et al. 2023).

des Hechts steigt wie bei anderen Fischen durch Veredelung und Vermarktung. Aktuell engagieren sich aber relativ wenige Boddenfischer:innen in der Direktvermarktung ihres Fangs, was die erreichbare Wertschöpfung für einzelne Fischereibetriebe senkt. Auf der anderen Seite verlangt eine effektive Direktvermarktung Investitionen in Verarbeitung, Lagerung und Vertrieb sowie in Verkaufspersonal, was nicht durch alle Einzelunternehmen unter den Boddenfischer:innen umsetzbar ist. Perspektivisch könnte die wirtschaftliche Bedeutung des beruflich gefangenen Hechts bei weiter rückläufigen Quoten für Dorsch und Hering weiter ansteigen.

Um die gesamte volkswirtschaftliche Bedeutung der Küstenfischerei in M-V mit dem Boddenangeln zu vergleichen, wurden für einen ähnlichen Zeitraum wie für die oben dargestellte Angelfischerei die Bruttowertschöpfung der gesamten Küstenfischerei mittels Input-Output Analysen berechnet. Als Eingangsausgaben, die in der regionalen Wirtschaft M-Vs zirkulieren, gingen in die Analyse die offiziellen Umsätze der Berufsfischereibetriebe im Erstverkauf ein. Im Jahre 2013 betrug die Bruttowertschöpfung der kommerziellen Küstenfischerei 9,8 Mio. €, was 184 Arbeitsplätze sicherte, 85 % davon direkt im Fischereisektor (Tabelle 4.20). Rund 3 % dieser Wirtschaftszahlen sind auf Fangaktivitäten in Bezug auf Boddenhechte zurückzuführen (310.000 € und sechs Arbeitsplätze). Die mit dem Hechtangeln an den Bodden in M-V verbundene Bruttowertschöpfung von

Tabelle 4.20: Bruttowertschöpfung und Jobeffekte (Vollzeitäquivalente) der Küstenfischerei in M-V nach Input-Output-Analyse auf Grundlage von offiziellen Betriebsumsätzen (Jahr 2013).

Art der Effekte aus der Input-Output-Analyse		Wert
alle Sektoren in M-V		
Bruttowertschöpfung, €	insgesamt	9.774.300
	direkter Effekt	5.726.000
	indirekter Effekt	546.600
	induzierter Effekt	3.501.700
Jobs, Personen	insgesamt	184
	direkter Effekt	119
	indirekter Effekt	10
	induzierter Effekt	55
nur Fischerei in M-V		
Bruttowertschöpfung, €	insgesamt	8.457.300
	direkter Effekt	5.154.000
	indirekter Effekt	273.400
	induzierter Effekt	3.029.900
Jobs, Personen	insgesamt	155
	direkter Effekt	103
	indirekter Effekt	5
	induzierter Effekt	47

10,2 Mio. € und 210 Arbeitsplätzen in M-V überstieg die der Berufsfischerei auf Hecht um das etwa 32- bis 35-Fache. Und auch die Bruttowertschöpfung des artübergreifenden Boddenangelns für das Land M-V (rund 20 Mio. €, Abbildung 4.23) war in etwa doppelt so groß wie die Bruttowertschöpfung der gesamten Küstenfischerei in M-V (rund 10 Mio. €, Tabelle 4.20). Zählt man die sonstigen Meeresangler:innen hinzu, verschiebt sich das Verhältnis weiter zugunsten der Angelfischerei. Es ist zu konstatieren, dass im Sinne der Bruttowertschöpfung die Küstenangelfischerei in M-V wirtschaftlich bedeutender ist als die Berufsfischerei.

Allerdings muss mit einem großen „Aber“ darauf hingewiesen werden, dass die direkte Vergleichbarkeit der Wirtschaftszahlen erheblich eingeschränkt ist. Denn während die Bruttowertschöpfung der Angelfischerei aufgrund der in den Tagebuchdaten

wahrscheinlich überrepräsentierten hochaktiven Angler:innen und der vollständigen Einrechnung aller mit der Aktivität ausgelösten Ausgaben wahrscheinlich eine Obergrenze der Wirtschaftseffekte darstellt, sind die Zahlen für die Berufsfischereidaten eine Minimalschätzung. Mehrere Gründe spielen eine Rolle. Erstens basieren die Analysen auf verpflichtenden Monatsmeldungen der Fischereibetriebe. Es ist möglich, dass die Fischer:innen einen Teil der Hechtanlandungen nicht melden, weil dies aus verschiedenen Gründen in den meisten Fischereigebieten weltweit vorkommt (IUU). Möglich ist auch, dass gerade Fische, die direkt vermarktet werden (z. B. Verkauf vom Boot), weniger oft gemeldet werden. Und gerade in der Direktvermarktung werden häufig höhere Preise erzielt als beim Verkauf an den Großhandel. Zweitens basiert die Hochrechnung der Bruttowertschöpfung ausschließlich auf Umsätzen mit dem Verkauf von Fisch im Erstverkauf für Berufsfischer:innen. Andere mögliche Ausgaben, z. B. von Tourist:innen, für die das fischereiliche Ambiente einen wichtigen Grund bei der Urlaubszielwahl darstellt und die neben dem Fisch auch Ausgaben in Beherbergungen oder Restaurants realisieren, sind unberücksichtigt. Dies kann zu größeren Unterschätzungen der Bruttowertschöpfung der Berufsfischerei an der Küste in M-V führen. Es ist aber unwahrscheinlich, dass sich das Ergebnis spezifisch für den Hecht verändern würde. Hier ist die volkswirtschaftliche Bedeutung des Hechtangelns deutlich größer einzuschätzen als die der beruflichen Hechtfischerei. Einschränkend ist erneut auf das in der Corona-Pandemie abnehmende Interesse am touristischen Hechtangeln hinzuweisen. Es ist unwahrscheinlich, dass die 2014/2015 dokumentierten wirtschaftlichen Zahlen zur Angelfischerei aktuell (2022) zutreffen und es ist unklar, ob diese Wirtschaftshöhen auch wieder erreicht werden können.

#### Kritik an volkswirtschaftlichen Rechnungen

Die oben vorgelegte volkswirtschaftliche Analyse zum Wirtschaftswert des Boddenhechts stellt eine einseitige Perspektive auf „den Wert“ einer bestimmten Nutzung dar, wie im Detail in Edwards (1991) so-

wie Parkkila et al. (2010) erläutert wird. Die volkswirtschaftlichen Effekte (economic impact) sind reine Markttransaktionen in der Volkswirtschaft, sie sind nicht gleichbedeutend mit Wohlergehen/Nutzen. Sie sind vor allem auch nicht gleichbedeutend mit dem Konzept des ökonomischen Wertes (economic value), der den Nutzen darstellt, den Einzelpersonen (Fischkonsument:innen, Fischer:innen, Angler:innen usw.) aus der Nutzung bzw. Nichtnutzung von Fischen ziehen. Beispielsweise sind Ausgaben, die volkswirtschaftlichen Input-Output-Analysen zugrunde liegen, aus Sicht der Angler:innen Kosten, die den Nutzen, den Angler:innen aus der Aktivität erfahren, reduzieren. Ausgaben reduzieren daher die Wohlfahrt aus Sicht der Angler:innen, statt sie zu steigern. Der Nettotonutzen als Maß der Qualität bzw. der Nutzen des Angelerlebnisses für die einzelnen Angler:innen ist konzeptionell die maximale Zahlungsbereitschaft für das Angeln abzüglich der tatsächlichen Kosten. Anders betrachtet, setzt sich der gesamte ökonomische Nutzen des Angelns zusammen aus den Ausgaben (die als eine Minimalschätzung für die Bedeutung der Aktivität für Angler:innen angesehen werden kann, sonst wären sie nicht bereit, diese Ausgaben zu tätigen) und der zusätzlichen, nicht auf Märkten gehandelten Zahlungsbereitschaft für den Genuss des Angelns. Letztgenannte (hypothetische) Zahlungsbereitschaften sind in Kapitel 4.3 im Detail sowie in Koemle et al. (2022) für unterschiedliche Boddenhechtanglertypen ausgeführt. Sie schwanken je nach Anglertyp stark. So beträgt die Zahlungsbereitschaft als Maß des persönlichen Nutzens für den zusätzlichen Fang eines Boddenhechts zwischen 0 € (kein Nutzen für Angler:in), 12,1 € und 134 € pro Angler:in, wobei die Werte bei spezialisierten und stärker involvierten Hechtangler:innen ansteigen. Ein weiteres Beispiel ist der Nutzen, der bei einer erhöhten Fangwahrscheinlichkeit eines Meterhechtes alle fünf Tage entsteht. Dieser schwankt je nach Anglertyp zwischen 0,6 € (generalisierte Angler:innen ohne Hechtpräferenz) bis 200 € (hochspezialisierte Boddenhechtangler:innen). Hochspezialisierte Angler:innen würden demnach aus dem Fang

eines großen Hechtes an einem Angeltag einen Nutzen ziehen, der den mittleren jährlichen Ausgaben von im Durchschnitt 1.190 € + 200 € zusätzliche Zahlungsbereitschaft = 1.390 € entspricht. Der Nutzen des Hechts für die Bevölkerung kann hingegen mit der mittleren Zahlungsbereitschaft zum Kauf von Hechten (z. B. im Markt) abgeschätzt (z.B. 4 €/kg Hecht frisch oder auch mehr für verarbeiteten oder zubereiteten Hecht) und dann auf alle Fischkonsument:innen hochgerechnet werden. Der Nutzen des Hechts für die Berufsfischerei entspricht hingegen dem ökonomischen Ertrag (Erlöse – Kosten). Die volkswirtschaftlichen Hochrechnungen nutzen nur die Flüsse von Ausgaben zur Bewertung, was nicht gleichbedeutend ist mit dem Nutzen, den die Aktivität für einzelne Menschen (Angler:innen, Konsument:innen, Fischer:innen) stiftet.

Volkswirtschaftliche Hochrechnungen sind außerdem deswegen begrenzt in ihrer Aussagekraft, da sie „Wert“ ausschließlich an Einkommens- und Arbeitplatzeffekten festmachen. Was ist aber, wenn die Arbeitsbedingungen an einer Arbeitsstelle schlecht sind? Das wird durch die Input-Output-Analyse nicht bewertet. Außerdem werden eine Reihe weiterer, gerade sozialer und kultureller Werte, aber auch psychologischer Werte in Einkommenseffekten nicht abgebildet. Beispielsweise entsteht der Wert der Berufsfischerei nicht alleine durch Ausgabenströme, die von den gefangenen und gehandelten Fischen ausgelöst werden. Ein Wert der Berufsfischerei kann z. B. auch kultureller oder handwerklicher Natur sein, was sich nur schwierig bis gar nicht monetär ausdrücken lässt. Der Wert eines Fischereibetriebes kann auch darin liegen, dass die Fischer:innen Kenntnisse und Fertigkeiten besitzen, die ansonsten in der Gesellschaft nicht mehr zu finden sind, z. B. in der Observation von Küstenveränderungen oder im Fang von Fischen für die Forschung. Überdies kann ein volkswirtschaftlicher Wert auch durch Küstentourismus entstehen, wenn dadurch Ausgaben realisiert werden, die direkt und indirekt mit der Küstenberufsfischerei zusammenhängen. Viele Tourist:innen wählen etwa eine Region als Urlaubsdestination, weil



sie ein fischereiliches Flair hat. Die Ausgaben dieser Tourist:innen, die möglicherweise wegen der Fischerei in eine Region fahren, werden sich aber nicht in den Einnahmen und Ausgaben der Fischer:innen selbst manifestieren und ihnen also durch reine Umsatzanalysen auch nicht zugeordnet. Die Evidenz solcher touristischer Werte für die Berufsfischerei ist in der wissenschaftlichen Literatur allerdings widersprüchlich: Während Ropars-Collet et al. (2017) positive Zahlungsbereitschaften für die Präsenz von Fischerbooten an der belgischen, französischen und britischen Küste errechneten, fanden Andersson et al. (2021) keine erhöhte Anzahl an Nächtigungen in Orten mit erhöhter fischereilicher Aktivität.

Analog zur Berufsfischerei kann die Angelfischerei Werte haben, die nicht mittels Ausgaben ausgedrückt werden, wie soziokulturelle, soziale oder gesundheitliche Werte (Parkkila et al. 2010). Gleiches gilt für die Bereitstellung eines touristischen Werts mit Hilfe von Anglerbooten sowie für die mögliche Bereitstellung von Daten (Beobachtungen von Küstenveränderungen & biologische Daten), die im Rahmen der Angeltätigkeit gesammelt und als Bürgerwissenschaftler:innen bereitgestellt werden. Auch sind die ökologischen Werte relevant, die nicht mit dem Fang an sich in Zusammenhang stehen, z. B. der Beitrag der Angelfischerei zu Aktivitäten, die den Fortbestand von Lebensräumen oder den Artenschutz betreffen (Granek et al. 2008). Volkswirtschaftliche Hochrechnungen sind daher nur sehr begrenzte Maßzahlen für den „Wert“ einer Nutzungsform (Scheufele & Pascoe 2022).

Obwohl in der öffentlichen Diskussion volkswirtschaftlichen Rechnungen viel Bedeutung beigemessen wird und der Verlust z. B. des eigenen Arbeitsplatzes natürlich für den Einzelnen ein schweres Schicksal ist, soll noch einmal daran erinnert werden, dass Geldflüsse an sich kein methodisch sauberes Maß für die Qualität eines Gutes oder die soziale Bedeutung einer Wirtschaftsweise darstellen. Beispielsweise integrieren solche Zahlen nicht die Auswirkungen einer Aktivität auf den Fischbestand oder die Umwelt als Ganzes. Volkswirtschaftliche Zahlen

sagen auch nicht, wie gut z. B. aktuell ein Angelerlebnis ist, wie hoch die Konkurrenz um Ressourcen ist und welcher Sektor ökonomisch gesehen zu bevorzugen wäre (Edwards 1991). Daraus folgt, dass Umsatzargumente Industrien oder Maßnahmen bevorzugen können, die im Extremfall die Umwelt zerstören. Man stelle sich die Situation vor, dass die Bodden durch einen Ölunfall stark kontaminiert seien. Zur Aufbereitung und Wiederherstellung des Ursprungszustands würde sich ein neuer Umwelttechnologiesektor an den Bodden ansiedeln. Dieser Sektor würde sehr hohe Geldflüsse bei der Nachfrage nach Gütern und Dienstleistungen in der Region auslösen, um über mehrere Jahre, vielleicht sogar Jahrzehnte die Bodden zu sanieren. Niemand würde daraus schlussfolgern, dass wegen der hohen volkswirtschaftlichen Einkommenseffekte die Umwelttechnologie eine bessere Nutzung der Boddenökosysteme darstellte als eine fischereiliche Nutzung (Edwards 1991). Das ist ein extremes Beispiel. Aber es leuchtet nicht unmittelbar ein, warum höhere Ausgaben für ein Kilogramm Hecht aus angeltouristischem Fang sozial gesehen wertvoller sein sollten als eine geringere Geldmenge, die ein beruflich gehandelter Hecht im Großhandel einbringt. Unter anderem bleibt – wie oben bereits angedeutet – in einer ausschließlich ausgabengetriebenen Debatte unklar, wie welche Gesamtwohlfahrt in sozialer Hinsicht aus unterschiedlichen Aktivitäten erwächst. Politische Entscheidungsbefugte und raumplanende Organisationen könnten sich vielmehr die Frage stellen: Durch welche Verteilung von Boddenhechten würde die größte Gesamtwohlfahrt für die Region bei den geringsten Umweltkosten erreicht? Eine rein volkswirtschaftliche Gesamtrechnung, die lediglich Ausgabenströme zwischen einzelnen Sektoren bewertet, wird diese entscheidende Frage nicht klären können.

Vertretende des Umsatzarguments übersehen, dass die Wohlfahrtsökonomie nicht die volkswirtschaftlichen Geldflüsse als Maß des ökonomischen Wertes einer Wirtschaftsform ansetzt, sondern die sogenannten Konsumenten- und Produzentenrenten. Diese sind Maßzahlen für die individuellen Nutzen,

die eine bestimmte Nutzungsweise, bzw. im Fischbeispiel eine bestimmte Allokation von knappen Gütern (hier Hechte), bei Menschen auslöst. Ein geeignetes Maß für die Nutzen der Aktivität ist bei Angler:innen die Qualität des Angelerlebnisses und die beim Angeln erprobte Zufriedenheit, bei Fischer:innen das Einkommen, das durch den Verkauf von Fischen auf Märkten abzüglich Kosten entsteht, und bei Fischkonsument:innen der Preis beim Kauf der Fische auf dem Markt. Die Qualität des Angelerlebnisses wird nur teilweise auf Märkten gehandelt (z. B. Angelkarten), sodass keine vollständigen Marktpreise als Maß für die Güte des Angeltags existieren. Stattdessen kann der individuelle Nutzen, den Angler:innen beim Angeln erfahren, wie bereits erwähnt als maximale Zahlungsbereitschaft abzüglich der eigentlichen Angelkosten gemessen werden (Kapitel 4.3). Diese Konsumentenrente ist ein Maß des ökonomischen Wertes für das Individuum und damit ein Maß der Bedeutung des Angelns für Angler:innen: Je besser das Angelerlebnis (z. B. höhere Fänge, größere Fische, ungestörte Umwelt), desto höher ist die Zahlungsbereitschaft der Angler:innen. Die Nettozahlungsbereitschaft ist umso größer, je geringer die Kosten sind, die Angler:innen für das Boddenangeln zahlen müssen (Anfahrt, Geräte, Küstenangelkarten). Angelausgaben sind also *Kosten* (Wohlfahrtsverluste) und *keine Nutzen* aus wohlfahrtsökonomischer Sicht.

Auch Berufsfischer:innen erfahren ökonomische Werte, sogenannte Produzentenrenten, was nicht gleichzusetzen ist mit Erlös, sondern die Differenz aus Erlös und Kosten umfasst (Kosten, die die Fischer:innen zum Fang der Fische aufbringen müssen zzgl. Opportunitätskosten aus Kapital und Zeit). Optimale Ressourcenverteilungen bestimmen sich der Wohlfahrtsökonomie zufolge aus der Zuteilung und Bewirtschaftung der Hechte in einer Weise, dass die Konsumenten- und die Produzentenrenten zusammengenommen maximiert werden (Edwards 1991). Umsatzargumente spielen in dieser wohlfahrtsökonomischen Perspektive keine Rolle, sie können sogar, wie im extremen Umweltverschmutzungsbeispiel, zu absurden Allokationsentscheidun-

gen führen. Künftige Forschungsarbeiten an den Bodden sollten sich den übergeordneten Fragen der ökonomischen Bewertung der Küstenfischbestände verstärkt zuwenden.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Rein volkswirtschaftlich aus der Sicht des Bundeslands M-V betrachtet ist das Hechtangeln heute als 32-fach bedeutsamer einzuschätzen als das berufliche Fischen auf Hecht in den Bodden, wobei aus methodischen Gründen die Bedeutung der Küstenfischerei unterschätzt ist. Akteursgruppen wie Touristikern oder Naturschutzverwaltungen ist mit Blick auf die regionale Wertschöpfung zu empfehlen, Management- und Entwicklungsentscheidungen in einer Weise zu fällen, die die Bedürfnisse auch von Angeltourist:innen oder von Sektoren, die vom Angeltourismus abhängen (wie Guides), berücksichtigen. Dabei sind die Konfliktpotenziale mit heimischen Angler:innen und mit Fischer:innen mitzudenken. Bei einer Bruttowertschöpfung von 20 Mio. € und mehr als 200 Arbeitsplätzen in M-V ist das Boddenhechtangeln ökonomisch relevant, insbesondere für spezialisierte Unternehmen wie Guides. Da das Hechtangeln vor allem in der kälteren Jahreszeit stattfindet, unterstützt dies die Wirtschaftsaktivitäten der Beherbergung und andere Dienstleistungen in einer Zeit, in der ansonsten im Raum Rügen eher geringe touristische Aktivitäten stattfinden.

## 4.5 Durch Nutzungsgruppen wahrgenommene Umwelt- und Bestandsveränderungen an der Küste

Dieter Koemle, Dominique Niessner & Robert Arlinghaus

### Kontext

Das lokale ökologische Wissen, das Fischer:innen und Angler:innen aufgrund oft jahrelanger Erfahrung mit den lokalen Bedingungen mitbringen, kann eine wichtige Ressource für die Bewirtschaftung sein.

Werden Fischer:innen und Angler:innen gemeinsam zum gleichen Sachverhalt befragt, gibt dies Aufschluss darüber, wo sich die Perspektiven der beiden Akteursgruppen gleichen bzw. unterscheiden. Dies kann helfen, Konflikte zu verstehen und bessere Kommunikationsstrategien zu entwickeln. Dieses Unterkapitel präsentiert die wahrgenommene Umweltentwicklung zu Schlüsselaspekten der Boddenökologie, speziell der Ökologie und Entwicklung der Boddenhechtbestände, aus Sicht von Berufsfischer:innen und Angler:innen.

**Methodik**

Dieses Kapitel verbindet die in den zwei Umfragen (die Online-Befragung von Angler:innen und die Brief-Umfrage bei Fischer:innen) erhobenen Daten.

Die Ergebnisse der Angler:innenumfrage wurden hierfür gewichtet (Kapitel 4.2). Im Fokus stehen Fragenblocks zu Fischbeständen, Prädatoren, Zugangsbeschränkungen und sonstigen Umweltfaktoren. Diese wurden von den Teilnehmenden jeweils auf einer fünfstufigen Skala von „stark gesunken“ über „unverändert“ bis „stark gestiegen“ bewertet.

**Ergebnisse**

Fischer:innen und Angler:innen wurden nach ihrer Einschätzung von Umweltveränderungen sowie Änderungen in Regulierungen und Bewirtschaftung gefragt. Dabei waren sich Fischer:innen und Angler:innen mehrheitlich (> 50 %) einig, dass die Bestandsgrößen der Hechte an den Bodden, der Meterhechte sowie die Bestände der Heringe (*Clupea*

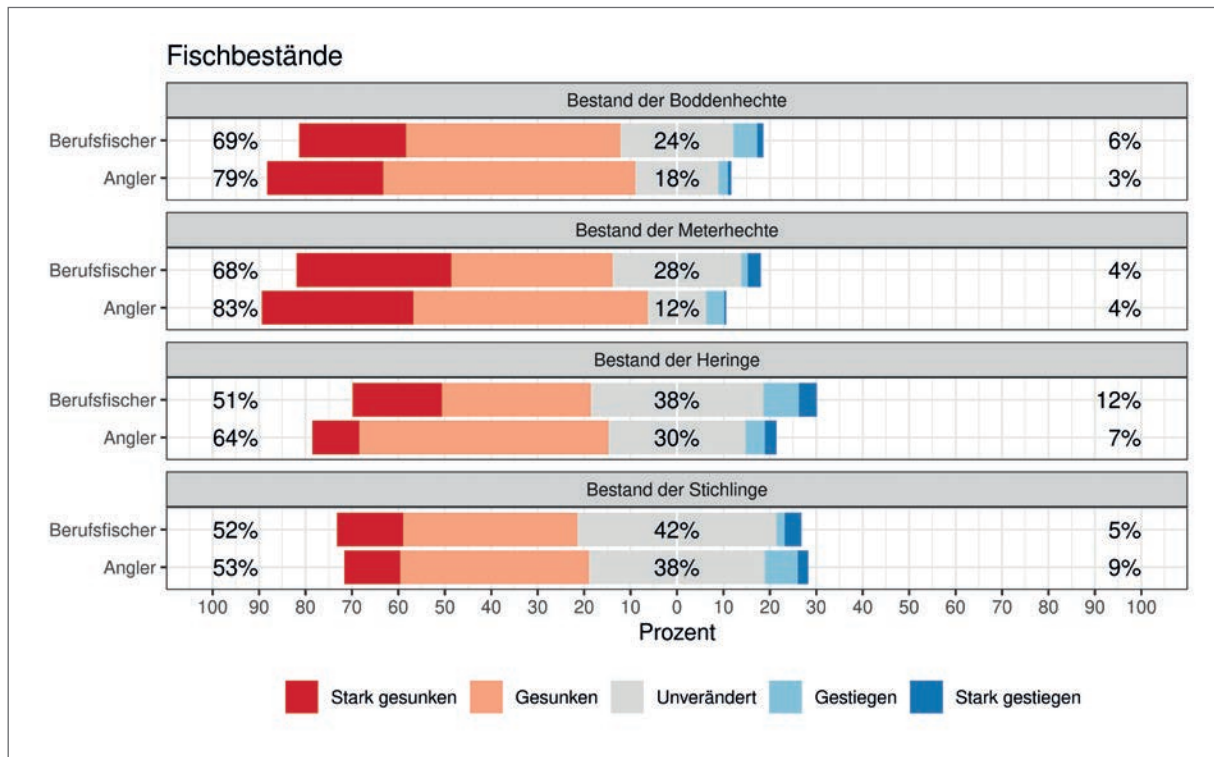


Abbildung 4.26: Wahrgenommene Veränderungen von Fischbeständen an den Bodden aus Sicht von 120 Berufsfischer:innen und 916 Angler:innen. Die Prozentangaben fassen jeweils stark gesunken/gesunken (links), unverändert (mitte) bzw. gestiegen/stark gestiegen (rechts) zusammen.

harengus) und Dreistachligen Stichlinge (*Gasterosteus aculeatus*) rückläufig waren (Abbildung 4.26). Als besonders dramatisch wurde der Rückgang der Meterhechtbestände wahrgenommen: 83 % der Angler:innen bzw. 68 % der Fischer:innen registrierten einen gesunkenen oder stark gesunkenen Bestand. Diese Umfrageergebnisse stimmen mit bestandskundlichen Analysen überein (van Gemert et al. 2022). Auch die Frühjahrsheringe zeigen nach Analysen des ICES (2021, 2022) und des Thünen-Instituts für Ostseefischerei (Polte et al. 2021) in der gesamten Ostsee rückläufige Bestände.

Angler:innen und Fischer:innen zeigten Einigkeit in ihrer Wahrnehmung der Entwicklung von Kormoran- und Kegelrobbenbeständen an den Bodden. Mehr als 72 % der Angler:innen und mehr als 93 % der Fischer:innen schätzten deren Bestände als gestiegen oder stark gestiegen ein (Abbildung 4.27). Die Fischer:innen nahmen den Bestandsanstieg signifikant stärker wahr als die Angler:innen. Unabhängige Zähldaten bestätigen, dass insbesondere die Kormorane (Winkler et al. 2014a,b), aber in den letz-

ten Jahren auch die Kegelrobben stark ansteigende Bestände an den Bodden (insbesondere Greifswalder Bodden) und an der Küste in M-V als Ganzes aufweisen (Westphal 2019, Arlinghaus et al. 2023a). Kegelrobben sind insbesondere für die Stellnetzfischerei ein Problem, weil sie Fische aus den Netzen entnehmen oder verletzen (Varjopuro 2011).

Die Wahrnehmung von Zugangsbeschränkungen (Abbildung 4.28) unterschied sich zwischen Angler:innen und Fischer:innen vor allem hinsichtlich des Zugangs für Angler:innen. Mehrheitlich empfanden Angler:innen die Zugangsbeschränkungen als gestiegen oder stark gestiegen.

Für den Süßwasserfisch Hecht stellt der Salzgehalt eine physiologische Schranke für ein erfolgreiches Aufkommen dar. Sowohl Fischer:innen als auch Angler:innen waren mehrheitlich der Meinung, dass der Salzgehalt der Bodden über die letzten Jahre unverändert geblieben ist. Das entspricht auch unabhängigen Messdaten, in den letzten Jahren ist der mittlere Salzgehalt in vielen Bodden sogar leicht zurückgegangen (Kapitel 1).

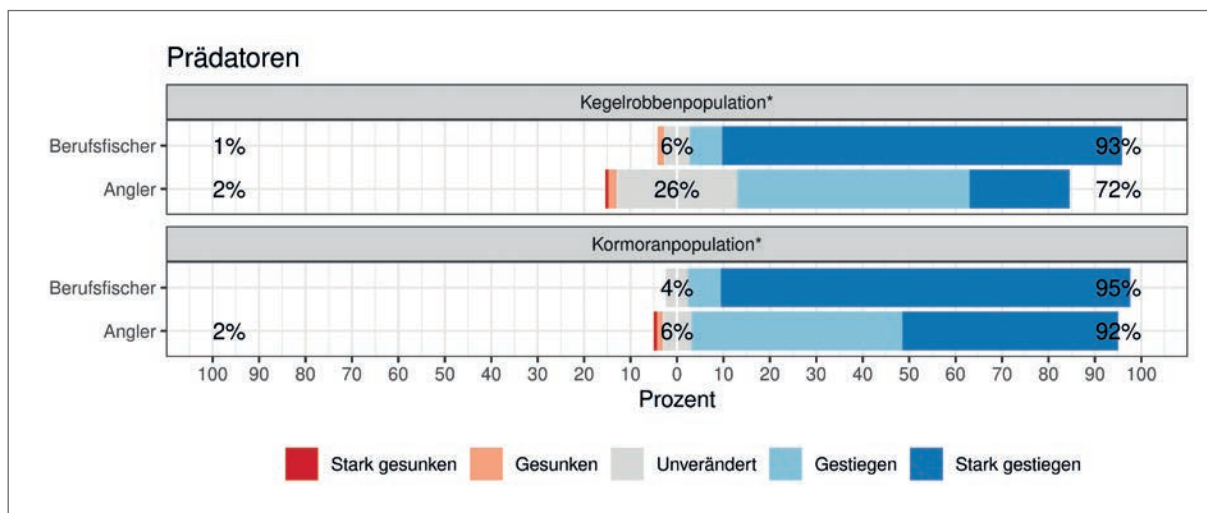


Abbildung 4.27: Wahrnehmere Veränderungen der Kormoran- und Kegelrobbenbestände an den Bodden aus Sicht von 120 Berufsfischern und 916 Angler:innen. Sternchen markieren signifikante Unterschiede. Die Prozentangaben fassen jeweils stark gesunken/gesunken (links), unverändert (mitte) bzw. gestiegen/stark gestiegen (rechts) zusammen.

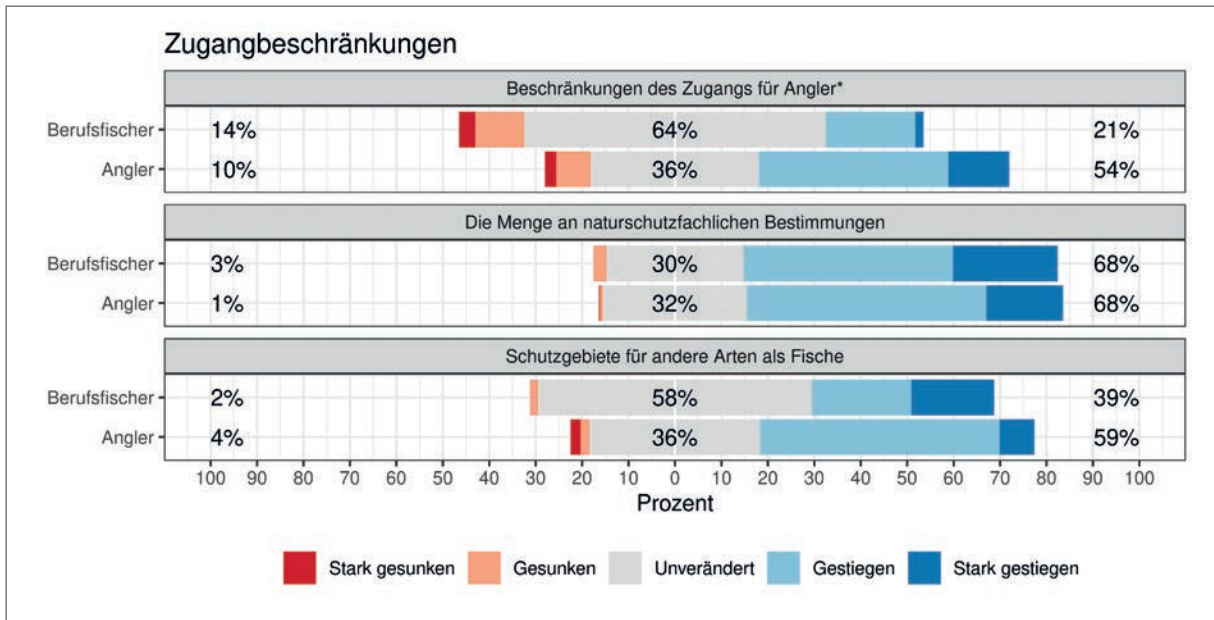


Abbildung 4.28: Wahrgenommene Veränderungen von Zugangsbeschränkungen an den Bodden aus Sicht von 120 Berufsfischern und 916 Angler:innen. Sternchen markieren signifikante Unterschiede. Die Prozentangaben fassen jeweils stark gesunken/gesunken (links), unverändert (mitte) bzw. gestiegen/stark gestiegen (rechts) zusammen.

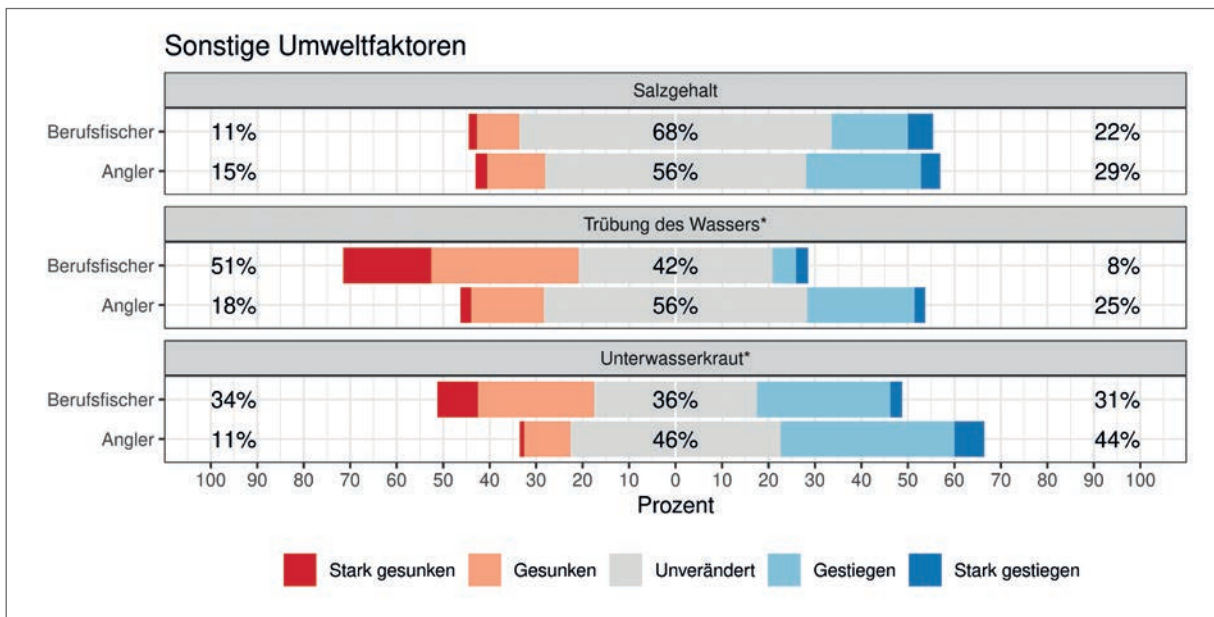


Abbildung 4.29: Wahrgenommene Veränderungen von Umweltfaktoren an den Bodden aus Sicht von 120 Berufsfischern und 916 Angler:innen. Sternchen markieren signifikante Unterschiede. Die Prozentangaben fassen jeweils stark gesunken/gesunken (links), unverändert (mitte) bzw. gestiegen/stark gestiegen (rechts) zusammen.

Unterschiedlich wurden von Angler:innen und Fischer:innen Indikatoren der Eutrophierung der Bodden wahrgenommen. Mehrheitlich (51 %) empfanden die Berufsfischer:innen ein Aufklaren der Bodden (d. h. einen Rückgang der Trübung), während die Mehrheit der Angler:innen (56 %) den Trübungsgrad der Bodden als unverändert wahrnahm (Abbildung 4.29). 44 % der Angler:innen empfanden den Krautbewuchs als eher ansteigend, während ein signifikant geringerer Anteil von nur 31 % der Fischer:innen eine ähnliche Entwicklung feststellte.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Trotz kleiner Unterschiede in den relativen Häufigkeiten schätzten die Küstenfischer:innen und die Boddenangler:innen viele Entwicklungen der Bestände und Umweltfaktoren ähnlich ein. Ähnliche Perspektiven herrschten z. B. hinsichtlich des Rückgangs wesentlicher Fischbestände oder des Anstiegs der Prädatorenbestände. Auch unabhängige bestandskundliche und sonstige Umweltdaten korrespondieren stark mit den Einschätzungen der Angler:innen und Fischer:innen (van Gemert et al. 2022). In qualitativen Einzelbefragungen dokumentierte Unterschiede in den Perspektiven von Angler:innen und Fischer:innen, z. B. zur Frage, ob der Boddenhechtbestand rückläufig sei oder nicht (Vogt 2020), sind in der größeren Stichprobe dieser Studie nicht nachweisbar. Daher sind Entscheidungsträger gut beraten, Einzelmeinungen auch als solche zu betrachten und daraus nicht fälschlicherweise auf die Gesamtheit aller Fischer:innen oder Angler:innen zu schließen. Eine weitere Schlussfolgerung ist, dass repräsentative Umfragedaten unter Fischer:innen und Angler:innen als Trendindikatoren durchaus belastbar sein können, da sie hier mit objektiven Bestands- und Monitoringdaten gut korrespondiert haben. Sie könnten daher ein Stück weit unabhängige Analysen substituieren oder zumindest ergänzen. Das ist insbesondere dann relevant, wenn, wie an den Bodden der Fall, historische Daten fehlen und diese auch nicht mit objektiven Daten rekonstruierbar sind. In solchen Fällen kann das umfangreiche Praktikerwissen von Angler:innen und Fischer:innen

als Grundlage wissenschaftlicher Einschätzungen dienen und in die Ableitung von Bewirtschaftungsempfehlungen einfließen (Neis et al. 1999, Aswani & Hamilton 2004, Melnychuk et al. 2017, Aminpour et al. 2020).

## 4.6 Konfliktanalyse in der Boddenhechtfischerei

Robert Arlinghaus, Alena Vogt, Dieter Koemle & Carsten Riepe

### Kontext

Konflikte in der Fischerei, z. B. zwischen Berufsfischer:innen und Angler:innen oder zwischen Fischerei und Naturschutz, sind aus vielen Fanggebieten rund um den Globus bekannt (Kearney 2001, Harrison & Loring 2014, Boucquey 2017,). Häufig handelt es sich um Verteilungs(Allokations)-konflikte hinsichtlich begrenzter fischereilicher Ressourcen oder Fanggebiete (Charles 2000). Daneben gibt es auch Normen- und Wertekonflikte, z. B. wenn unterschiedliche Akteure unterschiedliche Ziele, Vorstellungen und Verhaltensweisen zeigen, die mit den Vorstellungen anderer in Konflikt geraten. Konflikte sind immer in der Bewirtschaftung relevant, selbst wenn sie keine messbare Grundlage in der fischereilichen Realität haben, sondern eher auf unterschiedliche Wahrnehmungen, Bewertungen, Überzeugungen usw. der beteiligten Akteure zurückgehen.

Dieses Kapitel beschreibt die Genese und Begründung von Konflikten in der Boddenfischerei auf Hecht. Neben theoretischen Erwägungen werden aktuelle Daten qualitativer und quantitativer Interviews mit Fischer:innen und Angler:innen sowie weiteren Anspruchsberechtigten sowie Exzerpte aus Medien- und Diskursanalysen präsentiert. Konflikte in der Fischerei lassen sich einteilen in solche, die sich mit Verteilungsfragen innerhalb des Fischereisektors (z. B. zwischen Angler:innen und Fischer:innen) und zwischen verschiedenen Sektoren (z. B. Fischerei und Naturschutz) beschäftigen, die mit juristischen

und verwaltungsbezogenen Aspekten (z. B. in Bezug auf Fischereirechte) zu tun haben oder die ein Resultat von Managementmaßnahmen sind (z. B. Artenschutz fischfressender Tiere) (Charles 2000). Arlinghaus (2005) entwickelte eine Alternative Klassifizierung in Management- und Nutzungsgruppenbezogene Konfliktarten, die jeweils innerhalb des Fischereisektors (intrasektoral) oder zwischen unterschiedlichen Sektoren (intersektoral) erfolgen können. Ziel dieses Kapitels ist eine Bestandsaufnahme und Erklärung der wesentlichen Konflikte in der Fischerei bzw. Angelfischerei auf Hechte in den Bodden unter Rückgriff auf die Konfliktschemata von Charles (2000) und Arlinghaus (2005). Herangezogen werden qualitative und quantitative Daten (Details in Arlinghaus et al. 2022a).

**Theoretische Erwägungen**

Ein Ansatz, die Entstehung von Konflikten konzeptionell zu fassen, ist die Definition von Konflikten als das Erfahren von Wohlfahrtsverlusten bzw. das Erleben von Unzufriedenheit aufgrund des tatsächlichen oder zugeschriebenen, direkten oder indirekten

Verhaltens einer anderen Gruppe bzw. eines anderen Menschen (Abbildung 4.30, Jacob & Schreyer 1980). Die Neigung eines Menschen oder einer Gruppe von Menschen mit ähnlichen Charakteristiken und Identitäten (z. B. Angelguides oder Naturschutzbeamt:innen), Konflikte zu erfahren, hängt von einer Vielzahl von kulturellen, institutionellen, sozialen und psychologischen Faktoren ab, die Arlinghaus (2005) für die Fischerei im allgemeinen und Vogt (2020) speziell für die Boddenfischerei in einem konzeptionellen Modell zusammengefasst haben (Abbildung 4.30). Das Konfliktmodell bildet die wesentlichen konfliktbestimmenden Faktoren zwischen zwei oder mehr in Konflikt stehenden Personen oder Gruppen ab. Es umfasst alle Management-bezogenen, sozialen, ökonomischen und psychologischen Faktoren, die zu wahrgenommenen Zielkonflikten und in der Folge zur Unzufriedenheit einzelner Personen oder Gruppen, z. B. von Angler:innen oder Fischer:innen, führen.

Dem Konfliktmodell zufolge wirken auf der individuellen Ebene psychologische Faktoren wie wahrgenommene oder tatsächliche Ressourcenabhängigkeit, Ressourcennormen und Toleranz gegenüber

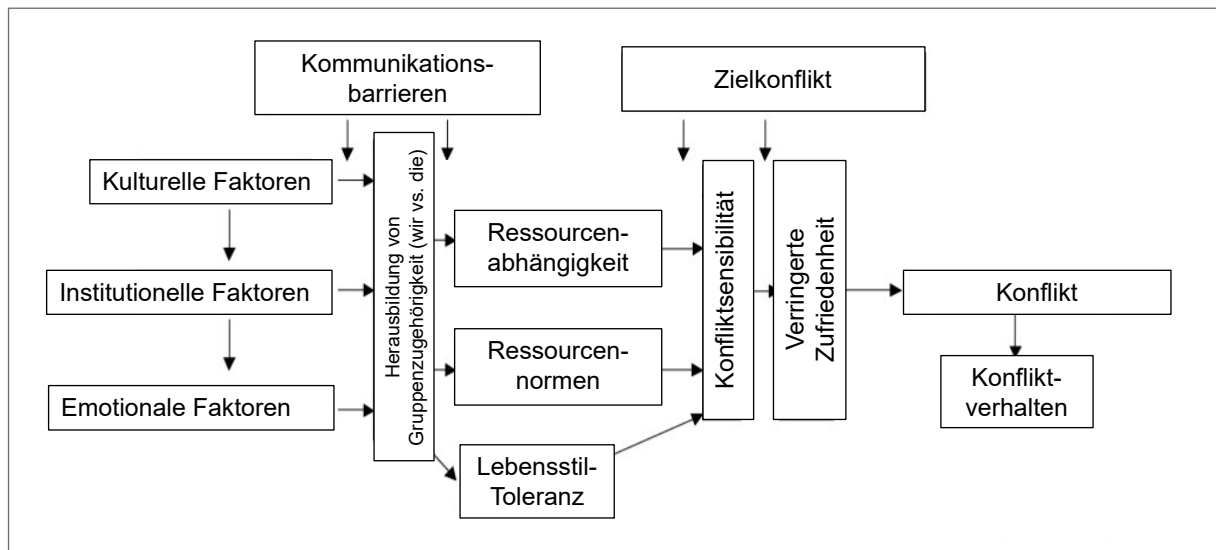


Abbildung 4.30: Konfliktmodell nach Arlinghaus (2005), ergänzt durch Vogt (2020) zur Erklärung von Konflikten in Fischereisystemen.

unterschiedlichen Lebensstilen zusammen und tragen damit zur Konfliktsensitivität einzelner Akteure bei. Ressourcenabhängigkeit bezieht sich auf die Stärke der Abhängigkeit einer Nutzungsgruppe von der zur Rede stehenden Ressource. Ressourcennormen umfassen dagegen die Überzeugungen davon, wie und mit welchen Geräten eine Fischressource genutzt werden sollte. Toleranz gegenüber unterschiedlichen Lebensstilen meint die Akzeptanz der Werte und Verhaltensweisen einer anderen Gruppe, zu der sich ein Akteur nicht zugehörig fühlt. Psychologische Faktoren wie Normen und Werte sind eingebettet in übergeordnete rechtliche, institutionelle, administrative und kulturelle Rahmenbedingungen, die konfliktauslösend und -verschärfend wirken können, da sie den Rahmen stellen für die Lebens- und Handlungswirklichkeit der beteiligten Akteure (Abbildung 4.30). In der Regel führen in menschlichen Gemeinschaften kulturelle, institutionelle, also die Gesamtheit aller formellen und informellen Regeln betreffende, und emotionale Treiber zu sozialen Identitätsprozessen (z. B. Angler:innen vs. Fischer:innen oder Fischer:innen vs. Naturschützer:innen) und in Folge möglicherweise auch zu Kommunikations-, Legitimations-, Vertrauens- und Akzeptanzbarrieren. Diese sind ultimativ die Auslöser vieler Konflikte zwischen Personen. Empfundene Zielkonflikte und Unzufriedenheiten begründen dann den Konfliktfall und führen zu individuellen und sozialen Reaktionen wie Äußerung von Unmut, Brechen von Regeln, Vandalismus, Meidung von Fanggebieten etc. (Harrison & Loring 2014). Effektives Fischereimanagement ist darauf ausgelegt, die Konfliktauslösung zu unterbinden oder aber die Reaktionen von Fischer:innen, Angler:innen und anderen auf den Konflikt durch geeignete Interventionen effizient und gerecht zu regulieren (Abbildung 4.30).

### Methoden

Um ein besseres Verständnis der Konfliktarten und -parteien in der Hechtfischerei um Rügen zu erlangen, wurden mit 46 Vertreter:innen unterschiedlicher Interessengruppen semistrukturierte Interviews

durchgeführt (Details in Vogt 2020). Vertreter:innen aus Berufsfischerei, Angelfischerei, Guiding, Fischereiverwaltung, Naturschutzverwaltung, Wasserwirtschaft, Tourismus und Wissenschaft wurden zu den von ihnen erfahrenen Problemen und Entwicklungen in der Fischerei an den Bodden, speziell auf Hecht, befragt. Die z. T. mehrstündigen Interviews wurden aufgenommen, transkribiert und anschließend in Bezug auf das in der Abbildung 4.30 dargestellte Konfliktmodell inhaltsanalytisch ausgewertet. Erfasst wurden vor allem die Art der Konflikte, die Konfliktparteien, die Begründungen für die Genese von Konflikten sowie das von den Interviewten mitgeteilte Ausweichverhalten als Reaktion auf erfahrene Konflikte. Im Detail und zunächst qualitativ analysiert wurden zwei zentrale und häufig wiederkehrende Konflikte: 1) zwischen Fischerei und Naturschutz und 2) zwischen Fischerei und Angelfischerei.

Ergänzende Informationen entstammten einer Medien- und Diskursanalyse der Reaktionen auf ein im Januar 2021 vielfach in den sozialen Medien angeklicktes Video über die Löschung eines hohen berufsfischereilichen Fangs von Hechten in Schaprode auf Rügen. In der Folge kam es zu teils hitzigen Debatten in den sozialen und auch in den traditionellen Medien zwischen Angler:innen und Fischer:innen (Arlinghaus et al. 2022a). Die in diesem Zusammenhang veröffentlichten Meinungsäußerungen wurden qualitativ ausgewertet (methodische Details in Arlinghaus et al. 2022a). Wie für qualitative Analysen üblich, sind die in den Medien artikulierten Argumente nicht repräsentativ für die Gesamtheit aller Boddenangler:innen sowie für alle an den Bodden agierenden Guides oder Fischer:innen. Dennoch erlaubten die Aussagen die Identifikation wesentlicher Argumentationsstrukturen zur Erklärung des Allokationskonflikts um die Hechte aus Sicht der Angler:innen und Guides und anderer Akteure wie Fischer:innen oder Verwaltungsangestellte (Arlinghaus et al. 2022a).

Als dritte Informationsquelle zur Beschreibung und Erklärung wahrgenommener Konflikte sowie der konflikt-determinierenden Faktoren werden gewichtete, quantitative Umfragedaten unter Boddenhech-



tangler:innen verwendet, die bereits in vorherigen Abschnitten von Kapitel 4 beschrieben wurden. In dieser Umfrage wurden Angler:innen dazu befragt, welche Probleme sie in Bezug auf andere Nutzungsgruppen wie Fischer:innen, andere Angler:innen oder Naturschutzakteure wahrgenommen hatten. Außerdem wurden sowohl bei Angler:innen als auch bei Fischer:innen Fragen zu Ressourcennormen gestellt, die vergleichend ausgewertet wurden.

Zusammengenommen ergaben die drei Informationsquellen ein umfassendes Bild der Hauptkonflikte, der hauptsächlich Betroffenen und der zentralen Begründungen und Argumentationsstrukturen an den Bodden rund um den Hecht, die nachfolgend dargestellt werden. Weitere Details finden sich in den Begleitpublikationen (Vogt 2020, Arlinghaus et al. 2022a).

**Konfliktformen und Konfliktakteure in der Boddenfischerei auf Hecht**

Sowohl nach der Zahl der Nennungen im Interviewmaterial (in jedem qualitativen Interview konnten mehrere Konfliktarten genannt werden) als auch nach der Zahl der Interviews (N = 46) wurden zwei dominante Konflikte in der Boddenfischerei auf

Hecht durch die Befragten identifiziert (Abbildung 4.31): Konflikte zwischen Fischerei und Naturschutz (z. B. bezüglich Raumzugangsfragen oder zum Kormoran- und Robbenschutz) und zwischen Berufs- und Angelfischer:innen (z. B. um Fischbestände oder Fanggebiete). An dritter Stelle rangierten Konflikte innerhalb der Angelfischerei (z. B. Angeltourist:innen vs. einheimische Angler:innen), gefolgt von Konflikten zwischen Fischer:innen und der Fischereiverwaltung, Fischer:innen und externen Akteuren (z. B. Anwohner:innen, Bootsfahrer:innen), sonstige Konflikte und interne Konflikte zwischen Fischer:innen. Die Anteilswerte (Abbildung 4.31) geben Tendenzen in der Bedeutsamkeit an, dürfen aber nicht als repräsentativ gewertet und verallgemeinert werden. Die hier dargestellten Anteile entsprechen den dominanten Konfliktarten aus Sicht der Interviewten als Vertreter:innen sehr unterschiedlicher Interessengruppen.

Abbildung 4.32 gibt einen Überblick über die konkreten konfliktauslösenden Themen, strukturiert nach den vier Haupttypen von Konflikten in der Fischerei (Charles 2000). Es dominierten interne Verteilungs- und Managementkonflikte innerhalb des Fischereisektors. Bei den internen Verteilungs-

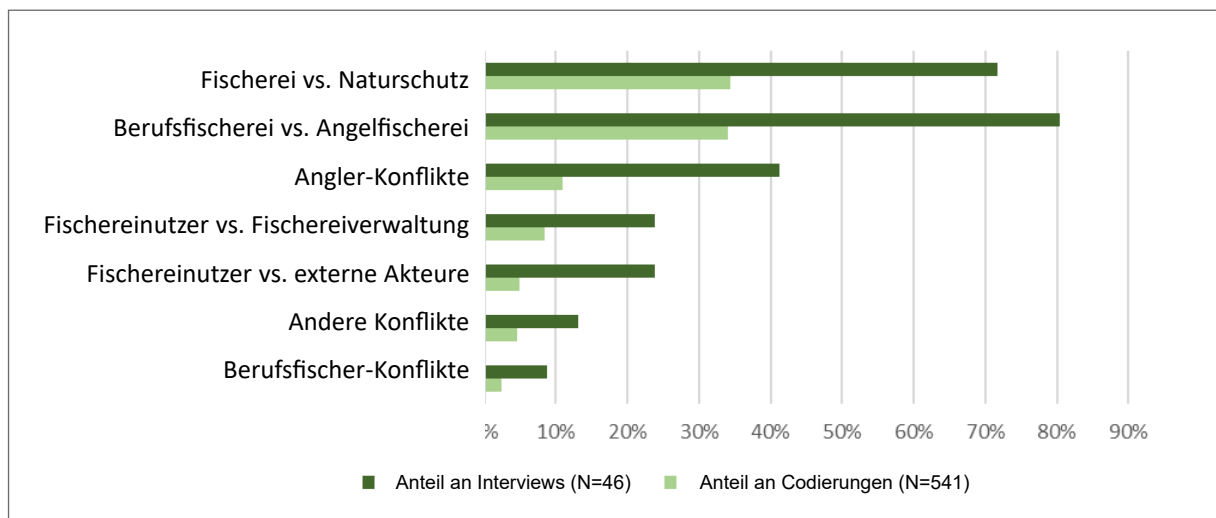


Abbildung 4.31: Hauptkonfliktformen in der Boddenfischerei (aus Vogt 2020) aus Sicht von N = 46 Betroffenen.

konflikten, zu denen alle Konflikte um Ressourcen zwischen Fischereintuzern gehören, dominierten Konflikte um Raum und um den Zugang zu Fischbeständen. Bei den auf Fischarten bezogenen Konflikten ging es in erster Linie um den Hecht, während andere Tier- und Fischarten im Allgemeinen ein weniger stark diskutiertes Thema waren. Dies ist sicherlich dem Fokus auf Boddenhecht geschuldet. In Bezug auf die Managementkonflikte dominierten Fragen der Angemessenheit aktueller Verordnungen (z. B. zum Zugang einzelner Fischereiakteure zu Schutzgebieten, zum Fangen- und Zurücksetzen von Hechten in der Angelfischerei, zu Ausnahmen bei Zugängen

zu Schutzgebieten für Fischer:innen, aber nicht für Angler:innen) sowie Durchsetzungsfragen (z. B. Kontrollen in Schutzgebieten oder von Fischer:innen und Angler:innen). Bei den naturschutzfachlichen Konflikten um die Bewirtschaftung an den Bodden ging es überwiegend um Fragen im Zusammenhang mit Bewirtschaftungsplänen und -weisen: um naturschutzfachliche Vorschriften, die sich auf die Fischerei auswirken, wie z. B. die Europäische Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, die Europäische Vogelschutzrichtlinie (Stichwort Kormoran) und andere Artenschutzkonzepte (z. B. Kegelrobberschutz), sowie um Schutzgebiete und deren Verordnungen, die im Rahmen

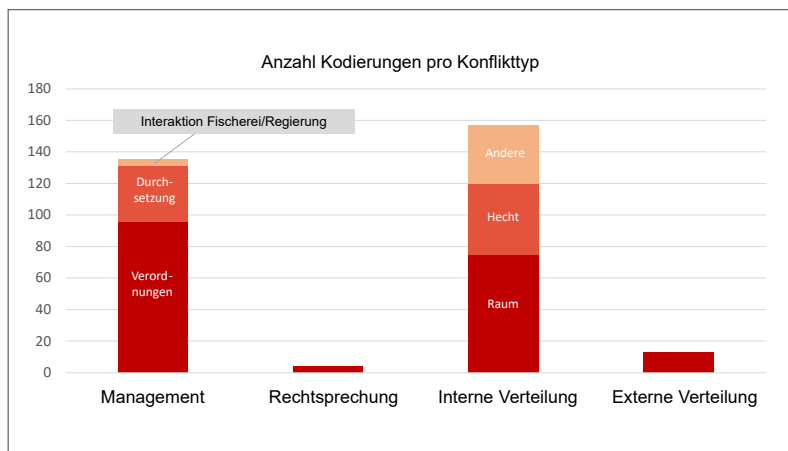


Abbildung 4.32: Konfliktarten in der Fischerei auf Hecht (aus Vogt 2020).

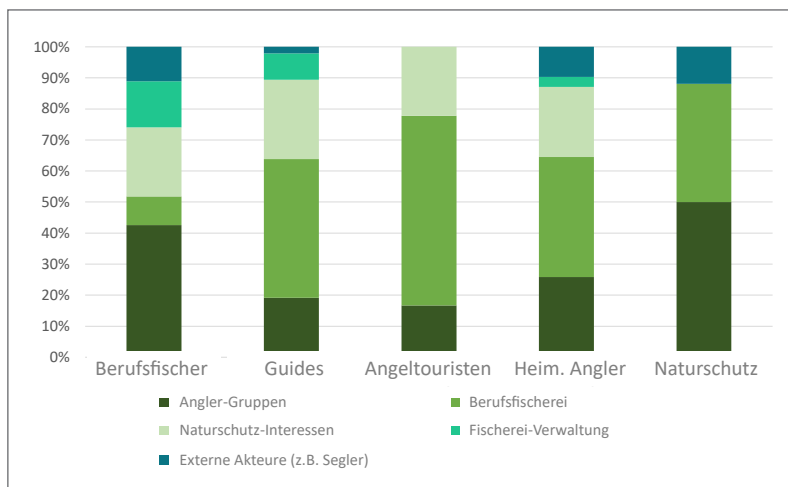


Abbildung 4.33: Akteursgruppen, mit denen sich die auf der x-Achse aufgetragenen Gruppen jeweils im Konflikt sehen (aus Vogt 2020).

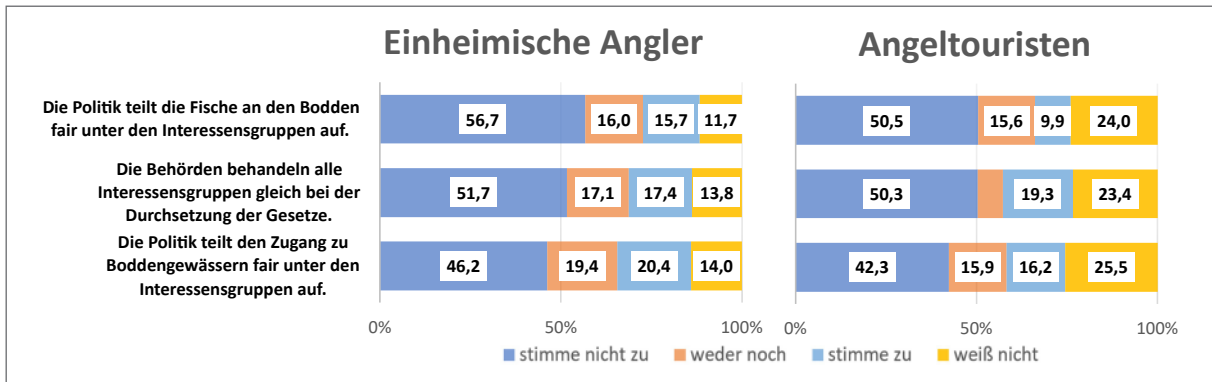


Abbildung 4.34: Relative Häufigkeitsverteilung (%) für die Zustimmung zu Aussagen zur Aufteilung der Ressourcen an den Bodden (einheimische Angler:innen n = 298 bis 300, Angeltourist:innen n = 646 bis 647).

des europäischen Natura-2000-Netzes, aufgrund des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft, des Biosphärenreservats Südost-Rügen oder aufgrund anderer Naturschutzgebiete des Landes eingerichtet wurden. Die Durchsetzung herrschender Gesetze war weniger konfliktrichtig. Externe Verteilungs- und Rechtskonflikte im Zusammenhang mit der Interaktion zwischen der Fischerei und anderen Akteuren außerhalb des Fischereisektors (z. B. Windkraft, Schifffahrt) wurden ebenfalls selten genannt.

Mit wem wähten sich die Interessengruppen hauptsächlich im Konflikt? Fischer:innen äußerten mehrheitlich Konflikte mit Angler:innen und dem Naturschutz. Naturschutzakteure erwähnten hauptsächlich Konflikte mit Anglergruppen, gefolgt von Konflikten mit kommerziellen Fischer:innen; Konflikte mit externen Interessengruppen wurden seltener genannt (Abbildung 4.33). Guides und Angler:innen sahen vor allem Konflikte mit kommerziellen Fischer:innen, aber auch mit anderen Angler:innen und dem Naturschutz. Angeltourist:innen unterschieden sich von den anderen befragten Anglergruppen dadurch, dass sie keine Konflikte mit dem Fischereimanagement oder externen Interessengruppen erwähnten. Quantitative Befragungen unter Boddenhechtangler:innen zeigten, dass sich die Angler:innen häufig unfair behandelt fühlten (Abbildung 4.34). Sowohl Angeltourist:innen als auch einheimische Angler:innen waren mehrheitlich der Meinung, dass die Politik die Fische und auch die Fanggründe an den Bodden nicht fair unter den Interessengruppen aufteilt. Außerdem waren sowohl Tourist:innen

als auch einheimische Angler:innen mehrheitlich der Meinung, dass die Behörden die verschiedenen Interessengruppen ungleich bei der Durchsetzung der Gesetze behandeln (Abbildung 4.34).

#### Konflikt Fischerei vs. Naturschutz

Ein dominantes Konfliktfeld bestand zwischen dem Naturschutz und den Anliegen der Fischerei. Dem Anteil der Codierungen (Abbildung 4.35) in den qualitativen Interviews (N = 46 Befragte) entsprechend waren Naturschutzvorschriften das vorherrschende Thema, um das die befragten Gruppen stritten. Zu den in den Interviews genannten konkurrierenden Regelungen mit Bezug zum Natur- und Artenschutz gehörte auch der Schutz des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*), der das am häufigsten genannte Thema darstellte, sowie Befahrungsverbote in Schutzgebieten insbesondere für Angler:innen. Der Schutz der Kegelrobben war ein weniger häufig auftauchendes Thema: Während Konflikte um Kormorane in 20 Interviews genannt wurden, kamen Konflikte um Kegelrobben nur in neun Interviews vor. Bei den Durchsetzungskonflikten dominierten wahrgenommene Verstöße gegen die Befahrungsverbote in Schutzgebieten. Vor allem Angler:innen wurden von den befragten Naturschutzvertretenden genannt, die gegen die entsprechenden Regeln ihrer Meinung nach verstießen.

Dass Angler:innen und Fischer:innen vor allem mit natürlichen Räufern Probleme haben, zeigten quantitative Daten. In Umfragestudien war die deutliche Mehrheit von Angler:innen und Fischer:innen der Meinung, dass die Population von Kormoranen



Abbildung 4.35: Hauptsächliche Themen im Konfliktfeld Naturschutz vs. Fischerei an den Bodden (aus Vogt 2020).

reduziert werden sollte (Abbildung 4.36). Fischer:innen, Angler:innen und natürliche Räuber wie Kormorane und Robben sind allesamt Spitzenräuber und stehen daher in Konkurrenz zueinander. Eine große Mehrheit der Fischer:innen war auch der Meinung, dass die Kegelrobberpopulationen reduziert werden sollten, während die Angler:innen dies mehrheitlich ablehnten. Ein Grund dafür dürfte sein, dass Kegelrobber größere Schäden an Fischernetzen auslösen und überdies im Verdacht stehen, Fische in sichere Habitate zu vergrämen. In der quantitativen Umfrage berichteten 79 Fischer:innen von Schäden durch Robben. Die Schadhöhen schwankten stark zwischen 0 und 35.000 € im Jahr und betragen im Mittel rund  $3.000 \pm 5.500$  € pro Jahr und Fischer:in. Während der Robbeneinfluss auf Fischbestände, insbesondere auf den Hecht, um Rügen noch nicht belegt ist, sind die Hinweise aus Schweden deutlich (Bergström et al. 2023). Zweifellos erschweren die Kegelrobber vor allem die Stellnetzfischerei, was erklären dürfte, warum sie vor allem bei Fischer:innen, aber weniger unter Angler:innen negativ besetzt sind. Der Kormoran- und Robbenkonflikt wird die Region um Rügen perspektivisch weiter belasten.

Ein weiteres großes Thema im Konfliktfeld Naturschutz vs. Fischerei/Angelfischerei betraf Raum-

fragen. Deswegen wurde in der deutschlandweiten Umfrage unter den Boddenangler:innen Wert darauf gelegt, dementsprechende Einstellungen zu Schutzgebieten auf Seiten der Angler:innen im Detail abzufragen. Grundsätzlich fand die überragende Mehrheit der Angler:innen (91 %) Schutzgebiete an den Bodden, in denen weder gefischt und auch nicht geangelt werden kann, sinnvoll. Die diesbezüglichen Zustimmungswerte fielen mit 58 % bei Fischer:innen deutlich moderater aus. Zwar sind nur etwa 1 % der Boddenfläche mit einem kompletten Fischerei- oder Angelfischereiverbot belegt, aber es gibt ansonsten ausgedehnte Schutzgebietsnetze mit einem komplexen Regelwerk, das für viele schwer zu durchdringen ist (Kapitel 2): Mehr als 50 % der Angler:innen stimmten der Aussage zu, dass man nicht wisse, welchen Tätigkeiten man in welchen Schutzgebieten nachgehen könne. Mehrheitlich (> 50 %) waren ferner sowohl einheimische Angler:innen als auch Angeltourist:innen der Meinung, es gäbe bereits genügend Schutzgebiete an den Bodden (Tabelle 4.21). Eine relative Mehrheit von 40 % der Angler:innen war hingegen der Meinung, fischereiliche Fischschon- und Laichschonbezirke sollten ausgeweitet werden, während nur eine Minderheit diese Einschätzung zur Ausweitung von Schutzgebieten für andere Tie-

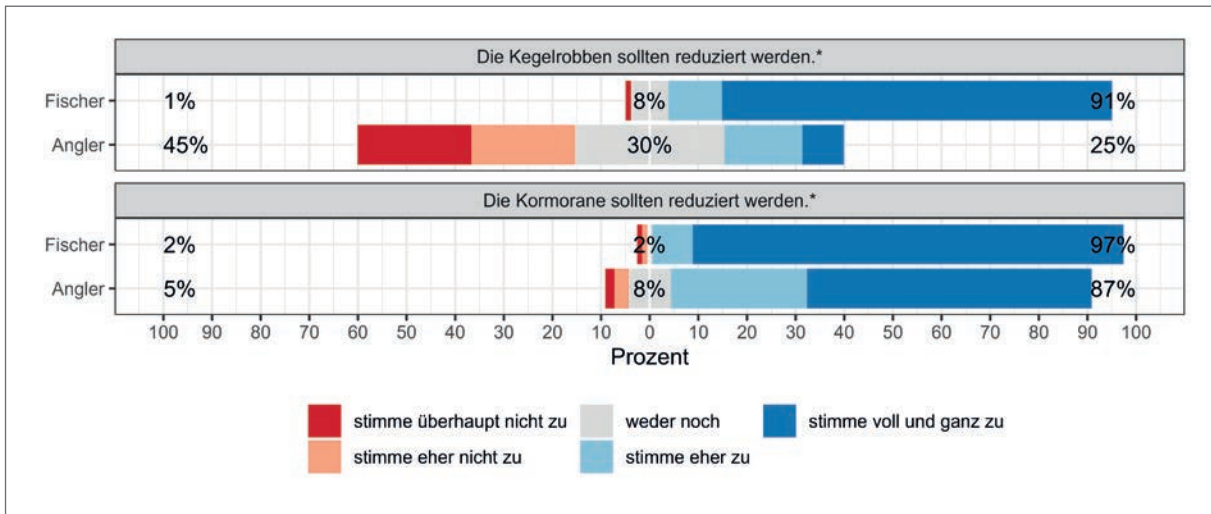


Abbildung 4.36: Einstellungen von Fischer:innen und Angler:innen an den Bodden zur Regulation von Kegelrobben und Kormoranen. Die Prozentangaben fassen jeweils stimme überhaupt nicht/eher nicht zu (links), weder noch (mitte) bzw. stimme eher/voll und ganz zu (rechts) zusammen.

re als Fische teilte. Das zeigt, dass Schutzgebiete insbesondere dann Zustimmung durch Angler:innen erfahren, wenn sie mit dem Schutz von Fischbeständen begründet sind.

Umfragedaten zeigen, dass die Unterstützung für Schutzgebiete unter Angler:innen steigt, wenn die Regeln für alle Akteursgruppen gelten, d. h. der Zugang als fair und nicht einseitig einschränkend mit Fokus auf Angler:innen wahrgenommen wird. In der Tat dürfen Fischer:innen in vielen Schutzgebieten per Ausnahmegenehmigung weiter fischen, was bei Angler:innen ein Gefühl der Ungleichbehandlung und Unzufriedenheit auslöst. Mehr als 50 % der befragten Personen waren der Meinung, dass Schutzgebiete für alle Menschen gesperrt sein sollten, egal ob sie Fische fangen oder nicht (Tabelle 4.22). Allerdings lehnte dies zugleich ein gutes Drittel der Befragten ab, die Anglerschaft war also in diesem Punkt gespalten. Dass Schutzgebiete nur für nicht-fischende Menschen zugänglich sein sollten, lehnte eine deutliche Mehrheit von gut 80 % der Angler:innen ab. Die Mehrheit der Angler:innen lehnte es auch ab, wenn Schutzgebiete grundsätzlich nur für Angler:innen zugänglich sind. Noch deutlich höher (gut 90 %) fiel die Ablehnung für einen generellen Zugang zu Schutzgebieten für Berufsfischer:innen

aus. In Anbetracht dieser drei Aussagen bleibt gar keine denkbare Gruppe von Menschen übrig, für die es einen Zugang geben könnte. Insgesamt deuten diese Daten deshalb an, dass Angler:innen Schutzgebieten gegenüber zwar positiv eingestellt sind, sie aber Zugangsprivilegien für Fischer:innen oder gar exklusiv für nichtfischende Personengruppen als unfair oder einseitig wahrnehmen. Da der Natur- und Artenschutz an den Bodden auch perspektivisch von großer Bedeutung sein wird und der Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft ein Interesse daran hat, etwa 50 % seiner Fläche als Nullnutzung auszuweisen, dürften Konflikte um Raumfragen zwischen Fischerei, Angelfischerei und Naturschutz an den Bodden künftig weiter ansteigen.

Schaut man abschließend auf verschiedene Aspekte, die mit dem Naturschutz in Berührung stehen, und erfragt den Grad der empfundenen Problematik aus Sicht von Angler:innen, zeigt sich, dass der wichtigste Aspekt im Naturschutz-Angler:innen-Konflikt die Kormoranpopulation und seine Wirkung auf die Fischbestände war. Mehr als zwei Drittel der Angler:innen sahen beim Kormoran große bis sehr große Probleme. Etwa ein Drittel empfanden die Auswirkungen des Robbenschutzes als problematisch, gefolgt von einem Bündel von Raumnutzungs-

## Die soziale und ökonomische Seite des Boddenhechts

Tabelle 4.21: Relative Häufigkeitsverteilung (%), Itemmittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) für die Zustimmung zu Aussagen zu Schutzgebieten an den Bodden (einheimische Angler:innen n = 231, Angeltourist:innen n = 669).

	stimme über- haupt nicht zu (1) / eher nicht (2) zu	weder noch	stimme eher zu (4) / voll und ganz zu (5)	MW	SD
Aussagen zum Umfang der Schutzgebiete:					
Es gibt bereits genügend Schutzgebiete an den Bodden.					
einheimische Angler:innen	33,8	14,7	51,5	3,4	1,3
Angeltourist:innen	26,8	21,1	52,2	3,4	1,1
Schutzgebiete für Fische (Fischschonbezirke und Laichschongebiete) an den Bodden sollten ausgeweitet werden.					
einheimische Angler:innen	39,0	19,5	41,6	3,0	1,3
Angeltourist:innen	34,4	25,6	40,0	3,1	1,1
Schutzgebiete für andere Tierarten als Fische (z. B. Vögel) an den Bodden sollten ausgeweitet werden.					
einheimische Angler:innen	42,9	23,4	33,8	2,7	1,3
Angeltourist:innen	41,0	30,7	28,3	2,8	1,1

Keiner der Mittelwerte unterscheidet sich signifikant zwischen den Teilstichproben ( $p < 0,05$ ).

fragen und ihrer Wirkung auf die Fischbestände oder die Zugänglichkeit (Abbildung 4.37). Die befragten Angler:innen sahen hingegen kaum Probleme mit den eigentlichen Verhaltensweisen von Naturschützer:innen, z. B. ihrem Höflichkeitsgrad. Aus Sicht der Angler:innen geht es bei dem Konflikt mit Naturschützer:innen also eher um Ressourcen- und Zugangsfragen und weniger um interpersonelle Aspekte.

### Faktoren des Fischerei-Naturschutz-Konflikts

Über qualitative Analysen wurden die wesentlichen Faktoren im Fischerei-Naturschutz-Konflikt eingegrenzt:

**Kulturelle Faktoren:** Ein Hauptgrund für Konflikte zwischen Naturschutz und Fischerei sind kulturelle und ideologische Differenzen darüber, was man für wichtig und erhaltenswürdig erachtet. Besonders konflikttreibend sind unterschiedliche Werte in Bezug auf die Natur und Umwelt: eine intrinsische Perspektive (den Wert von Natur an sich betonende, häufig bei Naturschutzakteuren ausgeprägt) steht

einer instrumentellen, nutzenorientierten Perspektive (häufig unter Fischer:innen/Angler:innen ausgeprägt) gegenüber. Eine Naturschutzbehörde bringt es auf den Punkt: „Das ist für uns ganz wichtig [...]: Natur Natur sein lassen.“ Diese Perspektive impliziert den Ausschluss der Menschen, um im Idealfall eine Wildnis zu erreichen, in der kein Mensch, auch nicht Fischer:innen oder Angler:innen, Spuren hinterlässt. Eine solche Wildnisperspektive ist für Fischer:innen und Angler:innen eine Gefahr, weil sie eine auf Dauer angelegte Zugangseinschränkung für Fischbestände oder bestimmte Fanggebiete (z. B. Kernzone des Nationalparks für Angler:innen) bedeutet.

**Institutionelle Faktoren:** Im Hinblick auf Konflikte bei der Verwaltung und Durchsetzung von Regeln für die Nutzung der Bodden oder von Hechten und anderen Fischarten wurden in den Interviews mehrere institutionelle Ursachen der Konflikte zwischen Naturschutz und Fischerei identifiziert. Ein Vertreter einer Naturschutzbehörde erklärte, dass es zu ihren Aufgaben gehöre, besondere Schutzgebiete für den Vogelschutz im Rahmen des Natura-2000-Net-

Tabelle 4.22: Relative Häufigkeitsverteilung (%), Itemmittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) für die Zustimmung zu Aussagen zu Schutzgebieten an den Bodden (einheimische Angler:innen n = 231, Angeltourist:innen n = 669).

	stimme überhaupt nicht zu (1) / eher nicht (2) zu	weder noch	stimme eher zu (4) / voll und ganz zu (5)	MW	SD
Aussagen zum Zugang zu Schutzgebieten:					
Schutzgebiete sollten für alle Menschen gesperrt sein, egal ob sie Fische fangen oder nicht.					
einheimische Angler:innen	33,3	10,0	56,7	3,3	1,4
Angeltourist:innen	34,1	11,5	54,4	3,4	1,4
Schutzgebiete sollten nur für jene Menschen zugänglich sein, die keine Fische fangen.					
einheimische Angler:innen	80,5	11,7	7,8	1,8	1,1
Angeltourist:innen	81,0	10,8	8,2	1,8	1,0
Schutzgebiete sollten generell für Angler zugänglich sein.					
einheimische Angler:innen	62,5	15,5	22,0	2,4	1,2
Angeltourist:innen	57,4	16,4	26,2	2,5	1,3
Schutzgebiete sollten generell für Berufsfischer zugänglich sein.					
einheimische Angler:innen	94,0	3,4	2,6	1,4	0,7
Angeltourist:innen	89,5	6,9	3,6	1,5	0,8

Keiner der Mittelwerte unterscheidet sich signifikant zwischen den Teilstichproben ( $p < 0,05$ ).

zes auszuweisen und hier die Störungen durch Fischer:innen und Angler:innen zu minimieren. Ein Vertreter der Nationalparkverwaltung gab ferner an, dass die Verwaltung aktuell eine Verordnung umsetzt, die umfangreiche Gebote und Verbote für die Fischerei/Angelfischerei enthält. Der Befragte erläuterte, dass in Nationalparks 50 % der Gebietsfläche von der Nutzung ausgenommen sein sollen und dass sie realistischerweise in den nächsten Jahren nur 16 % an unberührter Fläche erreichen werden. „Wir sind also von den fünfzig Prozent weit entfernt und damit sind wir sehr daran interessiert, [...] irgendwie auf der Gewässerfläche nennenswert [...] Fläche [zu] finden, die [...] nutzungsfrei wird.“ Die Person erklärte, dass einige kommerzielle Fischer:innen traditionell Sondergenehmigungen für den Fischfang in den Kernzonen des Nationalparks und der sogenannten Entwicklungszone haben und dass es ihr ein großes Anliegen sei, dies zu ändern: „Es ist uns [...] noch

nicht gelungen, die Fischer so weit zu bekommen, [...] dass sie in bestimmten Bereichen [...] gar nicht fangen.“ Die Person fügte hinzu: „Solange ich auf der Gewässerfläche Fischerei habe, ist es keine [...] Nullnutzungsfläche. Die brauche ich aber im Nationalpark.“ Im Gegensatz dazu erklärte eine andere Naturschutzverwaltung aus dem Biosphärenreservat Südost-Rügen, dass in ihrem Zuständigkeitsbereich „traditionelle Wirtschaftsformen erhalten[,] [...] gefördert und unterstützt werden [sollen]. Und deswegen ist auch die kleine Küstenfischerei für uns ein Thema. [...] Die wollen [...] wir also nicht verdrängen, sondern im Gegenteil erhalten.“ Die institutionellen Treiber rund um die Schutzgebiete unterschieden sich also in Bezug auf das Schutzkonzept.

Die Perspektive einer Nullnutzung steht nicht im Einklang mit den Bedürfnissen von Fischer:innen und Angler:innen. Konkret für den Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft meinte eine

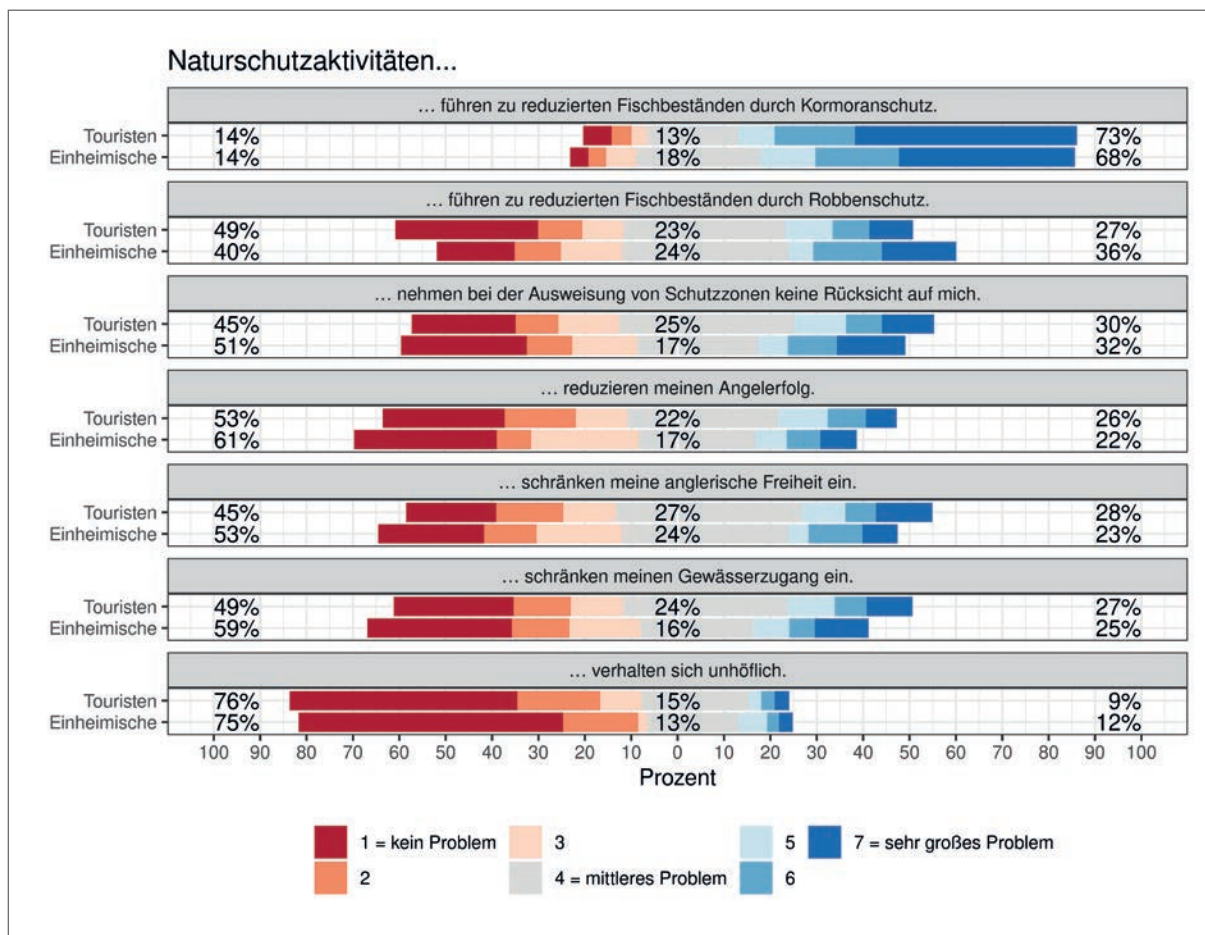


Abbildung 4.37: Wahrnehmungen von Angler:innen hinsichtlich des Naturschutzes (einheimische Angler:innen n = 231, Angeltourist:innen n = 669). Die Prozentangaben fassen jeweils kein Problem (links), unverändert (mitte) bzw. (sehr großes) Problem (rechts) zusammen.

relative Mehrheit von etwas über 40 % der befragten Angler:innen, dass das Gebiet für Angler:innen zugänglich sein sollte, während mehr als 70 % von ihnen den Berufsfischer:innen ein ähnliches Privileg absprachen (Tabelle 4.23). Neben dieser Problematik wurde insbesondere von einer Naturschutzbehörde und zwei Fischereibehörden, aber auch von zwei Angelguides und einem Fischereivertreter ein Mangel an Behördenpersonal für die Durchsetzung von Regeln genannt. Ein Behördenmitarbeiter artikuliert, dass die Kontrollen aufgrund von „Personal-mangel“ unzureichend seien (BH03); ein Guide sprach von einer „völligen Überlastung“ des Personals. Ein weiteres Kommunikationshindernis, das in 18 Interviews genannt wurde, war die empfundene Komple-

xität der naturschutzfachlichen und anderen Vorschriften. Vor allem Angler:innen und Angelguides äußerten Schwierigkeiten, mit geringem Aufwand zu erfassen, wo das Angeln eigentlich erlaubt oder verboten ist. Das gelte insbesondere für die Zugänge zu Schutzgebieten. Ein Angler sagte, dass eine Übersichtskarte des gesamten Angelgebiets benötigt würde. Eine Naturschutzbehörde wies darauf hin, dass die Vorschriften vielfältig seien und dass es in der Tat schwierig sei, darzustellen und in Erfahrung zu bringen, welche Vorschriften wo gelten. Ein ortsansässiger Angler erwähnte, dass „[...] die Angler angernert [sind] und man [...] teilweise [...] Bücher studieren oder kilometerlange [...] Anweisungen lesen [muss], dass man auch irgendwo angeln kann“. Ein



Tabelle 4.23: Relative Häufigkeitsverteilung (%), Itemmittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) für die Zustimmung zu Aussagen zu Schutzgebieten an den Bodden (einheimische Angler:innen n = 231, Angeltourist:innen n = 669).

	stimme über- haupt nicht zu (1) / eher nicht (2) zu	weder noch	stimme eher zu (4) / voll und ganz zu (5)	MW	SD
Ich weiß oft nicht, in welchen Schutzgebieten ich welchen Tätigkeiten nachgehen darf.					
einheimische Angler:innen	35,2	9,4	55,4	3,2	1,3
Angeltourist:innen	31,3	16,3	52,4	3,2	1,3
Im gesamten Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft ...					
... sollte das Angeln erlaubt sein.					
einheimische Angler:innen	38,2	18,5	43,3	3,0	1,3
Angeltourist:innen	36,2	18,1	45,7	3,1	1,3
... sollte die Berufsfischerei erlaubt sein.					
einheimische Angler:innen	71,4	15,2	13,4	2,2	1,1
Angeltourist:innen	70,1	14,8	15,1	2,1	1,1

Keiner der Mittelwerte unterscheidet sich signifikant zwischen den Teilstichproben ( $p < 0,05$ ).

Vertreter der Angler:innen brachte seine Frustration über dieses Problem zum Ausdruck: „Irgendwann haben wir so viele Gesetze und so viele Verordnungen [...], dass keiner mehr weiß, was los ist. Und das kann auch keiner mehr kontrollieren.“ Mehr als 50 % der befragten einheimischen und touristischen Angler:innen meinten dementsprechend, dass sie oft nicht wüssten, in welchen Schutzgebieten sie welchen Tätigkeiten nachgehen könnten (Tabelle 4.23).

**Emotionale Faktoren:** Fischer:innen und Angler:innen stehen der Einrichtung neuer Schutzgebiete eher negativ gegenüber, weil das die Fangplätze weiter einschränken würde. Das schürt Verlustängste, gerade bei den von ihrer Tätigkeit wirtschaftlich abhängigen Fischer:innen und Guides. Ein Berufsfischer äußerte seine Sorge hinsichtlich einer künftigen Änderung des Status quo: „Hier [...] [ist] unser Gebiet. [...] Wie lange noch? Wird der uns vielleicht einmal weggenommen? [Dann] darfst du [...] nicht mehr [...] Fische fangen.“ Ein Vertreter der Anglerschaft betonte, das Thema würde nicht nur Berufsfischer:innen, sondern auch Guides und Angler:innen persönlich betreffen. Ein ortsansässiger Angler sagte zum Naturschutz an den Bodden, dass „sie nicht immer

Angler mit Verboten ausschließen können [...] wegen was auch immer, irgendwelcher Vögel. Wir haben jahrelang, Jahrzehnte geangelt, und auf einmal darfst du da nicht mehr rein“. Ein Vertreter einer Naturschutzbehörde sagte aber, dass „aus unserer Sicht [...] erstmal alle Nutzungen gleich zu behandeln [sind]“. Die Person merkte aber gleichzeitig an: „Was wir als Behörde [...] relativ kritisch sehen, ist [...] diese ungelenkte Angelfischerei“, was auf eine Bevorzugung von Berufsfischer:innen hindeutet. Ein Vertreter des Nationalparks erklärte, dass „die bestehende Fischerei [...] bisher glaubhaft darstellen kann, dass sie auf die heutigen Kernzonen für ihre Fangerträge angewiesen [ist]“; Sondergenehmigungen zum Fischen in Schutzgebieten würden daher nur an Fischer:innen und nicht an Angler:innen oder Guides vergeben. In der Tat sind Ausnahmen für den Zugang zu Schutzgebieten für Fischer:innen verbreiteter als für Angler:innen, wohl weil von der Naturschutz- und Nationalparkverwaltung die persönliche Betroffenheit der Fischer:innen höher eingeschätzt wird. Allerdings fischen heute auch einige Angler:innen quasi beruflich (Angelguides im Haupt- oder Nebenerwerb), die ähnlich wie Berufsfischer:innen auf die Zugänge zu fischreichen Fanggründen angewiesen sind.

**Ressourcen-Normen:** Zwei Fischereivertreter und ein Guide nannten „Schutz durch Nutzung“ als wesentliches normatives Prinzip und einer der Fischereivertreter erklärte, dass dieses Prinzip für seine persönliche Vorstellung von einer sinnvollen Fischerei stehe. Im Gegensatz dazu befürwortete eine Naturschutzbehörde die Idee, die Natur unangetastet zu lassen (siehe kulturelle Faktoren), was eindeutig entgegengesetzte Ressourcenverwendungsnormen andeutet (Nullnutzung). Darüber hinaus vertraten die befragten Naturschutz- und Fischereiakteure unterschiedliche Auffassungen zum Schutz von Kormoranen und Kegelrobben. In Interviews mit Fischer:innen wurden Kormorane als „die schwarze Pest“, eine „riesige schwarze Wand“ oder „Monsterschwärme“ beschrieben, die „außer Kontrolle“ seien. Zwei Berufsfischer sahen in den Kormorankolonien das größte Problem der Fischerei. Die befragten Fischereiberechtigten argumentierten, dass die Kormorankolonien zu groß seien und die Fischbestände dezimierten und sie folglich reguliert werden müssten. Im Gegensatz dazu sah eine Naturschutzbehörde in der Fischerei die zentrale Beeinträchtigung der Erhaltungsziele für geschützte Arten. Die Person erklärte, dass die Kormoranpopulationen nicht dezimiert werden sollten. Eine andere Person von einer Naturschutzorganisation sah den Beifang von Kormoranen in Fanggeräten als Problem an und erklärte, dass sich die Vögel in Kiemennetzen verfangen. Normen rund um Kegelrobben wurden weniger häufig genannt: Zwei kommerzielle Fischer argumentierten gegen Kegelrobben, da sie ihre Netze zerstörten und plünderten. Einer äußerte, dass sich die Fischerei wegen der Kegelrobben an manchen Orten nicht mehr lohne. Ein Berufsfischer behauptete, die Robben bedrohten seinen Lebensunterhalt, während andere Berufsfischer:innen und Angler:innen die Kegelrobben nicht als problematisch ansahen. Ein ortsansässiger Angler sagte: „Ich freue mich total, dass [...] wir die kleinen Röbbchen wieder hier haben, weil ich die niedlich finde.“ Die befragten Vertreter:innen von Naturschutzorganisationen unterstützten den Schutz der Kegelrobben und sprachen den Beifang als Problem an.

**Kommunikationsbarrieren:** Die Vertreter:innen der befragten Interessengruppen gaben an, dass eine unzureichend strukturierte und etablierte Kommunikation, einseitige Lobbyarbeit und fehlende partizipative Prozesse zu Konflikten bei der Bewirtschaftung der Boddenhechte beitragen. So verwiesen beispielsweise alle Guides darauf, dass sie keine Interessenvertretung hätten, während drei kommerzielle Fischer:innen mit ihrer Interessenvertretung unzufrieden waren und die Mitgliedschaft gekündigt hatten. Zwei andere bezeichneten sich in dieser Frage als „Einzelkämpfer“. Außerdem gaben ein Wissenschaftler und ein Vertreter einer Naturschutzorganisation an, dass die Zusammenarbeit der Wissenschaftler:innen mit den kommerziellen Fischer:innen unzureichend gewesen sei, was zu einem Vertrauensverlust geführt habe. Ein Mitarbeiter einer Fischereibehörde erläuterte, dass Entscheidungen nicht gut kommuniziert und die Interessengruppen nicht ausreichend in die Entscheidungsprozesse einbezogen würden. Ein Befragter von einer Naturschutzorganisation erklärte, dass „[unter den] Fischer[n], die Stimmung so schlecht ist, dass die [...] nirgendwo mehr mitmachen. Das ist ja ein grundsätzliches Problem.“ Mangelnde Kommunikation und Partizipation wurde auch bei Entscheidungen zu Naturschutzgebieten bemängelt. Ein Angler meinte: „Weil das [...] so willkürlich ist. Wir legen das jetzt einfach mal fest als Schutzgebiet. Ja, aber was wollt ihr schützen? Was wurde denn beschädigt? Was ist denn passiert? Schützen tue ich [...] erst, wenn was passiert ist. Aber es ist nichts passiert. [...] das ist immer so ein bisschen willkürlich.“ Der Befragte machte Verbesserungsvorschläge: „Erst mal müssen wir offen miteinander reden, alle Seiten. [...] Auch [...] die Behörden untereinander. [...] Dass die [...] mal kommunizieren, was haben wir überhaupt vor, warum machen wir das? Bei solchen Veranstaltungen hörst du leider immer nur, das machen wir jetzt einfach so. Das haben wir so festgelegt. Aber warum, weshalb. [...] Also bei den meisten Sachen kann ich dir noch nicht mal sagen, warum das ist.“ Ungenügende und intransparente Kommunikation ist daher ein Schlüsselthema,

Tabelle 4.24: Relative Häufigkeit (%) der Reaktionen auf Zielkonflikte mit Naturschutzmaßnahmen.

Reaktion <sup>1</sup>	einheimische Angler:innen (n = 58)	Angeltourist:innen (n = 226)	statistische Irrtumswahrscheinlichkeit
andere Angelgebiete an den Bodden aufgesucht	62,5	59,1	n.s.
weniger an den Bodden geangelt	24,2	26,9	n.s.
andere Arten an den Bodden beangelt	23,8	11,7	p < 0,05
zu einer anderen Tageszeit geangelt	13,3	9,2	n.s.
in einer anderen Jahreszeit geangelt	13,6	17,4	n.s.
die entsprechenden Personen konfrontiert	31,5	14,3	p < 0,01
Aufsichtsbehörden verständigt	8,1	4,5	n.s.
mich genauer über die Regeln informiert	57,5	54,0	n.s.
mich bei Verantwortlichen beschwert	10,6	6,0	n.s.

n.s. = nicht signifikant. <sup>1</sup> Mehrfachnennungen möglich.

das für viel Unruhe sorgt und Konflikte zwischen Naturschutz und Fischerei miterklärt.

#### Ausweichverhalten

Bei Konflikten mit Naturschutzinteressen gaben die befragten Fischereiakteure an, hauptsächlich auf individueller Ebene zu handeln. Zwei Berufsfischer und ein Angeltourist gaben an, sie nutzten Substitutionsmechanismen wie das Aufsuchen neuer Fanggründe. Ein Berufsfischer erklärte, er habe versucht, seine Ausrüstung zu modifizieren, um sie vor Kormoranen zu schützen. Andere Nutzer gaben an, untätig geblieben zu sein, oder beklagten sich über mangelnden Handlungsspielraum; ein Angelguide sagte, er habe sich über fehlende Managementmaßnahmen zu diesem Thema beschwert. Auf Gruppenebene gaben die Angelverbände sowie ein Angelguide an, dass sie Lobbyarbeit betrieben hätten. Im Hinblick auf die Einrichtung neuer Schutzgebiete erklärte ein Vertreter der Angler:innen: „Wir haben [...] dagegen widersprochen. Und dann sollte es [...] eine Versammlung geben, aber da ist [...] nichts passiert seitdem.“ Die befragten Naturschutzbehörden und -organisationen reagierten hauptsächlich auf Gruppenebene, d. h. im Namen ihrer Organisationen, und versuchten, Vorschriften durchzusetzen. Eine Behörde führte persönliche Gespräche, anstatt Bußgelder gegen Fischereiakteure zu verhängen. Ein Befragter von einer Naturschutzorganisation erwähnte Aufklärungsarbeit sowie kleine Projekte als Reaktion auf Konflikte. Die Person er-

klärte, dass in einem Projekt Berufsfischer:innen und Naturschützer:innen sich gegenseitig bei ihrer Arbeit begleiteten, um einen Perspektivenwechsel und einen Abbau von Kommunikationsbarrieren zu erreichen.

Quantitative Befragungsdaten speziell zu den Angler:innen stützten die qualitativen Befunde. Die Mehrzahl der einheimischen und touristischen Angler:innen gab an, in Reaktion auf Konflikte andere Angelgebiete an den Bodden aufgesucht zu haben oder sich besser über Regeln informiert zu haben (Tabelle 4.24). Immerhin noch ein Viertel hat mit einer Reduzierung oder womöglich mit der Aufgabe des Angelns an den Bodden reagiert. Ein Viertel (24 %) der einheimischen Angler:innen beangelt in folgedessen andere Zielarten, während signifikant weniger (12 %) Angeltourist:innen so mit Konflikten umging. Ein Drittel (32 %) der einheimischen Angler:innen konfrontierte die Konfliktpartei, während ein deutlich geringerer Anteil (14 %) der Angeltourist:innen ein solches Verhalten zeigte. Andere, seltener gezeigte Reaktionsweisen umfassten das Angeln zu einer anderen Tages- oder Jahreszeit, die Verständigung von Behörden oder die Beschwerde bei den Verantwortlichen. Hier gab es keine Unterschiede zwischen Tourist:innen und Einheimischen.

#### Fazit

Konflikte zwischen Fischerei (Angel- und Berufsfischerei zusammengenommen) und Naturschutz sind an den Bodden weit verbreitet, insbesondere in Bezug

auf den Zugang zu Schutzgebieten, die Transparenz der Regeln in Schutzgebieten und die unterstellten Wirkungen des Schutzes natürlicher Prädatoren. Der Konflikt bezüglich der Kormorane ist auch in anderen Regionen der Welt weitverbreitet. In der Tat konsumieren Kormorane an den Bodden erhebliche Mengen an Hecht, was sich negativ auf den Hechtbestand auswirken kann (Kapitel 6). Der Fraßdruck der Kegelrobben kann aktuell nicht seriös abgeschätzt werden, aus Schweden sind aber Studien bekannt, die negative Wirkungen bei Robbendichten zeigen (Bergström et al. 2023), die im Greifswalder Bodden zeitweilig bereits erreicht werden. Konflikte um Zugänge zu Schutzgebieten sind aus Anglersicht vor allem darin begründet, dass diese als ungerecht wahrgenommen werden. Vielfach besteht eine selektive Bevorzugung berufsfischereilicher Interessen bei Zugangsfragen z. B. zu Schutzgebieten, die für Angler:innen gesperrt sind. Perspektivisch ist das erklärte Naturschutzziel, z. B. im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft auf 50 % der Fläche eine Nullnutzung zu erreichen. Diese Aussicht ist für Fischer:innen und

Angler:innen gleichermaßen bedrohlich und schürt Existenzängste. Die Harmonisierung von Naturschutz und Fischereiinteressen an den Bodden kann am besten dann erreicht werden, wenn gemeinsame Ziele betont und verfolgt werden, wie z. B. die Renaturierung von Salzwiesen oder die Zugänglichkeit von Zuflüssen und Grabensystemen für Fische. Hier ist auf eine faire, gleiche Behandlung von Fischer:innen und Angler:innen bzw. Angelguides Wert zu legen. Eine verbesserte Kommunikation auf Augenhöhe und die gegenseitige Akzeptanz divergierender Perspektiven und Werte kann konfliktmindernd wirken. Prinzipiell ist die Mehrheit der Angler:innen und Fischer:innen Schutzgebieten gegenüber aufgeschlossen.

**Konflikt Berufsfischerei vs. Angelfischerei**

Der zweite wesentliche Konflikttherd an den Bodden, der in den qualitativen Interviews identifiziert wurde, war der Konflikt zwischen Angler:innen und Fischer:innen. Sechs von neun befragten kommerziellen Fischern erwähnten Konflikte mit Angler:innen, während 17 von 19 Angler:innen einen Konflikt

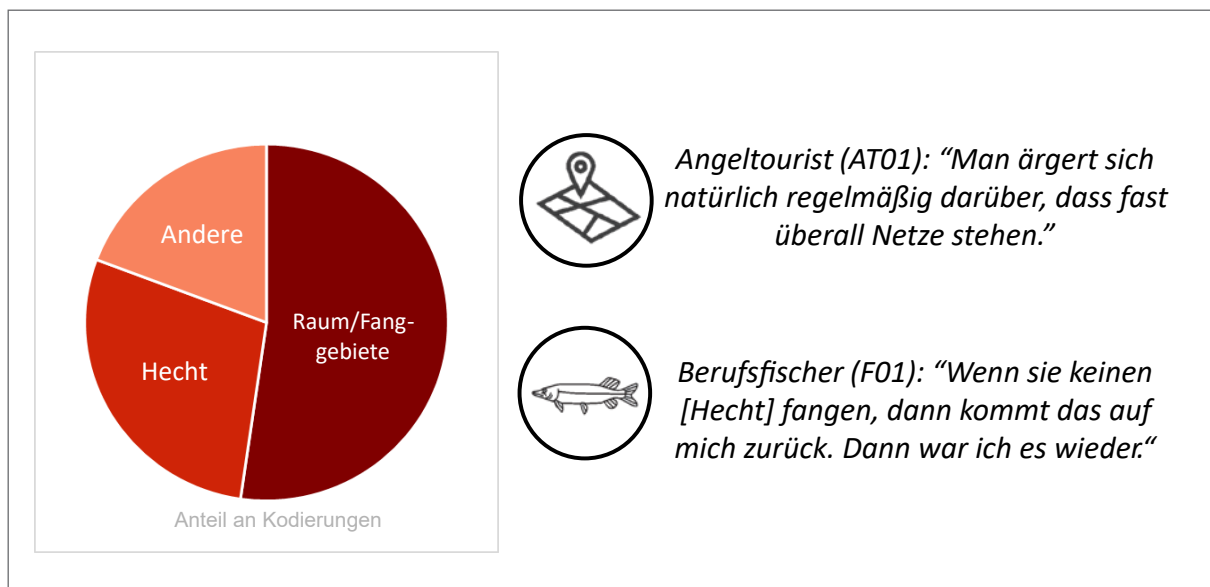


Abbildung 4.38: Hauptthemen im Konflikt zwischen Angler:innen und Fischer:innen an den Bodden (aus Vogt 2020).

mit kommerziellen Fischer:innen bekundeten. Dabei erwiesen sich Konflikte um Raum und Fanggebiete als das wichtigste Thema im Fischer-Angler-Konflikt (Abbildung 4.38). Ein Fischer sagte z. B. bezogen auf Angeltourist:innen: *„Sie wissen nicht, wo sie sind. Und [...] das erste, [was sie tun, ist] durch die Netze fahren und die Netze kaputt fahren“*, und ein Angeltourist gab an, dass ihn regelmäßig die vielen Netze störten (Abbildung 4.38). Das am zweithäufigsten genannte Konfliktthema zwischen Angler:innen und Fischer:innen waren Konflikte um den Boddenhecht als Fischereiressource. Allerdings erwähnten die befragten Angler:innen wahrgenommene Probleme mit den Hechtbeständen weitaus häufiger als die Berufsfischer:innen. Im Kern ging es dabei darum, dass sich beide Gruppen gegenseitig die Schuld für einen wahrgenommenen Rückgang der Fänge gaben, wie diese Aussage eines Berufsfischers zeigt: *„Wenn sie keinen fangen, dann kommt das auf mich zurück. Dann war ich es wieder.“*

Konflikte mit Fischer:innen ließen sich auch quantitativ aus Sicht der Angler:innen belegen. Sowohl einheimische Angler:innen als auch Tourist:innen empfanden das Blockieren wichtiger Fanggebiete durch Berufsfischer:innen eher als problematisch (48 % bzw. 40 %), jedoch weniger durch andere Angler:innen. Die illegale Entnahme von Fisch durch Angler:innen oder Berufsfischer:innen wurde durchweg von einer relativen Mehrheit als problematisch empfunden (> 40 %) ebenso wie das illegale Fischen/Angeln in Schutzgebieten. Mangelnde Rücksichtnahme beim Navigieren sowie unhöfliches Verhalten durch andere Angler:innen oder Fischer:innen galten als weniger problematisch. Insbesondere Tourist:innen (38 %) empfanden, dass die Berufsfischer:innen ihren eigenen Angelerfolg reduzierten. Tourist:innen sowie andere stärker spezialisiertere Angler:innen mit hoher Angelaktivität hatten hier eine negativere Perspektive auf die Berufsfischerei als die übrigen einheimischen Angler:innen (Slaton et al. 2023).

Ein ganzes Bündel von Faktoren erklärt die Konflikte zwischen Angler:innen und Berufsfischer:innen an den Bodden, die im Detail in Arlinghaus et

al. (2022a) erläutert und hier nur in einer verkürzten Zusammenschau erläutert werden, ergänzt durch einige quantitative Analysen, die in Arlinghaus et al. (2022a) nicht enthalten sind.

#### *Kulturelle Faktoren: Tief verwurzelte Angler-Fischer-Antipathie aufgrund unterschiedlicher Werte*

Der erste übergeordnete Faktor für Konflikte in der Fischerei liegt in der divergierenden Kultur der Gruppen „Angler:innen“ und „Fischer:innen“. Der Begriff Kultur beschreibt in diesem Zusammenhang das Konglomerat von akzeptierten Vorgehens- und Verhaltensweisen, Tabus und Normen, formalen und ungeschriebenen Gesetzen innerhalb einer bestimmten Gruppe/Region/Gesellschaft. Ein Schlüsselbeispiel: Während sich die Berufsfischerei durch ihren Beitrag zur menschlichen Ernährung und als Einkommensgenerator für den Unterhalt der Familie definiert und die Welt entsprechend sieht und danach handelt, steht bei der Angelfischerei für die meisten (mit Ausnahme der Guides, die ebenfalls kommerziell denken) das individuelle Erlebnis im Vordergrund. Fischer:innen fischen aus ökonomischen Gründen, mit dem Ziel, den Fisch zum höchstmöglichen Preis zu verkaufen, während Angler:innen hauptsächlich aus nichtökonomischen Erwägungen ‚nur zum Spaß‘ angeln. Obwohl Fischer:innen und Angler:innen sprichwörtlich im selben Boot sitzen, ist der Werte- und Verhaltenskanon beider Gruppen (meist) hochgradig verschieden. Das äußert sich u. a. in abweichenden Werten, Normen, Bekleidungsstilen und akzeptierten Praktiken. Diese gegensätzlichen Lebenswelten befördern mittelfristig die Entwicklung einer „Wir vs. Die“-Perspektive zwischen Berufsfischer:innen und Angler:innen, woraus sich eine ablehnende Haltung gegenüber den „Anderen“ und ihren Werten und Erwartungen entwickeln und verstärken kann (Cook-Huffman 2009).

Sinnbildlich kann man diese kulturellen Unterschiede am großen Hecht und an der Verwendung des großen Hechts festmachen. Für einen Teil der Boddenangler:innen hat gerade der kapitale Hecht eine hohe symbolische und persönliche Bedeutung

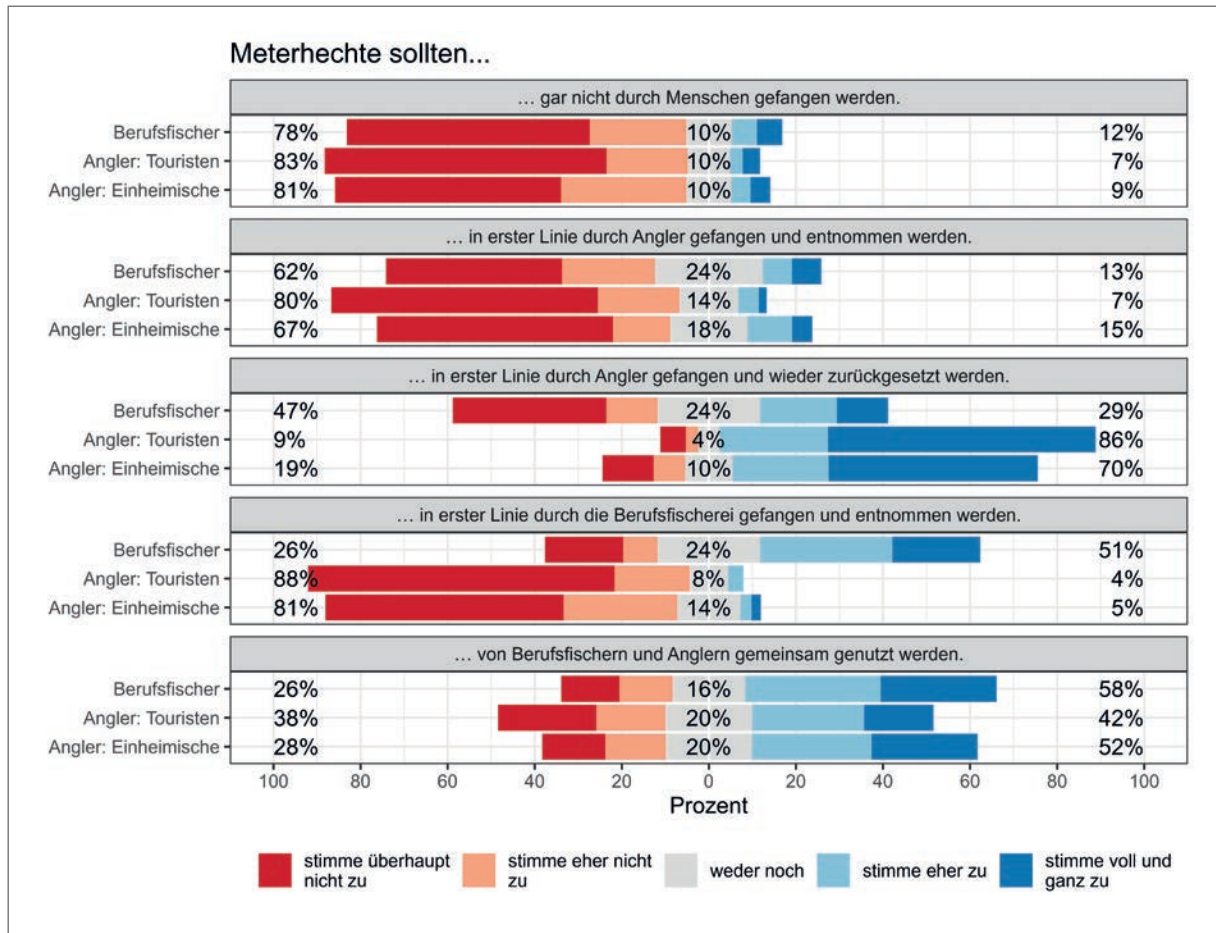


Abbildung 4.39: Normen von Angler:innen und Fischer:innen an den Bodden zur Verwendung von Meterhechten. Die Prozentangaben fassen jeweils stimme überhaupt nicht/eher nicht zu (links), weder noch (mitte) bzw. stimme eher/voll und ganz zu (rechts) zusammen.

(Koemle et al. 2021, 2022). Demgegenüber empfinden viele Fischer:innen große Hechte bzw. große Fische allgemein als schlechte Futterverwerter, die aus einem Ökosystem entfernt gehören (vgl. den alten Friedrichshagener Lehrsatz: „Am großen Fisch erkennt man den schlechten Fischer“, Schäperclaus 1960). Gerade unter spezialisierteren Angler:innen und Guides ist die Meinung weitverbreitet, dass das freiwillige Zurücksetzen einmal gefangener Hechte einen wesentlichen Beitrag zum Erhalt der Bestände leisten kann. Deren wesentliche Argumente für das Zurücksetzen entnahmefähiger Fische sind zum einen, dass die Ressourcen und der Laicherbestand geschont werden, und zum anderen, dass ein Wiederfang ermöglicht wird (Arlinghaus et al. 2007). Da

das Zurücksetzen den Bestand nicht verändert, sollte diese Praxis ein geringes Konfliktpotenzial bergen. Ganz im Gegensatz dazu führt die Praxis des freiwilligen Zurücksetzens aber zu teils erheblichen kulturellen Konflikten mit der Berufsfischerei:

„Und ich würde es auch nicht einsehen, warum ich jetzt den Beruf wechseln sollte, nur weil andere aus Sport jetzt da und aus Langeweile und aus Hobby da jetzt Hechte fangen und wieder reinsetzen wollen.“ (Fischer)

Die quantitativen Umfragedaten belegen, dass Angler:innen und Fischer:innen in Teilen ähnliche Normen zur Verwendung gerade der kapitalen Hechte haben. Beispielsweise lehnte eine breite Mehrheit sowohl von Fischer:innen als auch Angler:innen die aus-

schließliche Nutzung von Meterhechten durch Angler:innen ab und befürwortete eine gleichberechtigte Nutzung (Abbildung 4.39). Eine relative Mehrheit der Berufsfischer:innen (47 %) war hingegen nicht dafür, dass Angler:innen Meterhechte in erster Linie über die Praxis des Zurücksetzens nutzen sollten, während sowohl einheimische als auch touristische Angler:innen dieser Aussage mehrheitlich zustimmten. Angler:innen lehnten überdeutlich die ausschließliche Nutzung von großen Hechten über die Berufsfischerei ab, während Berufsfischer:innen dieser Perspektive wohlwollend gegenüberstanden. Die größten Divergenzen zwischen Angler:innen und Fischer:innen zeigten sich also bei der Frage der nichtkonsumtiven Nutzung von Großhechten über das Zurücksetzen – ein deutlicher Hinweis auf die Unterschiedlichkeit der Kulturen in den Referenzgruppen.

#### *Institutionelle Dimension: Staatliche vs. private Fischereirechte*

Eine weitere wesentliche Ursache des Konflikts zwischen Angler:innen und Fischer:innen ist in der institutionellen Ausstattung der Verfügungs- bzw. Fischereirechte an den Bodden zu suchen, das heißt, hier kommen auch institutionelle Faktoren gemäß dem hier zugrunde liegenden Konfliktmodell ins Spiel (Abbildung 4.30). Ein wesentlicher Punkt dabei ist, dass weder Fischer:innen noch Angler:innen an den Bodden Verfügungsrechte an Gebieten oder Fischbeständen besitzen. Hier zeigt sich also die klassische Form des regulierten freien Zugangs, bei dem jeder gegen jeden im Wettbewerb um Fische und Fischbestände steht (Gordon 1954). Das wiederum bedeutet in ökonomischer Hinsicht, dass z. B. ein Hecht, der von einem Angler oder Fischer freiwillig geschont wird, einen Wert von Null für die handelnde Person hat, da sie nicht sicher sein kann, dass ihre persönliche Investition in den Bestandsschutz dem eigenen Nutzen in der Zukunft zugutekommen wird (Abbott 2015, Arlinghaus et al. 2019). Daraus folgt wiederum, dass es für Angler:innen und Fischer:innen ökonomisch rational ist, möglichst viele Fische persönlich zu nutzen, während die Kosten einer

eventuellen Übernutzung auf die Allgemeinheit umgelegt werden. Es kann also zu einer sogenannten Tragödie von Kollektivgütern („tragedy of the commons“, Hardin 1968) bzw. Übernutzung kommen. In Managementsystemen wie der Binnenfischerei tritt dieses Dilemma nicht auf, da einzelne Fischer:innen oder aber ein Angelverein bzw. -verband die Rechteinhaber sind und neben der Hegepflicht auch ein eigenes Interesse an der Ressourcenschonung haben.

#### *Ressourcenabhängigkeit: Angler:innen und Fischer:innen als Konkurrent:innen um Fischressourcen*

Ein weiterer Grund für den Fischer-Angler-Konflikt liegt in den Ressourcenabhängigkeiten. Im Kern verhält sich jede Person so, dass der persönliche Nutzen maximiert wird. Dieser Nutzen kann monetäre oder nichtmonetäre Aspekte, auch Gefühle von Gerechtigkeit, umfassen. Gerade in offenen Systemen wie den Bodden interagieren sehr viele unterschiedliche, meist einander unbekannte Personen miteinander. Ein nutzenmaximierendes Verhalten äußert sich in diesem Falle darin, dass jeder Einzelne relativ wenig Rücksicht auf andere Nutzungsgruppen nimmt. Das verdeutlicht z. B. das folgende Zitat eines Boddenfischers:

*„Als Fischer sind mir die Angler egal. Ich muss meine Familie ernähren.“* (Fischer)

Für viele Angler:innen ist der Hecht die Hauptzielart an den Bodden, sodass sie von guten Hechtfängen abhängig sind. Ein Guide, dessen Einnahmen vor allem durch Hechtangler:innen entstehen, wird sich folglich so verhalten, dass seine Kund:innen optimal zufrieden sind, und zunächst wenig Rücksicht auf Mitbewerber:innen und Fischer:innen nehmen. In ähnlicher Weise werden Fischer:innen, deren Einkommen von der Fischerei abhängt, zunächst an sich denken und sich so verhalten, dass sie selbst maximale Einkommen realisieren. Das kann bei Angler:innen das Gefühl schüren, dass die Fischer:innen das ganze Jahr über gezielt auf Hecht fischen. Dem ist jedoch nicht so (Kapitel 5), nicht zuletzt da die Fängigkeiten saisonal variabel sind (gering im Sommer, höher im Winter und kurz vor der Laichzeit).

## Die soziale und ökonomische Seite des Boddenhechts

Tabelle 4.25: Relative Häufigkeit (%) des von den Angler:innen geschätzten durchschnittlichen Anteils von Boddenhechten am Profit der Berufsfischerei.

	einheimische Angler:innen (n = 159)	Angeltourist:innen (n = 303)	statistische Irrtumswahrscheinlichkeit
geschätzter Anteil von Boddenhecht am Profit der Berufsfischerei			p < 0,01
0–19 %	44,7	42,2	
20–39 %	45,9	35,3	
40–100 %	9,4	22,4	
Mittlerer relativer Anteil (%) am Profit (SD)	21,3 (17,9)	25,1 (20,2)	p < 0,05

Auch überschätzen Angler:innen offenbar die ökonomische Relevanz des Hechts für die Fischer:innen. Während der Hecht in der Küstenfischerei in M-V im Durchschnitt nur 1–3 % des Betriebserlöses ausmacht (Kapitel 2), unterstellten die einheimischen bzw. touristischen Angler:innen dem Boddenhecht einen Anteil am Profit des Fischers, also am unternehmerischen Gewinn, von 21 % bzw. 25 % (Unterschied signifikant, Tabelle 4.25). Betriebserlöse sind nicht der Unternehmensgewinn, so dass die Zahlen nicht direkt vergleichbar sind, aber es ist davon auszugehen, dass der Hecht auch am Gewinn der Fischer im Durchschnitt nicht mehr als 3 % ausmacht. Zwar gibt es durchaus einige Boddenregionen, in denen der Hecht auch höhere Erlösanteile (teilweise > 10 %) ausmacht (Abbildung 4.40), die von Angler:innen unterstellten Werte werden aber nicht er-

reicht. Da die Hechte eher lokale Bewegungsmuster aufweisen (Kapitel 3), kann es durchaus sein, dass einzelne Fischer:innen z. T. erheblich auf die lokale Hechtabundanz einwirken, auch wenn der Hecht insgesamt eher eine geringe ökonomische Bedeutung für die Küstenfischerei hat.

Weiterhin kommt es zu erheblichen Zielkonflikten zwischen der Berufs- und der Angelfischerei in Bezug auf die optimale Fischereierblichkeit. Dies liegt darin begründet, dass beide Gruppen unterschiedliche Bestandsbiomassen und langfristig unterschiedlichen Fischereidruck für die Gewährleistung einer möglichst hohen Fischereiqualität benötigen (Hilborn 2007, Kapitel 6). Gehen die Fischbestände zurück (was zwangsläufig geschieht, wenn sie scharf befischt werden), werden also zuerst Angler:innen zurückgehende Angelqualitäten wahrneh-

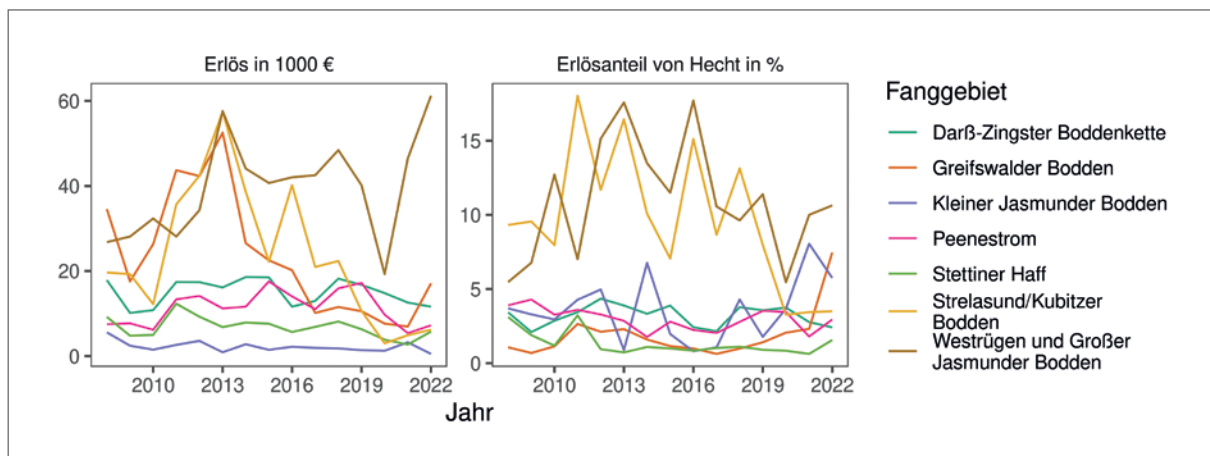


Abbildung 4.40: Erlöse und Erlösanteile der Hechtfischerei an den Bodden für unterschiedliche Fanggebiete.



men. Naheliegenderweise unterstellen sie dann den Fischer:innen als ihrer direkten Konkurrenz, für den Bestands- und Fangrückgang verantwortlich zu sein. Diese Unterstellung lässt sich in vielen Gebieten im In- und Ausland finden (z. B. Bishop & Samples 1980, Kearney 2001, Arlinghaus 2005, Boucquoy 2017) und zeigt sich auch in den Anglerziten der gegenwärtigen Diskussion (Arlinghaus et al. 2022a). Es gibt aber auch Angler:innen, die vermuten, dass gerade beim Boddenhecht die Angler:innen selbst einen erheblichen Beitrag zu den Gesamtentnahmen leisten, was in Übereinstimmung mit aktuellen Studien steht (Weltersbach et al. 2021).

*„Dem Boddenhecht wird das ganze Jahr nachgestellt, die natürliche Reproduktion kann das nicht kompensieren. [...] Wir Angler sind für den Rückgang verantwortlich.“* (Angler)

Kognitiv und emotional einfacher bleibt es, Berufsfischer:innen oder auch natürliche Prädatoren wie Kormorane oder Robben für den Hechtbestandsrückgang verantwortlich zu machen (Arlinghaus et al. 2022a) und die teilweise oder vollständige Einstellung der Berufsfischerei auf Hecht zu fordern. Berufsfischer:innen reagieren mit Unmut auf solche Vorschläge:

*„Und dann möchten die Angler natürlich, [...] Druck aufzubauen, dass der Hecht vielleicht, dass der Fischer vielleicht keinen entnimmt oder dass bestimmte Gebiete total für den Fischer gesperrt werden. Das sind ja so Träumereien. Aber das ist, wird nicht funktionieren. Also, [...] da muss ja auch irgendwo Ausgleich erfolgen. Weil wenn ich jetzt aufhöre, den Hecht zu fischen, fällt ein Viertel weg, sage ich mal so, jetzt mal pauschal gesagt. Das funktioniert ja auch nicht.“* (Fischer)

#### *Ressourcenabhängigkeiten: Staatliche Subventionen und Selbstsubvention*

Eine weitere Komponente, die als Ressourcenabhängigkeit einzuschätzen ist, umfasst die finanzielle und nichtfinanzielle Abhängigkeit der Fischer:innen und Angler:innen von der Fischereiausübung, um persönliches Wohlergehen zu realisieren. Fischer:innen und

Angelguides müssen dauerhaft von der Ressource leben. Daher entscheiden langfristig gesehen Einkommenserwägungen darüber, ob man weiterfischt oder die Arbeitszeit anders einsetzt.

Im Unterschied dazu geht es bei Angler:innen um ein Angelerlebnis, das auch nichtkonsumtive Bedürfnisse befriedigt. Beide Akteursgruppen sind aus unterschiedlichen Gründen von der Ressource und der Fischerei abhängig und reagieren unterschiedlich auf staatliche oder sonstige Subventionierungen der Fischerei- und Angelaktivität. In diesem Zusammenhang sind „Querfinanzierungen“ der Fischerei auf Boddenfische durch Einkommen aus anderen Zielarten oder staatlichen Ersatzleistungen ein immer wieder diskutierter Punkt, gerade unter Angler:innen. Drei verschiedene Aspekte können zur Aufrechterhaltung des Fangaufwands durch die Berufsfischerei auf Süßwasserfische wie Hechte in den Bodden herangezogen werden: 1) zurückgehende Quoten bei den wirtschaftlich relevanteren Meeresfischarten (Dorsch und Hering), die Anreize schaffen, verstärkt auf Hecht und andere Süßwasserfische in den Bodden zu fischen; 2) staatliche Subventionen, die die Kapazität der Fischer:innen aufrechterhalten; 3) die Existenz von Nebenerwerbsfischer:innen, die auf Hechte fischen, obwohl sie das aus Sicht der kritischen Angler:innen zur Gewährleistung des ökonomischen Auskommens gar nicht müssten. Alle drei Aspekte können direkt oder indirekt aus einer Perspektive der vom Fischbestand entkoppelten Unterstützung der Fischerei aufgefasst werden, was ganz allgemein eine direkte oder indirekte Subventionierung der Fangaufwände darstellt. Eine Subventionierung der Fangaufwände senkt die Kosten und erhält den Fangdruck aufrecht, was sich negativ auf Fischbestände auswirken (Sakai 2017) und bei positiven Preiseffekten auch zum Kollaps des Boddenhechtbestands durch Überfischung führen kann (Dao et al. 2023). Gerade die Frage des Nebenerwerbs und die Wechselbeziehung zwischen Angler:innen und Nebenerwerb ist eine immer wieder diskutierte Ebene des Konflikts zwischen Fischer:innen und Angler:innen.

*Ressourcennormen:*

*Berufsfischerei als Nahrungsproduzent vs.*

*Angeltourismus als Freizeiterlebnis*

Ein weiterer zentraler Einflussfaktor auf Konflikte zwischen Angler:innen und Fischer:innen sind unterschiedliche Vorstellungen und Normen hinsichtlich der akzeptablen Nutzung der Fischressourcen. Im vorliegenden Falle konzentriert sich die Debatte auf die Kernfrage, was moralisch legitimer ist – die Berufsfischerei als Erzeuger von Nahrungsmitteln für die Gesellschaft und als Einkommensgenerator für die Fischer:innen oder das Angeln als Freizeiterlebnis, das für Angelguides als dritte Akteursgruppe eine Einkommensquelle darstellt. Letzteres stiftet nach der Meinung ausgewählter Angler:innen und Guides für die Region eine höhere Wertschöpfung als die Berufsfischerei auf Hecht:

*„Der volkswirtschaftliche Nutzen eines geangelten Fisches ist selbst nach einer Entnahme viel größer, als ihn berufsfischereilich zu fangen.“ (Angler/Guide)*

Angelguides betonen überdies, dass auch sie ökonomische Akteure sind:

*„Es wird halt argumentiert, dass sie das hauptberuflich machen, was ja inzwischen nicht mehr zieht. Weil ja das Angeln auch hauptberuflich stattfindet.“ (Guide)*

Typisch für Angler-Fischer-Diskurse in gemeinsam genutzten Situationen sind ökonomische Argumente zum Wert des gefischten Fisches, gerade wenn ein ausgeprägter Angeltourismus in einer Region zu finden ist (Edwards 1991, Boucquey 2017). Ein entsprechender Diskurs existiert auch im vorliegenden Fall, insbesondere artikuliert durch Angelguides. Es geht darum, politischen Druck aufzubauen und im Ergebnis eine erhöhte Allokation der Fische in vermeintlich wirtschaftlich relevanteren Sektoren zu erreichen. Das prototypische Argument ist, dass ein z. B. im Rahmen des Angeltourismus gefangener Hecht der Region um Rügen, Hiddensee und Usedom mehr Wertschöpfung bringt als ein in der Berufsfischerei gehandelter Hecht. In der Tat ist die Bruttowertschöpfung des Angels auf Hecht an den Bodden etwa 32-fach höher als

die Bruttowertschöpfung des Berufsfischens auf Hecht. Landwirtschaftsminister Till Backhaus hat sich in diesem Diskurs gegen das Umsatzargument des Angeltourismus positioniert (LM 2021). Hier schwingen eindeutig Wertzuschreibungen mit, die nichts mit Umsätzen oder einer volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung zu tun haben. Der Berufsfischerei wird ein intrinsischer Wert beigemessen, der nicht in Geldeinheiten verhandelbar ist. Viele Angler:innen und Guides empfinden die Werte der Fischereipolitik und -verwaltung als eher fischereifreundlich und sind der Meinung, dass Allokationsentscheidungen im Zweifel zugunsten der Berufsfischerei gefällt werden, während die Bedürfnisse der Angler:innen eher hintenangestellt werden. Ganz von der Hand zu weisen sind solche Einschätzungen nicht:

*„Die Berufsfischer müssen davon leben. Das muss ein Angler nicht.“ (Fischereibehörde)*

*„Ist das jetzt ungerecht, dass der einen besseren Zugang zu einer Ressource hat, als jemand, der da nur Hobby ausübt? Also mein Gerechtigkeitsempfinden geht in eine andere Richtung.“ (Naturschutzakteur)*

Theoretisch ließe sich das Allokationsproblem in der Boddenhechtfisherei lösen, indem Angler:innen die Berufsfischerei für ihre Minderfänge an Hecht finanziell kompensieren. Genau solche Allokationsvorschläge sind von einigen Angler:innen in den Diskurs eingebracht worden. Durch diesen Perspektivwechsel wird eine konstruktive Gesprächsatmosphäre erreicht, indem nicht über Wert an sich, sondern über eine faire Verteilung der Ressourcenrenten nachgedacht wird. Und wenn ein nicht berufsfischereilich gefangener Hecht den Angler:innen zusätzliche Wohlfahrt stiftet, dann wäre es im Sinne der Vermeidens von Verlierern (Pareto-Effizienz) sinnvoll, dass die Politik den Wohlfahrtsverlust der nun schlechter gestellten Partei (Berufsfischerei) kompensiert. Das könnte ggf. auch über von Angler:innen finanzierte Kompensationen (z. B. spezielle Boddenkarte, aus deren Einnahmen Kompensation von Mindererträgen in der Berufsfischerei vergütet werden) erfolgen.

*Ressourcennormen: Gerechtigkeitsargumente*

Weitere Argumente, die als unterschiedliche Ressourcennormen einzuschätzen sind, beschäftigen sich im Angler-Fischer-Konflikt mit Gerechtigkeitsfragen.

„Die Angler werden immer weiter eingeschränkt, während die kommerzielle Fischerei immer mehr anlandet.“ (Angler)

Gerechtigkeitsfragen spielen bei vielen Konflikten in der Fischerei eine große Rolle (Loomis & Ditton 1993). Das Boddengebiet ist keine Ausnahme. Aus Sicht einiger Angler:innen werden viele Bewirtschaftungsentscheidungen in der Küstenfischerei zugunsten von Fischer:innen getroffen.

„Warum stehen Fischern Sonderregelungen zu, zum Beispiel Fischerei in der Schonzeit?“ (Angler)

In vielen Fällen finden die Fischereiaktivitäten aber in Gebieten statt, die nur vermeintlich Schutzgebiete und auch nur vermeintlich exklusiv für Fischer:innen zugänglich sind. Natürlich müssen sich auch Berufsfischer:innen an Hechtschonzeiten halten und sie tun das nach vorliegenden Informationen auch. Viele Angler:innen sind offenbar nicht ausreichend über die lokalen Regeln informiert, weil die Regelungsdichte und die Anzahl verschiedener Schutzgebietsformen mit jeweils eigenen Schutzgebietsverordnungen und Ausnahmen um Rügen, Hiddensee und Usedom sehr hoch und dadurch schwer zu durchdringen ist (Kapitel 2). In der Tat gibt es um

Rügen aber auch bestimmte Ausnahmen für die Berufsfischerei, z. B. Zugänge zu bestimmten Gebieten im Nationalpark, die ansonsten nicht mit Motorbooten befahren werden dürfen. Diese Ausnahmen wurden aus verschiedenen Gründen eingeführt, nicht zuletzt, weil die Fischer:innen mit der Aktivität ihren Lebensunterhalt verdienen müssen, oder aus historischen Gründen, z. B. weil die Fischer:innen schon vor der Einführung bestimmter Schutzregeln in diesen Gebieten Fangplätze hatten. In ähnlicher Weise haben auch einige Angelguides für bestimmte Gebiete Lizenzen erhalten, die in diesen Gebieten einem Beruf nachgehen.

Spezielle Bestimmungen für die Berufsfischerei, die mit spezifischen Fangmethoden zusammenhängen, tragen ebenfalls zum Gefühl der Ungleichbehandlung unter einigen Angler:innen bei. Beispielsweise haben Berufsfischer:innen nach Einräumung einer entsprechenden Lizenz für Langleinen durch die Fischereibehörde die Möglichkeit, lebende Köderfische in der Langleinenfischerei einzusetzen, während die Nutzung lebender Köderfische für Angler:innen aus Tierschutzgründen strikt verboten ist. Mancher Fischer sieht sich aber auch gegenüber den seiner Meinung nach laschen Anforderungen an Angeltourist:innen ungerecht behandelt.

„Mit diesem Touristen-Fischereischein. Ja, weil das nicht sein kann, dass wir hier alles haben müs-

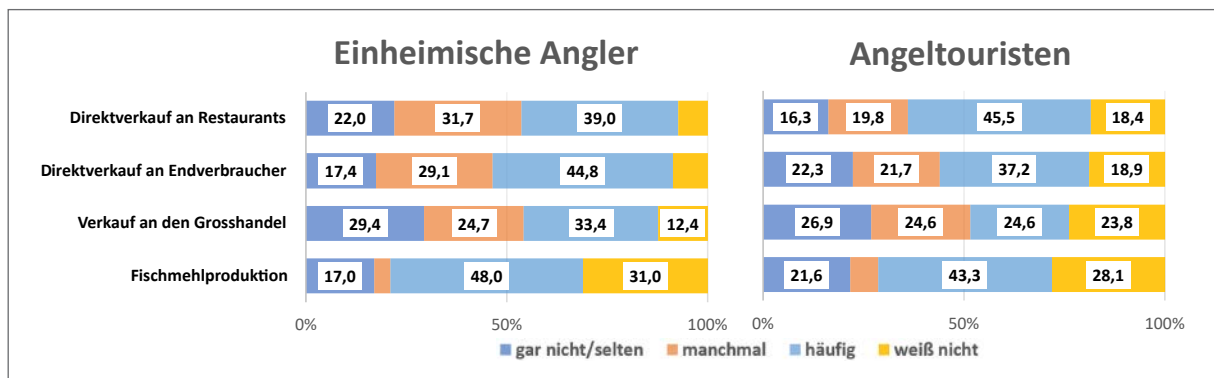


Abbildung 4.41: Relative Häufigkeit (%) der Zustimmung zu Aussagen über Vermarktungswege für Boddenhechte durch die Berufsfischerei (einheimische Angler:innen n = 300, Angeltourist:innen n = 646).

sen, und die anderen kommen irgendwie und können machen, was sie wollen.“ (Fischer)

### *Ressourcennormen: Verwendung und Verschwendung*

Eine weitere Form von Ressourcennorm, die im Diskurs zwischen Fischer:innen und Angler:innen regelmäßig zu finden ist und konfliktauslösend wirkt, dreht sich um die Verwendung der gefangenen Hechte. Hier wird ein Unterschied zwischen rechtlich erlaubtem und moralisch korrektem Verhalten gemacht, wie folgende Zitate zeigen:

„Rechtlich hat der Fischer nichts falsch gemacht. Ökonomisch und ethisch hat er alles falsch gemacht.“ (Angler)

Normen beschreiben persönliche Ideale oder auch Erwartungen der Gemeinschaft an das individuelle Verhalten. Aus vielen Statements geht hervor, dass die aufgebrachten Angler:innen unterschiedliche Normen dazu haben, was sich in der Nutzung und Verwendung der Hechte gehört und was nicht. Insbesondere die Vorstellung, dass der Hecht (zu) billig als Fischmehl verkauft wird, hält sich hartnäckig in manchen Anglerkreisen.

„Die Fische kommen nicht mal auf den Tisch, sondern landen im Fischmehl.“ (Angler)

„Einen Meterhecht von 10 Kilo für 10 Euro abzuschlagen und nach Polen zu verkaufen, ist unverantwortlich.“ (Angler)

Nach den Haupthandelswegen befragt, waren 48 % der einheimischen Angler:innen und 43 % der Angeltourist:innen der Meinung, der Hecht würde in die Fischmehlproduktion wandern (Abbildung 4.41). Ferner schätzte ein großer Teil der Angler:innen ein, dass die Kanäle der Direktvermarktung (Endverbraucher bzw. Restaurants) häufig oder eher häufig genutzt werden, während die wenigsten annahmen, dass Boddenhechte häufig oder sehr häufig an den Großhandel geliefert werden.

Diese Vorstellungen von Vermarktungswegen sind mit Ausnahme der Direktvermarktung unplausibel, insbesondere in Bezug auf die Fischmehlverwendung. Es ist nicht auszuschließen, dass in

seltenen Fällen verdorbene Hechte in der Tierkörperverwertung enden. Eine gezielte Hechtfischerei für die Fischmehlproduktion aus ökonomischen Gründen ist an den Bodden aber rechtlich verboten. Außerdem sprechen betriebswirtschaftliche Gründe dagegen: Die Marktpreise pro Kilogramm Hecht für den menschlichen Verzehr mögen nur 1–4 € im Großhandelspreis betragen, sie liegen jedoch deutlich über den Ankaufspreisen für die Fischmehlproduktion (z. B. 0,15 €/kg für Sprotten, Angaben eines Fischhändlers der Region).

Auch die Evidenz aus der Befragung von Fischer:innen zeigt ein anderes Bild. Exemplarisch für die Jahre 2010, 2015, 2018 und 2020 wurde abgefragt, über welche Kanäle die Fischer:innen ihre Hechte vermarkteten (Abbildung 4.42). Aus diesen Angaben lässt sich ebenfalls schließen, dass die Vermarktung als Fischmehl für Hecht keine Rolle spielt. Ein großer Teil der Fischer:innen nutzt stattdessen die Direktvermarktung an Endverbraucher:innen oder den Verkauf der Hechte direkt an die Gastronomie. Zu ähnlichen Teilen spielte auch der Verkauf an den Großhandel bzw. Genossenschaften eine Rolle. Der Verkauf an den Großhandel außerhalb M-Vs (auch international) scheint hingegen eher ein Randphänomen einzelner Fischer:innen zu sein, genauso wie der Verkauf an andere Fischer:innen oder lebend als Besatzfisch.

Der ressourcenbezogene Normenkonflikt in der „Fischmehlfrage“ hat eigentlich vielmehr mit unterschiedlichen Ansichten zur moralisch akzeptablen Nutzungsform der Hechte zu tun. Viele Angler:innen empfinden eine anglerische Nutzung schlicht als sinn- und damit wertvoller als eine berufsfischereiliche Verwendung als Nahrungsmittel, wie die angeführten Zitate verdeutlichen. Die Fischer:innen hingegen lehnten, wie bereits erwähnt, regelmäßig die eher nicht konsumtive Nutzung von Hechten, speziell das Trophäenangeln ohne Verwertung, als moralisch fragwürdig ab. Unter Fischer:innen herrscht die Norm vor, dass Fische als Nahrungsmittel und nicht „zum Spaß“ genutzt werden sollten.

„Sinnvoll ist ein Nahrungsmittel.“ (Fischer)

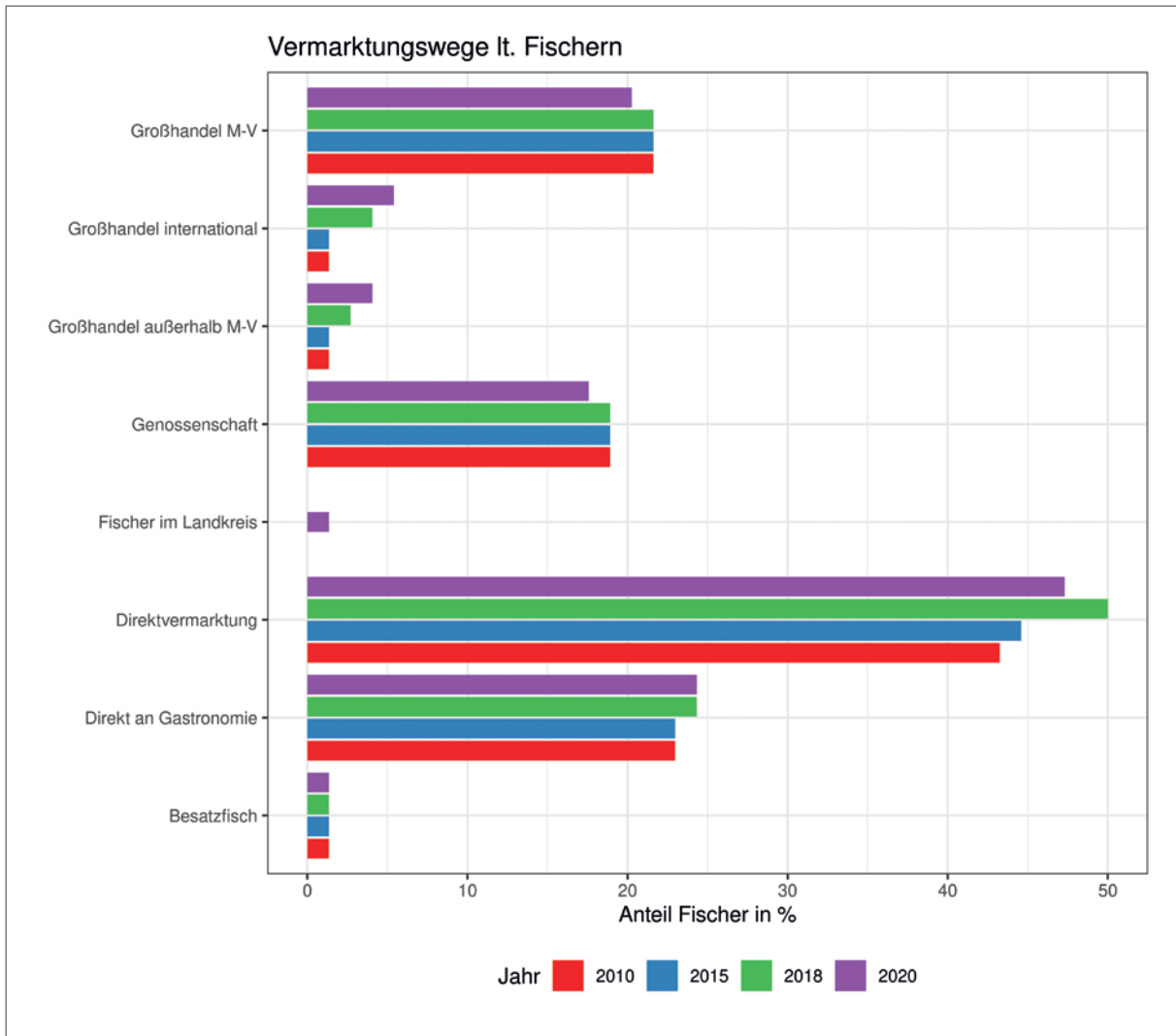


Abbildung 4.42: Anteilsmäßige Schätzung der Vermarktungskanäle der Gesamtfangmenge von Hecht durch N = 76 Boddenfischer:innen.

„Ja, wie gesagt, mich ärgert nur am meisten, dass es einfach nur eine Trophäe ist.“ (Fischer)

„Keine sinnvolle Nutzung ist, was ich eben gesagt habe. Dass dann, hier dieses Catch and Release. Dass sind Fische für ein Foto gefangen und gequält werden, in meinen Augen. Und dann wieder zurückgesetzt werden. Das steht, meiner Meinung nach, auch eindeutig im Gesetz. Das Fangen eines Fisches ohne sinnvolle Verwertung ist verboten.“ (Fischer)

Auch unter Angler:innen gibt es rund um das Trophäenangeln unter Catch & Release-Bedingungen regelmäßig teils hitzige Debatten (Arlinghaus

2007, 2014). Insbesondere die eher spezialisierten Raub- und Friedfischangler:innen setzen freiwillig gerade die größeren Exemplare zurück, während die Mehrzahl der Angler:innen in Deutschland ihren Fisch nach dem Fang zum Selbstverzehr entnimmt (Arlinghaus 2004). An den Bodden stieg der Anteil zurückgesetzter Hechte seit Mitte der 2000er-Jahre von etwa 30 % auf heute 60 % an (Arlinghaus et al. 2021). Im Rahmen der Anglerbefragung wurden die Ressourcenverwendungsnormen in Bezug auf Boddenhechte im Detail untersucht. Erfragt wurde die moralische Sinnhaftigkeit der Nutzung der Bodden-

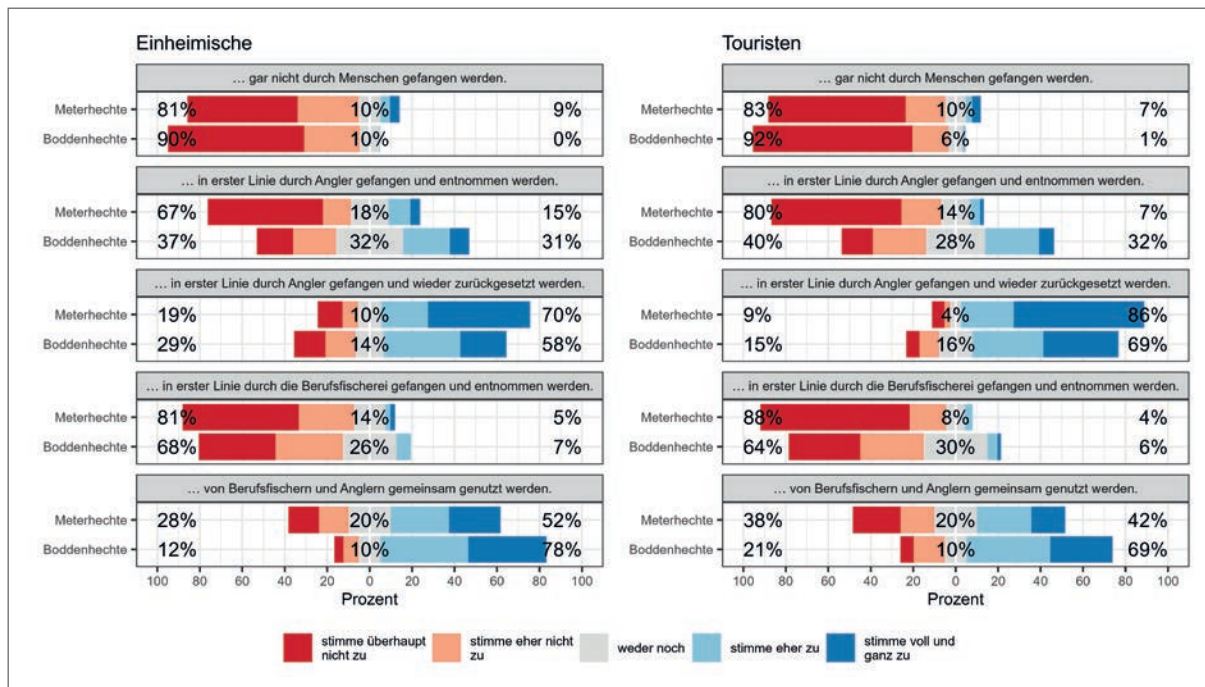


Abbildung 4.43: Normen von Angler:innen zur Nutzung von Boddenechten sowie insbesondere von Meterhechten. Die Prozentangaben fassen jeweils stimme überhaupt nicht/eher nicht zu (links), weder noch (mitte) bzw. stimme eher/voll und ganz zu (rechts) zusammen.

hechte insgesamt und der großen kapitalen „Meterhechte“ im Besonderen. Unterschieden wurden Angeltourist:innen und einheimische Angler:innen. So war eine überragende Mehrheit beider Gruppen der Meinung, dass Hechte durch den Menschen genutzt werden sollten, bzw. gab es eine hohe Ablehnung zu Aussagen, dass Hechte gar nicht durch den Menschen gefangen werden sollten (Abbildung 4.43). Sowohl die einheimischen als auch die touristischen Angler:innen waren mehrheitlich nicht der Meinung, Meterhechte sollten in erster Linie durch Angler:innen gefangen und entnommen werden. Eine überwältigende Mehrheit der einheimischen sowie touristischen Angler:innen (> 70 %) stimmte dagegen zu, dass Meterhechte in erster Linie von Angler:innen gefangen und zurückgesetzt werden sollten. Dies galt auch, etwas abgeschwächt, für Boddenechte insgesamt (> 58 %). Angler:innen lehnten mit großer Mehrheit ab, dass Boddenechte und Meterhechte vor allem beruflich genutzt werden sollten.

Mehrheitlich waren Angler:innen aber der Meinung, die Boddenechte und abgeschwächt die

Meterhechte sollten von Fischer:innen gemeinsam genutzt werden. Vergleicht man dies mit den bereits präsentierten Einstellungen zur Verwendung der Meterhechte durch Fischer:innen (Abbildung 4.39), so lag der Hauptunterschied in der selektiven Verwertung von großen Hechten durch Angler:innen über die Praxis des Catch & Release, was von Angler:innen stark begrüßt, von Fischer:innen aber mehrheitlich abgelehnt wurde. Außerdem zeigten Angler:innen besonders negative Einstellungen in Bezug auf Langleinen und Stellnetze (ohne Abbildung), was unterschiedliche Normen auch in Bezug auf spezifische Fanggeräte der Berufsfischerei andeutet. Die Aversion gegenüber Stellnetzen liegt in ihrem Potenzial des Versperrens von Fanggebieten begründet, Langleinen führen zu Konflikten wegen des Einsatzes von lebenden Köderfischen, was viele Angler:innen als unethisch sehen.

Toleranz von Lebensstilen und moralische Vorurteile Kulturelle Unterschiede, Emotionen, Ressourcenabhängigkeit und Normen verdichten sich am Ende

zu unterschiedlich ausgeprägten Toleranzen gegenüber der anderen Referenzgruppe und zu moralischen Vorurteilen, die Konflikte schüren können. Beispielsweise meinte ein Fischer:

*„Und vor allem, das ist ja das Schlimme, die halten sich ja nicht an den Laichschorbezirk, die marschieren da ja auch quer durch und das stört die ja nicht.“ (Fischer über Angeltourist:innen)*

Andere Äußerungen von Fischer:innen richteten sich vehement gegen die gesamte touristische Angelfischerei an den Bodden.

*„Aber auch zumindest die, die aus Langeweile heraus fangen. Dieser ganze Tourismus hier, finde ich ganz fürchterlich. Vor allem, dass das Leute machen, die dann nicht geschult sind.“ (Fischer)*

Auch einige Guides lassen kein gutes Haar speziell an den Inhaber:innen von touristischen Fischereischein.

*„Bis hin zu denjenigen, mit diesem Touristen-Fischereischein, die halt alles wegkloppen was einen Puls hat.“ (Guide)*

Einige Angler:innen möchten auch, dass Fischer:innen die Lizenz entzogen wird, wenn sie (viele) Hechte fangen:

*„Dem Fischer gehört wegen des Umgangs mit den Hechten die Lizenz entzogen.“ (Angler)*

Diese Zitate zeigen ein ganzes Bündel von Aversionen, die Angler:innen und Guides aus unterschiedlichen Gründen gegen andere Fischergruppen hegen und umgekehrt Fischer:innen gegen Anglergruppen, insbesondere gegen Tourist:innen. Es ist davon auszugehen, dass viele dieser Vorurteile auf ungenügender Kommunikation und fehlender Kenntnis über die Eigenheiten der jeweiligen Gruppen basieren. Prozesse der sozialen Identität verstärken diese Vorurteile und münden in der Ablehnung der Lebensstile, Einstellungen und Normen der anderen Gruppe. Häufig reicht es, in der falschen Referenzgruppe zu sein, und schon werden der anderen Seite ohne

direkte Interaktion und vertiefte Kenntnis allerlei Verfehlungen unterstellt. Allerdings gelten die Küstenfischereiverordnung, die Naturschutzbestimmungen und nicht zuletzt das Tierschutzgesetz und seine Normen im Kern für alle Parteien gleichermaßen. Fischer:innen erfahren eine mehrjährige und die meisten Angler:innen ebenfalls eine zumindest moderate Ausbildung in den wesentlichen Aspekten des Fischerei-, Naturschutz- und Tierschutzrechts. In der Tat werden vor allem Personen beim Erwerb eines Touristenfischereischeins in M-V weniger geschult. Sie müssen lediglich eine Broschüre lesen, bevor sie für 28 Tage in M-V angeln können. Die zitatgebenden Fischer:innen und Guides eint eine Aversion gegen bestimmte Angeltourist:innen, die von den Guides aufgrund einer konsumtiven, entnahmeorientierten Grundhaltung abgelehnt werden, wohingegen einige Fischer:innen ihnen vollkommene Ahnungslosigkeit im Umgang mit Natur und Fisch unterstellen.

Insgesamt prallen also zwischen Guides, Angler:innen und Fischer:innen zu ganz unterschiedlichen Themenbereichen (Tierschutz, Populationschutz, Umgang mit lebenden Tieren, Zurücksetzen vs. Behalten von Fischen) teilweise fundamental unterschiedliche moralische Vorstellungen aufeinander. Diese werten weitgehend unabhängig vom Konkurrenzdenken die jeweils andere Partei argumentativ oft ab, tragen erheblich zur Manifestierung und Verhärtung der Zielkonflikte bei und verfestigen die Gefühle der Ungleichbehandlung. Viele dieser Aspekte gehen weit über reine „Neiddebatten“ (LM 2021) hinaus und sind in fundamentalen, tief verwurzelten moralischen Normenkonflikten verwurzelt. Sie werden durch fehlende Kommunikation, falsche Vorstellungen und Mechanismen der sozialen Identitätsschaffung verstärkt. Lösungsvorschläge der teils tief verwurzelten Antipathien zwischen einigen Angler:innen, Guides und Fischer:innen sowie auch zwischen verschiedenen Anglergruppen umfassen eine verbesserte Kommunikation und Aufklärung über die Eigenheiten der jeweils anderen Gruppe und das Schaffen von Interaktionsräumen, um die Perspektive der jeweils anderen Partei besser kennenzulernen.

*Ausweichverhalten*

In den Interviews gaben sowohl gewerbliche Fischer:innen als auch Angler:innen an, dass sie auf den Konflikt in erster Linie auf individueller Ebene reagierten. Beide Gruppen erklärten, in Konfliktsituationen die Wasserschutzpolizei zu rufen, sich auf dem Wasser zu streiten oder sich zurückzuziehen, d. h. weniger Zeit am Wasser oder in bestimmten Fanggebieten zu verbringen. Einzelne Angler:innen äußerten, dass sie auf eine andere Zielart auswichen, während ein Berufsfischer sagte, er weiche auf eine weniger überfüllte Tageszeit aus. Es waren jedoch

auch Reaktionen auf Gruppenebene zu beobachten, wie diese Aussage eines Guides zeigt:

*„Wir sind offensichtlich auf dem Kriegspfad gewesen. [...] Die Fischer wurden von unseren Gästen teilweise schikaniert. [...] Und es hat auch dazu geführt, dass einige Leute Netze zerstört haben und so weiter. Es hat sich ein Guerillakrieg entwickelt, wo Reaktion zu Gegenreaktion führt.“*

In den quantitativen Befragungen wurde das Kompensationsverhalten auf Konflikte der Angler:innen mit Fischer:innen intensiver untersucht (Abbildung 4.44). Einheimische Angler:innen und

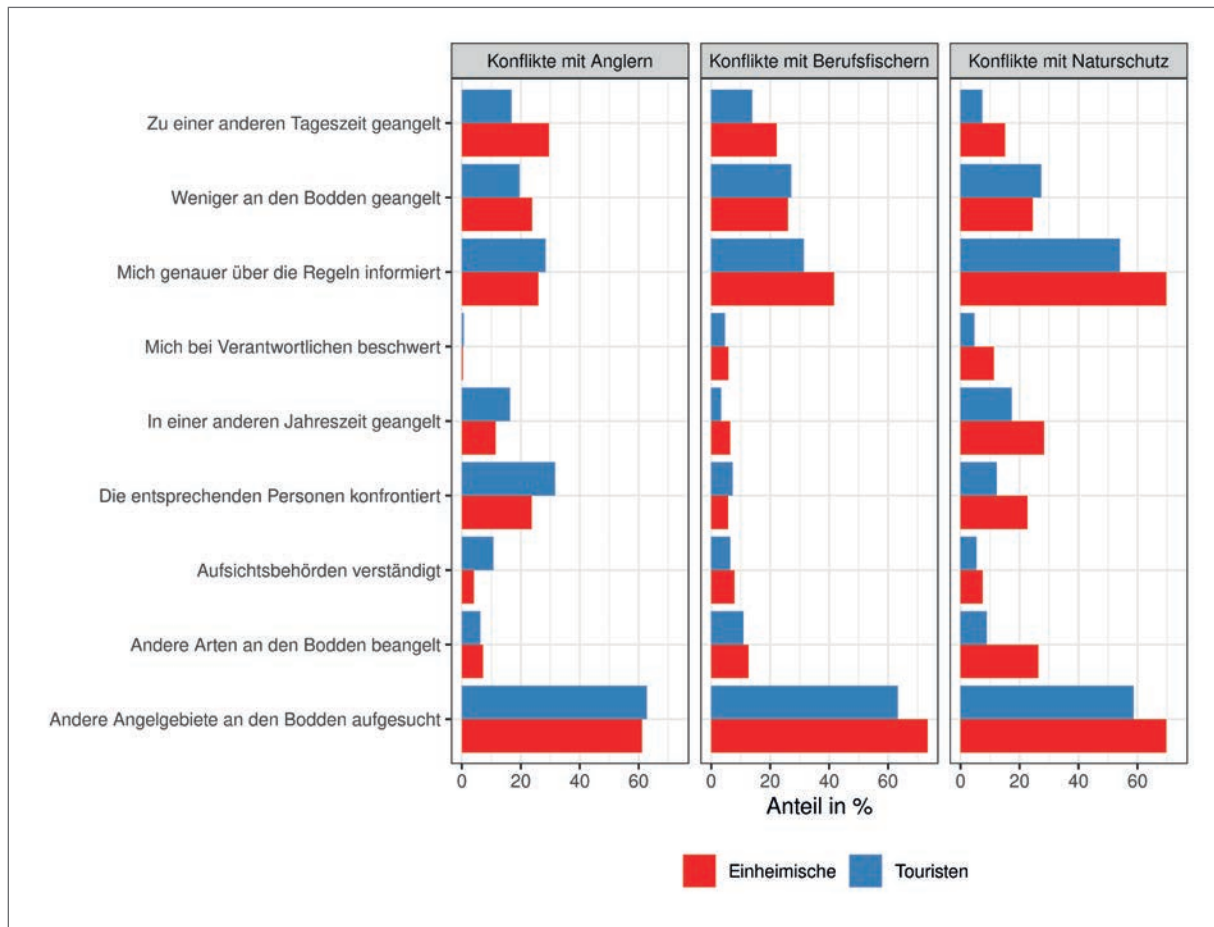


Abbildung 4.44: Ausweichverhalten (in % antwortender Angler:innen) in Bezug auf Konflikte mit Angler:innen, Fischer:innen und Naturschutzinstitutionen an den Bodden.



etwas weniger ausgeprägt Tourist:innen wichen vor allem auf andere Fanggebiete an den Bodden aus, viele informierten sich auch genauer über Regeln und Gesetze. Ein knappes Drittel der Angler:innen angelte weniger an den Bodden. Ein Viertel der einheimischen Angler:innen, aber nur 15 % der Tourist:innen wechselte die Tageszeit für das Angeln. 14 % der Einheimischen und 12 % der Tourist:innen wechselte die Zielart. Insgesamt überwogen aber örtliche Fanggebietswechsel.

Neben Konflikten mit Fischer:innen haben Angler:innen auch Konflikte untereinander auszutragen. Konflikte mit anderen Angler:innen bestanden aus der Sicht von Angler:innen insbesondere in Bezug auf die illegale Fischentnahme, was besonders von den einheimischen Angler:innen problematisiert wurde. Auch das illegale Verhalten von anderen Angler:innen in Schutzgebieten wurde moniert (Vogt 2020). Darauf reagierten einheimische Angler:innen und Angeltourist:innen ebenfalls durch die Wahl neuer Fanggründe, anderer Tageszeiten, durch Konfrontation der Person oder Information über die existierenden Regeln (Abbildung 4.44). Insbesondere der Aspekt der Konfrontation der Person war eine Reaktionsweise, die bei Konflikten mit Fischer:innen keine Relevanz hatte.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Die durchgeführte qualitative Analyse basiert nicht auf einer Zufallsstichprobe, sie wirft aber ein Schlaglicht auf wesentliche Argumente, wie sie oft auch in verschiedenen Anglergruppen in den sozialen Medien und Netzwerken vorgebracht werden und unter Fischer:innen, Guides und Vertreter:innen von Fischerei- und Naturschutzbehörden zu finden sind. Aus der vorgelegten Analyse kann deshalb nicht auf „die Angler:innen“, „die Guides“, „die Fischer:innen“ oder „die Behörden und die Politik“ im Allgemeinen geschlossen werden. Sie liefert aber einen Bezugsrahmen für Erklärungsansätze und Hypothesen darüber, welche wesentlichen Argumente den Konflikt zwischen Angler:innen und Fischer:innen prägen. Die quantitativen Befragungen, die auf einer größe-

ren Stichprobe basierten, quantifizierten die Mehrheitsverhältnisse und erlaubten verallgemeinernde Aussagen. Diese Analysen bestätigten das Konfliktmodell von Arlinghaus (2005) und zeigten, dass das Zusammenspiel von Kultur, Institutionen, Emotionen, unterschiedlichen Werten, Ideologien und Normen, Ressourcenabhängigkeiten, Kommunikationsbarrieren und sozialen Identitäten Konflikte zwischen Fischer:innen, Angler:innen und Naturschutz erklärt. Ganz wesentlich für die Konflikte sind fundamentale Unterschiede in Zielvorstellungen, Vorurteile, Kommunikationsbarrieren, unsicheres oder fehlendes (wissenschaftliches) Wissen, Prozesse sozialer Identitätsbildung, fehlendes Vertrauen in staatliche Regulierungsbehörden und teilweise auch in die Wissenschaft, abnehmende Fangzahlen, scharfer Wettbewerb und falsche Interpretationen von biologischen und sozioökonomischen Grundlagen. Es geht beim Konflikt zwischen Angel- und Berufsfischerei und zwischen Fischerei und Naturschutz also um viel mehr als nur um die Fischallokation. Zur Debatte stehen Machtfragen, Ideologien, ein Bewirtschaftungssystem, das es nicht vermag, sowohl Fischer:innen als auch Angler:innen gemeinsam an Bord zu nehmen und Vertrauen und Legitimität zu schaffen, sowie unterschiedliche Vorstellungen darüber, was sich gehört und was nicht. Die vorgelegte Analyse zeigt, dass Wissenschaft alleine nicht ausreichen wird, Konflikte zu minimieren. Es wird empfohlen, dass die Fischerei- und Naturschutzpolitik zusammenarbeitet und Prozesse etabliert, die die verschiedenen Nutzungsgruppen an den Bodden proaktiv in Entscheidungsfindungen und die Auslotung von Kompromissen einbinden. Etwaige Zielkonflikte müssen aber weiter politisch abgewogen werden. Es wird empfohlen, für alle Nutzungsgruppen explizite Entwicklungsziele auszuarbeiten und nicht einseitig eine Nutzungsgruppe oder eine Nutzungsform (inkl. Naturschutz) zu priorisieren.

## 4.7 Einstellungen zum Management

Robert Arlinghaus, Dieter Koemle, Carsten Riepe & Dominique Niessner

### Kontext

Fischer:innen und Angler:innen nutzen denselben Fischbestand, der zusätzlich von einer Vielzahl von komplexen Umweltfaktoren beeinflusst wird (Arlinghaus et al. 2023a). Hinzu kommen Raumnutzungskonflikte bei der Ausweisung von Schutzgebieten, von denen Fischer:innen und Angler:innen häufig unterschiedlich betroffen sind, sowie zunehmende Bestände fischfressender Vögel und Meeressäuger (Vogt 2020, Arlinghaus et al. 2023a). Trotz aller Konflikte (Kapitel 4.6) ist es denkbar, dass Fischer:innen und Angler:innen zu verschiedenen Aspekten des Fischereimanagements an den Bodden ähnliche Perspektiven aufweisen und es daher weniger Dissens gibt, als das verfügbare Interviewmaterial (Vogt 2020) sowie Analysen von Stellungnahmen in sozialen Medien (Arlinghaus et al. 2022a) suggerieren.

Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Fischerei lassen sich in vier Formen einteilen: Maßnahmen, die 1) den Fischereiaufwand (Input) oder 2) die Entnahme (Output) regeln, 3) Lebensraumaufwertung bzw. Umweltmanagement sowie 4) Fischbesatz und die Kontrolle natürlicher Prädatoren. Der letzte Punkt ist darauf ausgelegt, die Fischbestände direkt anzuheben. In diesem Unterkapitel werden die Einstellungen von Boddenhechtangler:innen und Berufsfischer:innen zu diesen Maßnahmenebenen gegenübergestellt. Ziel ist die Herausarbeitung von Gemeinsamkeiten und Unterschieden zwischen beiden Nutzungsgruppen im Hinblick auf ein Bündel von Maßnahmen, das aktuell oder potenziell zukünftig an den Bodden für den Hechtbestandsschutz zum Einsatz kommen könnten.

### Methode

Die folgenden Analysen basieren auf zumindest teilweise ausgefüllten Fragebögen von 120 Küsten- und Boddenfischer:innen in M-V sowie 946 Angler:innen,

die der bereits dargestellten Umfrage entstammen. Beide Fragebögen enthielten teilweise identische Befragungsinhalte, um so eine direkte Vergleichbarkeit der Angaben von Küsten- bzw. Boddenfischer:innen und Boddenangler:innen zu gewährleisten. Hier relevant ist ein Fragenkomplex, in dem die Einstellungen (definiert als Bewertung eines Objekts, Vaske 2008) zu einer Vielzahl möglicher Managementmaßnahmen in identischer Formulierung bei beiden Nutzungsgruppen abgefragt wurden. Alle Einstellungen wurden einzeln auf einer 5-stufigen Ratingskala (1 = stimme überhaupt nicht zu, 2 = stimme eher nicht zu, 3 = weder noch, 4 = stimme eher zu, 5 = stimme voll und ganz zu) bewertet. Die deskriptive Auswertung erfolgte getrennt nach Küstenfischer:innen (inkl. Boddenfischer:innen) und Boddenhechtangler:innen.

Zusätzlich zur allgemeinen Einstellung wurden für fünf ausgewählte Fangbestimmungen (Mindestmaße, Entnahmefenster, Bag Limit, Schonzeiten und Schongebiete) in einem separaten Fragenkomplex auch Präferenzen für optimale und gerade noch akzeptable Ausprägungen dieser Fangbestimmungen erhoben. Erfragt wurde, ob die jeweilige Maßnahme grundsätzlich als sinnvoll oder nicht sinnvoll erachtet wurde und was genauer die optimale bzw. gerade noch akzeptable Ausprägung der jeweiligen Maßnahme im Detail sein sollte (z. B. die konkrete Höhe eines Mindestmaßes in Zentimetern). Dieser Fragenkomplex wurde von vielen Fischer:innen nicht beantwortet, sodass nicht für alle Maßnahmen eine aussagekräftige quantitativ vergleichende Darstellung möglich war. Nachfolgend ausgewiesen werden die Vergleiche, die aufgrund des Stichprobenumfangs als akzeptabel eingeschätzt wurden und wo ersichtlich war, dass es nicht zu Missverständnissen gekommen war. Die Fischer:innen wurden überdies befragt, ob Mindestmaße und Entnahmefenster für Angler:innen oder für Fischer:innen gelten sollten. Die Analyse fokussierte auf die Ermittlung der optimalen Maßnahmenkonfiguration, da die Ergebnisse der „gerade noch akzeptablen“ Maßnahmen sehr ähnlich waren und aus Platzgründen daher nicht dargestellt werden.

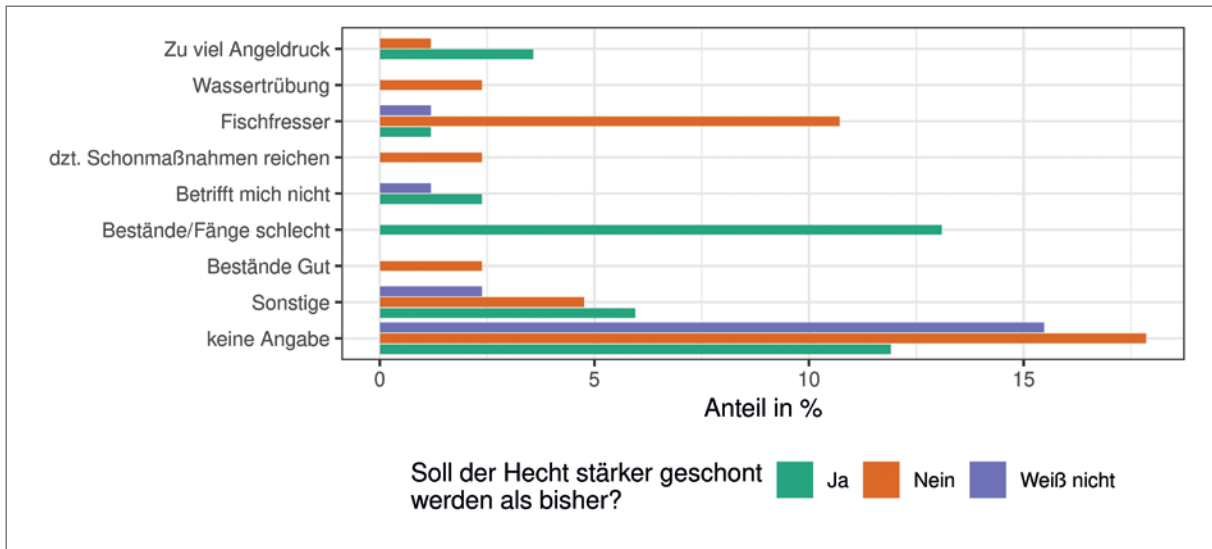


Abbildung 4.45: Antworten von Berufsfischer:innen auf die Frage, ob der Hecht stärker geschont werden sollte als bisher.

### Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt sprachen sich 38 % der Boddenfischer:innen dafür aus, den Hecht an den Bodden stärker zu schützen, 42 % dagegen und 20 % gaben an, dies nicht zu wissen. Die Fischer:innen wurden zudem gebeten, ihre Antwort auf die Frage „Sollte der Hecht stärker geschont werden als bisher?“ zu begründen. Diese offenen Antworten wurden per Inhaltsanalyse codiert und ausgewertet (Abbildung 4.45). 13 % der Fischer:innen, die mit „ja“ gestimmt hatten, begründeten dies mit schlechten Beständen oder Fängen, während 11 %, die mit „nein“ gestimmt hatten, dies aufgrund der Robben- und Kormoranpopulation als nutzlos empfanden. Weitere Begründungen gegen weitere Schonmaßnahmen waren, dass die derzeitigen Schonmaßnahmen ausreichen, dass der Bodden aufgrund der Wassertrübung kein gutes Hechtgewässer sei oder dass die Bestände hoch genug wären.

### Einstellungen zum Umwelt- und Küstenmanagement

Insgesamt neun Maßnahmen des Umwelt- und Küstenmanagements wurden abgefragt, bei acht der Maßnahmen unterschieden sich die Einstellungen der Fischer:innen und Angler:innen signifikant (Abbildung 4.46). Allerdings verliefen die Zustimmungstrends nur bei drei der neun Maßnahmenkomplexe in unterschiedlicher Richtung (Reduktion von Robben und zwei Aspekte des Schutzgebietszugangs für Fischer:innen oder Angler:innen). In allen anderen Fällen waren sich die Fischer:innen und Angler:innen mehrheitlich einig und wiesen trotz zum Teil unterschiedlicher Einstellungsstärke mehrheitlich (> 50 % der Befragten) gleiche Einstellungen auf. So stimmten mehr als 87 % der befragten Angler:innen und der Fischer:innen zu, dass Kormorane an den Bodden reduziert werden sollten. Die diesbezügliche Einstellung war bei Berufsfischer:innen signifikant stärker ausgeprägt im Vergleich zu den Angler:innen (Abbildung 4.46). Aktuelle Konsumtionsberechnungen deuten auf relevanten Kormoranfraßdruck auf den Boddenhechtbestand hin (Kapitel 6). Signifikant unterschiedlich war die Einstellung auch zur Reduktion von Kegelrobben. Eine überragende Mehrheit von 91 % der Berufsfischer:innen sprach sich für eine Reduktion der Kegelrobben aus, während nur ein Viertel der Angler:innen diese Meinung vertrat (Abbildung 4.46). Die Kenntnislage zu Kegelrobbenefekten auf den Hechtbestand in den Bodden ist sehr dünn (Arlinghaus et al. 2023a), schwedische Studien zeigen jedoch, dass Robbenfraß Hechtbestände substanziell dezimieren kann (Bergström et al. 2022, 2023). Eine relative Mehrheit von mehr als 40 % der

trends nur bei drei der neun Maßnahmenkomplexe in unterschiedlicher Richtung (Reduktion von Robben und zwei Aspekte des Schutzgebietszugangs für Fischer:innen oder Angler:innen). In allen anderen Fällen waren sich die Fischer:innen und Angler:innen mehrheitlich einig und wiesen trotz zum Teil unterschiedlicher Einstellungsstärke mehrheitlich (> 50 % der Befragten) gleiche Einstellungen auf. So stimmten mehr als 87 % der befragten Angler:innen und der Fischer:innen zu, dass Kormorane an den Bodden reduziert werden sollten. Die diesbezügliche Einstellung war bei Berufsfischer:innen signifikant stärker ausgeprägt im Vergleich zu den Angler:innen (Abbildung 4.46). Aktuelle Konsumtionsberechnungen deuten auf relevanten Kormoranfraßdruck auf den Boddenhechtbestand hin (Kapitel 6). Signifikant unterschiedlich war die Einstellung auch zur Reduktion von Kegelrobben. Eine überragende Mehrheit von 91 % der Berufsfischer:innen sprach sich für eine Reduktion der Kegelrobben aus, während nur ein Viertel der Angler:innen diese Meinung vertrat (Abbildung 4.46). Die Kenntnislage zu Kegelrobbenefekten auf den Hechtbestand in den Bodden ist sehr dünn (Arlinghaus et al. 2023a), schwedische Studien zeigen jedoch, dass Robbenfraß Hechtbestände substanziell dezimieren kann (Bergström et al. 2022, 2023). Eine relative Mehrheit von mehr als 40 % der

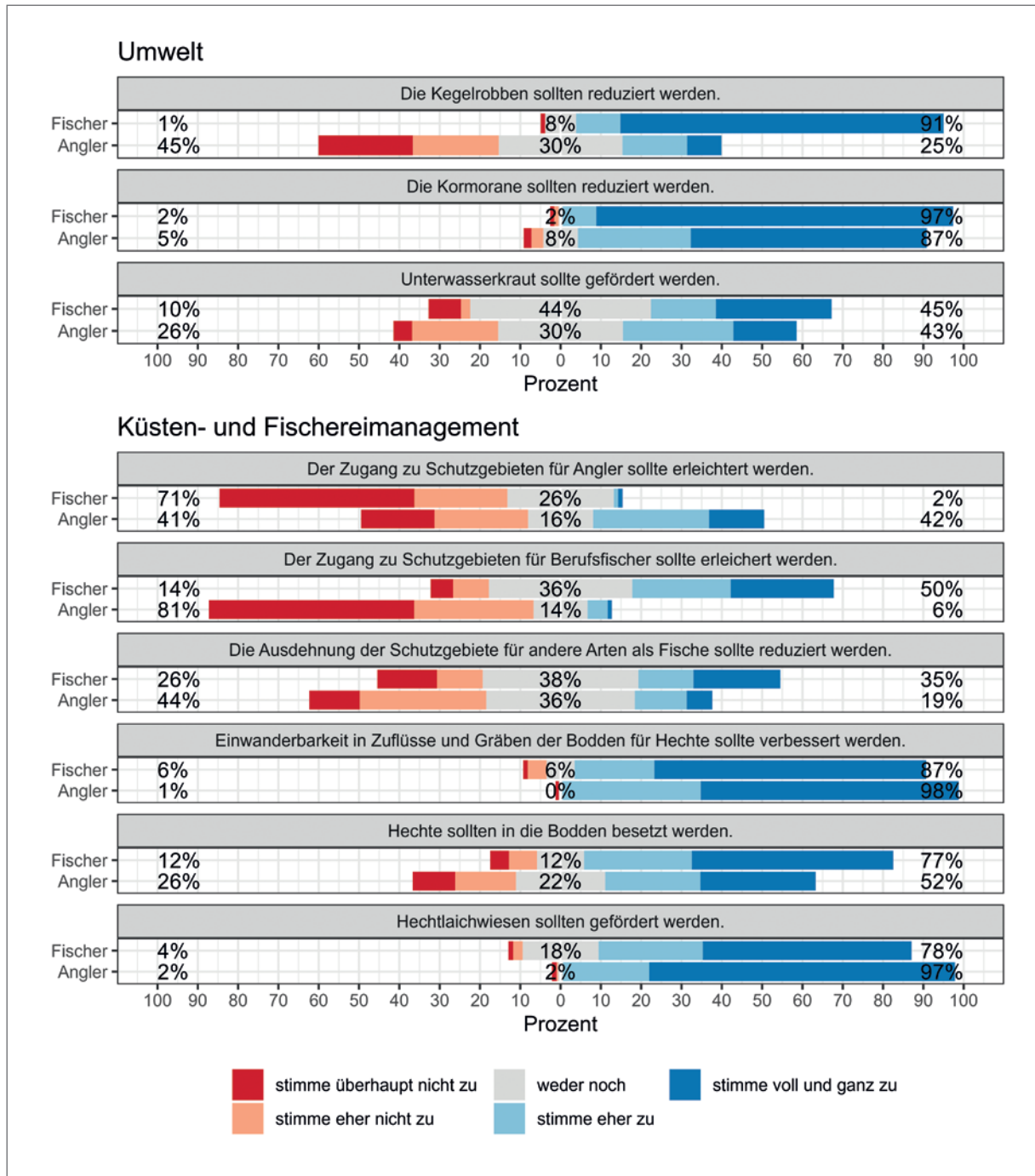


Abbildung 4.46: Einstellungen zu Maßnahmen im Umwelt- und Küstenmanagement an den Bodden aus Sicht von 120 Berufsfischer:innen und 916 Angler:innen. Signifikante Unterschiede auf einem 5%-Signifikanzniveau (p-Wert) sind mit Sternchen ausgewiesen. Die Prozentangaben fassen jeweils stimme überhaupt nicht/eher nicht zu (links), weder noch (mitte) bzw. stimme eher/voll und ganz zu (rechts) zusammen.

Angler:innen und Fischer:innen zeigte eine positive Einstellung zur Erhöhung des Unterwasserkrauts in den Bodden, es gab bei dieser Umweltmanagementmaßnahme aber auch hohe Anteile indifferenter Antworten. Die Einstellung zur Krautförderung war bei Fischer:innen signifikant positiver als bei Angler:innen (Abbildung 4.46). Unterwasserpflanzen sind ein wichtiges Laich- und Rekrutierungshabitat für Hechte und sollten daher besonders geeignet sein, die Jungfischsterblichkeit zu reduzieren (Grimm & Klinge 1996, Minns et al. 1996, Kapitel 1).

Angler:innen und Fischer:innen wiesen signifikant unterschiedliche Einstellungen zu Schutzgebieten und deren Zugänglichkeit für Fischer:innen und Angler:innen über regulatorische Ausnahmen auf. Während die Hälfte der Fischer:innen eine positive Einstellung zur Vereinfachung der Zugänge von Fischer:innen zu Schutzgebieten zeigte, hatten nur 6 % der Angler:innen die gleiche Einstellung. Umgekehrt meinten 42 % der Angler:innen, dass es sinnvoll sei, den Zugang zu Schutzgebieten für Angler:innen zu erleichtern, während nur 2 % der Fischer:innen eine vergleichbare Einstellung aufwiesen. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass insbesondere die Zugänglichkeit zu Schutzgebieten für die jeweils andere Nutzungsgruppe unterschiedlich bewertet wird (Abbildung 4.46). Auch zeigten sich keine Mehrheiten für den Vorschlag, die räumlichen Ausdehnungen der aktuellen Schutzgebiete für andere Arten als Fische zu reduzieren, obwohl hier die Fischer:innen eine signifikant positivere Einstellung hatten als Angler:innen. Insgesamt deuten die Ergebnisse an, dass Schutzgebiete prinzipiell als geeignete Schonmaßnahmen für den Hecht wahrgenommen werden, da vermutlich ansonsten deutliche Mehrheiten für die Reduktion des aktuellen Zustands votiert hätten. Aktuelle Studien aus Schweden belegen, dass Laichschongebiete substanziell zur Förderung von Küstenhechten beitragen (Eklöf et al. 2023). Telemetrische Arbeiten um Rügen zeigen, dass die Hechte Laichbuchten intensiv zur Laichzeit nutzen (Lukyanova 2022, Dhellemmes et al. 2023) und dort akkumulieren (Flink et al. 2023).

Mehr als 78 % der Angler:innen und Fischer:innen äußerten eine positive Einstellung zu Renaturierungsmaßnahmen, die die Einwanderbarkeit von Hechten in Zuflüsse und Gräben sowie die Verfügbarkeit von Hechtlaichwiesen in den Bodden selbst verbessern (Abbildung 4.46). Die positive Einstellung zum Habitatmanagement war bei Angler:innen signifikant stärker ausgeprägt als bei Fischer:innen. Viele Gräben und Fließgewässer um Rügen sind im Zuge von Meliorationsmaßnahmen zur Urbarmachung, Bewirtschaftungsvereinfachung oder Ertragssteigerung landwirtschaftlicher Flächen (z. B. durch Entwässerung, Drainage oder Eindeichung) der Küstengebiete in den 1970er- und 1980er-Jahren von der Einwanderbarkeit während der Laichzeit abgekoppelt worden (Roser et al. 2023, Kapitel 1). Studien aus Schweden deuten auf sehr positive Wirkungen der Schaffung von Hechtlaichwiesen in den Randbereichen der Küste hin (Tibblin et al. 2023), so dass die positive Einstellung der Fischer:innen und Angler:innen in Bezug auf Renaturierungsmaßnahmen mit der vermutlich hohen ökologischen Funktionalität korrespondiert.

Positive Einstellungen wiesen die Fischer:innen und Angler:innen auch mehrheitlich zum Hechtbesatz in den Bodden auf (Abbildung 4.46). Die wohlwollende Einstellung zum Besatz war bei Fischer:innen signifikant stärker ausgeprägt als bei Angler:innen. Fischbesatz ist eine beliebte Fischereiförderungsmaßnahme (Klefoth et al. 2023), die aber in mehreren Studien gerade bei Hechten als ineffektiv identifiziert wurde (Hühn et al. 2014, Johnston et al. 2018, Radinger et al. 2023). Nur wenn der Hecht in einem Gewässer überhaupt nicht natürlich aufkommt, ist Besatz angeraten und sinnvoll (Hühn et al. 2014, Arlinghaus et al. 2015). Ansonsten verpufft die Wirkung von Besatz ohne bestandssteigernde Effekte (Details in Kapitel 6) und kann daher aus wissenschaftlicher Sicht für die Bodden nicht empfohlen werden. Frühere Studien an der deutschen und dänischen Ostseeküste kamen zu ähnlichen Einschätzungen (Dorow 2004, Larsen et al. 2005).

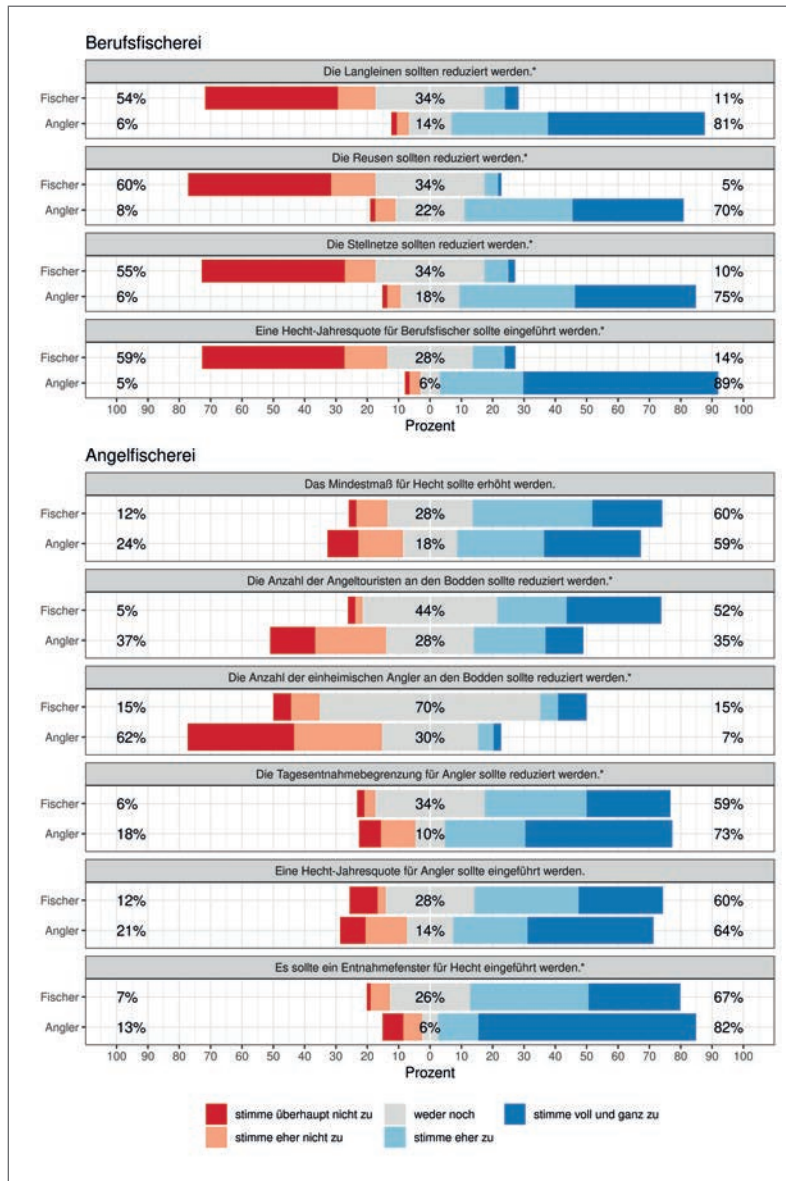


Abbildung 4.47: Einstellungen zu Veränderungen von Fangbestimmungen an den Bodden aus Sicht von 120 Berufsfischer:innen und 916 Angler:innen. Signifikante Unterschiede auf einem 5%-Signifikanzniveau (p-Wert) sind mit Sternchen ausgewiesen. Die Prozentangaben fassen jeweils stimme überhaupt nicht/ eher nicht zu (links), weder noch (mitte) bzw. stimme eher/voll und ganz zu (rechts) zusammen.

### Einstellungen zu Fangbestimmungen

Diametral unterschiedliche und in jedem Fall hochsignifikante Unterschiede traten bei den Einstellungen zur verstärkten Regulierung berufsfischereilicher Fanggeräte zutage (Abbildung 4.47). Während die Angler:innen mit großer Mehrheit eine positive Einstellung zur Reduktion von Langleinen, Stellnetzen oder Reusen sowie zur Einführung einer Jahresquote für die Hechtentnahme für Fischer:innen zeigten, lehnte eine breite Mehrheit der Fischer:innen diesbezügliche Maßnahmen ab.

Hingegen gab es hohe Übereinstimmungen zwischen Fischer:innen und Angler:innen bei den vorgeschlagenen Maßnahmen zur Regulierung der Angelfischerei, auch wenn die Einstellungsstärke sich zum Teil signifikant unterschied (Abbildung 4.47). Eine Erhöhung des Mindestmaßes bei Hecht für Angler:innen wurde von rund 60 % der Angler:innen und Fischer:innen positiv gesehen (signifikant stärkere Zustimmung unter Fischer:innen). Mehrheitlich wurde auch die Absenkung der Tagesentnahmebeschränkung (Bag Limit) für Hechte in den Bodden für

Angler:innen (aktuell drei Hechte pro Angeltag) befürwortet, zu einem stärkeren Grad durch Angler:innen (73 %) als durch Fischer:innen (59 %). Auch die Einführung einer Jahresentnahmekote für Angler:innen wurde mehrheitlich sowohl von Angler:innen als auch Fischer:innen positiv gesehen (> 60 %), genauso wie die Einführung eines Entnahmefensters für Angler:innen (82 % Zustimmung durch Angler:innen, 67 % durch Fischer:innen, signifikant stärkere Zustimmung bei Angler:innen).

Unterschiedliche Perspektiven wurden bei den Einstellungen zur Beschränkung des Angeltourismus und Absenkung der Anzahl von einheimischen Angler:innen an den Bodden deutlich (Abbildung 4.47). Während eine Mehrheit der Fischer:innen eine Reduktion der Anzahl der Angeltourist:innen befürwortete, war nur ein Drittel aller Angler:innen derselben Meinung. Eine mögliche Reduktion der einheimischen Angler:innen verneinte eine große Mehrheit der befragten Angler:innen, die Fischer:innen waren hier eher indifferent (70 %). Beide Unterschiede waren signifikant.

Aktuell erfährt der Hechtbestand um Rügen eine Größen- und Wachstumsüberfischung (Kapitel 5).

Eine Reduktion der Fischereierblichkeit (Berufs- und Angelfischerei zusammengenommen) kann daher die Bestände und vor allem die Fischlängen im Fang anheben. Hier reagieren Hechte auf eine Vielzahl von Schonbestimmungen positiv, z. B. die Einführung von Maximalmaßen (Pierce 2010) und Entnahmefenstern (Tiainen et al. 2017) oder die Implementierung von Jahresquoten und geringen täglichen Entnahmemengen (Bag Limits) (Oele et al. 2016) (Überblicke in Arlinghaus et al. 2018, Ahrens et al. 2020).

**Präferenzen in Bezug auf die Ausgestaltung von Fangbestimmungen**

Eine breite Mehrheit (> 92 %) sowohl der Angler:innen als auch der Fischer:innen betrachtete Mindestmaße als sinnvolle Fangbestimmung (Tabelle 4.26). Aktuell beträgt das Mindestmaß für Hechte an den Bodden 50 cm. Etwa 35 % der Fischer:innen und nur 20 % der Angler:innen bevorzugten den derzeitigen Zustand (Abbildung 4.48). Mehr als die Hälfte der Befragten wünschte sich eine Mindestmaßanhebung. Im Mittel bevorzugten Angler:innen stärkere Anhebungen der Mindestmaße (61 cm) als Fi-

Tabelle 4.26: Antworten von Fischer:innen und Angler:innen auf die Frage, ob eine bestimmte Schonmaßnahme für Boddenhechte sinnvoll sei. Chi<sup>2</sup>-Test auf signifikante Unterschiede zwischen Angler:innen und Fischer:innen.

Schonmaßnahme	Gruppe	% ja	% nein	Anzahl (gewichtet)	Chi2-Signifikanz
Schonzeiten	Angler:innen	95,6	4,4	946	n.s.
	Fischer:innen	94,2	5,8	86	
Schongebiete	Angler:innen	91,1	8,9	946	p < 0,001
	Fischer:innen	58,1	41,9	93	
Mindestmaß	Angler:innen	96,2	3,8	946	n.s.
	Fischer:innen	92	8	88	
Entnahmefenster	Angler:innen	89,1	10,9	946	p < 0,001
	Fischer:innen	65,8	34,2	79	
Bag Limit	Angler:innen	98,3	1,7	946	p < 0,01
	Fischer:innen	94,5	5,5	91	

n.s. = nicht signifikant.

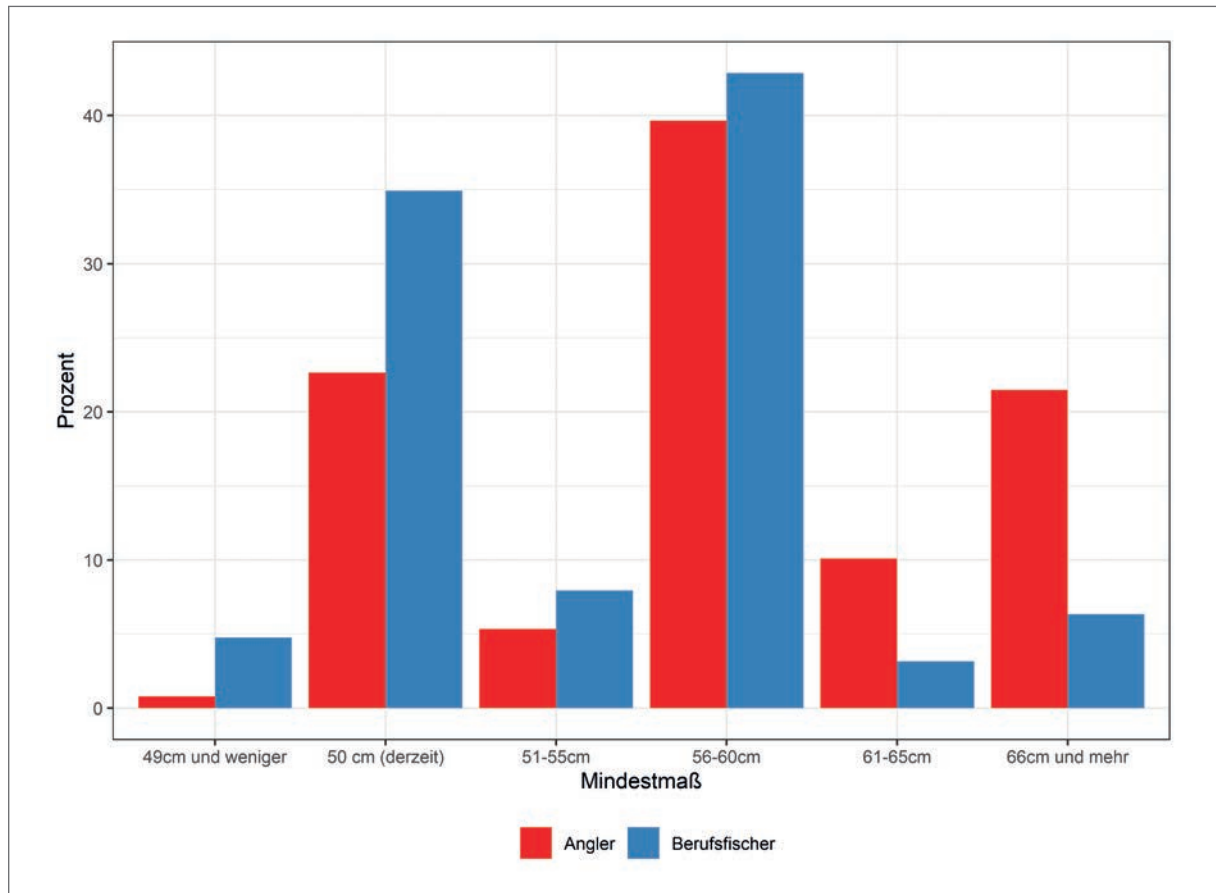


Abbildung 4.48: Optimale Ausgestaltung von Mindestmaßen für Hechte an den Bodden aus der Sicht von 91 Berufsfischer:innen und 934 Angler:innen.

scher:innen (57 cm) ( $p < 0,05$ ). Fischer:innen waren mehrheitlich (82–85 %) dafür, dass Mindestmaße sowohl für Fischer:innen als auch für Angler:innen gleichermaßen gelten sollten (Abbildung 4.49).

Bei Angler:innen (89 %) und Fischer:innen (66 %) zeigte sich eine breite Mehrheit, die Entnahmefenster als sinnvoll erachteten (Tabelle 4.26, signifikanter Unterschied Angler:innen vs. Fischer:innen). 59 % der Fischer:innen waren der Meinung, dass Entnahmefenster auch für Fischer:innen gelten sollten (66 % für die Anwendung auf Angler:innen, Abbildung 4.49). Im Mittel wurden die optimalen Entnahmefenster von Angler:innen im Bereich von ca. 60–90 cm eingeschätzt. Etwa 45 % der Angler:innen betrachteten eine Untergrenze von 60 cm als optimal (Abbildung 4.50). Bei der Obergrenze gab es eine höhere Varianz. Rund 30 % der Angler:innen

wollten diese bei 80 cm festlegen, 15 % bei 84 cm, zwischen 10 % und 20 % bei 90 cm und 12 % bei 100 cm (Abbildung 4.50). Die entsprechenden Antworten bei den Fischer:innen waren nicht auswertbar, da nur etwa 30 Fischer:innen Antworten gaben. Entnahmefenster sind besonders geeignete Bestimmungen, wenn die Fischlängen im Bestand und im Fang angehoben werden sollen (Ahrens et al. 2020). Die Maßnahme stellt auch gute Kompromisse zwischen unterschiedlichen fischereilichen Zielen (wie z. B. Biomassertrag vs. Fangrate großer Hechte) dar (Ahrens et al. 2020).

Mehr als 94 % aller befragten Fischer:innen und Angler:innen empfanden tägliche Entnahmebeschränkungen für Angler:innen als sinnvoll (Tabelle 4.26). Die optimale Ausgestaltung des Hecht-Bag-Limits für Angler:innen betrug bei rund 50 % der Fi-



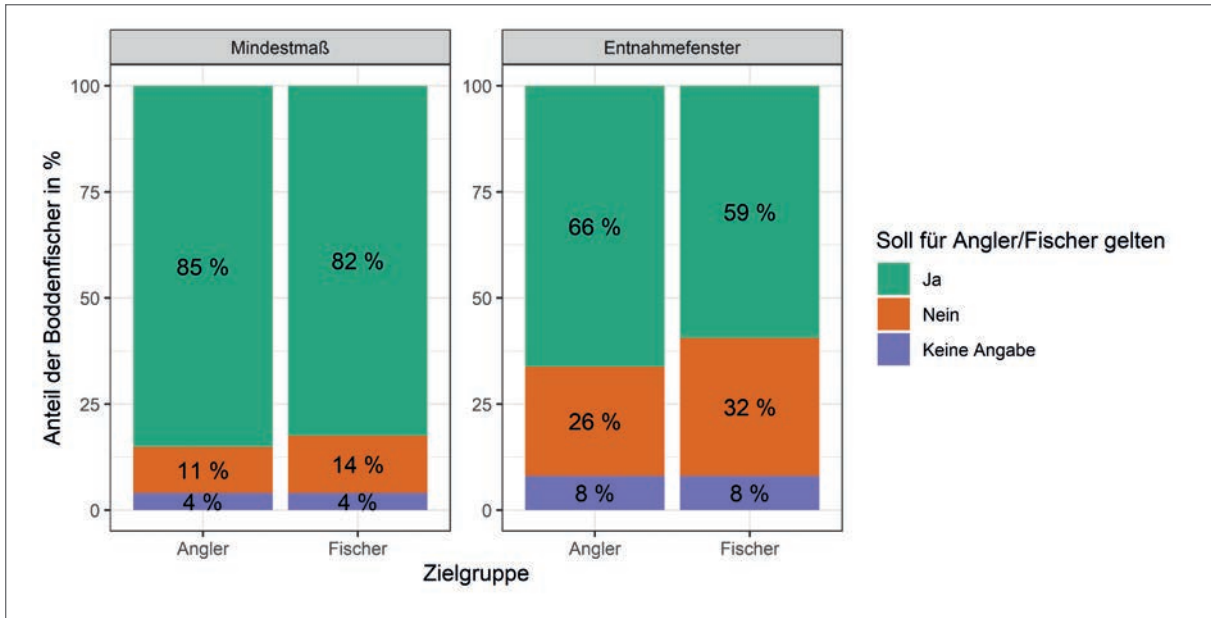


Abbildung 4.49: Meinung von N = 74 Berufsfischer:innen, ob Mindestmaße und Entnahmefenster für Angler:innen und/oder für Fischer:innen gelten sollten.

Angler:innen einen Hecht pro Tag und bei rund 40 % der Fischer:innen zwei Hechte pro Tag (Abbildung 4.51). Angler:innen waren hier etwas differenzierter, rund ein Drittel bevorzugte einen Hecht pro Tag, 40 % zwei Hechte pro Tag und ein Viertel die aktuelle Bestimmung von drei Hechten pro Tag. Beide Nutzungsgruppen waren aber mehrheitlich für eine Reduktion des gegenwärtigen Bag Limits. Im Mit-

tel betrug das optimale Bag Limit aus Sicht der Fischer:innen 1,58 und aus Sicht der Angler:innen 2,06 Hechte pro Tag ( $p < 0,01$ ), was eine Präferenz für höhere Einschränkungen des Bag Limits für Angler:innen aus Sicht der Fischer:innen im Vergleich zu den Angler:innen zeigte. Die täglichen Bag Limits für Angler:innen sind für eine Reihe relevanter Fischarten an der Küste in den letzten Jahren rückläufig, was

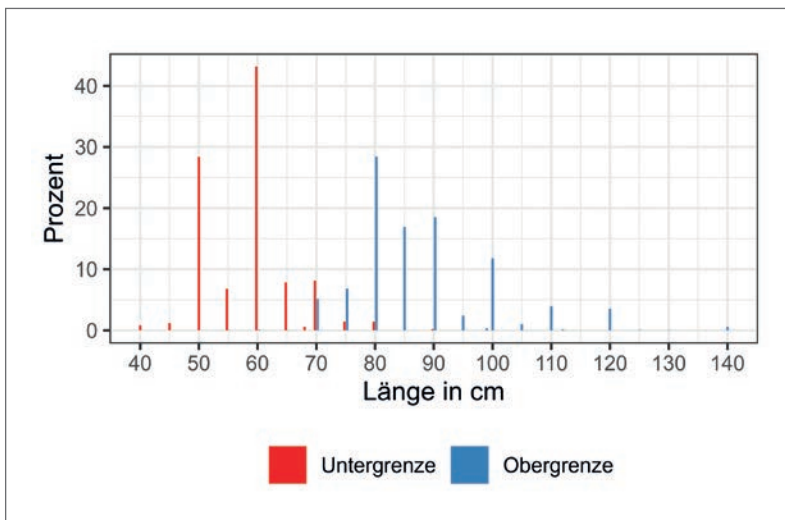


Abbildung 4.50: Optimale Ausgestaltung von Entnahmefenstern für Hechte an den Bodden aus der Sicht von 844 Angler:innen.

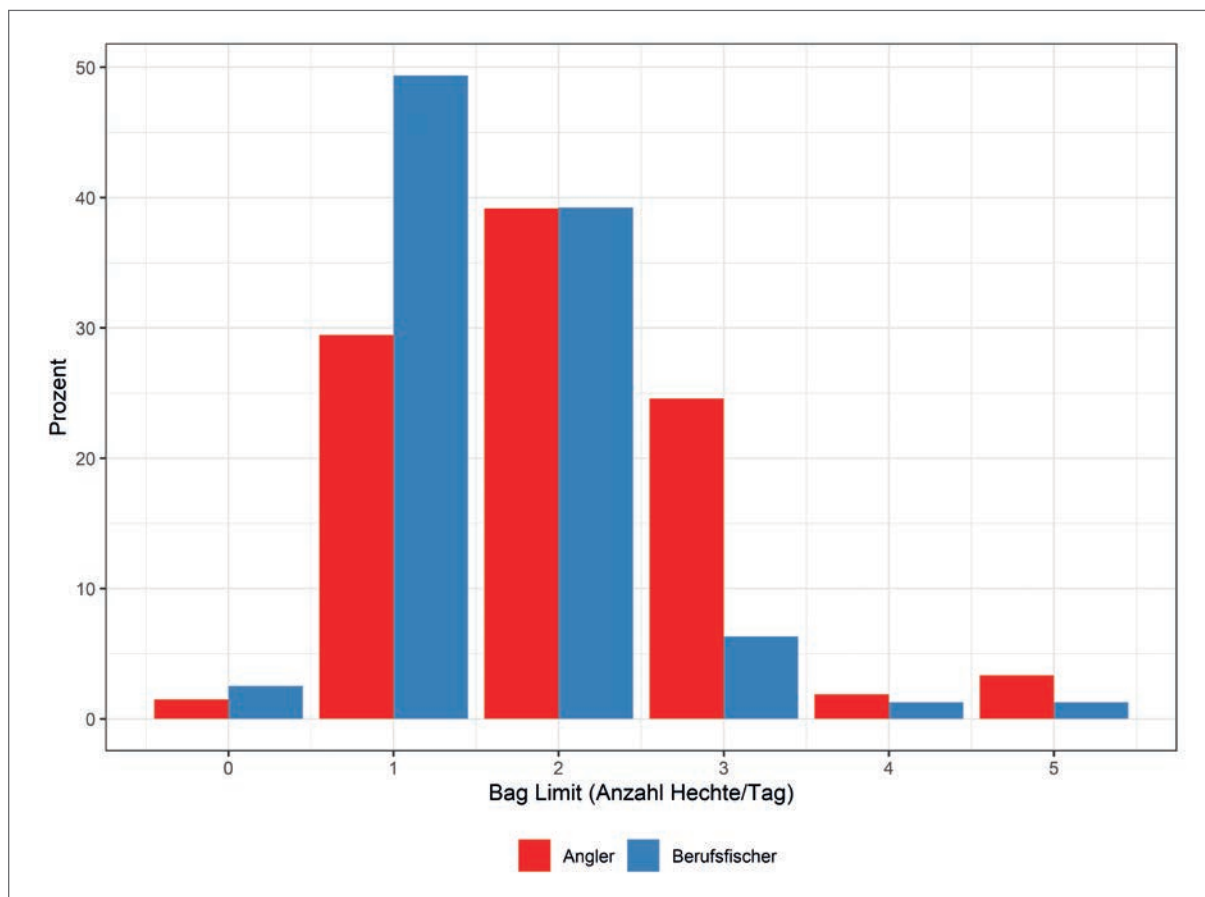


Abbildung 4.51: Optimale Ausgestaltung von täglichen Bag Limits für Hechte an den Bodden aus Sicht von 933 Angler:innen und 79 Berufsfischer:innen.

die Reserviertheit der Angler:innen gegenüber einer drastischen Reduktion des Bag Limits auf nur einen Hecht pro Angler:in und Tag erklären könnte.

Auch die Schonzeiten wurden von einer breiten Mehrheit der Fischer:innen und Angler:innen als sehr sinnvoll erachtet (je rund 95 %, Tabelle 4.26). Da die Fangbarkeit der Hechte mit berufsfischereilichen Fanggeräten insbesondere im Frühjahr besonders hoch ist (Schlumpberger et al. 1966) und daher längere Schonzeiten gegenüber der aktuellen Schonzeit (März und April jeden Jahres) für Berufsfischer:innen problematisch sein können, ist die breite Zustimmung zur optimalen Schonzeit in den derzeitigen Monaten (jeweils rund 80 % der Fischer:innen) erklärbar (Abbildung 4.52). Rund die Hälfte der Fischer:innen war der Meinung, die Schonzeit könnte für Angler:innen auf den Februar

ausgeweitet werden, und knapp 40 % auch auf den Mai. Hingegen empfanden nur 25 % der Fischer:innen eine ähnliche Ausweitung auch für Fischer:innen als sinnvoll (Abbildung 4.52). Hohe Anteile der Angler:innen begrüßten eine Aufweitung der Schonzeit auf den Februar (75 %) bzw. Januar und Mai (25 – 50 %) (Abbildung 4.53).

Eine Präferenz für stärkere räumliche Restriktionen unter Angler:innen (91 % Zustimmung) war in Bezug auf die Ausweisung von Schongebieten ohne jede Form berufsfischereilicher bzw. angelfischereilicher Nutzung (sog. Nullnutzungsgebiete) deutlich (Tabelle 4.26, Abbildung 4.54). Der Anteil der Fischer:innen, die Schutzgebiete ohne Fischereinutzung für sinnvoll erachtete, war signifikant geringer (58 %, Tabelle 4.26). Befragt nach dem Anteil der Boddenfläche, der frei von Fischerei und

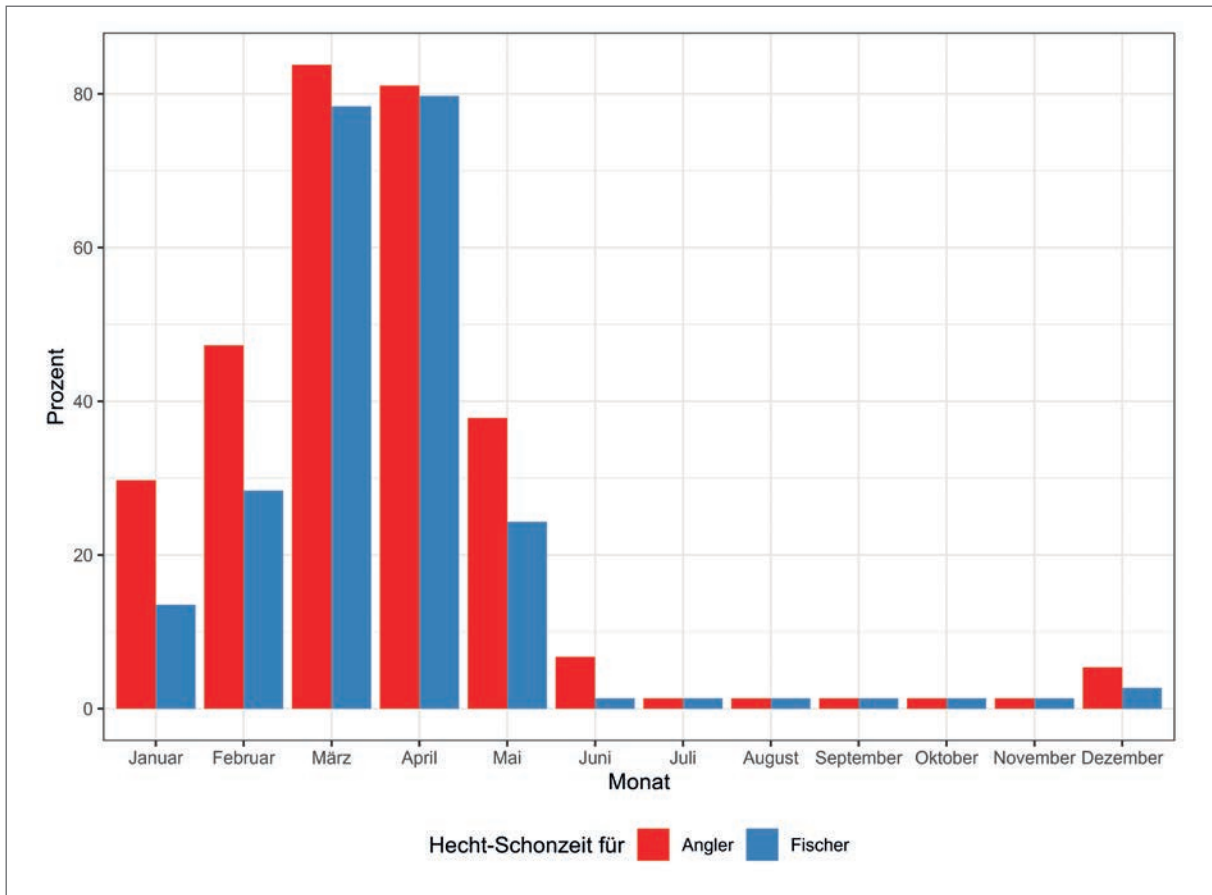


Abbildung 4.52: Optimale Ausgestaltung der Schonzeit für Boddenhechte für Angler:innen und Berufsfischer:innen aus Sicht von 74 Berufsfischer:innen.

Angelfischerei sein sollte, zeigte sich, dass die Anteilswerte bei Angler:innen deutlich höher lagen als bei Fischer:innen. Die optimale Schongebietskulisse mit Nullnutzung (im Mittel 20 % bei Angler:innen; Fischer:innen im Mittel 18 % bei nur 35 Antwortenden) wich dabei stark vom aktuellen Stand ab. Denn derzeit sind nur etwa 1 % der Boddenfläche mit einem Schutzstatus, in dem weder gefischt noch geangelt werden darf, ausgewiesen (Arlinghaus et al. 2023a). Dies zeigt auch, dass der räumliche Schutzstatus momentan wahrscheinlich überschätzt wird.

Zusammengenommen zeigte sich, dass beide Nutzungsgruppen tendenziell strengere Fangregularien gutheißen würden. Diese Perspektive war bei Angler:innen stärker ausgeprägt, das heißt, die als optimal empfundenen Fangbestimmungen sowohl in Bezug auf die Angelfischerei als auch Berufsfis-

scherei waren unter Angler:innen strikter als unter den befragten Fischer:innen. Verschiedene Gründe können diese Ergebnisse erklären. Boddenhechtangler:innen sind anderen Studien zufolge stark am Fang großer, kapitaler Hechte und an einer Fangrate bis drei Hechte pro Angeltag interessiert (Kömlé et al. 2021, 2022). Außerdem werden in etwa 60 % aller mitnahmefähigen Hechte nach Daten von 2014/2015 zurückgesetzt (Arlinghaus et al. 2021), was für eine geringe Konsumorientierung unter den Boddenhechtangler:innen spricht. Angler:innen wie Fischer:innen empfinden aktuell einen starken Rückgang sowohl der Hechtbestände als auch der Meterhechte im Fang (Arlinghaus et al. 2022a, van Gemert et al. 2022). Die Abundanz, Fangrate und Größe der Boddenhechte kann über eine reduzierte Fische-reisterblichkeit angehoben werden (Ahrens et al.

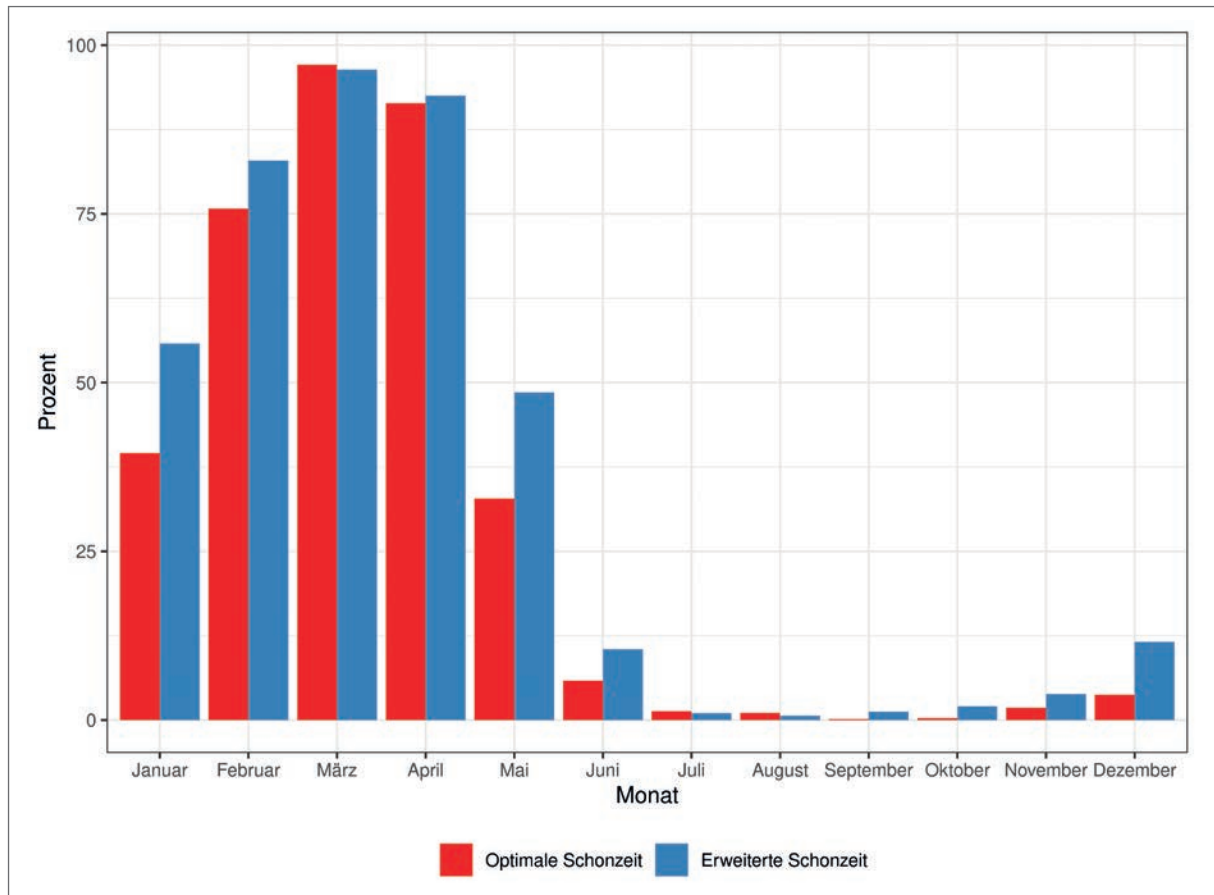


Abbildung 4.53: Optimale und erweiterte Schonzeit aus Sicht von 909 Angler:innen.

2020), die z. B. mit Entnahmekoten, Schonzeiten, Schongebieten oder längenbasierten Schonbestimmungen zu erreichen ist. Angler:innen bevorzugen die Verschärfung einer Vielzahl von Entnahmebestimmungen, da diese den Beständen und damit dem Angelerlebnis zugutekommen können, ohne zwangsläufig auch den Angelnutzen zu reduzieren. Zum Beispiel führt die Verschärfung längenbasierter Schonmaße oder Bag Limits fast schon automatisch zu ansteigenden Rücksetzraten, die bei vielen Hechtangler:innen an den Bodden nicht mit den eigenen Mitnahmepräferenzen im Konflikt stehen, aber mit der Besorgnis über rückgehende Bestände und Fänge korrespondieren. Mit anderen Worten: Verschärfte Entnahmebegrenzungen schränken das bisherige oder gewünschte Verhalten vieler Hechtangler:innen an den Bodden nicht ein, und das, obwohl einige Tou-

rist:innen sowie Einheimische durchaus konsumorientiert angeln (Koemle et al. 2022).

Die Berufsfischer:innen waren nur zum Teil gewillt, Verschärfungen der aktuellen Fangbestimmungen mitzutragen. Allerdings äußerte die Hälfte von ihnen eine Präferenz für angehobene Hecht-mindestmaße und eine Mehrheit würde auch die Einführung eines Entnahmefensters akzeptieren. Die Fischer:innen erachteten mehrheitlich die fünf vorgeschlagenen Fangbestimmungen (Mindestmaß, Bag Limits für Angler:innen, Entnahmefenster, Schonzeiten und Schongebiete) als sinnvoll und bejahten bei Mindestmaßen und Entnahmefenstern auch eine Anwendung auf die Berufsfischerei. Dennoch verdichtete sich das Bild, dass in Bezug auf eigene Fangregulationen eher der Status quo bevorzugt würde, z. B. die aktuelle zweimonatige Schonzeit und keine Hecht-

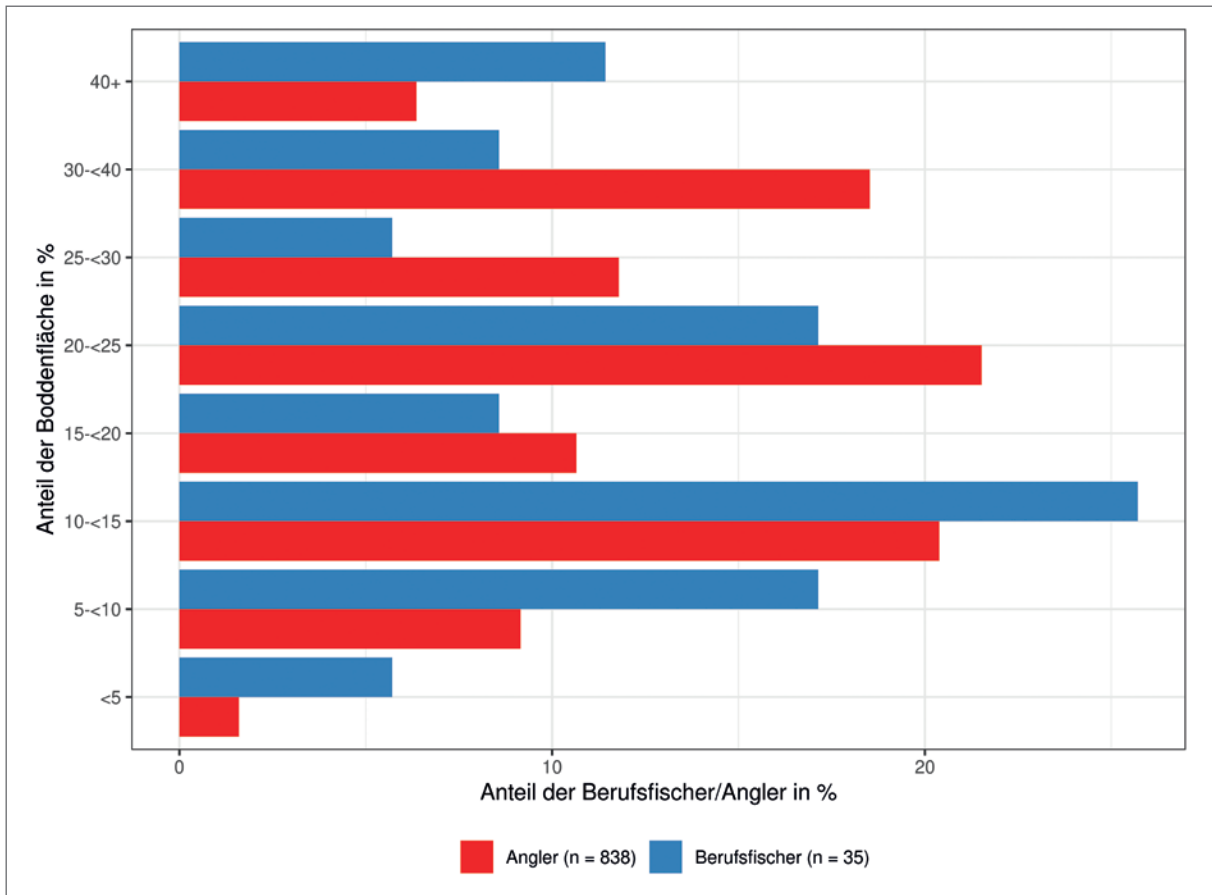


Abbildung 4.54: Optimale Ausgestaltung des Schongebietsanteils an der Gesamtboddenfläche für Hechte aus Sicht von 838 Angler:innen und 35 Fischer:innen.

quote für die Berufsfischerei. Die Berufsfischer:innen an den Bodden sind derzeit durch stark reduzierte Quoten bei den marinen Arten Dorsch und Hering ökonomisch unter Druck, sodass jede weitere Form der Einschränkung der Erträge von bisher unquotierten Süßwasserfischen kurzfristig die Möglichkeit zur Kompensation reduzierter Einnahmen aus der marinen Fischerei verhindert. Das erklärt wahrscheinlich deren Präferenz für den Status quo und die fehlende mehrheitliche Unterstützung für strengere Fangbestimmungen. Ein weiterer Grund für die unterschiedliche Perspektive von Fischer:innen und Angler:innen könnte auch darin liegen, dass der aktuelle Fischereidruck bereits zur Größenüberfischung beigetragen hat (van Gemert et al. 2022) und die Qualität der Angelfischerei stärker zurückgegangen ist als die der Berufsfischerei (Ahrens et al. 2020). Angler:innen

sehen daher für den Boddenhecht wahrscheinlich eine größere Schutznotwendigkeit als Fischer:innen (Arlinghaus et al. 2022a).

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Fischer:innen und Angler:innen wiesen zu vielen Aspekten im Management der Hechte in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns vergleichbare Einstellungen und Präferenzen auf. Gleichzeitig zeigten sich insbesondere bei den Fangbestimmungen, den Vorschlägen zur Regulation der jeweiligen anderen Nutzungsgruppe (insbesondere über Quoten oder Fanggerätebeschränkungen) und beim Management der Robben z. T. sehr unterschiedliche Perspektiven. Dies weist auf Konfliktpotenziale hin, z. B. wenn künftige Änderungen von Fangbestimmungen nur nutzungsgruppen-

spezifisch ausfallen sollten oder auf andere Weise entweder von Fischer:innen oder von Angler:innen als unfair aufgefasst werden könnten. Bewirtschafter:innen und Politiker:innen können auf den berichteten Gemeinsamkeiten aufbauen, z. B. bei Fragen der Regulation des Kormorans, bei Maßnahmen der Renaturierung von Hechtlaichwiesen und bei längenbasierten Schonmaßnahmen wie die Verschärfung von Mindestmaßen oder Einführung eines Entnahmefensters von z. B. 60–90 cm. Bei anderen Aspekten wie der Beschränkung der Zugänglichkeit einzelner Gewässerteile oder der Wahl von Schutzgebieten oder Schonzeiten ist hingegen Fingerspitzengefühl nötig, da Angler:innen und Fischer:innen vielfach unterschiedliche Perspektiven aufwiesen. Einig waren sich aber beide Nutzungsgruppen darin, die Verschärfungen z. B. von Mindestmaßen oder die Einführung eines Entnahmefensters auf beide Akteursgruppen anzuwenden.

Beide Nutzungsgruppen zeigten bestimmte Einstellungen, die teilweise gegen die andere Nutzungsgruppe gerichtet waren. Dies belegt den an anderer Stelle im Detail analysierten Befund (Arlinghaus et al. 2022a), dass Fischer:innen und Angler:innen an den Bodden in einzelnen Fragen in erheblichem Konflikt zueinander stehen (Kapitel 4.6). Einige Angler:innen vermuteten, dass die berufliche Entnahme von Hecht zum Hechtrückgang beigetragen hat oder lokale Übernutzungen (z. B. in ausgewählten Laichbuchten, Flink et al. 2023) hervorrufen kann (Vogt 2020). Die eher fischerkritischen Einstellungen gerade der spezialisierteren Angler:innen (Slaton et al. 2023) werden dadurch erklärbar. In ähnlicher Weise zeigten Fischer:innen in der vorliegenden Umfrage Einstellungen gegen bestimmte Anglertypen (vor allem Angeltourist:innen) und sprachen sich z. T. für eine verstärkte Einschränkung der Angler:innen aus (z. B. in Bezug auf Bag Limits), ohne sich selbst in äquivalenter Weise einschränken zu wollen (z. B. über Quoten). Auch bevorzugten Fischer:innen eine Jahresentnahmequote für Angler:innen, lehnten aber eine für Fischer:innen ab. Ähnlich wie einige Angler:innen in der Fischerei einen Grund für den Hechtrückgang

vermuteten, sahen auch die Fischer:innen in der seit 2000 gestiegenen Hechtentnahme durch Angler:innen (Arlinghaus et al. 2021, van Gemert et al. 2022) eine Konkurrenz um die Ressource. Unterschiedliche Ressourcenverwendungsnormen (z. B. Angeln von Fischen für die Ernährung versus nur als Hobby) sowie eine prinzipielle Ablehnung der zahlenmäßig derzeit dominierenden Angeltourist:innen sind für viele Fischer relevante Themen (Arlinghaus et al. 2022a). Darin liegen Gründe für eine teilweise anglerkritische Haltung der Fischer:innen, die durch von Angler:innen verursachte Schäden an Fischergeräten noch verstärkt wird. Denn die bei BODDENHECHT befragten  $N = 73$  Berufsfischer:innen gaben als durchschnittliche anglerbedingte Schadenshöhe immerhin  $ca. 739 \pm 1023$  (SD) € pro Fischer und Jahr an.

Bei der Gesamtbewertung der Einstellungsergebnisse fällt auf, dass sowohl Angler:innen als auch Fischer:innen diejenigen Aspekte mehrheitlich befürworten, die der eigenen Aktivität oder den Hechten zugutekommen könnten, ohne aber eigene Kosten oder Einschränkungen auf sich nehmen zu wollen. Auch die ausgeprägte Präferenz für strengere Angelbestimmungen unter Angler:innen könnte so interpretiert werden, da die Angler:innen an den Bodden zumeist nicht mehr konsumtiv sind (Arlinghaus et al. 2021). Hohe Anteile zurückgesetzter kapitaler Fische, z. B. als Resultat der Einführung von Entnahmefenstern, wären somit bestandsschonend, ohne dass dadurch das Angeln maßgeblich eingeschränkt werden würde. Das trifft allerdings nicht auf die Anglertypen mit hoher Entnahmeneigung zu, die ebenfalls an den Bodden vertreten sind (Koemle et al. 2022).

Aus fischereibiologischer Sicht kann nicht empfohlen werden, Maßnahmen mit dem alleinigen Grund der mehrheitlichen Bevorzugung durch Fischer:innen oder Angler:innen umzusetzen. Ein gutes Beispiel ist Fischbesatz. Das Aussetzen von Fischen zur Fischereiförderung ist eine weitverbreitete Praxis, die eine hohe Unterstützung durch Fischer:innen, Angler:innen und Bewirtschafter erfährt (Klefoth et al. 2023). Dies zeigten auch die Ergeb-

nisse an den Bodden. Gleichzeitig ist die biologische Erfolgsaussicht von Fischbesatz gerade beim Hecht äußerst gering (Hühn et al. 2014, Radinger et al. 2023). Auch verschiedene Aussetzexperimente an der Küste haben keinen langfristigen Beitrag zum Bestandserhalt geliefert (Dorow 2004). Aus wissenschaftlicher Sicht wird daher empfohlen, alternative Ansätze wie Renaturierung, Reduktion der Sterblichkeit durch Berufs- und Angelfischerei und natürliche Räuber (Bergström et al. 2022, 2023) sowie ein verbessertes Habitatmanagement in den Blick zu nehmen, anstatt auf Fischbesatz zu setzen, selbst wenn letztgenannte Maßnahme unter vielen Angler:innen und Fischer:innen populär ist.

Der Boddenhechtbestand ist aktuell abnehmend (van Gemert et al. 2022, Olsson et al. 2023), Konflikte zwischen Angler:innen und Fischer:innen sind gut dokumentiert (Arlinghaus et al. 2022a). Die vorliegende Studie zeigt auf, dass diese Interessengruppen an vielen Stellen, z. B. in Bezug auf die Sinnhaftigkeit des Habitatmanagements und klassischer Fangbestimmungen wie Mindestmaße, Schonzeiten oder Schongebiete, grundsätzlich ähnliche Einstellungen haben. Allerdings gehen die Ansichten von Angler:innen und Fischer:innen bei anderen Aspekten auseinander, z. B. in Bezug auf die Kegelrobbe, bei Zugänglichkeiten zu Schutzgebieten oder auch dabei, sich selbst in der Hechtentnahme einzuschränken. Trotz dieser Unterschiede, die bei der Planung und Kommunikation von Anpassungen im Management unbedingt berücksichtigt werden sollten, zeigte die Umfrage, dass die Umsetzung von Habitat aufwertenden Maßnahmen, die Kontrolle von Kormoranen, die Reduktion der täglichen Hechtentnahme für Angler:innen, die moderate Anhebung von Mindestmaßen für Angler:innen und Fischer:innen sowie die Einführung eines Entnahmefensters von einer breiten Mehrheit der Fischer:innen und Angler:innen unterstützt würden. Nicht auszuschließen sind bei einer Umsetzung Konflikte mit Untergruppen oder Einzelpersonen, sodass jede Form von Managementänderung von einer sorgsam Kommunikation begleitet werden muss.

## 4.8 Fazit

Für viele Anglerinnen und Angler sind Hechte primäre Zielfischarten an den Bodden. Auch volkswirtschaftlich ist die Bruttowertschöpfung beim Hechtangeln an den Bodden rund 32-fach höher als beim beruflichen Fischen. Konflikte um den Raum, den Schutz natürlicher Räuber und die Fischressource Hecht sind an den Bodden weitverbreitet, insbesondere zwischen Naturschutz und Fischerei sowie zwischen Fischerei und Angelfischerei. Multiple Faktoren begründen die Konflikte, nicht zuletzt die schwierig zu harmonisierenden kulturellen Differenzen sowie Werte- und Normenunterschiede zwischen den beteiligten Akteuren. Dennoch gibt es zwischen Angler:innen und Fischer:innen Bereiche, wo ähnliche Perspektiven bestehen, z. B. die kritische Haltung zu Kormoranbeständen und eine hohe Unterstützung für angepasste Fangbestimmungen sowie die Renaturierung der Bodden und der Zuflüsse, die für die Hechtrekrutierung sehr relevant sind. Grundsätzlich ist die Bereitschaft, sich zum Schutz der Hechte im Fang künftig einzuschränken, unter Angler:innen stärker ausgeprägt als unter Fischer:innen. Sowohl die beruflichen Hechterträge als auch die anglerischen Fänge sind seit Jahren rückläufig. Das hat die Nachfrage insbesondere nach dem Hechtangeln reduziert und stellt einige Guidingunternehmen vor existenzielle Sorgen. Umfrageergebnisse zeigen, dass verbesserte Hechtbestände und erhöhte Fangaussichten beim Fang großer Hechte zu einem Wiederanstieg des anglerischen Interesses führen könnten. Im Optimalfall könnte die regionale Wertschöpfung, die vom Angeln abhängt, verdoppelt werden gegenüber dem heutigen Stand von etwa 20 Mio. € jährlich. Politischen Entscheidungsträger:innen kann empfohlen werden, die Konfliktfelder Naturschutz vs. Fischerei/Angelfischerei und Fischerei vs. Angelfischerei proaktiv im Blick zu behalten und aktiv über verbesserte Managementprozesse zu bearbeiten. Erste wichtige Schritte sind explizite Zielformulierungen in der Bewirtschaftung, die auch die Anglerwohlfahrt in den Blick nehmen,

sowie die faire und gleichberechtigte Gestaltung der Schutz- und Schongebietszugänge für Fischer:innen und Angler:innen. Ein besonders schwierig zu lösender, aber akuter Konflikt ist der zwischen Kormoran- und Robbenschutz und der Fischerei. Sowohl Angler:innen als auch Fischer:innen haben sehr negative Haltungen zu Kormoranen, Fischer:innen auch zu Robben. Übergreifende Managementkonzepte, die den Gesamtbestand von Robben und Kormoranen in der Ostsee bzw. bei den Kormoranen in Europa in den Blick nehmen, sind nötig, um Auswirkungen auf Fische und Fischerei zu minimieren und Konflikte zu lösen.



# 5 Angel- und berufsfischereiliche Nutzung des Hechtbestands in den Bodden

Wie Kapitel 2 im Detail darlegt, werden die Hechtbestände der Bodden seit Jahrhunderten beruflich oder zur Selbstversorgung und seit Beginn des 20. Jahrhunderts und vermehrt nach dem 2. Weltkrieg auch zur freizeitmäßigen Angelfischerei genutzt. Angler:innen und Fischer:innen sind im Konflikt um die Boddenhechte (Kapitel 4). In Kapitel 5 werden alle verfügbaren Daten zur fischereilichen Nutzung sowie zum Einfluss von Angel- und Berufsfischerei auf die Boddenhechte im Sinne einer Bestandszustandsbewertung zusammengefasst. Neben der Beschreibung der Angel- und Berufsfische:innen wird besonderer Wert auf die Beantwortung der Frage gelegt, ob der Boddenhechtbestand überfischt ist.

## 5.1 Hechterträge und -erlöse sowie die Gebietsnutzung durch Fischer:innen und Angler:innen

Dieter Koemle, Carsten Riepe & Robert Arlinghaus

### Kontext

Hechte in den Bodden werden sowohl beruflich als auch über die Angelfischerei befischt. Das Ziel dieses Unterkapitels ist die Zusammenstellung der besten verfügbaren Daten zur anglerischen und erwerbsfischereilichen Nutzung des Hechtbestands in den Bodden.

### Methode

Vornehmlich ausgewertet wurden öffentlich verfügbare Daten zur Anlande- und Erlösstatistik der Küstenfischerei in M-V, die anonymisiert vom Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei M-V (LALLF) bereitgestellt wurden. Da keine diesbezüglichen Daten zur Angelfischerei vorliegen, wurden verschiedene vergangene Telefon-Tagebuch-Studien (z. B. Weltersbach et al. 2021) ausgewertet.

### Ergebnisse und Diskussion

#### Hechterträge

Eine Meldepflicht für die Anlandungen von Hechten an den Bodden besteht nur für Berufsfischer:innen, nicht für Angler:innen. Deswegen liegen Daten zur fischereilichen Gesamtproduktivität der Bodden als Zeitreihe nur für die Berufsfischerei vor. Die kommerziellen Hechtanlandungen in den Boddengewässern schwankten im Laufe der Geschichte stark über die verschiedenen Bodden hinweg (Abbildung 5.1). Seit 1955 ist der Gesamttrend rückläufig, der größte Einbruch entstand nach der deutschen Wiedervereinigung unter veränderten strukturellen und marktwirtschaftlichen Bedingungen (Abbildung 5.1). Von durchschnittlich 200–300 t beruflicher Hechtanlandungen pro Jahr im Zeitraum 1921–1931 (Porada 2009) sowie während der DDR-Zeit unter einem

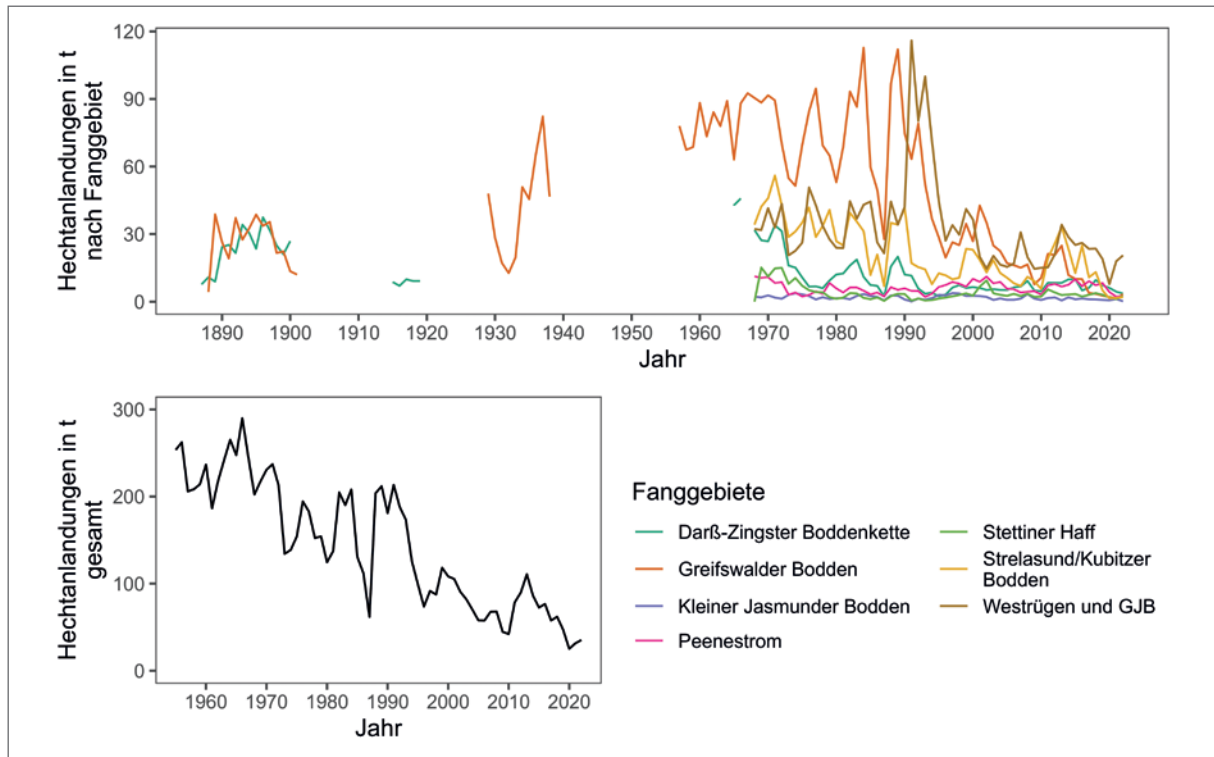


Abbildung 5.1: Entwicklung der berufsfischereilichen Hechtanlandungen an der Küste nach offizieller Anlandestatistik (Quellen: LALLF und Zusammenstellungen amtlicher Statistiken).

Garantiepreis bis 1965 (Schlumpberger et al. 1966) sind die kommerziellen Hechtanlandungen insbesondere nach 1990 stark gefallen (Abbildung 5.1). Sie schwankten nach der Wende zwischen 100 t und dem Tiefstwert im ersten Corona-Jahr 2020 von nur 25 t. Im Jahr 2022 landeten Fischer:innen offiziell rund 35 t Hecht an.

Seit 2016 ist der Hechtertrag vor allem im traditionell wichtigen Fanggebiet Strelasund/Kubitzer Bodden stark rückläufig. Seit 2021 steigen die beruflichen Hechterträge aber in einigen Gebieten wieder leicht an, insbesondere in den Gebieten Westrügen/Großer Jasmunder Bodden (Abbildung 5.1, Tabelle 5.1). In den 1960er- bis 1990er-Jahren wurden die höchsten absoluten beruflichen Anlandungen in der DDR im Greifswalder Bodden und seit der Wiedervereinigung in den Boddengebieten westlich von Rügen/Großer Jasmunder Bodden erzielt. Rückgänge der beruflichen Erträge können sowohl auf Bestandrückgänge als auch auf einen veränderten Fangaufwand sowie eine veränderte Nachfrage hin-

weisen und zeigen für sich zunächst nicht an, ob die Bestände eingebrochen sind. Auch besteht die Unsicherheit, dass nicht alle Anlandungen durch Fischer:innen gemeldet werden, sodass die Anlandestatistik eher als Minimalschätzung der beruflichen Entnahme angesehen werden muss.

Die anglerischen Hechterträge an den Bodden werden nicht systematisch erhoben, sodass der Zeitreihe der Entnahme durch die Fischer:innen keine äquivalente Datengrundlage zur Hechtentnahme durch Angler:innen entgegengesetzt werden kann. Für das Angeljahr 2014/2015 führten Weltersbach et al. (2021) eine Fangtagebuch-Studie an der Küste in M-V durch. Eine erste Hochrechnung auf Grundlage dieser Daten ermittelte einen Hechtertrag durch die Angelfischerei von rund 300 t (Arlinghaus et al. 2021). Diese Hochrechnung wird mittlerweile als systematisch überschätzt bewertet, weil die zugrunde liegende Anglerstichprobe überproportional viele aktive, erfolgreiche Boddenhechtangler:innen enthielt und daher eine verzerrte Hochrechnung lieferte

Tabelle 5.1: Hechtanlandungen nach Bodden in Tonnen pro Jahr (Quelle: LALLF).

Bodden	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Darß-Zingster Boddenkette	9,17	4,82	4,61	8,41	8,58	8,38	9,90	9,97	5,06	6,02	9,62	7,26	6,14	4,46	3,59
Greifsw. Bodden	16,28	7,32	10,61	21,60	20,63	24,73	11,79	10,14	9,99	3,83	3,48	2,70	2,04	1,64	3,24
Kl. Jasm. Bodden	3,08	1,38	0,78	1,62	1,92	0,56	1,94	1,08	1,33	1,10	0,99	0,80	0,62	1,22	0,19
Peenestrom	3,76	4,41	3,19	7,34	7,90	6,73	7,50	10,00	7,96	9,11	7,32	8,28	4,29	2,26	2,38
Stettiner Haff	4,19	2,38	2,24	5,48	4,12	2,93	3,21	3,41	2,56	3,11	3,82	3,07	1,86	1,22	2,51
Strelasund/Kubitzer Bodden	10,78	9,16	5,88	18,68	25,84	33,12	23,06	12,70	24,89	10,81	13,14	4,98	1,49	1,66	2,07
Westrügen/Gr. Jasm. Bodden	19,74	14,62	14,82	15,29	21,46	34,16	28,66	25,19	26,07	23,43	23,63	18,88	7,81	17,92	20,56
<b>Gesamt</b>	<b>67</b>	<b>44,09</b>	<b>42,13</b>	<b>78,42</b>	<b>90,45</b>	<b>110,61</b>	<b>86,06</b>	<b>72,49</b>	<b>77,86</b>	<b>57,41</b>	<b>62</b>	<b>45,97</b>	<b>24,25</b>	<b>30,38</b>	<b>34,54</b>

(Christian Lewin, persönliche Mitteilung). Neuberechnungen durch das Thünen-Institut für Ostseefischerei ermittelten eine anglerische Hechtentnahme von geschätzt 116 t für das Jahr 2014/2015 (Christian Lewin, persönliche Mitteilung 2023, s. auch Kapitel 2). Diese Zahlen deuten trotz aller Datenunsicherheiten an, dass die Angler:innen im Jahre 2014/2015 eine höhere Hechtmenge entnahmen als die Berufsfischerei mit dokumentierten 86 t (Tabelle 5.1). Zusammengefasst betrug die Gesamtmenge entnommener Hechte im Jahr 2014/2015 somit rund 200 t, was in etwa den historischen Ausgangsmengen in den 1960er- und 1970er-Jahren (Abbildung 5.1) entspricht. Für die Jahre 2020 bis 2022 erlauben Fang-Markierung-Wiederrang-Analysen (Kapitel 5.5) die Hochrechnung anglerischer Hechterträge aus der Kenntnis der beruflichen Anlandungen und der Verteilung der Fischereierblichkeit auf Fischer:innen und Angler:innen. Diese fiel in etwa gleich aus. Demnach kann z. B. für die Saison 2022 geschätzt werden, dass Berufsfischer:innen (rund 35 t) und Angler:innen (rund 37 t) in etwa gleiche Hechtmengen entnahmen, was zusammengenommen einem Ertrag von rund 72 t entspricht. Eine aktuelle Hochrechnung des Thünen Instituts für Ostseefischerei auf der Basis einer neuen Tagebuchstudie aus dem Angeljahr 2022 ermittelte eine ähnliche Gesamtertragshöhe für die Angler:innen von 47 Tonnen (Kapitel 2). Die geschätzte Gesamtentnahme unter

Zusammennahme der Berufs- und Angelfischerei (etwa 72 t) sind nur 35 % der langjährigen mittleren Erträge von rund 200 t. Rückgänge der Hechtentnahmen der Angler:innen stehen im Zusammenhang mit deutlich gestiegenen freiwilligen Zurücksetzraten entnahmefähiger Fische auf heute etwa 75 % (Kapitel 2) sowie rückläufigen Angelaufwänden für die Küste insgesamt. Sie können aber auch Ausdruck reduzierter Hechtbestände an den Bodden sein (Details weiter unten). Die kombinierte Ertragsdatenanalyse zeigt zusammengefasst an, dass die beruflichen Hechtanlandungen seit der Wiederverei-



Abbildung 5.2: Die Berufsfischerei an den Bodden ist eine Mehrartenfischerei, Hecht spielt für den Großteil der Fischer:innen nur eine Nebenrolle.

© HENRY DIEDRICH

nigung (Abbildung 5.1) und auch seit 2008 stark zurückgegangen sind. Während die Angler:innen einen Teil dieser Ertragseinbußen bis 2015 kompensierten, sind die aktuellen Hechterträge aus Berufs- und Angelfischerei zusammengenommen in den Jahren 2020, 2021 und 2022 weniger als halb so groß (50, 63 und 72 t) wie im langjährigen Mittel während der sehr produktiven Zeiten möglich war (rund 200 t). Es ist unwahrscheinlich, dass dieser Rückgang nur mit rückläufigen Fangaufwänden, z. B. aufgrund massiv gefallener Angelaufwände durch Angeltouristen während der Corona-Zeit 2020 – 2022 (vgl. Kapitel 2), erklärt werden kann (Olsson et al. 2023).

**Bedeutung des Hechts als Zielart für Angler:innen und Fischer:innen**

Wie im Detail in Kapitel 2 ausgeführt, ist der Hecht für 40 % aller Angler:innen, die an die Bodden fahren, die wesentliche Zielfischart (Weltersbach et al. 2021). Das gilt insbesondere für Angeltouristen. Spezialisierte Hechtangler:innen haben eine sehr hohe Zahlungsbereitschaft für das Hechtangeln an den Bodden. Im Durchschnitt geben Boddenhechtangler:innen 1.189 € pro Angler:in und Jahr aus (Kapitel 4). Hinzu kommt die hypothetische zusätzliche Zahlungsbereitschaft von mehreren Hundert Euro

pro Angler:in und Jahr als Wohlfahrtsmaß für das Erleben bestimmter Fangqualitäten (vor allem einer hohen Fangaussicht von kapitalen Hechten) oder anderer zufriedenheitsbestimmender Komponenten des Angelerlebnisses (z. B. Fangraten bis zu drei Hechten pro Angler und Tag, Kapitel 4). Die Wohlfahrtseffekte einer hohen Hechtangelqualität unterscheiden sich aber von Hechtanglertyp zu Anglertyp und können nur schwer verallgemeinert werden: Während der Boddenhecht für Hechtangelspezialist:innen zum allerwichtigsten Angelerlebnis gehört, ist der Hecht für generalistische Angler:innen nur ein Fisch unter vielen und kann auch durch Fang anderer Raubfische wie Zander oder Barsch ein Stück weit kompensiert werden (Koemle et al. 2022). Hechtangler:innen unterscheiden sich auch in der Zurücksetzaffinität (Koemle et al. 2022).

Variabilität in der persönlichen Relevanz des Boddenhechts findet man auch bei Berufsfischer:innen. Für die meisten Küstenfischer:innen war der Hecht im Zeitraum 2008–2022 ein Nebenfisch in einer Mehrartenfischerei. Die jährlichen Erlöse der gesamten beruflichen Küstenfischerei in M-V im direkten Verkauf (ohne Wertschöpfungssteigerung über Direktvermarktung) an den ersten Aufkäufer schwankten in den Jahren 2008–2022 zwischen rund 60.000 € und

Tabelle 5.2: Hechterlöse nach Bodden in 1.000 Euro (Quelle: LALLF).

Bodden	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Darß-Zingster Boddenkette	17,9	10,1	10,8	17,4	17,4	16,1	18,6	18,5	11,6	13,0	18,3	16,7	14,8	12,6	11,6
Greifsw. Bodden	34,6	17,6	26,3	43,7	42,3	52,5	26,5	22,5	20,2	10,1	11,5	10,6	7,7	7,0	17,1
Kl. Jasm. Bodden	5,6	2,4	1,5	2,6	3,6	0,9	2,8	1,5	2,2	1,9	1,8	1,4	1,2	3,2	0,5
Peenestrom	7,5	7,7	6,2	13,3	14,1	11,2	11,6	17,6	14,0	11,0	15,9	17,2	9,7	5,4	7,2
Stettiner Haff	9,2	4,8	5,0	12,3	9,3	6,8	8,0	7,6	5,7	6,9	8,1	6,3	3,9	2,7	5,7
Strelasund/Kubitzer Bodden	19,7	19,3	12,2	35,7	42,4	57,4	38,6	22,2	40,2	21,0	22,4	10,6	4,0	4,9	6,2
Westrügen/Gr. Jasm. Bodden	26,8	28,1	32,3	28,1	34,3	57,6	44,1	40,7	42,0	42,5	48,4	40,2	19,3	46,5	61,2
<b>Gesamt</b>	<b>121,3</b>	<b>90</b>	<b>94,3</b>	<b>153,1</b>	<b>163,4</b>	<b>202,5</b>	<b>150,2</b>	<b>130,6</b>	<b>135,9</b>	<b>106,4</b>	<b>126,4</b>	<b>103</b>	<b>60,6</b>	<b>82,3</b>	<b>109,5</b>

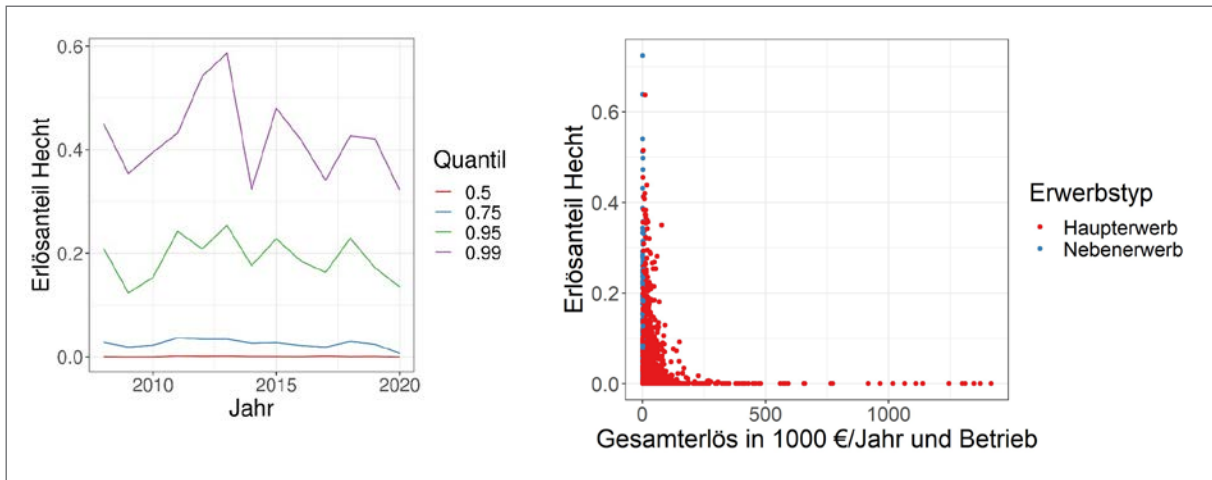


Abbildung 5.3: Verteilung der Hechterlösanteile in der Berufsküstenfischerei in M-V (Datenquelle: LALLF).

202.000 € (Tabelle 5.2). Im Schnitt wurde mit dem Boddenhecht in den Berufsfischereibetrieben in den Jahren 2008–2022 ein Jahreserlös durch Erstabkauf von 122.000 € erwirtschaftet, mögliche Wertschöpfungssteigerungen über Direktvermarktung und -veredelung sind hier nicht eingerechnet (Kapitel 4). Im

direkten Verkauf erzielte der Hecht im Vergleich zu anderen Fischarten seit 2020 relativ hohe Preise zwischen 2 und 5 €/kg je nach Fanggebiet (Tabelle 5.3), sodass die Gesamterlöse durch Hecht für die gesamte Küstenfischerei M-V seit 2020 wieder leicht steigend waren (Tabelle 5.2). Der Erlösanteil des Hechts an den Gesamterlösen in der Berufsfischerei ist aber weiter gering und schwankte über alle Küstenfischereibetriebe zwischen 2,12 und 3,2 % (Tabelle 5.3). Die Erlösanteile für Hechte sind in ausgewählten Bodden (vor allem Westrügen sowie Strelasund/Kubitzer Bodden) deutlich größer (5–18 %, Abbildung 4.40 in Kapitel 4). Ein Prozent der Fischer:innen erzielen mehr als 40 % ihrer Umsätze mit Hecht, das betrifft aber vor allem Fischer:innen mit insgesamt geringen Fangvolumina (Abbildung 5.3). Für drei Viertel der Fischer:innen trägt der Hecht aber < 5 % zum Betriebs-erlös bei. Indirekte Ausgaben eingerechnet wird mit dem beruflichen Hechtfischen weniger als 310.000 € an Wertschöpfung erzielt (Kapitel 4). Die Bruttowertschöpfung durch das Hechtangeln ist mit rund 10 Mio. € etwa 32-mal höher (Kapitel 4).

Tabelle 5.3: Verkaufspreise des Hechts (in € pro kg) im Durchschnitt und mit Standardabweichung (SD) aller Küstenfischer:innen in M-V seit 2008 (Datengrundlage: LALLF).

Jahr	Durchschnitt	SD
2008	2,15	0,97
2009	2,21	0,82
2010	2,32	0,98
2011	2,25	1,09
2012	2,18	0,87
2013	2,18	0,87
2014	2,12	1,00
2015	2,34	1,37
2016	2,34	1,38
2017	2,42	1,45
2018	2,66	1,93
2019	2,72	2,05
2020	2,75	1,81
2021	3,11	2,50
2022	3,20	2,26

### Eignung unterschiedlicher Bodden für Hechte und Gebietsnutzung durch Angler:innen und Fischer:innen

Da Hecht und Zander an den Bodden mit ähnlichen beruflichen Fanggeräten (Kiemennetzen, teilweise Langleinen) gefangen werden, erlaubt eine vergleichende Darstellung der absoluten Anlandungen

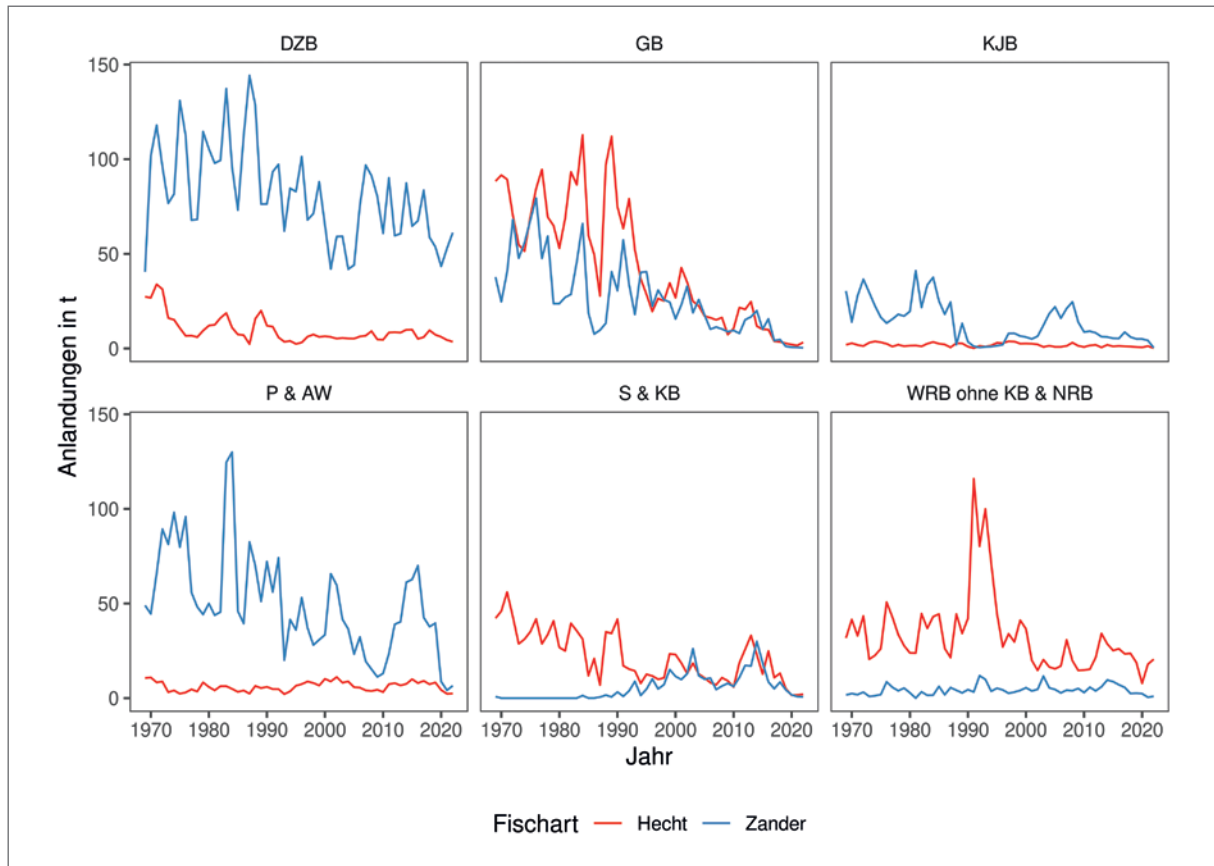


Abbildung 5.4: Absolute berufliche Anlandungen von Zander und Hecht an den Bodden nach Fischereigebiet (Quelle: LALLF).

von Hecht und Zander ein Blick in die grundsätzliche Gewässereignung der Bodden für diese Fischarten. Abbildung 5.4 zeigt, dass die Bodden westlich von Rügen und der Große Jasmunder Bodden seit den 1970er-Jahren durchweg größere absolute Hecht- als Zanderanlandungen in der Berufsfischerei hervorbrachten, während das Gegenteil für den stärker eutrophierten, trüberen Peenestrom und die Darß-Zingster Bodden zutraf. Der Kleine Jasmunder Bodden zeigte eine kurze Periode, in der die Zanderanlandungen in Richtung der Hechtanlandungen zurückgingen, wurde aber ansonsten entsprechend seinem hypertrophen Zustand ebenfalls weitgehend von Zanderanlandungen dominiert (Abbildung 5.4). Im Greifswalder Bodden und im kombinierten Fischereigebiet von Strelasund und Kubitzer Bodden wurden in der Vergangenheit hingegen mehr Hechte als Zander angelandet. Doch hat

sich dieser Unterschied im Laufe der Zeit auf etwa gleiche Anlandungshöhen beider Arten angeglichen (Abbildung 5.4). Die Anlandedaten deuten an, dass historisch gesehen vor allem die Gebiete Westrügen, Nordrügen, Strelasund und Greifswalder Bodden bedeutende Fanggebiete für den Boddenhecht waren, während die Darß-Zingster Bodden, der Kleine Jasmunder Bodden und der Peenestrom traditionell eher als Zanderreviere einzustufen sind.

In einer aktuellen Befragung der Berufsfischer:innen durch das BODDENHECHT-Projekt (Kapitel 4) mit nur einer Auswahlmöglichkeit wurde das aktuelle Hauptfanggebiet in der Boddenfischerei für alle Arten, d. h. nicht spezifisch für den Hecht, abgefragt. Knapp ein Drittel (32 %) der Fischer:innen gab hier das auch von der Fläche her größte Boddengewässer, den Greifswalder Bodden, als Hauptfanggebiet an, gefolgt vom Peenestrom/Achterwasser (22 %).

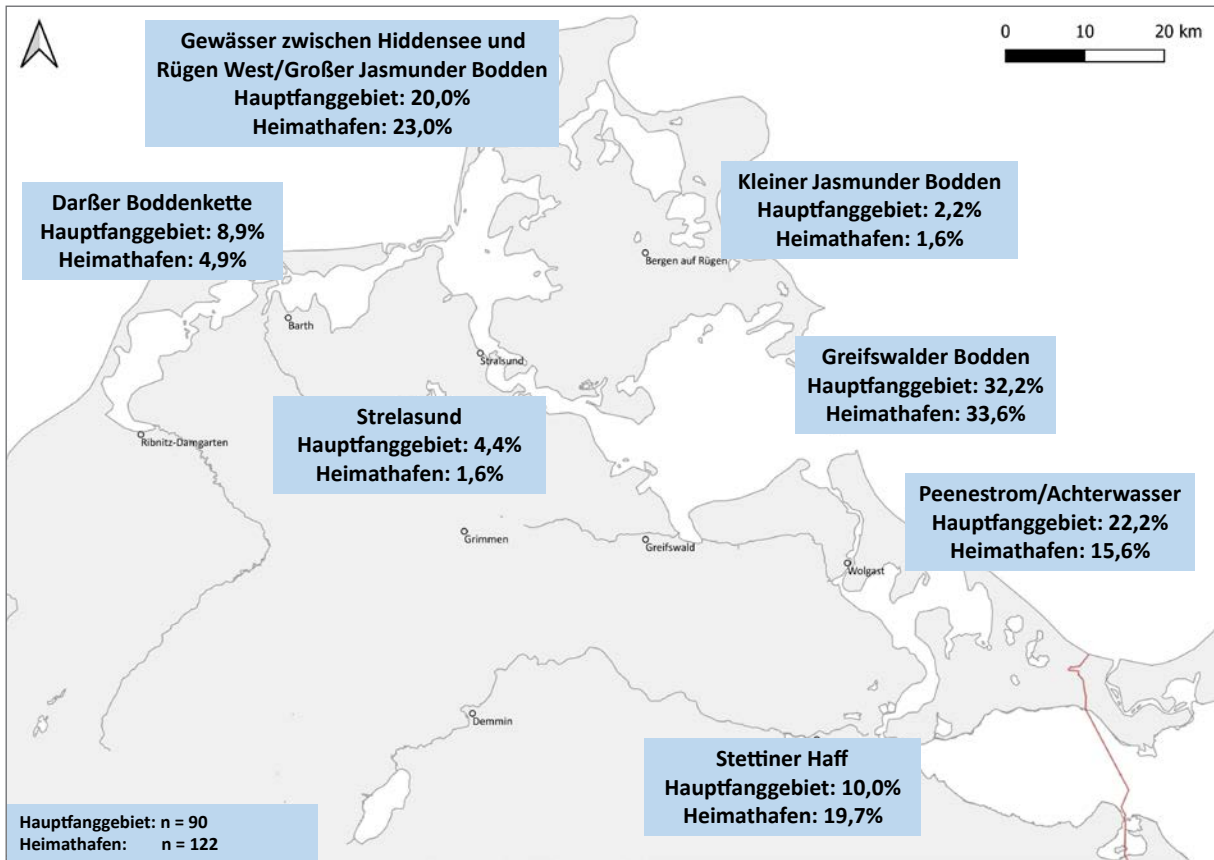


Abbildung 5.5: Relative Häufigkeitsverteilungen der Hauptfanggebiete der Boddenfischer:innen und ihrer Heimathäfen (im Jahr 2022).

Ein Fünftel (20 %) nannte die Gewässer zwischen Hiddensee und Rügen West/Ost (einschl. des Großen Jasmunder Boddens) als Hauptfanggebiet, die anderen Boddengewässer wurden seltener genannt (von max. 10 % der Fischer:innen, Abbildung 5.5). Schaut man sich die Heimathäfen der Boddenfischer:innen an, die auch Hecht anlandeten, so zeichnet sich bei fast allen Boddengewässern eine hohe örtliche Übereinstimmung zwischen beiden Angaben für das Jahr 2022 ab (Abbildung 5.5). Eine Ausnahme bilden die Gebiete Stettiner Haff und Peenestrom/Achterwasser. Im Stettiner Haff lag der Heimathafen von knapp 20 % der Fischer:innen, aber nur 10 % gaben es als Hauptfanggebiet an, während sich im Bereich von Peenestrom/Achterwasser nur knapp 16 % der Heimathäfen befanden, das Gebiet aber von gut einem Fünftel aller Fischer:innen (22 %) als Hauptfanggebiet benannt wurde (Abbildung 5.5).

Das legt die Vermutung nahe, dass eine Reihe von Fischer:innen aus dem Stettiner Haff hauptsächlich im benachbarten Peenestrom/Achterwasser fischten.

Die Merkmale der berufsfischereilichen Boote, die auf Hecht fischen, sind in den einzelnen Bodden unterschiedlich und haben sich in den letzten Jahren verändert. Die durchschnittliche Leistung im Zeitraum 2008–2020 lag bei 23,6 PS (SD = 24, min = 0, max = 162), während die durchschnittliche Länge über alles (LüA) 6,43 m betrug (SD = 2,10, min = 3,8, max = 12,6). Im Jahr 2012 fischten die durchschnittlich stärksten und längsten Boote im Kubitzer Bodden/Strelasund, was mit einer Zunahme der Hechtanlandungen von Schiffen über 10 m LüA im selben Gebiet einherging und 2013 in einem zwischenzeitlichen Höhepunkt der Hechtanlandungen nach der Wende gipfelte (Abbildung 5.6). Die Schiffe, die im Greifswalder Bodden fischten, hatten

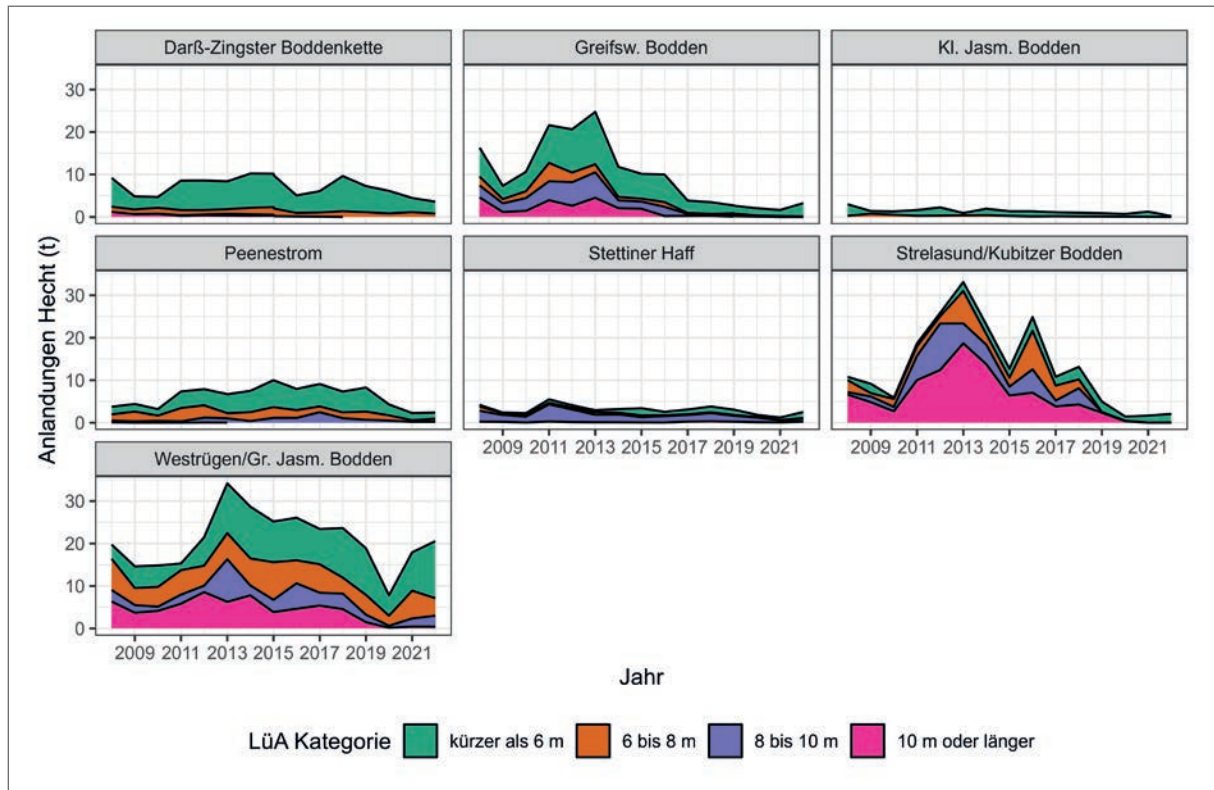


Abbildung 5.6: Hechtanlandungen nach Bootsgröße und Bodden 2008–2022 (Datenquelle LALLF).

2012 und danach dieselbe durchschnittliche Länge, aber der Anteil der größeren Schiffe ist zusammen mit den Hechtanlandungen stetig zurückgegangen. Zu beachten ist, dass die historisch wichtigste Art im Greifswalder Bodden der Frühjahrshering ist, der in den letzten Jahren erhebliche Bestandsrückgänge und damit verbundene Quotenkürzungen hinnehmen musste (ICES 2021, 2022a, 2022b). In den Bodden-gewässern westlich von Rügen werden die Hechtanlandungen zunehmend mit kleineren Booten unter 6 m LÜA realisiert, insbesondere seit 2011/12.

Angler:innen wurden in einer aktuellen Befragung des BODDENHECHT-Projekts ebenfalls gebeten, die Boddengewässer anzugeben, in denen sie üblicherweise auf Hecht angeln (Mehrfachantworten möglich), sowie das Hauptangelgebiet (nur eine Antwortmöglichkeit) der letzten fünf Jahre zu benennen. Die von Hechtangler:innen üblicherweise am häufigsten zum Hechtangeln aufgesuchten Gewässer sind die West- und Nordrügener Bodden (45,1 % bzw. 35,7 %), der Strelasund (40,4 %) und der Greifswalder Bod-

den (34,3 %, Abbildung 5.7). Die anderen Bodden-gewässer spielten nur eine untergeordnete Rolle. Dabei wurden die Nordrügener Boddengewässer besonders von den Angeltourist:innen präferiert (39,1 % vs. 27,3 % bei den einheimischen Angler:innen), während es die einheimischen Hechtangler:innen stärker an den Strelasund zog (45,7 % vs. 38,8 % bei den Angeltourist:innen) und insbesondere auch an den Greifswalder Bodden (43,7 % vs. 30,5 % bei den Tourist:innen, Unterschied signifikant, Abbildung 5.7). Bezüglich der in den letzten fünf Jahren hauptsächlich beangelteten Gewässer waren die Präferenzen sehr ähnlich verteilt, wobei besonders die Nordrügener Bodden von den Angeltourist:innen und der Greifswalder Bodden von den einheimischen Angler:innen bevorzugt wurden (nur eine Nennung möglich, Abbildung 5.8). Das wichtigste Fanggebiet der Angler:innen in den letzten Jahren sind die Westrügener Bodden, gefolgt von Strelasund, Nordrügener Bodden und Greifswalder Bodden. Es findet eine gewisse Aufteilung statt, nach der die Tourist:innen



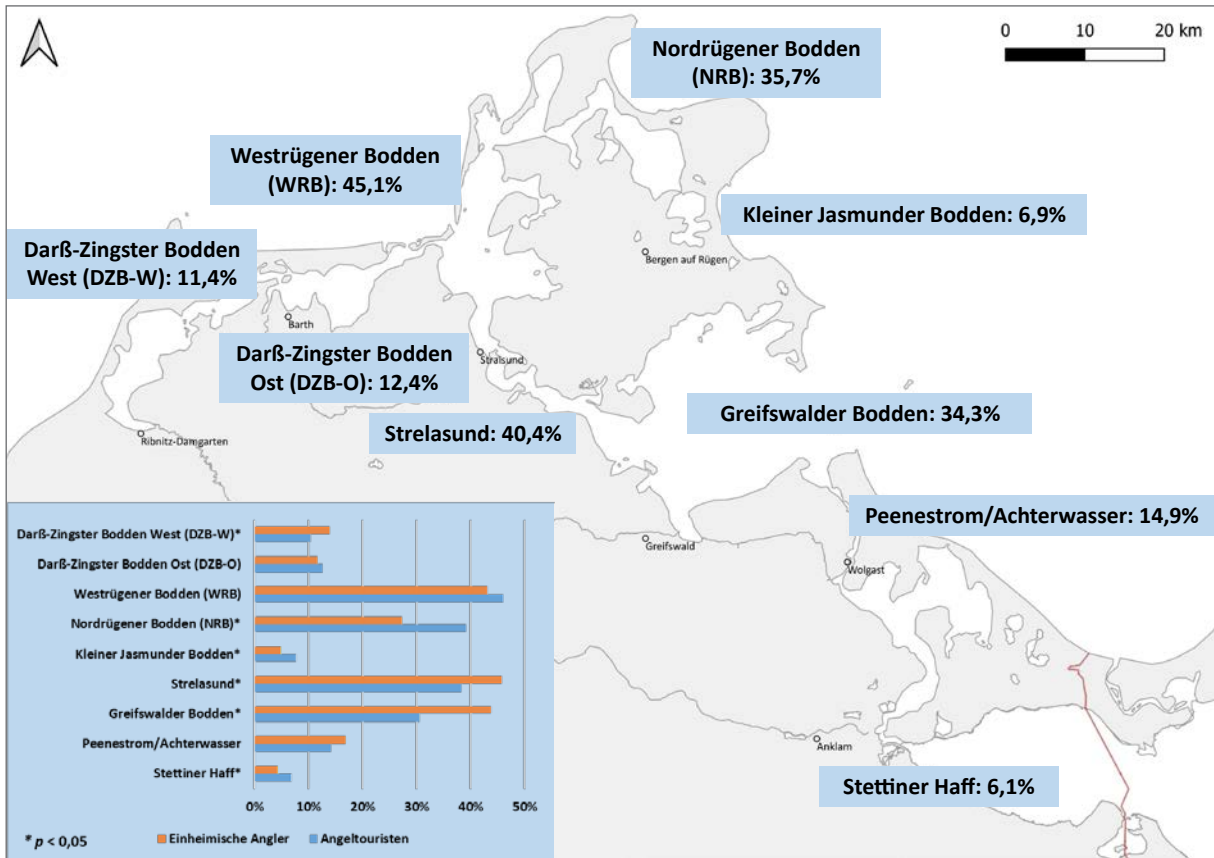


Abbildung 5.7: Die Boddennutzung durch Hechtangler:innen, differenziert nach Tourist:innen und Einheimischen (Mehrfachantworten möglich).

eher westlich und nördlich Rügens unterwegs sind und die einheimischen Angler:innen verstärkt im Strelasund und Greifswalder Bodden.

Fasst man zusammen, von welchen Plattformen aus die befragten Angler:innen üblicherweise auf Boddenhecht angelten (Kapitel 4.2), so lassen sich reine landgestützte Angler:innen („Ufer“), reine Bootsangler:innen („Boot“) und Hybridangler:innen, die sowohl landgestützt als auch vom Boot aus angeln („Ufer/Boot“), identifizieren. Über die Boddengewässer verteilt stellten die Hybridangler:innen mit gut einem Drittel bis knapp zwei Dritteln der Angler:innen eine relativ große Gruppe dar (37,7 % bis 64,0 %, Abbildung 5.9). Reines Uferangeln betrieben dagegen nur ca. 3 % (Stettiner Haff) bis max. knapp 15 % der Angler:innen (Kleiner Jasmunder Bodden) (Abbildung 5.9). Reine Bootsangler:innen waren dagegen häufig, und zwar besonders am Westrügener Bodden (58 %)

gefolgt vom Strelasund (54,2 %), Peenestrom/Achterwasser (51,1 %), Darß-Zingster Bodden Ost (49,6 %), Greifswalder Bodden (49,2 %), Darß-Zingster Bodden West (42,6 %) und Nordrügener Bodden (39,2 %). Die geringsten Anteile reiner Bootsangler:innen gab es am Stettiner Haff und am Kleinen Jasmunder Bodden (33,1 % bzw. 21,3 %, Abbildung 5.9). Die überwältigende Mehrheit der Boddenhechtangler:innen verwendete Kunstköder (außer Fliege) zum Hechtangeln (Kapitel 4.2), darunter fast alle reinen Bootsangler:innen (97,6 %), doch nur knapp zwei Drittel der reinen Uferangler:innen (61,7 %; ohne Abbildung). Ein Vergleich beider Plattformen über die verschiedenen Boddengewässer unterstreicht diesen Unterschied: An der Mehrzahl der Boddengewässer wiesen die reinen Bootsangler:innen eine z. T. erheblich höhere Neigung zur Verwendung von Kunstködern auf (79,2–100 %) als die Uferangler:innen (0–95,8 %, Ab-

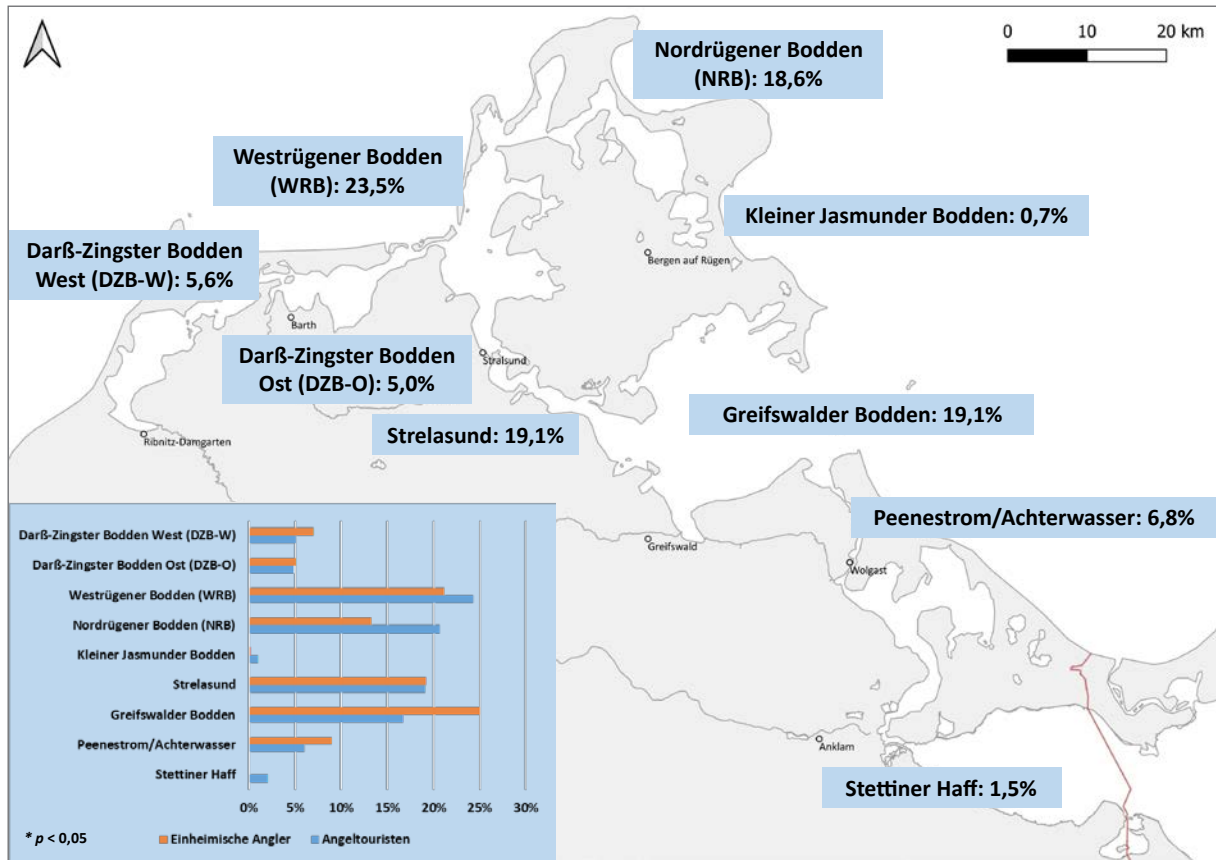


Abbildung 5.8: Die Hauptzielgewässer von Hechtangler:innen an den Bodden in den letzten fünf Jahren, differenziert nach Tourist:innen und Einheimischen (nur eine Antwort möglich).

bildung 5.9). Abgesehen vom Stettiner Haff mit seiner relativ geringen Befragtenbasis ( $n = 73$ ) gibt es jedoch einige Gewässer, an denen ein ähnlich großer Anteil der Ufer- und Bootsangler:innen mit Kunstködern angelte (z. B. Darß-Zingster Bodden West: Ufer 93,3 % vs. Boot 93,2 %, Strelasund: 95,8 % vs. 98,5 %). Dagegen gab es an anderen Gewässern besonders große Unterschiede bei der Verwendung von Kunstködern (z. B. Westrügener Bodden: Ufer 56,7 % vs. Boot 100 %, Darß-Zingster Bodden Ost: Ufer 52,0 % vs. Boot 94,0 %, Abbildung 5.9).

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Für Angler:innen und Fischer:innen hat der Boddenhecht eine unterschiedliche Bedeutung: Während die Art für viele Angler:innen primärer Zielfisch ist, wird der Hecht in der Berufsfischerei von vielen, aber beileibe nicht allen, Fischer:innen als Nebenfisch in einer

Mehrartenfischerei genutzt (vgl. Kapitel 2 und 4 zu Details). Die beruflichen Anlandungen des Hechts sind seit der Wiedervereinigung rückläufig, auch in Gebieten, die traditionell sehr wichtige Hechtfanggründe darstellten wie der Strelasund/Kubitzer Bodden und der Greifswalder Bodden. Die Hechtentnahmen durch die Angelwirtschaft sind vermutlich mit dem wachsenden Angelinteresse seit der Wende gestiegen und liegen aktuell in ähnlicher Höhe wie die beruflichen Anlandungen. Fischer:innen und Angler:innen nutzen ähnliche Fanggründe, wobei die Angeltourist:innen verstärkt die Gebiete westlich und nördlich/östlich Rügens beangeln und die einheimischen Angler:innen tendenziell eher den Strelasund und den Greifswalder Bodden aufsuchen. Da Fischer:innen und Angler:innen ähnliche Hechtmengen entnehmen, müssen Fangbestimmungen beide Sektoren im Blick behalten. Die differenzierte Gebietsnutzung von einheimi-

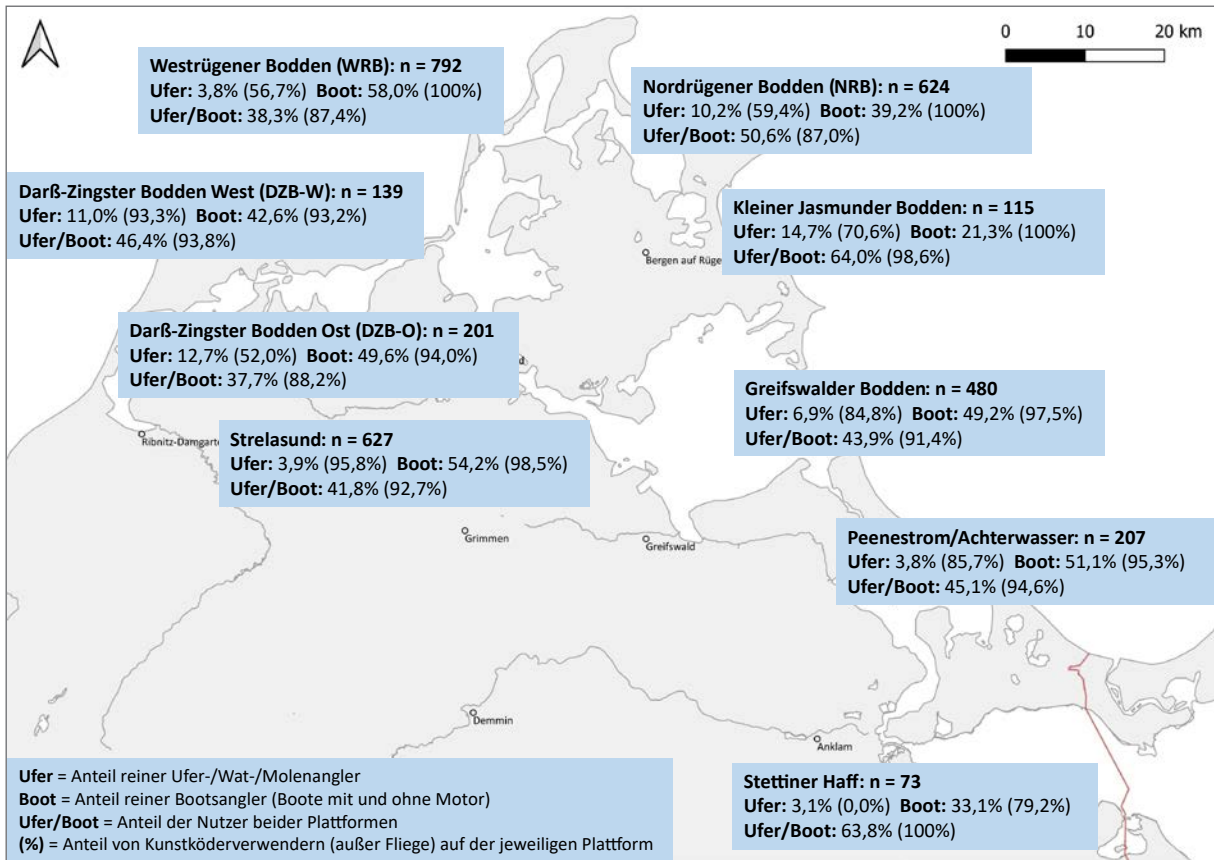


Abbildung 5.9: Von den Boddenhechtangler:innen genutzte Angelplattformen und die Verwendung von Kunstködern.

schen und touristischen Angler:innen bzw. von Boots- und Uferangler:innen ist neben der Frage der lokalen Wertschöpfung vor allem auch im Hinblick auf die Raumnutzung und das Management von Ufer- und Bootsangelmöglichkeiten relevant. Zum Beispiel angeln 58 % aller Angler:innen in Westrügen ausschließlich vom Boot, weswegen diese Angler:innen von den Befahrensverboten im Nationalpark besonders beeinträchtigt sind. Die Anteile der reinen Uferangler:innen sind in den Darß-Zingster Bodden sowie im Kleinen Jasmunder Bodden besonders hoch, weswegen hier Einschränkungen der Zugänglichkeit von Uferstellen besonders konfliktträchtig sein könnten. Die geringen Anteile der reinen Uferangler:innen in Westrügen gehen eventuell bereits auf die starken Einschränkungen der Uferzugänglichkeit im Nationalpark zurück (Kapitel 2). Zugänglichkeitsfragen gehören zu den größten Konfliktfeldern an den Bodden (Kapitel 4).

## 5.2 Fischereiliche Produktivität unterschiedlicher Bodden und ihr Bezug zu Umweltfaktoren und natürlichen Prädatoren

Johannes Radinger, Elias Ehrlich, Jonas Palder, Dieter Koemle, Katja Mehrwald, Linda Westphal, Michael T. Monaghan, Jan Droll, Sven Matern, Helmut Winker & Robert Arlinghaus

### 5.2.1 Fischereiliche Produktivität und Umweltfaktoren

#### Kontext

Die Produktivität eines Fischbestandes ist abhängig von einer Reihe von Faktoren, etwa dem Nährstoffgehalt, der Habitatqualität und Wassertemperatur. Außerdem sind Fischbestände und deren Wachstum

auf Populationsebene abhängig vom Grad der Ausdünnung (Dichteabhängigkeit) und dem Grad der natürlichen Mortalität, etwa durch Prädatoren wie andere Fische, Kegelrobben oder Kormorane. Die Umweltbedingungen, z. B. Salinität und Nährstoffgehalt, variieren zwischen einzelnen Bodden. Hektarerträge sind ein Indikator für die Produktivität verschiedener Bodden, wenn man davon ausgeht, dass die Erträge nicht durch marktwirtschaftliche Aspekte mitbeeinflusst werden. Der Hecht wird an den Bodden in einer Mehrartenfischerei mit vergleichsweise unselektiven Fanggeräten wie Stellnetzen gefangen. Geht man davon aus, dass der Fangaufwand mit Stellnetzen auf verschiedene Süßwasserraubfische an den Bodden seit der Wiedervereinigung relativ unverändert geblieben ist, könnten die Hektarerträge für Hecht und Zander in etwa die Produktivitätspotenziale der einzelnen Bodden abbilden. Ziel der Analyse war die vergleichende Darstellung der Zeitreihen von Hecht- und Zandererträgen in den einzelnen Boddengebieten sowie die Gegenüberstellung von Hechterträgen und Umweltvariablen anhand korrelativer Analysen. Damit galt es zu überprüfen, in welcher Weise die Hechterträge von Umweltfaktoren wie z. B. Nährstoffgehalten (Trophie) abhängig sind. Gerade die Wirkung der Trophie auf den Hechtbestand ist komplex und nichtlinear: Ansteigende Nährstoffgehalte wirken aufgrund der damit verbundenen erhöhten Nahrungsmenge an Beutefischen zunächst positiv auf den Hechtertrag (Winkler 2002, Kapitel 1). Erst wenn die höheren Wasserpflanzen aufgrund der starken Eintrübung durch Algenwachstum zusammenbrechen, wirkt der Trophiegrad negativ auf Hecht- und positiv auf Zanderbestände (Barthelmes 1981, & Vøllstad 2018). Ziel dieses Kapitels ist die Zusammenstellung der Erkenntnisse zum Produktivitätspotenzial unterschiedlicher Bodden und zur Wirkung von Umweltfaktoren (inkl. natürlichen Räubern) auf die Hechtbestände in den Bodden.

### Methoden

Daten zu den Hechtanlandungen der verschiedenen Gebiete wurden vom LALLF bereitgestellt und für

eine Zeitreihe ab 1968 bis 2022 aufbereitet. Für eine Vergleichbarkeit der Fanggebiete wurden die Erträge von Hecht und Zander je Bodden bzw. Fischereibe-zirk jeweils durch die Fläche geteilt und so der Flächenertrag in kg/ha ermittelt und als Zeitreihe je Fanggebiet dargestellt. Die Daten beziehen sich nur auf die Fänge der Berufsfischerei, anglerische Erträge sind mangels verfügbarer Daten nicht berücksichtigt.

Für die Analyse der Zusammenhänge zwischen Umweltfaktoren und gebietsspezifischer Hechtproduktivität (gemessen als Hechterträge pro Hektar) wurden insgesamt sieben Umweltvariablen berücksichtigt. Diese wurden auf der Grundlage von monatlichen Messungen des LUNG M-V für die Gebiete zusammengefasst. Der Phosphorgehalt sowie die Chlorophyll-A-Konzentration sind Maße für den Trophiegrad eines Gewässers. Höhere Chlorophyll-A-Werte zeigen eine höhere Konzentration von Algen (Phytoplankton). Höhere Phosphorgehalte sind ein Maß für eine höhere Produktivität eines Gewässers, was in der Regel wiederum ein höheres Nahrungsangebot für Fische und andere aquatische Organismen bedeutet. Als weitere Variable wurde die Sichttiefe, auch als Secchi-Tiefe bezeichnet, als Indikator für die Trübung des Wassers in die Analyse einbezogen. Die Sichttiefe kann sowohl durch trophische, organische Bestandteile wie Phytoplankton als auch durch anorganische Trübungen, wie z. B. Schwebstoffe oder Suspensionen von feinem Bodensubstrat, beeinflusst sein und ist ein wichtiger ökologischer Faktor für das Unterwasserpflanzenwachstum sowie für visuell orientierte Raubfische wie den Hecht (Hechte können aber auch erfolgreich im Trüben jagen, z. B. über die Seitenlinie). Als weitere Umweltfaktoren wurden die durchschnittliche Wassertemperatur sowie der durchschnittliche Salzgehalt pro Bodden und Jahr in den korrelativen Analysen berücksichtigt. Als grobe Indikatoren für natürliche Prädatoren wurden die durchschnittliche jährliche Anzahl von Robben (nicht gebietsspezifisch) sowie ein Index der Kormoran-Prädation berechnet. Der Kormoranindex wurde als Mittelwert über die gezählten Individuen

in 22 Kormorankolonien im Bereich der Boddenlandschaft dargestellt. Dabei wurde jede Kolonie je nach Distanz zum jeweiligen Mittelpunkt eines Boddengewässers invers gewichtet berücksichtigt, um die mit der Distanz abnehmende Anflughäufigkeit zu berücksichtigen. Eine Übersicht über die zeitliche Entwicklung der einzelnen Umweltparameter ist in Kapitel 1 im Detail dargestellt.

Die gebietsspezifischen Zeitreihen der Hechterträge pro Hektar von 1968 bis 2022 wurden grafisch der Entwicklung der Umweltvariablen gegenübergestellt und mittels Pearson-Korrelationen auf mögliche statistische Zusammenhänge getestet. Zusätzlich wurden Regressionsbaum-Analysen (Boosted Regression Trees, BRT) durchgeführt, welche die Flächenerträge in Bezug zum Gesamtset an Umweltvariablen setzten. Ein großer Vorteil der BRT-Modelle ist die Berücksichtigung von teilweise korrelierten Umweltvariablen (z. B. Chlorophyll-A- und Phosphorgehalt) sowie die Abbildung von nichtlinearen Zusammenhängen (Elith et al. 2008). Die BRT-Analysen wurden separat für jedes Fanggebiet berechnet. Zusätzlich wurde ein Gesamtmodell erstellt, das alle Hechterträge der Einzelgebiete sowie die dazugehörigen Umweltvariablen beinhaltet. Auch das jeweilige Fanggebiet wurde als faktorielle Variable in die Analyse miteinbezogen. Da aufgrund der vergleichsweise begrenzten Zeitreihe der Robbenzählzahlen für den Zeitraum vor 2007 keine Zahlen vorlagen, wurde der Einfluss von Robben nicht in den BRT-Modellen berücksichtigt. Zur Darstellung der BRT-Ergebnisse und zur Interpretation des Einflusses der jeweiligen Umweltvariablen auf die Hechtproduktivität (Hecht in Berufsfischereiertrag in kg/ha) wurden sogenannte „Marginal Response Plots“ erstellt. Diese Darstellungsform zeigt den marginalen Effekt (d. h. den isolierten Effekt unter Kontrolle aller anderen Umweltfaktoren) der ausgewählten unabhängigen Variable (z. B. Gesamtphosphor) auf die abhängige Variable Hechtproduktivität. Das bedeutet, dass die Analyse den Effekt der jeweiligen Umweltvariable zeigt, während alle anderen Faktoren konstant gehalten werden. Die Einflussstärke eines jeweiligen

Umweltparameters in den Modellen wurde mittels Permutationstest (Breiman 2001) quantifiziert, wobei höhere Werte auf eine stärkere Beziehung zwischen einem Umweltfaktor und der Hechtproduktivität im analysierten Datensatz hinweisen.

## Ergebnisse und Diskussion

### Flächenerträge von Hecht und Zander

Bei Betrachtung der Zeitreihen der Hektarerträge von Hecht und Zander zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Fanggebieten (Abbildung 5.10). Diese bestehen zwischen den absoluten Zahlen innerhalb der Arten, aber auch im Verhältnis der Hektarerträge von Hecht und Zander zueinander. Auch die zeitliche Stabilität der realisierten Hektarerträge unterscheidet sich teils deutlich.

In den Hektarerträgen aus den Fanggebieten Darß-Zingster Bodden, Kleiner Jasmunder Bodden, Peenestrom/Achterwasser und Stettiner Haff liegen die des Zanders deutlich über denen des Hechtes. Die Trends entsprachen den zuvor berichteten absoluten Anlandungshöhen (Abbildung 5.4). Eine Dominanz des Zanders gegenüber dem Hecht hängt vermutlich mit dem Eutrophierungszustand des Gewässers, insbesondere mit dem Trübungsgrad zusammen. Alle genannten Bodden haben historisch durch ihre Isolation und/oder Süßwasserzuflüsse eine sehr starke Eutrophierung durchlaufen, die die Sichttiefe enorm absenkte, zum weitgehenden Verlust höherer Wasserpflanzen führte und die Produktivität dieser Bodden für den Zander erhöhte und für den Hecht reduzierte. In trübem, hypertrophem Wasser hat der Zander einen Vorteil gegenüber dem Hecht, der eher in weniger eutrophen Gewässern mit klarem Wasser und Makrophytenbestand erfolgreich ist (Willemsen 1980). Der Hauptgrund liegt in der Rekultivierung, die bei Hechten unter stark eingetrübten Bedingungen schlechter funktioniert. In den weniger stark eutrophierten Gebieten Westrügens dominierten dementsprechend historisch und aktuell Hechte über die Zander. In den Fanggebieten Greifswalder Bodden sowie Kubitzer Bodden und Strelasund wa-

## Angel- und berufsfischereiliche Nutzung des Hechtbestands in den Bodden

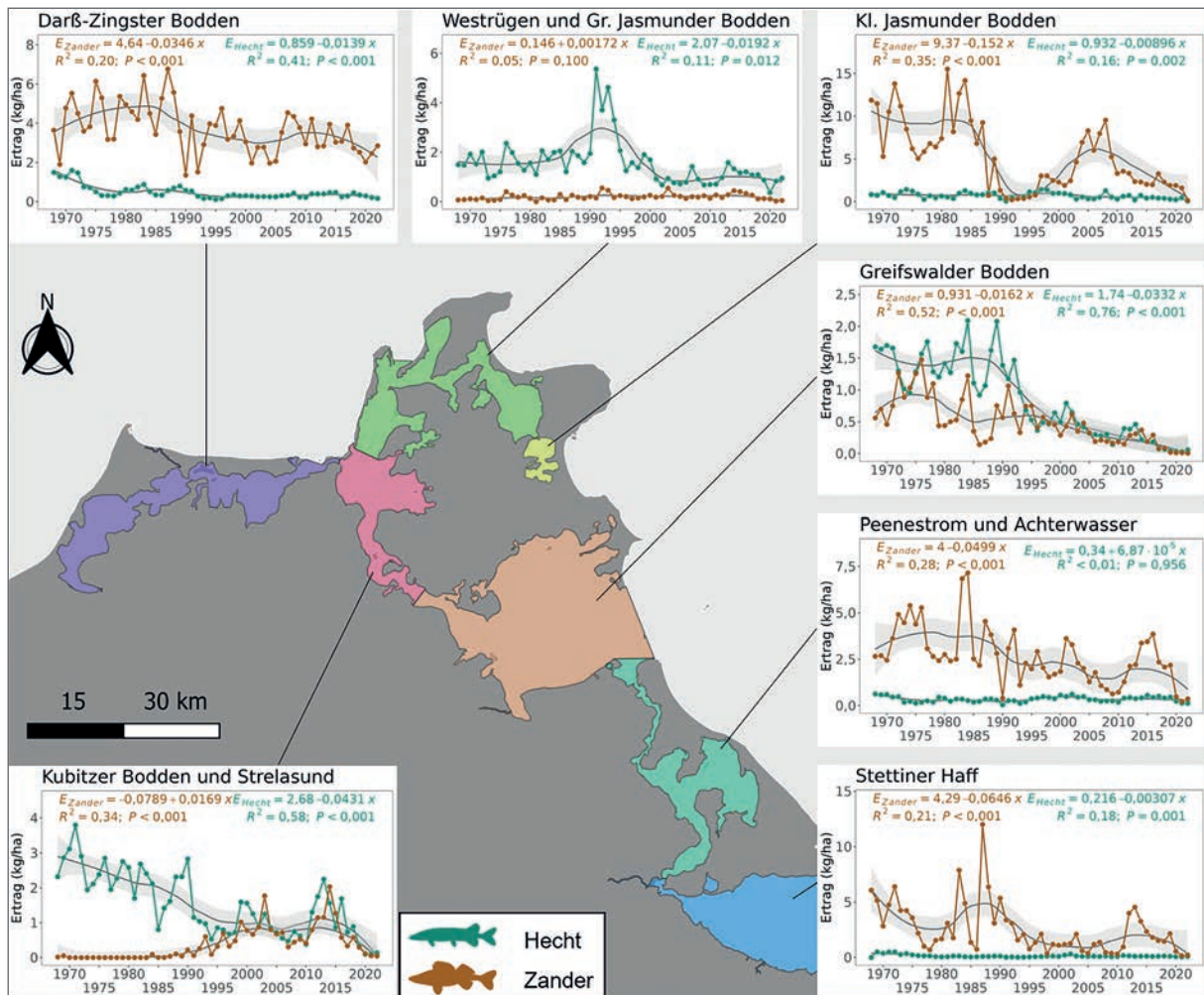


Abbildung 5.10: Flächenerträge von Hecht und Zander in den Boddengewässern Mecklenburg-Vorpommerns von 1968 bis 2022.

ren die Flächenerträge von Zander und Hecht in den letzten Jahren aber in etwa gleich. Auffallend ist in beiden Gebieten ein Anstieg des Anteils des Zanders am Gesamtflächenertrag der beiden Fischarten bis etwa 2000. Vorher waren in beiden Fällen die Hektarerträge des Hechtes deutlich höher als die des Zanders, was für günstige ökologische Bedingungen für die Hechtrekrutierung spricht. Während die Hektarerträge des Zanders im Gebiet Kubitzer Bodden und Strelasund einen Anstieg bei gleichzeitigem Abfall der Hecht-Hektarerträge erfuhren, sanken die Hektarerträge des Zanders im Greifswalder Bodden langsamer als die des Hechtes. Die in etwa gleichen Flächenerträge beider Arten im Greifswalder Bodden

sind daher vor allem dem starken Abfall der Hektarerträge des Hechtes in den späten 1980er- und frühen 1990er-Jahren geschuldet. Lediglich das Gebiet Westrügen und Großer Jasmunder Bodden weist heute noch eine deutliche Dominanz des Hechtes in den Hektarerträgen über den Zander auf. Hier waren die historischen Hechterträge von etwa 1,3–1,8 kg/ha von 1970 bis 1990 relativ stabil. Auf einen Höhepunkt des Hechtertrags in den frühen 1990er-Jahren von bis zu 5 kg/ha folgte eine neue, relativ stabile Periode mit Erträgen um die 1 kg/ha zwischen 2000 und 2019. Gute Produktivitäten für Hecht können also mit etwa 1,5–2 kg/ha geschätzt werden, in hocheutrophen Bodden wie im Peenestrom oder im westlichen

Darß-Zingster Bodden sind die erwartbaren Hektarerträge des Hechtes hingegen deutlich geringer, meist  $< 0,5$  kg/ha. Im Kleinen Jasmunder Bodden zeigt der Zeitverlauf der Hektarerträge des Zanders einen Einbruch nach 1990 mit einer anschließenden Erholung ab Mitte der 1990er-Jahre. Der Grund dafür könnte in wiederholten Fischsterben liegen, die aus der Einleitung von Abwässern und damit verbundenen Eutrophierungseffekten und seltener *Prymnesium*-Algenblüten resultierten (Kell & Noack 1991).

### Zusammenhang der Hechtproduktivität mit verschiedenen Umweltfaktoren an den Bodden

Die Zusammenhänge zwischen den Hektarerträgen der Hechte und den drei untersuchten Trophieindikatoren (Chlorophyll-A, Phosphorgehalt und Sichttiefe) variierten zwischen den einzelnen Boddengebieten. Die Zusammenhänge mit dem Gesamtphosphorgehalt waren am deutlichsten ausgeprägt. Der Phosphorgehalt (Abbildung 5.13) korrelierte im Greifswalder Bodden stark positiv (Pearson-Korrelationskoeffizient  $r = 0,77$ ;  $p < 0,05$ ) und im Kubitzer Bodden, Strelasund, Westrügen, Großen Jasmunder Bodden sowie im Kleinen Jasmunder Bodden moderat positiv (alle  $r = 0,36$  bis  $0,47$ ;  $p < 0,05$ ) mit den Hechterträgen. Im Gegensatz dazu stand der Flächenenertrag des Hechtes in den westlichen Darß-Zingster Bodden in stark negativem Zusammenhang mit dem Phosphorgehalt ( $r = -0,64$ ;  $p < 0,05$ ). Der Chlorophyll-A-Gehalt wies lediglich in den östlichen Darß-Zingster Boddengewässern einen (positiven) Zusammenhang mit den Hektarerträgen des Hechtes auf ( $r = 0,61$ ;  $p < 0,05$ ), während in den übrigen Boddengewässern kein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Hecht-Hektarertrag und Chlorophyll-A-Gehalt festgestellt werden konnte (Abbildung 5.11). Die Sichttiefe stand tendenziell in negativem Zusammenhang mit den Hechterträgen (Abbildung 5.12), wobei dieser negative Zusammenhang in keinem der Boddengewässer statistisch signifikant war ( $p > 0,05$ ). Lediglich im Kleinen Jasmunder Bodden korrelierten die Hektarerträge des Hechtes positiv mit der Sichttiefe ( $r = 0,58$ ;  $p < 0,05$ ), was im Gegen-

satz zu den tendenziellen Zusammenhängen der anderen Gewässer stand.

Die durchschnittliche jährliche Wassertemperatur zeigte tendenziell einen negativen Zusammenhang mit der Hechtproduktivität, aber für keines der Boddengewässer waren die Korrelationen signifikant ( $p > 0,05$ , Abbildung 5.15). Ebenso konnte kein eindeutiger Zusammenhang zwischen den jährlichen mittleren Salzgehalten der einzelnen Boddengewässer und den Flächenenerträgen des Hechtes nachgewiesen werden (Abbildung 5.14).

Die Korrelation zwischen dem Kormoranindex, als Indikator für den Prädationsdruck durch Kormorane, und den Hechtflächenenerträgen variierte in Stärke und z. T. Richtung zwischen den untersuchten Gebieten (Abbildung 5.16). In der Regel zeigte sich ein negativer Zusammenhang zwischen einem Anstieg des Kormoranindex (d. h. einer Zunahme der Kormoranzahl) und den Hektarerträgen des Hechtes in den meisten Gebieten. Besonders stark negativ war die Korrelation hierbei im Kubitzer Bodden und Strelasund ( $r = -0,74$ ;  $p < 0,05$ ) sowie im Greifswalder Bodden ( $r = -0,72$ ;  $p < 0,05$ ), gefolgt von den Darß-Zingster Bodden (Gesamt und östlicher Teil) und dem Kleinen Jasmunder Bodden ( $r = -0,54$  bis  $-0,42$ ;  $p < 0,05$ ). Nur in den westlichen Darß-Zingster Bodden wurde eine signifikant positive Korrelation zwischen der Zeitreihe der Hechtproduktivität und der Entwicklung des Kormoranindex festgestellt ( $r = 0,39$ ;  $p < 0,05$ ). Dies könnte z. B. auf Anziehungseffekte hindeuten, in der Weise, dass Kormorane Gebiete mit ansteigenden Hechtproduktivitäten bzw. Fischabundanzen allgemein verstärkt nutzen. Für den Peenestrom sowie für die Bodden Westrügens und den Großen Jasmunder Bodden konnte kein eindeutiger Zusammenhang zwischen dem Kormoranindex und den Flächenenerträgen des Hechtes festgestellt werden (Abbildung 5.16).

Für die korrelativen Analysen zwischen Hechtproduktivität und Robbenanzahl stand nur eine begrenzte Zeitreihe zur Verfügung, die sich auf Zählungen von Kegelrobben im Bereich des Greifswalder Boddens ab 2007 beschränkte (Kapitel 1.4). Im Allgemeinen zeigte sich ein tendenziell negativer Zusam-

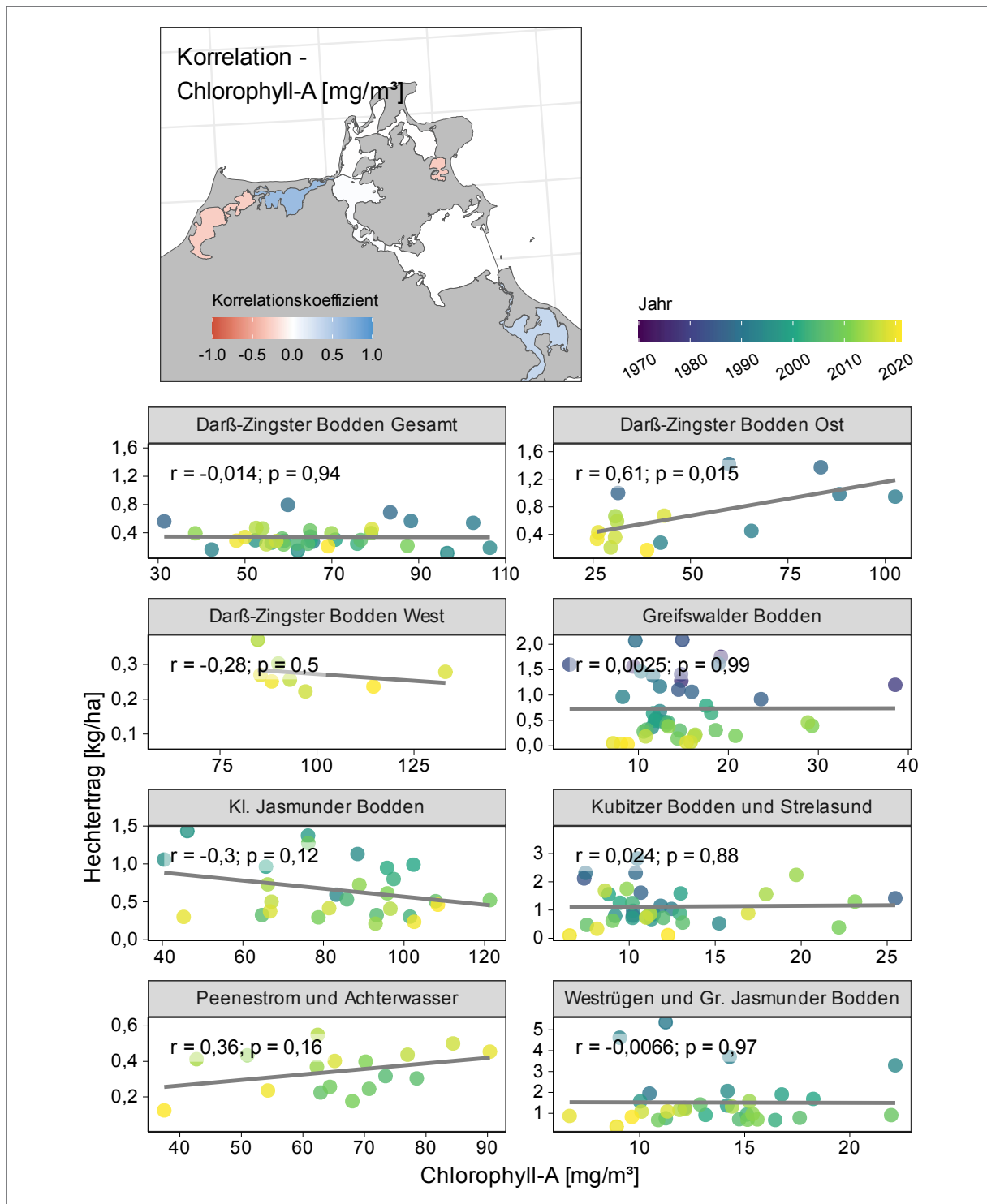


Abbildung 5.11: Zusammenhänge des Chlorophyll-A-Gehaltes und der jeweiligen Hektarerträge des Hechtes für einzelne Boddenfanggebiete. Die zeitliche Entwicklung wird durch den Farbverlauf von blau (1970) zu gelb (2022) dargestellt. Statistische Kennwerte beschreiben den Pearson-Korrelationskoeffizienten ( $r$ ) sowie die dazugehörige Signifikanz ( $p$ ).



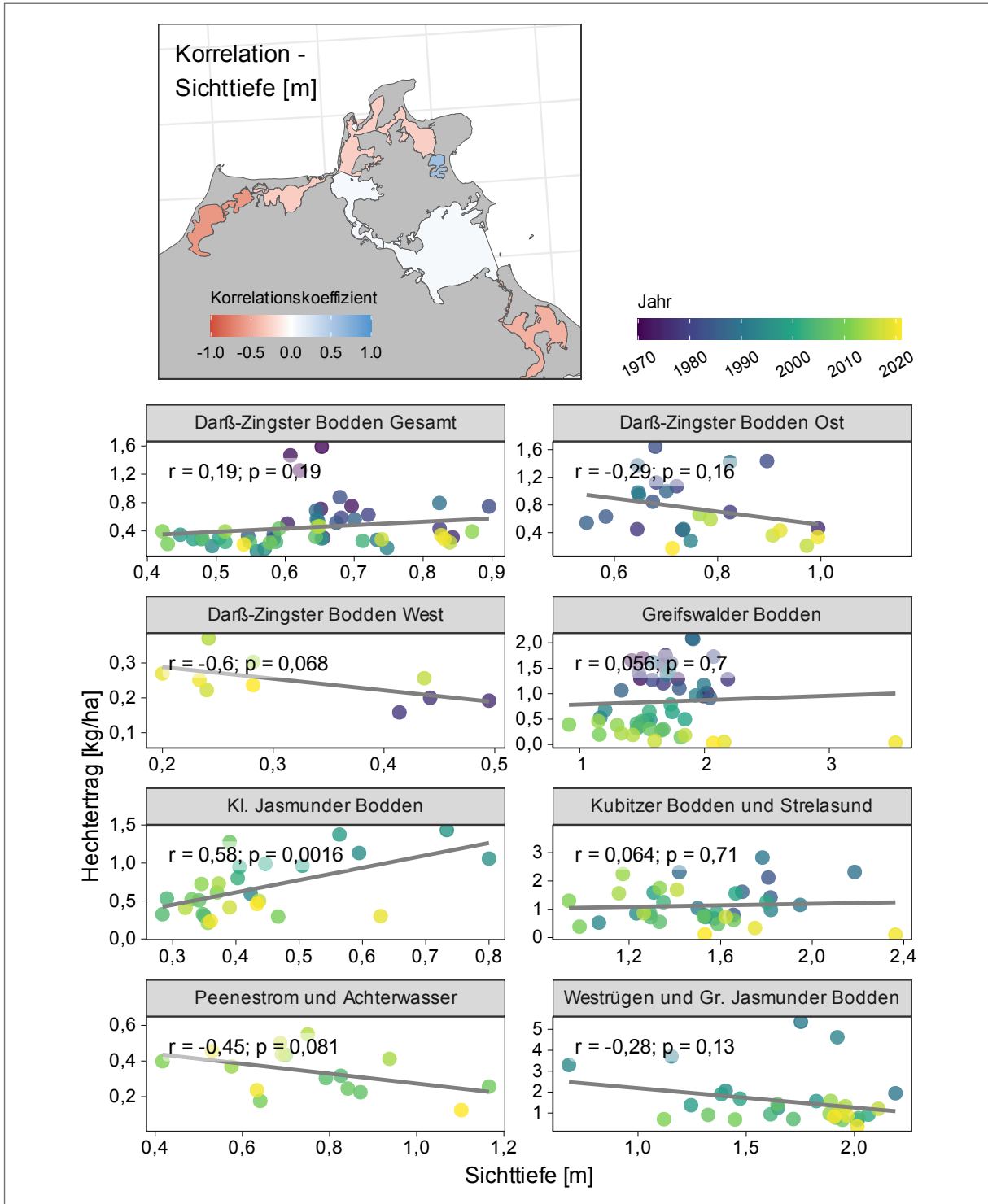


Abbildung 5.12: Zusammenhänge der Sichttiefe und der jeweiligen Hektarerträge des Hechtes für einzelne Boddenfanggebiete. Die zeitliche Entwicklung wird durch den Farbverlauf von blau (1970) zu gelb (2022) dargestellt. Statistische Kennwerte beschreiben den Pearson-Korrelationskoeffizienten ( $r$ ) sowie die dazugehörige Signifikanz ( $p$ ).

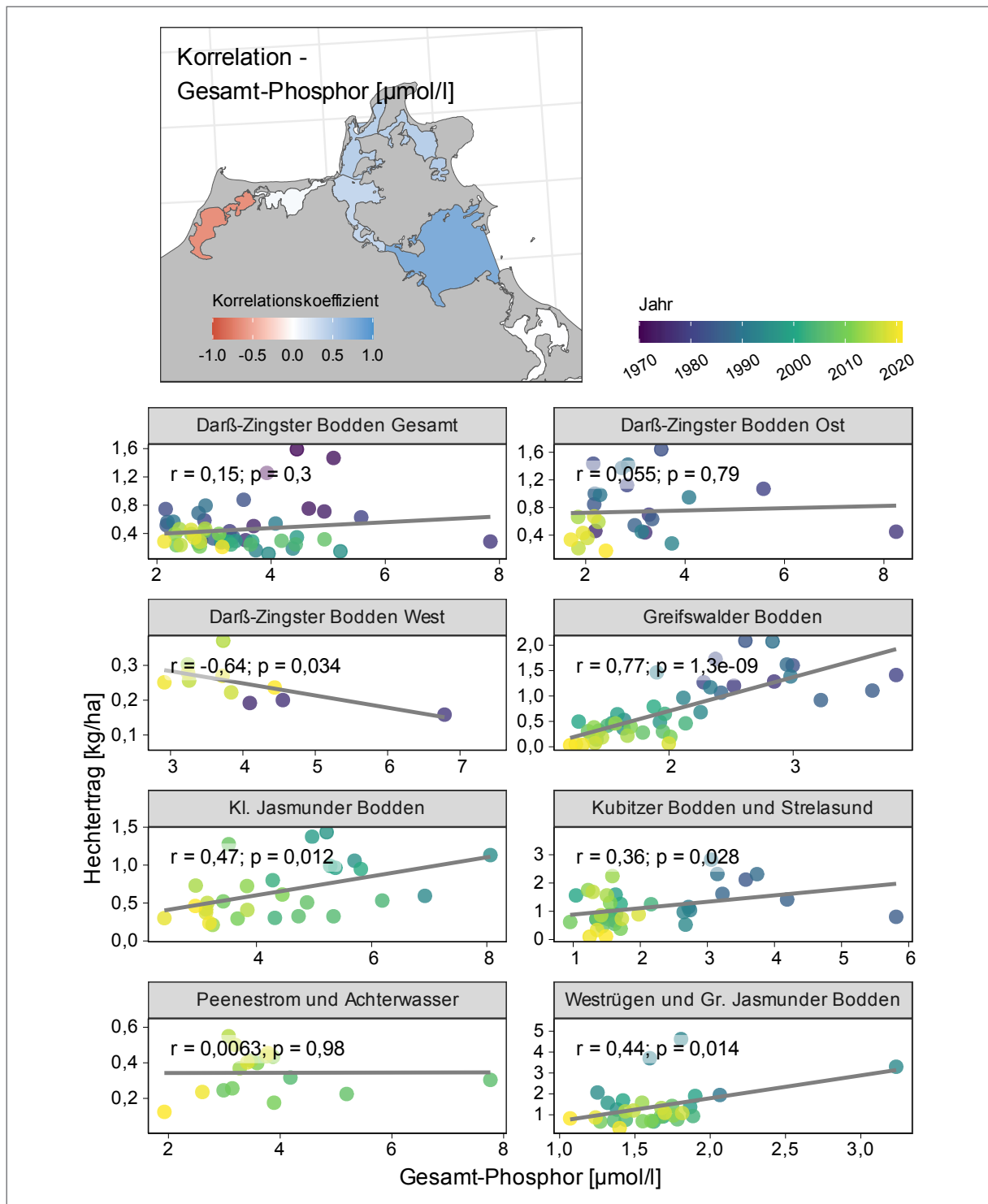


Abbildung 5.13: Zusammenhänge des Gesamtphosphorgehaltes und der jeweiligen Hektarerträge des Hechtes für einzelne Boddenfanggebiete. Die zeitliche Entwicklung wird durch den Farbverlauf von blau (1970) zu gelb (2022) dargestellt. Statistische Kennwerte beschreiben den Pearson-Korrelationskoeffizienten ( $r$ ) sowie die dazugehörige Signifikanz ( $p$ ).

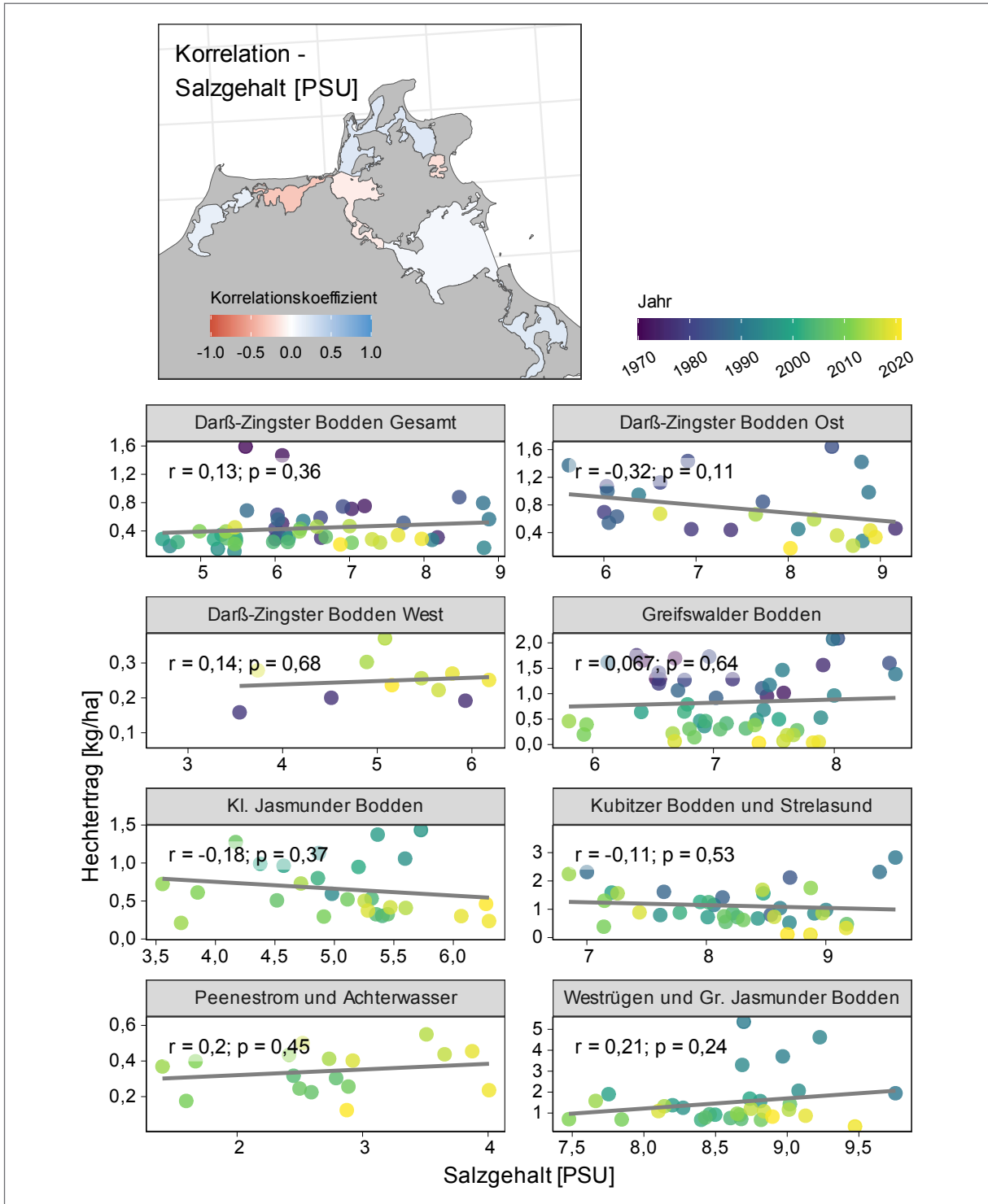


Abbildung 5.14: Zusammenhänge des Salzgehaltes und der jeweiligen Hektarerträge des Hechtes für einzelne Boddenfanggebiete. Die zeitliche Entwicklung wird durch den Farbverlauf von blau (1970) zu gelb (2022) dargestellt. Statistische Kennwerte beschreiben den Pearson-Korrelationskoeffizienten ( $r$ ) sowie die dazugehörige Signifikanz ( $p$ ).

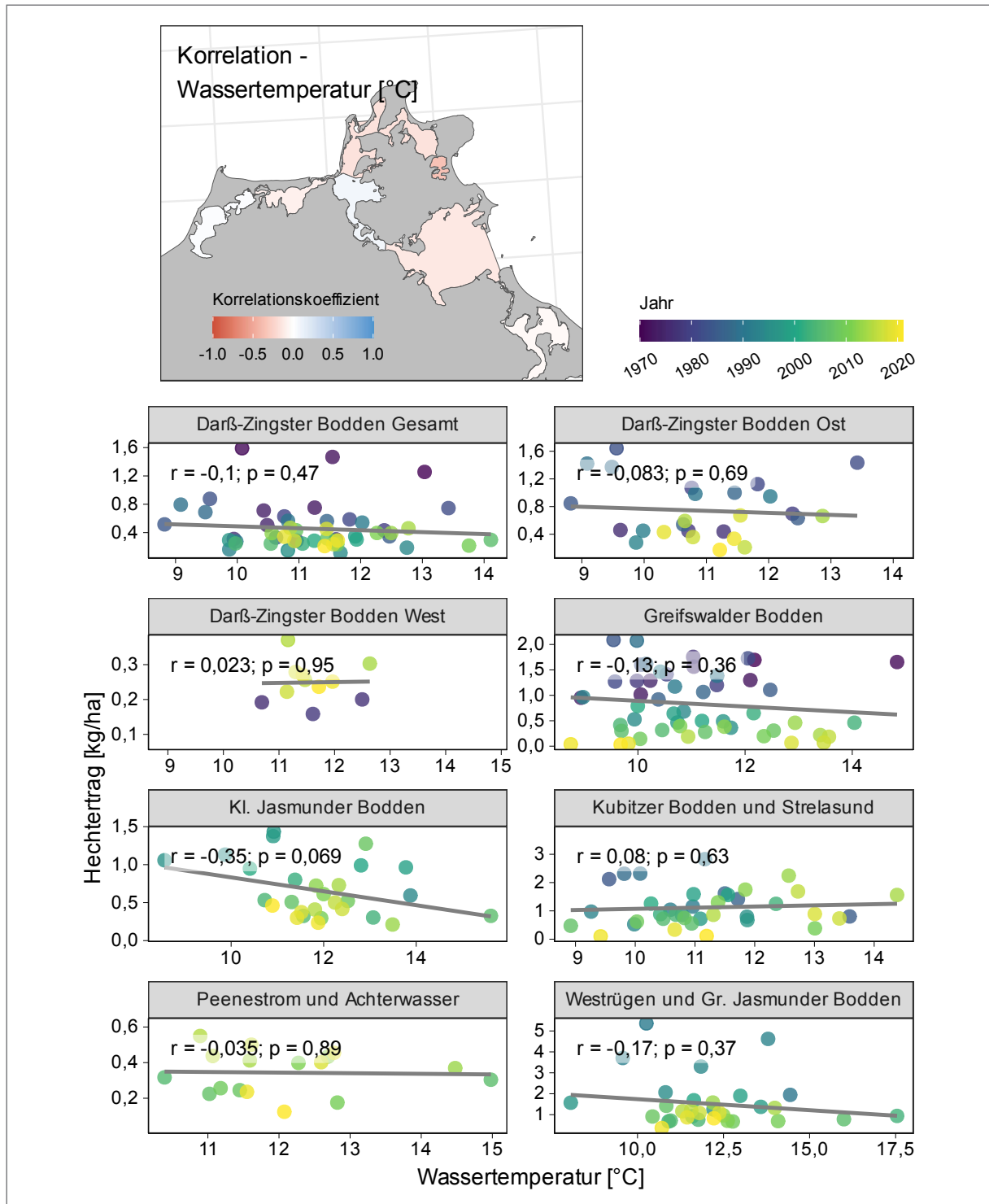


Abbildung 5.15: Zusammenhänge der Wassertemperatur und der jeweiligen Hektarerträge des Hechtes für einzelne Boddenfanggebiete. Die zeitliche Entwicklung wird durch den Farbverlauf von blau (1970) zu gelb (2022) dargestellt. Statistische Kennwerte beschreiben den Pearson-Korrelationskoeffizienten ( $r$ ) sowie die dazugehörige Signifikanz ( $p$ ).

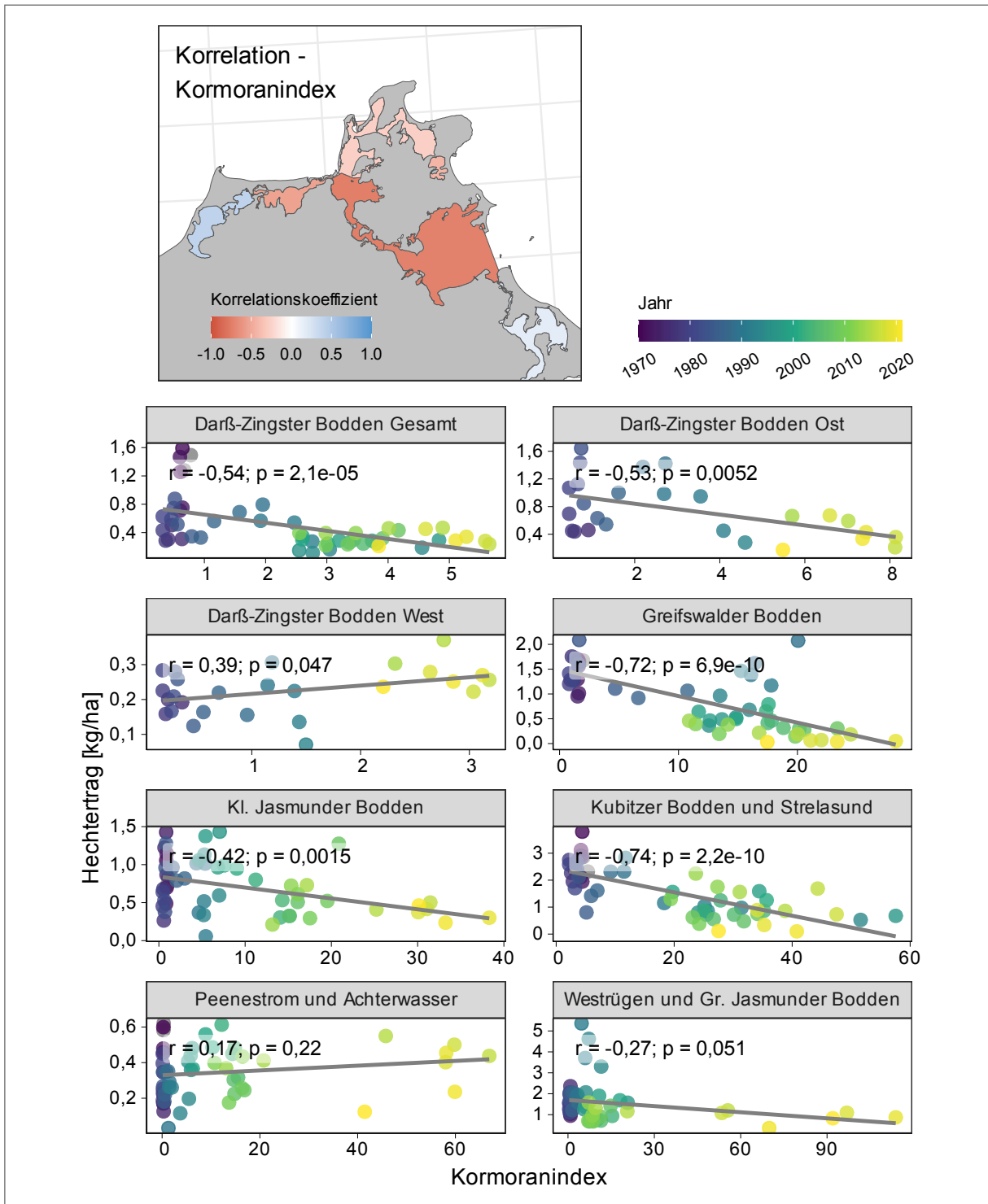


Abbildung 5.16: Zusammenhänge des Kormoranindex und der jeweiligen Hektarerträge des Hechtes für einzelne Boddenfanggebiete. Die zeitliche Entwicklung wird durch den Farbverlauf von blau (1970) zu gelb (2022) dargestellt. Statistische Kennwerte beschreiben den Pearson-Korrelationskoeffizienten ( $r$ ) sowie die dazugehörige Signifikanz ( $p$ ).

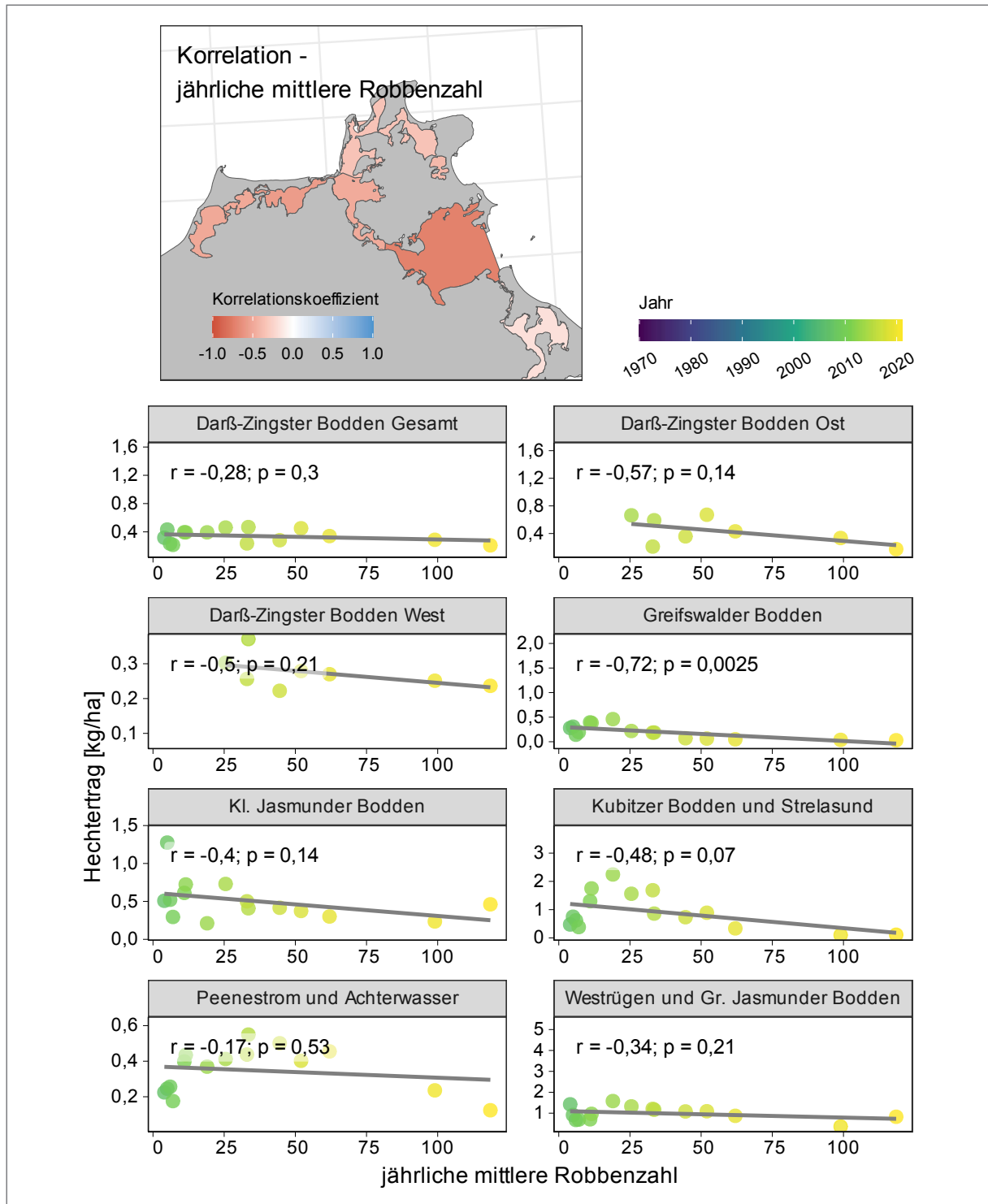


Abbildung 5.17: Zusammenhänge der mittleren Anzahl an Kegelrobben im Bereich Greifswalder Bodden (als Indikator für Robbenprädation) und der jeweiligen Hektarerträge des Hechtes für einzelne Boddenfanggebiete. Die zeitliche Entwicklung wird durch den Farbverlauf von blau (1970) zu gelb (2022) dargestellt. Statistische Kennwerte beschreiben den Pearson-Korrelationskoeffizienten ( $r$ ) sowie die dazugehörige Signifikanz ( $p$ ).

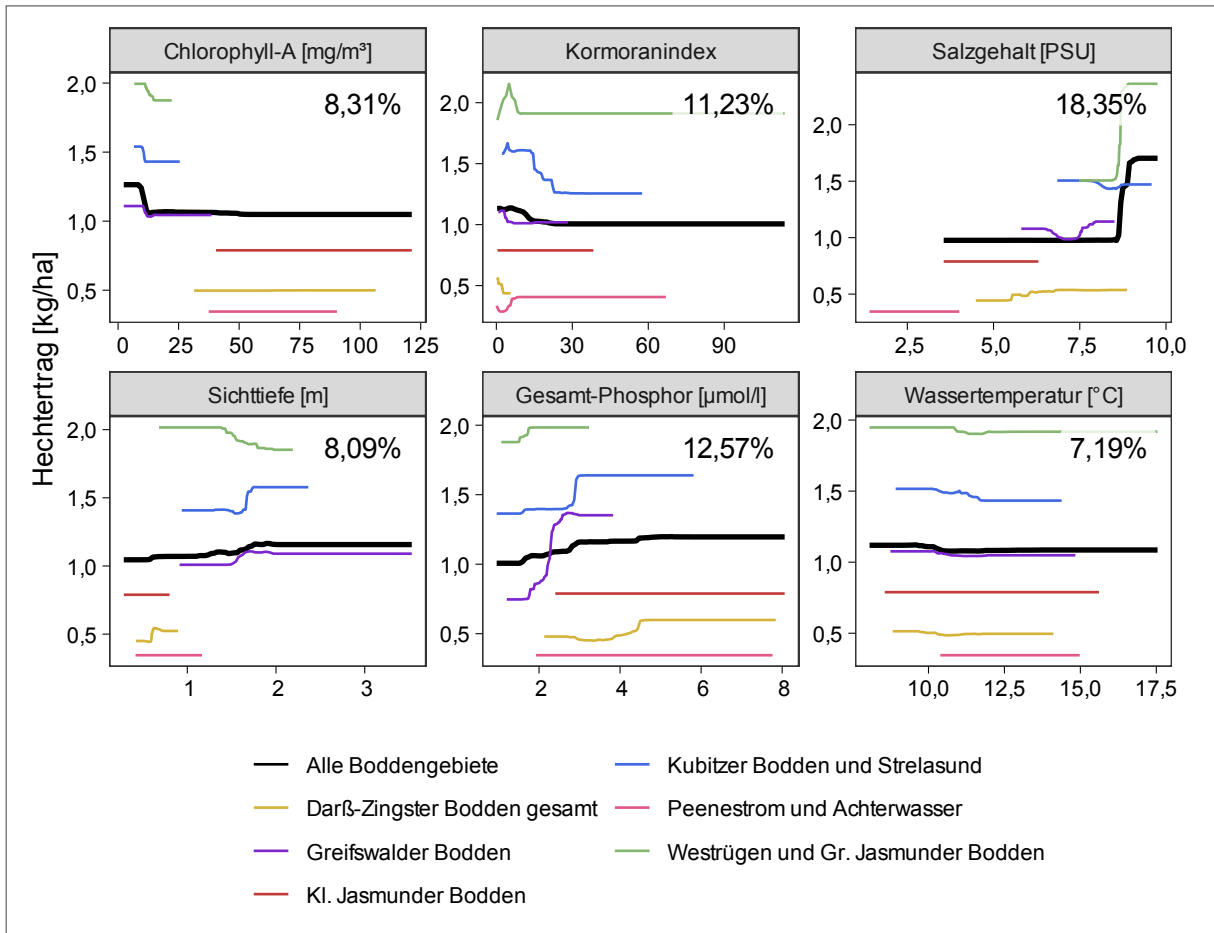


Abbildung 5.18: Marginaler Effekt einzelner Umweltfaktoren auf die Hechtproduktivität (Hechtertrag kg/ha) basierend auf der Analyse von gebietsspezifischen Zeitreihen mittels Regressionsbaumanalysen. Die Stärke des Einflusses jedes Umweltparameters ist als prozentualer Wert angegeben (Permutationswichtigkeit).

menhang zwischen diesem Robbenindex und den Hechtflächenerträgen in allen untersuchten Boddengewässern, aber nur im Greifswalder Bodden war dieser negative Zusammenhang statistisch signifikant ( $r = -0,72$ ;  $p < 0,05$ , Abbildung 5.17).

Die Analyse des Zusammenhangs zwischen den Zeitreihen der Hechtflächenerträge (als Indikator für die Hechtproduktivität) und der zeitlichen Entwicklung von Umweltfaktoren gestaltet sich grundsätzlich schwierig. Einerseits besteht die Herausforderung der Multikollinearität. Das heißt, dass einzelne Umweltparameter nicht nur in Beziehung zur Hechtproduktivität stehen, sondern auch untereinander korrelieren. Dies erschwert die Interpretation kausaler Zusammenhänge. Andererseits interagieren die

Umweltparameter in der Regel in komplexer Weise und Zusammenhänge mit den Hechterträgen sind möglicherweise nicht linear.

Die berechneten Regressionsbaumanalysen (BRT) können jedoch Annäherungen an die komplexen Zusammenhänge zwischen der zeitlichen Entwicklung der Hechterträge pro Hektar und den Umweltfaktoren liefern. In den BRT-Modellen zeigte sich neben dem Kormoranindex und dem Phosphorgehalt auch der Salzgehalt (Abbildung 5.18) als wichtigster Umweltfaktor zur Beschreibung der zeitlichen Entwicklung der Hechtproduktivität. Wie in den zuvor beschriebenen Einzelkorrelationen bereits ersichtlich, stand der Kormoranindex in negativem und der Phosphorgehalt in positivem Zusammen-

hang mit den Hechterträgen (vgl. Abbildung 5.13, 5.16 und Abbildung 5.18). Interessanterweise war in der BRT auch der Salzgehalt ein entscheidender Faktor bei der Beschreibung der zeitlichen Entwicklung der Hektarerträge des Hechtes (Abbildung 5.18) – im Gegensatz zu den sich auf die isolierten Einzelparame-ter beziehenden Korrelationsanalysen (Abbildung 5.14). Es zeigte sich insbesondere ein Anstieg des Flächenertrages ab einem Salzgehalt von etwa 8,5 PSU, der hauptsächlich durch die besonders hohen Flächenerträge von mehr als 3 kg/ha in Westrü- gen und im Großen Jasmunder Bodden angetrieben wurde. Ein ursächlicher Zusammenhang zwischen diesen hohen gebietspezifischen Hektarerträgen und dem gleichzeitig relativ hohen Salzgehalt ist unwahrscheinlich und unklar. Möglicherweise sind Hechte hier salztoleranter als ihre Nahrungskonkurren-ten oder es finden sich marine Nahrungsorganismen, die die Produktivität des Hechtes steigern. Die weiteren Umweltfaktoren wie Chlorophyll-A, Sichttiefe und Wassertemperatur waren etwa gleich wichtig für die Beschreibung der zeitlichen Entwicklung der Hechtproduktivität (Abbildung 5.18).

### 5.2.2 Mögliche Einflüsse von Kormoranen und Kegelrobben auf die fischereiliche Produktivität

#### Kontext

Konflikte zwischen Berufs- und Angelfischerei um schwindende Fischressourcen sind an den Bodden und in vielen weiteren Küstengebieten weitverbreitet (Kapitel 4). Fischer:innen und Angler:innen machen sich gerne gegenseitig für zurückgehende Fischfänge verantwortlich und fordern strengere Regulationen der jeweils anderen Gruppe (Arlinghaus et al. 2022a). Eine weitere Sterblichkeitsquelle von Fischen, die für rege Konflikte zwischen Fischerei/ Angelfischerei und Naturschutz sorgt, sind Fraßverluste über fischfressende Tiere, wie Kormoran oder Kegelrobbie. In der gesamten Ostsee haben Kormorane seit den 1990er-Jahren stark zugenommen. Über Fraßdruck können Kormorane diverse Küstenfischbestände reduzieren, insbesondere in küstennahen



Abbildung 5.19: Kormorane sind an den Bodden überall anzutreffen, seit den 1990er-Jahren erfahren die Brutpaarzahlen in Mecklenburg-Vorpommern einen starken Anstieg.

© DOMINIQUE NIESSNER

Lebensräumen (Östman et al. 2013, Mustamäki et al. 2014, Hansson et al. 2018, Veneranta et al. 2020). Gleiches gilt für den Fraßdruck durch Kegelrobben, wie schwedische Studien am Beispiel von Schärenhechten zeigen (Bergström et al. 2022, 2023). Hohe Prädationsverluste durch Kormorane oder Kegelrobben können sich langfristig negativ auf die Abundanz und den Ertrag von Süßwasserfischarten in Küstenregionen auswirken, wie zum Beispiel beim Zander oder Barsch in der Ostsee mehrfach belegt wurde (Östman et al. 2013, Mustamäki et al. 2014, Winkler et al. 2014a,b, Hansson et al. 2018). Die Wissenslücken zu den prädationsgetriebenen Bestandseffekten sind aber weiter hoch, gerade zum Hecht. So gaben Hansson et al. (2018) in ihrer Übersichtsstudie für das gesamte ICES-Untergebiet 24, in dem auch die Bodden um Rügen liegen, eine Hechtentnahme durch Kormorane von Null an. Dies kann unmöglich zutreffen und verlangt nach lokalen Studien, die z. T. verfügbar sind (Winkler et al. 2014a,b). Untersuchungsziel war es, die besten verfügbaren Daten zu Gesamtentnahmen verschiedener Fischarten mit Fokus auf den Hecht durch Fischer:innen, Angler:innen, Kormoran und Kegelrobbie für die Bodden um Rügen für möglichst vergleichbare Zeiträume zusammenzustellen. Weiteres Untersuchungsziel war die Modellierung von Auswirkungen der natürlichen Prädation vor allem über Kormorane auf Hechtbestände und die Fischereiqualität auf Hecht an den Bodden.



## Konsumtion von Fisch durch Kormorane

### Methoden

Eine erste Schätzung der Kormorankonsumtion von Fischen, inklusive Hechten, wurde auf der Grundlage von Brutpaaren in Kolonien an den Bodden von Winkler et al. (2014a,b) erstellt. Diese Methode unterschätzt die Kormorankonsumtion, unter anderem weil Durchzügler nicht mitefassen werden. Es wurde daher eine aktualisierte Kormorankonsumtion erarbeitet, basierend auf Kormoranzählungen aus dem Jahr 2018, die nicht nur Brutpaare, sondern auch nicht brütende Individuen in den Kolonien und

Durchzügler berücksichtigten (Herrmann & Zimmermann 2019). Die Schätzung der gesamten Hechtkonsumtion durch Kormorane für jedes Jahr von 1955 bis 2021 wurde in zwei Schritten vorgenommen: 1) Rekonstruktion der Anzahl der Kormorane für jedes Jahr und 2) Berechnung der durch diese Anzahl von Kormoranen konsumierten Hechtbiomasse.

### Schritt 1 – Rekonstruktion der Zeitreihen der Kormoranzahlen im Boddengebiet

Für die letzten Jahrzehnte standen Daten über Brutpaare zur Verfügung (Quelle: LUNG M-V), die jedoch die Gesamtzahl der Kormorane unterschätzen, da vie-

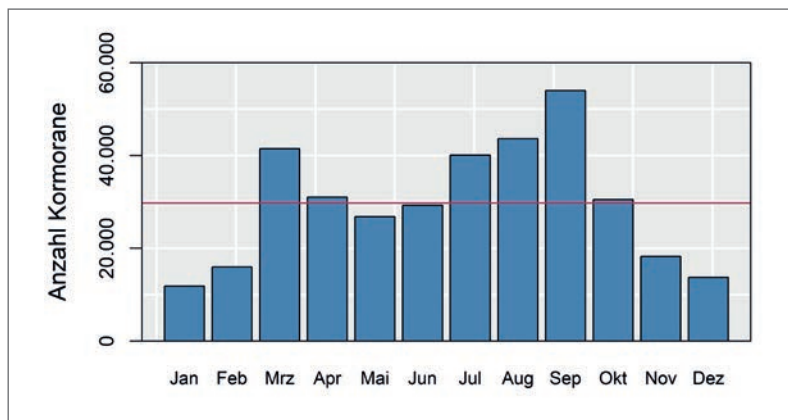


Abbildung 5.20: Monatliche Zähl-daten von 2018 zu Kormoranen an den Bodden, inklusive brütender, nicht brütender und durchziehender Individuen (Datenbasis: LUNG M-V und OAMV, veröffentlicht in Herrmann & Zimmermann 2019). Die dargestellten Zähl-daten sind Zählfehler-korrigiert. Die horizontale rote Linie entspricht dem errechneten Jahresmittelwert für 2018.

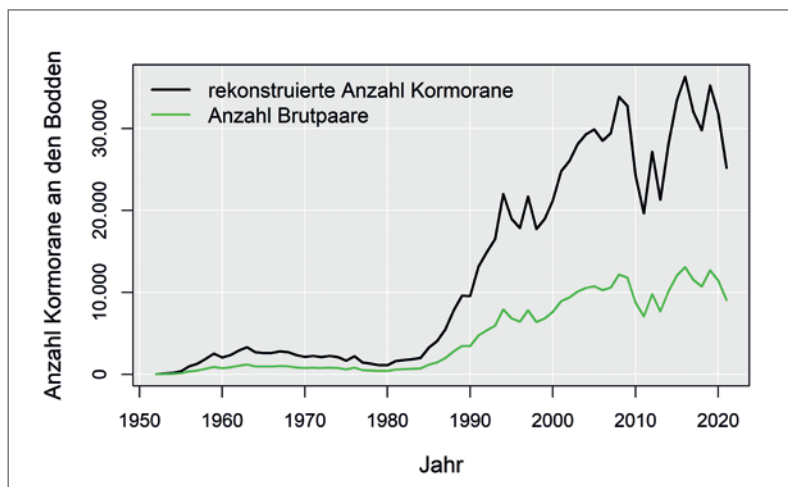


Abbildung 5.21: Rekonstruierte Entwicklung der Gesamtkormorananzahl (inklusive brütender, nicht brütender und durchziehender Individuen) an den Bodden (schwarze Linie). Die Rekonstruktion basierte auf jährlichen Brutpaardaten (grüne Linie) und Kormoranzählungen aus dem Jahr 2018, die Auskunft darüber gaben, wie viele Kormorane sich neben den Brutpaaren sonst noch an den Bodden aufhielten.

le Individuen im Boddengebiet nicht brüteten. Daher wurden exakte, um Zählfehler korrigierte monatliche Zählraten aus dem Jahr 2018 (LUNG M-V und OAMV, veröffentlicht in Herrmann & Zimmermann 2019, Abbildung 5.20) herangezogen, um die durchschnittliche jährliche Kormoranzahl zu schätzen. Die Schätzung lag bei ca. 29.800 Individuen (einschließlich brüten-

der, nicht brütender und durchziehender Individuen) im Jahr 2018. Daraus wurde das Verhältnis zwischen der durchschnittlichen Kormoranzahl im Gebiet und der Anzahl der Brutpaare im Jahr 2018 errechnet, welches 2,78 betrug. Auf ein Brutpaar kommen im Schnitt also 2,78 Kormorane, die Zählraten-basierte Kormoranzahl liegt demnach 39 % höher als die aus den

Tabelle 5.4: Hechtanteile in der Kormorannahrung nach diversen Primärstudien an den Bodden. Angegeben ist sowohl der numerische Anteil (Hecht N %), also der prozentuale Anteil der Hechtindividuen an der Gesamtzahl konsumierter Fische, als auch der Biomasseanteil (Hecht B %), also der prozentuale Anteil der Hechtbiomasse in der konsumierten Gesamtfischbiomasse. Letztere Werte sind fett markiert, wenn sie für die Mittelwertberechnung herangezogen wurden, weil sie nicht nur auf Einzelproben mit einem geringen Stichprobenumfang basierten, sondern viele Proben oder Proben über eine ganze Saison genommen wurden. Für jeden Wert sind das Gebiet, der Zeitraum und die Art der Stichprobenerhebung, der Stichprobenumfang (N, Ind) und die Anzahl gefundener Hechte in der Stichprobe (N, Hecht) angegeben.

Gebiet	Zeit	Probenart	N, Ind	N, Hecht	Hecht N %	Hecht B %	Quelle
Niederhof	1959–1968	M, Sai	665	43	6,4	nb	Berger 1970
Niederhof	1995, 1996	Afs, Sai	844	3	0,35	nb	Strunk 2005
Heuwiese	1997	Afs, Ep	110	4	3,64	nb	Preuss 2000
Heuwiese	1997	Spb, Ep	1630	4	0,25	<b>0,50</b>	Preuss 2000
Heuwiese	1999	Spb, Ep	703	5	0,71	<b>0,98</b>	Preuss 2000
Niederhof, Peenemünde	2001–2004	Spb, Sai	5650	17	0,3	<b>1,2</b>	Winkler 2010
Niederhof, Peenemünde	2001–2004	Afs, Sai	295	10	3,4	nb	Winkler 2010
Greifsw. Bodden	2003	M, Sai	80	1	0,1	1,4	Ubl 2004
Heuwiese	2008	Afs, Spb	197	0	0,0	0,0	Winkler 2009
Niederhof	2010	Spb, Sai	1091	6	0,55	<b>0,21</b>	Stark 2011
Peenemünde	2010	Spb, Sai	1353	3	0,22	<b>0,47</b>	Stark 2011
Niederhof	2011	Spb, Sai	2059	20	0,95	<b>1,7</b>	Myts 2012
Niederhof	2011	Afs	63	3	4,8	nb	Myts 2012
Peenemünde	2011	Spb, Sai	3167	21	0,67	<b>0,27</b>	Myts 2012
Peenemünde	2011	Afs, Ep	451	0	0,0	<b>0,0</b>	Myts 2012
Niederhof	2013–2015	Spb, Sai	534	5	0,94	<b>1,95</b>	Gabel 2015
Peenemünde	2013–2015	Spb, Sai	2871	13	0,45	<b>2,56</b>	Gabel 2015
Heuwiese	2011	Spb, Ep	213	16	7,3	11,04	Müller 2014
Heuwiese	2012	Spb, Ep	87	10	11,2	11,91	Müller 2014
Heuwiese	2012	Afs, Ep	303	4	1,3	9,98	Müller 2014
Heuwiese	2015	Spb, 3 Ep	1031	2	0,19	<b>0,39</b>	Höpel 2016

Probenart: M – Mägen, Afs – Aufsammlung, Spb – Speiballe, Ep – Einzelprobe (zeitbezogen), Sai – Proben über eine Saison. Biomasseanteil: nb – nicht bestimmt.

Brutpaardaten abgeleitete Kormorananzahl. Dieses Verhältnis wurde verwendet, um die Anzahl der Kormorane in jedem Jahr ( $N_{\text{Jahr}}$ ) auf der Grundlage der verfügbaren Zeitreihen über Brutpaare zu rekonstruieren, wobei ein konstantes Verhältnis zwischen brütenden und nicht brütenden/ziehenden Kormoranen über die Jahre hinweg angenommen wurde (Abbildung 5.21).

#### Schritt 2 – Berechnung der Gesamtkonsumption an Hechtbiomasse durch Kormorane

In Anlehnung an Ridgway (2010) wurde eine tägliche Pro-Kopf-Konsumption von 542 g Fisch pro Tag und Vogel während der Brutzeit und 436 g pro Tag und Vogel außerhalb der Brutzeit angenommen. Unter der Annahme, dass die Brutzeit, in der Adulte einen höheren Nahrungsbedarf haben, drei Monate dauert (Herrmann & Zimmermann 2019), wurde eine durchschnittliche tägliche Pro-Kopf-Konsumption von  $c_{\text{Tag}} = 462$  g errechnet. Aus diversen Primärstudien an mehreren Standorten im Boddengebiet konnte der mittlere Biomasseanteil an Hecht in der Nahrung der Kormorane abgeleitet werden (Tabelle 5.4, fett gedruckte Werte). Dieser lag bei  $0,93 \pm 0,49$  % (= Mittelwert  $\pm$  Bereich des 95%-Konfidenzintervalls) und bei Gewichtung der Werte entsprechend dem jeweiligen Stichprobenumfang (Tabelle 5.4) im Mittel bei  $1,09 \pm 0,48$  %. Schließt man aus der Nahrung der Kormorane die Biomasse der Stichlinge aus, die nur in einzelnen Proben, aber dann massenhaft auftraten, ergeben sich beim gewichteten Mittel auch höhere Werte von ca. 1,5 % (persönliche Kommunikation mit Helmut Winkler). Zusammenfassend scheint ein Biomasseanteil an Hecht von ca. 1 % in der Kormorannahrung plausibel zu sein und wurde der Hochrechnung der Gesamtkonsumption zugrunde gelegt (d. h.  $x_{\text{Hecht}} = 0,01$ ). Um Unsicherheiten zu berücksichtigen, wurde zudem ein unteres Szenario mit 0,5 % ( $x_{\text{Hecht}} = 0,005$ ) und ein oberes Szenario mit 1,5 % ( $x_{\text{Hecht}} = 0,015$ ) betrachtet. Die jährliche Gesamtkonsumption an Hechtbiomasse durch Kormorane ( $C_{\text{Jahr,Kormorane}}$ ) wurde dann nach der folgenden Gleichung berechnet:

$$C_{\text{Jahr,Kormorane}} = N_{\text{Jahr}} \cdot c_{\text{Tag}} \cdot 365 \text{ Tage} \cdot x_{\text{Hecht}}$$

#### Ergebnisse und Diskussion

Gemäß Winkler et al. (2014a) verzehrten Kormorane in zwei Brutkolonien im Jahr 2011/2012 an den Bodden vor allem Barsch (27 %) und Plötze (24 %). Auch andere kleinere Arten oder Artengruppen wie Stichlinge (19 %), Grundeln (7 %) oder Kaulbarsche (5 %) spielten bei der Ernährung eine wichtige Rolle (Tabelle 5.5). Diese fischereilich irrelevanten Kleinfischarten machten zusammen 32 % der von Kormoranen gefangenen Biomasse aus (Tabelle 5.5). Unter den Süßwasserräubern stellte der Zander (10 %) einen beträchtlichen Teil der von Kormoranen entnommenen Gesamtbiomasse, während der Hecht 2011/2012 nur sehr selten auf dem Speiseplan der Kormorane stand (0,3 % Biomasseanteil). Im Mittel über viele Studien ist der Biomasseanteil des Hechts an der Kormorannahrung aber eher mit durchschnittlich 1 % abzuschätzen (Tabelle 5.4). Vergleicht man die Fischkonsumption von Kormoranen im Jahr 2011/2012 mit den Berufsfischereierträgen sowie den anglerischen Entnahmen aus den Jahren 2014/2015, entnahmen Kormorane mehr Plötzen

Tabelle 5.5: Nahrungszusammensetzung von Kormoranen aus Winkler et al. (2014). Untersucht wurden zwei Brutkolonien an den Bodden und hier Speiballen.

Art	Latein. Bezeichnung	Tonnen	Anteil (%)
Dorsch	<i>Gadus morhua</i>	1,8	0,1
Plattfische	diverse Arten <sup>1</sup>	70,7	2,8
Hering	<i>Clupea harengus</i>	81,2	3,4
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i>	643,4	26,9
Hecht	<i>Esox lucius</i>	8,2	0,3
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	238,2	10,0
Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	584,8	24,4
sonstige	inkl. nicht bestimmte	765,5 <sup>2</sup>	32,0

<sup>1</sup> Vier Plattfischarten (Kliesche, Flunder, Scholle, Steinbutt) wurden zusammen ausgewertet.

<sup>2</sup> Kleinfischarten wie Dreistachelige Stichlinge (*Gasterosteus aculeatus*, 19 %), diverse Grundelarten (Gobiidae, 7,4 %), Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*, 4,6 %) und andere Arten mit kleinen Anteilen wie Aal.

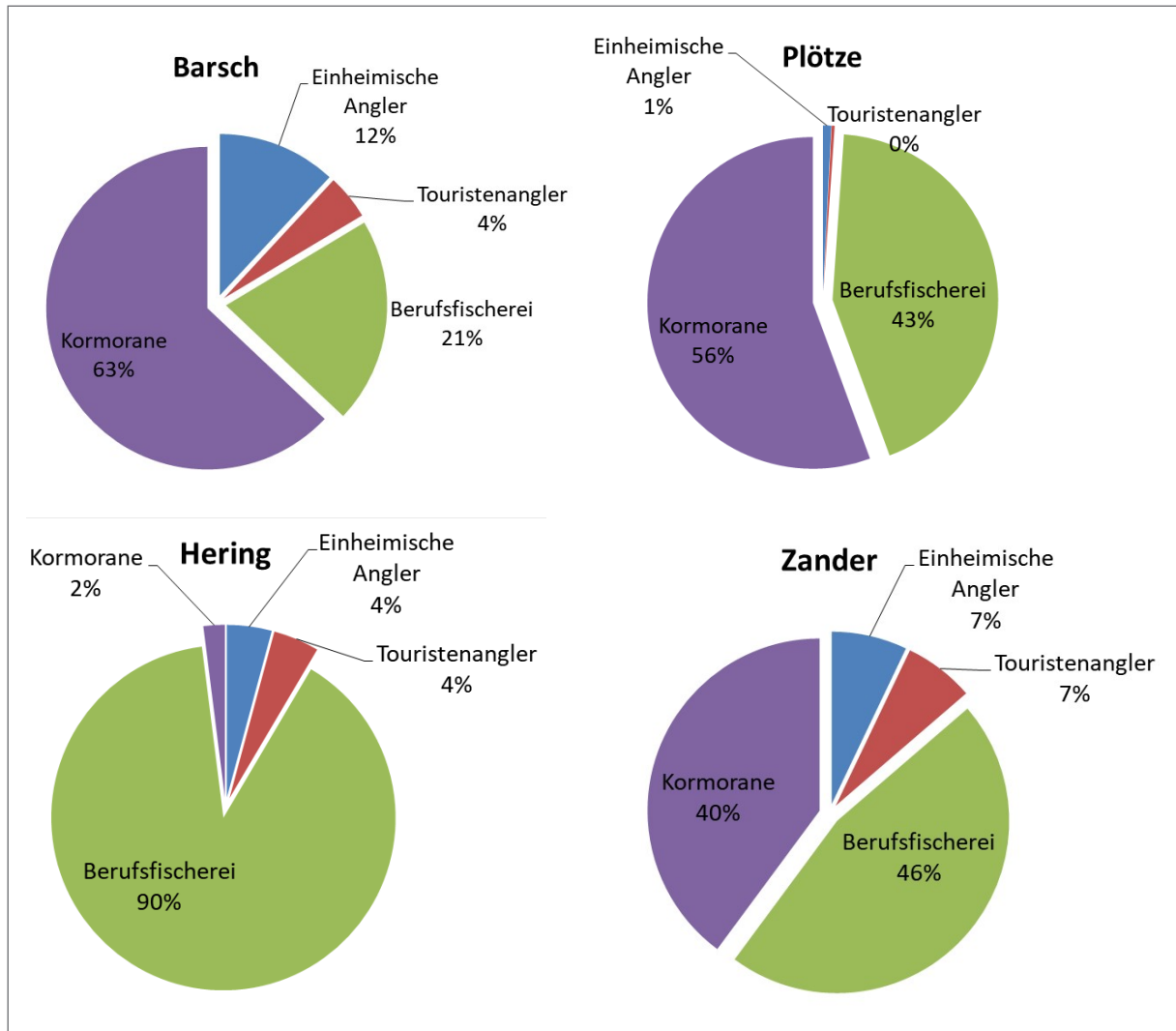


Abbildung 5.22: Anteil der Entnahmen von vier Arten nach Entnahmeform (2011–2015) (Datenquelle: Arlinghaus et al. 2021).

und Barsche als Fischer:innen und Angler:innen (Abbildung 5.22), während die Berufsfischerei bei Zander und Hering dominierte.

Die aktualisierte Kormorankonsumption spezifisch für den Hecht und unter Berücksichtigung von Durchzüglern weist über die Zeit deutlich ansteigende Werte und für die letzten Jahre geschätzte 50 t aus (Abbildung 5.23). Ein Abgleich mit den Entnahmen von Fischer:innen und Angler:innen in den Jahren 2020 bis 2022 aus Kapitel 5.1 ist aussagekräftig. Legt man die mittels Fang-Markierung-Wiederfang-Methodik geschätzten Sterblichkeitsraten (Kapitel

5.5) von Hecht durch Fischer:innen und Angler:innen zugrunde und nimmt ferner an, dass die offizielle Hechtanlandungsstatistik der Fischer:innen zutreffend ist, können die beruflichen Hechtanlandungen für das Jahr 2022 z. B. mit 35 t und die Hechtanlandungen durch Angler:innen mit 37 t geschätzt werden. Das macht zusammen über beide Fischereisektoren Hechtentnahmen von 72 t im Jahr 2022. Zum Vergleich: Die geschätzte Hechtentnahme durch Kormorane (bei einem angenommenen Biomasseanteil an der Nahrung von 1 %) lag im Jahr 2020 bei 54 t und 2021 bei 42 t. Die Kormoran-Hechtmengen

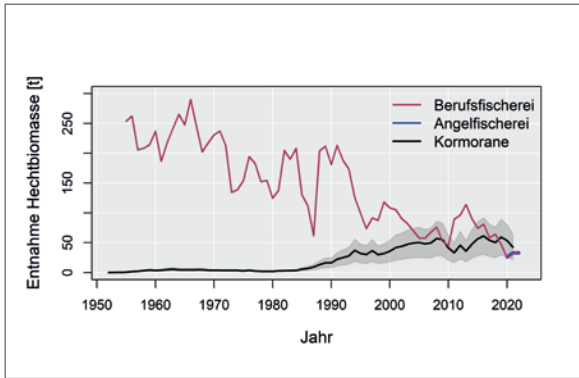


Abbildung 5.23: Entnommene Hechtbiomasse durch die Berufsfischerei (1955 bis 2022, basierend auf Anlandedaten), durch die Angelfischerei (2020 bis 2022, Schätzung basierend auf Fang-Markierung-Wiederfang-Daten) und durch Kormorane (1952 bis 2021, Hochrechnung aus rekonstruierter Kormorananzahl sowie Daten zur täglichen Fischkonsumption eines Kormorans und dem darin enthaltenen Biomasseanteil an Hecht von 1 %). Für die Hechtentnahme durch Kormorane ist zusätzlich eine untere und obere Grenze der Schätzung angegeben (Grenzen des grau schattierten Bereichs), um die Unsicherheiten bezüglich des Hecht-Biomasseanteils in der Nahrung zu berücksichtigen (unteres Szenario: 0,5 % und oberes Szenario: 1,5 %).

sind also vergleichbar oder sogar größer als jeweils die Entnahmen der Berufs- und Angelfischerei (Abbildung 5.23). In Anbetracht der Tatsache, dass Kormorane kleinere Hechte (hauptsächlich 20–40 cm und maximal 50 cm Länge, Östmann et al. 2013) als die von der kommerziellen Fischerei und Angelfischerei gefangenen Hechte ( $\geq 50$  cm) konsumieren, kann davon ausgegangen werden, dass die Anzahl der von Kormoranen verzehrten Hechte die Anzahl der von der Berufs- und Angelfischerei entnommenen Hechte in den letzten Jahren deutlich übersteigt (vgl. Kapitel 6). Ohne den Detailergebnissen in Kapitel 6 vorwegzugreifen, ist davon auszugehen, dass diese Konsumption der Kormorane erheblich ist und sich wahrscheinlich negativ auf die Hechtproduktivität auswirkt, im Einklang mit den oben berichteten korrelativen Analysen.

Auch andere Studien aus der Ostsee deuten darauf hin, dass die Kormoranprädatation auf Hecht und

andere Süßwasserprädatoren sozioökonomisch relevante Auswirkungen auf die Berufs- und Freizeitfischerei hat und dazu beitragen kann, dass die Süßwasserraubfische stark zurückgehen oder sogar einbrechen (Östman et al. 2013, Bergström et al. 2022, Olin et al. 2023).

## Konsumtion von Fisch durch Robben

### Kontext

Mit der Rückkehr der Kegelrobben in die südliche Ostsee stellt sich die Frage nach den ökologischen Auswirkungen auf die Fischfauna. Zunehmend werden Sichtungen entlang der gesamten deutschen Ostseeküste, einschließlich der Boddengewässer und des Strelasunds, und steigende Robbenzahlen an den etablierten Liegeplätzen Großer Stubber und Greifswalder Oie in der Region Greifswalder Bodden gemeldet (Kapitel 1.4). Daraus leitet sich die Vermutung ab, dass neben dem Greifswalder Bodden als Hauptgebiet auch andere Bodden unter verstärktem Bejagungsdruck durch Kegelrobben stehen. Korrelative Analysen, die in Kapitel 5.2.1 berichtet wurden, implizieren negative Wirkungen auf den Boddenhecht. Eine Voraussetzung ist jedoch der grundsätz-



Abbildung 5.24: Tot aufgefundener Kegelrobbenriss eines Hechts in der Grabow.

© MORITZ GRABOWSKI

liche Nachweis von Hechten in der Robbennahrung. Dieser steht bisher noch aus bzw. wurde nur über Fotodokumentationen von gerissenen Hechten (Abbildung 5.24) belegt.

Als Spitzenräuber konkurrieren Kegelrobben (Abbildung 5.25) um dieselbe Fischressource wie die Küstenfischerei und die Kormorane. Frühere Untersuchungen des Mageninhalts von Kegelrobben in der Ostsee bestätigen ein opportunistisches Fressverhalten je nach Region und Beuteverfügbarkeit (Lundström et al. 2007, 2010, Winkler et al. 2011, Olsen et al. 2018, Mehtonen 2019, Hoffmann 2019). Die Schätzung der Gesamtkonsumption wichtiger Fischarten durch Kegelrobben wird durch die geringe natürliche Abundanz einiger Arten wie dem Hecht (*Esox lucius*) sowie der hohen Mobilität der Robben zwischen inneren und äußeren Küstengewässern erschwert (Oskanen et al. 2014, Olsson et al. 2023). In einer aktuellen schwedischen Studie wurde der Hecht als wichtige Beutetierart für Kegelrobben innerhalb der inneren Schären nachgewiesen. Dabei machten Hechte 20 % der Nahrungsbiomasse aus und standen hier an dritter Stelle nach Barsch (46 %) und Hering (24 %) (Svensson 2021). Das ist rund das Vierfache im Vergleich zum Hechtanteil in der Nahrung von Robben des äußeren Archipels (Lundström et al. 2007, Strömberg et al. 2012, Hansson et al. 2018). Daraus geht hervor, dass das Beutespektrum von Kegelrobben kleinräumig stark variieren kann und überdies mit der Länge der Robben systematisch anders ausfallen sollte. Mit Fischlängenkalkulationen basierend auf Hartstrukturen zeigte Svensson (2021), dass in den inneren Schären Schwedens relativ große Hechte (28–73 cm) von Kegelrobben gejagt werden. Es wird angenommen, dass ein Zusammenhang zwischen der zunehmenden Kegelrobbenpopulation und einer abnehmenden Hechtpopulation in den Schären der schwedischen Ostküste besteht (Bergström et al. 2022, 2023) und dass hohe Robbenbestände zum Wechsel von einem raubfisch zu einem stichlingsdominierten Zustand beitragen können bzw. den Regimewechsel stabilisieren können (Olin et al. 2023). Die Erkenntnisse aus Schwe-



Abbildung 5.25: Kegelrobben stehen im Verdacht, in Schweden für Hechtrückgänge an der Küste mitverantwortlich zu sein.

© ROBERT ARLINGHAUS

den zeigen auch, dass es für die Detektion von Hechten in der Robbennahrung wichtig ist, zu welchem Zeitpunkt und wo die Probenahme stattfindet. Für die Region um Rügen liegen nur wenige Daten vor. Eine erste Studie an Kegelrobbentotfunden im Bereich der Küste M-Vs ergab, dass Hering (45,7–62,8 %), Plötze (24,7–35,7 %) und Dorsch (8,1–14,6 %) den größten Anteil der Nahrung ausmachten. Andere Arten wie Flunder (2,7–3,7 %), Sprotte (1 %), Tobiasfisch (< 1 %) und Hornhecht (< 1 %) waren selten. Insgesamt wurden Mageninhalte von N = 32 Mägen ausgewertet (Hoffmann 2019). Hechte wurden nicht nachgewiesen. Jedoch deckte diese Studie nicht den gesamten Jahresverlauf ab und berücksichtigte deshalb nicht die saisonale Variation. Kegelrobben sind dafür bekannt, dass sie sich von Weichteilen großer Tiere wie Hechten oder Meeressäugern ernähren und somit keine Hartteile von Fischen im Verdauungstrakt zurückbleiben (Orr et al. 2004, Lundström et al. 2007, van Neer et al. 2021, Westphal et al. 2023). Das erschwert die Detektierbarkeit des Hechts in den Mägen von Robben (Bergström et al. 2022). In der letzten Zeit berichten

Angler:innen und Fischer:innen gehäuft von Funden angefressener Hechte in Kiemennetzen und von Totfunden in den Bodden (Abbildung 5.24, s. auch Kapitel 1). Dies belegt, dass Robbenprädation auf Hechte in den Boddengewässern der Ostseeküste stattfindet (Arlinghaus et al. 2023a), auch wenn ein Nachweis aus dem Verdauungstrakt von Kegelrobben noch aussteht.

Um dieser Schwachstelle der morphologischen Nahrungsanalysen zu entgehen, wurden in einer aktuell noch laufenden Masterarbeit vergleichende genetische Analysen durchgeführt. Untersuchungsziel war ein methodischer Vergleich zwischen morphologischen und genetischen (Metabarcoding) Verfahren zur Untersuchung des Beutespektrums der Kegelrobben vor allem in dem Gebiet rund um die Insel Rügen.

### Methoden

Um die Zusammensetzung der Nahrung von Kegelrobben zu untersuchen, wurden innerhalb des Totfundmonitorings des Deutschen Meeresmuseums Stralsund Proben gesammelt. Die Proben stammten von 99 Totfunden aus den Jahren 2007 und 2014–2022, die an der Küste M-Vs angespült wurden (Abbildung 5.26). Die häufigsten Fundorte lassen sich dabei unterteilen in das Gebiet im Greifswalder Bodden, die Außenküste von Rügen und die Küste von Nordwestmecklenburg. Insgesamt wurden die gesamten Inhalte von 13 Kegelrobbendärmen und 27 Mägen zur morphologischen Analyse der Beutearten ausgewertet. Darüber hinaus wurden 127 Unterproben von Magen- und Darminhalten von 99 Individuen entnommen. Die Beprobung zur molekularen Untersuchung des Darminhaltes erfolgte an vier unterschied-

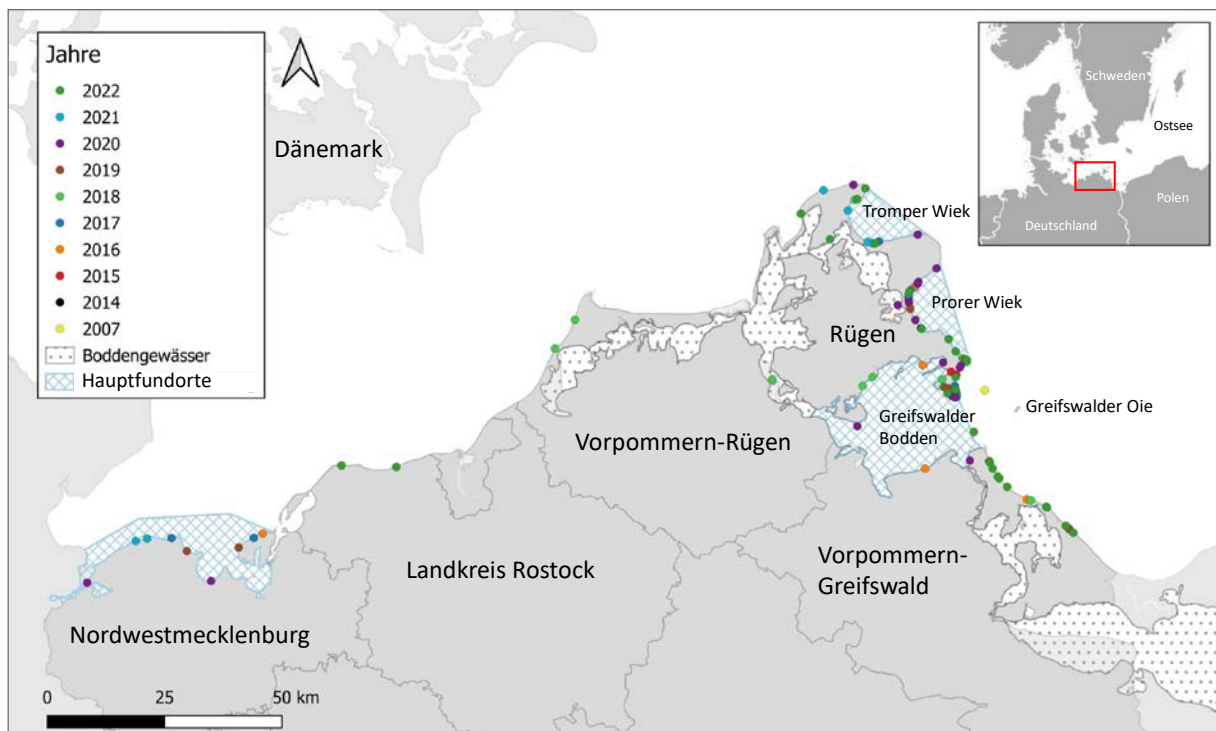


Abbildung 5.26: Verteilung der gesammelten Proben über die Jahre 2007 und 2014–2022 (N = 127). 33 Proben aus dem Greifswalder Bodden, 47 Proben von der Außenküste Rügens und 18 Proben aus Nordwestmecklenburg (blau schraffiert).

lichen Lokalisationen. Für das DNA-Metabarcoding wurde eine Kombination aus bestehenden Primern und neu entwickelten Primern zur Amplifikation des mitochondrialen 16S-rRNA-Gens verwendet, um das mögliche Artenspektrum der Kegelrobben in der Ostsee abzudecken (Boyi et al. 2022).

Im Hinblick auf die konsumierte Biomasse der Kegelrobben lassen sich über die Vermessung von Otolithen und Schlundzähnen die Fischlänge und Biomasse der Beutearten berechnen (Kapitel 3, Leopold 2001). Paarig vorkommende Strukturen wurden paarweise angeordnet und nur der linke Otolith vermessen. Berechnungen der Arten: Tobiasfisch (*Ammodytes tobianus*), Hering, Dorsch, Wittling (*Merlangius merlangus*), Barsch (*Perca fluviatilis*), Sandgrundel und Zander folgten (Leopold 2001). Die Längen- und Biomassekalkulation der Schwarzmundgrundel basierte auf Azour et al. (2015) und die der Cypriniden orientierte sich an Bast & Fadschild (1979).

### Ergebnisse und Diskussion

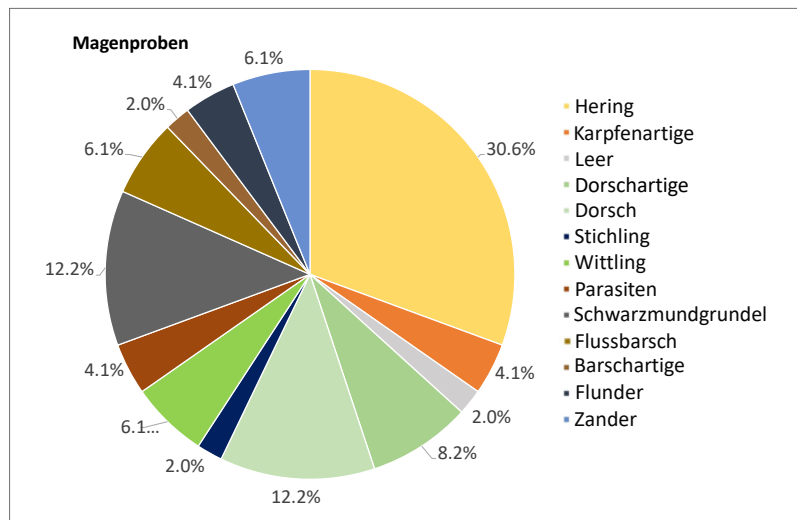
Die morphologischen Analysen zeigten deutliche Unterschiede zwischen Darm- und Magenproben. Die Arten, die am häufigsten in den Mägen der Kegelrobben um Rügen gefunden wurden (Abbildung 5.27), waren Hering (31 %), Dorsch (12 %) und Schwarz-

mundgrundel (12 %). Die Knochenstrukturen waren in den Darmproben zum Teil sehr stark verdaut, sodass eine eindeutige Bestimmung häufig nur noch auf Familienebene erfolgen konnte. Die häufigsten im Darm gefundenen Arten umfassen Cypriniden (38 %), Perciden (19 %) sowie Clupeiden (8 %). Die morphologische Betrachtung ergab keinen Beleg für die Konsumtion von Hechten, obwohl es grundsätzlich möglich ist, Hechtstrukturen morphologisch nachzuweisen (Bergström et al. 2022).

93 Hartstrukturen von 15 Tieren aus den Jahren 2016–2022 fanden Eingang in die Berechnung der konsumierten Fischlängen und Biomassen. Dabei wurden in vier unterschiedlichen Darmproben und in elf Magenproben Otolithen und Karpfensteine gefunden. Den größten Biomasseanteil der konsumierten Biomasse machten Dorsch (40 %), Barsch (18 %), Hering (11,5 %) sowie Scharzmundgrundel (11,1 %) aus (Abbildung 5.28). Einzelne Arten wurden nur in Einzelexemplaren in den Robben nachgewiesen: Sandgrundel, Tobiasfisch und Plötze (*Rutilus rutilus*).

Für einzelne Beutefischarten wurden sowohl Fischlängen als auch das Gewicht eines jeden nachgewiesenen Individuums rekonstruiert (Abbildung 5.29). Dorsche (N = 11) in den Kegelrobben wiesen eine Länge von 11,2–50 cm auf (Mittelwert

Abbildung 5.27: Häufigkeitsanteile der Beuteorganismen in Darmproben (N = 13 Kegelrobben, oben) und Magenproben (N = 27 Kegelrobben, unten) rund um Rügen.





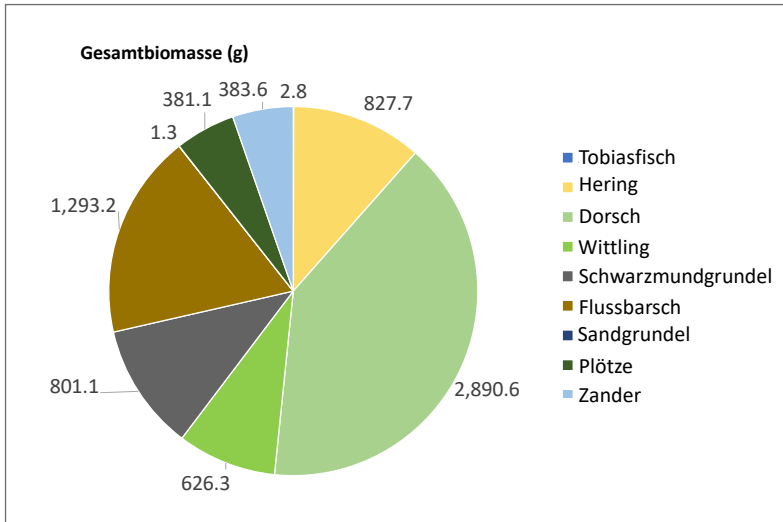


Abbildung 5.28: Gesamtbiomasse bestimmter Arten anhand von Magen- (N = 11) und Darmproben (N = 4). Rückberechnung auf Grundlage von verdauter Otolithenbreite.

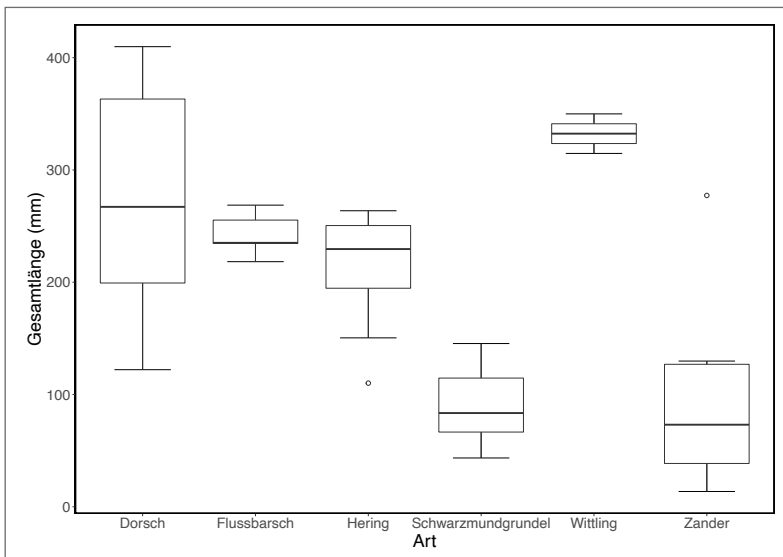


Abbildung 5.29: Rekonstruierte Gesamtlänge (mm) verschiedener Arten anhand der Otolithengrößen aus Magen- und Darmproben (N = 15). Dorsch (N = 11), Flussbarsch (N = 6), Hering (N = 11), Schwarzmundgrundel (N = 53), Wittling (N = 2), Zander (N = 7).

M: 27,8 cm, SD: 9,9 cm), Barsche (N = 6) von 21,8–26,9 cm (M: 24,2 cm, SD: 1,9 cm), Hering (N = 11) von 11 – 26,4 cm (M: 21,3 cm, SD: 4,9 cm), Schwarzmundgrundel (N = 53) von 4,3–14,5 cm (M: 9,1 cm, SD: 3,0 cm), Zander (N = 7) von 5,7–27,7 cm (M: 14,2 cm, SD: 7,5 cm) und Wittlinge (N = 2) von 31,7–34,9 cm (M: 33,2 cm, SD: 0,2 cm). Die Kegelrobben fraßen also relativ kleine Fischgrößen.

Der Probenumfang war relativ gering, jedoch deckt sich die gefressene Biomasse mit vorherigen Studien in der Boddenregion, in denen Dorsch und Hering den größten Anteil der Biomasse ausmachten und auch Plötze eine wichtige Rolle in der Nahrung der Kegel-

robben spielte (Hoffmann 2019). Hering ist eine der bedeutendsten Arten für die Kegelrobben der Ostsee (Lundström et al. 2010, Mehtonen 2019). Zudem konnten kleine Zander bei Tieren nachgewiesen werden, die im Greifswalder Bodden oder an der Außenküste Rügens gefressen hatten. Auch Barsche wiesen einen großen Anteil an der konsumierten Fischbiomasse von Kegelrobben auf, die aus dem Greifswalder Bodden stammten, ebenso wie Schwarzmundgrundeln, die bislang noch nicht als Beuteorganismen in dieser Region erfasst wurden. Somit sind Süßwasserfische durchaus von erheblicher Bedeutung für die Ernährung von Kegelrobben um Rügen.

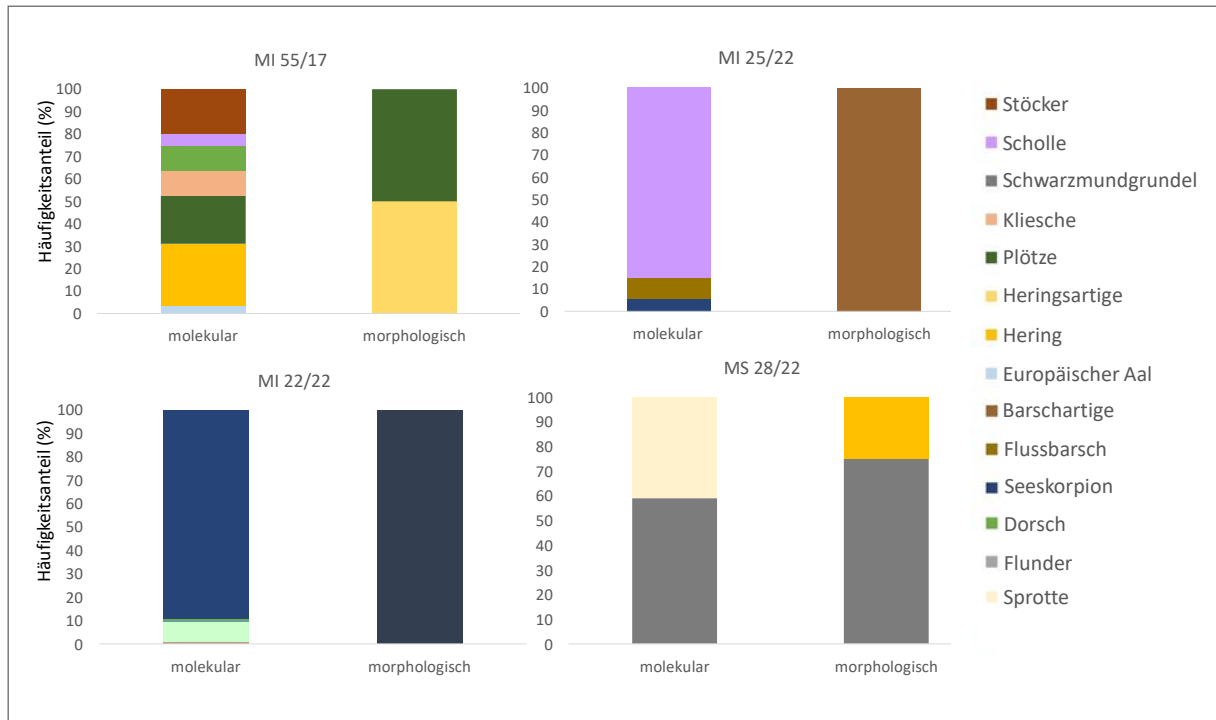


Abbildung 5.30: Direkter Vergleich (relativer Häufigkeitsanteil) zwischen morphologischer und molekularer Untersuchung der vier bisher analysierten Proben. MI 55/17: Darmprobe, Fundort Greifswalder Bodden, adultes Männchen. MI 25/22: Darmprobe, Fundort Greifswalder Bodden, juveniles Weibchen. MI 22/22: Darmprobe, Fundort Außenküste Rügen, juveniles Männchen. MS 28/22: Magenprobe, Fundort Außenküste Rügen, juveniles Weibchen.

Im direkten Vergleich zwischen Morphologie und molekularer Analyse, bei der zum Zeitpunkt des Manuskriptsabschlusses nur eine Voranalyse bei wenigen Individuen durchgeführt wurde, zeigte sich bei den genetisch mittels Barcoding analysierten Proben eine höhere Artenzahl als bei den Magen- und Darmanalysen, Hechte waren erneut nicht detektierbar. Abbildung 5.30 zeigt beispielsweise die Analyse einer ausgewachsenen männlichen Kegelrobbe, die bei Thiessow im Greifswalder Bodden gefunden wurde. Das Tier wurde mit Verdacht auf Beifangsterblichkeit eingestuft. Mittels genetischer Analyse aus Darmproben wurden sieben Arten innerhalb des Nahrungsspektrums nachgewiesen, die morphologische Untersuchung von Darm- und Magenproben detektierte nur zwei Arten. Insgesamt wurden molekular 13 Arten (N = 5 Robben) im Nahrungsspektrum der Kegelrobbe identifiziert, morphologisch nur zehn Arten (N = 40 Robben).

Bislang wurden Hechte in den untersuchten Proben der Kegelrobbe nicht nachgewiesen, weder in vorherigen Studien (Hoffmann 2019) noch in den laufenden. Es sollte angemerkt werden, dass ausschließlich Totfunde beprobt wurden und keine Probenahme an Liegeplätzen erfolgte. Die hier untersuchten Kadaver wurden an Stränden gefunden. Es ist unklar, wie repräsentativ die Ernährung ist und ob die Robben aktiv in den Bodden oder eher an der Außenküste oder im Pelagial gejagt haben. Die Nahrungszusammensetzung deckt sich mit Ausnahme der Hechte mit Nahrungsstudien aus anderen Gebieten der Ostsee (Lundström et al. 2010, Mehtonen 2019, Hoffmann 2019, Svensson 2021). Es ist davon auszugehen, dass die Tiere, die mit Verdacht auf Beifang als Todesursache eingestuft werden, aus einer gesunden Population stammen. Dies ist bei 50 % aller genetischen Proben der Fall. Zudem spiegeln die hier verwendeten Methoden der Kurzzeitanalyse die

Ernährung von vor 2–4 Tagen wider und sind somit eine Momentaufnahme (Deagle et al. 2005, Tverin et al. 2019). Ähnlich wie bei den schwedischen Studien ist zu erwarten, dass Hecht innerhalb der inneren Bodden und der Buchten von Kegelrobben konsumiert wird (Beleg, s. Abbildung 5.24), während das im offenen Greifswalder Bodden oder an der Außenküste eher nicht der Fall sein dürfte. Ob diese potenzielle Konsumption den Hechtbestand an den Bodden beeinträchtigt, kann aktuell nicht seriös eingeschätzt werden. Über Vergrämungswirkungen der Robben auf den Aufenthalt der Fische liegen ebenfalls keine Erkenntnisse vor. Es ist aber durchaus denkbar, dass kleinere Beutfische vor dem Prädationsdruck durch Kormoran und Robbe fliehen und dies ein weiterer Grund für wiederholt beschriebene Verschiebungen der Hechthabitate ins Flachwasser darstellen könnten. Weiterführende Studien sind nötig.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Die Analysen zeigten, dass die Produktivität einzelner Bodden für den Hecht schwankt. Interessant ist der Befund, der bereits in früheren Analysen zur Eutrophierungswirkung auf den Hecht an den Bodden angesprochen wurde: Die Eutrophierung kann in gewissen Grenzen die Hechtproduktivität steigern. Erst nach dem Verschwinden der Makrophyten und der damit verbundenen stark einbrechenden Reproduktion wirkt gesteigerte Trophie negativ auf den Hecht. Der negative Zusammenhang zwischen Phosphorgehalt und Hechtproduktivität zeigt sich in den besonders stark eutrophierten Darß-Zingster Bodden und der positive Zusammenhang wird in anderen weniger stark eutrophierten Bodden sichtbar. Die Analyse deutet auch produktivitätshemmende Wirkungen des Klimawandels an, deren Mechanismen aktuell unbekannt sind (z. B. veränderte Phänologie von Räuber- und Beuteaufkommen, Hitzestress auf Wachstum, Kapitel 6).

Die vorgelegte Analyse zeigte ganz überwiegend negative Zusammenhänge zwischen der Anzahl natürlicher Räuber und der Hechtproduktivität auf. Dieser Effekt kann sowohl über einen negativen Einfluss

auf die Fischbestandsgröße oder über Vergrämungseffekte sowie bei Kegelrobben auch durch negative Rückkopplungen auf den Fanggeräteinsatz in der Berufsfischerei erklärt werden. Die in diesem Kapitel präsentierten Zusammenhangsanalysen, inwieweit abiotische und biotische Umweltfaktoren die Hechtproduktivität mitbestimmen, dürfen allerdings nicht überinterpretiert werden. Mehrere Unsicherheiten sind erwähnenswert. Erstens fehlen in den Hechtertragsdaten die Erträge der Angler:innen. Zweitens werden die Hechterträge auch vom Fangaufwand getrieben, der nicht quantifizierbar ist. Und drittens kann aus Korrelation nicht auf Kausalität geschlossen werden. Auch in der Messung der Umweltfaktoren stecken erhebliche Unsicherheiten, da nur monatliche Messungen vorliegen und viele Umweltvariablen miteinander zusammenhängen.

Die Analyse macht aber trotz aller Unsicherheiten deutlich, dass das Produktivitätspotenzial insgesamt beim Hecht auch maßgeblich von den nicht-fischereilichen Umweltfaktoren getrieben wird und dass das Fischereimanagement immer auch vor dem Hintergrund der ökologischen Rahmenbedingungen betrachtet werden muss. Ändern sich die ökologischen Rahmenbedingungen für den Hecht substanziell, verändert das auch die Eingriffs- und Managementmöglichkeiten aus Sicht der Bewirtschaftung (Kapitel 6). Um ein Extrembeispiel herauszugreifen: Eutrophieren die Bodden so stark, dass die Unterwasserpflanzen zusammenbrechen, ist das gleichbedeutend mit einem langanhaltend niedrigen Produktionspotenzial für den Hecht. In einer solchen Umwelt werden auch starke Regulierungen der Befischungsdrücke kaum positive Wirkungen auf Hechte haben. Ein anderes Beispiel umfasst ansteigende Prädatorenbestände (Olin et al. 2023) und ein sich aufheizendes Klima, die zusammengenommen zu einer Produktivitätsreduktion in Bezug auf die fangbaren Hechte beitragen dürften oder aber auch Schoneffekte in der Fischerei kompensieren werden (Bergström et al. 2023, Olin et al. 2023). Solche Umweltveränderungen verschieben den sogenannten sicheren Handlungsrahmen (Safe Operating Space,

Kapitel 6) und verändern die Bewirtschaftungsmöglichkeiten, die immer auch mit Blick auf die Produktionskapazität im gegenwärtigen Zeitpunkt geplant werden müssen (Carpenter et al. 2017).

Die Hechtkonsumption an den Bodden durch Kormorane ist trotz eines geringen Biomasseanteils in der Ernährung sehr hoch. Berücksichtigt man, dass Kormorane vor allem kleinere Größenklassen und damit Hecht vor der Rekrutierung in die Fischerei konsumieren, ist ein negativer Einfluss auf den Hechtbestand und die Hechtfischerei denkbar (Kapitel 6). Der Fraßdruck von Kegelrobben auf Hechte um Rücken kann aktuell nur indirekt über Fotodokumentationen belegt werden. Mageninhaltsanalysen sowie genetische Studien zeigten bisher keine Spuren von Hecht, sodass ein relevanter Fraßdruck durch Kegelrobben auf Hechte derzeit wissenschaftlich nicht belegt ist. Das ist in anderen Regionen der Ostsee anders (Bergström et al. 2022, 2023). Sollten die Kegelrobbenbestände weiter ansteigen und stärker in die inneren Bodden vordringen, ist von relevanten Fraßverlusten gerade sehr großer Hechte durch Robben auszugehen. Darüber hinaus könnte sich durch den Raubdruck das Verhalten der Hechte und anderer Fische ändern, hin zu einer verstärkten Nutzung des Flachwassers (vgl. Kapitel 3 und 6 zu Detail).

### 5.3 Größenstruktur des Hechtbestands an den Bodden und mögliche Fischereiselektion auf Körperlänge

Jonas Palder, Johannes Radinger, Félicie Dhellemmes, Jan Droll, Eneko Aspillaga & Robert Arlinghaus

#### Kontext

Die Hechtpopulationen unterschiedlicher Gewässer können je nach Rekrutierung, Wachstum und Sterblichkeit verschiedene Größenstrukturen aufweisen. Gründe umfassen dabei sowohl ökologische als auch anthropogene Einflüsse (z. B. Fischereisterblichkeit) (Pierce & Tomcko 2003a, Pierce 2010, Arling-

haus et al. 2010, Ahrens et al. 2020). Ökologische Einflussfaktoren auf die Größenstruktur sind vor allem das Nahrungsangebot, die Größe und Qualität des Lebensraums (v. a. Makrophytendichte, Temperatur) sowie die natürliche Sterblichkeit. In ungenutzten Systemen bewegen sich Fischpopulationen an der ökologischen Tragekapazität, die Population entwickelt die Biomasse, die das System ernähren kann. In Fischpopulationen an der Tragekapazität sind die Zuwachsraten gering, da sie zentral von der verfügbaren Futtermenge abhängen. Gerade bei Hechten, die durch ein stark ausgeprägtes dichteabhängiges Wachstum gekennzeichnet sind (Margenau et al. 1998, Pierce et al. 2003), fehlen in ungenutzten Populationen die ganz großen Individuen (Ahrens et al. 2020). Bei fehlender Ausdünnung erlaubt die Futterknappheit zwar alte Fische, diese werden aber aufgrund der geringen Zuwachsraten nicht notwendigerweise besonders groß. Ein weiterer Grund, weswegen die ganz großen Fische in Populationen fehlen können, ist hohe Adultsterblichkeit, die etwa aus intensiver Fischerei oder Prädation z. B. durch Kegelrobben resultieren kann (Pierce 2010, Ahrens et al. 2020, Bergström et al. 2022). Stark befischte Populationen sind stark verjüngt, das heißt, die relative Häufigkeit kleiner Fische nimmt zu und die größeren, älteren Tiere sind aufgrund der hohen Sterblichkeit selten.

Wenn die Größenstruktur einer Fischpopulation ermittelt werden soll, kann kein Fanggerät die Population realitätsgetreu abbilden. Grund dafür ist die Selektivität der Fanggeräte, die bewirkt, dass Fische bestimmter Größenklassen besser gefangen werden als andere. Kleine Fische fehlen etwa oft in den Fängen kommerzieller Fischer:innen und Angler:innen, da z. B. bestimmte Maschenweiten zum Einsatz kommen oder die Jungfische sich durch Habitatwahl im flachen Ufersaum dem Fang entziehen. Verschiedene Fanggeräte schöpfen in den meisten Fällen verschiedene Anteile der Population ab, sie selektieren spezielle Größenklassen. Von der Größenstruktur, die mit einem bestimmten Fanggerät gefangen wird, kann daher oft nur begrenzt auf die Größenstruktur einer Population geschlossen werden. Unterschie-

de zwischen Gewässern oder Bodden, die mit ähnlichen Fanggeräten befischt wurden, können aber einen Eindruck davon vermitteln, inwiefern sich die Populationen unterscheiden. Eine Möglichkeit, die Selektivität zu reduzieren, ist die Nutzung von mehreren verschiedenen Maschengrößen in Stellnetzen, sogenannte Multimaschennetze. Aber auch diese Verfahren fischen systematisch an sehr kleinen und sehr großen Hechten vorbei, z. B. weil sich sehr kleine Hechte kaum bewegen oder man das Stellnetz nicht in den entsprechenden Hechtlebensräumen stellen kann. Eine weitere Erkenntnis ist, dass die größten Hechte in der Regel von Angler:innen gefangen werden (Pope et al. 2005).

Die Fischerei selektiert bestimmte Individuen anhand verschiedener Merkmale. Dazu gehören etwa Wachstumsgeschwindigkeiten, Körperlängen sowie Persönlichkeitsmerkmale, wie z. B. individuelle Bewegungsmuster (Arlinghaus et al. 2017b). Das Verhalten von verschiedenen Tieren der gleichen Art unterscheidet sich oft systematisch (sog. Persönlichkeits- bzw. Verhaltenstypen, z. B. aktive und weniger aktive oder aggressive und weniger aggressive Tiere) und kann daher Auswirkungen auf die Lebensgeschichte haben. Zum Beispiel nutzen verschiedene Persönlichkeitstypen oft unterschiedliche Ressourcen (Nakayama et al. 2017) oder setzen sich unterschiedlich hohen Prädationsrisiken aus (Stamps 2007, Dammhahn et al. 2018). Bei befischten Fischarten können Persönlichkeitsunterschiede von hoher Bedeutung für die Fängigkeit sein (Uusi-Heikkilä et al. 2008, Lennox et al. 2017). Zum Beispiel ist die Wahrscheinlichkeit, sich einem beköderten Haken zu nähern und darauf zu beißen, bei mutigen, aggressiven Tieren höher (Alós et al. 2016, Klefoth et al. 2017, Monk et al. 2021), während schwimmobilere Individuen eine größere Wahrscheinlichkeit haben, auf Netze und Fallen zu treffen (Alós et al. 2012, 2019). Weil Persönlichkeit und andere Verhaltenseigenschaften eine erbliche Komponente haben (Dochtermann et al. 2015), kann die selektive Entnahme von Fischen mit bestimmten Merkmalen zu Veränderungen in der Diversität der Verhaltens- und anderer Eigenschafts-

muster führen und sich so als fischereilich induzierte Evolution manifestieren (Uusi-Heikkilä et al. 2008, Arlinghaus et al. 2017b). Auch andere individuelle Eigenschaften können die Vulnerabilität gegenüber Fischerei bedingen und zu fischereilich induzierter Evolution führen. Bei Hechten und anderen Süßwasserfischarten wurde etwa durch die Verwendung von hochauflösender Telemetrie nachgewiesen, dass Angelfischerei größere, aktivere Fische selektiert und auch schnellwüchsige Individuen im Fang überrepräsentiert sind (Monk et al. 2021). Ähnliche Effekte können auch in den Bodden möglich sein.

In diesem Kapitel sollen 1) die Größen von Hechten aus Anglerfängen in den Bodden mit solchen aus dem Süßwasser im Land M-V verglichen werden und mögliche Unterschiede zwischen den Größenstrukturen der Hechtteilpopulationen der Gebiete Darß-Zingst, Westrügen/Strelasund, Nordrügen, Greifswalder Bodden und Peenestrom/Achterwasser ermittelt werden, 2) Unterschiede in der Größenstruktur der gefangenen Fische im gleichen Gebiet zwischen den Fischereigeräten Angel, Reuse und Stellnetz herausgearbeitet werden, um Aussagen über deren Größenselektivität zu treffen, und 3) die Boddenhechte auf individuelle Fischmerkmale wie z. B. Raumnutzungsverhalten, Wachstumsraten und Größe überprüft werden, um deren mögliche Einflüsse auf die Fischereiselektion zu beurteilen.

## Methoden

### Vergleich der Größenstruktur nach Gebiet

In einem ersten Schritt wurden Anglerfänge von Hechten aus Tagebuchdaten (2005/2006) zwischen den Bodden (N = 154) und Süßwassergebieten (N = 1732) in M-V verglichen (Dorow & Arlinghaus 2011). Die Stichproben wurden mit einem Wilcoxon-Rangsummentest verglichen.

Um die Größenstruktur der Hechtpopulationen zu ermitteln, wurden im Verlauf des BODDENHECHT-Projekts hat das Wissenschaftsteam, aber auch kooperierende Guides und Angler:innen sowie beauftragte Fischer:innen Hechte mit der Angel, Reusen,

Stellnetzen und Multimaschenhechtnetzen gefangen und die Gesamtlänge auf den nächsten Millimeter gemessen. Insgesamt flossen N = 4.773 Hechte in die Analyse ein. Der Fangzeitraum der mit der Angel und den kommerziellen Fanggeräten gefangenen Hechte lag zwischen dem 28.05.2019 und 29.11.2022. Standardisierte Beprobungen mit Hechtmultimaschennetzen fanden an 18 Probenahmestandorten im Herbst 2022, Winter 2022/23 sowie im Frühjahr 2023 statt (vgl. auch Kapitel 1.2 und 5.7). Bei mit der Angel gefangenen Fischen wurden alle Fänge berücksichtigt, die zur Datenbeschaffung und zum Markieren von Hechten durch Projektmitarbeiter:innen und am Projekt beteiligte Angler:innen und Guides gemacht wurden. In die Analyse der mit der Reuse oder dem Stellnetz gefangenen Hechte gingen nur solche ein, die von kooperierenden Fischer:innen gefangen und zur Datenerhebung oder zur Markierung herangezogen wurden. Fänge durch Projektmitarbeiter:innen mit speziellen wissenschaftlichen Multimaschennetzen oder Reusen gingen nicht in die Analyse der kommerziellen Fanggeräte ein, um die Fänge und die Größenstrukturen im Fang unter kommerziellen Bedingungen möglichst genau abzubilden. Wiederfänge markierter Hechte wurden nicht verwendet, sodass sichergestellt war, dass jeder Fisch nur einfach in die Analyse eingeht. Angelfänge waren aus allen fünf Teilgebieten in großer Zahl vorhanden (Tabelle 5.6). Daten zu Reusenfängen lagen nur für die Gebiete Nordrügen, Westrügen/Strelasund und Peenestrom vor. Stellnetzfangen flossen aus den Gebieten Westrügen/Strelasund, Greifswalder Bodden und Peenestrom ein. Die bei den Beprobungen mit Multimaschennetzen gefangenen Hechte (n = 191) wurden den jeweiligen Obergebieten Darß-Zingst, Westrügen/Strelasund, Nordrügen und Greifswalder Bodden zugeordnet. Die Zahlen der in der Analyse enthaltenen Hechte sind in Tabelle 5.6 nach Gebiet und Fanggerät gelistet.

Weil auch die jeweils verwendeten Fanggeräte unterschiedlich selektieren, wurden nur diejenigen Teilpopulationen verschiedener Gebiete verglichen, die mit dem gleichen Fanggerät gefangen worden

Tabelle 5.6: Obergebiet mit Anzahl der gefangenen Fische je Fanggerät.

Gebiet	Angel	Reuse	Stellnetz	Multimaschennetz
Darß-Zingst	1252	0	0	19
Westrügen/ Strelasund	1217	466	358	103
Nordrügen	689	112	0	53
Greifswalder Bodden	232	0	24	16
Peenestrom	159	57	16	nicht befischt

waren. Dafür wurden paarweise Dunn-Tests verwendet, die überprüfen, ob sich jeweils zwei Teilpopulationen in ihrer Größenstruktur unterscheiden. Die Ergebnisse wurden einer Holm-Korrektur unterzogen und Unterschiede bei einem Unsicherheitsniveau von  $\alpha < 0,05$  als signifikant angesehen. Im Falle eines signifikanten p-Wertes besteht ein statistischer Hinweis darauf, dass sich die Größenstruktur der einen Gruppe von der anderen Gruppe unterscheidet.

#### Vergleich der Längenstruktur nach Fanggerät

Um die Längenstruktur in den Fängen der Fanggeräte Angel, Reuse und Stellnetz zu vergleichen, wurden die jeweils innerhalb eines Gebietes mit den verschiedenen Fanggeräten gefangenen Stichproben betrachtet. In Gebieten mit Hechtfängen aus allen drei Fanggeräten wurden dabei paarweise Dunn-Tests verwendet, in Gebieten mit nur zwei Fanggeräten kamen parametrische Wilcoxon-Rangsummentests zur Anwendung. Für das Gebiet Darß-Zingst lagen nur Daten aus Anglerfängen vor, sodass es nicht in diese Teilanalyse integriert wurde.

#### Einfluss von Verhalten, Wachstum und Körperlänge auf die Wiederfangwahrscheinlichkeit

Um Einflüsse verschiedener individueller Merkmale der Boddenhechte auf die Wiederfangwahrscheinlichkeit zu untersuchen, wurden individuelle Fischeigenschaften in Form des Raumnutzungsverhaltens, Wachstums und der Größe bei der Erstmarkierung in die Analyse einbezogen. In die Analyse gingen nur solche Wiederfänge ein, die von Angler:innen und Fischer:innen gemeldet wurden oder vom Wis-

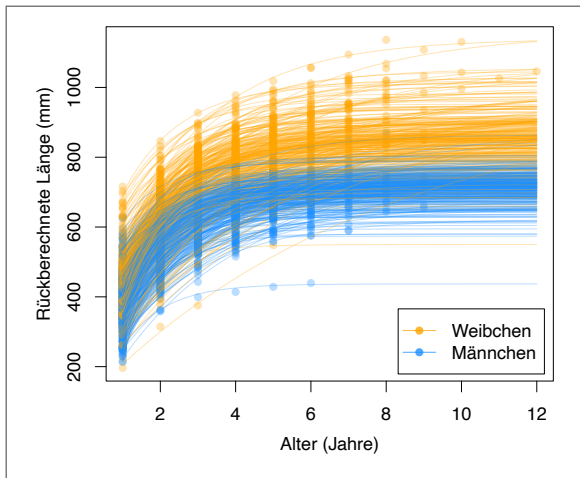


Abbildung 5.31: Individuelle Wachstumskurven für Männchen (blau) und Weibchen (orange), auf deren Basis Selektionsanalysen durchgeführt wurden.

senschaftsteam mit Methoden gefangen wurden, die denen der Angler:innen und Berufsfischer:innen entsprechen. Die Variable „Wiederfang“ wurde dabei zweistufig mit „1“ für „ja“ und „0“ für „nein“ definiert: Letzteres galt für alle Hechte, die bis zum Projektende nicht wiedergefangen oder gemeldet wurden (Details zur Methodik in Monk et al. 2021).

Zunächst sollte ermittelt werden, ob sich die Wiederfangwahrscheinlichkeit der Hechte durch ihr Raumnutzungsverhalten erklären lässt. Dazu wurde mittels akustischer Telemetrie die individuelle Raumnutzung von  $N = 283$  Individuen als Kernareal (UD50) und erweitertes Areal (UD95) bestimmt (Methodenüberblick in Kapitel 3). In zwei logistischen Modellen wurde dann die Wiederfangwahrscheinlichkeit in Abhängigkeit von der jeweiligen Raumnutzungsvariablen, vom Geschlecht, von der  $\log_{10}$ -transformierten Gesamtlänge des Fisches und vom Boddengebiet der Markierung modelliert. Durch Weglassen einzelner unabhängiger Variablen wurden reduzierte Modelle errechnet und durch Chi-Quadrat-Tests mit den jeweiligen vollständig definierten Modellen, die alle Vorhersagevariablen enthielten, verglichen. Bei einer Signifikanz dieses Vergleichs ( $p < 0,05$ ) konnte davon ausgegangen werden, dass das Weglassen der entsprechenden Variable das Modell verschlechterte und die Variable also signifikanten Einfluss auf die Wiederfangwahrscheinlichkeit hatte.

Um mögliche Einflüsse der Wachstumsraten auf die Wiederfangwahrscheinlichkeit zu prüfen, wurden zunächst verschiedene Maßzahlen der Zuwachsrates absolut (z. B. Zuwachs von Jahr 1 auf Jahr 2) und standardisiert in Bezug auf die Hechtlänge im vorherigen Jahr (nach Berggren et al. 2022) bestimmt. Letztgenannter Ansatz berücksichtigt die unterschiedlichen Zuwachsrates von jungen und alten Hechten besser. Alterslesungen erfolgten an Schuppen (Kapitel 3). In einem ersten Ansatz wurden für jeden Hecht die Wachstumsparameter adulter Zuwachs, juveniler Zuwachs und Omega sowie ein längenkorrigiertes Zuwachsmaß vom Schlupf bis zum ersten Geburtstag errechnet (Berggren et al. 2022). Omega ist dabei ein statistisches Maß der Wachstumsrate, das berechnet wurde aus den Parametern  $k$  und  $L_{\infty}$  aus der von Bertalanffy-Wachstumsfunktion (Kapitel 3), die an jeden Hecht über Längenrückberechnungsdaten individuell angepasst wurden (Abbildung 5.31). Aufgrund von Kollinearität zwischen einigen dieser Wachstumsmaße wurde die Variable juveniler Zuwachs in einer separaten Analyse behandelt. Dabei wurde die Wiederfangwahrscheinlichkeit in einem logistischen Modell in Abhängigkeit vom juvenilen Zuwachs und Boddengebiet modelliert ( $N = 611$ ). Die anderen drei Wachstumsmaße und Bodden wurden als unabhängige Variablen in einem separaten Modell eingesetzt ( $N = 469$ ). In beiden Modellen wurde mit der gleichen Methode wie oben beschrieben der Einfluss der unabhängigen Variable auf die Wiederfangwahrscheinlichkeit modelliert.

Um alle Wachstumsschritte im Verlauf des Lebens abzubilden, wurde in einem zweiten Ansatz die Wiederfangwahrscheinlichkeit in einem logistischen Modell in Abhängigkeit der  $\log_{10}$ -transformierten, längenkorrigierten Zuwachsrates von jedem Jahr zum nächsten modelliert ( $N = 2.756$  Zuwachsrates für  $N = 611$  Tiere). Der individuelle Fisch ging dabei als Zufallseffekt ein, um der Abhängigkeit der multiplen Zuwachsrates je Tier gerecht zu werden. Das Boddengebiet als unabhängige Variable wurde aufgrund von Modellkonvergenzschwierigkeiten außen vorgelesen.

Im dritten Schritt der Analyse der Auswirkung individueller Eigenschaften auf die Wiederfangwahrscheinlichkeit wurde der Effekt der Körperlänge betrachtet. Dafür wurde auf einen umfassenden Da-

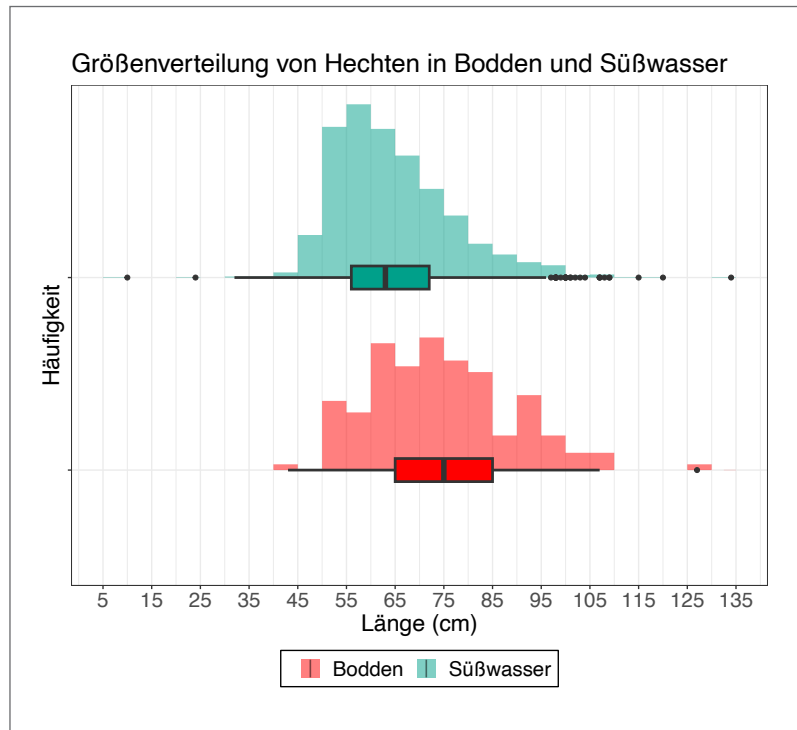


Abbildung 5.32: Längenverteilung von Hechten aus Binnengewässern und aus den Bodden. Datengrundlage sind Angeltagebuchdaten von Dorow & Arlinghaus 2011.

tensatz von Hechten, bei denen nach einer externen Markierung die Länge und das Geschlecht bekannt waren, zugegriffen (N = 4.728 Hechte). Weil die Längen beim Wiederfang logischerweise größer als bei den Erstfängen waren, wurden für Wiederfanghechte nur die Längen beim Erstfang verwendet. Die Wiederfangwahrscheinlichkeit wurde in einem logistischen Modell in Abhängigkeit der  $\log_{10}$ -transformierten Gesamtlänge und des Geschlechts modelliert. Das Boddengebiet floss dabei als Zufallseffekt ein. Durch Weglassen je eines der festen Effekte Länge und Geschlecht wurden zwei weitere Modelle gebildet, die über eine Anova mit dem Gesamtmodell verglichen wurden, um die jeweilige Signifikanz für die Vorhersagevariable festzustellen.

## Ergebnisse und Diskussion

### Vergleich der Größenstruktur nach Gebiet

Angeltagebuchdaten aus den Jahren 2005/2006 belegten, dass die von Angler:innen gefangenen Boddenhechte im Durchschnitt deutlich länger waren als die im Binnenbereich von Angler:innen gefangenen Hechte (Wilcoxon-Rangsummentest,  $p < 0,001$ ). Die Medianlängen lagen dabei jeweils bei 75 bzw. 63 cm

(Abbildung 5.32). Ein vergleichbares Ergebnis zeigten auch Meldungen in Fang-Apps (Kapitel 2).

Innerhalb der Bodden fanden sich zwischen den Gebieten teils erhebliche Unterschiede in der Größenstruktur (Abbildung 5.33).

Die größte Stichprobe umfasste die mit der Angel gefangenen Hechte; insgesamt 3.549 Individuen zwischen 280 und 1262 mm Länge gingen in die Analyse ein. Davon waren 84 (2,4 %) unter dem aktuellen Mindestmaß von 50 cm, 264 Hechte (7,4 %) maßen über einen Meter Länge. Unter den Anglerfängen war die kleinste Stichprobe die aus dem Gebiet Peenestrom mit 159 Fischen und somit immer noch recht umfangreich. Vorausgesetzt, dass die Angelfischerei in allen Gebieten unter ähnlichen Bedingungen erfolgte, z. B. in Bezug auf Köderlängen und Messfehler bei der Längenaufnahme, erlauben die ermittelten Größenstrukturen der verschiedenen Gebiete aussagekräftige Schlüsse auf relative Unterschiede in den Hechtlängenstrukturen zwischen den Gebieten. Tabelle 5.7 zeigt die ermittelten Unterschiede zwischen den Medianlängen der in den verschiedenen Gebieten geangelten Hechte und die dazugehörigen p-Werte. Die Hechtteilpopulation mit der kleinsten Medianlänge fand sich demnach



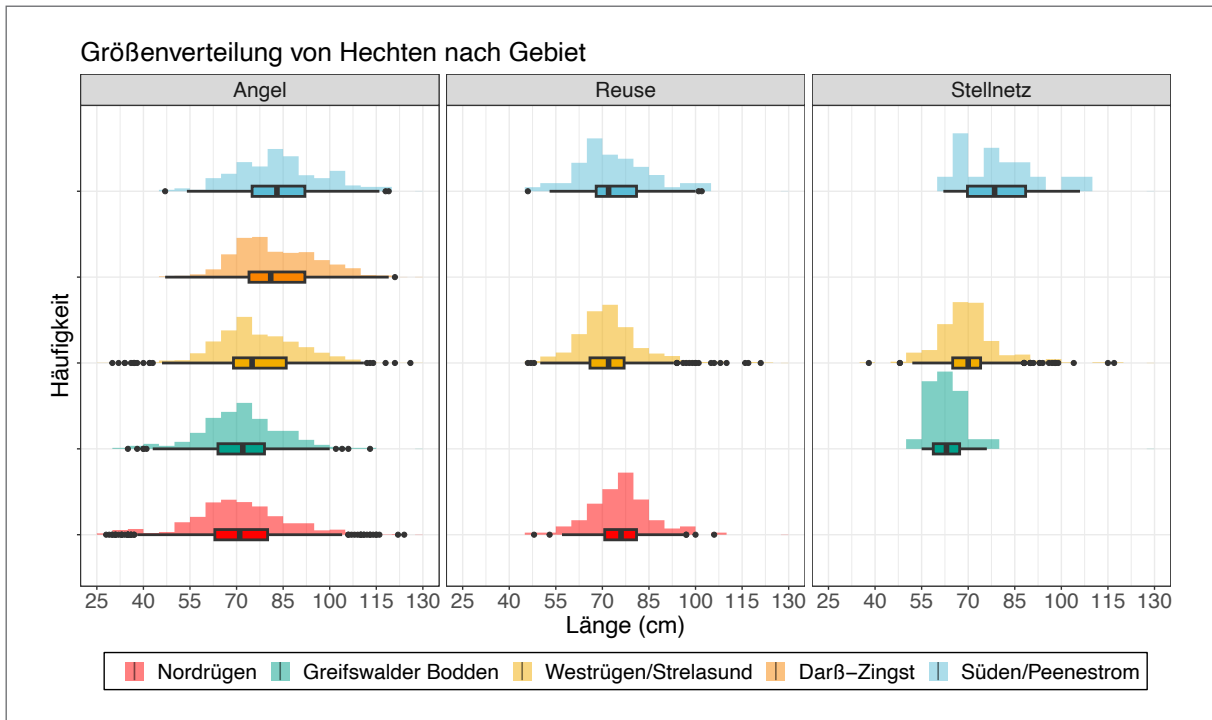


Abbildung 5.33: Größenverteilungen der Hechtpopulationen in verschiedenen Boddengebieten, nach Fanggerät.

im Gebiet Nordrügen (Abbildung 5.33). Einzig die Hechte im Greifswalder Bodden unterschieden sich nicht signifikant von denen in Nordrügen (Tabelle 5.7). Die größten Hechte wurden im Gebiet Süden/Peenestrom gefangen, auch im Gebiet Darß-Zingst waren die geangelten Hechte ähnlich groß. Auffallend ist, dass aus den drei Gebieten mit den kleineren Hechten auch Hechte mit Längen < 45 cm in die Datenbank eingingen. Solche Fänge fehlen in den Gebieten Darß-Zingst und Süden/Peenestrom (Abbildung 5.33), möglicherweise gab es hier im Vorjahr eine schlechtere Rekrutierung oder die Fische haben sich dem Zugriff der Angler:innen entzogen.

Die insgesamt 635 mit der Reuse gefangenen Hechte maßen zwischen 457 und 1.210 mm, darunter waren 6 Hechte (0,9 %) unter 50 cm und 15 (2,4 %) über einem Meter. Ein signifikanter Unterschied zwischen den Längenstrukturen der mit Reusen gefangenen Hechte lag nur zwischen den Gebieten Nordrügen und Westrügen/Strelasund vor, hier waren die in Nordrügen gefangenen Hechte größer als die aus Westrügen/Strelasund ( $p < 0,001$ ) (Tabelle 5.8). Dieses Ergebnis unterscheidet sich von den

mit der Angel gefangenen Fischen, wo die Hechte aus Westrügen/Strelasund größer als die aus Nordrügen waren ( $p < 0,001$ ). Ein möglicher Grund hierfür könnte eine unterschiedliche Größenselektion oder Standortselektion der spezifischen Reusen in den jeweiligen Gebieten sein, von den 112 in Nordrügen mit der Reuse gefangenen Hechten stammten 104 vom gleichen Fischer.

Die insgesamt 398 Hechte aus den Stellnetzfangen maßen zwischen 377 und 1166 mm. Darunter waren drei Hechte (0,8 %) unter 50 cm und 5 Hechte (1,3 %) über 100 cm. Beim Vergleich der Längen ergaben sich signifikante Unterschiede zwischen allen drei untersuchten Gebieten (Greifswalder Bodden, Westrügen/Strelasund, Süden/Peenestrom). Das relative Größenranking entsprach der Reihung der Anglerfänge (Süden/Peenestrom > Westrügen/Strelasund > Greifswalder Bodden) (Abbildung 5.33, Tabelle 5.7, Tabelle 5.9). Beim Stellnetz ist die Größenstruktur der Fänge aber neben der befischten Population stark von der verwendeten Maschenweite abhängig. Ein fischer- oder gebietsspezifischer Einfluss der Maschenweiten wurde in vorliegender

## Angel- und berufsfischereiliche Nutzung des Hechtbestands in den Bodden

Tabelle 5.7: Mittelwerte und statistische Vergleiche zur Längenstruktur der Boddenhechte nach Angelfängen in unterschiedlichen Bodden. Fett sind signifikante Unterschiede.

Angelfänge	Nordrügen	Greifsw. B.	Westrügen/Strelasund	Darß-Zingst	Peenestrom
Medianlänge [mm]	710	720	750	810	830
Interquartilbereich (25 %-75 %) [mm]	630–800	645–792	690–860	740–920	750–920
Vergl. Greifsw. B.	p = 0,89	-	-	-	-
Vergl. Westr./Strelasund	<b>p &lt; 0,001</b>	<b>p &lt; 0,001</b>	-	-	-
Vergl. Darß-Zingst	<b>p &lt; 0,001</b>	<b>p &lt; 0,001</b>	<b>p &lt; 0,001</b>	-	-
Vergl. Peenestrom	<b>p &lt; 0,001</b>	<b>p &lt; 0,001</b>	<b>p &lt; 0,001</b>	p = 0,74	-

Tabelle 5.8: Mittelwerte und statistische Vergleiche zur Längenstruktur der Boddenhechte nach Reusenfängen in unterschiedlichen Bodden. Fett sind signifikante Unterschiede.

Reusenfänge	Nordrügen	Westrügen/Strelasund	Peenestrom
Medianlänge [mm]	762	720	718
Interquartilbereich (25 %-75 %) [mm]	706–811	664–774	675–808
Vergl. Westrügen/Strelasund	<b>p &lt; 0,001</b>	-	-
Vergl. Süden/Peenestrom	p = 0,12	p = 0,32	-

Analyse nicht kontrolliert, da die Angaben zu den eingesetzten Maschenweiten in der eigentlichen Fischerei fehlten.

Bei den standardisierten Multimaschennetzbefischungen maßen die 191 gefangenen Hechte zwischen 501 und 1.200 mm. Sieben Hechte (3,7 %) waren dabei über einen Meter lang. Signifikante Unterschiede der Längenstrukturen der gefangenen Hechte ergaben sich zwischen den Gebieten Darß-Zingst und Nordrügen ( $p < 0,01$ ) sowie zwischen Westrügen/Strelasund und Nordrügen ( $p < 0,001$ ), wobei die Hechte im Gebiet Nordrügen die jeweils kleineren waren (Tabelle 5.10). Substanzielle Unterschiede zwischen den mittleren Längen bestanden auch zwischen anderen Gebieten, allerdings waren diese wegen der geringen Datenverfügbarkeit nicht signifikant. Die im Mittel größten Hechte wurden in Westrügen und im Darß-Zingster Bodden gefangen.

Im Vergleich zwischen den Gebieten erbrachte das Gebiet Süden/Peenestrom bei den Fanggeräten Angel und Stellnetz die größte Längenstruktur. Bei den Angelfischen unterschied sich die Längenstruktur nicht signifikant von den Hechten im Ge-

biet Darß-Zingst, leider lagen zu den kommerziellen Fanggeräten für das Gebiet Darß-Zingst keine Daten vor. Auch bei den standardisierten Multimaschennetzbefischungen waren die Hechte aus dem Gebiet Darß-Zingst die im Mittel größten. Anders als bei den Stellnetz- und Angelfängen konnte bei den Reusenfängen im Gebiet Süden/Peenestrom kein signifikanter Unterschied zu den Gebieten Nordrügen und Westrügen/Strelasund festgestellt werden, möglicherweise wegen der kleinen Stichprobengrößen.

Die kleinsten mit der Angel gefangenen Hechte stammten aus den Gebieten Nordrügen und Greifswalder Bodden. Bei mit dem Stellnetz gefangenen Hechten fehlen Daten aus dem Gebiet Nordrügen, ansonsten waren auch bei diesem Fanggerät die Hechte aus dem Greifswalder Bodden die im Median kleinsten. Die Ergebnisse der mit der Angel und kommerziellen Stellnetzen gefangenen Hechte decken sich mit denen der standardisierten Multimaschennetzbefischungen, wo die Hechte aus Nordrügen signifikant kleiner waren als die in den Gebieten Darß-Zingst und Westrügen. Lediglich die Reusenhechte waren in Nordrügen größer als die aus Westrügen/Strelasund.

Tabelle 5.9: Mittelwerte und statistische Vergleiche zur Längenstruktur der Boddenhechte nach Stellnetzfängen in unterschiedlichen Bodden. Fett sind signifikante Unterschiede.

Stellnetzfänge	Greifswalder Bodden	Westrügen/Strelasund	Peenestrom
Medianlänge [mm]	630	698	784
Interquartilbereich (25 %-75 %) [mm]	589–670	650–742	695–886
Vergl. Westrügen/Strelasund	<b>p &lt; 0,001</b>	-	-
Vergl. Süden/Peenestrom	<b>p &lt; 0,001</b>	<b>p &lt; 0,01</b>	-

Tabelle 5.10: Mittelwerte und statistische Vergleiche zur Längenstruktur der Boddenhechte nach Multimaschenstellnetzen in unterschiedlichen Bodden. Fett sind signifikante Unterschiede.

Fänge mit standardisierten Multimaschennetzen	Nordrügen	Greifsw. B.	Westrügen/Strelasund	Darß-Zingst
Medianlänge [mm]	627	670	724	751
Interquartilbereich (25 %-75 %) [mm]	552–684	568–728	640–779	618–903
Vergl. Greifsw. B.	p = 0,66	-	-	-
Vergl. Westr./Strelasund	<b>p &lt; 0,001</b>	p = 0,34	-	-
Vergl. Darß-Zingst	<b>p &lt; 0,01</b>	p = 0,36	p = 0,55	-

Die Analyse ist rein deskriptiver Natur, die exakten Gründe für etwaige Unterschiede zwischen den Gebieten lassen sich nicht bestimmen. Es ist auch möglich, dass sich die Melder (z. B. Guides) aus unterschiedlichen Gebieten in der Meldegenauigkeit unterschieden und so Berichtsfehler die berücksichtigten Längendaten mitbeeinflussten. Anekdotisch ist aber mehrfach von Angelguides berichtet worden, dass Hechte im Peenestrom/Achterwasser besonders groß und die Hechte in Nordrügen eher kleiner sind, was mit der Datenlage übereinstimmt. Insgesamt sind die Boddenhechte aber eher groß, der Boddenhecht ist im Mittel größer als der mittlere Hecht aus den Binnenseen und Flüssen in M-V.

### Vergleich der Längenstruktur nach Fanggerät

Die umfangreichsten Daten lagen für das Gebiet Westrügen/Strelasund vor (Abbildung 5.34). Hier waren 1.217 geangelte, 466 mit der Reuse gefangene und 358 mit dem Stellnetz gefangene Hechte enthalten. Dabei waren die geangelten Hechte größer als die mit anderen Fanggeräten gefangenen (jeweils  $p < 0,001$ ) (Tabelle 5.11). Mit dem Stellnetz

gefangene Hechte waren kleiner als die mit der Reuse gefangenen ( $p < 0,001$ ).

Auch im Gebiet Peenestrom lagen Daten aller drei Fanggeräte vor. Die Zahl der mit dem Stellnetz gefangenen Hechte ( $N = 16$ ) war aber gering und die Unterschiede zu den Größen der Hechte bei anderen Fanggeräten vermutlich deswegen nicht signifikant (Tabelle 5.12). Die mit der Angel gefangenen Fische waren deutlich größer als die mit der Reuse gefangenen ( $p < 0,001$ ).

Der Vergleich der beiden Fanggeräte in Nordrügen ergab einen signifikanten Unterschied der Größenstrukturen ( $p < 0,001$ ), dort waren die Hechte aus der Reuse größer als die mit der Angel gefangenen. Im Greifswalder Bodden waren mit der Angel gefangene Hechte größer als solche, die mit dem Stellnetz gefangen wurden ( $p < 0,001$ ).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die mit der Angel gefangenen Hechte in drei von vier untersuchten Gebieten die Stichprobe mit der größten Medianlänge darstellten. Die mit der Angel gefangenen Hechte waren in zwei Gebieten signifikant größer als die mit dem Stellnetz gefangenen. Im

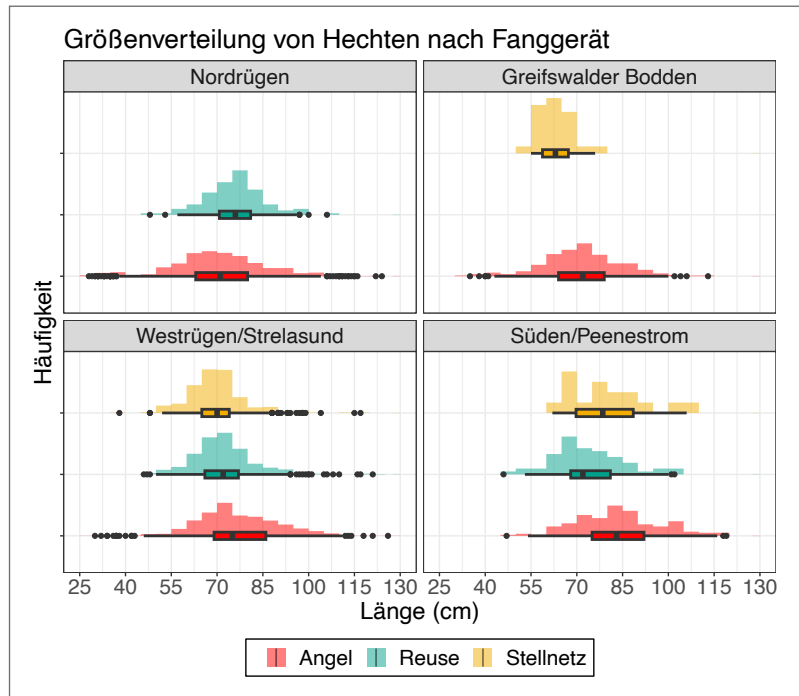


Abbildung 5.34: Größenverteilungen der Hechtfänge mit verschiedenen Fanggeräten, nach Boddengebiet.

Vergleich zu den Reusenfängen waren mit der Angel gefangene Hechte in zwei Gebieten signifikant größer und nur in einem Gebiet signifikant kleiner. Der einzige signifikante Unterschied zwischen den Medianlängen von in Reusen und in Stellnetzen gefangenen Hechten lag im Gebiet Westrügen/Strelasund vor, wo Reusenfische größer waren als solche, die mit dem Stellnetz gefangen wurden. Bereits zuvor ist berichtet worden, dass mit der Angel besonders große Fische gefangen werden und dass diese bei anderen Fanggeräten häufig unterrepräsentiert sind (Pope et al. 2005).

**Einfluss von Verhalten, Wachstum und Körperlänge auf die Wiederfangwahrscheinlichkeit**

Die Wiederfanganalyse der Telemetriehechte (einmal besendert und dann von Angler:innen/Fischer:innen wiedergefangen) zeigte, dass die Wahrscheinlichkeit eines Wiederfangs in beiden Modellen unabhängig war von der Flächennutzung ( $p = 0,83$ ;  $p = 0,47$ ), dem Geschlecht (jeweils  $p = 0,80$ ) und der Körperlänge ( $p = 0,22$ ;  $p = 0,20$ ). In beiden Modellen hing die Wiederfangwahrscheinlichkeit aber signifikant vom Boddengebiet ab (jeweils  $p = 0,02$ ). Die Wahrscheinlichkeit, wiedergefangen (und gemeldet) zu werden,

Tabelle 5.11: Mittelwerte und statistische Vergleiche zur Längenstruktur der Boddenhechte nach verschiedenen Fanggeräten in Westrügen/Strelasund. Fett sind signifikante Unterschiede.

Westrügen/Strelasund	Angel	Reuse	Stellnetz
Medianlänge [mm]	750	720	698
Interquartilbereich (25 %-75 %) [mm]	690-860	664-774	650-742
Vergl. Reuse	<b>p &lt; 0,001</b>	-	-
Vergl. Stellnetz	<b>p &lt; 0,001</b>	<b>p &lt; 0,001</b>	-

Tabelle 5.12: Mittelwerte und statistische Vergleiche zur Längenstruktur der Boddenhechte nach verschiedene Fanggeräten im Peenestrom. Fett sind signifikante Unterschiede.

Peenestrom	Angel	Reuse	Stellnetz
Medianlänge [mm]	830	718	784
Interquartilbereich (25 %-75 %) [mm]	750-920	675-808	695-886
Vergl. Reuse	<b>p &lt; 0,001</b>	-	-
Vergl. Stellnetz	p = 0,27	p = 0,21	-

war dabei für die Telemetriefische im Gebiet Nordrügen signifikant größer als in allen anderen Gebieten (paarweise Dunn-Tests, p jeweils < 0,05).

Es konnte keine Verbesserung der jeweiligen Modellanpassung für die Wachstumsvariablen juveniler absoluter Zuwachs ( $p = 0,10$ ), längenkorrigierter juveniler Zuwachs ( $p = 0,77$ ), Omega ( $p = 0,99$ ) und adulter Zuwachs ( $p = 0,69$ ) festgestellt werden. Auch in diesen beiden Modellen ergab sich ein signifikanter Einfluss des Boddengebiets auf die Wiederfangwahrscheinlichkeit ( $p < 0,01$  im Modell mit juveniler Zuwachsrate als Prädiktorvariable und  $p < 0,001$  im Mehrvariablen-Modell). Auch in der Analyse aller längenkorrigierten Zuwachsraten über das Hechtleben zeigte sich kein Hinweis auf eine erhöhte Wiederfangwahrscheinlichkeit schnellerwüchsiger Hechte an den Bodden ( $p = 0,97$ ). Es gibt also insgesamt keine Anhaltspunkte dafür, dass die Wachstumsraten der Boddenhechte einen Einfluss auf die Wiederfangwahrscheinlichkeit hatten.

Unter Berücksichtigung des umfangreichen Fang-Markierung-Wiederfang-Datensatzes ( $N = 4.728$ ) zeigte sich ein signifikanter Einfluss des Geschlechts auf die Wiederfangwahrscheinlichkeit ( $p = 0,02$ ), wobei bei gleicher Länge weibliche Hechte eine höhere Wiederfangwahrscheinlichkeit aufwiesen als männliche. Zudem wurde eine positive Assoziation zwischen der Fischlänge (log-transformierte Länge beim Erstfang) und der Wiederfangwahrscheinlichkeit festgestellt ( $p = 0,03$ ). Größere Hechte hatten somit unabhängig vom Geschlecht eine erhöhte Wahrscheinlichkeit, wiedergefangen zu werden (Abbildung 5.35). Mit anderen Worten: Die Fischerei übt eine Selektion auf größere Hechte aus und bevorteilt somit kleinere Fische. Diese Ergebnisse stehen in

Übereinstimmung zu einer früheren Studie zu Hechten in anderen Binnengewässern (Monk et al. 2021). In den berechneten Modellen hatten sowohl das Geschlecht als auch die Länge, sowohl als Einzelparameter als auch in einem kombinierten Modell, einen signifikanten Einfluss auf die Wahrscheinlichkeit des Wiederfangs. Das heißt, bei gleicher Länge sind Weibchen fängiger, möglicherweise weil sie einen höheren Energiebedarf aufweisen. Da Weibchen aber auch systematisch länger sind, erhöht sich ihre Fängigkeit weiter. Dass gerade durch die Angelfischerei signifikant mehr Weibchen als Männchen gefangen werden, ist in der Literatur wiederholt belegt worden (Casselmann 1975).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Verhaltenseigenschaften von Hechten in Bezug auf die Raumnutzung keinen Zusammenhang mit der Wiederfangwahrscheinlichkeit zeigten (Dhellemmes et al. 2023). Allerdings gab es eine Selektion auf kleinere Hechte, das heißt, die Fischerei (Berufs- und Angelfischerei zusammen) operiert positiv größen-selektiv. Letztgenanntes Ergebnis steht mit Monk et al. (2021) in Übereinstimmung. Monk et al. (2021) zeigten aber auch, dass die Angelfischei weniger aktive Hechte mit kleineren Raumnutzungen bevorteilte. Allerdings setzten Monk et al. (2021) hochaufgelöste telemetrische Verfahren in einem See ein, was an den Bodden technisch nicht möglich war. Es ist daher davon auszugehen, dass die Beobachtung einer fehlenden Selektion auf Verhaltensmerkmale an den Bodden methodisch begründet ist.

Während kein signifikanter Einfluss der Wachstumsraten und Flächennutzung auf die Wiederfangwahrscheinlichkeit gefunden wurde, ergab sich bei Einbeziehung aller Erst- und Wiederfänge aus dem

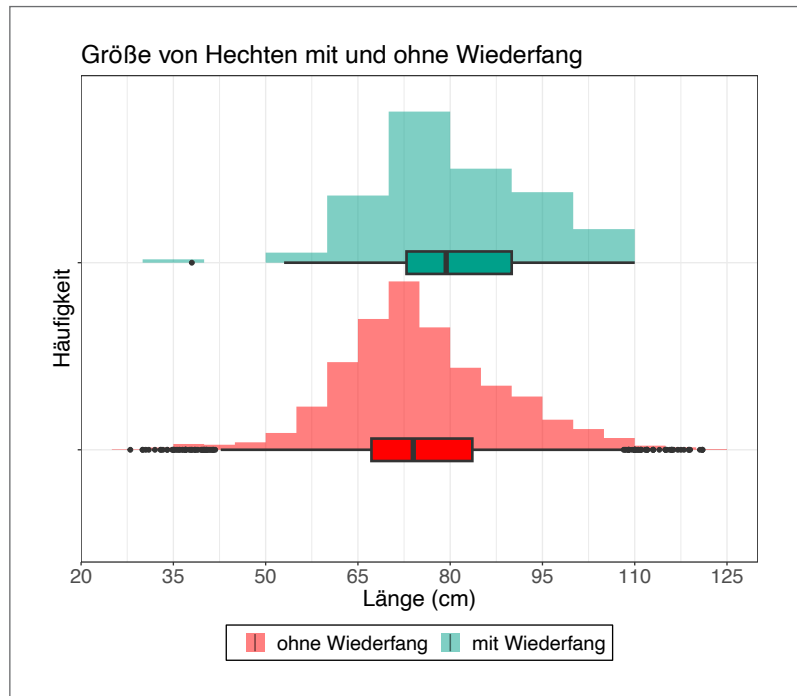


Abbildung 5.35: Größere Hechte hatten eine höhere Chance, wiedergefangen und gemeldet zu werden.

Projekt, dass große Hechte und auch Rogner eine höhere Fangwahrscheinlichkeit aufwiesen. Positiv größenabhängige Fangwahrscheinlichkeiten sind in der Fischerei und bei Hechten (Arlinghaus et al. 2009b, Matsumura et al. 2011) gut dokumentiert und resultieren aus den morphologischen Eigenheiten von Fanggeräten (z. B. große Kunstköder, die nur von größeren Mäulern aufgenommen werden), aus Verhaltensmerkmalen großer Fische (wie Aggression) und aus einer höheren absoluten Konsumption, z. B. auch bei Rognern für die Gonadenproduktion. Alternativ besteht aber auch die Möglichkeit, dass große Hechte nach dem Wiederfang eher gemeldet wurden als kleinere und somit eine verzerrte Datenbasis vorlag.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Die Größenstrukturen der Hechte aus den verschiedenen Bodden unterscheiden sich signifikant voneinander. Das bedeutet, dass die Fischer:innen oder Angler:innen durch die Wahl der Bodden ihren Fangenerfolg in Bezug auf die Fischlänge steuern können. Boddenangler:innen sind u. a. deswegen gut beraten, an die Bodden und nicht an ein durchschnittliches Binnengewässer zu fahren, weil die Boddenhechte im Mittel länger sind. Auch zeigen die Analysen

ähnlich wie schon andere Studien (Arlinghaus et al. 2009b), dass die Angelfischerei positiv größenselektiv operiert, während Stellnetze mittelgroße Hechte selektieren (Pierce et al. 1994, Droll 2022). Es ist anhand der vorgelegten Analyse jedoch nicht möglich, exakt zu identifizieren, ob Längenunterschiede zwischen den Teilpopulationen auf natürliche Umstände oder unterschiedliche Sterblichkeiten zurückgehen. Im Falle von umweltbedingt unterschiedlichen Größenstrukturen wären unterschiedliche optimale Entnahmeregelungen je nach Gebiet, etwa Mindestmaße oder Entnahmefenster, angezeigt. Im Falle der Größenselektion durch Fischereidruck könnte eine Anpassung der Entnahmerestriktionen in Gebieten mit kleineren Hechten zu einer Populationsstruktur mit mehr großen Hechten führen.

Der Vergleich der Fanggeräte zeigt, dass große Hechte sehr effektiv mit der Angel gefangen werden. Die Einführung eines Obermaßes, etwa als Teil eines Entnahmefensters, könnte diese Fische daher besonders effektiv vor dem Zugriff durch entnahmeorientierte Angler:innen schützen. Die großen Hechte könnten so legal nach dem Fang zurückgesetzt werden und als ökologisch wichtiger Teil der Population erhalten bleiben. Das gezielte Verwenden von

Reusen gegenüber Stellnetzen selektiert kleinere Fische. Damit könnte der Selektionsdruck der Berufs- und Nebenerwerbsfischerei auf große Hechte reduziert werden. Bei Stellnetzen bieten sich obere Maschenweitenbegrenzungen an, wenn es das Ziel ist, den Fang von sehr großen Hechten zu reduzieren (Kapitel 6).

Insgesamt wirkt die Angel- und Berufsfischerei an den Bodden größenselektiv, was das Überleben großer Hechte erschwert. Das kann zu einer „Abschneidung“ der Längenverteilung führen und zum Anstieg des Anteils kleinerer Hechte. Insbesondere der Anglernutzen wird aber speziell durch die ganz großen Hechte gesteigert, weswegen ihr Schutz besondere Aufmerksamkeit verdient. Der Anteil der Meterhechte in für große Tiere relativ unselektiv fischenden Multimaschennetzen betrug insgesamt < 3 % der gefangenen Hechtpopulation.

## 5.4 Zustand und Entwicklung des Boddenhechtbestands

**Robert Arlinghaus, Rob van Gemert, Jan Droll, Colm Fitzgerald, Jonas Palder, Johannes Radinger & Dieter Koemle**

### Kontext

Die Häufigkeit (Abundanz) der Hechte und die Durchschnittsgröße im Bestand sind sensible Indikatoren für den Zustand des Bestands. Je höher die Sterblichkeit, desto geringer ist die stehende Biomasse und desto kleiner sind im Schnitt die Fische im Bestand (Beverton & Holt 1957, Ahrens et al. 2020, Arlinghaus 2021). Die Abundanz von Fischen in einem Bestand hängt eng mit der Fangrate zusammen, da die Fangwahrscheinlichkeit pro Fangaufwand direkt proportional zur Häufigkeit der Fische ist (Beverton & Holt 1957). Abnehmende Fangraten (Fische pro Fangaufwand) werden daher früher oder später von Angler:innen und Fischer:innen wahrgenommen, weil beide Nutzungsgruppen immer mehr Aufwand betreiben müssen, um bei abnehmenden Beständen die frü-

heren Fangraten zu realisieren. Wenn dann auch die Durchschnittsgröße im Bestand stark zurückgeht, beeinträchtigt das die Angelqualität (OSY in Abbildung 5.36) negativ (Koemle et al. 2021, 2022, Kapitel 4).

Klagen über zurückgehende Hechtbestände in den Bodden sind zu Beginn des BODDENHECHT-Projekts in den traditionellen und sozialen Angelmedien wiederholt artikuliert worden (z. B. Ehrchen 2015b). Auch aus anderen Regionen der Ostsee wurde wiederholt über in der letzten Dekade rückläufige Hechtbestände berichtet (Lehtonen et al. 2009, Ljunggren et al. 2010, Olsson 2019, Olsson et al. 2023). Forschungsziel war es, die Perspektive von Angler:innen und Fischer:innen an den Bodden zur Entwicklung der Hechtbestände zu erheben sowie bestandskundliche Analysen durchzuführen, um möglichst objektive Einschätzungen zur Entwicklung und zum Zustand des Hechtbestands an den Bodden zu erhalten.

### Methoden

Die Perspektive von Fischer:innen und Angler:innen auf die Bestandsentwicklung der Boddenhechte wurde über standardisierte schriftliche (Fischer:innen) bzw. Online-Befragungen (Angler:innen) mit skalierten Fragen auf einer fünfstufigen Skala erhoben. Die bestandskundlichen Analysen beruhten auf drei Varianten von sogenannten datenarmen (data-poor) Verfahren. Diese wurden eingesetzt, weil keine fischereiabhängigen oder fischereiunabhängigen Langzeitdatenreihen zu Hechten (z. B. Anlandungen nach Kohorten) für die Bodden vorlagen, die nötig wären, um die in der marinen Fischerei typischen bestandskundlichen Analysen (Catch-at-Age-Modelle) einzusetzen. Stattdessen wurden drei datenarme Verfahren verwendet, die entweder eine Zeitreihe von Anlandungen der Berufs- und Angelfischerei als Input verlangten (Details zu den sogenannten Catch-only-Modellen in van Gemert et al. 2022, weitere Details unten) oder aber Längenstrukturdaten, die im Projekt gesammelt wurden (Details in Fitzgerald et al. 2023). Schließlich wurden auch grobe Einheitsfanganalysen mit Berufsfischereidaten durchgeführt (Details in Olsson et al. 2023).

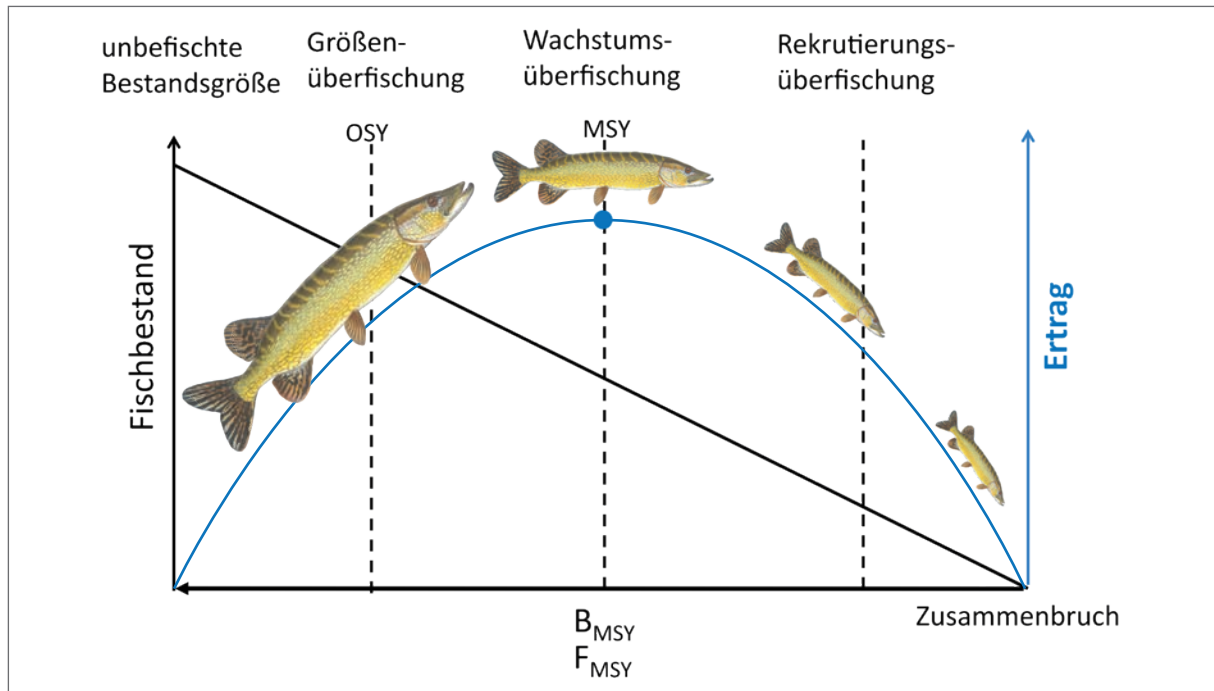


Abbildung 5.36: Darstellung der Reaktion von Fischbeständen auf ansteigenden Fischereidruck. Die Größenüberfischung ist der Punkt, an dem die Qualitätsüberfischung (Optimaler Sozialer Ertrag, Optimum Social Yield, OSY) für Angler:innen ansetzt, da sowohl die Fangrate als auch die Durchschnittsgröße der Hechte im Bestand zurückgeht. Am Punkt maximaler Erträge (Maximum Sustainable Yield, MSY) beginnt die Wachstumsüberfischung. Steigt die Fischereierstblichkeit weiter, kommt es irgendwann zur Rekrutierungsüberfischung (Laichfischmangel). Mit ansteigenden Fischereidrücken sinken die Biomasse (B) und die Fangraten (F) in charakteristischer Weise monoton ab (nach Arlinghaus 2019, 2021).

FISCHBILD: © DAFV/ERIC OTTEN

## Ergebnisse und Diskussion

### Wahrnehmung der Bestandsentwicklung aus Sicht von Angler:innen und Fischer:innen

Das Erfahrungswissen von Fischer:innen und Angler:innen kann für die Einschätzung von Bestandsentwicklungen von zentraler Bedeutung sein, nicht zuletzt unter datenarmen Situationen wie beim Boddenhecht. Obwohl die individuelle Wahrnehmung des Bestandszustands anfällig für Verzerrungen sein kann, haben mehrere Studien gezeigt, dass das ökologische Wissen von Angler:innen und Fischer:innen gut mit dem wissenschaftlichen Wissen korrespondieren kann (Neis et al. 1999, Aswani & Hamilton 2004). Allerdings ist es wichtig, dass die Meinungen von möglichst vielen Praktiker:innen in die Einschätzung der Bestandsentwicklung einfließen und unter-

schiedliche Nutzungsgruppen beteiligt sind (Aminpour et al. 2020). Wir haben eine große Anzahl von Boddenfischer:innen und Angler:innen zu den von ihnen wahrgenommenen Trends im Bestand des Boddenhechts befragt (Abbildung 5.37). Die Mehrheit (> 68 %) sowohl der befragten Angler:innen als auch Fischer:innen gab an, einen starken oder sehr starken Rückgang des Hechtbestands allgemein und der Anzahl großer Meterhechte an den Bodden wahrgenommen zu haben. Die Angler:innen nahmen einen negativeren Trend wahr als die Fischer:innen (Abbildung 5.37). Diese Einschätzungen stimmten mit den Ergebnissen der bestandskundlichen Analysen überein (Details siehe unten). Obwohl bei Angler:innen und Fischer:innen die Tendenz besteht, die Vergangenheit fangseitig zu überhöhen („früher war doch alles besser“), sind die negativen Bestandsein-



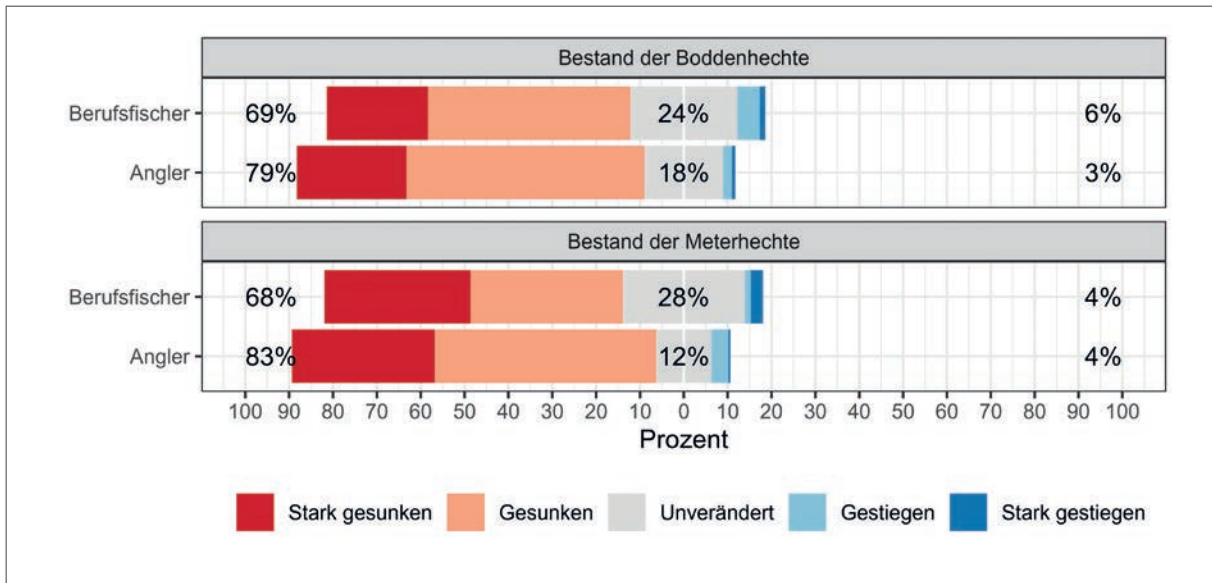


Abbildung 5.37: Einschätzung der Bestandsentwicklung von Boddenhechten und von Meterhechten durch Fischer:innen (N = 75) und Angler:innen (N = 704) rund um Rügen. Die Anglerzahlen stellen gewichtete Daten dar. Die Prozentangaben fassen jeweils stark gesunken/gesunken (links), unverändert (mitte) bzw. gestiegen/stark gestiegen (rechts) zusammen.

schätzungen dennoch Anlass zur Sorge, da schon die subjektive Wahrnehmung rückläufiger Bestände Konflikte auslösen kann (Arlinghaus et al. 2022a).

Um die Subjektivität abzubauen, wurden weitere Analysen mit fischereibiologischen Methoden zum Bestandszustand durchgeführt.

### Entwicklung der beruflichen Hechtanlandungen als Bestandsindikator

Zu den kommerziellen Hechtanlandungen im Boddengebiet gibt es eine lange Zeitreihe, die bis 1955 zurückreicht (Abbildung 5.1 in Kapitel 5.1). Diese Zeitreihe beschreibt einen starken Abfall der beruflichen Hechtanlandungen. Es wäre ideal, wenn daraus auch direkt die Bestandsentwicklung abgelesen werden könnte. Leider sind reine Anlandungsdaten kein zuverlässiger Indikator für den Zustand der Bestände, da die Anlandehöhe auch durch Veränderungen des Fischereiaufwands, der Vermarktungssituation oder der Fängigkeit der Fanggeräte im Laufe der Zeit mitbeeinflusst wird (Ovando et al. 2022). Für die Bodden liegen keine Angaben über den Fangaufwand über die Jahre vor (z. B. Stellnetzmetre, Zahl der Reusentage o. Ä.). Außerdem haben

sich seit der Wende die Zahl der Küstenfischer:innen stark reduziert (Kapitel 2) und die Absatzmöglichkeiten gewandelt, was den sehr starken Einbruch der Hechtanlandungen nach 1990 miterklären dürfte und zunächst vermutlich nichts mit abnehmenden Hechtbeständen zu tun hat (Abbildung 5.1).

Für die Zeit nach 1990 ist anzumerken, dass die Hechte in den Bodden in einer unselektiven Mehrartenfischerei auf mehrere Raub- und Friedfischarten (z. B. Zander, Barsch, Brassen) befischt wurden, insbesondere mit Kiemennetzen. Der Gesamtertrag aller Fische in den Bodden, insbesondere der mit den gleichen Fanggeräten gefangenen Süßwasserfische, ist über viele Jahre relativ konstant geblieben (Kapitel 2). Es ist davon auszugehen, dass der Hecht in der Mehrartenfischerei stets als Beifang mitgefangen wurde und der spezifische Fangaufwand (z. B. Stellnetzzeit) an den Bodden insgesamt seit der Wende relativ konstant war. Sollte das der Fall sein, geben die von 1995 bis heute stetig fallenden Gesamtanlandungen an Hechten einen ersten Hinweis, dass die Bestände in den letzten 20–30 Jahren rückläufig sind. Ähnliche Trends zeigen Anlandedaten in anderen Gebieten der zentralen (z. B. Schweden), westli-

chen (z. B. Dänemark) und südlichen Ostsee (Polen, Deutschland) (Olsson et al. 2023). Der Bestandsrückgang ist in Estland und im nördlichen Finnland hingegen weniger ausgeprägt (Olsson et al. 2023). Die große Unsicherheit liegt in der Nichtberücksichtigung der anglerischen Erträge, die die Reduktion des Berufsfischereiertrags in Teilen kompensieren könnten.

### Entwicklung der Hechtbestände gemäß Einheitsfangindex aus der Berufsfischerei

Die Kombination einer Zeitreihe der beruflichen Hechtanlandungen mit einer Zeitreihe des Fischereiaufwands zu einer Zeitreihe des Einheitsfangs (bzw. Catch per Unit Effort, CPUE) ermöglicht zuverlässigere Rückschlüsse auf die Entwicklung des Bestandsstatus (Ovando et al. 2022). Wie bereits angemerkt, liegen für den Boddenhecht allerdings keine hochauflösenden Angaben zum kommerziellen Aufwand (z. B. Aufwand in Kiemennetzfläche oder Reusenächten pro Fischer und Tag/Monat) vor. Seit 2008 existieren jedoch Datensätze, die über die aktiven Boote einen groben Index des Fischereiaufwands ermöglichen, d. h. über die Anzahl der Boote, die zu

mindest einige Hechte anlanden (sog. Hechtfischerboote). Dieser Fangaufwandsindex pro Boot kann als CPUE-Index herangezogen werden, der die Bestandsentwicklung etwas besser abbilden sollte. Da diese Bootsdaten mit der Kenntnis der spezifischen Fischerei auf Hecht jedoch erst ab 2008 verfügbar sind, handelt es sich um eine relativ geringe Zeitspanne, die wahrscheinlich zu kurz ist, um aussagekräftige Schlüsse über die langfristigen Trends des Bestandsstatus zu ziehen. Da es sich bei Boddenfischerei auf Süßwasser-Raubfische jedoch um eine Fischerei mit mehreren Fanggeräten handelt und Arten mit höherer kommerzieller Nachfrage, wie Zander und Barsch, mit einem ähnlichen Fanggerät wie die Hechte befishet werden, sind die Bootszahlen für Hechte vielleicht ein recht realistischer Aufwandsindex.

Weitere Daten zum kommerziellen Bootsaufwand für das Boddengebiet in geringerer Auflösung sind ab 1992 aus dem EU-Flottenregister verfügbar. Dieses Register gibt einen Überblick über alle Fischereifahrzeuge, die im Laufe der Zeit in einem Mitgliedstaat der EU registriert wurden, einschließlich des Heimathafens und einiger ihrer Merkmale wie Länge

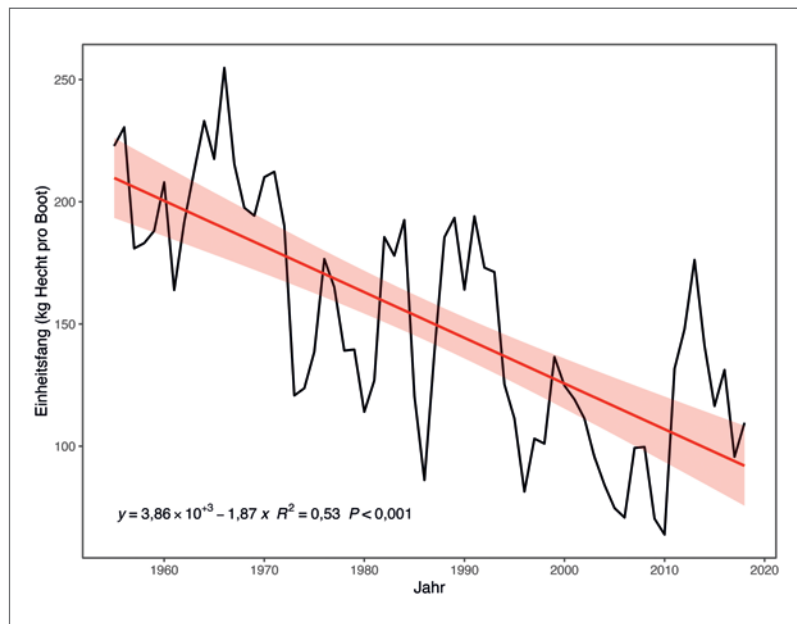


Abbildung 5.38: Hechtanlandungen pro Boot für alle Bodden über die Zeit (modifiziert aus Arlinghaus et al. 2023a).

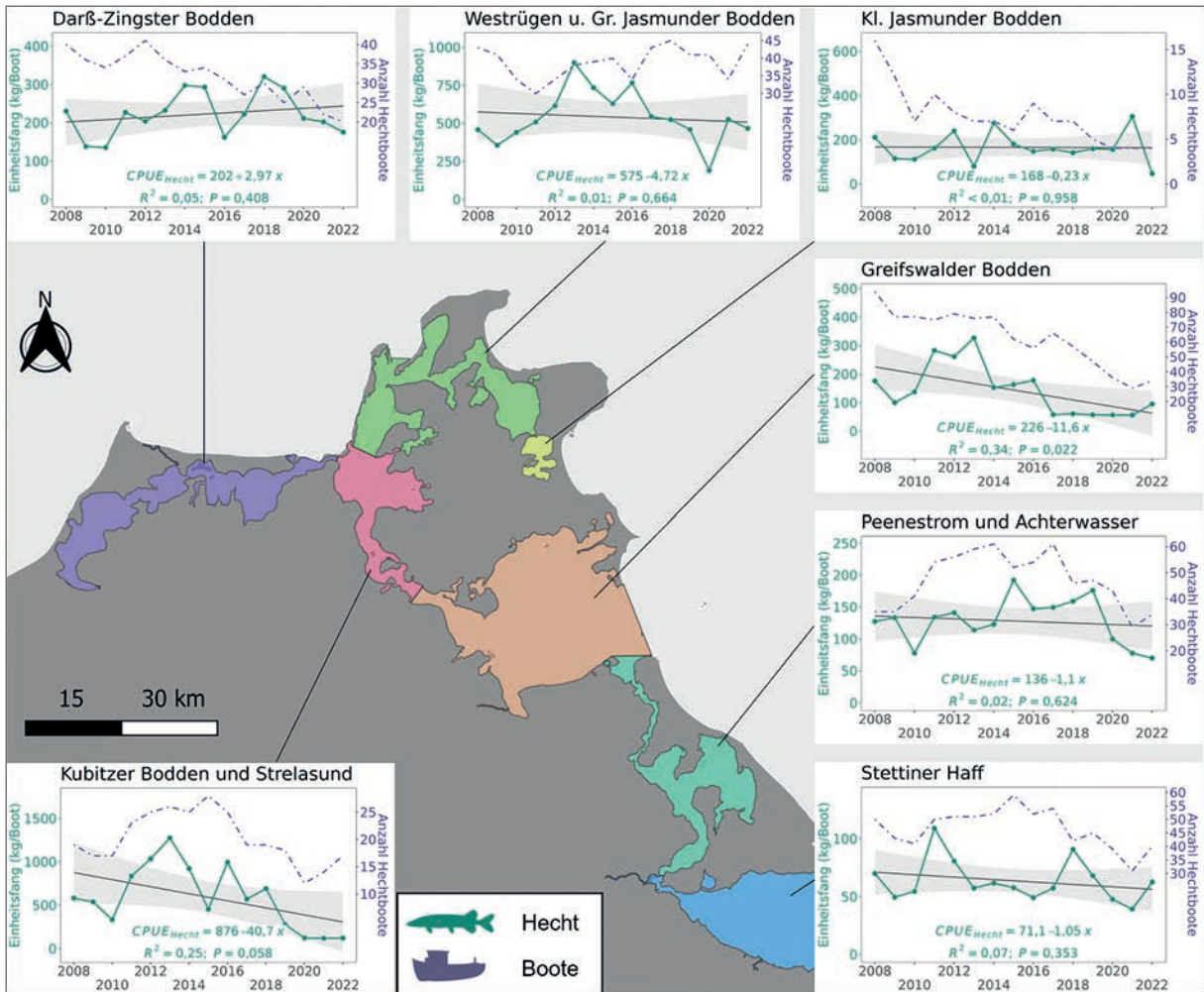


Abbildung 5.39: Hechtanlandungen pro Boot, das mindestens 1 kg Hecht anlandete, in der Boddenfischerei seit 2008.

und Leistung. Durch Herausfiltern der in Häfen des Boddengebiets registrierten Schiffe, durch Abgleich dieser Häfen mit bestimmten Boddengewässern und durch Entfernen von Schiffen mit einer Länge von mehr als 20 Metern (von denen angenommen wird, dass sie in der offenen Ostsee fischen) erhält man Bodden-spezifische Zeitreihen des kommerziellen Aufwands in Bootsanzahlen ab 1992. Für die Jahre 1955–1992 existieren detaillierte Bootsregister für Boote unter und über 12 m Länge. Diese Daten wurden ebenfalls verwendet, um die Hechtanlandungen pro Boddenboot als CPUE-Index auszudrücken.

Die Analyse der Hechtanlandungen pro registriertem Boot an den Bodden von 1955 bis 2022 zeigte,

dass der Hecht-CPUE über alle Bodden hinweg seit den frühen 1960er-Jahren stark und signifikant rückläufig ist (Abbildung 5.38). Betrachtet man die disaggregierten Daten auf Boddenebene für die kürzere Zeitreihe von 2008 bis 2020 und setzt die Hechtanlandungen in Beziehung zur Anzahl der aktiven Fischerboote, die zumindest einige Hechte anlanden (Abbildung 5.39), so zeigt sich, dass die Bestände in den historisch weniger Hecht-dominanten und eutrophierten Gebieten Darß-Zingster Bodden, Peenestrom und Kleiner Jasmunder Bodden stabil auf geringem Niveau sind. Im Greifswalder Bodden existiert hingegen ein statistisch signifikanter negativer CPUE-Trend und für den Strelasund/Kubitzer Bodden

ein fast signifikanter negativer CPUE-Trend. Ebenfalls kein Trend in den Einheitsfängen der Fischer:innen war für die Bodden westlich und nördlich von Rügen (einschließlich Großer Jasmunder Bodden) zu verzeichnen – die drei historisch dominierenden Hechtfangbodden (Schlumpberger et al. 1966). Hier gelten die oben erwähnten Einschränkungen für den Bootsaufwand-Index, der nicht zwangsläufig den Fanggeräteinsatz beim Hechtfischen widerspiegelt.

### Catch-only bestandskundliche Analyse

Mangels Lanzeitmonitoring liegen für den Hecht in den Boddengewässern keine Daten aus datenreichen bestandskundlichen Verfahren vor, wie sie typischerweise in der Meeresfischerei, z. B. bei Dorsch und Hering, eingesetzt werden (Catch-at-Age-Modellierung). Insbesondere liegen keine Daten zur Längen- und Altersstruktur über die Zeit sowie zum Fischereiaufwand vor. Anlandungen von Angler:innen werden überhaupt nicht standardmäßig erfasst. Als Alternativen wurden Methoden der datenarmen Bestandsabschätzung für die Boddenhechte eingesetzt, um quantitative Informationen über den Zustand des Bestandes zu erhalten (Free et al. 2020). Eine Art von datenarmen Bestandsabschätzungsmethoden sind sogenannte Catch-only-Modelle (COM). Diese heißen so, weil nur die Anlandungen (etwas unpräzise als Fang = Catch bezeichnet) in die modellbasierte Rekonstruktion der Bestandsgrößen über ein quantitatives bestandskundliches Verfahren (sog. Stock Assessment) eingehen, nicht aber Informationen zur Alters- oder Längenzusammensetzung des Fangs. Aufgrund des datenarmen Charakters können die Ergebnisse einzelner COM anfällig für Verzerrungen und Ungenauigkeiten sein (Free et al. 2020). Es hat sich in Modellierstudien gezeigt, dass die Kombination der Ergebnisse mehrerer COM in einem sogenannten Ensemble-Ansatz (Kombination verschiedener Modelle in einem gemeinsamen Modell) die Genauigkeit erhöht und die Verzerrungen bei der Schätzung des Bestandsstatus verringert (Anderson et al. 2017, Free et al. 2020). Dieser Ansatz wurde von van Gemert et al. (2022) für den Boddenbestand um Rügen verwendet

(Betrachtungsjahr 2018 als jüngster Zeitpunkt). Für das vorliegende Buch wurde die Analyse von van Gemert et al. (2022) auf das Jahr 2022 erweitert.

Aus der Bestandskunde lassen sich Referenzpunkte zur Einschätzung des Überfischungsgrads ermitteln, die Bezug nehmen auf den maximalen Dauerertrag (MSY) (Kapitel 6, Abbildung 5.36). Der MSY ist ein klassisches Bewirtschaftungsziel in einer Berufs- oder Angelfischerei, die auf maximale Erträge ausgelegt ist (Ahrens et al. 2020). Es mag fraglich sein, ob maximale Erträge ein geeignetes Bewirtschaftungsziel in einer Fischerei darstellen, in der auch Angler:innen relevante Interessen haben (Diskussion in Arlinghaus et al. 2019). Ungeachtet dessen erlaubt eine Einschätzung des Bestandszustands gemäß MSY die eindeutige fischereibiologische Ableitung des Überfischungsgrads, da jeder Bestand nur einen Punkt aufweist, bei dem die Erträge maximal werden (Abbildung 5.36). Die zugrunde liegenden Biomassen (B) bzw. die für den Zustand im Gleichgewicht verantwortlichen fischereilichen Entnahmedrucke (Fischesterblichkeit, F), lassen die Einschätzung zu, ob ein Bestand gegenwärtig überfischt wird (wenn die aktuelle Sterblichkeit F höher als  $F_{MSY}$  ist, d. h.  $F/F_{MSY} > 1$ ) oder eine Überfischung bereits eingetreten ist (wenn die aktuelle Biomasse B geringer ist als  $B_{MSY}$ , d. h.  $B/B_{MSY} < 1$ ) (Abbildung 5.36). In einer sogenannten Kobe-Abbildung lassen sich diese beiden Referenzgrößen auftragen und Quadranten bestimmen, in denen sich ein Bestand gegenwärtig bzw. über die Zeit befindet (Abbildung 5.40). Ist ein Bestand überfischt, aber die aktuelle Fischereierblichkeit geringer als  $F_{MSY}$  (unten links gelb), kann sich der Bestand wieder erholen. Ist die aktuelle Biomasse hoch genug, aber die aktuelle Sterblichkeit ebenfalls (oben rechts gelb), findet Überfischung statt und der Bestand wird zurückgehen. Der rote Quadrant deutet den ungünstigsten Fall an (sowohl zu hohe Fischereierblichkeit F als auch geringe Biomasse B), der grüne Quadrant ist das Ziel der Bemühungen.

Zur Ableitung des Bestandszustands beim Boddenhecht wurden zunächst Catch-Only-Modelle eingesetzt (van Gemert et al. 2022). Da aber nur für die

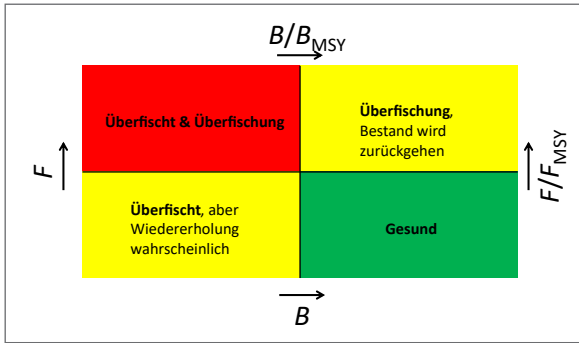


Abbildung 5.40: Kobe-Abbildung zur Einschätzung des Bestandszustands anhand der Referenzindikatoren der Fischereiersterblichkeit  $F$  (Anteil des Bestands, der entnommen wird, in der Regel als Fischereiersterblichkeitskoeffizient  $F$  ausgedrückt) und der Biomasse  $B$ .  $MSY = \text{maximal nachhaltiger Dauerertrag}$  (Abbildung 5.36).

Berufsfischerei vollständige Anlandungen als Zeitreihe verfügbar waren, mussten die wahrscheinlichen Anlandungen aus der Angelfischerei rekonstruiert werden. Hier dienten zwei Tagebuchstudien aus den Jahren 2005/2006 (Dorow & Arlinghaus 2011) sowie 2014/2015 (Weltersbach et al. 2021) als Ankerpunkte (Abbildung I). Die Rekonstruktion der Anlandungen für andere Jahre berücksichtigte die bekannten Erwerbiszahlen von Küstenangelkarten und nutzte Annahmen über das Verhältnis von Anglerfang zu Berufsfischereieinheitsfang (Fänge pro Boot als Abundanzindikator) aus den beiden Ankerjahren. Weitere Details der Rekonstruktion finden sich in van Gemert et al. (2022). Die Autor:innen zeigen, dass völlig falsche Ergebnisse entstehen, wenn der Bestandszustand ausschließlich aus Fischereidaten abgeleitet wird. Das heißt, dass Annahmen über die anglerische Entnahme an Hecht trotz großer Unsicherheiten für ein vertrauenswürdiges Ergebnis wichtig waren. Denn sie tragen zur Einschätzung eines produktiveren Bestands bei, der auch Fische hervorbringt, die anglerisch entnommen werden. Die Berücksichtigung der Anglerentnahme ist insbesondere dann relevant, wenn ein Bestand über die Zeit auch stark anglerisch genutzt wird (wie beim Boddenhecht der Fall).

Die final genutzte Zeitreihe der Hechtanlandungen bestand also aus kommerziellen Anlandungen und rekonstruierten Entnahmen von Boddenhechten in der

Angelfischerei von 1955 bis 2022. An diese fischereiabhängige Zeitreihe (fischereiabhängig, weil die Daten aus der Fischerei/Angelfischerei und nicht aus unabhängigen wissenschaftlichen Surveys stammen) wurden sieben verschiedene Catch-only-Modelle (COM) angepasst, die unterschiedliche populationsdynamische Grundlagen abbilden (van Gemert et al. 2022). Daraus wurde ein kombiniertes Ensemble-Modell geschätzt (Details in van Gemert et al. 2022).

Das Kernergebnis: Der geschätzte Mittelwert der Hechtbestandsbiomasse und die Entwicklung des Überfischungsgradindicators  $B/B_{MSY}$  zeigten seit 2010 negative bzw. fallende Trends, das heißt, der Boddenhechtbestand nimmt seit 2010 ab (Abbildung 5.41, van Gemert et al. 2022). Seit 2020 erholt sich der Bestand leicht, wahrscheinlich handelt es sich dabei um eine Reaktion auf die stark reduzierte Befischung während des ersten Jahres der Coronapandemie 2020 (Abbildung 5.41). Außerdem zeigte die bestandskundliche Analyse, dass der Bestand des Boddenhechts aktuell eine Wachtstumsüberfischung ( $F > F_{MSY}$ , Abbildung 5.43) erfährt (Abbildung 5.42). Die gegenwärtige Fischereiersterblichkeit ist also höher als die, die den höchstmöglichen Dauerertrag ( $MSY$ ) ermöglichen würde (Abbildung 5.42, Abbildung 5.43). Problematisch ist für den Bestand, dass die fischereiliche Sterblichkeit  $F$  (d. h. der An-

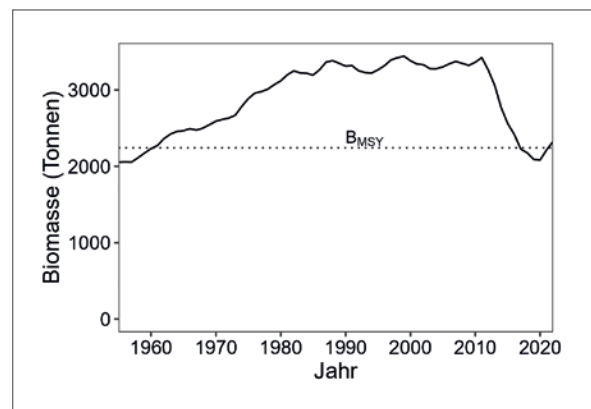


Abbildung 5.41: Entwicklung der Hechtbiomasse um Rügen über die Zeit in Bezug zum Referenzpunkt  $B_{MSY}$ .

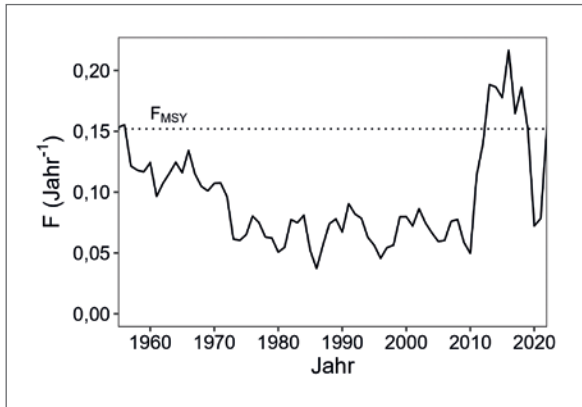


Abbildung 5.42: Zeitliche Entwicklung der Fischereiersterblichkeit für den Boddenhechtbestand.

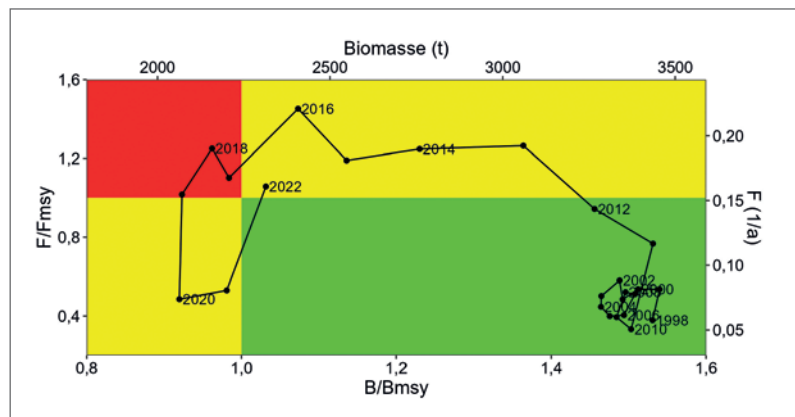
teil der Hechte, der pro Jahr entnommen wird) in den letzten zehn Jahren zugenommen hat (Abbildung 5.42) und gleichzeitig die Biomasse (Menge an Hechten in Gesamtgewicht über alle Jahrgänge) zurückgeht (Abbildung 5.41). Lediglich während des ersten Corona-Jahres 2020 kam es zu einer Reduktion der Fischereiersterblichkeit, die aber in 2021 und 2022 erneut über die Grenzwerte gestiegen ist (Abbildung 5.43). Das wiederum bedeutet, dass die aktuelle Fischereiersterblichkeit (Angler:innen und Fischer:innen zusammengenommen) höher ist als die maximale Produktionskapazität des Bestands. Die aktuelle Fischereiersterblichkeit beträgt gemäß COM-Analyse etwa  $F = 0,2$  pro Jahr (van Gemert et al. 2022).  $F_{MSY}$  für den Boddenhechtbestand ist 0,15 pro Jahr. [Achtung:  $F$  ist der Sterblichkeitskoeffizient einer exponentiellen Sterblichkeitsfunktion, nicht

der jährliche Entnahmeanteil  $\mu$ . Diese beiden Kennzahlen lassen sich wie folgt ineinander überführen:  $F = -\ln(1 - \mu)$  bzw.  $\mu = 1 - e^{-F}$ . Die Fischereiersterblichkeit  $F = 0,2$  pro Jahr entspricht also einer jährlichen Entnahmerate  $\mu = 18,1\%$ .  $F = 0,4$  pro Jahr entspräche einer jährlichen Entnahmerate  $\mu = 33\%$ .]

Schaut man sich die zeitliche Entwicklung des Hechtbestands in der Kobe-Abbildung an (Abbildung 5.43), so sieht man, dass der Bestand zunächst vor 2010 im gesunden Bereich (grüner Quadrant) war und dann bis 2018 in einen überfischten Zustand mit zu hoher Fischereiersterblichkeit (roter Quadrant) zurückfiel. Durch die Corona-Pandemie sank 2020 die Fischereiersterblichkeit in einen nachhaltigen Bereich, auf den die Hechtbiomasse mit einem Jahr Verzögerung positiv reagierte. Aktuell (2022) ist die Fischereiersterblichkeit aber wieder über das nachhaltige Maß hinaus angestiegen, sodass der leichte Anstieg der Hechtbiomasse nicht von Dauer sein dürfte. Aktuell (2022) findet Wachstumsüberfischung statt und der Hechtbestand ist biomasseseitig an der Grenze der Überfischung bzw. voll genutzt.

Insgesamt deuten die COM-Ergebnisse auf einen wachstumsüberfischten Bestand hin, bei dem die derzeitige fischereiliche Sterblichkeit über der angestrebten fischereilichen Sterblichkeit liegt und die Bestandsbiomasse im Trend seit 2010 stark abfällt und sich nur in Reaktion auf ein Corona-Jahr etwas erholt hat (Abbildung 5.43). Die aktuelle Fische-

Abbildung 5.43: Ergebnis der Catch-only-Analyse zum Boddenhechtbestand. Der Biomassetrend ist abnehmend, die fischereiliche Sterblichkeit ist zunehmend. Aktuell findet Überfischung statt, da die Sterblichkeit höher ist als  $F_{MSY}$ .



reisterblichkeit ist zu hoch, aber nicht dramatisch hoch. Das wiederum bedeutet, dass die zugrunde liegende Rekrutierung abnimmt oder dass eine unbekannte nicht fischereiliche Sterblichkeit bzw. ein oder mehrere nichtfischereiliche Faktoren die Abundanz und Biomasse (u. a. ggf. das Wachstum) zusätzlich zur Fischerei/Angelfischerei negativ beeinflussen (z. B. natürliche Prädation von adulten Hechten, reduzierter Zuwachs bei adulten Hechten). Aktuell ist die fischereiliche Sterblichkeit im Verhältnis zur derzeitigen Produktivität des Bestands als zu hoch einzuschätzen und hat auch sicher zur Größenüberfischung beigetragen (van Gemert et al. 2022).

**Bestandseinschätzung mittels Überschussproduktionsmodell**

Da jedes datenarme Verfahren eigene Fehlerquellen beinhaltet und die Rekonstruktion der Anlandezeitreihe, die van Gemert et al. (2022) einsetzen, unsicher war, wurde ein weiterer datenarmer Modellansatz an Einheitsfangdaten aus der Berufsfischerei (Hechte pro Fischerboot) angepasst. Das SPiCT-Modell (stochastic surplus production model in continuous time) ist ein Überschussproduktionsmodell (surplus production) (Pedersen & Berg 2017), das Fehler sowohl in den Fang- als auch in den Biomasseindizes einbe-

zieht. Als Eingabedaten benötigt SPiCT wie die COM eine Zeitreihe der Fänge (Entnahmen, Fischer:innen und Angler:innen kombiniert) und entweder eine Zeitreihe der Biomasse oder des Aufwands. Da eine Zeitreihe der Biomasse der Hechte nicht verfügbar war, wurde eine Zeitreihe der Bootsanzahlen als grober Aufwandsindikator verwendet. Dazu wurde die Anzahl der im Boddengebiet registrierten kommerziellen Fischereifahrzeuge gemäß der EU-Flottenregisterdatenbank (Jahre 1992–2022) als kommerzieller Aufwand und die rekonstruierte Anzahl der jährlichen Angelausflüge im Bodden (Jahre 1992–2018) als freizeitfischereilicher Aufwand verwendet. Anschließend wurde eine Standardisierung zwischen kommerziellem und angelfischereilichem Aufwand nach der in Beverton & Holt (1957, S. 174) und in Maunder & Punt (2004, Formeln 3 und 4) beschriebenen Methode vorgenommen. Daraus ging eine standardisierte Zeitreihe des Gesamtaufwands hervor. Anschließend wurde das SPiCT an die Daten angepasst.

Das Modellergebnis (Abbildung 5.44) zeigte vergleichbare Trends wie die COM: Die Fischereisterblichkeit, die auf den Boddenhechten lastet, zeigt einen ansteigenden und die Biomasse an Boddenhechten einen fallenden Trend. 2020 wurde ein überfischter Zustand mit nichtnachhaltiger

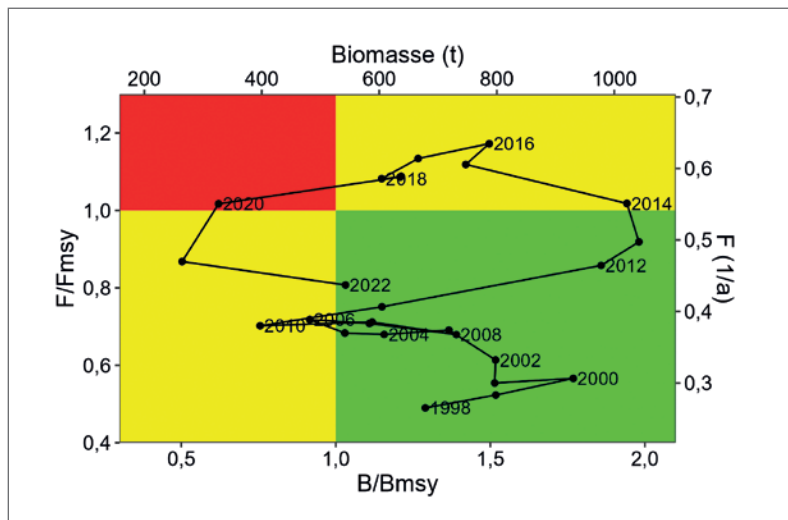


Abbildung 5.44: Kobe-Abbildung der SPiCT-Modellierung für den Boddenhecht.

Abbildung 5.45: Geschätzte Fischereierblichkeit auf den Boddenhechtbestand nach SPiCT-Bestandskunde.

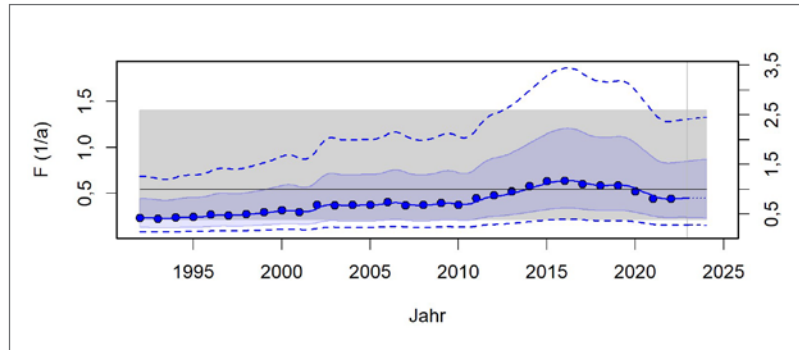
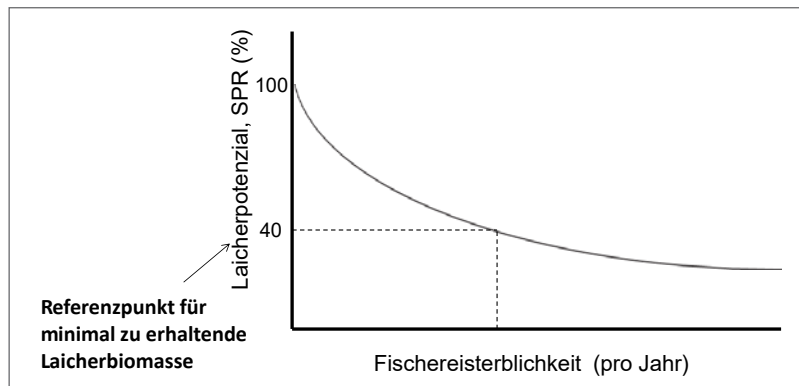


Abbildung 5.46: Konzept des Laicherpotenzials, d. h. der Laicherbiomasse im befischten in Bezug auf den unbefischten Zustand. Bei einem Wert von 100 % ist der Bestand unbefischt. Bei 40 % sind nur noch 40 % der Laicherbiomasse im Vergleich zum unbefischten Naturzustand verfügbar.



Fischereierblichkeit angezeigt (roter Quadrant). Die Reduktion der Fischereierblichkeit im ersten Corona-Jahr 2020 (Abbildung 5.45) führte zu einer leichten Erholung des Bestands, der in der SPiCT für 2022 etwas positiver ausfällt (Abbildung 5.44) als in den COM (Abbildung 5.43). Da aber die Unsicherheiten groß sind und einzelne Jahre nicht überbewertet werden sollten, ist auch gemäß SPiCT-Analyse der Hechtbestand als voll genutzt und bis 2020 als wachstumsüberfischt und im Trend zwischen 2010 und 2020 in seiner Biomasse abnehmend einzuschätzen. Auch hier ist zu beachten, dass die Ergebnisse der SPiCT-Analysen aufgrund der geringen Auflösung der Aufwandsdaten (Anzahl der registrierten Schiffe und rekonstruierten Angeltage) mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sind.

### Längenbasierte Bestandseinschätzung

Eine weitere datenarme Möglichkeit zur Einschätzung des Zustands genutzter Fischbestände ist die Einschätzung der Laicherbiomasse im befischten Zustand in Bezug zur Laicherbiomasse im ungenutz-

ten Zustand. Dies ist als Laicherpotenzial (spawning potential ratio, SPR) bekannt (Abbildung 5.46) und dient als Maß der Rekrutierungsüberfischung. Ein typischer Grenzwert als Indikator für eine einsetzende Rekrutierungsüberfischung (Abbildung 5.36, Kapitel 6) ist ein SPR < 40 % (bzw. 0,4) der unbefischten Laicherbiomasse (Mace & Sissenwine 1993).

Sogenannte längenbasierte bestandskundliche Methoden (z. B. Hordyk et al. 2015a, b) sind in der Lage, das Laicherpotenzial im genutzten Bestand abzubilden. Dem liegt die Annahme zugrunde, dass die im Bestand befindlichen Längen über die Sterblichkeit Auskunft geben. Bei hoher Sterblichkeit werden die Fische nicht mehr alt und damit auch nicht mehr lang, das heißt, sie werden rein aus demographischen (altersstrukturellen) Gründen in genutzten Beständen selten. Die Längenstruktur, die ein Bestand zeigt, lässt daher Rückschlüsse auf die Sterblichkeit zu, die auf einem Bestand lastet. Im Adultfischstadium handelt es sich in der Regel um Fischereierblichkeit, aber es kann auch die Sterblichkeit durch Turbinen oder Robben sein, die die Bestände ver-



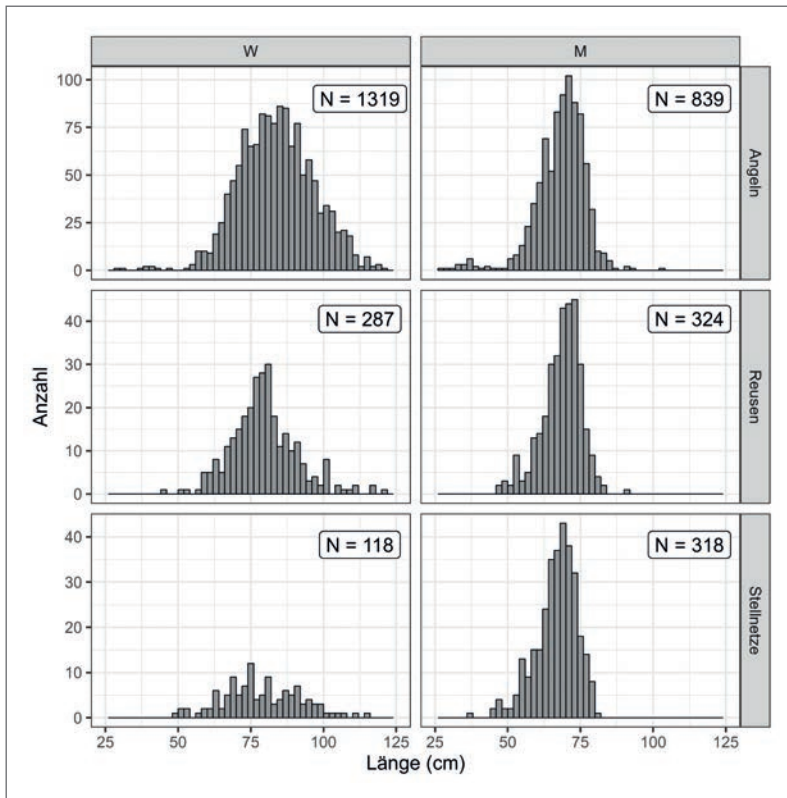


Abbildung 5.47: Längenstruktur der beprobten Boddenhechtrogner in drei Fanggeräten (aus Fitzgerald et al. 2023).

jüngt. Außerdem hängt die Länge der Rogner positiv mit ihrer Fruchtbarkeit zusammen. In der Regel ist die Masse eines Weibchens proportional zur Eizahl. Daher kann aus der Längenstruktur auch abgeleitet werden, wie hoch das Eiabgabepotenzial des Bestands ist, insbesondere wenn man die genutzte Längenstruktur mit einer theoretischen Längenstruktur abgleicht, die man bei nicht vorhandener Fischereiersterblichkeit erwarten würde.

Zur Berechnung entsprechender theoretischer Erwartungen sind Angaben erforderlich über die geschlechtsspezifische Wachstumsrate, die natürliche Sterblichkeit (z. B. geschätzt aus Wachstumsparametern, Fitzgerald et al. 2023), die Reifungslänge und die Selektivität des Fanggeräts (Hordyk et al. 2015a, b). Werden die Daten zur aktuellen Längenstruktur direkt aus der Fischerei und Angelfischerei gesammelt, muss vor allem die Selektivität der Fanggeräte berücksichtigt oder entsprechende Angaben im Modell geschätzt werden. Beispielsweise fangen Stellnetze die sehr kleinen und sehr großen Hechte weniger gut, sodass Stellnetzdaten die Abundanz

großer Fische unterschätzen. Das wäre in einem längenabhängigen Modell gleichbedeutend mit der Überschätzung der Fischereiersterblichkeit. Eine Korrektur umgeht diese Fehler (Fitzgerald et al. 2023).

Wie in Droll (2022) und Fitzgerald et al. (2023) im Detail ausgeführt, wurden für unterschiedliche Fanggeräte gesammelte aktuelle Längenstrukturdaten (Abbildung 5.47) genutzt, um längenbasierte bestandskundliche Verfahren (sog. LB-SPR-Modell) nach Hordyk et al. (2015a, b) zu berechnen. Diese Verfahren berücksichtigten auch die Unsicherheit der Wachstumsrate, die sich aus der Schuppen- bzw. Otolithenanalyse ergeben hatte (Rittweg et al. 2023). Die Berechnungen ermittelten Schätzwerte für die Laicherpotenziale im aktuellen Zustand und erlaubten die Ableitung der ungefähren Adultsterblichkeit, die aktuell auf dem Bestand lastet.

Das Hauptergebnis war, dass der Boddenhechtbestand nicht rekrutierungsüberfischt ist. Die Laicherbiomasse hat also im Bezug zur erwarteten Laicherbiomasse im ungenutzten Zustand den Grenzwert von 40 % nicht unterschritten (Abbildung 5.48). Die

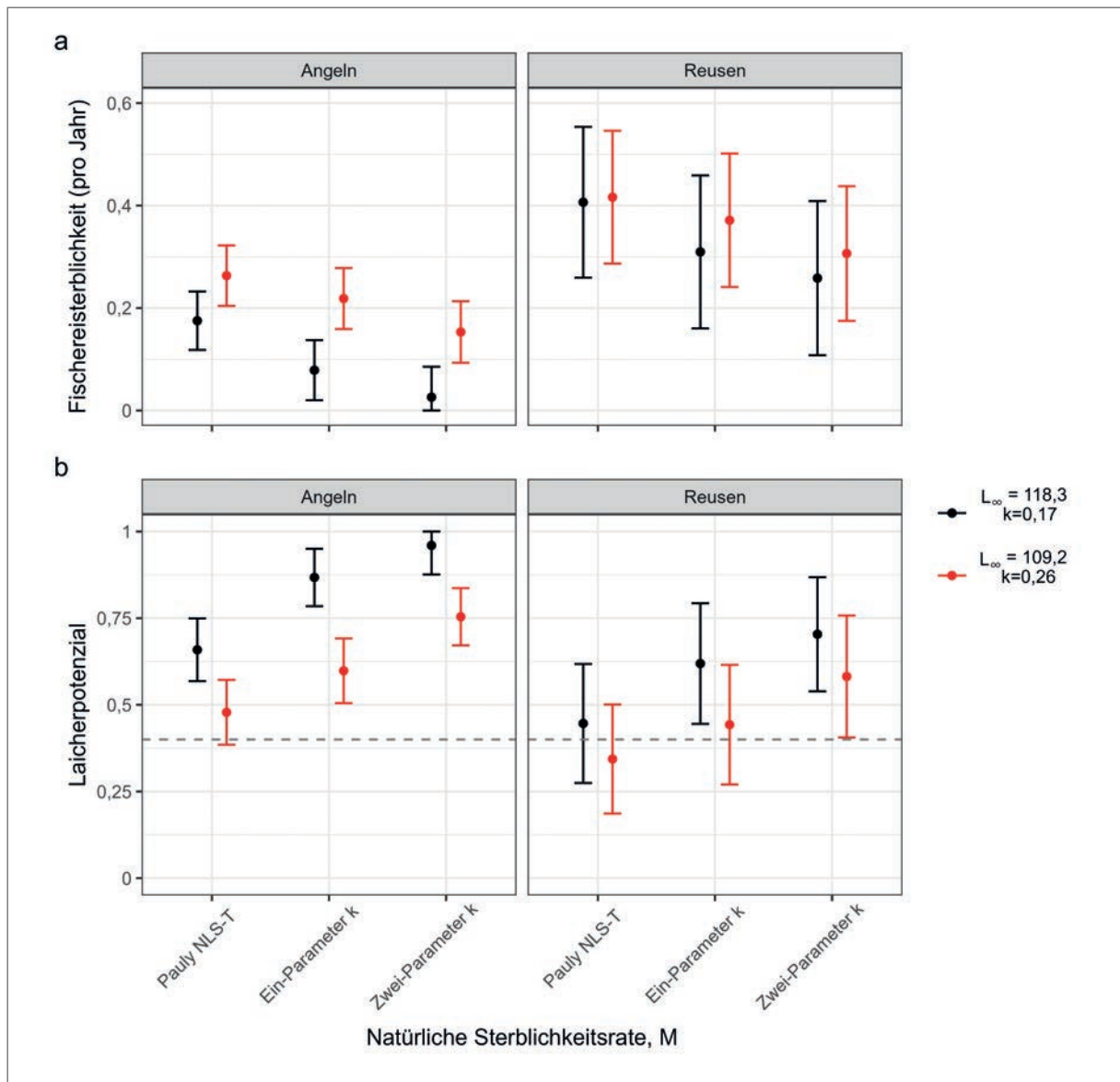


Abbildung 5.48: Ergebnisse der längenabhängigen Bestandskunde.  $L_{\infty}$  und  $k$  sind unterschiedliche Parameter der von-Bertalanffy-Wachstumsfunktionen, die entweder an Schuppen (schwarz) oder an Otolithen (rot) geschätzt wurden. Die x-Achse stellt drei Szenarien unterschiedlicher natürlicher Sterblichkeit ( $M$ ) dar. SPR = Spawning Potential Ratio. Die gestrichelte horizontale Linie ist der Nachhaltigkeitsreferenzpunkt (aus Fitzgerald et al. 2023).

geschätzte Überschusssterblichkeit bewegte sich je nach Modell und Parameterset als Eingangsvariable zwischen  $F = 0,2 - 0,4$  pro Jahr (das entspricht einer jährlichen Sterblichkeit von  $\mu = 18 - 33$  in % pro Jahr, zur Formel s. weiter unten). Es wurden also etwas höhere Sterblichkeiten geschätzt als bei dem oben angesprochenen COM. Einschränkend ist zu

sagen, dass die längenbasierte Bestandskunde ihre Erkenntnisse lediglich aus der Längenstruktur bezieht. Wenn die Fischabundanz systematisch über alle Jahrgänge zurückgeht, wird der Abundanzrückgang nicht abgebildet. Eine Einschränkung besteht auch darin, dass die längenabhängige Bestandskunde die zusätzliche „Überschuss“-Adultfischsterblich-

keit insgesamt abbildet. Diese kann nicht nur mit dem Einfluss von Fischer:innen und Angler:innen, sondern ebenso durch andere Faktoren begründet werden, z. B. Kormorane oder Robben, da auch diese Räuber die adulten Hechte dezimieren können.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Das Ergebnis der längenabhängigen Bestandskunde ergänzt die zuvor berichteten Erkenntnisse aus den Catch-only-Modellen und dem Überschussproduktionsmodell: Der Hechtbestand erfährt aktuell eine Größen- und Wachstumsüberfischung (Abbildung 5.49), die Rekrutierungsüberfischung ist aber nicht eingetreten. Alle Daten und Modelle, auch die Anlandedaten und die normierten Fangdaten pro Fischerboot (CPUE), zeigen übereinstimmend, dass der Boddenhechtbestand in seiner Biomasse bis 2020 rückläufig war und sich wahrscheinlich als Resultat der Corona-Pandemie 2021 und 2022 leicht erholt hat. Die Wahrnehmungen der Angler:innen und Fischer:innen werden durch die wissenschaftliche Bestandskunde bestätigt, da der Trend seit 2010 negativ ist und die Fischereierblichkeit im Mittel zu hoch ist. Die geschätzte aktuelle Fischereierblichkeit liegt zwischen 0,2 und 0,4 pro Jahr, was in Bezug auf den MSY beim Hecht ( $F_{MSY} = 0,15$ , van Gemert et al. 2022) als zu hoch einzustufen ist. Fang-Markierung-Wiederfang-Analysen (Kapitel 5.5) deuten ebenfalls an, dass die Minimalschätzung des aktuellen  $F$  bei etwa 0,2 liegt. Aber auch ein  $F$  von bis zu 0,5 ist plausibel, wenn man ein hohes Nichtberichten von markierten Fischen durch Angler:innen und Fischer:innen annimmt (s. nächstes Kapitel). Dementsprechend ist die aktuelle Fischereierblichkeit, die auf dem Bestand an den Bodden lastet, mit hoher Wahrscheinlichkeit an der Nachhaltigkeitsgrenze bzw. angesichts des abnehmenden Trends der Hechtbiomasse zu hoch. Mit Sicherheit ist die Fischereierblichkeit für ein optimales Angelerlebnis aktuell zu hoch.

Es gibt zwei Gründe, weswegen die Fischereierblichkeit ansteigen kann: entweder weil der Fangaufwand ansteigt oder aber weil die zugrunde liegende Hechtbiomasse rückläufig ist. Selbst bei gleichblei-

benden absoluten Entnahmemengen kann die Fischereierblichkeitsrate  $F$  trotzdem ansteigen, wenn die Biomasse z. B. als Resultat früherer Befischung oder aufgrund von Umweltveränderungen rückläufig ist. An den Bodden mehren sich die Hinweise, dass die Biomasse sowie die Produktivität zurückgehen, z. B. aufgrund einer Wachstumsdepression. Das bedeutet, dass eine Reduktion der Fischereierblichkeit angeraten ist, um die Fischereierblichkeit an die aktuelle Bestandsbiomasse und Reproduktionskapazität anzupassen. Gleichmaßen kann die Fischerei als alleiniger oder dominanter Einflussfaktor auf den Hechtbestand oder gar als Grund für den Bestandsrückgang ausgeschlossen werden, angesichts der in unserer Studie dokumentierten eher moderaten Fischereierblichkeitsraten. Viel wahrscheinlicher ist, dass die Reproduktions- und Wachstumskapazität als Folge diverser Umweltveränderungen rückläufig ist. Darauf weist u. a. die Wachstumsdepression bei Hechten größer als 70 cm hin (Kapitel 3 und 6).

Aus wissenschaftlicher Sicht kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass die aktuelle Fischereierblichkeit fischereibiologisch nicht nachhaltig ist. Das heißt jedoch nicht, dass die Fischerei oder die Angelfischerei ursächlich für den Bestandsrückgang ist. Dazu reicht die geschätzte Fischereierblichkeit, die zwar hoch, aber nicht überbordend ist, nicht aus. Offenbar ist die Produktionskapazität des Gesamtbestands durch Umweltveränderungen in den letzten zehn Jahren zurückgegangen, sodass die aktuelle Sterblichkeit zu hoch ist, um den Maximalertrag zu realisieren. Aus Anglersicht hat der Bestand ohne Zweifel eine Größenüberfischung erfahren, die insbesondere die Fangqualität der Angler:innen reduziert und zu einem Rückgang der begehrten Großhechte beiträgt (Abbildung 5.36, Ahrens et al. 2020, van Gemert et al. 2022).

Mangels solider Monitoringdaten sind die Unsicherheiten in den verwendeten bestandskundlichen Modellen hoch. Allerdings haben alle Verfahren identische, sich ergänzende Ableitungen erlaubt, die zusammengenommen ein recht robustes Bild ergeben. Danach ist die aktuelle Fischerei und Angelfischerei

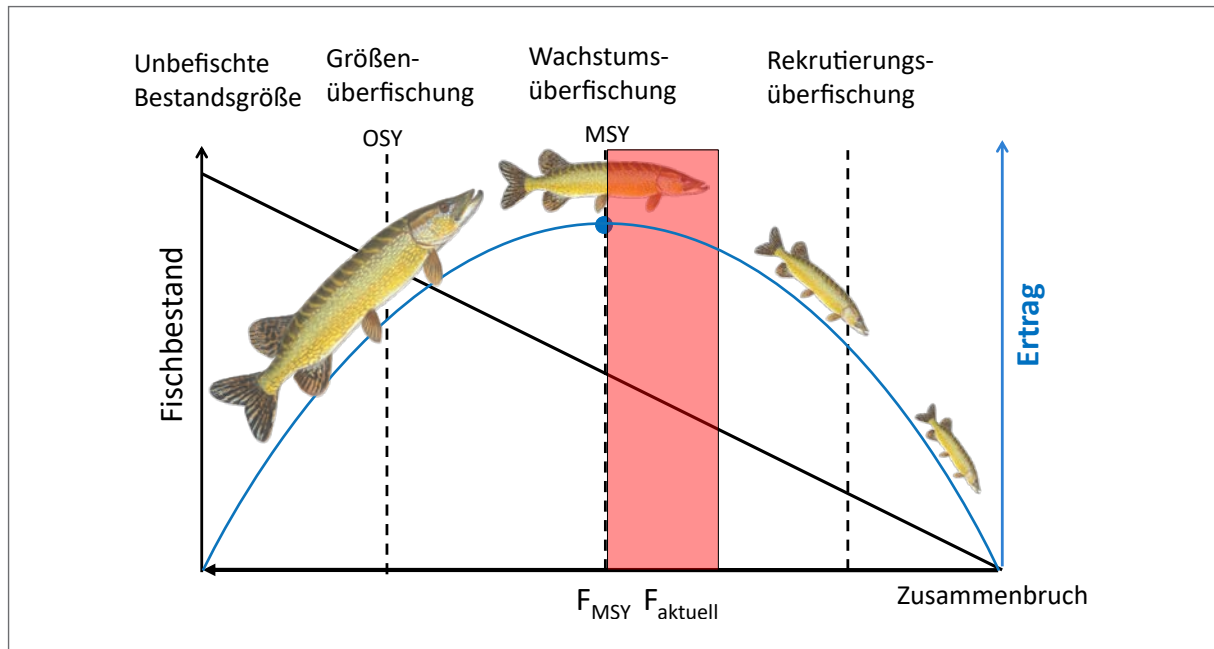


Abbildung 5.49: Zustands des Boddenhechtbestands im Jahre 2022 (roter Bereich).

fischereibiologisch (nach dem Konzept des MSY) und sozial (nach dem Konzept des OSY) nicht nachhaltig. Für die Bewirtschaftung kann daher eine Reduktion der Fischereierstblichkeit (Angler:innen und Fischer:innen zusammengenommen) empfohlen werden. Etwaige kompensatorische Sterblichkeiten über natürliche Prädatoren wie Robben sind mitzudenken (Bergström et al. 2022), das heißt, ein Effekt auf den Bestand kann nur eintreten, wenn in der Fischerei und Angelfischerei geschonte Hechte nicht anderen Räubern zum Opfer fallen. Genauso problematisch wäre die Begrenzung nur eines Fischereisektors, wenn die so geschonten Fische durch den anderen Sektor weggefischt würden.

## 5.5 Fischereiliche Sterblichkeit abgeschätzt aus Fang-Markierung-Wiederfang-Daten

Johannes Radinger & Robert Arlinghaus

### Kontext

Bei der Beurteilung der Fischpopulationsdynamik mit Hinblick auf das fischereiliche Management ist

eine Abschätzung der Sterblichkeit (Mortalität) ein wesentlicher Bestandteil (Ricker 1975, Allen & Hightower 2010). Dabei muss in fischereilich genutzten Beständen zwischen der fischereilichen Sterblichkeit (z. B. durch Angler:innen, Berufsfischer:innen) und natürlicher Sterblichkeit unterschieden werden. In der Regel sind natürliche Sterblichkeitsraten während des Larven- und Jungfischstadiums sehr hoch und die Überlebensrate im Juvenilstadium dichteabhängig (Ricker 1954, Beverton & Holt 1957, Ricker 1975, Walters & Martell 2004, Lorenzen & Camp 2019): Wenn es sehr viele Larven und Jungfische gibt, steigt deren Sterblichkeit. Wenn es nur wenig Konkurrenz gibt, aber ausreichend Nahrung und Versteckmöglichkeiten, sinkt die natürliche Sterblichkeit (Lorenzen 2005, Arlinghaus 2021). Fischereiliche Sterblichkeitsraten hingegen beziehen sich vorwiegend auf die Entnahme von rekrutierten, adulten Fischen aus dem fangbaren Bestand. Bei den meisten Fischen, so auch bei Hechten, wirkt die fischereiliche Sterblichkeit der Adulten additiv (zusätzlich oder „oben drauf“) zur natürlichen Sterblichkeit (Allen et al. 1998). Folglich sterben bei einer Befischung von rekrutierten Fischen insgesamt mehr Fische des Bestandes und die Durchschnittslänge im Bestand

sinkt (Beverton & Holt 1957, Ahrens et al. 2020). Die fischereiliche Sterblichkeit ist definiert als Entnahme in Bezug auf die Bestandsgröße, nicht etwa als absolute Entnahmehöhe. Diesbezügliche Schätzungen sind notwendig, um zu verstehen, wie sich fischereilicher Druck auf die Fischhäufigkeit und den Ertrag (Anzahl der gefangenen Fische) auswirkt. Die

fischereiliche Sterblichkeit kann auch als Referenzpunkt angesehen werden. Zhou et al. (2012) zeigten in einer Metastudie über viele Bestände, dass eine nachhaltige Fischerei nur 87 % der natürlichen Sterblichkeit umfassen sollte. Kennt man also die Fischereiersterblichkeit, kann man einschätzen, ob der Bestand biologisch gesehen nachhaltig oder nicht

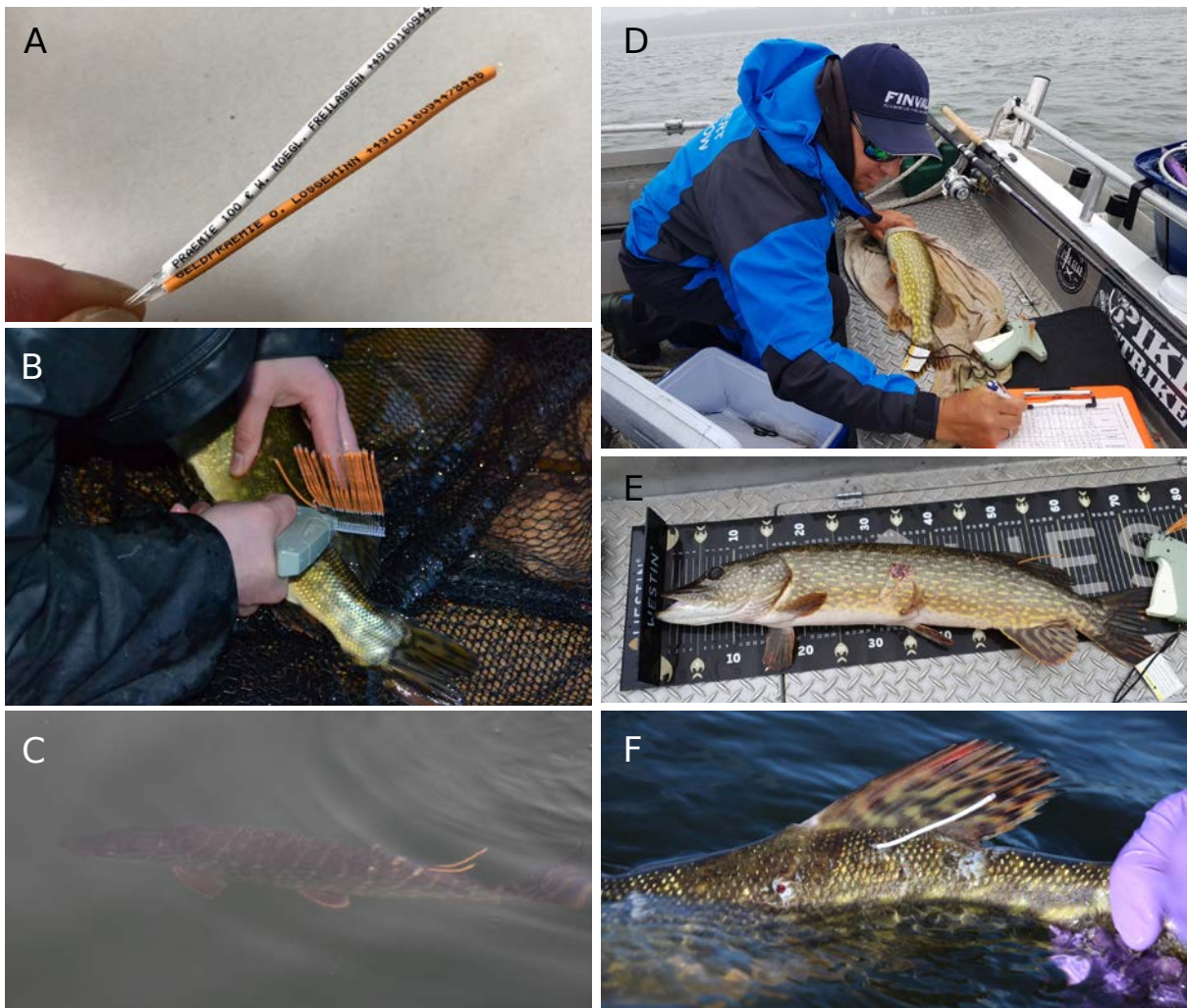


Abbildung 5.50: Hechte wurden mit externen Standardmarken (orange) und Hohe-Belohnungs-Marken (weiß) markiert (A, B, D und E) und freigelassen (C und F). Fischer:innen und Angler:innen konnten Wiederfänge der markierten Hechte und den jeweiligen Fangort melden.

© DOMIQUE NIESSNER (A-C, F) UND ROBERT ARLINGHAUS (D, E).



Abbildung 5.51: Hechte mit externen Markierungen die von Fischer:innen und Angler:innen wiedergefangen werden konnten. Rückmelderaten hängen von der Art und Haltbarkeit der Markierung, der Erkennbarkeit der Markierung (z. B. wenn sie mit der Zeit veralgen, C) und dem Willen, den Fisch zu melden, ab.

© ROBERT ARLINGHAUS (A, B, D-F) UND BODDENHECHT (C).

nachhaltig befischt wird (Arlinghaus et al. 2018). Die fischereiliche Sterblichkeit kann u. a. über Fangbeschränkungen, Schonzeiten oder Schutzgebiete kontrolliert werden (Kapitel 6).

Markierungs-, Aussetz- und Wiederfangstudien (engl. mark, release and recapture) sind eine geeignete Methode, um die fischereiliche Sterblichkeit direkt zu schätzen (Burnham et al. 1987, Pine et al. 2003, Walters & Martell 2004, Allen & Hightower 2010). Solche Methoden fanden zuvor Anwendung an Hechtbe-

ständen (Pierce et al. 1995, Dahiya et al. 2000, Arlinghaus et al. 2018). In Markierung-Wiederfang-Studien werden Fische gefangen, mit externen, individuellen Markierungen versehen und anschließend potenziell von Angler:innen oder Fischer:innen wiedergefangen oder auch im Rahmen von wissenschaftlichen Beprobungen. Durch einen Vergleich der Wiederfänge mit der ursprünglichen Anzahl der markierten Individuen können Rückschlüsse auf die fischereiliche Entnahme (jährliche Entnahmerate u. engl. exploitation rate,

in % pro Jahr oder auch der exponentielle Sterblichkeitskoeffizient für die Fischerei,  $F$ , in der Einheit pro Jahr) gezogen werden (Ricker 1975, Allen & Hightower 2010). Ob ein Fisch tatsächlich wiedergefangen wird, hängt neben der Wiederfangwahrscheinlichkeit auch davon ab, ob er bis dahin überhaupt überlebt hat (Überlebenswahrscheinlichkeit). Die natürliche Sterblichkeit und die fischereiliche Sterblichkeit werden in der Regel als additiv angenommen, d. h. die Fischersterblichkeit kann auf die natürliche Sterblichkeit aufaddiert werden (Ricker 1975). Diese Annahme ist für adulte Hechte unstrittig (Allen et al. 1998).

Um die Fischersterblichkeit abzuschätzen, muss ein wiedergefangener Fisch aus der Angel- bzw. Berufsfischerei gemeldet werden, sodass er in der Analyse berücksichtigt werden kann. Dies wird durch sogenannte Rückmelderaten (engl. reporting rates) beschrieben, die den Anteil der wiedergefangenen und dann auch tatsächlich gemeldeten Fische angeben. Nicht alle Angler:innen und Fischer:innen melden rückgefangene Fische, auch können Marken übersehen werden, z. B. wenn sie mit der Zeit veralgeln (Abbildung 5.51). Rückmelderaten hängen von der Art und Haltbarkeit der Markierung, der Erkennbarkeit der Markierung und dem Willen, den Fisch zu melden, ab. Rückmelderaten sind zentrale Variablen in Fang-Markierung-Wiederfang-Studien und müssen entweder mit einer Begleitstudie geschätzt oder aus der Literatur angenommen werden. Die direkte Schätzung erfolgt bei Markierung-Wiederfang-Studien durch die Verwendung von sogenannten Hohe-Belohnungs-Marken (engl. high-reward tags). Das sind spezielle Markierungen, die sich von normalen Markierungen dadurch unterscheiden, dass sie einen höheren Anreiz (z. B. in Form einer Geldprämie) für Angler:innen oder Fischer:innen bieten, den markierten Fisch nach dem Fang dem Forschungsteam zu melden (Pollock et al. 2001). Der Anreiz muss so hoch sein, dass davon auszugehen ist, dass Fischer:innen und Angler:innen mit 100%iger Wahrscheinlichkeit den Fisch auch wirklich melden, z. B. eine Belohnung von 100 Euro oder mehr. Da jedoch eine 100%ige Rückmelderate von markierten Fischen auch mit einer Hohe-Beloh-

nungs-Marke nicht garantiert werden kann (z. B. weil Marken übersehen werden), müssen in den Analysen Unsicherheiten berücksichtigt werden. Conroy & Williams (1981) zeigten, dass bei einer tatsächlichen Rückmelderate der Hohe-Belohnungs-Marken von nur 80 %, der Fehler bei der Schätzung der Rückmelderaten von (in der Regel zahlreicher ausgesetzten) Standardmarkierungen ohne Belohnung bei bereits 25 % liegt. Frühere marine Studien berechneten Rückmelderaten z. B. für markierte Snooks (*Centropomus undecimalis*) in den USA durch Angler:innen von 60–70 % (Taylor et al. 2006) und für Rote Trommler (*Sciaenops ocellatus*) durch die Angelfischerei von 77 % und durch die Berufsfischerei von 44% (Bacheler et al. 2009). Damit eine Markierungsstudie funktioniert, müssen Fischer:innen und Angler:innen großflächig darüber informiert werden. Genau das haben wir im BODDENHECHT-Projekt im Rahmen einer Öffentlichkeitskampagne getan. Außerdem wurden zwei Arten von Marken eingesetzt (Abbildung 5.50) – eine Standardmarkierung (mit Ausschreibung eines Logos) und eine Hohe-Belohnungs-Marke mit einer Rückmeldungsprämie von 100 €.

Im Vergleich zu anderen Markierungsmethoden bieten externe Markierungen wie die bei BODDENHECHT verwendeten Floy-Tags bestimmte Vorteile, wie beispielsweise eine rasche Handhabung (Hühn et al. 2014a, Jepsen et al. 2015) und somit die Möglichkeit, eine große Anzahl an Fischen mit relativ geringem finanziellen Aufwand zu markieren. Jedoch können im Laufe eines solchen Experiments Markierungen vom Fisch abfallen, d. h. für die Meldung durch Fischer:innen und Angler:innen „verloren“ gehen. Dieser sogenannte Markierungsverlust (engl. tag loss) kann z. B. auf eine unzureichende Befestigung der Markierung oder das Abreißen oder Auswachsen einer Markierung zurückzuführen sein. Doppel-Markierungsversuche (Hyun et al. 2012) oder Experimente in ablassbaren Teichen (Hühn et al. 2014a) erlauben Schätzungen von Markierungsverlusten. Grundsätzlich sind die Floy-Tag-Verluste bei Hechten im Vergleich zu anderen Methoden geringer (Pierce & Tomcko 1993, Hühn et al.

2014a). So konnten Hühn et al. (2014a) für Hechte Floy-Tag-Verlustraten von 5,7 % (nach 195 Tagen) und 20 % (nach 520 Tagen) beobachten. Ähnliche Verlustraten wurden auch von Gurtin et al. (1999) bei Hechten (8 % im ersten Jahr der Markierung, 13 % nach dem ersten Winter) und von Rude et al. (2011) bei Muskies (Muskellunge, *Esox masquinongy*, 6,5 % nach einem Jahr) beobachtet. Markierungsverluste führen dazu, dass über die Zeit die Anzahl der markierten Fische überschätzt wird, was großen Einfluss auf die Schätzung der Sterblichkeit in der Auswertung von Fang-Markierung-Wiederfang-Daten haben kann. Um den Einfluss von Markierungsverlusten zu minimieren, muss nicht nur das Markierungsprozedere möglichst sorgfältig durchgeführt werden, sondern es sind auch potenzielle Verlustraten in der Datenauswertung über einen Koeffizienten zu berücksichtigen (Allen & Hightower 2010).

Hinzu kommen mögliche Verluste von Fischen einerseits durch Sterblichkeit als Folge der Markierung und andererseits, bei länger angelegten, mehrjährigen Markierungsstudien, durch natürliche Sterblichkeit. So kann das Handling und Anbringen von externen Markierungen zu Verletzungen der Hechte und somit zu einer reduzierten Überlebensrate führen (Pierce & Tomcko 1993, Hühn et al. 2014a), aber je nach Art der Markierung auch die Kondition und das Wachstum beeinflussen (Koshinsky 1972, Hühn et al. 2014a). Frühere Studien zeigten, dass die Sterblichkeit vor allem kurz nach einer externen Markierung bei Hechten erhöht ist (Hühn et al. 2014a). In einem Teichexperiment (Hühn et al. 2014a) lag die Markierungssterblichkeit bei kleinen Hechten im Bereich von 8–12 % pro Jahr. Geringere Sterblichkeiten von unter 2,5 % in Folge von Handling und Markierung wurden in einer nordamerikanischen Markierungsstudie zu Hechten festgestellt (Pierce & Tomcko 1993). In mehrjährigen Markierungsstudien reduziert auch natürliche Sterblichkeit (Krankheit, Fraßdruck durch natürliche Räuber wie Kormorane) die Anzahl der markierten Hechte, die somit nicht für einen Wiederfang verfügbar sind. Daher sollte in mehrjährigen Studien über die Annahme einer natür-

lichen Sterblichkeit die Anzahl der für einen Wiederfang verfügbaren Markierungen korrigiert werden.

Die finale Abschätzung der fischereilichen Sterblichkeit in Fang-Markierung-Wiederfang-Studien beruht also auf verschiedenen Annahmen, die in die Berechnung einfließen müssen, insbesondere die bereits genannte Verlustrate von Markierungen, die potenzielle Markierungssterblichkeit, bei mehrjährigen Fang-Markierung-Wiederfang-Studien die natürliche Sterblichkeit sowie die Rückmelderate von Marken. Weiterhin ist grundsätzlich anzunehmen, dass die Ein- oder Auswanderungen markierter oder unmarkierter Hechte ins Untersuchungsgebiet vernachlässigbar sind, dass während der Studie eine Rekrutierung (Hereinwachsen) von Hechten in den fangbaren Bestand nicht relevant ist sowie dass die natürliche Sterblichkeit und die Fangbarkeit zwischen markierten und unmarkierten Hechten gleich ist.

Das Ziel der vorliegenden Studie besteht darin, die fischereiliche und angelfischereiliche Sterblichkeit, berechnet als Entnahmerate  $u$  in % pro Zeiteinheit (Jahr) und als Sterblichkeitskoeffizient  $F$  (engl. instantaneous mortality, in der Einheit pro Jahr) (Allen & Hightower 2010), des Boddenhechtes anhand von Fang-Markierung-Wiederfang-Daten im Zeitraum von 2020 bis 2022 zu bestimmen. Dabei soll die Gesamtsterblichkeit sowie die Sterblichkeit getrennt für die Nutzungsgruppen der Angler:innen und der Berufsfischer:innen untersucht werden. Zudem sollen die Daten getrennt nach einzelnen Boddenregionen und Untersuchungsjahren ausgewertet werden. Der Studie liegt die Hypothese zugrunde, dass sich die Anteile der unterschiedlichen Nutzungsgruppen an der Gesamtsterblichkeit je nach Boddenregion unterscheiden. In angelfischereilich begehrten Boddenregionen wie zum Beispiel dem Darß-Zingster Bodden ist der Anteil der angelfischereilichen Sterblichkeit vermutlich höher als in Gewässern mit hoher berufsfischereilicher Relevanz wie den West-Rügenschon Bodden. Darüber hinaus wird angenommen, dass durch die Berücksichtigung von Unsicherheiten bei den Modelleingangsparametern, wie beispielsweise den Rückmelderaten, der Markierungssterblichkeit

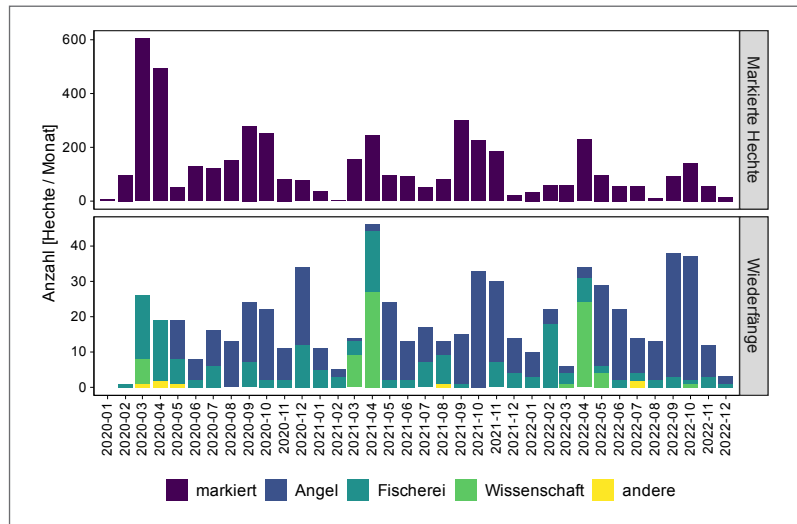


## Angel- und berufsfischereiliche Nutzung des Hechtbestands in den Bodden

Tabelle 5.13: Gesamtanzahl der Hechte, die in einem jeweiligen Monat in einer jeweiligen Boddenregion markiert wurden. Werte in Klammern zeigen die Anzahl der Hechte, die davon jeweils mit einer Hohe-Belohnungs-Marke versehen wurden.

Zeitraum	Darß-Zingster Bodden	Greifswalder Bodden	Nordrügener Bodden	Westrügener Bodden	Peenestrom/ Achterwasser	Gesamt
<b>2020</b>						
Jan	6 (0)	-	-	-	-	6 (0)
Feb	18 (16)	13 (12)	12 (8)	16 (16)	38 (25)	97 (77)
Mär	38 (29)	32 (13)	119 (26)	353 (123)	62 (38)	604 (229)
Apr	-	-	-	494 (0)	-	494 (0)
Mai	1 (0)	-	-	47 (1)	3 (0)	51 (1)
Jun	38 (0)	-	20 (0)	65 (0)	6 (0)	129 (0)
Jul	41 (0)	-	39 (0)	37 (0)	5 (0)	122 (0)
Aug	68 (0)	-	38 (0)	45 (0)	1 (0)	152 (0)
Sep	56 (0)	7 (0)	84 (0)	120 (0)	12 (0)	279 (0)
Okt	92 (0)	-	92 (0)	49 (0)	19 (0)	252 (0)
Nov	22 (7)	26 (6)	22 (0)	1 (0)	11 (0)	82 (13)
Dez	19 (0)	1 (0)	14 (0)	16 (4)	27 (0)	77 (4)
<b>Gesamt 2020</b>	<b>399 (52)</b>	<b>79 (31)</b>	<b>440 (34)</b>	<b>1243 (144)</b>	<b>184 (63)</b>	<b>2345 (324)</b>
<b>2021</b>						
Jan	20 (0)	13 (0)	-	1 (0)	2 (0)	36 (0)
Feb	1 (0)	-	-	-	-	1 (0)
Mär	63 (20)	21 (0)	7 (0)	62 (13)	3 (0)	156 (33)
Apr	71 (1)	1 (0)	-	149 (23)	22 (0)	243 (24)
Mai	9 (0)	-	16 (0)	53 (0)	18 (0)	96 (0)
Jun	69 (0)	-	1 (0)	21 (0)	-	91 (0)
Jul	17 (0)	-	-	34 (0)	-	51 (0)
Aug	30 (0)	-	12 (0)	39 (0)	-	81 (0)
Sep	69 (0)	-	78 (0)	152 (0)	-	299 (0)
Okt	63 (0)	2 (0)	18 (0)	139 (0)	4 (0)	226 (0)
Nov	72 (0)	21 (0)	13 (0)	63 (0)	16 (0)	185 (0)
Dez	18 (0)	-	-	-	3 (0)	21 (0)
<b>Gesamt 2021</b>	<b>502 (21)</b>	<b>58 (0)</b>	<b>145 (0)</b>	<b>713 (36)</b>	<b>68 (0)</b>	<b>1486 (57)</b>
<b>2022</b>						
Jan	30 (0)	-	-	-	4 (0)	34 (0)
Feb	24 (0)	35 (8)	-	-	-	59 (8)
Mär	42 (0)	-	-	18 (0)	-	60 (0)
Apr	48 (0)	41 (0)	-	90 (0)	-	179 (0)
Mai	92 (0)	-	-	5 (0)	-	97 (0)
Jun	38 (0)	10 (0)	-	8 (0)	-	56 (0)
Jul	21 (0)	11 (0)	-	21 (0)	-	53 (0)
Aug	11 (0)	-	-	-	-	11 (0)
Sep	64 (0)	17 (0)	2 (0)	9 (0)	-	92 (0)
Okt	74 (0)	22 (0)	6 (0)	40 (0)	-	142 (0)
Nov	52 (0)	2 (0)	-	2 (0)	-	56 (0)
Dez	7 (0)	3 (0)	-	5 (0)	-	15 (0)
<b>Gesamt 2022</b>	<b>503 (0)</b>	<b>141 (8)</b>	<b>8 (0)</b>	<b>198 (0)</b>	<b>4 (0)</b>	<b>854 (8)</b>
<b>Gesamt</b>	<b>1404 (73)</b>	<b>278 (39)</b>	<b>593 (34)</b>	<b>2154 (180)</b>	<b>256 (63)</b>	<b>4685 (389)</b>

Abbildung 5.52: Monatliche Anzahl an Hechten, die im gesamten Untersuchungsgebiet markiert wurden (oben), sowie monatliche Wiederfänge je nach Nutzungsgruppe. Wissenschaftliche Wiederfänge umfassen z. B. elektrofischereiliche Wiederfänge, wissenschaftliche Stellnetzfänge und Angelfänge in der Schonzeit. Andere Wiederfänge beziehen sich auf gemeldete Totfunde, die keiner Nutzungsgruppe zuzuordnen sind.



und den Markierungsverlusten, zuverlässigere Aussagen über die Unterschiede in der fischereilichen Sterblichkeit zwischen den Nutzungsgruppen, Boddenregionen und Vergleichszeiträumen getroffen werden können.

## Methoden

### Hechtmarkierungen und Rückmeldungen

Im Rahmen des Projektes BODDENHECHT wurden durch das Forschungsteam, kooperierende und speziell in der Markierung ausgebildete Angelguides sowie einen beauftragten Fischer von Januar 2020 bis Ende 2022 insgesamt 4685 Hechte extern mit nummerierten Floy-Tags markiert (Tabelle 5.13). Im Durchschnitt wurden pro Monat 130 Hechte (Standardabweichung:  $\pm 130$ ) markiert (Abbildung 5.52). Etwa 8 % ( $n = 389$ ) der markierten Hechte wurden mit einer Hohe-Belohnungs-Marke versehen, die sich farblich (weiß) von den Standardmarkierungen (orange) unterschied (Tabelle 5.13, Abbildung 5.50). Die Anzahl der markierten Hechte variierte je nach Boddenregion und reichte von 2154 Hechten (davon 180 mit einer Hohe-Belohnungs-Marke) in Westrügen bis zu 256 Hechten (davon 63 mit einer Hohe-Belohnungs-Marke) in der südlichen Untersuchungsregion Peenestrom, Achterwasser und Peene (Tabelle 5.13).

Fischer:innen und Angler:innen konnten Wiederfänge der markierten Hechte und den jeweiligen Fangort über die Projektwebsite ([\[forschung.de\]\(http://forschung.de\)\) oder eine auf dem Tag abgedruckte Projekttelefonnummer melden. Mehrfach kam es vor, dass die Fänger:innen nur die ebenfalls aufgedruckte Telefonnummer, aber nicht die ID des gefangenen Fisches meldeten, was einer Nichtmeldung gleichkommt. Die Erstmeldung eines Hechtes mit einer Hohe-Belohnungs-Marke wurde mit 100 € belohnt. Darüber hinaus wurden auch Hechte, die im Rahmen der wissenschaftlichen Beprobungen außerhalb der Schonzeit mit der Angel wiedergefangen wurden, in die Analysen als normale Anglerfänge einbezogen. Von der fischereilichen Sterblichkeit getrennt betrachtet wurden hingegen wissenschaftliche Wiederfänge, die ausschließlich durch das Projekt bedingt waren \(z. B. Elektrofischereiwiederfänge, wissenschaftliche Stellnetzbefischungen, Angelfänge in der Schonzeit\). Darüber hinaus wurden markierte Hechte aus der Barthe und der Peene \( \$n = 110\$  markierte Hechte,  \$n = 8\$  Wiederfänge\) von der weiteren Auswertung der fischereilichen Sterblichkeit ausgeschlossen, da diese räumlich getrennte Teilpopulationen der Hechte darstellen und insbesondere für die Analyse von Migrationsbewegungen markiert wurden \(Kapitel 3\).](http://www.boddenhecht-</a></p>
</div>
<div data-bbox=)

### Berechnung der fischereilichen Sterblichkeit aus Fang-Markierung-Wiederfang-Daten

Basierend auf den Fang-Markierung-Wiederfang-Daten wurde die fischereiliche Sterblichkeit als fischereiliche Entnahmerate ( $u$ , % entnommene Hechte pro Zeiteinheit) berechnet und für eine bessere Vergleich-

barkeit mit anderen Buchkapiteln auch in den Sterblichkeitskoeffizienten  $F$  pro Zeiteinheit übergeführt:

$$F = -\log_e(1 - u)$$

bzw. umgekehrt:

$$u = 1 - e^{-F}$$

Die Entnahmerate ( $u$ ) wurde dabei sowohl für das gesamte Projektgebiet als auch getrennt für Boddenregionen und separat nach Nutzungsgruppen berechnet. Es wurden jeweils zwei Szenarien berücksichtigt: In Szenario (A) wurden alle fischereilichen Kontakte, d. h. Fänge unabhängig davon, ob ein Fisch wieder zurückgesetzt wurde, als potenzielle Entnahmen gewertet. Denn die Bewerbung des Projekts hat zu einem unnatürlichen Zurücksetzverhalten geführt, da insbesondere Angler:innen aufgefordert wurden, markierte Hechte zurückzusetzen, damit sie weiter wichtige Daten liefern. In Szenario (B) wurden zurückgesetzte Hechte nicht in die Entnahmerate eingerechnet, jedoch eine verzögerte Haksterblichkeit berücksichtigt. Die Entnahmerate ( $u$ ) wurde wie folgt berechnet:

$$u = (C \times \lambda_{\text{korr}}) / T_{\text{korr}}$$

mit  $C$  = Anzahl der rückgemeldeten Wiederfänge pro Nutzungsgruppe;  $\lambda_{\text{korr}}$  = korrigierte Rückmelderate je Nutzungsgruppe;  $T_{\text{korr}}$  = Anzahl an markierten Fischen korrigiert für potenzielle Ausfälle durch Markierungsverluste (tag loss,  $TI$ ); Markierungssterblichkeit ( $Tm$ ); natürliche Sterblichkeit ( $Nm$ ) und ggf. Haksterblichkeit ( $Hm$ , in Szenario B):

$$T_{\text{korr}} = T \times (1 - TI) \times (1 - Tm) \times (1 - Nm) \times (1 - Hm)$$

mit  $T$  = Gesamtanzahl von markierten Fischen,  $TI$  = Wahrscheinlichkeit eines Markierungsverlustes;  $Tm$  = Markierungssterblichkeit;  $Nm$  = natürliche Sterblichkeit berechnet aus dem natürlichen Sterblichkeitskoeffizienten  $M$  und  $Hm$  = Haksterblichkeit in Szenario B.

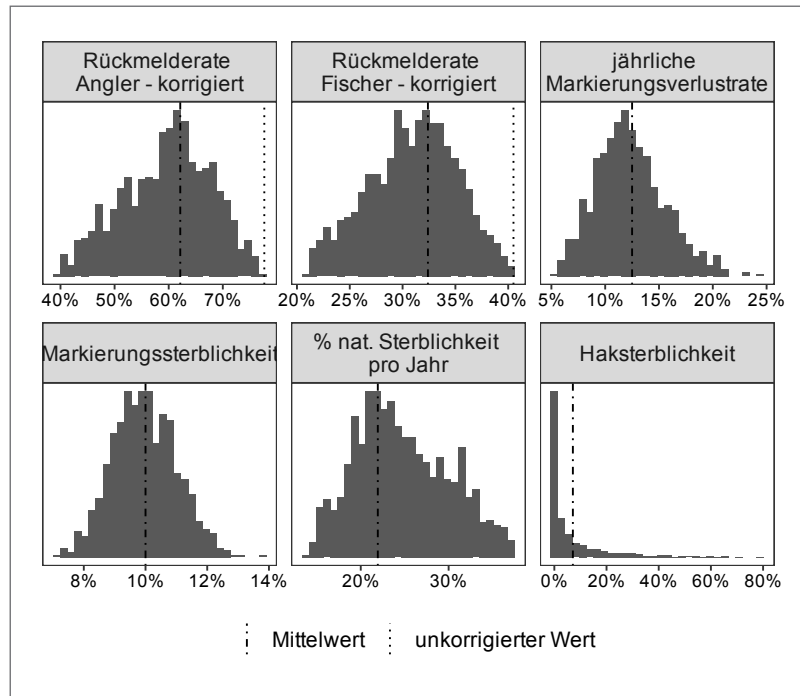
Für die Korrektur der Anzahl an markierten und für einen Fang verfügbaren Fische ( $T_{\text{korr}}$ ) wurden Annahmen zur Markierungssterblichkeit, zum Markierungsverlust und zur potenziellen Haksterblichkeit aus der Literatur herangezogen. Bezüglich der durchschnittlichen jährlichen Verlustrate von Markierungen wurde ein Wert von 12,5 % angenommen (Hühn et al. 2014a). Die Wahrscheinlichkeit eines Markierungsverlustes wurde für jeden einzelnen Fisch separat und unter Berücksichtigung der tatsächlichen Zeitspanne seit der Markierung tagesgenau ermittelt. Die Markierungssterblichkeit wurde in den Berechnungen mit 10 % (Hühn et al. 2014a) und die Haksterblichkeit mit 7,1 % (Hühn & Arlinghaus 2011) angesetzt. Der natürliche Sterblichkeitskoeffizient  $M$  wurde einerseits aus Wachstumsraten der Boddenhechte rückberechnet (Then et al. 2015, Fitzgerald et al. 2023) und andererseits über ein Biomasse-basiertes Modell aus den Bestandsabschätzungen hergeleitet (Kapitel 6). Als mittlerer natürlicher Sterblichkeitskoeffizient für die Größenklasse der markierten Hechte (Mittelwert = 75,4 cm, 95 % der markierten Boddenhechte waren zwischen 47,5 und 105 cm lang) wurde  $M = 0,25$  pro Jahr angesetzt (Kapitel 6). Die prozentuale Wahrscheinlichkeit der natürlichen Sterblichkeit wurde für jeden einzelnen Fisch separat und unter Berücksichtigung der tatsächlichen Zeitspanne seit der Markierung tagesgenau aus dem jährlichen natürlichen Sterblichkeitskoeffizienten  $M$  berechnet.

Die Rückmelderate wurde über die Anzahl der ausgebrachten und rückgemeldeten unterschiedlichen Markierungen (orange Standardmarken vs. weiße Hohe-Belohnungs-Marken) wie folgt berechnet:

$$\Lambda = (C_s / T_s) / (C_h / T_h)$$

mit  $C_s$  = Anzahl der Fische mit Standardmarkierungen, die rückgemeldet wurden;  $T_s$  = Gesamtanzahl der Fische mit Standardmarkierungen;  $C_h$  = Anzahl der Fische mit einer Hohe-Belohnungs-Marke, die rückgemeldet wurden;  $T_h$  = Gesamtanzahl der Fische mit einer Hohe-Belohnungs-Marke. Rückmelderaten wurden getrennt für Angel- und Berufsfischerei und

Abbildung 5.53: Für die Berechnung der fischereilichen Entnahmerate angenommene Parameterwerte für die Rückmelderaten, die jährliche Markierungsverlustrate, die Markierungssterblichkeit, die natürliche Sterblichkeit und die Haksterblichkeit sowie assoziierte Unsicherheiten. Dargestellt sind 1000 Realisationen einer Simulation der Parameterwerte für die jeweils zugrunde liegende Wahrscheinlichkeitsverteilung. Die Strichpunktlinie zeigt den jeweiligen Parametermittelwert; die gepunktete Linie zeigt unkorrigierte Rückmelderaten unter Annahme von 100 % Rückmeldungen der weißen Hohe-Belohnungs-Marken.



über das gesamte Projektgebiet und den gesamten Projektzeitraum 2020–2022 berechnet. Obwohl ein finanzieller Anreiz gegeben war, um Hechte mit einer Hohe-Belohnungs-Marke zu melden, kann nicht davon ausgegangen werden, dass die Rückmelderate dieser Fische bei 100 % liegt, z. B. weil einige Angler:innen und Fischer:innen prinzipiell keine Fische melden oder aber weil die Marken übersehen wurden. Daher wurde die Rückmelderate für weitere Berechnungen um einen variablen Faktor ( $h_{\text{korr}}$  = die angenommene Rückmelderate der mit einer Hohe-Belohnungs-Marke versehenen Hechte) wie folgt korrigiert, um die Unsicherheit in der Schätzung zu berücksichtigen:

$$\lambda_{\text{korr}} = \lambda \times h_{\text{korr}}$$

Die Berechnung der fischereilichen Entnahmerate beruht auf verschiedenen Annahmen, die wesentliche Unsicherheitsquellen darstellen. Dazu gehören, wie bereits erwähnt, Unsicherheiten in Bezug auf Rückmelderaten, Markierungsverluste, Markierungssterblichkeit, natürliche Sterblichkeit sowie potenzielle Haksterblichkeit. Um diese Unsicherheiten bei der Berechnung der fischereilichen Entnahmeraten zu berücksichtigen, wurde ein Bootstrap-Verfahren (Gwinn

2014) angewendet. Hierbei wurden wiederholte Modellberechnungen durchgeführt, die für jeden Modelllauf einen Wert für einen Eingangsparameter aus einer beschreibenden Wahrscheinlichkeitsverteilung ermittelten (Abbildung 5.53). Die jährliche Verlustrate von Markierungen wurde anhand einer mittleren Verlustrate von 12,5 % und eines 95%-Konfidenzintervalls von 11,7 % (Hühn et al. 2014a) berechnet. Die Markierungssterblichkeit wurde mit einem Mittelwert von 10 % und einem 95%-Konfidenzintervall von ca. 5 % abgeschätzt. Der Korrekturfaktor  $h_{\text{korr}}$  für die Rückmelderate wurde mit einer Dreiecks-Wahrscheinlichkeitsverteilung beschrieben, die einen Modalwert von 0,8 und einen Wertebereich von 0,5 bis 1 aufweist (d. h. Annahme von 50 bis 100 % Rückmelderate von Hohe-Belohnungs-Marken). Die Haksterblichkeit wurde nach Hühn und Arlinghaus (2011) mit einem hechtspezifischen Mittelwert von 7,1 % und einer Standardabweichung von 13 % (entspricht dem berichteten Standardfehler von 5,3 %) angesetzt. Die natürliche Sterblichkeit wurde mittels einer Dreiecks-Wahrscheinlichkeitsverteilung mit einem Modalwert von  $M = 0,25$  pro Jahr (basierend auf einer Rückberechnung aus Wachstumsraten und einem Biomasse-basierten Modell aus den Bestandsabschätzun-

gen, Rittweg et al. 2023) und einem Wertebereich von  $M = 0,15$  bis  $0,48$  pro Jahr in den Modellberechnungen berücksichtigt.

Im Anschluss an die Berechnungen der Entnahmeraten  $u$  mittels Bootstrap-Verfahren ( $n = 1000$  Wiederholungen) wurden die Ergebnisse der einzelnen Durchläufe gemittelt und das 95%-Konfidenzintervall des Mittelwerts der jeweiligen Entnahmerate  $u$  berechnet. Für eine Vergleichbarkeit wurde die Entnahmerate und das Konfidenzintervall (KI) in den fischereilichen Sterblichkeitskoeffizienten  $F$  umgerechnet (siehe Beginn der Methoden).

#### **Ableitung der natürlichen Sterblichkeit und damit verbundener Referenzpunkte aus Fangkurven**

Eine Fangkurve (engl. catch curve) stellt eine Häufigkeitsverteilung des logarithmierten Fanges nach Altersklassen dar und gibt Einblicke in wichtige statistische Kennzahlen von stationären Fischpopulationen (Chapman & Robsen 1960, Ricker 1975, Ogle 2016). Fangkurven sind in der Fischereiforschung u. a. zum Hecht etablierte Methoden (Pierce et al. 1995, Pierce & Tomcko 2003a,b), um jährliche Überlebensraten jener Altersgruppen abzuschätzen, die über einem gewissen Mindestalter, d. h. über der selektiven Größe der Fanggeräte liegen. Der geometrische Rückgang der Anzahl von Fischen pro Altersgruppe, d. h. der (negative) Steigungswert der Fangkurve, beschreibt eine durchschnittliche jährliche Gesamtsterblichkeit ( $Z$ , engl. instantaneous mortality) über verschiedene Altersklassen und Zeiträume (Chapman & Robsen 1960).

Zur Erstellung separater Fangkurven für jede Boddenregion fanden die Längendaten von insgesamt 4.619 Hechten Verwendung, die zwischen 2020 und 2022 für das Fang-Markierung-Wiederauffang-Experiment gefangen und markiert wurden. In einem ersten Schritt wurde die Gesamtlänge jedes Hechtes mithilfe geschlechtsspezifischer Längen-Alters-Schlüssel in eine jeweilige Altersklasse übersetzt. Ein Längen-Alters-Schlüssel ist eine Referenztabelle, die die Beziehung zwischen der Körperlänge eines Fisches und seinem Alter beschreibt, das heißt, wel-

che Körperlängen typischerweise mit den Altersklassen assoziiert sind (Isermann & Knight 2005, Isely & Grabowski 2007). Die geschlechtsspezifischen Längen-Alters-Schlüssel wurden für eine Stichprobe von insgesamt 893 Boddenhechten ( $n = 388$  Männchen,  $n = 505$  Weibchen) erstellt (Funktion `alkIndivAge()` aus dem R-Paket `fishR`, Ogle 2016), die zwischen 2019 und 2022 beprobt und für die anhand von Schuppenlesungen das Alter bestimmt wurde (Kapitel 3). Um das Alter von Fischen basierend auf ihrer Körperlänge zu bestimmen, wurden die Gesamtlängen der Hechte (Längenbereich 14,6–121 cm) in Intervalle von 50 mm unterteilt. Um zu berücksichtigen, dass die Zuteilung zu einem eindeutigen Alter aufgrund des Umstands, dass in einer Altersklasse unterschiedliche Längenklassen vertreten sein können, nicht trennscharf ist (Isermann & Knight 2005), wurden wiederholte Alterszuordnungsläufe ( $n = 999$ ) durchgeführt. Anschließend wurde mittels linearer gemischter Modelle (Regressionsanalysen der Fangkurven) der Steigungswert der Fangkurve basierend auf logarithmierten Fangdaten als Antwortvariable berechnet:

$$\log(C) \sim \text{Alter} + B + J \\ + \text{Alter} \times B + J \times B + (1|\text{Modelllauf})$$

wobei  $C$  für den Fang (Anzahl der Individuen) steht,  $B$  für ein spezifisches Boddengebiet und  $J$  für das Probenahmejahr. Die ID des Modelllaufs wurde als Zufallsvariable im Modell mitberücksichtigt. Das Probenahmejahr, das spezifische Boddengebiet und deren Interaktion wurden einbezogen, um Unterschiede in der absoluten Größe des Gesamtfanges für die jeweiligen Jahre und Gebiete zu berücksichtigen (d. h. jahr- und gebietsspezifische Y-Achsenabschnitte der Fangkurve). Der Interaktionsterm  $\text{Alter} \times \text{Boddengebiet}$  ermöglichte es, unterschiedliche Steigungen der Fangkurven, d. h. unterschiedliche Gesamtsterblichkeiten in den verschiedenen Boddengebieten, zu differenzieren. Für die Berechnung der Fangkurven-Regressionen wurden nur Hechte mit einem Alter von fünf Jahren oder älter berücksichtigt, also Grö-

ßenklassen von Hechten, für die eine Fanganfälligkeit durch die eingesetzten Fanggeräte gegeben ist. Darüber hinaus wurden auch ältere Hechte von 14 Jahren oder mehr von der Analyse ausgeschlossen, da diese Altersklasse das obere Limit in den Längen-Alters-Schlüsseln darstellte und diese Fische in einer getrennten Klasse (14+) zusammengefasst werden mussten. Unter Rückbezug auf die geschätzte natürlichen Sterblichkeit wurde sodann nach Zhou et al. (2012) eine theoretisch maximal nachhaltige Fischereirate bestimmt, die nicht übertroffen werden sollte. Anhang dieses Referenzwertes wurde dann eingeschätzt, wie nachhaltig die Fischerei von Boddenhechten ist (vgl. Arlinghaus et al. 2018).

Die berechneten gebietsspezifischen Gesamtsterblichkeiten  $Z$  wurden in jährliche Gesamtsterblichkeitsraten ( $A$ , % Gesamtsterblichkeit pro Jahr) umgewandelt:  $A = 1 - e^{-Z}$ . Die natürliche Sterblichkeit  $M$  und die fischereiliche Sterblichkeit  $F$  von Fischen summieren sich zur Gesamtsterblichkeit  $Z$  (Allen et al. 1998). Entsprechend kann aus den von Fangkurven abgeleiteten Gesamtsterblichkeiten und den durch die Fang-Markierung-Wiederfang-Daten berechneten fischereilichen Sterblichkeiten (Summe aus angelfischereilicher und berufsfischereilicher Sterblichkeit, Allen & Hightower 2010) die natürliche Sterblichkeit für jedes Boddengebiet abgeschätzt werden:  $M = Z - F$ . Die Werte von  $M$  für die fünf Boddengebiete wurden anschließend mittels Korrelationsanalysen in Bezug zu Wassertemperatur, Salinität (mittlerer Wert für das Gesamtjahr sowie 95%-Quantilwerte für die Laichperiode März–April), Sichttiefe, Gesamtphosphor (als Produktivitätsmaß) und einem Index der Kormoran-Prädation gesetzt. Die Umweltparameter wurden aus Daten der LUNG-Umweltüberwachungsstationen für den Zeitraum von 2008 (erster Kohortenjahrgang in der Fangkurvenanalyse) bis 2022 berechnet. Der Kormoranindex wurde als invers Distanz-gewichteter Mittelwert über die gezählten Individuen aus Kormorankolonien in der Boddenlandschaft ermittelt. Die einzelnen Umweltparameter sind im Detail in Kapitel 1 dargestellt. In einer weiterführenden Analyse wurden die Residu-

en der Fangkurven (d. h. kohortenspezifische Abweichungen von der mittleren Gesamtsterblichkeit) mit den Ausprägungen der Umweltparameter in einem jeweiligen Jahr und Gebiet korreliert (Maceina 1997). Für die Analysen wurde der  $p$ -Wert für multiple Tests pro Gebiet korrigiert (FDR-Methode). Eine solche Analyse der Fangkurvenresiduen ermöglicht eine grobe Einschätzung potenzieller Zusammenhänge zwischen Abweichungen von der durchschnittlichen Jahrgangsstärke und Umwelteinflüssen.

## Ergebnisse und Diskussion

### Wiederfänge von Hechten

Von 4685 markierten Hechten wurden bis Ende 2022 in Summe 616 wiedergefangen und gemeldet (die tatsächliche Wiederfanganzahl muss deutlich höher gewesen sein), wobei 46 Hechte mehrmals (bis zu dreimal) wiedergefangen wurden (Gesamtanzahl an gemeldeten und identifizierbaren Wiederfängen = 666). Die Wiederfänge und Meldungen erfolgten dabei im Rahmen unserer wissenschaftlichen Feldarbeit ( $n = 72$  Wiederfänge), durch Angler:innen ( $n = 406$  Wiederfänge) und Fischer:innen ( $n = 181$  Wiederfänge). Wenige Individuen ( $n = 7$ ) wurden als Totfunde, z. B. an der Oberfläche treibend, gemeldet und sind daher keiner Nutzungsgruppe zuzuordnen. Bezogen auf die fünf in dieser Analyse unterschiedenen Boddenregionen waren die Emigrationsraten aus der jeweiligen Region (d. h. Wiederfänge in anderen Regionen) gering und lagen zwischen 0 % (Wiederfänge außerhalb der Region Peenestrom/Achterwasser) und 6,5 % (Wiederfänge außerhalb der Region Westrügen). Details zu Hechtwiederfängen innerhalb und außerhalb jeweiliger Markierungsgebiete und Boddenregionen sowie Hechtwanderbewegungen, die aus Fang-Markierungs-Wiederfang-Daten abgeleitet werden können, sind in Kapitel 6 detailliert dargestellt. Die durchschnittliche Anzahl an gemeldeten Wiederfängen lag bei 19 Hechten ( $SD = \pm 11$ ) pro Monat (Abbildung 5.52).

Die Zeitspanne zwischen Markierung und Wiederfang eines Hechtes betrug im Durchschnitt 259 Tage

Tabelle 5.14: Anzahl an Hechten, die in einer jeweiligen Boddenregion von einer der Nutzungsgruppen wiedergefangen wurden. Die Werte in Klammern zeigen die Hechtanzahl, die davon jeweils mit einer Hohe-Belohnungs-Marke versehen war.

Gruppe	Darß-Zingster Bodden	Greifswalder Bodden	Nordrügener Bodden	Westrügener Bodden	Peenestrom/Achterwasser	Gesamt
2020						
Angel	34 (4)	2 (2)	29 (4)	33 (9)	10 (1)	108 (20)
Fischerei	1 (1)	2 (2)	17 (4)	48 (7)	6 (5)	74 (19)
Wissenschaft	-	-	-	7 (3)	-	7 (3)
<b>Gesamt 2020</b>	<b>35 (5)</b>	<b>4 (4)</b>	<b>46 (8)</b>	<b>88 (19)</b>	<b>16 (6)</b>	<b>189 (42)</b>
2021						
Angel	50 (1)	8 (1)	30 (3)	44 (3)	6 (3)	138 (11)
Fischerei	3 (0)	5 (0)	3 (1)	48 (7)	1 (1)	60 (9)
Wissenschaft	9 (1)	-	-	26 (18)	1 (0)	36 (19)
<b>Gesamt 2021</b>	<b>62 (2)</b>	<b>13 (1)</b>	<b>33 (4)</b>	<b>118 (28)</b>	<b>8 (4)</b>	<b>234 (39)</b>
2022						
Angel	79 (4)	16 (0)	16 (3)	45 (2)	4 (1)	160 (10)
Fischerei	1 (0)	7 (1)	10 (2)	29 (1)	-	47 (4)
Wissenschaft	13 (0)	1 (0)	-	15 (1)	-	29 (1)
<b>Gesamt 2022</b>	<b>93 (4)</b>	<b>24 (1)</b>	<b>26 (5)</b>	<b>89 (4)</b>	<b>4 (1)</b>	<b>236 (15)</b>
Gesamt 2020–2022						
Angel	163 (9)	26 (3)	75 (10)	122 (14)	20 (5)	406 (41)
Fischerei	5 (1)	14 (3)	30 (7)	125 (15)	7 (6)	181 (32)
Wissenschaft	22 (1)	1 (0)	-	48 (22)	1 (0)	72 (23)
<b>Gesamt</b>	<b>190 (11)</b>	<b>41 (6)</b>	<b>105 (17)</b>	<b>295 (51)</b>	<b>28 (11)</b>	<b>659 (96)</b>

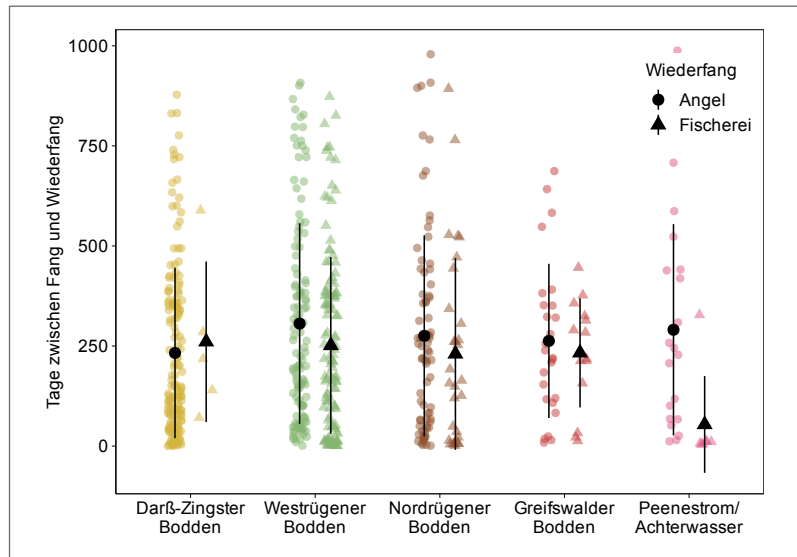
(SD = ±229), wobei in Extremfällen Hechte erst nach mehr als 2,5 Jahren (maximale Zeitspanne = 988 Tage) wiedergefangen und gemeldet wurden (Abbildung 5.54). Die Zeitspanne bis zum Wiederfang unterschied sich dabei statistisch nicht zwischen den einzelnen Boddengebieten ( $p > 0,05$ ), war aber bei den mittels Angel wiedergefangenen Hechten (Mittelwert = 268 Tage, SD = ±235 Tage) größer als bei den Hechten, die durch die Berufsfischerei angelandet wurden (Mittelwert = 239 Tage, SD = ±217 Tage) ( $p < 0,05$ ). Die Zeitspanne bis zum Wiederfang war auch höher, wenn Hechte zum zweiten oder sogar dritten Mal wiedergefangen wurden (jeweils +58 Tage,  $p < 0,05$ ).

#### Rückmelderaten und fischereiliche Entnahmeraten

In die Berechnung der Rückmelderaten gingen in Summe 4222 Hechte mit Standardmarkierung und

353 Fische mit einer Hohe-Belohnungs-Marke ein (ohne Peene und Barthe). Die Rückmelderaten lagen bei Annahme von 100 % Rückmeldungen der Hohe-Belohnungs-Marken in der Gruppe der Berufsfischer:innen bei 40,5 % (32 rückgemeldete Hohe-Belohnungs-Marken, 155 rückgemeldete Standardmarkierungen) und in der Gruppe der Angler:innen bei 77,6 % (38 rückgemeldete Hohe-Belohnungs-Marken, 353 rückgemeldete Standardmarkierungen). Angler:innen melden also deutlich mehr Fänge zurück als Berufsfischer:innen. Unter Annahme einer im Mittel nur 80%igen Rückmelderate der Hohe-Belohnungs-Marken und weiterer Unsicherheiten (Abbildung 3) ergeben sich Rückmelderaten von nur einem Drittel (31 %, 95 %-KI = 23–38 %) für Berufsfischer:innen und rund zwei Dritteln (59 %, 95 %-KI = 43–74 %) für Angler:innen, die in den weiteren Analysen verwendet wurden.

Abbildung 5.54: Zeitspanne zwischen Fang und Wiederfang von markierten Hechten je nach Boddengebiet und Nutzungsgruppe. Schwarz markierte Lageparameter beschreiben den jeweiligen Gruppenmittelwert und die Standardabweichung (schwarze Linie).



Die fischereiliche Gesamtsterblichkeit von Hechten (hier berechnet als Entnahmerate über alle fischereilichen Fänge ohne Berücksichtigung etwaig zurückgesetzter Hechte und ohne Differenzierung nach Nutzungsgruppe, vgl. Szenario A in den Methoden) über das gesamte Untersuchungsgebiet und bei Berücksichtigung sämtlicher Korrekturen (z. B. natürliche Sterblichkeit, Markierungsverluste und -sterblichkeit, 80 % Rückmeldungen der Hohe-Belohnungs-Marken; s. Methoden) lag im Mittel über alle drei Jahre bei 19,7 % pro Jahr (95%-KI = 15,3–25,9 %, Tabelle 5.14). Die Entnahmerate der Angler:innen betrug 10,2 % pro Jahr (KI = 7,9–12,8 %) und die der Berufsfischer:innen 9,5 % pro Jahr (KI = 5,5–15,8 %). Das heißt, bei den Entnahmen von Hechten durch Angler:innen und Fischer:innen handelte es sich um ähnliche Größenordnungen über alle Jahre und Boddengebiete hinweg. Es ist jedoch festzuhalten, dass die anglerische Entnahme in vorliegender Studie wahrscheinlich etwas überschätzt wird, da der Berechnung die Annahme zugrunde liegt, dass einmal gefangene Hechte auch entnommen wurden. Bei sonst gleichen Modellannahmen, jedoch unter Berücksichtigung der angegebenen Zurücksetzungen (Methoden-Szenario B) läge die Entnahmerate durch Angler:innen über alle Jahre und Boddengebiete bei nur 4 % pro Jahr (KI = 2,5–6,9 %).

Eine nach Regionen differenzierte Darstellung zeigte z. T. große Nutzungsgruppen-spezifische Un-

terschiede in der fischereilichen Entnahme je nach Boddengebiet (Tabelle 5.15, Abbildung 5.55). So lagen über alle drei Untersuchungsjahre die angelfischereilichen Entnahmeraten (inkl. sämtlicher Modellkorrekturen) im Darß-Zingster Bodden im Mittel bei ca. 15 % pro Jahr (KI = 9,9–20,7 %), während in der gleichen Region die Entnahmerate der Berufsfischerei bei ca. 1 % pro Jahr (KI = 0–3,4 %) lag (Abbildung 5.55). Ein gegenteiliges Bild ergab sich für die Bodden in West-Rügen mit einer mittleren berufsfischereilichen Entnahme von 13,2 % (KI = 7,1–20,1 %) während die angelfischereiliche Entnahmerate mit 6,7 % (KI = 4,2–9,6 %) darunter lag (Abbildung 5.55). In anderen Boddengebietgruppen waren die Entnahmeraten beider Nutzungsgruppen entweder ähnlich hoch (z. B. Nordrügen) oder es gab aufgrund eines geringen Stichprobenumfangs von markierten bzw. wiedergefangenen Fischen (z. B. im Greifswalder Bodden, Peenestrom/Achterwasser) große Unsicherheiten in der Bewertung der Unterschiede zwischen Angler:innen und Berufsfischer:innen.

Die saisonale Entwicklung der Entnahmeraten getrennt für die beiden Nutzungsgruppen sowie insgesamt ist in Abbildung 5.56 dargestellt. Es zeigte sich, dass die angelfischereiliche Entnahme vorwiegend in den Monaten Mai bis November, mit einem saisonalen Höchstwert im Zweimonatsraum September/Oktober, stattfindet (Abbildung 5.56). Im Gegensatz dazu waren die Wiederfänge von markierten Hechten



Tabelle 5.15: Mittlere fischereiliche Entnahmeraten (u) pro Jahr sowie der daraus berechnete fischereiliche Sterblichkeitskoeffizient (F) pro Jahr. Die Entnahmeraten wurden berechnet als Mittelwert über alle Untersuchungsjahre 2020–2022 (in Klammern das 95%-Konfidenzintervall), jeweils getrennt für einzelne Nutzungsgruppen und Boddengebiete sowie für 80 % bzw. 100 % Rückmeldungen der Hohe-Belohnungs-Marken.

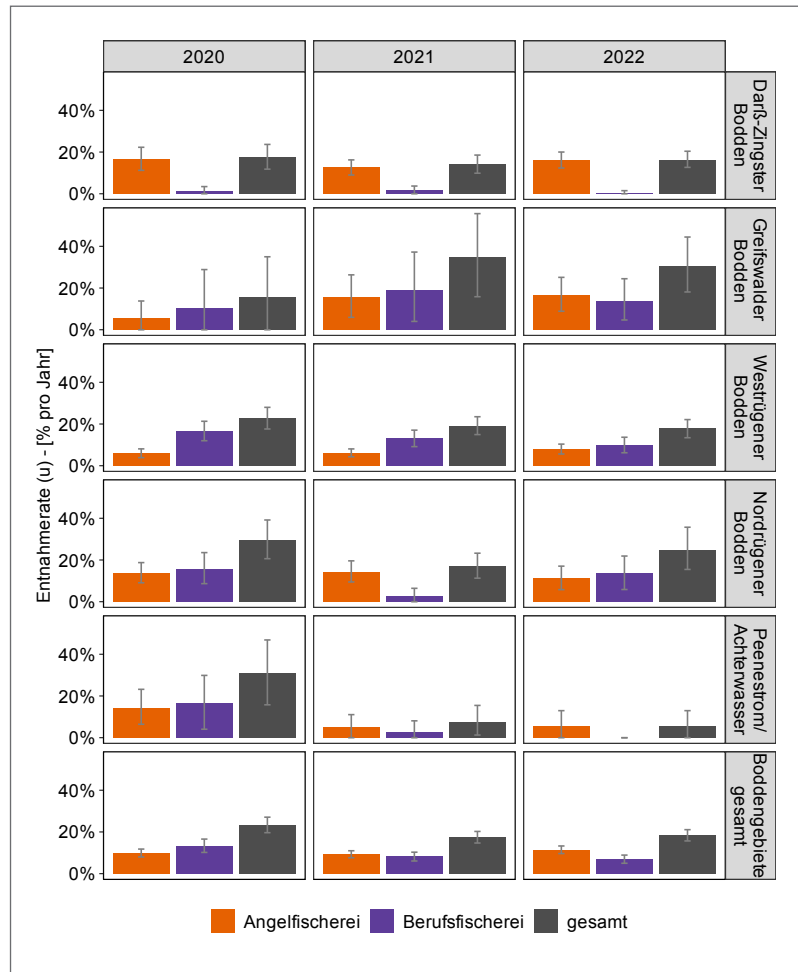
Boddenregion	u Angel	u Fischerei	u Gesamt	F Angel	F Fischerei	F Gesamt
bei 80 % Rückmeldungen der Hohe-Belohnungs-Marken						
Darß-Zingst	15,0 (9,9–20,7)	1,0 (0,0–3,4)	16,1 (11,0–22,1)	0,163 (0,104–0,232)	0,01 (0–0,035)	0,176 (0,116–0,25)
Greifswalder Bodden	12,5 (0,0–24,7)	14,4 (0,0–32,9)	26,8 (4,7–49,6)	0,136 (0–0,284)	0,16 (0–0,399)	0,327 (0,048–0,685)
Westrügener Bodden	6,7 (4,2–9,6)	13,2 (7,1–20,1)	19,8 (14,3–26,4)	0,069 (0,043–0,1)	0,142 (0,073–0,225)	0,222 (0,155–0,307)
Nordrügener Bodden	13,1 (7,2–18,8)	10,5 (0,0–21,8)	23,6 (12,4–36,8)	0,141 (0,074–0,209)	0,114 (0–0,245)	0,273 (0,132–0,459)
Peenestrom/Achterwasser	8,2 (0,0–20,7)	6,4 (0,0–26,4)	14,6 (0,0–42,7)	0,087 (0–0,232)	0,07 (0–0,306)	0,17 (0–0,557)
<b>Gesamt</b>	<b>10,2</b> <b>(7,9–12,8)</b>	<b>9,5</b> <b>(5,5–15,8)</b>	<b>19,7</b> <b>(15,3–25,9)</b>	<b>0,108</b> <b>(0,083–0,137)</b>	<b>0,1</b> <b>(0,056–0,172)</b>	<b>0,22</b> <b>(0,166–0,3)</b>
bei 100% Rückmeldungen der Hohe-Belohnungs-Marken						
Darß-Zingst	12,0 (7,9–16,6)	0,8 (0,0–2,6)	12,8 (8,9–17,8)	0,128 (0,083–0,182)	0,008 (0–0,026)	0,137 (0,093–0,196)
Greifswalder Bodden	10,0 (0,0–20,2)	11,6 (0,0–25,3)	21,6 (4,1–40,1)	0,107 (0–0,226)	0,126 (0–0,292)	0,251 (0,041–0,512)
Westrügener Bodden	5,4 (3,5–7,8)	10,5 (5,8–16,0)	15,9 (11,7–21,2)	0,055 (0,035–0,081)	0,112 (0,059–0,175)	0,173 (0,124–0,239)
Nordrügener Bodden	10,4 (5,8–15,0)	8,5 (0,7–17,4)	18,9 (10,0–28,8)	0,11 (0,059–0,162)	0,09 (0,007–0,191)	0,212 (0,105–0,339)
Peenestrom/Achterwasser	6,5 (0,0–16,3)	5,0 (0,0–20,7)	11,5 (1,0–33,6)	0,069 (0–0,178)	0,054 (0–0,232)	0,13 (0,01–0,409)
<b>Gesamt</b>	<b>8,2</b> <b>(6,3–10,3)</b>	<b>7,6</b> <b>(4,4–12,5)</b>	<b>15,8</b> <b>(12,2–20,7)</b>	<b>0,085</b> <b>(0,066–0,109)</b>	<b>0,08</b> <b>(0,045–0,133)</b>	<b>0,172</b> <b>(0,13–0,232)</b>

durch Berufsfischer:innen und die daraus abgeleitete potenzielle berufsfischereiliche „Sterblichkeit“ besonders im Zweimonatsraum März/April besonders hoch (Kapitel 5.6), unter der Annahme, dass jeder gefangene Fisch auch entnommen wurde. Da jedoch der Hecht im März/April in den Boddengewässern geschont ist, wurden die meisten Hechte, laut Angabe der Wiederfänger:innen, wieder zurückgesetzt. Unter Berücksichtigung der gemeldeten zurückgesetzten Fische während der Schonzeit lag die berufsfischereiliche „Entnahmerate“ im Zeitraum März/April niedriger als die berufsfischereiliche Entnahmerate des restlichen Jahres. Erhöhte tatsächliche Entnahmeraten durch Berufsfischer:innen konnten auch in den Wintermonaten vor der Schonzeit beobachtet

werden (November bis Ende Februar). Besonders im Greifswalder Bodden und in den Bodden Nordrügens war ein Anstieg der berufsfischereilichen Entnahme in den Monaten November bis Ende Februar im Vergleich zu den restlichen Monaten zu erkennen, vor allem im Jahr 2021 (Abbildung 5.56).

Die Annahme einer 100%-Rückmelderate der Hohe-Belohnungs-Marken führten zu einer geringeren Schätzung der fischereilichen Entnahmerate über alle Gebiete und Jahre von im Mittel 15,8 % pro Jahr (KI = 12,2–20,7 %, Tabelle 5.15). Somit lag die jährliche Entnahmerate bei 100%iger Rückmeldung von weißen Markierungen um 3,9 % unter der Entnahmerate, die auf einer korrigierten Rückmelderate (80 % Rückmeldung der weißen Markierungen) basiert.

Abbildung 5.55: Aus Fang-Markierungs-Wiederfang-Daten berechnete jährliche fischereiliche Entnahmerate (ohne Berücksichtigung zurückgesetzter Hechte) nach Nutzungsgruppe und insgesamt. Die Fehlerbalken zeigen das 95%-Konfidenzintervall unter Berücksichtigung von Unsicherheiten bei Markierungsverlusten, Markierungssterblichkeit und Rückmelderaten.



Grundsätzlich gilt festzuhalten, dass in der Berechnung eine potenzielle Emigration (Kapitel 3, 6) nicht explizit berücksichtigt ist. Trotz kontinuierlicher Nachmarkierungen im Projektzeitraum führte dies zu einer tendenziellen Unterschätzung der Rückfänge und somit der fischereilichen Sterblichkeit. Jedoch zeigten die Projekt-Ergebnisse, dass bezogen auf die größeren Boddenregionen die Emigrationsraten aus der jeweiligen Region (d. h. Wiederfänge in anderen Regionen) gering waren (Kapitel 3, 6). Darüber hinaus ist anzumerken, dass die Schätzungen für das Jahr 2020 möglicherweise durch die Corona-Pandemie verfälscht und damit wenig repräsentativ sein könnten, da hier von einem geringen Fischereidruck auszugehen ist. Einschränkend ist auch festzuhalten, dass die Entnahmeraten möglicherweise einer Überschätzung unterliegen, wenn überproportional häufig

für Fanggeräte vulnerable Hechte (Monk et al. 2021) markiert wurden – dies kann auch in dieser Untersuchung nicht ausgeschlossen werden. Trotz der genannten Einschränkungen bei der Beurteilung der fischereilichen Sterblichkeit mittels fischereilicher Entnahmeraten aus Fang-Markierung-Wiederfang-Daten erlauben die Daten eine gute Abschätzung der regionalen Variation der Wiederfänge. Sie liefern damit ein Maß für unterschiedlich intensiv befischte Gebiete je nach Nutzungsgruppe (Abbildung 5.57).

Ein zentrales Ergebnis ist auch, dass die mittels Fang-Markierung-Wiederfang geschätzte Sterblichkeit von rund 20 % sehr gut mit den Sterblichkeiten korrespondiert, die anhand von Catch-only-Modellen und längenbasierter Bestandskunde geschätzt wurden (Kapitel 5.4). Ein zweites zentrales Ergebnis ist, dass die Fischer:innen und Angler:innen aktuell

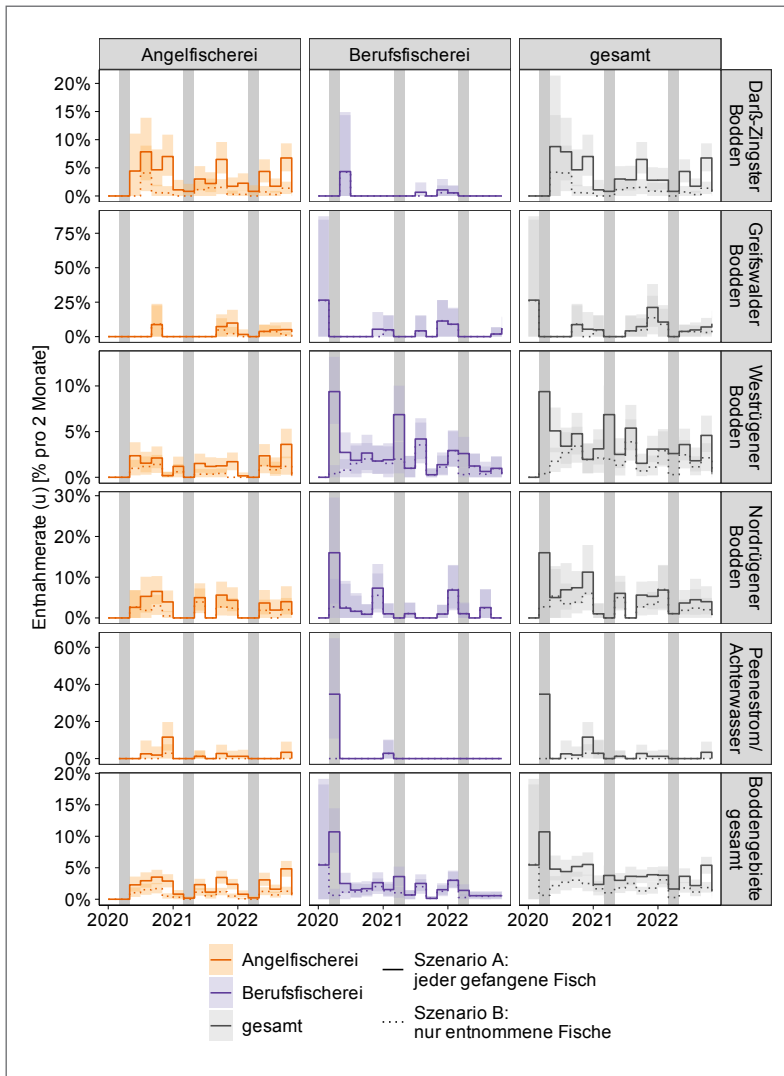


Abbildung 5.56: Saisonale Entwicklung von zweimonatlichen Entnahmeraten nach Nutzungsgruppe und insgesamt. Die schattierten Bereiche zeigen das 95%-Konfidenzintervall unter Berücksichtigung von Unsicherheiten bei Markierungsverlusten, Markierungssterblichkeit und Rückmelderaten. Graue Vertikalbalken zeigen die Hechtschonzeit pro Jahr.

in etwa gleich viel Hecht entnehmen. Die stark in Richtung anglerische Entnahme ausfallenden Analysen aus den Jahren 2005/2006 bzw. 2013/2014 treffen also aktuell nicht mehr zu (Arlinghaus et al. 2021), das heißt, der anglerische Entnahmeanteil ist deutlich gesunken oder wurde in den Tagebuchstudien massiv überschätzt (Weltersbach et al. 2021). Wenn man davon ausgeht, dass eine nachhaltige Entnahme von Hecht 87 % der natürlichen Sterblichkeit nicht übersteigen sollte und die natürliche Sterblichkeit bei etwa 20 % pro Jahr liegt (Arlinghaus et al. 2018), dann ist die aktuelle Fischereiersterblichkeit des Boddenhechtbestands derzeit größer als die biologische Nachhaltigkeit.

### Natürliche und fischereiliche Sterblichkeit im Zusammenspiel

Die aus den Fangkurven abgeleiteten Gesamtsterblichkeiten variierten je nach Boddengebiet und lagen zwischen  $Z = 0,36$  (43 % Gesamtsterblichkeit pro Jahr) im Gebiet Peenestrom/Achterwasser und  $Z = 0,54$  (72 % Gesamtsterblichkeit pro Jahr) in den Bodden Westrügens (Abbildung 5.58). Wird die fischereiliche Sterblichkeit (Summe aus angelfischereilicher und berufsfischereilicher Sterblichkeit) von der Gesamtsterblichkeit abgezogen, ergeben sich natürliche Sterblichkeiten im Bereich von  $M = 0,2$  (Greifswalder Bodden) bis  $M = 0,33$  (Westrügensche Bodden). Es ist hier anzumerken, dass es sich dabei

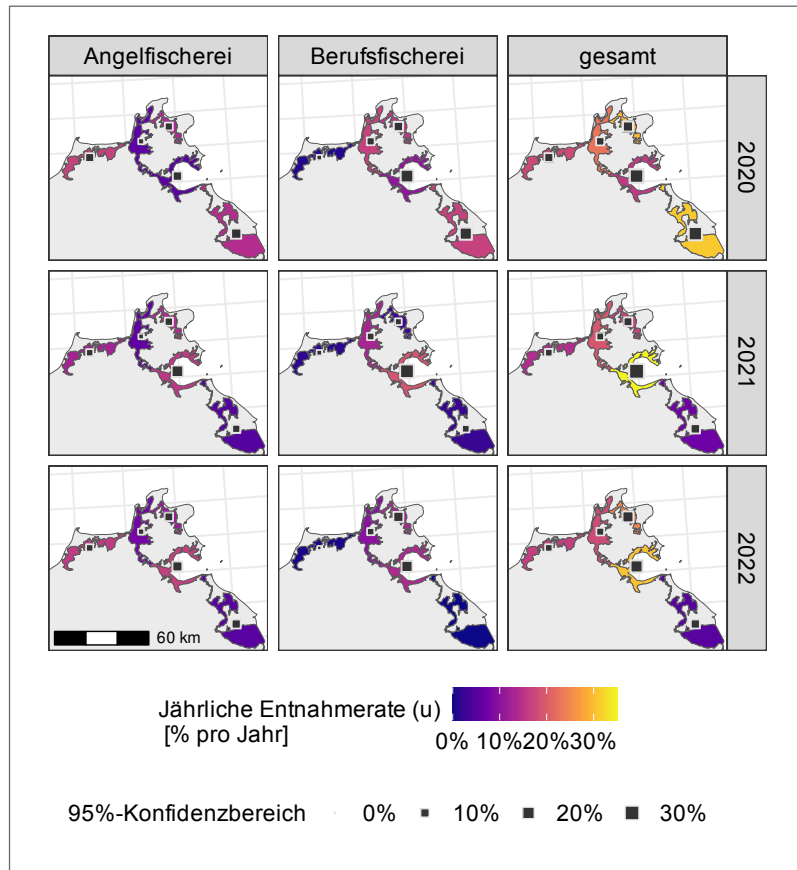


Abbildung 5.57: Gebietspezifische Darstellung der jährlichen fischereilichen Entnahmerate nach Nutzungsgruppe. Die Größe der eingezeichneten Quadrate beschreibt die dazugehörigen Unsicherheiten.

um eine sehr grobe Einschätzung der Gesamtsterblichkeiten aus Fangkurven handelt, die möglicherweise durch Fanggeräteeffekte und gebietsspezifische Unterschiede in der Rückmelderate von Marken verfälscht sein kann. Hinzu kommt, dass sich mögliche Unsicherheiten in der Bestimmung der fischereilichen Sterblichkeiten in weiterer Folge auf Ergebnisse der natürlichen Sterblichkeiten niederschlagen. Die gebietsspezifischen fischereilichen Sterblichkeiten können in Bezug auf einen Referenzpunkt für nachhaltige Fischerei (abgeleitet aus der natürlichen Sterblichkeit) bewertet werden. So zeigten Zhou et al. (2012) in einer Metastudie über viele Bestände, dass eine nachhaltige Fischerei eine Fischereisterblichkeitsrate  $F$  von nur maximal 87 % der natürlichen Sterblichkeitsrate  $M$  umfassen sollte. Unter Vorbehalt der zuvor genannten Unschärfen bezüglich der Abschätzung von  $M$  und  $F$  ergibt sich, dass besonders für den Greifswalder Bodden die fischereiliche Gesamtsterblichkeit deutlich über dem Referenzwert

von  $0,87 \times M$  liegt (aber bei großer Unsicherheit in der Schätzung von  $F$ ) (Abbildung 5.59). Auch in weiteren Gebieten wie den Bodden Nordrügens oder den Darß-Zingster Bodden liegt die fischereiliche Gesamtsterblichkeit knapp über oder nahe am Referenzwert. Für das Gebiet Peenestrom/Achterwasser und Westrügens lag die fischereiliche Sterblichkeit unter dem Referenzwert von  $0,87 \times M$ . Für das Gebiet Peenestrom/Achterwasser ist jedoch anzumerken, dass die Abschätzung der Fischereisterblichkeit  $F$  aus den Fangmarkierung-Wiederfang-Daten große Unsicherheiten enthält. Auch in den Bodden Westrügens können zu geringe Fangmeldungen durch einzelne Nutzungsgruppen nicht ausgeschlossen werden. Daraus folgt eine etwaige Unterschätzung von  $F$  und somit eine Fehleinschätzung in Bezug auf den Referenzwert. Ein solcher Fall ist nicht unwahrscheinlich angesichts der relativ hohen Gesamtsterblichkeiten  $Z$  in diesem Gebiet bei vergleichsweise geringer Fischereisterblichkeit  $F$  (Abbildung 5.59).

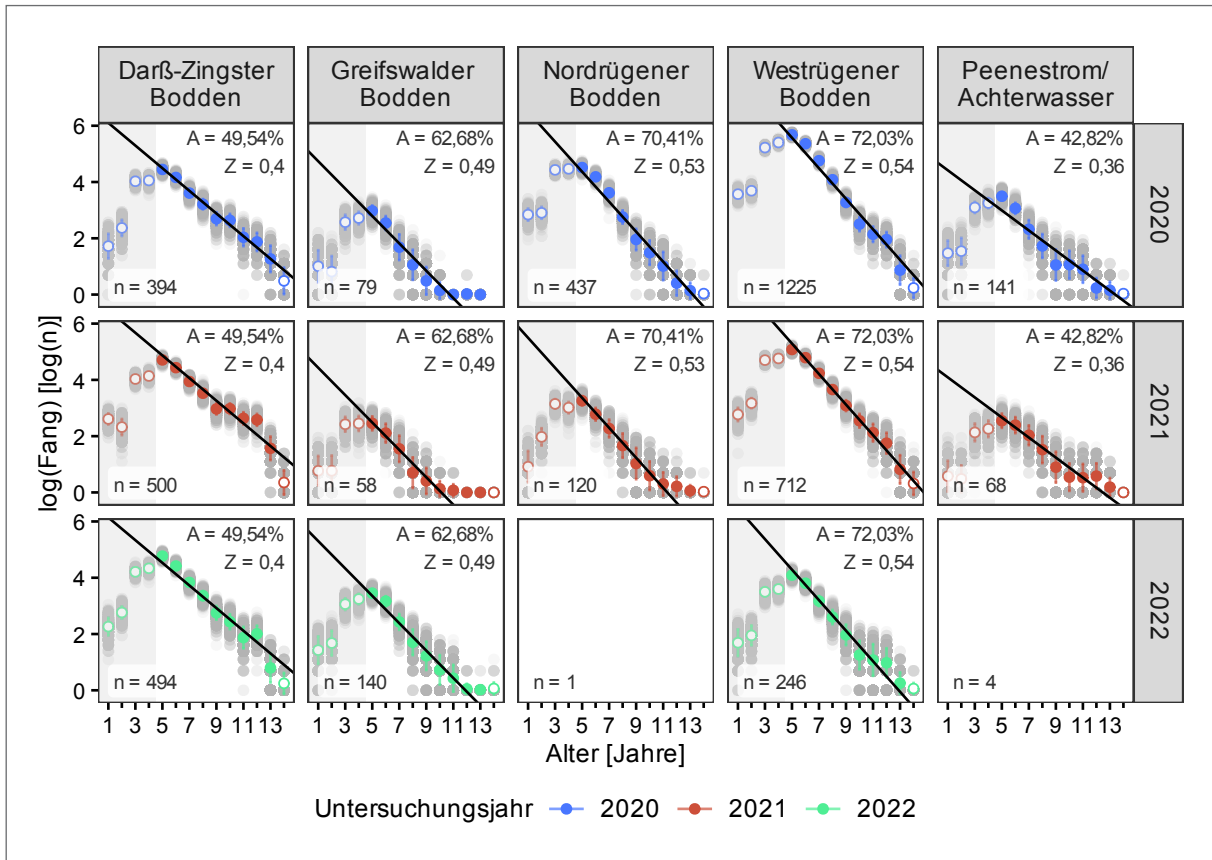


Abbildung 5.58: Häufigkeitsverteilungen des logarithmierten Fanges nach Altersklassen (sog. Fangkurven) je Boddengebiet und Fangjahr. Schwarze Linien zeigen die Regressionsgeraden der Fangkurven mit dem jeweiligen Steigungswert der Fangkurve, der die durchschnittliche jährliche Gesamtsterblichkeit Z beschreibt. A ist die aus Z abgeleitete prozentuale jährliche Gesamtsterblichkeitsrate. Graue Bereiche und ungefüllte Punkte stellen Altersklassen von Hechten dar, die aufgrund von limitierten Fängigkeiten nicht in die Berechnung der Fangkurven eingingen. Graue Punkte im Hintergrund sind Ergebnisse der wiederholten Alterszuordnungenläufe, farbige Punkte im Vordergrund zeigen den Mittelwert über die Modellläufe und dazugehörige Standardabweichungen.

Eine Korrelationsanalyse der abgeleiteten gebietsspezifischen natürlichen Sterblichkeiten M (n = 5 Gebiete) und ausgewählter Umweltparameter zeigte keine signifikanten Zusammenhänge (Pearson-Korrelation,  $p > 0,05$ , Abbildung 5.60). Im Trend korrelierten die natürlichen Sterblichkeiten stark positiv (jedoch nicht signifikant) mit dem Kormoranindex und dem Salzgehalt (Pearsons  $r > 0,66$ ,  $p > 0,05$ ). Die Sichttiefe war im Trend moderat positiv und der Gesamtphosphorgehalt moderat negativ mit M korreliert (Abbildung 5.60). Kein Zusammenhang konnte zwischen M und der mittleren Wassertemperatur festgestellt werden.

Die Korrelationsanalysen der Residuen der Fangkurven (kohortenspezifische Abweichungen von der mittleren Gesamtsterblichkeit als Maß für eine jeweilige Jahrgangsstärke) waren für keinen der Umweltparameter in keinem der Boddengebiete statistisch signifikant (Abbildung 5.61). Die im Trend deutlichsten, jedoch nicht signifikanten Zusammenhänge ( $p > 0,05$ ) mit der Jahrgangsstärke konnten für den maximalen (Q95) Salzgehalt in der Laichzeit im Greifswalder Bodden (Pearsons  $r = 0,62$ ), die Wassertemperatur in den Westrügensch Bodden ( $r = 0,67$ ) sowie den Kormoranindex im Greifswalder ( $r = 0,62$ ) und den Bodden Nordrügens ( $r = -0,65$ ) festgestellt

Abbildung 5.59: Anteile der natürlichen Sterblichkeit (M) und der fischereilichen Sterblichkeiten für die Angelfischerei ( $F_{\text{Angelfischerei}}$ ) und die Berufsfischerei ( $F_{\text{Berufsfischerei}}$ ) an der Gesamtsterblichkeit Z. Der weiße Punkt markiert den Referenzwert für nachhaltige Fischerei (87 % der natürlichen Sterblichkeit) nach Zhou et al. (2012). Weiße Punkte, die über der weißen Linie liegen, markieren Gebiete mit einer fischereilichen Gesamtsterblichkeit, die den nachhaltigen Referenzwert überschreitet.

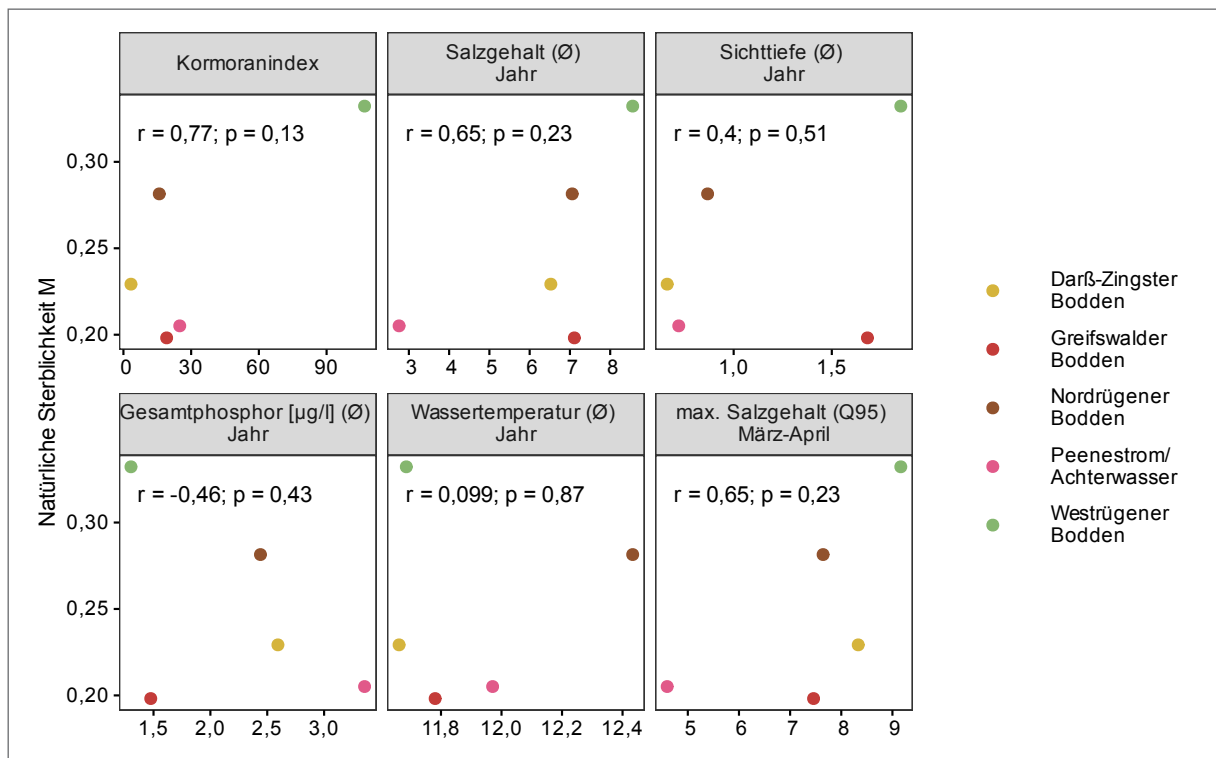
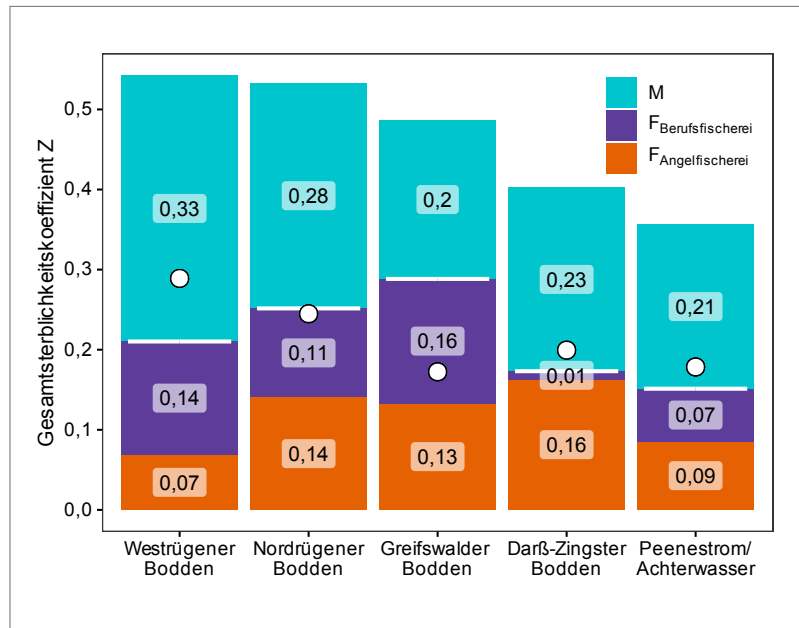


Abbildung 5.60: Zusammenhang zwischen ausgewählten gebietsspezifischen Umweltparametern und der natürlichen Sterblichkeit, geschätzt aus der jeweiligen Gesamtsterblichkeit (abgeleitet aus Fangkurven) und der fischereilichen Sterblichkeit (aus Fang-Markierung-Wiederfang-Daten).

werden. Der Grund für den gegenteiligen Zusammenhang zwischen Jahrgangsstärke und Kormoranindex im Greifswalder Bodden (positiver Zusammenhang) und den Bodden Nordrügens (negativer Zusammenhang) ist unklar. Es könnte sich möglicherweise um ein Zusammenspiel von Anziehungseffekten (mehr Fisch = mehr Kormoran) und Ausfischungseffekten (mehr Kormoran = weniger Fisch) handeln. Einschränkung zur Analyse der Fangkurvenresiduen ist anzumerken, dass eine jeweilige Kohortenstärke sowohl im ersten Jahr als auch danach durch Umweltparameter beeinflusst ist. Darüber hinaus haben Catalano et al. (2009) gezeigt, dass es relativ starker Schwankungen der jährlichen Rekrutierungswerte

bedarf, um diese Variation auch in den Fangkurvenresiduen wiederzufinden. Hechte gelten als relativ stabil in der jährlichen Rekrutierungsrate (Persson et al. 2004, van Kooten et al. 2010) im Vergleich zu anderen Süßwasserfischarten wie Barsch oder Zander. Das hat vor allem etwas mit der dichteabhängigen Selbstregulation über Kannibalismus und mit der großen Maulspalte zu tun, die zu starken Regulierungseffekte auch zwischen unterschiedlichen Jahrgängen führt (was bei Barsch und Zander anders sein kann, Persson et al. 2004). Daher ist es methodisch eher schwierig, Zusammenhänge zwischen Umweltparametern und jeweiligen Jahrgangsstärken aus Fangkurvenresiduen beim Hecht abzuleiten.

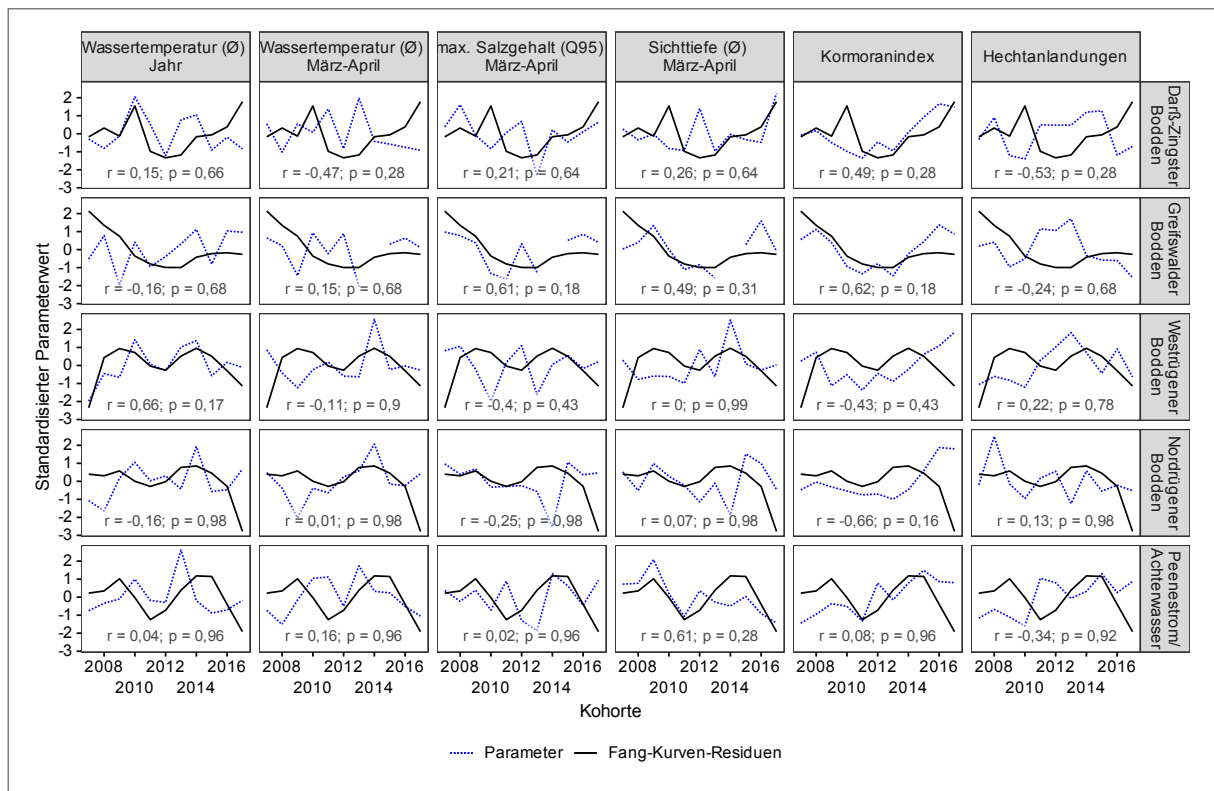


Abbildung 5.61: Zusammenhang der Fangkurvenresiduen (als Maß für die Abweichungen von der durchschnittlichen Jahrgangsstärke, in schwarz) je Boddengebiet und der Ausprägung einzelner Umweltparameter (blau) im jeweiligen Kohortenjahr. Die Korrelationskoeffizienten basieren auf Pearson-Korrelationen. Umweltparameterwerte sowie Fangkurvenresiduen wurden für eine verbesserte Vergleichsdarstellung skaliert (z-Statistik).

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Die Analysen lassen die Schlussfolgerung zu, dass der Boddenhechtbestand von einer Absenkung der fischereilichen (inkl. der angelfischereilichen) Sterblichkeit profitieren würde und dass die Hauptentnahmeform für Hecht von Bodden zu Bodden unterschiedlich ist. Die direkte Messung der Fischereisterblichkeit bestätigte die Ergebnisse der Bestandskunde (Kapitel 5.4) und zeigt, dass der aktuelle Fischereidruck für die zugrunde liegende Hechtbiomasse nicht nachhaltig ist. Maßnahmen zur Regulation der Entnahme sollten Fischer:innen und Angler:innen gleichermaßen betreffen, da beide Nutzungsgruppen in etwa gleich zum Fischereidruck beitragen. Aktuell fangen und entnehmen Angler:innen und Fischer:innen in etwa gleiche Hechtmengen, wobei die Entnahme der Angler:innen in vorliegender Studie eher überschätzt wird, da die Annahme getroffen wurde, dass einmal gefangene Hechte auch entnommen werden. In der Realität setzen Angler:innen mindestens zwei Drittel der Boddenhechte nach dem Fang zurück, gerade die großen (Arlinghaus et al. 2021). Damit könnte die aktuelle Fischereisterblichkeit durch Berufsfischer:innen eventuell doppelt so hoch ausfallen wie die durch Angler:innen. Der anglerische Druck ist allerdings in den Jahren 2020 bis 2022 deutlich geringer gewesen als früher, u. a. wegen der Corona-Reisebeschränkungen. Die Analyse zeigte ferner, dass der Hechtrückfanganteil gerade in der Schonzeit durch Fischer:innen sehr hoch ist. Das belegt die hohe Fängigkeit während der Laichzeit. Da das Zurücksetzen auch zu Sterblichkeiten führt, sollte folglich während der Hechtschonzeit dafür gesorgt werden, dass in wichtigen Laichgebieten der Einsatz jeglicher Fanggeräte limitiert ist, um so ungewollte Beifänge zu begrenzen.

## 5.6 Wirkung der beruflichen Vorlaichfischerei auf den Hechtbestand an den Bodden

Johannes Radinger, Dieter Koemle, Elias Ehrlich, Félicie Dhellemmes, Jonas Palder, Sven Matern & Robert Arlinghaus

### Kontext

Dem Hecht wird in den Bodden traditionell mit passiven Fanggeräten nachgestellt. Bei passiven Fanggeräten entscheidet das Verhalten des Fisches über den Fang, während bei aktiven Fanggeräten, das Bewegen des Fanggeräts selbst den Fang herbeiführt. Als typische Fanggeräte der passiven Berufsfischerei dienen Reusen und Stellnetze, in der freizeitmäßig ausgeübten Angelfischerei Angeln mit Rute und Rolle. Beispiele für aktive Fanggeräte sind das Zugnetz, Trawls oder die Elektrofischerei, in der Angelfischerei Köderfischsenken.

In den Bodden wird beruflich vor allem mit Reusen und Stellnetzen auf Hechte gefischt. Während in der Vergangenheit auch Langleinen intensiv zum Einsatz gekommen sind, dominieren heute Stellnetze und Reusen. Bei passiven Fanggeräten entscheidet ganz wesentlich die Schwimmaktivität der Fische über den Fang, da aktiv umherschwimmende Fische eher mit dem Fanggerät in Kontakt kommen (Casselmann 1978, Rudstam et al. 1984, Arlinghaus et al. 2017b). Kommen dann noch spezielle Phasen hinzu, in denen die Fische unvorsichtig sind, migrieren oder aggregieren (z. B. vor oder während des Laichens), steigert sich die Fängigkeit weiter. Das kann zu hyperstabilen Fangraten führen, das heißt, die Fangraten bleiben trotz zurückgehender Bestände hoch (Post et al. 2002, Erisman et al. 2011). Für Ostseehechte ist bekannt, dass sie in Laichbuchten aggregieren oder in Flüsse einwandern (Lukyanova 2022, Flink et al. 2023) und sich daher kurz vor oder während der Laichzeit besonders gut mit passiven Fanggeräten wie Reusen oder Stellnetzen fangen lassen (Pierce 1997, 2012). Für die Bodden ist außerdem belegt, dass die Schwimmaktivität der Hechte stark mit dem Erwärmen der Bodden



im März ansteigt, im April ihren Höhepunkt annimmt und bis in den Mai erhöht bleibt (Kapitel 3, Dhellemmes et al. 2023). Das dürfte die Fängigkeit der Hechte gerade mit Stellnetzen begünstigen. In der Tat waren die Rückmelderaten von markierten Hechten, die im vorherigen Abschnitt dokumentiert wurden (Abbildung 5.52), in der Schonzeit durch Fischer:innen besonders hoch (Abbildung 5.56), was auf erhöhte Fängigkeit hinweist. In der öffentlichen Diskussion hat gerade die Vorlaichzeit und die dort realisierten Hechtfänge der Fischer:innen wiederholt zu Konflikten mit Angler:innen geführt, die befürchten, dass die Entnahme von Laichhechten für den Bestand problematisch ist (Arlinghaus et al. 2022a).

Die saisonal beschränkte Vorlaichhechtfischerei während der kalten Jahreszeit hat traditionell für die Gesamtanlandungen der Hechte in den Bodden eine große Bedeutung (Abbildung 5.62). Als es noch keine Schonzeiten für den Hecht gab, wurde der Großteil der Jahresanlandungen im April realisiert (Schlumpberger et al. 1966, Abbildung 5.62). Dies kann auf zwei Faktoren zurückgeführt werden: die Ansammlung von Hechten vor der Laichzeit in gut identifizierbaren Buchten und Wieken und die bereits

angesprochene höhere Fängigkeit durch eine ansteigende Hechtaktivität vor und während der Laichzeit. Darüber hinaus lassen sich Hechte besser vermarkten, wenn sie in der kälteren Jahreszeit gefangen werden, da z. B. in Stellnetzen während der Sommerzeit gefangene Fische schneller verderben. Das steigert den Anreiz, dem Fisch in der kalten Jahreszeit nachzustellen. Grundsätzlich sind die eher stationären Hechte nicht besonders gut mit Stellnetzen fangbar und Fangraten in Stellnetzen eignen sich kaum als Indikatoren für die Bestandsgröße (Pierce et al. 2010, Pierce 2012). Allerdings ist hier die saisonale Wahl des Einsatzzeitpunktes wichtig. Eigene Erfahrungen und die von Praktiker:innen an den Bodden zeigen, dass die Fängigkeit der Stellnetze während der warmen Monate stark zurückgeht. Berufliches Fischen von Hechten ist daher vor allem während der kälteren Jahreszeit, speziell in der Vorlaichzeit effektiv (Pierce & Tomcko 2003b).

Mit der Einführung einer Hechtschonzeit im Frühjahr (erstmalig 1985 vom 20. März bis 15. Mai, aktuell vom 1. März bis 30. April jeden Jahres, Kapitel 2.3) wurde den Berufsfischer:innen an den Bodden ihre traditionellen Hauptfangmonate auf Hecht genom-

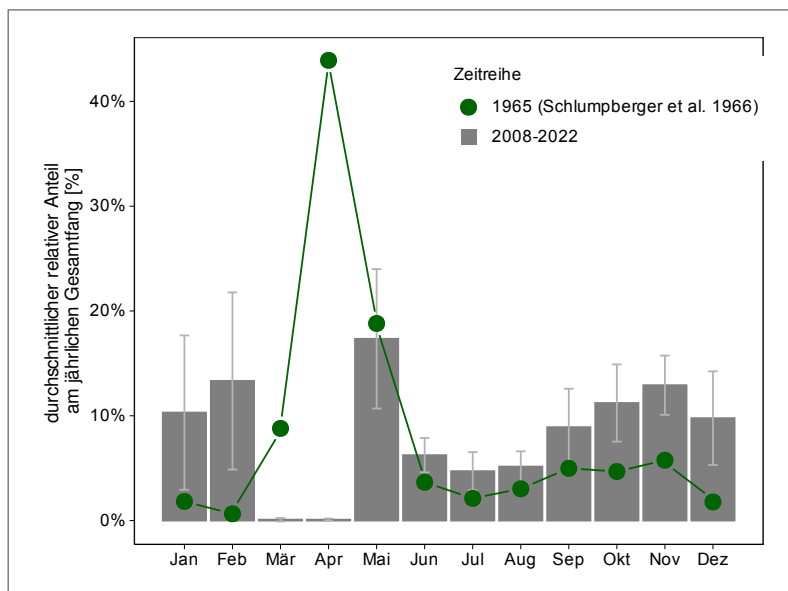


Abbildung 5.62: Zeitlicher Vergleich des Anteils monatlicher Anlandungen vor Einführung der Hechtschonzeit (grüne Linie, modifiziert nach Schlumpberger et al. 1966) und monatliche Mittelwerte für den aktuellen Zeitraum 2008–2002 (graue Balken). Fehlerbalken zeigen die jeweilige Standardabweichung der monatlichen Anteile für den Zeitraum 2008–2002.

men, mit dem Ziel, die Hechtbestände zu schonen. Dadurch verteilte sich der Fangaufwand über den Rest des Jahres. Da aber, wie oben ausgeführt, die Fängigkeit der Hechte in der kalten Jahreszeit sowie im Frühjahr systematisch höher als im Sommer und die Vermarktbarkeit ebenfalls gut sein dürfte, wird der sogenannten Vorlaichfischerei in den Monaten November bis Ende Februar weiter nachgegangen.

Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, die Effekte der Vorlaichfischerei auf der Grundlage unterschiedlicher Datenquellen zu analysieren. Zunächst wurde die berufliche Anlandestatistik ausgewertet, um zu prüfen, ob es Hinweise für stark ansteigende Ausfangtrends in den Wintermonaten gibt. Außerdem wurden telemetrische und Rückmeldedaten von markierten Hechten im zeitlichen Verlauf betrachtet, um weitere Hinweise über zeitliche Ausfangpeaks zu erhalten. Während des Winterhalbjahres 2022/2023 wurden außerdem 18 ausgewählte, über das gesamte Boddengebiet verteilte Probenahmegebiete mit verschiedenen Fanggeräten standardisiert befischt, um Aussagen über die zeitliche Entwicklung von Hechtabundanzen bzw. der Fangbarkeit von Hechten in der Vorlaichzeit zu ermöglichen. Und schließlich wurde anhand von Modellen szenarienbasiert untersucht, ob ein Herausnehmen der Vorlaichfischerträge Einflüsse auf den Hechtbestand haben könnten.

### Methoden

#### **Auswertung der beruflichen Anlandestatistik**

Grundlage für die Auswertung der beruflichen Anlandestatistik waren monatliche Berichte über Hechtanlandungen durch die Berufsfischer, die je Fischereidistrikt für den Zeitraum 2008–2022 vom LALLF verfügbar gemacht wurden, sowie eine Langzeitreihe monatlicher Anlandungsdaten, die für alle Boddengewässer für den Zeitraum ab 1976 aus verschiedenen öffentlichen Quellen gesammelt wurden. Nach einer Aggregation der Daten nach Fischereibeizirk und Monat wurde die berufsfischereiliche Anlandungsmenge von Hechten für die Vorlaichhechtfisherei während der kalten Jahreszeit berechnet. Als Vorlaichzeit wur-

de der Viermonatszeitraum November – Dezember – Januar – Februar betrachtet. Die Anlandemenge während des Zeitraumes der Vorlaichfischerei wurde dem Gesamtfang für ein Fangjahr absolut und relativ (= Anteil der Vorlaichfischerei an den Gesamtjahresentnahmen) gegenübergestellt, wobei der Beginn des Fangjahres mit Anfang März und das Ende mit Ende Februar des darauffolgenden Kalenderjahres definiert wurde. Schließlich wurde die zeitliche Entwicklung der Anteile der Vorlaichfischerei am jährlichen Gesamtfang grafisch dargestellt. Die Berechnung zeitlicher Trends in der Entwicklung der Vorlaichfischereianteile erfolgte mittels Pearson-Korrelationen.

#### **Auswertung von Telemetrie- und Fang-Markierung-Wiederfang-Daten von Hechten im zeitlichen Verlauf**

Eine weitere Möglichkeit, Hinweise auf zeitliche Anstiege im Ausfang von Hechtpopulationen zu erhalten, bietet die Analyse der Verluste von mit Telemetriesendern markierten Hechten. Hierzu wurden im Verlauf des Projekts insgesamt 388 Hechte mit Längen von 48–121 cm in fünf Boddenregionen (Greifswalder Bodden, Peenestrom, Darß-Zingster Bodden Ost, Westrügensche Bodden einschließlich Strelasund und Nordrügensche Bodden) mit Sendern versehen und anschließend über 140 Hydrophone (d. h. Unterwasserempfänger) detektiert. Details zu den telemetrischen Untersuchungen sind in Kapitel 3 dargestellt.

Zu Beginn des Untersuchungszeitraums, also unmittelbar nach dem Markieren der Hechte, waren theoretisch alle Fische für eine Detektion durch ein oder mehrere Hydrophone verfügbar. Aufgrund von Senderausfällen (z. B. durch technische Defekte oder eine begrenzte Batterielaufzeit), natürlicher Sterblichkeit und auch durch fischereiliche Entnahmen sollte jedoch im Laufe der Zeit die Anzahl der aktiven Sender im System abnehmen. Insbesondere bei einer saisonal verstärkten fischereilichen Entnahme in den kalten Monaten der Vorlaichfischerei wäre ein besonders starker (über den Trend hinausgehender) Rückgang der besenderten Hechte zu erwarten. Für die Analyse

wurden die prozentualen Anteile von markierten Hechten, die weiterhin Signale aussendeten, über die Zeit hinweg berechnet. Eine Bewertung hinsichtlich starker Rückgänge in den Vorlaichfischereimonaten erfolgte mittels grafischer Darstellung. Darüber hinaus wurde der tägliche Rückgang des Anteils von nicht mehr sendenden Hechten berechnet und mit einem Permutationstest (General Independence Test unter Berücksichtigung potenzieller Gebietsunterschiede) auf Unterschiede zwischen der Vorlaichperiode und dem restlichen Jahr hin quantitativ untersucht.

Zusätzlich bietet eine zeitlich gestaffelte (stratifizierte) Analyse von Fang-Markierung-Wiederauffang-Daten (Kapitel 5.5) die Möglichkeit, saisonale Anstiege von Hechtausfängen zu erkennen. Bis Ende 2022 wurden insgesamt 4685 Hechte im gesamten Projektgebiet mit externen Markierungen, sogenannten Floy Tags, markiert. Durch Vergleich der Anzahl der wiedergefangenen und rückgemeldeten Hechte mit der Anzahl der ursprünglich markierten Hechte wurde die berufsfischereiliche Sterblichkeit als Entnahmerate ( $u$ , % entnommene Hechte pro Zeiteinheit) berechnet. Details zur Berechnung der fischereilichen Entnahmeraten sind in Kapitel 5.5 ausführlich dargestellt. Hierbei wurden die Rückmelderate (d. h. der Anteil der wiedergefangenen Hechte, die auch gemeldet wurden), Markierungsverluste, Markierungssterblichkeit und die natürliche Sterblichkeit berücksichtigt. Es wurden zwei Szenarien betrachtet: In Szenario (A) wurden alle fischereilichen Kontakte als potenzielle Entnahmen gewertet, d. h. auch Fänge, bei denen der Fisch wieder zurückgesetzt wurde. In Szenario (B) wurden zurückgesetzte Hechte nicht in die fischereiliche Entnahmerate eingerechnet. Die berufsfischereiliche Entnahmerate wurde für 2-Monats-Intervalle und getrennt für fünf Boddenregionen sowie für das gesamte Projektgebiet berechnet.

### **Standardisierte Hechtbefischungen an ausgewählten Boddenstandorten während der Periode der Vorlaichfischerei**

Um Unterschiede in der Fangbarkeit von Hechten während der Vorlaichzeit zu identifizieren, wurden

18 Probenahmegebiete (vgl. Tabelle 1 in Box 1.1 in Kapitel 1) jeweils im Herbst (September bis November 2022), Winter (Dezember 2022 bis Februar 2023) und Frühjahr (März bis April 2023) standardisiert befischt. Die Gebiete umfassten Buchten und Seen, die an die Bodden angrenzen und als reproduktiv und fischereilich relevant für den Hecht angesehen wurden. Von den 18 Probenahmegebieten sind 12 als Laichschonbezirke gekennzeichnet, in denen die Fischerei im April und Mai untersagt ist. Jedes der 18 Gebiete wurde in allen drei Zeiträumen mit drei verschiedenen Fanggeräten befischt: Multimaschenstellnetze (100 × 1,5 m, Knoten-zu-Knoten-Maschenweiten 50, 95, 60, 110, 75 mm, die nicht aufsteigende Reihung erlaubt eine zufälligere Probenahme), Langleinen (25 Haken) und Strandwadenzüge (20 m breit, 100 m Zuglänge, 1 cm gestreckte Maschenweite). Pro Gebiet und Befischung wurden je fünf Stellnetze und Langleinen über Nacht gestellt. Zusätzlich wurden fünf Strandwadenzüge durchgeführt, in einigen Ausnahmefällen jedoch aufgrund von schlammigem Grund weniger.

Für jede Probenahme und jedes Fanggerät wurde der standardisierte Einheitsfang (Hechtnetz [N/100 m<sup>2</sup>]; Strandwade [N/0,5 ha]; Langleine [N/100 Haken]) basierend auf der Anzahl der gefangenen Hechte und dem entsprechenden Fangaufwand berechnet. Dieser jeweilige Einheitsfang wurde für die drei Befischungszeiten (Herbst, Winter, Frühjahr) verglichen. Unterschiede im Einheitsfang zwischen den drei Fangsaisons wurden separat für jedes Fanggerät mithilfe von gemischten linearen Modellen (Poisson-Modelle) getestet. Das Probenahmegebiet floss dabei als Zufallsvariable ein. Zur Unterscheidung signifikanter Unterschiede zwischen den einzelnen Fangsaisons je Fanggerät wurden Posthoc Tukey-Tests für multiple Vergleiche durchgeführt.

Um den Zusammenhang zwischen Umweltvariablen, der zeitlichen Skala (jahreszeitliche Entwicklung) sowie biotischen Variablen (Makrophytenbedeckung, Stichlinge) und der Hechtabundanz in den 18 Standorten zu untersuchen, wurden zusätzlich

Regressionsbaumanalysen (Boosted Regression Trees, BRT-Modelle, Elith et al. 2008) durchgeführt. BRT-Modelle ermöglichen die Berücksichtigung von teilweise korrelierten Umweltvariablen und nicht-linearen Zusammenhängen (Elith et al. 2008). Um die Hechtabundanz umfassend über die wichtigsten Fanggeräte abzubilden, wurden die Fangdaten aus den Strandwadern und Hechtnetzen in einem kombinierten Fanggeräte-Index nach Gibson-Reinemer et al. (2017) zusammengeführt. Aufgrund der geringen Fangmengen wurden die Langleinenbefischungen in diesem kombinierten Abundanzindex nicht weiter berücksichtigt. Der Fanggeräte-kombinierte Index für den Hecht wurde als abhängige Variable in den BRT-Modellen verwendet. Als unabhängige Prädiktorvariablen flossen die zeitliche Skala (Tage nach Kampagnenstart im September 2022), die Fangsaison sowie die gemessenen Umweltparameter wie Wassertemperatur, Sichttiefe, Sauerstoffgehalt und Salinität am jeweiligen Standorte in die Modelle ein. Zusätzlich wurden auch der Bedeckungsgrad mit Wasserpflanzen (Makrophyten) als Volumendeckung und Flächendeckung sowie ein Abundanzindex für den Dreistachligen Stichling (kombinierter Fanggeräte-Index nach Gibson-Reinemer et al. 2017, berechnet über Strandwadern und Hechtnetze) in die BRT-Modelle aufgenommen. Zur Darstellung der Ergebnisse wurden sogenannte „Marginal Response Plots“ erstellt, die den isolierten Zusammenhang (unter Berücksichtigung aller anderen Variablen) zwischen der ausgewählten unabhängigen Variable (z. B. Makrophytenbedeckung) und dem Einheitsfang-Index für den Hecht zeigen. Die Stärke des Einflusses einzelner Variablen wurde mittels Permutationstest (Breiman 2001) quantifiziert, wobei höhere Werte auf einen stärkeren Zusammenhang zwischen einem Prädiktor und dem Einheitsfang im analysierten Datensatz hinweisen.

### **Szenarienbasierte Modelle des Einflusses von Vorlaichfischereierträgen auf den Hechtbestand**

Auf der Basis eines altersstrukturierten Hechtpopulationsmodells wurde die Wirkung einer Einschränkung

der Vorlaichfischerei auf den Hechtbestand sowie auf weitere relevante Zielgrößen der Angelfischerei (Fangraten, Fangraten großer Hechte, relativer Nutzen für Angler:innen) und Berufsfischerei (jährlicher Ertrag) abgeschätzt. Die Modellstruktur und -parameter werden in Box 6.1 in Kapitel 6 erklärt. Szenarienbasiert wurde der Fangdruck auf Hecht durch die Berufsfischerei für verschiedene Zeiträume der Vorlaichzeit zusätzlich zur bestehenden Schonzeit (1. März bis 30. April) eingeschränkt: a) gesamter Februar, b) 1. Januar bis Ende Februar, c) 1. Dezember bis Ende Februar und d) 1. November bis Ende Februar. Hierfür wurde die jährliche durch die Berufsfischerei verursachte Sterblichkeit der Hechte um den mittleren Anteil der jeweiligen Monate an den Gesamtanlandungen eines Jahres reduziert. Sollte zum Beispiel eine Einschränkung der Vorlaichfischerei für den Monat Februar simuliert werden, in dem z. B. im Mittel 13 % der Gesamtanlandungen eines Jahres realisiert werden, so wurde die jährliche Sterblichkeit der Hechte durch die Berufsfischerei um 13 % im Modell reduziert und dann die entsprechende Wirkung auf den Hechtbestand vorhergesagt. Die Modellergebnisse stellen dabei den neuen Gleichgewichtszustand der Hechtpopulation dar, der durch die Einschränkung der Vorlaichfischerei gemäß dem Modell bewirkt werden würde. Obwohl das Modell die Prozesse Wachstum, Rekrutierung und Sterblichkeit in einer längen- und dichteabhängigen Weise berücksichtigt, bleiben Unsicherheiten. Beispielsweise nimmt das Modell einen über die Zeit konstanten Fischereidruck an, während sich die Fischerei in der Realität dynamisch an das System anpasst. Eine Einschränkung der Vorlaichfischerei könnte etwa den Fangdruck in anderen Monaten des Jahres erhöhen, was im Modell nicht berücksichtigt wurde.

## Ergebnisse und Diskussion

### **Berufliche Anlandestatistik**

Grundsätzlich sind, wie bereits ausgeführt, die berufsfischereilichen Anlandungen beim Hecht seit

der Wende rückläufig (Abbildung 5.63). Da sich viele Fischer:innen in einer wirtschaftlich angespannten Lage befinden, ist davon auszugehen, dass der Hecht und weitere Süßwasserfische durch Fischer:innen mit entsprechenden Fanggeräten und Lizenzen weiter so intensiv wie ökonomisch sinnvoll befischt werden. Insofern dürften zurückgehende Anlandungsmengen beim Hecht, wie aktuell nachweisbar, eher für sinkende Hechtbestände sprechen als für einen geringeren Fangaufwand. Ein ansteigender Anteil der Fänge in der Vorlaichfischerei in der kalten Jahreszeit (November bis Februar) eines jeden Jahres

würde dann für steigende Drücke während dieser Zeit auf einen Bestand sorgen, der aktuell zurückgeht. Allerdings kann auch nicht ausgeschlossen werden, dass in manchen Gebieten (z. B. Greifswalder Bodden) oder Jahren auch der Fangaufwand auf Hecht zurückgeht (z. B. aufgrund von Kegelrobben-Fanggeräte-Wechselbeziehungen). Auch das könnte die abnehmenden Anlandungen miterklären. Des Weiteren könnten z. B. die 2020 zurückgegangenen Fänge mit einer eingebrochenen Nachfrage insbesondere in der lokalen Gastronomie durch die Corona-Pandemie erklärt werden. Ungeachtet dieser Eventualitäten wurde

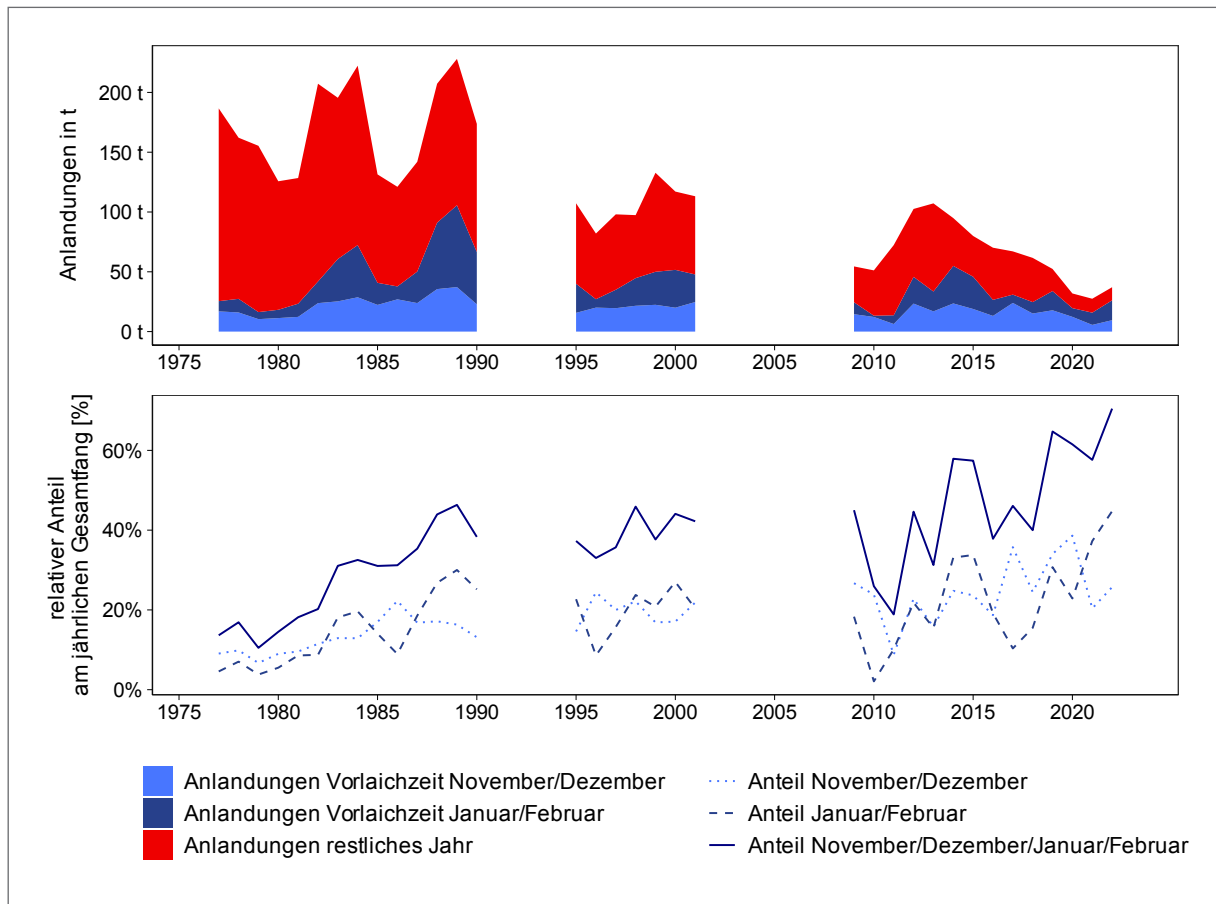


Abbildung 5.63: Anteile der beruflichen Hechtanlandungen in der Vorlaichfischereiperiode (November bis Februar) an den jährlichen Gesamtanlandungen aus den Boddenengewässern. Für einzelne Teilzeiträume (1991–1993 sowie 2002–2007) lagen keine monatlichen Anlandungsdaten für die Analyse vor.

## Angel- und berufsfischereiliche Nutzung des Hechtbestands in den Bodden

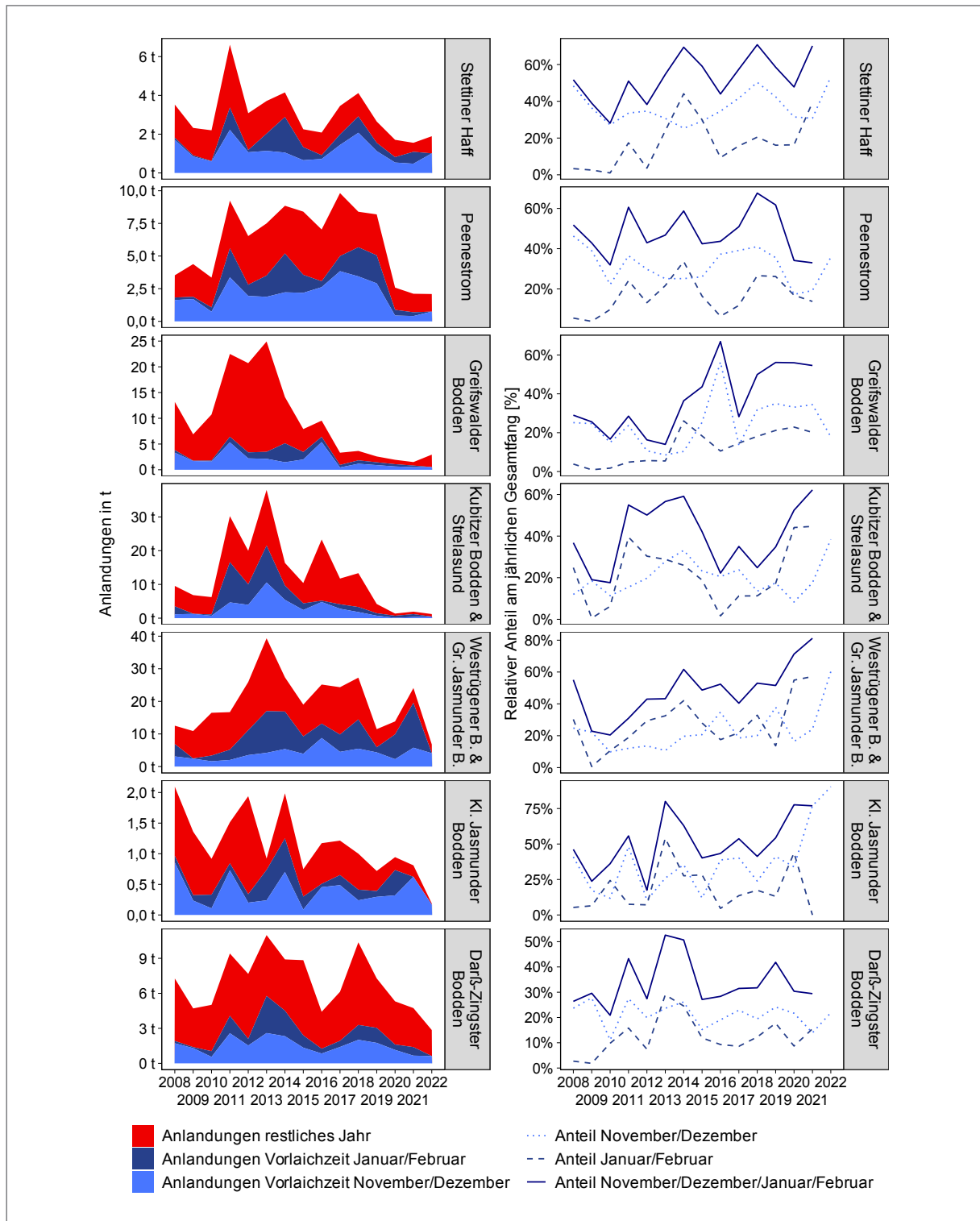


Abbildung 5.64: Absoluter (links) und relativer (rechts) Anteil der Hechterträge in zwei Perioden der Vorlaichfischerei (November/Dezember sowie Januar/Februar jeden Jahres) an den gesamten berufsfischereilichen Anlandungen nach Fanggebiet.

das Augenmerk bei der Analyse der Entwicklung der Vorlaichfischerei auf den Indikator „Anteil der Vorlaichfischerei (definiert als der Zeitraum November bis Februar) an den Gesamtjahresentnahmen“ gelegt.

Eine diesbezügliche Betrachtung, aggregiert über alle Gebiete, zeigt (Abbildung 5.63), dass der Anteil der Vorlaichfischerei an den jährlichen Gesamtanlandungen seit Mitte der 1970er-Jahre bis heute in den Monaten November/Dezember (Pearson-Korrelation,  $r = 0,74$ ,  $p < 0,01$ ) und Januar/Februar ( $r = 0,51$ ,  $p < 0,01$ ) sowie insgesamt (November–Februar,  $r = 0,73$ ,  $p < 0,01$ ) signifikant angestiegen ist. Seit Mitte der 1980er-Jahre finden sich in der Zeitreihe wiederholt Anteile am Jahresfang aller Hechte von über einem Drittel, die auf Anlandungen lediglich in der kalten Vorlaichzeit November bis Februar zurückgehen. Seit der Wende bis ca. Mitte der 2010er-Jahre war im Trend der mittlere Anteil der Vorlaichfischerei an den Jahresfängen der Hechte eher stabil, jedoch ist 2017 ein erneuter Anstieg der Vorlaichfischerei an den anteiligen Jahresanlandungen zu erkennen (Abbildung 5.63).

Im Mittel über alle Untersuchungsgebiete (Abbildung 5.63 und Abbildung 5.65) schwanken die Gesamtanlandungen, die im Januar/Februar realisiert werden, seit 2008 jährlich um ca. 23,6 % (SD =  $\pm 13,5$  %) und jene, die im November/Dezember getätigt werden, um ca. 22,7 % (SD =  $\pm 4,7$  %). Eine gebietsabhängige Darstellung (Abbildung 5.64) zeigt, dass vor allem im Strelasund/Kubitzer Bodden sowie auch im Westrügener Bodden und Großen Jasmunder Bodden der Anteil der Vorlaichfischerei an den Gesamterträgen in den letzten Jahren deutlich angestiegen ist. Der relative Anteil der vorlaichfischereilichen Anlandungen in den Monaten November/Dezember in den Westrügener und im Großen Jasmunder Bodden (Pearson-Korrelation,  $r = 0,60$ ,  $p < 0,05$ ) sowie im Kleinen Jasmunder Bodden ( $r = 0,55$ ,  $p < 0,05$ ) stieg signifikant seit 2008. Auch der Vorlaichfischerei-Anteil der Gesamtanlandungen, die im Januar/Februar realisiert werden, ist seit 2008 in einigen Boddengebieten angestiegen, wie z. B. im Stettiner Haff ( $r = 0,53$ ,  $p < 0,05$ ), Greifswalder

Bodden ( $r = 0,82$ ,  $p < 0,05$ ) sowie in den Westrügenschon Bodden und im Großen Jasmunder Bodden ( $r = 0,56$ ,  $p < 0,05$ ). In anderen Boddenregionen sind hingegen keine deutlich gerichteten zeitlichen Entwicklungen der Vorlaichfischerei im Zeitraum 2008 bis 2022 zu verzeichnen (Korrelationsanalyse,  $p > 0,05$ ) (Abbildung 5.64).

Einen differenzierteren Blick auf die relativen Unterschiede zwischen den Anlandungshöhen innerhalb der Vorlaichfischereiperiode (November bis Februar) und denen im restlichen Jahr wirft Abbildung 5.65. Hier zeigen die blauen Punkte die im Mittel im November bis Februar angelandeten Hechte und die roten Punkte die mittleren Anlandungen in den übrigen Monaten (März–Oktober). Man sieht, dass Spitzen in der Vorlaichfischerei in manchen Gebieten gehäuft vorzufinden sind (z. B. Stettiner Haff, Peenestrom) als in anderen (z. B. Greifswalder Bodden). Deutlich wird auch ein Anstieg der mittleren Fänge in der Vorlaichperiode, etwa in Westrügen und im Großen Jasmunder Bodden im Frühjahr 2021 und 2022. Eine getrennte Betrachtung für Westrügen und den Großen Jasmunder Bodden (Daten ab 2014, Abbildung 5.65 rechts) zeigt mittlere Hechtanlandungen in der Vorlaichzeit im Großen Jasmunder Bodden, die deutlich über der Vergleichsperiode des restlichen Jahres liegen. Auch der ungewöhnlich hohe Ausfang in der Vorlaichfischerei 2021 im Großen Jasmunder Bodden, der überwiegend auf einen einzelnen Fischer zurückgeht und Anlass für eine große, medial aufgeheizte Debatte war (Arlinghaus et al. 2022a), ist in dieser Betrachtung (Abbildung 5.65 rechts) gut erkennbar. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass es wegen der eher residenten Lebensweise der Boddenhechte mit geringen Austauschraten zwischen Gebieten (Kapitel 3) zu lokaler Überfischung in intensiv befischten Laichschongebieten kommt oder kommen kann, die erst ab 1. April geschützt sind.

#### **Telemetrie- und Fang-Markierung-Wiederfang-Daten**

Die Hechte, die in den Boddengewässern detektiert wurden, zeigen einen grundsätzlichen Rückgang über

## Angel- und berufsfischereiliche Nutzung des Hechtbestands in den Bodden

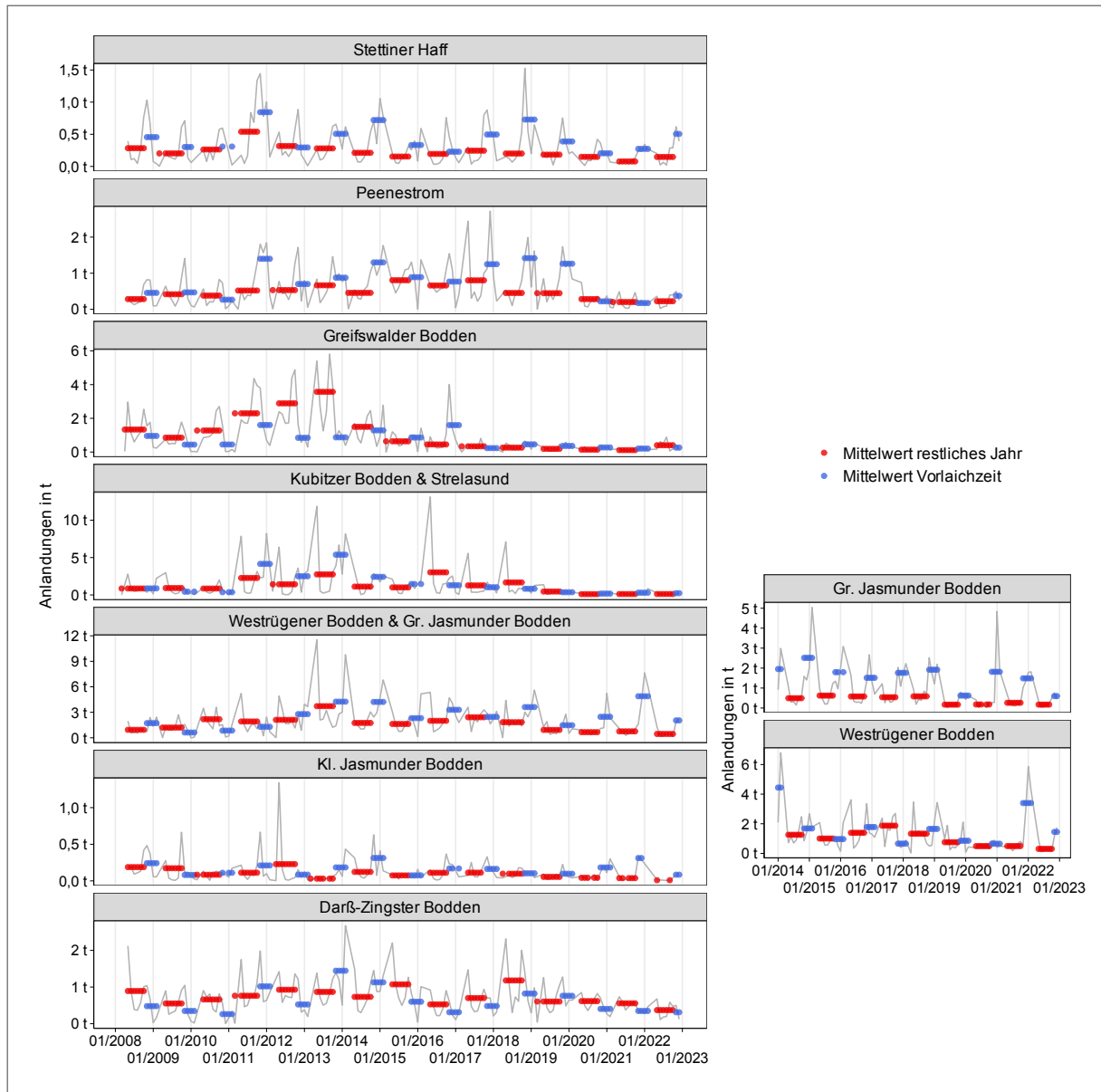


Abbildung 5.65: Berufliche Anlandungen von Hecht auf Monatsebene 2008 bis Ende 2022. Die grauen Linien sind die Monatsanlandungen, zur besseren Sichtbarkeit als Linie. Die roten Punkte kennzeichnen die Mittelwerte über die Monate März bis Ende Oktober jeden Jahres, während die blauen Punkte die Mittelwerte für den Zeitraum November bis Februar jeden Jahres abbilden. Relativ hohe blaue Markierungen indizieren unüblich hohe Ausfischungen während der Vorlaichfischerei. Räumlich differenzierte Darstellung für die Westrügener Bodden und den Großen Jasmunder Bodden (rechts) für den Zeitraum 2014 bis 2022.



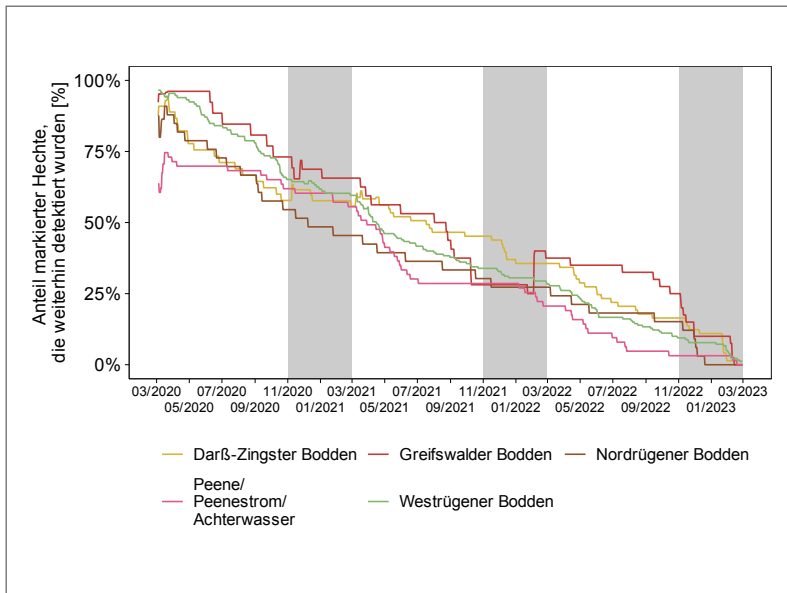


Abbildung 5.66: Anteil an relativen Verlusten von mit Telemetrie-sendern versehenen und aktiv sendenden Hechten je nach Boddengebiet. Ein relativer Rückgang der Anzahl an sendenden Hechten über den Projektverlauf ist durch Ausfälle von Sendern, die natürliche Sterblichkeit, aber auch fischereiliche Entnahmen bedingt. Ein in der kalten Jahreszeit (November–Februar, graue Balken) starker Rückgang, der über den Trend hinausgeht, könnte als Hinweis auf eine potenziell verstärkte fischereiliche Entnahme in der Vorlaichzeit interpretiert werden.

die Zeit, unabhängig vom jeweiligen Boddengebiet (Abbildung 5.66). Dieser Rückgang ist einerseits auf die Limitierung durch Senderausfälle und andererseits auf die Sterblichkeit von Hechten (sowohl durch fischereiliche als auch durch natürliche Sterblichkeit) zurückzuführen. Die Telemetriedaten und der Rückgang an aktiv sendenden Hechten in den Bodden-gewässern verweisen hingegen nicht auf einen Trend der verstärkten Hechtentnahme in den Monaten vor der Laichzeit, also während der Vorlaichfischerei. Der Rückgang des Anteils markierter Hechte, die detektiert wurden (in % pro Tag, Abbildung 5.66), unterschied sich dabei statistisch nicht zwischen den Vorlaichperioden November/Dezember bzw. Januar/Februar und dem restlichen Jahr (Independence Test,  $\max T = 1,59$ ,  $p = 0,24$ ), wobei potenzielle Unterschiede der Boddengebiete berücksichtigt wurden. Aus den Telemetriedaten ist daher keine zusätzliche oder abrupte Abnahme an nicht mehr sendenden Hechten abzulesen, die durch eine erhöhte fischereiliche Entnahme in der Vorlaichzeit erklärt werden könnte.

Von den mit externen Markierungen versehenen Hechten ( $n = 4685$ ) wurden bis Ende 2022 181 Hechte von Fischer:innen wiedergefangen und gemeldet. Eine detaillierte Übersicht zur Anzahl an durch Berufsfischer:innen wiedergefangenen Hechten befindet sich in Tabelle 5.15 in Kapitel 5.5. Die zweimonatliche fischereiliche Entnahmerate von Hechten durch

Berufsfischer:innen (ohne Berücksichtigung eventuell zurückgesetzter Hechte) lag über das gesamte Untersuchungsgebiet und bei Berücksichtigung sämtlicher Korrekturen (z. B. natürliche Sterblichkeit, Markierungsverluste und -sterblichkeit, 80 % Rückmeldungen der Hohe-Belohnungs-Marken; Kapitel 5.5) im Mittel zwischen 0 % und maximal 10,7 % (Abbildung 5.67). Gemeldete Hechtwiederränge durch Berufsfischer:innen waren besonders im Zweimonatsraum März–April, d. h. in der eigentlichen Hechtschonzeit in den Bodden-gewässern, sehr ausgeprägt (Abbildung 5.67). Die maximale Wiederrang- bzw. theoretische maximale Entnahmerate von Hechten betrug 10,7 % (95%-KI = 7,4–14,4 % pro 2 Monate) pro Zweimonatsraum März-April 2020. Hechte, die in der Schonzeit gefangen wurden, waren vermutlich zum größten Teil Beifang in den Reusen und Stellnetzen mit anderen fischereilichen Zielarten und wurden laut Angabe der Fischer:innen auch wieder zurückgesetzt. Eine erhöhte Sterblichkeit dieser Hechte als Folgerscheinung eines Netzfangs ist aber nicht auszuschließen.

Erhöhte Entnahmeraten durch Berufsfischer:innen konnten auch in den Wintermonaten vor der Laichzeit (November bis Ende Februar, Vorlaichfischerei) beobachtet werden. So lag in einem Szenario, in dem nur tatsächlich entnommene Hechte berücksichtigt wurden, die berufsfischereiliche Entnahme über das gesamte Untersuchungsgebiet im

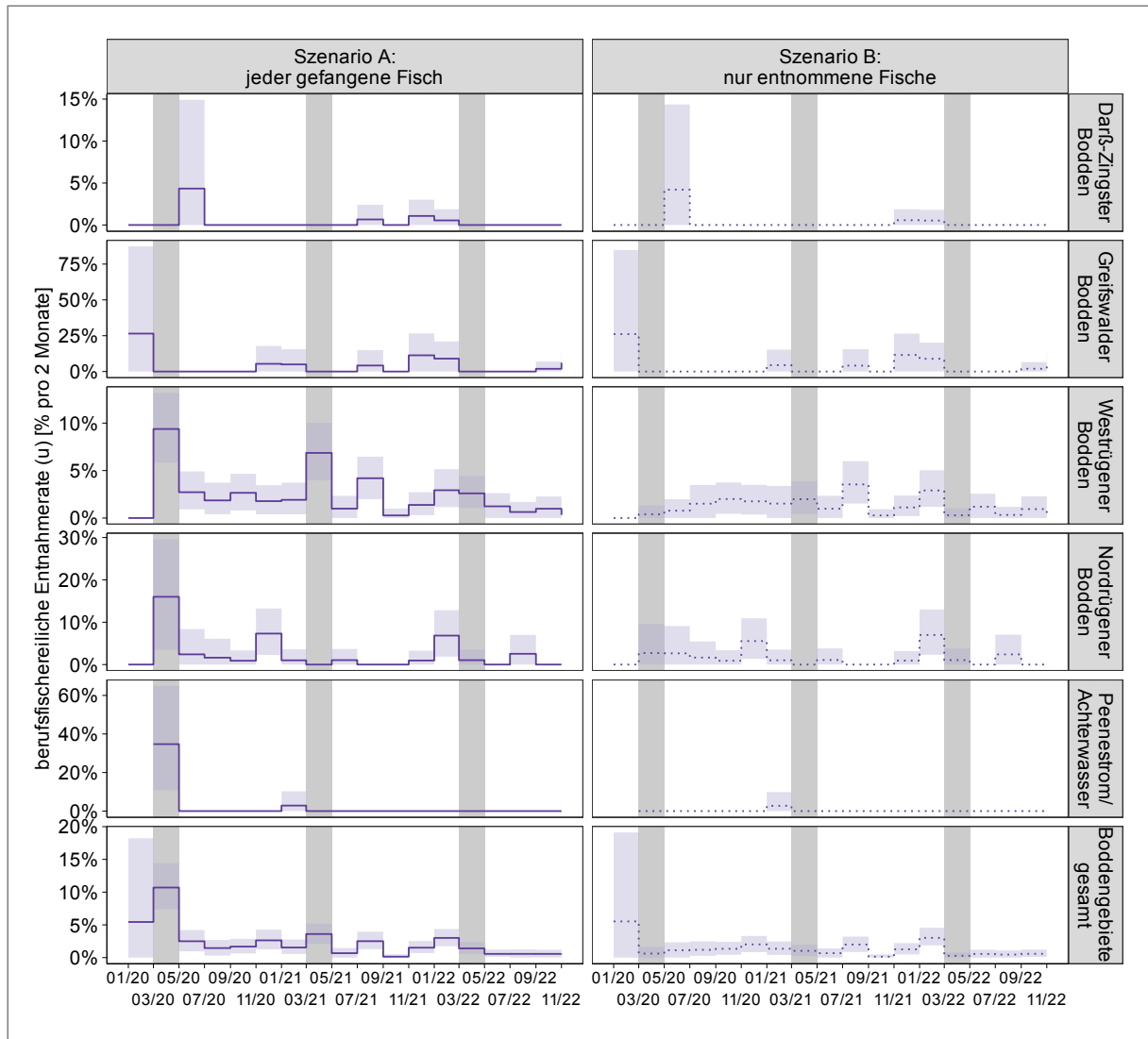


Abbildung 5.67: Saisonale Entwicklung von zweimonatlichen Entnahmeraten durch die Berufsfischerei je Boddenregion und insgesamt. Schattierte Bereiche zeigen das 95%-Konfidenzintervall unter Berücksichtigung von Unsicherheiten durch Markierungsverluste, Markierungssterblichkeit und Rückmelderaten. Graue Vertikalbalken kennzeichnen die Hechtschonzeit pro Jahr.

Zweimonatsraum Januar–Februar 2020 mit 5,5 % pro 2 Monate (95%-KI = 0–19,1 %) am höchsten im gesamten Jahresverlauf. Verglichen mit den restlichen Monaten war in der Vorlaichzeit vor allem im Greifswalder Bodden und den Bodden Nordrügens ein Anstieg der berufsfischereilichen Hechtentnahme zu erkennen, insbesondere im Jahr 2021 (Abbildung 5.67). Die erhöhten Hechtkontakte in bzw. vor der Laichzeit sind ein Indiz für eine zu dieser Zeit er-

höhte Fängigkeit mit passiven Fanggeräten wie Reusen und Stellnetzen.

**Standardisierte Hechtbefischungen während der Periode der Vorlaichfischerei und Zusammenhang zwischen Hechtabundanz und standörtlichen Umweltparametern**

Standardisierte Befischungen an 18 ausgewählten Standorten (Tabelle 1 in Box 1.1 in Kapitel 1) zeig-

ten insgesamt deutliche statistische Unterschiede in den erreichten Einheitsfängen zwischen den drei Zeitpunkten (Herbst, Winter, Frühjahr 2022/2023, Abbildung 5.68) in den Hechtstellnetzen ( $\chi^2 = 71,96$ ;  $p < 0,001$ ) und Strandwadern ( $\chi^2 = 15,56$ ;  $p < 0,001$ ). Die Anzahl der mit Stellnetzen gefangenen Hechte nahm ab Jahresbeginn 2023 zu und erreichte Ende März einen Höhepunkt. Dabei waren die Einheitsfänge in den Hechtstellnetzen zu allen drei Zeitpunkten signifikant unterschiedlich, die höchsten Fänge wurden im Frühjahr 2023 verzeichnet (Abbildung 5.68).

Im Gegensatz dazu wurden Anfang Dezember die meisten Hechte mit Strandwadern gefangen, wobei die Zahlen bis zum Ende des Untersuchungszeitraums im Frühjahr 2023 abnahmen. Die mit Strandwadern erzielten Hechtfänge lagen im Frühjahr signifikant unterhalb des Winter- bzw. Herbstniveaus (Abbildung 5.68).

Die Ergebnisse der Regressionsbaumanalysen (BRT-Modelle) zeigen deutliche Unterschiede im Hecht-Einheitsfang, die stark vom Gebiet abhängig waren, aber insbesondere der zeitliche Aspekt,

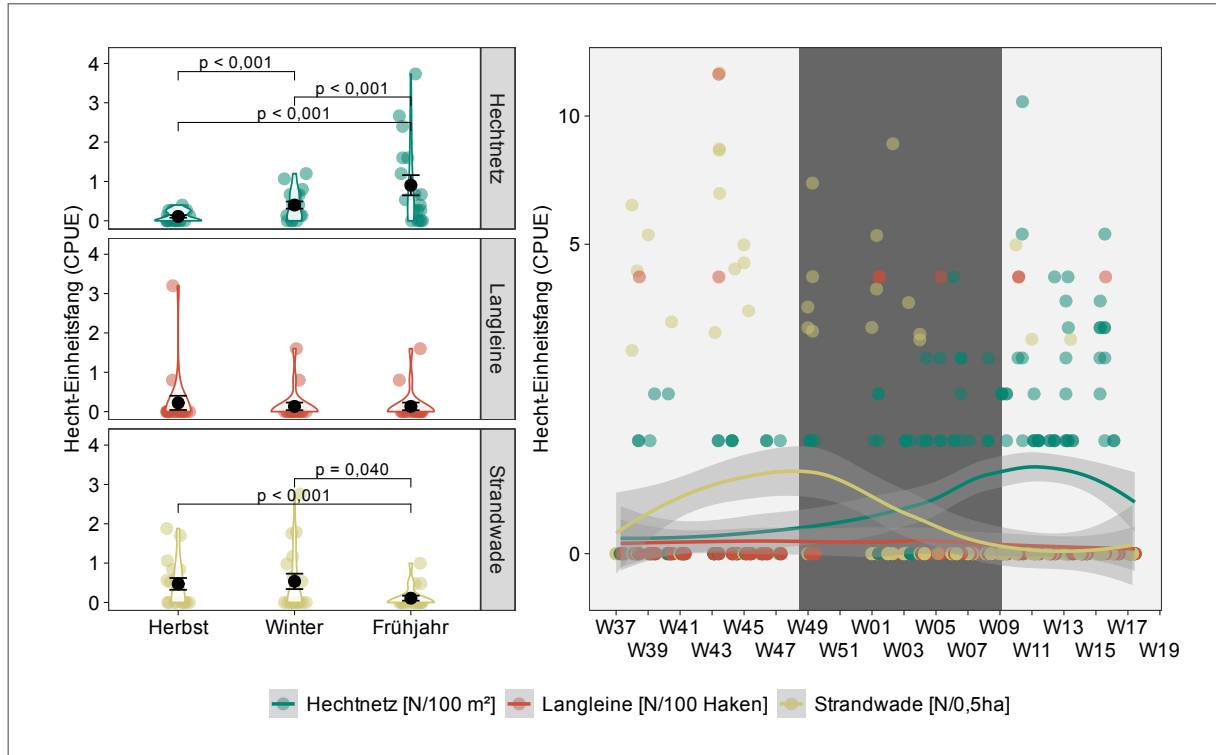


Abbildung 5.68: Zeitlicher Verlauf der Hechtfänge im Winterhalbjahr 2022/23 an 18 Boddenstandorten. Die Violinplots (links) veranschaulichen den Hechteinheitsfang pro Fanggerät für die drei verschiedenen Fangsaisons Herbst, Winter und Frühjahr. Die schwarzen Punkte und Fehlerbalken repräsentieren die jeweiligen Mittelwerte und Standardabweichungen. Statistische Signifikanz wurde mittels Posthoc Tukey-Tests für multiple Vergleiche pro Fanggerät ermittelt. Das Streudiagramm (rechts) zeigt die kontinuierliche zeitliche Entwicklung der Hechteinheitsfänge pro Fanggerät. Die Linien stellen den geglätteten Trend (LOESS) der zeitlichen Veränderung der Hechtfänge dar. Jeder Datenpunkt repräsentiert einen einzelnen Fang (z.B. Strandwadenzug). Die grauen Vertikalbalken zeigen die unterschiedenen Fangsaisons.

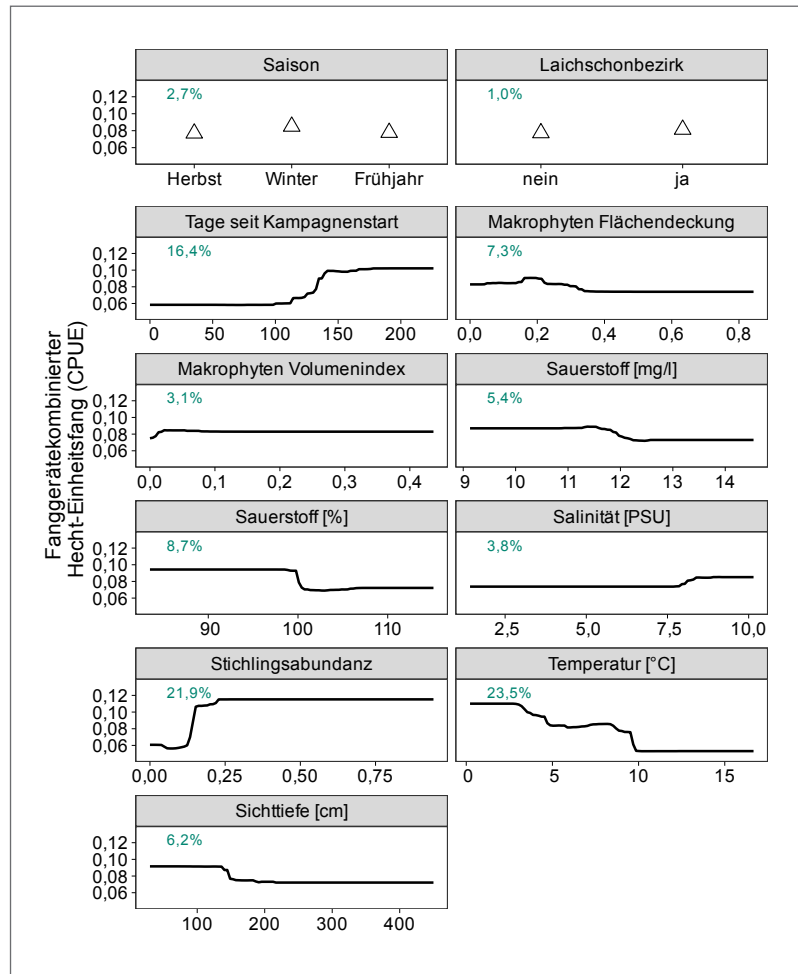


Abbildung 5.69: Marginaler Zusammenhang einzelner Variablen mit den Hechteinheitsfängen der standardisierten Vorlaichfischereibeprobungen, basierend auf Regressionsbaumanalysen. Die Stärke des Einflusses jeder Variablen (Permutationswichtigkeit) ist als prozentualer Wert angegeben.

mit einem Anstieg im Frühjahr 2023, spielte eine wichtige Rolle. Es war daher nicht überraschend, dass die Temperatur als wichtigste Umweltvariable einen hohen Erklärungswert für die Variabilität in den Hechtfängen über den Untersuchungszeitraum aufwies (Abbildung 6.69). Im Gegensatz dazu hatten die Sichttiefe, der Sauerstoffgehalt, die Salinität und die Makrophytenbedeckung als Einzelvariablen einen eher geringeren Einfluss (jeweils <10% Permutationswichtigkeit) im Modell (Abbildung 5.69). Die höchsten Hechtfänge wurden in den Frühjahrs- tagen bei Wassertemperaturen unter 10 °C und einer Sichttiefe unter 1,5 m beobachtet. Die höchsten Hechtfänge wurden im Untersuchungszeitraum bei moderater Makrophytenbedeckung (10-40% flächige Bedeckung durch Makrophyten) festgestellt (Abbildung 5.69). Es wurden auch minimale erhöhte Hecht-

fänge in den als Laichschonbezirken ausgewiesenen Buchten im Vergleich zu den ungeschonten Gebieten beobachtet, jedoch war dieser Effekt nur geringfügig. Es ist wichtig anzumerken, dass die Ausprägung von Umweltvariablen, insbesondere Temperaturveränderungen, mit der zeitlichen Entwicklung der Probenahmen im Untersuchungszeitraum einhergeht und die zugrunde liegenden kausalen Mechanismen (ob Wassertemperatur oder andere phänologische Prozesse) auf die Hechtabundanz nicht abschließend durch BRT-Modelle geklärt werden können. Ein besonders relevanter biotischer Faktor war die Häufigkeit des Dreistachligen Stichlings, die im Modell in einer positiven Beziehung zum Hecht-Einheitsfang stand. Der Fokus bei BRT-Modellen liegt jedoch hauptsächlich auf der Abbildung von korrelativen Zusammenhängen und nicht auf der Untersuchung von

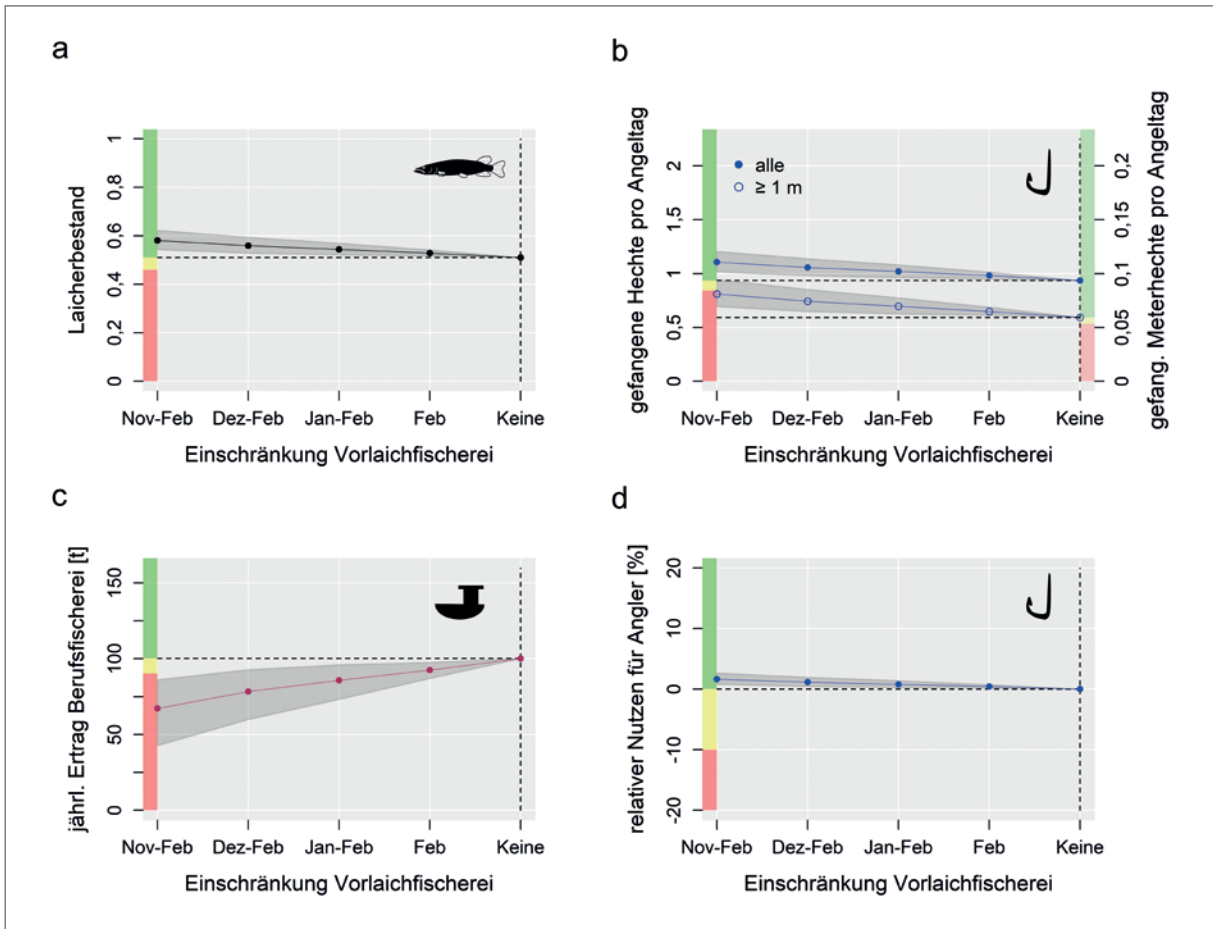


Abbildung 5.70: Modellvorhersagen zu Auswirkungen der Einschränkung der Berufsfischerei in verschiedenen Monaten der Vorlaichzeit auf verschiedene Zielgrößen des Fischereimanagements: a) auf den Laicherbestand der Hechte (1 = 100% = unbefischter Zustand), b) auf die Hechtfangrate der Angler:innen und speziell für Hechte ab einem Meter Länge, c) auf den jährlichen Ertrag (Anlandungen) der Berufsfischerei in Tonnen sowie d) auf den relativen Nutzen für Angler:innen. Die horizontalen gestrichelten Linien markieren jeweils den gegenwärtigen Zustand. Modellvorhersagen oberhalb der gestrichelten Referenzlinie (grüner Bereich der vertikalen Achse) bedeuten eine Verbesserung hinsichtlich der Zielgröße bei der jeweiligen Maßnahme, Modellvorhersagen unterhalb der Referenzlinie verweisen auf eine Verschlechterung (gelber Bereich für leichte Verschlechterungen um bis zu 10 %, roter Bereich für Verschlechterungen um mehr als 10 %). Der dunkelgraue Bereich markiert die Unsicherheit im Modell, die sich aus den zwischen den Jahren variierenden fischereilichen Fanganteilen der jeweiligen Monate an den Gesamtjahresanlandungen ergibt (untere Grenze = Mittelwert minus Standardabweichung des Fanganteils, obere Grenze = Mittelwert plus Standardabweichung).

kausalen Beziehungen. Daher können anhand der beobachteten Zusammenhänge zwischen Dreistachligen Stichlingen und Hechten keine eindeutigen Aussagen getroffen werden, ob der Stichling dem Hecht folgt um als Laichräuber die Hechteier oder -larven zu dezimieren wie in schwedischen Gewässern be-

obachtet (Nilsson et al. 2004, Eklöf et al. 2020), ob der Hecht dem Stichling als potenziellem Beutefisch folgt oder ob beide Arten aufgrund gemeinsamer bevorzugter Umweltbedingungen zusammen vorkommen. Letzteres ist nicht unwahrscheinlich, da der Hecht während der Laichzeit vor allem krautreiche,

ruhige Buchten aufsucht, die auch einen attraktiven Lebensraum für den dreistachligen Stichling darstellen.

Eine wichtige Erkenntnis aus der zeitlichen Entwicklung der standardisiert erhobenen Hechtabundanz ist, dass potenzielle negative Auswirkungen vorlaichfischereilicher Entnahmen (gemessen als möglicher Rückgang der Hechtabundanz) durch migrationsbedingte Effekte, d. h. Einwanderung in die Untersuchungsgebiete vor und während der Laichzeit, überlagert werden. Die erhöhten Einheitsfänge in den Hechtstellnetzen während oder vor der Laichzeit deuten auf eine erhöhte Beweglichkeit und damit Fangbarkeit mit passiven Fanggeräten hin. Aufgrund der gerichteten Migration und/oder systematisch erhöhten Fängigkeit im Frühjahr konnte mit unserem Verfahren nicht seriös beantwortet werden, ob durch die Vorlaichfischerei ein signifikanter lokaler Ausfischeffekt entsteht. Methodisch zeigten sich die von uns eingesetzten Langleinen als nicht geeignet, die Abundanz abzubilden, und auch die Stellnetze konnten die Abundanz nur unter Vorbehalten erheben, da wahrscheinlich zeitliche Effekte der Fängigkeit die möglichen Ausfischeffekte überlagern.

### Modellierung der Wirkungen der Ausfischung

Ein Verbot der kommerziellen Hechtfischerei in der Vorlaichzeit würde gemäß den Modellvorhersagen den Laicherbestand, die Hechtfangrate sowie die Meterhechtfangrate für Angler:innen und damit auch den relativen Nutzen für die Angler:innen fördern. Auf der anderen Seite wäre mit einem Rückgang der Erträge der Berufsfischerei zu rechnen (Abbildung 5.70). Je mehr Monate beschränkt werden, desto stärker die Wirkung. Die maximale Wirkung ließe sich bei einem Verbot der kommerziellen Hechtfischerei im gesamten Zeitraum der Vorlaichzeit (1. November bis Ende Februar) erzielen. Dies würde gemäß dem mittleren Szenario im Modell zu einem Anstieg des Laicherbestands um 14 %, der Hechtfangrate für Angler:innen um 17 %, der Meterhechtfangrate für Angler:innen um 25 % und des relativen Nutzens für Angler:innen um 2 % führen, während

der Hechtertrag der Berufsfischerei um 31 % sinken würde. Der relative Nutzen für Angler:innen wurde auf der Basis einer experimentell in Interviews mit Angler:innen ermittelten Nutzenfunktion kalkuliert (Koemle et al. 2022), in die multiple Komponenten eines Angelerlebnisses einfließen.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Die Daten (mit Ausnahme der telemetrischen Daten) zeigen deutlich, dass die Monatsfänge in der kalten Jahreszeit (v. a. November bis Februar) regelmäßig herausstechen. Zu dieser Zeit sind Hechte besonders aktiv und lassen sich gut mit Reusen oder Stellnetzen fangen, was mittels Fang-Markierung-Wiederfang-Daten sowie mit standardisierten Vorlaichbefischungen bestätigt werden konnte. In Westrügen finden wir zudem einen deutlich ansteigenden Trend in der Vorlaichfischerei auf Hecht. Aktuelle telemetrische Beobachtungen deuten an, dass an den Bodden die Hechte in verschiedenen Buchten und Wieken laichen (Kapitel 3, Lukyanova 2022). Eine Einschränkung der Fischerei in besonders intensiv als Laichort genutzten Gebieten während der Vorlaichzeit könnte folglich zum Schutz der entsprechenden Laichfische und der lokalen Population beitragen. Das ginge auf Kosten der Erträge der Berufsfischerei. In jedem Fall sollte für einen ausreichenden Austausch zwischen Fanggebieten oder zwischen dem offenen Bodden und Laichbuchten oder Laichwiesen gesorgt werden, indem Fanggeräte wie Stellnetze nicht als sequenziell angeordnete unüberwindbare Barrieren den Zugang zu Laichbuchten und Zuflüssen bzw. Mündungen von Flüssen absperren. Eine scharfe Reduktion von Lokalpopulationen kann wegen der insgesamt geringen Immigration aus anderen Gebieten die lokalen Abundanzen in den Folgemonaten empfindlich treffen. Findet eine Vorlaichfischerei vor Zuflüssen oder Mündungen statt, könnten ganze reproduktiv isolierte Teilpopulationen oder ganze Populationen empfindlich getroffen werden. Fischereischonbezirke an Flussmündungen zur Gewährleistung des Fischwechsels sind daher sinnvoll.

## 5.7 Wirkung des Ausschlusses der Fischerei auf Fischbestände und Hechtfängigkeit

Marlon Braun, Phillip Roser, Fritz Feldhege, Johannes Radinger & Robert Arlinghaus

### Kontext

Bisherige Analysen zu den Wirkungen der Fischerei auf den Hechtbestand an den Bodden basierten auf indirekten Belegführungen, z. B. bestandskundlichen Analysen zur Bestimmung der aktuellen Fischereiersterblichkeit in Bezug auf eine separat festgelegte akzeptable Fischereiersterblichkeit. Eine Möglichkeit, die Auswirkungen der Angel- und Berufsfischerei auf Fischbestände direkt zu untersuchen besteht darin, den fischereilichen Druck durch die Installation von Schutz- bzw. Schongebieten räumlich begrenzt zu reduzieren (Schongebiete) oder auf null zu setzen (Schutzgebiete mit Nullnutzung). Durch den Vergleich der Hechtbestände in Schon- oder Schutzgebieten mit strukturell ähnlichen Referenzgebieten mit Fischereizugriff können gerade bei Arten mit eher lokalen Bewegungsradien (wie beim Hecht) die Wirkungen der Fischerei vergleichend studiert werden.

Es ist hinlänglich belegt, dass effektiv regulierte Meeresschutzgebiete (Abbildung 5.71), die eine für die Zielfischart angemessene Ausdehnung haben und von Menschen akzeptiert werden (geringes Maß illegaler Fischerei), fischereilich induzierte negative Effekte auf befischte Fischarten, vor allem auf die Biomasse und Abundanz, abmildern. Dies ist der Fall, weil sie den Hauptsterblichkeitsfaktor, der auf den meisten Beständen lastet – die Fischerei – ausschalten oder reduzieren (Lester et al. 2009). Eine direkte Folge effektiver Schonungen wären dann erhöhte Abundanzen und Biomassen von fischereilichen Zielfischarten in Schutzzonen im Vergleich zur Situation in intensiv befischten Vergleichsgebieten (Lester et al. 2009). Besonders die großen und alten Individuen werden in Schon- und Schutzgebieten geschont. Sie können dann in diesen Gebieten akkumulieren und in ihrer Abundanz gegenüber Vergleichsgebieten mit



Abbildung 5.71: Fischschonbezirke sind ganzjährig fischereilich geschonte Gebiete (mit Ausnahme von saisonalen Fischschonbezirken im Umkreis von 300 m vor der Mündung von Boddenuzuflüssen), die sowohl für die Angel- als auch Berufsfischerei gesperrt sind.

© DOMINIQUE NIESSNER

offenem Zugang für Fischer:innen und Angler:innen (im Folgenden bezeichnet als „offene Gebiete“, OG) ansteigen (Edgren 2005, Lester et al. 2009, Nelson et al. 2018, Berggren et al. 2022, Bergström et al. 2022). Möglicherweise geht das aber auf Kosten des Wachstums in Schutzgebieten, weil die Dichte der geschonten Fische ansteigt. Möglicherweise werden auch bestimmte Verhaltens- und Wachstumstypen aufgrund der gesteigerten Dichte systematisch aus Schutzgebieten in offene Gebiete „exportiert“ (sog. Spill Over) (Januchowsky-Hartley et al. 2013, Alós et al. 2015a,b). Eine Förderung von Raubfischen innerhalb von Schon- und Schutzgebieten könnte überdies trophische Kaskaden in Nahrungsnetzen auslösen, wodurch sich die relative Häufigkeit und Biomasse der Beuteorganismen verändert (Albouy et al. 2010, Mumby et al. 2006). Es ist nicht davon auszugehen, dass sich der Artenreichtum und andere Biodiversitätsmaßzahlen in Schutzgebieten verändern, da die Angel- und Berufsfischerei vornehmlich Wirkungen auf Abundanz, Größenstruktur und Biomasse der Zielarten hat und die Auslöschung ganzer Arten unwahrscheinlich ist. Möglich sind aber Veränderungen der Dominanzverhältnisse innerhalb der Fischgemeinschaft, wenn bestimmte Arten oder Artengruppen selektiv befischt werden und die Immigration gering ist (Lewin et al. 2006).

In den Bodden gibt es eine große Anzahl verschiedener Schon- und Schutzgebiete (Kapitel 2, 6, Abbildung 5.71, Abbildung 5.72). Wir definieren Schutzgebiete als überwiegend naturschutzfachlich motiviert, während Schongebiete (z. B. Fischschonbezirke oder Laichschonbezirke) fischereilich motiviert sind. Die Wirkungsweise beider räumlicher Schutzgebietsformen dürfte insofern ähnlich sein, als dass in bestimmten Arealen die Fischereierblichkeit reduziert ist. Da es an den Bodden so gut wie keine Gebiete mit Komplettausschluss der fischereilichen Nutzung gibt (nur für 1 % aller Gebiete gilt eine Nullnutzung, Kapitel 2), wird im Folgenden der Begriff Schongebiet (SG) verwendet, der die Reduktion des Fischereidrucks meint, diesen aber nicht vollkommen ausschließt. Die verschiedenen Schon- und Schutzgebiete an den Bodden unterscheiden sich hinsichtlich ihrer fischereilichen Einschränkungen insbesondere was den Zugang für Angler:innen angeht. Hingegen ist in fast allen Gebieten die kommerzielle Fischerei zumindest zeitweilig im Jahr erlaubt. Für einige ansonsten streng geschützte Gebiete können Angler:innen bzw. lokale Angelvereine Ausnahmegenehmigungen erwerben, wie z. B. für einige Bereiche der Pflegezonen des Biosphärenreservats Südost-Rügen (Kapitel 2). Da aber die Kenntnis dieser Ausnahmegenehmigungen gerade unter Tourist:innen eher gering ist, dürften diese Gebiete weniger frequentiert sein. Unterschiede in den Zugänglichkeiten gerade für Angler:innen ergeben sich ferner über Befahrensregelungen, z. B. für die Befahrung mit Motorbooten, über die Unzugänglichkeit von Uferbereichen oder über Verbote des Angelns vom Ufer, wie es an vielen Stellen im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft üblich ist. All das kann den Hechtbestand in bestimmten Gebieten vor der Angel- und Berufsfischerei schonen. Aus wissenschaftlicher Sicht bietet dies die Möglichkeit, die Wirkung der Fischerei auf den Boddenhechtbestand zu untersuchen, indem der Bestand innerhalb von Schongebieten mit dem Bestand in freien Gebieten ohne Zugangsbeschränkungen verglichen wird.

Für die Bodden gibt es keine Arbeiten, die den Einfluss und die Wirksamkeit der eingerichteten



Abbildung 5.72: An den Bodden gibt es eine Vielzahl unterschiedlicher Naturschutzgebiete.

© ROBERT ARLINGHAUS

Schongebiete auf Fischarten im Detail untersucht haben. Ende der 1990er-Jahre wurden gutachterlich Laichschongebiete im gesamten Boddengebiet hinsichtlich ihrer Fischartengemeinschaft untersucht (Gosselck et al. 1999), aber es fanden keine Vergleichsanalysen in ungeschonten Gebieten statt. Studien aus Schweden legen nahe, dass Laichschongebiete sehr positiv auf die Hechtabundanz wirken können (Eklöf et al. 2023). Berggren et al. (2022) zeigten, dass Hechte in Schongebieten der schwedischen Ostsee älter und länger waren, d. h. eine reduzierte Sterblichkeit aufwiesen. Um wissenschaftlich zu untersuchen, ob Schongebiete auch an den Bodden positive Wirkungen auf die Fischgemeinschaften, speziell die Raubfische, haben, sind entweder Vorher-Nachher-Studienansätze während der Implementierung von Schongebieten oder observationale Vergleiche strukturell ähnlicher Gebiete, die Unterschiede im Fischereidruck aufweisen, nötig. Die zu vergleichenden Gebiete lassen sich dann hinsichtlich der Fischhäufigkeiten, Fischlängen und des Alters/Wachstums der befischten Arten sowie der Fängig-



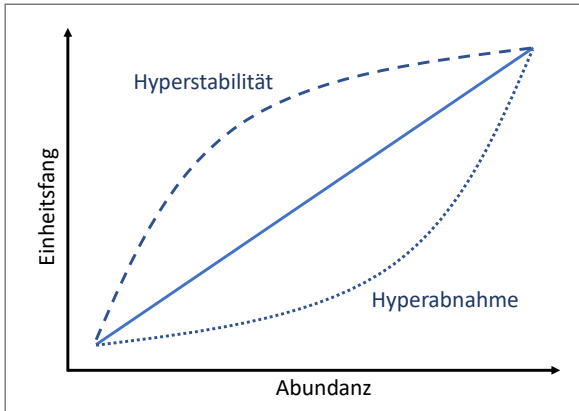


Abbildung 5.73: Konzeptionelle Darstellung unterschiedlicher Zusammenhänge zwischen Abundanz und Fangrate. Hyperstabilität (gestrichelte Linie) führt unter zunehmendem Fischereidruck zunächst zu relativ stabil bleibenden Fängen. Unter Hyperabnahme (gepunktete Linie) brechen Fänge in Bezug zur darunterliegenden Abundanz überproportional ein. Nur unter Annahme eines linearen Zusammenhanges beider Faktoren (durchgehende Linie) spiegeln Fangraten auch die tatsächliche Abundanz wider.

keit vergleichen. Beim paarweisen Vergleich von SG und OG sind daher verschiedene Umweltfaktoren zu berücksichtigen, da vermeintliche Unterschiede zwischen SG und OG auch auf den Effekten anderer Faktoren beruhen können, die sich zwischen den Gebieten systematisch unterscheiden. In den seltensten Fällen werden Schongebiete zufällig im Raum verteilt, sodass Schongebietsstudien besonderen Wert auf die Kontrolle von Umweltfaktoren legen müssen.

Neben der Abundanz ist auch die Hakscheuheit ein wichtiger Einflussfaktor für die anglerischen Fangraten (Beukema 1970, Kuparinen et al. 2010, Arlinghaus et al. 2017b). Schongebiete können Hechten Rückzugsorte bieten und sie vergangene negative Erfahrungen vergessen lassen, was die Fangbarkeit erhöhen könnte. Fangenerfolg ist in der Angelfischerei einer der wichtigsten Motivatoren und entscheidet über die Zufriedenheit eines Trips (Arlinghaus 2006a, Koemle et al. 2021, 2022, Birdsong et al. 2022, Kapitel 4). Fangraten und Fischabundanz verhalten sich jedoch nicht zwangsläufig linear bzw. direkt proportional zueinander (Abbildung 5.73). Starker Angeldruck kann dazu führen, dass die Fangzahlen

überproportional zur darunterliegenden Abundanz abnehmen. Das heißt, dass selbst bei moderatem Fischaufkommen unter Umständen die Fangzahlen mit der Angel gefangener Fische einbrechen (Hilborn & Walters 1992). Dieser Effekt wird „Hyperdepletion“ der Fangrate genannt. Er kann einerseits durch angelfischereiliche Selektion erklärt werden, aber andererseits auch durch inaktive Fische, wenn aktivere und besser fangbare Individuen über Jahre entnommen wurden (Monk et al. 2021), sowie durch die Vermeidung gerade sehr offensichtlicher Kunstköder nach einmaligen Hakerfahrungen und entsprechendem plastischen Lernverhalten (Beukema 1970). Es ist aber auch denkbar, dass Hechte als Fischart, die an Habitat aggregiert, selbst bei reduzierten Populationsgrößen noch effektiv von Angler:innen gefunden wird, sodass die Fangraten hoch bleiben, obwohl die Bestände zurückgehen. Dieser Prozess wird als Hyperstabilität der Fangrate bezeichnet (Abbildung 5.73). Mehrere Studien haben gezeigt, dass nicht nur die aktiven, vielschwimmenden und rasch wüchsigen Hechte selektiv geangelt werden, sondern dass Hechte auf Beangelung mit reduzierter Fängigkeit reagieren, selbst wenn gar keine Fische entnommen werden (Kuparinen et al. 2010, Arlinghaus et al. 2017a,b, Monk et al. 2021). Das ist ein eindeutiger Beleg für Hakvermeidungsverhalten von Hechten, das bereits zuvor von Beukema (1970) in Teichversuchen beschrieben wurde. In Schongebieten haben Hechte Rückzugsräume, was deren Aggressivität und Fängigkeit steigern könnte (Eklöf et al. 2023).

Ziel dieser Studie war ein Vergleich der Fischbestände in Gebieten mit und ohne partiellen Ausschluss von Fischerei und Angelfischerei an den Bodden. Als Modellarten für Raubfische dienten Hecht und Barsch. Zusätzlich wurde die weitere Fischgemeinschaft untersucht, da auch hier fischereilich relevante Arten vertreten sind, wie z. B. Brasen und Plötzen. Zwischen März 2022 und Januar 2023 wurde ein systematischer Gebietsvergleich zwischen SG und OG in einem Teilgebiet der Grabow (Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft), in den Gewässern zwischen Ummanz und Rügen

beim Leuchtturm Waase (Kubitzer Bodden) und im an den Greifswalder Bodden angeschlossenen Seenpaar Neuensierer und Selliner See (Biosphärenreservat Südost-Rügen) durchgeführt.

### Methoden

#### Vergleichsgebiete

Für die vergleichende Untersuchung wurden drei Gebiete ausgewählt: eines in der Grabow (A), eines im Westrügener Bodden (B, im Folgenden als „Umanz“ bezeichnet) und das an den Greifswalder Bodden angeschlossene Seenpaar Neuensierer See und Selliner See (C). Dabei wurden in jedem der drei Vergleichsgebiete zwei Zonen für die Untersuchung definiert (Abbildung 5.74). In einer der Zonen sollte die Fischerei

und Angelei frei ausgeübt werden dürfen (OA, blaue Umrandung in Abbildung 5.74), während in der anderen Zone der Zugang für Fischerei und Angelei eingeschränkt (wenn auch nicht immer komplett verboten) war (SG, grüne Umrandung in Abbildung 5.74).

In den offenen Gebieten ist sowohl die Berufsfischerei als auch die Angelfischerei grundsätzlich erlaubt. Entsprechend wurde während der Untersuchungsperiode in allen offenen Gebieten die berufsfischereiliche und angelfischereiliche Nutzung über Zählungen der Fanggeräte bzw. Personen registriert (Abbildung 5.75).

Die geschonten Referenzgebiete (SG) der drei Vergleichsgebiete unterscheiden sich wesentlich untereinander hinsichtlich ihrer Regelungen zur Erlaubnis der fischereilichen Nutzung, aber auch in der tatsäch-

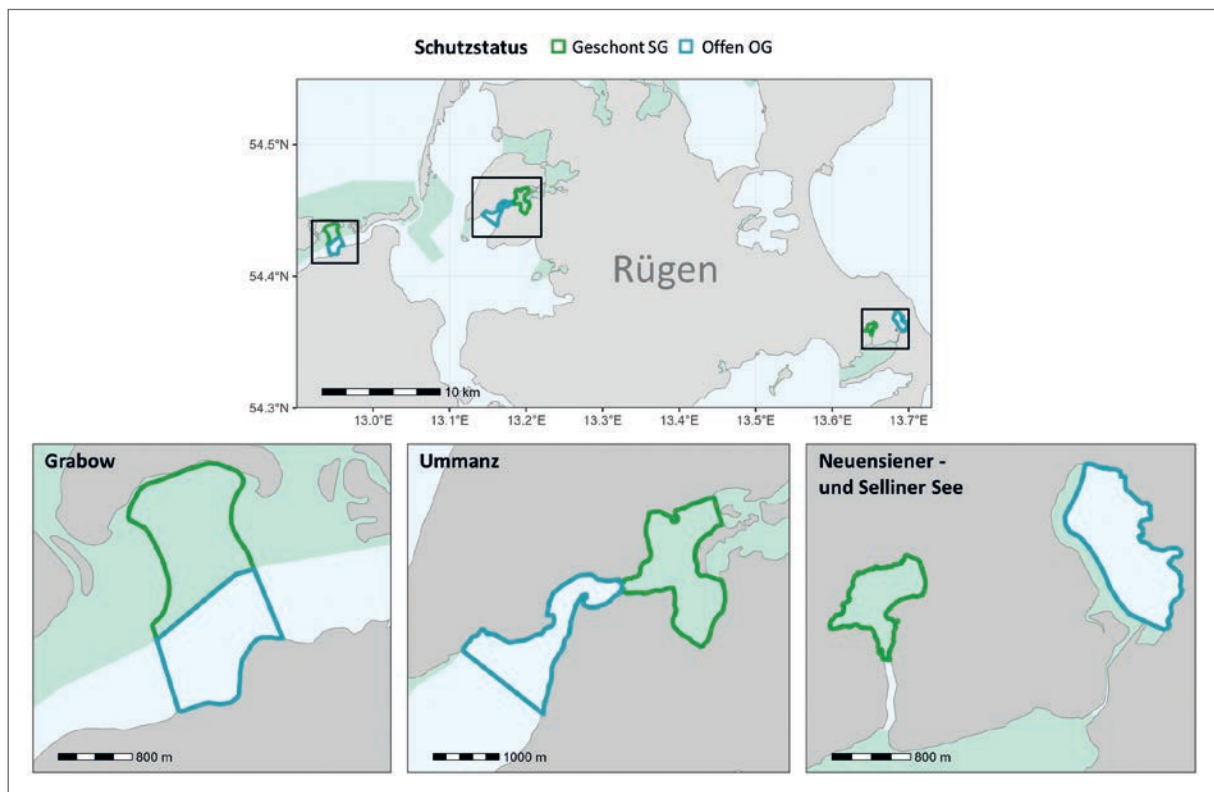


Abbildung 5.74: Übersicht über die drei Vergleichsgebiete Grabow, Umanz und das Seenpaar Selliner/Neuensierer See.

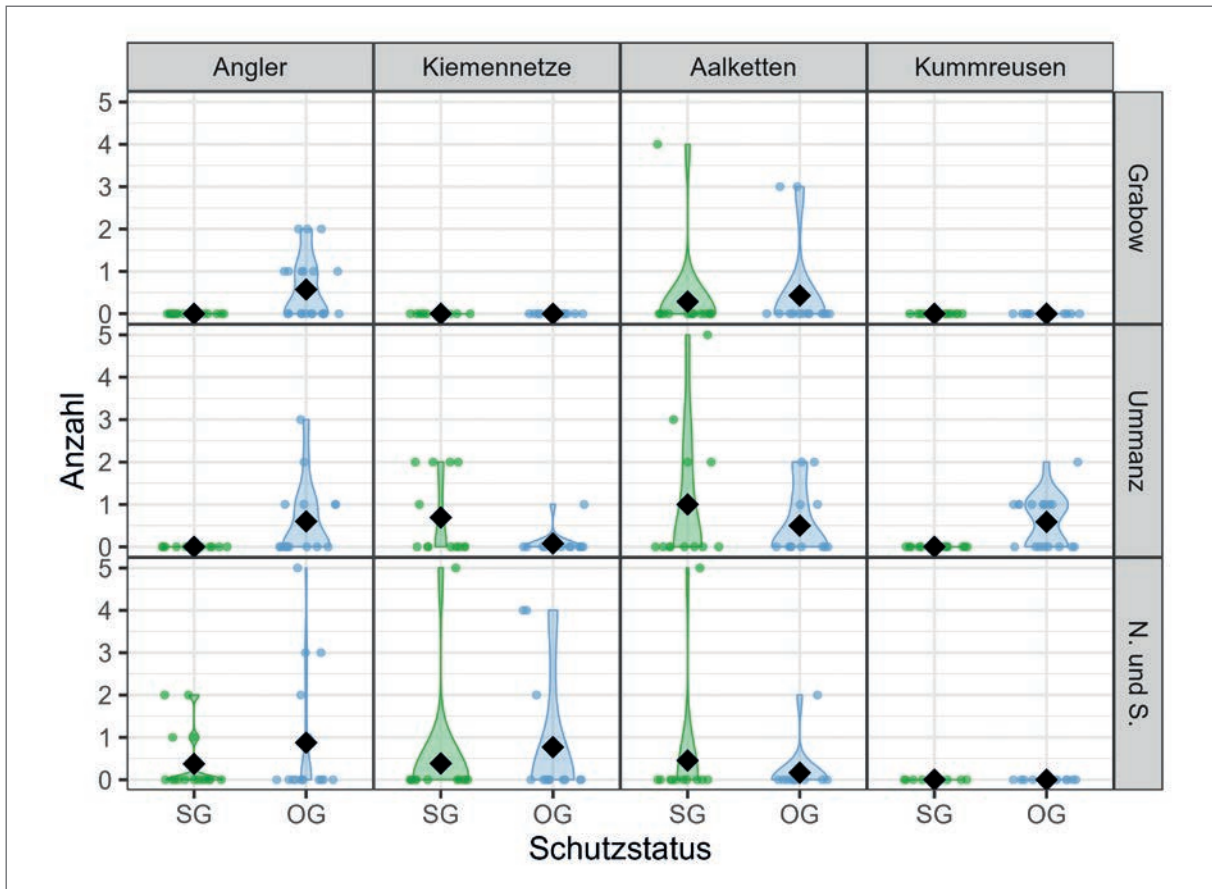


Abbildung 5.75: Gezählte Fanggeräte und angetroffene Fischer bzw. Angler zu den Beprobungsterminen im Jahr 2022.

lichen Nutzung. So gilt in den geschonten Gebieten der Gebiete Grabow (Kernzone 1 Nationalpark) und Ummanz (Pflege- und Entwicklungszone des Nationalparks) ein striktes Angel- und Befahrensverbot mit Ausnahme weniger Berufsfischer:innen, die auf Grund von Sondergenehmigungen der Fischerei in den Gebieten nachgehen dürfen. Das Vergleichsgebiet Neuensierer und Selliner See ist Teil der Pflegezone des Biosphärenreservates. Hier gibt es nach den Beobachtungen im Feld und trotz anderer Erwartungen nur geringfügige Unterschiede hinsichtlich der fischereilichen Einschränkungen zwischen den Seen (Abbildung 5.75). Im Neuensierer See (SG) ist sowohl das Angeln für eine begrenzte Anzahl an Angler:innen mit Ausnahmegenehmigung als auch die kommerzielle Befischung unter gewissen Einschränkungen erlaubt. Das Befahren des Neuensierer Sees

ist nur für Fischer:innen (auch mit motorisiertem Boot) und Angler:innen, die unmittelbar am See ein Grundstück besitzen (nur mit Paddelboot), erlaubt. Letztere sind jedoch begrenzt verfügbar, sodass der überwiegende Teil der Angler:innen am Neuensierer See (SG) an den wenigen vom Ufer zugänglichen Stellen der Angeleri nachgeht. Dadurch ist der Angeldruck auf der Seemitte im Vergleich zum Selliner See (OG) insgesamt leicht reduziert. Der Selliner See (OG) ist (abgesehen von einem als Naturschutzgebiet ausgewiesenen Randstreifen am südlichen und westlichen Ufer) für Fischer:innen und Angler:innen hingegen mit gültiger Fangerlaubnis völlig frei zugänglich und die Nutzung motorisierter Boote ist allgemein gestattet. Ein Totalausschluss von Fischerei war in keinem der drei Untersuchungsgebiete gegeben. Der geringste Fischereiaufwand wurde während des Unter-

Tabelle 5.16: Beschreibung des Schonstatus und der diesbezüglichen Regelungen der untersuchten Gebiete.

Gewässer	Schonstatus	Behörde	Flächenausweisung	Regelungen	Weiteres
Grabow	geschont	Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft	Kernzone des Nationalparks	1. Befahrens-Verbot 2. keine Angelfischerei	1. Ausnahmegenehmigung für einen Berufsfischer, Maß der Nutzung unbekannt, mutmaßlich keine aktive Fischerei auf Hecht
	offen	Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft	Pflege und Entwicklungszone	1. Angeln mit gültiger Angelkarte vom Boot und Ufer 2. zugänglich für Fischer:innen mit Fischereierlaubnis	–
Ummanz	geschont	Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft	Pflege und Entwicklungszone	1. Befahrensverbot 2. keine Angelfischerei 3. Laichschonbezirk von April bis Mai	1. Ausnahmegenehmigung für einen Berufsfischer mit aktiver Fischerei auf Hecht
	offen	Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft	Pflege und Entwicklungszone	1. Angeln mit gültiger Angelkarte vom Boot und Ufer 2. zugänglich für Fischer:innen mit Fischereierlaubnis	–
Neuensiener/Selliner See	geschont	Biosphärenreservat Südost-Rügen	Pflegezone	1. Befahrensverbot 2. Angeln vom Ufer mit Ausnahmegenehmigung erlaubt; Angelberechtigung für Anwohner:innen mit Boot 3. Laichschonbezirk von April bis Mai	1. berufliche Fischerei aktiv, Anzahl der Fischer:innen unbekannt; aktive Hechtfischerei unbekannt 2. Anzahl der Ausnahmegenehmigungen für Angler:innen unbekannt; aktive Angelei auf Hecht
	offen	Biosphärenreservat Südost-Rügen	Küstengewässer innerhalb des Biosphärenreservats, teilweise Pflegezone des Biosphärenreservats (Westufer)	1. Angeln mit gültiger Angelkarte vom Boot und Ufer 2. zugänglich für Fischer:innen mit Fischereierlaubnis 3. Laichschonbezirk von April bis Mai	–

suchungszeitraumes im SG der Grabow festgestellt. Hier fand abgesehen von Aalketten keine fischereiliche Aktivität statt (Abbildung 5.75). Allerdings konnten nach Projektende in der Kernzone 1 in der Grabow Netze gesichtet werden. Eine Übersicht der Regelungen hinsichtlich der fischereilichen Nutzung für jedes Gebiet ist in Tabelle 5.16 dargestellt.

**Fischerhebungen**

Um die Fischartenzusammensetzung der Untersuchungsgebiete zu beproben, wurden in jedem Ge-

bietspaar pro Zone (SG und OG) sechs randomisierte benthische Multimaschenstellnetze (30 m \* 1,5 m, Maschenweiten: 5, 6,5, 8, 10, 12,5, 15,5, 19,5, 24, 29, 35, 43, 55 mm) nach DIN EN 14757 Wasserrahmenrichtlinien-Standard jeweils zu drei verschiedenen Jahreszeiten (Frühjahr: April–Mai, Sommer: Juli, Herbst: Oktober 2022) gestellt. Um gezielt Hechte und größere Barsche zu fangen, wurden aus größeren Multimaschen bestehende „Hechtmultimaschennetze“ (100 m \* 1,5 m, Maschenweiten: 50, 60, 75, 95, 110 mm) angefertigt und für zusätzliche



Abbildung 5.76: Stellen der Netze in der Abenddämmerung (links). Bei allen in den Netzen gefangenen Fischen wurde die Totallänge bestimmt (rechts).

© MARLON BRAUN, DOMINIQUE NIESSNER

Beprobungen genutzt. Beide Netztypen wurden vor Sonnenuntergang gestellt und nach Sonnenaufgang gehoben. Die Netze wurden in Wassertiefen > 0,7 m gestellt. Alle in diesen zwei Netztypen gefangenen Fische wurden auf 1 mm genau vermessen (Gesamtlänge) und auf 1 g genau gewogen. Beim Stellen der Netze wurden die Wassertemperatur, Wassertiefe (für jedes einzelne Netz), Salinität, Sichttiefe (Secchi-Tiefe) und der Sauerstoff im Wasser gemessen.

Weiterhin wurde an 40 Tagen, verteilt über die drei Jahreszeiten, mit der Angelrute vom Boot gezielt auf Hechte geangelt, um die Gebiete hinsichtlich ihres anglerischen Einheitsfanges zu vergleichen. Hier wurde ein standardisiertes Design verwendet, wobei pro Angeltag insgesamt vier Runden à 1,5 oder 2 h im Wechsel zwischen SG und OG gefischt wurden. Das Startgebiet (SO/OG) wurde dabei zufällig ausgewählt. Bei diesen Angelbeprobungen fischten zwischen einem und drei Boote simultan nach der gleichen Vorgehensweise. Die verwendeten Kunstköder mussten je Angler:in in zwei aufeinanderfolgenden Angelrunden gleichbleiben, um für Ködereffekte auf den Fang zu kontrollieren. Geangelt wurde unter Einsatz eines Driftsacks, mit dem das Boot sich, je nach Windrichtung, über die Zone treiben ließ. Dabei wurden die Startpunkte so gewählt, dass das Treiben des Bootes die Flächen der Zonen bestmöglich abdeckte. Dies sollte einen repräsentativen Einheitsfang für die Zonen ermöglichen, wie von Tibblin et al. (2023) auch für schwedische Küstenhechte vor-

geschlagen. Vor jeder Session wurden die Wassertemperatur, Salinität, Sichttiefe (Secchi-Tiefe) und der Sauerstoff im Wasser gemessen.

Jeder gefangene Hecht wurde vermessen (Totallänge, auf 1 mm genau) und gewogen (auf 1 g genau). Des Weiteren wurden von jedem Hecht Schuppen unterhalb der Rückenflosse entnommen, um das Alter und das Wachstum des Hechtes zu bestimmen. Die Schuppen wurden randomisiert von einem einzigen Leser analysiert, um Lesereffekte zu vermeiden. Vor der Lesung wurde der Leser geschult. Die Längenrückberechnung erfolgt nach Francis (1990) und der Fraser-Lee-Methode. Längen-korrigierte Berechnungen erfolgten nach Berggren et al. (2022).

Um die Gebiete unter Berücksichtigung ihrer unterschiedlichen Umweltfaktoren in ihrer Fischartenzusammensetzung zu vergleichen, wurde ein standardisierter Biomassenvergleich (Biomasse pro Stellnetz) aller mit den benthischen Multimaschennetzen gefangenen Fische durchgeführt. Um daraus Schlussfolgerungen über die Nahrungsverfügbarkeit für Hechte und Barsche in den SG und OA zu ziehen, wurde ein generalisiertes lineares Modell benutzt mit der abhängigen Variable Biomasse pro Stellnetz und den unabhängigen Variablen Schonstatus, Gebiet und Jahreszeit. Des Weiteren wurde eine Redundanzanalyse auf Grundlage von Abundanz und Biomasse aller gefangenen Fischarten genutzt, um die Fischartenzusammensetzung im Vergleich zu untersuchen. Zu kontrollierende Umweltparameter

wurden beim Setzen der jeweiligen Netze notiert oder nachträglich für das gesamte Gebiet bestimmt: Schonstatus, Gebiet, Jahreszeit, mittlere Tiefe und Größe des Gebietes, Wassertemperatur, Salinität, Trübung (Secchi-Tiefe), Makrophytenbedeckung (visuell über eine Unterwasserkamera erhoben), der Anteil der Uferlinie eines Gebietes, in dem das Schilf ins Wasser ragt (visuell über aktuelle Luftbilder erhoben), und die Wellenexposition (bestimmt nach Wijkmark & Isæus 2010). Die Variablen wurden auf Kollinearität geprüft und die mittlere Tiefe, Trübung und die Wellenexposition aus dem Modell entfernt. Unter Anwendung einer schrittweisen Selektion wurden dann jene Variablen bestimmt, die den größten Einfluss auf die Fischartenzusammensetzung (Biomasse sowie Abundanz verschiedener Fischarten in den Netzen) hatten.

Um den Einfluss der Fischerei auf verschiedene fischereirelevante Fischarten zu bestimmen, wurden außerdem die Biomasse und Abundanz von Barschen, Bleien und Plötzen untersucht. In die Berechnung der Abundanz der Barsche flossen nur Tiere über 200 mm (fischereiliches Mindestmaß für die Bodden) in die Analyse ein. Abundanzunterschiede zwischen den Zonen sollten sich besonders in dieser Größenklasse widerspiegeln. Bleie und Plötzen wurden nicht weiter unterteilt, da es keine Schonmaße für diese Fischarten gibt. Es wurden für alle Fischarten sowohl die Fänge in den kleinmaschigen Multimaschenstellnetzen als auch die Fänge der Hechtmultimaschennetze benutzt. Der Einheitsfang pro Spezies wurde als Anzahl der Fische einer Art pro Netz gemessen. Es kam ein generalisiertes lineares gemischtes Modell (Poisson-Verteilung) zur Anwendung, das die Zone, das Gebiet, die Jahreszeit sowie die Interaktionen zwischen den Variablen in Beziehung zum Einheitsfang setzte. Des Weiteren wurde der Netztyp als Zufallsvariable in das Modell eingebunden, um die Unterschiede im Einheitsfang zwischen den beiden Netzen zu korrigieren. Zur Kontrolle der unterschiedlichen Längen der beiden Netztypen floss auch die Netzlänge als Offset in das Modell ein.

Für die Analyse der Gesamtlängen von Hechten, Barschen, Bleien und Plötzen wurden alle gefangenen Individuen der Angelsessions und beider Netztypen benutzt. Die Analyse der Unterschiede der Gesamtlängen der Fischarten erfolgte mittels linearer gemischter Modelle. Die Gesamtlängen von Hechten und Barschen wurde hierbei in Abhängigkeit vom Schutzstatus, Gebiet, der Jahreszeit sowie der Interaktionen betrachtet. Auch das Fanggerät wurde als Zufallsvariable in das Modell integriert, um den Einfluss der Längenselektion der Fanggeräte zu kontrollieren.

Die Abundanz von Hechten wurde anhand des Einheitsfangs (Hechte pro Stunde) der mit der Angel gefangenen Hechte geschätzt. Die Hechtmultimaschennetze fingen nur im Frühling Hechte, bildeten also nicht alle befischten Jahreszeiten ab und wurden nicht in die Abundanzanalyse einbezogen. Die Unterschiede im Angel-Einheitsfang wurden mit einem generalisierten linearen Modell (Poisson-Verteilung) analysiert, in das die unabhängigen Variablen Zone (SG vs. OG), Gebiet und Jahreszeit sowie die Interaktionen zwischen Zone/Gebiet und Zone/Jahreszeit eingingen.

Für Hechte wurden weiterhin das Alter und Wachstum anhand der genommenen Schuppenproben untersucht. Hechte aus beiden Fangmethoden (Angeln, Netze) wurden für die Analyse herangezogen. Zum einen wurde das längenkorrigierte Wachstum nach Berggren et al. (2022) berechnet. Zudem wurde der Abstand zwischen den Altersringen einer Hechtschuppe als Indikator für Zuwachs herangezogen. Die Nutzung zweier unterschiedlicher Wachstumsmaße diente dabei der Robustheitskontrolle. Zur Analyse der Altersdaten wurde ein lineares gemischtes Modell benutzt, in dem das Alter zum Zeitpunkt der Beprobung in Beziehung zu verschiedenen Variablen gesetzt wurde (Zone, Gebiet, Jahreszeit und Interaktionen zwischen Zone/Gebiet und Zone/Jahreszeit). Das Fanggerät wurde als Zufallsvariable im Modell genutzt, um für potenzielle Unterschiede in Wachstum bzw. Alter zwischen Hechten beider Fangmethoden zu kontrollieren. Die Wachstumsmodelle wurden lediglich mit den un-

abhängigen Variablen Zone und Gebiet, sowie der Interaktion zwischen Zone/Gebiet berechnet. Die Jahreszeit wurde nicht als Variable in das Modell mit aufgenommen, weil davon ausgegangen wurde, dass der Fangzeitpunkt des Hechtes keinen Einfluss auf das Wachstum hat. Da pro Hecht mehrere Datenpunkte in das Modell gingen, wurden das Individuum, Geschlecht sowie das zurückberechnete Alter eines Fisches als Zufallsvariablen mit in das Modell eingebracht, um für individuums- und geschlechtsspezifische Unterschiede im Wachstum zu kontrollieren.

Alle Modelle wurden durch den visuellen Vergleich ihrer Residuen hinsichtlich der Güte validiert. Um den Einfluss einzelner Variablen und Interaktionen zu testen, wurden Typ 3-Wald-Chi-Quadrat-Tests benutzt. Vergleiche in der Beutefischzusammensetzung nach Biomasse zwischen einzelnen Gruppen von Prädiktorvariablen wurden mittels Tukey-HSD-Post-Hoc Tests durchgeführt, nicht parametrische Mann-Whitney-U-Tests wurden für alle anderen paarweisen Vergleiche (Biomasse-, Abundanz-, Längen-, Alters-, Wachstumsmodelle) verwendet. Die Analysen wurden mit dem Programm „R“ (Version: 2023.03.0) durchgeführt.



Abbildung 5.77: Beim Angeln auf Hecht kommen vorwiegend Kunstköder zum Einsatz.

© FALK WEISS, HUMBOLDT-UNIVERSITÄT ZU BERLIN

### Unterschiede in der Fängigkeit zwischen Ködern

Um Unterschiede in der Fängigkeit verschiedener Ködertypen zu untersuchen, wurde die Anzahl der gefangenen Hechte pro Angelsession aus den vergleichenden Angelbeprobungen in Abhängigkeit von der Interaktion zwischen Ködertyp und Schutzstatus mittels eines generalisierten linearen gemischten Modelles der Poisson-familie untersucht. Dadurch kann der Unterschied in der Fängigkeit eines Ködertyps zwischen geschützten und offenen Gebieten beurteilt werden. Dies erlaubt es, eventuelle köderspezifische Faktoren, die mittels Hakscheuheit einen verstärkten Unterschied im Fangerfolg zwischen geschützten und offenen Gebieten erzeugen, zwischen unterschiedlichen Ködertypen abzubilden. Das Vergleichsgebiet, die Saison, sowie die Angler-Identität wurden als Zufallsvariablen im Modell berücksichtigt, um Varianzen auf Grund dieser Faktoren zu erklären bzw. zu kontrollieren.

### Erhebung des Hakvermeidungsverhaltens

Zur Erhebung der Hakvermeidung und als alternatives Abundanzmaß wurde vergleichendes experimentelles Kunstköderangeln alternierend zwischen



Abbildung 5.78: Auch das Fliegenfischen wurde bei den Vergleichsbefischungen eingesetzt.

© DOMINIQUE NIESSNER

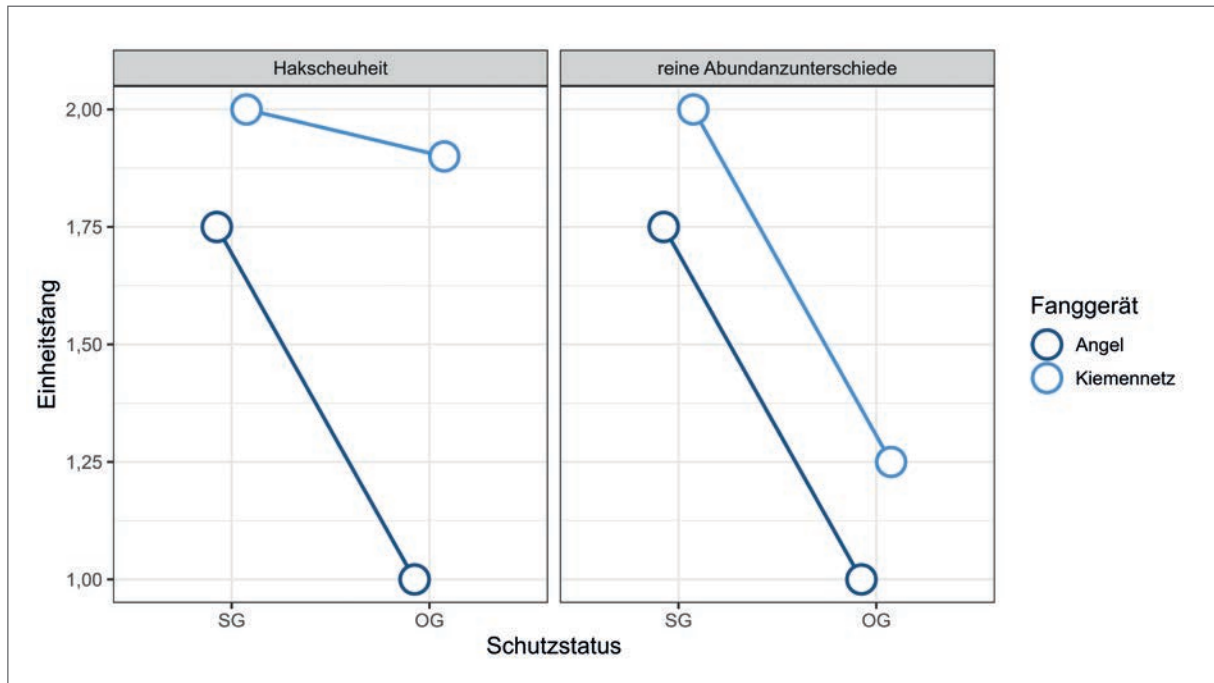


Abbildung 5.79: Konzeptionelle Darstellung des Effektes von Hakscheuheit auf den Einheitsfang, untersucht durch den Vergleich der Gefälle im Einheitsfang zwischen SG und OG für zwei Fangmethoden (hier Angel und Kiemennetz). Sind Fangunterschiede von SG nach OG zwischen beiden Methoden gleich stark, ist der Effekt rein durch Abundanzunterschiede getrieben (links). Wenn jedoch der Abfall der Einheitsfänge von SG nach OG mit der Angel steiler ist als mit dem Kiemennetz, kann zusätzlich von Hakscheuheit ausgegangen werden (links).

geschützten und offenen Gebieten vom Boot aus an insgesamt 59 Angeltagen durchgeführt. Dabei wurden die Anzahl an Nachläufern (Hechte, die dem Köder folgen, ohne anzubeißen), Fehlissen (Hechte, die nicht gelandet werden konnten) und gefangenen Hechten erfasst. Um den Einfluss von Angeldruck auf die Anbisswahrscheinlichkeit als Maß der Aggression zu untersuchen, wurden Daten von Nachläufern und Bissen mittels eines logistischen Modells analysiert, indem die Wahrscheinlichkeit eines Anbisses bzw. Nachläufers in Abhängigkeit vom Schutzstatus modelliert wurde. Da jeder während des Angelns gesichtete (oder gefangene) Fisch in eine von zwei Kategorien fiel (angebissen oder nicht angebissen), konnte sowohl für OG als auch für SG die Wahrscheinlichkeit ermittelt werden, ob ein gesichteter Hecht einen vorbeiziehenden Köder attackierte oder nicht. Unter der Annahme von vorliegender Hakscheuheit sollte die Anbissrate in SG höher sein, da diese Fische (sofern keine Immigration aus einem befischten Gebiet statt-

gefunden hat) bisher keine oder geringe Hakerfahrungen gemacht haben. Um den Einfluss von Angeldruck auf die Landerate (Wahrscheinlichkeit, einen Hechtbiss zu verwandeln und den Fisch zu landen) zu untersuchen, wurden Daten von Bissen und gefangenen Fischen mittels eines logistischen Modells analysiert. Dabei wurde die Wahrscheinlichkeit, einen Fisch zu landen, in Abhängigkeit vom Schutzstatus modelliert. Die Hypothese war, dass Hakscheuheit und vorsichtigeres Anbeißen zu einer geringeren Landerate in offenen Gebieten führt.

Als angelunabhängiges Abundanzmaß von Hechten dienen 1) die Einheitsfänge von Stellnetzbefischungen aus dem Frühjahr 2022 (Sommer- und Herbstfänge boten aufgrund sehr geringer Stellnetzfänge keine akzeptablen Abundanzmaße, Kapitel 8) und 2) die eDNA-Konzentrationen, die in den drei Zeiträumen in den Untersuchungsgebieten ermittelt wurden (Kapitel 8). Die angeleiunabhängigen Metriken der Abundanz (Stellnetzdaten und e-DNA) wur-





Abbildung 5.80: Durch Vergleichsangeln in Schon- und Nicht-Schongebieten wurde das Hakvermeidungsverhalten der Fische untersucht.

© PHILIPP FREUDENBERG

den mit den Einheitsfängen aus der Angelfischerei in SG und OG verglichen. Wenn Hakscheuheit besteht, sollten der anglerische Einheitsfang und die angelnunabhängigen Metriken unterschiedliche Verläufe in Schon- und Nichtschongebieten zeigen. Zu erwarten wäre, dass bei Hakscheuheit der Abfall von Einheitsfängen im OG gegenüber dem SG mit der Angel stärker ausfällt als mit dem Stellnetz (Abbildung 5.79).

Der Effekt der Hakscheuheit wurde mittels eines generalisierten linearen gemischten Modells analysiert (Zero-Inflated Gamma), indem der Interaktionsterm zwischen den Fanggeräten (Angeln und Stellnetz) und dem Schutzstatus (SG und OG) als fester Effekt auf den Einheitsfang untersucht wurde. Für die Feststellung eines signifikanten Interaktionsterms wurde das Modell mit und ohne Interaktionsterm mittels Likelihood-Ratio-Test gegeneinander getestet.

## Ergebnisse und Diskussion

### Einfluss des Schutzstatus auf die Fischartenzusammensetzung

Insgesamt wurden 8.431 Fische aus 31 Arten mit den benthischen Multimaschenstellnetzen gefangen. Von diesen 8.431 Fischen wurden 4.900 Fische

(58 %) in den SG gefangen. Es gab keine Unterschiede in der Biomasse aller Arten bei einer Totallänge unter 40 cm (potenzielle Hechtbeutefische) je Netz zwischen dem SG und dem OG ( $\chi^2 = 0,84$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,36$ ) und folglich keine Hinweise, dass die Unterschutzstellung substantiell die Beutefischmengen verändert hätte. Der Interaktionsterm zwischen Schutzstatus, Gebiet und Jahreszeit war in Bezug auf die Beutefischbiomasse signifikant ( $\chi^2 = 16,47$ ,  $df = 4$ ,  $p < 0,01$ ). In dem Untersuchungsgebiet in der Grabow gab es einen signifikanten Unterschied ( $t(89) = -3,1$ ,  $p < 0,05$ ) zwischen dem SG und dem OG: Das Gesamtgewicht der Fische in den Netzen war im Sommer im SG durchschnittlich höher als im OG (Abbildung 5.81). In Ummanz fanden sich keine Unterschiede in der Beutefischbiomasse zwischen dem SG und dem OG in den verschiedenen Jahreszeiten (Abbildung 5.81). Im Neuensieder See (SG) wurden im Sommer ( $t(89) = -3,97$ ,  $p < 0,01$ ) sowie im Herbst ( $t(89) = -5,4$ ,  $p < 0,001$ ) signifikant höhere Biomassen in den Netzen gefangen als im Selliner See (OG) (Abbildung 5.81).

Die ausgewählten Umweltvariablen erklärten 34 % der Biomassezusammensetzung der verschiedenen Arten (angepasster  $R^2$ ). Schutzstatus ( $F = 3,21$ ,  $p < 0,01$ ), Gebiet ( $F = 4,91$ ,  $p < 0,001$ ), Jahreszeit ( $F = 5,38$ ,  $p < 0,001$ ), Gebietsgröße ( $F = 4,5$ ,  $p < 0,001$ ), Wassertemperatur ( $F = 6,68$ ,  $p < 0,001$ ), Salinität ( $F = 12,43$ ,  $p < 0,001$ ), Pflanzenbedeckung ( $F = 7,18$ ,  $p < 0,001$ ) und Schilfanteil an der Uferlinie ( $F = 2,28$ ,  $p < 0,05$ ) bestimmten die Biomassezusammensetzung. Die Unterschiede zwischen SG und OG sieht man z. B. am Biomasseanteil der Plötzen und der Barsche: Barsche waren biomasseseitig häufiger in SG, Plötzen hingegen in OG (Abbildung 5.82).

Hinsichtlich der Häufigkeitsverteilungen der Fischartengemeinschaft erklärte die RDA 37 % der Varianz (angepasster  $R^2$ ). Die Gebietsgröße wurde nach der Selektion als irrelevanter Faktor für die Fischartenzusammensetzung gewertet. Die beiden ersten Achsen der RDA erklärten etwas mehr als 16 % der Varianz. Schutzstatus ( $F = 5,04$ ,  $p < 0,001$ ), Gebiet ( $F = 47,86$ ,  $p < 0,001$ ), Jahreszeit ( $F = 5,79$ ,  $p < 0,001$ ), Wassertemperatur ( $F = 6,12$ ,  $p < 0,001$ ), Salinität ( $F = 22,26$ ,  $p < 0,001$ ), Pflanzenbedeckung ( $F = 6,71$ ,  $p < 0,001$ ) und Schilfanteil an der Uferlinie ( $F = 6,69$ ,  $p < 0,001$ ) bestimmten die Fischarten-

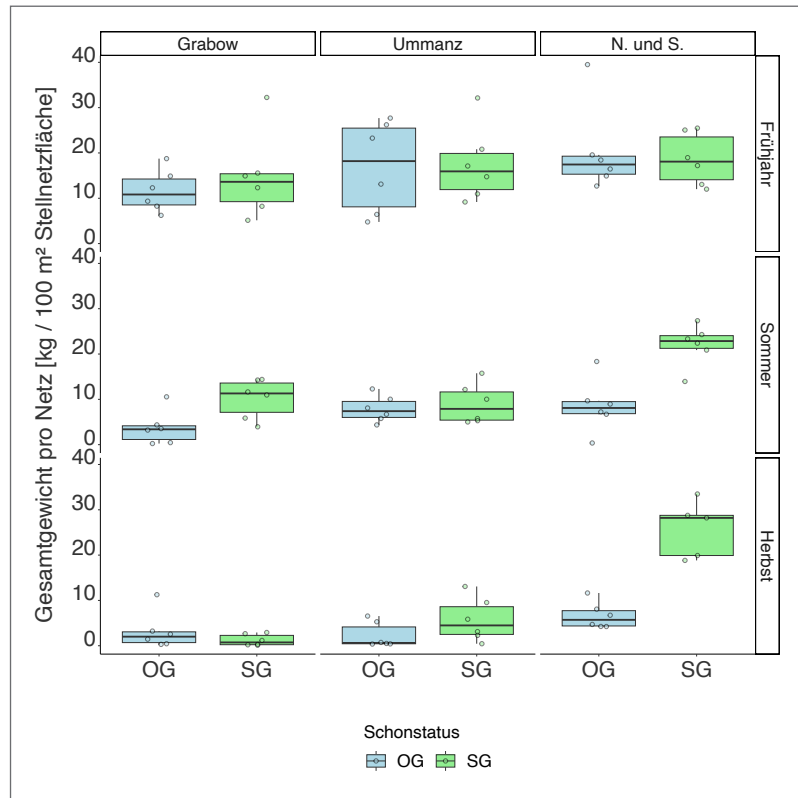


Abbildung 5.81: Biomasse aller Fischarten unter 40 cm Totallänge in geschonten (SG) und offenen (OG) Gebieten in drei verschiedenen Bodden und Jahreszeiten.

zusammensetzung nach der Häufigkeit. Der Unterschied zwischen SG und OG wird wieder deutlich, wenn man die Anteile der Barsche und Plötzen betrachtet, die sich entsprechend den Biomasseanteilen verhielten (Abbildung 5.82).

Abbildung 5.82 zeigt, dass nur wenige Fischarten die Unterschiede der Fischartengemeinschaft steuerten und dass die Unterschiedlichkeit vor allem von Umweltfaktoren, die nichts mit dem Schutzstatus zu tun haben, getrieben wird. Unterschiede in der Häufigkeit von Barschen, Plötzen und Ukeleien erklärten gewisse Gebietsunterschiede (Abbildung 5.82). Ein positiver Zusammenhang zwischen Jahreszeit und ansteigender Temperatur und der Biomasse sowie Anzahl von Güstern, Rotfedern und Ukeleien wurde mittels der Stellnetzdaten nachgewiesen. Die Barschhäufigkeit und der Pflanzenbedeckungsgrad waren positiv miteinander assoziiert. Bei allen anderen Fischarten und Umwelt- und Managementvariablen gab es keine klaren Zusammenhänge.

Unabhängig vom Schutzstatus dominierten Plötzen und Barsche biomasseseitig die Fischartenge-

meinschaft, mit höheren Anteilen von Barschen in SG und von Plötzen in OG (Abbildung 5.83). Hechte machten biomasseseitig in SG und OG jeweils ungefähr ein Sechstel der Fischgemeinschaft aus. Der Biomasseanteil der Hechte in OG basierte auf nur zwölf gefangenen Individuen (SG: fünf Hechte). Da Einzelfänge größerer Hechte relativ starke Auswirkungen auf die Biomasse haben, sollten die Biomassedaten vorsichtig interpretiert werden. In der Abundanz dominierten Ukelei und Plötze, gefolgt von Barsch und Dreistachligem Stichling. Hechte hatten nur äußerst geringe Abundanzanteile, werden aber bekanntermaßen in Multimaschennetzen nach Wasserrahmenrichtlinie nur schlecht gefangen (Olsson et al. 2023). Weiterführende Informationen zur Saisonalität der Fischartenvorkommen finden sich in Kapitel 1.

#### Einfluss des Schutzstatus auf Bleie und Plötzen

Insgesamt wurden 393 Bleie mit den beiden Netztypen gefangen (Multimaschen: 17 Bleie, Hechtnetze: 376 Bleie). Der Schonstatus hatte als Haupteffekt

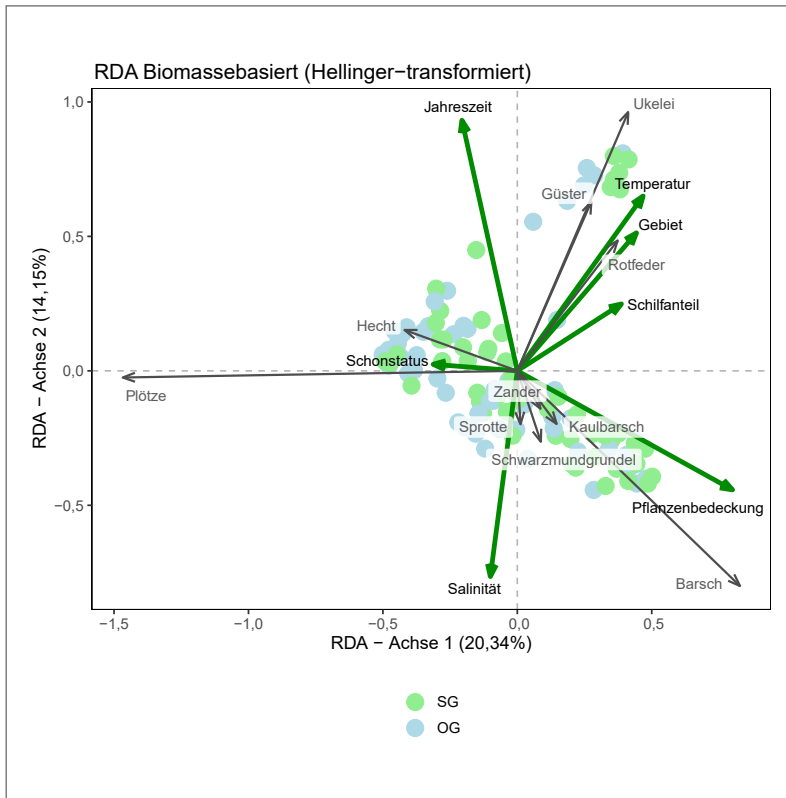


Abbildung 5.82: RDA-Ergebnisse für die Zusammensetzung der Fischartengemeinschaften hinsichtlich der Häufigkeit (oben) und Biomasse (unten) für die befischten Probestellen in Abhängigkeit von Umweltvariablen. Richtung und Länge der grünen Pfeile zeigen den jeweiligen Einfluss einer Umweltvariable auf die untersuchten Fischartengemeinschaften. Schwarze Pfeile zeigen welche 10 einflussvollsten Fischarten besonders charakteristisch für bestimmte Umweltbedingungen sind. Grüne Punkte zeigen Netze aus Schongebieten (SG) und blaue Punkte zeigen Netze aus offenen Gebieten (OG).

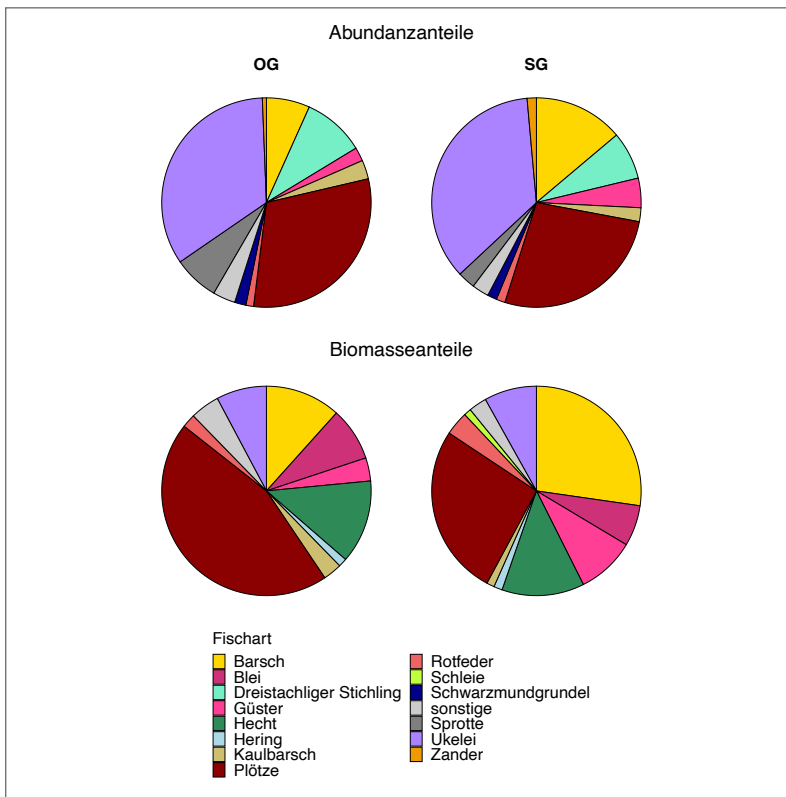


Abbildung 5.83: Fischartenzusammensetzung von 31 Fischarten (21 Arten, die weniger als 1 % zur Gesamtbiomasse beitrugen, wurden als „sonstige“ kategorisiert) in geschonten und offenen Beprobungsgebieten hinsichtlich der Biomasseanteile und der Abundanzanteile am Gesamtfang der jeweiligen Gebiete.

keinen signifikanten Einfluss auf den Blei-Einheitsfang ( $\chi^2 = 0,01$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0,99$ ). In den SG und OG war der mittlere Einheitsfang ungefähr  $2 \pm 4$  Bleie pro 100 m Netz (Abbildung 5.84). Jedoch beeinflusste der Schonstatus zusammen mit der Gebietsvariable die Häufigkeit der Brassen ( $\chi^2 = 6,23$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,05$ ), die Unterschiede zwischen den SG und OG der einzelnen Gebiete waren allerdings nicht signifikant (Abbildung 5.84).

Die Biomasse der gefangenen Bleie betrug insgesamt ungefähr 662 kg. Der Schonstatus hatte keinen Einfluss auf die Biomasse der Bleie ( $\chi^2 = 0,23$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0,62$ ). Die mittlere Bleibiomasse pro 100 m<sup>2</sup> Netz lag in den SG im Mittel bei  $3610 \pm 6640$  g und in den OG bei  $3299 \pm 6283$  g. Die Wechselbeziehung zwischen dem Schonstatus und dem Gebiet war signifikant ( $\chi^2 = 4,24$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0,01$ ). Es gab jedoch auch hier keine signifikanten Unterschiede zwischen den SG und OG der einzelnen Gebiete (Abbildung 5.85). Zusätzlich wirkte die Jahreszeit signifikant auf die Bleibiomasse in den Netzen ( $\chi^2 = 31,20$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ): Die Biomasse der Bleie in den Netzen war im Frühling signifikant höher als im Sommer ( $p < 0,05$ , Abbildung 5.85).

Die Länge der gefangenen Bleie (Abbildung 5.87) reichte von 303 bis 616 mm (Mittelwert:  $505 \pm 55$  mm). Der Schonstatus alleine hatte keinen signifikanten Einfluss auf die Bleilänge ( $\chi^2 = 0,16$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0,68$ ). Bleie innerhalb der SG waren im Mittel  $503 \pm 57$  mm und in den OG  $505 \pm 52$  mm lang (Abbildung 5.86). Die Bleilänge war signifikant abhängig vom Fanggebiet ( $\chi^2 = 60,64$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ) und der Jahreszeit ( $\chi^2 = 10,03$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ). Anders als der Schonstatus als Haupteffekt hatte der Schonstatus in Interaktion mit dem Gebiet ( $\chi^2 = 10,03$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ) und in Verbindung mit der Jahreszeit ( $\chi^2 = 8,95$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,05$ ) einen signifikanten Einfluss auf die Bleilänge. Im Grabow-OG waren die Brassen signifikant länger als im Vergleichs-SG ( $p < 0,001$ , Abbildung 5.86). Im Ummanz-Gebiet drehte sich dieser Effekt um, und die Brassen waren im SG signifikant länger als im OG ( $p < 0,001$ , Abbildung 5.86). Im Seenpaar am

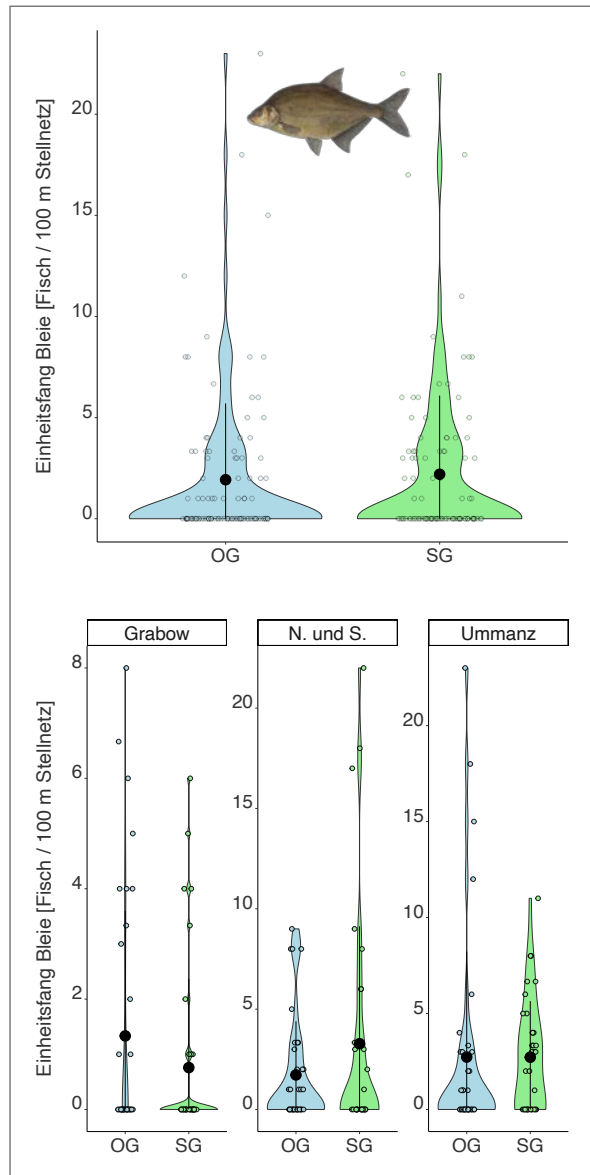
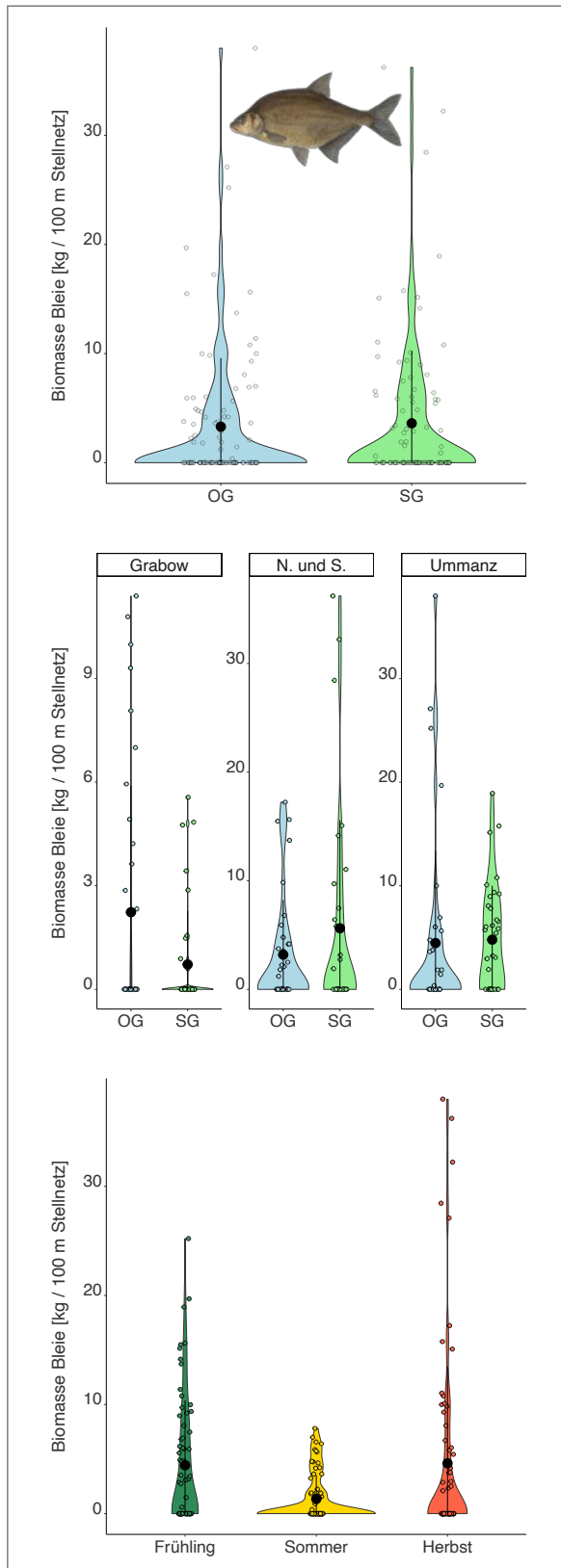


Abbildung 5.84: Die Violinen-Plots (schwarzer Punkt: Mittelwert, schwarze Linie: Standardabweichung) zeigen den Blei-Einheitsfang als Blei/100 m Stellnetz in Abhängigkeit vom Schonstatus (oben) und der Interaktion zwischen Schonstatus und Gebiet (unten). N. und S. = Neuensiener und Selliner See.

FISCHBILD © DAFV/ERIC OTTEN



Greifswalder Bodden gab es keine signifikanten Unterschiede zwischen SG und OG (Abbildung 5.86). Im Frühjahr wurden in allen OG längere Bleie nachgewiesen als in den SG ( $p < 0,05$ , Abbildung 5.86), im Sommer und Herbst hingegen gab es keine Unterschiede in der Bleilänge zwischen den Schongebieten.

Insgesamt wurden 2424 Plötzen gefangen, 2401 Plötzen mit WRR-L-Multimaschennetzen und 23 mit Hechtnetzen. Der Schonstatus hatte keinen signifikanten Einfluss auf die Fangrate der Plötzen ( $\chi^2 = 2,35$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0,12$ ). Dafür war der Einfluss der Jahreszeiten als Haupteffekt ( $\chi^2 = 42,06$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ) und der Jahreszeiten in Verbindung mit dem Schonstatus ( $\chi^2 = 6,56$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,05$ ) auf den Einheitsfang der Plötzen signifikant. Im Frühjahr und Sommer gab es keinen Unterschied zwischen den SG und OG im Einheitsfang der Plötzen, während sich im Herbst ein Trend zeigte, dass mehr Plötzen in den SG gefangen wurden als in den OG ( $p = 0,07$ , Abbildung 5.88). Tendenziell nahm der Einheitsfang von Frühling bis Herbst stetig ab (Abbildung 5.88).

Insgesamt wurden ungefähr 137 kg Plötze gefangen. Der Schutzstatus hatte keinen signifikanten Effekt auf die Plötzen-Biomasse ( $\chi^2 = 0,01$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0,91$ ). In den SG war die Biomasse minimal niedriger ( $2040 \pm 3730$  g/100 m<sup>2</sup> Netz) als in den OG ( $2086 \pm 4243$  g/100 m<sup>2</sup> Netz, Abbildung 5.89). Die Jahreszeit hatte als einzige Variable einen signifikanten Einfluss auf die Biomasse der Plötzen ( $\chi^2 = 46,51$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ). Im Frühjahr wurden deutlich höhere Biomassen an Plötzen gefangen als im Sommer ( $p < 0,001$ ) und im Herbst ( $p < 0,001$ ).

Abbildung 5.85: Die Violinen-Plots (schwarzer Punkt: Mittelwert, schwarze Linie: Standardabweichung) zeigen den Blei-Biomasseeinheitsfang als kg/100 m Stellnetz in Abhängigkeit vom Schonstatus (oben), der Interaktion zwischen Schonstatus und Gebiet (Mitte) und der Interaktion zwischen Gebiet und Jahreszeit (unten). N. und S. = Neuensiner und Selliner See.

FISCHBILD © DAFV/ERIC OTTEN

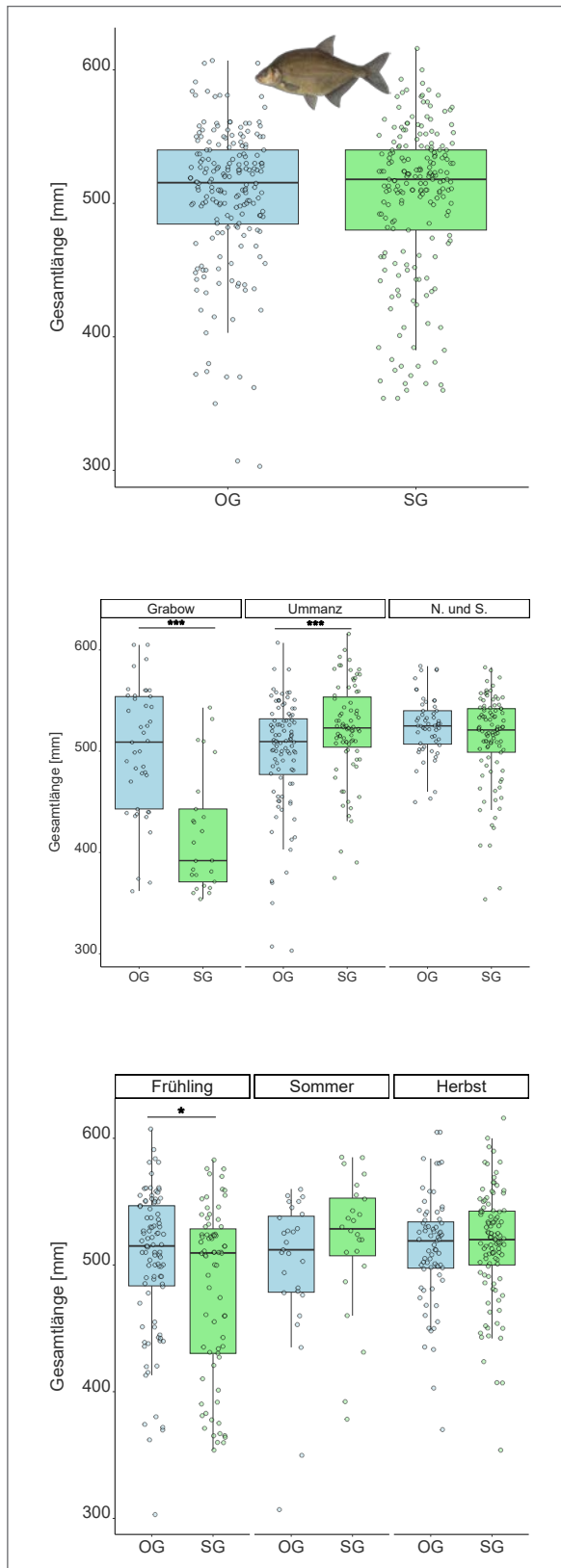


Abbildung 5.87: Dieser große Blei wurde während der Feldarbeit im Ummanz-Schongebiet gefangen.

© FRITZ FELDHEGE

Weiterhin wurde im Sommer biomasseseitig mehr Plötzen gefangen als im Herbst ( $p < 0,001$ , Abbildung 5.89).

Die Gesamtlänge der Plötzen reichte von 49 bis 380 mm (Mittelwert:  $141 \pm 65$  mm). Der Schonstatus hatte einen signifikanten Einfluss auf die Plötzenlänge ( $\chi^2 = 4,44$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0,05$ ). Plötzen innerhalb der SG waren größer als in den OG ( $p < 0,001$ , Abbildung 5.90). Des Weiteren gab es signifikante Interaktionen zwischen Schonstatus und Gebiet ( $\chi^2 = 41,29$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ) sowie Schonstatus und Jahreszeit ( $\chi^2 = 4,44$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0,05$ ), die sich signifikant auf die

Abbildung 5.86: Box-Plots (Median, Box: 25. und 75. Perzentile, Linie: 10. und 90. Perzentile) zur Blei-Gesamtlänge in Millimeter in Abhängigkeit vom Schonstatus (oben) und in Interaktion mit Schonstatus und Gebiet (Mitte) sowie mit Schonstatus und Jahreszeit (unten). N. und S. = Neuensieder und Selliner See. \*\*\* =  $p < 0,001$ , \*\* =  $p < 0,01$ , \* =  $p < 0,05$ .

FISCHBILD © DAFV/ERIC OTTEN

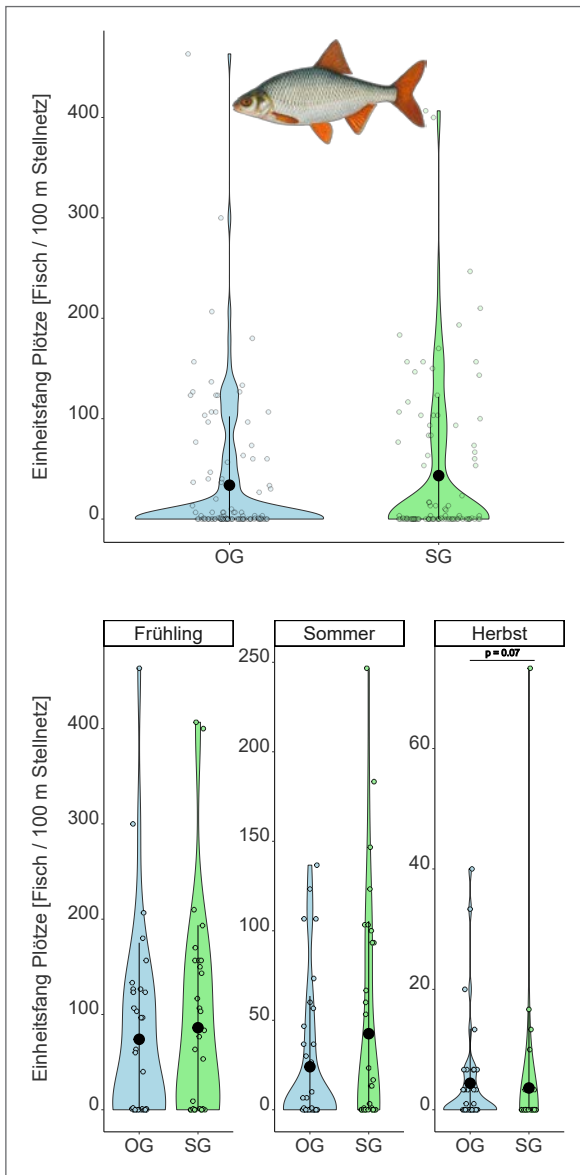


Abbildung 5.88: Die Violinen-Plots (schwarzer Punkt: Mittelwert, schwarze Linie: Standardabweichung) zeigen den Plötzen-Einheitsfang als Fische/100 m Stellnetz in Abhängigkeit vom Schonstatus (oben) sowie von der Interaktion zwischen Schonstatus und Jahreszeit (unten).

FISCHBILD © DAFV/ERIC OTTEN

Plötzenlänge auswirkten. Im Grabow-OG waren die Plötzen länger als im entsprechenden SG ( $p < 0,001$ , Abbildung 5.90). Im Greifswalder Seenpaar zeigte sich das gegenteilige Bild, die Plötzen im SG waren

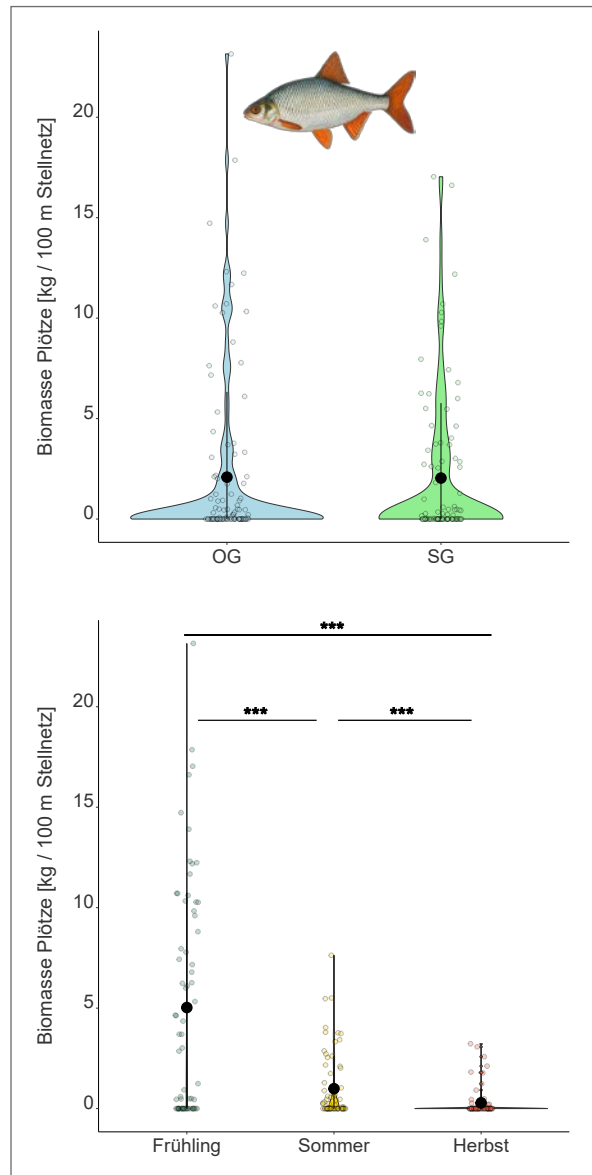
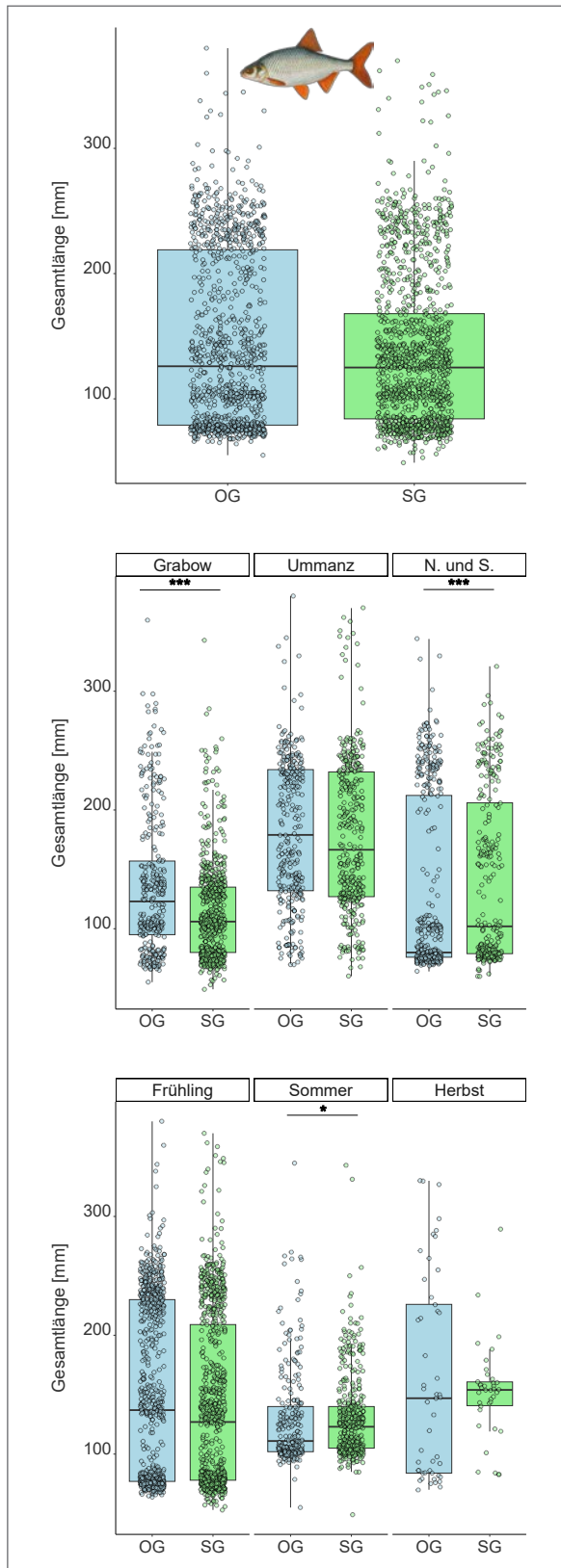


Abbildung 5.89: Die Violinen-Plots (schwarzer Punkt: Mittelwert, schwarze Linie: Standardabweichung) zeigen den Plötzen-Biomasseeinheitsfang als kg/100 m Stellnetz in Abhängigkeit vom Schonstatus (oben) und der Jahreszeit (unten). \*\*\* =  $p < 0,001$ , \*\* =  $p < 0,01$ , \* =  $p < 0,05$ .

FISCHBILD © DAFV/ERIC OTTEN

länger als im OG ( $p < 0,001$ , Abbildung 5.90). In Ummanz gab es keinen signifikanten Unterschied zwischen SG und OG (Abbildung 5.90). Im Frühjahr und Herbst waren die Plötzen in den SG nicht signifikant



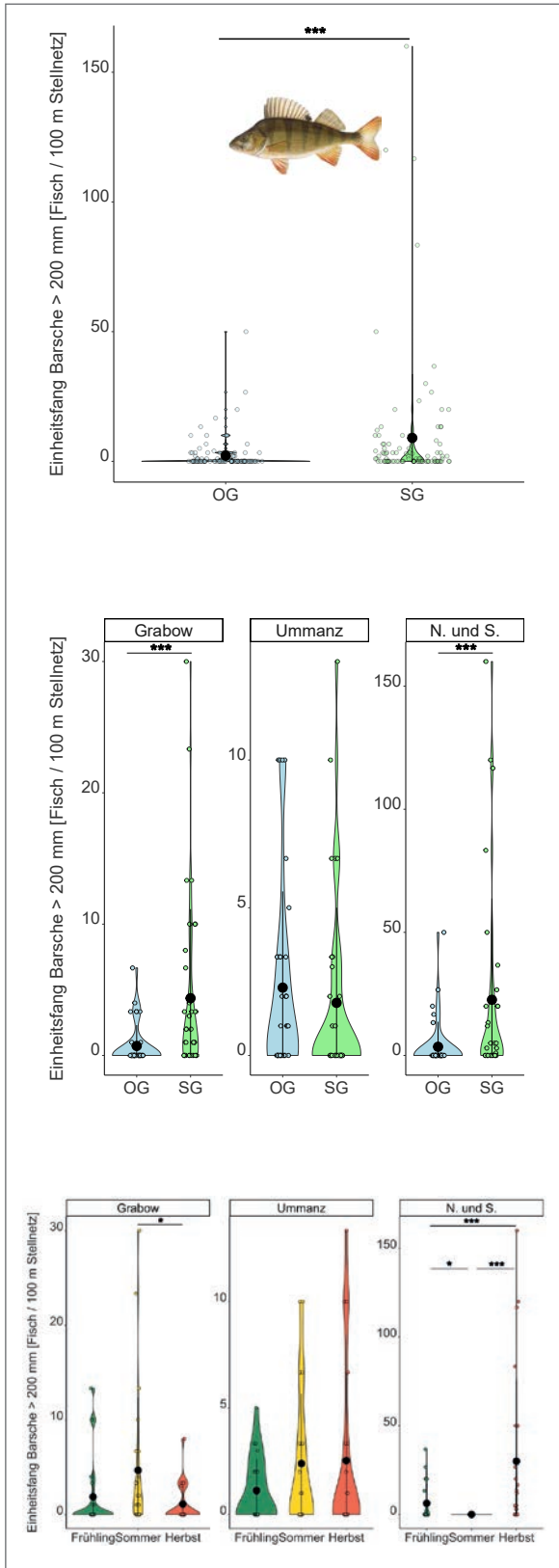
länger als in den OG, während im Sommer signifikant längere Plötzen in den SG vorkamen als in den OG ( $p < 0,05$ , Abbildung 5.90).

**Einfluss des Schutzstatus auf Barsche**

Insgesamt wurden 425 Barsche über dem Mindestmaß von 200 mm gefangen. Davon wurden 312 Barsche (ca. 76 %) in Hechtmultimaschenstellnetzen gefangen und 113 Barsche (ca. 24 %) in benthischen Multimaschenstellnetzen. 338 Barsche (ca. 80 %) gingen in den SG ins Netz und 87 (ca. 20 %) in den OG. Der Einheitsfang der Barsche variierte mit dem Schonstatus ( $\chi^2 = 97,32$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0,001$ ). Der Einheitsfang war innerhalb der SG (Mittelwert:  $9 \pm 24$  Barsche/100 m<sup>2</sup>) mehr als vier Mal so hoch wie in den OG (Mittelwert:  $2 \pm 6$  Barsche/100 m<sup>2</sup>) (Abbildung 5.91). Die Gebiete ( $\chi^2 = 178,86$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ) und die Jahreszeiten ( $\chi^2 = 83,69$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ) unterschieden sich ebenfalls signifikant hinsichtlich ihres Barsch-Einheitsfanges. Weiterhin hatte der Schutzstatus in Wechselwirkung mit den Gebieten einen signifikanten Einfluss auf den Barsch-Einheitsfang ( $\chi^2 = 7,1$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,05$ ). So waren in dem Teilgebiet der Grabow ( $p < 0,001$ ) und dem Neuensieher/Selliner See ( $p < 0,001$ ) signifikant höhere Einheitsfänge in den SG zu beobachten als in den OG (Abbildung 5.91), während sich in Ummanz der Einheitsfang der Barsche zwischen SG und OG nicht signifikant unterschied (Abbildung 5.91). Eine weitere signifikante Wechselwirkung zeigte sich zwischen Gebiet und Jahreszeit ( $\chi^2 = 40,44$ ,  $df = 4$ ,  $p < 0,001$ ): Während der Barsch-Einheitsfang bei Ummanz zwischen den Jahreszeiten nicht signifikant schwankte, wurden in

Abbildung 5.90: Box-Plots (Median, Box: 25. und 75. Perzentile, Linie: 10. und 90. Perzentile) zur Plötzen-Gesamtlänge in Millimeter in Abhängigkeit vom Schonstatus (oben) und von der Interaktion zwischen Gebiet (Mitte) und Jahreszeit (unten). N. und S. = Neuensieher und Selliner See. \*\*\* =  $p < 0.001$ , \*\* =  $p < 0.01$ , \* =  $p < 0.05$ .





der Grabow im Sommer signifikant mehr Bartsche gefangen als im Herbst (angepasstes  $p < 0,05$ , Abbildung 5.91). Im Neuensiner und Selliner See viel der Fang im Herbst signifikant höher aus als im Frühjahr ( $p < 0,001$ ) und Sommer (angepasstes  $p < 0,001$ , Abbildung 5.91) und im Frühjahr wurde signifikant mehr Bartsch gefangen als im Sommer (angepasstes  $p < 0,05$ , Abbildung 5.91).

Ähnlich wie beim Einheitsfang der Bartsche über 200 mm war auch die Biomasse der Bartsche mit Mindestmaß in den Netzen der SG (Mittelwert:  $2281 \pm 24 \text{ kg}/100 \text{ m}^2$ ) ungefähr vier Mal so hoch wie in den OG (Mittelwert:  $560 \pm 6 \text{ kg}/100 \text{ m}^2$ ). Der Schonstatus hatte als Hauptvariable keinen signifikanten Einfluss auf die Biomasse ( $\chi^2 = 462,09$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0,15$ ). Dafür beeinflusste die Interaktion aus Schonstatus und Gebiet die Biomasse signifikant ( $\chi^2 = 6,54$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,05$ ). Während in Ummanz keine Unterschiede zwischen SG und OG festgestellt wurden, zeigte sich im Grabow-Gebiet ( $p < 0,001$ ) und in dem Seenpaar ( $p < 0,001$ ) ein deutlicher Unterschied in der Biomasse zwischen den SG und OG, bei deutlich höheren Biomassen in den SG (Abbildung 5.92).

Die Bartschlänge (Abbildung 5.94) in den Stellnetzen reichte von 47 bis 501 mm (Mittelwert:  $179 \pm 94 \text{ mm}$ ). Die Hechtnetze fingen deutlich größere Bartsche (Mittelwert:  $345 \pm 43 \text{ mm}$ ) als die benthischen Multimaschennetze (Mittelwert:  $157 \pm 72 \text{ mm}$ ). Der Schonstatus hatte keinen signifikanten Einfluss auf die mittlere Länge im Fang (Abbildung 5.93,  $\chi^2 = 0,87$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,35$ ). Dafür be-

Abbildung 5.91: Die Violen-Plots (schwarzer Punkt: Mittelwert, schwarze Linie: Standardabweichung) zeigen den Bartsch-Einheitsfang als Fische/100 m Stellnetz in Abhängigkeit vom Schonstatus (oben), von der Interaktion zwischen Schonstatus und Gebiet (Mitte) und von der Interaktion zwischen Gebiet und Jahreszeit (unten). N. und S. = Neuensiner und Selliner See. \*\*\* =  $p < 0,001$ , \*\* =  $p < 0,01$ , \* =  $p < 0,05$ .

FISCHBILD © DAFV/ERIC OTTEN

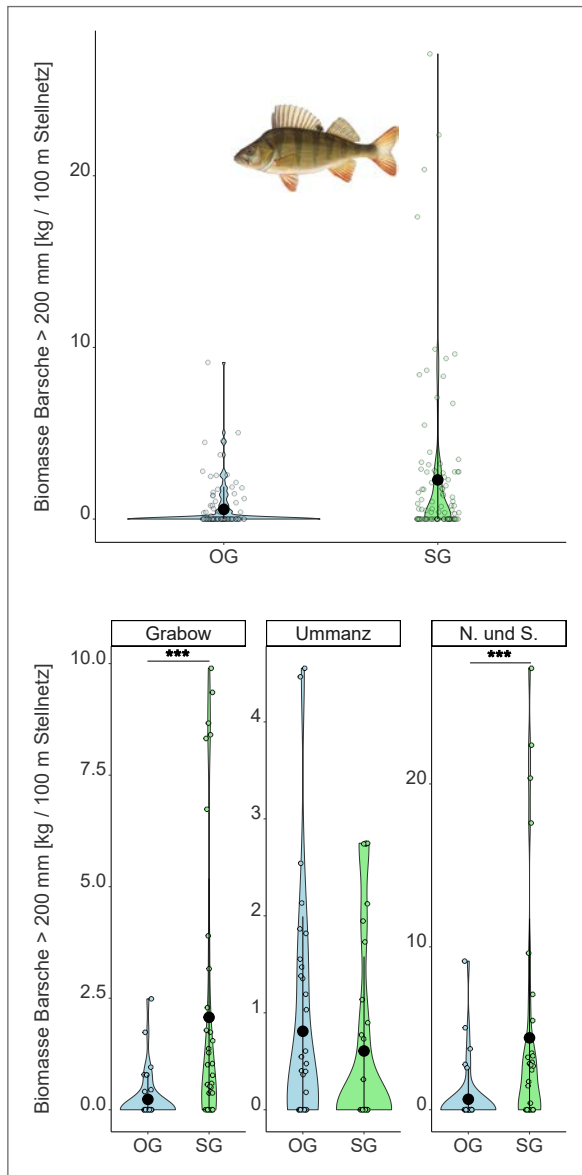


Abbildung 5.92: Die Violinen-Plots (schwarzer Punkt: Mittelwert, schwarze Linie: Standardabweichung) zeigen den Bartsch-Biomasseeinheitsfang als Bartsch > 200 mm/100 m Stellnetz in Abhängigkeit vom Schonstatus (oben) und der Interaktion zwischen Schonstatus und Gebiet (unten). N. und S. = Neuensiener und Selliner See. \*\*\* =  $p < 0.001$ , \*\* =  $p < 0.01$ , \* =  $p < 0.05$ .

FISCHBILD © DAFV/ERIC OTTEN

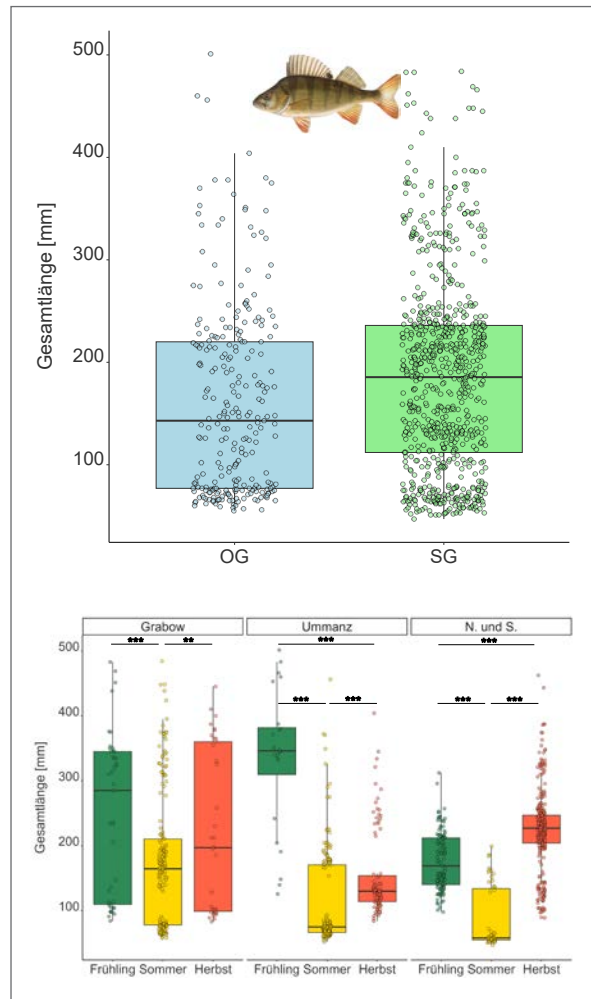


Abbildung 5.93: Box-Plots (Median, Box: 25. und 75. Perzentile, Linie: 10. und 90. Perzentile) zur Bartsch-Gesamtlänge in Millimeter in Abhängigkeit vom Schonstatus (oben) und von der Interaktion zwischen Schonstatus (unten) und Jahreszeit. N. und S. = Neuensiener und Selliner See. \*\*\* =  $p < 0.001$ , \*\* =  $p < 0.01$ , \* =  $p < 0.05$ .

FISCHBILDER © DAFV/ERIC OTTEN

einflussten die verschiedenen Gebiete ( $\chi^2 = 94,33$ ,  $df = 3$ ,  $p < 0,001$ ) die Gesamtlänge der Bartsche. Auch die Interaktion zwischen Gebiet und Jahreszeit hatte einen signifikanten Einfluss auf die Bartschlänge ( $\chi^2 = 140,5$ ,  $df = 5$ ,  $p < 0,001$ ). Bartsche, die im Frühjahr ( $p < 0,001$ ) und Herbst ( $p < 0,01$ ) im Grabow-Gebiet gefangen wurden, waren signifikant größer als Bartsche, die dort im Sommer ins Netz gingen (Ab-



Abbildung 5.94: Dieser große Barsch wurde während der Feldarbeit im Herbst 2022 gefangen.

© MARLON BRAUN

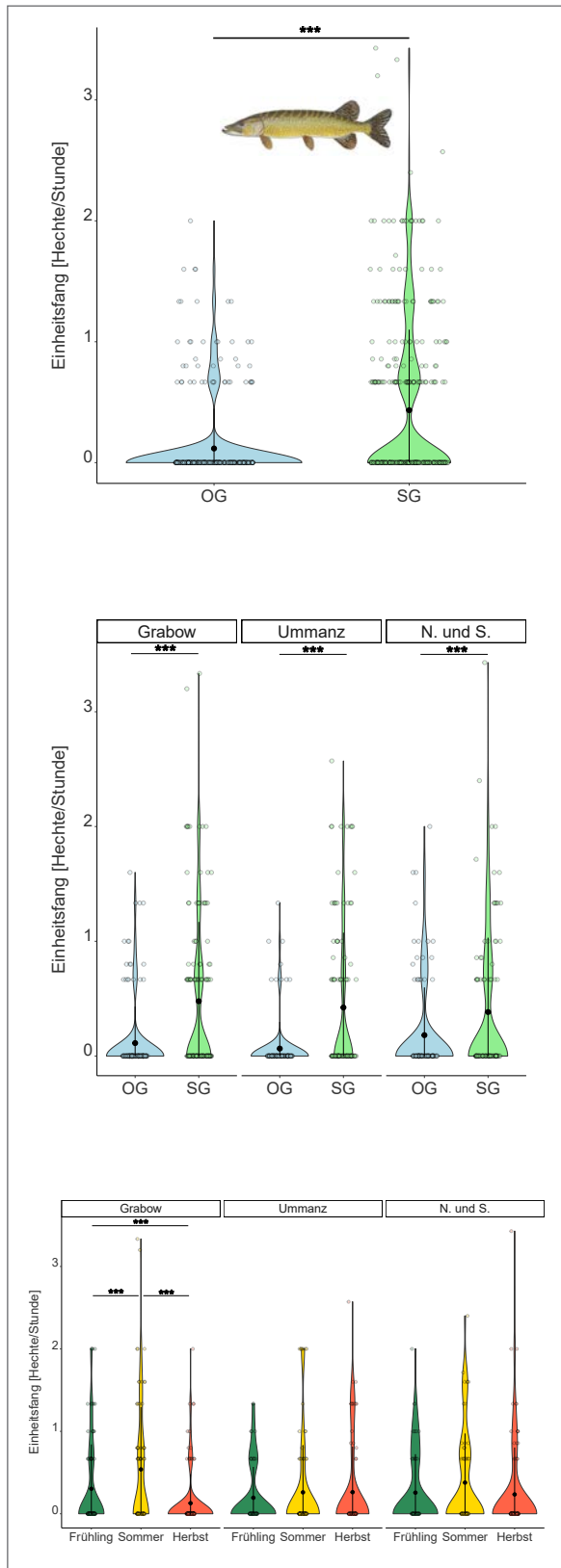
bildung 5.93). In Ummanz waren Barsche, die im Frühjahr gefangen wurden, signifikant größer als im Sommer ( $p < 0,001$ ) und Herbst ( $p < 0,001$ ) gefangene Barsche (Abbildung 5.93). Des Weiteren war die Länge der Barsche in Ummanz im Herbst signifikant größer als im Sommer ( $p < 0,001$ , Abbildung 5.93). Im Neuensierer und Selliner See waren die Barsche im Frühjahr signifikant größer als im Sommer ( $p < 0,001$ , Abbildung 5.93). Im Herbst wurden im Seenpaar größere Barsche gefangen als im Frühling ( $p < 0,001$ ) und im Sommer ( $p < 0,001$ , Abbildung 5.93).

#### **Einfluss von Schutzstatus auf Boddenhechte**

Insgesamt wurden 389 Hechte gefangen, davon 266 beim Angeln (ca. 69 %), 106 mit Hechtmultimaschenstellnetzen (ca. 27 %) und 17 mit benthischen Multimaschenstellnetzen (ca. 4 %). Innerhalb der SG wurden 212 Hechte (ca. 80 %) geangelt, in den OG 54 (ca. 20 %). Der Einheitsfang der Hechte beim Angeln wurde signifikant vom Schonstatus beeinflusst

( $\chi^2 = 51,89$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0,001$ ). Er war innerhalb der SG (Mittelwert:  $0,43 \pm 0,66$  Hecht pro Angelstunde) ähnlich wie beim Barsch rund vier Mal so hoch wie der Einheitsfang der Hechte in den OG (Mittelwert:  $0,12 \pm 0,32$  Hecht pro Angelstunde) (Abbildung 5.95). Des Weiteren variierte der Einheitsfang mit der Jahreszeit und war im Frühjahr höher als in den anderen beiden Jahreszeiten ( $\chi^2 = 13,97$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,01$ ). Ein signifikanter Interaktionsterm zwischen den Gebieten und dem Schonstatus deutete auf Unterschiede im Einheitsfang zwischen den SG und OG der einzelnen Gebiete hin ( $\chi^2 = 6,23$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,05$ ). In allen Gebieten war der Einheitsfang stets signifikant höher in den SG als in den OG ( $p < 0,001$ ), im SG Ummanz sieben Mal höher als im OG, im SG Grabow vier Mal so hoch wie im OG, jedoch im Neuensierer See (SG) nur doppelt so hoch wie im Selliner See (OG) (Abbildung 5.95). Außerdem wurde eine signifikante Interaktion zwischen dem Gebiet und der Jahreszeit festgestellt ( $\chi^2 = 12,75$ ,  $df = 4$ ,  $p < 0,05$ ). Im Grabow-Gebiet fielen die Fangraten im Sommer signifikant höher aus als im Frühling ( $p < 0,05$ ) und im Herbst ( $p < 0,001$ , Abbildung 5.95) und im Frühling signifikant höher als im Herbst ( $p < 0,05$ ). In den anderen beiden Untersuchungsgebieten gab es keinen Unterschied zwischen den Jahreszeiten hinsichtlich des Einheitsfanges der Boddenhechte (Abbildung 5.95).

Die gefangenen Hechte hatten eine Länge von 350 bis 1175 mm. Die mit der Angel gefangenen Hechte waren im Mittel etwas größer (Mittelwert:  $773 \pm 126$  mm) als die mit Netzen gefangenen Hechte (Mittelwert:  $755 \pm 89$  mm). Dabei hatte der Schonstatus keinen signifikanten Einfluss auf die mittlere Gesamtlänge der mit der Angel gefangenen Hechte ( $\chi^2 = 0,32$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,57$ ) (Abbildung 5.96). Weiterhin wurde ein signifikanter Interaktionsterm zwischen den Variablen Gebiet und Jahreszeit bestimmt ( $\chi^2 = 28,88$ ,  $df = 4$ ,  $p < 0,001$ ). In keinem der Gebiete traten jedoch signifikante Größenunterschiede zwischen den Jahreszeiten auf (Abbildung 5.96). Aber es ist ersichtlich, dass die Hechte in dem Seenpaar im Mittel und im Trend kleiner waren als die Hechte der beiden anderen Gebiete (Abbildung 5.96).



Die gefangenen Hechte (Abbildung 5.98) wiesen eine Altersspanne von 1 bis 12 Jahren auf (Mittelwert:  $5 \pm 2$  Jahre). Der Schonstatus hatte einen signifikanten Einfluss auf das Hechtalter ( $\chi^2 = 6,62$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0,05$ ). Hechte in den SG (Mittelwert:  $5 \pm 2$  Jahre) waren im Durchschnitt um ein Jahr älter als Hechte in den OG (Mittelwert:  $4 \pm 2$  Jahre, Abbildung 5.97). Des Weiteren wurde das Alter der Hechte auch von den Variablen Gebiet ( $\chi^2 = 21,54$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ) und Jahreszeit ( $\chi^2 = 17,57$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ) beeinflusst. Darüber hinaus wirkte der Schonstatus in Wechselbezug mit dem Gebiet auf das Hechtalter ( $\chi^2 = 18,28$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ). In der Grabow und in Ummanz waren die Hechte im SG signifikant älter als im OG (angepasstes  $p < 0,05$ , Abbildung 5.97), wobei sich der Unterschied in Ummanz als besonders groß erwies (Abbildung 5.97). Im Neuensierer/Selliner See war das durchschnittliche Hechtalter zwischen SG und OG identisch (Abbildung 5.97). Eine weitere signifikante Wechselwirkung, die das Hechtalter beeinflusste, wurde zwischen dem Schutzstatus und der Jahreszeit nachgewiesen ( $\chi^2 = 7,66$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,05$ ). Hechte hatten in den SG im Sommer und Herbst ein signifikant höheres Alter als in den OG (angepasstes  $p < 0,05$ , Abbildung 5.97). Allerdings unterschieden sich die Hechte altersmäßig im Frühjahr nicht zwischen den Zonen (Abbildung 5.97).

Das längenkorrigierte Wachstum der Hechte variierte mit dem Schonstatus ( $\chi^2 = 7,52$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0,05$ ) (Abbildung 5.99). Hechte wuchsen in SG im Schnitt langsamer (Mittelwert:  $432 \pm 61$  mm/Jahr) als in OG (Mittelwert:  $444 \pm 61$  mm/Jahr,  $p < 0,01$ ) (Abbildung 5.99). Der jährliche Zuwachs (rückberechnete Längen-

Abbildung 5.95: Die Violinen-Plots (schwarzer Punkt: Mittelwert, schwarze Linie: Standardabweichung) zeigen den Hecht-Einheitsfang als Hecht pro Stunde in Abhängigkeit vom Schonstatus (oben) und der Interaktion zwischen Schonstatus und Gebiet (Mitte) sowie die Interaktion zwischen Gebiet und Jahreszeit (unten). N. und S. = Neuensierer und Selliner See. \*\*\* =  $p < 0,001$ , \*\* =  $p < 0,01$ , \* =  $p < 0,05$ .

FISCHBILD © DAFV/ERIC OTTEN

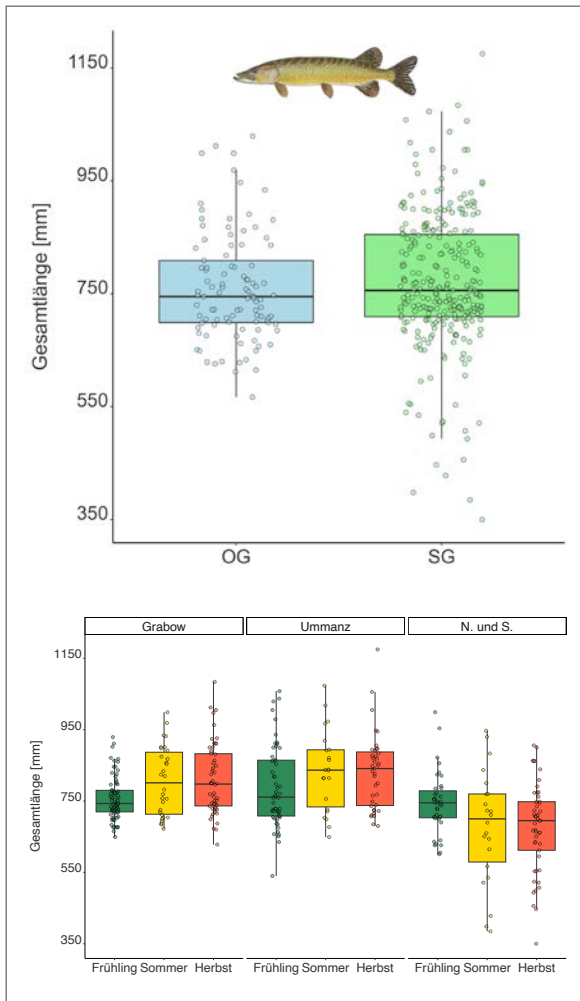


Abbildung 5.96: Box-Plots (Median, Box: 25. und 75. Perzentile, Linie: 10. und 90. Perzentile) zur Hecht-Gesamtlänge in Millimeter in Abhängigkeit vom Schutzstatus (oben) sowie der Interaktion zwischen Gebiet und Jahreszeit (unten). N. und S. = Neuensieener und Selliner See.

FISCHBILD © DAFV/ERIC OTTEN

Abbildung 5.97: Box-Plots (Median, Box: 25. und 75. Perzentile, Linie: 10. und 90. Perzentile) zum Hechtalter in Jahren in Abhängigkeit vom Schutzstatus (oben), der Interaktion zwischen Schutzstatus und Gebiet (Mitte) und der Interaktion zwischen Schutzstatus und Jahreszeit (unten). N. und S. = Neuensieener und Selliner See. \*\*\* =  $p < 0.001$ , \*\* =  $p < 0.01$ , \* =  $p < 0.05$ .

FISCHBILD © DAFV/ERIC OTTEN

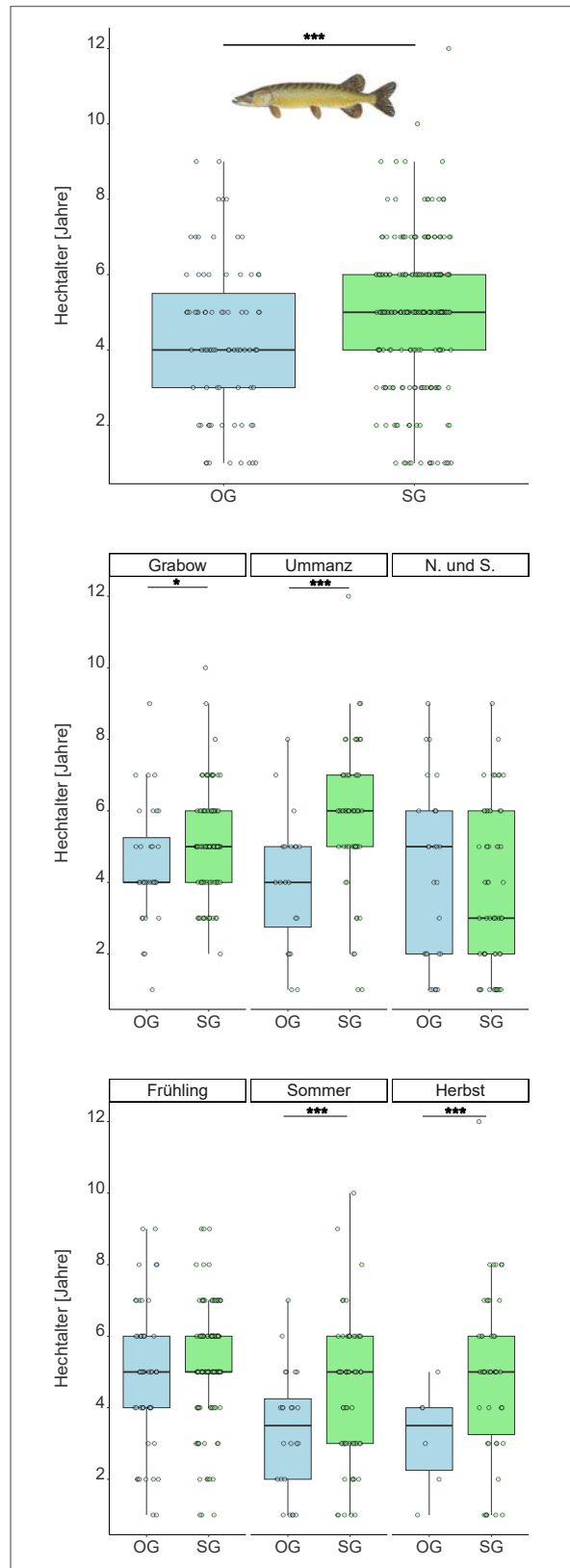




Abbildung 5.98: Dieser vergleichsweise alte Hecht (12 Jahre alt) wurde während der Feldarbeit in einem Schongebiet gefangen.

© MARLON BRAUN

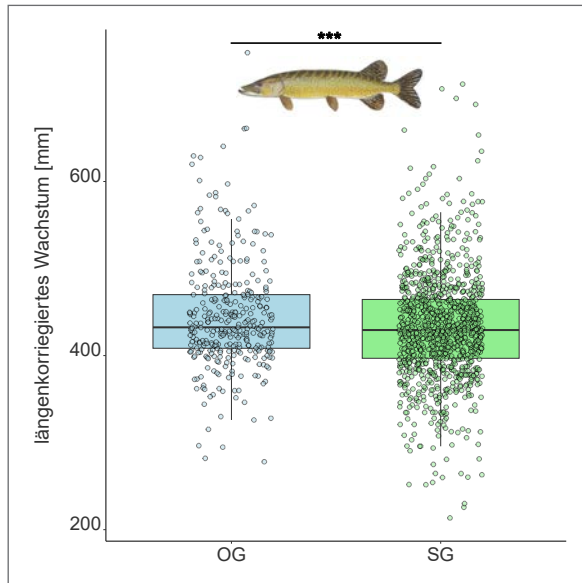


Abbildung 5.99: Box-Plot (Median, Box: 25. und 75. Perzentile, Linie: 10. und 90. Perzentile) zum längenkorrigierte Wachstum von Boddenhechten in Millimetern in Abhängigkeit vom Schutzstatus. \*\*\* =  $p < 0.001$ , \*\* =  $p < 0.01$ , \* =  $p < 0.05$ .

FISCHBILD © DAFV/ERIC OTTEN

gen) hing hingegen nicht signifikant vom Schonstatus ab ( $\chi^2 = 0,7$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,4$ ), aber im Trend waren die Hechte in den OG frohwüchsiger als in den SG (Abbildung 5.100). Dafür hatte die Variable Gebiet einen

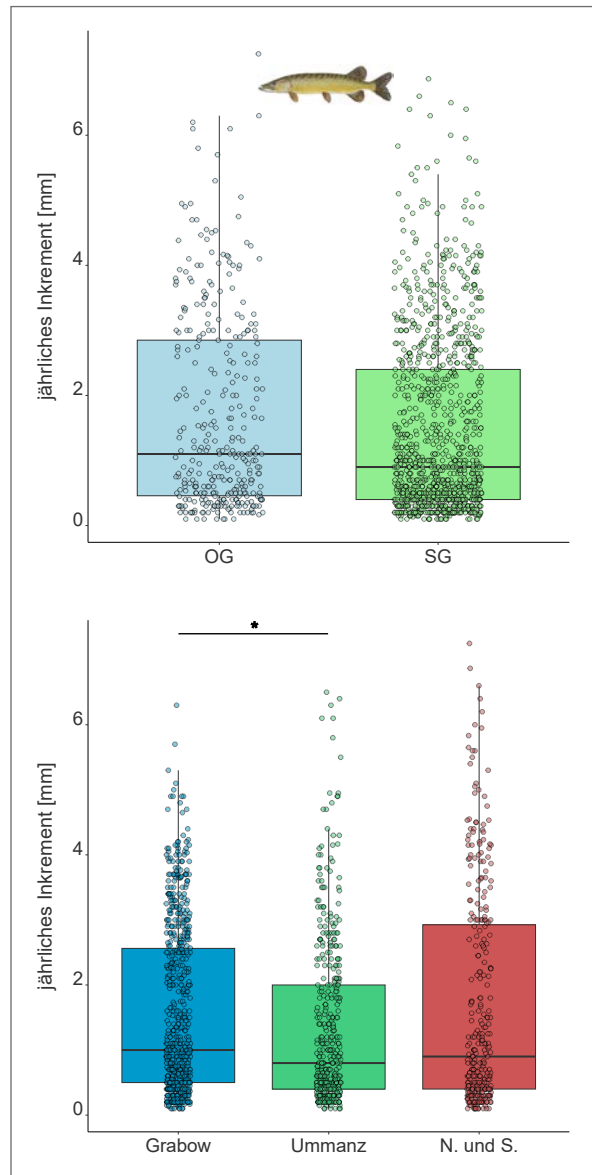


Abbildung 5.100: Box-Plots (Median, Box: 25. und 75. Perzentile, Linie: 10. und 90. Perzentile) zum Zuwachs zwischen Jahresringen von Hechtschuppen in Millimetern in Abhängigkeit vom Schutzstatus (oben) und den Gebieten (unten). N. und S. = Neuensierer und Selliner See. \*\*\* =  $p < 0.001$ , \*\* =  $p < 0.01$ , \* =  $p < 0.05$ .

FISCHBILD © DAFV/ERIC OTTEN

signifikanten Einfluss auf den absoluten Hechtzuwachs ( $\chi^2 = 27,71$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0,001$ ). Hechte im Grabow-Gebiet zeigten schnelleren Zuwachs als Hechte aus dem Gebiet Umanz ( $p < 0,05$ , Abbildung 5.100).

Tabelle 5.17: Deskriptive Darstellung von Angelaufwand und Fangzahlen.

	Randomisiertes Angeln		Nicht-randomisiertes Angeln	
	SG	OG	SG	OG
Anzahl Angeltage	40		19	
geangelte Stunden, summiert über die Personenanzahl	964		800	
Anzahl der Vergleichsgebiete	3		9	
Schutzstatus	SG	OG	SG	OG
Anzahl gefangener Hechte	212	54	160	38
prozentualer Anteil	80 %	20 %	81 %	19 %
Einheitsfang (Hechte pro Angelstunde) ± Standardabweichung	0,439 ± 0,306	0,112 ± 0,132	0,388 ± 0,384	0,098 ± 0,210

Zwar unterschieden sich die Signifikanzniveaus, aber beide Wachstumsmetriken deuten ein schlechteres Wachstum der Hechte in den SG im Vergleich mit den OG an, was für Dichteeffekte sprechen könnte und im Einklang mit der höheren Hechtmenge in SG steht. Da die Nahrungsmenge in SG und OG identisch war, steht den Fischen in den SG pro Individuum eventuell weniger Nahrung zur Verfügung (Margenau et al. 1998) oder es gibt zuwachshemmende Effekte, die auf sozialen Stress zurückgehen (Edeline et al. 2010).

**Hakscheuheit bei Hechten**

Insgesamt wurden über 1.700 Angelstunden an Probenaufwand aufgewendet, darunter rund 1.000 Stunden im zufälligen Vergleichsangeln (Tabelle 5.17). Es wurden dabei 550 Hechtindividuen gefangen. Der Großteil aller Hechte wurde auf Gummifische gefangen (40 %), danach folgten Swimbaits (38 %), Metallköder wie Blinker (8 %), Fliege (6 %), Jerkbait (4 %), Wobbler (2 %) sowie andere Köder (2 %). Die Modell-prognostizierten Fangraten aller klassifizierten Ködertypen unterschieden sich signifikant zwischen OG und SG, wobei die Fangraten in SG erhöht waren (Abbildung 5.101). Die größten Unterschiede wurden zwischen OG und SG bei Metallködern nach-

gewiesen. Hier unterschied sich die erhöhte Fängigkeit im SG gegenüber dem OG um das 9,6-fache [± 6,43 Standardfehler] (p = 0,0007), bei Fliegen betrug der Unterschied im köderspezifischen Einheitsfang nur das 3,57-fache [± 1,5 Standardfehler] (p = 0,025). Da Metallköder einen hohen Reiz haben, die Fängigkeit aber auch durch Lerneffekte schneller zurückgeht als bei Gummiködern (Arlinghaus et al. 2017a), finden wir hier einen ersten Hinweis auf Schüchternheits- bzw. Lerneffekte in den Fangraten.

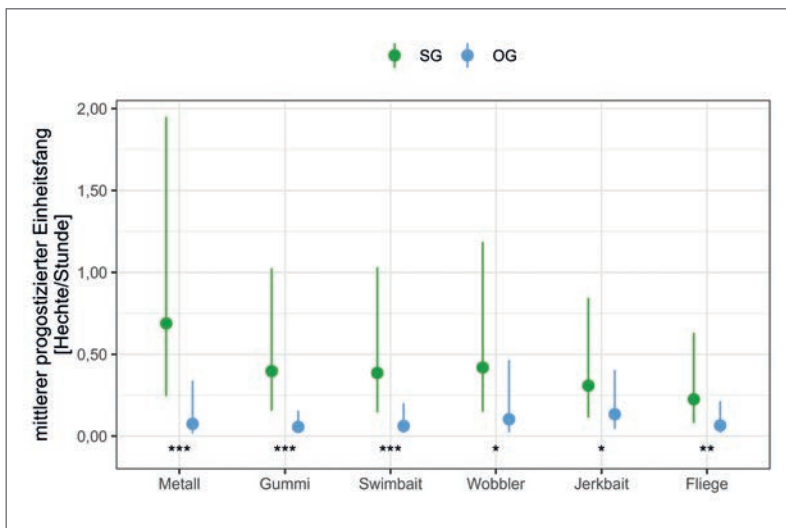


Abbildung 5.101: Modellprognosen für Fangraten verschiedener Ködertypen in geschützten und offenen Gebieten. Punkte geben Modell-prognostizierte Mittelwerte an, Fehlerbalken Standardfehler. Statistische Signifikanz des Unterschiedes im Einheitsfang zwischen OG und SG innerhalb jeder Ködergruppe wird durch Sternchen am unteren Abbildungsteil dargestellt (\* = p < 0,05, \*\* = p < 0,001, \*\*\* = p < 0,0001).

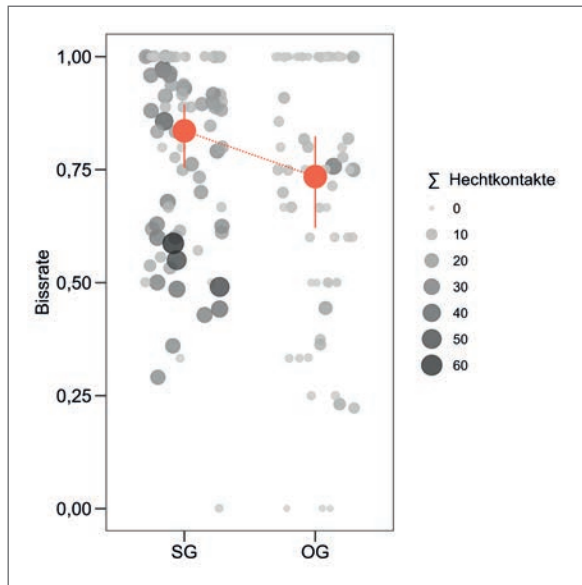


Abbildung 5.102: Anbissraten (Verhältnis gezählter Bisse zur Summe aus Nachläufern und Bissen) aus den alternierenden Angelsessions zwischen geschonten (links) und offenen (rechts) Gebieten. Die roten Punkte zeigen die vom Modell geschätzte Wahrscheinlichkeit, die Fehlerbalken markieren die Konfidenzgrenzen. Graue Punkte stellen die Einzelwerte aus verschiedenen Angelsessions dar, wobei der Farb- und Größengradient die Summe der Interaktionen (Bisse und gesichtete Hechte) beschreibt, die als Gewichtung vom Modell mitberücksichtigt wurde.

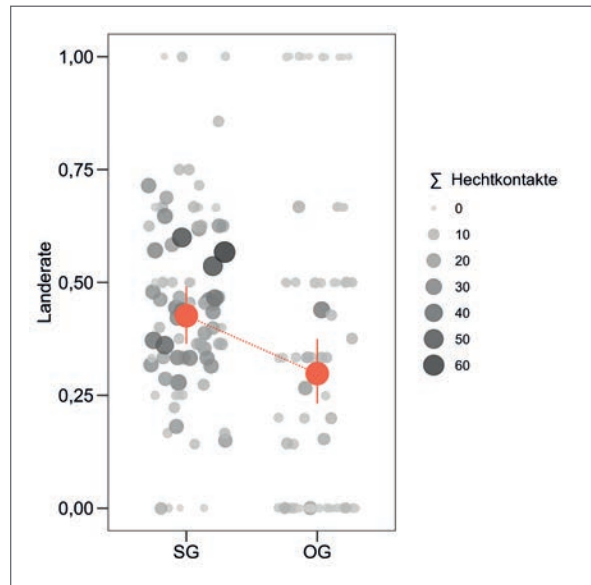


Abbildung 5.103: Landeraten (Verhältnis gelanderter Hechte gegenüber der Summe der Bisse und gelandeter Hechte) aus den alternierenden Angelsessions zwischen geschonten (links) und offenen (rechts) Gebieten. Die roten Punkte zeigen die vom Modell geschätzte Wahrscheinlichkeit, die Fehlerbalken markieren die Konfidenzgrenzen. Graue Punkte stellen die Einzelwerte aus verschiedenen Angelsessions dar, wobei der Farb- und Größengradient die Summe der Hechtkontakte (Bisse und gelandete Hechte) beschreibt, die als Gewichtung vom Modell mitberücksichtigt wurde.

### Nachläufer und Fehlrisse

Der Schutzstatus hatte einen signifikanten Einfluss auf die Anbisswahrscheinlichkeit von Hechten ( $p = 0,034$ ). Die mittlere geschätzte Anbissrate lag in OG bei 75 %, in geschonten Gebieten dagegen bei 85 % und war hier also mit 10 % signifikant erhöht (Abbildung 5.102). Dies ist ein weiterer Hinweis darauf, dass die Fische aus den beangelteten Untersuchungsgebieten vorsichtiger auf Kunstköder reagierten und diese weniger aggressiv attackierten.

### Landerate

Auch auf die Landerate hatte der Schutzstatus einen signifikanten Einfluss ( $p = 0,007$ ). Die vom Modell berechnete Wahrscheinlichkeit, dass ein Hecht nach dem Anbiss gelandet werden kann, lag in den



Abbildung 5.104: Wasserprobenahme zur Untersuchung der Hechtabundanz mittels Hecht-eDNA.

© PHILLIP ROSER



offenen Gebieten bei 29,8 % (23,1 % – 37,5 % Konfidenzgrenzen), in den Schongebieten hingegen bei 42,6 % (36,4 % – 49,1 % Konfidenzgrenzen) (Abbildung 5.103). Dies kann dadurch erklärt werden, dass Fische aus beangelten Gebieten offenbar vorsichtiger auf den Köder beißen und somit seltener gehakt werden oder sich häufiger wieder vom Haken befreien können. Dies ist ein weiteres Indiz für das Auftreten von Hackscheuheit in den beangelten offenen Referenzgebieten.

### Abundanzunterschiede

Die Wechselbeziehung zwischen Fanggerät und Schutzstatus in Bezug auf den Einheitsfang beim Angeln und einem weiteren Fanggerät als weiteres Maß für die Hechthäufigkeit war hoch signifikant ( $p = 0,0004$ ). Dies belegt, dass der Unterschied in der Fangrate zwischen OG und SG von der Fangmethode abhing. Zwischen SG und OG konnte im Frühjahr bei den Stellnetzen jedoch ein größerer Unterschied beobachtet werden als beim Angeln, was der Stu-

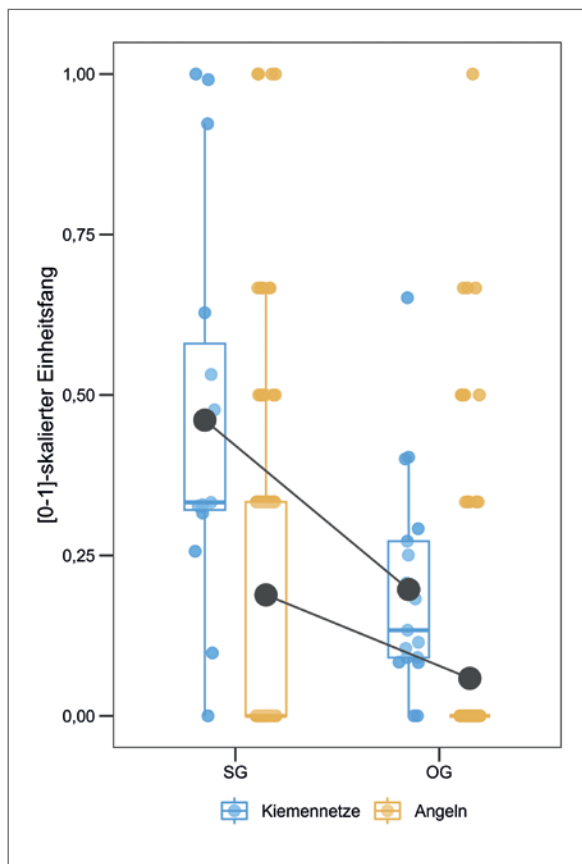


Abbildung 5.105: Unterschiede im Einheitsfang zwischen Netzen (blau) und der Angelei (gelb) sowie zwischen Schongebieten und offenen Gebieten im Frühjahr 2022. Box-Plots und farbige Punkte stellen den normalisierten Einheitsfang dar, die vom Modell ermittelten Werte sind schwarz wiedergegeben.

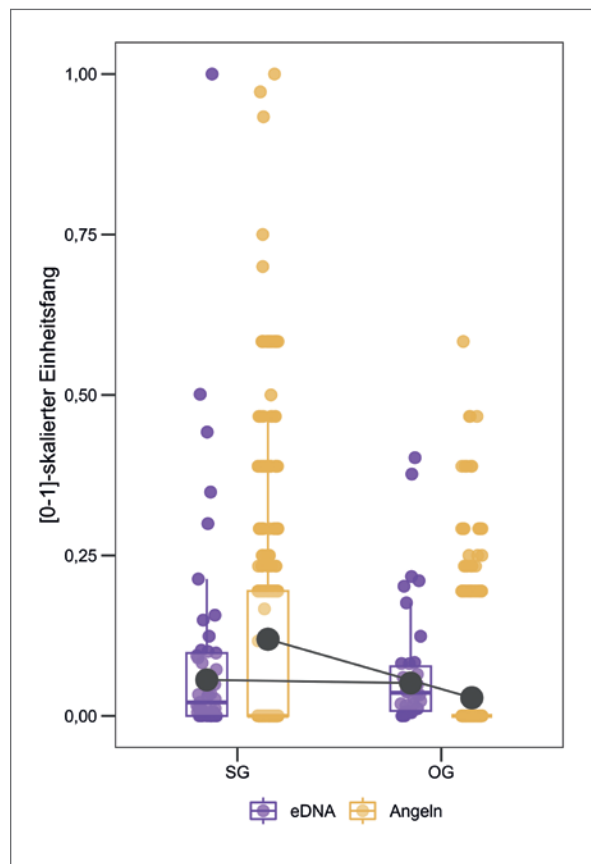


Abbildung 5.106: Hecht-eDNA Konzentration (lila) vs. Einheitsfänge in der Angelfischerei auf Hecht (gelb) in Schongebieten und offenen Gebieten über das gesamte Jahr 2022. Box-Plots und farbige Punkte stellen den normalisierten Einheitsfang dar, die vom Modell geschätzten Mittelwerte sind schwarz angezeigt.

dienhypothese widersprach (Abbildung 5.105). Im Hinblick auf Kiemennetze als mögliche Anzeiger für Abundanz zeigt dieses Ergebnis, dass die Hechtabundanz innerhalb der Schongebiete offenbar deutlich höher war als außerhalb. Allerdings lässt die Analyse keine Schlussfolgerungen für Hakscheuheit zu, da hierfür ein stärkerer Abfall des Einheitsfangs beim Angeln im Vergleich zu den Stellnetzen zu erwarten wäre. Eine mögliche Erklärung hierfür ist, dass die Schongebiete stärker als Laichplätze genutzt wurden als die offenen Vergleichsgebiete und die Fängigkeit in den Stellnetzen daher im Frühjahr besonders hoch war. Während der Frühjahrsbeprobung konnten in der Tat häufiger Hechte während des Laichspiels beobachtet werden, die jedoch kein Interesse an Kunstködern zeigten. Da Hechte während des Laichens aber sehr aktiv sind und sich deshalb gut mit passiven Fanggeräten wie Stellnetzen oder Reusen fangen lassen, wird die Abundanz zu dieser Jahreszeit möglicherweise besonders gut durch Netze abgebildet. Gleichzeitig zeigen sie an Angelködern jedoch ein reduziertes Interesse.

Auch beim Vergleich der Hecht-eDNA-Konzentrationen (Abbildung 5.104) und Angelfänge war die Wechselbeziehung im statistischen Modell signifikant ( $p = 0,00016$ , Abbildung 5.106). Diese vergleichende Analyse zeigte einen Verlauf im Einklang mit der Hakscheuheitshypothese (Arlinghaus et al. 2017b), was bei den Netzen als angelunabhängigen Abundanzanzeigern nicht der Fall war. Das heißt, der Angeleinheitsfang fiel von SG zu OG stärker ab als die eDNA-Konzentration als Häufigkeitsmaß. Es ist davon auszugehen, dass diese Daten aufgrund der höheren Datenmenge und der Berücksichtigung aller Jahreszeiten ein repräsentativeres Bild abgeben als der Vergleich zwischen Angeln und Netzen.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Die Analysen zeigten, dass in Gebieten mit Teilausschluss der Fischerei und vor allem starker Reduktion der Angelfischerei die Abundanz der fischereilich relevanten Raubfische (Hechte und Barsche) bis zu vier Mal höher ausfiel. Gleichzeitig wurden deutliche

Unterschiede zwischen den Schutzgebietspaaren erkennbar, die mit dem lokalen Fischereidruck korrespondierten (stärkere Abundanzunterschiede in den weniger befischten Grabow-Gebiet vergleichen mit dem stärker befischten Seenpaar im Greifswalder Bodden). Nicht vollständig auszuschließen ist ein Habitataffekt sowie Effekte von saisonalen Umweltfaktoren, die ein Einwandern der Hechte in bestimmte Gebiete steuern. Wichtig war die Erkenntnis, dass Boddenhechte in Schongebieten zwar nicht länger, aber älter und im Trend weniger frohwüchsig waren. Das deutet auf reduzierten Fischereidruck, reduzierte fischereiliche und ggf. natürliche Sterblichkeit und ein dichteabhängiges Wachstum durch erhöhte Hechtabundanz bei gleichzeitig ähnlicher Beuteverfügbarkeit hin. Die Daten zeigen zusammengenommen, dass von Fischerei und/oder Angelfischerei bestandsreduzierende Effekte bei den Raubfischen ausgehen. Ob die Schongebiete über den Export von Fischen positive Wirkungen auf die Fischerei in den offenen Gebieten haben, kann aus der vorliegenden vergleichenden Analyse nicht abgeleitet werden und wird in Kapitel 6 detailliert erörtert. Es bleibt auch unklar, wie Fischbestände ohne jede Form der fischereilichen Nutzung aussehen würden, da in allen Gebieten zumindest ein gewisser Fangdruck durch Fischer:innen herrschte.

Die Schonwirkungen waren aber nicht in allen Gebieten gleich. Je stärker in den Schongebieten gefischt wurde, desto geringer wurden die Effekte. Dies war z. B. bei dem Seenpaar im Greifswalder Bodden ersichtlich, wo zwar der Einheitsfang von Hechten und Barschen in der SG höher war, die Hechte aber kein höheres Alter aufwiesen und verglichen mit den beiden anderen Gebieten auch deutlich geringere Unterschiede im Einheitsfang zwischen SG und OG vorgefunden wurden. Obwohl im Grabow-Gebiet keine gerichtete Fischerei auf Hecht stattfindet, fiel dort der Hecht-Einheitsfangunterschied zwischen SG und OG bemerkenswerterweise geringer aus als im kommerziell auf Hecht befischten Ummanz-Gebiet. Auch wurde ein Längenunterschied bei den Hechten zwischen SG und OG nur im Ummanz-Gebiet gefun-

den. Die Gründe für diesen Befund sind unbekannt. Er könnten entweder ein Zeichen für eine geringe Wirkung der Fischerei auf den Hechtbestand im Ummanz-Gebiet sein oder auf ein ökologisch besseres Hechthabitat im Gebiet um Ummanz hinweisen, das den Hechten zugutekommt. Obwohl Umweltvariablen in den Modellen zum Teil berücksichtigt wurden, ist denkbar, dass bestimmte standortabhängige Faktoren die Wirkungsweise von Schongebieten und die Hechtabundanz insgesamt treiben.

Die Ergebnisse der Vergleichsbefischungen zwischen Schongebieten und offenen Gebieten deuten darauf hin, dass Hechte aus den Gebieten mit Angeldruck ihr Verhalten anpassen und sich die Wahrscheinlichkeit, gefangen zu werden, dadurch verringert (Arlinghaus et al. 2017a,b, Eklöf et al. 2023). Neben den reduzierten Häufigkeiten ist einsetzende Hakscheuheit auf Kunstköderangelfischerei (und ggf. Bootslärm) eine weitere Ursache für zurückgehende Angelfänge in stark befischten Boddengebieten. Es gibt Ansätze, die die Hakscheuheit verringern können, z. B. rotierende Schließungen von Gebieten (Januchowsky-Hartley et al. 2013, Koeck et al. 2020), wobei Gebiete im Wechsel temporär geschont werden, um so die Fangrate für Kunstköderangler:innen hochzuhalten. Relativ gesehen ist der negative Ausfischeffekt auf die Abundanz aber als größer einzuschätzen als die Hakvermeidung, sodass aus einer insgesamt reduzierten Fischereierblichkeit bereits positive Wirkungen auf Fangraten resultieren sollten. Im Grunde genommen ist Hakscheuheit eine Anpassungsstrategie als Reaktion auf das Angeln, die unter gewissen Umständen (z. B. hoher Entnahmen durch Angler:innen) auch stabilisierend auf den Bestand wirken kann, weil es die von Angler:innen ausgelöste Überfischungswahrscheinlichkeit eindämmt. Trotz des nachweislichen Auftretens von Hakscheuheit sind zurückgehende Fänge vermutlich nicht allein dadurch zu erklären, sondern beruhen ganz maßgeblich auf Abundanzreduktionen, die fischereiliche oder nichtfischereiliche Ursachen haben können.

## 5.8 Fazit

Vorgelegte Daten belegen, dass der adulte Hechtbestand um Rügen von Berufsfischer:innen und Angler:innen intensiv und über die Grenze der biologischen Nachhaltigkeit in Bezug auf die Größen- und Wachstumsüberfischung genutzt wird. Von einer Rekrutierungsüberfischung ist der Bestand allerdings weit entfernt. Angler:innen und Fischer:innen tragen in etwa gleich zur Fischereierblichkeit bei. Zusätzlich wirkt eine sehr relevante natürliche Sterblichkeit, insbesondere durch Kormorane, auf den Hechtbestand. Die Biomasse und die Produktionskapazität der Boddenhechte erweisen sich als rückläufig. Obwohl der aktuelle Fischereidruck zu hoch ist, kann er nicht als primärer Grund für die Bestandsrückgänge festgemacht werden. Dennoch könnten der Hechtbestand um Rügen und vor allem die Angelqualität von einer Reduktion der Fischereierblichkeit profitieren. Insbesondere das Potenzial lokaler Übernutzung vor der Laichzeit in für die Vermehrung relevanten Buchten, Mündungsbereichen und Zuflüssen verdient stärkere Aufmerksamkeit seitens der Bewirtschaftungspraxis. Für die Angler:innen und ihr Wohlergehen ist auch eine verstärkte Schonung der großen Hechte von Bedeutung. Rotierende Schutzgebiete könnten Effekte des Hakvermeidungslernens abschwächen.

# 6 Synthese der bestandsbeeinflussenden Faktoren und Managementoptionen für die Zukunft aus wissenschaftlicher Sicht

In diesem Kapitel werden Empfehlungen für das künftige Management des Boddenhechtbestands aus wissenschaftlicher Sicht abgeleitet (die Empfehlungen einer Arbeitsgruppe aus Interessenvertretenden folgen in Kapitel 7). Bevor die Empfehlungen dargestellt werden, erfolgt zunächst eine Reflexion wesentlicher Bewirtschaftungsziele in der Angel- und Berufsfischerei sowie eine Würdigung der wesentlichen hechtbestandsbeeinflussenden Faktoren.

## 6.1 Managementziele und -prinzipien für durch Angel- und Berufsfischerei gemeinsam genutzte Fischbestände

Robert Arlinghaus

### Kontext

Ohne eine Erörterung und Definition von Entwicklungszielen, ist es unmöglich, sinnvolle Managementmaßnahmen zu identifizieren. Das Konzept des maximalen Dauerertrags (maximum sustainable yield, MSY) ist in der Fischerei als Entwicklungsziel weit verbreitet. Der maximale Dauerertrag MSY meint die maximal mögliche Fischbiomasse, die aus einem genutzten Bestand langfristig entnommen werden kann. Er gehört zu den klassischen Bewirtschaftungszielen der Berufsfischerei (Hilborn

2007) und wird bis heute als Maß für nachhaltige Fischerei angesehen (FAO 2022). Für die meisten Fischer:innen bedeuten maximale Biomasserträge, die über den Fang aus Beständen entnommen werden, gleichzeitig auch maximale Umsätze. Insofern ist eine Ausrichtung der Berufsfischerei am MSY aus Sicht von Fischerinnen und Fischern sinnvoll. Anders sieht die Situation in gemeinsam genutzten Fischbeständen wie den Boddenhechten aus, in denen auch die Ansprüche von Anglerinnen und Anglern zu befriedigen sind. Da für das Wohlbefinden von Anglerinnen und Anglern neben der Fangrate und sozialen Aspekten auch die Größe der Fische im Fang relevant ist (Beardmore et al. 2015, Birdsong et al. 2021, 2022, Koemle et al. 2022, zu Details s.u.), unterscheiden sich die Bewirtschaftungsziele von Fischer:innen und Angler:innen in vielen Fällen. Eine Ausrichtung am MSY ist in gemeinsam genutzten Beständen nicht zwangsläufig für alle Nutzungsgruppen wohlfahrtsmaximierend (Hilborn 2007, Arlinghaus et al. 2019). Häufig liegt für ein optimales Angelerlebnis die beste Fischereiersterblichkeitsrate unter derjenigen, die zu maximalen Biomasserträgen führt (Hilborn 2007, Johnston et al. 2013). Auch Ziele des Populations- und Artenschutzes (wie z. B. der Erhalt einer möglichst natürlichen Alters- und Größenstruktur oder einer naturnahen Häufigkeit der befischten Art) können dazu führen, dass sich Nutzungsziele wandeln. Möglicherweise ist dann natur-

schutzfachlich eine Fischereierblichkeit unterhalb derjenigen zu bevorzugen, die zum MSY führt (Worm et al. 2009). Das liegt daran, dass sich Eigenschaften von Fischpopulationen systematisch mit dem Grad der Fischereierblichkeit ändern. Beispielsweise reduzieren sich aus demografischen Gründen die stehenden Biomassen und die Häufigkeiten von Fischen sowie ihre Durchschnittsgröße mit ansteigender Fischereierblichkeit, die auf einem Bestand lastet (Beverton & Holt 1957, Ahrens et al. 2020). Genutzte Bestände weisen eine geringere Biomasse und im Durchschnitt kleinere Fische auf als ungenutzte Bestände. Wenn mehrere Interessengruppen Ansprüche an einem Fischbestand haben, stehen auch mehrere Bewirtschaftungsziele nebeneinander. Es gilt also Kompromisse zu finden, wenn nicht eine Gruppe einseitig bevorzugt werden soll (Walters & Martell 2004).

Anglerinnen und Angler sowie einige Guides machen gerne die Berufsfischerei für Überfischung und damit verbundene Fischbestandsrückgänge verantwortlich (genauso wie den Kormoran oder andere natürliche Prädatoren für übermäßigen Fraßdruck). Auch an den Bodden sehen diese Gruppen in Berufsfischer:innen die Schuldigen für den Rückgang des Hechtbestand sowie in der Angelqualität (Arlinghaus et al. 2022a). Doch so einfach ist es nicht: Je nachdem, wie groß und produktiv ein Gewässer ist und wie intensiv es befischt und beangelt wird, können auch Anglerinnen und Angler merklich auf die Bestände einwirken (Johnston et al. 2013). Auch ein übermäßiger natürlicher Raubdruck kann sich negativ auf Küstenhechtbestände auswirken (Bergström et al. 2022). Ökologisch gesehen ist es den Hechten im Grunde egal, wer eine übermäßige Sterblichkeit auslöst. Um überhaupt zu verstehen, wann ein Gewässer übernutzt bzw. überfischt ist, müssen wir uns zunächst mit den Grundlagen der Fischereibiologie beschäftigen. Wie reagieren Fischbestände auf eine Bestandsausdünnung durch Fischer:innen, Angler:innen bzw. natürliche Räuber? Erst wenn wir diese fischereibiologischen Zusammenhänge verstehen, können wir die Frage stellen, welche Fische-

reierblichkeiten für ein optimales Angelerlebnis, eine optimale Berufsfischerei bzw. eine optimale gemeinsame Nutzung von Hechten sinnvoll sind.

### **Fischpopulationen und ihre Reaktion auf Befischung und Beangeltung**

Die Entwicklung eines Fischbestandes hängt von mehreren Faktoren ab: vom individuellen Wachstum, von der Anzahl der Laichfische und ihrer Fruchtbarkeit sowie von der natürlichen und fischereilichen Sterblichkeit (Ricker 1975, Walters & Martell 2004, Arlinghaus 2017, 2021). Der Grad des Wachstums, der Reproduktion und der Sterblichkeit ist wiederum durch gewässerökologische Faktoren bedingt, darunter Nährstoffgehalt, Gewässergröße und -tiefe sowie Wassertemperatur. Reproduktion, Wachstum und Sterblichkeit werden außerdem ganz zentral von der Fischmenge im Gewässer gesteuert: Ist die Fischmenge pro Hektar im Verhältnis zur verfügbaren Nahrung groß (hohe Dichte), ist das individuelle Wachstum gering und die natürliche Sterblichkeit hoch. Bei wenigen Fischen (geringe Dichte) besteht ein umgekehrter Bezug: Die Fische haben viel Nahrung und Platz, um zu wachsen und alt zu werden. Man spricht hier von einem dichteabhängigen Wachstum und einer dichteabhängigen natürlichen Sterblichkeit (Details in Arlinghaus 2021).

Jetzt kommen Fischer:innen und Angler:innen ins Spiel. Durch die entnommenen Fische sinkt zunächst die verfügbare Biomasse, d. h. das Gesamtgewicht aller Individuen einer Art pro Fläche, – die Biomassendichte, bzw. in Anzahlen ausgedrückt die Häufigkeitsdichte, nimmt ab. Aufgrund der gestiegenen Nahrungs- und Raumverfügbarkeit steigert sich das Wachstum der verbleibenden Fische dieser Art und die natürliche Sterblichkeit, vor allem die der Jungfische, geht zurück, ohne dass bei fruchtbaren Tieren wie Fischen die Reproduktionsrate zwangsläufig sinkt. Eine Voraussetzung dafür ist, dass es dauerhaft genügend Laichfische im Bestand gibt, die genügend Eier abgeben. Das wiederum können angemessene Mindestmaße oder Entnahmefenster sowie Schongebiete und Schonzeiten garantie-

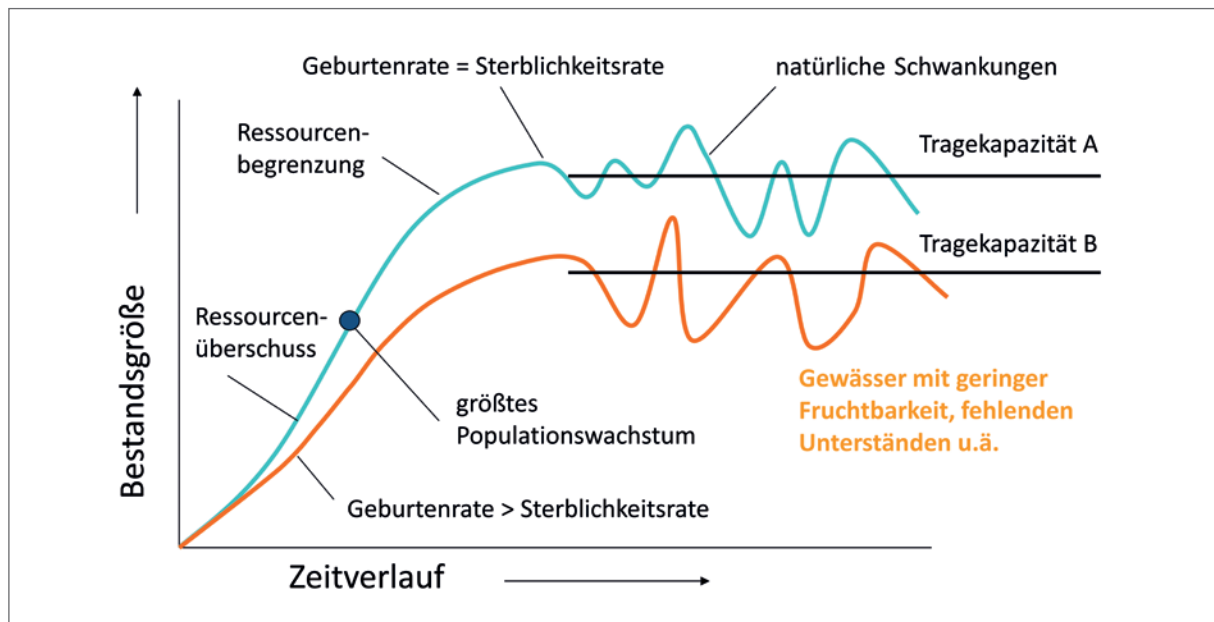


Abbildung 6.1: Darstellung der Entwicklung eines Fischbestands einer Art nach der Initialbesiedelung eines Gewässers oder in Reaktion auf Bestandsausdünnung (was dem Wegbewegen von der Tragekapazität entlang der Kurven entspricht). Zunächst wächst der Bestand exponentiell, weil ein Ressourcenüberschuss besteht. Nach dem Umkehrpunkt des größten Populationswachstums entsteht Ressourcenmangel. Am Ende pendelt sich die Population auf einem bestimmten Level ein – die sogenannte Tragekapazität. Jedes Gewässer hat je nach verfügbarer Nahrung usw. eine eigene Tragekapazität, die der Fischbestand in der Regel auch jährlich erreicht, wenn er nicht befischt wird. Natürliche Schwankungen um die Tragekapazität entstehen durch Zufallsprozesse wie z. B. Wettergeschehen. Man spricht vom Erreichen eines Gleichgewichts, das aber ein Stück weit dynamisch ist. Die unterschiedlichen Farben symbolisieren zwei Gewässer mit unterschiedlicher Fruchtbarkeit, z. B. ein klares, nährstoffarmes tiefes Gewässer (orange) und ein produktiver, trüber Flachwassersee (blau) (aus Arlinghaus 2017).

ren (Ahrens et al. 2020). Genutzte Fischbestände gleichen also die Biomasse, die Angler:innen und Fischer:innen entnehmen, in gewissen Grenzen aus und bilden sie jedes Jahr durch Zuwachs neu. In der Fachsprache nennt man diese Zusammenhänge Dichteabhängigkeit der Fischbioproduktion, wobei unter Produktion die Fischbiomasseneubildung des Gesamtbestands von einem Jahr auf das nächste verstanden wird (Ricker 1975). Oder anders ausgedrückt: Fischbestände, die über Fischerei ausgedünnt sind, produzieren einen „Überschuss“ an Biomasse (Surplus Production, Schaefer 1954), der ohne weitere Befischung die verlorene Biomasse im nächsten Jahr wieder auffüllen würde (Barthelmes 1981). Alternativ kann dieser „Überschuss“ auch über die Fischerei, das Angeln oder die Konsumtion

durch natürliche Räuber abgeschöpft werden, ohne dass die genutzten Fischbestände in ihrer stehenden Biomasse rückläufig sind oder gar zusammenbrechen (Details in Arlinghaus 2021).

### Die Natur reguliert sich selbst

Ein Bestand wie der der Boddenhechte ist also bestrebt, in jedem Jahr die verfügbare Nahrung im Gewässer optimal zu nutzen (Arlinghaus 2021). Die dann heranwachsende Biomasse von einem Jahr zum anderen kann abgefischt werden, ohne dass sich die Bestandsgröße gegenüber der Situation am Anfang des Jahres vor der Befischung ändert – man spricht von der Abschöpfung des Ertragspotenzials eines Fischbestands. Dieses Potenzial hängt aufgrund der bereits angesprochenen dichte-

abhängigen Populationsregulation von der aktuellen Biomasse und den vorherrschenden Umweltbedingungen ab. Die aktuelle Biomasse wiederum steht in Bezug zum vergangenen Fischereidruck und zur damit verbundenen Entnahme bzw. Ausdünnung.

.Schauen wir uns die Entwicklung eines Fischbestands in einem Beispiel an, um die Zusammenhänge im Detail zu verstehen. Nehmen wir einen neu geschaffenen See, der zunächst fischfrei ist und in den eine für die Nutzung interessante Fischart ausgesetzt wird, die dort auch gut leben und wachsen kann. Diese Fische haben zunächst keine Nahrungskonkurrenten, daher können sie schnell heranwachsen, sich vermehren und einen Bestand entwickeln. Zunächst wächst die neue Population exponentiell rasch (Abbildung 6.1). Das Wachstum der Population als Ganzes nimmt aber bald ab, sobald sich im See/Gewässer ein Gesamtfischbestand (über mehrere Arten) ausgebildet hat, der den natürlichen Gegebenheiten entspricht: Nahrung und Unterstände werden rar, der Raubdruck steigt. Und irgendwann „ist das Fass voll“ – das Gewässer kann nicht noch mehr Fische ernähren – die ökologische Tragkapazität ist erreicht (Abbildung 6.1).

An der Tragkapazität angekommen wächst die Population nicht mehr weiter, sondern gleicht die Verluste von einem Jahr zum nächsten nur noch aus – die „Überschussproduktion“ stagniert. Dieser Punkt wird gewässerspezifische Tragkapazität in einem (dynamischen) Gleichgewicht genannt. Dynamisch deswegen, weil es ein absolutes Gleichgewicht nicht gibt. Temperaturschwankungen und Wettereinflüsse führen immer zu gewissen Schwankungen im Bestand von Jahr zu Jahr (Walters & Martell 2004).

Die ökologische Tragkapazität für die Fischbiomasse einer Art in einem Gewässer kann nicht dauerhaft überschritten werden: Fördert man eine Art über das natürliche Maß hinaus, zum Beispiel durch Besatz, reguliert sich der Fischbestand sehr schnell selbst – die hungrigen Fische sterben oder werden leicht gefangen (Johnston et al. 2018, Arlinghaus 2021). Das bedeutet: Bewirtschafter:innen können die natürlichen Prozesse niemals aushebeln. Das

Gewässer mitsamt seinen ökologischen Grundbedingungen gibt vor, wie viele Fried- und Raubfische es hervorbringen kann. Das gilt auch an den Bodden. Verändern lässt sich der Tragkapazität nur, indem man neue Energie hinzufügt oder neue Lebensräume schafft, zum Beispiel durch eine Renaturierung von Hechtlaichwiesen oder die vermehrte Nährstoffzufuhr über Zuflüsse in die Bodden.

### Maximale Erträge

Viele Boddenhechtangler:innen – gerade die spezialisierten – nehmen nur einen Teil ihrer Fische mit nach Hause und setzen vor allem große Tiere freiwillig zurück. Sie erfahren jedoch auch einen hohen Nutzen aus der Mitnahme einmal gefangener Hechte (Koemle et al. 2022). Und die Berufsfischerei wird in der Regel die mäßigen Hechte ebenfalls aus den Beständen entnehmen. Angler:innen und Fischer:innen dünnen so den Bestand aus. Wie reagiert der Gesamtbestand der Hechte darauf? Oder anders gefragt: Wie funktioniert die fischereiliche Ertragsbildung angesichts der Fähigkeit von Fischen, die fischereiliche Ausdünnung in den folgenden Jahren über Biomasseneubildung auszugleichen?

In der Regel wird der Bestand auf Befischung, Beangelung oder aber sehr hohe natürliche Sterblichkeit über Kormorane oder Kegelrobben folgendermaßen reagieren (Ricker 1975, Walters & Martell 2004, Arlinghaus 2021):

- ▶ Die verbleibenden Fische wachsen schneller und werden früher geschlechtsreif, da sie eine bessere Nahrungsgrundlage vorfinden.
- ▶ Durch das bessere Wachstum und die fehlende Konkurrenz steigt die natürliche Überlebensrate der Fische (vor allem der Jungfische).
- ▶ Die Rekrutierung (Anzahl der Jungfische, die in den Fang hineinwachsen) bleibt gleich oder nimmt bei kannibalistischen Arten wie Hechten sogar zu. Als „Rekruten“ bezeichnet man in der Fischereibiologie übrigens einen Fisch, der seine Fanggröße erreicht – bei Boddenhechten zum Beispiel 50 cm lange Fische.

Die genannten Veränderungen von Wachstum, Reproduktion und natürlicher Sterblichkeit erlauben, dass nach der Entnahme durch Angler:innen/Fischer:innen/natürliche Räuber neue Biomasse gebildet wird. Das Gewässer produziert also neue Fische (Biomasse) als Ersatz für die, die entnommen wurden. Und dann fangen Angler:innen bzw. Fischer:innen im nächsten Jahr die neugebildete Biomasse ganz oder teilweise wieder heraus, das heißt, die neu gebildete Biomasse wird abgeschöpft, und die Hechtbiomasse pendelt sich auf dem Niveau ein, das der Fischereientnahme entspricht. Wird dieser sogenannte Fischereidruck bzw. die fischereiliche Sterblichkeit (definiert als die Entnahme an Fischen in Bezug zur zugrunde liegenden Biomasse/Häufigkeit) Jahr für Jahr aufrechterhalten, entsteht ein neues Biomassegleichgewicht aller Individuen einer Art, das geringer ist als die Biomasse an der Tragekapazität. Schauen wir uns noch einmal Abbildung 6.1 an: Wenn Fische entnommen werden, gehen wir auf der blauen Kurve quasi „in der Zeit zurück“, wo es im Gewässer noch weniger Fische gab. Stellte man das Angeln bzw. Fischen jetzt ein, würde die Menge der Fische entlang der blauen Kurve wieder „mit der Zeit“ zunehmen, bis die maximale Tragekapazität wieder erreicht ist. Stellt man das Angeln bzw. die Fischerei aber nicht ein und entnimmt weiter mit der gleichen Intensität (der fischereilichen Sterblichkeit) Fische, wird die neu gebildete Biomasse im nächsten Jahr über den Fang wieder entnommen und die neue Gleichgewichtspopulationsgröße pendelt sich unterhalb der Tragekapazität ein. Am produktivsten ist der Bestand etwa auf der Hälfte der unbefischten Bestandsgröße (Schaefer 1954, Hilborn 2007) (Abbildung 6.1): Es sind genügend Fische da, um zu wachsen und sich fortzupflanzen, aber es gibt noch genug Platz und Nahrung für weitere Fische, die über die Fischerei Jahr für Jahr entnommen werden. An diesem Wendepunkt (Abbildung 6.1) ist das Populationswachstum am größten (mathematisch ausgedrückt ist die Steigung der Kurve maximal), das heißt, das Fischertragspotenzial ist maximal groß (Abbildungen 6.1 und 6.2). Und das ist der berühmte MSY, der maximale Dauerertrag (Ab-

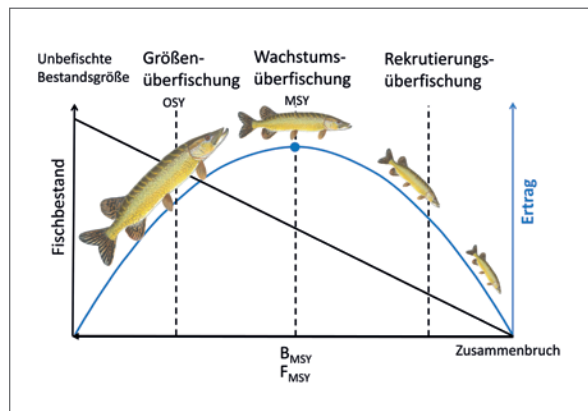


Abbildung 6.2: Schematische Darstellung der Reaktion von natürlich reproduzierenden Fischbeständen auf zunehmende Befischung. Der maximal nachhaltige Dauerertrag (maximum sustainable yield, MSY) wird meist bei mittleren Fischereientensitäten und mittleren Bestandsbiomassen erreicht (entspricht dem Umkehrpunkt des maximalen Populationswachstums in Abbildung 6.1). Die Wachstumsüberfischung setzt bereits direkt am Umkehrpunkt rechts vom MSY ein. An diesem Punkt sind die Fische im Durchschnitt weniger häufig, kleiner und jünger als im unbefischten Zustand. Da die Fangraten direkt proportional zur Bestandsgröße sind, sind Einheitsfänge (Fänge pro Zeit) im unbefischten Zustand maximal und sinken mit zunehmender fischereilicher Sterblichkeit und abnehmenden Bestandsgrößen (Qualitäts- bzw. Größenüberfischung). Als Rekrutierungsüberfischung wird eine extreme fischereiliche Intensität bezeichnet, bei der der Ertrag vor allem durch fehlende Laichfische begrenzt wird.

HECHTBILD (C) DAFV/ERIC OTTEN

Abbildung 6.2). An der maximalen Produktivität eines Bestands interessierte Bewirtschafter:innen würden also versuchen, über Fangbestimmungen die Fischereiersterblichkeit so einzustellen, dass das maximale Fischertragspotenzial bzw. der MSY erreicht wird. In der Regel würde das auch den Zielen der Berufsfischerei entsprechen (Hilborn 2007).

### Überfischung in der Berufsfischerei

Der Punkt, an dem die Produktion und damit die Ertragsfähigkeit maximal groß sind, ist in der Fischerei als „Maximum Sustainable Yield“ (MSY), also maxi-



maler Dauerertrag, bekannt. An diesem Punkt sind die Fischbestandsbiomassen im Gewässer im Schnitt über das Jahr nur halb so groß wie im unbefischten Zustand (Schaefer 1954). Würde man die Fischereiersterblichkeit genau so in der Zukunft aufrechterhalten, wäre der Ertrag dauerhaft maximal, aber die Bestandsgröße (Biomasse) weiter im Schnitt nur halb so groß wie im unbefischten Gleichgewicht. Fischt man über diesen Punkt der maximalen Ertragsfähigkeit hinaus weiter, kommt es zunächst zur sogenannten Wachstumsüberfischung (Abbildung 6.2) – die Fische werden zu jung befischt und erreichen ihre maximale Wachstumsrate nicht. Danach setzt die Rekrutierungsüberfischung ein, der Bestand geht zurück, weil es nicht mehr genug Laichfische gibt, um eine möglichst hohe Rekrutierung aufrechtzuerhalten. Der Ertrag verringert sich, die Bestandsgröße sinkt weiter und bricht am Ende völlig zusammen.

Überfischung ist also nicht gleich Überfischung, sondern es gibt mehrere Überfischungsarten. Die klassische Wachstumsüberfischung ist aus fische-reibiologischer Sicht erreicht, wenn ein Gewässer von Jahr zu Jahr nicht mehr ausreichend Biomasse bilden kann, um den maximal möglichen Ertrag zu garantieren (rechts vom Maximum in Abbildung 6.2). Diese Art von produktionsbezogener Überfischung bedeutet aber nicht, dass der Bestand kollabiert. Wachstumsüberfischung bedeutet lediglich, dass der Bestand ertragsseitig nicht mehr so produktiv ist, wie er sein könnte. Das ist insbesondere ein berufsfischereiliches Ziel. So betrachtet, könnte man einen Bestand, der weniger Ertrag hervorbringt als möglich, weil er zu wenig befischt wird (links vom Maximum), als „unterfischt“ bezeichnen (Abbildung 6.2). Unterfischung ist hier aber zunächst aus Sicht von ertragsmaximierenden Bewirtschafter:innen zu sehen, denn Anglerinnen und Angler könnten bei einem aus beruflicher Sicht unterfischten Bestand bereits von Überfischung sprechen (sogenannte Größenüberfischung, Abbildung 6.2).

### Überfischung beim Angeln

Angler:innen verfolgen trotz des teilweisen Interesses an der Fischentnahme keine beruflich-kommer-

ziellen Ziele, ihnen geht es beim Angeln nicht allein um den maximalen Ertrag an „Fischfilet“ je Hektar. Zwar essen die meisten Angler:innen gerne selbstgefangenen Fisch, vielen ist aber neben dem Naturerlebnis auch die reine Fangaussicht und das Fangen großer Fische wichtig (Beardmore et al. 2011). Das gilt auch für Boddenangler:innen. Im Rahmen des BODDENHECHT-Projekts durchgeführte Studien von Koemle et al. (2021, 2022) zeigen, dass es unter Boddenangler:innen vier Anglertypen gibt. Sowohl unter einheimischen wie auch touristischen Angler:innen gibt es ein kleineres Segment, das einen Schwerpunkt auf die Entnahme von Hechten oder von anderen Raubfischen aus den Bodden legt. Das sind die sogenannten entnahmeorientierten Angler:innen. Die große Mehrheit der Angler:innen erfährt hingegen größere Nutzen bzw. Wohlfahrt aus dem Fang von bis zu drei Hechten pro Angeltag, die idealerweise möglichst groß sind und wovon nur mittelgroße Hechte mitgenommen werden. Diese weniger konsumtiven Angler:innen erfahren auch besonders großen Nutzen aus der Einführung von Entnahmefenstern und stärkeren Tagesfangbeschränkungen von lediglich einem Hecht pro Angler:in und Tag, weil ihnen die Entnahme weniger wichtig ist. Sie profitieren stattdessen davon, dass die Fangraten und die Fischlängen im Fang möglichst hoch sind. Letzteres verlangt eine relativ geringe Fischereiersterblichkeitsrate (links vom maximalen Ertrag, gleichbedeutend mit großen stehenden Biomassen und großen Fischen im Bestand, Abbildung 6.2). Wichtig ist auch die Erkenntnis, dass diese Boddenangler:innen keinen Zusatznutzen aus Fängen von mehr als drei Hechten pro Tag erfahren. Es geht ihnen also vor allem um das Freizeiterlebnis, in einer besonderen Umwelt maximal drei möglichst große Hechte pro Tag zu fangen (Koemle et al. 2022).

Und hier kommt es zum entscheidenden Zielkonflikt mit dem MSY bzw. den Zielen der eher auf die Konsumtion ausgerichteten Bewirtschaftung. Denn mit steigender Befischungsraten bzw. Fischereiersterblichkeit sinkt mit dem dann zwangsläufigen Bestandsrückgang die Abundanz bzw. Häufigkeit



Abbildung 6.3: Das regelmäßige Fangen von großen Tieren erfordert neben einer angemessenen Nahrungsverfügbarkeit auch einen wohldosierten Fischereidruck.

© ROBERT ARLINGHAUS

der Fische (Abbildung 6.2). Die Aussicht auf den Fang an einem Angeltag hängt aber direkt mit der Häufigkeit der Fische zusammen: Je individuenreicher (also unbefischter) der Bestand, desto höher ist die Fangwahrscheinlichkeit pro Angelstunde. Je mehr geangelt bzw. gefischt wird und je stärker ein Bestand ausgedünnt ist, desto schwieriger ist es also, an einem Angeltag überhaupt einen Fisch zu fangen. Außerdem nimmt die durchschnittliche Größe der Fische im Bestand und damit auch im Fang ab, je größer der fischereiliche Druck auf den Bestand ist (Abbildung 6.2, Abbildung 6.3). Denn wenn die Sterblichkeit steigt, werden die Fische nicht mehr maximal alt und damit auch nicht mehr maximal groß. Die Hechte bleiben im Schnitt kleiner und jünger, weswegen die mittlere Länge im Fang auch ein sensibler Indikator des Befischungsdrucks ist (Beverton & Holt 1957). Das ist zunächst aus Ertragsmaximierungssicht gut, denn junge Fische wachsen pro Jahr schneller als alte. Nur leider werden dann auch die großen, alten, kapitalen Hechte rar, aber genau die führen zu zufriedenen Boddenhechtangler:innen. Das heißt: Die für die meisten Nutzer:innen optimale Fischereierblichkeit, die man als optimalen sozialen Ertrag (OSY) bezeichnet (Johnston et al. 2013), ist eher gering



Abbildung 6.4: Für Berufsfischer:innen ist eine möglichst große Hechtbiomasse umsatzmaximierend. Ihre Erwartungen unterscheiden sich daher grundlegend von denen der weniger entnahmeorientierten Angler:innen.

© MATHIAS FUHRMANN

(aber nicht zwangsläufig null), da dann die Fischhäufigkeit und die Fischlänge im Fang hoch bleiben (Ahrens et al. 2020).

### Kompromisse: Vom MSY zum OSY

Und hier liegt der fundamentale Zielkonflikt mit der Berufsfischerei. Für Anglerinnen und Angler ist in den meisten Fällen die Fangaussicht an sich (die bei einem unbefischten Bestandszustand mit maximal möglicher Biomasse im Gewässer maximal wird) sowie der Fang möglichst großer Fische (der ebenfalls bei sehr geringen Fischereierblichkeiten maximal wird) kurzfristig wichtig. Nicht so aber für Berufsfischer:innen, die insgesamt und langfristig möglichst viel Fischmasse fangen wollen (Abbildung 6.4). Daher erfahren Angler:innen schon bei geringeren fischereilichen Intensitäten eine gefühlte Überfischung als der, bei der der Hechtbestand seinen maximalen Dauerertrag (MSY) im Sinne der Biomasse hervorbringt. Diesen Überfischungspunkt für Anglerinnen und Angler nennt man Qualitäts-, Zufriedenheits- oder Größenüberfischung (da die Fische im Schnitt nicht mehr maximal lang werden), die schon links vom Maximum der Ertragskurve in Abbildung 6.2 eintritt.

Ein Kompromiss, bei dem sowohl Berufsfischer:innen als auch Angler:innen gleichermaßen zufrieden-

gestellt werden, ist die Einstellung einer Fischereiersterblichkeit, die leicht links vom MSY liegt (Hilborn 2007). Der sich hier befindende OSY ist eine „Zone des Kompromisses“ (Worm et al. 2009), in der die Erträge immer noch recht hoch und nahe dem MSY ausfallen, aber gleichzeitig die Fischgröße im Fang sowie die Fangaussicht für Angler:innen höher sind, da die Abundanz diejenige beim MSY übersteigt (Hilborn 2007). Auch Naturschützer profitieren, da die Fischbestände hinsichtlich der Alters- und Längensstruktur größer und naturnäher aufgebaut sind. Die aktuelle Fischereiersterblichkeit des Boddenhechts liegt nahe oder über dem MSY (Kapitel 5). Daher ist zu empfehlen, im Sinne der Maximierung des Wohlergehens aller Nutzungsgruppen die Fischereiersterblichkeitsrate durch angepasste Fangbestimmungen zu reduzieren. Gute Kompromisse könnte man z. B. durch den Einsatz von Entnahmefenstern anstelle der Mindestmaße erreichen, weil so auch die für Angler:innen wichtigen Großhechte im fangbaren Bestand erhalten werden (Ahrens et al. 2020).

In diesem Zusammenhang ist mit einer unter vielen Angler:innen und Guides verbreiteten falschen Vorstellung aufzuräumen: Es hält sich hartnäckig der Gedanke, dass eine optimale Bewirtschaftung für die nicht entnahmeorientierten Angler:innen eine Nullnutzung wäre, z. B. durch ein totales Zurücksetzen aller Hechte bzw. ein Verbot der Entnahme. Allerdings ist bei Fischarten mit dichteabhängigem Wachstum wie den Hechten (Margenau et al. 1998) eine gewisse Ausdünnung wichtig, um das Wachstumspotenzial auszuschöpfen, da der Zuwachs im unbefischten Zustand ansonsten gering ist und die Fische kapitale Größen aufgrund von Nahrungsmangel gar nicht erreichen (Ahrens et al. 2020). Eine Nullentnahme ist also bei Hechten keine sinnvolle Bewirtschaftung, wenn das Ziel darin besteht, möglichst große Fische im Fang zu realisieren. Auch aus tierschutzrechtlichen Gründen ist eine gewisse Entnahme als vernünftiger Grund des Angelns sinnvoll und geboten. Geeignet wären hierfür z. B. Entnahmefensterregelungen, die eine Entnahme nur im mittleren Längenbereich erlaubt (Arlinghaus 2017).

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Je nach Perspektive gibt es unterschiedliche Einschätzungen darüber, ab wann ein Bestand als überfischt gilt:

- ▶ Viele Angler:innen wollen maximale Fangraten – also viele und möglichst große Fische sowie ab und zu einen selbstgefangenen Fisch in der Pfanne. Um das langfristig zu garantieren, dürfen sie und andere Nutzungsgruppen den Beständen nur relativ geringe Fischmengen entnehmen.
- ▶ Berufsfischer:innen legen hingegen Wert auf dauerhaft maximale Erträge im Sinne der Biomasse bzw. des Umsatzes; die Fanggröße bzw. die Länge der Fische ist den meisten Fischer:innen weniger wichtig. Um einen maximalen Biomasseertrag zu erzielen, müssen Berufsfischer:innen und Bewirtschafter:innen aber verjüngte Fischbestände und um die Hälfte reduzierte Häufigkeiten und Fangraten im Vergleich zum unbefischten Zustand in Kauf nehmen. Das dürfte zur Zufriedenheits- bzw. Größenüberfischung bei vielen Angler:innen beitragen. Diese geben, wie an den Bodden der Fall, gerne Fischer:innen (oder Kormoranen und Robben) die Schuld an den reduzierten Fängen oder Fanggrößen (Arlinghaus et al. 2022a). Das Resultat ist ein formidabler Konflikt.
- ▶ Ein geeigneter Kompromiss in gemeinsam genutzten Beständen, der auch die Ansprüche des Populations- und Artenschutzes integriert, ist eine moderate Entnahme in Intensitäten, die deutlich unter der Fischereiersterblichkeitsrate am MSY ( $F_{MSY}$ ) liegen (Abbildung 6.2). Das heißt, in gemeinsam genutzten Beständen ist die ideale Fischsterblichkeit, die wir hier als optimalen sozialen Ertrag bezeichnen (OSY), meist geringer als diejenige, die zum maximalen Ertrag MSY beiträgt. Dementsprechend ist die optimale Biomasse an Hechten auch größer als die, die den MSY hervorbringt (Kapitel 5). Aktuell haben wir an den Bodden sicher eine

Größenüberfischung und mit hoher Wahrscheinlichkeit auch eine Wachstumsüberfischung erreicht. Die Fischereiersterblichkeit ist daher für die aktuelle Bestandsgröße zu hoch und sollte reduziert werden (Kapitel 5).

- ▶ Angler:innen und Berufsfischer:innen gleichzeitig zufriedenstellen? Das ist ein schwieriges, aber nicht unmögliches Unterfangen, das beim Boddenhecht eine Anpassung gegenwärtiger Fischereiersterblichkeiten erforderlich macht, solange die so geschonten Hechte nicht Opfer natürlicher Prädation werden (Bergström et al. 2023).

## 6.2 Synthese wesentlicher Einflussfaktoren auf den Boddenhechtbestand

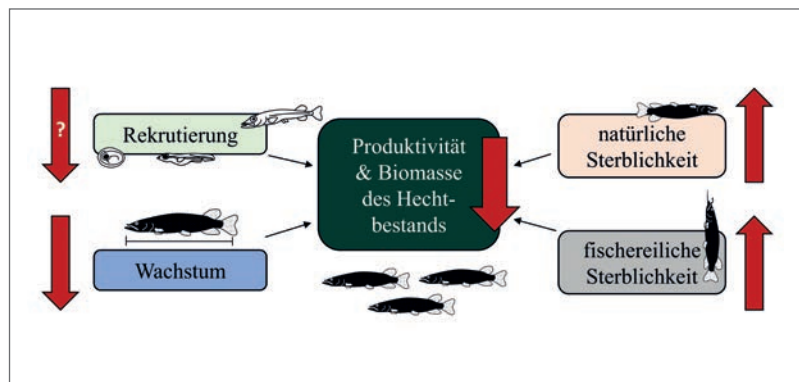
Robert Arlinghaus & Elias Ehrlich

In der Gesamtschau aller in diesem Buch präsentierten Ergebnisse (vor allem Kapitel 3–5) ist der Boddenhechtbestand in seiner Biomasse mindestens seit 2010 abnehmend und ein Rückgang in der individuellen Wachstumsrate der adulten (= geschlechtsreifen) Hechte ab ca. 70 cm mit potenziell stark negativen Folgen für die Produktivität des Hechtbestands zu beobachten (Abbildung 6.5). Hinzu kommen eine gestiegene natürliche Sterblichkeit durch höhere Bestände natürlicher Räuber (Kormorane,

Kegelrobben, möglicherweise auch Dreistachelige Stichlinge) und eine erhöhte fischereiliche Sterblichkeitsrate (Abbildung 6.5). Letzteres entsteht auch durch gleichbleibende absolute Entnahmen bei rückläufigen Bestandsbiomassen (Kapitel 5). Außerdem wird vermutet, dass die Rekrutierung der Hechte, d. h. die Reproduktionsleistung, seit Jahren auf einem niedrigen Niveau und zwischen den Jahren stark schwankend ist, und zwar aufgrund der begrenzten Verfügbarkeit von Laichhabitaten als Folge von Eutrophierung und damit verbundene Rückgänge der Bestände submerser Makrophyten und aufgrund von Migrationsbarrieren und Eindeichung (Abbildung 6.5). Möglich sind auch schlecht verstandene Rückkopplungen verschiedener Effekte des Klimawandels, z. B. auf die Reifung, die Eequalität oder aber das Auftreten von Hechtlarven in Bezug das Zooplankton sowie starke Fraßverluste über Kormorane in Bezug auf die Junghechte, die nach dem Heranwachsen in Beständen untergetauchter Wasserpflanzen oder im Schilf die Bodden besiedeln und dort gefressen werden können.

Wie in Abbildung 6.6 und Arlinghaus et al. (2023a) zusammengefasst, existieren zahlreiche Faktoren, die das Wachstum, den Lebenszyklus, die Abundanz und die Größenstruktur des Hechts in den Bodden beeinflussen. Diese haben sich in den letzten Jahren verändert. Die meisten dieser Entwicklungen können als Stressfaktoren für den Hechtbestand angesehen werden, wie z. B. der zunehmende fischereiliche

Abbildung 6.5: Übersicht zu aktuellen Trends in den vier Prozessen, die den Boddenhechtbestand steuern, sowie der gegenwärtige Trend der Produktivität und Biomasse des Hechtbestands. Die roten Pfeile zeigen die Trends an, wobei ein Fragezeichen andeutet, dass hier noch Unsicherheiten bei der Bewertung des Trends vorliegen bzw. Daten fehlen.



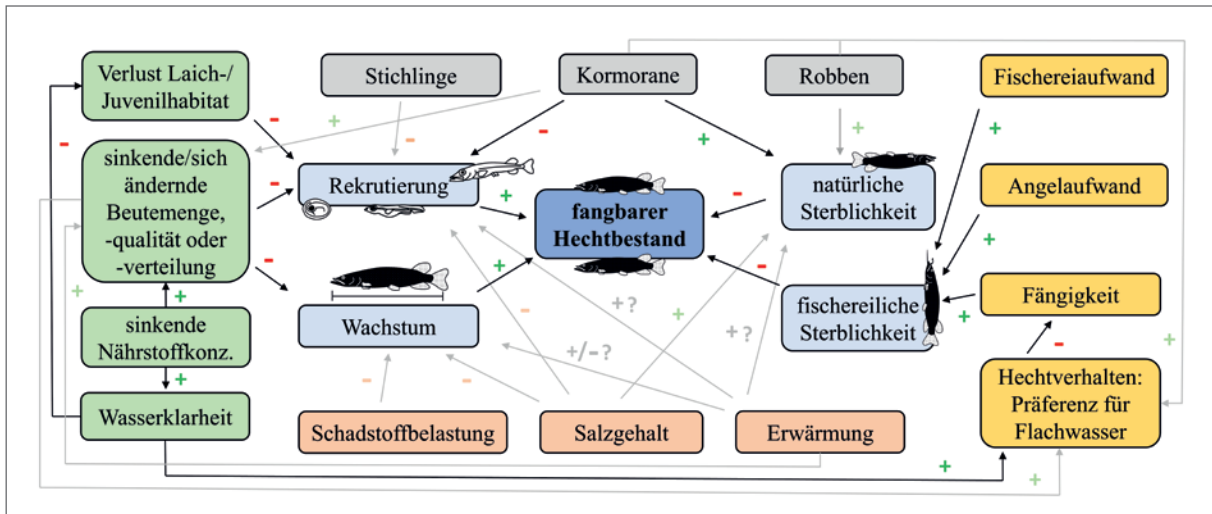


Abbildung 6.6: Zusammenspiel der wesentlichen Faktoren auf den Boddenhechtbestand. Die hellblauen Boxen stellen die vier wesentlichen Populationsprozesse dar (Abbildung 6.5), welche durch lokale Habitatbedingungen (grün), abiotische Faktoren und Schadstoffe (orange), natürliche Prädatoren (grau) und Faktoren mit Bezug zur fischereilichen Sterblichkeit (gelb) beeinflusst werden können. Die Pfeile zeigen positive (+) oder negative (-) Effekte an. Zum Beispiel senkt ein Verlust an Laich- und Juvenilhabitat (-) die Rekrutierung des Hechtbestands (Nachkommenzahl). Eine höhere Wasserklarheit reduziert (-) wiederum den Verlust an Laich- und Juvenilhabitat (Grund: Zunahme von Makrophyten/Unterwasserpflanzen, hier nicht gezeigt) und fördert somit indirekt die Rekrutierung („minus mal minus ergibt plus“). Graue Pfeile und Fragezeichen deuten darauf hin, dass die Effekte aufgrund fehlender lokaler Studien oder Daten unsicher oder wenig verstanden sind.

Druck (im Vergleich zur zugrunde liegenden Biomasse), der Verlust von Rekrutierungshabitaten bzw. der anhaltend geringe Zugang zu Süßwasserhabitaten zum Laichen, der Rückgang der marinen Beutebasis (vor allem Hering), die teilweise starke Zunahme natürlicher Räuber, vor allem des Kormorans, und die Erwärmung. Keiner dieser Faktoren kann als dominante Einflussquelle von überwältigender Bedeutung angesehen werden. Es ist auch auszuschließen, dass die Überfischung alleine oder gar die Entnahme durch eine spezifische Nutzungsgruppe (z. B. Berufsfischerei oder Angeltourist:innen) für den Hechtrückgang verantwortlich ist (Kapitel 5). Mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit verringern multiple, sich überlagernde (additive) oder sich sogar gegenseitig verstärkende (synergetische) Effekte mehrerer Faktoren die Produktionskapazität und Widerstandsfähigkeit des Hechtbestands in den Bodden und Haffen. Diese Faktoren haben sich negativ auf das Wachstum der adulten Hechte sowie auf die Rekrutierung, die Tragfähigkeit und die Abundanz der

erwachsenen Fische ausgewirkt (Abbildung 6.6). Es handelt sich um Faktoren, die sich nur langsam über die Zeit ändern (sog. critical slow variables), z. B. der eingeschränkte Zugang zu Süßwasserstandorten, der zum Verlust lokal angepasster Teilbestände und zur geringeren Verfügbarkeit untergetauchter Wasserpflanzen geführt hat, oder die langsam zunehmenden Auswirkungen der Klimaerwärmung im Zusammenspiel mit erhöhten Fischereiraten oder erhöhter natürlicher Prädation. Es ist auch denkbar, dass wir es sogar mit einer Reduktion des allgemeinen Produktivitätsregimes der Hechtbiomasse an den Bodden zu tun haben, ähnlich wie das auch bei anderen Raubfischbeständen an der Ostseeküste (z. B. Dorsch, Barsch) in den letzten Jahren beobachtet wurde (Möllmann et al. 2021, Olin et al. 2023). Ob ein solcher Wandel schleichend und rasch umkehrbar (Kapitel 6.3) oder gegebenenfalls sogar für längere Zeiten stabil und damit schlecht umkehrbar ist, lässt sich aktuell nicht seriös beantworten. Insbesondere Debatten zur Frage, ob sich ändernde Produktivitäts-

regimes für Fischbestände alternative stabile Zustände darstellen, werden unter Wissenschaftler:innen kontrovers geführt (Möllmann & Voss 2023).

Eine wichtige Erkenntnis ist, dass die Wachstumskapazität der Hecht, gerade der adulten Fische über 70 cm, im Vergleich zu den 1950–1980er-Jahren potenziell rückläufig ist (Kapitel 3). Rückläufige Wachstumsraten, gerade wenn nur einzelne Lebensstadien betroffen sind, deuten in der Regel auf größere Ökosystemveränderungen hin, die im Falle der Boddenhechte die Zuwachskapazität einzelner Lebensstadien negativ verändert haben. Für die sich andeutende Wachstumsdepression der adulten Hechte sind vier unterschiedliche Gründe denkbar, und zwar sowohl

rein ökologische wie auch evolutionäre Gründe, etwa eine sich verändernde Nahrungsverfügbarkeit für die größeren Hechte (Abbildung 6.7):

- 1) eine gesunkene Quantität (Biomasse) bzw. Qualität/Verteilung der Beutefische, wie abnehmende Herings- oder Cyprinidenbestände (z. B. auch als Folge von Kormoranfraß), dafür ansteigende Schwarzmundgrundeln oder Stichlinge in der Nahrung; letztgenannte sind kleinere Beuteorganismen, die zu höheren Suchkosten und geringen Energiegewinnen nach der Aufnahme gerade bei den großen Hechten führen und die Überlappung von Jung- und Adulthechten im

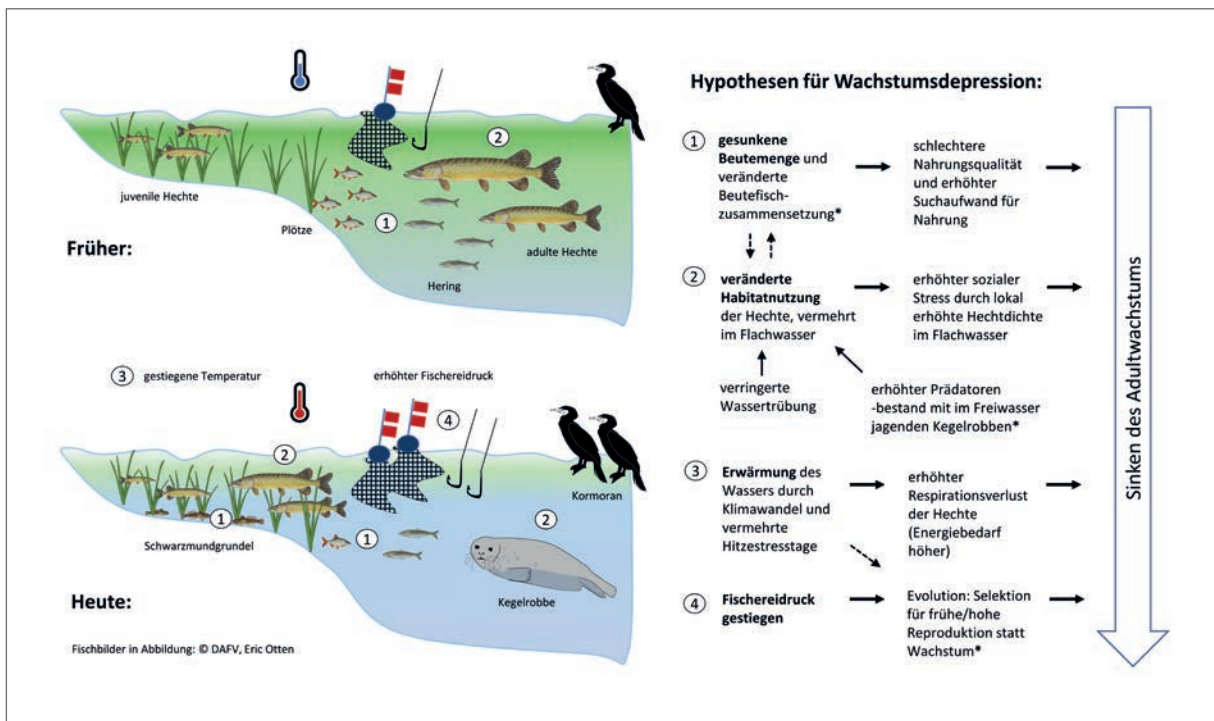


Abbildung 6.7: Zusammenfassung der Hypothesen zu möglichen Gründen für das gesunkene Adultwachstum der Hechte. Die hypothetischen Wirkungspfade werden durch die durchgezogenen Pfeile angezeigt. Die gestrichelten Pfeile weisen zudem auf mögliche Querverbindungen zwischen den Faktoren verschiedener Hypothesen hin. Die \*-Symbole im Fließdiagramm rechts weisen darauf hin, dass erhöhte Prädatorenbestände zur gesunkenen Beutemenge beigetragen haben können (1) und über die bewirkte erhöhte natürliche Sterblichkeit außerdem auch für eine frühe und hohe Reproduktion und eine geringere Investition in Adultwachstum selektieren können (4).

- Uferbereich steigern, was über Kormoranfraßdruck und Kannibalismus die Anzahl von Junghechten weiter reduzieren kann
- 2) eine Verschiebung der Habitatnutzung hin in flacheres Wasser (z. B. aufgrund von gesteigertem Prädationsdruck durch Robben/Kormorane, veränderte Beutefischverteilungen oder aufgeklärtes Wasser) mit Einfluss auf Nahrungsangebot und -wahl, auf die Attackiertrate sowie auf dichteabhängigen sozialen Stress (Edeline et al. 2010)
  - 3) erhöhte Respirationsverluste (erhöhter Energiebedarf für Bewegung und Körperfunktionen) aufgrund einer sich erwärmenden Boddenumwelt mit mehr „Hitzestress“-Tagen
  - 4) eine evolutionäre Anpassung an die Erwärmung oder an gestiegene natürliche und/oder fische-reiliche Sterblichkeit

Der letzte Punkt meint, dass eine Selektion hin zu früherer Investition in die Fortpflanzung statt Adultfischwachstum stattgefunden haben könnte, da sich Adultfischwachstum und damit die Investition in die potenzielle zukünftige Fortpflanzung angesichts hoher Adultsterblichkeit und/oder hoher stoffwechselbedingter Respirationskosten bei großen Tieren weniger lohnt – „lieber schnell einmal fortpflanzen, bevor man stirbt“ (Evolution einer schnellen Lebensgeschichte, Thunnell et al. 2023). Eine solche Veränderung reduziert das Wachstum der adulten Fische nachhaltig und wäre problematisch im Sinne eines nur schwer umkehrbaren Verlusts an Produktivität. Aber auch eine langfristig reduzierte Nahrungsverfügbarkeit z. B. durch abnehmende Heringsbestände (Kapitel 3) und ein Wechsel der Beuteorganismen weg von ernährungsphysiologisch günstigen Meeresfischen hin zu kleinwüchsigen Grundeln im Uferbereich der Bodden könnte zu einem neuen, geringeren Produktivitätsregime beitragen. Da die Wachstumsveränderungen recht rasch nach 2015 eingetreten sind, ist die evolutionsbiologische Begründung 4) für die Wachstumsdepression eher unwahrscheinlich. Auch die rein physiologische Be-

gründung 3) ist eher unwahrscheinlich, da in Kapitel 3 kein Zusammenhang zwischen aktuellen Temperaturmaxima und einer Wachstumsdepression gerade der größeren Hechte nachweisbar war (s. auch Berggren et al. 2022). Am wahrscheinlichsten ist, dass sich die Qualität und Verfügbarkeit der Nahrung gerade für die älteren und größeren Hechte verändert hat, z. B. durch einen Rückgang der fettreichen marinen Beute und einen Anstieg der für die größeren Tiere energetisch eher weniger geeigneten, kleinen Beutefische wie Grundeln.

Mittels eines Modells wurden die möglichen Produktionsreduktionen durch das reduzierte Wachstum der Hechte im Vergleich zum vergangenen Wachstum nach Literaturstand anhand verschiedener fischereilicher Referenzpunkte abgeschätzt (Abbildung 6.8, vgl. Kapitel 3). Hierfür wurde das Modell in der Version aus Rittweg et al. (2023) verwendet, in welchem gemäß generellen, empirischen Erkenntnissen zur Lebensgeschichte von Fischen eine Korrelation zwischen den Wachstumsparametern und der natürlichen Sterblichkeit angenommen wurde (Then et al. 2015). Die beobachtete reduzierte Wachstumsleistung der Adulten im Vergleich zu früheren Jahren implizierte im Modell also auch eine höhere natürliche Sterblichkeit (Rittweg et al. 2023). Die Modellanalyse zeigte, dass unter Berücksichtigung der aktuellen Wachstumsraten der Boddenhechtbestand in etwa halb so produktiv ist (sowohl in Bezug auf den Hektarertrag wie auch auf die Produktion von großen Meterfischen) wie in den 1960er bis 1990er Jahre (Abbildung 6.8). Der maximale Dauerertrag (MSY) pro Hektar ist heute nur noch etwa 1 kg/ha, historisch lag er bei um die 2 kg/ha. Um den maximalen Hechtertrag zu erreichen muss gemäß dem Modell zudem heute intensiver befischt werden ( $F_{MSY}$  höher) (Abbildung 6.8). Insgesamt dürfte auch die Hechtbiomasse pro ha durch das reduzierte Wachstum zurückgegangen sein, wie die Biomasse am Referenzpunkt des maximalen Dauerertrags anzeigt ( $B_{MSY}$  niedriger) (Abbildung 6.8). Es ist zudem von einem geringeren Anteil an Meterhechten im Bestand auszugehen (Abbildung 6.8).

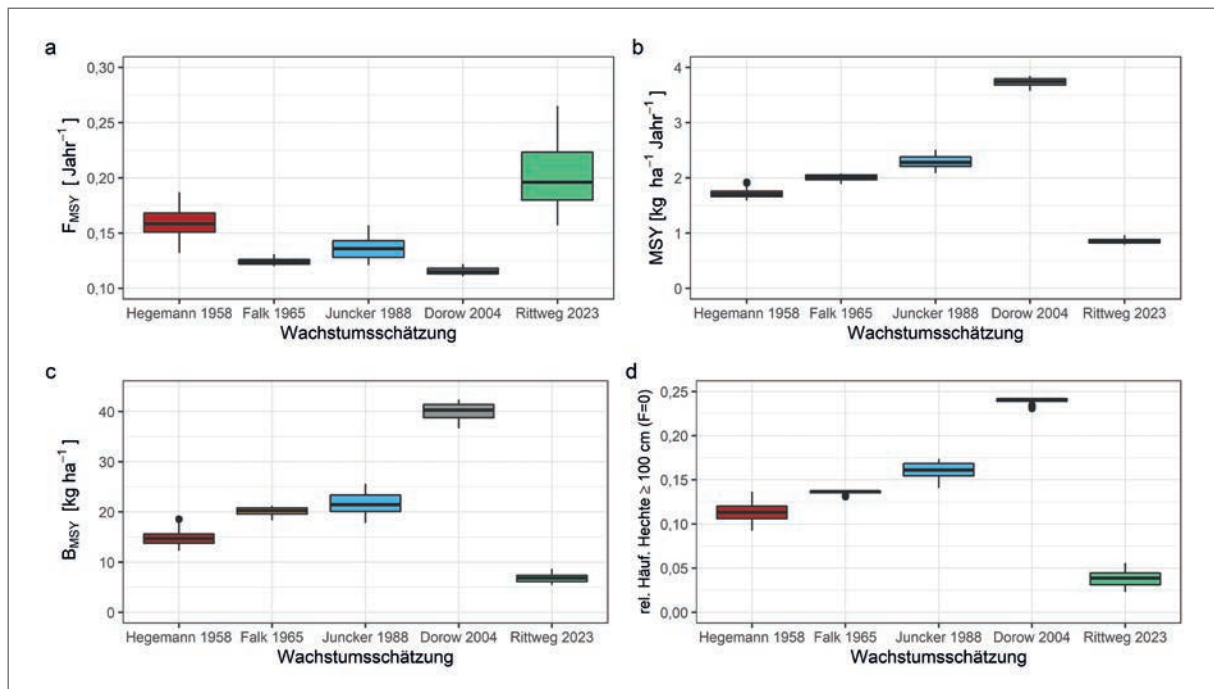


Abbildung 6.8: Modellanalyse zu Auswirkungen der gesunkenen Wachstumsleistung der Hechte auf verschiedene fischereiliche Referenzpunkte und Produktivitätsindikatoren: a) die fischereiliche Sterblichkeit/Beifischungsintensität zur Erreichung des maximalen Dauerertrags ( $F_{MSY}$ ), b) der maximale Dauerertrag (MSY) als Maß für die Produktivität des Bestands, c) die Hechtbiomasse am Punkt des maximalen Dauerertrags ( $B_{MSY}$ ), sowie d) die relative Häufigkeit von Hechten über 1 Meter unter rekrutierten Hechten ( $\geq 1$  Jahr) im unbefischten Zustand. Die Wachstumskurve im Modell wurde auf der Basis früherer Daten von Hegemann (1958), Juncker (1988), Falk (1965a) und Dorow (2004), sowie vergleichend dazu auf der Basis von neuen Erhebungen aus den Jahren 2021 bis 2023 parametrisiert (Kapitel 3). Der Wachstumskoeffizient  $k$  wurde dabei jeweils 100 mal zufällig aus einer Normalverteilung um den gemessenen Wert gezogen (mit einer Standardabweichung von 15 % des Mittelwerts) und die entsprechenden Werte der theoretischen Maximallänge sowie der natürlichen Sterblichkeit daraus abgeleitet (für Details siehe Rittweg et al. 2023). Innerhalb der farbigen Boxen lagen jeweils 50 % der 100 Simulationen und die darin befindliche horizontale schwarze Linie markiert jeweils den Median der Simulationsergebnisse.

Ähnlich wie die schwedische Forschung (Olin et al. 2023) vermuten auch wir für die Bodden, dass nicht nur die durch Klimawandel und Eutrophierung verursachten deutlichen Beeinträchtigungen, sondern auch die hohen Kormoranbestände zum Wandel des Ökosystems und zur Hemmung der Produktivität des Hechts beitragen. Denn die Kormorane dezimieren Plötzen und Barsche als Nahrung der Hechte und tragen zusätzlich möglicherweise zu einer Verlagerung der Beutefische und Hechte in sehr flache Wasserbereiche bei, wo der Stress unter den Hechten und der Kannibalismus ansteigen. Hin-

zu kommt, dass Kormorane viele Junghechte fressen (s. Kapitel 6.9). Möglicherweise leiden Hechtlarven auch unter starkem Prädationsdruck durch Stichlinge. Diese ganze Entwicklung wird flankiert von nach wie vor geringen Vernetzungsgraden zwischen Bodden und den ausgesüßten Uferbereichen und Graben- und Bachsystemen und der insgesamt geringen Verfügbarkeit von Bereichen mit ausgedehnten höheren Wasserpflanzen, die als Laich- und vor allem als Schutzraum für die Junghechte und andere Beutefische dienen. Die Qualität der Bodden als Hechtlebensraum ist insgesamt rückläufig, wäh-



rend Stressoren zunehmen und den Hechten zusetzen: Raubdruck durch natürliche und menschliche Nutzungen, Effekte des Klimawandels mit seinen komplexen und schlecht verstandenen Wirkungen auf das zeitliche und räumliche Auftreten von Räubern und Beute (z. B. zunehmende Überlappung von Stichlingsaufkommen und Aufkommen der Hechte oder Verschiebung von Zooplanktonaufkommen und Schlupf der Hechtlarven) sowie eine reduzierte Nahrungsmenge und -qualität.

Da lange Zeitreihen fischereiuinabhängiger Überwachungsdaten fehlen, kann die Größenzusammensetzung, Rekrutierung und Abundanz des Hechts sowie die zugrunde liegende Küstenumgebung und ihr Nahrungsnetz nicht abgebildet werden (z. B. Beutefischbestände). Das schränkt die genaue Quantifizierung der gerade besprochenen additiven und synergetischen Effekte und damit die quantitative Abwägung der Auswirkungen verschiedener Belastungen ein. Wir gehen daher davon aus, dass sich die in Abbildung 6.6 dargestellten Sterblichkeitsfaktoren, zusätzlich zum allgemeinen Rückgang der Produktivität, negativ auf die Resilienz (die Fähigkeit, Störungen abzupuffern), Rekrutierung und Abundanz der adulten Hechte in den Bodden auswirken. Der Rückgang der Produktivität hängt sehr wahrscheinlich mit dem Verlust an Laich- und Juvenilhabitaten, mit der durch den Kormoran und andere Räuber gestiegenen Sterblichkeit und dem sich andeutenden Rückgang der Wachstumsraten adulter Hechte zusammen, bei gleichbleibend hohen bzw. sogar als Rate ansteigenden fischereilichen Entnahmen. Aktuell ist die Fischereiersterblichkeit durch Angler:innen und Fischer:innen zusammengenommen im Verhältnis zu der geringen Grundproduktivität zu hoch, selbst wenn sie nicht alleine ursächlich für den Bestandsrückgang ist. Faktoren, die die biologische Produktivität des Hechtbestands (das Nettoergebnis aus Rekrutierung, Wachstum und Sterblichkeit, Abbildung 6.5) reduzieren, sind wahrscheinlich: eine anhaltend geringe Makrophytenabundanz und geringe Biokomplexität durch unterschiedliche an der Reproduktion teilnehmende Bestände (da vor allem

die anadromen Wanderhechte aufgrund der Migrationsbarrieren kaum zur Gesamtrekrutierung beitragen, Kapitel 3), eine verminderte Beutemenge und -qualität (insbesondere für größere Hechte), hohe natürliche und fischereiliche Sterblichkeiten, eine Verringerung der genetischen Vielfalt der Population als Resultat der Großen Melioration und eine Reihe von schlecht verstandenen klimabedingten Faktoren einschließlich Hitzestress. Die vorherrschenden Faktoren könnten von Bodden zu Bodden sowie von Küstengebiet zu Küstengebiet unterschiedlich ausfallen. Dabei ist der Greifswalder Bodden den meisten gleichzeitig auftretenden Bedrohungen ausgesetzt, z. B. einem anhaltend geringen Grad an Unterwasservegetation, einem geringeren Vorkommen von Frühjahrslaichheringen als qualitativ hochwertige Nahrung, einer erhöhten natürlichen Mortalität (durch Robben, Kormorane und möglicherweise Stichlinge), einer recht hohen fischereilichen Sterblichkeit und dem großflächigen Verlust des Zugangs zu Süßwasser.

### Zusammenfassende Würdigung

Folgende Einsichten lassen sich zusammenfassend hinsichtlich des Boddenhechtbestands und der darauf wirkenden Faktoren festhalten (Abbildung 6.9):

- 1) Der Boddenhechtbestand ist garantiert großüberfischt, zeigt deutliche Anzeichen einer Wachstumsüberfischung, ist aber nicht rekrutierungsüberfischt. Die Entnahme durch die Angel- und Berufsfischerei ist für die aktuelle Bestandsbiomasse aber zu hoch und trägt aktuell zum Rückgang des Boddenhechtbestands bei. Sehr wahrscheinlich ist die Angel- und Berufsfischerei auf Hecht aber nicht der alleinige Grund für den Bestandsrückgang beim Boddenhecht, da neben anderen negativ auf den Bestand wirkenden Faktoren auch größere ökosystemare Veränderungen, die z. B. das Hechtwachstum reduzieren, stattgefunden haben. Vier Evidenzlagen stützen aber die Hypothese, dass auch die Berufs- und Angelfischerei spätestens seit



Abbildung 6.9: Ein Überblick zu den Hauptfaktoren, die derzeit wahrscheinlich negativ auf den Boddenhechtbestand und dessen Produktivität wirken: 1.) eine seit den 90er Jahren gestiegene Angelfischerei auf Hecht und die kommerzielle Hechtfischerei, die durch rückläufige Quoten beim Dorsch und Hering vermutlich zukünftig noch ansteigen kann, 2.) ein Anstieg der natürlichen Prädatoren, vor allem der Kormorane und zunehmend auch Robben (Bild zeigt einen durch Robbenfraß verendeten Hecht), 3.) der historische Verlust von Laich- und Aufwuchshabitaten – im Süßwasser durch wasserbauliche Maßnahmen im Zuge der Melioration und Küstenschutz (Klappen vor Gräben, Pumpwerke, Eindeichungen) und im Brackwasser durch einen Rückgang von Makrophyten im Zuge einer Eutrophierung (Nährstoffbelastung) und der damit einhergehenden Trübung der Bodden, 4.) eine veränderte Beutefischverfügbarkeit mit weniger Heringen als qualitativ hochwertige Nahrung, stattdessen jagen Hechte mit höherem Aufwand pro gewonnener Energie vermehrt Schwarzmundgrundeln und Stichlinge im Flachwasser (Bilder zeigen Mageninhalte von Boddenhechten), was sich negativ auf ihr Wachstum auswirken kann, 5.) ein möglicherweise verändertes räumliches Verhalten der Hechte (Bevorzugung von Flachwasser) mit stärkerer Überlappung der Habitate von adulten und juvenilen Hechten, was unter anderem zum Anstieg von Kannibalismus führen kann, 6.) durch den Klimawandel steigende Wassertemperaturen und mehr Hitzetage, die negativ auf die Physiologie des Hechts und die ökologischen Bedingungen in seinem Lebensraum (z. B. Nahrungsverfügbarkeit) wirken können.

FOTOS (VON LINKS OBEN NACH RECHTS UNTEN): © ROBERT ARLINGHAUS, ROBERT ARLINGHAUS, OLAF LINDER, MORITZ GRABOWSKI, PHILLIP ROSER, DOMINIQUE NIESSNER, MARLON BRAUN, MARLON BRAUN, ARNDT WEBER, MARLON BRAUN, MARINA KEM/STERNTAUCHER.

2010 negativ auf den Hechtbestand eingewirkt haben. Erstens liegt die aktuelle Fischereiersterblichkeit über dem fischereibiologischen Grenzwert des MSY. Die zu hohe Fischereiersterblichkeit ist über vier unterschiedliche Verfahren (Catch-only-Modelle, SPiCT-Modellierung, längenabhängiges Assessment und Fang-Wiederfang-Statistik, Kapitel 5) nachgewiesen worden, was die Robustheit der Einschätzung stützt. Zweitens hat der Hechtbestand positiv auf die reduzierte Fischerei im ersten Corona-Jahr 2020 reagiert. Drittens sind die Fangraten und damit die Bestände in Schutzgebieten mit reduziertem Fischereidruck höher als außerhalb (Kapitel 5). Und schließlich sind die Hechtbestände relativ standorttreu und dadurch anfällig für lokale Überfischung (Kapitel 3, Kapitel 6.6). Wir können daher schlussfolgern, dass der Hechtbestand aktuell unter Wachstumsüberfischung und ganz sicher unter Größenüberfischung leidet. Auch ist wahrscheinlich, dass der Hechtbestand in historischer Zeit widerstandsfähiger (resilienter) war als aktuell der Fall. Möglicherweise haben die vielen verschiedenen negativen Entwicklungen der Umweltfaktoren (z. B. Verlust von Laich- und Juvenilhabitaten, reduzierte Beutemenge/-qualität, starker Kormoranfraß) die Resilienz langsam über die Jahre reduziert, sodass die aktuelle fischereiliche Entnahme, die absolut gesehen deutlich geringer ist als die historische Anlandehöhe, trotzdem bereits als nicht nachhaltig eingeschätzt werden muss. Es muss mit aller Deutlichkeit gesagt werden, dass die fischereilichen Entnahmeraten von geschätzten  $F$  gleich 0,2 bis 0,4 pro Jahr, die aktuell auf dem Boddenhechtbestand lasten, deutlich unter den historischen Fischereidrücken z. B. bei Westdorsch (in vielen Jahren mit  $F > 1$  pro Jahr, Möllmann et al. 2021) und vielen anderen marinen Fischarten liegen. Wir schließen daher aus, dass die Berufs- und Angelfischerei den Hechtbestand an den Bodden auch historisch massiv überfischt hat.

Auszuschließen ist auch, dass eine der beiden Nutzungsgruppen alleine für die Übernutzung verantwortlich ist, da die aktuellen Fischereiersterblichkeiten eine vergleichbare Entnahmemenge andeuten (Kapitel 5). Allerdings steigen die Zurücksetzraten der Angler:innen an, während die Berufsfischerei zumindest in Westrügen in den letzten Jahren wieder verstärkt Hecht fischt und die anglerische Attraktivität des Gebiets abnimmt. Aufgrund sich ändernder Quoten für ökonomisch sehr relevante marine Arten wie Dorsch und Hering könnte der Fangdruck durch Berufsfischer:innen in den Bodden weiter steigen. Es ist daher denkbar, dass sich die Berufsfischerei kurzfristig zur dominierenden Hechtsterblichkeitsquelle an den Bodden entwickelt, wie es auch während der Coronapandemie wahrscheinlich der Fall gewesen ist (Kapitel 5). Daher sollten Entnahmeregulationen sowohl Angler:innen als auch Fischer:innen gleichermaßen in den Blick nehmen.

- 2) Die natürliche Sterblichkeit der Boddenhechte durch Prädation hat insgesamt seit 1990 deutlich zugenommen. Über die Zeit angestiegen sind dabei vor allem die Kormoranbestände an der Küste M-Vs, die Hochrechnungen zufolge einen erheblichen Fraßdruck insbesondere auf juvenile Hechte ausüben und somit negativ die Hechtrekrutierung und potenziell auch den Hechtertrag beeinflussen (Details in Kapitel 6.9). Daten zum Einfluss der Kegelrobbe, die auch größere Hechte fressen kann, und des Dreistachligen Stichlings als Ei- und Larvenräuber fehlen hingegen für die Region. Die Zahl der Kormorane an den Bodden hat seit den 1980er-Jahren stark zugenommen und schwankte in den letzten Jahren um die 30.000 im jährlichen Durchschnitt. Schätzungen zufolge verzehrten sie zuletzt um die 50 t Hecht im Jahr, was über der Entnahme der Angel- und auch der Berufsfischerei lag (Kapitel 5). Kormorane fressen insbesondere junge Hechte zwischen 20 und maximal 50 cm Länge (Östman et al. 2013). Für

Kegelrobben liegen keine Hechtkonsumptionsschätzungen an den Bodden vor. Allerdings erholte sich der Bestand der Kegelrobben, die einst aus der Boddenregion verdrängt waren, in den letzten Jahren deutlich, und aus Schweden sind viele Berichte bekannt, wie Kegelrobben teils massiv gerade die größeren Hechte konsumieren (Bergström et al. 2022). Im Greifswalder Bodden erreichen die Kegelrobben aktuell bereits Dichten, bei denen in Schweden negative Wirkungen auf Hechte nachgewiesen worden sind. Neben Effekten der gestiegenen Sterblichkeit sind auch Verhaltensänderungen der Hechte zur Fraßvermeidung denkbar. Der Dreistachlige Stichling hat schwedischen Studien zufolge insbesondere in Bächen und Laichwiesen einen relevanten Effekt auf den Hechtbestand durch Ei- und Larvenprädation (Eklöf et al. 2020). Dabei könnte der Klimawandel zusätzlich den Laichzeitpunkt in ungünstiger Weise verschieben, sodass die Hechtlarven einer höheren Stichlingsprädation ausgesetzt sind. In der offenen Ostsee hat die Zahl der Stichlinge stark zugenommen (Eklöf et al. 2020), mangels Monitoringdaten lässt sich diese Zunahme jedoch für die Boddenregion bisher nicht bestätigen.

- 3) Die Melioration der Küstengebiete hat zu einem Verlust von Süßwasserlaichhabitaten in den Zuflüssen der Bodden geführt (Entwässerung, Verklappung von Gräben, Pumpwerke) und somit mit großer Wahrscheinlichkeit zu einem Rückgang anadromer Hechte in den Bodden beigetragen, die heute nur noch in sehr geringen Anteilen unter den Boddenhechten vorkommen (wenige Prozent, Kapitel 3). Unter den Hechten in den Bodden koexistieren vier genetisch unterschiedliche Ökotypen (Kapitel 3). Ein heute dominanter Hecht-Ökotyp an den Bodden zeigt eine Anpassung an das Laichen im Brackwasser und nutzt hierfür aktiv Buchten und ufernahe Bereiche mit Makrophytenbewuchs sowie überflutete Salzwiesen. Der Makrophytenbewuchs hat allerdings trotz sinkender Nährstoff-

frachten in den letzten Jahren nicht erkennbar zugenommen und somit ist die Verfügbarkeit dieser wichtigen Laich- und Aufwuchshabitate immer noch geringer als früher.

- 4) Aktuelle Analysen der Boddenhecht-Wachstumsraten zeigen einen Rückgang in der Wachstumsrate der Hechte ab einem Alter von ca. fünf Jahren und einer Länge von ca. 70 cm, sodass die Boddenhechte insgesamt nicht mehr so groß werden wie früher. Das dürfte zu einer Abnahme des relativen Anteils an Meterhechten im Bestand und von deren Fangrate geführt haben. Hauptfaktoren stellen vermutlich die Reduktion der absoluten Nahrungsmenge sowie noch wichtiger eine Verschiebung der dominanten Beuteorganismen von Heringen und anderen fettreichen, marinen Arten zu den ungünstigeren kleinen Beutefischen wie Grundeln dar. Die verminderte individuelle Wachstumsleistung könnte die Produktivität des Hechtbestands stark reduziert haben (Daten in Abbildung 6.8 weisen auf eine Halbierung hin) mit massiven Konsequenzen für die Ertragsfähigkeit des Hechtbestands. Wachstumseinschränkungen sind klare Belege für ökosystemare Veränderungen. An dieser Stelle ist weitere Forschung zur Abschätzung der Wirkung der Wachstumsdepression sinnvoll (Kapitel 8).
- 5) Aufgrund abnehmender Nährstofffrachten in den Bodden ist potenziell von einem Rückgang der Nahrungsmenge (Helmut Winkler, persönliche Mitteilung 2023 mit Bezug auf die Darß-Zingster-Bodden) und auch der Trübung dieser Gewässer auszugehen, ohne dass die submersen Makrophyten im Tiefenwasser zwangsläufig angestiegen wären. Dies kann die Raubeffektivität von Kormoranen in freien Gewässerflächen steigern und zu einem veränderten räumlichen Verhalten der Beute und der Hechte geführt haben (Hechte stehen sehr flach in der Uferregion und finden dort Zuflucht in den letzten Makrophytenbeständen). Neben

Einflüssen auf die Fängigkeit könnte das den Grad des Kannibalismus sowie die Nahrungsgrundlage und den Zuwachs negativ beeinflussen. Die Fängigkeit insbesondere in Bezug auf die Angelfischerei kann zudem abnehmen, wenn die Hechte Hakvermeidung erlernen und schüchterne, schlechter fängige Hechte im Gewässer verbleiben. Zu einem veränderten räumlichen Verhalten und einer veränderten Fängigkeit ist dringend weitere Forschung nötig, da die Wirkmechanismen noch spekulativ sind.

- 6) Die Bodden unterliegen zunehmend dem Einfluss des Klimawandels, der zu erhöhten Wassertemperaturen und mehr Hitzetagen im Sommer mit Wassertemperaturen von über 20°C führt. Diese Bedingungen sind suboptimal für den an kühles Wasser (mesothermal) angepassten Hecht. Zudem ist eine temperaturbedingte relative Verschiebung zwischen dem Aufkommen der Hechtlarven, deren Nahrung (Zooplankton) und Räubern (z. B. Dreistachlige Stichlinge) möglich, sodass die Hechtlarven eventuell in Zeiten eines geringen Nahrungsangebots und hohen Prädationsdrucks geboren werden. Weitere Effekte des Klimawandels könnten die Reifung und Qualität der Eier oder auch die Häufigkeit von Windwattereignissen betreffen. Erhöhte Temperaturen beeinflussen Studien aus Schweden zufolge das Wachstum und die natürliche Sterblichkeit der Hechte (Jugendliche wachsen schneller und Adulte im Trend langsamer bei gesteigener Sterblichkeit, Berggren et al. 2022). Zu den direkten und indirekten Temperatureffekten auf die Boddenhechte fehlen ebenfalls Anschlussstudien, um die Hypothesen zu bestätigen bzw. zu widerlegen. Da aber gleichzeitig in mehreren Gebieten der zentralen und südlichen Ostsee von massiven Rückgängen in den Hechtbeständen berichtet wird (Olsson et al. 2023), ist die Wirkung eines überregionalen Faktors, wie dem Klimawandel, im Zusammenspiel mit anderen lokalen variablen Faktoren sehr wahrscheinlich.

Es ist nicht davon auszugehen, dass die Einflussfaktoren auf den Hecht in allen Ostseegebieten vergleichbar sind, das heißt, am Ende spielen lokale ökologische Zusammenhänge eine Rolle, die auch nur lokal verstanden werden können. Für die Bodden halten wir z. B. die Hypothese des Stichlingsfraßes für weit weniger wahrscheinlich, sondern bevorzugen Erklärungen wie ansteigenden Fraß über Kormorane bei gleichzeitig stattfindenden negativ wirkenden ökologischen und fischereilichen Prozessen, die die Wachstumskapazität der Hechte und die Qualität der Bodden als Laich- und Rückzugsraum beeinträchtigen. Auch die aktuell zu hohe Fischereierblichkeit, die im Jahr 2022 über die Berufsfischerei wieder angestiegen ist, bietet Anlass zur Sorge, reicht aber als alleinige oder dominante Erklärung für die Hechrückgänge um Rügen wohl nicht aus.

Es lässt sich abschließend feststellen, dass nicht ein einzelner Umwelt- oder menschlicher Faktor den Hechten zusetzt. Wahrscheinlich ergänzen sich die Faktoren (additive Wirkung) oder verstärken sich sogar gegenseitig (synergistische Wirkung). Daher ist es ratsam, verschiedene Bewirtschaftungsmaßnahmen (Kapitel 6.3) in den Blick zu nehmen und umzusetzen, die zusammengenommen das Potenzial haben, den Bestand zu stärken. Sie sollten möglichst von allen Interessengruppen akzeptiert werden (Kapitel 7), was zur Regeleinhaltung und Konfliktminimierung beiträgt.

### 6.3 Ableitung einer Managementstrategie für den Boddenhechtbestand

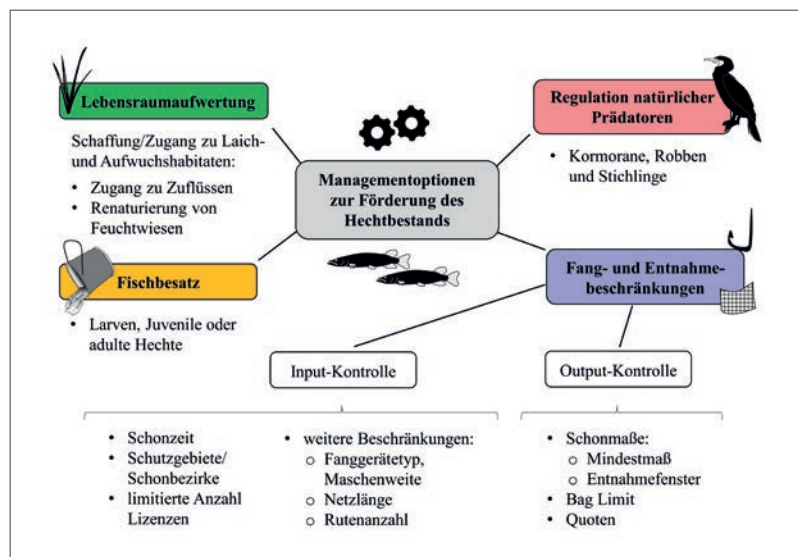
Robert Arlinghaus & Elias Ehrlich

Grundsätzlich können im Fischereimanagement vier verschiedene Arten von Bewirtschaftungsmaßnahmen unterschieden werden (Abbildung 6.10): 1) Maßnahmen, die die Habitatqualität verbessern (z. B. Renaturierung von Küstenmooren, Deichrückverlegungen), 2) Fischbesatz, um direkt den Bestand anzuheben, 3) Senkung der natürlichen Sterblichkeit durch Reduktion natürlicher Prädatoren und 4) Maßnahmen, die direkt oder indirekt den Fangdruck bzw. das Verhalten von Angler:innen und Fischer:innen regulieren (z. B. Quoten, Beschränkungen des Fangaufwands, Mindestmaße, Schonzeiten oder Schutzgebiete). Eine Kombination von verschiedenen Maßnahmen, wie etwa die Verfügbarmachung zusätzlicher Laich- und Jungfischhabitats, zusätzliche Entnahmeregulationen und die Reduktion natürlicher Prädatoren, kann zusammengenommen das System „Boddenhecht“ innerhalb eines sicheren Handlungsrahmens halten, das den biologischen Produktionsprozessen entspricht (Abbildung 6.11). Der sichere

Handlungsrahmen (engl. „safe operating space“, Green et al. 2017, Carpenter et al. 2017) meint den Möglichkeitsbereich im Management und in der Nutzung, der eine nachhaltige Bewirtschaftung vor dem Hintergrund der aktuellen Reproduktions- und Produktivitätskapazität des Bestands erlaubt. Ändern sich die grundsätzlichen Produktivitäten durch Umweltveränderungen, wie offenbar bei den Boddenhechten der Fall, müssen das Management und die Nutzungsrate angepasst werden, um weiterhin Nachhaltigkeit zu garantieren (Abbildung 6.11).

Da viele biologische und soziale Prozesse nichtlinear ablaufen, kann ein Wandel der Umweltbedingungen den Handlungsrahmen oder auch den Ökosystemzustand (z. B. Anzahl verfügbarer Hechte) abrupt und stark verändern. Dies erfolgt vielleicht auch in einer Weise, die nur schwer umkehrbar ist (Abbildung 6.12). Wenn z. B. die umweltbedingt abfallende Wachstumsrate beim Boddenhecht tatsächlich zu einer Halbierung der Produktionskapazität des Hechtbestands von zwei auf heute ein Kilogramm pro Hektar (Abbildung 6.8) führt, dann muss die Fischereierblichkeit unmittelbar der neuen Produktivität angepasst werden, um Nachhaltigkeit zu realisieren. Es ist in diesem Zusammenhang denkbar, dass ver-

Abbildung 6.10: Konzeptionelle Übersicht zu den möglichen Managementoptionen oder Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Förderung des Boddenhechtbestands.



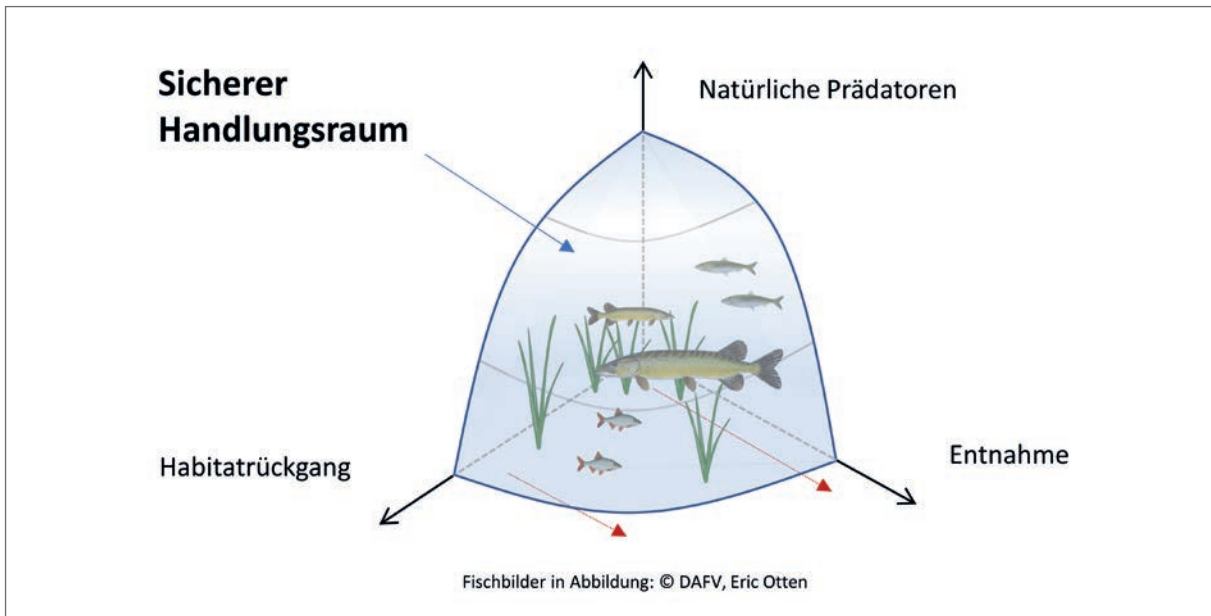


Abbildung 6.11: Konzept des sicheren Handlungsraums (safe operating space) im Management. Es gibt mehrere Faktoren/Stressoren, die zusammen darüber bestimmen, ob der Fischbestand im gewünschten, nachhaltig genutzten Zustand verbleibt. Die Wechselwirkung dieser verschiedenen Faktoren sollte im Management berücksichtigt werden. So kann beispielsweise bei hoher Habitatverfügbarkeit ein Fischbestand eine relativ hohe Entnahme tolerieren (unterer Bereich der Abbildung), während bei starkem Habitatrückgang schon eine geringe Entnahmemenge ausreicht, um den sicheren Handlungsraum zu verlassen (siehe rote Pfeile). Kommen weitere Stressoren hinzu, wie z. B. natürliche Prädatoren, die sich nicht kontrollieren/abstellen lassen, reduziert sich der sichere Handlungsraum weiter (Bewegung von unten nach oben in der Abbildung). Bei hohem natürlichen Prädationsdruck ist der Handlungsraum enger. Der Fischereidruck muss noch stärker reguliert werden bzw. die Renaturierung vorangetrieben werden, um in dem engen Handlungsrahmen zu bleiben (Abbildung inspiriert von Green et al. 2017).

schiedene negative Entwicklungen, die schon viele Jahre oder Jahrzehnte zurückliegen (z. B. die Große Melioration in den 1970er-Jahren oder die Eutrophierung in den 1980er-Jahren) erst im Zusammenspiel mit anderen jüngeren Entwicklungen (z. B. ansteigende Temperatur oder Fraßdruck durch Kormorane) zum starken und vergleichsweise abrupten Produktivitätsabfall in den letzten ca. zehn Jahren geführt haben (Abbildung 6.12). Es wäre also naiv zu glauben, dass für den heutigen Zustand des Hechts nur rezente Entwicklungen wichtig sind. Stattdessen zeigen die Komplexitäts- und Resilienzwissenschaften, dass Faktoren synergistisch und langfristig zusammenspielen und dass Ökosysteme und Fischereien auch abrupt von einem in einen anderen Zustand wechseln können (Scheffer et al. 2003, Arlinghaus et al. 2017c).

Gerade für die Gesamtproduktivität besonders relevante Faktoren wie die Habitatqualität oder auch die genetische Vielfalt der Bestände ändern sich nur langsam über viele Jahre ohne merklichen Effekt, bis es dann aber abrupt zu einem Systemwechsel im Zusammenspiel einer Vielzahl von Faktoren kommt (Abbildung 6.12). Die Analogie beim Boddenhecht ist der rapide Abfall der Zuwachsrates, möglicherweise auch der Rekrutierungsrate, aufgrund der Entwicklung einer Vielzahl von Faktoren, die teils sehr lange zurückreicht. Bei den Boddenhechten scheint zwischen 2013 und 2015 ein solcher Kipppunkt überschritten worden zu sein. 2013 war ein Jahr mit einer extremen Ausfischhöhe, gleichzeitig sind seit dieser Zeit die Wachstumsraten fallend und weitere Ostseefischbestände eingebrochen (Dorsch, Hering).

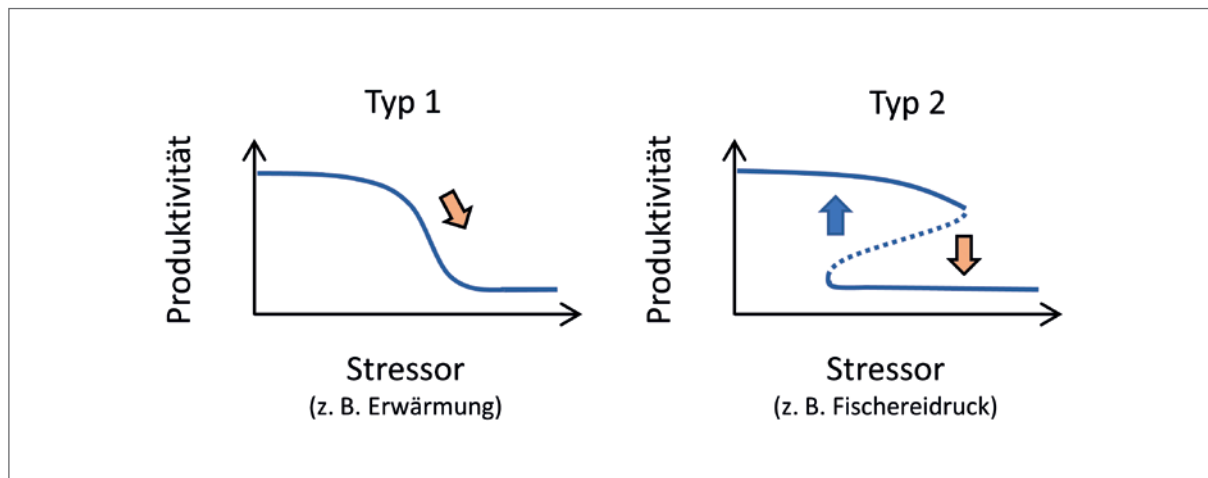


Abbildung 6.12: Zwei Formen von Zustandswechseln in Ökosystemen. Typ 1: kontinuierlicher Übergang in einen neuen Zustand mit geringer Produktivität des Hechtbestands (Phasenwechsel). Typ 2: abrupter Übergang in einen neuen Zustand mit geringer Produktivität des Hechtbestands, z. B. durch die evolutionäre Anpassung der Hechte. Eine Rückkehr zum ursprünglichen Zustand ist bei Typ 2 nur schwer und erst bei deutlicher Senkung des Stressors über den Kippunkt hinaus möglich (= Hysterese).

Zusammengenommen bilden alle ökologischen und sozialen Faktoren den sicheren Handlungsrahmen im Management (Abbildung 6.11). Ziel muss sein, das Management an sich langsam oder aber abrupt ändernde Produktivitäten anzupassen und so das System im sicheren Handlungsraum zu halten (Abbildung 6.11). Auch gilt es, das System „Boddenhecht“ durch angepasstes Management möglichst weit von katastrophalen Kippunkten (z. B. Auslöschung der Berufsfischerei oder Verlust von Angelguiding) zu halten (Abbildung 6.12). Insbesondere die verringerte Wachstumsleistung adulter Hechte, die sich in unseren Daten andeutet (Kapitel 3), sowie die trotz eigentlich moderaten Fischereidrucks einbrechende Hechtbiomasse bergen das Potenzial für einen Systemwechsel (bzw. Regime Shift). Das heißt, möglicherweise ist ein neuer Gleichgewichtszustand mit geringerer Produktivität des Hechtbestands erreicht. Anders ausgedrückt könnten sich die ökologischen Rahmenbedingungen so verändert haben, dass die aktuelle Produktionskapazität der Boddenhechte systematisch niedriger liegt als noch in den 1980er- bis Mitte der 1990er-Jahre. Dieses Risiko besteht speziell dann, wenn sich die Nahrungsgrundlagen für den Hecht oder aber die Vermeh-

rungs- und Rekrutierungsbedingungen substantiell und über viele Jahre stabil zu einem neuen, geringeren Produktionsniveau verändert haben (z. B. stabil rückläufige Heringsbestände als fettreiche Nahrung oder langanhaltend hohe Kormoran- oder Stichlingsbestände als Prädatoren) oder sich eine verringerte Wachstumsleistung sogar genetisch (d. h. evolutionär) manifestiert hat. Letzteres könnte z. B. eine genetische Anpassung der Hechte auf ein geringeres Wachstumsniveau oder aber die Auslöschung von produktiven Teilpopulationen von Hechten als Folge der Großen Melioration umfassen. Dies zusammengefasst wäre nur schwer bzw. nur über lange Zeiträume umkehrbar.

Ist ein Systemwechsel eingetreten, worauf das reduzierte Adultwachstum der Hechte hinweist, so kann dieser nicht etwa durch ein graduelles Nachjustieren von Bestimmungen umgekehrt werden, sondern möglicherweise nur durch eine umfassende Managementstrategie (Abbildungen 6.11, 6.12). Hier sind die Effektivität sowie die sozialen und ökonomischen Kosten mehrerer Handlungsoptionen abzuwägen (Abbildung 6.10, Kapitel 7). Die Wahl der einzelnen Maßnahmen muss eingebettet sein in eine übergeordnete Managementstrategie. Die-



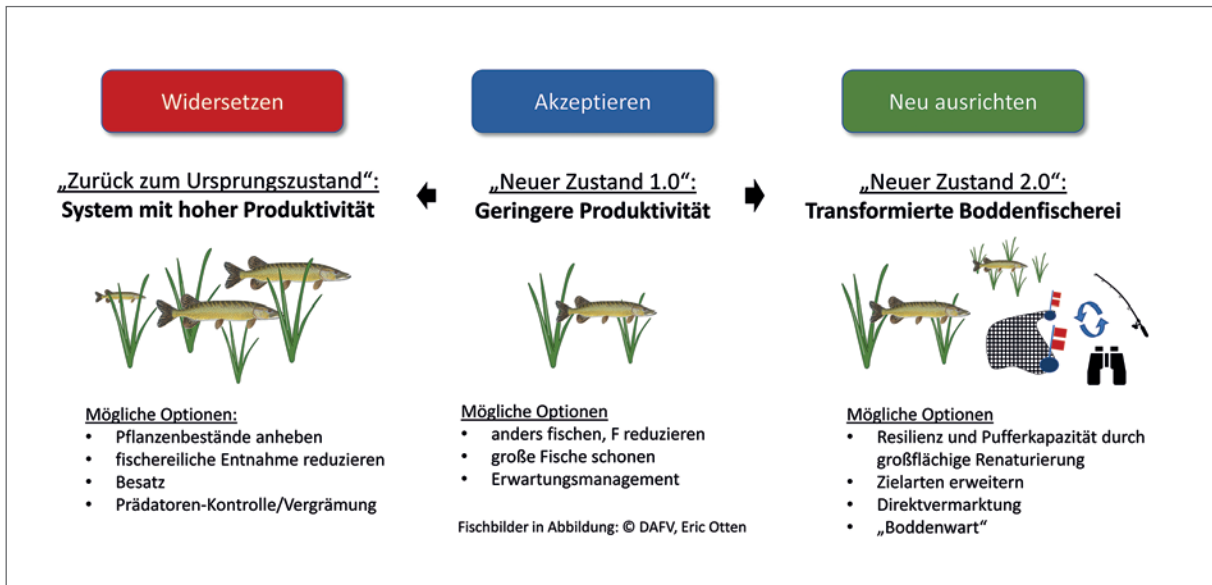


Abbildung 6.13: Die drei verschiedenen Strategien im Widersetzen-Akzeptieren-Neuausrichten-Ansatz für das Management (engl.: resist-accept-direct framework, Schuurman et al. 2022), angewandt auf das Beispiel des Boddenhechts.

se hängt von den Zielen der Betroffenen und den politischen Prämissen ab und kann daher nicht mit wissenschaftlichen Methoden ausformuliert werden (Abbildung 6.13). Es sind drei strategische Herangehensweisen zu unterscheiden, wobei innerhalb jeder Strategie dann unterschiedliche, teils sogar identische Managementmaßnahmen zur Verfügung stehen (Abbildung 6.13). Einerseits kann versucht werden, das System in den ursprünglichen Zustand mit hoher Produktivität und Biomasse an Hechten zurückzuführen („Widersetzen-Strategie“, Abbildung 6.13). Das ist der typische Impuls vieler Nutzungsgruppen: Früher war alles besser, wir wollen den alten Zustand charakterisiert durch viele und viele große Boddenhechte mit überschaubarem angelfischereilichen Druck zurück. Um die **Widersetzen-Strategie** zu realisieren, wären an den Bodden deutliche Anstrengungen in verschiedenen Managementbereichen zu unternehmen, z. B. die Wiederherstellung der Lebensraumqualität (Makrophytenbedeckung und Laichhabitate durch Süßwasserzugänge), die Reduzierung der natürlichen sowie fischereilichen Sterblichkeit sowie zumindest theoretisch die Durchführung von Fischbesatz (Gegenargumente in Kapitel 6.8).

Steht der Produktivitätswechsel allerdings im Zusammenhang z. B. mit der Erwärmung durch den Klimawandel oder anderen nur schwer umkehrbaren Entwicklungen, ist die Widersetzen-Strategie nur schwer oder gar nicht umsetzbar. Zwei weitere Optionen kommen hier in Frage (Abbildung 6.13): Man kann den Systemzustand als das neue „Normal“ akzeptieren („Akzeptieren-Strategie“) oder man versucht, das System in einen gänzlich neuen Zustand zu überführen („Neuausrichtungsstrategie“), der im Sinne der Nutzung oder der Resilienz vielversprechender ist als der Ist-Zustand. Die **Akzeptieren-Strategie** hält das System im sicheren Handlungsrahmen, indem sie z. B. den Fischereidruck an die neue, geringe Produktivität anpasst oder aber Renaturierungen in Gebieten umsetzt, wo der natürliche Fraßdruck gering ist. Auch gilt es, die Erwartungen der Nutzungsgruppen an Fänge und Erträge anzupassen und generell den Bestand zu schonen, um diesen nicht der Gefahr eines völligen Zusammenbruchs auszusetzen. Bei der **Neuausrichtungsstrategie** wäre eine Transformation der Nutzungsformen denkbar, wie z. B. eine Spezialisierung auf neue Zielfischarten (Zander, Barsch, Meerforelle), der Ausbau der Direktvermarktung durch die Berufs-

fischerei, die durch die zusätzliche Wertschöpfung auch bei geringer Entnahme höhere Einnahmen verspricht. Berufsfischer:innen und Angelguides, deren Existenz durch zurückgehende Hechtfänge gefährdet ist, könnten Chancen zur Umschulung erhalten und sich mit öffentlicher Kofinanzierung als „Boddenwart“ oder „Grabenwart“ neben der fischereilichen Tätigkeit auch um Fragen des Monitorings, der Datenerhebung sowie des Schutzes und Erhalts des Lebensraums und der Fischbestände kümmern (Monitoring, Kontrolle, Aufklärungs-/Öffentlichkeitsarbeit). Zusätzlich kann ein neuer Zustand auch im ökologischen Sinne angestrebt werden, indem z. B. großflächig Renaturierungsprojekte vorgesehen werden, die neue Laichhabitats und somit Pufferkapazitäten für umweltbedingte Bestandsschwankungen schaffen.

Um sich nun zielführenden konkreten Managementoptionen zu nähern und alle vorliegenden Erkenntnisse weiter zu verdichten, wurde ein Scoring für die Stärke der Auswirkungen verschiedener Stressoren bzw. Belastungen auf den Boddenhechtbestand entwickelt. Die Ergebnisse wurden genutzt,

um eine Rangfolge der Belastungen auf den Hechtbestand zu erstellen (Tabelle 6.1). In die endgültige Bewertung flossen unabhängige Beurteilungen der Relevanz eines bestimmten Faktors für die Hechtbiologie, seines aktuellen Zustands in Bezug auf die Hechtökologie in der Region, aktuelle Informationen über Trends, die Belastbarkeit der wissenschaftlichen Kenntnislage und die Durchführbarkeit von Managementmaßnahmen ein (Arlinghaus et al. 2023a). Jeder Faktor wurde auf einer fünfstufigen Skala von 1 bis 5 durch das Wissenschaftsteam im BODDENHECHT-Projekt anhand vorliegender Daten und der gegenwärtigen Studienlage bewertet. Dabei wurden die Werte zunächst für jeden Faktor und jede Metrik angegeben und dann zu einem Gesamtwert summiert. Schließlich wurde die Beurteilungssicherheit im Hinblick auf die wissenschaftliche Evidenzbasis qualitativ bewertet. Es wurden die Faktoren als hoch eingestuft, die a) eine hohe Relevanz für den Hecht haben, b) einen besonders negativen Trend mit einer einigermaßen soliden Evidenzbasis aufweisen und c) eine hohe Durchführbarkeit bei der Bewirtschaftung zeigen.

Tabelle 6.1: Synthese der wesentlichen Einflussfaktoren auf den Hechtbestand

Faktor	Relevanz für den Hecht	derzeitiger Zustand	rezenter Trend	Evidenzstärke	Durchführbarkeit des Managements	Gesamtscore	Gewissheit des Ergebnisses
Fischereiersterblichkeit	4	3	4	4	5	20	hoch
Zugang zu Süßwasser	4	5	1	2	4	16	hoch
Makrophytendeckung	5	3	1	4	2	15	hoch
natürlicher Raubdruck Jung- und Adultfische	3	4	4	3	1	15	mittel
Beutefischgrundlage	2	3	3	3	1	12	mittel
Erwärmung	3	2	4	1	1	11	gering
natürlicher Raubdruck Larven/Eier	2	2	3	1	1	9	gering
Salzgehalt	2	1	1	4	1	9	mittel

Score für Relevanz: 1 = geringe Relevanz für Hechtbiologie bis 5 = sehr hohe Relevanz, Score für Zustand: 1 = sehr positiv für den Hecht bis 5 = sehr negativ für den Hecht, rezenter Trend: 1 = kein Trend bis 5 = stark negativer Trend für Hechte, Score für Evidenzstärke: 1 = geringe Evidenz bis 5 = sehr hohe Evidenz, Score für Durchführbarkeit: 1 = sehr gering bis 5 = sehr hoch.

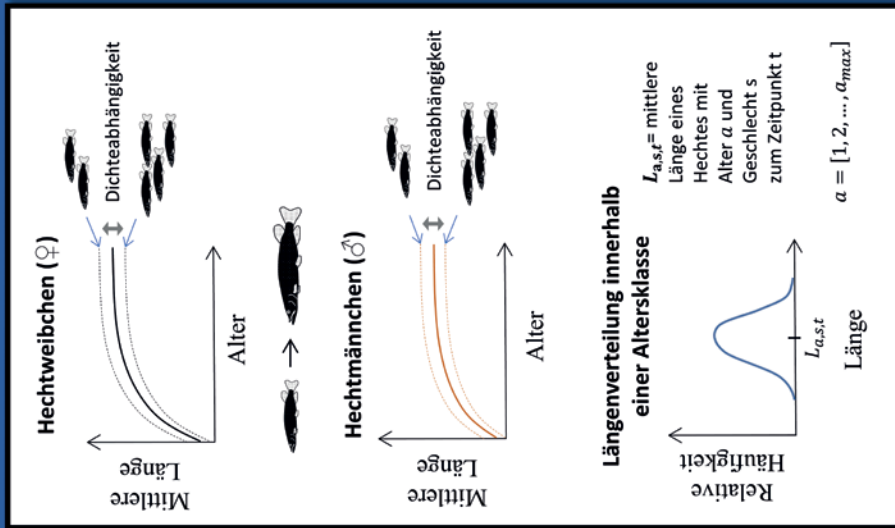
Die Einstufung in Tabelle 6.1 ergab, dass vier Faktoren die wichtigsten Bereiche darstellen, die für das Management aus wissenschaftlicher Sicht unmittelbar von Bedeutung sind: a) fischereiliche Sterblichkeit, b) Zugang zu Süßwasser, c) Makrophytenbewuchs sowie d) natürliche Prädation (vor allem über Kormorane) (Abbildung 6.10). Allerdings sind nicht alle einfach regel- bzw. adressierbar, z. B. das Eutrophierungsmanagement oder die Regulation von Kormoranen, deren Bestände um Rügen selbst nach einer lokalen Ausdünnung rasch per Neubeflug ausgeglichen werden dürften (Kapitel 6.9). Zu den Faktoren mit mittleren Bewertungsscores gehören eine verringerte/veränderte Nahrungsgrundlage, Erwärmung sowie natürliche Prädation von Eiern/Larven (Abbildung 6.10). Jeder dieser drei Faktoren wurde als potenziell sehr relevant eingestuft, jedoch mit teils erheblichen wissenschaftlichen Lücken im Verständnis um Rügen (Kapitel 8). Auf der Grundlage der verfügbaren Daten können wir Veränderungen des Salzgehalts als Hauptursache für den

derzeitigen negativen Biomassetrend beim Hecht ausschließen.

Bewirtschaftende müssen sich zunächst über die Vision und die grundsätzliche Managementstrategie Gedanken machen, bevor im Detail die Effektivität und das Potenzial verschiedener konkreter Managementmaßnahmen erörtert werden kann. Im Folgenden werden rein wissenschaftliche Gedanken zur Wirkungsweise verschiedener Managementmaßnahmen auf der Grundlage von Literaturanalysen, eigenen Daten zu den Hechten an den Bodden sowie an die Bodden angepassten Modellen geäußert. Alle Details wie Gleichungen, Parameter und Beschreibungen zum genutzten Boddenhecht-Modell, das im Rahmen eines partizipativen Modellierungsansatzes entwickelt wurde (Kapitel 7, Ehrlich et al. 2023a,b) und mathematisch angelehnt an ein Modell von Ahrens et al. (2020) ist, sind in Box 6.1 aufgeführt. Box 6.1 soll die Möglichkeit bieten, die in den folgenden Abschnitten präsentierten Modellergebnisse zur Abschätzung der Wirkung von Maßnahmen besser nachzuvollziehen.

**Box 6.1** Übersicht zu Struktur, Gleichungen und Parametern des Boddenhechtmodells, das für die Vorhersagen von Maßnahmenwirkungen genutzt wurde, aufgeteilt in fünf Modellteile: 1) individuelles Wachstum, 2) Rekrutierung, 3) natürliche Sterblichkeit, 4) fischereiliche Sterblichkeit und 5) Populationsdynamik und Modelloutput

**Modellteil 1: Individuelles Wachstum**

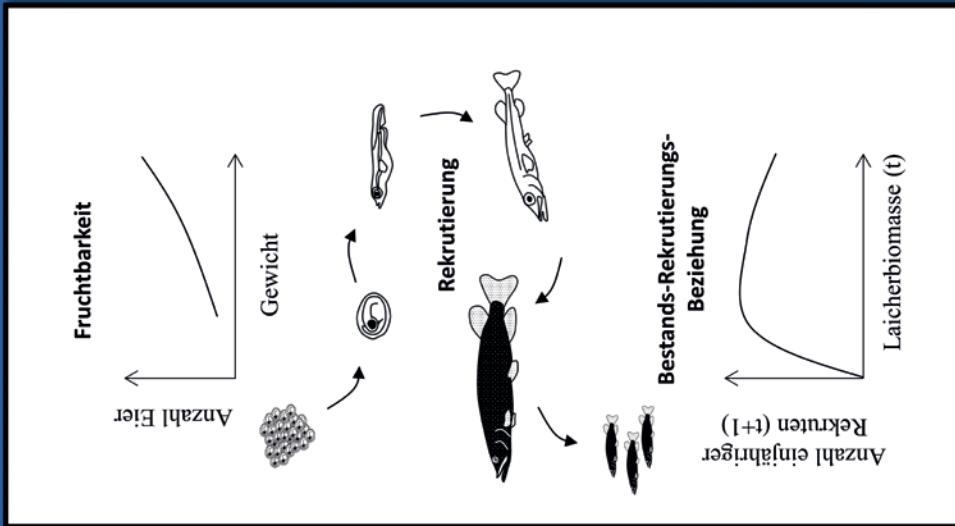


Die Gleichungen in Worten: Der Längenzuwachs eines Hechtes richtet sich nach seinem Alter, seinem Geschlecht und der gegenwärtigen Dichte. Mit dem Alter und höheren Hechtichten nimmt der Längenzuwachs ab. Männchen erreichen kürzere maximale Längen als Weibchen. Nicht alle Hechte innerhalb einer Altersklasse sind gleich lang, es wird eine Normalverteilung um die mittlere Länge der Altersklasse angenommen.

Nr	Gleichung	Beschreibung
1	$L_{a,s,t+1} = L_{\infty,s} h_t (1 - e^{-k_s}) + L_{a-1,s,t} e^{-k_s}$	lineare Gleichung für die von-Bertalanffy-Wachstumskurve nach Ford-Walford
2	$h_t = \frac{\tau}{1 + (\tau - 1) x_t}$	dichteabhängiger Effekt auf das Wachstum
3	$x_t = \frac{\tau}{R_0 \sum_a \sum_s p_{R,S} \gamma_{a,s} L_{a,s,0}^2}$	metabolische Hechtbiomasse im gegenwärtigen Zustand (zur Zeit t) relativ zum unbefischten Zustand (zur Zeit 0) = Maß für wirksame Dichte
4	$W_{a,s,t} = \alpha_w L_{a,s,t} \beta_w$	Längen-Gewichts-Beziehung
5	$g(L_{a,s,t}, l_w, l_0) = \int_{l_w}^{l_0} \frac{1}{\sqrt{2\pi} \sigma} \exp \left[ -\frac{(l - L_{a,s,t})^2}{2\sigma^2} \right] dl$ wobei $\sigma = L_{a,s,t} \cdot cv$	Anteil an Individuen einer Altersklasse $\alpha$ mit Geschlecht $s$ , deren Länge zwischen $l_w$ und $l_0$ liegt (Annahme: Normalverteilung der Längen)

Parameter	Beschreibung	Wert	Einheit	Quelle
$k_s$	von-Bertalanffy-Wachstumskoeffizient für Hechte mit Geschlecht $s$	$k_{\text{♀}} = 0,22$ $k_{\text{♂}} = 0,31$	$\text{Jahr}^{-1}$	eigene Daten
$L_{\infty,s}$	mittlere maximale Länge für Hechte mit Geschlecht $s$	$L_{\infty,\text{♀}} = 112,8$ $L_{\infty,\text{♂}} = 83,5$	cm	eigene Daten
$t_0$	theoretisches Alter bei Länge = 0 cm	-0.4	Jahre	eigene Daten
$cv$	Variationskoeffizient in Längenverteilung	0.13		Frost & Kipling 1967
$\tau$	Parameter für Dichteabhängigkeit	1,11		Lorenzen & Enberg 2002
$\alpha_w$	Skalierungsparameter für Längen (in cm) - Gewichts (in g) - Beziehung	0.0045		eigene Daten
$\beta_w$	allometrischer Parameter für Längen (in cm)-Gewichts (in g)-Beziehung	3.107		eigene Daten
$\alpha_{max}$	maximales Alter	15	Jahre	eigene Daten

**Modellteil 2: Rekrutierung**



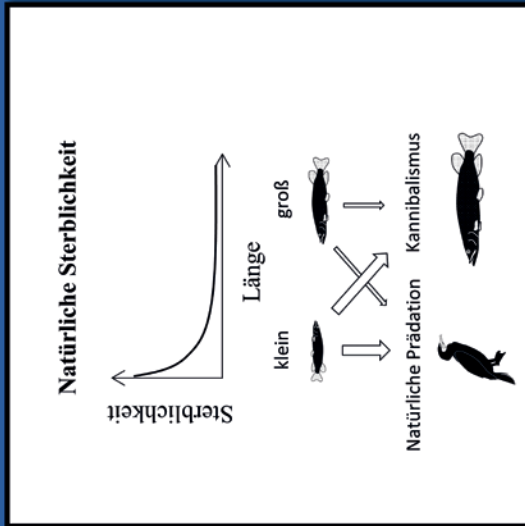
Die Gleichungen in Worten: Ab einer gewissen Länge werden die Hechtweibchen geschlechtsreif und produzieren in Abhängigkeit von ihrem Gewicht eine bestimmte Eizahl. Wie viele Eier bis zur Rekrutierung als Hecht überleben, also das Alter von 1 Jahr erreichen, hängt dabei von der Anzahl kannibalistischer, bereits rekrutierter Hechte im Bestand ab. Durch den Kannibalismus ergibt sich eine unimodale Bestands-Rekrutierungs-Beziehung (Ricker-Funktion) - zunächst nimmt die Anzahl Rekruten mit der Laicherbiomasse zu (mehr Laicher produzieren mehr Eier) bis die Rekrutenzahl wieder abnimmt, weil eine zunehmend hohe Laicherbiomasse auch einen höheren Kannibalismus-Effekt bedeutet.

Nr	Gleichung	Beschreibung
6	$m_{a,t} = g(L_{a,q,t}, l_{mat}, \infty)$	Anteil Hechtweibchen mit Alter $a$ zur Zeit $t$ , die geschlechtsreif sind
7	$f_{a,t} = \alpha_f w_{a,q,t}^{\beta_f}$	Fruchtbarkeits (Eizahl)-Gewichts-Beziehung für Hechtweibchen
8	$R_{t+1} = \alpha_R E_t e^{-\beta_R Can_t}$	Rekrutierung von einjährigen Nachkommen zur Zeit $t+1$ (modifizierte Ricker-Funktion für explizite Formulierung des Kannibalismus-Effekts)
9	$E_t = \sum_a N_{a,q,t} m_{a,t} f_{a,t}$	produzierte Anzahl Eier zur Zeit $t$ in Abhängigkeit von Anzahl Hechtweibchen
10	$Can_t = \sum_s \sum_a N_{a,s,t} \varphi_{a,s,t}$	Anzahl kannibalistischer, bereits rekrutierter Hechte im Bestand zur Zeit $t$
11	$\varphi_{a,s,t} = g(L_{a,s,t}, l_{can}, \infty)$	Anteil Hechte mit Alter $a$ und Geschlecht $s$ zur Zeit $t$ , die kannibalistisch sind
12	$\alpha_R = \frac{\psi}{\sum_a \sum_s \zeta_{a,q} m_{a,q,0} f_{a,0}}$	maximale Ei-zu-Rekrut-Überlebenswahrscheinlichkeit (implementiert Dichte-unabhängige Mortalität der Hechte unter 1 Jahr)
13	$\beta_R = \frac{\ln(\psi)}{R_0 \sum_s \zeta_{a,s} \zeta_{a,s} \varphi_{a,s,0}}$	Dichte-abhängiger Effekt auf Ei-zu-Rekrut-Überlebenswahrscheinlichkeit (implementiert Dichte-abhängige Mortalität der Hechte unter 1 Jahr)

Parameter	Beschreibung	Wert	Einheit	Quelle
$l_{mat}$	Länge, ab der Hechtweibchen geschlechtsreif sind	34,1	cm	eigene Daten
$l_{can}$	Länge, ab der Hechte kannibalistisch sind	15	cm	Raat 1988
$\alpha_f$	Skalierungsfaktor der Fruchtbarkeits-Gewichts (in g)-Beziehung für Hechtweibchen	9,8	-	eigene Daten
$\beta_f$	Exponent der Fruchtbarkeits-Gewichts (in g)-Beziehung für Hechtweibchen	1,12	-	eigene Daten
$\psi$	maximale Lebenszeit-Reproduktionsrate (= maximale Anzahl produzierter Rekruten durch einen Rekruten über seine gesamte Lebenszeit)	6,1	-	Myers et al. 1999
$S_{R,s}$	Anteil an Rekruten mit Geschlecht $s$ (Geschlechterverhältnis der Nachkommen)	$S_{R,q} = 0,5$ $S_{R,s} = 0,5$	.	Annahme
$R_0$	Dichte einjähriger Rekruten im unbefischten Zustand	3,0	$ha^{-1}$	Annahme

**Modellteil 3: Natürliche Sterblichkeit**



Die Gleichungen in Worten: Die natürliche Sterblichkeit nimmt mit der Größe der Hechte ab (geringeres Risiko, Beute von natürlichen Prädatoren oder Argenossen zu werden). Größenabhängige Schätzungen zur natürlichen Sterblichkeit fehlen für die Boddenhechte, daher wurde die natürliche Sterblichkeit basierend auf den für Boddenhechte bekannten Wachstumsparametern ( $L_{\infty,0}$  und  $k_{0,0}$ ) gemäß einer für Fische zentral ermittelten sogenannten Life-History-Beziehung („schnellwüchsige Fische sterben auch schneller“ und umgekehrt) geschätzt (Then et al. 2015). Alle Hechte, die das maximale Alter von 15 Jahren im Modell erreicht haben, sterben anschließend.

Nr	Gleichung	Beschreibung
14	$M_{a,s,t} = M_{ref} \left( \frac{L_{ref}}{L_{a,s,t}} \right)^\vartheta$	größenabhängige natürliche Sterblichkeitsfunktion (Lorenzen-Funktion)
15	$\zeta_{a+1,s} = e^{-M_{a,s,0}} \zeta_{a,s}$ wobei $\zeta_{1,s} = 1$ und $\zeta_{a_{max}+1,s} = 0$	Überlebenswahrscheinlichkeit von Rekruten, wenn unbefischt = Anteil Hechtrekruten mit Geschlecht s, die bis zu einem Alter a+1 im unbefischten Zustand überleben

Parameter	Beschreibung	Wert	Einheit	Quelle
$M_{ref}$	natürliche Sterblichkeit bei der Referenzlänge $L_{ref}$	0,28	$Jahr^{-1}$	Then et al. 2015 (eigene Daten)
$L_{ref}$	Referenzlänge für natürliche Sterblichkeitsfunktion	60	cm	Annahme
$\vartheta$	Exponent der größenabhängigen natürlichen Sterblichkeitsfunktion nach Lorenzen	1,0	-	Lorenzen 2000

### Modellteil 4: Fischereiliche Sterblichkeit

Die Gleichungen in Worten: Es existieren zwei Fischereiformen auf Boddenhecht: die Angelfischerei und die Berufsfischerei. Diese üben eine gesamtffischereiliche Sterblichkeit von  $0,2 \text{ Jahr}^{-1}$  aus, wovon jeweils 50 % auf die Angel- und 50 % auf die Berufsfischerei entfallen. Mit einer bestimmten Längenselektivität werden Hechte gefangen (im Modell vereinfacht gleiche Selektivität für Angel- und Berufsfischerei angenommen) und dann auch entnommen. Die Entnahme hängt dabei von dem aktuellen Mindestmaß und (falls vorgesehen) dem Maximalmaß ab. Aktuell gibt es kein Maximalmaß, daher wurde im Standard-Szenario des Modells das Maximalmaß als „Modell-Trick“ einfach auf den Wert der maximal fangbaren Länge gelegt. Ob die gefangenen Hechte entnommen werden, hängt zudem von der freiwilligen Zurücksetzrate („Catch-&-Release“) und dem Bag Limit im Falle der Angler:innen ab. Auch durch das Zurücksetzen gefangener Hechte (freiwillig, weil unter-/obermaßsig oder aufgrund Bag Limit) wird eine gewisse Sterblichkeit verursacht. Für das Bag Limit ist entscheidend, dass in der Realität nicht alle Angler:innen gleich viele Hechte pro Tag fangen, daher wurde eine Zufallsverteilung um die mittlere Fangrate gelegt. Für die Berechnung der Fangrate in den Funktionen des Bag Limits wird der Fangaufwand (Angelage auf Hecht) benötigt. 2014/2015 waren es insgesamt etwas über 277.000 Angeltage am Bodden, wovon 50 % auf Hecht zielten, d. h. ca. 139.000 Hechtangeltage. Bis 2022 nahm die Anzahl Angellizenzen um etwa 30 % im Vergleich zu 2014/2015 ab, daher wurde die aktuelle Anzahl Hechtangeltage als Rekonstruktion für das Standard-Szenario um 30 % auf 97.000 reduziert.

#### Sterblichkeiten durch Fischerei

Zwei Fischereiformen (I):  
 Angelfischerei (i = A)  Berufsfischerei (i = B)  
 Zwei Sterblichkeitsformen durch Fischerei:  
 durch Entnahme  durch Zurücksetzen verletzter Tiere 

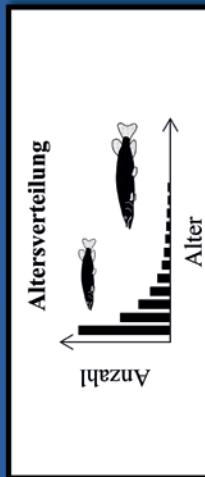
Nr	Gleichung	Beschreibung
16	$v_{a,s,t}^{c,i} = g(l_{a,s,t}, l_{\min}^c, l_{\max}^c)$	Selektivität für Fang von Hechten mit Alter $a$ und Geschlecht $s$ zum Zeitpunkt $t$ durch Fischereiform $i$
17	$v_{a,s,t}^{r,i} = g(l_{a,s,t}, l_{\min}, l_{\max}) \cdot (1 - \omega_{C\&R}^i)$	Selektivität für Entnahme von Hechten mit Alter $a$ und Geschlecht $s$ zum Zeitpunkt $t$ durch Fischereiform $i$
18	$p_{a,s,t}^A = \frac{v_{a,s,t}^{r,A}}{v_{a,s,t}^{c,A}} \omega_{Bag,t}$ und $p_{a,s,t}^B = \frac{v_{a,s,t}^{r,B}}{v_{a,s,t}^{c,B}}$	Anteil gefangener Hechte in Angel- / Berufsfischerei, der entnommen wird
19	$\omega_{Bag,t} = \frac{\sum_{x=Bag} x \cdot P_x + Bag \sum_{x>Bag} P_x}{\lambda_t}$	Anteil gefangener, entnehmbarer Hechte, die angesichts des Bag Limits tatsächlich entnommen werden durch Angelfischerei
20	$P_x = P(X = x   \lambda_t) = \frac{\lambda_t^x}{x!} e^{-\lambda_t}$	Wahrscheinlichkeit für Fang von $x$ entnehmbaren Hechten (die nicht gleich freiwillig zurückgesetzt werden) an einem Angeltag unter der Annahme einer Poisson-Verteilung der Fangrate
21	$\lambda_t = q \sum_s \sum_a (N_{a,s,t} v_{a,s,t}^{c,A} (v_{a,s,t}^{r,A} / v_{a,s,t}^{c,A}))$	mittlere Anzahl gefangener, entnehmbarer Hechte pro Angeltag
22	$H_{a,s,t}^i = F_i^i v_{a,s,t}^{c,i}$	Hecht-Entnahmerate der Fischereiform $i$
23	$D_{a,s,t}^i = F_i^i v_{a,s,t}^{c,i} (1 - p_i^i) d$	Sterberate durch Zurücksetzen gefangener Hechte durch Fischereiform $i$

Param	Beschreibung	Wert	Einheit	Quelle
$l_{\min}^c$	Länge, ab der Hechte fangbar sind	50	cm	eigene Daten
$l_{\max}^c$	max. Länge, bis zu der Hechte fangbar sind	130	cm	eigene Daten
$l_{\min}$	Mindestmaß für Entnahme von Hechten	50	cm	KüFVO-MV
$l_{\max}$	Maximalmaß (derzeit keines vorgeschrieben)	130	cm	-
$\omega_{C\&R}^i$	Anteil gefangener, entnehmbarer Hechte, die freiwillig zurückgesetzt werden bei Fischereiform $i$	$\omega_{C\&R}^A = 0,6$ $\omega_{C\&R}^B = 0,0$	-	Arlinghaus et al. 2021
$Bag$	Tagesentnahmebegrenzung pro Angler (Bag Limit)	3	Hechte Tag <sup>-1</sup>	KüFVO-MV
$d$	Anteil zurückgesetzter Hechte, die dadurch sterben	0,078	-	Hühn & Arlinghaus 2011
$F_i$	instantane fischereiliche Sterblichkeit fang- und entnehmbarer Hechte durch Fischereiform $i$	$F_A = 0,1$ $F_B = 0,1$	Jahr <sup>-1</sup>	van Gemert et al. 2022
$F_i^i$	theoret. Fangrate fang- und entnehmbarer Hechte	$F_i / (1 - \omega_{C\&R}^i)$	Jahr <sup>-1</sup>	-
$q$	Fangkoeffizient	$(1 - e^{-F_i^A}) / T_A$	Angeltag <sup>-1</sup>	-
$T_A$	Anzahl Angeltage am Bodden auf Hecht im Jahr	97.000	Angeltag	Lewin et al. 2023, Arlinghaus et al. 2021

**Modellteil 5: Populationsdynamik und Modelloutput**

Die Gleichungen in Worten: Die Gesamtsterblichkeit setzt sich aus der natürlichen Sterblichkeit, der Hecht-Entnahmerate und der Sterberate durch das Zurücksetzen gefangener Hechte zusammen. Die Dichte einer Hechtkohorte nimmt über die Zeit durch die wirkende Gesamtsterblichkeit ab, was zur typischen Altersverteilung führt, bei der ältere Hechte seltener vertreten sind. Das Modell wurde für jedes Managementszenario 200 Jahre simuliert und anschließend wurden die Zielgrößen über die letzten 100 Jahre des Simulationszeitraums gemittelt (Gleichgewichtszustand). Betrachtete Zielgrößen und damit Teil des Modelloutputs waren: der Laicherbestand (SPR), die Hechtbiomasse (B), der jährliche Ertrag der Berufsfischerei (Y<sup>B</sup>), die gefangenen Hechte pro Angeltag (CPUE<sup>A</sup>) und die gefangenen Meterhechte pro Angeltag (TPUE<sup>A</sup>). Auf Basis der beiden zuletzt genannten mittleren Zielgrößen wurde zudem der anglerische Nutzen (U) des Managementszenarios bestimmt. In diesen gingen außerdem der Basisnutzen durch das Angeln, der Nutzen durch das Maximalmaß (Angler:innen präferieren ein geringes Maximalmaß), der Nutzen durch das Bag Limit (Angler:innen präferieren geringes Bag Limit) und der Nutzen durch die Kosten eines Angeltrips ein (negativer Nutzenwert). Vom Modell wurde der relative Nutzen ausgegeben, der die relative Änderung von U im Vergleich zum Ausgangszustand beschreibt (um wieviel % nimmt U im Vergleich zum Ausgangszustand zu/ab?).



Nr	Gleichung	Beschreibung
24	$Z_{a,s,t} = M_{a,s,t} + \sum_i H_{a,s,t}^i + \sum_l D_{a,s,t}^l$	Gesamtsterblichkeitsrate von Hechten mit Alter $a$ und Geschlecht $s$ zum Zeitpunkt $t$
25	$N_{a+1,s,t+1} = N_{a,s,t} e^{-Z_{a,s,t}}$	Dichte von Hechten mit Alter $a+1$ und Geschlecht $s$ zum Zeitpunkt $t+1$
26	$B_t = \sum_a \sum_s N_{a,s,t} w_{a,s,t}$	Gesamthechtbiomasse zum Zeitpunkt $t$
27	$SSBR_t = \frac{\sum_a N_{a,\phi,t} m_{a,t} w_{a,\phi,t}}{\sum_a N_{a,\phi,t} w_{a,\phi,t}} / R_{\phi,t}$	Laicherbestandsbiomasse pro weiblichen Rekrut zum Zeitpunkt $t$
28	$SPR_t = SSBRT_t / SSBRO$	Zustand des Laicherbestands (im Engl. 'spawning potential ratio') im Vgl. zum unbefischten Zustand
29	$Y_t^B = \sum_a \sum_s \frac{u_{a,s,t}^B}{Z_{a,s,t}} N_{a,s,t} (1 - e^{-Z_{a,s,t}}) w_{a,s,t}$	Ertrag der Berufsfischerei (in Tonnen) im Jahr $t$
30	$CPUE_t^A = \frac{1}{T_A} \sum_a \sum_s \frac{F_{a,s,t}^{c,A}}{Z_{a,s,t}} N_{a,s,t} (1 - e^{-Z_{a,s,t}})$	gefangene Hechte pro Angeltag im Jahr $t$ (Fangrate)
31	$TPUE_t^A = \frac{1}{T_A} \sum_a \sum_s \frac{F_{a,s,t}^{v,A}}{Z_{a,s,t}} N_{a,s,t} \gamma_{a,s,t} (1 - e^{-Z_{a,s,t}})$	gefangene Hechte über 1 Meter pro Angeltag im Jahr $t$ (Fangrate von Meterhechten)
32	$\gamma_{a,s,t} = g(L_{a,s,t}, 100 \text{ cm}, \infty)$	Anteil an Individuen einer Altersklasse $a$ mit Geschlecht $s$ , deren Länge $\geq 1$ Meter
33	$U = U_0 + U_{CPUE^A} + U_{TPUE^A} + U_{l_{max}} + U_{Bag} + U_K$	Nutzenfunktion der Angler:innen, die den Gesamtnutzen im Gleichgewichtszustand beschreibt
34	$U_{CPUE^A} = u_{11} \min(CPUE^A, 3) + u_{12} \max(CPUE^A - 3, 0)$	Teilnutzen aus der Fangrate für Angler:innen
35	$U_{TPUE^A} = u_2 TPUE^A$	Teilnutzen aus der Fangrate von Meterhechte für Angler:innen
36	1.) $U_{l_{max}} = u_3 l_{max}$ , 2.) $U_{Bag} = u_4 Bag$ , 3.) $U_K = u_5 K$	Teilnutzen aus 1.) aktueller Bestimmung für Maximalmaß, 2.) für Bag Limit und 3.) für Kosten pro Angeltag

Parameter	Beschreibung	Wert	Einheit	Quelle
$U_0$	Basisnutzen durch Entscheidung zu angeln	-1,033		eigene Daten
$u_j$	Nutzen-Koeffizienten	$u_{11} = 0.0676, u_{12} = 0.0036, u_2 = 1.617, u_3 = -0.1062, u_4 = -0.0044, u_5 = -0.0048$		eigene Daten (aus Auswahlexperiment mit Angler:innen)
$K$	Kosten pro Angeltag am Bodden	229	€	eigene Daten



## 6.4 Regulierung der Entnahme über Schonmaße und Maschenweiten

Robert Arlinghaus, Elias Ehrlich, Jonas Palder & Timo Rittweg

Entnahmeregulierende Schonbestimmungen (sogenannte Output-Bestimmungen) sind im Fischereimanagement weitverbreitet. Während Quoten die gesamte Fischereierblichkeit, die auf einem Bestand lastet, direkt kontrollieren, finden sich an den Bodden für Süßwasserfische wie die Hechte vor allem indirekte Entnahmeregularien. Diese umfassen z. B. Mindestmaße und Maschenweitenbegrenzungen zur Schonung der Jungfische (z. B. bei Hechtnetzen an den Bodden Mindestmaschenweite von 50 mm Knoten zu Knoten). Durch diese Maßnahmen werden vor allem Jungfische geschont. Mindestmaße verfolgen zwei Ziele, erstens, dass jedes Tier vor dem Gefangenwerden mindestens einmal ablaichen kann (Abbildung 6.14), und zweitens, dass die Fische nicht zu früh gefangen werden, bevor das maximale Zuwachspotenzial im Sinne der Ertragsbildung ausgeschöpft ist. Sofern jedes Tier mindestens einmal im Leben vor dem Fang ablaichen kann, ist die schlimmste Form der Überfischung – die sogenannte Rekrutierungsüberfischung (Laicherbestände < 35 % der unbefischten Laicherbiomasse) – vermeidbar (Myers & Mertz 1998).

Allerdings ist, wie bereits in Kapitel 3 ausgeführt, der Zuwachs der Boddenhechte gerade im frühen Leben so rasch, dass bei dem aktuellen Mindestmaß von 50 cm nicht jeder Hecht vor dem Erreichen der Mitnahmegröße abgelaiicht haben kann. Im Fall der Boddenhechte beträgt die Länge, bei der 95 % des Bestandes geschlechtsreif sind, 34,1 cm für Rogner und 22,0 cm für Milchner (Kapitel 3), das aktuelle Mindestmaß ist 50 cm. Um zu ermitteln, ob diese Regulationen effektiv sind, wurden über Schuppen Längen rückberechnet, um auf individueller Ebene den Zuwachs in den ersten Jahren zu bestimmen. Es wurden Schuppen verwendet, da diese bei Fischen bis unter sechs Jahren das Wachstum hinreichend

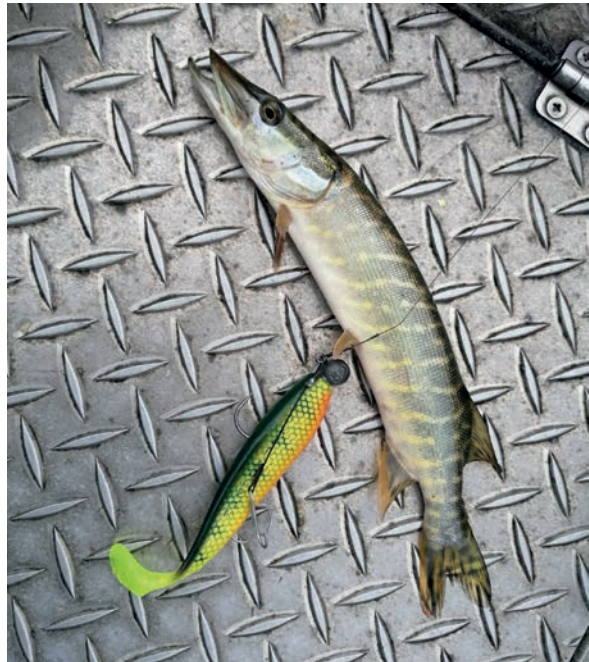


Abbildung 6.14: Mindestmaße und Maschenweitenbegrenzungen sollen vor allem Jungfische schonen.

© MATHIAS FUHRMANN

genau über Wachstumsringe anzeigen (Rittweg et al. 2023) und dafür die Stichprobenanzahl und die Abdeckung des Studiengebiets am besten gegeben war. Im Ergebnis können bei einem Mindestmaß von derzeit 50 cm nur zwei Drittel der Boddenhechte einmal ablaichen, bevor sie eine Totallänge von mehr als 50 cm erreichen und damit entnahmefähig werden (Abbildung 6.15). Auch konnten lediglich 10 % der untersuchten zweijährigen Tiere ein zweites Mal ablaichen, bevor das Mindestmaß von 50 cm überschritten wurde (Abbildung 6.15).

Würde hingegen das Mindestmaß auf 60 cm angehoben, könnten 90 % der Fische vor Erreichen der Fanggröße mindestens einmal laichen (Abbildung 6.16). Zudem könnte der Anteil an Fischen, die zweimal ablaichen, bevor sie maßig werden, deutlich erhöht werden (Abbildung 6.16). Das wäre günstig im Sinne des Reproduktionserfolgs, da Zweitlaicher meist eine höhere Laichqualität haben als Erstlaicher (Hixon et al. 2014). Das aktuelle Mindestmaß von 50 cm ist beim Boddenhecht zu gering gewählt und sollte aus wissenschaftlicher Sicht angehoben werden.

Abbildung 6.15: Anteile der untermaßigen Fische (unter Mindestmaß von 50 cm) und der bereits maßigen Fische ( $\geq 50$  cm) je Altersklasse. Speziell für untermaßige Fische wurde zusätzlich betrachtet, ob diese bereits ablaichen hätten können, bevor sie maßig wurden.

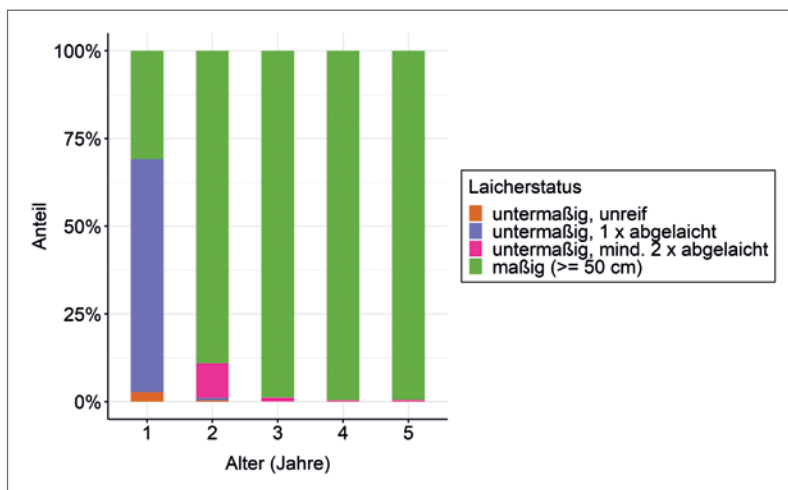
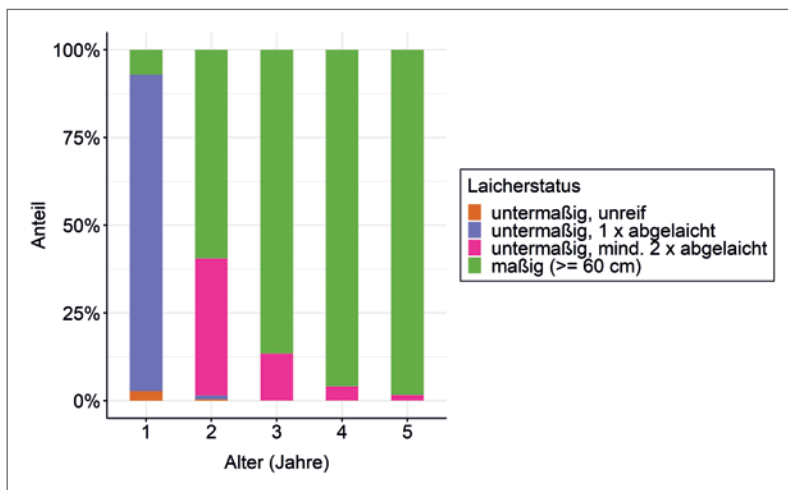


Abbildung 6.16: Anteile der untermaßigen Fische und der bereits maßigen Fische bei einem hypothetisch erhöhten Mindestmaß von 60 cm je Altersklasse. Speziell für untermaßige Fische wurde zusätzlich betrachtet, ob diese bereits ablaichen hätten können, bevor sie maßig ( $\geq 60$  cm) wurden.



Mindestmaße haben eine weitere Problematik, denn sie führen in der Regel zu einer starken Reduktion der Verfügbarkeit (sehr) großer Hechte in befischten Beständen (Pierce 2010). Der Rückgang gerade der kapitalen Großhechte ist mindestens aus sozialen Gründen gerade für Boddenhechtangler:innen ein Nachteil (Koemle et al. 2022). Es lohnt sich daher, die fischereibiologische Wirkungsweise von Alternativen, z. B. Entnahmefenstern, detailliert in den Blick zu nehmen, nicht zuletzt weil Entnahmefenster (eine Kombination aus Mindest- und Maximalmaß) unter Boddenhechtangler:innen eine sehr hohe Unterstützung erfahren (Kapitel 4). Tabelle 6.2 gibt über die relative Wirksamkeit von Mindestmaßen und Entnahmefenstern im Detail Auskunft. Die Inhalte basieren ganz wesentlich auf diversen Studien, die am Hecht

zur Wirkungsweise von Mindestmaßen und Entnahmefenstern durchgeführt wurden (Arlinghaus et al. 2010, Gwinn et al. 2015, Ahrens et al. 2020). Auch an den Bodden nimmt die Fruchtbarkeit der Hechtweibchen exponentiell mit der Länge und linear mit der Masse zu, sodass die Eizahl von großen Hechten deutlich größer ist als die von kleinen Hechten (Kapitel 3). Studien zum Reproduktionserfolg unterschiedlich großer Hechte in einem Brandenburger See zeigten überdies, dass die Nachkommensproduktion mit der Länge ansteigt und es keine Hinweise auf relevante Alterungseffekte gibt (Monk et al. 2021). Tabelle 6.2 sowie die an Boddenhechten kalibrierten Modelle von Ahrens et al. (2020) verdeutlichen: Mindestmaße sind in der Lage, den Biomasseertrag zu maximieren, Entnahmefenster maximieren hingegen



Abbildung 6.17: Entnahmefenster schonen auch die großen Hechte, z. B. über 90 cm, im letzten Drittel ihres Lebens, in dem sie vor allem in der Reproduktion produktiv sind.

© PHILIPP CZAPLA

den anzahlmäßigen Ertrag und gewährleisten einen besseren Kompromiss zwischen hohen Fangraten und dem Fang großer Hechte (Ahrens et al. 2020). Entnahmefenster sind daher die bessere Lösung für Bestände, in denen sowohl die Bedürfnisse der Angler:innen als auch die von biomasseorientierten Berufsfischer:innen befriedigt werden sollen (Abbildung 6.17). Allerdings ist die Frage der Beifangsterblichkeit in Berufsfischereigeräten zu klären, wobei maximale Maschenweiten in Stellnetzen indirekt positiv wirken können (zu Details s. u.).

### Mindestmaße

Die wesentliche Begründung für Mindestmaße liegt wie erwähnt darin, dass die Fische mindestens einmal vor der Entnahme ablaichen und so für den Bestandserhalt sorgen. Aus diesem Grunde und weil es unmöglich ist, jedes Gewässer in Deutschland jährlich zu monitoren, hat der Gesetzgeber in den Landesfischereiverordnungen flächendeckend über angemessen hohe, aber insgesamt relativ geringe Mindestmaße einen Mindeststandard des Fischpopulationsschutzes festgelegt. Das gilt auch für die Hechte an den Bodden. Sind die Mindestmaße vernünftig gewählt (was für die Bodden zweifelhaft ist, s. o.) und können ungewünschte Beifänge zu kleiner Fische unterbunden oder lebend zurückgesetzt wer-

den, verhindert so ein Vorgehen effektiv die bedrohlichste Form der Überfischung, die Rekrutierungsüberfischung (Kapitel 6.1, Myers & Mertz 1998, Johnston et al. 2013, 2015). Mindestmaße werden optimalerweise bei Beständen eingesetzt, die eine geringe natürliche Sterblichkeit, ein gutes Wachstum und eine Rekrutierungslimitierung aufweisen (Arlinghaus et al. 2016 a,b). Allerdings resultieren aus Mindestmaßen auch besonders starke Veränderungen der Alters- und Größenstruktur (Verjüngungseffekt), gerade bei Hechten (Arlinghaus et al. 2010, Pierce 2010, Tiainen et al. 2017, Tabelle 6.2). Diese wirken verschiedenen Studien zufolge destabilisierend auf Fischbestände (Andersen et al. 2008, Botsford et al. 2014).

Sofern in der Bewirtschaftung nicht nur der Zusammenbruch von Fischbeständen effektiv verhindert, sondern zusätzlich die Ertragsfähigkeit maximiert werden soll, deuten klassische Ertrag-pro-Rekruit-Modelle an, dass die Mindestmaße bei ca. 2/3 der maximalen Länge der Weibchen festgelegt werden sollten (Froese 2004, Froese et al. 2016). Damit haben die Tiere genügend Zeit, vor der Entnahme Biomasse aufzubauen (Froese 2004). Dies bedeutet zum Beispiel für den Hecht, dass bei einer theoretischen Endlänge von 120 cm ein Mindestmaß von knapp 80 cm einzusetzen wäre, sofern der Biomasseertrag maximiert werden soll. Solche hohen Mindestmaße finden sich in den wenigsten deutschen Gewässern. Sie führen auch zu einer besonders ausgeprägten Auslese auf Langsamwüchsigkeit, was langfristig Ertragspotenzial kostet (Matsumura et al. 2011) – ein Effekt, den traditionelle Ertrag-pro-Rekruit-Modelle wie die von Froese (2004) und Froese et al. (2016) nicht berücksichtigen. Aus der evolutionären Perspektive sind sehr hohe Mindestmaße daher besonders kontraproduktiv zu bewerten. Darüber hinaus können hohe Mindestmaße bei Arten, die ausgeprägte Wachstumsunterschiede zwischen den Geschlechtern aufweisen, zu besonders starken Verschiebungen des Geschlechterverhältnisses im Bestand führen (vgl. Casselman 1975). Ein Beispiel hierfür wären Hechte, bei denen die Rogner deutlich größer werden als die Milchner und daher die Weib-

**Tabelle 6.2: Überblick über die Wirkung von Mindestmaßen und Entnahmefenstern, beispielhaft auf Basis der aktuellen Literatur zum Hecht (Arlinghaus et al. 2016a). F = fischereiliche Sterblichkeitsrate.**

Maßstab	Mindestmaß	Entnahmefenster	Literaturbeleg
Rekrutierungsüberfischung vermeiden	geeignet	geeignet	Arlinghaus et al. (2010), Tiainen et al. (2017), Ahrens et al. (2020)
Wachstumsüberfischung vermeiden	geeignet, sofern F nicht zu hoch ist und sinnvolles Mindestmaß gewählt ist	geeignet, sofern F nicht zu hoch ist und sinnvolle Mindest- und Maximalmaße gewählt sind	Arlinghaus et al. (2010), Gwinn et al. (2015), Ahrens et al. (2020)
Größenüberfischung vermeiden	ungeeignet bei hohem F	geeignet	Arlinghaus et al. (2010), Pierce (2010) (zum Maximalmaß), Tiainen et al. (2017)
fischereiinduzierte Evolution	fördert kümmerwachstum und reduziert Ertrag	fördert Schnellwüchsigkeit, erhält Merkmalsvarianz, fördert Ertrag	Matsumura et al. (2011)
Erhalt natürlicher Altersstrukturen	ungeeignet, führt zu starker Verjüngung und Veränderung der relativen Häufigkeit	geeignet, obwohl auch hier die Häufigkeit großer Fische reduziert wird, aber die relativen Häufigkeiten werden weniger verändert	Francis et al. (1997), Arlinghaus et al. (2010), Tiainen et al. (2017), Carlson (2016)
Erholung nach Überfischung	rasch, da die Bestände aus schnellwüchsigen, jüngeren Fischen bestehen	langsamer, weil natürlichere Altersstrukturen bestehen und die großen Tiere eine trägere Wachstumsrate haben	Le Bris et al. (2015)
Pufferkapazität	gering, starke Schwankungen zwischen einzelnen Jahren	sehr hoch, weil die breite Altersstruktur Pufferkapazität garantiert	Le Bris et al. (2015)
numerischer Ertrag	mittel	hoch	Arlinghaus et al. (2010), Gwinn et al. (2015), Ahrens et al. (2020)
Biomasseertrag	hoch, sofern das Mindestmaß hoch gewählt wird	hoch, sofern im Fenster scharf befischt wird	Gwinn et al. (2015), Ahrens et al. (2020)
Fang von Ausnahmefischen	sehr gering, wenn F hoch	hoch	Arlinghaus et al. (2010), Tiainen et al. (2017), Carlson (2016)
Entnahmeeffizienz	gering, insbesondere bei hohen Mindestmaßen	hoch, da die besonders rasch wachsenden mittleren Altersklassen intensiv entnommen werden	Arlinghaus et al. (2010)
Kompromiss zwischen unterschiedlichen Bewirtschaftungszielen (Biomasseerträge, Ertrag numerisch, Erhalt hoher Fangrate, Fang großer Fische)	ungeeignet, da Mindestmaße vor allem Biomasseerträge maximieren	Entnahmefenster immer die optimale Maßnahme, wenn neben Biomasseertrag ein weiteres Ziel (wie Fangaus-sicht großer Fische) hinzukommt	Ahrens et al. (2020)
Vorschlag für die Praxis	bei moderatem F, Mindestmaß > Länge bei Reifung, um Rekrutierungsüberfischung zu verhindern	bei moderatem F, Mindestmaß > Länge bei Reifung, Maximalmaß bei 2/3 der Maximallänge $L_{inf}$	Gwinn et al. (2015), Ahrens et al. (2020)

chen durch hohe Mindestmaße eine hochselektive Sterblichkeit erfahren. Über die ökologischen Konsequenzen der starken Veränderung von Geschlechterverhältnissen gibt es noch keine Studien.

Die Kritik an der Sinnhaftigkeit von Mindestmaßen ist bereits viele Dekaden alt und wurde hierzu-lande vor allem von Tesch (1959) in die Literatur ein-

geführt. Mindestmaße erweisen sich z. B. nicht als sinnvoll bei Arten wie Barschen, die im Jungfischstadium Tendenzen zur Verbuttung zeigen (Tesch 1959). In Deutschland ist hingegen zu beobachten, dass Bewirtschaftende und auch einige Behördenvertreter:innen zur Erhöhung der gesetzlichen Mindestmaße im Rahmen von Gewässerordnungen

neigen (z. B. Hechtmindestmaß von 50 cm auf 60 oder 70 cm), wenn ein lokaler Bestand besonderen Schutz benötigt. Leider handelt es sich dabei nach derzeitiger Befundlage aus evolutionsbiologischer Sicht um die ungünstigste aller Varianten, weil dadurch eine starke Selektion auf Langsamwüchsigkeit erfolgt (Matsumura et al. 2011, Monk et al. 2021, Tabelle 6.2). Das entstehende Problem der starken Verjüngung und der „Häufung“ von Fischen direkt unter dem Mindestmaß (Pierce 2010) beeinflusst auch die Angelqualität negativ (Tabelle 6.2).

### Maximalmaße

Sofern der Bewirtschaftende auch große, fruchtbare Laichfische im Bestand erhalten will, um sowohl die Reproduktion als auch den Angelfang zu fördern und die unnatürliche Verjüngung etwas abzumildern, sind Maximalmaße eine lohnende Option (Pierce 2010, Ahrens et al. 2020). Maximalmaße sind geeignet, um große Fische in naturnahen Häufigkeiten im Bestand zu erhalten. Sie werden insbesondere dann empfohlen, wenn die jüngeren Altersklassen bei geringer natürlicher Sterblichkeit eine relevante dichteabhängige Wachstumsdepression zeigen, die eine Ausdünnung unterhalb des Maximalmaßes rechtfertigt. Es wird befürchtet, dass vor allem bei Raubfischen die Schonung der Alttiere zu einem relevanten Kannibalismusdruck auf Jungfische führt. Nach einer aktuellen Studie an Hechten hat die Schonung von großen Fischen aber keinen Effekt auf die Häufigkeit der kleineren Altersklassen (Pierce 2010). Offenbar reichte der Kannibalismusdruck der wenigen Altfische in den untersuchten Gewässern (Flächen von 28–3.250 ha, Sichttiefen 1,0–5,5 m) nicht aus, um die schnellerwüchsigen, mittleren Altersklassen nennenswert zu dezimieren (Pierce 2010). Da die großen Fische natürlicherweise selten und verglichen mit jüngeren Altersgruppen in nur sehr geringen Stückzahlen vorkommen, sind diese Ergebnisse wahrscheinlich auf sehr viele andere Gewässer übertragbar (eine Studie in sehr kleinen Gewässern von wenigen Hektar Größe steht aber noch aus). Bedeutsam ist auch die Erkenntnis, dass Fische bei gleicher Biomasse ins-

gesamt eine größere Nahrungsmenge konsumieren, wenn sich die Biomasse aus vielen jüngeren Fischen im Vergleich zu wenigen kapitalen Tieren zusammensetzt. Dies kann auf die höhere spezifische Stoffwechselrate (Sauerstoffverbrauch pro g) von kleinen gegenüber größeren Fischen zurückgeführt werden. Maximalmaße stellen selbstverständlich keine Option in der Bewirtschaftung dar, wenn Angler:innen oder Fischer:innen ein hohes Interesse an der Entnahme großer, kapitaler Tiere haben. Die alleinige Anwendung von Maximalmaßen ist in Deutschland derzeit legal nicht möglich, da die Mindestmaße rechtlich bindend sind. Maximalmaße können hierzulande also nur in Kombination mit einem Mindestmaß genutzt werden, was dem Entnahmefenster entspricht.

### Entnahmefenster

Entnahmefenster sind in den letzten Jahren verstärkt in den Fokus geraten, nachdem verschiedene Modelle (Arlinghaus et al. 2010, Gwinn et al. 2015, Ahrens et al. 2020) und Freilandstudien (an Hechten, Tianinen et al. 2017) die Überlegenheit der Entnahmefenster gegenüber reinen Mindestmaßen belegt haben. Sie werden insbesondere zur Stabilisierung der Populationsdynamik bei Raubfischarten (z. B. Hechte, Rieker 1975) eingesetzt, wenn die Rekrutierung allgemein limitiert, das Wachstum der Fische hoch und die natürliche Sterblichkeit gering ist (Ahrens et al. 2020, Tabelle 6.2). Der insbesondere für Angler:innen angenehme Nebeneffekt des Entnahmefensters besteht darin, dass größere Fische in nennenswerten Anteilen in Beständen erhalten werden. Dies konnte sowohl in Modellen (Arlinghaus et al. 2010, Ahrens et al. 2020) als auch jüngst in empirischen Ganzseeexperimenten nachgewiesen werden und tritt bei Mindestmaßen nicht auf (Tiainen et al. 2017). Entgegen der Spekulation von Geldhauser (2006) führen Entnahmefenster keineswegs zu einer Anhäufung von Großfischen in unnatürlichen Anteilen. Der Grund ist, dass alle Fische durch das Fenster wachsen müssen und innerhalb des Fensters eine signifikante fischereiliche Sterblichkeit stattfindet. Außerdem wirkt die natürliche Sterblichkeit weiter,

sodass Alttiere insbesondere bei Hechten auch natürlich sterben. Die Fischereierblichkeit verjüngt selbstverständlich auch bei Entnahmefenstern den Fischbestand, was die Produktion anhebt, jedoch in geringerem Maße, als dies bei Mindestmaßen der Fall ist (Arlinghaus et al. 2010, Tianinen et al. 2017). Um diese Effekte zu bewirken, müssen die Entnahmefenster je nach fischereilicher Sterblichkeit unterschiedlich breit gewählt werden, damit die Fische eine Chance haben, durch das Fenster zu wachsen (Gwinn et al. 2015, Ahrens et al. 2020). Eine Faustregel besagt, dass die Obergrenze bei etwa zwei Dritteln der theoretischen Maximallänge festgesetzt werden sollte; bei extrem hohen Fischereidrücken ist eine Reduktion der Obergrenze auf die Hälfte der Maximallänge angezeigt (Gwinn et al. 2015).

Entnahmefenster können insbesondere dann als Standardmaßnahme empfohlen werden, wenn die Wachstumsraten junger Fische ausreichend hoch liegen, aber die Reproduktion aufgrund der Befischung potenziell gefährdet ist und die Bestände einer Bestands-Rekrutierungs-Beziehung nach Ricker (1954) folgen. Außerdem sind Modellen von Ahrens et al. (2020) zufolge Entnahmefenster immer die Variante, die die besten Kompromisse zwischen verschiedenen Bewirtschaftungszielen erreichen. Solche Kompromisse sind z. B. erforderlich zwischen dem für Fischer:innen relevanten Ziel der Biomassemaximierung im Ertrag und den für Angler:innen relevanteren Zielen der Maximierung des numerischen Ertrags, der Fangrate pro Angeltag und der Fänge großer, kapitaler Hechte (Abbildung 6.18, Details in Ahrens et al. 2020).

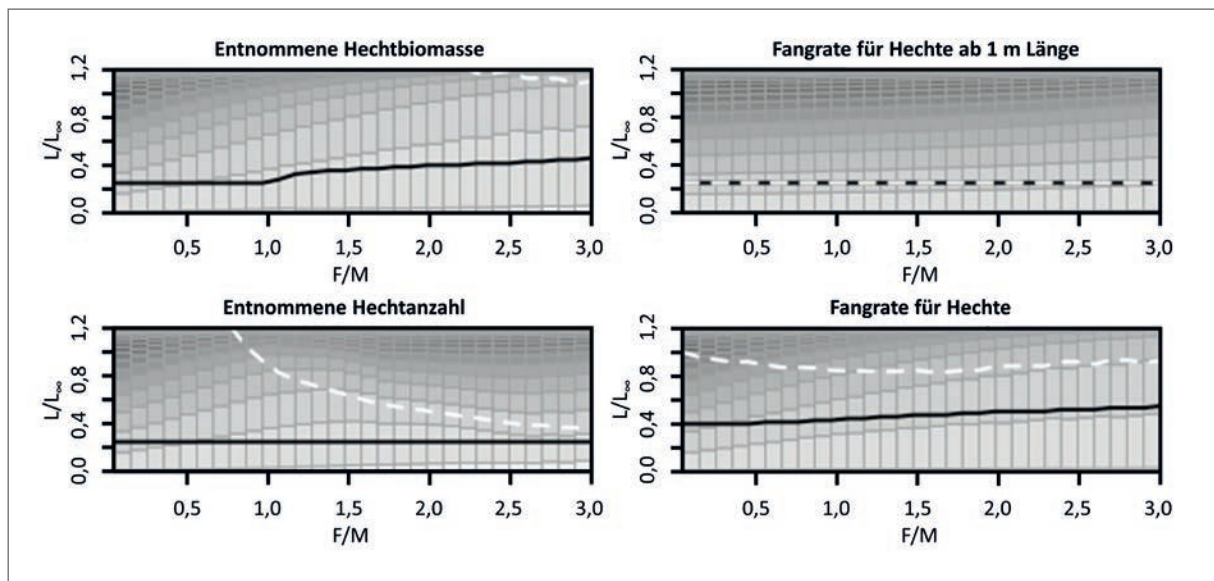


Abbildung 6.18: Modellergebnisse zur optimalen Größenselektivität im Fang, umgesetzt über ein Mindestmaß (schwarze Linie) und ein Maximalmaß (gestrichelte Linie) (zusammen ein Entnahmefenster) für vier Bewirtschaftungsziele und unterschiedliche Fischereidrücke (repräsentiert über  $F/M$ ). Auf der Y-Achse ist die für das jeweilige Bewirtschaftungsziel optimale Selektivität abgetragen (als  $L/L_{\infty}$ ). Wenn eine gestrichelte Linie auftaucht, ist ein Entnahmefenster die optimale Fangbestimmung (aus Ahrens et al. 2020). Die Grautöne zeigen die relative Häufigkeit unterschiedlicher Altersklassen (hell junge Altersklassen, dunkel ältere Altersklassen) im Laichfischbestand.  $F/M$  ist ein Maß der Fischereidichte, das Verhältnis der fischereilichen ( $F$ ) zur natürlichen ( $M$ ) Sterblichkeitsrate.

Die Grundidee ist zum einen, dass die großen, sehr fruchtbaren, aber numerisch seltenen Tiere als Eierservoir fungieren und weiter für Anglerzufriedenheit im Fang sorgen. Zum anderen wird bei Raubfischen der Kannibalismus auf die Nachkommen minimiert, da die besonders häufigen, mittleren Rekruten „im Fenster“ durch den erhöhten Fischereidruck ausgedünnt sind, was die Rekrutierung von Nachkommen fördert. Entnahmefenster erhöhen insgesamt die Pufferkapazität und Widerstandsfähigkeit von Fischbeständen gegenüber Umwelteinflüssen und führen auch zu naturnäheren Altersklassenaufbauten trotz intensiver Befischung (Tabelle 6.2). Dagegen garantieren Mindestmaße vor allem eine schnelle Wiedererholung nach einer Überfischung (Le Bris et al. 2015). Entnahmefenster führen auch zu einer Selektion auf Schnellwüchsigkeit, während Mindestmaße langsamwüchsige Hechte fördern. Modelle an Hechten von Matsumura et al. (2011) belegten, dass mit Mindestmaß bewirtschaftete Hechtbestände in 100 Jahren 20 % ihrer Wachstumskapazität einbüßten. Gleichzeitig gewannen bei der Entnahmefenstervariante die Fische über zwei bis drei Generationen an Durchschnittslänge. Anders ausgedrückt: Mindestmaße reduzieren in evolutionären, also großen Zeiträumen das Ertragspotenzial, während Entnahmefenster über die zusätzliche Bevorteilung der großen Tiere (Edeline et al. 2009) den Ertrag sogar steigern.

Unter Würdigung der gesamten vorliegenden Befunde (Tabelle 6.2) kann festgestellt werden, dass Entnahmefenster in vielen Fällen günstigere Fangbestimmungen darstellen als Mindestmaße. Sie können daher zum Einsatz an den Bodden bei Hechten empfohlen werden. Überdies ist der Erhalt der großen Fische sowie einer natürlicheren Altersstruktur in mit Entnahmefenstern bewirtschafteten Situationen auch in Hinsicht auf das Ökosystem positiv zu bewerten (Francis et al. 2007). Damit stiftet dies gerade für Angler:innen Nutzen (Koemle et al. 2021, 2022). Relevante Argumente gegen Entnahmefenster lauten, dass Angler:innen und Fischer:innen vielfach auch die großen Fische mit nach Hause nehmen möchten und dass bei manchen Fischerei-

geräten ein Zurücksetzen von einmal gefangenen großen Hechten unmöglich sein dürfte. (hier böten sich aber maximale Maschenweiten als Kompromiss an, s. u.). Darüber hinaus ist das Thema „Entnahmefenster“ in Deutschland eng mit dem Reizthema „Catch & Release großer Fische“ bzw. „Förderung des Trophäenangelns“ (Arlinghaus 2014) verwoben (Kapitel 7). Das steht einem sachlichen Dialog gerade auf Behörden- oder Verbandsebene häufig unnötig entgegen, wie nachfolgend ausgeführt wird.

#### Exkurs: Verstoßen Entnahmefenster gegen das Tierschutzgesetz (aus Arlinghaus 2017)?

Das deutsche Tierschutzgesetz bindet die Angel-fischerei an das Vorliegen eines vernünftigen Grundes. Es ist nicht verboten, sondern sogar geboten, geschützte Tiere zurückzusetzen, sofern Angler:innen grundsätzlich mit einem vernünftigen Grund am Wasser waren. Tierschutzrechtlich verboten ist also das Angeln ohne vernünftigen Grund, nicht das Zurücksetzen an sich. Entnahmefenster sind eine He-gemaßnahme, die im Fischereirecht geregelt wird. Dieses definiert, was gute fachliche Praxis bzw. vernünftiges Angeln und Fischen ist. Entnahmefenster verändern aber nicht die vernünftigen Gründe, wie sie individuell in den Köpfen der Angler:innen existieren (z. B. Angeln mit Entnahmeabsicht). Insofern haben Entnahmefenster mit der Diskussion um das tierschutzwidrige Angeln gänzlich ohne Verwertungsabsicht juristisch nichts zu tun (zur intensiven Diskussion vgl. Arlinghaus 2017). Wer unter Mindestmaßregelungen unvernünftig ohne Verwertungsabsicht geangelt hat, wird auch unter Entnahmefensterregelungen unvernünftig sein, nur wird man ihm oder ihr die Unvernunft etwas schlechter nachweisen können, da nun große kapitale Hechte zurückgesetzt werden *müssen*. Tierschutzrechtlich ist das Zurücksetzen von Beifängen im Grunde legitim, aber erst durch das Entnahmefenster wird Rechtssicherheit beim Zurücksetzen kapitaler Hechte für Angler:innen erreicht. Deswegen haben Hessen und Hamburg in ihren Landesfischereigesetzen Entnahmefenster installiert. Für viele Anglerinnen

und Angler sowie die Gesellschaft sind Entnahmefenster akzeptierte Maßnahmen. Repräsentative Befragungen unter mehr als tausend Deutschen haben z. B. gezeigt, dass die Mehrheit dem ökologisch begründeten Zurücksetzen sowohl von unreifen als auch von sehr großen Laichfischen nach eigenem Ermessen der Angler:innen positiv gegenübersteht (Riepe & Arlinghaus 2014). Ein ökologisch begründetes Zurücksetzen großer Fische wird in Deutschland also moralisch akzeptiert (Riepe & Arlinghaus 2014), ganz im Gegensatz zu der abstrakten Angst vor dem „Tierschutz“, die häufig bei der Entnahmefensterdiskussion in Deutschland mitschwingt. Was hingegen von der Mehrheit der Deutschen moralisch abgelehnt wird, ist das eigenverantwortliche Zurücksetzen aus rein egozentrischen Erwägungen (z. B. um einem befreundeten Angler einen Rückfang eines großen Tieres zu ermöglichen, Riepe & Arlinghaus 2014). Angesichts dieser gesellschaftlichen Stimmung ist es für die Diskussion zum Entnahmefenster nicht förderlich, wenn einige die Legalisierung der vollständigen Entscheidungsfreiheit beim Zurücksetzen geangelter Fische fordern. Umgekehrt ist es auch kontraproduktiv, wenn einige Fischereibehörden und Angelverbände die Diskussion um Entnahmefenster aus Angst vor Missbrauch oder einer öffentlichen Debatte pauschal ablehnen. Sie berücksichtigen dabei nicht die zweifellos positiven Komponenten dieser Hegemaßnahme für die Bestände und die tatsächlich moderate Einstellung der Deutschen zum Thema „ökologisch begründetes Zurücksetzen großer, entnahmefähiger Fische“.

Es ist festzuhalten, dass sich die Überlegenheit des Entnahmefensters gegenüber dem Mindestmaß vor allem aus ökologischen und ertragsbasierten Überlegungen ergibt. Die sozialen Effekte auf bestimmte Anglergruppen (vor allem die Angler:innen, die große Hechte bevorzugen) ist ein angenehmer Nebeneffekt, aber nicht die Begründung für die Überlegenheit des Entnahmefensters gegenüber Mindestmaßen. Gegen die Einführung von Entnahmefenstern sprechen vor allem soziale Situationen: wenn etwa – wie häufig der Fall – die lokalen An-

gler:innen mehrheitlich große Fische entnehmen wollen oder Fischer:innen einen Bestand gemeinsam nutzen, aber die Tiere nicht unverletzt zurücksetzen können (Kapitel 7). Als Kompromiss bietet sich bei Berufsfischer:innen auch die Festlegung oberer Maschenweitenbegrenzungen in Stellnetzen an. Das würde den Fang kapitaler Hechte deutlich reduzieren, wenn auch nicht komplett verhindern (Kapitel 7).

### **Sind große Hechte schlechte Laicher?**

Zweifellos haben gerade die größten Hechte insbesondere für Angler:innen eine überragende Bedeutung an den Bodden (Kapitel 4). Das alleine rechtfertigt aus Managementsicht deren Schonung, wenn ein Kompromiss zwischen MSY und OSY angestrebt wird (Abbildung 6.2). Gelegentlich wird gegen die Schonung gerade der größten und ältesten Hechte eingewendet, dass diese Tiere reproduktiv gealtert sind und daher aus Beständen entnommen gehören. Grundsätzlich ist es richtig, dass jedes Lebewesen irgendwann im Leben Alterungserscheinungen zeigt. Im Unterschied zu Säugetieren wachsen Fische aber lebenslang und sind von externer Befruchtung mit hunderttausenden Eiern und einer insgesamt geringen Sterbewahrscheinlichkeit als großes, ausgewachsenes Tier gekennzeichnet. Diese Merkmale bevorzugen evolutionsbiologisch Tiere, die keine oder geringe Alterungserscheinungen zeigen, also bis ins hohe Alter reproduktiv aktiv sind (Details in Kapitel 3). In der Tat zeigen Studien aus Binnengewässern, dass sowohl die Eiqualität (Kotakorpi et al. 2013) als auch die Nachkommensproduktion (Monk et al. 2021) mit der Länge von Hechten ansteigen. Darüber hinaus nimmt die Fruchtbarkeit mit der Hechtlänge signifikant zu, was auch an den Bodden nachweisbar ist (Kapitel 3). Große Hechte sind also keineswegs schlechte, sondern im Gegenteil besonders gute Laichfische. Natürlich wird ein kurz vor dem Alterstod stehender Fisch diesem Anspruch nicht mehr gerecht (Kapitel 8). Diese Methusalem-Hechte sind allerdings höchst selten und daher für die Reproduktionskapazität des Gesamtbestands von untergeordneter Bedeutung. Jedoch bleiben sie



zeitlebens sozial von sehr großer Relevanz, was deren Schonung ebenfalls rechtfertigt.

### **Ist die Entnahme der kapitalen Hechte eine gute Bewirtschaftungspraxis?**

„Am großen (alten) Fisch erkennt man den schlechten Fischer“ (Schiemenz, zitiert nach Schäperclaus 1960). Mit dieser griffigen Aussage soll zum Ausdruck gebracht werden, dass die großen Hecht im Sinne der abschöpfbaren Biomasse weniger ertragreich sind als kleinere Fische. Daher werden traditionell aus der berufsfischereilichen Perspektive Bestände mit vielen großen Fischen als „unterfischt“ bzw. „schlecht befischt“ charakterisiert. Dies gilt allerdings nur für Fischarten und -bestände mit Reproduktionsüberschuss (Schäperclaus 1960) und auch nur dann, wenn das Hegeziel die Abschöpfung maximaler Fischbiomassen darstellt, ohne weitergehende Beachtung der ökologischen Rolle verschiedener Größen und Arten im Nahrungsnetz oder sozioökonomischer Erwägungen (z. B. Erwartungen von Angler:innen an die Präsenz bestimmter Fischlängen in Beständen, Ahrens et al. 2020). Diese Bedingungen treffen insbesondere auf teichwirtschaftliche Produktionsbedingungen zu, wo die Reproduktion durch gezielten Besatz vollständig in der Kontrolle des Bewirtschafters ist, Effekte der Zielart auf andere Glieder im Nahrungsnetz irrelevant sind und populationsdynamisch lediglich Wachstum und Sterblichkeit die zu maximierende Ertragsbildung bestimmen. Unter diesen Bedingungen ist tatsächlich die Bewirtschaftung mit mittelalten Fischen angezeigt, das gilt auch für Hechte (Ahrens et al. 2020).

All das trifft aber nur begrenzt oder gar nicht auf natürliche Bedingungen in Seen und Flüssen oder gar die Hechte an den Bodden zu. In der Natur ist es z. B. keinesfalls sicher, dass die Fischbestände in jedem Jahr einen Reproduktionsüberschuss realisieren, weil es hohe dichteunabhängige Sterblichkeiten im Ei- oder Jungfischstadium gibt (z. B. als Folge außergewöhnlicher Wetterbedingungen oder Salzeinstromereignissen). Der Schiemenz'sche Lehrsatz verliert überdies an Bedeutung, wenn Angler:innen eine Rolle spielen (wie an den Bodden der Fall) und

die Hegeziele eines Bestands (auch) auf die Maximierung des numerischen Ertrags (Zahl der Fische) und den Erhalt der Fangaussicht großer, kapitaler Tiere ausgelegt sind (Arlinghaus et al. 2010, Gwinn et al. 2015, Ahrens et al. 2020). Dagegen gewinnt der Schutz der großen, besonders fruchtbaren Tiere aus ökologischen und teilweise auch aus sozialen Gründen (hohe Bedeutung des Fangs großer Fische in der Angelfischerei) an Relevanz (Arlinghaus et al. 2010, Hixon et al. 2014, Gwinn et al. 2015, Ahrens et al. 2020). Entsprechend wurde durch Arlinghaus (2017) eine Modifikation des altersbasierten fischereilichen Lehrsatzes für die Angelfischerei vorgeschlagen: **„Unter natürlichen Bedingungen erkennt man am großen Fisch die gute angelfischereiliche Hege.“** Diese doch deutliche Abkehr von der traditionellen Lehrbuchmeinung verlangt einige Erläuterungen.

Große Fische investieren ihre Überschussenergie nicht mehr in Wachstum, sondern in die Produktion von Eiern (Barneche et al. 2018). Sie sind daher keinesfalls unproduktiv, wie manchmal behauptet wird (Mattern 2015), sie investieren nur anders in künftige Generationen. Für die Erneuerung der Bestände kann diese Eiinvestition durch die großen Fische sehr wichtig sein und als Puffer gegen Bestandschwankungen wirken (Shelton et al. 2012, Gwinn et al. 2015, Le Bris et al. 2015, Stig et al. 2017, Barneche et al. 2018, Ahrens et al. 2020, Marshall et al. 2021). Bei den meisten Fischen, so auch bei Hechten, gibt es, wie in Kapitel 3 gezeigt, einen linear positiven Zusammenhang zwischen der Körpermasse und der Eizahl (Walters & Martell 2004, Barneche et al. 2018). Dementsprechend überproportional steigt die Eizahl mit der Fischlänge an, weil die Körpermasse mit dem Exponenten von etwa 3 mit der Fischlänge ansteigt. Auch die Laichqualität großer Fische geht unter natürlichen Bedingungen nicht wie in der Aquakulturforschung unter Laborbedingungen häufig dokumentiert (z. B. Schäfer 2016) zurück, sondern bleibt bei vielen Arten im letzten Drittel ihres Lebens unverändert hoch oder steigt sogar mit der Länge bzw. dem Alter an. Dies gilt besonders für Arten, die lebenslang wachsen und bei denen eine äußerliche Befruchtung

vieler Tausend Eier erfolgt, z. B. Hechte (Arlinghaus et al. 2010, Hsieh et al. 2010, Frauenstein 2012, Kotakorpi et al. 2013). Große Fische haben also nicht nur überproportional mehr Eier, sondern produzieren auch in vielen Fällen höhere Laichqualitäten (Hixon et al. 2014). In einem unbefischten Bestand ist der Beitrag eines Einzelfisches für die Gesamtrekrutierung irrelevant. Wenn ein Bestand aber fischereilich ausgedünnt ist und die Laichfische knapp werden, steigt die Bedeutung eines einzelnen großen Laichfisches für die Bestandserneuerung (Gwinn et al. 2015, Christie et al. 2018, Shaw et al. 2018). Überdies gibt es eine Reihe weiterer positiver ökologischer Effekte der großen Fische in Beständen, z. B. ihre Bedeutung als Leittiere mit hoher Erfahrung bei schwarmbildenden Arten (Hixon et al. 2014) oder die Bedeutung großer Tiere bei der Partnerwahl.

Manchmal wird mit Verweis auf die Situation beim Menschen oder anderen Säugetieren eingewendet, dass große, vor allem sehr alte Fische keine guten Laichtiere mehr sein könnten und deswegen aus den Beständen entfernt gehörten. Diese Perspektive übersieht die Evolution und negiert Tierwohlaspekte durch den Fokus auf die Gesamteiproduktion des Gesamtbestands, wo ein Einzeltier keine Rolle spielt. Das biologische Ziel jedes Rogners und jedes Milchners ist es aber, in der Natur möglichst viele Fortpflanzungschancen zu haben, da in jedes einzelne Ei nur sehr wenig Energie investiert wird und die allermeisten Eier oder Larven vor dem Hereinwachsen in das Adultfischstadium absterben. In einem Gleichgewicht produziert ein Rogner genau zwei erwachsene Hechte, die überragende Zahl an Nachkommen geht also auch natürlicherweise ein. Da die Futter- und Wetterbedingungen jedes Jahr schwanken, ist es aus Sicht des individuellen Fortpflanzungserfolgs zur Weitergabe der eigenen Gene bei den meisten Arten sinnvoll, mehrfach im Leben zur Verlaichung zu kommen (Ausnahmen sind z. B. pazifische Lachsarten, die nach dem Laichen sterben). Dann ist es natürlich und zu erwarten, dass Fische im Unterschied zu Menschen und anderen Säugetieren ein ganzes Leben lang in die nachfolgende Generation

(und damit auch in die eigene Genweitergabe = Fitness) investieren. Es wäre kontraproduktiv, wenn mitten im Leben oder gar direkt nach dem erstmaligen Laichen die Eianzahl oder gar die Laichqualität abnehmen würde. Natürlich gibt es auch bei Fischen Alterungsprozesse (Benoit et al. 2018) und den Alterstod, aber das betrifft nur die sehr seltenen Methusalem-Fische, die wie oben erwähnt in befishten Beständen so gut wie nicht vorkommen. Gleichzeitig ist die Sterberate der größeren Fische deutlich geringer als die der kleineren (Lorenzen 2005). Deshalb dienen Laichfische, die eine bestimmte gegenüber Fraßdruck sichere Länge erreicht haben, unter natürlichen Bedingungen mehrere Jahre (im letzten Drittel ihres Lebens) als Garant für die Eiablage. Diese Fische scharf zu befishen, kann ökologische Konsequenzen haben, wie verschiedene Modelle und empirische Studien gezeigt haben (Arlinghaus et al. 2010, Shelton et al. 2012, Gwinn et al. 2015, Stig et al. 2017, Tiainen et al. 2018, Barneche et al. 2018, Shaw et al. 2018, Ahrens et al. 2020).

Neben der Eimenge ist auch die Eiqualität von Bedeutung für die Reproduktion (Shelton et al. 2012). Diverse aktuelle Studien belegen, dass vor allem Erstlaicher bei Fischen eine geringere Laichqualität aufweisen als die älteren Mehrfachlaicher (Hixon et al. 2014). Studien in Teichen zeigten etwa, dass die Larven-Überlebensrate bei großen Hechten und Zandern deutlich höher war als bei Erstlaichern (Venturelli et al. 2010, Arlinghaus et al. 2010, Frauenstein 2012). Studien, nach denen die Eiqualität großer Fische unter künstlichen Aufzuchtbedingungen und bei künstlichen Erbrütungsversuchen geringer ausfiel als die von mittelalten Laichfischen (z. B. Schäfer 2016), haben für die Situationen unter befishten natürlichen Bedingungen geringe bzw. gar keine Relevanz. In der Fischzucht erweisen sich mittelalte Fische in der Tat als die besten Laicher. Diese lassen sich in der Haltung langfristig gut ernähren und handhaben, was bei künstlicher Befruchtung günstig ist. Auch werden Tiere mit vielen kleinen Eiern in der Fischzucht bevorteilt (Heath et al. 2003), in der Natur ist dies hingegen völlig anders.

Alle verfügbaren Studien zur relativen Reproduktionsleistung unterschiedlich langer Tiere unter naturnäheren oder sogar natürlichen Bedingungen belegen folglich: Die Nachkommensproduktion großer Fische ist höher oder mindestens gleich hoch wie diejenige kleinerer Fische und große Fische haben eine höhere Reproduktionsleistung als Erstlaicher. Dies gilt sowohl für marine als auch für Süßwasserarten (z. B. Arlinghaus 2006b, Pagel 2009, Hsieh et al. 2010, Venturelli et al. 2010, Frauenstein 2012, Bravington et al. 2016, Stig et al. 2017, Christie et al. 2018). Diese erhöhte Nachkommensproduktion der größeren Laicher ergibt sich bereits aus der mit der Länge überproportional erhöhten Fruchtbarkeit (Eianzahl). Möglicherweise bestehende längenabhängige Vorteile in der Laichqualität (sog. maternale Effekte, Arlinghaus 2006b), mit Längenzunahme ansteigende relative Fruchtbarkeiten sowie weitere Längeneffekte (z. B. Kenntnis der Wanderrouten und Ablaiorte, sexuelle Partnerwahl) kommen als Mechanismen zusätzlich zum absoluten Fruchtbarkeitseffekt hinzu.

Welche konkrete Bedeutung die reinen längenabhängigen maternalen Effekte auf die Laichqualität für die Populationsdynamik und den Ertrag haben, ist in der Fachliteratur kontrovers diskutiert (z. B. Arlinghaus et al. 2010, Shelton et al. 2012, Caldich-Verdiell et al. 2014, Vindenes et al. 2016). Aktuelle Studien zeigen, dass längenabhängige maternale Effekte an sich keine Auswirkungen auf die Wahl der optimalen Fangbestimmungen haben und daher vergleichsweise irrelevant sind (Ahrens et al. 2020). Wichtig zu verstehen ist aber, dass der unstrittige längenabhängige Fruchtbarkeitseffekt bereits ausreicht, um die verstärkte Schonung der großen Tiere gerade bei hoher fischereilicher Intensität zu rechtfertigen (Arlinghaus et al. 2010, Ahrens et al. 2020). Anders ausgedrückt: Große Tiere fungieren als Eireservoir und das alleine kann die Reproduktionsleistung des Bestands gerade bei einem Laichfischmangel hochhalten. Ob große Tiere zusätzlich ggf. noch überlebensfähigere Eier und Larven produzieren ist von zweitrangiger oder – nach Ahrens et al. (2020) – von keiner weiteren Bedeutung.

Grundsätzlich kann daher festgestellt werden, dass die Laichqualitätsargumente für große Tiere (entgegen früheren Aussagen, Arlinghaus 2006b) nach neuestem Kenntnisstand eher eine untergeordnete Rolle spielen für die Ableitung einer Schutzempfehlung dieser Größenklassen. Als Argument für den verstärkten Schutz großer Tiere reichen der völlig unstrittige Fruchtbarkeitsvorteil (Barneche et al. 2018) und andere mit der Rognerlänge zusammenhängende Mechanismen (z. B. in Raum und Zeit stärker gestreute Gesamteimenge in Abhängigkeit von der Altersstruktur des Laichfischbestands, Beitrag als Leittiere, Reservoir kognitiver Fähigkeiten für das soziale Lernen in Fischgruppen usw.) aus. Diese Mechanismen erklären die (empirisch nachweisbare) erhöhte Reproduktionsleistung, die ein naturnäherer Laichtierbestands aufbringt (Arlinghaus et al. 2010, Shelton et al. 2012, Botsford et al. 2014, Gwinn et al. 2015). Hinzu kommen Belege, dass stark verjüngte Bestände aus bisher nicht vollends geklärten Gründen stärker zwischen den Jahren schwanken (Hsieh et al. 2010, Botsford et al. 2014, Ohlberger et al. 2014).

Bereits Schäperclaus (1960) räumte ein, dass der Indikatorwert des „großen Fisches“ als Anzeiger für schlecht befischte Bestände bei rekrutierungslimitierten Beständen nur eingeschränkt zutrifft – eine Einschätzung, die durch die neue Studienlage gestützt wird. Entsprechend sollte eine nachhaltige fischereiliche Bewirtschaftung dadurch gekennzeichnet sein, dass die Verjüngung von Beständen möglichst moderat erfolgt und ein möglichst naturnaher Altersklassenaufbau erhalten bleibt, was auch aus naturschutzfachlicher Sicht zu befürworten wäre. Dieser naturnahe Altersklassenaufbau ist u. a. durch die Präsenz großer Tiere als Laichfische charakterisiert.

### **Modellierung der Wirksamkeit von Mindestmaßen und Entnahmefenstern an den Bodden**

Narrative Argumente können schnell als „Just-so“-Storys abgetan werden. Schauen wir uns daher auch noch einmal Modellergebnisse an zur relativen Wirksamkeit von Mindestmaßen vs. Entnahmefenstern. Mit dem an die Biologie des Boddenhechts

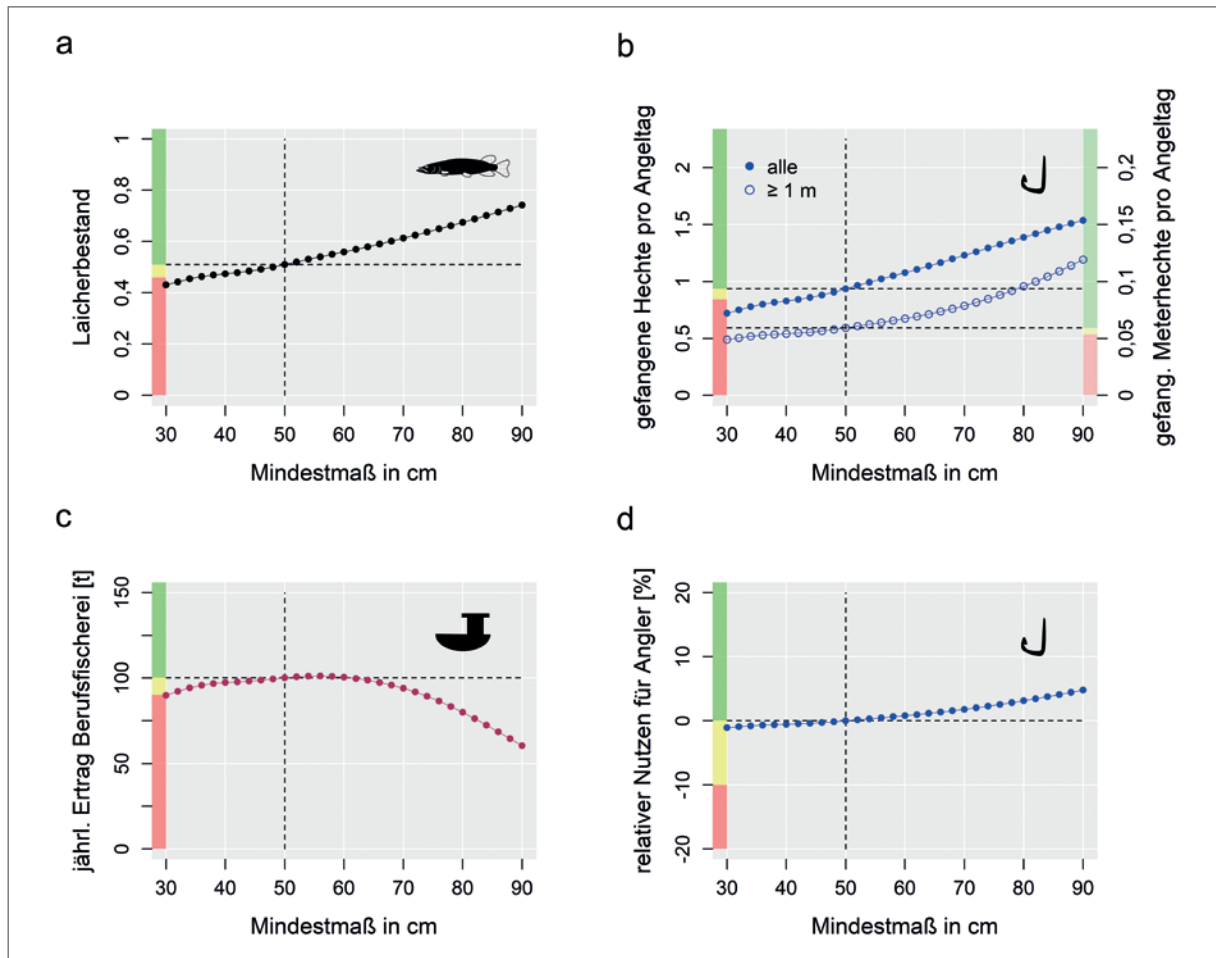


Abbildung 6.19: Modellvorhersagen zum Effekt einer Mindestmaßänderung auf verschiedene Bewirtschaftungsziele: a) Erhalt des Laichhechtbestands, b) Hechtfangrate von Angler:innen, c) Ertrag in der Berufsfischerei und d) relativer Nutzen für die Angler:innen (Box 6.1). Letzteres ist ein integriertes Maß der Angelqualität, welches sich aus verschiedenen Größen der Angelqualität zusammensetzt (Fangrate, Fangrate Meterhechte, Kosten pro Angeltrip, Präferenz für Schonmaße und Bag Limit). Die gestrichelten Linien geben den vom Modell nachempfundenen gegenwärtigen Zustand wieder und können als Referenzzustand angesehen werden. Die linksseitig dargestellten Farbbalken symbolisieren eine Art Ampelsystem, das anzeigt, ob das jeweilige Bewirtschaftungsziel durch eine Änderung des Mindestmaßes gefördert (Punkt liegt auf Höhe grüner Balken), knapp verfehlt (gelber Balken, bei Rückgang bis 10 % im Vergleich zum Referenzzustand) oder verfehlt (roter Balken, Rückgang > 10 %) werden würde.

angepassten Simulationsmodell (Box 6.1) wurde die relative Wirksamkeit von Mindestmaßen und Entnahmefenstern modelliert und für unterschiedliche Bewirtschaftungsziele (Erhalt des Laichfischbestands, Ertrag in der Berufsfischerei, Hechtfänge pro Angeltag als isoliertes Maß der Angelqualität und relativer Nutzen für Angler:innen als integrier-

tes Maß der Angelqualität) bewertet. Die Ergebnisse zeigten, dass die Anhebung des Mindestmaßes von aktuell 50 auf 60 cm positive Wirkungen auf den Laichfischbestand und die Angelqualität haben würde, ohne den Ertrag in der Berufsfischerei nennenswert zu verändern. Dem lag die Annahme einer fischereilichen Sterblichkeit (F) von 0,2 pro Jahr zu-

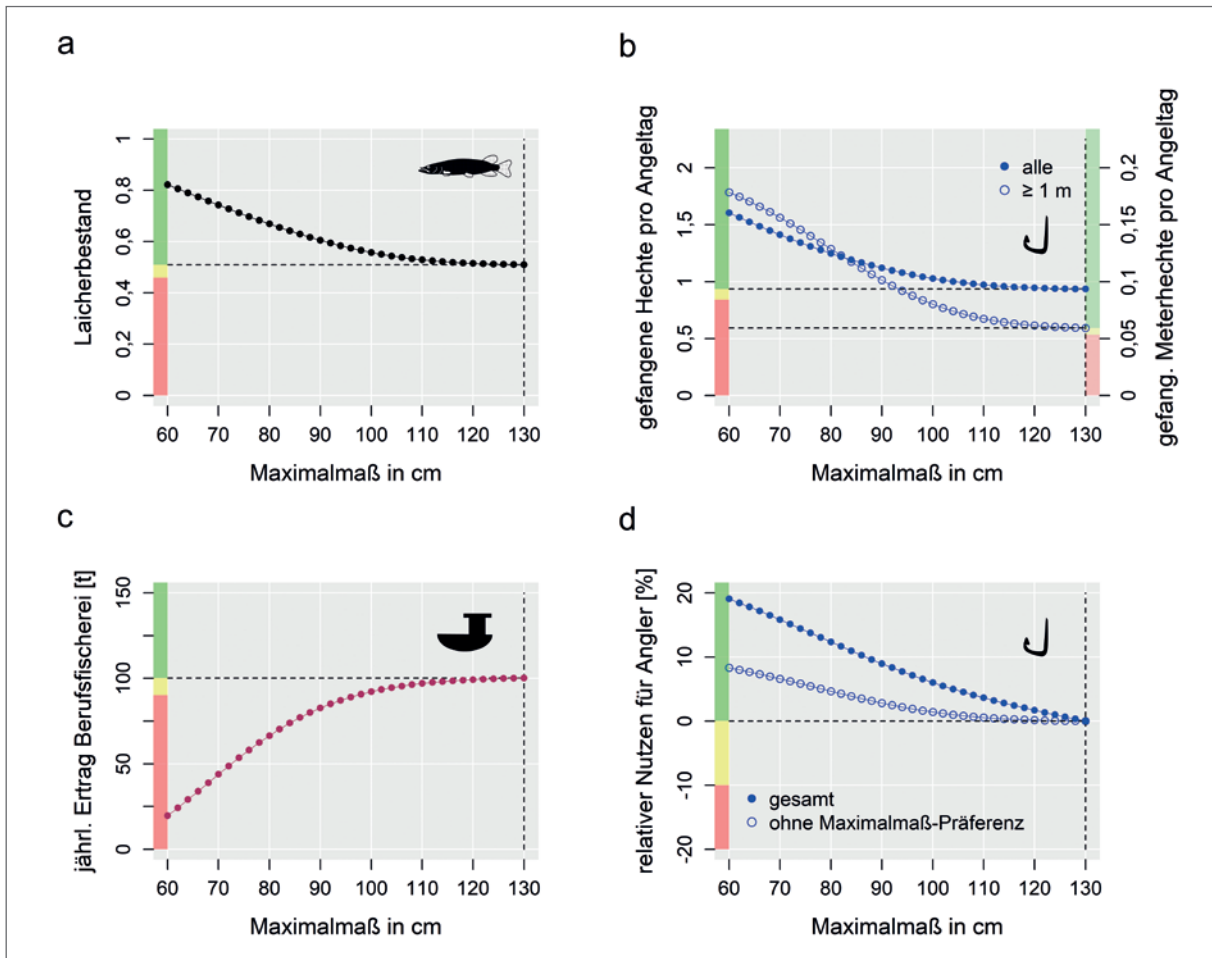


Abbildung 6.20: Modellvorhersagen zum Effekt der Einführung eines Maximalmaßes zusätzlich zum gegenwärtigen Mindestmaß von 50 cm (= Entnahmefenster) auf verschiedene Bewirtschaftungsziele. Weitere Erläuterungen, s. Abbildung 6.19. Das Maximalmaß/Entnahmefenster war Teil des Umfrageexperiments unter Angler:innen (empirische Abfrage zu Präferenzen im Hinblick auf Fang und Maßnahmen, Koemle et al. 2022), auf dessen Basis der relative Nutzen von Merkmalen des Angelerlebnisses für Angler:innen berechnet wurde (Kapitel 4). Dieses Experiment zeigte, dass Angler:innen ein Maximalmaß zusätzlich zum Mindestmaß stark präferieren und schon allein durch die Einführung dieses Maximalmaßes einen Nutzen erfahren (auch ohne dass es die Fangrate zwangsläufig steigert). In der Unterabbildung d sind zwei Linien dargestellt: 1) der relative Nutzen insgesamt für Angler:innen und 2) der relative Nutzen ohne den Anteil, der aus der reinen Maximalmaß-Präferenz als Maßnahme resultiert. Letzteres dient der besseren Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen eines geänderten Mindestmaßes aus Abbildung 6.19, welches nicht Teil der Abfrage im Auswahlexperiment war und daher als Maßnahme an sich im Modell keinen Eigennutzen generieren konnte.

grunde (wie aktuell der Fall), das heißt, rund 20 % der entnehmbaren Hechte sterben derzeit jährlich durch die Angel- und Berufsfischerei. Allerdings waren die prognostizierten positiven Effekte bei einer Anhebung von 50 auf 60 cm eher gering. Erhöht man das

Mindestmaß weiter, werden negative Wirkungen auf den Berufsfischereiertrag sichtbar (Abbildung 6.19).

Stärkere positive Wirkungen auf den Laichbestand und die Angelqualität versprechen die Einführung von Entnahmefenstern (z. B. 50 bis 90 cm

oder 60–90 cm, Abbildung 6.20). Je geringer die Obergrenze, desto besser die Effekte für die Angelqualität, aber desto stärker auch die Einbußen bei den Erträgen der Berufsfischerei (Abbildung 6.20). Ein möglicher Kompromiss könnte die Einführung eines Fensters von 60 bis 90 cm sein – eine Maßnahme, die Umfragen zufolge gerade die Angler:innen an den Bodden stark begrüßen würden (Kapitel 4) und auch von den Interessenvertretenden empfohlen wurde (Kapitel 7).

### Wie können große Hechte in der Berufsfischerei geschützt werden?

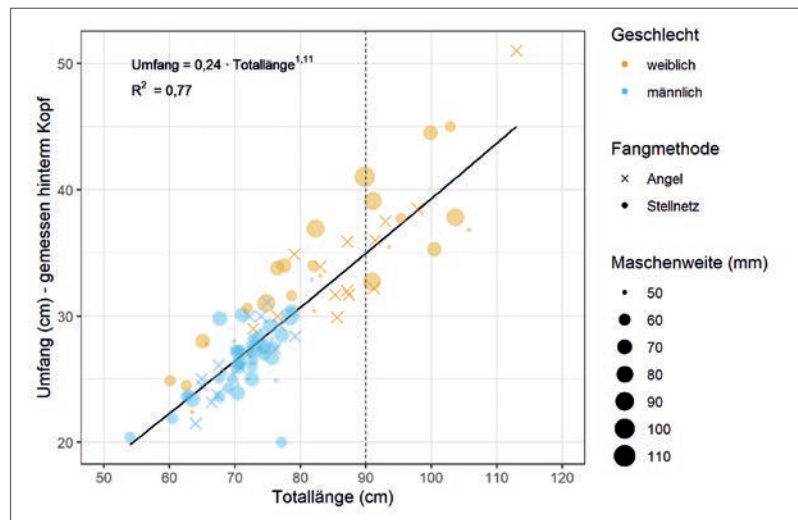
Gegen den Einsatz von Entnahmefenstern wird gelegentlich eingewendet, dass man Beifänge geschützter Größen in der Berufsfischerei nur schlecht zurücksetzen könnte. Dies hängt jedoch vom Fanggerät und der Jahreszeit ab. Beifänge können z. B. aus Reusen oder in der kalten Jahreszeit in Stellnetzen lebend zurückgesetzt werden (Pierce 2012). Gleiches gilt für Langleinen, sofern der Köderfisch nicht tief geschluckt wurde. Es gibt jedoch auch Fälle, in denen das Überleben von Beifängen ungewiss ist. Insbesondere im Sommer oder wenn der Sauerstoffgehalt im Wasser niedrig ist, verenden Hechte regelmäßig bereits im Fanggerät oder können sich

nach dem Fang nicht mehr erholen. Dies ist gerade bei Stellnetzen der Fall. Es gilt daher, nach Möglichkeiten zu forschen, den Beifang der zu schützenden großen Hechte zu vermeiden oder zu reduzieren, so dass ein Zurücksetzen nicht mehr notwendig wird.

Stellnetze fangen in erster Linie solche Fische, die zwar mit dem Kopf in die Masche passen, dann aber mit dem Körperumfang oder mit den Kiemendeckeln stecken bleiben. Die Selektion bestimmter Fischlängen in Stellnetzen basiert daher hauptsächlich auf einer Beziehung zwischen dem Körperumfang von Fischen und der Maschenweite (Details in Hamley 1975). Für die Boddenhechte wurden Beziehungen zwischen der Länge und den Körperumfängen gemessen (Abbildung 6.21).

Hamley (1975) hat eine generelle Formel zur Berechnung der optimalen Maschenweite basieren auf dem Körperumfang eines Fisches aufgestellt (optimale Maschenweite = Fischumfang / 1,25). Außerdem haben Pierce et al. (1994) konkret für Hechte empirisch die Beziehung zwischen Hechtlänge (die mit dem Umfang korreliert) und Fängigkeit in unterschiedlichen Maschenweiten untersucht. Die Analysen mit den Selektivitätsformeln von Hamley (1975) und Pierce et al. (1994) zeigen, dass die optimale Maschenweite zum Fang von 90 cm langen Hech-

Abbildung 6.21: Beziehung zwischen Totallänge und Körperumfang der Hechte. Jeder Punkt stellt einen vermessenen Hecht dar, wobei die Farbe des Punkts das Geschlecht angibt und die Größe und die Art des Symbols auf die Art des Fanggeräts hinweisen. Die schwarze durchgezogene Linie stellt die über eine Regression ermittelte empirische Beziehung zwischen Länge und Umfang dar, deren Gleichung oben links angegeben ist.



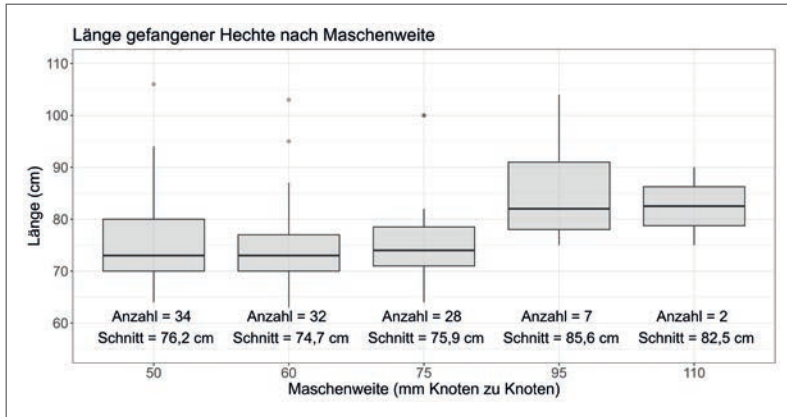


Abbildung 6.22: Längenverteilung der mit den verschiedenen Stellnetz-Maschenweiten gefangenen Hechte. Große Maschenweiten (95 und 110 mm) selektieren auf große Hechte. Große Hechte können aber auch durchaus mit kleinen Maschenweiten gefangen werden. Die geprüften Maschenweiten fingen im Test keine Hechte unter 60 cm.

ten 63–70 mm (Knoten zu Knoten) betragen würde. Daher könnten obere Maschenweiten von 60 oder 65 mm den Fang von Hechten über 90 cm substanzial reduzieren. Die aktuelle Mindestmaschenweite von 50 mm für Hechtnetze selektiert bereits für Hechtlängen > 60 cm (Kapitel 5).

Befischungen mit unterschiedlichen Maschenweiten an den Bodden zeigten in der Tat, dass größere Maschen den Fang kleiner Hechte reduzierten, aber auch in vergleichsweise kleinen Maschenweiten – auch – sehr große Hechte gefangen werden (Abbildung 6.22). Das liegt daran, dass Fische sich durchaus größenunabhängig im Netz verfangen können, etwa mit Teilen des Mauls oder durch Einwickeln. Die Kombination von Mindest- und maximaler Maschenweite kann daher den Anteil des Fanges sehr großer Hechte über 90 cm oder 100 cm reduzieren, aber nicht gänzlich vermeiden. Es ist daher an den Bodden in der Tat schwierig, für die Berufsfischerei ein Entnahmefenster einzurichten, es sei denn, man erlaubt letale Beifänge geschonter Großfische. Hingegen kann die Einführung einer oberen Maschenweite die Fangwahrscheinlichkeit sehr großer Fische ein Stück weit reduzieren. Außerdem haben Fischer:innen durchaus die Möglichkeit, mit der Art und Weise des Stellens von Stellnetzen auch mit kleinen Maschenweiten den Fang sehr großer Hechte über Einwickeln zu vermeiden bzw. zu befördern. Längenbasierte Maßnahmen, die den Fang sehr großer Hechte komplett verhindern, sind in der Stellnetzerei jedoch nicht realisierbar. Mindestmaschenweiten schützen dagegen untermaßige Fische effektiv (Abbildung 6.22).

### Auswirkungen des Zurücksetzens beim Angeln

Die oben angestellten Überlegungen zu den Schonmaßen sind nur dann sinnvoll, wenn die Sterblichkeit der zwangsläufig zurückzusetzenden untermaßigen oder anderweitig geschonten Hechte auch beim Angeln gering ist. Angaben zur Überlebenswahrscheinlichkeit nach dem Zurücksetzen aus beruflichen Fanggeräten finden sich nur zu Reusenfängen (Colotelo et al. 2013). Diese Daten zeigen, dass die Sterblichkeit in der Reuse stark mit der Aufenthaltszeit in den Reusen und der Temperatur ansteigt und bei hohen Standzeiten und warmem Wasser von 17°C bei > 50 % liegen kann. Bei 14°C und sechs Tagen Standzeit betrug die Sterblichkeit nur 14 %, was zeigt, wie sensibel der Hecht schon auf einen geringen Temperaturanstieg reagiert. Die Sterblichkeitswerte von Beifang beim Angeln sind deutlich geringer. Wenn ein Hecht nach dem Angeln zurückgesetzt wird, kann dies sowohl letale als auch subletale Effekte hervorrufen (Arlinghaus et al. 2007). Die Sterblichkeit von Hechten nach dem Zurücksetzen beträgt in der Regel weniger als 5 % (Hühn & Arlinghaus 2011) und kann bei schonendem Handling komplett vermieden werden (Arlinghaus et al. 2009a). In Extremfällen, z. B. bei der Wahl falscher Haken (Schwedenhaken), kann die Haksterblichkeit bis zu 33 % betragen (DuBois et al. 1994). In diesem Zusammenhang erhöhen steigende Wassertemperaturen und die Verwendung von Naturködern gegenüber Kunstködern die Sterblichkeit, insbesondere wenn die Naturköder tief verschluckt werden und die Hechte stark bluten (Arlinghaus et al. 2008, Hühn & Arlinghaus 2011). Kleine Köder werden von Hechten häufig tiefer aufgenommen als größere

Köder, was vermehrt zu Blutungen im Bereich der Kiemen führt und die Sterblichkeit erhöht (DuBois et al. 1994, Arlinghaus et al. 2008, Stålhammar et al. 2014). Unabhängig davon überleben die meisten Hechte, auch die schwach blutenden, den Zurücksetzvorgang unbeschadet, wenn sie schonend behandelt werden und die Luftaufenthaltszeit und Wassertemperatur gering sind (Arlinghaus et al. 2008, 2009a).

Neben den letalen Effekten können durch den Zurücksetzvorgang auch subletale Stressreaktionen hervorgerufen werden, die eventuell Auswirkungen auf die Fitness haben. Beginnend beim hormonellen System der Tiere umfassen die subletalen Effekte biochemische und metabolische Vorgänge bis hin zu Veränderungen im Verhalten, im Wachstum und der Reproduktion (Schwalme & Mackay 1985a, b, Arlinghaus et al. 2009a, Klefoth et al. 2011). Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass sowohl der Drillvorgang als auch die anschließende Luftexposition zum Hakenlösen Stressreaktionen beim Hecht auslösen (Schwalme & Mackay 1985a, b). Insbesondere bei tief gehakten Hechten und unerfahrenen Angler:innen kann sich die Zeit zum Hakenlösen verlängern (DuBois et al. 1994), was die Fische stark unter Stress setzt. Allerdings wurde anhand von Blutparametern wie Laktat und Glukose als Indikator für den Grad der Stressung festgestellt, dass Hechte bereits nach 60 Sekunden Drillzeit vollständig physiologisch erschöpft sind und zusätzliche Luftexposition diesen Effekt nicht weiter steigert (Arlinghaus et al. 2009a). Die physiologische Stressantwort der Hechte wird also hauptsächlich durch den Drill und weniger durch die anschließende Luftexposition verursacht. Nachdem der Fisch zurückgesetzt wurde, kehren die Energiereserven der Fische, gemessen an Muskel-Laktat und Muskel-ATP, bereits nach wenigen Stunden auf den Ausgangswert eines erholten Fisches zurück. Auch hier hat die vorherige Luftexposition zum Hakenlösen einen untergeordneten Einfluss auf die insgesamt rasche physiologische Erholung der Hechte (Arlinghaus et al. 2009a). Grundsätzlich sollten Hechte aber wenn möglich unter Wasser abgehakt werden. Beim Handling ist



Abbildung 6.23: Mit dem Kiemengriff lassen sich auch tief gehakte Hechte rasch und schonend lösen.

© ROBERT ARLINGHAUS

auf möglichst geringe Verletzungen und eine rasche Hakenlösung mit entsprechendem Gerät zu achten. Wird der Kiemengriff zum Hakenlösen angewendet, kann auf die Nutzung einer Rachensperre verzichtet und der untermaßige Fisch binnen Sekunden wieder zurückgesetzt werden (Abbildung 6.23).

Nach dem Zurücksetzen kann das Verhalten der Tiere durch hohe Luftexpositionszeiten beeinträchtigt sein, obwohl die Tiere physiologisch gesehen wieder erholt scheinen. Während eine Luftexposition von ein bis drei Minuten keinen Effekt auf das anschließende Verhalten im Vergleich zu unverzüglich zurückgesetzten Artgenossen hatte, reduzierte eine längere Luftexposition die Schwimmaktivität der Hechte innerhalb der ersten Stunde nach dem Zurücksetzen (Arlinghaus et al. 2009a). Dies ist ein Indikator für einen Fisch, der sich vom Fangvorgang erholen musste. Im Vergleich mit dem individuellen Verhalten vor dem Fang war in anderen Studien die Aktivität der Hechte bis zu zwei Tage nach dem Fang signifikant reduziert (Klefoth et al. 2008, 2011, Baktoft et al. 2013); hohe Temperaturen beim Fang verstärkten diesen Effekt (Baktoft et al. 2013). Am ersten Tag nach dem Zurücksetzen kann sich auch die Nahrungsaufnahme verringern (Stålhammar et al. 2012), was in der Summe zu Wachstumseinbußen geangelter und zurückgesetzter Hechte führen kann, aber wahrscheinlich nur in extremen Lebensräumen mit Nahrungsknappheit (Klefoth et al. 2011). Ein Einfluss des Fangens und Zurücksetzens



auf die Laichqualität ist nach schwedischen Studien auszuschließen (Flink et al. 2021).

Insgesamt gesehen sind Hechte vergleichsweise robust in Bezug auf Stressoren im Zusammenhang mit dem Fang und dem Zurücksetzen. Anders ist das bei sehr warmer Temperatur deutlich über 20°C, wo die Hechte nach praktischen Erfahrungen häufig direkt nach dem Drill unvermittelt sterben. Um die ohnehin geringe Sterblichkeit von geschonten Hechten nach dem Zurücksetzen weiter zu reduzieren, sollten Angler:innen die Drillzeit minimieren, geschonte Fische möglichst rasch vom Haken lösen und zurücksetzen und einen Fang geschonter Fische besonders bei hohen Temperaturen vermeiden. Durch die Wahl größerer Köder > 15 cm Länge kann der Fang untermaßiger Fische reduziert und gleichzeitig das tiefe Verschlucken der Haken minimiert werden (Arlinghaus et al. 2008). Auch die Wahl von großen Naturködern oder Wobblern verringert das tiefe Haken von Hechten gegenüber kleinen Plastikködern und kleinen Köderfischen und reduziert damit das Verletzungsrisiko (Arlinghaus et al. 2008). Im Falle eines tief geschluckten Köders sollten Folgeverletzungen durch das Hakenlösen in Kombination mit allzu langer Luftexposition durch möglichst kurzes Abschneiden des Vorfachs vor dem Köder verhindert werden. Selbst wenn der Köder dabei im Fisch verbleibt, ist mit einem normalisierten Verhalten dieser Fische binnen eines Tages zu rechnen (Arlinghaus et al. 2008, 2009a). In den meisten Fällen können sich die Hechte eigenständig vom Kunstköder befreien, wobei die Verwendung widerhakenloser Schonhaken diesen Vorgang beschleunigt (Pullen et al. 2017). Um ungewollte Schnurbrüche zu verhindern, sind beim Hechtangeln unbedingt Metallvorfächer oder andere sehr bissfeste Schnüre zu empfehlen (Arlinghaus et al. 2008, 2009a).

Über die Haksterblichkeit hinaus, sind Fangbestimmungen nur dann sinnvoll, wenn Angler:innen auch die Regeln einhalten (Johnston et al. 2015). Eine gewisse Regeltreue hinsichtlich der lokalen Bestimmungen ist nötig, damit sich über soziale Normen flächendeckend die Einhaltung der Fangbestimmungen

innerhalb der Angler:innen etabliert. Aus Kanada ist bekannt, dass eine Kontrollrate von 3 % der Angler:innen ausreichend ist, damit sich unter den meisten Angler:innen regelgerechte Verhaltensweisen durchsetzen (Walker et al. 2007). Natürlich ist ein Augenmerk auf die professionelle Kommunikation beabsichtigter Regeländerungen zu legen (Carlson 2016).

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Das aktuelle Mindestmaß beim Boddenhecht von 50 cm ermöglicht nicht das einmalige Ablachen aller Hechte. Eine Anhebung des Mindestmaßes auf mindestens 60 cm ist daher empfehlenswert. Zur Steigerung der Angelqualität und Anhebung des Laichbestands ist überdies die Einführung eines Entnahmefensters von 60 bis 90 cm empfehlenswert. Für Stellnetzfisher bietet sich die Einführung einer maximalen Maschenweite von 60 mm (Knoten zu Knoten) zusätzlich zur Mindestmaschenweite von 50 mm an, um den Großhechten, die sozial bei Angler:innen besonders begehrt sind, einen verstärkten Schutz zu bieten. Diese Maßnahmen reduzieren aber sehr wahrscheinlich den Berufsfischereiertrag zugunsten des Hechtbestandschutzes und der Angelqualität. Welche Maßnahmen die Interessengruppen bevorzugen und ob diese den wissenschaftlichen Empfehlungen entsprechen, erläutert Kapitel 7.

## 6.5 Regulierung der Entnahme über Quoten und Tagesentnahmebeschränkungen

Robert Arlinghaus & Elias Ehrlich

Schonmaße beschränken die Fischereientnahme nur indirekt, da die Gesamtentnahme von Fisch nach oben offenbleibt und der Fangaufwand nur nach ökonomischen Gesichtspunkten reguliert wird. Eine mögliche direkte Beschränkung der Fischereierblichkeit ist die über Jahresquoten, die pro Betrieb bzw. Angler:in ausgegeben werden. Quotensysteme sind insbesondere bei den industriell gefisch-

ten Arten weitverbreitet, wie z. B. bei Dorsch oder Hering an der Ostsee. Für die Süßwasserfische in den Bodden sind bisher keine Jahresquotensysteme eingesetzt worden. Quoten für Hechte sind unter Boddenfischer:innen unbeliebt, würden aber von Angler:innen unterstützt werden (Kapitel 4).

Wesentliche Probleme von Quotensystemen sind die politisch schwierigen Aushandlungen der Quotenverteilung (Döring 2023). Häufig wird die Quote nach historischen Fängen vergeben, was aber die Fischer:innen benachteiligt, die aktuell wenig oder nicht auf Hecht fischen. Um Marktanreize zu setzen, können Quoten handelbar sein, was an den Bodden aktuell nur über den Aufkauf von Booten mit zugeleiteter Quote (z. B. Dorsch) möglich ist. Theoretisch könnten individuell handelbare Quotensysteme installiert werden, die dazu führen würden, dass Hechtquoten von den weniger effektiven auf die ökonomisch effektiveren Fischereibetriebe übertragen werden. Das könnte langfristig zu Konzentrationseffekten zugunsten der effizientesten und ökonomisch erfolgreichsten Fischereibetriebe führen. Ungeklärt ist auch die Frage, auf welchem Wege Quotenhöhen adaptiv Jahr für Jahr bestimmt und über die Zeit flexibel gestaltet werden können, denn das würde regelmäßige bestandskundliche Analysen erfordern, um Gesamtquotenhöhen an veränderte Hintergrundproduktivitäten (z. B. durch Klimawandel oder abnehmende Nährstoffgehalte) anzupassen. Aktuell scheinen die Bodden nur noch einen jährlichen Gesamtertrag von maximal 80 t Hecht abzuwerfen, wobei in den Zeiten vor der Wende 200 t keine Seltenheit waren. Dementsprechend müssten heute die Quoten halb so hoch ausfallen wie früher. Es ist davon auszugehen, dass kleinere Anpassungen regelmäßig nötig sind, wofür mit einem erheblichen Kostenaufwand kontinuierlich der Bestand erhoben werden und Aushandlungsprozesse erfolgen müssten. Alternativ könnten Berufsfischer:innen durch Ausgleichszahlungen z. B. von Angeltourist:innen für freiwillige Einschränkungen kompensiert werden. Aber auch dieses Procedere verlangt intensives Nachdenken über eine juristische Machbarkeit (Kapitel 7).

Auf den ersten Blick ist die Umlage von Quoten auf die zahlreichen Anglerinnen und Angler nicht möglich. Bei genauerer Betrachtung könnten Quoten auch auf die Angelfischerei umgelegt und über sogenannte Entnahmemarkensysteme umgesetzt werden (Abbott 2015). Bei einem solchen System würden sich einzelne Angler:innen über den Erwerb von Entnahmemarken das Recht erkaufen, eine bestimmte Anzahl von Hechten pro Jahr zu entnehmen. Die Gesamtzahl ausgegebener Entnahmemarken müsste sich an der biologischen Produktivität und an den Quoten für die Berufs- und Angelfischerei orientieren. Möglich wäre auch die Implementierung einer maximalen jährlichen Hechtentnahmeanzahl pro Angler:in. Die Problematik der Kontrollierbarkeit und der Aushandlung der jährlichen Höhen bliebe bestehen. Aktuelle Entwicklungen auf Ebene der EU deuten darauf hin, dass perspektivisch auch Angler:innen Fänge und Entnahmen über Smartphone-Applikationen verpflichtend melden müssen, und zwar für alle marinen Fischbestände. Im Zuge solcher Verfahren ließen sich auch Entnahmemarkensysteme und andere maximale Entnahmhöhen für einzelne Angler:innen technisch umsetzen.

In den USA, Kanada und in Australien (Jackson et al. 2016, Abbott 2015) werden Entnahmemarkensysteme beim Angeln schon mit Erfolg in Binnen- und Meeresökosystemen eingesetzt. Auch für den Blauflossenthun im Mittelmeer erhalten Berufs- und Angelfischer:innen Entnahmekoten „pro Kopf“. Entnahmemarken ließen sich auch nach Fischgrößen im Preis staffeln, was Anreize setzt, bestimmte Größen zu behalten und andere zurückzusetzen. Es ist nicht bekannt, dass solche Verfahren in Deutschland bereits etabliert worden sind und es ist davon auszugehen, dass sie initial auf große Ablehnung stoßen würden. Überdies werden größere Aufwände beim Management des Markenverkaufs nötig. Der Vollständigkeit halber sei aber auf das hervorragende Potenzial eines Entnahmemarkensystems zur Kontrolle der Gesamtentnahme von Angler:innen hingewiesen. Darüber hinaus gibt es den Einwand einer möglicherweise ungerechten Verteilung von

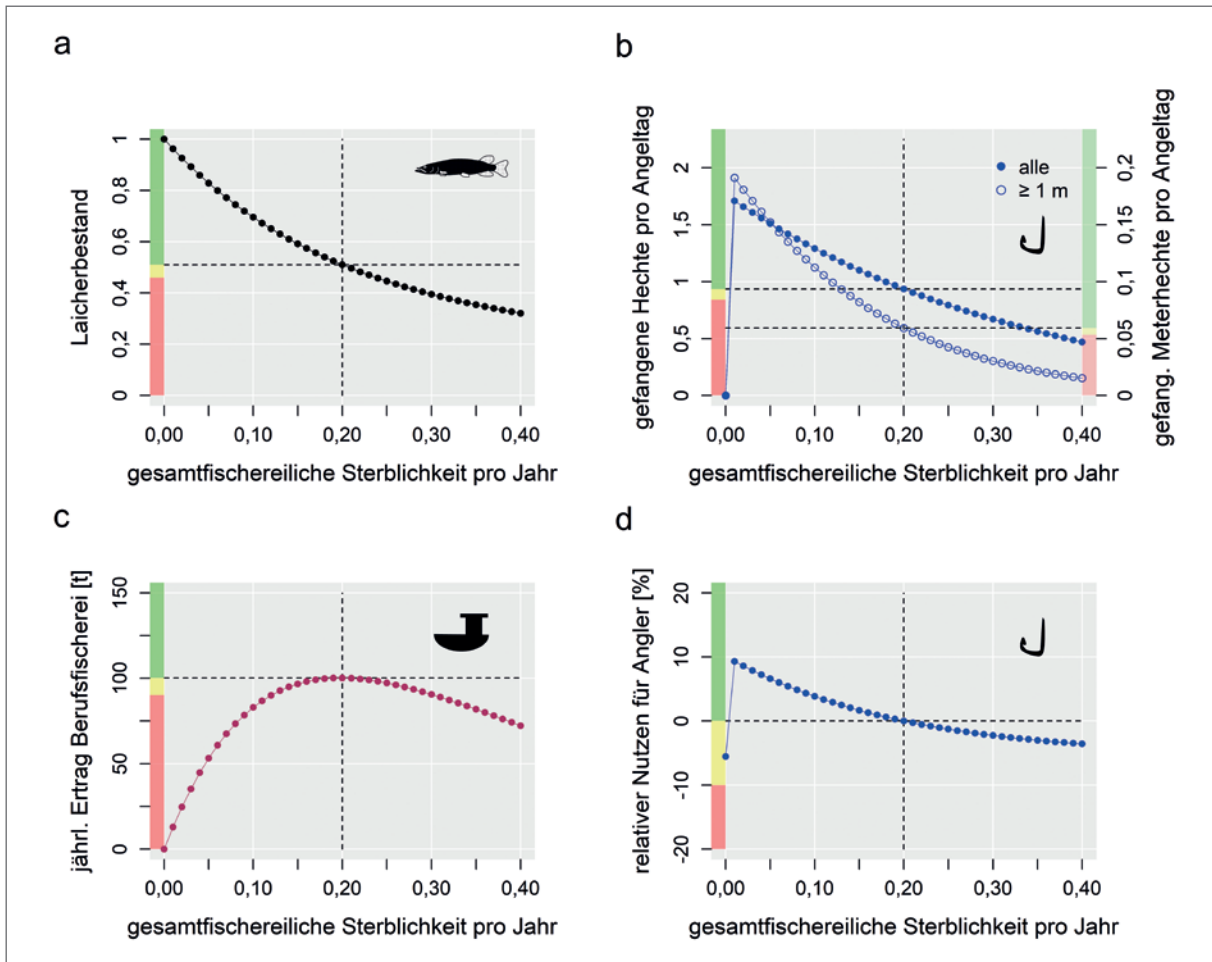


Abbildung 6.24: Modellvorhersagen zum Effekt einer Änderung der gesamtfischereilichen Sterblichkeit auf verschiedene Bewirtschaftungsziele: a) Erhalt des Laichhechtbestands, b) Hechtfangrate von Angler:innen, c) Ertrag in der Berufsfischerei und d) relativer Nutzen für die Angler:innen. Letzteres ist ein integriertes Maß der Angelqualität, welches sich aus verschiedenen Größen der Angelqualität zusammensetzt (Fangrate, Fangrate Meterhechte, Kosten pro Angeltrip, Präferenz für Schonmaße und Bag Limit, Box 6.1). Die gestrichelten Linien geben den vom Modell nachempfundenen gegenwärtigen Zustand wieder und können als Referenzzustand angesehen werden.

Fangrechten, weil sich vielleicht nur die finanziell bessergestellten Angler:innen Marken leisten könnten. Allerdings könnten Entnahmemarken zu Beginn pauschal pro Kopf und Küstenangelkartenlizenz ausgegeben werden und müssten auch nicht teuer sein. Angler:innen, die im Besitz von Entnahmemarken sind, könnten ihre Entnahmerechte auch an andere Angler:innen weiterveräußern, ähnlich der in der marinen Berufsfischerei sehr erfolgreich eingesetzten transferierbaren individuellen Quoten. Es

entstünde ein interner Markt an den Bodden, z. B. für das Entnahmerecht von Hechten sowie von großen Ausnahmefischen. Denkbar ist auch, dass sich Angler:innen oder organisierte Angelgruppen Quoten von Fischer:innen kaufen. Wahrscheinlich würden sich diejenigen Angler:innen die Entnahmerechte der großen Laichfische sichern, die entweder einen besonders hohen Nutzen aus der Entnahme ziehen oder daraus, den Fisch über das Zurücksetzen im Bestand zu erhalten. Das Resultat wäre eine faire und

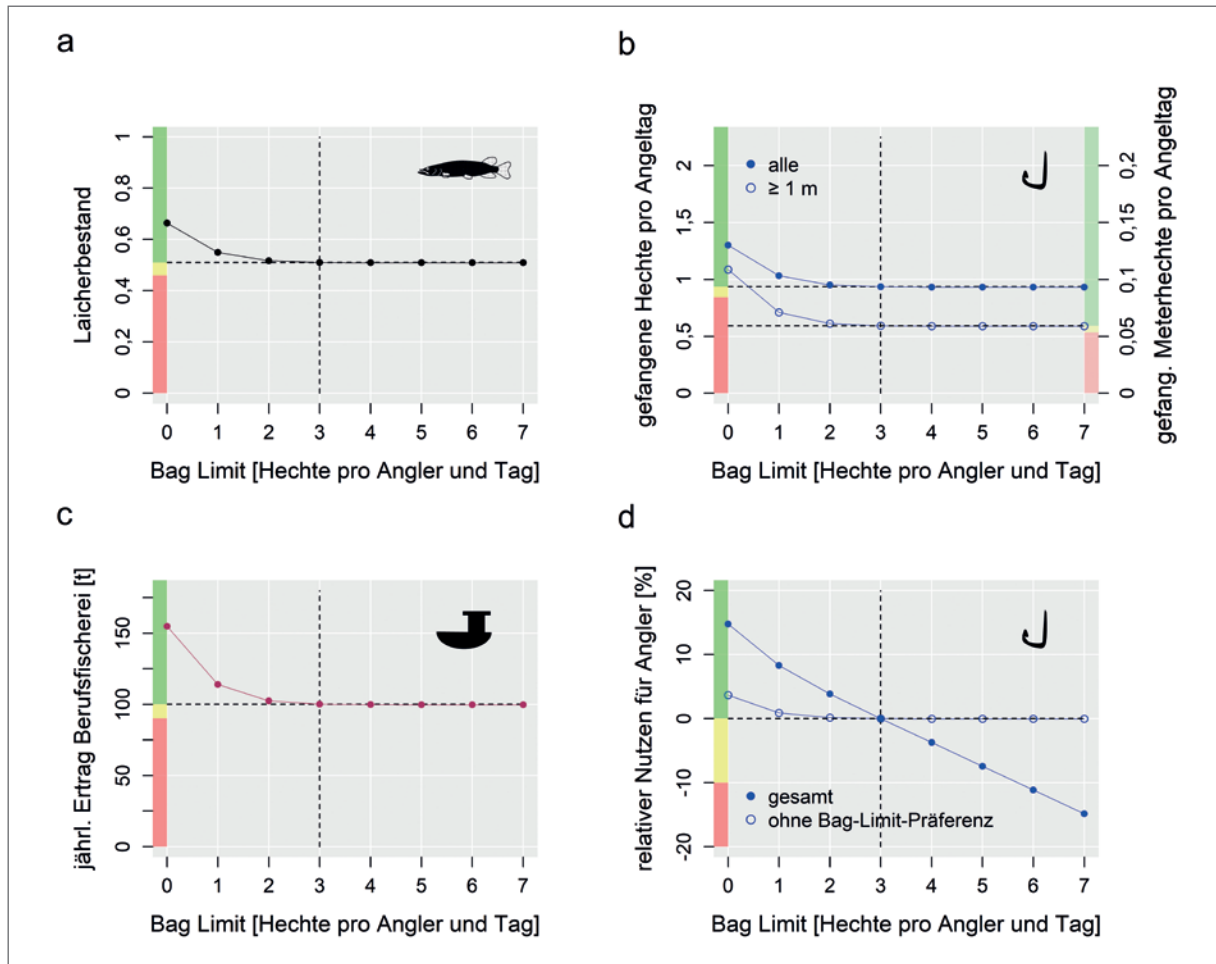


Abbildung 6.25: Modellvorhersagen zum Effekt eines veränderten Bag Limits auf verschiedene Zielindikatoren (Box 6.1). Das Bag Limit war Teil des Auswahl-experiments unter Angler:innen (empirische Abfrage zu Präferenzen im Hinblick auf Fang und Maßnahmen, Koemle et al. 2022), auf dessen Basis der relative Nutzen für Angler:innen berechnet wurde (d). Dieses Experiment zeigte, dass Angler:innen ein strengeres Bag Limit präferieren und schon allein durch die Maßnahme an sich einen Nutzen erfahren (also bereits ohne dass es die Fangrate zwangsläufig steigert). In der Unterabbildung d sind zwei Linien dargestellt: 1) der relative Nutzen insgesamt für Angler:innen und 2) der relative Nutzen ohne den Anteil, der aus der reinen Präferenz für ein reduziertes Bag Limit resultiert.

effiziente Zuordnung von Kosten und Nutzen und eine insgesamt reduzierte Sterblichkeit der großen Fische, ohne die Entnahme komplett zu verbieten. Aus den gesammelten Erlösen könnten Projekte an den Bodden oder Kompensationen von Fischer:innen für reduzierte Quoten finanziert werden.

Entnahmemarken gerade für große Ausnahmefische lassen sich auch mit jeder Form von Mindestmaß oder Entnahmefenster koppeln. Beispielsweise

könnte eine Entnahmebestimmung vorsehen, dass Angler:innen berechtigt sind, sowohl Fische im Entnahmefenster zu fangen als auch ausnahmsweise und begrenzt Großfische zu entnehmen, für die allerdings der in der Entnahmemarken vorgesehene (hohe) Zusatzpreis fällig wird („1 über X cm“-Systeme).

Kappungen der gesamten Entnahmen hätten den großen Vorteil, dass reduzierte Entnahmen eines Fischereisektors nicht durch erhöhte Entnahmen eines

anderen Fischereisektors kompensiert würden. Modelle zeigen (Abbildung 6.24), dass eine Reduktion der Gesamtsterblichkeit gegenüber dem heutigen Zustand sowohl dem Laicherbestand als auch dem Anglernutzen zugutekommen würden. Dabei sollte der jährliche Ertrag (= entnommene Hechtbiomasse) der Berufsfischerei zunächst kaum abnehmen und erst bei hoher Reduktion der Gesamtsterblichkeit einbrechen (Abbildung 6.24). Jedoch muss bei abnehmender Hechtentnahme der Berufsfischerei nicht zwangsläufig auch deren Erlös zurückgehen, da mit reduzierten lokalen Anlandemengen die Preise steigen (Dao et al. 2023).

Quotensysteme sind aber unter Nutzungsgruppen häufig sehr unbeliebt, da sie der eigenen Freiheit beim Fischen oder Angeln Grenzen setzen. Deutlich häufiger werden in der Angelfischerei vor allem tägliche Mitnahmebeschränkungen (sogenannte Daily Bag Limits) eingesetzt, die auch mit der eingeschränkten Entnahme von kapitalen Ausnahmefischen kombinierbar sind (zwei Fische pro Tag insgesamt, davon maximal einen über X cm). Aktuell können an den Bodden drei Hechte pro Angler:in und Tag gefangen werden. Die jährliche Gesamtentnahme von Hechten ist durch ein Daily Bag Limit jedoch nicht wirklich beschränkt, da Angler:innen an jedem Angeltag die genannte Hechtanzahl entnehmen können. Hinzu kommt, dass die wenigsten Angler:innen so viele Hechte pro Tag an den Bodden fangen, dass ein Daily Bag Limit von drei Hechten tatsächlich limitierend wirkt. Die mittleren täglichen Fangraten betragen an den Bodden aktuell etwa ein Hecht pro Angler:in, sodass auch entnahmeorientierte Angler:innen keine Hechte zurücksetzen müssen und damit die Effektivität eines Bag Limits von 3 Hechten pro Tag gegen Null tendiert. Oele et al. (2016) zeigten aber, dass Daily Bag Limits vor allem in Kombination mit Schonmaßen die Größenstruktur von Hechtbeständen verbessern und die Entnahme reduzieren können. Dazu müssen die Fangraten aber auf einen Hecht pro Tag reduziert werden, was von Fischer:innen als Regelung für Angler:innen auch so begrüßt wird, während die Angler eher zwei Hechte

pro Angler:in und Tag bevorzugen (Kapitel 4). Der Effekt von Fangbeschränkungen wie Bag Limits ist jedoch insbesondere auch psychologischer Natur, indem sie die Angler:innen daran erinnern, dass die Bestände limitiert sind (Radomski et al. 2001). Solche Fangbeschränkungen machen daher durchaus Sinn, auch wenn die biologische Effektivität im Sinne der Kontrolle des Gesamtertrags bei den derzeit bereits bestehenden Bag Limits und angesichts der aktuell geringen täglichen Fangraten für Boddenhechte eher gering sein dürfte. Modellierungen mit dem Boddenhechtmodell zeigten dementsprechend, dass erst eine Reduktion auf einen Hecht pro Angler:in und Tag an den Bodden eine spürbare Wirkung zeigen würde (Abbildung 6.25). Dabei bleibt wie gesagt die Unsicherheit bestehen, ob weitere Schonungen der Entnahme durch Mehrausfang aus der Berufsfischerei oder über natürliche Prädation durch Kormorane und Kegelrobben kompensiert werden könnten, wie in Schweden nachgewiesen (Bergström et al. 2022, 2023).

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Eine direkte Kontrolle der Fischereisterblichkeit über Quoten auf Hechte stellt fischereibiologisch eine sinnvolle Managementmaßnahme dar. Allerdings ist die praktische Umsetzung durch die Vielzahl der beteiligten Akteur:innen schwierig. Eine Reduktion des Daily Bag Limits von aktuell drei auf einen Hecht pro Angler:in kann positive Wirkungen auf den Hechtbestand und die Angelqualität haben, aber nur wenn reduzierte Entnahmen durch Angler:innen nicht durch Mehrfänge in der Berufsfischerei oder durch natürliche Prädation kompensiert werden.

## 6.6 Regulierung des Fangaufwands: Schonzeiten und Schongebiete

Robert Arlinghaus, Elias Ehrlich, Eneko Aspillaga, Félicie Dhellemmes, Olga Lukyanova & Johannes Radinger

Eine weitere Möglichkeit, die Entnahme und die Fischereierblichkeit zu regulieren, stellen diverse Maßnahmen zur Reglementierung des Fangaufwands bzw. des Fanginputs dar. Darunter fallen Schutz- und Schongebiete genauso wie Beschränkungen der Fangzeiten über Schonzeiten sowie der erlaubten Fanggeräte. An den Bodden gibt es diesbezüglich ein ganzes Bündel an Maßnahmen: Kapungen der gesamten beruflichen Fanggeräte pro Fischereibeizirk (wobei davon auszugehen ist, dass aktuell so viele Fanggeräte erlaubt sind, dass die Gesamtfischereierblichkeit dadurch nicht limitiert wird), ein Fischereibeizirk-bezogenes Lizenzsystem für Berufsfischer:innen, fischereiliche Schonbezirke (Fischschonbezirke, zeitlich beschränkte Laichschonbezirke und Winterlager), naturschutzfachliche Schutzgebiete mit und ohne Regulierungen des Zugangs für bestimmte Bootstypen, Beschränkungen des Zugangs zum Ufer auf dem Gebiet des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft sowie eine zweimonatige Hechtschonzeit (Details in Kapitel 2). Aufgrund der Komplexität der verschiedenen Inputregeln, die sich häufig überlagern, ist eine Einschätzung der relativen Wirksamkeit einzelner Maßnahmen anhand von Felddaten an den Bodden unmöglich.

Auch in der Literatur gibt es nur wenige kontrollierte Studien zur Einschätzung der Wirksamkeit von Schon- und Schutzgebieten für die Fischereiqualität außerhalb der Schongebiete (Fletcher et al. 2015) und gar keine zur Wirksamkeit der bei Fischen allgemein weitverbreiteten Schonzeiten. In deutlich größerer Zahl liegen Studien vor, die die Fischhäufigkeit in hinsichtlich des Fangdrucks geschonten/geschützten Gebieten mit offenen Gebieten vergleichen (Metaanalysen, z. B. Lester et al. 2009, Edgar



Abbildung 6.26: Bis in den Mai werden an den Bodden nicht ausgelagerte Hechte nachgewiesen.

© ROBERT ARLINGHAUS

et al. 2014). Letztgenannte observationale Studien zeigen zumeist, dass die Aufhebung oder Reduktion des Fischereidrucks zur Steigerung der Biomasse, Häufigkeit und mittleren Länge der Fische führen (z. B. Lester et al. 2009), und gleichzeitig die Fängigkeit steigert wird (Alós & Arlinghaus 2013, Alós et al. 2015a,b). Ob von der höheren Fischbiomasse innerhalb von Schongebieten über den Export (Spill Over) von Fischen auch die angrenzenden Gebiete profitieren, ist deutlich unsicherer und hängt von einem komplexen Gefüge raumbezogener Faktoren ab, die nur schwer verallgemeinert werden können (Hilborn et al. 2022, Ovando et al. 2022). Schon- und Schutzgebiete fördern daher zunächst die Fischhäufigkeit innerhalb der Gebiete, aber nicht zwangsläufig die Fischerei insgesamt. Zeitlich beschränkte Laich-

schongebiete können das ungestörte Abbläichen fördern, ohne dass diese Schutzgebietsformen zu einer langfristigen Steigerung der Fischhäufigkeit in den geschützten Gebieten beitragen oder beitragen sollen. Jede Form von Schon- oder Schutzgebiet reduziert aber in der Regel den Fischereiaufwand und hat daher aufgrund der reduzierten Fischereierblichkeit potenziell eine schonende Wirkung, aber nur solange diese nicht durch gesteigerte Fangdrücke an anderer Stelle wieder kompensiert wird (Hilborn et al. 2022).

### Schonzeiten

Angler:innen und Fischer:innen an den Bodden unterstützen die aktuell dort geltende **Hechtschonzeit** im März und April sehr (Kapitel 4). Neben der Beruhigung des Laichgeschehens wirkt die Schonzeit, indem sie den besonders fängigen April aus der Fischerei kappt, wo „liebestolle“ Hechte früher in großen Mengen vor allem mit Stellnetzen und Reusen gefangen wurden (Kapitel 5). Auch heute ist die Vorlaichfischerei in den Monaten November bis Februar eine wichtige Phase mit zum Teil hohen Hechtanlandungen in ausgewählten Laichbuchten durch Fischer:innen (vgl. Kapitel 5), was zu regelmäßigen Konflikten und Beschwerden durch Angler:innen führt (Arlinghaus et al. 2022a). Studien aus dem BODDENHECHT-Projekt zeigten in Übereinstimmung mit der historischen Literatur (Hegeman 1958, Basan 1988), dass in größerem Stil unausgelaichte Hechte bis in den Mai vorkommen (Abbildung 6.26, Kapitel 3). Zur Schonung dieser Fische wäre eine Ausweitung der Schonzeit in den Mai sicher geraten, zumal der Klimawandel bei mehreren Raubfischen der gemäßigten Breiten, insbesondere den kaltangepassten, eher zu einer Verzögerung statt zu einer Vorziehung der Laichzeit führt (Fernandez et al. 2022). Außerdem wurde bei Lachsen nachgewiesen, dass die Reproduktionsqualität von Fischen leidet, wenn sie kurz vor dem Laichen gestresst und gestört werden (z. B. über das Fangen-und-Zurücksetzen, Richard et al. 2013). Ein ähnlicher Effekt ist bei Hechten allerdings nicht bekannt (Flink et al.

2021). In Befragungen wünschten sich die meisten Fischer:innen und Angler:innen die Beibehaltung des Status quo in Bezug auf die Schonzeit im März und April, obwohl relevante Anteile der Angler:innen auch mit einer Ausweitung in den Februar oder bis in den Mai einverstanden wären (Kapitel 4). Allerdings sind Einschränkungen der freien Wahl von Raum und Zeit die unbeliebtesten Maßnahmen unter Fischer:innen und Angler:innen, nicht zuletzt aus ökonomischen Gründen. Modelle von Johnston et al. (2010, 2013, 2015) zeigen, dass zur Gewährleistung einer hohen Angelqualität in vielen Fällen gewisse Beschränkungen der Beangelungsintensität (z. B. Gesamtanzahl ausgegebener Angelkarten) sinnvoll sein können, weil bei offenen Zugängen für alle die Gesamtentnahme nicht nach oben begrenzt ist. Wenn der Gesetzgeber keine direkten Schonzeiterweiterungen zur Reduktion des Fangaufwands umsetzen will, gibt es weitere Möglichkeiten, den Fangaufwand zu beeinflussen: die Regulierung der Zugangswege, die Beschränkung der Fanggeräte, die Anhebung der Preise für Angelkarten sowie die Reduktion von Subventionszahlungen in der Berufsfischerei.

Soll der Fangaufwand über eine Erweiterung der Hechtschonzeit reguliert werden, stellt sich die Frage der Wirksamkeit verschiedener in Frage kommender Zeiträume. Zur Vorhersage der Effekte einer bestimmten Schonzeitänderung wurde erneut das Boddenhechtmodell genutzt (Box 6.1). Die Schonzeitänderung wurde über eine Änderung der fischereilichen Sterblichkeit im Modell realisiert, entsprechend der Entnahmeanteile, die die Fischerei in den jeweiligen Monaten typischerweise realisiert. Die monatlichen Anteile an der jährlichen Gesamtentnahme der Berufsfischerei liegen im Mittel bei 10,3 % für Januar, bei 13,3 % für Februar und bei 17,3 % für Mai (Kapitel 5). Für die Angelfischerei beitragen die Anteile an der jährlichen Gesamtentnahme 2 % im Januar, 3,5 % im Februar und 14 % im Mai (geschätzt aus Fangtagebuch-Daten 2014/2015 in Weltersbach et al. 2021). Zur Implementierung der Schonzeitwirkung im Modell wurde die fischereiliche Sterblichkeit pro Jahr um den Entnahmeanteil der

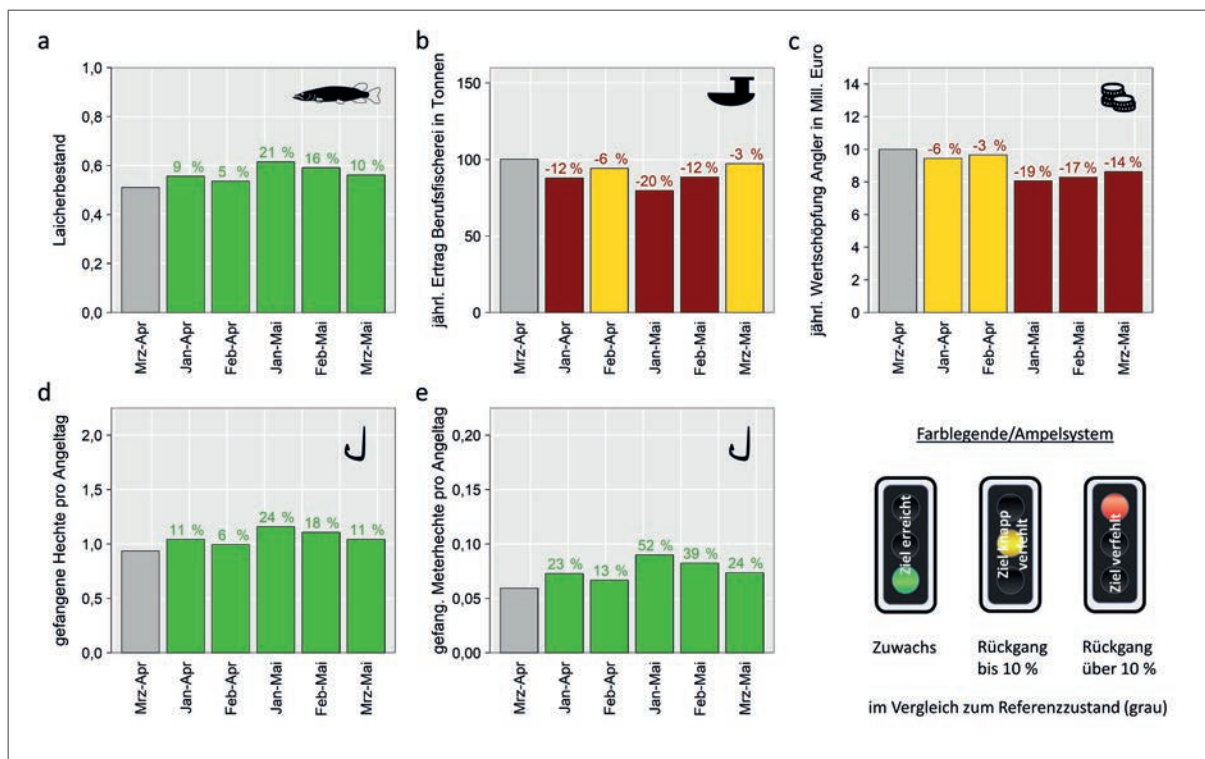


Abbildung 6.27: Modellvorhersagen zu Effekten einer Änderung der Hechtschonzeit (gegenwärtig März und April) auf verschiedene Zielindikatoren. Die Prozentzahl über den Balken gibt die relative Veränderung im Vergleich zum gegenwärtigen Referenzzustand (grauer Balken) an. In c) ist die Bruttowertschöpfung durch Hechtangler:innen dargestellt, die bei einer Einschränkung des möglichen Fangzeitraums durch die verlängerte Hechtschonzeit zurückgeht.

betreffenden zusätzlichen Hechtschonzeit-Monate reduziert (bei einer Ausweitung der Hechtschonzeit auf den Monat Mai etwa wurde die berufsfischereiliche Sterblichkeit um 17,3 % und die angelfischereiliche Sterblichkeit um 14 % vermindert). Dahinter steckt die vereinfachte Annahme, dass die Angeltage bzw. Ausfahrten der Berufsfischerei während des neuen Hechtschonzeitmonats schlicht wegfallen und nicht verlagert werden auf eine andere Zeit des Jahres. Entsprechend wurde auch die Bruttowertschöpfung der Hechtangelfischerei, die gegenwärtig auf 10 Mio. € geschätzt wird, reduziert, weil ein Verlust an Angeltagen proportional ein Verlust an Bruttowertschöpfung bedeutet (so die Annahme). Diese Modellannahme muss nicht der Realität entsprechen, da Fischer:innen und Angler:innen auch mit Mehraufwand in anderen Monaten reagieren können (ein solches adaptives Angler- und Fischer-

verhalten erfordert eine andere Modellstruktur). In der Realität ist es also durchaus möglich, dass Angler:innen und Fischer:innen, die in einem zusätzlichen Hechtschonzeitmonat nicht mehr angeln bzw. fischen können, einfach auf einen anderen Monat ausweichen und die fischereiliche Sterblichkeit pro Jahr sowie die Bruttowertschöpfung nicht oder nur wenig sinken.

Im Ergebnis zeigt das vereinfachte Modell ohne adaptives Fischer- und Anglerverhalten, dass eine Erweiterung der Schonzeit generell den Laicherbestand und die Fangrate (insbesondere auch für Meterhechte) fördern würde, während die Erträge der Berufsfischerei und die Bruttowertschöpfung der Hechtangelfischerei zurückgehen (Abbildung 6.27). Die Wirkungsstärke auf die verschiedenen Zielindikatoren hängt dabei von den jeweils zusätzlich geschonten Monaten ab (Abbildung 6.27). Ein



guter Kompromiss könnte dem Modell zufolge eine Erweiterung der Hechtschonzeit auf den Monat Februar sein, bei dem die berufsfischereilichen Erträge und die Hechtangel-Bruttowertschöpfung nur leicht zurückgehen würden, dafür aber auch die positive Wirkung auf den Laicherbestand und die Fangrate geringer ausfällt (Abbildung 6.27). Wird die Hechtschonzeit auf die Zeit von März bis Ende Mai verlängert, prognostiziert das Modell recht geringe Ertragsverluste in der Berufsfischerei, aber einen höheren Rückgang der Hechtangel-Bruttowertschöpfung (Abbildung 6.27, der Monat Mai spielt eine vergleichsweise hohe Rolle beim anglerischen Fangaufwand). Dafür fällt dann aber auch die fördernde Wirkung auf den Laicherbestand und die Fangraten höher aus als im Fall Februar bis April (Abbildung 6.27).

Die hier modellierte Wirkung der erweiterten Schonzeit bezieht sich nur auf die reine Reduktion der fischereilichen Sterblichkeit. Wird bei einer Erweiterung der Schonzeit der Fangaufwand durch verstärktes Fischen in anderen Monaten kompensiert, wären die Modellvorhersagen inadäquat. Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass die Schonzeiterweiterung weitere positive Effekte auf den Hechtbestand haben

kann, z. B. ein erfolgreicherer Laichen, was als Prozess im Modell nicht mitabgebildet wurde.

### Schonbezirke und Schutzgebiete

Alternative Input-Maßnahmen, die den Fangdruck kontrollieren, sind Schonbezirke (fischereilich motiviert) und Schutzgebiete (naturschutzfachlich motiviert), die entweder ganzjährig (an den Bodden nur Fischschonbezirke), zeitlich beschränkt (an den Bodden Laichschonbezirke im April/Mai, vor allem in Buchten und angeschlossenen Seen, oder auch Winterlager im Bereich von Häfen, meist von November bis Ende März) oder für bestimmte Fischereiformen (an den Bodden vor allem das Bootsangeln in naturschutzfachlichen Schutzgebieten) den Zugang beschränken (Abbildung 6.28). Vergleichende Studien an den Bodden zeigten, dass in Gebieten mit geringerem Fischereidruck tatsächlich etwa viermal größere Hechtabundanz zu finden sind (Kapitel 5). Ob aus diesen Gebieten auch Exporteffekte auf angrenzende offene Gebiete erwachsen, ist weniger klar. Ein solcher Spill-Over-Effekt würde bedeuten, dass der Grad des Herausschwimmens und Besiedelns der offenen Gebiete ansteigt, je höher die Dichte der



Abbildung 6.28: An den Bodden gibt es diverse Schon- und Schutzgebiete, aber auch umfangreiche Ausnahmen beim Zugang vor allem für Fischer:innen in Naturschutzgebieten und dem Nationalpark.

© ROBERT ARLINGHAUS (LINKS) UND DOMINIQUE NIESSNER (RECHTS)

Hechte in den Schutzgebieten ist. Dies nachzuweisen ist in einem offenen System ohne gute Kenntnis lokaler Dichten methodisch sehr schwierig. Weil Hechte aber in der Regel, und so auch an den Bodden (Kapitel 3), räumlich umrissene Reviere bilden (Kobler et al. 2008), kann davon ausgegangen werden, dass durch Schutz- und Schongebiete zumindest ein Teil der Hechtpopulation angemessenen Schutz innerhalb der Gebiete erfährt. Aktuell ist der Anteil der Boddenfläche, der unter Komplettschutz steht (Fischschonbezirke), verschwindend gering (1 %) (Kapitel 2), sodass die Frage im Raum steht, ob erweiterte Schon- und Schutzgebiete fischereilich sinnvoll sind.

Vor Fischerei ganz oder partiell geschützte Gebiete sind ein klassisches Werkzeug sowohl im Fischereimanagement (Schonbezirke) als auch im Naturschutz (Schutzgebiete). Die Wirksamkeit von Schonbezirken und Schutzgebieten und ihr Wert für die Fischerei hängen in hohem Maße davon ab, in welchem Verhältnis das Bewegungsverhalten der Fische und die Größe und Lage der Schonbezirke und Schutzgebiete zueinander stehen (Cooke et al. 2022). Um einen wirksamen Populationsschutz zu gewährleisten, müssen Schonbezirke und Schutzgebiete einerseits ein relevantes Areal umfassen oder ein kritisches Habitat im Lebenszyklus (z. B. Laichhabitat) schützen. Andererseits kann die Fischerei außerhalb der Schonbezirke und Schutzgebiete nur dann von der in den Schutzgebieten aufgebauten/geschonten Biomasse profitieren, wenn die Hechte zumindest teilweise über die Grenzen der Schonbezirke und Schutzgebiete hinaus wandern und dann für den Fang durch Fischer:innen und Angler:innen zugänglich werden. Folglich werden Hechte, die eine hohe Standorttreue zu einem bestimmten Ort zeigen, wirksamer geschützt, aber der Export bzw. der Austausch in offene, befischbare Gebiete ist bei diesen Hechten unwahrscheinlich. Besondere Aufmerksamkeit sollte Ereignissen gewidmet werden, die Veränderungen im Verhalten der Hechte verursachen, wie z. B. Wanderungen im Zusammenhang mit der Laichtätigkeit, die die Verbindung mit anderen

Fanggebieten fördern, aber auch die Anfälligkeit der Hechte für den Fang erhöhen. Dabei muss die Verhaltensvariabilität innerhalb der Fischpopulationen berücksichtigt werden (Villegas-Rios et al. 2021), da nicht jeder Fisch ein gleiches Verhalten an den Tag legt. Hechte mit geringen Bewegungsradien können besser in Schonbezirken und Schutzgebieten geschützt werden und mehr zur Erholung der Population beitragen als solche, die mobiler sind oder mehr Zeit außerhalb der Schonbezirke und Schutzgebiete verbringen. Letztgenannte tragen wiederum mehr zur Fischerei bei.

Der Hecht zeigt allgemein und auch an den Bodden ein hohes Maß an Standorttreue, wobei während der Laichsaison Bewegungserweiterungen auftreten, wenn die Individuen zu den Laichplätzen wandern (Details in Kapitel 3). Darüber hinaus hat das BODDENHECHT-Projekt mit einem Umsetzversuch gezeigt, dass Hechte, die aus der Kernzone des Nationalparks in der Grabow in den Kubitzer Bodden umgesiedelt wurden, zurück zu ihrem „Zuhause“ navigieren konnten, wenn die Umsiedelungsentfernung rund 20 km nicht überschritt. Dieser Befund legt nahe, dass Boddenhechte Navigationsfähigkeiten besitzen und ihr Heimatrevier wahrnehmen können, was wichtige Implikationen für die sinnvolle Einrichtung von Schutzgebieten liefert.

Wir haben die bereits in Kapitel 3 im Detail gewürdigten Telemetrie- sowie Fang-Wiederfang-Daten etwas detaillierter vor dem Hintergrund der Schonwirkung von Schon- und Schutzgebieten ausgewertet. Die Bewegungen von rund 300 Hechtindividuen wurden innerhalb eines Telemetrienetzwerks von 145 Empfängern sowohl in Schonbezirken und Schutzgebieten als auch außerhalb überwacht. Unter zusätzlicher Einbeziehung von Markier-Wiederfang-Daten konnten wir somit den Schutzgrad, den verschiedene Kategorien von Schonbezirken und Schutzgebieten den Hechtpopulationen in den Bodden bieten, sowie ihre räumliche Vernetzung und ihr Exportpotential quantifiziert. Außerdem wurden Modelle eingesetzt, um Gebiete zu identifizieren, die einen ausreichenden Schutz der Boddenhechte ge-

währleiten. Die Modelle lieferten zudem Hinweise, ob von Schon- und Schutzgebieten an den Bodden relevante Schonungseffekte für die Boddenhechte zu erwarten sind.

### Studiengbiet und Definition von Schon- und Schutzgebietsarten

Die fischereilichen Schutzmaßnahmen für die Boddengebiete umfassen zwei primäre räumliche Schonungsvarianten: 1) Fischschonbezirke mit ganzjährigem Fischerei- und Angelfischereiverbot und 2) Laichschonbezirke, die eine saisonale Fischereischließung während der Monate April und Mai für die Berufs- und Angelfischerei vorsehen (Arlinghaus et al. 2023a). Beide Maßnahmen gelten für alle Arten von Fischerei, einschließlich der gewerblichen sowie der Freizeitfischerei. Obwohl diese Schutzmaßnahmen nicht explizit für den Hecht entworfen wurden, profitieren die Hechtpopulationen wahrscheinlich davon, da ihre Laichsaison im Frühjahr (März–Mai) liegt. In Laichschonbezirken wird die allgemeingültige Schonzeit im März und April um den Monat Mai verlängert. Weitere Schutzgebiete in den Bodden umfassen den Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft, das Biosphärenreservat Südost-Rügen sowie eine Reihe kleinerer Naturschutzgebiete aller Art. Hinzu kommen (teilweise freiwillige) Befahrensbeschränkungen, die direkt für bestimmte Nutzungsgruppen wirken, z. B. motorbetriebene Boote beim Angeln (Kapitel 2). Schutzgebiete und Befahrensregeln wurden zum allgemeinen Naturschutz ganzer Ökosysteme oder besonders sensibler Artengruppen wie rastende oder brütende Vögel eingeführt. Sie können aber auch Hechtpopulationen indirekt zugutekommen, wenn zum Beispiel die Fischerei durch Verbote des Motorbootfahrens eingeschränkt ist. So ist zum Beispiel im Biosphärenreservat und in den Pflegezonen des Nationalparks das Fischen und Angeln nicht ausdrücklich verboten, doch sind viele Bereiche effektiv eingeschränkt aufgrund von Vorschriften, die die Nutzung von Verbrennungsmotoren und den Zugang zum Ufer verbieten. Dies wirkt sich hauptsächlich auf die freizeitmäßige

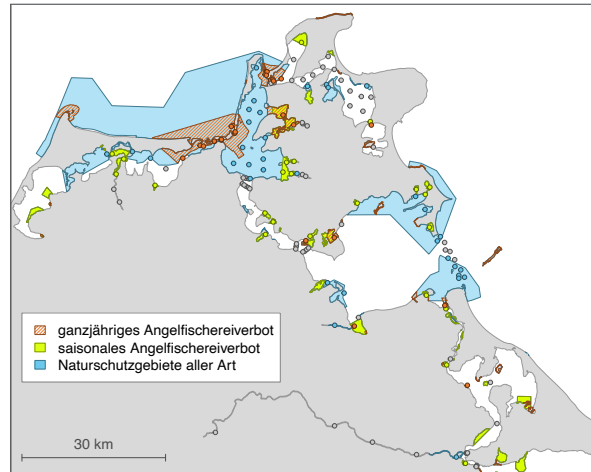


Abbildung 6.29: Karte des Untersuchungsgebiets und der berücksichtigten Schutzgebietsformen. In den „ganzjährig geschützten Gebieten“ ist das Angeln das ganze Jahr über verboten. Im „saisonal geschützten Gebiet“ ist das Angeln (und Berufsfischen) zwischen April und Mai nicht erlaubt. „Naturschutzgebiete“ umfassen alle Gebiete, die einer Regelung der Angelfischerei unterliegen (Verbot oder Einschränkung des Angelns, Bootsverordnungen und andere Naturschutzmaßnahmen). Die Karte zeigt auch das für die Untersuchung der Hechtbewegungen verwendete akustische Telemetriemnetz aus Empfängern, wobei die Farbe der Punkte den zugeordneten Schutzgrad für jeden Empfänger darstellt.

Angelfischerei aus, da Berufsfischer:innen viele Ausnahmebewilligungen halten (Kapitel 2). Auch die Kernzone des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft ist zum Beispiel für die Freizeitfischerei gesperrt, aber ausgewählte Fischer:innen haben Genehmigungen für die gewerbliche Fischerei in diesem Gebiet (Details in Kapitel 2).

Um die Vielzahl von raumbezogenen Vorschriften im Untersuchungsgebiet zu vereinfachen und sie im Kontext ihres Schutzpotenzials für Boddenhechte auswertbar zu gestalten, wurden die Schutzstufen in drei Kategorien auf der Grundlage des Beschränkungsgrades gerade für die Angelfischerei gruppiert (Abbildung 6.29). Spezifische Analysen zur Berufsfischerei waren leider nicht möglich, da die meisten Gebiete zumindest teilweise einem beruflichen Fangdruck unterlagen. Die unterschiedenen Gebiete waren

1) ganzjährige Schutzgebiete, 2) Zonen mit ganzjährigem Angelverbot (Kernzonen des Nationalparks, alle Fischschonbezirke), 3) saisonal geschützte Schutzgebiete (Zonen mit Fischerei-, auch Angelfischereiverbot während der Laichmonate des Hechts März, April und Mai) und 4) Naturschutzgebiete aller Art mit partiellem Fischerei- oder Angelfischereiausschluss (alle Zonen mit raumbezogener Regulierung, einschließlich ganzjähriger und saisonaler Angelfischereiverbote, Zonen mit Bootsverkehrsregelungen und Zonen mit freiwilligen Befahrensbeschränkungen). Gebiete außerhalb der Naturschutzgebiete aller Art wurden als „offene Gebiete“ betrachtet. Im Folgenden wird der Begriff „Schutzgebiet“ verallgemeinert und sowohl für fischereiliche Schonbezirke als auch naturschutzfachliche Schutzgebiete verwendet.

### Methoden

Die Fischbewegungen von besenderten Hechten wurden telemetrisch studiert (Details in Kapitel 3). Zum Einsatz kamen 145 Empfängerstationen, die im ganzen Gebiet platziert waren (Abbildung 6.29). Die Empfänger wurden je nach ihrer Lage innerhalb oder außerhalb der Schutzgrenzen kategorisiert. 86 Empfänger wurden den Schutzgebieten zugeordnet, davon befanden sich 29 in den ganzjährig geschützten Gebieten, 23 in den saisonal geschützten Gebieten und 34 in sonstigen Naturschutzgebieten; 59 Empfänger wurden den offenen Gebieten zugeordnet, die keine direkten oder indirekten Angelfischereibeschränkungen aufwiesen. Insgesamt wurden 321 Fische im Untersuchungsgebiet mit akustischen Sendern markiert. In die Analyse flossen allerdings nur Fische mit mehr als 15 Tracking-Tagen ein ( $n = 253$ ).

Zunächst wurde die Gesamtzahl an Fischen bestimmt, die die Schutzgebiete effektiv auf täglicher Basis nutzten. Anschließend wurde der Aufenthaltsindex (residence index, RI) bestimmt als Index für die Zeit, die jeder Hecht innerhalb jeder Schutzstufe verbrachte (Kraft et al. 2023). Der RI wurde für jede Schutzstufe berechnet, indem die Tage, an denen sich ein Hecht innerhalb eines beliebigen geschützten Bereichs aufhielt, durch den gesamten Beobach-

tungszeitraum (Tage zwischen dem Markierungsdatum und dem letzten Ortungs- oder Fangdatum) dividiert wurden. Um die Tage zu berücksichtigen, an denen Fische nicht geortet wurden, erfolgte auch die Berechnung des relativen RI, also des Verhältnisses zwischen dem RI innerhalb einer Schutzstufe und dem allgemeinen RI für das gesamte Ortungsnetz. Für die saisonalen Angelfischereiverbote wurde ein zweiter RI berechnet, der nur die Tage berücksichtigte, an denen der Schutz wirksam war (Schonzeit plus Schutz durch Laichschongebiet, März–Mai). Um die räumliche Abdeckung der Schutzgebiete zu charakterisieren, wurde anschließend die Überlappung zwischen dem von den Hechten genutzten Areal (geschätzt als 95 % Wahrscheinlichkeitskontur der Raumnutzung, Kapitel 3) und den räumlichen Grenzen der verschiedenen Schutzstufen bestimmt. Für die saisonal geschützten Gebiete wurde erneut auch die Überlappung für die Monate ermittelt, in denen der Schutz indirekt als Folge der Hechtschonzeit oder direkt als Folge der Laichschongebiete wirksam war (März–Mai). Ein Netzwerkanalyseansatz wurde verwendet, um die saisonalen Muster der Konnektivität (Grad der Verbindung) zwischen den Laichschonbezirken während der Laichzeit zu identifizieren. Bewegungsnetzwerke wurden als ungerichtete Netzwerke errechnet, wobei die Knoten einzelne Schutzgebiete und offene Gebiete in den Bodden und Süßwasserzuflüssen darstellten. Kanten spiegelten Paare von aufeinanderfolgenden Ortungen zwischen Gebieten wider, die die Übergänge der Tiere zwischen den Zonen darstellten. Das Verfahren resultierte in einer räumlich expliziten Karte von Hechtvorkommen und -bewegungen zwischen definierten Standorten. Die Netzwerke wurden mit dem R-Paket `igraph` erstellt (Csárdi & Nepusz 2006).

Vier Netzwerkmetriken kam zur Anwendung, um die Netzwerke strukturell zu charakterisieren: Drei lokale Metriken (Knotenstärke, Knotengrad und Kantengewicht), die individuelle Knoten oder Kanten beschreiben, und eine globale Metrik (Kantendichte), die die gesamte Netzwerkstruktur beschreibt. Die Knotenstärke wurde als Gesamtzahl der Ortungen

an jedem Knoten berechnet und lieferte ein Maß für die Nutzung eines Schonbezirks, wobei eine höhere Knotenstärke auf eine stärkere Standorttreue hindeutete (Barrat et al. 2004, Lea et al. 2016). Der Knotengrad maß die Konnektivität als Anzahl der Verbindungen zwischen jedem Knoten und anderen Knoten im Netzwerk, was auf die Erreichbarkeit des durch diesen Knoten repräsentierten Standorts hinweist (Jacoby et al. 2012). Das Kantengewicht maß die Konnektivität anders, es spiegelte die Stärke der Verbindung zwischen einem Knotenpaar wider, berechnet als die Gesamtzahl der Übergänge zwischen den beiden Knoten (Barrat et al. 2004, Jacoby et al. 2012). Die Kantendichte beschreibt die Gesamtkonnektivität im Netzwerk, indem sie den Anteil der vorhandenen Kanten an der Gesamtzahl der möglichen Kanten erfasst (Jacoby et al. 2012).

Um zu testen, ob die beobachteten Bewegungsmuster der Hechte vom Zufall abwichen, wurden diese mit zufällig im Computer erstellten Bewegungsnetzwerken verglichen, die aus statistischen Nullmodellen erzeugt wurden. Zufällige Netzwerke wurden nach der Methode von Lea et al. (2016) als zufällige „Spaziergänge“ oder eher zufällige „Schwimmbahnen“ konstruiert, wobei eine individuelle Schwimmgeschwindigkeit von  $0,019 \times \text{Körperlänge}^{0,75}$  angenommen wurde (Wolter & Arlinghaus 2003). Ein Randomisierungsindex (Rnd) wurde für jede saisonale Angelfischereiverbotzone berechnet, um zu bewerten, ob sie mehr als zufällig erwartet genutzt wurde (Lea et al. 2016). Die Berechnung von Rnd erfolgte, indem die beobachtete Knotenstärke in jedem Schutzgebiet mit dem entsprechenden Durchschnitt der Knotenstärken für dasselbe Gebiet in zufälligen Netzwerken verglichen wurde:

$$Rnd_i = \frac{O_i - R_i}{R_i} \times 100,$$

wobei  $O_i$  das beobachtete und  $R_i$  das zufällige Maß ist (Lea et al. 2016).

Schließlich wurden die monatlichen Knotengrade (Konnektivität) und Knotenstärken (Nutzung) im März bis Mai mit den entsprechenden monatlichen

Werten während des Rests des Jahres mit einem Wilcoxon-Rangsummentest verglichen. Dies ermöglichte, Unterschiede in der Konnektivität und Nutzung der Schutzgebiete während der Laichsaison im Vergleich zum Rest des Jahres zu bewerten.

Um das Spill-Over-Potenzial von ganzjährigen Schutzgebieten exemplarisch zu untersuchen (Export von Individuen in ungeschütztes Gebiet), wurde das Raumverhalten und Verbreitungsvermögen der Individuen untersucht, und zwar in zwei Schutzgebieten mit einer hohen Anzahl besonderer Hechte: die geschützten Gewässer zwischen Ummanz und Rügen sowie die Kernzone des Nationalparks im Barther Bodden/Grabow. Für jeden Fisch wurde die maximale Bewegungsrate als maximale Distanz im Wasser zwischen den Grenzen des Schutzgebiets und allen Empfängern mit Ortungen berechnet. Anschließend wurde das Spill-Over-Potenzial geschätzt, indem der Anteil der Fische berechnet wurde, die in zunehmenden Entfernungen von den Grenzen des Schutzgebiets detektiert wurden.

Darüber hinaus wurde der Schutzeffekt der beiden ganzjährig geschützten Gebiete in Bezug auf die Merkmale der residenten und mobilen Hechte untersucht. Dazu wurde die Beziehung zwischen dem Aufenthaltsindex jedes Individuums innerhalb des Schutzgebiets, der maximal zurückgelegten Distanz und vier wachstumsbezogenen individuellen Merkmalen analysiert: 1) die Länge beim Fang, 2) Omega (d. h. das Produkt aus den von-Bertalanffy-Wachstumsparametern  $k$  = Körperwachstumsrate und  $L_\infty$  = asymptotische Länge) und 3) die durchschnittliche größenabhängige Wachstumsrate (geschätzt anhand von Alterslesungen an Schuppen). Als vierter Wachstumsparameter wurde ein längenkorrigierte Zuwachsmaß (vgl. Kapitel 5) aus Schuppenanalysen (Berggren et al. 2022) verwendet, sowohl über die gesamte Lebensdauer des Fisches als auch für letzte Jahr vor dem Fang bestimmt. Weitere Details zur Schätzung der Wachstumsparameter finden sich in Kapitel 3. Die Beziehung zwischen der maximal zurückgelegten Distanz und den vier wachstumsbezogenen individuellen Merkmalen wurde statistisch

geprüft. Dadurch sollte bestimmt werden, ob der Spill-Over von Fischen mit bestimmten Merkmalen der Hechte einhergeht. Des Weiteren wurde geprüft, ob es saisonale Unterschiede gibt, die die verschiedenen Ein- und Auswanderungsmuster in den Wiederfangdaten aus den vergleichenden Befischungen erklären können.

Eine zusätzliche Möglichkeit, die Ein- oder Auswanderung von Hechten in Schutzgebieten zu untersuchen, bietet die Analyse von Wiederfängen von markierten Hechten (Kapitel 5). Zunächst wurden damit Hechtaustauschbewegungen betrachtet, die aus Wiederfängen in standardisierten, vergleichenden Befischungen in drei untersuchten Gebietspaaren von Schutzgebieten abgeleitet wurden (Kapitel 5). Diese Gebietspaare umfassen „Grabow“ in der Kernzone des Nationalparks, „Ummanz“ im Westrügener Bodden sowie das Seenpaar Neuensierer See und Selliner See, das mit dem Greifswalder Bodden verbunden ist (siehe Kapitel 5). Jedes Paar bestand aus einem Schutzgebiet sowie einem strukturell ähnlichen Referenzgebiet mit Zugriff der Angelfischerei. Jedes der drei Untersuchungsgebiete wurde sowohl innerhalb als auch außerhalb der geschonten Gebiete mit gleichem Fangdruck beangelt und mit Stellnetzen befischt. Das ermöglichte den Vergleich der Wiederfangwahrscheinlichkeit von Hechten. In die vorliegende Untersuchung flossen alle Hechtwiederfänge aus den standardisierten Vergleichsbefischungen innerhalb und außerhalb der Schutzgebiete in den räumlich abgegrenzten Vergleichsgebieten ein. Eine Gegenüberstellung von Markierungs- und Wiederfangort ermöglichte eine Abschätzung, wie viele Hechte bzw. welcher Anteil der Wiederfänge in ein Schon- oder Schutzgebiet ein- oder ausgewandert sind und wie groß der Anteil an Hechten war, der im jeweiligen Markierungsgebiet verweilte.

Eine weitere Auswertung von Fang-Markierungs-Wiederfang-Daten beschäftigte sich mit den Ein- und Auswanderungen von Hechten in vier beispielhaft ausgewählten Schongebieten („Grabow“ – Kernzone 1 des Nationalparks, „Ummanz“ – Befahrensverbot für alle Arten von Booten, „Neuensierer See“ – An-

geln und Berufsfischerei nur unter bestimmten Einschränkungen, „Wreechener See“ im Greifswalder Bodden – Verbot des Bootsangelns). Für jedes der vier Beispielgebiete wurde untersucht, woher ein im geschonten Gebiet wiedergefangener Hecht stammte (zur Abschätzung potenzieller Einwanderungen) und wohin ein im geschonten Gebiet markierter Hecht später wandert (zur Abschätzung potenzieller Auswanderungen). Berücksichtigt wurden dabei alle Wiederfänge der betroffenen Hechte über den gesamten Projektzeitraum (ausgenommen die Hechte, die für ein Umsetzexperiment aktiv umgesiedelt wurden, Kapitel 3). Es ist zu beachten, dass der Wiederfangaufwand in offenen, ungeschonten Gebieten durch Angler:innen oder Fischer:innen grundsätzlich höher ist. Daher besteht ein höheres Potenzial für einen Wiederfang außerhalb des Schutzgebiets, was dazu führen kann, dass die Ergebnisse dieser Analyse zu Ungunsten der im geschonten Gebiet wiedergefangenen Hechte verzerrt werden.

Um abschließend Prioritätsgebiete zur Verbesserung des Hechtschutzes in dem Untersuchungsgebiet zu identifizieren, wurden eine Reihe von optimierten räumlichen Schutzdesigns als potenzielle Entscheidungshilfen für das Management und den Schutz der Boddenhechtpopulation entwickelt. Hierfür wurden das R-Paket prioritizr (Hanson et al. 2022) und der Gurobi-Solver (Gurobi Optimization, LLC 2022) verwendet. Mit dem prioritizr-Paket können räumliche Naturschutzprobleme gelöst werden, ähnlich dem bekannten Marxan-Modell (Ball et al. 2009), wobei ein anderer Algorithmus zugrunde liegt, der schnellere Optimierungen ausführt (Beyer et al. 2016, Hanson et al. 2022).

Der prioritizr-Arbeitsablauf beginnt mit der Konstruktion eines Schutzplanungsproblems unter Verwendung von räumlichen Daten, welche die Planungseinheiten, Kosten, Biodiversitätsmerkmale und eventuell bestehende Managementzonen spezifizieren. Das Problem wird dann mit Zielen, Zielobjekten (bei uns Hechten), Sanktionen für Regelverstöße (bei uns null), Einschränkungen und anderen Informationen definiert, bevor der Lösungsalgorithmus angewendet

wird (Hanson et al. 2022). Das Ziel ist ein Schlüsselparameter, welcher entweder maximiert (z. B. maximale Abdeckung von Zielmerkmalen, wie der Grad geschützter Hechtareale) oder minimiert wird (z. B. minimale Kosten bei maximalem Schutzergebnis).

Es wurde eine Schutzpriorisierungsanalyse für die gesamte Fläche der Bodden durchgeführt, die von dem Telemetrienetzwerk abgedeckt wurde. Das Gebiet wurde in sechseckige Planungseinheiten (Flächen à 35 ha) unterteilt. Die Planungseinheiten, die bereits mit bestehenden Schutzgebieten überlappen, wurden in einigen Modellläufen als nicht veränderlich angenommen. Die Größe der Planungseinheiten wurde als Surrogat für die realen Kosten der jeweiligen Einheiten verwendet, da keine Daten verfügbar waren über die Kosten für Nutzer:innen oder die Kosten für den Kauf und/oder das Schutzmanagement der Einheiten. Die Kosten waren aber in der Optimierung der optimalen räumlichen Konfiguration wichtig.

Die Überlappungen von Aktivitätsräumen der Hechte (Überlappung der räumlichen Nutzungsverteilungen verschiedener Hechte) stellten die Schutzgrößen dar, deren Schutz optimiert wurde. Es ging also darum, im Computer durch einen Optimierungsalgorithmus und „Verschiebung“ der Planungseinheiten Gebiete zu finden, in denen sich möglichst viele Hechte aufhalten und die durch die Planungseinheiten dann theoretisch geschützt werden würden. Die Eingangsdaten zu den Aktivitätsräumen des Hechts wurden aus Kapitel 3 (Dhellemmes et al. 2023) entnommen. Die individuellen Raumnutzungsraster wurden in ein binäres System umgewandelt. Der Wert 1 zeigte Zellen an, die innerhalb des 95%igen Wahrscheinlichkeitsintervalls der räumlichen Nutzungsverteilung (engl. Utility Distribution, UD) lagen. Diese individuellen Raster wurden dann aufsummiert, um ein neues Raster zu erstellen, das die Überlappung von Hecht-Home-Ranges (also die Überlappung ihrer UDs) darstellt. Dieses Raster wurde durch die Anzahl der in jedem Boddengebiet besiedelten Hechte geteilt, um Verzerrungen durch Unterschiede zwischen den Zonen in der Anzahl der markierten Hechte zu reduzieren.

Mit dem Algorithmus wurde zunächst auf den Schutz der Laichsaison des Hechts fokussiert. Das Modell schloss sowohl dauerhafte als auch saisonale Schutzgebiete als weiterhin gesperrte Gebiete ein, wobei das Schutzmerkmal hier die UD-Überlappungen während der Monate März bis Mai repräsentierte. Zwei Konfigurationen wurden betrachtet: Bestehende Schutzgebiete wurden als fix einbezogen oder nicht. Letzteres führte zu einer von Grund auf neuen räumlichen Schutzplanung. Für jedes Set-up wurden eine Reihe von Szenarien mit verschiedenen Schutzzielen überprüft, die von 0 bis 100 % (in 5%-Schritten) Schutz des Aktivitätsraums der Hechte reichten. Damit konnte die Beziehung zwischen der Gesamtgröße des Schutzraums und dem geschützten Anteil des Aktivitätsraums des Hechts bewertet werden. Gleichzeitig wurden die Lösungen zwischen den beiden Set-ups, mit und ohne Berücksichtigung der bestehenden Schutzgebiete, verglichen. Auch eine weitere Reihe von Szenarien wurde für jedes Set-up getestet, wobei der Anteil der gesamten zu schützenden Boddenfläche vordefiniert war. Das Ziel bestand darin, möglichst viel Aktivitätsraum für den Hecht zu sichern, ohne einen Maximalwert an maximal zu schützende Gesamtfläche zu überschreiten (die bestehenden Schutzgebiete wurden weiter als unveränderlich beibehalten, aber neue Gebiete konnten hinzukommen). Schließlich wurde im letzten Rechenexperiment der Anteil der gesamten zu schützenden Boddenfläche auf dem aktuellen Niveau gehalten, aber die Schutzgebiete wurden ohne Rücksicht auf bestehende Schutzgebiete neu konfiguriert.

## Ergebnisse und Diskussion

### Nutzung von Schon- und Naturschutzgebieten

In den Bodden koexistieren verschiedene Schon- und Schutzgebiete, jeweils mit unterschiedlichen Managementzielen. Die aktuelle Ausdehnung aller Schutzgebiete an den Bodden ist umfangreich und beträgt 945,8 km<sup>2</sup>, aber nur für 21 % dieser Fläche enthalten Regulierungen der Angelfischerei (dauerhafte Schutzgebiete: 131,4 km<sup>2</sup> – 13,9 %, saisonale

Tabelle 6.3: Anzahl und Anteil der Hechte in geschützten Gebieten mit unterschiedlichen Schutzstufen während des gesamten Beobachtungszeitraums („Gesamt“) und getrennt für die verschiedenen Beobachtungszeiten.

Jahr	Saison	geortete Individuen	detektiert	ganzjährige Schutzgebiete	saisonale Schutzgebiete	allgemeine Naturschutzgebiete	offene Gebiete
<b>Gesamt</b>		253	253 (100 %)	132 (52,2 %)	174 (68,8 %)	232 (91,7 %)	164 (64,8 %)
2020	März–Mai (Laichzeit)	232	221 (95,3 %)	83 (35,8 %)	122 (52,6 %)	195 (84,1 %)	122 (52,6 %)
	Juni–Aug	226	190 (84,1 %)	60 (26,5 %)	65 (28,8 %)	143 (63,3 %)	104 (46 %)
	Sept–Okt	218	197 (90,4 %)	62 (28,4 %)	94 (43,1 %)	157 (72 %)	93 (42,7 %)
2021	Dez–Feb	188	160 (85,1 %)	50 (26,6 %)	77 (41 %)	134 (71,3 %)	63 (33,5 %)
	März–Mai (Laichzeit)	174	160 (92 %)	67 (38,5 %)	79 (45,4 %)	131 (75,3 %)	81 (46,6 %)
	Juni–Aug	137	114 (83,2 %)	42 (30,7 %)	48 (35 %)	93 (67,9 %)	55 (40,1 %)
	Sept–Okt	116	97 (83,6 %)	42 (36,2 %)	49 (42,2 %)	78 (67,2 %)	37 (31,9 %)
2022	Dez–Feb	108	88 (81,5 %)	33 (30,6 %)	47 (43,5 %)	73 (67,6 %)	33 (30,6 %)
	März–Mai (Laichzeit)	90	83 (92,2 %)	30 (33,3 %)	42 (46,7 %)	72 (80,0 %)	27 (30,0 %)
	Juni–Aug	69	50 (72,5 %)	16 (23,2 %)	26 (37,7 %)	44 (63,8 %)	17 (24,6 %)
	Sept–Okt	54	44 (81,5 %)	17 (31,5 %)	27 (50 %)	40 (74,1 %)	12 (22,2 %)

Schutzgebiete: 92,9 km<sup>2</sup>, 9,8 %). Die Ortungsdaten zeigten eine ausgeprägte Nutzung allgemeiner Naturschutzgebiete an den Bodden durch Hechte. Von allen markierten Individuen wurden 91,7 % (n = 232) in den Jahren 2020 bis 2022 zumindest teilweise in Naturschutzgebieten beobachtet (Tabelle 6.3). Über das Jahr zeigte sich ein saisonales Muster, wobei während der Laichzeit (März bis Mai) ein größerer Anteil der Hechte innerhalb von Schon- und Schutzgebieten geortet wurde (Abbildung 6.30, Tabelle 6.3).

Die Hechte verbrachten 32,5 % [1,5–83 %] (Median, 95%-Interquartilbereich in eckigen Klammern) der untersuchten Zeit innerhalb allgemeiner Schutzgebiete, was 96,2 % [4,6–100 %] der Tage entspricht, an denen die Fische überhaupt detektiert wurden (Abbildung 6.31). In Bezug auf die Raumnutzung lag ein bedeutender Teil des Reviers innerhalb der Grenzen von allgemeinen Naturschutzgebieten (Abbildung 6.32): 78,5 % der Individuen hatten > 90 % ihres Nutzungsareals innerhalb der Schutzgebietsgrenzen (Abbildung 6.33).

Hechte zeigen in Schutzgebieten mit spezifischen Regulationen der Angelfischerei eine deutlich eingeschränktere Präsenz als in allgemeinen Naturschutz-

gebieten. Nur 52,2 % (n = 132) der markierten Individuen wurden innerhalb von permanent geschützten Gebieten beobachtet und 68,8 % (n = 174) in saisonalen Schutzgebieten (Tabelle 6.3). Individuen, die sich in permanent geschützten Gebieten aufhielten, zeigten Residenzwerte von nur 9,5 % [0,2–59,2 %] der insgesamt telemetrisch erfassten Tage im Untersuchungszeitraum (36 % [0,6–100 %] der Tage mit tatsächlichen Detektionsnachweisen). Hechte in saisonal geschützten Gebieten hatten dagegen Aufenthaltsindexwerte von 13,8 % [0,5–73,7 %] der insgesamt observierten Tage (47 % [2,1–100 %] der Tage mit telemetrischen Nachweisen/Detektionen) (Abbildung 6.31). Im Falle der saisonalen Schutzgebiete waren die Aufenthaltsindizes höher, wenn nur die Laichzeit berücksichtigt wurde, mit Werten von 30 % [1,6–93,6 %] der gesamten Untersuchungstagen und 67,5 % [2,5–100 %] der Tage mit tatsächlichen telemetrischen Nachweisen. Die Überschneidungen zwischen dem Heimatgebiet und den Schutzgrenzen waren ebenfalls gering, die Werte lagen für die saisonalen und ganzjährigen Schutzgebiete meist unter 20 % (Abbildung 6.33). Diese Diskrepanz der Raumnutzung zwischen saisonal bzw. ganzjährig



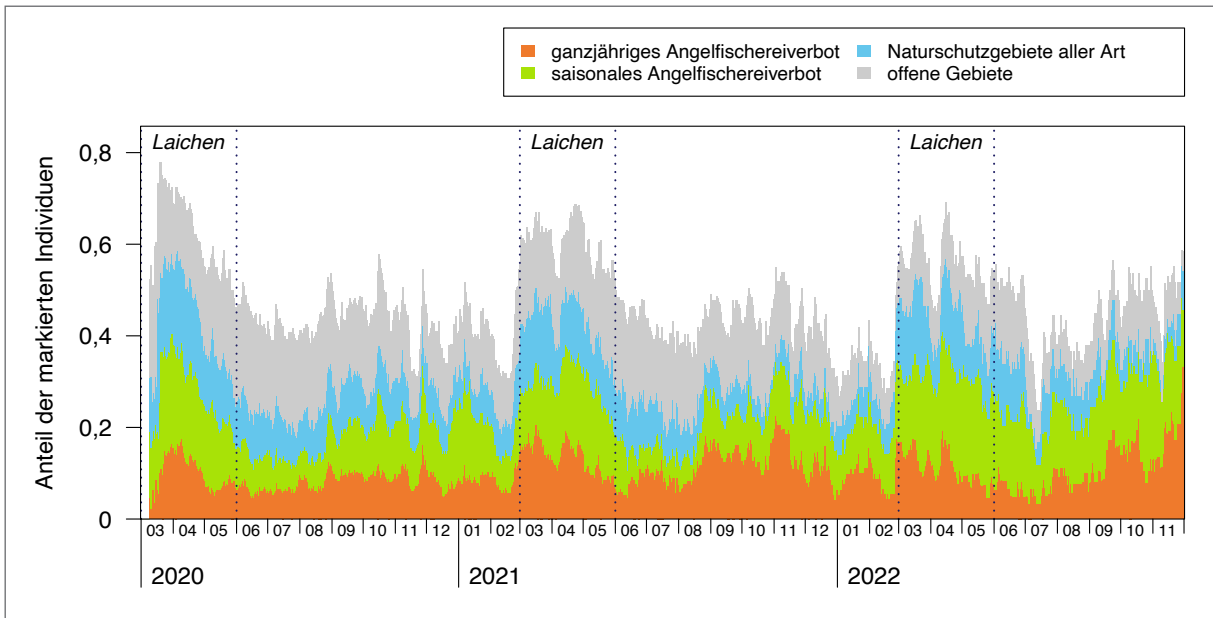
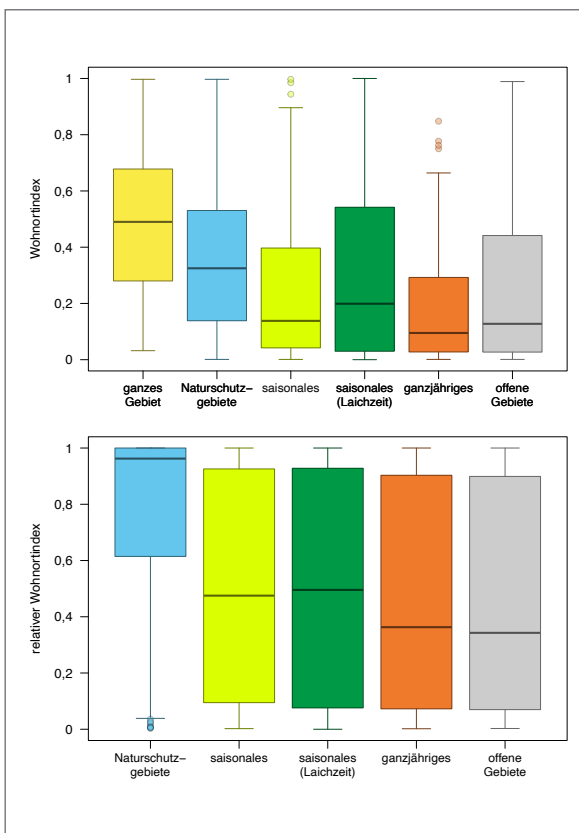


Abbildung 6.30: Tägliche Verteilung von Hechtindividuen in den verschiedenen Schutzgebietstypen. Die Anteile beziffern das Verhältnis zwischen den täglich detektierten Fischen und der Gesamtzahl der getrackten Individuen. Weiße Bereiche repräsentieren den Prozentsatz der an jedem Tag nicht detektierten Individuen.



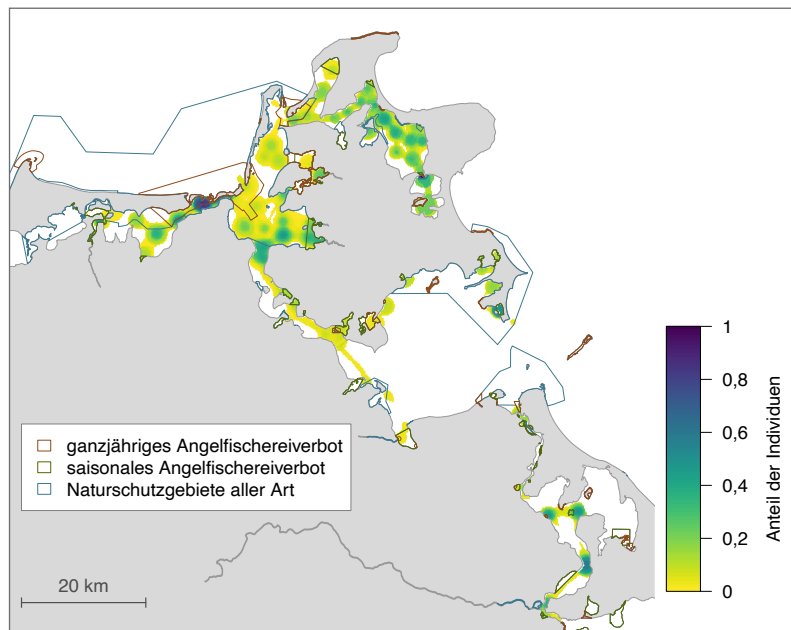
geschützten Gebieten und allgemeinen Naturschutzgebieten wird hauptsächlich durch die größere Ausdehnung der letztgenannten Schutzgebietsform verursacht. Grundsätzlich deutet die hohe Nutzung von Naturschutzgebieten auf ein hohes Managementpotenzial zur Beeinflussung der Hechtpopulationen hin.

### Konnektivität im Netzwerk saisonaler Schutzgebiete

Ein spezieller Fall von Schongebieten sind zeitlich beschränkte Laichschonbezirke, die an den Bodden weitverbreitet sind. Saisonale Laichschonbezirke

Abbildung 6.31: Vergleich des Wohnortindex (Residence Index, RI) für verschiedene Schutzstufen. Die obere Abbildung zeigt den Gesamt-RI als Prozentsatz aller Beobachtungstage innerhalb des gesamten Beobachtungszeitraums. Die untere Abbildung stellt den relativen RI dar, berechnet als Prozentsatz der Beobachtungstage im Verhältnis zur Anzahl der Tage, an denen jedes Individuum detektiert wurde. „Laichzeit“ meint den Wohnortindex während der Laichzeit in saisonalen Laichschongebieten.

Abbildung 6.32: Überlappung zwischen der Raumnutzung von georteten Hechten und geschützten Gebieten mit unterschiedlichen Beschränkungen der Angelfischerei. Die Farbskala zeigt die kumulative Verteilung der individuellen Home Ranges als Summe der individuellen 95%-Wahrscheinlichkeitskonturen, normiert für die Anzahl der effektiv überwachten Fische in jedem Bodden.



sind darauf ausgelegt, Fischpopulationen während Zeiten erhöhter Verwundbarkeit, wie etwa Laichzeiten, zu schützen. Das führt zu höheren Mobilitätsraten und Ansammlungen von Individuen. Daher sind saisonale Schutzgebiete nur dann wirksam, wenn die Fische sie auch zur Laichzeit nutzen. Die in Kapitel 3 dargestellten telemetrischen Arbeiten sind in Abbildung 3.75 dargestellt. Dort wird ersichtlich, dass die Hechte die meisten der bereits existierenden Laichschongebiete zur Laichzeit bevorzugt anschwimmen (Tabelle 6.3). Die saisonalen Schutzgebiete mit der höchsten relativen Anzahl an Individuen während der Laichsaison waren die Gebiete im westlichen Kubitzer Bodden (18,1 % der Individuen,  $n = 54$ ) und die Gewässer zwischen Ummanz und Rügen (11,3%,  $n = 34$ ). Die räumliche Netzwerkanalyse bestätigte die saisonale Zunahme der Nutzung von saisonalen Schutzgebieten im Frühjahr, wobei statistisch signifikante Veränderungen in 52 % der Laichschonbezirke beobachtet wurden ( $n = 16$ , Abbildung 3.75 in Kapitel 3). Der größte Anstieg der Nutzung erfolgte in den Laichschonbezirken Wamper Wiek, Gustower Wiek, Kubitzer Bodden, Zicker See und Puddemiener Wiek. Die Gewässer zwischen Ummanz und Rügen werden ganzjährig intensiv von Hechten genutzt und zeigten daher keine signifikanten Trends. Diese Erkenntnisse unterstreichen die Bedeutung des Schutzes dieser

spezifischen Gebiete während der Laichzeit, da sie als kritische Habitate für den Reproduktionserfolg des Hechts angesehen werden können. Im Gegensatz dazu nahm die Anzahl der täglichen Hechnachweise im Frühjahr in vier Laichschonbezirken (Libben, Nordteil des Kleinen Jasmunder Bodden, Neuensiner See und Selliner See) ab (Abbildung 3.75 in Kapitel 3). Diese Beobachtung deutet darauf hin, dass diese Schutzgebiete für die Laichzeit und die Habitatnutzung von Hechten im Frühjahr möglicherweise weniger wichtig sind. Daher könnten alternative Managementstrategien für diese Gebiete in Betracht gezogen werden, um den Schutz anderer Arten oder ökologischer Funktionen zu optimieren.

Bei der Analyse des Verhaltens über das ganze Jahr fiel auf, dass Hechte in vielen Laichschongebieten anwesend waren, als es nach zufälligen Kriterien zu erwarten gewesen wäre (vgl. Abbildung 3.75 in Kapitel 3). Die einzigen drei Laichschonbezirke, die im Laufe des Jahres mehr genutzt wurden als erwartet, waren Hohendorfer See, Zicker See und die Gewässer zwischen Ummanz und Rügen. Das deutet darauf hin, dass sie für Hechte ganzjährig sehr attraktiv sind. Von diesen drei Gebieten unterliegen lediglich die Gewässer zwischen Ummanz und Rügen einem ganzjährigen Schutz in Bezug auf die Angelfischerei, allerdings sind in diesem Gebiet mindestens

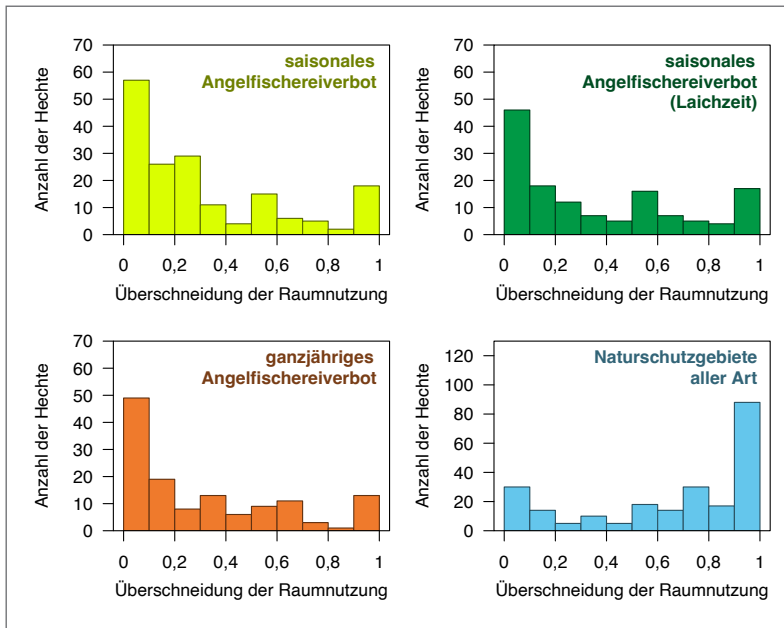
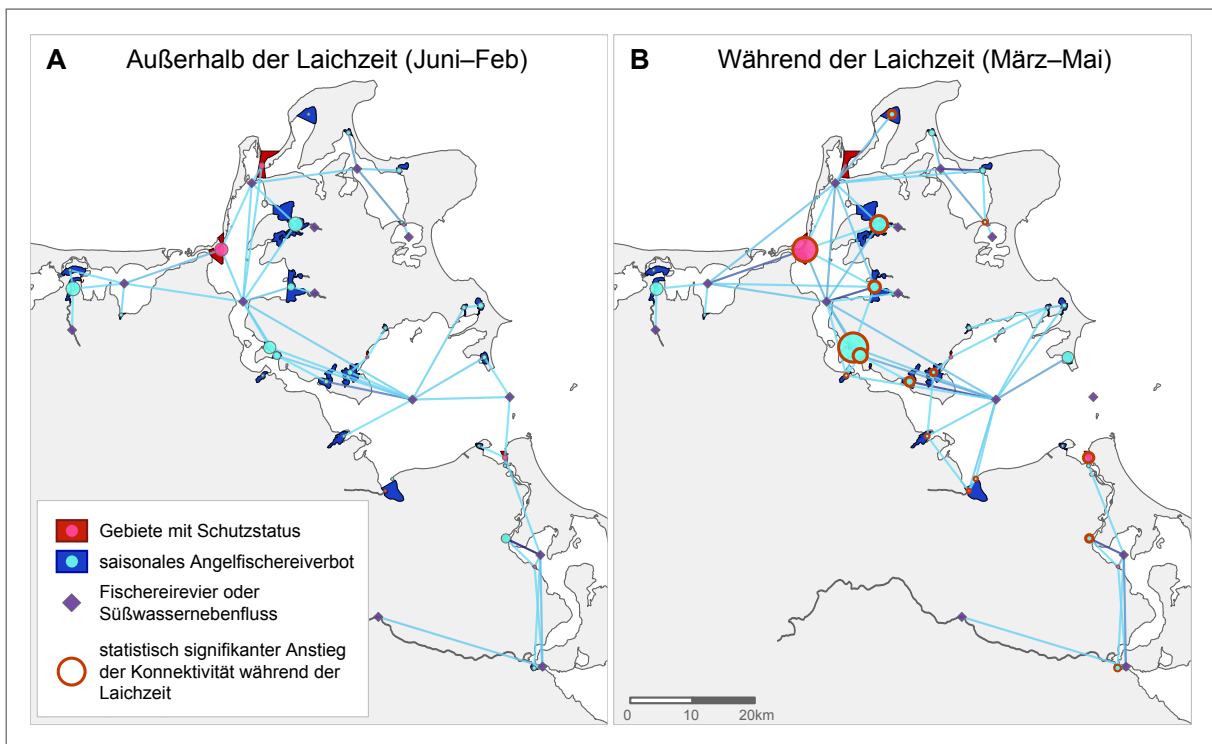


Abbildung 6.33: Verteilung der Überlappungsgrade zwischen individuellen Home Ranges (95%-Wahrscheinlichkeitskonturen) und den verschiedenen Beschränkungen der Angelfischerei. Überlappungswerte von 1 zeigen Individuen, deren Home Ranges in Schutzgebieten liegen, während Werte nahe 0 auf eine minimale Abdeckung des Bewegungsraums durch Schutzgebiete hinweisen.



**Abbildung 6.34:** Hechtbewegungsnetzwerke in geschützten Gebieten und Angelgebieten: A) Durchschnitt aller Monate außerhalb der Laichzeit, B) Durchschnitt während der Laichzeit. Knoten, die offene Gebiete repräsentieren, haben eine feste Größe, während die Größe der Knoten, die geschützte Gebiete repräsentieren, dem Durchschnitt der monatlichen Anzahl von Detektionen in jedem Gebiet entspricht (Knotenstärke). Knoten mit einer während der Laichzeit statistisch signifikanten Zunahme der Konnektivität (Knotengrad, Wilcoxon-Rangsummentest,  $p < 0,05$ ) sind mit einem roten Umriss hervorgehoben.

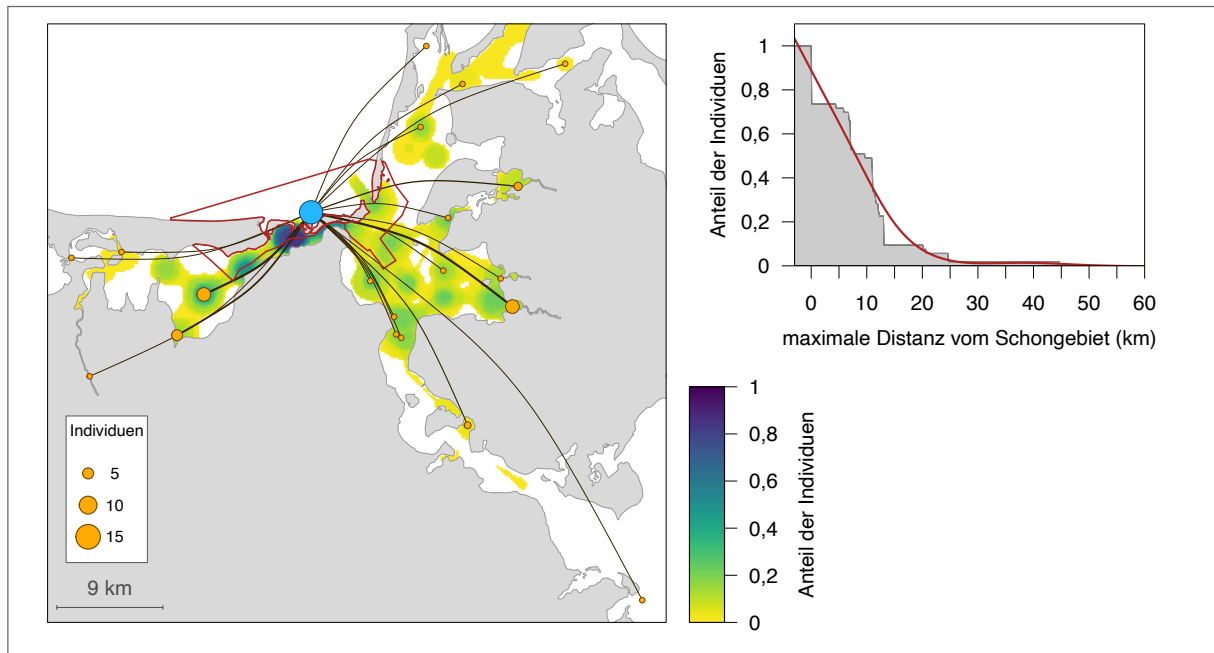


Abbildung 6.35: Maximale Wanderstrecken der Hechtindividuen, die in der Kernzone des Nationalparks (rotes Polygon) detektiert wurden. Die Linien verbinden das Schutzgebiet mit den am weitesten entfernten Empfängern, an denen die Individuen detektiert wurden. Die Größe der Punkte entspricht der Anzahl der am jeweiligen Empfänger detektierten Individuen. Die Hintergrundkarte zeigt die kumulative Verteilung der Home Ranges (95%-UD) der Individuen, die innerhalb des geschützten Gebiets detektiert wurden. Die rechte Abbildung zeigt den Anteil der Hechte, die in zunehmender Entfernung von der Grenze des geschützten Gebiets detektiert wurden.

zwei Berufsfischer:innen aktiv. Alle drei Laichschonbezirke könnten daher von verstärkten Schutzmaßnahmen auch außerhalb der Laichzeit profitieren, da die ständige Präsenz von Hechten in diesen Gebieten auf ihre Bedeutung als Fresshabitate hinweist.

Die Laichwanderungen der Hechte von ihren Futtergründen zu den Laichplätzen sind ein wichtiger Prozess, der zur Konnektivität zwischen saisonalen Laichschongebieten beiträgt. Insgesamt war die Netzwerkkonnektivität der Laichschongebiete während des größten Teils des Jahres schwach, nahm aber während der Laichzeit signifikant zu (Abbildung 6.34). Im Einklang mit der allgemeinen Zunahme der Hechtpräsenz im Frühjahr bestätigte der Netzwerkansatz eine Zunahme der Konnektivität in der Hälfte der mit Receivern ausgestatteten Laichschongebiete (52 %, N = 16, hervorgehobene Knoten in Abbildung 6.34B). Diese erhöhte Konnektivität während der Laichzeit hat wichtige Auswirkungen auf die

Dynamik der Hechtpopulation und den Genfluss. Sie unterstreicht die Bedeutung der Berücksichtigung des saisonalen Aspekts der Hechtökologie und -habitatnutzung bei der Gestaltung und dem Management von Schutzgebieten.

Zusammengenommen zeigen die Daten die erhebliche Nutzung gerade der buchtartigen Laichschonbezirke durch Hechte an den Bodden. Obwohl die Laichschongebiete an den Bodden nicht speziell auf Hechte ausgelegt sind, umfassen sie mit dem April die Hochzeit der Laichzeit. Eventuell wäre eine Ausweitung auf den März und ganz sicher eine bessere Regulation der Fanggeräte zur verbesserten Offenhaltung des Fischwechsels sinnvoll. Aktuelle Studien aus Schweden von Eklöf et al. (2023) belegen, dass die Küstenhechtpopulationen von der Rekrutierung in Laichschongebieten profitieren, sodass deren Fortbestehen und eventuelle Ausweitung an den Bodden unbedingt empfohlen werden kann.

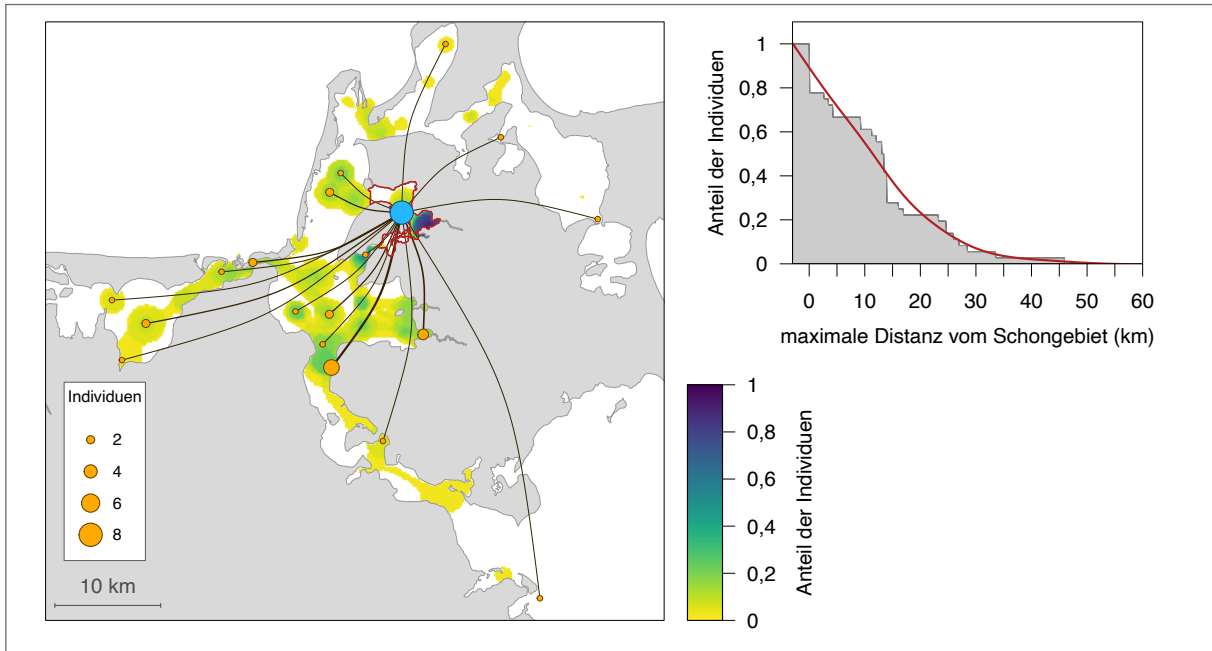


Abbildung 6.36: Maximale Wanderstrecken der Hechtindividuen, die im ganzjährigen Schutzgebiet in dem Gewässer zwischen Ummanz und Rügen (rotes Polygon) detektiert wurden. Die Linien verbinden das geschützte Gebiet mit den am weitesten entfernten Empfängern, an denen die Individuen detektiert wurden. Die Größe der Punkte entspricht der Anzahl der am jeweiligen Empfänger detektierten Individuen. Die Hintergrundkarte zeigt die kumulative Verteilung der Home Ranges (95%-UD) der Individuen, die innerhalb des geschützten Gebiets detektiert wurden. Die rechte Abbildung zeigt den Anteil der Hechte, die in zunehmender Entfernung von der Grenze des geschützten Gebiets detektiert wurden.

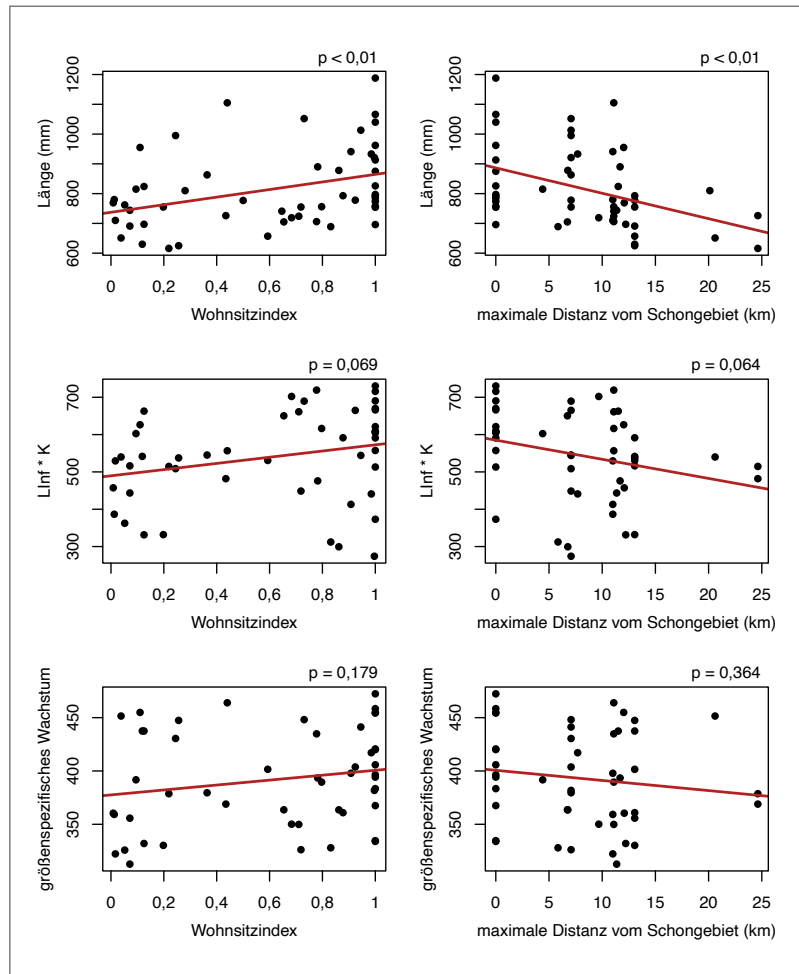
### Spill-Over-Potenzial von zwei ganzjährig geschützten Gebieten

Die Analyse wurde auf zwei Schutzgebiete beschränkt, die vollständig vor dem Zugriff durch die Angelfischerei geschützt sind, teilweise aber noch durch Berufsfischer:innen befischt werden. Die Ortungsdaten der Hechte zeigten, dass der größte Anteil der markierten Hechte (20,9 % bzw.  $n = 53$ ) sich in der Kernzone des Nationalparks befinden, gefolgt vom Schutzgebiet der Gewässer zwischen Ummanz und Rügen (14,2 %,  $n = 36$ ). Sowohl der Aufenthaltsindex als auch die Überlappung der Home Ranges mit diesen Gebieten waren jedoch relativ gering. Nur 17 % der Individuen waren vollständig in den Schutzgebieten resident ( $R = 1$ ) und nur 9,8 % hatten ihr Bewegungsareal gut durch die Schutzgebietsgrenzen abgedeckt (Überlappung > 90 %).

Mit dem Fokus auf die beiden genannten ganzjährigen Schutzgebiete konnte eine Schätzung des

Spill-over-Potenzials der Individuen erfolgen, indem die Bewegungsareale der Hechte ganzjährig erfasst und analysiert wurden. Obwohl die Hechte prinzipiell sehr standorttreu sind, können einzelne Hechte manchmal große Bewegungen vollziehen, z. B. Laichwanderungen. Diese erschweren das Management durch kleine Schutzgebiete. In der Kernzone des Nationalparks waren 30 % der erfassten Individuen ( $n = 16$ ) vollständig im Schutzgebiet resident, sie wurden ausschließlich von den innerhalb der Gebietsgrenzen platzierten Empfängern erfasst (Abbildung 6.35). Die restlichen Individuen (70 %,  $n = 37$ ) bewegten sich oftmals außerhalb der Grenzen bis zu einer maximalen Entfernung von 44 km. Die Detektoren registrierten 50 % der Individuen nicht in einer größeren Entfernung als 9,7 km von der Schutzgebietsgrenze entfernt (Abbildung 6.35). Ähnlich verhielt es sich im Schutzgebiet der Gewässer zwischen Ummanz und Rügen, wo 27,8 % der Hechte ( $n = 10$ )

Abbildung 6.37: Beziehungen zwischen dem Residence-Index (Wohnsitzindex) und der maximal zurückgelegten Entfernung sowie Wachstumsmerkmalen (Länge, Omega: Produkt der  $L_{\infty}$ - und  $k$ -Parameter des von-Bertalanffy-Wachstumsmodells; größenkorrigierte Wachstumsraten, berechnet aus Schuppen und Länge bei Fang) von Hechtindividuen, die in der Kernzone des Nationalparks beobachtet wurden. Das Ergebnis des linearen Modells und der  $p$ -Wert werden für jede Variablenkombination angezeigt.



vollständig resident waren (Abbildung 6.36). Die restlichen in dem Gebiet beobachteten Individuen ( $n = 26$ ) wurden bis zu einer Entfernung von 45 km von den Grenzen des Reservats erfasst, aber 50 % der Individuen bewegten sich nur bis zu 13,2 km von den Reservatsgrenzen weg. Grundsätzlich zeigten die Telemetriedaten aber eine ausgedehnte Nutzung von offenen Gebieten durch die in Nullnutzungsgebieten besiedelten Hechte und damit ein Potenzial für Spill-Over (ob es sich wirklich um Spill-Over handelt, lässt sich ohne konkreten Nachweis einer dichtabhängigen Verdrängung nicht belegen).

Aufgrund des permanenten Schutzes insbesondere des standorttreuen Teils der Hechtpopulation ist anzunehmen, dass dauerhafte Schutzgebiete die Populationsdynamik auch in offenen Gebieten außerhalb der Schutzgebietsgrenzen positiv beeinflussen.

Denn die Fischerei, auch die Angelfischerei, kann selektiv bestimmte Individuen fangen (z. B. die mobilen oder frohwüchsigen, Arlinghaus et al. 2017b, Monk et al. 2021) und so Fischmerkmale wie Wachstumsrate oder Mobilität beeinflussen. In permanenten Schutzgebieten verringert sich der Selektionsdruck auf Individuen, die ansonsten einfacher gefangen werden (Arlinghaus et al. 2017b). Bei den Boddenhechten in der Kernzone des Nationalparks wurde eine signifikant positive Beziehung zwischen der Länge und dem Aufenthaltsindex festgestellt, wobei die größeren Individuen am deutlichsten ortstreu waren (Abbildung 6.37,  $F = 7,87$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0,01$ ). Dementsprechend war die Beziehung zwischen der Länge und der maximalen Wanderentfernung negativ ( $F = 10,47$ ,  $df = 50$ ,  $p < 0,01$ ). Es bestand jedoch keine signifikante Korrelation zwischen dem Aufenthaltsindex oder der

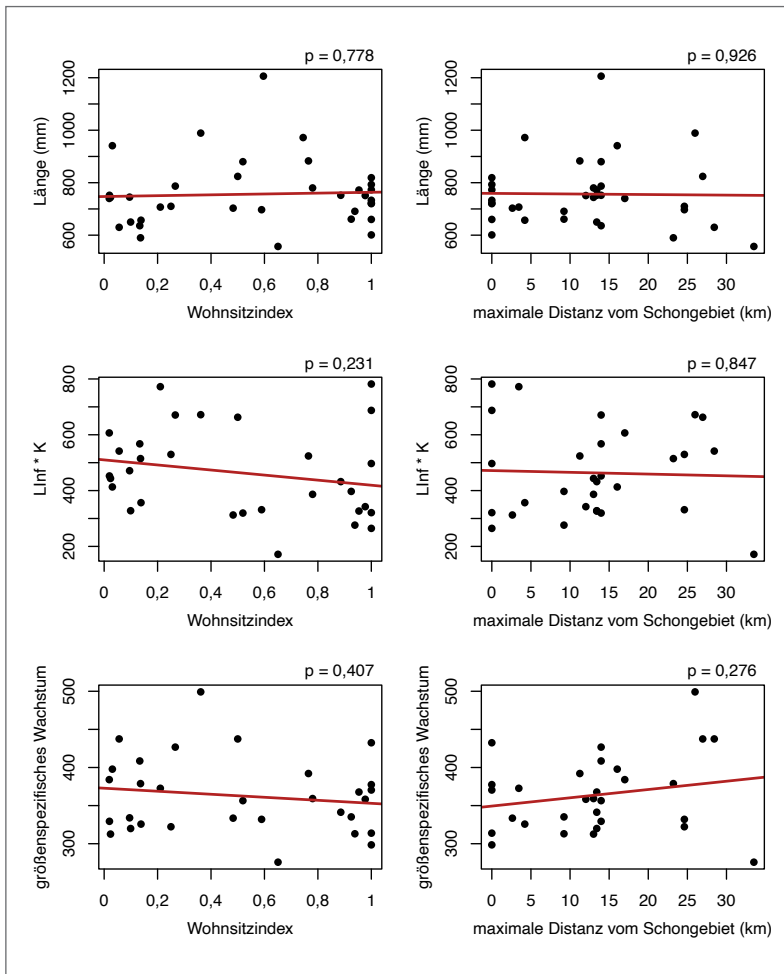


Abbildung 6.38: Beziehungen zwischen dem Residence-Index (Wohnsitzindex) und der maximal zurückgelegten Entfernung sowie den Wachstumsmerkmalen (Länge, Omega: Produkt der  $L_{inf}$  und K-Parameter des von-Bertalanffy-Wachstumsmodells; größenkorrigierte Wachstumsraten, berechnet aus Schuppen und Länge bei Fang) von Hechtindividuen, die im ganzjährigen Schutzgebiet in dem Gewässer zwischen Ummanz und Rügen beobachtet wurden. Das Ergebnis des linearen Modells und der p-Wert werden für jede Variablenkombination angezeigt.

zurückgelegten Entfernung und den beiden Wachstumsparametern ( $p > 0,05$ ). Bei den Individuen, die im Gewässer zwischen Ummanz und Rügen beobachtet wurden, fand sich ebenfalls keine signifikante Beziehung zwischen Aufenthaltsindex oder Entfernung und Länge oder den Wachstumsparametern (Abbildung 6.38,  $p > 0,05$ ). Daher deuten die Ergebnisse darauf hin, dass die Kernzone des Nationalparks die größeren Hechte effektiv schützt – genau die Tiere also, die ansonsten selektiv von der Angelfischerei betroffen sind (Kapitel 5, Monk et al. 2021). Allerdings führt die Anhäufung von Hechten in Schongebieten dazu, dass deren Wachstumsrate negativ beeinflusst wird, was sehr wahrscheinlich durch Nahrungslimitation eintritt (Kapitel 5). Es ließ sich aber kein Beleg für den Zusammenhang zwischen Wachstumsrate und Tendenz zum Verlassen der Schutzgebietsgrenzen finden.

Unsere Ergebnisse auf Grundlage der Telemetriedaten belegen, dass nur ein kleiner Anteil der Hechtpopulation in dauerhaften Schutzgebieten an den Bodden lebt. Folglich sind die meisten Boddenhechte einem Fischereidruck ausgesetzt. Das gilt aus zwei Gründen, erstens weil sie regelmäßig auch aus den Schutzgebieten herausschwimmen und zweitens weil auch in den „Schutzgebieten“ durch Fischer:innen ein Fischereidruck herrscht. Diese Exposition erhöht die Wahrscheinlichkeit, dass Individuen, die aus geschützten Gebieten stammen, im Laufe des Lebens auch gefangen werden. Um die langfristige Nachhaltigkeit und den Schutz der Hechtpopulationen im Bodden zu gewährleisten, könnte es sinnvoll sein, die Ausdehnung und Konfiguration von ganzjährigen Schutzgebieten zu überdenken oder über rotierende Schutzgebiete nachzudenken, mittels de-

rer auch die Fängigkeit von Hechten hochgehalten werden könnte. Empfohlen wird eher ein Netz von kleineren Nullnutzungszonen, als ein großes Gebiet, da so positive Spill-Over-Effekte der Schutzgebiete zu erwarten sind. Je größer ein Schutzgebiet, desto besser sind Hechte geschützt, die dann aber nicht für die Fischerei verfügbar werden.

### Spill-Over-Potenzial abgeleitet aus Fang-Markierungs-Wiederfang-Daten

Während der drei Vergleichsbefischungen im Frühjahr, Sommer und Herbst 2022 (Kapitel 1, 5) wurden insgesamt 28 Hechte wiedergefangen (Abbildung 6.39), die zuvor entweder während der Vergleichsstudie selbst oder in einer anderen Feldkampagne markiert

wurden (Übersicht aller im Projekt BODDENHECHT durchgeführten Markierungs- und Wiederfänge in Kapitel 1, 5). Von diesen 28 Hechten wurden 22 innerhalb des geschonten Gebiets wiedergefangen, wobei der Großteil (n = 16) bereits im Schon- oder Schutzgebiet markiert wurde. Ein kleinerer Anteil (n = 6 von 22 im geschonten Gebiet wiedergefangenen Hechten) wurde zuvor außerhalb markiert, das heißt, diese Hechte sind zwischen Fang- und Wiederfang in das geschützte Gebiet eingewandert. Umgekehrt wurden im gleichen Zeitraum und bei gleichem Befischungsaufwand sechs Hechte außerhalb des Schon- bzw. Schutzgebiets wiedergefangen, von denen der Großteil (n = 5) auch zuvor außerhalb markiert wurde. Das heißt, diese Hechte sind nicht gewandert. Lediglich

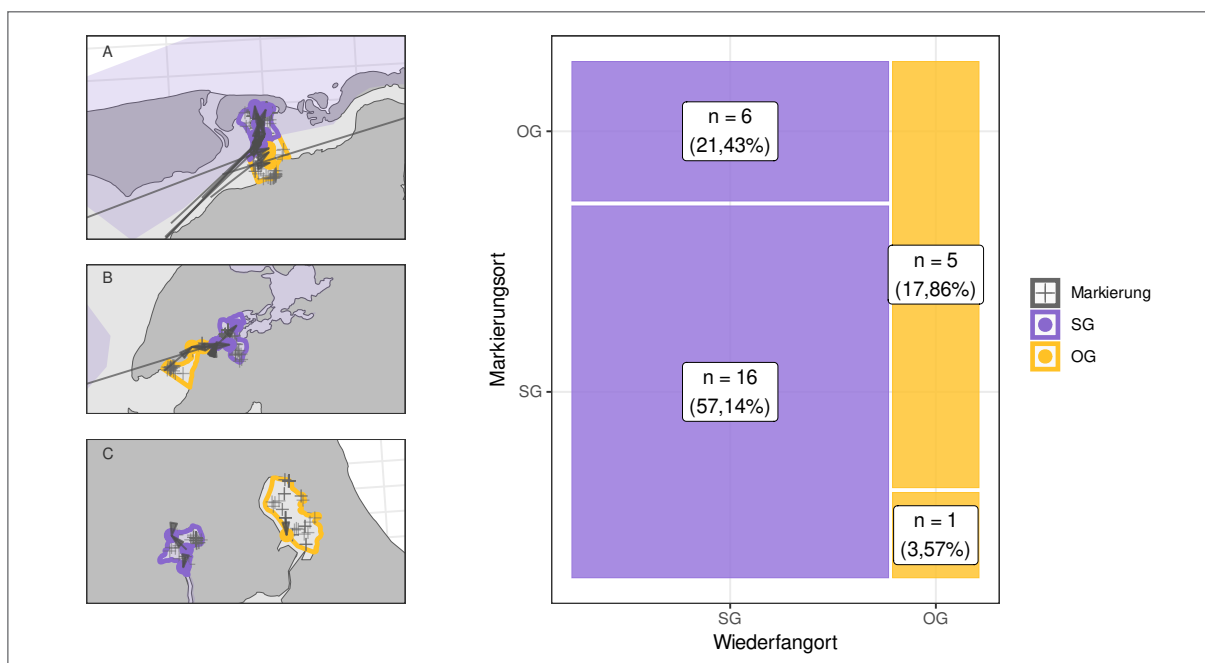


Abbildung 6.39: Vergleich der wiedergefangenen Hechte innerhalb (Schutzgebiete = SG, lila) und außerhalb (offene Gebiete = OG, gelb) von Schon- bzw. Schutzgebieten in den Vergleichsgebieten A) Grabow, B) Ummanz und C) Selliner/Neuensienner See. Die Pfeile zeigen die Wanderbewegungen einzelner Hechte zwischen der Markierung und dem Wiederfang, z. B. bedeuten Pfeile von gelben in lila Gebiete die Einwanderung von Hechten aus ungeschonten in geschonte Bereiche. Eine tabellarische Darstellung zeigt die Anzahl und Anteile von Hechten, die im geschonten (SG) bzw. ungeschonten (OG) Bereich wiedergefangen wurden im Vergleich zum jeweiligen Markierungsort.



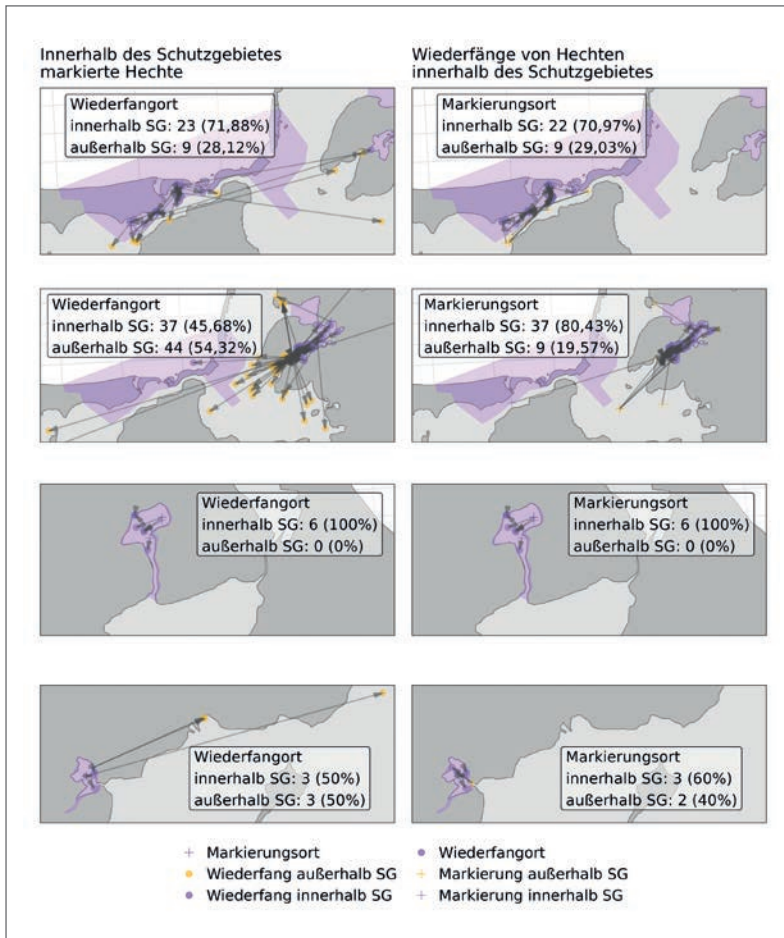


Abbildung 6.40: Vier Beispiele von Schon- bzw. Schutzgebieten (SG, eingefärbte Flächen), in denen Hechte markiert und wiedergefangen wurden. Die linke Spalte zeigt den räumlichen Verbleib von Hechten, die in geschonten Gebieten markiert wurden, einschließlich möglicher Auswanderungen. Die rechte Spalte stellt dar, woher ein im geschonten Gebiet wiedergefangener Hecht stammte, einschließlich möglicher Einwanderungen.

ein einziger wiedergefangener Hecht wanderte während der Vergleichsbefischungen aus dem geschützten Gebiet aus, er wurde also zuvor innerhalb des Schutzgebiets markiert und später außerhalb wiedergefangen (Abbildung 6.39). Die Hechte, die in die Schongebiete ein- bzw. auswanderten, oder im jeweiligen Markierungsgebiet verweilten, unterschieden sich weder signifikant in Bezug auf Geschlecht (exakter Test nach Fisher,  $p = 0,55$ ) und Saison ( $p = 0,18$ ) noch in Bezug auf verschiedene Wachstumsparameter (für  $N = 14$  wiedergefangene Hechte mit Wachstumsdaten; multinomiale logistische Regression,  $p > 0,1$ ) und die Körperlänge ( $p > 0,1$ ). Eine Stärke dieses Datensatzes besteht darin, dass der Fangaufwand innerhalb und außerhalb der Schon- bzw. Schutzgebiete vergleichbar war. Allerdings war der Umfang der Vergleichsbefischungen begrenzt und es wurden nur wenige Wiederfänge erzielt. Unter Vorbehalt der

damit verbundenen Unsicherheiten legt das Ergebnis auf der Grundlage von Fang-Wiederfang-Daten nahe, dass diese Hechte eher stationär bleiben und daher der Austausch zwischen den geschützten und ungeschützten Gebieten eher gering ist. Bei den wenigen beobachteten Austauschwanderungen von Hechten handelte es sich eher um Einwanderungen in das Schutzgebiet als um Auswanderungen.

Im gesamten Projektzeitraum wurden insgesamt 125 der in den vier Beispiel-Schongebieten markierten Hechte wiedergefangen, wobei je nach Untersuchungsgebiet zwischen 46 % und 100 % der Hechte innerhalb des Schon- bzw. Schutzgebiets wiedergefangen wurden (Abbildung 6.40). Die höchste Emigrationsrate wurde im Beispielgebiet Ummanz festgestellt, wo 54 % ( $n = 44$  von 81) der Hechte außerhalb des Schongebiets gefangen wurden, während 46 % ( $n = 37$  von 81) der Wiederfänge innerhalb des

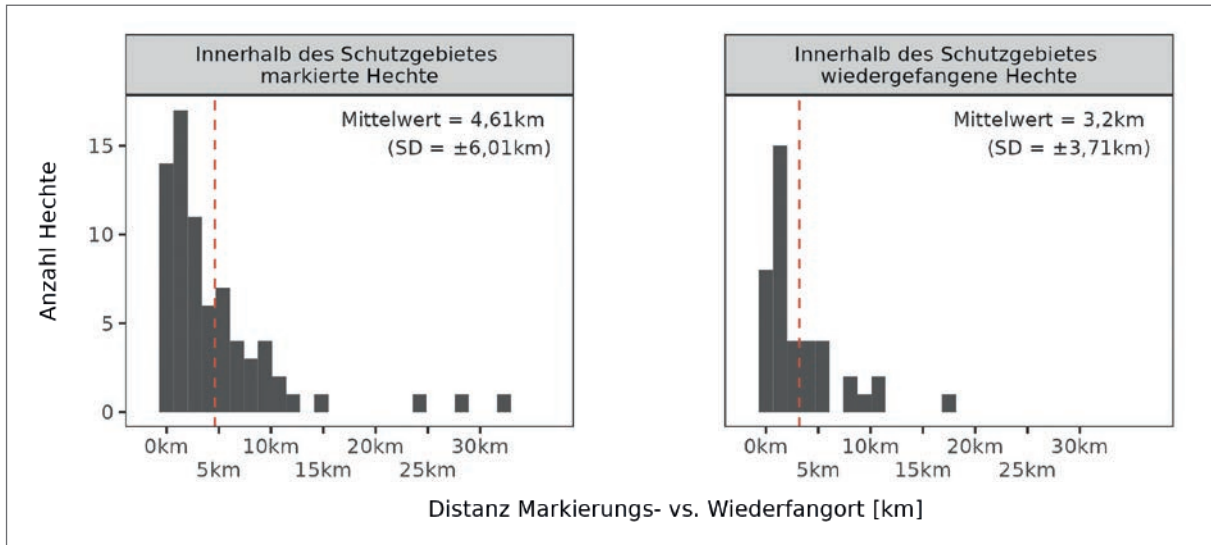


Abbildung 6.41: Häufigkeitsverteilungen der Wanderdistanzen zwischen den Markierungs- und Wiederfangorten von Boddenhechten, die in geschonten Gebieten markiert bzw. wiedergefangen wurden. Links sind die Distanzen für Hechte dargestellt, die innerhalb von Schon- und Schutzgebieten markiert und später möglicherweise anderswo wiedergefangen wurden (potenziell ausgewanderte Hechte). Auf der rechten Seite ist die Verteilung der Distanzen zwischen den Wiederfangorten in den geschonten Gebieten und ihren ursprünglichen Markierungsorten (potenziell eingewanderte Hechte) abgebildet. Eine kartografische Darstellung der Markierungs- und Wiederfangorte in Bezug auf die Lage der Schon- und Schutzgebiete zeigt Abbildung 6.40.

Schongebietes stattfanden. Im Neuensierer See hingegen wurden alle markierten Hechte ausschließlich im Schongebiet wiedergefangen ( $n = 6$ , 0 % Emigration). Im Mittel lag die zurückgelegte Schwimmdistanz von innerhalb geschonter Gebiete markierter Hechte zum späteren Wiederfangort bei 4,6 km ( $SD = \pm 6$  km, Abbildung 6.41) und damit im Bereich früherer Angaben aus Finnland (Karås & Lehtonen 1993). Es ist hier jedoch zu berücksichtigen, dass der Fangaufwand durch Angler:innen und Fischer:innen außerhalb der geschonten Gebiete höher war und somit auch die Wahrscheinlichkeit von Wiederfängen steigt. Von den insgesamt 88 Hechtwiederfängen in den geschonten Gebieten wurden zwischen 60 und 100 % zuvor auch in diesen Gebieten markiert (Abbildung 6.40). Besonders hohe Anteile von Wiederfängen verweilender Hechte und geringe relative Anteile von einwandernden Hechten wurden im Neuensierer See ( $n = 6$  von 6 Wiederfängen waren auch innerhalb markiert worden) und im Gebiet Ummanz ( $n = 37$  von 46 Wiederfängen (80%) waren innerhalb und nur 9 Hechte außerhalb markiert wor-

den) beobachtet. Dies deutet darauf hin, dass nur wenige Hechte in die geschützten Bereiche einwandern und die meisten Hechte innerhalb der Schongebiete bleiben. Die mittlere Schwimmdistanz vom ursprünglichen Markierungsort eines Hechtes bis zum Wiederfang innerhalb der Schon- und Schutzgebiete lag bei 3,2 km ( $SD = \pm 3,7$  km, Abbildung 6.41).

Dieses Ergebnis des eher stationären Verhaltens auf Grundlage von Fang-Wiederfang-Daten weicht stark von den auf der Grundlage der Fischtelemetrie gemachten Entdeckungen ab (Kapitel 5, 6.6). Mehrere Gründe könnten eine Rolle spielen. Zunächst ist festzustellen, dass die Fang-Wiederfang-Analysen auf einen engen räumlichen Gebietspaarvergleich beschränkt war und daher Fische, die über die etwas künstlich definierten Gebietsgrenzen hinausschwammen, nicht in die Analyse einfließen (Kapitel 5). Außerdem war der zeitliche Rahmen auf ein Untersuchungs-jahr beschränkt. Im Unterschied dazu basierte die telemetrische Analyse auf Wanderbewegungen über das gesamte Studiengebiet in einem Zeitrahmen von drei Jahren. Diese Analyse zeigte,

dass nur etwa 30 % der Hechte wirklich standorttreu im Schutzgebiet verblieben und 70 % zumindest zeitweilig nach außen schwammen. Die mittels Telemetrie erhobenen maximalen Wanderstrecken waren zudem deutlich länger, als es bei den Fang-Wiederfang-Daten ersichtlich wurde. Das liegt u. a. an der nicht zufälligen Gebietswahl durch Angler:innen und Fischer:innen. Wanderstrecken von Hechten werden durch Fang-Wiederfang-Daten unterschätzt (Dhellemmes et al. 2023). Hinsichtlich des Spill-Over-Potenzials hat daher die telemetrische Analyse eine höhere Aussagekraft. Es kann schließlich davon aus-

gegangen werden, dass hohe Anteile der Boddenhechte durchaus regelmäßig auch die Schongebietsgrenzen verlassen und dann fängig werden.

### Optimierung der Schutzgebietsanordnung

Die Ergebnisse der räumlichen Priorisierungsanalyse für die theoretische Anordnung neuer Schutzgebiete zeigten, dass die bestehenden Schutzgebiete (16 % des durch die Telemetrie abgedeckten Gebiets) nur teilweise die Schlüsselareale einschließen, die von den Hechten während der Laichzeit genutzt werden (25 %, Abbildung 6.42, Abbildung 6.43). Das heißt, ein

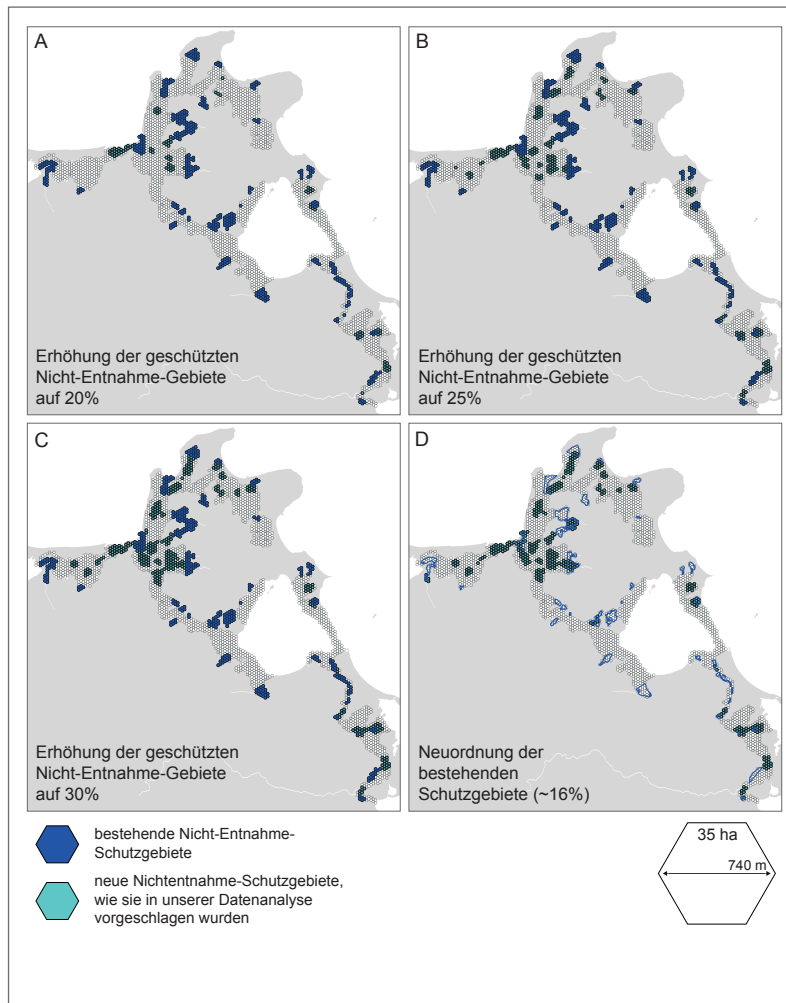


Abbildung 6.42: Beispiele für Lösungen der räumlichen Priorisierungsanalyse für Hechte zu Laichschonbezirken. Vier Szenarien zeigen Prioritäten für Schutzgebiete, wenn der geschützte Bereich von aktuell A) 16 % auf 20 %, B) 25 % oder C) 30 % der Gesamtfläche der Bodden erhöht wird oder D) wenn die bestehenden 16 % Schongebiete neu angeordnet werden, um sie für den Hechtschutz zu optimieren. Die konkreten geografischen Gebiete sind nicht im Detail zu interpretieren, da durch die Modellierung nur solche Gebiete überhaupt als Schutzgebiet auswählbar waren, wo Receiver standen (z. B. weißer Fleck im Greifswalder Bodden ohne Abdeckung). Der Anteil der bestehenden geschützten Gebiete basiert auf den räumlichen Einheiten, die für die räumliche Priorisierungsanalyse verwendet wurden. Er ist etwas höher als in der Realität, da die Einheiten etwas grob gefasst sind und die Grenzen nicht exakt wiedergeben.

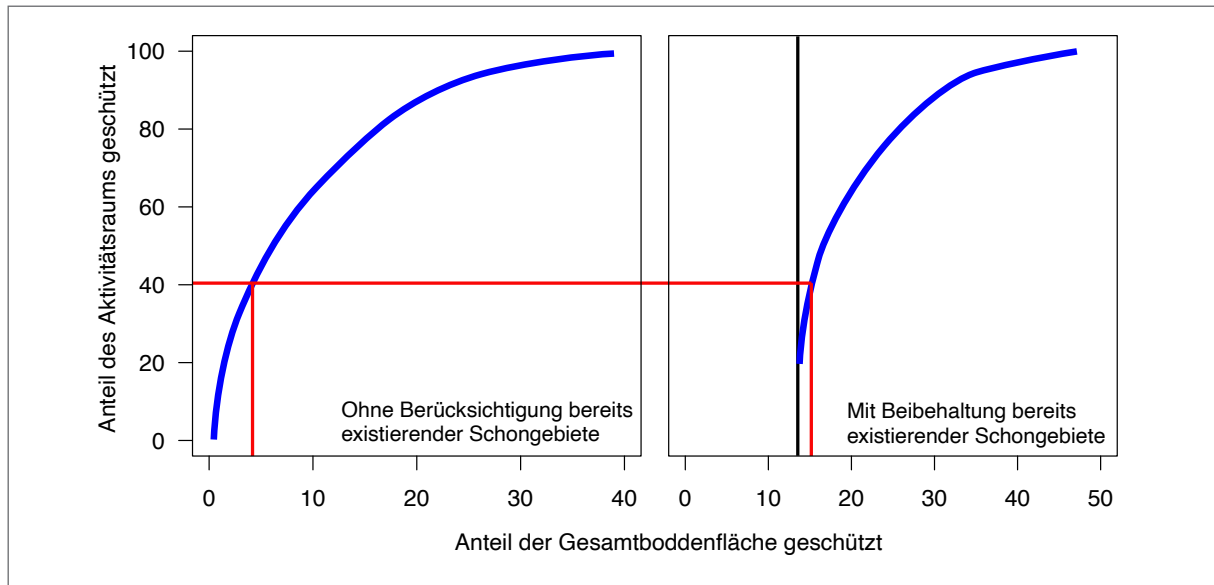


Abbildung 6.43: Zusammenhang zwischen der Gesamtfläche der geschützten Laichschonbezirke und dem Anteil des Hechtaktivitätsraums, den sie bei optimaler Anordnung schützen würden. Die Boddengebietsanteile auf der x-Achse beziehen sich auf die Gesamtfläche von rund 1000 km<sup>2</sup>, die durch Telemetrie abgedeckt wurde. Rot dargestellt sind exemplarisch ein Schutzziel von 40 % und die dafür nötigen Flächenanteile, die unter Schutz gestellt werden müssen. Links ohne Berücksichtigung existierender Laichschongebiete und rechts unter Beibehaltung des existierenden Netzes.

verstärkter Schutz der Aufenthaltsbereiche der Hechte kann durch eine Neuordnung der Laichschongebiete oder anderer Schutzgebiete erreicht werden.

Anhand der räumlichen Optimierung lässt sich abschätzen, dass schon mit einer relativ kleinen Fläche von Nullnutzungszonen zur Laichzeit viel erreicht werden könnte, um den Schutz der Hechtpopulation zu verbessern. Um z. B. 30 % des Hechtaktivitätsraums während der Laichzeit zu schützen, müssten nur etwa 5 % der Bodden unter Schutz gestellt werden, wenn die Daten zu Hechtarealen und Hechtdichten entsprechend berücksichtigt werden (Abbildung 6.43). Der Gesamttraum, der benötigt wird, um einen bestimmten Anteil des Hechtaktivitätsbereichs zu schützen, war im Modell durchgehend niedriger, wenn die Anordnung der Schutzgebiete neu erfolgte ohne Rücksicht auf bestehende Schutzgebiete (Abbildung 6.43). So würde man beispielsweise nur 4 % der Gesamtfläche benötigen, um 40 % der Hechte während der Laichzeit zu schützen, während man unter Berücksichtigung der aktuellen Schutzgebiete und Hinzunahmen neuer Gebiete 40 % der Hechte

schützen würde mit einem Schutzgebietsnetz von 15 % (Abbildung 6.43). Dies ist jedoch nicht überraschend, da die bestehenden Laichschongebiete und andere Schutzgebiete nicht speziell auf den Schutz von Hechten zugeschnitten sind, sondern darauf abzielen, die gesamte Fischgemeinschaft in den Bodden zu verbessern. Allgemein ist der Anstieg der Schutzwirkung mit ansteigender Fläche an Schongebieten aber sehr steil (Abbildung 6.43). Das heißt, die Schutzwirkung steigt überproportional mit dem Anteil (richtig) angeordneter Laichschongebiete.

Standorte, die in allen Szenarien für den Schutz zur Laichzeit priorisiert wurden, umfassten Teile der bestehenden Laichschonbezirke 1) im Gewässer zwischen Ummanz und Rügen, 2) im Zicker See, 3) in Parzellen des Peenestroms und 4) in der Werderbucht im westlichen Teil der Grabow (Kernzone des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft) (Abbildung 6.42).

Die Ergebnisse der räumlichen Priorisierungsanalyse sollten jedoch nicht als perfektes Rezept für die Entwicklung einer räumlichen Schutzstrategie für

Hechte verstanden werden, sondern lediglich als Entscheidungshilfe, die Diskussionen zwischen Interessengruppen und regionalen Behörden erleichtern kann (Margules & Pressey 2000). Vorsicht ist besonders aufgrund einiger Unsicherheiten geboten. So sind die Hechtpräsenzdaten letztendlich an die telemetrischen Empfängerstandorte gebunden und könnten zudem durch die unterschiedliche Anzahl der markierten Hechte in verschiedenen Gebieten beeinflusst worden sein. Um letztere Beeinflussung abzumildern, wurden die Daten entsprechend der Anzahl der in jedem Teil des Untersuchungsgebiets freigesetzten Fische normiert. Allerdings bleiben Lücken in der Empfängerabdeckung ein wichtiger einschränkender Faktor, der bei der Interpretation der Daten berücksichtigt werden muss. Da das Telemetriesystem nicht gezielt darauf ausgerichtet war, die Funktionalität von Laichschongebieten zu bestimmen, wird davon abgesehen, aufgrund der Modellierung ganz konkrete Orte als künftige Laichschongebiete oder als allgemeine Hechtschutzgebiete vorzuschlagen. Als Ergebnis reicht die grundlegende Erkenntnis, dass die relative Effektivität von Laichschongebieten im Sinne der Schonung der Aufenthaltsbereiche der Hechte sehr hoch ist. Ihr Erhalt und Ausbau wäre also prinzipiell ein lohnendes Managementwerkzeug. Dafür eignen sich z. B. Mündungsbereiche von Flüssen, Renaturierungsflächen (Kapitel 1) und alle seeartigen Erweiterungen im Boddengebiet. Die Freihaltung des Fischwechsels sollte dabei grundsätzlich Beachtung finden.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Schonzeiten sowie Schon- und Schutzgebiete sind probate Mittel für das Management der Boddenhechte und haben sich grundsätzlich bewährt. Aus fischereibiologischer Sicht sind Erweiterungen sowohl der Schonzeiten als auch der Schongebiete für den Hechtschutz sinnvoll. Gleichsam sind diese Maßnahmen sozial konfliktträchtig, da erweiterte Schonzeiten ökonomische Einbußen und Schongebiete Einschränkungen bei der Wahl von Fanggebieten nach sich ziehen. Dennoch sollte über die

strategische Erweiterung gerade von Laichschongebieten und die verstärkte Durchsetzung von Nullnutzungszone für alle Fischereiformen nachgedacht werden. Entsprechende Maßnahmen bedürfen einer stetigen Kontrolle. Ferner ist auf einen guten Fischwechsel gerade in Laichschongebieten zu achten, da über Stellnetze in der Vorlaichzeit zum Teil erheblich auf den Hecht und seine Migration eingewirkt wird. Für den sozialen Ausgleich erscheint es förderlich, den Zugang zu Schon- und Schutzgebieten für alle Fischereiformen ähnlich zu gestalten und eng mit der Praxis abzustimmen. Umfragestudien haben gezeigt, dass diese Form der Fischschonung zwar grundsätzlich von Angler:innen und Fischer:innen unterstützt wird, viele Angler:innen die Ausnahmen für die Berufsfischerei zur Befischung in Naturschutzgebieten aber negativ auffassen und sich eine fairere Behandlung wünschen (Kapitel 4). Es ist in der Tat schwer nachvollziehbar, warum z. B. in der Kernzone des Nationalparks Ausnahmen für Berufsfischer:innen bestehen, da es für den Erhalt des Hechtbestandes sinnvoll ist, in einem Teil des Gebiets jegliche Form menschlicher Nutzung zu unterbinden. Ein Fokus auf viele, gut vernetzte kleinere statt wenige große Schutzzonen ist empfehlenswert. Insbesondere zur Laichzeit sind die Hechte sehr aktiv und sehr fängig, sodass auf die Gewährleistung von Konnektivitäten zwischen Fanggebieten und auf Einwanderungswege in Laichgebiete großen Wert zu legen ist. Insbesondere die Mündungsbereiche von Flüssen und anderen ausgesüßten Bereichen sowie überflutete Hechtlaichwiesen sollten vor und während der Laichzeit frei zugänglich gehalten werden, da gerade die anadromen Hechte so besser geschützt werden könnten. Das systematische Ausfischen von mobilen Hechten kann die Konnektivität der Bodden sowie das Spill-Over-Potenzial von Schutzgebieten empfindlich beeinträchtigen. Zur Steigerung der Fängigkeit wäre auch überlegenswert, rotierende Schutzgebiete einzurichten, die Hechten periodisch eine Pause von der Fischerei gönnen, was dazu führen würde, die Fängigkeit und Reaktivität gegenüber Kunstködern wieder anzuheben.

## 6.7 Habitataufwertung und Renaturierung

Elias Ehrlich, Phillip Roser & Robert Arlinghaus

Viele Hechtpopulationen an der Ostsee leiden unter den Auswirkungen des Küstenschutzes und des Wasserabflussmanagements (z. B. Rothla et al. 2012, Psuty et al. 2023), insbesondere unter den Migrationsbarrieren in Zuflüssen und dem Verlust von Überschwemmungsflächen während der Frühjahrshochwasser. Auch um Rügen hat die Große Melioration der 1970er-Jahre (Roser et al. 2023, Kapitel 1) weite Teile der Zuflüsse und der süßwassergespeisten Grabensysteme für eine Hechtmigration unzugänglich gemacht (Abbildung 6.44, 6.45). Auch sind die meisten Zuflüsse begradigt, was deren Qualität als Laichlebensraum für den Hecht um Rügen reduziert hat, da die Flussbetten von den Auen entkoppelt sind (Abbildung 6.46). Eindeichungen der Bodden führten überdies zum Verlust von periodischen Überflutungsflächen im Frühjahr und makrophytenbesetzten, flach überspülten Salzgraswiesen. Das gezielte Ableiten des Wassers aus dem Hinterland zur Gewährleistung trockener Wiesen für die Landwirtschaft führt zusammen mit zunehmendem Wassermangel zum Trockenfallen vieler Gräben (Ab-

bildung 6.47). Diese Entwicklungen waren vor allem für die anadromen Teilpopulationen problematisch und gelten als ein Grund für die aktuell sehr geringen Anteile anadromer Wanderhechte (Kapitel 3).

Um den großflächigen Rückgang von Hechtpopulationen in Randgebieten der Ostsee zu kompensieren (Lehtonen et al. 2009, Olsson et al. 2023), wurden vielerorts Maßnahmen zur Renaturierung von historischen Laichhabitaten in küstennahen Feuchtgebieten als eine Möglichkeit zur Bestandssteigerung in Erwägung gezogen (Engstedt et al. 2018). Auch an den Bodden sind diverse Renaturierungsprojekte und Deichrückverlagerungen bereits umgesetzt worden (wenn auch nicht immer fischökologisch wirksam, Kapitel 1) oder in Planung. Ein Beispiel ist die Deichrückverlegung des Polders Drammendorf am Kubitzer Bodden (Abbildung 6.48). Obwohl diese Renaturierungsmaßnahme nicht explizit mit Blick auf den Fischschutz geplant wurde, kann durch solche Maßnahmen das Aufkommen von Hechten an der Küste gefördert werden (Engstedt et al. 2010, Larsson et al. 2015). Das betrifft vor allem die Ökotypen, die auf das Laichen in ausgesüßten Gewässern (Übergangstyp) oder im Süßwasser (anadrome Wanderhechte) angewiesen sind (Kapitel 3). Geeignete Laichhabitate für an das Süßwasser angepasste Boddenhechte sind vor allem Süßwasserzuflüsse oder überflutete



Abbildung 6.44: Zwei für Hechte unpassierbare Wanderhindernisse an einer der zahlreichen technischen Einrichtungen zur Wasserabflussregulierung an den Bodden. Links ein Ausfluss eines Pumpwerks, das nur beim aktiven Pumpen geöffnet ist, rechts ein Querbauwerk mit Klappensystem, das nur bei starkem Abfluss offen ist.

© PHILLIP ROSER



Abbildung 6.45: Durch Pumpwerke und Klappensysteme sind an den Bodden viele angeschlossene Seen nicht mehr zur Laichzeit anschwimmbar und fallen als wichtige Laichgebiete aus. Hier ein Beispiel von Hiddensee.

© STEFFEN SCHNORRENBERG

Wiesen mit geringem Salzgehalt, ausreichend Pflanzenbewuchs zur Eiablage und geringer Wassertiefe, was ein schnelles Erwärmen des Wassers im Frühjahr sowie ein rasches Anwachsen der Hechtbrütlinge gewährleistet (Engstedt et al. 2018). Naturnah angelegte, im Frühjahr gezielt geflutete sogenannte „Hechtfabriken“, die natürliche Feuchtgebiete unter kontrollierten Wasserstandsbedingungen nachahmen, finden sich in der US-amerikanischen Literatur seit den 1960er-Jahren (Threinen et al. 1966). Der Begriff wurde im Zusammenhang mit Habitat aufwertungsmaßnahmen für den Ostseehecht in Schweden aufgenommen und öffentlichkeitswirksam verbreitet (Engstedt et al. 2018, Blicharska & Rönnbäck 2018). Mehr als 100 Projekte sind inzwischen in Schweden umgesetzt worden, die zum Teil den Hechtbestand auch an der Küste erheblich gesteigert haben, obgleich die neu angelegten, gezielt zur Laichzeit gefluteten Hechtlaichwiesen häufig räumlich eng begrenzt sind (Abbildung 6.49, Tibblin et al. 2023). Das zeigt, dass schon die kleinräumige Einrichtung wichtiger Lebensräume positive Wirkungen auf den Hechtbestand haben kann, ähnlich wie die Flachwasserzonenschaffung in steilscharigen Baggerseen (Radinger et al. 2023). Im Frühjahr flach überspülte Grasbestände und andere pflanzenbe-



Abbildung 6.46: Ein bei Probefischungen zur Laichzeit gefangener Wanderhecht in einem stark begradigten Graben an den Bodden.

© PHILLIP ROSER



Abbildung 6.47: Ein trockengefallener Zufluss an den Bodden in der Grabow.

© JÖRG SCHÜTT

setzte Gewässerbereiche sind ideale Laichgebiete für Hechte (Abbildung 6.49, 6.50).

Für die Reproduktion des Hechts ist zentral, dass pflanzenbesetzte, sich schnell erwärmende Flächen von ca. Anfang März bis Ende Juni mindestens 50 cm Wasser führen. Wenn eine Region eine Vielzahl potenzieller Überflutungsflächen (Abbildung 6.48) bietet, sind keine weiteren Maßnahmen nötig. Dann kann ein Ausfall der Reproduktion in einem Gebiet aufgrund natürlich schwankender Wasserstände durch die Produktion von Junghechten in anderen wasserführenden Gebieten kompensiert



Abbildung 6.48: Luftbild von der Renaturierung bei Drammendorf.

© WWF/ANDREAS KROHNE



Abbildung 6.49: Ein speziell zur Hechtverlaichung angelegtes Feuchtgebiet in Schweden (Törnerum) (sog. Hechtfabrik).

© OLOF ENGSTEDT

werden. Wenn aber, wie an den Bodden der Fall, durch das technische Wasserstandsmanagement sowie umfangreiche Deichsysteme so gut wie keine Überflutungen von Salzwiesen oder angrenzenden seeartigen Erweiterungen mehr stattfinden und angrenzende Seen keine ökologische Durchgängigkeit mehr aufweisen (z. B. Prohner See im Kubitzer Bodden), ist es zielführender, geeignete Feuchtwiesen anzulegen. Diese werden zur Laichzeit für einwandernde Hechte passierbar gemacht und im Sinne der Stauhaltung bewirtschaftet, sodass von März bis mindestens Ende Juni immer ein ausreichender Wasserstand gegeben ist. In dieser Art sind die meisten „Hechtfabriken“ in Schweden in der Nähe von ständig wasserführenden Gräben oder Bächen angelegt worden. Hier entstanden temporär zur Laichzeit geflutete Lebensräume, indem niedrige, für Fische passierbare raue Rampen sowie weitere technische Einrichtungen zum gezielten Fluten und Wasserablassen bei gleichzeitiger Realisierung der Einwanderbarkeit der Laichfische und Abwanderbarkeit der Junghechte installiert wurden (Engstedt et al. 2018). Wandernde Hechte und andere Fische nehmen diese neuen Laichhabitats rege an (<https://baltcf.org/project/pike-factories-restoring-wetlands-for-natural-pike-reproduction/>). Eine verstärkte Berücksichtigung von Belangen des Hechtschutzes bei künftigen Renaturierungsprojekten an

den Bodden wäre wünschenswert, da eine erhöhte Laichgebietsanzahl die Widerstandskraft des Bestands erheblich verbessern könnte. Das gilt insbesondere auch für das Management der Zuflüsse, da aktuell die Küstenfischereiordnung und die dort geregelte Möglichkeit der Laichschongebietsausweisung nur auf die Bodden beschränkt ist und die Süßwasserzuflüsse nicht berücksichtigt. Mähungen und die Unterhaltung der Zuflüsse durch die Wasser- und Bodenverbände sichern aktuell nur den Wasserabfluss und -stand, berücksichtigen jedoch keine hechtökologischen Aspekte. Bereits der Einbau sich



Abbildung 6.50: Laichende Hechte in einer neu angelegten Hechtlaichwiese in Schweden.

© OLOF ENGSTEDT





Abbildung 6.51: Moderne Klappe, die sich besser öffnen lässt und die Hechtmigration in Zuflüsse und angebundene Seen erleichtern könnte.

© TORSTEN SCHULZE (WBV „RÜGEN“)

leichter öffnender Klappen (Abbildung 6.51) und das gezielte Offenhalten von Klappen zur Laichzeit könnte sich sehr positiv auf die Entwicklung der Hechte auswirken. Auch ist eine Wiederanbindung von Seen wie dem Prohner See im Kubitzer Bodden, die historisch mit den Bodden verbunden waren, dringend zu empfehlen.

Dass bereits kleinere Renaturierungen erheblich positiv auf den Hecht wirken könnten, zeigen neue empirische Arbeiten aus Schweden (Tibblin et al. 2023). Eine ausführliche Analyse unterschiedlicher Ansätze zur Renaturierung von Laichhabitaten in Randbereichen der Ostseeküste wurde von Nilsson et al. (2014) veröffentlicht. Die Autoren untersuchten den Effekt von Renaturierungsmaßnahmen auf die Menge abwandernder Junghechte in drei schwedischen Küstenbächen mittels einer Vorher-Nachher-Analyse. Während zwei der untersuchten Systeme nach der Renaturierung keine erhöhte Produktion aufwiesen, war die Abwanderung junger Hechte in die Ostsee im dritten System 30-fach erhöht. Hier erreichten die absoluten Zahlen zwei bzw. fünf Jahre nach der Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen bis zu 30.000 bzw. 75.000 Individuen pro Hektar und lagen damit weit über der Jungfischproduktion in anderen Studien (Engstedt et al. 2018). Die hohe Produktion wurde mit dem für den Hecht optimierten Abfluss erklärt, wodurch Jungfische jederzeit abwan-

dern können. Dagegen kann es unter natürlichen Bedingungen bei niedrigen Wasserständen dazu kommen, dass eine Abwanderung verhindert wird und sich der Kannibalismus auf den Hechtlaichwiesen erhöht. Auch die Zahl der erwachsenen Laichfische, die in dem Feuchtgebiet bei der Einwanderung gezählt wurden, hatte sich in den fünf Jahren nach der Renaturierung von 1400 auf 3100 Tiere mehr als verdoppelt. Die Autoren betonen die Bedeutung flacher Gebiete mit zeitweise überschwemmter Landvegetation, die den Jungfischen Zuflucht vor Kannibalismus und hohe Dichten an Zooplankton als Beute bieten. Besonders die absolute Vergrößerung des gesamten Laich- und Jungfischhabitats durch die Überflutung angrenzender terrestrischer Lebensräume wurde als ein wichtiger Faktor angesehen. Die geringe Jungfischproduktion in den beiden anderen untersuchten Systemen konnte hingegen auf die fehlende Wasservegetation in den ersten Jahren nach dem Bau zurückgeführt werden, die für das Überleben von Larven und Junghechten von großer Bedeutung ist (Casselman & Lewis 1996). Während in den oben genannten Fällen die Bäche bereits vor der Renaturierung zum Laichen genutzt wurden, gibt es auch Hinweise darauf, dass Hechte in der Lage sind, neu geschaffene Laichgebiete anzunehmen bzw. ehemalige Laichhabitats wieder zu besiedeln, nachdem der Zugang wiederhergestellt wurde (Oele et al. 2015). Es sollte aber mit einer Studie überprüft werden, welche Besiedlungsvariante am effektivsten ist: 1) ein neu geschaffenes Laichgebiet mit dem Aussetzen von künstlich erbrüteten Küstenhechten, die in einer Laichwiese hochwachsen und ähnlich wie Lachse an das Laichgebiet geprägt werden, 2) Besatz mit vor der Laichzeit gefangenen laichreifen Boddenhechten oder 3) Warten, bis das neue Laichgebiet von alleine mit der Zeit angenommen wird. Wir gehen davon aus, dass Letzteres ausreichen wird, aber es wäre interessant, die relative Effektivität der Besiedelung neu geschaffener Lebensräume im Vergleich von unterstützter vs. natürlicher Besiedelung zu untersuchen.

Bisher war unklar, ob die Renaturierung von Hechtlaichwiesen nicht nur die Anzahl von Junghechten,

die abwandern, sondern auch die Küstenhechtpopulation selbst anhebt. Möglicherweise steigt eine Abwanderung zwar an, die Junghechte erfahren dann aber in der Küste bzw. in den offenen Bodden eine hohe Sterblichkeit. Eine neue Studie aus Schweden (Tibblin et al. 2023) schafft jetzt Klarheit. Vorausgesetzt, dass die Verfügbarkeit von Laichhabitaten einen Engpass in der Ökologie von anadromen Hechtpopulationen darstellt, kann sich die Rekrutierung und Häufigkeit von Küstenhechtbeständen durch die Renaturierung von Laichplätzen in Randbereichen signifikant erhöhen. Zwar variierte die Effektivität von „Hechtfabrik“ zu „Hechtfabrik“, aber im Mittel war die Hechtabundanz in Küstengebieten mit angrenzender „Hechtfabrik“ im Vergleich zu Küstengebieten ohne „Hechtfabrik“ um 89 % erhöht (Tibblin et al. 2023). Das Ergebnis steht im Einklang mit aktuellen Studien aus Seen, die ebenfalls zeigen, dass selbst kleinräumig geschaffene Flachwasserzonen signifikante Wirkungen auf die Gesamtfischabundanz im See haben (Radinger et al. 2023, Arlinghaus et al. 2023b). Bei Engpässen in den ersten Lebensstadien (abgelaichte Eier und Zahl der aufkommenden Hechtlarven) ist die Aufwertung von natürlichen Laichhabitaten gegenüber anderen bestandserhöhenden Maßnahmen, wie z. B. Besatz, zu bevorzugen, da dadurch die Biokomplexität der Subpopulationen gefördert wird (Berggren et al. 2016, Nordahl et al. 2019). Auch an den Bodden sind unterschiedliche genetische Hechtlinien dokumentiert (Kapitel 3). Durch die Renaturierung können Süßwasserpopulationen bzw. anadrome Wanderhechte gefördert und die Pufferkapazität des Gesamtbestands angehoben werden, indem Rekrutierungsausfälle an anderer Stelle kompensiert werden können.

An den Bodden finden sich aber auch an das Laichen unter Brackwasserbedingungen angepasste Teilpopulationen (Kapitel 3). Deren Rekrutierung kann durch die Förderung von Schilfgebieten und Überflutungsflächen in Salzwiesen und vor allem von höheren Wasserpflanzen unter Wasser bzw. des Deckungsgrads an Makrophyten verbessert werden (Niemi et al. 2023, Eklöf et al. 2023). Gera-

de die Junghechte hängen zentral von ausreichenden Krautbeständen ab, die als Unterschlupf dienen (Kapitel 1 und 3). Ist der aktuelle Hechtbestand durch die geringe Verfügbarkeit von Juvenilhabitaten in dichten Krautbeständen limitiert, sind räumlich weiter gefasste Maßnahmen nötig. Die Makrophytenbestände können etwa durch eine Reduktion der Nährstoffbelastung in den Bodden gefördert werden. Allerdings zeigen die Bodden diesbezüglich ein hohes Beharrungsvermögen in der letzten Dekade, trotz verringerter Nährstoffbelastung steigt der Makrophytendeckungsgrad nicht weitläufig an (Kapitel 1). Das wiederum bedeutet, dass die größten Renaturierungspotenziale eher in den Zuflüssen und der Wiederherstellung von Überflutungsflächen auf Salzwiesen und Küstenmooren durch Deichrückverlegungen zu suchen sind. Selbst wenn man durch umfangreiche Veränderungen der Landwirtschaft und Maßnahmen im Umland die Nährstofffrachten in die Bodden weiter reduzieren würde, führte das aufgrund der hohen Resilienz gerade von flachen Gewässern nicht zwangsläufig zu einem Anstieg der Makrophytenbestände. Bereits im Sediment befindliche Nährstoffe und weiche Sedimente in den regelmäßig durchmischenden Boddengewässern gelangen immer wieder in die Wassersäule und tragen nachhaltig zur Trübung und damit zum Makrophytenverlust bei. Und dennoch ist die Reduzierung der Eutrophierung wichtig für den Hechtschutz an den Bodden – hier überlappen die Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie und des Hechtschutzes.

### **Modellierung von habitataufwertenden Maßnahmen**

Mit dem Boddenhechtmodell (Box 6.1) wurden die theoretischen Wirkungen eines verbesserten Hechtlebensraums simuliert. Der Fokus der Modellierung lag dabei auf habitataufwertenden Maßnahmen, die sich positiv auf die Rekrutierung neuer Hechte im Bestand, also den Laicherfolg auswirken. Zu diesen Maßnahmen gehören die Verfügbarmachung/Renaturierung von überfluteten und im Frühjahr zugänglichen Laichwiesen (Salzwiesen oder ausgesüßte

Flächen) sowie die Förderung des Makrophytenbestands (= Unterwasserpflanzen) in den Bodden als Laich- und Aufwuchshabitat. Für die Modellierung wurde eine Bestands-Rekrutierungs-Beziehung gemäß Ricker (1954) angenommen (Box 6.1), die besagt, dass mit zunehmender Laicherbestandsbiomasse zunächst die Rekrutierung von Hechnachkommen ansteigt (da ein höherer Laicherbestand auch mehr Eier produziert), aber ab einer gewissen Laicherbestandsbiomasse die Rekrutierung auch wieder abnimmt, aufgrund eines zunehmenden Kannibalismus auf die eigenen Nachkommen durch die Laichfische. Konkret wurde im Modell die Rekrutierung einjähriger Hechte betrachtet. Die Bestands-Rekrutierungs-Beziehung fasst im Modell also alle Prozesse zusammen, die das Überleben von Hechteiern bis zum Erreichen des ersten Lebensjahres bestimmen. Lebensraum-aufwertende Maßnahmen verbessern im Modell die Überlebenswahrscheinlichkeit von Hechteiern, Hechtlarven und Juvenilen mit einem Alter von < 1 Jahr.

Die Steigerung der Überlebenswahrscheinlichkeit kann grundsätzlich über zwei verschiedene Prozesse realisiert werden: 1.) über die Reduzierung der dichteunabhängigen Sterblichkeit der Hechte < 1 Jahr und 2.) über die Reduzierung der dichteabhängigen Sterblichkeit der Hechte < 1 Jahr, d. h. eine Verringerung der Verluste durch Kannibalismus, die von der Hechtbestandsdichte (also von der Anzahl an Kannibalen) abhängen. Im Modell können die Faktoren, die die dichteunabhängige Sterblichkeit beeinflussen, unter dem Parameter  $\alpha_R$  – der maximalen Ei-zu-Rekrut-Überlebenswahrscheinlichkeit bei geringen Hechtdichten – zusammengefasst werden (Box 6.1).  $\alpha_R$  definiert den Anfangsanstieg der Bestands-Rekrutierungs-Kurve und bestimmt somit die Rekrutierung bei geringen Hechtdichten (wenn also nur dichteunabhängige Sterblichkeitsfaktoren wirken) und kann als Maß für die Resilienz eines Hechtbestands gegenüber Bestandsreduzierungen interpretiert werden (Matsumura et al. 2019). Resilienz meint hierbei das Potential eines Fischbestands gegen Bestandsreduzierungen anzuwachsen. Prozesse, die die dichteabhängige

Sterblichkeit der Hechte < 1 Jahr beeinflussen, können unter dem Parameter  $\beta_R$  der Bestands-Rekrutierungs-Beziehung zusammengefasst werden.  $\beta_R$  gibt an, wie stark die Sterblichkeit der Hechnachkommen mit einer Zunahme des Hechtlaicherbestands durch Kannibalismus ansteigt, und kann als ein Maß für die Tragekapazität des Hechtbestands betrachtet werden (Matsumura et al. 2019). Ein geringer Wert von  $\beta_R$  bedeutet beispielsweise, dass sich der Hechtbestand mit zunehmenden Dichten nur schwach selbst reguliert im Fortpflanzungserfolg und somit höhere Bestandsbiomassen erreichen kann.

Zu den Sterblichkeitsfaktoren, die unabhängig von der Hechtdichte sind und  $\alpha_R$  beeinflussen, zählen eine zu hohe Salinität, ungeeignete Temperaturen oder auch zu hohe Wellen-/Windexpositionen im Laichhabitat. Unter der Annahme, dass die Beuteselektion und Abundanz natürlicher Räuber weitestgehend unabhängig von der Hechtdichte sind, kann zu diesen dichteunabhängigen Sterblichkeitsfaktoren auch der Fraßverlust durch natürliche Prädation gezählt werden (z. B. Stichlinge als potentielle Eiräuber oder Kormorane als Fraßfeinde juveniler Hechte). Verbessert man den Hechtlebensraum im Sinne einer Reduzierung dieser dichteunabhängigen Sterblichkeitsfaktoren, wird die maximale Ei-zu-Rekrut-Überlebenswahrscheinlichkeit  $\alpha_R$  und somit die Resilienz eines Hechtbestands erhöht. Dies kann z. B. über die Renaturierung geeigneter, im Frühjahr überfluteter Laichwiesen realisiert werden. Laichwiesen können sich aufgrund des geringen Wasserstands im Frühjahr schneller erwärmen als die Bodden, was das Wachstum der Junghechte steigert und somit deren größenabhängige Sterblichkeit bis zur Rekrutierung senkt (Haugen et al. 2007, Pagel et al. 2015, Kapitel 3). Höhere Temperaturen können auch den Laichzeitpunkt beeinflussen (Pagel et al. 2015). Durch das in Laichwiesen häufig geringe Vorkommen anderer Fischarten kann so das vorfindliche Nahrungsangebot für Hechtlarven verbessert werden (Pierce 2012). Zudem sind Laichwiesen häufig im Vergleich zu offenen Boddenflächen besser vor hohem Wellengang/Wind geschützt, was sich ebenso positiv auf

die maximale Ei-zu-Rekruit-Überlebenswahrscheinlichkeit auswirken dürfte (Pursiainen et al. 2021). Im Falle einer Förderung von Laichwiesen mit reduzierter Salinität (insbesondere wenn nahe gelegene Bäche darüber entwässern) dürfte gerade für anadrome Wanderhechte und Übergangstypen mit Vorliebe für schwach salzhaltige Bedingungen (Kapitel 3) die Ei- und Larvensterblichkeit deutlich abnehmen, was einer Steigerung von  $\alpha_R$  gleichkommt. Gleiches dürfte für Maßnahmen gelten, die die Zugänglichkeit von Süßwasser-führenden Grabensystemen oder Bächen mit Überflutungsbereichen (z. B. Sehrowbach) zum Laichen erhöhen. Zudem ist eine Steigerung von  $\alpha_R$  in Laichwiesen auch durch eine geringere Prädation in diesen Gebieten möglich. Auf den flachen Laichwiesen können zwar watende Räuber wie der Graureiher lauern, jedoch ist dort die Prädation durch Kormorane als tauchende und am Bodden zahlreich vertretende Jäger wahrscheinlich eingeschränkt. Kannibalismus der Hechtnachkommen untereinander kann jedoch auf den räumlich meist eng umgrenzten Laichwiesen zum Problem werden – über einen ausreichenden Krautbestand auf der Fläche sowie eine freie Abwanderbarkeit lässt sich dieser Effekt aber verringern (Cucherousset et al. 2017).

Zu den Sterblichkeitsfaktoren von jungen Hechten < 1 Jahr, die abhängig von der Hechtbestandsdichte sind und  $\beta_R$  beeinflussen, gehören vor allem Faktoren, die die Intensität des Kannibalismus vom Laicherbestand (bzw. bereits rekrutierten Hechten) auf die Junghechte bestimmen. Ein erhöhter Makrophytenbestand in den Bodden kann geeignete Laichhabitats für Brackwasserhechte und Aufwuchshabitats/Unterstände für juvenile Hechte liefern, die die Hechtnachkommen vor dem Kannibalismus durch bereits rekrutierte Hechte schützen (Kapitel 1, Haugen & Vøllestad 2018). Eine Förderung des Makrophytenbestands senkt also die dichteabhängige Sterblichkeit der Hechte < 1 Jahr und somit  $\beta_R$ . Natürlich hat ein erhöhter Makrophytenbestand auch als Lebensraum für adulte Hechte eine bestandsfördernde Wirkung, diese Effekte werden im Modell hier jedoch nicht betrachtet.

Im Modell wurde  $\alpha_R$  systematisch erhöht (gegenwärtiger Referenzwert im Standardmodell:  $0,494 \cdot 10^{-4}$ , Box 6.1), um den Effekt einer verringerten dichteunabhängigen Sterblichkeit der Hechte < 1 Jahr, z. B. durch eine erhöhte Verfügbarkeit von Laichwiesen (Renaturierungen), auf den Boddenhechtbestand beispielhaft zu simulieren. In einem zweiten Ansatz wurde zudem  $\beta_R$  abgesenkt (gegenwärtiger Referenzwert: 0,181, Box 6.1), was im Modell den Effekt einer verringerten dichteabhängigen Sterblichkeit der Hechte < 1 Jahr, z. B. durch einen erhöhten Makrophytenbestand, simulierte. Die Interpretation dieser Szenarien kann aber durchaus weiter gefasst werden. So kann nämlich auch eine erhöhte Verfügbarkeit von Laichwiesen nicht nur  $\alpha_R$  beeinflussen, sondern auch  $\beta_R$ , da durch Laichwiesen die Hechtnachkommen von den adulten Hechten (die nach dem Laichen in die Bodden zurückkehren) räumlich getrennt sind, was den Kannibalismus senken kann im Vergleich zu Fäulen, wo das Laichhabitat gleichzeitig Lebensraum der adulten Hechte ist (bei Hechten, die direkt im Bodden laichen). Auch ein erhöhter Makrophytenbestand kann nicht nur auf  $\beta_R$  wirken, sondern auch  $\alpha_R$  modifizieren, da gerade für Brackwasserlaicher höhere Makrophytenbestände insgesamt verbesserte Umweltbedingungen für den Laicherfolg schaffen können (z. B. Schutz vor natürlichen Prädatoren, Pflanzen als Laichsubstrat, geringerer Wellengang).

Beide Parameter, sowohl die maximale Ei-zu-Rekruit-Überlebenswahrscheinlichkeit ( $\alpha_R$ ) als auch der dichteabhängige Effekt auf die Sterblichkeit bis zur Rekrutierung ( $\beta_R$ ), beeinflussen die Anzahl Rekruten im Gleichgewichtszustand eines Hechtbestands. Die Anzahl an 1-jährigen Rekruten im hypothetischen, unbefischten Zustand ( $R_0$ ) lässt sich mathematisch herleiten. Die Formel lautet

$$R_0 = \frac{\ln(\alpha_R \cdot \phi_{ei0})}{\beta_R \cdot \phi_{kan0}},$$

wobei  $\phi_{ei0}$  der Anzahl Eier und  $\phi_{kan0}$  dem Kannibalseffekt jeweils eines Rekruts über seine gesamte Lebenszeit im unbefischten Zustand ent-

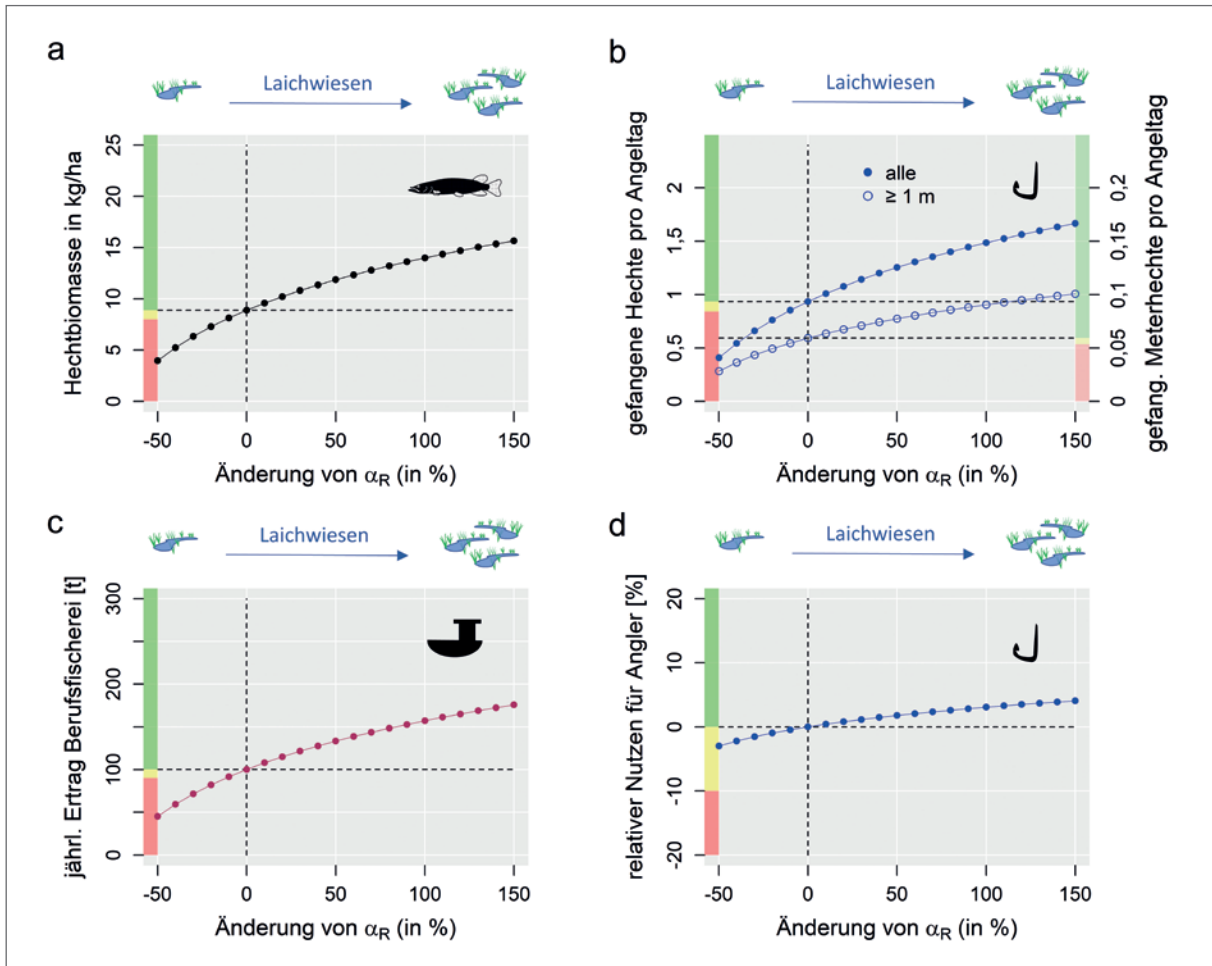


Abbildung 6.52: Modellvorhersage zum Effekt einer Änderung der maximalen Ei-zu-Rekrut-Überlebenswahrscheinlichkeit  $\alpha_R$  auf verschiedene Zielindikatoren. Eine Erhöhung von  $\alpha_R$  kann beispielsweise durch die Renaturierung von Laichwiesen erreicht werden, in denen günstige Laichbedingungen vorherrschen. Die schwarzen gestrichelten Linien weisen den aktuellen Referenzzustand aus (wenn  $\alpha_R$  also unverändert ist).

spricht (Ahrens et al. 2022). Gemäß dieser Formel nimmt die Rekrutierung im unbefischten Zustand mit dem Logarithmus von  $\alpha_R$  zu und steigt proportional zu  $1/\beta_R$ . Eine ähnliche Beziehung ist auch für den befischten Zustand anzunehmen.

Betrachten wir nun die Modellergebnisse zeigt sich folgendes Bild: schon bei einer kleinen Erhöhung von  $\alpha_R$  steigt die Hechtbestandsbiomasse sichtbar an (Abbildung 6.52a). Der Anstieg der Biomasse nimmt jedoch mit höheren Werten von  $\alpha_R$  ab (Abbildung 6.52a). Ähnlich verhält es sich mit den Fangraten in der Angelfischerei, den jährlichen Erträgen in der Berufsfischerei und dem relativen

Nutzen für Angler:innen (Abbildung 6.52b-d). Das bedeutet, wenn die dichteunabhängige Sterblichkeit der Hechte  $< 1$  Jahr z. B. durch die Renaturierung von Laichwiesen (oder auch durch die Öffnung zum Laichen geeigneter Grabensysteme/Süßwasserzuflüsse) abgesenkt wird, fördert das zwar eindeutig den Hechtbestand, doch wirkt bei dadurch gestiegenen Laicherbeständen zunehmend eine gestiegene dichteabhängige Sterblichkeit (Kannibalismus) einem weiteren hohen Anstieg des Hechtbestands entgegen. Ab einen gewissen Zeitpunkt sind also nicht mehr dichteunabhängige Sterblichkeiten limitierend für den Hechtbestand, sondern dichteab-

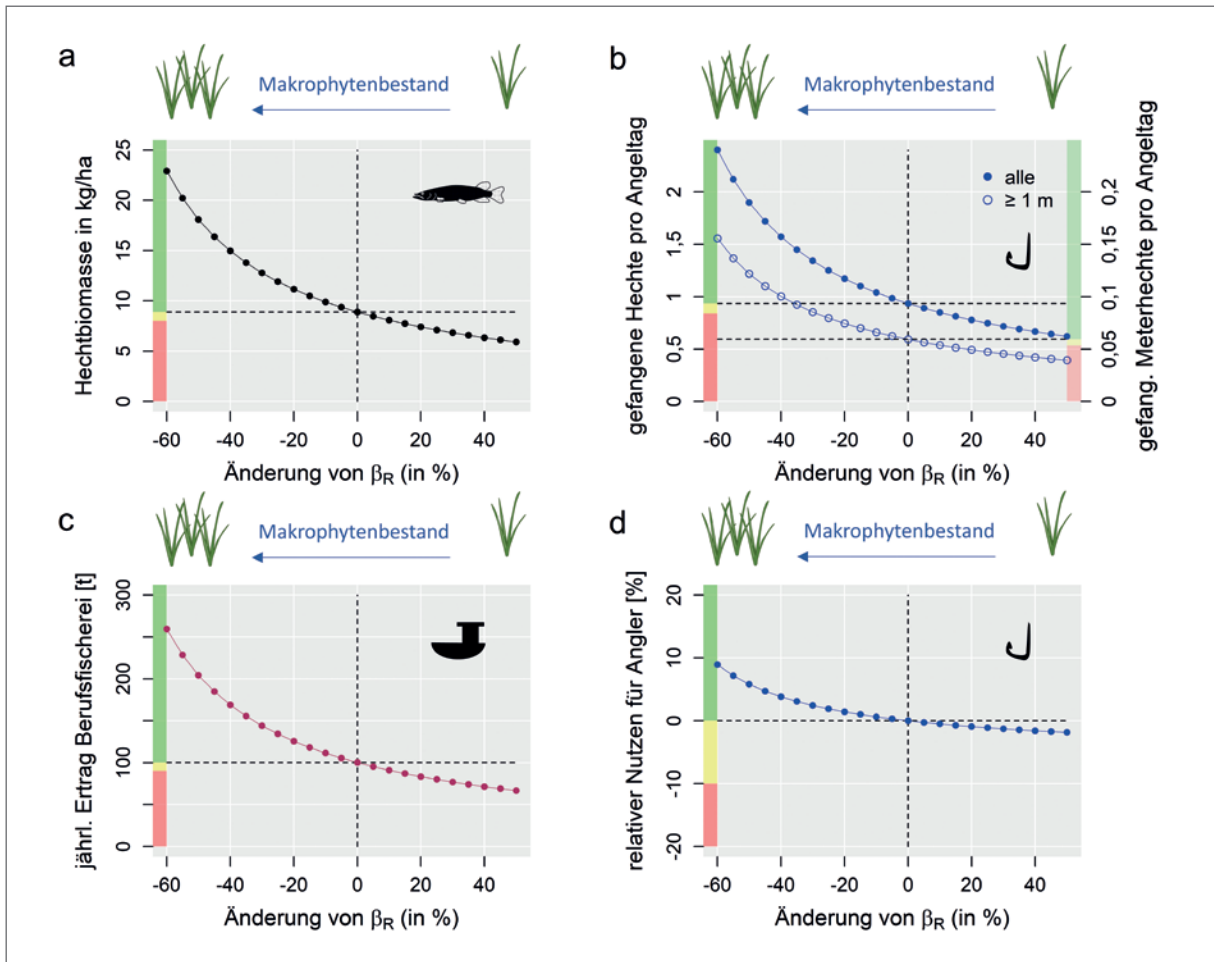


Abbildung 6.53: Vorhersage des Modells zur Wirkung einer veränderten dichteabhängigen Sterblichkeit junger Hechte bis zur Rekrutierung ( $\beta_R$ ) auf verschiedene Zielindikatoren bezüglich des Hechtbestands und dessen Nutzung. Eine Reduzierung von  $\beta_R$  kann beispielsweise durch eine Erhöhung des Makrophytenbestands in den Bodden erreicht werden. Die gestrichelten Linien geben den aktuellen Referenzzustand des Systems an (wenn  $\beta_R$  also unverändert ist).

hängige Effekte wie der Kannibalismus (oder auch Ressourcenkonkurrenz). Im Umkehrschluss bedeutet das, dass die Verfügbarkeit von Laichwiesen ab einem bestimmten Punkt nicht weiter gesteigert werden braucht, da dann kaum noch eine bestandssteigernde Wirkung zu erwarten ist, weil der Hechtbestand selbst, und nicht die Laichplatzanzahl, seine Nachkommenzahl selbst limitiert (Minns et al. 1996). Bei Hechten sind vor allem Begrenzungen im Junghechtlebensraum begrenzend für die adulte Abundanz (Minns et al. 1996). Von diesem Zustand dürften wir aktuell aber weit entfernt sein, da die ur-

sprünglichen Laichwiesen im Bereich der Bodden sowie die Süßwasserlaichplätze mit der Zeit dramatisch zurückgegangen sind.

Für eine Absenkung von  $\beta_R$  sagt das Modell ebenfalls eine deutliche Steigerung der Hechtbestandsbiomasse voraus (Abbildung 6.53a). Im Gegensatz zum vorherigen Szenario, bei dem  $\alpha_R$  gesteigert wurde (Abbildung 6.52a), nimmt die bestandssteigernde Wirkung hier jedoch nicht mit niedrigeren Werten von  $\beta_R$  ab (Abbildung 6.53a). Das gleiche Muster findet sich auch bei den Fangraten in der Angelfischerei, den jährlichen Erträgen in der Berufsfischerei

und dem relativen Nutzen für die Angler:innen, die mit einer Absenkung von  $\beta_R$  zunehmend ansteigen (Abbildung 6.53b-d). Das bedeutet, dass eine Verringerung der dichteabhängigen Sterblichkeit von Junghechten z. B. durch eine Erhöhung des Makrophytenbestands den Boddenhechtbestand und die damit zusammenhängenden Zielindikatoren für die Angel- und Berufsfischerei nachhaltig steigern kann. Es bleibt hier jedoch festzuhalten, dass ein zunehmender Makrophytenbestand wahrscheinlich  $\beta_R$  nicht immer weiter absenkt. Eine gewisse Dichteabhängigkeit bleibt immer erhalten, sodass  $\beta_R$  keinesfalls auf Null abgesenkt werden kann. Die Modellergebnisse sind also mit Bedacht zu interpretieren, da nicht eindeutig geklärt ist, wie (bzw. mit welcher Funktion) und bis zu welchem Punkt der Parameter  $\beta_R$  mit zunehmenden Makrophytenbeständen abnimmt. Zudem gestaltet sich die Steigerung der Makrophytenbestände in den Bodden, wie oben beschrieben, äußerst schwierig. Sollte jedoch eine Steigerung der Makrophytenbestände erreicht werden, könnten jährliche Erträge in der Berufsfischerei von über 200 Tonnen wie in früheren Jahrzehnten und Fangraten von annähernd 2 Hechten pro Angeltag durchaus wieder denkbar sein (Abbildung 6.53). Auch bei diesen Vorhersagen sei aber auf die Berücksichtigung von Modellunsicherheiten verwiesen, wie etwa mangelnde Rekrutierungsdaten für die Parametrisierung, strukturelle Unsicherheiten im Modell, mögliche kompensatorische Effekte gesteigerter natürlicher Prädatoren und weitere Faktoren.

### **Handlungsoptionen zur Renaturierung und zur Zugänglichmachung von Laichhabitaten im Gebiet**

Im Projektgebiet ist in den vergangenen Jahrzehnten bereits eine Vielzahl von Renaturierungsmaßnahmen in küstennahen Überflutungsgebieten umgesetzt worden, um ehemals trockengelegte Flächen sowie Küstenmoore wieder zu vernässen (z. B. Polder bei Bresewitz und Drammendorf, Kapitel 1, Abbildung 6.48). Weitere Projekte sind in der Planung (z. B. bei Ummanz und Sundische Wiesen

in der Grabow). Obwohl vermutlich auch Hechte von diesen Maßnahmen profitieren, werden Fische im Gegensatz zu z. B. Vögeln und Amphibien bisher leider kaum bei der Planung der Renaturierungsprojekte berücksichtigt. Viele umgesetzte Projekte sind für den Hechtschutz aufgrund immer noch vorfindlicher Wanderbarrieren wirkungslos (Kapitel 1). Zum Beispiel werden bei der Werre im nördlichen Saaler Bodden aktuell zwar Überflutungsflächen wiederhergestellt, jedoch ohne dabei eine ökologische Durchgängigkeit zu den Bodden zu realisieren (Kapitel 1). Solche Maßnahmen haben somit für Fische keinerlei Nutzen. Das Design einer Renaturierungsmaßnahme ist ausschlaggebend für den Nutzen in Hinblick auf bestandssteigernde Effekte bei Hechten (Nilsson et al. 2014). Renaturierungsmaßnahmen wären also deutlich wirksamer, wenn in der Planung und Umsetzung die Anforderungen für eine erfolgreiche Fortpflanzung von Fischen berücksichtigt würden. Dies könnte sich sehr positiv auf die Akzeptanz von Renaturierungsmaßnahmen unter Angler:innen und Fischer:innen auswirken.

Viele der Grabensysteme entlang der Boddenküste sind mit Rückschlagklappen ausgestattet, um das Eindringen von Brackwasser zu verhindern (Abbildung 6.51). Es besteht hier also ein Potenzial für kostengünstige Maßnahmen, um den Hechten den Zugang zu verschlossenen Süßwassersystemen zu ermöglichen und so das Laichgebiet anadromer Hechtpopulationen wiederherzustellen. Dies könnte beispielsweise durch den Umbau mit moderneren, leichteren Klappensystemen geschehen, die sich bereits bei geringeren Abflussraten in die Bodden öffnen und das Einwandern in die Systeme erleichtern (Abbildung 6.51). Eine weitere Option besteht, wo möglich, in der vollständigen Entfernung von Klappen an Gräben. Bei einer entsprechenden Prüfung der wasserwirtschaftlichen Machbarkeit können auch Schöpfwerke, die aktiv Polderflächen entwässern und ein unpassierbares Hindernis für die Hechte darstellen, durch Klappensysteme ersetzt werden. Dies würde auch zu einer Wiedervernässung der Polderflächen führen. Alternativ sind Bypässe zu

Schöpfwerken für den Fischwechsel denkbar. Allerdings gibt es hier noch keine adäquaten Lösungen, die mit dem Wassermanagement vereinbar sind, da Bypass-Systeme auch immer einen Einstrom von Wasser in die Polder mit sich bringen.

Über Deichrückverlegungen ließen sich umfangreiche Laichgebiete direkt angrenzend an das Brackwasser schaffen. Diese können zwar nicht durch die anadromen Hechte zum Laichen genutzt werden, dafür aber durch Hechte, die sich an das Laichen im Brackwasser oder ausgesüßte Bereiche angepasst haben. Ideal wäre eine vielfache Deichrückverlegung in der Nähe von Süßwasserzuflüssen, um ausgesüßte Randbereiche zu produzieren. Trotz eines allgemein hohen Interesses an weiteren Renaturierungsmaßnahmen (u. a. als Kompensationsmaßnahmen für Bauprojekte oder Ökokontoren) gestaltet sich deren Umsetzung auf Grund des Widerstandes einiger Nutzungsgruppen (z. B. Landwirtschaft), komplizierter Eigentumsverhältnisse und der Priorisierung von Hochwasser- und Küstenschutz oft schwierig. Von der Planung bis zur Umsetzung vergehen meist viele Jahre (Kapitel 1). Ausgesprochen hoch ist die Unterstützung durch Angler:innen und Fischer:innen (Kapitel 4), was erhebliche Synergien zwischen Naturschutz und Fischerei andeutet.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Großflächige Renaturierungen sowohl hinsichtlich der Zuwanderbarkeit in Zuflüsse und Grabensysteme als auch der Schaffung von im Frühjahr periodisch und mindestens bis in den Juni überfluteten Polderflächen und Salzgraswiesen können zur Hechtförderung an den Bodden uneingeschränkt empfohlen werden. Außerdem kann der Hechtbestand von einer weiteren Reduktion der Nährstoffbelastung profitieren, wenn dadurch der Makrophytenbestand, insbesondere Bestände von Laichkräutern und Seegraswiesen, in den Bodden anwächst.

## 6.8 Hechtbesatz

Robert Arlinghaus, Daniel Hühn, Sven Matern & Johannes Radinger

Eine unter Angler:innen und Fischer:innen sehr beliebte Hegemaßnahme ist der Fischbesatz (Arlinghaus et al. 2022a). Gerade wenn Fischbestände rückläufig sind, werden schnell Stimmen laut, die das künstliche Aufziehen und Aussetzen von Jungfischen als Managementmaßnahme fordern. Auch an den Bodden wurde mehrfach mit Hechtbesatz experimentiert (Subklew 1955b, Falk 1965a). In Gager und Born existierten zu DDR-Zeiten Brutanstalten zum Vermehren und Aussetzen von brackwasseradaptierten Hechten. Auch in den 2000er-Jahren fanden weitere Besatzeexperimente zur Förderung der Hechte im Peenestrom statt (Dorow 2004, Dorow & Lemcke 2005). Allerdings ist, wie nachfolgend im Detail erläutert, die Erfolgsaussicht von Fischbesatzmaßnahmen mit reproduzierenden Fischarten gering. Das gilt ganz besonders für den Hecht.

### Stand des Wissens zur Erfolgsaussicht von Hechtbesatz

Fischbesatz ist in der Fischerei neben Fangbestimmungen die am häufigsten eingesetzte Hegemaßnahme (Pagel & Arlinghaus 2016). Auch beim Hecht wird hierzulande in Binnengewässern regelmäßig Besatz durchgeführt, mit dem Ziel, rückläufige Hechterträge zu kompensieren oder zur Steigerung von Fängen und Erträgen beizutragen (Arlinghaus et al. 2015). In Deutschland dominiert der Besatz mit schwimm- und fressfähiger Hechtbrut.

In der Vergangenheit wurde bereits des Öfteren über die Erfolgsaussicht von Hechtbesatz in natürlich reproduzierende Bestände berichtet (z. B. Klein 1996, Knösche 1996, Schreckenbach 1996, Dorow & Lemcke 2005). Zusammenfassend kamen frühere Arbeiten zu dem Ergebnis, dass der Besatz mit Hechten weder den Rückgang der Erträge aufhalten konnte noch zu einer langfristigen Steigerung der Bestände führte (Knösche 1996, Jansen et al. 2013,



Hühn et al. 2014b, Guillerault et al. 2018, 2021, Radinger et al. 2023) und somit fischereilich gesehen wirkungslos blieb. Insbesondere die replizierten Besatzexperimente mit Hechtbrut (Hühn et al. 2014b) und Junghechten (Arlinghaus et al. 2015, Radinger et al. 2023, Hühn et al. im Druck) haben eindrucksvoll belegt, dass Besatz mit Hechten meistens fehlschlägt. Nur das Aussetzen von großen Fischen kann bestandssteigernd wirken (Monk et al. 2020), allerdings sind die Produktionskosten unverhältnismäßig hoch (Johnston et al. 2018).

### Brutbesatz

Im Rahmen des Forschungsprojekts „Besatzfisch“ ([www.besatz-fisch.de](http://www.besatz-fisch.de)) wurden die Erfolgsaussichten von Hechtbrutbesatz in natürlich reproduzierende Bestände in einem Teichversuch unter kontrollierten Bedingungen überprüft (Hühn et al. 2014b, Arlinghaus et al. 2015). Die zentrale Zielstellung des Versuches war es, den potenziellen Beitrag von Hechtbrutbesatz zum Junghechtaufkommen sowie das Überleben und Wachstum von besetzten und natürlich aufgekommenen Junghechten nach Besatz zu untersuchen. Dabei wurden Gewässer miteinander verglichen, die bereits eine Hechtpopulation beherbergten und die zuvor hechtfrei waren.

Zur Beantwortung dieser Fragestellung wurden in einem Teichexperiment drei Versuchsgruppen (je vier Wiederholungen) vergleichend untersucht: 1) natürliche Reproduktion (Besatz von Laichhechten, die für ein natürliches Junghechtaufkommen sorgten), 2) natürliche Reproduktion und zusätzlicher Brutbesatz (typisch für Steigerungsbesatz) und 3) Brutbesatz ohne Naturaufkommen (Erhaltungsbesatz). Alle sonstigen Teichbedingungen waren identisch. Die Laichhechte zur Erzeugung eines natürlichen Junghechtaufkommens wurden im März 2012 in die Teiche besetzt. Zusätzlich wurden alle Teiche mit einer naturnahen Dichte an Futterfischen besetzt. Der Besatz mit künstlich erbrüteter und markierter Hechtbrut erfolgte Anfang April mit einer Besatzdichte von sechs Brütlingen je m<sup>2</sup> (Bry et al. 1991, Skov et al. 2011).

Wenige Wochen nach dem Besatz der Hechtbrut konnte eine Steigerung der Hechtbrutdichte durch den Besatz nachgewiesen werden (Abbildung 6.54). Zu diesem Zeitpunkt (Mai) zeigten Analysen der Mageninhalte, dass sich die Hechte ausschließlich von Zooplankton ernährten, was eine Regulation über Kannibalismus innerhalb des Jahrgangs zu diesem Zeitpunkt ausschloss.

Jedoch war diese Bestandssteigerung nicht von Dauer. Nach viermonatiger Versuchslaufzeit konnte im Vergleich zur Kontrollgruppe (ausschließlich natürliche Reproduktion [1]) keine Steigerung des Junghechtaufkommens durch den Besatz beobachtet werden (Abbildung 6.55). Nahrungsanalysen bestätigten das Auftreten von Kannibalismus. Daher ist es wahrscheinlich, dass die durch Besatz erzeugten „überschüssigen“ Hechte von Artgenossen oder anderen Räubern gefressen wurden und sich die Jahrgangsstärke somit auf eine gewässerspezifische Bestandsgröße herunterregulierte.

In Konkurrenz mit den natürlich aufgekommenen Junghechten zeigten die besetzten Junghechte, trotz gleicher genetischer Herkunft und gleicher Körperlänge zum Besatzzeitpunkt, ein geringeres Wachstum (Abbildung 6.56) und eine erhöhte Sterblichkeit (Abbildung 6.57). Trotz der geringeren Fitness etablierten sich einige besetzte Hechte im Bestand. Das Ausbleiben einer langfristigen Bestandssteigerung und das Vorhandensein von besetzten Hechten im Bestand nach Besatz belegten eine teilweise Verdrängung natürlich aufgekommener Junghechte durch besetzte Hechte (Abbildung 6.58). Somit konnte in dem Versuch kein Besatzerfolg durch Hechtbrutbesatz in Bestände mit natürlichem Junghechtaufkommen erzielt werden (Hühn et al. 2014b). Es stellte sich jedoch heraus, dass der Besatz in Hechtbeständen bei ausbleibender natürlicher Reproduktion zu einem Junghechtbestand führte, der mit einem natürlichen Junghechtaufkommen vergleichbar war (Abbildung 6.55). Fischbesatz mit Hechtbrut kann also durchaus sinnvoll sein, aber nur in Gewässern ohne natürliches Aufkommen an Hechten (dazu auch Skov et al. 2011, Sutela et al. 2004).

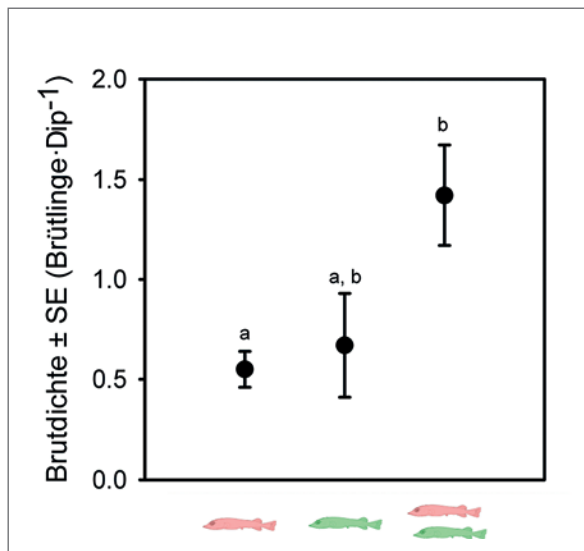


Abbildung 6.54: Mittlere Brutdichte (Brütlinge pro Dip mit der Anode des Elektrofischereigerätes) in den Teichen der drei Versuchsgruppen (rot = Brutbesatz, grün = natürliches Hechtbrutauflkommen) vier Wochen nach dem Besatz (Mai 2012). Statistisch signifikante Unterschiede werden durch die Buchstaben angezeigt. Mittelwerte mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant.

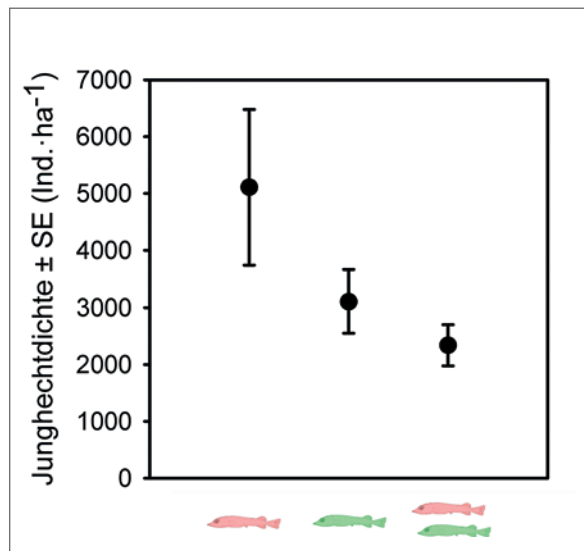


Abbildung 6.55: Mittlere Junghechtdichte in den drei Versuchsgruppen (rot = Brutbesatz, grün = natürliches Hechtbrutauflkommen) zum Versuchsende im Juli 2012. Es fanden sich keine statistisch signifikanten Dichteunterschiede zwischen den Versuchsgruppen. Zur Bewertung des Besatzerfolgs ist der Vergleich der Teiche mit natürlichem Hechtaufkommen mit (rot und grün) und ohne Besatz (grün) ausschlaggebend.

### Junghechtbesatz

Mit zunehmender Körpergröße des Besatzmaterials steigt auch die Überlebensrate nach dem Besatz (Lorenzen 2005). Deshalb wurde in einer weiteren Studie der Besatz mit einsömmerigen Hechten in 18 kleinen Baggerseen untersucht. Neun dieser Seen wiesen viel Kraut und hohe Hechtbestände auf, neun weitere Seen waren arm an Kraut. Neben sechs Kontrollseen ohne Besatz wurden 35 und 70 einsömmerige Hechte (Altersklasse 0, einsömmerig) pro Hektar in die Gewässer eingebracht und der Hechtbesatzerfolg mittels Vorher-Nachher-Kontroll-Interventionsdesign untersucht. Das Ergebnis war vergleichbar mit dem des bereits vorgestellten Teichversuches. Nach Steigerung des Junghechtbestandes (Altersklasse 1) im ersten Jahr nach Besatz sanken die Bestände der Hechte der Altersklasse 2 im zweiten Jahr nach dem Besatz auf ihr Ausgangsniveau vor Besatz ab (Hühn et al. im Druck). Trotz ausbleibender Bestandssteigerung durch Besatz konnten besetzte Junghechte in

den Hechtbeständen festgestellt werden. Es wurde also durch den Besatz einsömmeriger Hechte eine teilweise Verdrängung der ansonsten natürlich aufkommenden Hechte durch besetzte Hechte festgestellt (Arlinghaus et al. 2015). Wichtig war auch die Erkenntnis, dass der Besatzerfolg sowohl in den gut strukturierten krautreichen als auch in den krautarmen Besatzgewässern ausblieb.

Dieses Ergebnis wurde in einem weiteren Versuch mit vier Besatzgewässern und vier Kontrollgewässern im BAGGERSEE-Projekt bestätigt. Dabei wurden erneut einsömmerige (Altersklasse 0) Hechte mit etwa 10 kg/ha in Baggerseen ausgesetzt. Der Besatz misslang erneut, die Bestände ließen sich nicht anheben (Radinger et al. 2023, Arlinghaus et al. 2023b).

### Adulthechtbesatz

In einem natürlichen See in Brandenburg wurde ein weiteres Besatzexperiment mit maßigen Hechten über 45 cm Totallänge aus zwei nahegelegenen

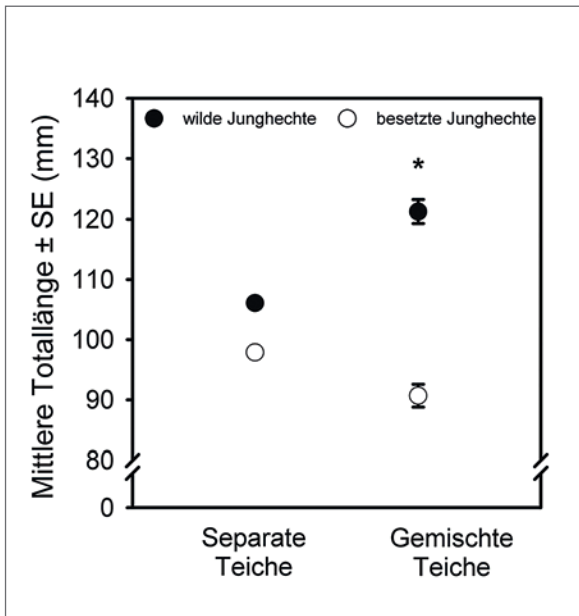


Abbildung 6.56: Mittlere Totallänge der natürlich aufgekomenen (schwarzer Punkt) und der besetzten (weißer Punkt) Junghechte zum Versuchsende (Juli 2012). Es fanden sich keine Längenunterschiede zwischen besetzten und natürlich aufgekomenen Hechten, wenn diese in separaten Teichen aufwachsen (links, Vergleich der Versuchsgruppen: ausschließlich natürliches Aufkommen vs. Besatz ohne natürliches Aufkommen). In der Konkurrenzsituation (in den Teichen mit Naturaufkommen und Besatz) zeigten die besetzten Hechte ein signifikant geringeres Wachstum im Vergleich zu den natürlich aufgekomenen Hechten (rechts). \* kennzeichnet signifikante Unterschiede.

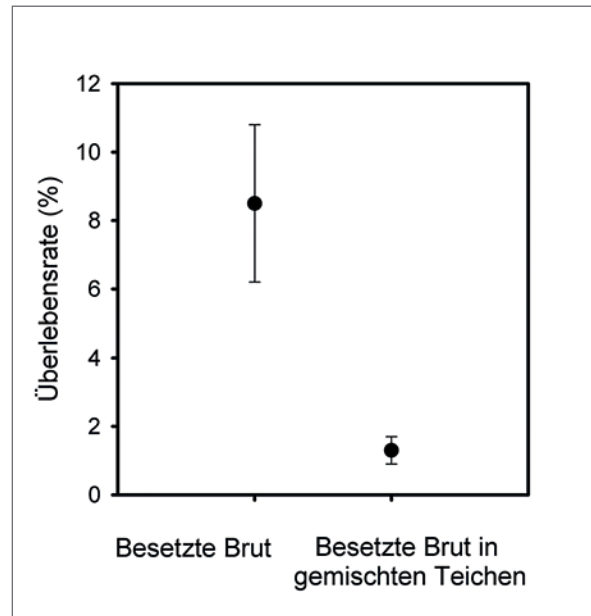


Abbildung 6.57: Überlebensraten der besetzten Hechtbrut bis zum Versuchsende im Juli 2012. In der Konkurrenzsituation (Teiche mit Naturaufkommen und Besatz) war die Überlebensrate signifikant geringer als in den Teichen ohne Naturaufkommen und ausschließlich mit Besatz.

Naturseen durchgeführt. Außerdem wurden auch Wildhechte aus dem zu besetzenden Gewässer „besetzt“, indem die Tiere nach dem Fang in einen Fischtransportbehälter gesetzt wurden, um Transport- und Besatzstress zu simulieren. Die Ergebnisse zeigten, dass selbst bei adulten Hechten der Transportstress zu einer gewissen Sterblichkeit von 10 % führte (Monk et al. 2020). Die besetzten Hechte überlebten anschließend und gliederten sich in den Bestand ein. Was zunächst wie ein Besatzerfolg aussieht, zeigte sich bei näherer Betrachtung als Bumerangeffekt, da die besetzten Hechte eine deutlich geringere Reproduktionsleistung zeigten (nur 56 %

im Vergleich zu den Wildfischen, Monk et al. 2020). Außerdem kam es zu einer 100%igen Vermischung zwischen Besatz- und Wildhechten, was gleichbedeutend mit dem Einkreuzen potenziell gebietsfremder Gene ist. Auch in französischen Flüssen kamen Forscher:innen zu dem Ergebnis (Guillerault et al. 2021), dass das Besetzen von adulten Hechten nicht zur Bestandssteigerung beiträgt. Weiterführende genetische Analysen über ganz Deutschland zeigten, dass die Vermischung von lokaler und gebietsfremder Population mit der Abnahme der ökologischen Qualität eines Gewässers zunimmt (Eschbach et al. 2021): Entweder erlaubt nur ein schlechter Gewäs-

serzustand ein langfristiges Überleben der neu gesetzten Hechte oder es kommt zur Hybridisierung, um so evolutionäre Anpassungen an das neue Gewässer zu erlauben.

### **Hechtbesatz im Brackwasser**

Fuhrmann (2021) spekulierte, dass die u. U. gestörten Vermehrungsbedingungen im Brackwasser durch den Süßwasserfisch Hecht ideale Bedingungen für erfolgreichen Hechtbesatz im Brackwasser darstellen. Allerdings sind alle bisher durchgeführten Besatzmaßnahmen auch im Brackwasser erfolglos verpufft. Das betrifft vor allem Besatzmaßnahmen mit Süßwasserhechten in Dänemark (Larsen et al. 2005) und im Peenestrom (Dorow 2004). Aber auch das Besetzen mit Brackwasserhechten steigerte die Fischerträge an den Bodden nicht, was zur Aufgabe der Besatzprogramme und der Hechtbrutanstalten in Gager und Born Mitte der 1970er-Jahre führte. Da die Hechte an den Bodden eine evolutionäre Anpassung an das Laichen im Brackwasser durchlaufen haben (Kapitel 3), ist das Einsetzen von Brackwasserhechten in reproduzierende Bestände an den Bodden ökologisch ähnlich zu bewerten wie die umfangreichen Experimente in Binnengewässern mit Süßwasserhechten. Ein Besatzerfolg mit Hechtbesatz an den Bodden erscheint daher insgesamt höchst unwahrscheinlich (Johnston et al. 2018) und dürfte sich auf erfolgreichen Initialbesatz in völlig hechtfreien Gewässern beschränken.

### **Ökologische und evolutionäre Begründung für ausbleibende Erfolge bei Hechtbesatzmaßnahmen**

In der Fischbiologie ist neben der individuellen Fruchtbarkeit auch die Überlebensrate von Fischen vor allem im Jungfischstadium von der Dichte und damit von der Konkurrenz um Nahrung und Einstände abhängig (Lorenzen 2000, 2005). Gibt es große Konkurrenz, sterben viele Fische, so sinkt die Konkurrenz und es überleben mehr. Darüber hinaus sind alle Fischbestände, so auch Hechte, größenstrukturiert. Nach dem Motto „Groß frisst Klein“ ist die Sterberate bei den meisten Fischen größenabhängig und

nimmt mit der Fischlänge stark ab (Lorenzen 2005, Andersen 2020). Dementsprechend wirkt sich eine veränderte Dichte, z. B. durch zusätzlichen Besatz, vor allem auf die Überlebensrate der Jungfische aus, die über alle Jungfische sinkt. Über die größenabhängige Sterblichkeit (über Raubdruck) hinaus, steigen mit erhöhter Dichte auch andere Stressoren, die mit Futterknappheit und reduzierter Kondition einhergehen und die z. B. die Anfälligkeit für Krankheiten bei ansonsten unveränderter Jungfischlänge und unverändertem Raubdruck erhöhen.

Bei den meisten Fischen ist die fischereiliche Sterblichkeit additiv, das heißt, wenn mehr Fische entnommen werden, erfolgt diese Entnahme zusätzlich zur natürlichen Sterblichkeit „oben drauf“. Bei Jungfischen wirkt die fischereiliche Sterblichkeit allerdings häufig kompensatorisch: Werden mehr Fische entnommen, sinkt die natürliche Sterblichkeit (Allen et al. 1998). Fischt man also erwachsene Tiere, dann sterben bei den meisten Fischarten insgesamt mehr Fische im Bestand. Würde man hingegen Jungtiere fischen, dann bliebe in vielen Fällen und in bestimmten Grenzen die Gesamtsterblichkeit der Jungfische konstant (Ausnahmen in Andersen et al. 2017). In Bezug auf Besatz entsteht ein gegenläufiger Prozess: Besetzt ein Bewirtschafter Jungfische, wird sich die Bestandsgröße (Biomasse) kaum ändern, weil in vielen Fällen lediglich die juvenile Sterblichkeit ansteigt (Lorenzen 2005, Johnston et al. 2018). Besetzt der Bewirtschafter hingegen erwachsene Fische, dann kommt es in der Regel zu dichteabhängiger Wachstumsdepression, ohne dass die Rekruten notwendigerweise verstärkt sterben (Lorenzen 2005, Johnston et al. 2018). Das liegt daran, dass die Dichteabhängigkeit bei adulten, rekrutierten Fischen vor allem über die Wachstums- und weniger über die Sterblichkeitsregulation wie bei Jungfischen funktioniert (Lorenzen 2005). In diesen Fällen kann der Gesamtbestand durch Besatz tatsächlich zumindest kurzfristig ansteigen (auf Kosten der Überlebensrate der Beutefische), weil wie angedeutet die kompensatorische Sterblichkeitsregulation auf natürlichem Wege bei adulten Fischen schwä-

cher oder gar nicht ausgeprägt ist (Lorenzen 2005, Lorenzen & Camp 2019). Überbesetzte adulte Fische „hungern“ sich dann aber groß, während sich überbesetzte Jungfischbestände über die Sterblichkeit auf das gewässerspezifische Maß herunterregulieren (Abbildung 6.58). Das Resultat ist, dass die schlecht genährten adulten Satzfishche einfach fangbar sind, für Kormorane oder Robben einfache Nahrung darstellen und eine Regulation auf Ausgangsniveau auf diesem Wege der verspäteten Sterblichkeit erfolgen dürfte (Lorenzen 2005, Johnston et al. 2018). Der rasche Rückfang einmal besetzter adulter Fische ist unter Umständen aus fischereilicher Sicht sogar Bewirtschaftungsziel, z. B. bei Put-and-Take-Besatzmaßnahmen von Regelbogenforellen oder bei Besatzmaßnahmen, die kurzfristig den Angelerfolg steigern sollen, ohne dass die Satzfishche langfristig an der Reproduktion teilnehmen (Lorenzen 2005, Johnston et al. 2018). Für die Bodden kann eine Put-and-Take-Fischerei als Ziel aber ausgeschlossen werden.

Hinzu kommt, dass eine Vielzahl von Studien gezeigt hat, dass die Fitness (Überleben und Reproduktion) von besetzten Fischen in der Regel deutlich geringer ist als die Fitness der Wildfische (für den Hecht u. a. in den zuvor vorgestellten Studien belegt) (Lorenzen et al. 2012). Ein wesentlicher Grund ist die fehlende Anpassung an die Bedingungen des Besatzgewässers, ein anderer Grund ist die fehlende sexuelle und natürliche Selektion. Vereinfacht gesagt überleben in der Fischzucht auch die „Looser“, die unter natürlichen Bedingungen geringe oder keine Überlebenschancen hätten. Schließlich kommt es unter unnatürlich hohen Dichten in Aufzuchtbecken zu raschen Domestikationseffekten und verhaltensseitigen und physiologischen Anomalien, die nach Besatz die Sterblichkeit erhöhen (Lorenzen et al. 2012). Die Erfahrung aus einer Vielzahl von Studien ist also, dass der Erfolg von Hechtbesatz, genauso wie der Besatzerfolg einer Vielzahl weiterer Arten, unter natürlich reproduzierenden Bedingungen sehr gering ist oder meistens sogar komplett fehlschlägt (Details in Arlinghaus et al. 2015, 2016a,b). Argumente, dass an

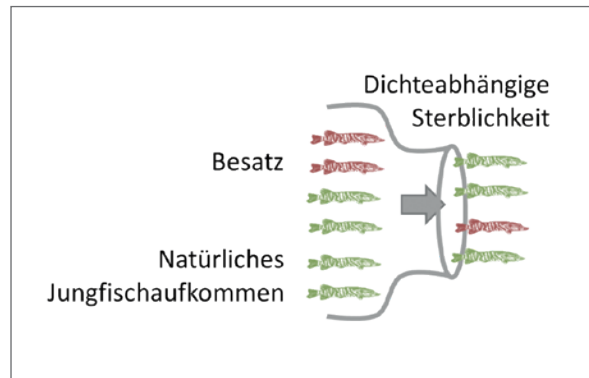


Abbildung 6.58: Dichteabhängige Bestandsregulierung nach Besatz. Nach anfänglicher künstlicher Steigerung der Bestandsdichte durch Besatz wird die Bestandsgröße in Gewässern mit natürlichem Jungfischauftreten auf eine gewässer- und lebensraumsspezifische Bestandsgröße herunterreguliert. Es ist jedoch möglich, dass einige besetzte Fische im Bestand verbleiben, was zu einer Einkreuzung der Satzfishche in den lokalen Bestand führen kann.

den Bodden periodische Salzeinstromereignisse die Rekrutierung zunichtemachen, sind theoretisch sinnvoll. Ohne die Möglichkeit, die Rekrutierung termingerecht zu bestimmen und so zu wissen, wann ein geeignetes Besatzjahr ist, kann Besatz an den Bodden nur als Vorsorgemaßnahme per „Gießkanne“ geplant werden. Die Vergangenheit hat gezeigt, dass so ein Verfahren teuer ist, ohne Erfolge für die Bestandsgröße zu erzielen.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Die vorgestellten Studien bestätigen auf Basis replizierter Freilandexperimente die aus theoretischen Überlegungen und Fallstudien abgeleiteten früheren Erkenntnisse (Knösche 1996, Schreckenbach 1996, Klein 1996), wonach Hechtjungfischbesatz in natürlich reproduzierende Bestände fischereilich wirkungslos bleibt. Dagegen kann Hechtjungfischbesatz in Gewässern mit sehr stark eingeschränktem oder vollständig ausbleibendem natürlichem Hechtaufkommen erfolgreich gestaltet werden. In natürlich reproduzierenden Hechtbeständen kann Besatz, je nach Herkunft des Besatzmaterials, durch teilweise Verdrängung natürlich aufgekommener Junghechte zur Etablierung gebietsfremder Genoty-

pen beitragen. Deshalb kann Hechtbesatz ein Risiko für die genetische Vielfalt der Hechtbestände mit sich bringen, ohne dabei einen substanziellen fischereilichen Nutzen zu stiften. Auf Grundlage dieser Ergebnisse wird bei der Bewirtschaftung von natürlich reproduzierenden Hechtbeständen der Verzicht auf Hechtbesatz empfohlen. Stattdessen sind Alternativen, z. B. Habitatoptimierung und Fangbeschränkungen, zur Bestandsbewirtschaftung zu bevorzugen (Radinger et al. 2023). Diese Ergebnisse gelten mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht spezifisch für den Hecht, sondern fischartenübergreifend, insbesondere auch für Raubfische mit ausgeprägter Selbstregulation, z. B. Zander (Li et al. 1996) und Bachforelle (Baer 2008).

### 6.9 Management natürlicher Prädatoren, speziell des Kormorans

Elias Ehrlich, Helmut Winkler & Robert Arlinghaus

Die Reduktion von Kormoranbeständen in den Bodden wird von Angler:innen und Berufsfischer:innen häufig als eine präferierte Maßnahme zur Förderung der dortigen Fischbestände gesehen (Kapitel 4). Viele Fischer:innen (aber nur vergleichsweise wenige Angler:innen) befürworten zudem eine Regulation der Kegelrobbenbestände an der Küste, da sie neben Fangausfällen zusätzlich auch Schäden am Fanggerät durch Kegelrobben erfahren können. Häufig wird von Seiten der (Angel-)Fischerei ein Abschuss von Kormoranen oder Kegelrobben gefordert, wie es im Falle der Kormorane beispielsweise schon einmal in einer Kolonie im Anklamer Stadtbruch nahe dem Stettiner Haff 2005 praktiziert wurde (Winkler et al. 2014a). Der dort durchgeführte massive Nestlingsabschuss hat aber für einen Aufschrei bei Naturschützer:innen und in Teilen der Bevölkerung gesorgt und ist außerhalb der Fischerei mehrheitlich auf Ablehnung gestoßen (Winkler et al. 2014a). Derartige Bestandsregulationsmaßnahmen sind daher sowohl vor dem Hintergrund artenschutz-

fachlicher Auflagen als auch gesellschaftlicher Erwartungen nur schwer im Boddengebiet realisierbar. Fast alle vorpommerschen Kormoranbrutkolonien liegen in Schutzgebieten (z. B. die Heuwiese im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft) und unterliegen somit gesonderten Schutzbestimmungen. Zudem sind Kormorane allgemein durch die Vogelschutzrichtlinie der Europäischen Union (Birds Directive 2009/147/EC, siehe Europäische Kommission 2013) sowie durch das Bundesnaturschutzgesetz geschützt. Entsprechend der EU-Richtlinie und nach nationalem Naturschutzrecht verlangt ein Bestandsmanagement der Kormorane eine eingehende Prüfung und den Nachweis, dass die Kormorane Schäden verursachen, die entsprechende Maßnahmen rechtfertigen. Als akzeptable Rechtfertigungen können durchaus hohe wirtschaftliche Schäden in der Berufs- und Angelfischerei gelten. Für die vorpommersche Boddenregion konnte der Nachweis erbracht werden, dass Kormorane für den Rückgang der Zanderbestände im Mündungsgebiet der Oder verantwortlich waren (Winkler et al. 2014a). Allerdings ist der politische Aushandlungsprozess komplex, da insbesondere aus Sicht des Naturschutzes eine Regulation des Kormorans grundsätzlich abgelehnt wird (z. B. Ehrlich et al. 2023a). Mit noch höheren Hürden dürfte ein mögliches regulatorisches Bestandsmanagement der Kegelrobbe verbunden sein, da diese Art ebenso wie der Kormoran gemäß dem Bundesnaturschutzgesetz und der FFH-Richtlinie eine streng geschützte Art ist. Die gesellschaftliche Akzeptanz für eine aktive Regulierung der Kegelrobbe dürfte zudem noch geringer ausfallen als beim Kormoran. Die Bestände der Kegelrobbe sind in den letzten Jahren angestiegen, aber noch deutlich von historischen Zielgrößen entfernt. Zudem erfährt die Kegelrobbe durch die Helsinki-Konvention (HELCOM 1992) einen besonderen Schutzstatus im Ostseeraum. Dennoch ist eine Bestandsregulierung sowohl von Kormoran als auch Kegelrobbe grundsätzlich denkbar, verlangt aber nachvollziehbare Sachgründe, komplexe politische Aushandlungsprozesse und allgemein eine gesellschaftliche Akzeptanz.

Neben dem grundsätzlich umstrittenen Abschuss existieren als weitere Maßnahmenoptionen nicht-letale Methoden der Bestandsregulation. Darüber hinaus kommt die Kompensation von Fangausfällen und Schäden in Betracht, was an den Bodden in der Berufsfischerei für Schäden durch Kegelrobben und in der Landwirtschaft bei Rissen durch Wölfe Anwendung findet und hier nicht weiter diskutiert werden soll. In Bezug auf die Veränderung der lokalen Abundanz der natürlichen Prädatoren gibt es aktuell drei erprobte Wege des Prädatoren-Bestandsmanagements: 1) die Erhöhung der Sterblichkeit (z. B. über Abschuss), 2) die Reduzierung des Reproduktionserfolgs (z. B. Eientnahme aus Nestern der Kormorane oder Verölung der Eier) oder 3) die Vergrämung, die zur Verdrängung aus dem Gebiet führen soll (Prädatoren weichen auf andere Gewässer aus). Um ein Management natürlicher Prädatoren bzw. dessen Prüfung sinnvoll anzugehen, empfiehlt sich zunächst eine Einordnung der Bestandsentwicklung der Prädatoren (Kapitel 1), eine modellgestützte Abschätzung möglicher Effekte durch Konsumption auf den Fischbestand (Kapitel 5 und unten) und schließlich eine Abwägung möglicher Managementmaßnahmen. Dabei werden anhand von verfügbaren Daten, Literaturbeispielen und Modellvorhersagen (sofern verfügbar) mögliche Maßnahmenwirkungen bewertet. Im Folgenden werden diese Schritte am Beispiel des Kormorans durchlaufen, für den die beste Daten- und Studienbasis unter den natürlichen Prädatoren des Hechts an den Bodden vorliegt. Zur Bewertung der Effekte der Kegelrobbe auf den Hechtbestand oder des Dreistachligen Stichlings als potentieller Eiräuber fehlen aktuell für die Region belastbare Daten. In anderen Gebieten, wo der Stichling auf Nutzfischbestände großen Einfluss hat (wie auf Coregonen am Bodensee oder auf Hechte an der schwedischen Küste), werden aktuell Maßnahmen wie die intensive Befischung und Entnahme des Stichlings diskutiert (Olin et al. 2023). Auch weitere natürliche Prädatoren des Hechts, etwa der Fischotter oder der Seeadler, werden aufgrund ihrer vergleichsweise geringen Zahl im Folgenden nicht näher beleuchtet. Ihr Einfluss auf

die Boddenhechte ist insgesamt als relativ gering einzuschätzen. Allerdings könnte der Otter durchaus aufsteigende Hechte in kleinen Gräben dezimieren. In Süddeutschland wird aktuell befürchtet, dass der Fraßdruck durch die dort stark angestiegenen Otterbestände relevant für die Populationsdynamik z. B. des großwüchsigen Huchens (*Hucho hucho*) sein könnte. Studien zum Otterfraßdruck wären auch an den Bodden wünschenswert.

### Bestandsmanagement des Kormorans

#### *Zustandsanalyse des Kormoranbestands*

Wie in Kapitel 1 erläutert, gab es seit den 1990er-Jahren einen deutlichen Anstieg der Kormoranbestände an den Bodden. In den letzten Jahren hat sich der Bestand auf einem hohen Niveau stabilisiert und schwankt um die 10.000 Brutpaare (Abbildung 1.73 in Kapitel 1). Zusätzlich zu den Brutpaaren kommen Durchzügler und nichtbrütende Kormorane in den Kolonien dazu. Für das Jahr 2018, in dem neben der Brutpaarerfassung (LUNG M-V) auch eine monatliche Zählung der Kormorane durchgeführt wurde (Herrmann & Zimmermann 2019), wurde die mittlere jährliche Anzahl an Kormoranen auf 29.800 Individuen geschätzt, inklusive durchziehender, brütender und nicht brütender Individuen (Abbildung 5.20 in Kapitel 5). Auch in den Folgejahren dürfte gemäß der in Kapitel 5 gezeigten Rekonstruktion die mittlere Anzahl um einen Wert von 30.000 Individuen geschwankt haben (Abbildung 5.21 in Kapitel 5). Das ist eine für das Gebiet sehr hohe Anzahl von Kormoranen, deren Fraßdruck nach früheren Studien die Abundanz und Populationsdynamik von wichtigen Fischarten wie Zander oder Barsch an den Bodden durchaus negativ beeinträchtigen dürfte (Winkler et al. 2014a, 2014b Studien aus anderen Küstengebieten wie Östman et al. 2013).

#### *Abschätzung der Wirkung auf den Hechtbestand an den Bodden*

Wie in Kapitel 5 erläutert (siehe auch Arlinghaus et al. 2023b), wurde die durch Kormorane an den Bodden

konsumierte Hechtbiomasse neu hochgerechnet, basierend auf: 1) der mittleren jährlichen Anzahl an Kormoranen im Gebiet, 2) Literaturdaten zur täglich konsumierten Nahrungsmenge eines Kormorans (462 g pro Tag, basierend auf Ridgway 2010) und 3) dem mittleren Biomasseanteil an Hecht in der Kormorannahrung, wie er aus multiplen Studien an den Bodden ermittelt wurde (mittleres Fraßszenario: 1 % Biomasseanteil an der Nahrung, basierend auf Daten aus dem Boddengebiet, Details in Kapitel 5). Bemerkenswert ist, dass schon geringe Biomasseanteile von z. B. 1 % durch die hohe Anzahl an Kormoranen zu recht hohen Biomasseentnahmen an Hecht führen können. Gemäß der in Kapitel 5 im Detail ausgeführten Hochrechnung lag die jährlich durch Kormorane entnommene Hechtbiomasse im Jahr 2021 an den Bodden bei etwa 42 t (Abbildung 5.23 in Kapitel 5). Als ein unteres Szenario (0,5 % Hecht-Biomasseanteil in Kormorannahrung) der Hochrechnung wird eine jährliche Hechtentnahme von 21 t durch Kormorane für 2021 angesetzt und als ein oberes Szenario (1,5 % Hecht-Biomasseanteil in Kormorannahrung) 64 t. Die Hechtbiomasseentnahme der Kormorane liegt damit im Bereich der Entnahme der Berufsfischerei und auch der Angelfischerei (Abbildung 5.23 in Kapitel 5). Allerdings fressen Kormorane nur kleine Hechte mit Längen zwischen 20 und 40 cm, im Extremfall bis 50 cm (Östman et al. 2013, Abbildung 6.59), die damit kleiner sind als die durch die Fischerei entnommenen Hechte ( $\geq 50$  cm). Auf den ersten Blick scheinen die Kormorane und die Fischerei also nicht um dieselbe Ressource zu konkurrieren. Dies ist allerdings ein Trugschluss, da die von den Kormoranen konsumierten Junghechte später nicht mehr in den fangbaren Bestand hineinwachsen können und somit dort potenziell fehlen. Vergleicht man etwa die konsumierte Anzahl an Hechten (statt der Biomasse) übertrifft die Kormorankonsumtion die Entnahme der Fischerei deutlich, weil die Kormorane eben deutlich kleinere Hechte (geringeres Gewicht pro Individuum) im Vergleich zur Fischerei entnehmen (Abbildung 6.60). Viele dieser kleinen Hechte würden aber auch ohne Kormorane natürlicherweise sterben, bevor sie in



Abbildung 6.59: Kormorane bevorzugen kleine Hechte mit einer maximalen Länge von 20 bis 50 cm.

© SHUTTERSTOCK\_18519205

den fangbaren Bestand hineinwachsen können – wie viele genau, hängt davon ab, welchen Anteil der Kormoranfraß an der natürlichen Gesamtsterblichkeit ausmacht. Und hier kann die Modellierung mit dem Boddenhecht-Modell (Box 6.1) helfen, die dichteabhängigen Prozesse abzubilden und Szenarien für mögliche Kormoraneffekte sowohl auf den Bestand als auch auf den Fang abzuschätzen. Eine solche Modellierung geht weit über reine Biomassevergleiche zwischen einzelnen Nutzungsgruppen bzw. Prädatoren hinaus und berücksichtigt die längenabhängigen biologischen Prozesse sowie die Gesamtwirkung auf den Bestand als Nettoeffekt von Entnahme, Wachstum, Sterblichkeit und Reproduktion.

Um die Wirkung der Hechtentnahme durch Kormorane auf den Bestand beurteilen zu können, wird auf das bereits mehrfach vorgestellte Boddenhechtmodell (Box 6.1) zurückgegriffen. Ziel der Modellstudie war es herauszufinden, wie sich der Hechtbestand und die Fänge verändern würden, wenn der Kormoranbestand und damit die durch ihn verursachte natürliche Sterblichkeit der Hechte reduziert bzw. erhöht wird. Als Referenz diente das Modell mit der Standardparametrisierung, das den gegenwärtigen Zustand beschreibt (Box 6.1). Die alters- bzw. längenabhängige natürliche Sterblichkeitsfunktion wurde dabei aufgeteilt in zwei Komponenten: 1) die durch Kormorane verursachte natürliche Sterblichkeit ( $M_{\text{Kormoran}}$ ) und 2) die durch andere Faktoren verursachte natürliche Sterblichkeit ( $M_{\text{Andere}}$ ). Es wurde angenommen, dass die Kormorane nur Hechte aus den Alters-



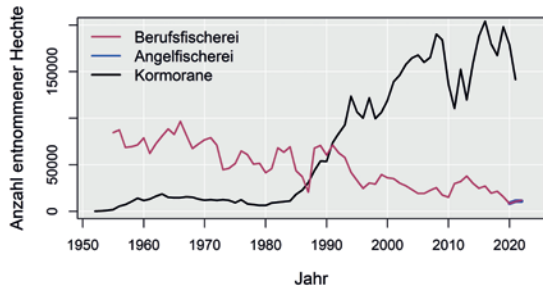


Abbildung 6.60: Schätzung der durch die Berufsfischerei, die Angelfischerei und Kormorane entnommenen Anzahl an Hechten über die letzten Jahrzehnte. Die entnommene Anzahl wurde hier vereinfacht geschätzt, indem die zuvor ermittelte Hechtbiomasse-Entnahme (Abbildung 5.23 in Kapitel 5) durch das Gewicht eines „mittleren Individuums“ des jeweils selektierten Größenbereichs geteilt wurde. Für die Kormorane wurden hierbei „mittlere Individuen“ mit einer Länge von 35 cm betrachtet, die ein Gewicht von ungefähr 0,3 kg aufweisen, für die Angel- und Berufsfischerei Hechte mit einer Länge von 75 cm, die dann rund 3,0 kg wiegen. Bei gleicher Biomasseentnahme durch Fischerei und Kormorane liegt die entnommene Anzahl Hechte also für die Kormorane zehnmal höher als für die Fischerei.

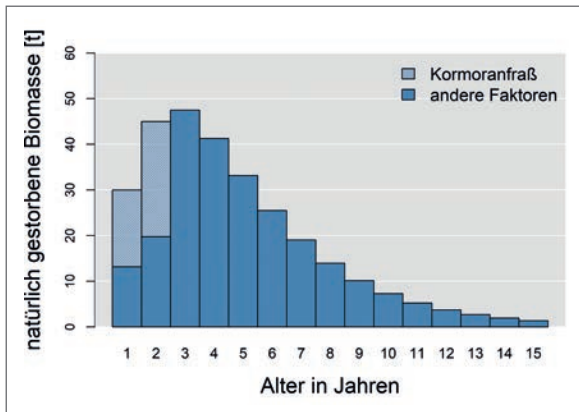
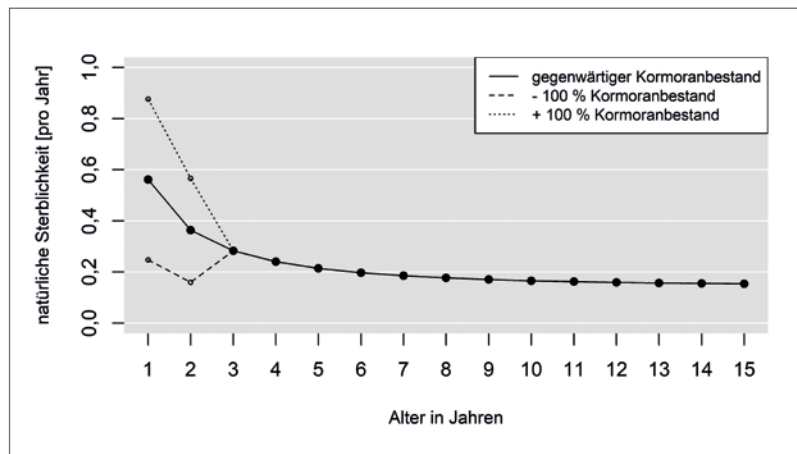


Abbildung 6.61: Die natürlich gestorbene Biomasse (pro Jahr) je Altersklasse im Gleichgewichtszustand des Modells mit der Standardparametrisierung (gegenwärtiger Referenzzustand). Der schraffierte Teil der Balken gibt den durch Kormoranfraß verursachten Anteil an, gemäß der Annahme, dass sich die 42 t Hecht (mittleres Szenario der Kormoranentnahme) auf die Altersklassen 1 und 2 gleichmäßig verteilen.

klassen 1 und 2 fressen (d. h. für alle Hechte ab drei Jahren gilt  $M_{Kormoran} = 0$ ), was sich mit dem selektierten Größenbereich von 20 bis 50 cm deckt. Entsprechend wurde bei Änderung des Kormoranbestands im Modell nur die durch Kormorane verursachte natürliche Sterblichkeit dieser beiden Altersklassen modifiziert (Abbildung 6.61). Zudem wurde angenommen, dass Kormorane Hechte beider Altersklassen mit gleicher Selektivität fressen (dies ist eine vereinfachende Annahme, da Hechte der zweiten Altersklasse teils schon aus dem für den Kormoran fressbaren Längenspektrum herauswachsen können).

Um abschätzen zu können, wie sich die natürliche Sterblichkeit  $M_{Kormoran}$  bei einer Reduktion des Kormoranbestands konkret verändert, wurde zunächst für die Standardparametrisierung des Modells im Gleichgewichtszustand geprüft, wie viel Hechtbiomasse jährlich insgesamt durch natürliche Sterblichkeit in den jeweiligen Altersklassen verloren geht (= „natürlich gestorbene Biomasse“, Abbildung 6.61). Die natürlich gestorbene Biomassen der Altersklassen 1 und 2 wurden aufsummiert und lagen zusammengenommen bei 75 t. Aus der Hochrechnung für das mittlere Szenario wissen wir, dass gegenwärtig ca. 42 t Hecht jährlich durch Kormorane sterben. Entsprechend wurde der Anteil der Kormorane an der natürlichen Gesamtsterblichkeit bestimmt, der bei 56 % im mittleren Fraßszenario lag ( $42 \text{ t} / 75 \text{ t} = 0,56$ ) und bei 28% und 85 % im unteren und oberen Szenario. Vereinfacht haben wir also für die ersten beiden Altersklassen im mittleren Szenario angenommen, dass  $M_{Kormoran} = 0,56 \cdot M_{Gesamt}^*$  wobei  $M_{Gesamt}^*$  der natürlichen Gesamtsterblichkeit im aktuellen Gleichgewichtszustand (Referenzzustand) entspricht. Wurde nun der Kormoranbestand im Modell um den Faktor  $x$  verändert, zog dies auch die Anpassung der natürlichen Sterblichkeit durch Kormorane für die Altersklasse 1 und 2 nach sich ( $M_{Kormoran} = 0,56 \cdot M_{Gesamt}^* \cdot x$ ), während  $M_{Andere}$  als konstant angenommen wurde. Auf diese Weise wurde die natürliche Gesamtsterblichkeit durch sich ändernde Kormoranbestände modifiziert (Abbildung 6.62) und so der Einfluss einer Kormoranbestandsänderung auf den Hechtbestand im Modell simuliert.

Abbildung 6.62: Beispiel für modellierte Auswirkungen einer Kormoranbestandsänderung auf die großen- bzw. altersabhängige Funktion der natürlichen Gesamtsterblichkeit ( $=M_{\text{Kormoran}} + M_{\text{Andere}}$ ).



Im Ergebnis zeigen die Modellvorhersagen, dass eine Bestandsreduktion der Kormorane eine positive Wirkung auf den Hechtbestand haben kann. Diese wäre dann auch in Form von höheren Fangraten (auch der großen Hechte), höheren Erträgen in der Berufsfischerei und einem erhöhten relativen Nutzen für Angler:innen spürbar (Abbildung 6.63). Tatsächlich dürfte der relative, anglerische Nutzen sogar noch höher ausfallen als hier vorhergesagt, da bekannt ist, dass Angler:innen eine Kormoranbestandsregulation als Maßnahme präferieren. Diese Maßnahme für sich (theoretisch auch ohne hechtbestandsfördernde Wirkung) würde also schon einen Nutzen erzeugen, was im Modell bei der Bestimmung der Nutzenwerte nicht berücksichtigt wurde. Für eine vollständige Auslöschung des Kormoranbestands (-100 %) sagt das Modell im mittleren Szenario eine Steigerung der Hechtbestandsbiomasse um 67 % voraus (Abbildung 6.63). Bei einer Halbierung des Kormoranbestands (-50 %) wäre gemäß dem Modell eine Steigerung der Hechtbiomasse um 29 % zu erwarten. Für eine leichte Reduktion des Kormoranbestands um 20 % wird ein Hechtbiomassezuwachs von 11 % vorhergesagt. In einem ähnlichen Verhältnis steigen jeweils auch die Fangraten für Angler:innen und der Ertrag in der Berufsfischerei an (Abbildung 6.63). Geht man vom unteren Fraßszenario aus, würde die Hechtbiomasse bei Auslöschung des Kormoranbestands nur um 29 % steigen (Abbildung 6.63). Gemäß dem oberen Szenario wäre andererseits sogar mehr als eine Verdoppelung der Hechtbiomasse möglich (+120 %, Abbildung 6.63).

Bei allen gezeigten Modellergebnissen sind natürlich verschiedene Unsicherheiten der Vorhersagen unbedingt zu berücksichtigen. Zum einen fußt die Parametrisierung der natürlichen Gesamtsterblichkeit im Modell nicht auf Daten aus dem Boddengebiet, sondern beruht auf einer der Literatur entnommenen empirischen Korrelation zwischen der natürlichen Sterblichkeit und Wachstumsparametern bei Fischen (Box 6.1). Eine Schätzung der natürlichen Sterblichkeit an den Bodden gestaltet sich schwierig, da der Bestand genutzt ist und somit auch einer fischereilichen Sterblichkeit unterliegt. Die mittels Fang-Wiederfang-Methoden in Kapitel 5 durch Abziehen der fischereilichen Sterblichkeit von der Gesamtsterblichkeit ( $M = Z - F$ ) geschätzten natürlichen Sterblichkeiten entsprachen aber recht gut den Literaturdaten und den aus den Wachstumsparametern geschätzten natürlichen Sterblichkeiten, die in das Kormoranmodell einfließen. Wir sind uns daher recht sicher, dass die angenommenen natürlichen Sterblichkeiten für den gegenwärtigen Zustand realistisch sind. Im Modell wurde der Kormoraneffekt durch eine modifizierte natürliche Sterblichkeit bereits rekrutierter, einjähriger und zweijähriger Hechte simuliert, tatsächlich wirken die Kormorane wahrscheinlich auch auf die Rekrutierung (also auf die Überlebenswahrscheinlichkeit von Hechten unter einem Jahr), was im Modell nicht betrachtet wurde. Somit könnte das Modell für das Szenario einer Kormoranbestandsreduktion den Anstieg der Rekrutierung unterschätzen, dafür aber den Rückgang der natürlichen Sterblichkeit der ersten und zweiten Altersklasse überschätzen.

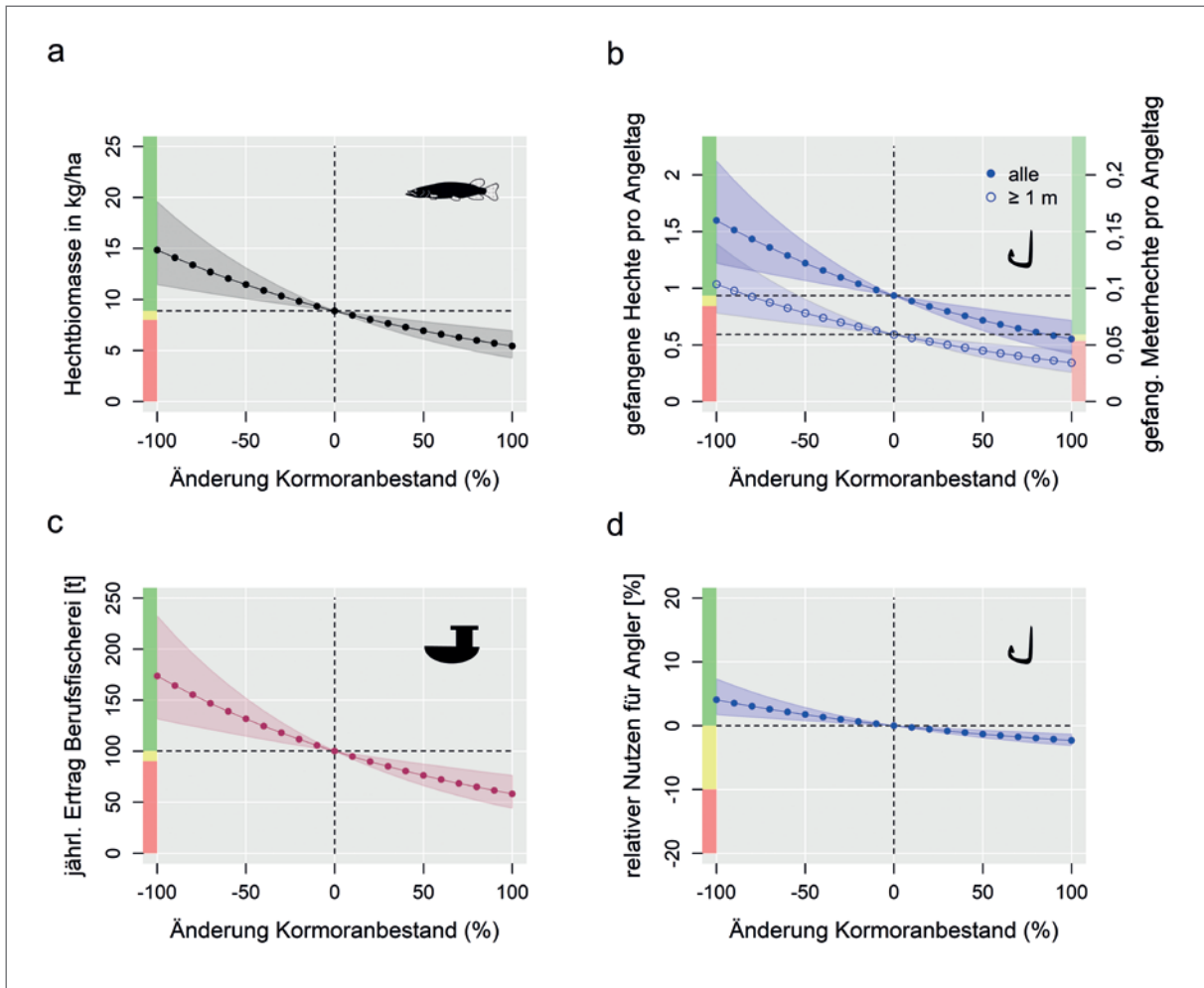


Abbildung 6.63: Modellvorhersagen zur Wirkung einer Änderung des Kormoranbestands auf verschiedene Zielindikatoren. Die Linien mit Punkten geben jeweils die Ergebnisse für das mittlere Szenario aus (1 % Hecht in konsumierter Biomasse der Kormorane). Die untere und obere Grenze des darum liegenden, schattierten Bereichs stellen das untere (0,5 %) und obere Szenario (1,5 % Hecht in konsumierter Biomasse der Kormorane) dar. Die schwarzen gestrichelten Linien weisen den aktuellen Referenzzustand aus.

zen, was sich ausgleichend auf die Vorhersage zum Gesamthechtbestand auswirken sollte.

Neben weiteren Modellunsicherheiten bei der konkreten Ausgestaltung der Parameter besteht auch die Möglichkeit, dass sich die Anteile der Hechte in der Kormoranernährung durch sich ändernde Kormoranzahlen oder andere Umweltfaktoren ändern können. Einschränkend ist vor allem auch zu erwähnen, dass in der Realität der gemäß dem Modell erwartete Hechtbiomassezuwachs bei Reduktion des Kormoranbestands durch andere mögliche Umweltverände-

rungen (z. B. Habitatverlust, Anstieg anderer Prädatoren, höherer Fang durch die Fischerei) ausbleiben kann. Qualitativ dürften hingegen die Modellprognosen im Sinne der Richtungswirkung (ein geringerer Kormoranbestand steigert die Hechtbestände) aber stimmen. Auch zeigen die prognostizierten prozentualen Steigerungen bei Fängen und Erträgen, dass der Kormoranfraß durchaus ernst zu nehmen ist als Einflussnehmer u. a. auf die Hechtbestände an den Bodden. Stimmen die Modellergebnisse auch nur näherungsweise, ist davon auszugehen, dass der seit

den 1990er-Jahren erfolgte hohe Zuwachs im Kormoranbestand tatsächlich mit deutlichen wirtschaftlichen Verlusten in der Berufsfischerei (Abbildung 6.63c) und negativen Folgen für die Angelfischerei einhergegangen ist (Abbildung 6.63b, d).

Neben dem Hecht gibt es auch weitere Süßwasserfischarten in den Küstengewässern der Ostsee, wie Zander und Barsch, für deren Bestände bereits mehrfach negative Auswirkungen durch Kormorane nachgewiesen wurden (Östman et al. 2013, Hansson et al. 2018). Neben einer zurückgehenden Abundanz und sinkenden Erträge sind auch Änderungen der Größenstruktur in den Fischbeständen beobachtet worden (Östman et al. 2013). Zudem ist der Kormoran gleichzeitig auch Nahrungskonkurrent des Hechts und bevorzugt ebenfalls Beutefische wie Hering und Plötze (Hansson et al. 2018). Die konsumierten Beutefischmengen können teils erheblich sein (Arlinghaus et al. 2021). Somit kommt zusätzlich zum negativen Einfluss des Kormorans auf den Hecht durch Prädation noch Konkurrenz speziell um die Beutefische in den inneren Küstengewässern hinzu. Der Kormoran kann neben der Reduktion der verfügbaren Beutefischmenge für den Hecht auch durch Beflug und den dadurch ausgelösten Prädationsdruck zu einem Verschieben der Habitate der Beutefische und der Hechte beitragen. Das könnte Hechte verstärkt ins Flachwasser treiben, wo die innerartliche und zwischenartliche Konkurrenz dann ansteigt. Wir vermuteten, dass der Kormoran auch auf diese Weise einen Beitrag zur reduzierten Wachstumsrate der adulten Boddenhecht leistet (Kapitel 6.2). Olin et al. (2023) zeigten jedenfalls für die schwedische Ostsee, dass Prädatoren wie Kormorane und Kegelrobben darüber entscheiden, ob die inneren Schärengebiete eine geringe oder eine hohe Raubfischhäufigkeit aufweisen.

### *Abwägung möglicher Maßnahmen der Kormoranbestandsregulation*

Die zuvor gezeigte Modellierung gab Hinweise darauf, welche positiven Effekte auf den Hechtbestand, die Fangrate und den Ertrag durch eine Reduzierung des Kormoranbestands möglich wären. Wie oben

erwähnt sind prinzipiell drei Wege denkbar, um den Kormoranbestand im Boddengebiet zu reduzieren: 1) durch Abschuss, 2) durch die Verringerung der Reproduktionsleistung und 3) durch Vergrämung. Bei letzterer Option wird keine tatsächliche Verringerung der Kormoranzahl erreicht, aber der Bestand in andere Gebiete verlagert.

Ein Abschuss im Rahmen eines landesweiten Kormoranplans ist, wie erwähnt, rechtlich theoretisch möglich (z. B. bei Nachweis erheblicher ökonomischer Schäden in der Fischerei). Er ließe sich in Form von lokal festgeschriebenen Abschussquoten umsetzen, was aber vor allem seitens des Natur- und Tierschutzes und auch in einigen Teilen der Bevölkerung auf Widerstand stößt, der politisch aufgegriffen werden muss. Ein Abschuss kann durchaus effektiv im Sinne der lokalen Bestandsreduktion sein, wenn dieser langjährig und intensiv durchgeführt wird (Winkler et al. 2014a). Häufig werden Durchzügler geschossen, die aber einfach aus einer anderen Region nachkommen können, wenn nicht überregional agiert wird. Beispiele aus Bayern und Großbritannien zeigten, dass in solchen kompensatorischen Fällen der Kormoranbestand im Gebiet trotz mehrjährigen Abschusses unverändert bleiben kann (Keller & Lanz 2003, Chamberlain et al. 2013). Zudem ist das Populationswachstum der Kormorane wie auch das der Fische dichteabhängig (Winkler et al. 2014a): Nach zeitweiligem Abschuss und Dezimierung des Bestands kann es also zu einer Phase hohen Populationswachstums kommen. Abschüsse müssen daher intensiv, regelmäßig und nicht nur an einem Ort erfolgen, um wirksam zu werden.

Als Alternative zum Abschuss wurden in der Vergangenheit Versuche unternommen, nichtletal in den Bestand einzugreifen und den Bruterfolg in Kormorankolonien zu reduzieren. Bei bodenbrütenden Kormorankolonien können beispielsweise manuell Eier aus dem Gelege entnommen werden. Allerdings sind dann Attrappen (z. B. Gipseier) im Nest zu platzieren, da die Kormorane ansonsten ein neues Gelege anlegen. Eine einfachere und kostengünstigere Methode ist das Verölen von Eiern. Dabei werden die Eier nach

dem Überziehen mit einem Öl, welches die Poren der Eier verstopft und zum Absterben der Embryonen führt, zurück in das Nest gelegt. Man spart sich also die Kosten für Attrappen. Diese Methode wurde beispielsweise intensiv an der Küste Dänemarks über mehrere Jahre in Kolonien bodenbrütender Kormorane angewandt (Bregnballe et al. 2009). Der Bruterfolg konnte stark reduziert werden. Zudem ging mit dem Rückgang der Anzahl der Nestlinge auch der Nahrungsbedarf während der Brutzeit zurück. Nach etwa drei bis fünf Jahren war schließlich auch ein Rekrutierungsausfall in der Kolonie sichtbar und nach fünf Jahren, in denen die Verölungsmethode regelmäßig angewandt wurde, war der Bestand in der konkreten Kolonie um rund 50 % zurückgegangen (Bregnballe et al. 2009). Hierbei können aber zusätzlich auch für den Kormoran ungünstige Umweltbedingungen (z. B. Nahrungsknappheit) als bestandssenkende Faktoren eine Rolle gespielt haben (Bregnballe et al. 2009).

Die genannte Methode der Verölung der Eier ist in bodenbrütenden Kolonien praktikabel, von denen es allerdings – abgesehen von der Insel Heuwiese im Nationalpark – keine im Boddengebiet gibt. Hier brüten die Kormorane in der Regel in Bäumen. Daher wurden andere Versuche unternommen, die auf eine Reduktion der Reproduktionsleistung abzielten. In einem von Winkler und Kolleg:innen (2014a) durchgeführten Projekt wurde getestet, inwiefern die Überlebensrate von Embryonen durch das Fernhalten der Elterntiere vom Nest gesenkt werden kann. Dazu wurden die in Bäumen befindlichen Nester in kühlen Nächten mit einem Lasergewehr gestört, um die Elterntiere so vom Nest aufzuscheuchen und möglichst lange fernzuhalten (Puls & Winkler 2013). Experimentell konnte gezeigt werden, dass bei Temperaturen zwischen 2 und 5°C ein einmaliges Fernhalten der Kormoran-Elterntiere für mindestens 2 bis 3 Stunden ausreichen kann, um das Überleben der Embryonen zu senken (Puls & Winkler 2013, Winkler et al. 2014a). Bei Temperaturen zwischen 5 und 8°C kann der gleiche Effekt durch mehrmaliges Vertreiben mittels Laserlicht erreicht werden (Winkler et al. 2014a). Allerdings konnte auch beobachtet werden,

dass sich ältere Kormorane an die Störung anpassen und sich nicht mehr oder nur kurz aufschrecken lassen, ehe sie zum Nest zurückkehren. Anfälliger sind weiter unten im Baum befindliche Gelege jüngerer und damit weniger erfahrener Kormorane.

Ein Populationsmodell von Gröger et al. (2009) sollte Aufschluss darüber geben, wie effektiv derartige Versuche der Absenkung der Reproduktionsleistung sein können. Das Modell zeigte, dass erst ab einer Reduktion des Überlebens der Eier um 50 % erste Effekte auf den Kormoranbestand nach ca. fünf Jahren sichtbar werden (Winkler et al. 2014a). Gemäß dem Modell könnte dieser Effekt aber deutlich verstärkt werden, wenn zusätzlich zur 50%-Absenkung der Reproduktionsleistung noch eine Abschussrate von 10 % jährlich umgesetzt wird (Winkler et al. 2014a). Höhere Abschussraten von beispielsweise 50 % jährlich können dem Modell zufolge zum Bestandskollaps führen. Im Modell konnte zudem deutlich gemacht werden, dass der Austausch von Individuen in einem Netzwerk von Kormorankolonien den Effekt einer lokal reduzierten Reproduktionsleistung in einer Kolonie möglicherweise abpuffert.

Insgesamt führen Abschuss und bereits erwähnte Eingriffe am Gelege oder Brutstandort häufig auch zur Vergrämung von Kormoranen. Problematisch dabei ist, dass die Kormorane möglicherweise an unvorhergesehenen Standorten neue Kolonien gründen oder aber auf andere bereits bestehende Kolonien ausweichen. Daher muss bei entsprechenden Maßnahmen immer möglichst im Verbund agiert werden. Will man eigentlich keine Vergrämung erreichen, sondern lediglich die Reproduktionsleistung in einer räumlich fixen Kolonie gezielt absenken, darf der Eingriff nicht zu intensiv sein, da ansonsten ein Abzug in ein anderes Gebiet droht. Ebenso sollte im Management berücksichtigt werden, dass die Kormoranbestände nicht nur aus brütenden Individuen bestehen. Die Kormorane der Brutkolonien ziehen im frühen Herbst Richtung Binnenland, während zeitgleich Durchzügler benachbarter baltischer Regionen die „Lücke“ füllen und an die Bodden kommen. Diese Durchzügler wären nicht von Maßnahmen zur Reduzierung des

Bruterfolgs beeinträchtigt, was wiederum zeigt, dass ein lokales Kormoranmanagement von erheblichen Unsicherheiten betroffen ist. Es dürfte nur bei massiven Eingriffen, die über viele Jahre konsequent eingesetzt werden, erfolgreich sein. Lokale Maßnahmen müssten daher in ein EU-weites oder wenigstens ostseeweites Kormoranmanagement eingebettet werden, damit die sehr wahrscheinlichen kompensatorischen Effekte durch das Neueinfliegen in den ausgedünnten lokalen Bestand beherrscht werden können. Denn am Ende sind Kormoran und Kegelrobbe genauso wie Menschen Spitzenräuber, die um die gleiche Ressource konkurrieren. Und wenn diese Ressource prinzipiell verfügbar ist oder durch die Reduktion eines Spitzenräubers sogar ansteigt, gibt es schnell kompensatorische Reaktionen entweder durch Neubeflug oder durch erhöhte Entnahmen der anderen Spitzenräuber. Ein Kormoran- bzw. Kegelrobbenmanagement muss daher mit dem Fischereimanagement zusammengedacht werden, um zu verhindern, dass Schonungen von Hechten in der Fischerei durch Mehrkonsumption durch natürliche Räuber kompensiert werden (Bergström et al. 2023).

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Negative Einflüsse natürlicher Prädatoren auf den Boddenhechtbestand, insbesondere des Kormorans, sind sehr wahrscheinlich. Dementsprechend würde der Boddenhechtbestand von einer Reduktion der lokalen Kormorandichte mit hoher Wahrscheinlichkeit profitieren. Während die Unterstützung für diesbezügliche Maßnahmen unter Fischer:innen und Angler:innen hoch ist, gibt es erheblichen Widerstand aus dem Naturschutz und mit großer Wahrscheinlichkeit auch aus Teilen der Bevölkerung (Ehrlich et al. 2023a). Noch größer dürfte der Widerstand wahrscheinlich bei einer Bestandsregulation der Kegelrobben sein, deren Effekte auf den Boddenhecht zudem bisher schlecht verstanden und nicht quantifiziert sind. Außerdem stellen sich Fragen der Praktikabilität, da z. B. eine wirksame Reduktion von Kormoranen nur durch massiven, jährlich wiederholten Eingriff denkbar ist. Drei Typen der Prädatorenbestandsregulation

stehen grundsätzlich zur Diskussion und müssen aufgrund des hohen Schutzstatus der meisten zur Diskussion stehenden Prädatoren (vor allem Kormoran und Kegelrobbe) in sensiblen politischen Prozessen ausgehandelt werden: 1) Abschuss, 2) Verringerung der Reproduktionsleistung und 3) Vergrämung. Lokale Vergrämungen an einzelnen Bodden können zwar vergleichsweise leicht durch die Behörden genehmigt werden, bewirken jedoch auf Gesamtboddenenebene wahrscheinlich keine Hechtbestandsförderung, da es meist nur zu einer Verlagerung des Prädationsdrucks kommt. Am erfolgversprechendsten im Sinne der Bestandsregulation des Kormorans zur Förderung der Fischbestände erscheint eine Kombination aus Abschuss und Reduzierung des Bruterfolgs. Dies gilt es über einen langen Zeitraum und möglichst abgestimmt in mehreren Gebieten der südlichen Ostsee gleichzeitig umzusetzen. Ein solches Vorgehen kann erhebliche Kosten mit sich bringen und muss gegenüber möglichen Alternativen, die kostengünstiger sind und möglicherweise mit einer höheren Akzeptanz in der Bevölkerung einhergehen (z. B. Ausgleichszahlungen an die Berufs- und Angel-fischerei), abgewogen werden.

Die Prädatorenfrage kann am Ende nur sozial-politisch im Sinne einer Güter- und Schadensabwägung gelöst werden, da natürliche Räuber und die Nutzungsgruppen alle um die gleiche Ressource konkurrieren und Entscheidungen für die Häufigkeit einer Hechtkonsumtionsform fast schon zwangsläufig zu Lasten einer anderen gehen müssen. Wenn also die Gesellschaft im Land M-V dem Schutz von Kormoran und/oder Kegelrobbe eine höhere soziopolitische Priorität einräumt als dem Fischschutz oder dem Fang von Fischer:innen und Angler:innen, dann müssen die damit einhergehenden Kosten, wie geringere Fischbestände und eine geringere Wirtschaftsleistung als Nebeneffekte des Artenschutzes, akzeptiert werden. Bei Robben entstehen ferner relevante Schädigungen der Fanggeräte in der Berufsfischerei. Kompensationszahlungen könnten für Fischer:innen und Guides einen Teil der Einbußen auffangen, für Angler:innen gibt es diese Möglichkeit nicht.

In jedem Fall sind die Kormoranbestände um Rügen so hoch, dass man davon ausgehen muss, dass die Hechte und damit die Hechtfischerei negativ beeinträchtigt werden. Früher häufig gehörte Aussagen, dass die Kormorane nur im Rahmen der dichteabhängigen Kompensation agieren und die Fischbestände nicht nennenswert beeinflussen, sind als überholt anzusehen. Gleiches gilt mit hoher Wahrscheinlichkeit für Einflüsse des Kormorans auf andere Fischarten. Negative Wirkungen auf Fische und vor allem die Fischereiausübung (insbesondere die Berufsfischerei mit Stellnetzen) dürften ähnlich wie in Schweden (Bergström et al. 2022, 2023) auch durch die Kegelrobben im Greifswalder Bodden nachweisbar sein. Deren Effekte sind mit den Jahren auch stärker in den Gebieten Westrügens zu erwarten und auch schon teils jetzt sichtbar, da die Robben diese Gebiete mehr und mehr besiedeln. Hinzu kommen mögliche indirekte Effekte durch Vergrämungen der Fische und veränderte Habitatwahl, die kaum verstanden sind, aber sehr wahrscheinlich stattfinden. Was die Wirkungen der Kegelrobben an den Bodden anbelangt, sind dringend weiterführende Studien nötig. Dies trifft genauso auf die Effekte von Ottern und möglicherweise von Dreistachligen Stichlingen zu, da die Datenlage in der Region so schlecht ist, dass keine Managementempfehlungen sinnvoll abgeleitet werden können.

## 6.10 Fazit

Die Boddenfischerei auf Hecht ist ein Beispiel für eine Küstenfischerei, die einem raschen sozialen und ökologischen Wandel unterworfen ist und in der die Konflikte zwischen verschiedenen Sektoren aufgrund des zunehmenden Wettbewerbs um sich ständig verknappende Ressourcen (sowohl Fisch als auch Raum) zunehmen. Die Analyse im Projekt zeigt, dass ein ganzes Bündel von miteinander verwobenen Faktoren auf den Bestand und multiple, teilweise konkurrierende Ziele auf das Managementsystem einwirken: zuallererst eine zu hohe Fische-

reisterblichkeit, aber ebenso eine ansteigende natürliche Sterblichkeit durch multiple Prädatoren, eine eingeschränkte Qualität des Reproduktionshabitats, komplexe Wirkungen des Klimawandels und insgesamt reduzierte Wachstumsraten der Boddenhecht im Vergleich zu historischen Bedingungen in den 1950er- bis 1980er-Jahren. Dies deutet eine geringere Gesamtproduktivität des Boddenhechtbestands an und markiert das Potenzial für einen möglicherweise langfristigen Wechsel in einen Systemzustand mit geringer Produktivität. Dementsprechend kann das Management nicht mit nur einer Maßnahme reagieren, sondern muss ein ganzes Maßnahmenbündel in den Blick nehmen, um zu versuchen, die Sterblichkeit des Boddenhechtbestands zu reduzieren und ihn so im Sinne optimierter Fischereiqualität wieder aufzubauen. Die Maßnahmeneffektivität sollte per Monitoring überprüft werden. Sollte ein Bestandswiederaufbau beim Hecht in den nächsten 5–10 Jahren nicht gelingen, werden die Berufsfischerei und der Angeltourismus weiter zurückgehen.

In der Fischerei auf Boddenhecht hat sich ein nachhaltiger Wandel von der Dominanz der kommerziellen Fischerei hin zu einer Situation vollzogen, in der die Freizeit- bzw. Angelfischerei und der damit verbundene Sektor der Guides aus wirtschaftlicher Sicht dominieren (Kapitel 4). Viele der Konflikte zwischen Fischer:innen und Angler:innen haben mit der geringeren Verfügbarkeit von Fischen, insbesondere von kapitalen Hechten, und dem Wettbewerb um den Zugang zu Fanggebieten zu tun. Als dritte gesellschaftliche Kraft wirkt, abstrakt gesprochen, der Naturschutz auf die Boddenfischerei an, der vor allem auf dem Gebiet des Nationalparks versucht, immer größere Flächen unter Nullnutzung zu bringen. Für Fischer:innen und Angler:innen ist diese Entwicklung neben den rückläufigen Hechtfängen besonders bedrohlich, weil Fanggründe verloren gehen.

Um Managementempfehlungen für den Boddenhechtbestand aus wissenschaftlicher Sicht einzugrenzen, ist ein Rückgriff auf das Resist-Accept-Direct Gerüst nützlich, das bereits in Kapitel 6.3 gewürdigt wurde. Das Gerüst hilft über Strategien in einer Si-

tuation nachzudenken, in der transformative (also radikal vom aktuellen Zustand abweichende, z. B. anhaltende Klimaerwärmung) und aus Managementperspektive teilweise unvermeidliche Ökosystemveränderungen den sozialen und ökologischen Kontext von Fischereimanagement beeinflussen (Lynch et al. 2022). Das ändert den sicheren Handlungsrahmen, in dem das tägliche Fischereimanagement stattfindet (Carpenter et al. 2017). Die Bewirtschafter des Boddenhechts können mit ihren Maßnahmen folgende Ansätze verfolgen (Lynch et al. 2022, Kapitel 6.3):

- ▶ sich dem sozial-ökologischen und ökosystemaren Wandel und möglichen Transformationen widersetzen; Managementmaßnahmen konzentrieren sich dann auf die Erhaltung oder Wiederherstellung der aktuellen oder historischen Ökosystemstruktur und -funktion sowie der darauf fußenden ökologischen Dienstleistungen wie Fischerträge und Fanghöhen;
- ▶ die Ökosystemveränderungen und -transformationen akzeptieren; Bewirtschafter geben nicht leicht umkehrbaren Veränderungen und möglichen Transformationen nach, das heißt, sie greifen nicht ein und akzeptieren diese und implementieren Maßnahmen, die innerhalb des neuen Handlungsrahmens (z. B. neue Produktivität) operieren; und schließlich
- ▶ die Ökosystemveränderungen und möglichen anderen sozialen oder ökonomischen Transformationen in Richtung eines bestimmten alternativen Ergebnisses lenken (Neuausrichtung); Bewirtschafter akzeptieren, dass Veränderungen unvermeidlich sind, greifen aber lenkend ein, um den Veränderungsprozess in Richtung eines „besseren“ Ökosystem- und sozioökonomischen Zustands mit einer bestimmten Struktur und Funktion zu lenken.

Die Maßnahmen, die mit der ersten Strategie „Widersetzen“ angestrebt werden können, zielen auf die Wiederherstellung der historischen Hechtbestandsgröße oder auf die Veränderung anderer Merkmale

des derzeitigen Systems ab. Das umfasst z. B. die großflächige Renaturierung oder die Regulation der Kormoranbestände und kann auch intensiven Besatz miteinschließen. Letzteres kann wissenschaftlich aber nicht empfohlen werden und wird wahrscheinlich nicht erfolgreich sein (Kapitel 6.8). In der Akzeptieren-Strategie geht es darum, die aktuell geringe Produktivität der Boddenhechte anzunehmen und das Managementsystem daran anzupassen, z. B. durch eine bessere Aufteilung der Fische auf den kommerziellen und den Angelfischereisektor, die Entwicklung neuer Absatzstrategien und neuer Zielarten, eine geringere fischereiliche Sterblichkeit oder eine verbesserte Lebensraumstruktur. Viele der oben diskutierten Maßnahmen gehen in diese Richtung. In diesem Zusammenhang kommt es auch auf die Durchführbarkeit von Maßnahmen und die Akzeptanz der Maßnahmen bei den Interessengruppen an (Kapitel 7). Auch können Fischereimanager nicht auf Faktoren einwirken, die sich ihrer unmittelbaren Kontrolle entziehen, wie den Klimawandel oder die Eutrophierung. Sie müssen daher innerhalb der neuen Grenzen (sicherer Handlungsrahmen) arbeiten, die das sich verändernde ökologische Umfeld setzt (Carpenter et al. 2017). Die Bewirtschafter und Entscheidungsträger müssen sich auf die Bereiche konzentrieren, die sie verändern können, um die stattfindenden Veränderungen aufzufangen und sich daran anzupassen. In diesem Zusammenhang umfassen die Maßnahmen, die potenziell in der Lage sind, dem anhaltenden Rückgang der Hechtbiomasse und den sich verändernden Größenstrukturen des Hechts entgegenzuwirken, verschiedene Input- und Outputkontrollen der Fischereisterblichkeit, die Renaturierung von Reproduktionshabitaten und die Regulierung natürlicher Räuber.

Um die Fischereisterblichkeit zu kontrollieren, werden die Anhebung der Mindestmaße, die Einführung von Entnahmefenstern (z. B. 60 bis 90 cm) und andere Maßnahmen zum Schutz der seltenen großen Hechte, die Gewährleistung von Fischwechselfels in Laichgebiete während der Laichzeit und eine Implementierung einer maximalen Maschen-



weite zusätzlich zu einer minimalen bei Stellnetzen empfohlen (Kapitel 7). Bewirtschaftern wird auch angeraten, über eine Implementierung von Quotensystemen mit Kompensationen von Fangeinbußen der Fischer:innen über eine zweckgebundene Abgabe für Boddenangeltourist:innen nachzudenken. Auf die Reduzierung der lokalen Überfischungsproblematiken in ausgewählten Fanggebieten und Laichbuchten ist ein besonderes Augenmerk zu richten. Diesbezüglich könnten das Einrichten von stellnetzfreien Korridoren, die Ausweitung der Fischerei- und Laichschonbezirke oder der Winterlager, die Ausweitung der Schonzeit oder die zeitlichen Ausdehnung Laichschonbezirke umgesetzt werden. Wie bereits erläutert, kann ansteigender Fraßdruck über natürliche Räuber die stärker geschonten Hechte durch eine reduzierte fischereiliche Sterblichkeit kompensieren. Die Regulation der Fischerei und Angelfischerei sollte daher durch flankierende Maßnahmen zur Verbesserung der Lebensräume gestützt werden.

In Bezug auf die Neuausrichtung des Systems könnten Berufsfischer:innen und Angler:innen über die Erweiterung ihrer Zielarten, den Einstieg in Direktvermarktung und Aquakultur und den Aufbau neuer, eher an der Dienstleistung orientierter Berufsfelder (Boddenwart, Grabenwart) nachdenken. Das Ganze ist durch umfassende Renaturierungen und den Abbau der Eutrophierung zu flankieren, wie es durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie und den EU Green Deal sowie das sich anbahnende EU-Renaturierungsgesetz politisch gewünscht ist.

Trotzdem bleibt unklar, ob sich durch die Umsetzung dieser Maßnahmen der Hechtbestand wieder aufbauen lässt oder ob die anhaltenden Auswirkungen des globalen Wandels die ökologischen Eigenschaften des zugrunde liegenden Ökosystems in Richtung eines neuen Zustands verändern haben, der weniger produktiv ist als in der Vergangenheit. In Dänemark, Schweden und Polen hat die Implementierung weitreichender Fangbeschränkungen z. B. den Niedergang der Küstenhechtbestände nicht aufgehalten (Olsson et al. 2023). Es ist also mitnichten klar, dass eine stärkere Regulation der Befischung

tatsächlich dem Bestand langfristig substanziell helfen wird. Zum Beispiel kann ein erhöhter natürlicher Fraßdruck Schonungen in der Fischerei rasch kompensieren und den Niedergang der Bestände beschleunigen (Olin et al. 2023). Weitere Begleitforschung ist erforderlich, um die Auswirkungen des Klimawandels und der natürlichen Prädation auf den Rügener Hechtbestand besser zu verstehen (Kapitel 8). Aus sozioökonomischer Sicht ist ferner verstärkte Forschung über die Verhaltensweisen von Fischer:innen und Angler:innen sowie über die Förderung der Einhaltung von Vorschriften und der gegenseitigen Akzeptanz der verschiedenen Sektoren erforderlich (Kapitel 8). Sehr wichtig ist es, ein Monitoringsystem einzurichten, mit dem die Veränderungen des Ökosystems und der Hechtbestände in den Bodden verfolgt werden können. Auf dieser Basis kann besser verstanden werden, welche sozialen und ökologischen Dynamiken bestehen und wie diese sich auf den Hechtbestand und die von ihm abhängige Fischerei auswirken, insbesondere in Reaktion auf neue Regularien.

Als zukunftsorientiertes Mindestset von Maßnahmen empfehlen wir eine an die neue Produktivität angepasste fischereiliche Sterblichkeit beim Hecht (derzeit Anzeichen für eine Wachstums- und sicherlich auch Größenüberfischung) sowie die Verstärkung von Maßnahmen, die die Rekrutierung fördern, z. B. durch die Wiederherstellung des Zugangs zu überfluteten Feuchtgebieten und, sofern politisch gewollt, eine Reduktion von Kormoranen. Ob diese Maßnahmen die beabsichtigte Wirkung haben, hängt stark davon ab, wie die natürlichen Raubtiere auf die erhöhte Anzahl von Hechten reagieren, die sich vor der Rekrutierung befinden. Auch das Verhalten der Berufsfischer:innen und ihre Reaktion auf Quotenkürzungen bei Dorsch und Hering wird über das Wohl der Boddenhechte mitentscheiden (Lewin et al. 2023c). Da die derzeitige fischereiliche Gesamtentnahme nicht gedeckelt ist, kann jede Verringerung der Entnahmen eines Fischereisektors durch erhöhte Entnahmen der anderen kompensiert werden, aber auch durch natürliche Räuber.

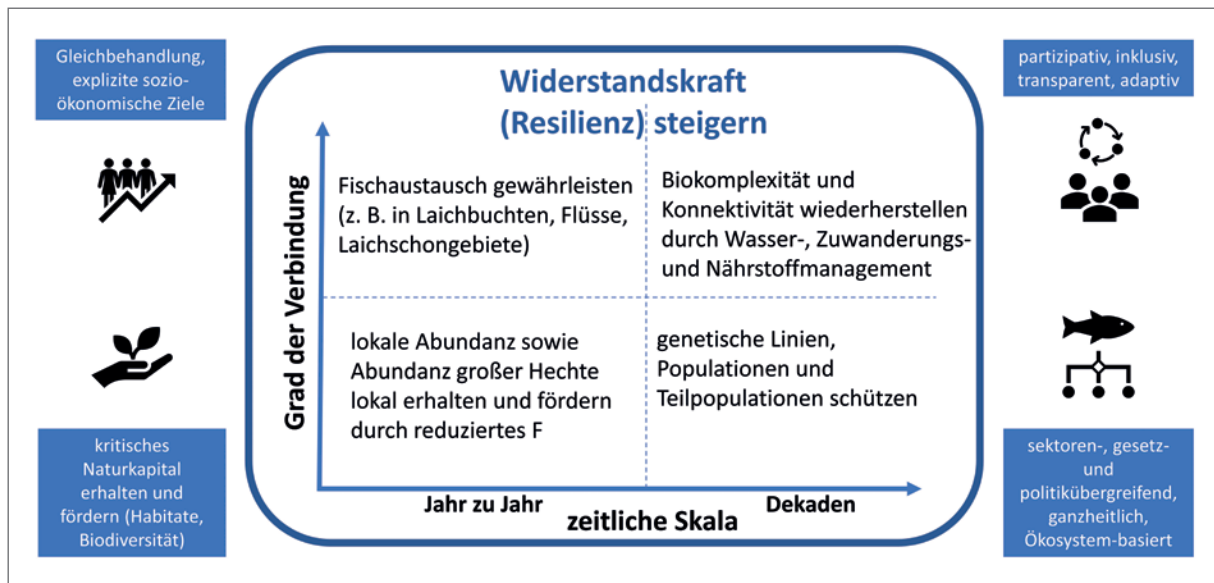


Abbildung 6.64: Konzept einer nach dem Grad der Konnektivität und der zeitlichen Skala ausdifferenzierten Managementstrategie. Die blauen Eckpunkte symbolisieren Schlüsselemente des Managementsystems und wesentliche Schutzgüter und Ansätze, die für ein resilientes Boddenhechtsystem wichtig sind. Erläuterungen siehe Text.

Zur Bewältigung von Konflikten zwischen Berufs- und Freizeitfischerei und zur Erleichterung von Zuteilungskonflikten empfehlen wir die Etablierung partizipatorischer Entscheidungsprozesse, wie sie im Projekt beispielhaft umgesetzt wurden (Kapitel 7, Abbildung 6.64). Denn nur so können alle Interessengruppen in Managemententscheidungen einbezogen werden, um das Zuteilungsproblem von Fischen oder von Raum auf faire und gerechte Weise zu lösen. Wichtig ist hier, dass es in der resultierenden Bewirtschaftungsänderung keine gefühlten Verlierer gibt. Alle Fischereisektoren sollten also im Ergebnis des Managements bessergestellt sein als zuvor und für Einbußen z. B. beim Ertrag, der dem anderen Sektor zuteilt wird, kompensiert werden. Auch sollten alle Sektoren im Sinne einer Gleichbehandlung ausgewogen zur Bestandsschonung beitragen. Wir empfehlen daher auf keinen Fall, nur eine Nutzungsgruppe der Hechte selektiv zu regulieren. Die Managementprozesse sollten inklusiv und adaptiv angelegt sein und neben ökologischen auch sozioökonomische Ziele integrieren, u. a. das Wohlergehen von Angler:innen und Guides. Weiterhin sollten schwerpunktmäßig Maßnahmen umgesetzt

werden, die das kritische Natur- und Sozialkapital erhalten und fördern, wie z. B. die genetische Diversität von Populationen und wesentliche Habitate (Abbildung 6.64). Das Managementsystem sollte politik- und sektorenübergreifend entwickelt werden, weil am Beispiel der Boddenhechte klar wird, dass Politikbereiche wie Fischerei, Wassermanagement und Naturschutz zusammengedacht werden müssen, ebenso wie das Küsten- und Binnenfischereimanagement.

Durch den Gesamtkomplex der Maßnahmen gilt es, die Nachhaltigkeit und die Widerstandskraft (Resilienz) des Gesamtsystems zu steigern. Wesentliche Strategien und Maßnahmen zur Zielerreichung können entlang der Achsen „Grad der Verbindung von Fanggebieten“ und „zeitliche Skala“ angeordnet werden (Abbildung 6.64). Es entstehen vier Quadranten mit eigenständigen, aber sich ergänzenden Schlussfolgerungen für das Management der Boddenhechte. Die Ergebnisse des BODDENHECHT-Projekts haben gezeigt, dass die Hechte relativ standorttreu sind, sodass unterschiedliche Fanggebiete auf kurzfristigen Zeitskalen von Jahr zu Jahr eher eine geringe Konnektivität aufweisen. Das bedeu-

tet ein hohes Potenzial für lokale Überfischung, die dann unmittelbare Konsequenzen für den Fang im nächsten Jahr hat. Daher muss es Ziel des Managements sein, durch räumlich differenzierte lokale Schutz- und Schonmaßnahmen das Potenzial für lokale Überfischung zu reduzieren (Abbildung 6.64, Quadrant unten links). Zur Laichzeit ändert sich die Konnektivität der verschiedenen Fanggebiete, die sich vor allem über die Laichmigration in die Zuflüsse verstärkt. Daraus folgt, dass auch hier auf einer kurzen Zeitskala von Jahr zu Jahr der Fischwechsel und das erfolgreiche Aufsteigen in Zuflüsse, aber auch das Einwandern in Laichschonbezirke sicherzustellen ist. Das kann umfangreiche Regulationen der Stellnetzkonfigurationen und -anordnungen nach sich ziehen und auch die Einführung von Laichschonbezirken im Binnenland begründen (Abbildung 6.64, Quadrant oben links). Aus der Erkenntnis der Präsenz unterschiedlicher, reproduktiv getrennter Hechtökotypen folgt auf längeren Zeitskalen von Dekaden, dass die verschiedenen Teilpopulationen der Boddenhechte separat zu schützen und zu schonen sind. Hierfür zentral ist z. B. der Schutz der Laichwanderung anadromer Hechte und die Gewährleistung der Einwanderbarkeit in Süßwasserzuflüsse (Abbildung 6.64, Quadrant unten rechts). Langfristig kann das System der Boddenhechte nur in einen hohen Produktivitätszustand zurückgeführt werden, wenn nicht nur kleinräumig Teilpopulationen wieder aufgebaut und geschützt werden. Es ist stattdessen erforderlich, ein übergreifendes Konzept des Nährstoff- und Wassermanagements umzusetzen, das die gesamte Diversität und Biokomplexität der Metapopulation in den Blick nimmt und wiederaufbaut (Abbildung 6.64, Quadrant oben rechts). Denn erst eine Vielzahl von miteinander verbundenen Teilpopulationen erlaubt eine Pufferfähigkeit, sodass Ausfälle der Rekrutierung in einem Gebiet durch eine erhöhte Rekrutierung in einem anderen Gebiet kompensiert werden können.

Unabhängig davon, welcher Weg gewählt wird, ist die Umsetzungsunsicherheit bei allen Formen der Bewirtschaftung des Boddenhechts hoch. Auch

kann Forschung und Wissenschaft Entwicklungsziele nicht definieren und politische Abwägungen bei Zielkonflikten nicht vorwegsehen. Deswegen haben wir im Projekt einen partizipativen Prozess der Einbeziehung der Interessengruppen umgesetzt und in diesem Kontext Kompromisse für zukünftige Managementansätze ausgelotet, die nicht immer mit den in diesem Kapitel 6 beschriebenen wissenschaftlichen Empfehlungen korrespondieren (Details in Kapitel 7). Ungeachtet dessen bleibt die Umsetzungs- und Erfolgsunsicherheit. Denn es ist durchaus plausibel, dass der derzeitige negative Biomassetrend des Boddenhechts durch einen oder mehrere schlecht verstandene Umweltfaktoren verursacht wird. Hierfür kommen insbesondere die Auswirkungen des Klimawandels im Zusammenspiel mit anderen Stressfaktoren in Betracht. Dieser Trend würde dann auch nach weiterer Kontrolle der fischereilichen oder natürlichen Sterblichkeit anhalten. Wenn die Umweltveränderungen die Produktivität und die Rekrutierung schnell und vielleicht dauerhaft reduzieren, sollte das Management alternative Strategien anwenden. Das schließt ein, zu akzeptieren, dass der Boddenhechtbestand in einen neuen Zustand geringer Abundanz übergeht („Akzeptieren“), oder sich dafür zu entscheiden, die Fischerei in eine neue Zukunft zu lenken („Neuausrichten“). Eine große Bandbreite transformativer Maßnahmen können in Erwägung gezogen werden: die dauerhafte Verringerung des fischereilichen Drucks, die Ausrichtung der Fischerei auf neue Arten, die Änderung der Fischereistandorte, neue Formen der Vermarktung und des Vertriebs, die Diversifizierung der Fischereibetriebe, die Verringerung der Fangerwartungen der Angler:innen, die Erhöhung der Wertschöpfung in der Berufsfischerei und die Unterstützung der Fischer:innen bei der Schaffung alternativer Lebensgrundlagen oder bei der Entwicklung von Aquakultur als Alternativen zur Fangfischerei. Es ist klar, dass intensive Debatten mit den Interessengruppen erforderlich sind, um über geeignete Richtungen zu entscheiden, die akzeptabel und ökonomisch tragfähig sind.

## 7 Partizipative Erarbeitung von Managementempfehlungen aus der Sicht von Interessengruppen

In Kapitel 7 wird der im Projekt BODDENHECHT durchgeführte partizipative Prozess der Einbindung verschiedener Interessengruppen bei der Entwicklung und Ableitung einer Vision für den Boddenhecht, leitender Entwicklungsziele und von im Konsens getragenen Managementempfehlungen beleuchtet und gewürdigt (zu Details Ehrlich et al. 2023a,b). Die in diesem Kapitel dargestellten Managementempfehlungen sind die der Interessengruppen, die ausschließlich Wissenschafts-basierten Empfehlungen sind in Kapitel 6 ausgeführt. Häufig sind die Ergebnisse deckungsgleich, aber nicht immer.

### 7.1 Der partizipative Ansatz im Fischereimanagement

Robert Arlinghaus, Elias Ehrlich & Dominique Niessner

Entscheidungen zum Fischereimanagement können je nach Fischereirechtssystem auf vielfältige Weise gefällt werden. In der deutschen Binnenfischerei werden viele Entscheidungen z. B. zu Verschärfungen gesetzlicher Mindeststandards bei Fangbestimmungen oder zum Fischbesatz auf lokaler Ebene durch Fischereirechtssinhabende (z. B. Berufsfischer:innen, Angelverbände, Angelvereine) gefällt (Arlinghaus 2017). An der Küste liegt das Fi-

schereirecht und damit die Entscheidungsbefugnis für die inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns (M-V) beim Land M-V. Für Entscheidungen im Küstenfischereimanagement im Hoheitsgebiet des Bundeslands M-V ist somit seit der Wende ganz überwiegend das für die Fischerei verantwortliche Landesministerium (aktuell Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt M-V) zuständig.

Wesentliche Rechtsvorschriften, die für die Bodden relevant sind, umfassen das Landesfischereirecht M-V sowie im Besonderen die Küstenfischereiverordnung des Landes M-V. Diese regelt z. B. Fangbestimmungen, Gerätebeschränkungen sowie die Fisch- und Laichschonbezirke (Kapitel 2). Veränderungen der Küstenfischereiverordnung werden vom Ministerium bzw. von den für die Fischerei verantwortlichen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern geplant und umgesetzt. Die betroffenen Fischer:innen, Angler:innen und Guidingunternehmen werden über Interessengemeinschaften im Rahmen der sogenannten Verbändebeteiligung oder unkoordiniert über persönliche Gespräche in den Entscheidungsprozess zur Veränderung der Küstenfischereiverordnung einbezogen. Ein Nachteil dieses Prozesses ist, dass die Beteiligung der Betroffenen lediglich informativ oder konsultativ, nicht aber partizipativ und gestalterisch erfolgt. In der Regel sind die Bewirtschaftungsziele gesetzlich vorgeben und es

werden bereits weitgehend ausformulierte Gesetzesnovellierungen in den Verbändeprozess hineingetragen. Das bringt wiederum mit sich, dass ein integrativer Austausch zwischen den verschiedenen Sektoren (Fischerei, Naturschutz, Tourismus) in Bezug auf Zielformulierungen und mögliche Maßnahmenanpassungen zu kurz kommt. Die einzelnen Interessengruppen sprechen daher im Verbändeanhörungsverfahren ausschließlich für die jeweils eigenen Interessen. Auch sind nicht alle Interessengruppen (z. B. Angelguides) an der Küste M-Vs über Verbände organisiert, was dazu führen kann, dass bestimmte Perspektiven im Prozess nicht repräsentiert werden. Die Bewirtschaftungsziele für die Küstenfischbestände im Hoheitsgebiet des Landes M-V unterliegen meist einer abstrakt formulierten gesetzlichen Vorschrift, z. B. das rein ökologische Hegeziel in §3 Landesfischereigesetz M-V: „Hege beinhaltet alle Maßnahmen zur Erhaltung, zum Aufbau und zur Pflege eines dem Gewässer angepassten heimischen Fischbestandes. Sie dient dem Schutz der Fische vor Krankheiten und sonstigen Beeinträchtigungen sowie dem Schutz ihrer Lebensräume.“ Es mangelt im traditionellen Prozess der Novellierung der Küstenfischereiverordnung an der Entwicklung eines koordinierten, von allen Interessengruppen akzeptierten Leitbilds und an der Ableitung von gemeinsam getragenen Entwicklungszielen, die über ökologische Aspekte hinausgehen (z. B. das Ziel

der Förderung der Angelfischerei oder der Berufsfischerei). Der fehlende Austausch zwischen den Interessengruppen kann auch zu einem Mangel an Verständnis für die Bedürfnisse der „Anderen“ führen. Diese Gemengelage bringt mit sich, dass Managemententscheidungen, die zentral „von oben“ gefällt werden, bisweilen eine geringe Akzeptanz unter den Nutzungsgruppen erfahren oder im schlimmsten Fall an den Interessen der Anspruchsberechtigten vorbeigehen.

Ein alternativer Managementansatz, der im BODDENHECHT-Projekt als Fallstudie angelegt wurde, ist ein partizipatives Verfahren zur Ableitung von Empfehlungen diverser Interessengruppen unter Nutzung der besten verfügbaren wissenschaftlichen Daten. In partizipativen Prozessen werden Managementziele- und maßnahmen gemeinsam diskutiert und beschlossen und es findet dabei ein Austausch über die Probleme und Bedürfnisse der verschiedenen Interessengruppen statt. Wenn alle Interessengruppen derart an einem Tisch sitzen, kann dies zu einer gesteigerten Akzeptanz des Managements und zur Reduktion von Konflikten unter den Interessengruppen beitragen. Da ein konstruktives Arbeiten verlangt, dass gegenseitige Vorurteile abgebaut und Vertrauen geschaffen wird, funktionieren partizipative Prozesse jedoch nur mit einem hohen zeitlichen Aufwand von mehreren Treffen (Ehrlich et al. 2023a,b). Neben dem hohen Zeit- und Ressourcenaufwand

Tabelle 7.1: Vor- und Nachteile eines partizipativen Managementansatzes.

Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> <li>+ Einbezug aller Interessengruppen fördert Transparenz, Verständnis und Akzeptanz des zukünftigen Managements</li> <li>+ eine höhere Akzeptanz erhöht wiederum den Grad der Regelbefolgung</li> <li>+ Bedürfnisse der einzelnen Interessengruppen finden Gehör</li> <li>+ Interessen der verschiedenen Stakeholder gehen gleichgewichtet in den Prozess ein</li> <li>+ neben den fischereibiologischen Zielen der Bewirtschaftung rücken auch soziale und ökonomische Ziele stärker in den Fokus</li> <li>+ Praxiswissen der Nutzungsgruppen fließt in die Entwicklung von Managementmaßnahmen ein</li> <li>+ Vernetzung von Interessengruppen</li> <li>+ Konfliktbewältigung und Reduzierung des Konfliktpotenzials zwischen Interessengruppen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- hoher Zeitaufwand</li> <li>- hoher Personaleinsatz für Organisation</li> <li>- neutrale Moderation nötig sowie ein effektives Projektteam, das von allen akzeptiert wird</li> <li>- gefundene Kompromisse für das Management möglicherweise unzureichend bzw. nicht wirksam, da keine Interessengruppe einseitig beschränkt werden will und weitreichenderen Maßnahmen möglicherweise nicht zustimmt</li> </ul>



Abbildung 7.1: Die zwei wesentlichen Aufgabenbereiche des BODDENHECHT-Projekts – links: die Arbeitsgruppenarbeit mit den Vertretenden verschiedener Interessengruppen zur Erarbeitung von Managementempfehlungen, und rechts: wissenschaftliche Untersuchungen zum Hecht mit Unterstützung von Angler:innen und Berufsfischer:innen.

© FRITZ FELDHEGE (LINKS); DOMINIQUE NIESSNER (RECHTS)

besteht ein weiterer Nachteil darin, dass gefundene Kompromisse möglicherweise nur geringe Wirksamkeit z. B. in der Bestandsschonung entfalten, da die Angst einzelner Interessengruppen vor Zugeständnissen die Einigung auf weitreichendere Maßnahmen verhindern kann. Diese und weitere Vor- und Nachteile eines partizipativen Managementansatzes sind in der Tabelle 7.1 zusammengefasst.

Das BODDENHECHT-Projekt startete 2019 und hatte das übergeordnete Ziel, bis zum Jahr 2023 wissenschaftliche Managementempfehlungen im Rahmen eines partizipativen Prozesses unter Einbezug aller Interessengruppen zu entwickeln und diese anschließend dem Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt des Landes M-V zu übergeben. Die Managementmaßnahmen sollen zur nachhaltigen Entwicklung der Hechtbestände in den inneren Küstengewässern rund um Rügen beitragen und fischereibiologische, ökologische, soziale, ökonomische und touristische Faktoren berücksichtigen. Das Projekt wurde von einem interdisziplinären Wissenschaftsteam des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) Berlin unter der Leitung von Prof. Dr. Robert Arlinghaus koordiniert und umfasste zwei wesentliche Aufgabenbereiche (Abbildung 7.1):

1) Aufbau und Durchführung von Arbeitsgruppentreffen – sogenannte Runde Tische – mit Vertretenden verschiedener Interessengruppen

(Angelfischerei, Berufsfischerei, Fischereiverwaltung, Fischgroßhandel, Tourismusbereich, Naturschutz und externe, vom BODDENHECHT-Projekt unabhängige Wissenschaft) zur Erarbeitung von breit akzeptierten Managementzielen und -empfehlungen für die zukünftige Bewirtschaftung der Hechte im Bodden

2) Durchführung von wissenschaftlichen Studien zu biologischen, ökologischen, sozioökonomischen und touristischen Faktoren rund um die Boddenhechte und deren Nutzung sowie die damit verbundene Bereitstellung von Wissen zur Entscheidungsunterstützung im unter Punkt 1 angedeuteten partizipativen Prozess zur Ableitung von Managementempfehlungen (Kapitel 1 bis 5)

Neben der Erstellung von wissenschaftlich fundierten und von allen Interessengruppen getragenen Managementempfehlungen bestand ein weiteres Ziel des BODDENHECHT-Projekts darin, langfristig einen neuen Managementansatz anzuregen – das sogenannte adaptive Management. Dabei werden umgesetzte Managementempfehlungen stetig in ihrer Wirkung überprüft, sodass im Austausch mit den Interessengruppen eine Nachbesserung der Maßnahmen erfolgen kann (Arlinghaus et al. 2015, Arlinghaus 2017). Im Folgenden wird der gewählte Ansatz begründet und das Grundprinzip erläutert.

### **Begründung für ein adaptives Management mit partizipativer Stakeholderbeteiligung**

Fischereimanagement, gerade in offenen Küstensystemen mit prinzipiell unbegrenzter Zahl an Nutzer:innen, ist komplex und von hoher Unsicherheit gekennzeichnet. Hinzu kommt, dass es zwischen Fischer:innen, aber auch zwischen Fischer:innen und Angler:innen sowie zwischen Angler:innen eine ausgeprägte Konkurrenz um die gleiche Ressource gibt. Individuell rationales Verhalten kann dann zur Übernutzung der kollektiv genutzten Ressource führen – ein Prozess, der als Tragödie der Kollektivgüter (Hardin 1968) bekannt ist und schon zuvor in der Fischereiökonomie von Gordon (1954) beschrieben wurde. Eine Lösung komplexer Managementprobleme mit multiplen Nutzungsgruppen kann die Umsetzung eines adaptiven Managements mit Stakeholderbeteiligung und strukturierter Entscheidungsfindung sein (FAO 2012, Arlinghaus 2017), wie im BODDENHECHT-Projekt durchgeführt (Abbildung 7.2). Idealerweise delegieren Entscheidungstragende einen Teil der Entscheidungskompetenz auch auf die beteiligten Stakeholder. Im BODDENHECHT-Projekt war dies nicht der Fall, aber das handelnde Ministerium kommunizierte mehrfach (u. a. LM 2021, Backhaus 2022), dass es die Ergebnisse des Stakeholderprozesses ernsthaft prüfen und machbare Optionen umsetzen würde. Ein solches Mandat ist als Motivation für die Stakeholderbeteiligung wichtig, da ansonsten rasch das Gefühl aufkommen kann, dass der Prozess zwecklos ist, wenn er am Ende ja doch keine Veränderung auslöst. Im BODDENHECHT-Projekt war die Gesamtsituation in dieser Hinsicht deutlich besser als bei anderen Küstenmanagementprozessen. Die Anspruchsberechtigten müssen zur Erreichung von Zielen sowohl einen Handlungsdruck spüren als auch eine Handlungs- und Entscheidungskompetenz, also Selbstbestimmung und Selbstwirksamkeit, erleben. Dies kann die Erfolgsaussichten von partizipativen Managementansätzen deutlich steigern (Newig et al. 2023).

Angesichts der Komplexität und Unvorhersehbarkeit im Prozess der fischereilichen Gewässerbewirt-

schaftung sowie der unterschiedlich einwirkenden sozialen und ökonomischen Konstellationen gibt es im Grunde keine allgemeingültige Empfehlung für erfolgreiches Fischereimanagement. Sich stetig verändernde soziale und ökologische Bedingungen sowie externe ökologische Faktoren (z. B. des Klimas) machen es unmöglich, für jeden Anwendungsfall konkrete Empfehlungen (z. B. Mindestmaß X oder Schutzgebietsanteil Y) kochbuchartig zu formulieren (Arlinghaus 2017). Auch wenn sich viele Fischer:innen und Angler:innen sehr konkrete Handlungsempfehlungen wünschen, bleibt Fischereimanagement am Ende eine Kunst, die vom Geschick, vom Wissen und der Erfahrung der lokalen Entscheidungstragenden abhängt (Arlinghaus 2017). Es kann langfristig nur gelingen, wenn Entscheidungstragende stetig Neues ausprobieren und nachvollziehbar auf den Erfolg hin überprüfen. Damit bilden sich im Sinne eines adaptiven Managements (FAO 2012) über „Selektion“ bzw. „Versuch und Irrtum“ die an die lokalen Gegebenheiten optimal angepassten Ergebnisse und Maßnahmen heraus. Dieses Prinzip wurde in Arlinghaus (2017) als lernfähige Hege und Pflege bezeichnet und war leitend für das BODDENHECHT-Projekt.

### **Grundprinzip des adaptiven Managements**

Das Grundprinzip eines nachhaltigen, flexiblen und gewässerspezifisch adaptiven Managements von Fischereigewässern ist auf Stakeholderbeteiligung, strukturierte Entscheidungsfindung, Entscheidung für Maßnahmen, Evaluation und Anpassung von Maßnahmen und stetes Lernen ausgerichtet (Abbildung 7.2). Das Verfahren basiert auf der Integration von Praxis (Fischereipraxis, Behörden), Forschung und Verwaltung in einem Prozess, der abstrakt als Koproduktion von Wissen durch transdisziplinäre Zusammenarbeit mit Praxisakteur:innen zu beschreiben ist. Transdisziplinarität bedeutet, dass Beteiligte aus Wissenschaft und Praxis gemeinsam an einer Problemlösung arbeiten, die Forschung also direkt von und mit Praktiker:innen durchgeführt wird.

Entscheidende Schritte des adaptiven Managements (Abbildung 7.2) sind eine **Zustandsanalyse**

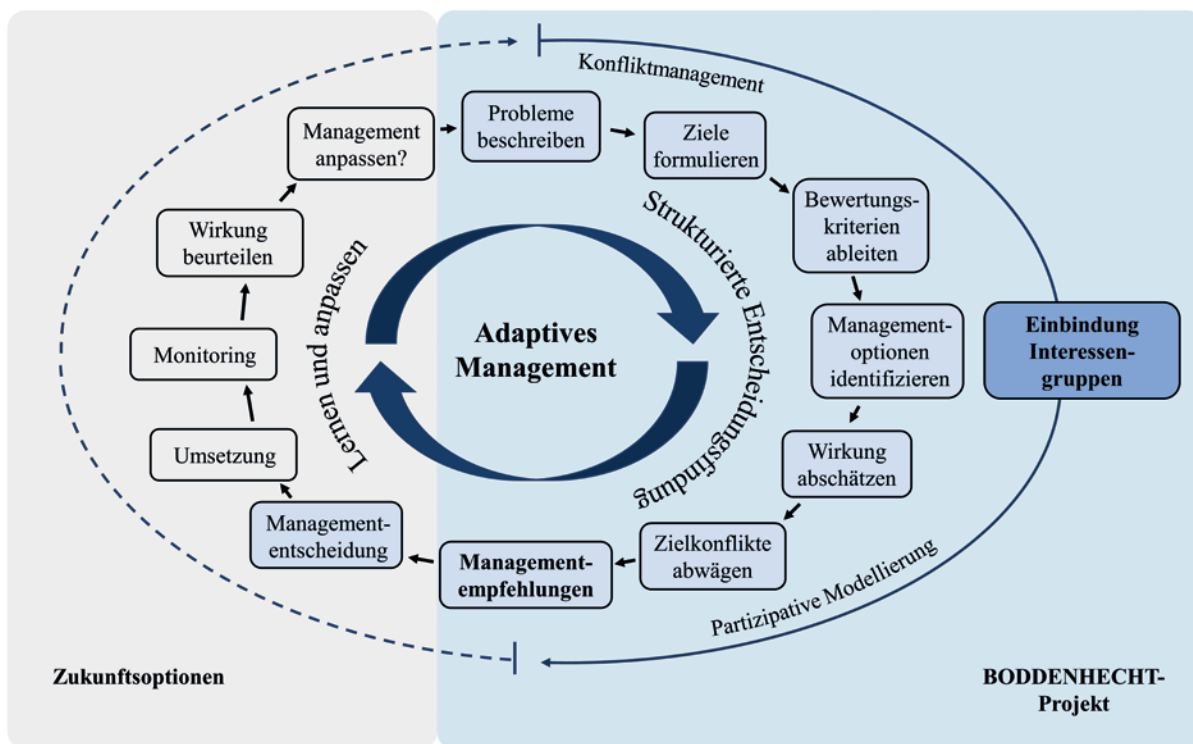


Abbildung 7.2: Die Schritte eines adaptiven Managements, bestehend aus einer Phase der strukturierten Entscheidungsfindung zu Managementmaßnahmen (hellblaue Boxen) und einer Phase des Lernens und der Prüfung von Anpassungsoptionen im Management (graue Boxen). Das BODDENHECHT-Projekt widmete sich vor allem der strukturierten Entscheidungsfindung unter Einbindung der verschiedenen Interessengruppen bis hin zu konkreten Managementempfehlungen für die Bewirtschaftung (äußerer durchgezogener Pfeil). Die mit dem Projekt angestoßenen weiteren Schritte der finalen Managemententscheidung zur Umsetzung obliegen dem Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt des Landes M-V. Zudem sind nach der Umsetzung von Maßnahmen zukünftig weitere Schritte, wie die Wirkungsprüfung und Beurteilung des Bedarfs, für Anpassungen im Management sowie deren Umsetzung möglich, die den Ansatz eines adaptiven Managements vervollständigen würden und ebenfalls die Interessengruppen einbinden können (gestrichelter Pfeil).

der gegenwärtigen Gewässer-, Bestands- und fischereilichen Nutzungsbedingungen (Beschreibung der Probleme) sowie darauf aufbauend eine **Zielformulierung** mit möglichst quantifizierbaren, also tatsächlich messbaren Indikatoren für die Zielerreichung (z. B. Steigerung der Fangrate von Hechten in den nächsten fünf Jahren). Bei diesem Schritt ist unbedingt eine umfassende Beteiligung der Interessengruppen nötig, damit die Ziele abgestimmt und von allen akzeptiert sind. Auch die Zustandsanalyse sollte und wurde im BODDENHECHT-Projekt partizipativ mit Interessengruppen umgesetzt. Zusammen mit den Zielen müssen dann **Bewertungskriterien**

festgelegt werden, etwa Fänge der Anglerinnen und Angler, Erträge für Fischerinnen und Fischer, Steigerung von Habitatverfügbarkeiten usw.

Zustandsanalyse, Zielformulierung und Ableitung von Bewertungskriterien sind nicht immer auf „harte“ Daten angewiesen. Auch Erfahrungswissen, Gespräche mit Angler:innen, Fischer:innen, Behörden, anderen Expert:innen usw. können in die Zustandsanalyse einfließen. Wichtig ist, dass sowohl die Gewässer als auch die anglerischen und fischereilichen Bedingungen sorgsam geprüft werden. Darauf aufbauend werden allgemeine Leitziele (z. B. Nachhaltigkeit) und spezifische Managementziele, die



quantifizierbar und prinzipiell evaluierbar sind (wie die Anhebung von Fischgrößen im Fang), benannt. Die Zielformulierung ist extrem wichtig und sollte unter Einbindung aller Anspruchsberechtigten erfolgen. Die Ziele bestimmen letztlich darüber, welche Maßnahmen zu ihrer Erreichung überhaupt in Frage kommen und nach welchen Kriterien der Erfolg gemessen wird.

An diese ersten drei Phasen – Zustandsanalyse, Zielformulierung und Bewertungskriterien (Abbildung 7.2) – schließt sich eine möglichst detaillierte Analyse an, welche Managementvorgehen der Zielerreichung dienen können (Besatz, Fangbestimmungen, Schonbestimmungen, Veränderung des Lebensraums etc.) sowie welche Vor- und Nachteile damit einhergehen. In diesem Schritt müssen Prognosen über die Wirkung bzw. den Erfolg von Maßnahmen, Abwägungen des Für und Widers (ökologisch, sozial, wirtschaftlich, inkl. Risiken) sowie eine Entscheidung für ein Vorgehen getroffen werden (Abbildung 7.2). Bei BODDENHECHT fanden hierfür auch partizipative Modellierungen (gemeinsame Modellentwicklung durch Wissenschaft und Praxis) statt, um daraus Modellprognosen abzuleiten (Kapitel 6, Ehrlich et al. 2023b). Vor dem Hintergrund der zuvor definierten Bewertungskriterien des Maßnahmenenerfolgs war es notwendig, möglichst detailliert in der Vorstellung oder mittels Modellen die Vor- und Nachteile sowie Erfolgsprognosen und Risiken für die verschiedenen Managementoptionen durchzuspielen und zu dokumentieren sowie die Sicherheit des verfügbaren Wissens zu beurteilen (z. B.: wie sicher ist es, dass Besatz bzw. eine Entnahmebestimmung etwas bringen wird?). Hier können frühere Erfahrungen und auch Computermodelle (Ehrlich et al. 2023b) in die Beurteilung einfließen (z. B. führt Besatz zur Steigerung der Fangrate oder wirken Schonbestimmungen besser?). Auch diese Abwägung muss nicht unbedingt quantitativen Maßzahlen oder gar Modellen folgen, sondern kann durchaus das qualitative Erfahrungswissen der Praxisakteur:innen, der beteiligten Behörden oder Fachexpert:innen einschließen.

In jedem Fall sollte das Nachdenken und das gemeinsame Diskutieren und Abwägen über die möglichen Szenarien sowie ihrer Vor- und Nachteile auf einer breiten Basis stattfinden. Es gilt, verschiedene Meinungen und Personen einzubeziehen, die alle ihre Erfahrungen in den Diskurs einbringen können. Beispielsweise könnten zur Erreichung des Ziels, die Hechtfangrate zu steigern, Besatz oder die Erhöhung der Schonmaßnahmen als Optionen zur Auswahl stehen: Besatz kostet Geld und birgt ökologische Risiken; Schonmaßnahmen, wie etwa eine Erhöhung der Mindestmaße, sind in der Fischerei meist nicht sehr beliebt, können aber bestimmte Größenklassen von Fischen sehr effektiv stärken. Es ist vielleicht gar nicht so einfach zu beantworten, mit welcher Maßnahme, die Fänge am ehesten und ökologisch risikoarm (oder sogar risikofrei) zu erhöhen sind. Manchmal kann es sich lohnen, einfach einmal in Computermodellen zu berechnen, wie die unterschiedlichen Maßnahmen wirken, und auf dieser Basis eine Entscheidung einzugrenzen, die dann künftig in der Praxis ausprobiert wird.

In der Abwägungsphase der Risiken, Nutzen und Schäden mit den Stakeholdern ist final zu entscheiden, welche Managementmaßnahmen zur Zielerreichung eingesetzt werden sollen. Diese werden dann umgesetzt (**Durchführung**) und anschließend ihre Wirkung mittels Monitoring evaluiert (**Erfolgskontrolle**) und mit den Ausgangszielen verglichen (**Abgleich mit Zielen**) (Beurteilung der Wirkung, Abbildung 7.2). Die Erfolgskontrolle dient der Überprüfung der Wirksamkeit der Maßnahmen (z. B. haben sich die Fänge pro Fangaufwand tatsächlich erhöht?). Insbesondere sehr vielversprechende Maßnahmen, über deren Erfolgsaussichten jedoch die größte Unsicherheit herrscht, sollten tatsächlich experimentell ausprobiert werden. Das Ergebnis führt erkenntnisbasiert zur **Anpassung** künftiger Ziele, Maßnahmen und Evaluationsmethoden und es kann daraus gelernt werden. Dies erklärt den Begriff der „lernfähigen Hege und Pflege“ (Arlinghaus 2017). Die Erfolgskontrolle und die Anpassungen von Zielen und Maßnahmen sollten wieder mit den Beteilig-

ten diskutiert werden, damit alle zusammen einen Lernfortschritt erfahren.

Es ist logisch, dass die Maßnahmenbewertung teilweise erst Jahre später stattfinden kann. Denn Jungfische müssen in den Fang hineinwachsen und nach einer Veränderung der Fangbestimmungen muss erst der Gesamtbestand auf die neue Situation reagieren und einen neuen Gleichgewichtszustand erreichen. Im letztgenannten Fall sind Zeiträume von 5 bis 15 Jahren nicht ungewöhnlich. Bei biologischen Zielen sollte man mindestens eine Fischgeneration abwarten, weil erst dann der Fischbestand frühestens einen neuen (befischten) Gleichgewichtszustand erreicht haben kann. Ähnlich wie bei der Waldbewirtschaftung ist auch bei der Bewirtschaftung von Fischbeständen ein langfristiges Denken und Handeln von großem Vorteil.

Ganz allgemein dient das adaptive Management dazu, die für ein Gewässer optimalen Fischschonbestimmungen und sonstigen Vorgehen zu identifizieren. Die optimalen Bestimmungen können sich von Gewässer zu Gewässer und von Situation zu Situation unterscheiden. Das adaptive Management denkt daher das Prinzip des „Vielfältigkeitsmanagements“ mit und ist immer darauf ausgerichtet, Vergangenes auch in Frage zu stellen und etwas Neues zu unternehmen. Letzteres ähnelt dem Verhalten eines Investmentbankers. Auch der wird kaum sein ganzes Geld in einen einzigen Aktienfond investieren, zu risikoreich wäre es, alles zu verlieren. Ein ähnliches Prinzip gilt für das Fischereimanagement. Vielfältige, variable Managementvorgehen und der Erhalt der biologischen und sonstigen Vielfalt (z. B. Altersklassenvielfalt) produzieren mit großer Wahrscheinlichkeit höhere und vor allem stabilere Dividenden. Wie genau nun diese variablen Maßnahmen ausgestaltet sein müssen, kann nur mittels adaptivem, partizipativem Management über Versuch und Irrtum herausgefunden werden. Und bevor dieses Managementvorgehen umgesetzt werden kann, bedarf es der Entwicklung eines solchen Prozesses. Und genau das war das Resultat des BODDENHECHT-Projekts in enger Zusammenarbeit mit der Fischereipraxis und anderen Betroffenen.

Konkret wurden in insgesamt elf durchgeführten Runden Tischen folgende Schritte bearbeitet (Abbildung 7.2):

- 1) Identifikation der Probleme im Hinblick auf den Hechtbestand und seine Nutzung in den Bodden
- 2) Ableitung einer Zukunftsvision sowie von Leitzielen und messbaren Managementzielen, die sich auf die zukünftige Entwicklung der Boddenhechte und deren Nutzung beziehen, sowie entsprechender Evaluationskriterien
- 3) Identifikation von Managementoptionen zur Zielerreichung
- 4) Abschätzung der Wirkung der Managementoptionen und Abwägung von Zielkonflikten
- 5) Abstimmung/Entscheidung über einen Konsens zur Empfehlung von Maßnahmen sowie die Dokumentation der Vor- und Nachteile von Maßnahmen ohne Konsens
- 6) gemeinsame Abfassung eines schriftlichen Dokuments mit allen Managementempfehlungen und Übergabe an das Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt M-V am 03. Juni 2023

Die weitere Umsetzung obliegt nun dem Ministerium und anderen beteiligten Entscheidungsträger:innen. Wünschenswert wäre zudem eine Fortführung des adaptiven Managementansatzes mit Prüfung der Wirksamkeit und gegebenenfalls Anpassung von Maßnahmen.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Komplexe Gewässerökosysteme und lokal variable soziale Situationen erlauben keine kochrezeptartigen Empfehlungen zum Fischereimanagement. Zu unterschiedlich sind die Gewässer, Fischerinnen und Fischer, Anglerinnen und Angler, als dass es sinnvoll wäre, optimale Hegemaßnahmen auf dem Papier festzuschreiben.
- ▶ Als geeignetes Prinzip dient im Fischereimanagement der Grundsatz des adaptiven Managements. Das Vorgehen basiert auf dem Ansatz „Versuch macht klug“. Dieser ermuntert

dazu, prinzipiell als zielführend identifizierte He-gemaßnahmen auch tatsächlich in der Praxis auszuprobieren, Erfolge zu evaluieren und aus den Ergebnissen in einem zyklischen Prozess für die Zukunft zu lernen.

- ▶ Transdisziplinär wird der Ansatz dadurch, dass Ziele, Vorgehensweisen, Abwägungen und Ent-scheidungen immer durch eine Integration von Praxis (Stakeholder) und Wissenschaft erarbei-tet werden. Eine enge Kooperation zwischen unterschiedlichen Akteurinnen und Akteuren si-ichert einerseits, dass ganz verschiedene Ziele, Ideen, Kenntnisse und Perspektiven einfließen, sowie andererseits das gemeinsame Lernen.
- ▶ Fischereiliche Bewirtschaftungsmaßnahmen sind nie als statisch anzusehen. Stattdessen sollten sie fortlaufend an die variablen sozialen und öko-logischen Grundbedingungen angepasst werden.

## 7.2 Gestaltung und Ablauf des partizipativen Prozesses

Elias Ehrlich, Dominique Niessner & Robert Arlinghaus

Um breit akzeptierte Managementempfehlungen ab-zuleiten, war es wichtig, dass die Perspektiven und Meinungen der verschiedenen Interessengruppen gleichberechtigt in den Prozess eingehen. Dies setz-te voraus, dass zunächst alle Interessengruppen am Runden Tisch in der Arbeitsgruppe vertreten sind. Doch die reine Präsenz aller Interessengruppen ga-rantiert nicht unmittelbar, dass die verschiedenen Interessen gleichberechtigt Gehör finden. Hierfür war die konkrete Gestaltung der Zusammenarbeit in der Arbeitsgruppe mit einer neutralen Moderation entscheidend. Zudem sollten wissenschaftliche Er-kenntnisse von der Arbeitsgruppe als Entscheidungs-unterstützung genutzt werden können. Im Folgenden wird sowohl die Zusammensetzung der Arbeitsgrup-pe als auch die Gestaltung und der Ablauf der Run-den Tische im BODDENHECHT-Projekt erläutert.

### Auswahl und finale Zusammensetzung der Arbeitsgruppe

Zu Beginn des Projekts BODDENHECHT wurden durch Recherchen und mittels qualitativer Interviews (Stakeholder-Analyse) (Vogt 2020, Arlinghaus et al. 2022a) mit Vertreter:innen der Angel- und Berufsfis-cherie auf Hecht sowie mit Vertreter:innen der Fi-scherei- und Naturschutzverwaltung alle wichtigen In-teressengruppen in der Region ermittelt. Potenzielle Mitarbeitende in der BODDENHECHT-Arbeitsgruppe (Runde Tische) wurden identifiziert und kontaktiert. Personen in repräsentativen Positionen und Verbän-den wurden priorisiert, da diese Personen eine Ver-bindlichkeit gegenüber der von ihnen vertretenden Interessengruppe haben. Wenn bestimmte Personen-gruppen keine Vertretung in Form eines Verbandes o. Ä. hatten (z. B. Angelguiding oder Berufsfischerei – der Verband der Kutter- und Küstenfischer befand sich in Auflösung genauso wie viele Fischereigeno-senschaften um Rügen), wurden einzelne Personen aus der Interessengruppe kontaktiert, vorzugsweise solche, die während der Interviews wiederholt als ge-eignete Vertreter:innen genannt wurden. Über den Prozessverlauf und die einzelnen Treffen war die Arbeitsgruppenzusammensetzung stabil und änder-te sich nach einer anfänglichen Findungsphase nur marginal. Die Arbeitsgruppenmitglieder waren dazu angehalten, sich bis zum Ende stetig zu beteiligen und in der Zeit zwischen den Treffen den Kontakt zu den von ihnen vertretenden Interessengruppen zu suchen und sich hier auszutauschen. Eine Kommuni-kation von Zwischenergebnissen in den Medien war nicht erlaubt, woran sich auch alle hielten. Es fanden auf Wunsch der Arbeitsgruppe während des Prozes-ses Bemühungen statt, weitere Vertreter:innen der Berufsfischerei anzuwerben, um eine Ausgewogen-heit der Interessengruppen an den Runden Tischen zu schaffen. Diese Bemühungen waren erfolgreich und neue Vertreter:innen wurden integriert. Die end-gültige Arbeitsgruppe bestand aus 15 aktiven Mit-gliedern aus den verschiedenen Interessengruppen, darunter (Berufs-)Fischerei (drei Personen), Angel-guiding (drei Personen), organisierte Anglerschaft

im Land M-V (eine Person), behördlicher Naturschutz (eine Person, Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft), nichtbehördlicher Naturschutz (eine Person, WWF Deutschland), Tourismus (eine Person), Fischereiverwaltung (zwei Personen), Fischgroßhandel (zwei Personen) und ein externer Wissenschaftler mit einer langjährigen Expertise an den Bodden (eine Person). Zu Beginn des Projekts waren auch mehrere Personen der lokalen organisierten Anglerschaft (Angelvereine der Region) vertreten, die sich aber im Laufe des Prozesses für eine eher passive Beteiligung entschieden. Es wurde angenommen, dass die anderen Vertretenden der Angelfischerei die Perspektive der einheimischen, lokalen Angler:innen mitdachten. Überdies wurden Umfragedaten von An-

gler:innen in den Prozess integriert, unter denen sich auch viele einheimische Angler:innen befanden. Eine detaillierte Übersicht der Arbeitsgruppenmitglieder, ihrer jeweiligen Positionen und Interessengruppe findet sich in Ehrlich et al. (2023a).

### Rollenverteilung, Moderation und Prinzipien der Zusammenarbeit in der Arbeitsgruppe

Die Arbeitsgruppenmitglieder identifizierten und diskutierten Bewirtschaftungsoptionen unter Abwägung von Zielkonflikten und hatten das offizielle Mandat zur Ausarbeitung von Managementmaßnahmen (Backhaus 2021), die dem Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt M-V sowie weiteren Entscheidungsträger:innen



Abbildung 7.3: Eindrücke aus den Arbeitsgruppentreffen (Runde Tische). Die beiden Bilder oben zeigen die zwei externen Moderator:innen in Aktion bei der Zusammenfassung von Diskussionsbeiträgen auf Posterwänden. Das Bild unten links wurde während der Phase des wissenschaftlichen Inputs im Plenum aufgenommen. Das Bild unten rechts zeigt eine Diskussionsrunde in einer moderierten Kleingruppe mit einem Online-Teilnehmer, der per Video am Computer zugeschaltet war.

© DOMINIQUE NIESSNER

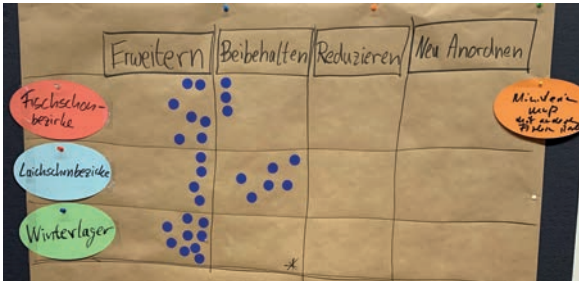


Abbildung 7.4: Beispiel eines finalen Abstimmungsergebnisses der Arbeitsgruppe. Für die Erweiterung von Winterlagern gab es einen Konsens, d. h. alle anwesenden Arbeitsgruppenmitglieder waren dafür (oder enthielten sich). Keinen Konsens gab es für die Erweiterung von Fisch- und Laichschonbezirken, da mehrere Personen dagegen stimmten (Regel: kein Konsens, sobald mindestens eine Gegenstimme vorliegt) bzw. stattdessen eine Beibehaltung der Fisch- und Laichschonbezirke befürworteten.

zur Umsetzung empfohlen wurden. Wichtig für einen konstruktiven Prozess war der Einsatz einer neutralen Moderation, insbesondere auch bei kontroversen, teils konflikträchtigen Themen (Ehrlich et al. 2023b). Dementsprechend wurde die Arbeitsgruppe durch zwei externe Moderator:innen unterstützt (Abbildung 7.3). Im letzten Teil übernahm der Modellierer des Wissenschaftsteams nach Zustimmung der Arbeitsgruppe die Moderation, da die anderen Moderator:innen aufgrund der Corona-Pandemie (Alistair Barth, Kanada) bzw. eines Arbeitswechsels (Eva-Maria Cyrus) nicht mehr für Vor-Ort-Termine zur Verfügung standen. Die Moderationsarbeit wurde aber bis zum Ende des Prozesses von beiden Moderator:innen, die nicht Teil des Wissenschaftsteams waren, begleitet. Sie halfen bei der Planung und Konzeption der Runden Tische und folgten einer gemeinsam abgestimmten Richtlinie für Neutralität. Das Wissenschaftsteam im BODDENHECHT-Projekt koordinierte den gesamten Prozess, plante und organisierte den Ablauf der Runden Tische, führte diese durch und präsentierte relevante wissenschaftliche Erkenntnisse zum jeweils behandelten Themenkomplex (z. B. Ergebnisse der Hechtbestandsabschätzung, Daten zum räumlichen Verhalten der Hechte und Modellvorhersagen zur relativen Wirkung verschiedener Fangbeschränkungen im Hinblick auf definierte Zielkriterien). Die

wissenschaftlichen Erkenntnisse wurden somit in den Diskurs eingebracht und dienten der Entscheidungsunterstützung (Abbildung 7.3). Welche wissenschaftlichen Ergebnisse präsentiert wurden, folgte den Wünschen der Arbeitsgruppe, die ihren Bedarf an wissenschaftlichem Input artikuliert. Die Wissenschaftler:innen des BODDENHECHT-Projekts nahmen selbst nicht an der Abstimmung zur Empfehlung von Maßnahmen teil, sondern dienten hier vor allem als unabhängige Wissensbereitstellende. Der Beirat des BODDENHECHT-Projekts wurde bei den jährlichen Treffen über wissenschaftliche Erkenntnisse und die Arbeitsgruppenarbeit informiert und gab dem Wissenschaftsteam Hinweise für die weitere Arbeit, war aber ansonsten – bis auf zwei Personen – von dem Arbeitsgruppenprozess losgelöst. Die Arbeitsgruppe agierte vor allem interessengruppengeprägt, während der Schwerpunkt des Beirats auf der Beratung der wissenschaftlichen Arbeit lag.

Angeleitet durch die Moderator:innen definierte die Arbeitsgruppe gleich beim ersten Treffen ihre eigenen Regeln für einen fairen, transparenten, kollegialen und produktiven Umgang miteinander (Tabelle 7.2). Für die im Tagesergebnis erfolgenden finalen Abstimmungen galt die Regel, dass ein Konsens nur dann erreicht war, wenn niemand der anwesenden Arbeitsgruppenmitglieder dagegen stimmte (d. h. nur Ja-Stimmen oder Enthaltungen, Abbildung 7.4). Nur die Maßnahmen, die einen Konsens bei der Abstimmung erreichten, standen als abgestimmte Managementempfehlungen zu Buche. Für alle weiteren identifizierten Maßnahmen ohne Konsens wurden die Vor- und Nachteile zur Abwägung zusammengetragen und dokumentiert. Die Abwägung von Zielkonflikten bei diesen Maßnahmen obliegt dann dem Entscheidungsträger (Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt M-V). Sobald ein Konsens bei einem Treffen erreicht wurde, war dieser für die weiteren Treffen bindend und es war nicht erlaubt, diesen später wieder abzulehnen. Dieses Verfahren diente dem vorwärtsgewandten Arbeiten und gewährleistete, dass die Arbeitsgruppenmitglieder sich auf bereits gefasste Entschei-

Tabelle 7.2: Leitziele und gemeinsam erstellte Regeln für die Zusammenarbeit in der Arbeitsgruppe.

Leitziele der Zusammenarbeit	Abgeleitete Regeln für die Zusammenarbeit/Verhaltenskodex
Toleranz und gegenseitiger Respekt	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ Jede Meinung ist wichtig und richtig.</li> <li>▶ andere nicht abwerten, unterbrechen oder ausgrenzen</li> <li>▶ nicht mit dem Finger auf andere zeigen</li> </ul>
Ehrlichkeit	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ Ehrlichkeit ist Bedingung für produktives Arbeiten und den Aufbau von Vertrauen: Wer „Ja“ sagt, meint auch „Ja“, Zustimmung heißt Zustimmung.</li> </ul>
Vertrauen und Verbindlichkeit von Konsensentscheidungen	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ Wenn die Arbeitsgruppe ein Ergebnis im Konsens abgestimmt hat, ist dieses für weitere Treffen bindend. Ein Zurückgehen und erneutes Infragestellen bei künftigen Arbeitsgruppentreffen ist ausgeschlossen.</li> <li>▶ Ein Konsens ist dann erreicht, wenn keines der beim Treffen anwesenden Arbeitsgruppenmitglieder dagegen stimmt. Nichtanwesende Arbeitsgruppenmitglieder können nicht nachträglich abstimmen, dürfen aber Kommentare/Bedenken zu Maßnahmenempfehlungen nachträglich hinzufügen.</li> </ul>
Gleichberechtigung	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ Im Plenum gilt eine Redezeit von 30 Sekunden pro Beitrag.</li> <li>▶ Alle sollen zu Wort kommen können.</li> </ul>
lösungsorientiertes Arbeiten	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ sachliche und objektive Argumentationen</li> <li>▶ nicht vom Thema abschweifen</li> </ul>
Kooperation	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ eigene Daten/Informationen/Erfahrungen teilen</li> <li>▶ Kompromiss- und Kooperationsfähigkeit in der Gruppenarbeit</li> </ul>
Verantwortung übernehmen	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ Verantwortung gegenüber der Interessengruppe übernehmen, die man am Tisch vertritt</li> <li>▶ sich bis zum Ende des Prozesses beteiligen</li> <li>▶ sich Zeit nehmen für die Treffen</li> </ul>
Vertraulichkeit	<ul style="list-style-type: none"> <li>▶ keine Informationen nach außen kommunizieren, die nicht mit der Arbeitsgruppe abgestimmt sind</li> </ul>

dungen verlassen und Vertrauen in den Prozess aufbauen konnten. Bei einem Treffen nicht anwesende Arbeitsgruppenmitglieder konnten nicht nachträglich abstimmen und somit einen Konsens nicht wieder rückgängig machen. Stattdessen bestand die Möglichkeit, kritische Anmerkungen nachträglich in das Sitzungsprotokoll und in die Beschreibung der einzelnen abgestimmten Maßnahmen als Fußnoten aufzunehmen. Alle Managementempfehlungen und weitere identifizierte Managementoptionen, inklusive der Fußnoten, wurden dem Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt M-V bei einer öffentlichen Veranstaltung am 03.06.2023 übergeben und zur Umsetzung empfohlen.

Das Wissenschaftsteam verfasste die Protokolle zu den jeweiligen Runden Tischen (Abbildung 7.5) und nutzte die Ergebnisse der Arbeitsgruppenarbeit zur Verfassung der Managementempfehlungen für die zukünftige Bewirtschaftung der Boddenhechte an das Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt M-V im Namen der Arbeitsgruppe. Die Arbeitsgruppe erhielt vorab einen Entwurf sowohl der Protokolle als auch der Manage-

mentempfehlungen und gab Rückmeldungen mit Änderungsvorschlägen, die nach gemeinsamer Diskussion und allgemeiner Zustimmung in der Arbeits-



Abbildung 7.5: Das Organisationsteam nach dem 10. Arbeitsgruppentreffen. Geschafft und glücklich, alle wesentlichen Maßnahmenpakete wurden diskutiert und abgestimmt. Im Anschluss an die Treffen wurden die Ergebnisse protokolliert und für die Managementempfehlungen aufbereitet.

© PROJEKT BODDENHECHT

Tabelle 7.3: Überblick zu den elf durchgeführten Arbeitsgruppentreffen im BODDENHECHT-Projekt.

Nr.	Datum	Aufgabenstellung/Thema des Arbeitsgruppentreffens	Präsenz/online	Dauer (Stunden)
1	Nov. 2019	Problembeschreibung, Entwicklung einer Vision für die Zukunft der Boddenhechte und deren Nutzung, Definition von Leitzielen	Präsenz	8
2	Nov. 2020	Vermittlung eines einheitlichen Wissensstands zum Boddenhecht in der Gruppe durch wissenschaftliche Vorträge	online	3
3	März 2021	Definition spezifischer Managementziele	online	3,5
4	Mai 2021	Identifikation von Managementoptionen, Zusammentragung in Form einer Liste	online	3
5	Juni 2021	partizipative Entwicklung einer kognitiven Karte (mentales Modell) zum Hechtbestand und den wesentlichen Treibern und Wechselbeziehungen, die den Bestand beeinflussen	online	3,5
6	Sep. 2021	Abwägung, Konkretisierung und Konsensfindung von Maßnahmen im Bereich Monitoring und Forschung	online	3
7	Nov. 2021	Abwägung, Konkretisierung und Konsensfindung von Maßnahmen im Bereich nichträumlicher Entnahmebeschränkungen (z. B. Mindestmaß)	hybrid	6
8	März 2022	Abwägung, Konkretisierung und Konsensfindung von Maßnahmen im Bereich Information der Öffentlichkeit und Kontrolle der Regeleinhaltung	online	3,5
9	Okt. 2022	Abwägung, Konkretisierung und Konsensfindung von Maßnahmen im Bereich räumlicher Entnahmebeschränkungen (z. B. Schonbezirke)	Präsenz	8
10	Nov. 2022	Abwägung, Konkretisierung und Konsensfindung von Maßnahmen im Bereich Lebensraumaufwertung, Prädatorenmanagement und Hechtbesatz	Präsenz	8
11	März 2023	Diskussion und Finalisierung der Empfehlungen; Möglichkeit für finale Abstimmung zu Maßnahmen, die bisher keinen Konsens hatten	Präsenz	7,5

gruppe dann umgesetzt wurden. Die Protokolle der Runden Tische und die Managementempfehlungen an das Ministerium sind daher einvernehmlich verfasst.

**Der Ablaufplan der Arbeitsgruppentreffen (Runde Tische)**

Die Arbeitsgruppe traf sich regelmäßig im Abstand von einigen Monaten. Insgesamt wurden elf Arbeitsgruppentreffen durchgeführt, die Schritt für Schritt dem Prozess einer strukturierten Entscheidungsfindung hin zu Managementempfehlungen folgten (Tabelle 7.3). Wann immer möglich fanden die Runden Tische als Präsenzveranstaltung in den Räumlichkeiten des Nautineums Stralsund statt. Aufgrund der Corona-Pandemie wurden aber teils auch Online-treffen durchgeführt.

Die Arbeitsgruppentreffen, bei denen Managementempfehlungen erarbeitet wurden, folgten einem typischen Ablauf (Abbildung 7.6), an dessen Beginn (nach einer kurzen Einleitung und Instruktion) der wissenschaftliche Input zum Thema stand.

Das Zentrum des Arbeitsgruppentreffens bildete die Arbeitsphase zur Konkretisierung und Abwägung der Managementoptionen, die im Anschluss zur individuellen Präferenzabstimmung gebracht wurden. Hier kamen in der Regel rotierende Kleingruppendiskussionen (3–4 Personen, Abbildung 7.7) zum Einsatz, deren Ergebnisse im Plenum vorgestellt und diskutiert wurden. Die Moderation trug die Vorschläge aus der Gruppenarbeit zusammen und gab sie zur Abstimmung. Diese erste Präferenzabstimmung half dabei, Meinungsbilder und Vorbehalte zu identifizieren. In der finalen Diskussionsrunde wurden diese dann aufgegriffen, um mögliche Kompromisse zu ergründen. In einer finalen Abstimmung zeigte sich, ob am Ende ein Konsens für bestimmte Maßnahmen gefunden werden konnte (Abbildung 7.8).

Je Arbeitsgruppentreffen wurden drei bis vier Planungstreffen im Wissenschafts- und Moderationsteam durchgeführt. Eine Vollzeitwissenschaftlerstelle, die Projektkoordination, die Projektleitung sowie diverse Teammitglieder und Hilfskräfte arbeiteten an dem Prozess. Es ist nicht empfehlenswert, den Pro-



Abbildung 7.6: Typischer Ablauf eines Arbeitsgruppentreffens zur Erarbeitung von Managementempfehlungen.

zess mit zu geringen Personal- und Zeitressourcen anzugehen. Der hier vorgesehene Personalaufwand ist als Minimalstamm anzusehen. Zusätzlich werden Hilfskräfte beim eigentlichen Termin benötigt.

#### Gestaltung des wissenschaftlichen Inputs

Das Wissenschaftsteam präsentierte auf Anfrage durch die Arbeitsgruppe wissenschaftliche Erkenntnisse, aktuelle Forschungseinblicke zum Hechtbe-



Abbildung 7.7: Einblicke aus der Arbeitsphase in Kleingruppen, bei der Maßnahmenvorschläge konkretisiert und Vor- und Nachteile gesammelt wurden.

© FRITZ FELDHEGE





Abbildung 7.8: Abschlussdiskussion im Plenum (links) und finale Abstimmung (rechts).

© FRITZ FELDHEGE

stand in den Bodden und wesentliche Konzepte der Fischereiökologie im Rahmen von Impulsvorträgen (Abbildung 7.9), an die sich jeweils eine ausführliche Fragerunde anschloss, um Unklarheiten bezüglich der Daten oder der Modellvorhersagen auszuräumen. Der Inhalt dieser Impulsvorträge richtete sich nach dem vorab abgefragten Wissensbedarf der Arbeitsgruppe. Auf Anfrage gab es auch eine separate Vortragsveranstaltung, die den aktuellen Wissensstand zum Boddenhecht behandelte. Folgende Daten wurden unter anderem bei den Arbeitsgrup-

pentreffen präsentiert: 1) Fangdaten und Bestandsabschätzungen zur Beurteilung der Entwicklung der Hechtbestände, 2) Telemetriedaten zum räumlichen Verhalten der Hechte zur Identifikation potenziell geeigneter (Laich-) Schongebiete, 3) Ergebnisse aus Umfragen mit Angler:innen und Fischer:innen zu Maßnahmenpräferenzen, 4) Daten aus der Gehörsteinanalyse von Hechten zur Bestimmung der Lebensraumnutzung, 5) Umweltdaten, wie Salinität, 6) genetische Analysen zur Aufgliederung des Hechtbestands in Teilpopulationen, 7) Erkenntnisse zum



Abbildung 7.9: Wissenschaftlicher Input seitens des BODDENHECHT-Teams zur Entscheidungsunterstützung der Arbeitsgruppe (links) sowie Input von externen Expert:innen (rechts, hier Katharina Burmeister vom WWF zu Renaturierungsprojekten).

© DOMINIQUE NIESSNER

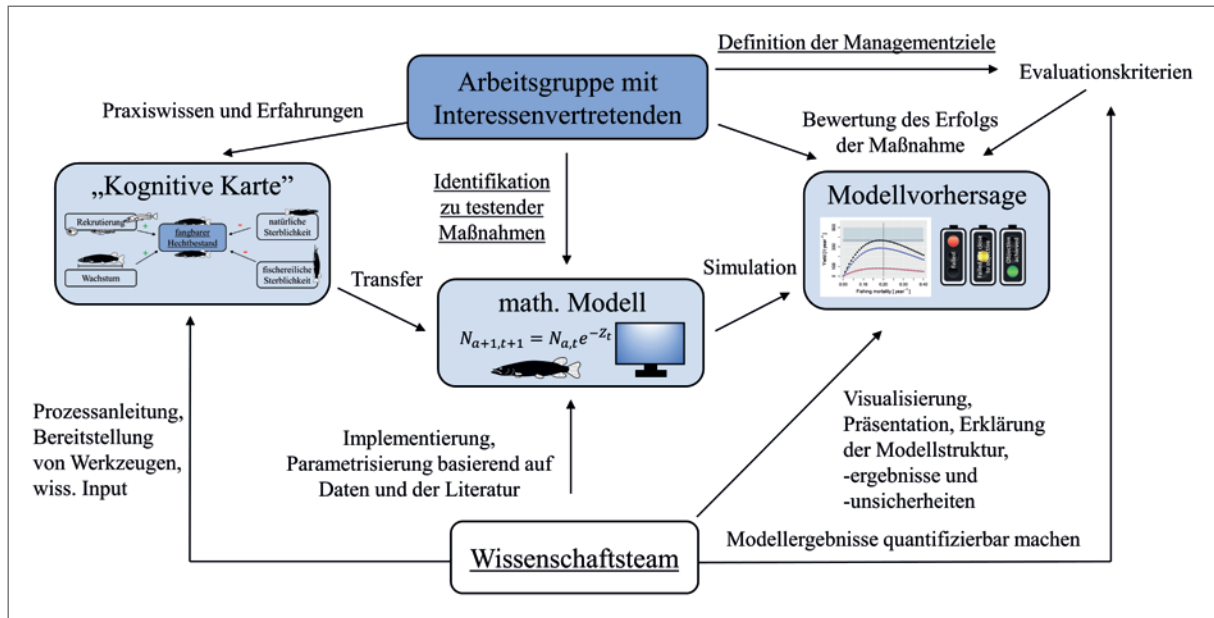


Abbildung 7.10: Übersicht zum partizipativen Modellierungsansatz, wie er im BODDENHECHT-Projekt genutzt wurde.

Laichzeitpunkt, 8) Daten zum Hechtwachstum und zur Geschlechtsreife für die Abwägung von Schonmaßen, 9) Daten zur Größenselektivität von Stellnetzen, 10) aktuelle Hochrechnungen der Kormorananzahl und deren Hechtkonsumption sowie 11) Ergebnisse vergangener Besatzexperimente. Die wichtigsten Ergebnisse des wissenschaftlichen Inputs standen der Arbeitsgruppe auch im Anschluss an die Vorträge in Form eines Handouts für die Abwägung von potenziellen Maßnahmen zur Verfügung. Neben dem Input seitens des Wissenschaftsteams im BODDENHECHT-Projekt gaben zudem eingeladene externe Expert:innen Einblicke in folgende Themenbereiche (Abbildung 7.9): Aspekte des Wassermanagements (Wasser- und Bodenverband „Rügen“) und Renaturierungsmaßnahmen (WWF) im Zusammenhang mit Laichgebieten für Hechte sowie Entwicklung der Robbenbestände rund um Rügen (Stiftung Deutsches Meeresmuseum). Ein in der Arbeitsgruppe vertretener externer Wissenschaftler (Dr. Helmut Winkler, ehemals Universität Rostock) stellte zudem Daten zur Kormorananzahl und zur Nahrungszusammensetzung der Kormorane vor.

Zudem präsentierte das Wissenschaftsteam Modellvorhersagen zur Bewertung der relativen Effekte

verschiedener Fangregulatioonsoptionen im Hinblick auf biologische sowie sozioökonomische Zielkriterien sowie Simulationen zu Prädatoreffekten auf den Hechtbestand. Das zugrunde liegende Bestandsmodell wurde dabei im Rahmen eines partizipativen Modellierungsansatzes gemeinsam mit der Arbeitsgruppe entwickelt und ausgewertet (Abbildung 7.10). Details zum partizipativen Modellierungsansatz sind in Ehrlich et al. (2023a,b) zu finden.

### 7.3 Problembeschreibung, die gemeinsame Vision und Managementziele

Elias Ehrlich, Dominique Niessner & Robert Arlinghaus

Im Rahmen der Runden Tische identifizierte die Arbeitsgruppe mit allen Interessenvertretenden die derzeitigen Probleme rund um den Boddenhechtbestand und dessen Nutzung. Darauf aufbauend wurde gemeinsam eine Vision für eine bessere Zukunft der Boddenhechte entwickelt (ein sog. Leitbild) und konkrete Managementziele definiert. Der Unterschied zwischen der Vision und den Manage-

mentzielen liegt im ihrem Detailgrad. Während die Vision beschreibt, wie das zu bewirtschaftende System langfristig entwickelt werden soll, sind Managementziele konkrete, in der Regel messbare Schritte zur Erreichung der Vision.

**Identifizierte Probleme**

Beim ersten Runden Tisch trug die Arbeitsgruppe gemeinsam acht zentrale Probleme im Zusammenhang mit den Hechten im Bodden und deren Nutzung zusammen, die beim zukünftigen Management berücksichtigt werden sollen (Tabelle 7.4). Die Probleme umfassten dabei nicht nur biologische Aspekte (z. B. zurückgehender Hechtbestand), sondern hatten zudem auch eine ökologische (z. B. Verlust von Laichhabitaten), ökonomische (z. B. Rückgang von Küstenfischereibetrieben und gebietsweise von Angeltourismus), soziale (z. B. Konflikte zwischen Nutzungsgruppen) und institutionelle Dimension (z. B. fehlender Bewirtschaftungsplan für Hechte). Die

Komplexität der identifizierten Probleme zeigte auf, dass ein zukünftiges Management neben der fische-reibiologischen Nachhaltigkeit der Hechtbestände auch die ökologische, ökonomische, soziale und institutionelle Nachhaltigkeit im Zusammenhang mit dem Ökosystem Bodden und der Nutzung der Hechte im Blick haben sollte.

**Die Vision und Leitziele für den Boddenhecht**

Biologische, ökologische, soziale, ökonomische und institutionelle Dimensionen finden sich nicht nur in den identifizierten Problemen, sondern auch in der von der Arbeitsgruppe entwickelten Vision „Boddenhecht 2035“ wieder (Abbildung 7.11). Die Vision zeichnet ein Bild für das Jahr 2035, das geprägt ist von einem hochproduktiven Hechtbestand (fische-reibiologische Nachhaltigkeit), einem naturnahen Boddenökosystem (gewässerökologische Nachhaltigkeit) und zufriedenen Nutzungsgruppen (sozio-ökonomische Nachhaltigkeit). Es soll ein Gleichge-

Tabelle 7.4: Acht durch die Arbeitsgruppe identifizierte Probleme, die es in einem zukünftigen Managementplan für die Hechte in den Bodden zu adressieren gilt. Die Nummerierung impliziert dabei keine Rangfolge.

Nr.	Identifizierte Probleme
1	zurückgehender Hechtbestand, sinkende Fangraten und geringe Anzahl sehr großer Hechte
2	Verschlechterung der Umweltbedingungen für den Hecht 1. geringe Verfügbarkeit von Laich- und Juvenilhabitaten aufgrund von Melioration für Landwirtschaft und Wassermanagement, Rückgang von Makrophytenbeständen durch veränderte Nährstoffkonzentrationen und Salinität 2. zunehmender Prädationsdruck durch Kormorane und Robben 3. rückläufige Bestände von Beutfischen, wie dem Hering
3	abnehmende Fängigkeit der Hechte
4	zu hoher Angel- und Berufsfischereidruck, unregulierter Angeltourismus und möglicher wachsender Fischereidruck im Bodden durch verschärfte Quoten für Hering und Dorsch
5	existenzgefährdende Lage/Betriebsschließungen in der Berufsfischerei und teils rückläufige Zahl an Angler:innen in bestimmten Gebieten, die den lokalen Angeltourismus gefährden
6	mangelndes Wissen und ungenügendes Monitoring zur Hechtbiologie, zu Entwicklungen in der Fischerei und zu Umweltveränderungen
7	fehlende spezifische Bewirtschaftungspläne für den Hecht und veraltetes fischereiliches Regelwerk, zudem undurchsichtiges Regelwerk im Zusammenhang mit Naturschutzflächen
8	fehlendes Bewusstsein für Grenzen der Nachhaltigkeit und teils daraus resultierendes unverantwortliches Verhalten Einzelner, Ressourcenkonkurrenz, Interessenkonflikte zwischen Nutzungsgruppen und mangelnde Regeleinhaltung (u. a. durch unzureichende Kontrolle und teils schwer zugängliches/verständliches Regelwerk)

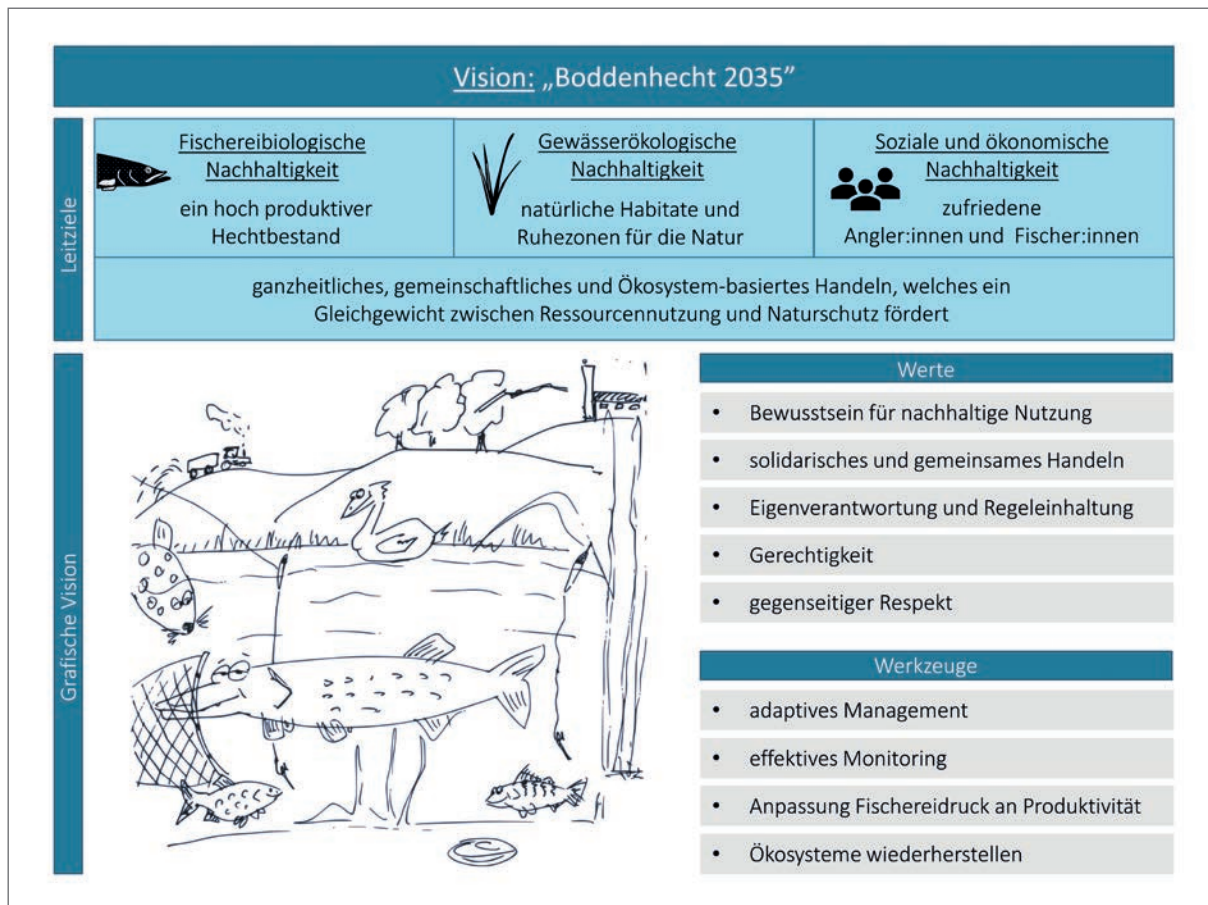


Abbildung 7.11: Von der Arbeitsgruppe entwickelte Vision und Leitziele für die Zukunft der Hechte, deren Nutzung und das Boddenökosystem insgesamt. Zentrale Werte und Werkzeuge tragen maßgeblich zur Erreichung der Vision und Ziele bei (Ehrlich et al. 2023a).

wicht zwischen Hechtnutzung, dem Bestandsschutz und dem Naturschutz hergestellt werden. Die Arbeitsgruppe beschrieb zudem Werte wie Gerechtigkeit als zentrale Bestandteile der Vision, die auf einen nachhaltigen, gerechten sowie respektvollen Umgang miteinander und mit der Umwelt abzielen (Abbildung 7.11). Außerdem wurden entscheidende Werkzeuge für die Erreichung der Vision benannt (Abbildung 7.11), z. B. der adaptive Managementansatz, bei dem Maßnahmen regelmäßig an neue ökologische oder sozioökonomische Zustände angepasst werden können.

### Die Managementziele

Basierend auf den identifizierten Problemen und der Vision leitete die Arbeitsgruppe im Konsens sieben

zentrale Managementziele ab (Abbildung 7.12), die gemäß der Interessenvertretenden richtungsweisend für das Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt M-V zur zukünftigen Bewirtschaftung der Hechtbestände sein sollen. Diese Ziele gehen deutlich über die rein ökologischen, bestandserhaltenden Ziele hinaus, die aktuell für das Küstenfischereimanagement („Hegeziel“, gemäß §3 Abs. 3 Landesfischereigesetz M-V) leitend sind. Neben der Bestandsförderung und der damit zusammenhängenden Erhöhung der Hechtfangrate wurden auch soziale (Konfliktreduktion, Wissensaustausch, Bewusstsein für Nachhaltigkeit), sozioökonomische (Erhalt/Förderung der Angel- und Berufsfischerei) und institutionelle Aspekte (bezüglich des Regelwerks und dessen Durchset-

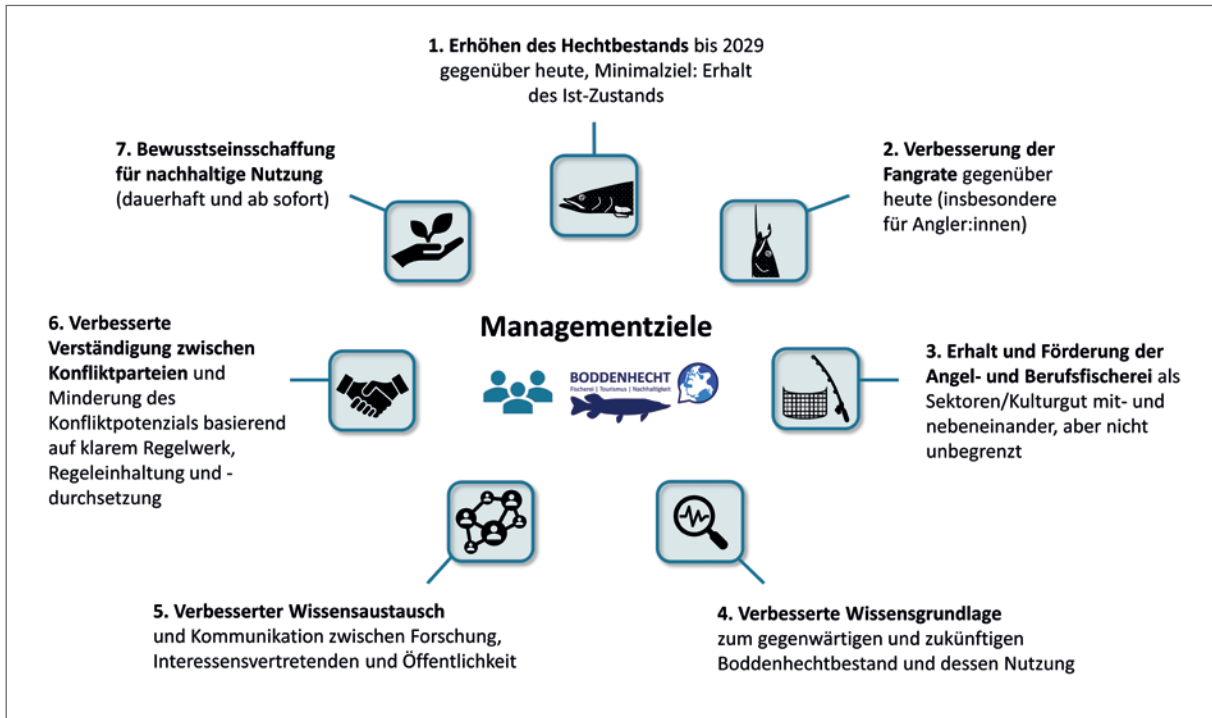


Abbildung 7.12: Die sieben von der Arbeitsgruppe definierten Managementziele für die zukünftige Entwicklung des Hechtbestands in den Bodden und dessen Nutzung.

zung) in den Zielvorgaben gleichberechtigt verankert (Abbildung 7.12). Die Arbeitsgruppe definierte also ein vielfältiges Set aus ökologischen, sozialen, ökonomischen und institutionellen Zielen. Hervorzuheben sind die verschiedenen prozeduralen Aspekte, z. B. ein verbesserter Wissensaustausch oder eine verbesserte Verständigung zwischen Konfliktparteien. Die Angelfischerei und die Berufsfischerei werden als Fischereisektoren gleichermaßen in den Zielen für die zukünftige Bewirtschaftung berücksichtigt. Auch in der Vergangenheit hat das Fischereimanagement in M-V nicht ausschließlich nur bestandserhaltende bzw. ökologische Ziele verfolgt, Stilllegungsprämien zielten z. B. auf soziale Veränderungen ab. Jedoch sind im offiziellen fischereilichen Regelwerk für die Küste gegenwärtig keine sozialen oder ökonomischen Entwicklungsziele festgehalten und die Angelfischerei wird eher nachrangig betrachtet. In der Arbeitsgruppe fand keine Gewichtung der sieben Ziele statt, das heißt, sie können als gleichermaßen wichtig angesehen werden. Alle Ziele sind prinzipiell messbar und de-

ren z. T. zeitlich fixierte Erreichung kann damit quantitativ überprüft werden. Im Folgenden werden die Managementempfehlungen der Arbeitsgruppe präsentiert sowie weitere Managementoptionen, die jeweils auf die Erreichung eines oder mehrerer dieser Managementziele fokussieren.

## 7.4 Die Managementempfehlungen im Überblick

Elias Ehrlich

Die im Folgenden präsentierten Maßnahmen mit Konsens stellen die Managementempfehlungen der Arbeitsgruppe dar. Zudem sind auch die Maßnahmen, die aufgrund von Zielkonflikten oder Bedenken einzelner Interessengruppen keinen Konsens erhielten, als weitere Managementoptionen aufgeführt. Die Umsetzung der Maßnahmen verlangt eine politische Abwägung durch das Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und

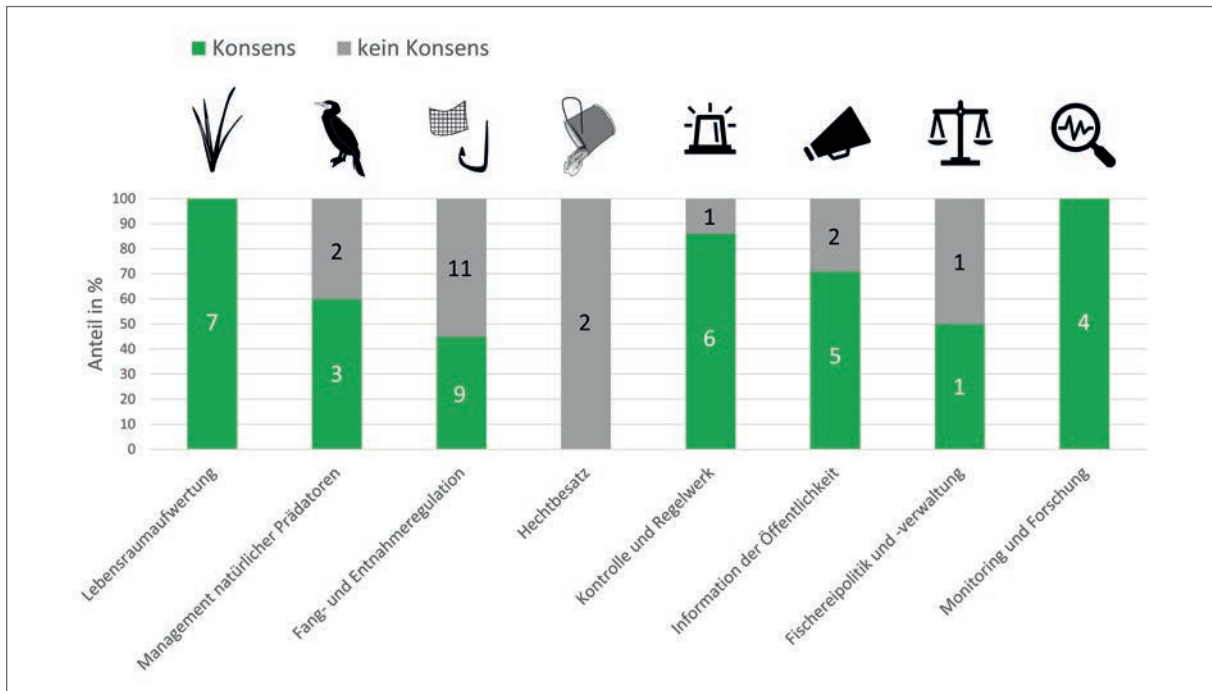


Abbildung 7.13: Prozentualer Anteil der Maßnahmen mit Konsens (= Managementempfehlungen) und ohne Konsens (= weitere Managementoptionen zur Abwägung) in den verschiedenen Themenbereichen. Die genaue Anzahl an Maßnahmen mit und ohne Konsens im jeweiligen Themenbereich ist jeweils in den Balken eingetragen. Die Maßnahmen wurden im Laufe des partizipativen Prozesses von der Arbeitsgruppe gemeinsam erarbeitet, diskutiert und abgestimmt.

Umwelt M-V oder andere Entscheidungsträger:innen unter Berücksichtigung der zusammengetragenen Vor- und Nachteile (detailliert aufgeführt in Ehrlich et al. 2023a).

Insgesamt wurden 54 Maßnahmen identifiziert und im partizipativen Prozess abgewogen. Davon erreichten 35 einen Konsens und 19 verblieben mit Widerspruch. Der Anteil von Maßnahmen, für die im Konsens abgestimmt wurde, variierte zwischen den Themenbereichen (Abbildung 7.13). Ausschließlich Konsens (100 %) herrschte beim Themenbereich „Lebensraumaufwertung“ (z. B. Renaturierung von Laichhabitaten) sowie „Monitoring und Forschung“. Ein hoher Anteil an Konsensmaßnahmen war zudem in den Bereichen „Kontrolle und Regelwerk“ (86 %) und „Information der Öffentlichkeit“ (71 %) zu verzeichnen. Auch beim „Management natürlicher Prädatoren“ gab es mehrheitlich Maßnahmen mit Konsens (60 %). Diese waren jedoch überwiegend auf die Prävention und Kompensation von Schäden an

Fanggeräten durch Robben ausgerichtet, während aktive Formen der Prädatorenregulation keinen Konsens erhielten. Zahlreiche Maßnahmen wurden im Bereich der „Fang- und Entnahmeregulation“ identifiziert, 45 % davon erreichten einen Konsens. Das verdeutlicht, dass gerade die fangregulatorischen Maßnahmen Zielkonflikte mit sich brachten, die in manchen Fällen nicht auszugleichen waren. Eine von zwei Maßnahmen im Bereich der Gestaltung der Fischereipolitik und -verwaltung erreichte einen Konsens (50 %). Keinen Konsens (0 %) gab es für Maßnahmen im Bereich des Hechtbesatzes.

Alle Maßnahmen sind in der Tabelle 7.5 aufgelistet. Details zu deren Umsetzung, Zuständigkeiten, Vor- und Nachteilen finden sich in der an das Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt M-V übergebenen und online zugänglichen Broschüre von Ehrlich et al. (2023a).

Es ist noch einmal darauf hinzuweisen, dass die in Tabelle 7.5 aufgelisteten Optionen von den Inter-

## Partizipative Erarbeitung von Managementempfehlungen aus der Sicht von Interessengruppen

Tabelle 7.5: Überblick zu allen 54 Maßnahmen, die in der Arbeitsgruppe ausgearbeitet wurden. Die grünen Häkchen markieren Maßnahmen, die im Konsens der Arbeitsgruppe zur Umsetzung empfohlen werden. Die Maßnahmen ohne Konsens verlangen eine weitergehende politische Bewertung durch Entscheidungsträger:innen hinsichtlich der Umsetzbarkeit sowie Nutzen und Kosten.

Nr.	Konsens	Maßnahme
<b>Lebensraumaufwertung</b>		
1	✓	Fische als zentralen Bestandteil in die Naturschutzplanung und in Renaturierungsprojekte integrieren
2	✓	Renaturierung von Hechtlaichwiesen
3	✓	Prüfung und Ausweisung von Hechtlaichwiesen als Laichschonbezirke
4	✓	Einführung eines Prioritätenkonzepts für die Auswahl von Renaturierungsflächen
5	✓	Modernisierung von Klappen in Zuflüssen/Grabensystemen, die das Aufwandern von Hechten verhindern
6	✓	Entfernung von Klappen in Zuflüssen/Grabensystemen, wo möglich
7	✓	Studien zu technischen Lösungen zur besseren Durchwanderbarkeit von Anlagen der Wasserregulation
<b>Management natürlicher Prädatoren</b>		
8	✓	verbesserte Kompensationszahlungen für Materialschäden und Fangausfälle der Berufsfischerei durch Robben
9	✓	Förderung von robbensicherem Fanggerät
10	✓	Zulassen der natürlichen Regulation von Kormoranbeständen Einschränkung der Haarraubwildbejagung an der Heuwiese (Brutkolonie von Kormoranen im Nationalpark)
11		aktive Regulation der Prädatorenbestände (Kormoran, Robbe)
12		Vergrämung von Robben
<b>Fang- und Entnahmeregulation</b>		
<b>nicht-räumlich</b>		
13	✓	Erhöhung des Hecht-Mindestmaßes auf 60 cm für die Angel- und Berufsfischerei
14	✓	Einführung eines Hecht-Maximalmaßes von 90 cm für die Angelfischerei zusätzlich zum Mindestmaß (Entnahmefenster)
15	✓	Begrenzung der Maschenweite (Knoten zu Knoten) für die Hecht-Stellnetzfisherei auf 60 bis 70 mm (+ 4 mm Toleranz für Obergrenze, da sich die Maschen mit der Zeit weiten können und Herstellerangaben nicht exakt sind) als indirekte Form eines Entnahmefensters
16	✓	Absenkung der Tagesentnahmebeschränkung (Bag Limit) auf 1 Hecht pro Angler:in und Tag
17		Einführung eines Hecht-Maximalmaßes von 90 cm für die Berufsfischerei zusätzlich zum Mindestmaß (Entnahmefenster)
18		Erweiterung der Hechtschonzeit für die Angel- und Berufsfischerei
19		jährliche Hechtquoten und Regulation von Fangaufwand/-gerät für die Angel- und/oder Berufsfischerei
<b>räumlich</b>		
20	✓	Einrichtung stellnetzfreier Korridore in Flussmündungen und Laichbuchten
21	✓	Spinnangel-Verbot im März in Laichschonbezirken
22	✓	Einführung von Laichschonbezirken in Süßwasserzuflüssen der Bodden
23	✓	Einführung weiterer Winterlager
24	✓	reduzierte Tagesentnahmebegrenzung in Winterlagern
25		Erweiterung der Fischschonbezirke
26		Erweiterung der Laichschonbezirke
27		Einführung neuer Hecht-Laichschonbezirke
28		Einführung rotierender Schongebiete

## Partizipative Erarbeitung von Managementempfehlungen aus der Sicht von Interessengruppen

Tabelle 7.5: Fortgesetzt

Nr.	Konsens	Maßnahme
<b>Fang- und Entnahmeregulation</b>		
<b>räumlich</b>		
29		Anpassung des Verbotszeitraums für die Fischereiausübung in Laichschonbezirken
30		Mindestabstandsregelung für Stellnetze vor Laichschonbezirken
31		Offenhaltung von mindestens zwei Dritteln der Gewässerbreite an Zugängen zu Fischlaichplätzen auch bei Stellnetzen (bisher nur für Reusen geltend)
32		Aufhebung der Sondergenehmigungen für Berufsfischerei in der Kernzone des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft und in Naturschutzgebieten, wo bereits ein Angelverbot herrscht
<b>Hechtbesatz</b>		
33		Durchführung von Hechtbesatz in einzelnen Bodden
34		Durchführung weiterer Studien zu Besatzmaßnahmen an den Bodden
<b>Kontrolle und Regelwerk</b>		
35	✓	optimierter Personaleinsatz in der Kontrolle zur Erhöhung der Kontrollquantität und -qualität
36	✓	Kontrollkatalog und Schulungen des Kontrollpersonals
37	✓	Verbesserung der zeitlichen und räumlichen Verteilung der Kontrollen
38	✓	technische Erweiterung und Vereinfachung der Kontrollmöglichkeiten
39	✓	Nachverfolgbarkeit von verkauften Fischen in Gaststätten und Verhinderung des illegalen Fischverkaufs
40	✓	klarere Definition des Regelwerks im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft, im Biosphärenreservat Südost-Rügen und weiteren Naturschutzgebieten zu Befahrens- und Uferangelverboten
41		Zulassung von Elektromotoren in Schutzgebieten mit bisherigem Befahrensverbot für Wasserfahrzeuge mit Motor
<b>Information der Öffentlichkeit</b>		
42	✓	nutzungsfreundlichere Gestaltung der Internetseite der oberen Fischereibehörde (LALLF)
43	✓	Entwicklung einer App mit standortbasierten Informationen zu geltenden Regeln
44	✓	Flyer und Broschüre mit gebündelten Informationen zum Regelwerk in gedruckter und online zugänglicher Form
45	✓	Verbesserung der Informationsbroschüre für den Touristenfischereischein in gedruckter und online zugänglicher Form
46	✓	Ausbau und Optimierung von Hinweisschildern und Informationstafeln zum Regelwerk und zu Schutz-/Schongebieten
47		Verbesserung der Aus- und Weiterbildung von Angler:innen durch Einführungskurse und Schulungen
48		Anpassung der Regelungen zum Touristenfischereischein; Optionen: Einschränkung Rutenzahl und Fischarten im Fang, Touristenfischereischein in Gültigkeit einschränken oder abschaffen als Anreiz zum Erwerb des regulären Fischereischeins mit Kursen und Prüfung
<b>Fischereipolitik und -verwaltung</b>		
49	✓	fischereipolitische Gestaltung des Strukturwandels/Anpassung der Angel- und Berufsfischerei – Entwicklung von zukunftsfähigen Konzepten
50		Einführung einer Boddenkarte oder eine Preisanhebung für die Küstenangelkarte zur Finanzierung von Projekten am Bodden mit dem Ziel der Fischbestandsförderung
<b>Monitoring und Forschung</b>		
51	✓	Verbesserung des Monitorings der Fänge und des Fangaufwands in der Angelfischerei
52	✓	Verbesserung des Monitorings der Fänge und des Fangaufwands in der Berufsfischerei
53	✓	Zusammenführung der Daten und Kooperation zwischen forschenden Einrichtungen, Behörden und Instituten in einem zentralen digitalen Bodden-Monitoringsystem
54	✓	mehr und kontinuierliche Forschung zu Hechten, anderen Fischarten, biotischen und abiotischen Umweltfaktoren sowie sozioökonomischen Faktoren an den Bodden





Abbildung 7.14: Ein Blick ins Auditorium bei der Abschlussveranstaltung BODDENHECHT am 03.06.2023 in Stralsund.

© FRITZ FELDHEDGE



Abbildung 7.15: Übergabe der Handlungsempfehlungen an den Fischereireferenten des Landes M-V Kay Schmekel.

© FRITZ FELDHEDGE

essenvertretenden in der Arbeitsgruppe erarbeitet wurden. Die rein wissenschaftlichen Managementempfehlungen finden sich in Kapitel 6. Diese sind weitgehend, aber nicht zwangsläufig deckungsgleich, da Empfehlungen von Interessengruppen häufig Kompromisse darstellen und bei besonders strittigen Punkten kein Konsens erreicht wurde, wenn hohe Kosten für einzelne Interessengruppen entstehen. Aufgabe der Fischereipolitik muss es daher sein, am Ende Zielkonflikte abzuwägen. Es ist nicht davon auszugehen, dass Interessengruppen zu allen strittigen Aspekten Kompromisse finden. Gegebenenfalls können Kompromisse auch in ihrer ökologischen Wirksamkeit eingeschränkt sein, wenn Interessenvertretende die Kosten für die eigene Referenzgruppe minimieren wollen. Es ist also durchaus nachvollziehbar, warum der Anteil der Konsensempfehlungen im Themengebiet „Fangregulation“ niedriger ausgefallen ist als bei anderen Themen, die geringere Kosten für die einzelnen Interessengruppen mit sich bringen.

Die Managementempfehlungen wurden dem zuständigen Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt M-V am 03.06.2023 im Rahmen einer öffentlichen Abschlussveranstaltung überreicht (Abbildung 7.14 und 7.15). Das Ministerium hat nun die finale Entscheidungsbefugnis. Es wird auf Basis der Empfehlungen eine politische Abwägung vornehmen und erste Maßnahmen nach Prüfung der Umsetzbarkeit möglichst zeitnah implementieren, wie der Fischereireferent des Landes M-V Kay Schmekel bei der Übergabe der Empfehlungen zusicherte (Abbildung 7.15).

## 7.5 Evaluation, Diskussion und Fazit zum partizipativen Managementansatz

Elias Ehrlich & Robert Arlinghaus

### Umfrageergebnisse zum Prozess unter den Arbeitsgruppenmitgliedern

Im Anschluss an das letzte Treffen zum Ende des Projekts wurde eine Umfrage unter den Arbeitsgruppenmitgliedern zur Beurteilung des partizipativen Prozesses durchgeführt (Abbildungen 7.16, 7.17 und 7.18). Die Umfrage zeigte, dass alle Meinungen der Mitglieder Gehör fanden und respektvoll aufgenommen wurden (Abbildung 7.16). Der Moderation wurde dabei einstimmig eine neutrale Rolle nachgewiesen und der Prozess war aus Sicht aller Parteien fair gestaltet (Abbildung 7.16). Mehrheitlich wurde geäußert, dass alle relevanten Interessengruppen in der Arbeitsgruppe vertreten waren und diese im gleichen Maße zum Prozess beitrugen, hier gab es jedoch einzelne Gegenstimmen (Abbildung 7.16). Welche Interessengruppe/n aus der Sicht einzelner Personen fehlte/n, bleibt spekulativ. Im Falle der Renaturierungsmaßnahmen sind z. B. auch Landwirt:innen potenziell betroffen, die in der Arbeitsgruppe nicht vertreten waren. Die Arbeitsgruppe zeigte sich einstimmig überzeugt von den im Konsens erzielten Empfehlungen und unterstützte diese ausdrücklich (Abbildung 7.16). Eine breite Mehrheit äußerte, dass sich die Arbeit gelohnt hat, wobei einzelne Stimmen nicht wussten, ob das der Fall war (Abbildung 7.16). Dies könnte damit zu tun haben, dass

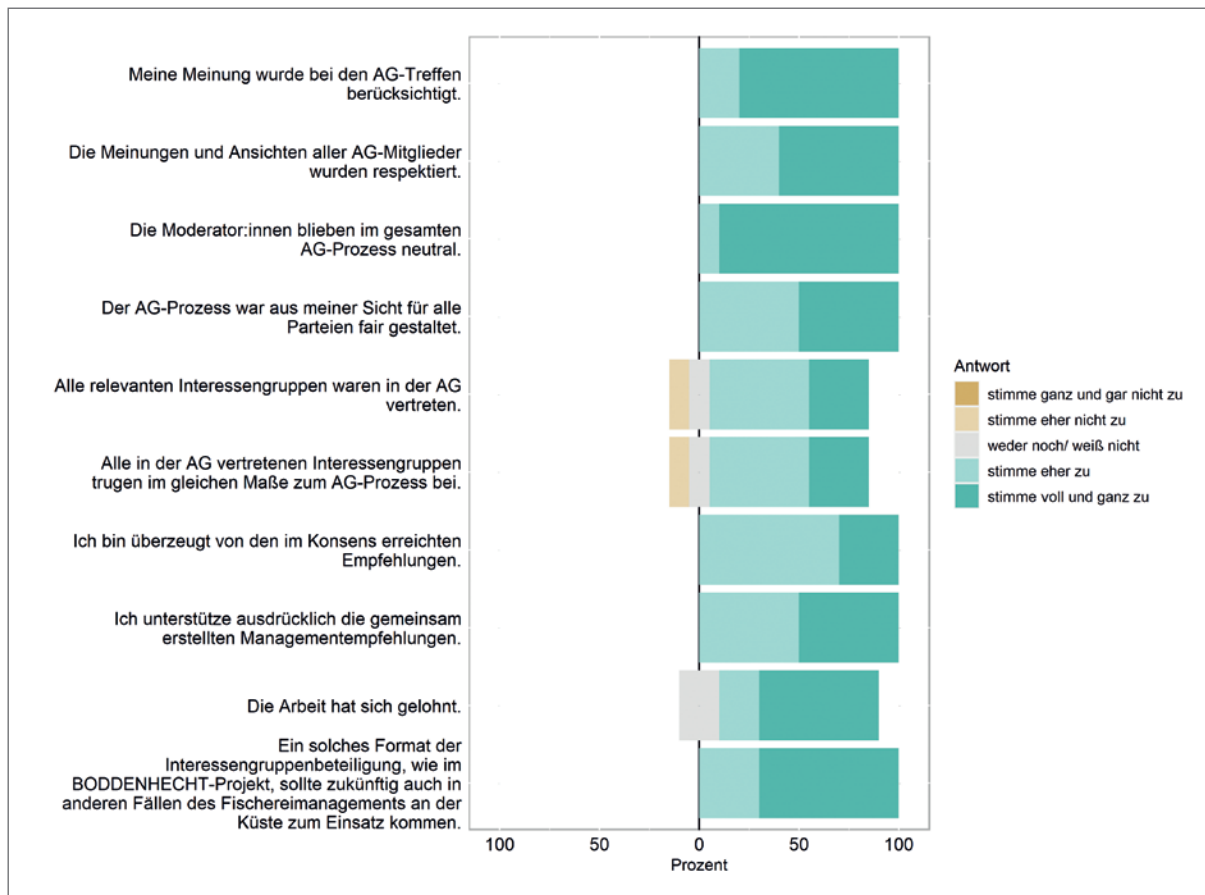


Abbildung 7.16: Ergebnisse der Umfrage zum partizipativen Prozess unter den Arbeitsgruppenmitgliedern, Teil 1.

die Umfrage vor der Überreichung der Managementempfehlungen an das Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt M-V stattgefunden hat und erst die Zukunft zeigen wird, welche Maßnahmen vom Ministerium sowie weiteren Entscheidungsträger:innen umgesetzt werden. Festzuhalten ist, dass sich alle Teilnehmer:innen der Umfrage ähnliche partizipative Prozesse auch in anderen Fällen des Fischereimanagements an der Küste wünschen (Abbildung 7.16).

Die Arbeitsgruppe fand, dass das Konsensprinzip die gleichberechtigte Behandlung der Interessengruppen förderte (Abbildung 7.17). Allerdings war eine Mehrheit auch der Meinung, dass das Konsensprinzip die Verhinderung von Empfehlungen durch einzelne Interessengruppe erlaubte (eine Gegenstimme reichte zur Verhinderung des Konsenses), und hätte sich teils weiter reichende Maßnahmen

gewünscht (Abbildung 7.17). Hier spielten sicherlich die Maßnahmen zur Fang- und Entnahmeregulation eine Rolle, die die jeweils betroffene Nutzungsgruppe aufgrund der eigenen Kosten kritisch sah, was den Anteil an Konsensmaßnahmen in diesem Themenbereich vergleichsweise gering hielt. Zudem sind hier sicherlich auch Maßnahmen im Bereich der aktiven Regulation von Prädatoren (Kormorane und Robben) zu nennen, die z. B. keine Zustimmung seitens des Naturschutzes erhielten. Ohne Gegenstimme brachte die Arbeitsgruppe jedoch zum Ausdruck, dass der Prozess das Konfliktpotenzial zwischen den Interessengruppen reduziert und eindeutig die Vernetzung zwischen den Interessengruppen gefördert hat (Abbildung 7.17). Diese Vernetzung war z. B. im Bereich der Renaturierungsmaßnahmen deutlich sichtbar, bei denen sich Synergien zwischen Naturschutz und den Fischereisektoren auftraten und eine

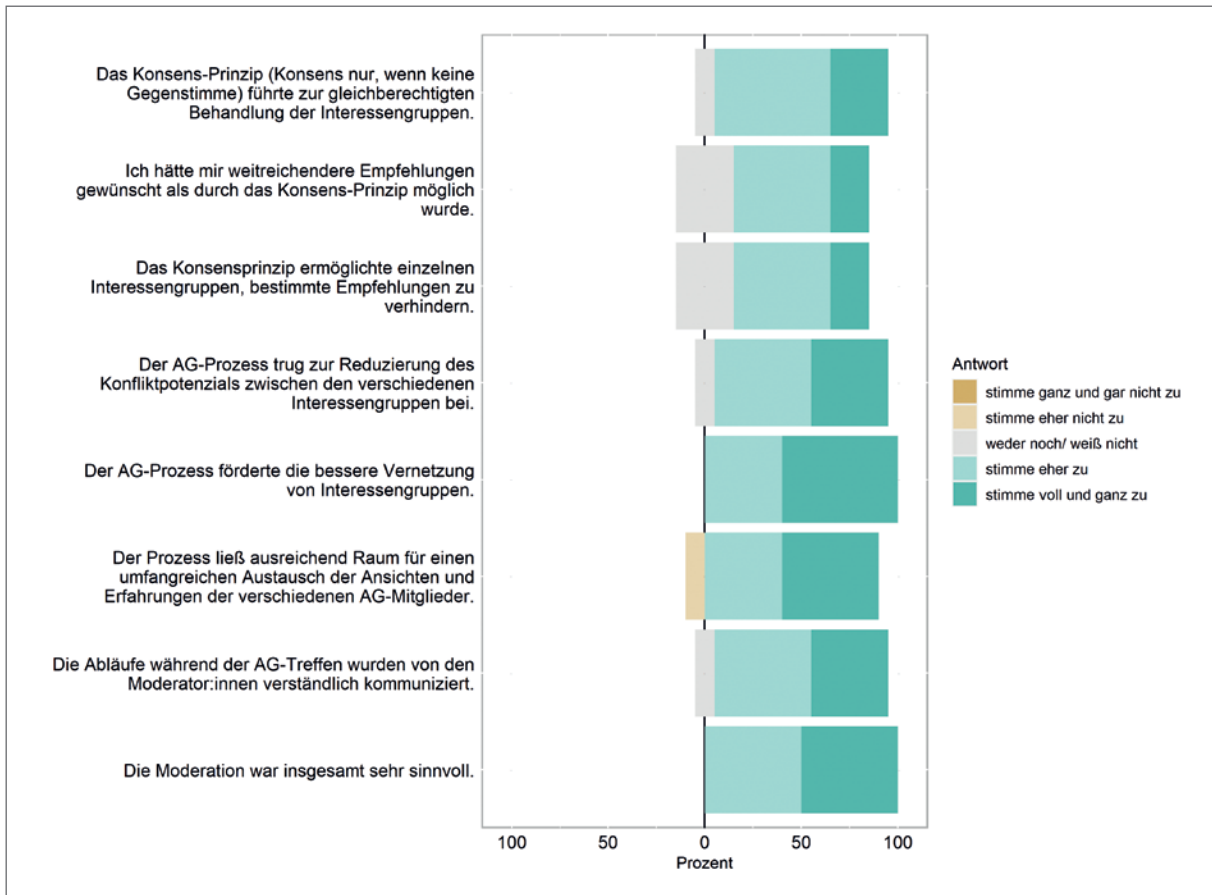


Abbildung 7.17: Ergebnisse der Umfrage zum partizipativen Prozess unter den Arbeitsgruppenmitgliedern, Teil 2.

hohe Kollaborationsbereitschaft herrschte. Bis auf eine Gegenstimme waren alle Beteiligten der Meinung, dass die Arbeitsgruppentreffen ausreichend Raum für einen umfangreichen Austausch von Meinungen und Erfahrungen der Mitglieder ließen (Abbildung 7.17). Der Moderation wurde eine verständliche Kommunikation und eine hohe Sinnhaftigkeit im Prozess bescheinigt (Abbildung 7.17).

Dem BODDENHECHT-Wissenschaftsteam wurde eine hohe Sachlichkeit und Objektivität bei der Koordination des Prozesses zuerkannt, wobei auch Verbesserungsvorschläge zum Prozess aus der Sicht der Umfrageteilnehmenden eingebracht werden konnten (Abbildung 7.18). Alle Formen des wissenschaftlichen Inputs (Vorträge zu Daten, Modellvorhersagen zur Maßnahmenwirkung und Umfrageergebnisse zu Präferenzen der Angler:innen und Fischer:innen) wurden als hilfreich für die Entscheidungsfindung

angesehen (Abbildung 7.18). Der Arbeitsgruppenprozess war nach Meinung aller effektiv gestaltet (Abbildung 7.18). Insbesondere die persönlichen Treffen im Nautineum Stralsund wurden als sehr produktiv bewertet, auf die Onlinetreffen während der Corona-Pandemie traf dies auch zu, aber etwas weniger stark (Abbildung 7.18). Die Onlinetreffen stellten einige Arbeitsgruppenmitglieder vor technische Herausforderungen und die Kommunikation ist bei Onlineformaten eingeschränkt (z. B. kein spontaner Austausch und keine Vernetzung in den Pausen, weniger stark ausgeprägtes Teamgefühl bei räumlicher Trennung), was das Produktivitätsempfinden der Arbeitsgruppenmitglieder im Vergleich zu den persönlichen Treffen gesenkt haben dürfte.

Ergänzend wurden bei der Evaluation auch noch weitere Meinung in freier schriftlicher Form aufgenommen. Hier wurde geäußert, dass die Diskussion

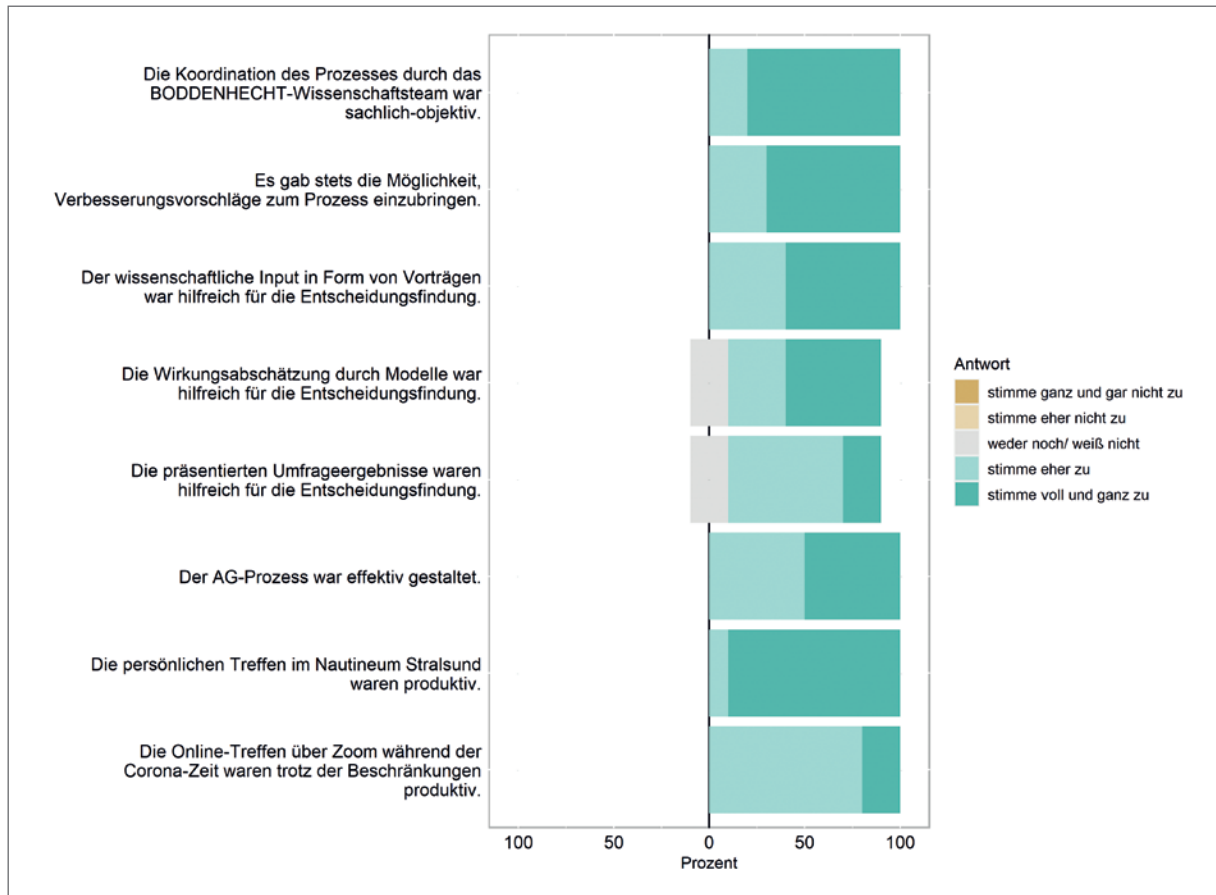


Abbildung 7.18: Ergebnisse der Umfrage zum partizipativen Prozess unter den Arbeitsgruppenmitgliedern, Teil 3.

„konstruktiv und auf Augenhöhe“ und die Arbeit in Kleingruppen als Diskussionsformat, bei dem jeder zu Wort kommen kann, positiv war. Der Einführungsteil zur Erläuterung des Vorhabens und zum Stand des Projekts zu Beginn eines jeden Treffens wurde als „teilweise zu lang“ angesehen. Eine Person äußerte, dass es für andere schwierig zu entscheiden/ beurteilen war, warum keine neuen Mitglieder während des Prozesses aufgenommen wurden. Hier sei darauf hingewiesen, dass neue Mitglieder auch im Verlaufe des Prozesses durchaus hinzukamen. Allerdings war aus Sicht der Moderation und des Organisationsteams zum Ende des Prozesses das gegenseitige Vertrauen in der Gruppe besonders entscheidend und es sollte nicht durch neue Arbeitsgruppenmitglieder, die die gemeinsamen Regeln möglicherweise noch nicht verinnerlicht haben, gefährdet werden. Positiv wurde das „Engagement des

Teams“ hervorgehoben und dass „trotz schwieriger Themen Kompromisse gefunden“ wurden und man „trotz Corona und Onlinetreffen den Prozess überstanden“ hat. Es wurde zudem bereits ein „positiver Nachhall auch in der Wissenschaft“ vernommen. Geäußert wurde des Weiteren, dass die Moderation durch den Modellierer im Wissenschaftsteam zum Ende des Prozesses sehr gut lief, da dieser „in der Materie drin“ steckte. Demnach kann auch eine nichtexterne Moderation für solche Prozesse gut funktionieren, sofern auf Neutralität im Sinne der verschiedenen Interessengruppen geachtet wird.

#### Chancen und Herausforderungen partizipativer Zusammenarbeit

Die FAO (2012) empfiehlt für Fischereisysteme, in denen die Angelfischerei eine Rolle spielt, die Anwendung eines adaptiven Managements mit struktu-

rierter Entscheidungsfindung und Stakeholderbeteiligung, wie im BODDENHECHT-Projekt durchgeführt. Es gibt einige vielversprechende Beispiele von partizipativen Entscheidungsprozessen im Bereich mariner Fischereisysteme mit Angler:innen (z. B. Irwin et al. 2011, Miller et al. 2010). Die umfassende Beteiligung von Interessengruppen am Entscheidungsprozess kann die Akzeptanz des zukünftigen Managements stärken, da sich die Transparenz sowie das Verständnis der Gründe von Managemententscheidungen erhöhen. Das BODDENHECHT-Projekt zeigte zudem anhand der Umfrageergebnisse eindeutig, dass Konflikte zwischen Interessengruppen reduziert und die Vernetzung zwischen Interessengruppen gefördert werden können, auch in einem System mit hoher Ressourcenkonkurrenz zwischen unterschiedlichen Nutzungsgruppen und ausgeprägten Naturschutzinteressen. Trotz der bestehenden Konfliktfelder konnte sich die aus Vertretenden verschiedener Interessengruppen bestehende Arbeitsgruppe auf umfassende Managementempfehlungen einigen, von denen alle überzeugt waren und die sich zum Großteil mit den besten wissenschaftlichen Erkenntnissen decken.

Das genutzte Konsensprinzip (Konsens nur wenn keine Gegenstimme) war herausfordernd, steigerte aber die Wahrscheinlichkeit einer hohen Akzeptanz für die abgeleiteten Managementempfehlungen. Das Konsensprinzip kann dazu führen, dass einzelne Interessenvertretende (z. B. aufgrund befürchteter Kosten für die repräsentierte Gruppe) einen Konsens für bestimmte Maßnahmen verhindern. Dies ist z. B. im Bereich der Fang- und Entnahmebeschränkungen wahrscheinlich. Allerdings zeigte das Projekt, dass auch hier eine Einigung auf bestimmte Regelungen möglich ist und es sich lohnt, bis zum letzten Treffen um Kompromisse zu ringen. Gerade das letzte Treffen kann als Chance verstanden werden, Maßnahmen, die bis dahin ohne Konsens verblieben, noch einmal inhaltlich aufzugreifen und erneut abzustimmen. Die Erreichung eines Konsenses ist insbesondere vor dem Hintergrund sinnvoll, dass die Politik so eine klare Empfehlung mit konkreter Umsetzungsvorstellung bekommt. Gibt es diesen

Konsens nicht, muss die Politik selbst abwägen und trifft möglicherweise Entscheidungen, die negative Auswirkungen für eine Interessengruppe haben könnten als ein ausgehandelter, durchdachter Kompromiss mit konkreter Umsetzungsempfehlung.

Verschiedene Aspekte der Zusammenarbeit sehen wir als entscheidend für den Erfolg partizipativer Ansätze an. Die maximale Größe der im Rahmen von partizipativen Prozessen eingesetzten Arbeitsgruppen liegt bei 15 bis 20 Personen. Wird diese Zahl überschritten, ist eine vertrauensvolle, effektive Kommunikation wahrscheinlich kaum zu erreichen und es kann nicht gewährleistet werden, dass alle zu Wort kommen. Bei der Zusammenstellung der Arbeitsgruppe sollten möglichst alle Interessengruppen vertreten sein. Dies kann durch eine Vorabumfrage in der Region adressiert werden, die Hinweise auf geeignete Interessengruppenvertreter gibt. Als Arbeitsgruppenmitglieder bieten sich insbesondere offizielle Repräsentanten der verschiedenen Interessengruppen an. Doch auch Personen, die keine repräsentative Funktion innehaben, können als Sprachrohr für ihre Interessengruppe fungieren. Hierbei ist aber darauf zu achten, dass es durchaus unterschiedliche Spezialisierungen und Verhaltensweisen innerhalb einer Interessengruppe gibt (z. B. Fischer, die sich auf die Hechtfischerei spezialisiert haben, und solche, die andere Zielfischarten bevorzugen). Es werden also nicht automatisch alle Meinungen und Perspektiven in einer Arbeitsgruppe gehört werden, auch wenn auf dem Papier alle Interessengruppen vertreten sind (Murphy et al. 2022). Selbst offizielle Repräsentanten können mitunter von eigenen Interessen geleitet sein. Auch wenn ein breites Spektrum an Meinungen und Perspektiven vertreten ist, kann es vorkommen, dass Einzelne ihre Meinung aufgrund bestimmter Gruppendynamiken nicht frei äußern (Reed 2008). Möglicherweise stehen Einzelne durch Äußerungen anderer Arbeitsgruppenmitglieder unter Druck oder haben Angst vor dem Urteil anderer Kollegen außerhalb der Arbeitsgruppe. Hier ist eine neutrale Moderation entscheidend, die einen gleichberechtigten Umgang gewährleistet und Vertrauen schafft. Auch die gemein-

sam aufgestellten Regeln erweisen sich an dieser Stelle als besonders wichtig für die Zusammenarbeit. Darüber hinaus können individuelle Gespräche mit einzelnen Interessenvertretenden helfen, um Hindernisse, die z. B. einem Konsens im Weg stehen, zu verstehen und zu adressieren.

Für die Arbeitsgruppentreffen ist es wichtig, dass die zeitlichen Rahmenbedingungen stimmen, um eine hohe Beteiligung zu ermöglichen. Hier ist z. B. auf die Fangsaison bestimmter kommerziell genutzter Arten zu achten und auch die Angelguides haben zu gewissen Jahreszeiten Hochsaison. Die persönlichen Treffen wurden als sehr produktiv empfunden, doch auch die Onlinetreffen erhielten ein gutes Feedback. Wir vermuten, dass die Onlinetreffen nur deshalb so reibungslos abliefen, weil zu Beginn des Prozesses ein persönliches Treffen möglich war, welches für das nötige gegenseitige Vertrauen gesorgt hatte.

Insgesamt gehen partizipative Prozesse mit einem hohen Zeit- und Personalaufwand einher. Machen kurzfristige Umweltänderungen eine schnelle Managemententscheidung nötig (z. B. im Falle eines Fischsterbens), sind partizipative Managementansätze aufgrund des hohen Zeitaufwands ungeeignet. Partizipative Prozesse haben bei mittelfristig angelegten adaptiven Managementprozessen Vorteile gegenüber einer reinen Steuerung von oben, müssen aber durch die Einführung eines Monitoringsystems zur Maßnahmenevaluation flankiert werden. Politischen Entscheidungsträger:innen darf empfohlen werden, verbindlich mit den erarbeiteten Empfehlungen umzugehen. Möglichst viele Empfehlungen sollten umgesetzt werden. Ein Nichtumsetzen bedarf jedenfalls einer guten und transparenten Begründung, damit die Interessenvertretenden das Gefühl der Wertschätzung ihrer Arbeit erhalten und motiviert bleiben, an weiteren Prozessen teilzunehmen. Ein Fischereimanagementsystem wie das an der Küste in M-V stellt im Grunde eine ideale Situation dar: Einerseits werden partizipativ erstellte Managementempfehlungen z. B. an den Bodden genutzt und andererseits können kurzfristige Entscheidungen in

Krisensituationen getroffen werden, wo eine Teilhabe nicht möglich ist. Entscheidungsträger:innen sind in der Lage, zwangsläufige Zielkonflikte durch die Beibehaltung ihrer Entscheidungshoheit zu lösen und andernfalls einem von Interessengruppen sorgsam ausgeloteten Plan zu folgen. Für die Region M-V stellt das partizipative Verfahren einen „Paradigmenwechsel“ (Fischereireferent Kay Schmekel, 03.06.2023) dar, der aktuell mangels Personalkapazität vom Ministerium selbst nicht geleistet werden kann. Zu empfehlen ist die Bereitstellung bzw. Aufstockung von Personalkapazitäten, um solche Prozesse künftig zu verstetigen. An der Küste lauern eine Reihe weiterer Problemlagen (bzgl. anderer Fischarten, natürlicher Fischprädatoren, Renaturierung etc.), die von partizipativen Verfahren profitieren könnten. Wichtig bleibt, dass die zuständigen Behörden anstehende Entscheidungen transparent kommunizieren. Das Ministerium sollte nachvollziehbar begründen, wenn es bestimmte Vorschläge nicht umsetzt, die in partizipativen Prozessen als sinnvoll erachtet wurden. Nur so kann Vertrauen erhalten werden.

## 7.6 Fazit

Das im Rahmen des BODDENHECHT-Projekts erstmals für das innere Küstenfischereirechtssystem Mecklenburg-Vorpommerns eingesetzte partizipative Verfahren, das Interessengruppen aus der Angel- und Berufsfischerei, dem Tourismus, dem Naturschutz, der Verwaltung und der Wissenschaft integrierte und elf Arbeitsgruppentreffen umfasste, war insgesamt erfolgreich und könnte als Blaupause für weitere Anwendungsfälle dienen. Im Ergebnis liegen eine abgestimmte Vision sowie sieben leitende ökologische, soziale, ökonomische und institutionelle Ziele für die Entwicklung des Boddenhechtbestands und seiner Nutzung vor. Auf dieser Grundlage wurden 35 konsensuale, von allen getragene Managementempfehlungen für die Zukunft des Boddenhechts abgeleitet. Zudem konnten die

teilweise im Konflikt stehenden Interessengruppen vernetzt, Kommunikationsbarrieren abgebaut und das Verständnis für die Perspektiven der jeweils anderen Parteien gesteigert werden.

Dem Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt des Landes M-V wird zur nachhaltigen Bewirtschaftung des Hechtbestands im Bodden die Umsetzung der 35 konsensualen Managementempfehlungen nahegelegt, sofern dies mit anderen Ansprüchen und dem Recht in Einklang zu bringen und finanzierbar ist. Es kann davon ausgegangen werden, dass die von der Arbeitsgruppe im Konsens erarbeiteten Empfehlungen eine breite Unterstützung durch die Interessengruppen erfahren werden. Auch die 19 Maßnahmen ohne Konsens sollten in die politische Abwägung einbezogen werden. Partizipative Prozesse können die politische Abwägung von Zielkonflikten nicht ersetzen, sie verbessern jedoch die Entscheidungsgrundlage durch die transparente Offenlegung aller Vor- und Nachteile der einzelnen Maßnahmen. Unsicherheiten bleiben, da nicht garantiert werden kann, dass die Umsetzung der Empfehlungen zum Wiederaufbau des Hechtbestandes führt.

Für das zukünftige Management der Hechte im Bodden wird empfohlen, die Angel- und Berufsfischerei, den Naturschutz der Fischbestände und deren Lebensraum sowie den Tourismus gleichermaßen als Teile eines miteinander verwobenen Gesamtsystems zu verstehen. Maßnahmen, die die Bedürfnisse der verschiedenen Nutzungsgruppen ausgewogen berücksichtigen, haben höhere Aussicht auf Akzeptanz und Erfolg. Es wird daher empfohlen, die Hege- und Bewirtschaftungsziele im Küstenfischereirecht anzupassen, um nicht nur eine bestandsschonende und lebensraumerhaltende Nachhaltigkeit in der Hege anzustreben, wie dies aktuell der Fall ist, sondern zusätzlich auch eine soziale und ökonomische Nachhaltigkeit entsprechend der Vision der Arbeitsgruppe zu verankern. Dem Naturschutz und dem Wassermanagement wird empfohlen, die Bedürfnisse von Fischen sowie von Angler:innen und Fischer:innen bei ihren Ent-

scheidungen mitzudenken und sich koordiniert für umfangreiche Renaturierungen der Randbereiche der Bodden und der aktuell überwiegend versperrten Zufluss- und Grabensysteme einzusetzen. Insbesondere bei der Renaturierung von Lebensräumen an den Bodden lauern erhebliche, noch nicht gehobene Synergien zwischen dem Naturschutz und der Angel- und Berufsfischerei.

Das im Projekt BODDENHECHT eingesetzte Verfahren der Einbindung der Interessengruppen hat sich sehr bewährt und könnte gewinnbringend auf andere Arten in den Bodden ausgeweitet werden. Es verlangt jedoch den Einsatz umfangreicher Mittel für Personal, eine neutrale Moderation der Prozesse sowie ein Team, das die Kompetenzen zur Gestaltung der Prozesse mitbringt. Um den Management-erfolg der verschiedenen Maßnahmen langfristig zu fördern, bedarf es des Aufbaus eines Langzeit-Monitorings. Umgesetzte Maßnahmen können somit in ihrer Wirkung überprüft und gegebenenfalls nach Vorliegen neuer Informationen nachgebessert werden. Die Etablierung eines adaptiven Managementansatzes scheint hierfür angeraten, bei dem die Interessengruppen in die strukturierte Entscheidungsfindung zur Anpassung von Bewirtschaftungsmaßnahmen von Anfang an eingebunden werden. Es ist nochmals darauf hinzuweisen, dass die künftigen Managementmaßnahmen, auch nach eingehender wissenschaftlicher Untersuchung und Abwägung durch Interessengruppen, nicht zwangsläufig zum Erfolg im Sinne der gesetzten Ziele führen. Unvorhergesehene Umweltveränderungen (z. B. eine Verschlechterung der Laichbedingungen durch Habitatverlust oder den Klimawandel) und weitere Unsicherheiten (z. B. unvorhergesehene Verhaltensänderungen in der Angel- und Berufsfischerei, Zunahme natürlicher Prädatoren) können den Management-erfolg limitieren oder verhindern. Eine gesteigerte, kontinuierliche Forschung zu Boddenfischbeständen würde dazu beitragen, diese Unsicherheiten zu reduzieren. Die aktuell verfügbaren Daten bergen teilweise enorme Unsicherheiten in sich, z. B. zur Wirkung des Klimawandels und zur Prädation durch

Räuber wie Kormorane, Robben oder dreistachelige Stichlinge. Es empfiehlt sich, mehrere verschiedene Managementmaßnahmen als Paket umzusetzen und die Wirkung über ein gezieltes langfristiges Monitoring zu überprüfen und gegebenenfalls das Management anzupassen.



# 8 Forschungsbedarf, Erhebungsmethoden, Skurriles und Projektfazit

Das letzte Kapitel 8 fasst wesentliche offene Forschungsfragen zusammen und berichtet über geeignete und weniger geeignete Erhebungsmethoden für Hechte an der Küste auf der Grundlage eigener methodischer Arbeiten sowie über mögliche Ansätze für ein Küstenfischmonitoring. Das Kapitel schließt mit skurrilen und bemerkenswerten Projektereignissen, die auch zum Lächeln einladen sollen, und einem allgemeinen Projektfazit.

## 8.1 Offene Forschungsfragen

Robert Arlinghaus & Elias Ehrlich

Das BODDENHECHT-Projekt hat von 2019 bis Mitte 2023 viereinhalb Jahre intensiv zu den Hechten in den Bodden, ihrer Ökologie und Nutzung geforscht. Viele wesentliche Fragen wurden beantwortet. Dennoch sind mangels Ressourcen, aufgrund von Datenlimitationen und schlicht in Reaktion auf neue Erkenntnisse Forschungsfragen unbeantwortet geblieben bzw. neu aufgekommen.

Die Küstengewässer um Fischland-Darß, Hiddensee, Rügen und Usedom sind von hohem sozialen, ökonomischen und ökologischen Wert. Deswegen wird empfohlen, kontinuierliche Forschung zu Hechten und anderen Fischarten in den Bodden, biotischen und abiotischen Umweltfaktoren und sozio-

ökonomischen Faktoren zu betreiben. Dies bedeutet ein Abrücken von den gegenwärtig eher sporadischen und nur auf enge Projektkontexte bezogenen Forschungsvorgehen und verlangt die Bereitstellung entsprechender Forschungsmittel und Personalkapazitäten durch das Land M-V. Von der Forschung zu Fragen der Umweltbedingungen und sozioökonomischen Faktoren an den Bodden würden nicht nur Managementprozesse mit Bezug auf Hecht, sondern auch solche zu anderen Fischarten und zu Fischerei-Naturschutz-Wechselbeziehungen in den Bodden profitieren. Eine verbesserte Wissensgrundlage zu Bestandsbedingungen und wichtigen Einflussfaktoren für den Hechtbestand kann auch Konflikte zwischen Interessengruppen versachlichen und lösen. Sie kann vor allem die sich andeutende Veränderung der Produktionsgrundlagen für den Hechte verstehen helfen. Über gezielte Forschung hinaus würde die Etablierung eines Monitoringsystems für die inneren Küstengewässer, das die für die Forschung relevanten Langzeitdaten liefert, die Überprüfung der Wirksamkeit von Managementmaßnahmen und die Ableitung von Erkenntnissen zu langfristig wirkenden Einflussfaktoren wie dem Klimawandel erlauben. Forschungsprojekte sind in der Regel zeitlich befristet, was die Durchführung von Langzeitstudien erschwert. Das Aufsetzen eines Langzeitmonitorings für die Küstenfische der Bodden ist aufwendig und kostspielig und liegt in der Zustän-

Tabelle 8.1 Von der Arbeitsgruppe und den beteiligten Wissenschaftler:innen identifizierte Forschungsfragen rund um die Hechte im Bodden, deren Nutzung und das Boddenökosystem insgesamt. Die zukünftige wissenschaftliche Untersuchung dieser Forschungsfragen wird empfohlen, um eine Verbesserung und Verstetigung des Wissens rund um die Boddenhechte und deren Management zu fördern (aus Ehrlich et al. 2023a).

Nr. Forschungsfragen	
Zur Bestandsabschätzung des Hechts und weiterer Fischarten	
1	Wie lässt sich ein artübergreifendes <b>Langzeit-Monitoringsystem</b> an den Bodden aufbauen, das sowohl fischereiabhängige als auch fischereiunabhängige Daten nutzt und regelmäßige Bestandsabschätzungen von Hechten bzw. deren Teilpopulationen im Gebiet und weiteren Fischarten erlaubt?
2	Was sind geeignete Methoden des <b>fischereiunabhängigen Monitorings</b> der Hechtabundanz im Boddengebiet (z. B. eDNA, visuelle Methoden, Fanggeräte, Unterwasser-Detonationen), speziell auch im Hinblick auf bisher nur unzureichend erfasste Junghechte?
Zur Hechtökologie und Umwelteinflüssen	
3	Wo befinden sich die <b>Laichhabitats</b> genau und was sind die <b>wesentlichen Faktoren für die Hechtrekrutierung</b> in den Bodden und anliegenden Gewässern (z. B. Juvenilmortalität, Rolle von Flussmündungen, Ortstreue, Einfluss der Salinität, Temperatur und Bruträuber auf den Rekrutierungserfolg der verschiedenen Hecht-Ökotypen, relative Bedeutung unterschiedlicher Laichbuchten, Effekte lokaler Überfischung und der Erhaltung der Biokomplexität des Gesamtbestands)?
4	Welche Rolle spielen <b>große Hechte</b> für den Hechtbestand und wie lassen sich diese am besten schützen? Gibt es Fangmeidereaktionen auf intensive Befischung/Beangelung?
5	Wie beeinflussen Hechtprädatoren wie <b>Robben und Kormorane</b> den Hechtbestand und welche Verhaltensweisen zeigen diese Räuber in Bezug auf Scheuchversuche und Fanggeräte?
6	Wie beeinflussen <b>Stichlinge als Eiräuber</b> den Hechtbestand und erreicht die in nördlicheren Gebieten der Ostsee bereits beobachtete sogenannte „Stichlingswelle“ auch die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns?
7	Welche Rolle spielen die <b>Beutefischbestände</b> für den Rückgang der Hechtbestände, speziell der Hering? Was erklärt die aktuelle Wachstumsdepression im Wachstum der adulten Hechte?
8	Wirkt sich die Verbreitung von <b>invasiven Arten</b> wie die Schmarzrund-Grundel auf den Hechtbestand aus?
9	Welche <b>Klimawandel-Effekte</b> sind in Bezug auf Reifung, Rekrutierung, Wachstum, Bestand, Räuber-Beute-Wechselbeziehungen und die abiotische Umwelt des Hechts zu beobachten/erwarten (z. B. Veränderung der zeitlich-räumlichen Überlappung mit Beutefischen und Räubern)?
10	Wie beeinflusst der <b>Rückgang der Nährstoffkonzentrationen</b> das Boddenökosystem und speziell die Fischartengemeinschaften und gibt es Möglichkeiten für weitere Reduktionen des Nährstoffeintrags?
11	Warum kommt es nicht zur Erholung der <b>Makrophytenbestände</b> trotz sinkender Nährstofffrachten und wo liegen aktuell die Makrophytenbestände (Kartierung)?
12	Wie hoch ist die Wahrscheinlichkeit von <b>Regime Shifts</b> (= System ändert Zustand abrupt nach Grenzwertüberschreitung) im Zusammenhang mit Veränderungen in der Umwelt (z. B. Nährstoffkonzentrationen, Temperatur, Fischereidruck, natürliche Räuber)? Was sind die wesentlichen Einflussfaktoren für die aktuell dramatisch abnehmende Wachstumsrate von Boddenhechten ab dem Alter von etwa fünf Jahren? Bestimmt diese Wachstumsabnahme ein neues Produktivitätsregime, da es nicht oder nur schwer umkehrbar ist?
Zu sozioökonomischen Aspekten	
13	Wie beeinflussen neue Fangbeschränkungen und Entwicklungen im Hechtbestand das <b>Verhalten von Angler:innen und Fischer:innen</b> (z. B. Studien/Umfragen zur Wirkung von Quoten und Fangverboten auf andere Arten, Kriterien für Ortswahl bei Angler:innen) und wie lässt sich die Regelbefolgung und das Vertrauen in die Forschung verbessern?
14	Wie ist die <b>sozioökonomische Bedeutung</b> von Hechten im Vergleich zu <b>anderen Fischarten</b> für Angler:innen und Fischer:innen zu bewerten, welche Abwägungen zwischen Zielarten werden getroffen, wie kann man Zielkonflikte zwischen Angler:innen und Fischer:innen lösen und gibt es alternative Zielfischarten, die den Angeltourismusbereich erhalten können?
15	Welche <b>sozialen Aspekte</b> existieren im Hinblick auf die ökonomische Bedeutung der <b>Küstenfischerei</b> (z. B. als Faktor für den Tourismus)?
16	Welche <b>sozioökonomischen Aspekte</b> und Strukturen zeichnen die <b>Haupterwerbsfischerei und Nebenerwerbsfischerei</b> gegenwärtig aus? Welche sozioökonomische Bedeutung haben die Haupt- und Nebenerwerbsfischerei jeweils und wie könnten tragfähige Zukunftskonzepte und Regelungen (z. B. im Hinblick auf Pensionierung, Subventionierung etc.) aussehen? Was ist die spezifische Rolle der Nebenerwerbsfischerei für die Hechte?
17	Wie hoch ist die sozioökonomische Bedeutung des potenziell wachsenden <b>Robbentourismus</b> in der Region und wie lassen sich Zielkonflikte zwischen natürlichen Räubern und der Fischerei/Angelfischerei an den Bodden lösen?
18	Wie können geeignete Realisierungen, Monitoring und Bewertungskriterien für <b>Renaturierungsmaßnahmen mit Teilziel Hecht-/Fischschutz</b> aussehen?

Tabelle 8.1: Fortgesetzt

Nr.	Forschungsfragen
Zum Management	
19	Welche Rolle spielen die verschiedenen <b>Teilpopulationen des Hechts</b> im Boddengebiet für die Gesamtproduktivität des Bestands und welche Implikationen gibt es für das Management, z. B. im Hinblick auf die Vermeidung lokaler Überfischung?
20	Wie lässt sich die zeitliche und räumliche <b>Anordnung von Schutzgebieten</b> im Sinne des Schutzes und der Nutzung des Hechtbestands optimieren (z. B. Studien zu rotierenden Schutzgebieten, Wirksamkeit von Laichschongebieten und „Spill-Over“, d. h. Wanderung von Hechten aus Schutz- in Fanggebiete)?
21	Wie lassen sich <b>Zielkonflikte zwischen der Fischerei und dem Naturschutz lösen</b> und was sind Kompromissmöglichkeiten diesbezüglich im Management?

digkeit der Landesinstitutionen. Etwaige Hemmnisse und unklare Zuständigkeiten könnten durch die Bereitstellung von Landesmitteln und mit beherztem politischen Willen überwunden bzw. geklärt werden. Künftige Monitoringaufgaben sollten von enger umgrenzten Forschungsprojekten, die bei bestimmten Fragen in die Tiefe gehen, flankiert werden.

Zum Ende des Projekts wurden die wesentlichen offenen Forschungsfragen zum Hecht und zu weiteren Fischarten im Bodden vom Wissenschaftsteam und der aus Interessenvertretenden bestehenden Arbeitsgruppe sowie im Projektbeirat des BODDEN-HECHT-Projekts zusammengetragen (Tabelle 8.1). Diese Fragen umfassen Themen, die sich mit der Bestandsabschätzung des Hechts beschäftigen, mit Umwelteinflüssen auf den Hechtbestand oder mit fischereilichen, sozioökonomischen und nutzungsorientierten Bereichen. Mit Nachdruck sollte den Gründen für den sich andeutenden Rückgang des Hechtwachstums der älteren Stadien nachgegangen werden. Auch gilt zu klären, ob und inwieweit natürliche Prädatoren auf den Hechtbestand einwirken.

## 8.2 Eignung von Methoden zur Einschätzung des Hechtbestandes an den Bodden

Fritz Feldhege, Phillip Roser, Marlon Braun, Michael Monaghan & Robert Arlinghaus

### Kontext

Um die in Kapitel 8.1 vorgestellten biologischen und ökologischen Forschungsfragen zu beantworten, ist die Wahl der richtigen Beprobungsmethode von

entscheidender Bedeutung für die Ableitung von belastbaren wissenschaftlichen Aussagen. Das gilt insbesondere für den Hecht, dessen Bestandsgröße in einem Gewässer aufgrund seiner insgesamt geringen Abundanz und seines eher stationären Verhaltens nur sehr schwer quantifizierbar ist (Pierce 2012). Die Auswahl an Fanggeräten beziehungsweise Methoden, die potenziell Hechte fangen oder quantifizieren, ist groß und reicht über nichtinvasive Methoden wie Tauchen, Kamerasysteme, Echolote und Umwelt-DNA bis hin zu invasiven Methoden wie Elektrofischerei, Stellnetze, Langleinen, Reusen oder die Angelfischerei mit Rute und Rolle. Hechte sind aufgrund ihrer geringen Abundanz und des eher stationären Verhaltens mit Makrophytenbezug eine eher schwierig zu beprobende Fischart (Pierce 2012, Tibblin et al. 2023, Olsson et al. 2023). Sie sind insbesondere in passiven Fanggeräten wie Stellnetzen häufig unterrepräsentiert (Olsson et al. 2023). Pierce & Tomcko (2003b) und Pierce et al. (1994) zeigten, dass unter bestimmten Bedingungen auch Stellnetze für die Hechtbeprobung sinnvoll eingesetzt werden können. Langzeitdatenreihen aus Windermere, die ebenfalls auf Stellnetzen basieren, belegen diese Einschätzung (z. B. Haugen et al. 2007). Wichtig ist das richtige Timing der Beprobung und die richtige Wahl der Maschenweite. Auch ist wichtig, dass die Stellnetze „locker“ gestellt werden, da sich die Hechte dann einfacher in den Netzen verwickeln. Mit den Standard-Wasserrahmenrichtliniennetzen bis 55 mm Maschenweite (Knoten zu Knoten) lassen sich Hechte aber nicht repräsentativ beproben (Olsson et al. 2023). Es sind spezielle andere Maschenweitenkombination zu entwickeln (Pierce 2012), deren optimale

Konfiguration wissenschaftlich kaum studiert wurde. Untersuchungsziel war es, eine Methode oder einen Methodenmix zu bestimmen, der eine gute Einschätzung des Hechtbestandes und dessen Alters- und Größenstrukturen an den Bodden erlaubt. Dazu wurden vergleichende Erhebungen entlang eines natürlichen Dichtegradients gewählt, um so unterschiedliche lokale Hechtabundanz zu beproben und zu prüfen, welche Fangmethode diese Abundanzunterschiede am besten abbildet. Annahme war, dass in den Schongebieten höhere Hechtdichten zu finden sein sollten, sodass für geeignete Probenahmemethodiken Einheitsfänge als relative Abundanzmaße in Schongebieten konsistent über das ganze Jahr höher ausfallen sollten. Über Korrelationsanalysen der verschiedenen Fanggeräte wurde ferner geprüft, ob diese ähnliche Einsichten über Dichteschwankungen abbildeten oder die Einheitsfänge nicht miteinander korrelierten, was für Fängigkeitsunterschiede sprechen würde.

### Methoden

Verschiedene Fanggeräte und Methoden wurden eingesetzt und verglichen: Stellnetze, Langleinen, Umwelt-DNA (e-DNA), Angeln mit Kunstködern und Kamerasysteme in verschiedenen Untersuchungsgebieten (siehe Kapitel 5). Die Beprobung erfolgte in drei Jahreszeiten (Frühjahr, Sommer und Herbst) in Schongebieten (SG) und offenen Gebieten (OG). Je Untersuchungsgebiet und Jahreszeit wurden alle Fanggeräte innerhalb einer Woche eingesetzt, um eine direkte Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Untersucht wurde, ob die Trends der Einheitsfänge (CPUE, Catch per Unit Effort) zwischen den Geräten korrespondierten. Außerdem erfolgten Plausibilitätschecks (z. B. ob zwei Methoden ähnliche Trends in den Einheitsfängen über die Jahreszeiten oder im Vergleich der Gebiete zeigten). Als bestes Abundanzmaß wurde der Einheitsfang beim Hechtangeln eingeschätzt, der bereits in früheren Studien eine recht gute Korrespondenz mit der tatsächlichen Abundanz bei adulten Hechten zeigte (Arlinghaus et al. 2015, 2016c, Tibblin et al. 2023).



Abbildung 8.1: In Tanks wurden Vorversuche zur eDNA Bestimmung durchgeführt.

© ROBERT ARLINGHAUS

Als experimentelle Stellnetze wurden insgesamt zwölf benthische Netze mit 100 m Länge und 1,5 m Höhe mit den Maschenweiten Knoten zu Knoten von 50, 60, 75, 95 und 110 mm verwendet (jeweils 20 m je Maschenweite). Diese wurden in gleichen Anzahlen auf drei Gebietspaare von jeweils einem Schongebiet und einem offenen, für die Fischerei zugänglichen Gebieten verteilt (je sechs Netze pro Gebiet und Jahreszeit, Details zu den Gebietspaaren in Kapitel 5). Die Aufteilung in geschonte und offene Gebiete erfolgte, wie bereits angemerkt, um einen Gradienten der Hechtdichte zu schaffen und zu beproben (Details in Kapitel 5). Zu beachten ist, dass der Fanggeräteeinsatz im Rahmen der sonstigen Projektuntersuchungen stattfand und keine methodische Grundlagenforschung erfolgte. Die Netze wurden in der Abenddämmerung gestellt und in der Morgendämmerung gehoben. Die Stellnetzpunkte wurden je Gebiet und Saison zufällig ermittelt. Je Untersuchungsgebiet und Jahreszeit wurden die Stellnetze einmalig gestellt.

e-DNA-Proben ( $n = 108$ ) wurden rund um einige zufällig ausgewählte Stellnetzpunkte gesammelt und bestanden aus je fünf Unterstichproben (je 500 ml), die aus dem Oberflächenwasser entnommen und zu einer Wassermischprobe zusammengefasst wurden. Zudem wurden Proben an den windabgewandten und windzugewandten Ufern in den jeweiligen Gebieten genommen. Pro Untersuchungsgebiet und Jahreszeit wurden insgesamt zehn e-DNA-Mischproben gesammelt, jeweils fünf im geschonten und fünf im offenen Bereich. Zuvor wurde in einem stan-

standardisierten Vorversuch an einem Brandenburger See geprüft, wie gut der Zusammenhang zwischen der Biomasse der Hechte und der eDNA-Konzentration ist, um die Eignung des eDNA-Protokolls zur Bestimmung von eDNA im Allgemeinen zu testen. In diesem See wurden im Frühjahr 2022 Hechte mit der Angel gefangen und in 700 l große Tanks gesetzt mit Biomassen von 2 kg, 6 kg und 12 kg je Tank. Proben mit einem gefilterten Wasservolumen von ca. 500 ml wurden nach 12, 18 und 24 Stunden genommen und die eDNA-Konzentration ermittelt. Zudem wurden auch Negativproben mit destilliertem Wasser genommen.

Sowohl im Vorversuch als auch bei der eDNA-Beprobung an den Boddengewässern wurde nach hechtspezifischer DNA mittels ddPCR (droplet digital PCR) bei 57°C mit folgender Primer-Sonden-Kombination (Olsen et al. 2015, 2016) gesucht und die Konzentration im gefilterten Wasservolumen (durchschnittlich 1 l in den Boddengewässern) ermittelt:

F-Primer: 5'-CCTTCCCCGCATAAATAATATAA-3',  
R-Primer: 5'-GTACCAGCACCAGCTTCAACAC-3'  
und Sonde: 5'-FAM-CTTCTGACTTCTCCC-BHQ-1-3'

Weiterhin wurden je drei Langleinen pro Bereich (SG und OG) und Jahreszeit mit je 30 m Länge und fünf Haken mit lebenden Köderfischen bestückt und über Nacht gestellt. Je Untersuchungsgebiet und Jahreszeit wurden die Langleinen einmalig an zufällig ausgewählten Punkten gestellt.

An insgesamt zwei Tagen während der Beprobungswoche und zusätzlich an drei Tagen in den anschließenden Wochen je Untersuchungsgebiet und Jahreszeit wurde mit Kunstködern vom driftenden Boot aus geangelt. Das Angeln wurde im 1,5-stündigen Wechsel zwischen SG und OG durchgeführt. Je Angler:in wurden bei einer Rotation dieselben Köder verwendet, aber die Angler:innen konnten grundsätzlich unterschiedliche Köder wählen. Zu befischende Bereiche wurden zufällig ausgewählt.

Das Kamerasystem (ROV = remotely operated vehicle) bestand aus einem Unterwassertauchroboter

mit zwei montierten, im 60°-Winkel zueinander ausgerichteten Kameras, die an zufällig ausgewählten Standorten für je 50 m gefahren wurde. Je Bereich (SG und OG) wurden 1.250 m Strecke abgefahren. Das ROV wurde nur im Frühjahr verwendet.

Zunächst wurden Einheitsfänge (CPUE) je Fanggerät in fanggerättypischen Einheiten (z. B. pro Angelstunde oder pro 100 m Stellnetz) bestimmt. Anschließend wurden zur Vergleichbarkeit die Einheiten zwischen den Fanggeräten normalisiert. Pro Fanggerät wurde jeweils der Maximalwert mit 1 und der Minimalwert mit 0 definiert und alle dazwischenliegenden Werte entsprechend ihrer realen Werte zwischen 0 und 1 skaliert. Dafür kam folgende Formel zur Anwendung:

$$\text{Standardisierter Einheitsfang (CPUE)} = \frac{\text{CPUE} - \min(\text{CPUE})}{\max(\text{CPUE}) - \min(\text{CPUE})}$$

Anschließend wurden Mittelwertvergleiche, lineare Modelle und Pearson-Korrelationen zwischen den Einheitsfängen der Fanggeräte berechnet. Zudem wurde für die Auswertung bei der eDNA-Beprobung mithilfe von sogenannten „Boosted Regression Trees“ (BRT) überprüft, welche der gemessenen Variablen, z. B. die Wassertemperatur oder die Wassertiefe, sich in welcher Weise auf die eDNA-Konzentration auswirkten.

## Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt wurden 372 Hechte gefangen, 266 mit der Angel und 106 mit Stellnetzen. Das Kamerasystem hat im Frühjahr lediglich zwei Hechte sicher identifiziert. Die Methode zeigte sich aufgrund der hohen Trübung der Bodden als ungeeignet und wurde nicht weiterverwendet. eDNA-Proben (N = 108) erwiesen sich als ertragreich, jedoch mit einigen unerklärlichen Nullproben (N = 31). Diese wurden von der weiteren Analyse ausgeschlossen, da definitiv Hechte zum gleichen Zeitraum mit anderen Geräten gefangen wurden. Mit der Langleine wurden keine Hechte gefangen, sodass auch diese Methode nicht für die weitere Analyse herangezogen wurde. Möglicherweise war die Anzahl der eingesetzten

Haken zu gering. Der Aufwand zur Beschaffung von Köderfischen sowie ethische Bedenken bei der Verwendung lebender Köderfische sprechen ebenfalls gegen Langleinen. Als möglicherweise geeignete Methoden verbleiben Stellnetze, die eDNA sowie das Angeln, wobei für Stellnetze und eDNA noch Grundlagenforschung nötig ist, während das Angeln mit Kunstködern gerade für Adulthechte auch in anderen Studien an der Küste als sinnvolle Methodik der relativen Abundanzmessung über Einheitsfänge eingeschätzt wurde (Tibblin et al. 2023).

### Stellnetze

Die 106 mit Stellnetzen realisierten Hechtfänge erfolgten größtenteils im Frühjahr (N = 95, 89,6 %) und überwiegend in Schongebieten (SG) (N = 62, 65,3 %). Im Sommer wurden nur zwei Hechte (1,9 %) auf Stellnetze gefangen und nur im offenen Gebieten (Abbildung 8.2). Im Herbst wurden neun Hechte (8,5 %) gefangen, davon fünf in den geschützten (55,6 %) und vier in den offenen Bereichen (44,4 %). Abbildung 8.2 zeigt die Stellnetzfüänge über die drei Jahreszeiten und die Bereiche (SG und OG). Es zeigt sich, dass die Fängigkeit der Stellnetze nur im Frühjahr (Beprobungszeitraum war der April) aussagekräftig ist und über den Sommer abnimmt. Abnehmende Fängigkeiten von Stellnetzen mit sich erwärmendem Wasser sind bei Hechten gut belegt (Casselmann 1978, Diana 1980, Grant et al. 2004). Wie auch in Kapitel 5 gezeigt wird, steigt die Stellnetzfüngigkeit systematisch vom Herbst zum Frühjahr an. Das liegt u. a. an erhöhten Schwimmaktivitäten vor der Laichzeit, sodass das Abundanzmaß, das mit Stellnetzfüängen im Frühjahr erhalten werden kann, womöglich nicht die Abundanz im weiteren Verlauf des Jahres in einem Gebiet abbildet. Pierce (2012) setzte drei Fanggeräte (Frühjahrsstellnetze, Frühjahrsreusen und Sommerstellnetze) in einem See in Minnesota ein, in dem die Hechthäufigkeit bekannt war. Pierce (2012) zeigte, dass die Fänge in Frühjahrsstellnetzen kein geeignetes relatives Abundanzmaß darstellten im Vergleich zu Sommerstellnetzdaten. Auch die Reusendaten korrelierten nicht mit den Hechtabundanz in den

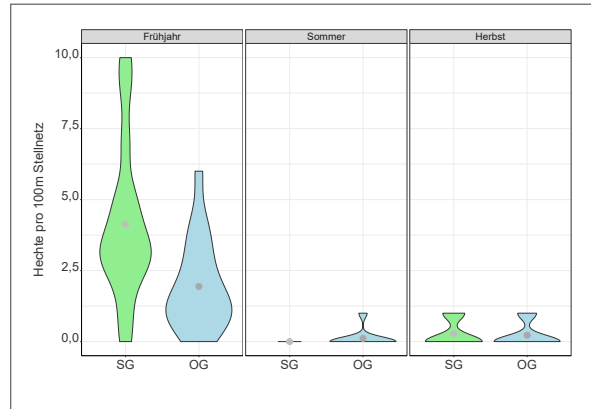


Abbildung 8.2: Violinen-Plot und Mittelwerte (grauer Punkt) der Hechtfänge (Hechte pro 100 m Stellnetz) in Abhängigkeit vom Untersuchungsgebiet (SG = Schongebiet und OG = offenes Gebiet) und der Jahreszeit (Frühjahr, Sommer, Herbst).

Untersuchungsseen. Pierce (2012) und Pierce & Tomcko (2003b) berichten übereinstimmend, dass Multimaschenstellnetze in Seen in Minnesota während des Sommers als Abundanzmaß bei Hechten eingesetzt werden konnten und dass Einheitsfänge in Sommerstellnetzen die Hechtabundanz im Vergleich zwischen Seen gut abbildeten. Für die Bodden ist die Sommermethodik nach unserer Probennahme hingegen nicht geeignet, die Fänge waren im Grunde null. Es ist nicht vollständig geklärt, warum Stellnetze in Seen im Sommer besser funktionieren als im Winter. Sehr wahrscheinlich spielt hier die Stellnetzanzahl in Bezug zur Gewässergröße eine entscheidende Rolle. Während die Versuche von Pierce & Tomcko (2003b) in einem kleinen See stattfanden, wo die eingesetzte Stellnetzanzahl zu einer hohen Kontaktrate führen sollte, konnten in den Bodden vergleichbare Fangaufwände nicht umgesetzt werden. Gegen eine Sommerbeprobung spricht auch, dass diese tödlich für die Hechte wäre, während in der kalten Jahreszeit ein Stellnetzhecht in der Regel lebend zurückgesetzt werden kann (Pierce 2012). Die Überlebensraten der so zurückgesetzten Hechte sind allerdings noch nicht systematisch studiert worden.

Mithilfe eines verallgemeinerten linearen Modells (GLM) wurden die Einflüsse von Untersuchungsgebiet, Jahreszeit, Bereich, Stelldauer in Stunden, Temperatur und Salinität auf die Hechtfangrate

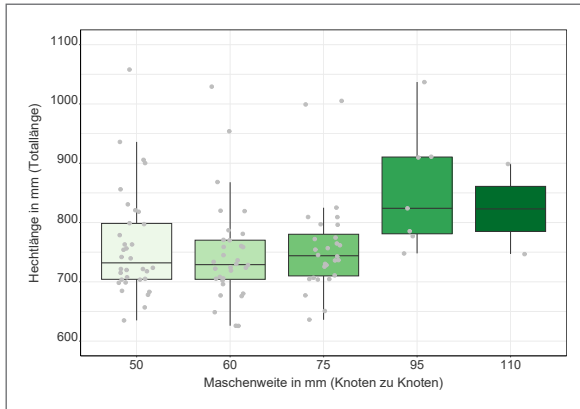


Abbildung 8.3: Box-Plots über Größe und Anzahl gefangener Hechtindividuen (graue Punkte,  $N = 103$ ) in Abhängigkeit von den eingesetzten Maschenweiten (Knoten zu Knoten: 50, 60, 75, 95, 110 mm).

der Stellnetze ermittelt. Die Fangrate unterschied sich signifikant zwischen den geschützten Bereichen (höher) und den offenen Bereichen (niedriger,  $p = 0,001$ ) (Abbildung 8.2). Es bestand außerdem ein signifikanter Unterschied zwischen den Fangraten im Frühjahr und im Sommer (post-hoc Tukey-Test,  $p = 0,013$ ) sowie zwischen Frühjahr und Herbst (post-hoc Tukey-Test,  $p = 0,001$ ). Alle anderen Einflussfaktoren waren nichtsignifikant. Die Jahreszeitenvariable „absorbierte“ wohl den Temperatureffekt, der deswegen nicht signifikant war.

Abbildung 8.3 zeigt die Hechtlängen und -anzahlen nach den verschiedenen Maschenweiten, die mit den Multimaschenhechtnetzen gefangen wurden. Insgesamt konnten 103 der 106 gefangenen Hechte einer entsprechenden Maschenweite zugeordnet werden: 34 Hechte (33,0 %) auf 50 mm, 32 Hechte (31,0 %) auf 60 mm, 28 Hechte (27,2 %) auf 75 mm, sieben Hechte (6,8 %) auf 95 mm und nur zwei Hechte (1,9 %) auf 110 mm Maschenweite. 66 Hechte (64,0 %) gingen also auf die eher kleineren Maschenweiten (50 und 60 mm) und nur 9 Hechte (8,7 %) auf die eher größeren Maschenweiten (95 und 110 mm) ins Netz. Die auf den größeren Maschen gefangenen Hechte waren im Mittel deutlich größer als die auf den kleineren Maschen (Abbildung 8.3).

Ein lineares Modell wurde genutzt, um den Einfluss der Maschenweite auf die Hechtlänge zu quantifizieren.

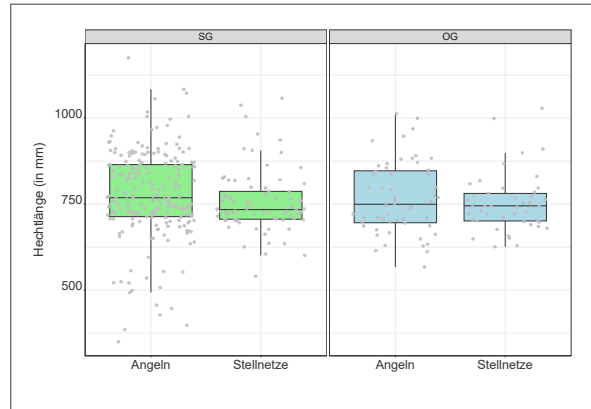


Abbildung 8.4: Box-Plots über Größe und Anzahl gefangener Hechtindividuen (graue Punkte,  $N = 372$ ) in Abhängigkeit der Geräte (Angeln und Stellnetze) und Bereiche (SG = Schongebiet und OG = offenes Gebiet).

Die Hechtlänge unterschied sich signifikant zwischen der 95 mm- und der 60 mm-Maschenweite ( $p = 0,02$ ) und nahezu signifikant zur 50 mm-Maschenweite ( $p = 0,06$ ). Auch der Unterschied in der Hechtlänge zwischen Netzen mit 95 mm und 75 mm Maschenweite war fast signifikant ( $p = 0,06$ ). Die positive und signifikante Korrelation (Pearson-Korrelation) zwischen Hechtlänge und Maschenweite ( $r = 0,21$ ,  $p = 0,03$ ) bestätigte den Zusammenhang, auch wenn der eher schwach ausgeprägt war. Es wurden also erwartungsgemäß (Pierce et al. 1994, Pierce 2012) tendenziell größere Hechte mit größerer Maschenweite gefangen, jedoch sinkt auch die Zahl der gefangenen Individuen mit den Maschenweiten 95 mm und 110 mm deutlich ab.

Abbildung 8.4 zeigt die Größenverteilung der gefangenen Hechte nach Gerät (Angeln und Stellnetze) in den jeweils geschützten und offenen Bereichen. Mithilfe von t-Tests wurde ermittelt, ob sich die Hechtgröße nach Gerät und nach Bereich (SG oder OG) unterschied. Es gab keinen signifikanten Unterschied in der Hechtlänge zwischen Angeln (durchschnittliche Hechtlänge = 77,4 cm) und Stellnetzen (durchschnittliche Hechtlänge = 75,5 cm). Dieser Befund weicht von den Ergebnissen der praktischen Fischerei ab, wo geangelte Hechte größer waren als Hechte, die mit Stellnetzen gefischt wurden (Kapitel 5). Die eingesetzten Multimaschennetze in den stan-

dardisierten Versuchen haben folglich zu einem repräsentativeren Größenspektrum im Fang der Stellnetze geführt.

### eDNA

Die Daten aus dem Vorversuch zur Detektion von Hecht-eDNA (Abbildung 8.5) mit den verschiedenen Hechtbiomassen von 2, 6 und 12 kg je Untersuchungstank zeigten, dass mit zunehmender Biomasse an Hechten auch die eDNA-Konzentration erwartungsgemäß anstieg. Die eDNA-Konzentration im Vorversuch bildete die Biomasse bzw. die relativen Biomasseunterschiede im Trend gut ab. Die höchsten eDNA-Konzentrationen wurden bei 12 kg Hechtbiomasse ermittelt (Mittelwert  $\pm$  SD:  $7567 \pm 1104$  Kopien pro  $\mu$ l eDNA-Extrakt). Im Wasser des brandenburgischen Kontrollsees Kleiner Döllensee wurde deutlich weniger eDNA nachgewiesen (im Mittel  $1,35 \pm 1,18$  Kopien pro  $\mu$ l eDNA-Extrakt). Diese eDNA-Konzentration im Seewasser bei 500 ml gefiltertem Wasservolumen entsprach den in den Bodden nachgewiesenen Mittelwerten ( $2,39 \pm 4,9$  Kopien pro  $\mu$ l eDNA-Extrakt) bei ungefähr 1000 ml durchschnittlich gefiltertem Wasservolumen. Über alle Messwerte des Vorversuchs wurde eine star-

ke und hochsignifikante Korrelation der Hechtbiomasse mit der eDNA-Konzentration nachgewiesen (Pearson-Korrelation,  $r = 0,91$ ,  $p = 0,001$ ) (Abbildung 8.6). Das deutet an, dass eDNA-Mengen mit der Hechtbiomasse korrelieren. In den Negativproben (destilliertes Wasser) fand sich keine relevante Menge an Hecht-eDNA (Abbildung 8.5).

In den Bodden wurde in  $N = 108$  Proben dem Vorversuch vergleichbar die Hecht-eDNA-Konzentration (in den Bodden normiert auf Kopien je  $\mu$ l DNA-Extrakt aus 1000 ml gefiltertem Wasservolumen) bestimmt. Um den Einfluss verschiedener Variablen wie Untersuchungsgebiet, Jahreszeit, Bereich (SG oder OG), Wassertiefe, Wassertemperatur, Windstärke, Ort der Probenahme (windzugewandtes und windabgewandtes Ufer) und Salinität auf die eDNA-Konzentration zu berechnen, wurde ein verallgemeinertes lineares gemischtes Modell (GLMM) verwendet. Saison ( $p = 0,001$ ), Windstärke ( $p = 0,01$ ) und Wassertemperatur ( $p = 0,001$ ) hatten einen signifikanten Einfluss auf die Konzentration (Abbildung 8.7). Die Konzentration der eDNA als Maß für die relative Hechtbiomasse war im Frühjahr signifikant höher als im Sommer (post-hoc Tukey-Test,  $p = 0,001$ ) und im Herbst (post-hoc Tukey-Test,  $p = 0,001$ ). Im Vergleich zum Herbst

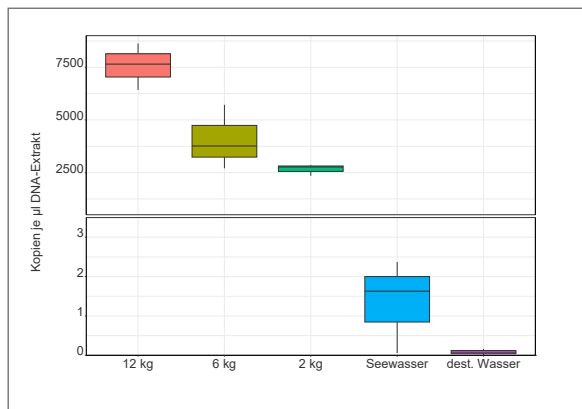


Abbildung 8.5: Box-Plots über die Hecht-eDNA-Konzentration in den verschiedenen Tanks (je 700 l) mit Hechtbiomassen von 12, 6 und 2 kg und die Negativproben mit destilliertem Wasser.

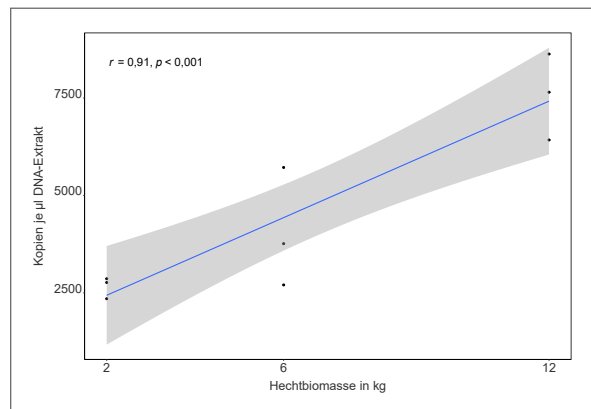


Abbildung 8.6: Korrelation zwischen der Hechtbiomasse und der eDNA-Konzentration in 500 ml gefilterten Wasserproben aus dem Vorversuch.



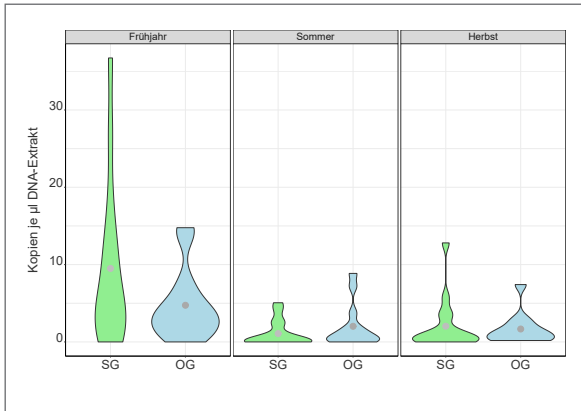


Abbildung 8.7: Violinen-Plots über die Hecht-eDNA-Konzentration (Kopien je  $\mu\text{l}$  DNA-Extrakt) aus dem gefilterten Wasservolumen (durchschnittlich 1000 ml) mit den Mittelwerten (graue Punkte), dargestellt über die drei Saisons und nach Bereich (SG = Schongebiet, OG = offenes Gebiet).

war die Konzentration im Sommer signifikant niedriger (post-hoc Tukey-Test,  $p = 0,001$ ). Sowohl mit zunehmender Windstärke als auch bei zunehmender Wassertemperatur nahm die Hecht-eDNA-Konzentration im Mittel zu, der Effekt war allerdings nichtlinear (siehe unten). Zwischen SG und OG ( $p = 0,75$ ) und auch zwischen den Orten der Probenahme (windzugewandtes und windabgewandtes Ufer) gab es keine signifikanten Unterschiede in der eDNA-Konzentration. Auch die Wechselbeziehung zwischen Jahreszeit und Schutzstatus waren nicht signifikant.

Mithilfe von sogenannten „Boosted Regression Trees“ (Abbildung 8.8, Kapitel 1) wurde ermittelt, inwiefern und in welcher Weise die zuvor genannten Variablen auf die Hecht-eDNA-Konzentration wirkten. Salinität (25 % Einfluss), Wassertemperatur (24 % Einflussstärke), und Wassertiefe (19 % Einfluss) waren die wichtigsten Variablen, die mit der eDNA korrelierten. Wassertemperatur und Salinität korrelierten in unseren Daten positiv und signifikant miteinander ( $r = 0,40$ ,  $p = 0,001$ ), sodass ein Teil des Einflusses der einen durch den Effekt der anderen Variablen erklärt werden kann. Die Hecht-eDNA-Konzentration war bei Wassertemperaturen zwischen 10 und 13°C am höchsten, während sie bei höheren Temperaturen (ab 20°C) geringer ausfiel. Allerdings standen uns keine Messwerte bei dazwischenliegenden Temperaturen von 13 bis ca. 21°C zur Verfügung. Die höchste Konzentration an Hecht DNA wurde bei einer Salinität von 9 PSU bestimmt, was aber mit Vorsicht zu betrachten ist aufgrund der genannten signifikanten Korrelation zur Wassertemperatur. Bei der Wassertiefe gab es die Tendenz, dass die eDNA-Konzentration in flacheren Bereichen (< 1,5 m Wassertiefe) höher war als in tieferen Bereichen. Alle weiteren Variablen hatten weniger als 9 % Einfluss auf die eDNA-Konzentration und wurden daher nicht tiefergehend interpretiert. Es ist aber zu

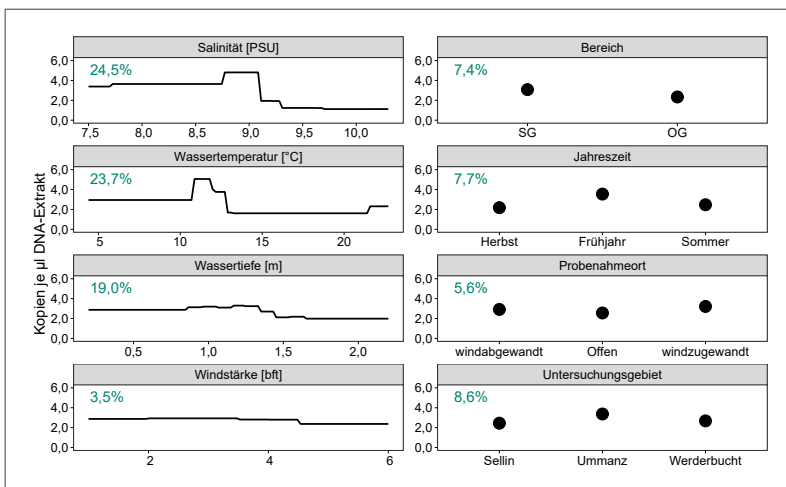


Abbildung 8.8: Boosted Regression Trees über den Einfluss verschiedener Variablen wie Wassertemperatur, Salinität (PSU), Untersuchungsgebiet, Bereich (Schongebiet = SG und offenes Gebiet = OG), Wassertiefe, Jahreszeit, Probenahmeort und Windstärke auf die eDNA-Konzentration.

schlussfolgern, dass neben der Hechtmenge auch die Umwelt auf die messbare eDNA-Konzentration in einem Gebiet Einfluss nimmt. Dieser Umwelteinfluss muss in weiterführenden Analysen in künftigen Projekten herausgerechnet werden, um keine falschen Schlüsse zu ziehen.

### Angeln

Standardisiertes Angeln wird von Pierce (2012) und Pierce & Tomcko (2003b) als Abundanzmaß zur Einschätzung der Hechthäufigkeit abgelehnt, da sie die tägliche Varianz des Einheitsfangs als sehr hoch erachten. Versuche in Seen mit bekannten Hechtabundanz zeigen unter Aufwendung ausreichender Hechtangelstage jedoch, dass der anglerische Einheitsfang die Abundanzunterschiede zwischen Seen recht gut abbildet (Arlinghaus et al. 2016c). Für die Ostseeküste empfehlen Tibblin et al. (2023) dementsprechend bei adulten Hechten das Angeln als Abundanzmaß. An den Bodden wurde in dem gepaarten Probenahmedesign mit einem Gesamtaufwand von N = 45 Angelproben tagen mit mindestens einem Boot insgesamt 266 Hechte gefangen, 212 Hechte (79,7 %) in SG und 54

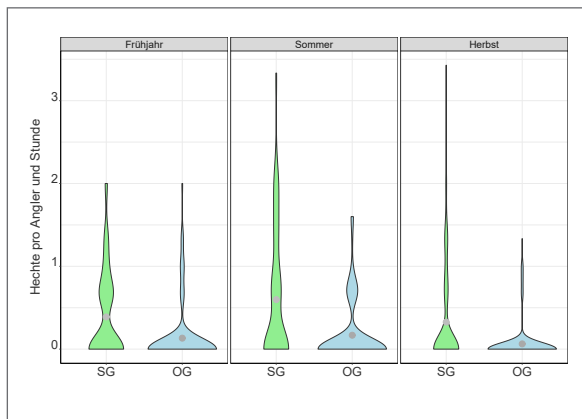
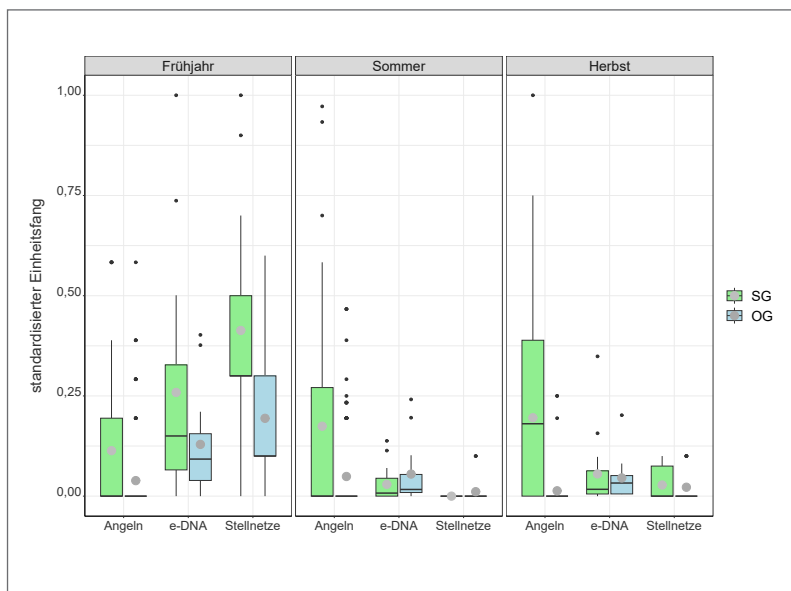


Abbildung 8.9: Violinen-Plots der Hechtfänge beim Angeln (Hechte pro Angelstunde) nach Jahreszeit und Bereich (SG = Schongebiet und OG = offenes Gebiet) mit Mittelwerten (graue Punkte).

Hechte (20,3 %) in OG. Die Ergebnisse eines verallgemeinerten linearen Modells (GLM) zeigten, dass die Anzahl der mit der Angel gefangenen Hechte je Angelstunde in Schongebieten wie erwartet signifikant höher ( $p = 0,001$ ) war als in offenen Gebieten (Details in Kapitel 5). Außerdem wurden signifikant mehr Hechte im Sommer gefangen als im Frühjahr. Zwischen Frühjahr und Herbst gab es dagegen keine signifikanten Unterschiede in der Fangrate (Abbildung 8.9).

Abbildung 8.10: Überblick über die standardisierten Einheitsfänge mit Ausreißern (schwarze Punkte) an Hecht mit den Mittelwerten (graue Punkte) nach Gerät (Angeln, eDNA und Stellnetze) in den verschiedenen Saisons (Frühjahr, Sommer und Herbst) und Bereichen (Schongebiet = SG und offenes Gebiet = OG).



### Gesamtblick auf alle drei Methoden

Abbildung 8.10 zeigt die standardisierten Einheitsfänge und jeweiligen Mittelwerte der eingesetzten Geräte über die drei Jahreszeiten und die verschiedenen Probenahmegebiete (SG und OG). Für die Einheitsfänge beim Angeln wird deutlich, dass die Fangraten in den geschonten Gebieten über alle Jahreszeiten hinweg (SG, Mittelwert CPUE  $\pm$  SD:  $0,15 \pm 0,20$ ) deutlich höher waren als in den offenen Gebieten (OG, Mittelwert  $\pm$  CPUE:  $0,04 \pm 0,10$ ). Dieser übergeordnete Trend für die Einheitsfänge beim Angeln bestätigte sich separat für jede Jahreszeit.

Ähnlich verhielt es sich bei den Stellnetzfangen im Frühjahr, auch hier waren die Einheitsfänge in SG höher als in OG. Im Sommer und im Herbst wurden mit den Stellnetzen aber nur noch vereinzelt Hechte gefangen, sodass die Abundanzunterschiede zwischen Schon- und offenen Gebieten, die beim Angeln das ganze Jahr über deutlich waren, mit dieser Methode nicht mehr nachgewiesen werden konnten. Das zeigt, dass Stellnetze als relativer Abundanzanzeiger in den wärmeren Monaten versagten.

Die Unterschiede in der Hecht-eDNA-Konzentration zwischen den Schon- und offenen Gebieten waren insgesamt weniger stark ausgeprägt als bei den Angel- und Frühjahrsstellnetzdaten. Die höchste eDNA-Konzentration lag im Frühjahr vor. Im Frühjahr unterschied sich die eDNA-Konzentration auch am stärksten zwischen SG und OG. Die eDNA-Daten verhielten sich also ähnlich wie die Stellnetzdaten. Es bleibt unklar, wie gut die eDNA-Konzentration in offenen Systemen wie den Bodden lokale Abundanzunterschiede abbildet, da über Wasserströmungen ständig ein Austausch von genetischem Material zwischen benachbarten Standorten erfolgen kann. Auch wirken, wie oben angemerkt, Umweltfaktoren wie Salinität und Temperatur auf die eDNA-Gehalte. Nur das Frühjahr scheint hier für die lokale Ebene als Abundanzindikator geeignet zu sein. In dieser Zeit aggregieren die Hechte und geben über die Laichprodukte viel DNA ins Wasser ab. Dementsprechend scheint zu dieser Zeit der Indikatorwert der eDNA-Konzentration für lokale Abundanzunter-

schiede z. B. zwischen einzelnen Buchten besonders gut zu sein.

Betrachtet man die Mittelwerte des standardisierten CPUE der verschiedenen Geräte separat je Jahreszeit und unabhängig vom Probengebiet, zeigt sich, dass die Stellnetze im Frühjahr den höchsten standardisierten Einheitsfang aufweisen, gefolgt von Hecht-eDNA und Angeln (Abbildung 8.10). Im Sommer und Herbst hingegen ergab das Angeln den höchsten standardisierten mittleren Einheitsfang. Diese Analyse belegt jahreszeitenabhängig unterschiedliche Fängigkeiten der Fanggeräte und nichtsynchrone Fluktuationen der Einheitsfänge. Die Analyse impliziert, dass das Monitoring der Hechte sich auf ein standardisiertes Fanggerät beschränken und wenn möglich keine Daten aus unterschiedlichen Fanggeräten vermischen sollte. Alternativ sind bestimmte Methoden auf bestimmte Jahreszeiten zu beschränken.

### Zusammenhänge zwischen den Einheitsfängen verschiedener Fanggeräte

Werden durch die verschiedenen Fanggeräte Abundanz- bzw. Biomasseunterschiede zwischen Fanggebieten vergleichbar abgebildet? Um diese Frage zu klären, wurden die Einheitsfänge der jeweiligen Geräte einer Korrelationsanalyse (Pearson) unterzogen, wobei der Einheitsfang des Angelns nach Tibblin et al. (2023) als das robusteste Abundanzmaß für adulte Hechte eingeschätzt wurde.

Die Abbildung 8.11 zeigt die Korrelationen mit den entsprechenden Korrelationskoeffizienten  $r$  und dem  $p$ -Wert zwischen den verschiedenen Fanggeräten bzw. Methoden. Den Korrelationen lagen nach Untersuchungsgebiet, Jahreszeit und Bereich (SG und OG) gemittelte Werte zugrunde, und zwar sowohl gepoolt als auch nach Schutzstatus und Boddengebiet getrennt. Es zeigte sich eine moderat bis stark signifikante Korrelation zwischen den Stellnetzfangen und der eDNA-Konzentration ( $r = 0,75$ ,  $p = <0,001$ ). Die eDNA-Konzentration und der Einheitsfang beim Angeln waren hingegen nicht korreliert ( $r = -0,004$ ,  $p = 0,99$ ). Auch zwischen dem CPUE der Stellnetze und dem CPUE beim Angeln gab es keinerlei Zusam-

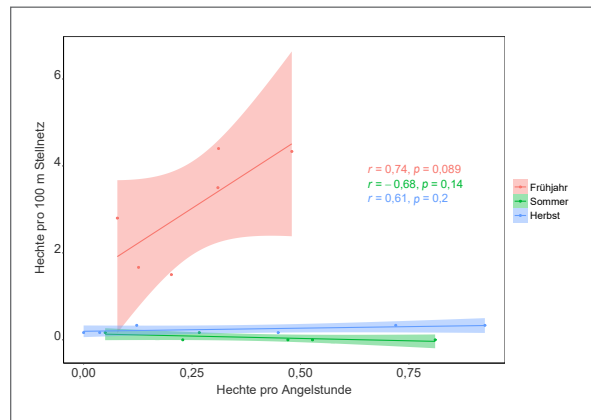
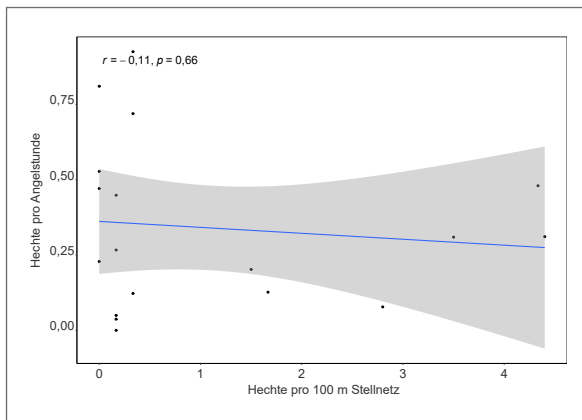
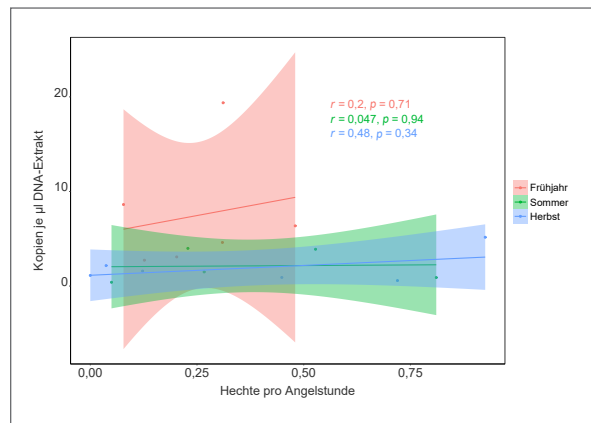
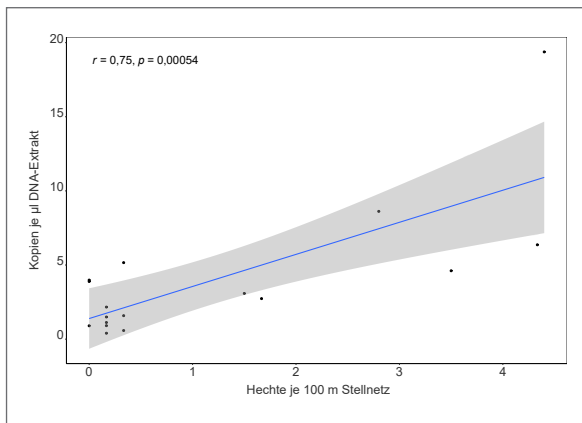
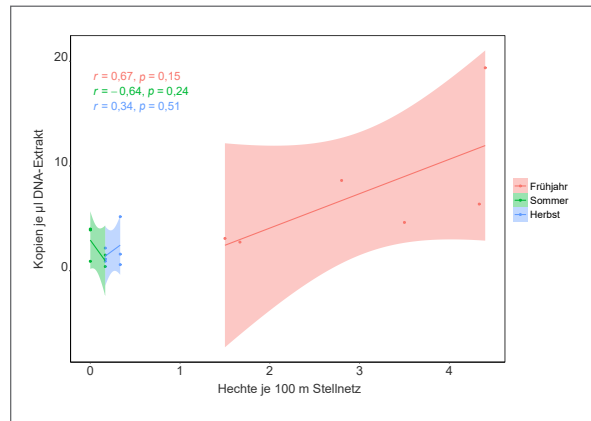
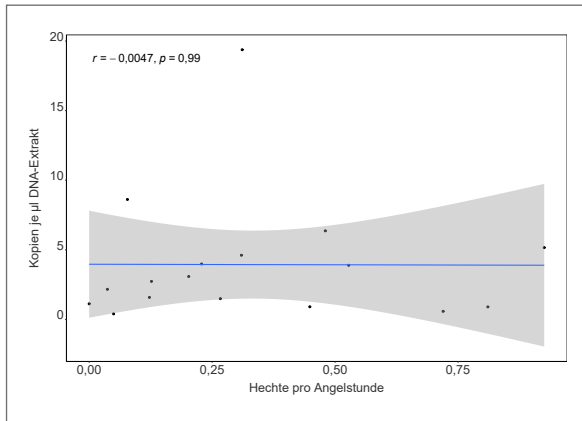


Abbildung 8.11: Pearson-Korrelationen zwischen den verschiedenen Fanggeräten mit Korrelationskoeffizienten  $r$  und  $p$ -Werten für Hechte an den Bodden.

Abbildung 8.12: Saisonale Korrelationen zwischen den verschiedenen Fanggeräten beim Hecht.

menhang ( $r = -0,11, p = 0,66$ ). Eine fast signifikante Korrelation ( $r = 0,74, p = 0,08$ ) fand sich zwischen den Einheitsfängen beim Angeln und in den Multimaschenhechtstellnetzen im Fröhjahr (Abbildung 8.12).

Alle anderen saison-spezifischen Korrelationen zwischen den Fanggeräten waren nichtsignifikant, was möglicherweise auch auf geringe Stichprobenumfänge zurückgeführt werden kann.

### Abschließende Würdigung

Nur die Angelfischerei auf Hechte zeigte konsistente und erwartbare Unterschiede in den Fangraten zwischen Schongebieten und offenen Gebieten. Die anderen Fangmethoden bildeten die vermuteten Abundanzunterschiede nicht ab, mit Ausnahme bei Stellnetzen und der eDNA im Frühjahr. Die erhöhten Stellnetzfangs und die hohen eDNA-Konzentrationen im Frühjahr sind mit großer Wahrscheinlichkeit auf die erhöhte Schwimmaktivität während der Laichzeit zurückzuführen (Casselman 1978, Dhellemmes et al. 2023). Studien an anderen Fischen belegen, dass eDNA-Konzentrationen während der Laichzeit oftmals um ein Vielfaches höher sind als davor und danach, was auf die Abgabe von Spermien und Eiern, aber auch auf höhere Fischdichten aufgrund von Aggregationen zurückzuführen ist (Tillotson et al. 2018, Tsuji & Shibata 2020). Da die Fängigkeit passiver Fanggeräte von der Schwimmaktivität der Fische abhängt und diese in den Bodden in den warmen Monaten eher gering ist, versagte das Stellnetz als Abundanzmaß für die Jahreszeiten Sommer und Herbst. Dies gilt zumindest für die in unseren Studien angesetzten Stellnetzmetern im Verhältnis zur Ausdehnung der Probengebiete.

Die Einheitsfänge korrelierten außer im Frühjahr kaum miteinander. Das erklärt die Erkenntnis der Praxis, dass gute Stellnetzjage nicht zwangsläufig gute Hechtangeltage sind (Henry Diedrich, persönliche Mitteilung, 2022). An dieser Stelle ist vielleicht die Einsicht noch wichtiger, dass die jahreszeitspezifische Wahl des Probenahmegerätes beim Hecht die abgeleiteten relativen Abundanzmaße entscheidend beeinflusst. Auf der Grundlage unserer Studien an den Bodden kann nur das Angeln über multiple Tage als robustes Maß der adulten Hechtabundanz dienen. Aber auch dieses Maß hat seine Schwächen, weil Hechte Hakvermeidungsverhalten zeigen (Kapitel 5) und Angler:innen in ihren Fertigkeiten enorm auf die Einheitsfänge einwirken können (Monk & Arlinghaus 2017). Außerdem gibt es starke saisonale Effekte, insbesondere zur Laichzeit kann das Interesse der Hechte am Angelköder gering sein. Weiterführende Analy-

sen wären notwendig, aber aus unserer Sicht sollten je Gebiet und Jahreszeit mindestens fünf nicht direkt aufeinanderfolgende Angeltage aufgewendet werden, um über Mittelwertbildung ein recht robustes Maß des Einheitsfangs abzuleiten. Gute Zeiten sind die Sommer- und Herbstmonate, dabei sollten sehr warme Sommertage mit über 25°C ausgelassen werden, da die Boddenhechte dann den Zurücksetzvorgang weniger gut vertragen (persönliche Beobachtungen aus dem Feld). Zusätzlich ist zur Identifikation von Laichplätzen das Stellnetzfangen im März oder April eine geeignete Probenahmestrategie an den Bodden. In dieser Zeit können lokale Abundanzen aber stark von Laichmigrationen beeinflusst werden. Daher spiegeln sowohl Frühjahrsstellnetzdaten wie auch Reusendaten nicht zwangsläufig die lokale Abundanz wider (Pierce 2012). Stellnetzprobenahmen in anderen Jahreszeiten erfordern wohl mehr Stellnetzmetern als in vorliegender Studie eingesetzt, was aber auch zu einem hohen Aufkommen von Totfisch führen wird. Aufgrund der schlechten Fängigkeit von Stellnetzen an den Bodden im Sommer ist entgegen dem Literaturstand aus kleinen Seen (Pierce 2012) von einer Sommerbeprobung mit Stellnetzen abzusehen.

Die standardisierten Einheitsfänge beim Angeln wiesen im Frühjahr die geringsten Werte im Vergleich zur eDNA und zu den Stellnetzen auf. Auch waren die standardisierten mittleren Angelfänge im Frühjahr im Vergleich zu den restlichen Saisons am niedrigsten. Dies lässt sich eventuell darauf zurückführen, dass Hechte während der Laichzeit weniger Nahrung aufnehmen und dadurch die Fangbarkeit mit Kunstködern niedriger ist. Im Frühjahr könnten Stellnetze ein besseres Abundanzmaß darstellen als das Angeln, aber auch Angeln und eDNA funktionieren prinzipiell gut als relativer Biomasseindex im Frühjahr. Die Netzkonfiguration von verschiedenen Maschenweiten spielt dabei eine Rolle, da mit größeren Maschenweiten (95 und 110 mm) tendenziell auch größere Hechte gefangen werden, jedoch die Anzahl der gefangenen Individuen abnimmt, je größer die Maschenweite ausfällt. Es sind also in jedem Fall Multimaschennetze zu empfehlen, die in Bezug

auf die Maschenweite deutlich über dem Standard der Wasserrahmenrichtlinie liegen.

Viel besser als Stellnetze eignete sich das Angeln mit Kunstködern im Sommer und Herbst mit stark ausgeprägten Unterschieden zwischen den geschützten und offenen Gebieten. Diese Unterschiede waren im Trend ebenso mit der eDNA nachweisbar, wenn auch nicht so deutlich wie beim Angeln. Dies untermauert das in Kapitel 5 diskutierte Ergebnis, dass es bei Boddenhechten in offenen Gebieten zu Schüchternheit (Hakvermeidung beim Angeln durch Lerneffekte und fischereilich bedingte Selektion; Kapitel 5) gekommen ist. eDNA ist unabhängig von Fangbarkeitsfaktoren und dürfte daher robust gegen Schüchternheitseffekte sein. Es gilt jedoch für eDNA-Beprobungen zu beachten, dass aufgrund von Wind- und Temperatureffekten und anderen Umwelteinflüssen keine eindeutige Zuordnung der Hecht-abundanz zu bestimmten, räumlich abgegrenzten Gebieten möglich ist. Der Zusammenhang zwischen eDNA-Konzentrationen und Hechtbiomassen ist unter kontrollierten Bedingungen nachgewiesen worden (Karlsson et al. 2022), was der von uns durchgeführte Vorversuch erneut bestätigt hat. Zu beachten ist jedoch, dass das Verhältnis von Wasservolumen zu Fischbiomassen in solchen kontrollierten Versuchen keinesfalls realen Verhältnissen entspricht. Daher bestehen für die Korrespondenz von eDNA und Biomasse an Hechten für natürliche Gewässer deutlich größere Unsicherheiten, die in weiteren Studien vertiefend untersucht werden müssen. Auch umweltbedingte oder größenabhängige Unterschiede in den Abgabemengen von DNA, asymmetrische Populationsverteilungen, das Vorhandensein von PCR-hemmenden Stoffen, Effekte des Wasserfilters und der Wasserprobenahme, Windeinflüsse und weitere hydrologische Prozesse können die eDNA-Konzentrationen in realen Versuchsbedingungen stark beeinflussen (Karlsson et al. 2022, Rourke et al. 2021).

Auch wir konnten Einflüsse auf die eDNA-Konzentration nachweisen durch die Umweltvariablen Wassertemperatur, Salinität und Wassertiefe, wobei die Salinität stark mit der Wassertemperatur korrelierte.

Der Peak der eDNA-Konzentration bei Wassertemperaturen um die 10–12°C hing mit großer Wahrscheinlichkeit mit der Laichaktivität zusammen (Ogonowski et al. 2022), da Hechte in den Bodden bei einer Wassertemperatur zwischen 9–14°C im März bis Mai laichen (Kapitel 3). Des Weiteren war die Konzentration in flacheren Bereichen unter 1,5 m Wassertiefe höher. Dies lässt vermuten, dass Hechte sich verstärkt in flacheren Bereichen aufhalten. Außerdem entstanden im Labor relevante Nulldetektionen in eDNA-Proben zu Zeiten, wo definitiv Hechte in den Untersuchungsgebieten zugegen waren. Es ist unklar, wie diese Nulldetektionen erklärt werden können. Möglicherweise gab es bei fehlerhaften Probenahmen Filterausfälle. Die eDNA-Methodik scheint folglich für einen routinemäßigen Einsatz unter realen Bedingungen noch nicht ausgereift und bedarf weiterer Forschung, um Einflüsse von Umweltfaktoren zu erklären und Zusammenhänge zwischen eDNA-Konzentrationen und Abundanzen/Biomassen insbesondere in offenen Brackwassersystemen wie den Bodden eindeutig abbilden zu können. Wir konnten nur in einem der Untersuchungsgebiete eine signifikant positive Korrelation zwischen der eDNA-Konzentration und dem Angel-Einheitsfang nachweisen. Dabei handelte es sich um das Gewässerpaar Selliner See (OG) und Neuensiner See (SG), die im Vergleich zur Grabow und zum Gebiet Ummanz eher geschlossene Systeme darstellen. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass die Korrelation zwischen Angelfängen und gemessener eDNA-Konzentration auch vom Untersuchungsgebiet abhängt und umso besser funktioniert, je isolierter ein System von Einflüssen wie beispielsweise starken Einströmungen von Ostseewasser ist. Des Weiteren lässt die eDNA keinerlei Rückschlüsse auf Größenstrukturen, Wachstum, Kondition und andere wichtige Faktoren bei Hechten zu. Die eDNA-Methode könnte sich jedoch als nützlich erweisen, um lokale Laichaktivitäten zu verfolgen.

Kamerasysteme eigneten sich an den Bodden nur sehr schlecht aufgrund der teilweise starken Trübung der untersuchten Gewässer. Auch Langleinen waren sehr ineffektiv, was mit großer Wahr-

scheinlichkeit der kurzen Länge und geringen Anzahl an Haken geschuldet war. Möglicherweise können künftig hochwertige Echolote zum Einsatz kommen, wofür allerdings das extreme Flachwasser der Bodden technische Grenzen setzen dürfte (z. B. bei SideScans). Bei aufgeklärten Bedingungen könnten in Randbereichen eventuell Drohnen zum Einsatz kommen. Zugnetze beproben die wasserpflanzenbesetzten Bereiche schlecht und dürften genauso wie kleine Trawls als Hechtbeprobungsmethoden ausfallen. In Süßwasserzuflüssen kann die Elektrofischerei routinemäßig zum Einsatz kommen und ist hier effektiv.

Insbesondere Junghechte entziehen sich einer geeigneten Probenahmestrategie. Durch Sören Möller von der Universität Rostock sowie das BODDENHECHT-Team wurden diverse Methoden wie Jungfischwadern, weiße Scheiben zur visuellen Identifikation von Larven und Junghechten in Schilfsäumen oder Larvenfallen ausprobiert. Alle Methoden erbrachten punktuelle Larvennachweise (Roser et al. 2023), können aber mangels Fängigkeit nicht zum Routineeinsatz empfohlen werden. Am besten geeignet sind eventuell noch Jungfischwadern, die sich aber als sehr arbeitsaufwendig erweisen. Da offenbar die Larvendichte an den Bodden deutlich geringer ist als z. B. in Finnland, erzielen die genannten Verfahren nur eine niedrige Detektionsrate von Hechtlarven. Für in die Bodden abgewanderte und sich in der Fläche verteilende Junghechte von 20–40 cm Länge könnten Aalkorbketten ausprobiert werden. In Schweden werden zur Beprobung der Jungfischgemeinschaft an der Küste räumlich begrenzte Detonationen eingesetzt (Olin et al. 2023), die sich auch an den Bodden eignen würden, aber einer speziellen Genehmigung und Ausbildung bedürfen. Die Probenahme des Boddenhechts, insbesondere auch der Jungfische, bleibt ein methodisch schwieriges Unterfangen mit hohen Unsicherheiten.

### Schlussfolgerungen für die Praxis

Es lässt sich zusammenfassen, dass das Angeln mit Kunstködern auf adulte Hechte ein geeignetes relatives Abundanzmaß liefert, besonders im Sommer und

Herbst. Dieses Ergebnis steht in Übereinstimmung mit Erkenntnissen für den Bereich der schwedischen Ostsee (Bergström et al. 2022, Tibblin et al. 2023). Es ist darauf zu achten, dass standardisierte Angelgeräte, randomisierte Angeltage und ein Angelteam mit guten Hechtangelfertigkeiten zum Einsatz kommen. Auch sind mindestens fünf zeitlich versetzte Proben-tage je Gebiet zu wählen, um tägliche Schwankungen auszugleichen. Die Junghechtbeprobung in den Bodden selbst funktioniert wohl am besten über Wadenbefischungen oder Aalkorbketten, zu letzterer Option besteht Forschungsbedarf. Geht es nun um die Einrichtung eines Monitoringprogrammes für Hechte in den Bodden, gilt zunächst zu klären, welchen Zweck dieses Monitoringprogramm verfolgt. Hechte in den Bodden sind außerhalb der Laichzeit sehr standort-treu und es findet kaum ein Austausch zwischen den Bodden statt (Lukyanova 2022, Dhellemmes et al. 2023). Sollen also Lokalpopulationen in ihrer relativen Häufigkeit verfolgt und auch Längeninformatio-nen gesammelt werden, ist das Angeln besser geeig-net als Stellnetze und eDNA-Analysen. Soll hingegen ein Monitoring von Laichpopulationen implementiert werden, so würden sich Stellnetze im Frühjahr (auch in Kombination mit eDNA oder Reusen) eher eignen als das Angeln, da mögliche Effekte der verringerten Nahrungsaufnahme, aber auch der Schüchternheit ausgeschlossen werden. Diese Probenahme wäre auf das Frühjahr begrenzt. Junghechte lassen sich mit diesen Verfahren allerdings nicht repräsentativ erfassen. Hierfür sind alternative Methoden zu entwickeln. In Süßwasserzuflüssen könnte mit Reusen und Elektrofischerei effektiv beprobt werden, auch die Jungfische.

## 8.3 Vorschläge für ein künftiges Küstenfischmonitoring mit Fokus Hecht

Robert Arlinghaus

Die konkrete Entwicklung eines Monitoringdesigns (Festlegung der Probegebiete, Stichprobenumfänge,

Präzision der Schätzwerte usw.) für die Zukunft ist eine eigene Forschungsaufgabe und kann hier nicht abschließend ausgeführt werden. In einem solchen künftigen Forschungsprojekt würde die Machbarkeit und die Art und Weise der Beprobung (Fanggeräte, Probendesign in Raum und Zeit, Kosten) auf Grundlage der Zielgrößen und der avisierten Genauigkeit bestimmt werden. Mit Bezug zum Boddenhecht lassen sich aber schon jetzt einige wesentliche, prinzipielle Hinweise und Vorschläge ableiten, die in einem solchen Monitoringsystem berücksichtigt werden sollten.

Ideal wäre für die Zukunft die Generierung folgender Daten über die Zeit und im Raum differenziert über die Bodden: a) hydrografische und hydrochemische Daten zur Boddenumwelt, b) Daten zur Nutzung des Hechts durch die Angel- sowie Berufsfischerei und zur Prädation über Kormoran und Kegelrobbe sowie c) Daten zu Abundanzen/Biomassen und andere biologische Daten über die Hechte (Längen- und Altersstruktur, Reifung, Eizahl, Wachstum, Sterblichkeit) und die wesentliche Beutefischgemeinschaft. Gleichzeitig könnten Daten über die gesamte Fischartengemeinschaften an den Bodden gesammelt werden.

Die hohe raumzeitliche Variabilität der Boddenumwelt entsteht durch physiko-chemische Faktoren wie Nährstoffgehalte, Salzgehalt, Temperatur, Abflüsse und Trophie sowie biotische Faktoren wie Makrophytenarten, -deckungsgrade und -biovolumen. Die physiko-chemische Umwelt kann über permanent installierte Loggersysteme erhoben werden (teilweise auch vertikal angeordnet zur Erfassung der vertikalen Dimension) und zusätzlich könnten Fernerkundungsverfahren eingesetzt werden. Die Entwicklung der Makrophyten könnte quantifiziert werden über regelmäßige Echolotungen, in klaren Bodden über Drohnen oder Fernerkundung sowie Tauch- und Kamerabeprobungen an festen Transekten. Wichtig wäre die Erfassung auch von Überflutungs- und Abflussereignissen sowie des Verbaugrads in Zuflüssen.

In Bezug zur fischereilichen Nutzung des Hechts ist zu empfehlen, dass sowohl Angler:innen als auch

Fischer:innen digital und verpflichtend ihre Fänge und Entnahmen registrieren. Aktuelle Entwicklungen in der gemeinsamen Fischereipolitik lassen vermuten, dass die Fang- und Entnahmeerfassung für die Küste insgesamt künftig verpflichtend sein dürfte. Zentral ist dabei auch die Erhebung der Fangaufwände, sowohl in der Angelfischerei (Angeltage, Angelstunden) als auch in der Berufsfischerei (Stellnetzmeter, Reusenanzahlen usw.). Stichprobenhaft sollten auch Längen im Fang und in zeitlichen Abständen von etwa fünf Jahren auch Hartstrukturen zur Altersbestimmung gesammelt werden. Falls eine verpflichtende Datensammlung nicht möglich ist, könnten nach Zufallskriterien ausgewählte Angler:innen und Fischer:innen, die für ihre Aufwände vergütet werden, als Datensammler eingesetzt werden. Der gesamte Angelaufwand ließe sich über stratifizierte Vor-Ort-Termine, Anglerzählungen per Drohnen/Flüge oder über wiederholte Befragungen einer Zufallsstichprobe von Angler:innen nach einem statistischen Design schätzen. Der Verfahren sollten darauf abzielen, die Gesamtfänge und -entnahmen, den Fangaufwand sowie die strukturelle Zusammensetzung des Fangs nach Arten zu erheben. Mit diesen Daten ließen sich die bestandskundlichen Verfahren erheblich verbessern. In den Anglerumfragen ist auf begleitende Erhebungen zum Anglertyp Wert zu legen (Spezialisierung, Fangorientierung, Angelfertigkeit).

Die Hechte und andere Fischarten müssen nachzeitigem Kenntnisstand mit traditionellen wissenschaftlichen Fanggeräten beprobt werden. eDNA-Verfahren sind noch nicht ausreichend zuverlässig und erlauben auch keine Größenbestimmung in offenen Systemen wie den Bodden. Die Beprobung der Beutefischgemeinschaften und der Barsche in unterschiedlichen Bodden ist mit Multimaschennetzen nach dem EU-Wasserrahmenrichtlinienstandard (ggf. mit deutlich abgespeckten Netzanzahlen, wenn es nur darum geht, Einheitsfänge als Abundanzanzeiger zu erheben) sowie Strandwaden für die Kleinfischarten möglich. Allerdings entziehen sich gerade die größeren Raubfische, insbesondere die Hechte, über 50 cm einer genauen Erhebung mit den Standardmul-



timaschennetzen mit einer Maschenweite bis 55 mm (Olsson et al. 2023). Zander und Barsche sind für Stellnetze hingegen sehr empfänglich, deren Abundanz ließe sich mit Multimaschennetzen mit größeren Maschenweiten bis ca. 110 mm belastbar erheben. Auch Trawls und Zugnetze im Herbst und Winter könnten sich zur Erfassung dieser beiden Raubfische und großer Brassens und anderer Cypriniden eignen.

Für die Hechtabundanz werden Multimaschennetze wahrscheinlich nur kurz vor der Laichzeit einen robusten Indikatorwert in dem betreffenden Gebiet liefern. Alternativ müssten die Stellnetzmeter sehr hoch ausfallen, was zu hohen Beifangraten führen wird. Zu beachten ist, dass während dieser Zeit auch Laichmigrationen stattfinden und diese die lokale Hechtabundanz, die mit Stellnetzen gemessen würde, beeinflusst, sodass möglicherweise nicht die Abundanz im Jahresverlauf abgebildet wird (Pierce 2012). Fixe und Zufallsstandorte sollten im Beprobungsplan gemischt werden, um so die Veränderung der Population über die Zeit an fixen Standorten und zusätzlich über die Zufallserhebung ein Maß für die Gesamtabundanz für ganze Bodden zu erhalten. Alternativ könnten für adulte Hechte auch Reusenfänge an fixen Standorten verwendet werden, was Langzeittrends der Abundanz an diesen Stellen erkennen ließe, aber nicht unbedingt die Dichte in unterschiedlichen Bodden. Als letzte Beprobungsmöglichkeit wäre das standardisierte Angeln auf Hechte zu nennen, das sich im Projekt bewährt hat und in Schweden als Standardmaß für die relative Hechtmenge verwendet wird (Tibblin et al. 2023). Wie bereits beschrieben ist dabei auf einen nicht zu kleinen Beprobungsaufwand sowie auf die sorgsame Auswahl der Beprobungsangler:innen zu achten.

Bei Junghechten bis 50 cm und insbesondere bei den sehr kleinen Hechten existiert im Brackwasser keine geeignete Erhebungsmethode. Die Larvendichte ist in den Randbereichen der Bodden auch deutlich geringer als in Finnland, weswegen visuelle Methoden wie weiße Scheiben an den Bodden versagt haben (Möller 2020). Die schwedische Forschung nutzt eng umgrenzte Detonationen zur Erhebung

der Jungfischgemeinschaft (inkl. Hechte) (z. B. Olin et al. 2023). Alternativ könnte ausprobiert werden, ob mit kleinen Fischfallen wie Aalkörben Indizes für die relative Junghechtdichte von Tieren zwischen 20 und 30 cm zu bestimmen sind. Da die Hechte an den Bodden aber sehr rasch wachsen, ist das Beprobungsfenster auf die Sommermonate und frühen Herbstmonate beschränkt. Die exakte Erhebung von Junghechtdichten wird auch perspektivisch ein Problem bleiben. Gegebenenfalls müssen als Rekrutierungsindex Fische > 50 cm verwendet werden. Bei Zander und Barsch sind Multimaschen oder Trawls geeignet, da diese eher im Freiwasser umherschwimmen und gerade für Stellnetze sehr empfänglich sind.

Zur Erhebung relativer Abundanzdaten für Hechte gilt es also, eigene Beprobungslösungen zu entwickeln. Möglicherweise kommen hierfür auch Trawling- oder Zugnetzmethoden in Frage oder aber die Beprobung mit langen Multimaschennetzpanelen (mit großen Maschen) im Spätsommer und Herbst. Zu dieser Zeit lassen sich auch die anderen Fischarten gut beproben. Perspektivisch könnten neue Echolotsysteme oder ggf. auch weiterentwickelte eDNA-Methoden geeignete relative Abundanzmaße liefern, allerdings unter Ausschluss von Daten zu Länge und Alter. Gerade Altersdaten sind für die Bestimmung von Wachstum und Sterblichkeit wichtig und werden traditionell zu wenig erhoben. Deswegen wird empfohlen, regelmäßig entlang der gesamten Fischlängenbereich Hartstrukturen zu sammeln, für korrekte Alterslesungen anhand von Otolithen und bei Hechten unter sechs Jahren auch anhand von Schuppen. Für spezielle Fragestellungen sind andere Designs nötig, z. B. zu möglichen Verschiebungen der Laichzeit oder der Reifungslänge. Diese verlangen enge Beprobungsraster vor, während und nach der Laichzeit. Wichtig ist, dass einmal etablierte Monitoringmethoden möglichst nicht mehr angepasst werden, weil nur so uneingeschränkt vergleichbare Zeitreihen entstehen. Es wäre begrüßenswert, wenn das Land M-V ein gut finanziertes Boddenfischmonitoring installieren würde, das dringend benötigte Zeitreihendaten generiert.

## 8.4 Skurriles und Bemerkenswertes aus der Projektarbeit

Dominique Niessner, Phillip Roser, Timo Rittweg, Marlon Braun, Jonas Palder, Fritz Feldhege, Jörg Schütt & Robert Arlinghaus

In diesem Unterkapitel sollen besondere Momente, Erfahrungen und Begebenheiten beleuchtet und (teils anekdotenhaft) kommentiert werden, die dem Forschungsteam innerhalb der viereinhalb Jahre des Projekts BODDENHECHT widerfahren und begegnet oder an das Team herangetragen worden sind. Schmunzeln zum Abschluss ist erlaubt. Ansonsten dient das Ganze auch der Fotodokumentation und Erinnerung an ein einzigartiges, herausforderndes Projekt.

### Extrembedingungen auch für die Hechtforschenden

Hechte machen es Hechtforscher:innen nicht immer leicht. Im Sommer meist träge, im Herbst und Winter

agil oder dann für passive Fanggeräte wie Stellnetze oder Reusen fängig. Das bedeutet Arbeiten unter besonderen Bedingungen, im Januar und Februar zum Beispiel, aber gerne auch schon im Dezember, wie Wind und kaltem Wetter. Den kühlen März nicht zu vergessen. Das bedeutet Eis, Eisregen und Schnee. Hechtforscher:innen müssen etwas ertragen. Die Windanfälligkeit der Bodden bekommt unter Schneetreiben eine ganz andere Bedeutung. Aber nicht nur im Winter war Forschung an den Boddenhechten fordernd. Im Sommer bei Hitze stundenlang auf dem Boot zu verbringen, hat den ein oder anderen stärkeren Sonnenbrand nach sich gezogen, und manch Hecht hat mit seinen Zähnen Marken in die Hände gerissen. Das Team und alle Unterstützer haben vier Feldarbeitssaisons unter schweren Bedingungen und nicht zuletzt auch die Corona-Zeit gemeistert (Abbildungen 8.13 – 8.16). Chapeau!



Abbildung 8.13: Das Besendern eines Hechtes bei Wind, Schnee und Kälte. Eine schwierige Aufgabe, die das Team mit Bravour gemeistert hat, sodass wichtige Daten zum Verhalten der Hechte gesammelt werden konnten.

© PHILLIP ROSER



Abbildung 8.14: Gerade der Greifswalder Bodden ist für sich aufbauende Wellen bekannt und berüchtigt. Hier ist an sicheres Arbeiten vom Boot nicht mehr zu denken.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.15: Das Arbeiten mit starkem Wind im Winter, auch das Angeln, blieb im Winter eine stete Herausforderung.

© OLAF LINDNER.



Abbildung 8.16 Auch Nebel kann schnell aufziehen und das Navigieren erschweren.

© OLAF LINDNER

### Hechte, Hechte, Hechte – Boddenhechte

Wer mit offenen Augen durch Rügen oder Umgebung fährt, wird an vielen Stellen Hinweise auf den Hecht als markante Fischart der Region finden (Abbildungen 8.17 – 27). Nicht umsonst ist der Hecht für die

meisten Anglerinnen und Angler an den Bodden, egal ob von nah oder fern kommend, die wichtigste Ziel-fischart neben Zander und Barsch. Aber auch manch Boddenfischer hat den Hecht im Betriebslogo.



Abbildung 8.17: Logo des Berufsfischereibetriebs Peters.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.18: Bild auf einem Fahrzeug der Kutter- und Küstenfisch Rügen.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.19: Angel Joe Stralsund, die Angler:innen zieht es auch wegen des Hechts nach Rügen.

© MARLON BRAUN



Abbildung 8.20: Ob Fischereibetrieb, Fischvermarktung, Angelverein oder Angelfachgeschäft – der Hecht ist immer dabei.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.21: Zu jeder guten Fischerhütte gehört auch ein präparierter Hecht, hier im ehemaligen Fischerhaus Lindner, wo das Team in Klausur ging.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.22: Fischimbiss in Kloster auf der Insel Hiddensee.

© DOMINIQUE NIESSNER



Abbildung 8.23: Eingangstor zu einem Angelvereinsgelände in Greifswald.

© DOMINIQUE NIESSNER



Abbildung 8.24: Bei Angelguide Jörg Schütt in Kinnbackhagen.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.25: Kapitaler Hecht an der Wand eines Anglers in Berlin, der vor länger Zeit am Greifswalder Bodden gefangen wurde.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.26: Bild an einem Fischergebäude am Greifswalder Bodden.

© ROBERT ARLINGHAUS

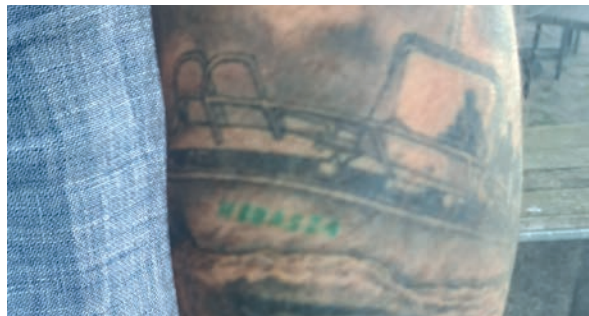
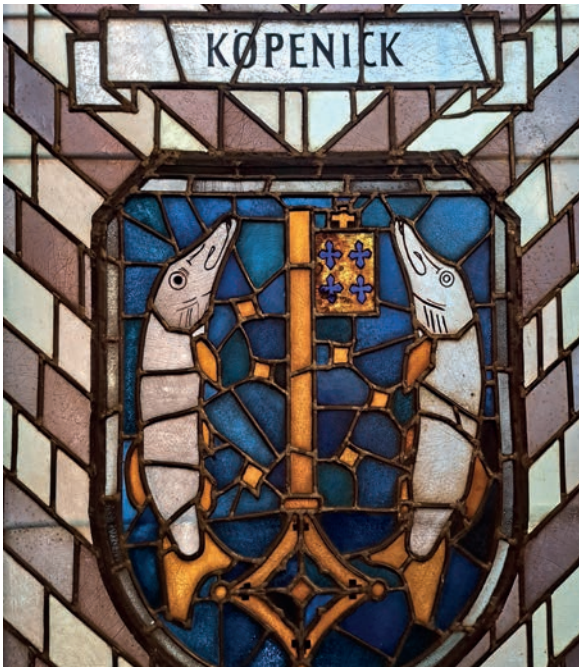


Abbildung 8.27: Bei diesem Angeltourist wurde der Angelguide Jörg Schütt und sein Boot sogar auf dem Arm verewigt.

© ROBERT ARLINGHAUS



### Von Köpenick bis and die Bodden

Doch nicht nur an den Bodden ist der Hecht als Kulturgut verbreitet. Im Berliner Stadtteil Köpenick prangt er sogar gleich zweimal im Bezirkswappen. Auch der Petruschlüssel, der den Heiligen Petrus als Schutzpatron der Fischer symbolisiert, findet sich hier (Abbildung 8.28).

Abbildung 8.28: Das Bezirkswappen des Stadtteils Köpenick in Berlin. Doppelt Hecht für die Hauptstadt und seine Forscher:innen vom IGB, das ebenfalls in Köpenick liegt.

© ROBERT ARLINGHAUS

### Große Hechte, große Freude

Für viele Anglerinnen und Angler, die an die Bodden reisen und den Hechten nachstellen, gilt es, nicht nur **überhaupt einen Hecht** an die Angel zu bekommen, sondern einen besonders kapitalen Fang zu machen. Dass in 4,5 Jahren Forschung zu den

Hechten der ein oder andere kapitale Fisch dabei war, erfreute auch die Forscherinnen und Forscher vom Team Boddenhecht. Große Fische erfreuen Hechtforscher und ihre jungen Unterstützer (Abbildung 8.29) genauso wie die meisten Anglerinnen und Angler (Abbildungen 8.30 – 8.37).



Abbildung 8.29: Meterhecht (106 cm) für Henry und Robert Arlinghaus. Da strahlen beide über beide Ohren.

© JÖRG SCHÜTT



Abbildung 8.30: Auch Projektmitarbeiter Marlon Braun gelang es, einen sehr kapitalen Hecht von 121 cm (größter im Projekt geangelter Hecht) zu landen und markiert zurückzusetzen. Was für ein Krokodil.

© PHILLIP ROSER



Abbildung 8.31: Der Leiter des Projekts Robert Arlinghaus mit einem schönen Boddenhecht, der wie unschwer zu erkennen markiert und zurückgesetzt wurde.

© JÖRG SCHÜTT



Abbildung 8.32: Auch dieser kapitale Hecht von 117 cm ließ das Gesicht des Projektmitarbeiters Fritz Feldhege erstrahlen.

© FRITZ FELDHEGE



Abbildung 8.33: Großhecht-Dame Laura, ein toller Wiederfang von 112 cm (man achte auf die Algen unter der Rückflosse) für Mathias Fuhrmann vom Team Boddenangeln.

© MATHIAS FUHRMANN



Abbildung 8.34: Ein stattlicher Hecht von 110 cm, gefangen bei einem Vergleichsangeln im Sommer 2023 vom Belly-Boot durch Sebastian Spitzner.

© JAN EBEL



Abbildung 8.35: Marlon Braun schlug am gleichen Tag wie in Abbildung 8.34 nochmals zu und konnte diesen schönen Hecht mit 110 cm landen.

© JONAS PALDER



Abbildung 8.36: Auch für Angelguide Jörg Schütt gab es diesen schönen Hecht, der die magische Metermarke fast knackte.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.37: Knapp verfehlt wurde auch hier der Boddenmeter, ein typisches Bild. Viele Hechte sind zwischen 75 und 95 cm, darüber wird es rarer.

© ROBERT ARLINGHAUS

### Hechte, Hechte, Hecht – Hornhechte

Auf der Suche nach Hechten, insbesondere nach Hechtlarven, kam irgendwann die erlösende Nachricht. Angelguide Jörg Schütt hatte mit unseren Hechtfallen Fische gefangen, die wie Hechte aussahen. Bei näherer Betrachtung entpuppte sich das Ganze als Fehlalarm – es waren doch nur Hornhechte (Abbildung 8.38). Wo die Hechtlarven in den Bodden schwimmen, bleibt weiter ihr Geheimnis.



Abbildung 8.38: Schlank, grünlich und die passende Kopfform. Hornhecht-Larven und Hechtlarven sehen sich verblüffend ähnlich, der Schwanz weicht aber deutlich ab. Falscher Alarm.

© JÖRG SCHÜTT



Abbildung 8.39: Reportage in DIE ZEIT von Stefan Willeke über Projektleiter Robert Arlinghaus anlässlich des Communicator Preises 2020.

© TOMAS ENGEL FÜR DIE ZEIT

### Der kleine mutige Robert

ZEIT-Reporter Stefan Willeke war mit dem Team auf Hechtfang an den Bodden, weil er angesichts des Communicator-Preises der Deutschen Forschungsgemeinschaft und des Stifterverbands 2020 für Robert Arlinghaus ein Porträt schreiben wollte. Am Ende hieß der Text: „Unter Gummifischen“ (Abbildung 8.39). Es ging zum Angeln an die Grabow mit Angelguide Jörg Schütt. Bis dato waren zwar schon einige markierte Fische in den Bodden, aber noch wenige zurückgefangen. Robert Arlinghaus fing doch tatsächlich einen markierten Hecht. Es stellte sich als ein Männchen heraus, den der Guide Robert Balkow vom Team Boddenangeln zuvor im Kubitzer Bodden gefangen und markiert hatte und der in der Grabow nun dem BODDENHECHT-Leiter an die Angel ging (Abbildung 8.40). Ganz entzückt wurde der Fisch gleich Robert getauft. „Ein kleiner mutiger Robert“, wie Robert A. dem Reporter Stefan Willeke später per Whats App mitteilte, darauf anspielend, dass es ganz und gar nicht sicher ist, in seiner Größe quer durch die Bodden zu streifen. Diese Aussage fand sich auch drollig im ZEIT-Porträt wieder. Später belegte Félicie Dhellemmes, dass es insbesondere die großen Männchen sind, die große Wanderstrecken zurücklegen (Kapitel 3).

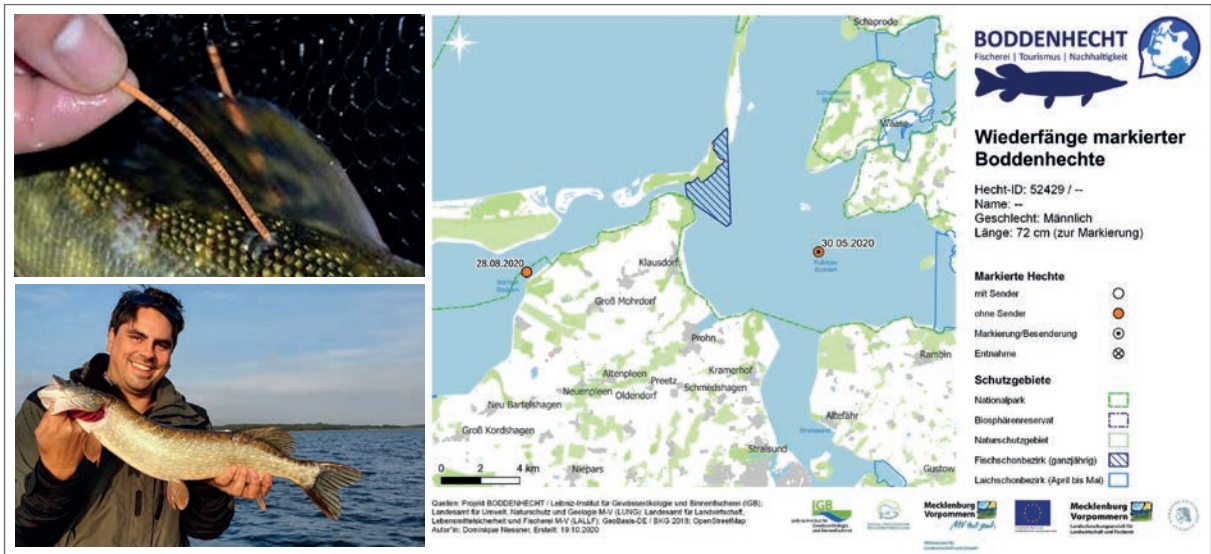


Abbildung 8.40: Fang- und Wiederfangort des kleinen mutigen Roberts.

© DOMINIQUE NIESSNER, ROBERT ARLINGHAUS, PROJEKT BODDENHECHT

### Meterhechte mit Namen

Jeder Fänger und jede Fängerin eines Hechtes über einen Meter Gesamtlänge konnte dem Fisch einen Namen geben (Abbildung 8.41 – 8.45). Was wir als gute PR und Außenkommunikation andachten, ent-

puppte sich als Bumerang. Viele Guides und Anglerinnen und Angler sahen es gar nicht gerne, als die Wiederfangkarten ihren Weg auf unsere Kommunikationskanäle und ins Internet fanden, sie vermuteten Stellengeierei. Gut gedacht, bald eingestellt.

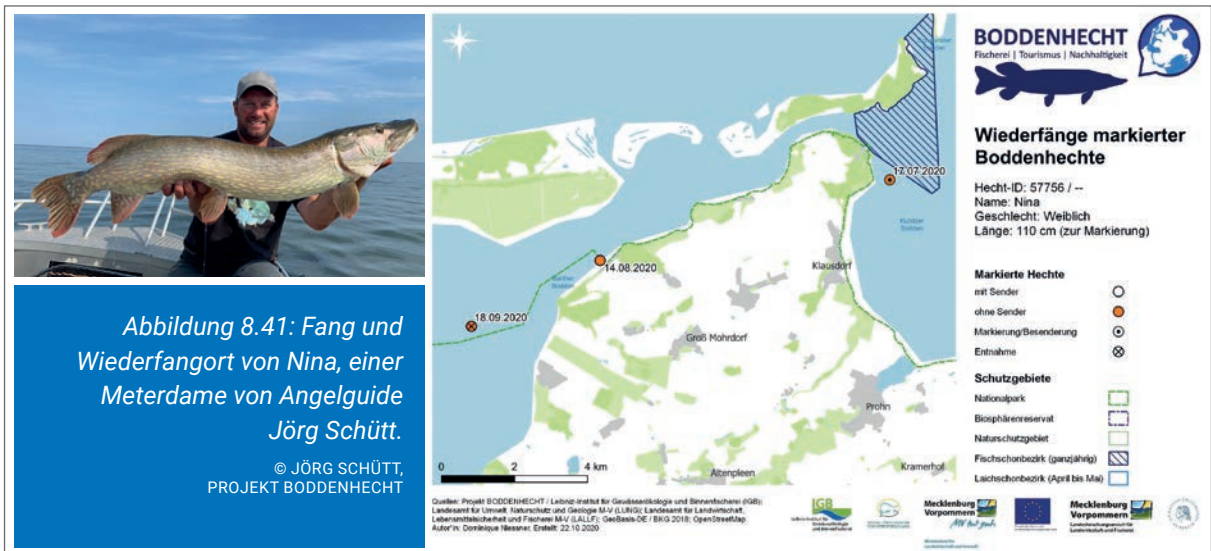


Abbildung 8.41: Fang und Wiederfangort von Nina, einer Meterdame von Angelguide Jörg Schütt.

© JÖRG SCHÜTT, PROJEKT BODDENHECHT





Abbildung 8.42: Projektkoordinatorin Dominique kann nicht nur gut managen, sondern auch sehr gut angeln und präsentiert hier Meterdame „Nanna“.

© JÖRG SCHÜTT



Abbildung 8.43: Berta (106 cm), gefangen von Philipp Czapla.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.44: Helma – ein beachtlicher Hecht mit 114 cm für Andreas Maday.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.45: Dieser Hecht war kein Meterfisch, bekam aber einen besonders liebevollen Namen verliehen: „Ugly“. Ein Hechtmännchen mit Spuren des Lebens in den Bodden.

© ROBERT ARLINGHAUS

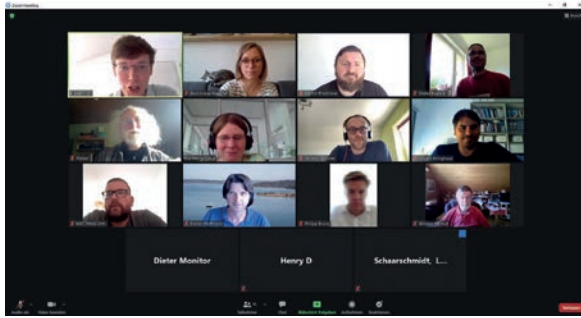


Abbildung 8.46: Online-Besprechungen bei den Arbeitsgruppentreffen. Sechs von elf Treffen (runde Tische) mussten aufgrund von Corona online ausgetragen werden.

© PROJEKT BODDENHECHT


### Corona, Corona, Corona

Schon in der ersten Feldzeit, im März 2020, ging es los. Die Corona-Beschränkungen. Im Grunde ist die gesamte Feldzeit unter dem Corona-Eindruck und damit verbundenen teils erheblichen Einschränkungen abgelaufen (Abbildungen 8.46 – 8.50). Auch

die Arbeitsgruppe der Interessenvertreter:innen musste online weitermachen (Abbildung 8.46). Es war nicht einfach, aber wir haben es geschafft. Persönlicher Austausch ist aber noch besser. Zum Glück ging es zum Projektende wieder ins Nautineum.


Abbildung 8.47: So ein Dokument hatte jeder im Feldeinsatz dabei, damit man nachweisen konnte, dass man nicht illegal im Land M-V unterwegs war.

© PROJEKT BODDENHECHT



IGB - Müggelseedamm 310 · 12587 Berlin · Germany

Polizei- und Ordnungsbehörden Stralsund und Insel Rügen



### Arbeitgeberbescheinigung von laufenden Forschungsarbeiten auf der Insel Rügen und Usedom für Mitarbeitende des IGB

Das Leibniz-Institut für Gewässerökologie für Binnenfischerei (IGB) in Berlin bearbeitet im Auftrag des Landes Mecklenburg-Vorpommern das vierjährige Projekt BODDENHECHT. Das Projekt wird durch den Europäischen Meeres- und Fischereifond (EMFF) sowie das Land Mecklenburg-Vorpommern (Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern) finanziert (Förderkennzeichen MV-L18-LM-004, EU B 73011700069). Das Projekt ist betitelt: „Wissensbasiertes Management und nachhaltige Entwicklung der Hechtbestände in den inneren Küstengewässern rund um Rügen unter Berücksichtigung sozio-ökonomischer, fischereibiologischer und touristischer Faktoren (Kurztitel: BODDENHECHT)“.

Als Projektleiter bestätige ich, dass ein Forschungsteam des IGB unter der Leitung von Dr. Félicie Dhellemmes (Wissenschaftlerin) und Timo Rittweg (Doktorand) im April im Gebiet zwischen Hiddensee, Rügen und Usedom fischereiliche Forschungsarbeiten durchführt. Insbesondere handelt es sich um die Durchführung von Elektrofischerei, Angelfischerei und andere Beprobungsmethoden. Zum Kernteam gehören auch Dominique Niessner (Projektkoordinatorin) und Phillip Roser (studentische Hilfskraft). Weitere Hilfskräfte stossen je nach Bedarf zum Team dazu. Die Reisen erfolgen im Rahmen von Dienstreisen durch das IGB, die Unterkunft ist in Bergen. Bei Rückfragen wenden Sie sich gerne an mich persönlich ( [REDACTED] ).

Mit freundlichen Grüßen

*Robert Arlinghaus*  
(Prof. Dr. Robert Arlinghaus, Projektleiter)

**Berlin, 25.07.2023**

Prof. Dr. Robert Arlinghaus  
Abteilung Biologie und Ökologie der Fische

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei  
im Forschungverbund Berlin e.V.  
Müggelseedamm 310  
12587 Berlin  
Germany  
Tel +49 30 64 18 1 653  
Fax +49 30 64 18 1 750  
arlinghaus@igb-berlin.de

Rechnungsadresse  
Forschungsverbund Berlin e.V.  
Rudower Chaussee 17  
12489 Berlin, Germany

Vorstandssprecher  
Prof. Dr. Volker Haucke



Abbildung 8.48: Sichere Zusammenarbeit mit Kolleginnen von Meeresmuseum Stralsund während der Corona-Zeit.

© DOMINIQUE NIESSNER.



Abbildung 8.49: Projektpräsentation beim Deutschen Fischereitag. Es scheint: Keiner will mit dem Vermummten Studierenden Phillip Roser reden, der seine später publizierte Studienprojektarbeit vorstellte (Roser et al. 2023)? Der redende und dabei unmaskierte Timo Rittweg, links, erhielt hingegen den Posterpreis.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.50: Corona-konform. Die renommierte Kosmos Vorlesung vor dem Roten Rathaus durch Robert Arlinghaus, indem auch das Boddenhecht Projekt vorkam, wurde draußen abgehalten.

© ROBERT ARLINGHAUS

### Wenn ein guter Hechtfang von einem Fischer in den sozialen Medien auftaucht ...

... geht ein Aufschrei durch Hechtanglerdeutschland. Im Januar 2021 passierte es. Ein sehr guter Fang von Hechten durch Berufsfischer Arno Gau und seine Löschung im Hafen Schaprode (Insel Rügen), mit dem Smartphone gefilmt und über Nachrichtengruppen

und Soziale Netzwerke verbreitet und ins Internet gestellt. Die Empörung unter Anglerinnen und Anglern war groß (Böhm 2021a,b). Etwa zwei Monate lang hatten Teile des Teams damit zu tun, das heißt vor allem mit Außenkommunikation, Stellungnahmen etc. Dies war jedoch im Vergleich nichts zu dem, womit der besagte Fischer zu kämpfen hatte: Morddrohungen,



Abbildung 8.51: Sieht es so auf Rügen in Wirklichkeit aus?

© HARALDS KLAVINIUS (NACHDRUCK MIT FREUNDLICHER GENEHMIGUNG)

Sachbeschädigung usw. Am Ende arbeitete die Angelzeitschrift Fisch & Fang (Abbildung 8.51) den Konflikt auf und das Forschungsteam publizierte eine Medienanalyse (Arlinghaus et al. 2022a, Abbildung 8.52).

### Schuppenfarbmuster, Morphometrie und Ostseehechte

Seit Projektbeginn wurden immer wieder und von unterschiedlichsten Seiten verschiedene Theorien zu besonderen Farbgebungen angeblicher „Ostseehechte“, Kopfformen und Schuppenmuster der Hechte an das Forschungsteam herangetragen.

Angler:innen wie Fischer:innen bestätigten unabhängig voneinander, dass bis etwa 5–10 Jahre vor Projektbeginn von BODDENHECHT noch regelmäßige Hechte außerhalb der Bodden an der Außenküste, besonders im Libben, um die Insel Greifswalder Oie und auch in der Tromper Wiek mit Stellnetz und Schleppangeln gefangen werden konnten. Belege



Abbildung 8.52: Schlagzeile in der BILD nach dem Fischerfang auf Schaprode, die den Konflikt erheblich anstachelte.

dieser Fänge gibt es auf YouTube, auch Artikel in Angelmedien berichteten (Hackbarth 2003).

Meist sollte es sich bei den sogenannten „Ostseehechten“ um farblich auffälligere und deutlich größere Exemplare gehandelt haben als bei den Hechten, die innerhalb der Bodden gefangen wurden. Jedoch unterschrieben sich die Details zu den Farbgebungen der Ostseehechte je nach Berichterstattung. In manchen Beschreibungen wurden die Ostseehechte als besonders intensiv gefärbte, mit sehr orange-roten Flossen beschrieben, mal waren die Ostseehechte die Hechte, die eine besonders silbrige und blasse Färbung aufwiesen. Auch wurde das Schuppenfarbmuster der Ostseehechte als eine Art „Leopardenmuster“ bezeichnet (Abbildung 8.53, oben links). Dieses Muster kommt bei Hechten weltweit vor, tritt allerdings nur selten auf. Es wurde auch in Nordamerika bei Süßwasser-Hechtpopulationen nachgewiesen (Quellen: <https://mobile.twitter.com/iowadnr/status/1256233927926263810?lang=en> <https://www.outdoorsfirst.com/leopard-pike-with-north-dakotas-game-fish/> [https://www.reddit.com/r/Fishing/comments/u8ef-la/leopard\\_pike/](https://www.reddit.com/r/Fishing/comments/u8ef-la/leopard_pike/)).



Abbildung 8.53: Beispiele für die verschiedenen Schuppenfarbmuster von Hechten aus den Bodden.

© PROJEKT BODDENHECHT

Zur Markierung für die Fang-Wiederfang-Studie im Projekt und zur Erhebung von diversen Hechtproben wurden in mehreren Feldarbeitskampagnen über vier Jahre hinweg tausende Hechte gefangen (mit Angel, Stellnetz, Reuse etc.), jeweils vermessen, beprobt und auch fotografiert. Hierbei fielen Unterschiede im Schuppenfarbmuster der Hechte auf (Abbildung 8.53).

Zur Analyse der Schuppenfarbmusterung wurden die gefangenen Hechte in vier Grobkategorien eingeteilt: Hechte mit 1) Punkt-Schuppenfarbmuster, 2) langgezogenen Punkten, 3) verbundenen Linien und 4) extremen Linien (Leopardenschuppenfarbmuster) (Abbildung 8.54).

Weiterhin wurden die gelben Punkte bzw. Linien im Schuppenfarbmuster der Hechte nach Größe unterteilt. Es wurde zwischen 1) kleinen, 2) mittleren und 3) großen gelben Farbmustern unterschieden (Abbildung 8.55). Da das „Leopardenmuster“ zusätzlich zu dem extrem linienförmigen Muster auch besonders große gelbe Farbanteile aufweist, wurde die Größe der gelben Schuppenfarbmuster als zweiter Indikator für einen eventuellen Hinweis auf einen Zusammenhang mit der Mustergröße und dem Fangort und der Gesamtlänge benutzt.

Betrachtet man die Verteilung der Schuppenmuster je nach Herkunftsbodden, in dem die jeweiligen Hechte gefangen worden sind (Abbildung 8.56), so zeigte sich, dass Linien-Muster oder Extreme-Linien-Muster in den salzärmeren Bodden wie Greifswalder Bodden und Kleiner Jasmunder Bodden sowie in den Fließgewässern Sehrowbach, Duwenbeek, Beek und Ziese in nur sehr geringen Anteilen vorhanden waren bzw. ganz fehlten. Sie kamen häufiger vor allem im Peenestrom/Achterwasser (der oligohalin und nicht etwa salzreich ist) und Nordrügen vor. Im Hinblick auf Bezüge zur Gesamtlänge der Fische war festzustellen, dass die größeren Hechte eher ein Linienmuster aufzeigten und kleinere Fische eher ein Punktmuster, wobei die Gesamtanzahl an Fischen mit Punktmuster oder langgezogenem Punktmuster deutlich höher war als die Fischanzahl mit Linien- oder extremem Linienmuster (Abbildung 8.57). Insgesamt deuteten die Ergebnisse aber nicht auf eine Überrepräsentierung bestimmter Muster in Gebieten mit Zugang zur Ostsee hin.

Die statistische Auswertung deutete auch nicht darauf hin, dass sich Hechte mit besonders großen gelben Schuppenfarbmustern in besonders salzhal-

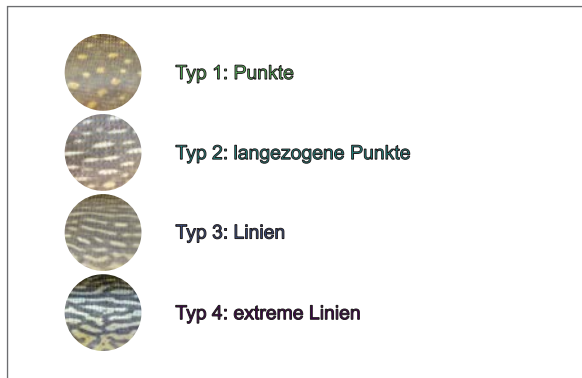


Abbildung 8.54: Verschiedene Hechtsschuppenfarbmustertypen an den Bodden.

© PROJEKT BODDENHECHT



Abbildung 8.55: Die drei Größen der gelben Muster bei Boddenhechten

© PROJEKT BODDENHECHT

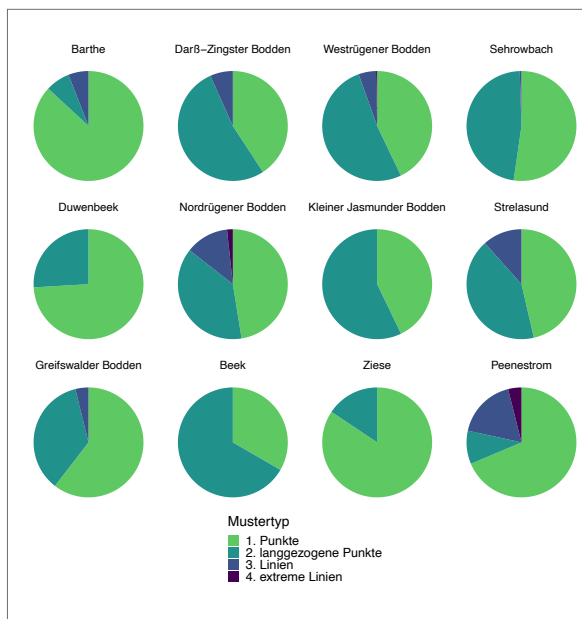


Abbildung 8.56: Verteilung der Schuppenfarbmuster nach Bodden/Zufluss, in dem die Hechte gefangen wurden.

© PROJEKT BODDENHECHT

tigen Bodden aufhalten. Diese waren in fast allen Gewässern zu finden außer in der Beek (Abbildung 5.58). Besonders im Kleinen Jasmunder Bodden, Strelasund und dem Peenestrom machten Hechte mit großen Punkten einen großen Anteil aus. Jedoch sind gerade diese Gewässer relativ weit von der Ostsee entfernt und zum Teil sehr salzarm.

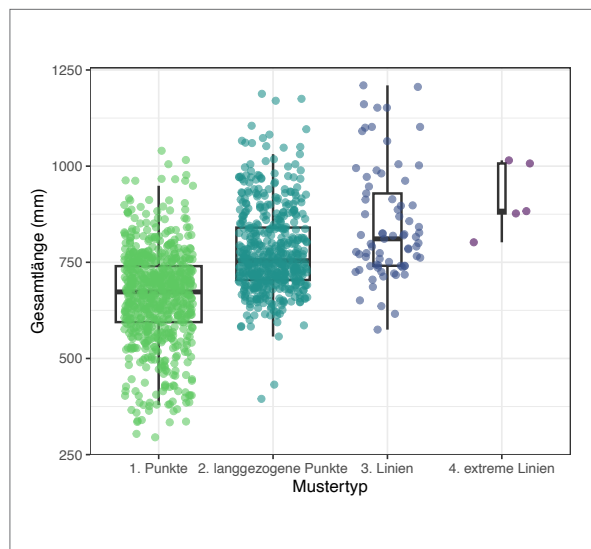


Abbildung 8.57: Verteilung der Schuppenfarbmuster nach der Gesamtlänge der Hechte.

© PROJEKT BODDENHECHT

Viel mehr als das Fanggewässer spielte die Gesamtlänge der Hechte eine wichtige Rolle hinsichtlich der Größe der gelben Schuppenfarbmuster (Abbildung 8.60). So wurde ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Größe der gelben Flecken und der Gesamtlänge eines Hechtes festgestellt. Je größer der Hecht wird, desto größer ist auch die Wahrscheinlichkeit, dass ein Hecht große gelbliche Schuppenfarbmuster aufweist.

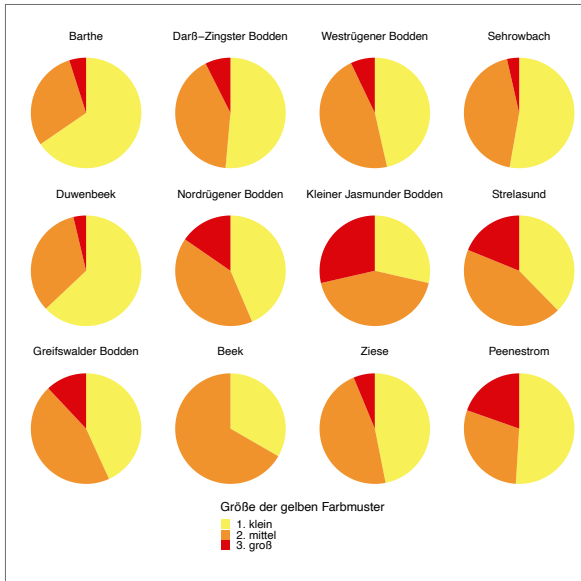


Abbildung 8.58: Größe der gelben Schuppenfarbmuster nach Bodden/Zufluss, in denen die Hechte gefangen worden sind.

© PROJEKT BODDENHECHT

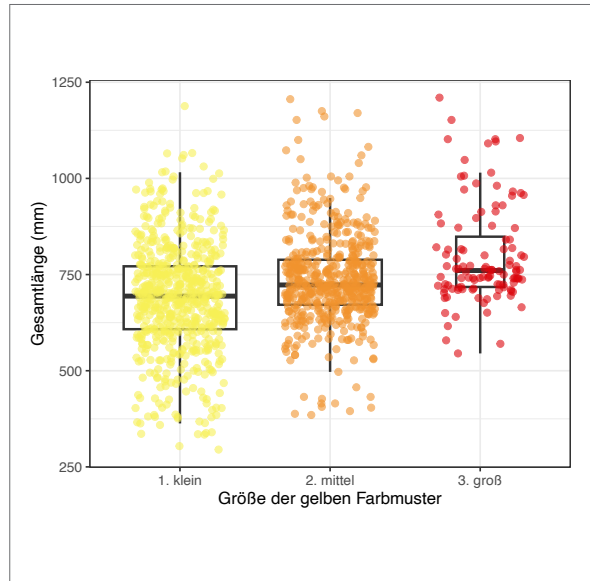


Abbildung 8.60: Verteilung der Größe der gelben Farbmuster nach Gesamtlänge der Hechte.

© PROJEKT BODDENHECHT



Abbildung 8.59: Würde man diesen Hecht schon als „Leopardenhecht“ bezeichnen?

© CHRISTIAN MAIER

Es ist nach dieser Analyse und auch aufgrund der zahlreichen US-amerikanischen Nachweise der Leopardmuster in reinem Süßwasser sehr unwahrscheinlich, dass man Ostseehechte anhand ihres Schuppenfarbmusters erkennen kann. Allerdings sind die Hechte mit Leopardmuster (Abbildung 5.59) definitiv besonders, weil dies nur bei einem kleinen Teil der Boddenhechtpopulation auftritt. Im

„Spirit Lake“ (Washington, USA) machen sie einen Anteil von nur 1 % aus (<https://mobile.twitter.com/iowadnr/status/1256233927926263810?lang=en>). Die Gründe für diese Färbung bleiben vorerst ungeklärt, jedoch hat es mit hoher Wahrscheinlichkeit nichts mit einem Ostseeleben zu tun.

Wo sowohl Anglerinnen und Angler als auch Fischerinnen und Fischer sich jedoch einig waren ist, dass heute fast keine bis gar keine Hechte mehr in den Außenküstenbereichen gefangen werden. Auch bei der Auswertung der Telemetriedaten der mit akustischen Sendern ausgestatteten Hechte gab es keine Anzeichen auf Hechte, die die Übergänge an Libben zwischen Hiddensee und Nordrügen oder den Gellenstrom zwischen Fischland-Darß-Zingst/Insel Bock und Hiddensee passieren und in die offene Ostsee abwandern oder dort längere Zeit verbringen (Kapitel 3). Ostseehecht – du warst einmal?



Abbildung 8.61: Messung von Wasserparametern während der Laichzeit im besagten kleinen Graben im Großen Holz bei Kinnbackenhagen.

© DOMINIQUE NIESSNER



Abbildung 8.62: Der erste Fang eines anadromen Boddenhechts, der zum Laichen in einen kleinen Süßwasserzufluss im Gebiet der Grabow einwandern wollte.

© JÖRG SCHÜTT



Abbildung 8.63: Auch im Jahr 2023 fanden sich Boddenhechte im Graben zusammen, um hier zu laichen, darunter auch Hechte aus dem vorherigen Jahr.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.64: So sehen (stolze) Sieger aus, die mit ihren Hypothesen über Wanderhechte auch in kleinen Gräben recht behalten sollten!

© ROBERT ARLINGHAUS

### So sehen Sieger aus!

Während der Laichzeit im Frühjahr 2022 wurde ein kleiner unscheinbarer Boddenzufluss (Abbildung 8.61) im Großen Holz in Kinnbackenhagen an der Grabow (Darß-Zingster Bodden) mit einer Reuse versehen. Der im Projekt BODDENHECHT sehr engagierte Angelguide Jörg Schütt berichtete, dass im Frühjahr Hechte boddenseitig vor dem Zufluss stehen und versuchen würden, in den Bach einzuwandern. Das Fließgewässer ist mit einer Klappenkonstruktion für das Wassermanagement versehen, sodass die

Hechte je nach Stellung der Klappe nicht einwandern können. Aufgrund der Schilderungen von Jörg Schütt zu vergangenen Beobachtungen und der Tatsache, dass er täglich für uns die Reuse kontrollieren und die Hechte entsprechend vermessen, beproben und markieren konnte (eine vorherige Einweisung und Training erfolgte, Versuchstiergenehmigung seitens des Landes M-V wurde erteilt), entschloss sich das Forschungsteam, die Hechtwanderungen für diesen Zufluss per Reuse zu untersuchen. Und tatsächlich fand sich im März 2022 der erste laichreife Hecht



von beachtlicher Größe in der Reuse (Abbildung 8.62) vor der Verklappung, der in den Zufluss einwandern wollte. Insgesamt neun Hechte konnte Jörg fangen und markieren. Im Frühjahr 2023 wurde die Reuse erneut an dem Boddenzufluss im Großen Holz in Kinnbackenhagen installiert und erneut konnten einwandernde Hechte nachgewiesen werden (Abbildung 8.63). Mehrere von ihnen wurden bereits im vorherigen Jahr zur Laichzeit hier gefangen und durch Jörg Schütt markiert. Der Beweis für anadrome Hechte für diesen Boddenzufluss war erbracht. Dies zeigt im Kleinen, wie wichtig die einzelnen, wenn auch kleinen Boddenzuflüsse und vor allem ihre ökologische Durchgängigkeit für das Laichen und die Laichwanderung der Hechte sein kann. Und Jörg hat es uns allen gezeigt – auch kleinste Gräben beherbergen anadrome Wanderhechte (Abbildung 8.64). Dazu ist auch ein kleines YouTube-Video entstanden, das es sich lohnt anzuschauen ([https://www.youtube.com/watch?v=QQdMQfJl3\\_0](https://www.youtube.com/watch?v=QQdMQfJl3_0)). Wichtig ist auch die Erkenntnis, dass der Boddenhecht zwar salztolerant ist, aber das Süßwasser nicht zu vernachlässigen ist, da zu hohe Salzmengen den sicheren Tod nach sich ziehen (Abbildung 8.65).

### Salztot



Abbildung 8.65: Ein Hecht, der in der Nähe des Kattgats wohl versuchte, aus einem See abzuwandern und neue Territorien zu erobern. Er starb sehr wahrscheinlich den Salztot.

© ROBERT ARLINGHAUS

### Blumenkohlhechte



Abbildung 8.66: Hechte mit den besagten Geschwüren mit teilweise starken Symptomen.

© PROJEKT BODDENHECH

Während der Feldarbeiten an den Bodden waren über alle Bodden hinweg vereinzelt Hechte mit äußerlichen Geschwüren unter den Hechtfängen (Abbildung 8.66 und Abbildung 8.67). Diese Geschwüre entstehen aufgrund eines Befalls mit dem Sarcoma-Virus. Es handelt sich hierbei um ein Retrovirus, das sich genauso wie HIV beim Menschen in die DNA des erkrankten Individuums integriert und hämatopoetische Tumore, die die Dermis und Epidermis (also verschiedene Hautschichten) befallen, ausbilden kann. Es kann jedoch auch zum Beispiel in der Leber, Niere oder Milz vorkommen. Dieses saisonale Virus zeigt im Sommer eine geringe Prävalenz, im Herbst, Winter und Frühjahr tritt es jedoch häufiger auf (Kibenge & Godoy 2016). Gesunde Hechte können sich bei Kontakt mit infizierten Hechten anstecken, das Virus kann jedoch nicht von Hechten auf Menschen übertragen werden. Die Literatur beschreibt dieses Virus für die Gegend um Rügen bereits seit vielen Jahren. Während der Feldarbeit untersuchte das BODDENHECHT-Forschungs-



Abbildung 8.67: Form und Aussehen der durch das Sarcoma-Virus hervorgerufenen Geschwüre erinnern stark an Blumenkohl, was den Hechten innerhalb des Teams die Bezeichnung Blumenkohlhechte einbrachte.

© PROJEKT BODDENHECHT

team viele gefangene Hechte anhand von Fotos auf äußerliche Geschwüre. So wurden 1.261 Hechte untersucht, von denen 16 Individuen (1,2 %) sichtbare Sarcoma-Geschwüre zeigten. Es ist demnach nur ein kleiner Anteil der Hechte in den Bodden vom Virus äußerlich sichtbar betroffen.

Die Hechte schienen durch die Geschwüre nicht sonderlich beeinträchtigt zu sein. Zum einen bissen die Hechte trotzdem auf Kunstköder und zum anderen konnten einzelne Exemplare in darauffolgenden Feldarbeiten erneut gefangen und anhand der Markierung für die Fang-Wiederfang-Studie identifiziert werden, bei denen die Geschwüre verheilt und bis auf kleine Verletzungen im Schuppenmuster nicht mehr zu sehen waren.

### Unklares Geschlecht und Zwitter

Das Gros der untersuchten Hechte wurde gefangen, vermessen, beprobt, markiert und für die Fang-Wiederfang-Studie zurückgesetzt. Einige Proben, v. a. die zur Bestimmung des Alters der Fische, konnten nur letal (sprich tödlich für die Hechte) genommen werden. Während bei den zurückgesetzten Hechten das Geschlecht der Tiere über Aussehen, Form und Farbe der Genital- und Afteröffnung optisch bestimmt wurde (Abbildung 8.68), konnte bei letalen Proben das Geschlecht mit Sicherheit festgestellt werden. Bei wenigen einzelnen Exemplaren war nach Öffnung der Bauchhöhle die Bestimmung des Geschlechts jedoch nicht möglich bzw. waren



Abbildung 8.69: Hecht mit männlichen und weiblichen Geschlechtsorganen.

© BODDENHECHT PROJEKT

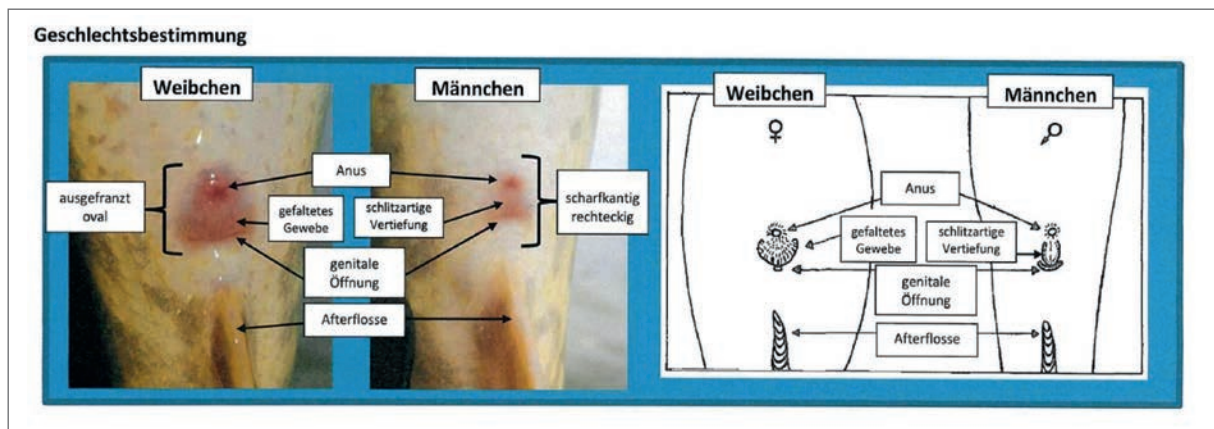


Abbildung 8.68: Optische Geschlechtsunterschiede bei männlichen und weiblichen Hechten ermöglichen eine äußere und damit schonende Bestimmung des Geschlechts bei Hechten.

© PROJEKT BODDENHECHT



Abbildung 8.70: Großes Hechtweibchen mit verkümmertem Rogen/Gonaden während der Laichzeit.

© PROJEKT BODDENHECHT



Abbildung 8.71: Großes Hechtweibchen mit problematisch aussehendem, wasserreichen Rogen/Gonaden.

© PROJEKT BODDENHECHT

sowohl weibliche als auch männliche Geschlechtsorgane ausdifferenziert. Kein Wunder, dass die äußerliche Geschlechtsbestimmung nicht immer so eindeutig ausfiel (Abbildung 8.69).

#### Je older, desto unfruchtbarer?

Hartnäckig hält sich die Meinung, dass große, alte Hechte unfruchtbar werden. Das Forschungsteam konnte diverse Großhechte mit völlig normal ausgebildeten, sehr zahlreichen Rogen nachweisen. Aber es gab auch durchaus Exemplare, die verkümmerte oder in der Qualität problematische Rogen zeigten (Abbildung 8.70 und Abbildung 8.71). Möglicherweise kommt es auch bei Hechten zu einer solchen Alterung, allerdings hat dies nur sehr wenige Individuen betroffen. Es waren also Ausnahmen und nicht die Regel.

#### Verletzungen während der Laichzeit

Manche Hechte, die während der Laichzeit für die Fang-Wiederfang-Studie zur Markierung und zur Besenderung schonend gefangen wurden, wiesen teils tiefe und schwere Verletzungen auf. Ein Hechtweibchen hatte eine so große offene Wunde in der Bauchhöhle, dass ein Teil des Darmtraktes herausging (ähnlich Abbildung 8.72). Trotzdem biss das Tier auf einen Kunstköder beim Angeln. Der Hecht wurde beprobt, vermessen, die Wunde vernäht und anschließend zurückgesetzt. In der Regel verheilen diese Wunden ohne Probleme.

#### Besondere Beutefunde bzw. Mageninhalte

Bei der Untersuchung der Mageninhalte von Hechten waren manche Überraschungen dabei: Hechte über 80 m, die ausschließlich kleine Shrimps und



Abbildung 8.72: Hechte mit teils schweren Verletzungen während der Laichzeit.

© PROJEKT BODDENHECHT



Abbildung 8.73: Hecht mit 89 cm mit großem Zander von ca. 50 cm Länge im Magen.

© JÖRG SCHÜTT



Abbildung 8.74: Hecht aus Ummanz, der sich an mehreren großen Plötzen gütlich tat.

© MARLON BRAUN.

Flohkrebse im Magen hatten, Flundern in Größen, dass es wunderte, wie die durch den Schlund gepasst hatten, und verschlungene Zander, die zwei Drittel der Größe des fressenden Hechtes aufwiesen (Abbildungen 8.73 und 8.74).

### Otter mögen auch Hechte

Meldung eines Hechtfundes mit Datenlogger auf dem Rücken am 05.05.2021. Der Hecht wurde außerhalb

des Sehrowbaches auf dem Ufer direkt neben einer Pferdekoppel gefunden (54° 22'49.2"N, 13° 16'56.8"E). Die Finderin berichtete, dass der Hecht am Vortag dort noch nicht gelegen habe (Abbildung 8.75). Wir vermuten anhand der Bissspuren Otterrisse.

Weitere Karkassen wurden im Neuendorfer Hechtgraben zur Laichzeit gefunden (Abbildung 8.76), wo sich offenbar ein Raubtier daran zu schaffen gemacht hatte. Allzu großes Interesse, seine Beute



Abbildung 8.75: Natürliche Prädation durch Otter am Sehrowbach.

© HENRY DIEDRICH



Abbildung 8.76: Hecht-Prädation durch ein Säugetier am Neuendorfer Hechtgraben.

© PHILLIP ROSER



Abbildung 8.77: Kapitaler Hecht in einem flachen und schmalen Entwässerungsgraben.

© PHILLIP ROSER

zu verwerten, hatte dieser Räuber offenbar nicht. Scheinbar sind Hechte besonders zur Laichzeit, wenn kleinste Zuflüsse für die Eiablage aufgesucht werden, besonders anfällig für Prädatoren, wahrscheinlich Otter. Dies ist wenig verwunderlich, wenn man bedenkt, dass zu dieser Zeit selbst kapitale Fische in Gewässern von nur wenigen Dezimetern Wassertiefe und ohne Schutz anzutreffen sind (Abbildung 8.77). Im vergangenen Jahrhundert war das

gezielte Hechtstechen zu dieser Zeit eine beliebte Art und Weise, sich Nahrung zu beschaffen, sodass die Hechte einen Räuber mehr zu fürchten hatten. Prädation durch Kegelrobben (Abbildung 8.78 und vgl. auch Kapitel 5) ist an Magenanalysen von Robben-Totfunden in den Bodden zwar nicht bestätigt worden (Hoffmann 2019), nach Meldungen und Berichten von Fischer:innen von zerfressenen Hechten in Netzen und eigenen Beobachtungen von mehreren Karkassen am Boddengrund oder in der Nähe zu Zuflüssen scheint dies aber in den meisten Bodden rund um Rügen gängig zu sein. Hechte scheinen an den Bodden nicht nur durch Kegelrobben, sondern auch durch Otter und fischfressende Greifvögel sowie Kormorane verfolgt zu werden.

#### Aufwuchs an Unterwassermikrofonen/-empfangsstationen und Ausfall durch Küstendynamik

Das Auffinden der akustischen Empfangsstationen und Herunterladen der Daten zur Telemetrieunter-



Abbildung 8.78: Links: Hechtkopf, der bei einem Strandwadenzug im knietiefen Wasser im Januar 2023 im Zicker See (Greifswalder Bodden) im Netz landete. Sauber abgenagt, sehr wahrscheinlich von Kegelrobben. Rechts: ein Robbenriss eines Großhechts in der Grabow (127 cm).

© OLE WERNER (FIUM) (LINKS); MORITZ GRABOWSKI (RECHTS)

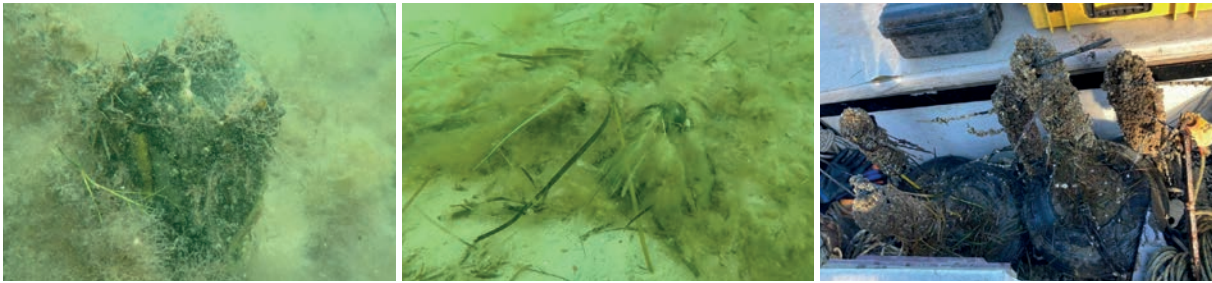


Abbildung 8.79: Receiver mit dichtem Bewuchs aus verschiedenen Pflanzen- und Tierorganismen (Biofilm) und Receiver, die zum Teil durch die Wasserströmungen im sandigen Untergrund versackt sind oder von angeschwemmtem Material begraben wurden.

© PETER MÖLLER FIUM

chung (Receiver) wurde besonders erschwert, wenn die Natur begonnen hatte, sie an sich zu nehmen und als willkommene Wachstumsunterlage oder Riffersatz zu nutzen. Die Empfänger bieten eine perfekte Struktur für die Besiedlung durch verschiedene Organismen. Um sie so funktionsfähig wie möglich zu halten (da Biofouling die Empfangs- und Detektionsreichweite verringern kann), musste das Team eine Reihe von Maßnahmen ergreifen. So wurde beispielsweise die Antenne (die Spitze des Empfängers, die für den Empfang und die Detektion der besenderten Hechte entscheidend ist) mit wasserabweisender Vaseline bedeckt, um die Besiedlung durch Organismen wie Seepocken oder Miesmuscheln (Abbildung 8.79) zu verlangsamen. Das Gehäuse des Empfängers wurde mit Klebeband umwickelt, sodass die Empfänger nach dem Herunterladen der Daten leicht und zeitsparend gereinigt werden konn-

ten. Das Klebeband und damit der Bewuchs wurde hierfür einfach entfernt und anschließend neues rundherum angebracht. Die Empfangsstationen auf den Fotos befanden sich zwischen 250 und 450 Tagen ohne zwischenzeitliche Säuberung in den Boden. Doch Bewuchs durch Organismen (Biofouling) war nicht das Einzige, wodurch das Wiederauffinden der Receiver erschwert wurde. Besonders die Küstendynamik und der damit einhergehende Transport von Substrat und Sand sorgten dafür, dass einige Empfangsstationen verloren gingen und nicht wiedergefunden werden konnten.

Neben Aufwuchs auf den Empfangsstationen kam es auch zu Biofouling an den externen Fähnchenmarken, die für die Fang-Wiederauffindungsstudie an den Hechten angebracht waren (Abbildungen 8.80 und 8.81). Der Bewuchs führte laut Rückmeldungen von Angler:innen und Fischer:innen oftmals dazu,



Abbildung 8.80: Weiße Fähnchenmarkierung eines Senderhechtes. Starker Bewuchs mit Algen und Moostierchen.

© HENRY DIEDRICH



Abbildung 8.81: Orangene Fähnchenmarkierung eines großen Hechtes. Oft mussten die Markierungen von Aufwuchs befreit werden, damit man an die wertvollen ID-Informationen gelangte..

© MATHIAS FUHRMANN

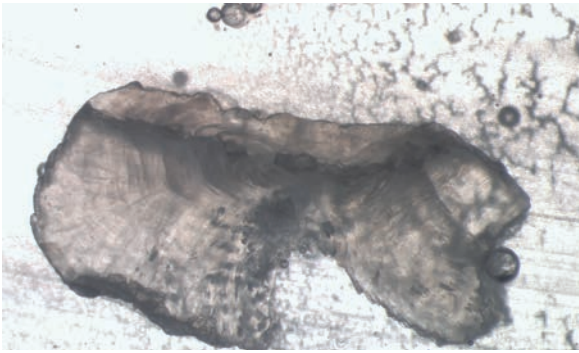


Abbildung 8.82: Otolith unter dem Mikroskop. Schlechte Qualität lässt eine Altersbestimmung nicht zu.

© TIMO RITTWEG

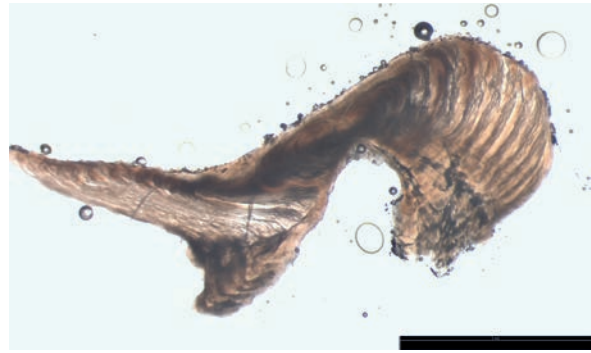


Abbildung 8.83: Otolith unter dem Mikroskop. Gute Schnittqualität, jedoch ist die Belichtung zu hell.

© TIMO RITTWEG

dass nicht direkt erkannt wurde, dass der Hecht markiert ist. Im Falle eines Hechtes mit internem Transmitter (Sender) und weißer Fähnchenmarke, führte das nicht sofortige Erkennen der Marke u. U. dazu, dass der Hecht entnommen und nicht wieder zurückgesetzt wurde. Es lässt sich nicht abschätzen, wie viele markierte Fische aufgrund von veralgten Marken ggf. nicht erkannt und nicht zurückgemeldet wurden.

### Otolithen-Kunst

Otolithen werden bei Fischen in gemäßigten Klimazonen zur Altersbestimmung der Fische herangezogen. Qualitätsunterschiede bei der Otolithenpräparation können große Effekte auf die Qualität der Bestimmungsergebnisse haben (Abbildungen 8.82 – 8.85).

Mit dieser Zusammenstellung von Hecht-Otolithen aus seiner Untersuchung zur Altersschätzung an Hechten nahm Timo Rittweg 2021 am IGB-in-

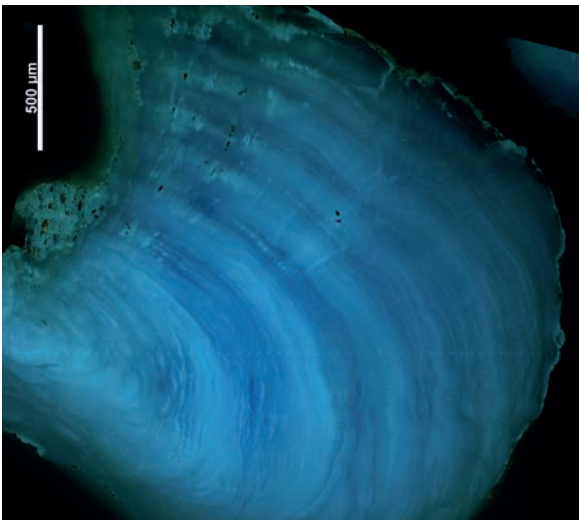


Abbildung 8.84: Otolith unter dem Mikroskop. Gute Schnittqualität und gute Beleuchtung ermöglichen eine sehr verlässliche Altersbestimmung. Wie alt dieser Hecht wohl ist?

© TIMO RITTWEG

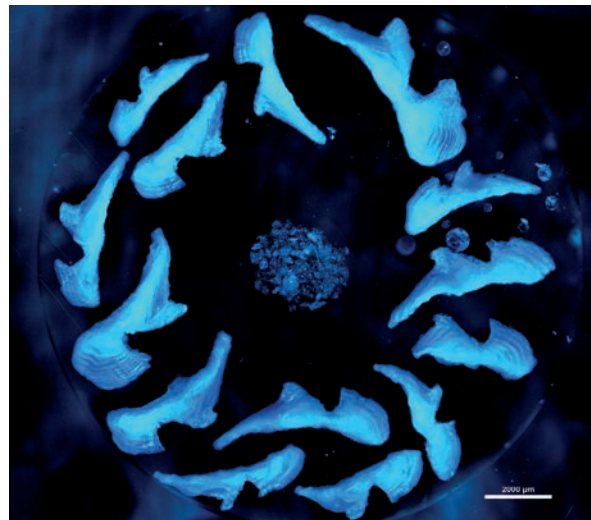


Abbildung 8.85: Ist die Altersbestimmung abgeschlossen, kann man mit Otolithen auch wunderbar Kunst machen.

© TIMO RITTWEG

ternen Fotowettbewerb „Facettenreich“ zur Präsentation des eigenen Forschungsfeldes und der tagtäglichen Arbeit teil und belegte unter den 101 eingegangenen Beiträgen den zweiten Platz.

### Teamarbeit

Bei fast allen Prozessen, insbesondere in der Zusammenarbeit mit der Praxis, hat das Team in Berlin intensiv vorbereitend gearbeitet. Es war nicht un-

üblich, dass vier Vorbereitungstreffen nötig waren, bevor ein Workshoptag mit den Interessenvertretungen organisiert war (Abbildungen 8.86 – 8.88).

### Boddenhecht goes TV

Eine Boddenhecht Studie zur vom Angeln ausgelöste Schüchternheit von Hechten (Monk et al. 2021) machte sogar TV Karriere. Ob Elton die richtige Antwort wusste (Abbildung 8.89).

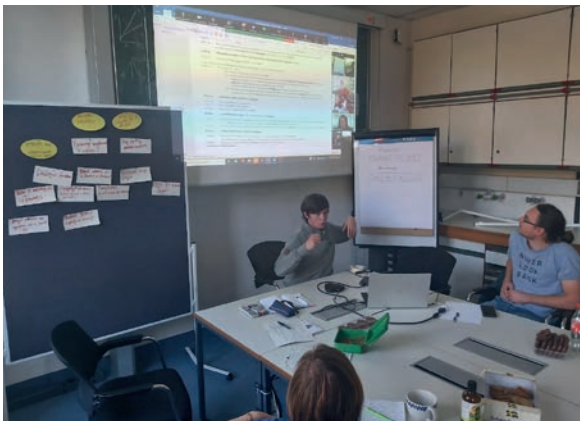


Abbildung 8.86: Workshopvorbereitungen am IGB.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.88: Gemeinsame Durchführung von Messeauftritten und Interviews.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.87: Teaminterne Arbeitstreffen am IGB, um das Gesamtprojekt und seine Querverbindungen zu verstehen und gemeinsam Schlüsselerkenntnisse abzustimmen.

© ROBERT ARLINGHAUS

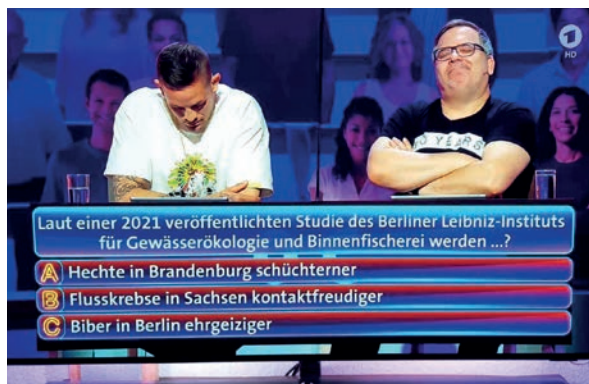


Abbildung 8.89: Monk et al.s (2021) Ergebnisse wurden Teil einer TV-Rateshow mit Elton.

© ROBERT ARLINGHAUS



**Zusammenarbeit mit Guides, Angler:innen und Fischer:innen über viele Jahre – am Ende ist es gemeinsame Arbeit in der Hechtsache, man innige Freundschaft entstand**

Gemeinsam forschen ist ein zentraler Motto des BODDENHECHT-Projekts. Wissen aus der Praxis – also das Wissen der Leute vor Ort – ist für die Wis-

senschaft unheimlich wichtig. Außerdem schafft man so Verständnis, Bedeutsamkeit und eine nachhaltigere Umsetzung der erarbeiteten Erkenntnisse. Dabei entstehen oftmals Freundschaften, die auf genau dieser Zusammenarbeit und der gemeinsamen Passion für die Fische beruhen (Abbildungen 8.90 – 8.100).



Abbildungen 8.90: Insbesondere zu einigen Angelguides wie Jörg Schütt, der in vielen Ehrenamtsstunden für das Projekt unterwegs war, Fischern und Naturschutzbehörden entstanden sehr gute Beziehungen.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.92: Moderator Prof. Dr. Alistair Bath – die Koryphäe der Arbeitsgruppenzusammenarbeit aus Neufundland im Hintergrund und hier im Vordergrund.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.91: Das Forschungsteam hielt trotz aller Wirren eng zusammen, viele Freundschaften entwickelten sich auch hier. Im Team herrschte vor allem in der zweiten Projektphase eine Kultur der Ermöglichung und tolle Stimmung.

© FRITZ FELDHEGE



Abbildung 8.93: Gemeinsam Forschen für den Boddenhecht. Die „Masterboys“ mit Angelguide Jörg Schütt und Praktikant Carlos Jimenez aus Spanien. Auch Rex war bis zu seinem Tod immer dabei (RIP).

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.94: Gemeinsames Angeln verbindet, mit Prof. Dr. Jürgen Geist und Jan Ebel (Rockfish) an der Grabow vor einem Vergleichsangeln.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.97: Fachsimpeln unter Experten. Zwei Fischer, Boddenfischer Henry Diedrich und Binnenfischer Alexander Türck vom IGB, tauschen sich über ihre Erfahrungen aus und bringen so wertvolles Praxiswissen mit in die Forschung ein.

© DOMINIQUE NIESSNER



Abbildung 8.95: Das Team nach einem erfolgreichen Vergleichsangeltag in der Grabow.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.98: Huch, alte weisse, angelnde Männer, ist das noch zeitgemäß? Ein Vergleichsangeln in den Bodden mit Mathias Fuhrmann, Team Boddenangeln und fleißigen Datensammlern.

© OLAF LINDER, DAFV



Abbildung 8.96: Masterstudenten, wie man sich nur wünschen kann.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.99: Biologen, Guides, Studierende, Techniker, Freunde – alle auf der Suche nach dem markierten Hecht.

© ROBERT ARLINGHAUS



Abbildung 8.100: Zusammenarbeiten in der Hechtsa-  
che, Robert Arlinghaus und Jörg Schütt.

© JÜRGEN GEIST

### Hechte als Delikatesse

Zunächst schieden sich im Team die Geister, ob Hechte gute Speisefische sind oder nicht. Doch dieses Rezept wurde von allen ohne Ausnahme als Delikatesse eingeschätzt. Hechtfilets (grätenfrei geschnitten, s. Anleitungsvideos auf YouTube), in große Stücke schneiden und abtrocknen. Einen Tempura-Teig selber machen (Anleitung im Internet), die Hechtstücken darin wenden und abschließend mit Panko panieren und braten. Ein Gedicht (Abbildung 8.101)!

### Hecht nach Graved-Art

Die Methode der „Gravad“-Zubereitung hat ihren Ursprung in Skandinavien im Spätmittelalter (Davidson 2014), wo sie ursprünglich zur Haltbarkeitssteigerung von Lachsen verwendet wurde. Hierbei wurde der Fisch leicht gesalzen und zum Fermentieren buchstäblich für einige Wochen oder gar Monate im Boden vergraben. Hiervon rührt auch die Bezeichnung (engl. „graved“ = eingegraben). Der frisch gefangene Fisch wurde hierfür nach dem Ausnehmen mit Beizstoffen (Mischung aus Salz und Zucker,

meist mit Kräutern wie Dill oder Petersilie versetzt) eingerieben. Anschließend wurde der Fisch für mindestens drei Tage in einem Erdloch vergraben und mit Steinen beschwert. Durch den physischen Druck kombiniert mit dem osmotischen Druck der Beizmischung wird dem Fleisch so das Wasser entzogen, gleichzeitig fermentiert der Fisch etwas. Die Kombination aus Trocknung und gutartiger Fermentation sorgt für schlechte Lebensbedingungen für fäulnisbildende Mikroorganismen, wodurch eine lange Haltbarkeit des Fisches bewirkt wird. Heutzutage wird *graved* Lachs oder *Gravlax* selten auf traditionelle Art und Weise mittels Vergraben im Boden und Beschwerung mit Steinen erzielt, sondern zumeist durch Einschweißen des Fisches unter Vakuum im Kühlschrank, wodurch derselbe Effekt erzielt wird. Zudem wird die Zubereitungsmethode an vielen verschiedenen Fischarten durchgeführt, zumeist an anderen Lachsartigen wie der Bachforelle oder



Abbildung 8.101: Boddenhecht schmeck hervorragend.

© MARLON BRAUN

an Saiblingen. Auch der Boddenhecht eignet sich ausgezeichnet für diese Art der Zubereitung und ist vor allem als Snack beim Sommergrillfest oder als Grundlage einer zünftigen „Brotzeit“ eine echte Gaumenfreude.

### Zutatenliste

- ▶ 1 – 2 Grätenfreie Hechtfilets (500 – 700 g) mit Haut
- ▶ 25 g grober Rohrzucker
- ▶ 25 g grobes Salz
- ▶ 1 Bund frischer Dill
- ▶ 1 Bund frische Petersilie
- ▶ 8 – 10 getrocknete Wacholderbeeren
- ▶ 1 ½ TL Senfkörner
- ▶ Einschweißgerät oder alternativ Frischhaltefolie und ein paar Backsteine o.ä.
- ▶ Mörser und Stößel
- ▶ Getrocknete Dillspitzen

### Zubereitung

Die Hechtfilets unter klarem Wasser abwaschen und anschließend gründlich trocken tupfen. Den Dill und die Petersilie grob hacken, dabei die Stiele mithacken (sehr aromatisch). Die Senfkörner mit den Wacholderbeeren im Mörser zerkleinern und mit dem Zucker und dem Salz gut vermischen. Nun die Hechtfilets mit der Salz-Zucker-Kräutermischung auf der Innenseite gleichmäßig einreiben und die gehackten Kräuter gleichmäßig darüber verteilen (Hinweis: Dieser Schritt sollte zügig mit dem Einschweißen erfolgen, da die Salz-Zucker-Kräutermischung dem Fleisch sehr schnell Feuchtigkeit entzieht, was beim Einschweißen dann problematisch ist, wenn man zu lange gebraucht hat). Dann die Filets vorsichtig in einen Einschweißbeutel legen und vakuumieren. Wenn man kein Vakuumiergerät besitzt, kann man die Filets auch in mehrere Lagen Frischhaltefolie eingewickelt in eine Ofenform legen, mit einem flachen Brett überdecken und mit Ziegelsteinen oder ähnlichen schweren Gegenständen gleichmäßig beschweren, um denselben Effekt zu erzeugen. Die eingeschweißten Filets oder die Ofenform

in den Kühlschrank stellen und für mindestens 48 h ruhen lassen. Anschließend die Filets auspacken und unterfließendem Wasser die Beizmischung und die Kräuter vom Filet abwaschen. Die Filets wieder trocken tupfen, mit ein wenig getrockneten Dillspitzen bestreuen und offen im Kühlschrank noch einmal 12 h nachreifen lassen. Nun können die Filets in zarten Streifen von der Haut geschnitten werden und sind bereit zum Verzehr. Dazu passt sehr gut eine Honig-Senf-Dillsauce und ein leichter Riesling. Guten Appetit!

### Und wie geht es weiter?

Wie geht es weiter mit dem Boddenhecht? Kommen stürmische Zeiten (Abbildung 8.102) oder gibt es eine Abkühlung (Abbildung 8.103). Zu hoffen wäre ein gemeinsames Schwimmen in sichere Hechtlaichwiesen (Abbildung 8.104), unterstützt durch frisches Geld von der EU und dem Land M-V (Abbildung 8.105), damit es künftig wieder heißen kann: Gemeinsam forschen, gemeinsam handeln, für verbesserte Fischbestände an der Küste des Landes M-V.



Abbildung 8.102: Regnerischer Tag auf dem Boot während eines Vergleichsangelns. Was Robert Arlinghaus wohl am Horizont sieht? Wohlmöglich den nächsten Shitstorm?

© TOMAS ENGEL, DIE ZEIT



Abbildung 8.103: Voller Einsatz für die Zukunft der Boddenhechte. Professor geht beim letzten Proben-tag ungewollt über Bord. Zum Glück war es warm, aber die Lieblingsrute ist nun futsch.

© JÖRG SCHÜTT

## 8.5 Fazit

Der Hechtbestand und die Abundanz großer Hechte in den Bodden hat in den letzten Jahren subjektiv aus Sicht der Mehrheit der Angler:innen und Fischer:innen sowie objektiv nach bestandskundlichen Analysen abgenommen. Der Boddenhechtbestand ist aktuell in seiner Produktivität nur noch halb so groß wie noch vor einigen Jahren. Auch die Anzahl der großen, kapitalen Hechte geht zurück, obwohl man an den Bodden nach wie vor im Durchschnitt größere Hechte fangen kann als in den meisten Binnengewässern in M-V. Der Fangdruck der Angel- und Berufsfischerei ist, mit Ausnahme des Corona-Jahres 2020 und teilweise 2021, für die zugrunde liegende Biomasse in den letzten Jahren zu hoch und hat zu



Abbildung 8.104: Zwei Hechte auf dem Weg zu den Laichplätzen

© TOBIAS BERGER



Abbildung 8.105: Minister Dr. Till Backhaus bei der Übergabe der Projektbewilligung im Jahre 2019.

einer ausgeprägten Größen- und einer beginnenden Wachstumsüberfischung geführt. Weitere Umweltfaktoren lasten auf dem Bestand und reduzieren seine Größe und Produktivität über die Effekte der Angel- und Berufsfischerei hinaus. Angler:innen und Fischer:innen tragen gleichermaßen zur Fischereiersterblichkeit bei. Die Angel- und Berufsfischerei ist aber wahrscheinlich nicht der primär wirkende negative Einflussfaktor auf den Hechtbestand der Bodden. Die abnehmende Wachstumsrate gerade der adulten Hechte indiziert vielmehr eine sich für den Hecht und seine Produktivität negativ entwickelnde allgemeine ökologische Umwelt an den Bodden, was zusammen mit einer zu hohen Fischereiersterblichkeit Anlass zur Sorge ist und eine Managementantwort verlangt.

Der zurückgehende Hechtbestand und komplexe Zusammenhänge zwischen ökologischen, sozialen und ökonomischen Herausforderungen zeigen zusammengenommen die Dringlichkeit für die Entwicklung eines modernen, umfassenden Managementplans für die Boddenhechte auf, das wissenschaftsbasiert ist. Dafür hat das BODDENHECHT Projekt die Grundlagen geliefert. Künftige Maßnahmen sollte die Bestände und den Lebensraum nachhaltig schützen und fördern und sozioökonomische, naturschutzfachliche und touristische Aspekte berücksichtigen und optimieren. Die Akzeptanz neuer Regularien durch unterschiedlichste Interessengruppen kann gesteigert werden, indem die Managementempfehlungen gemeinsam erarbeitet und das Wissen und die Bedürfnisse der einzelnen Interessengruppen berücksichtigt werden. Aus diesem Grunde wurde ein partizipativer Prozess zur Ableitung von Managementempfehlungen zum Boddenhecht im Projekt durchgeführt. Das im Rahmen des BODDENHECHT-Projekts erstmals für das innere Küstenfischereirechtssystem Mecklenburg-Vorpommerns eingesetzte partizipative Verfahren, das Interessengruppen aus der Angel- und Berufsfischerei, dem Tourismus, dem Naturschutz, der Verwaltung und der Wissenschaft integrierte und insgesamt elf Arbeitsgruppentreffen umfasste, war insgesamt sehr erfolgreich (Ehrliche et al. 2023a,b). Es hat zur Ableitung einer abgestimmten Vision und von sieben leitenden ökologischen, sozialen, ökonomischen und institutionellen Zielen für die Entwicklung des Boddenhechtbestands und seiner Nutzung geführt. Auf dieser Grundlage wurden 35 konsensuale, von allen getragene Managementempfehlungen für die Zukunft des Boddenhechts herausgearbeitet. Zudem konnten die teilweise im Konflikt stehenden Interessengruppen vernetzt, Kommunikationsbarrieren abgebaut und das Verständnis für die Perspektiven der jeweils anderen Parteien gesteigert werden.

Dem Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern wird zur nachhaltigen Bewirtschaftung des Hechtbestands im Bodden die

Umsetzung der in Ehrlich et al. (2023a) dargelegten 35 konsensualen Managementempfehlungen nahegelegt, sofern dies mit anderen Ansprüchen und dem Recht in Einklang zu bringen und finanzierbar ist. Auch die 19 Maßnahmen ohne Konsens, deren Vor- und Nachteile aus Sicht der Interessengruppen in Ehrlich et al. (2023a) dokumentiert wurden, sollten Eingang in die politische Abwägung finden.

Für das zukünftige Management der Hechte im Bodden ist es unabdingbar, die Angel- und Berufsfischerei, den Naturschutz der Fischbestände und deren Lebensraum sowie den Tourismus gleichermaßen als Teile eines miteinander verwobenen Gesamtsystems zu verstehen. Maßnahmen, die die Bedürfnisse der verschiedenen Nutzungsgruppen gleichermaßen berücksichtigen, haben eine höhere Aussicht auf Akzeptanz und Erfolg. Es wird daher empfohlen, die Hege- und Bewirtschaftungsziele im Küstenfischereirecht anzupassen, um nicht nur, wie aktuell der Fall, eine bestandsschonende und lebensraumerhaltende Nachhaltigkeit in der Hege anzustreben, sondern zudem auch eine soziale und ökonomische Nachhaltigkeit entsprechend der Vision der Arbeitsgruppe zu verankern. Den Institutionen des Naturschutzes und des Wassermanagements wird empfohlen, die Bedürfnisse von Fischen sowie von Angler:innen und Fischer:innen bei ihren Entscheidungen mitzudenken und sich koordiniert für umfangreiche Renaturierungen der Randbereiche der Bodden und der aktuell überwiegend versperrten Zufluss- und Grabensysteme einzusetzen. Insbesondere bei der Renaturierung von Lebensräumen an den Bodden lauern erhebliche, noch nicht gehobene Synergien zwischen dem Naturschutz und den Interessen der Angel- und Berufsfischerei.

Das im Projekt BODDENHECHT eingesetzte Verfahren der Einbindung der Interessengruppen hat sich bewährt und könnte auf andere Entwicklungsbereiche in den Bodden ausgeweitet werden. Es verlangt allerdings den Einsatz umfangreicher Mittel für Personal, die Moderation der Prozesse sowie ein Team, das die Kompetenzen zur Gestaltung der Prozesse mitbringt. Um den Erfolg der erarbeiteten

Managementmaßnahmen langfristig zu fördern, bedarf es eines Langzeitmonitorings, mit dem die Wirkung von umgesetzten Maßnahmen überprüft werden kann. Bei Vorliegen neuer Informationen besteht dann die Möglichkeit, die Maßnahmen entsprechend nachzubessern. Dies könnte im Rahmen eines adaptiven Managementansatzes realisiert werden, in den die Interessengruppen bei der strukturierten Entscheidungsfindung zur Anpassung künftiger Bewirtschaftungsmaßnahmen von Anfang an eingebunden werden.

Es ist darauf hinzuweisen, dass die aufgeworfenen Managementmaßnahmen, auch nach eingehender wissenschaftlicher Untersuchung und Abwägung durch Interessengruppen, nicht zwangsläufig zum Erfolg im Sinne der gesetzten Ziele führen. Unvorhergesehene Umweltveränderungen (z. B. eine Verschlechterung der Laichbedingungen durch Habitatverlust oder den Klimawandel) und weitere Unsicherheiten (z. B. unvorhergesehene Verhaltensänderungen in der Angel- und Berufsfischerei, Zunahme natürlicher Prädatoren) können den Managementerfolg limitieren oder verhindern. Diese Unsicherheiten lassen sich jedoch durch eine gesteigerte, kontinuierliche Forschung zu Boddenfischbeständen reduzieren. Aufgrund der aktuell limitiert verfügbaren Daten (z. B. zur Wirkung des Klimawandels sowie zur Prädation durch Räuber wie Kormorane, Robben oder Dreistachelige Stichlinge) empfiehlt es sich, mehrere verschiedene Managementmaßnahmen als Paket umzusetzen und die Wirkung über ein gezieltes langfristiges Monitoring zu überprüfen und gegebenenfalls das Management anzupassen.

Bewirtschaftende Institutionen und Personen können auf sich ändernde Rahmenbedingungen in unterschiedlicher Weise reagieren: indem sie versuchen, sich den Veränderungen zu widersetzen, und historische Zustände anstreben oder indem sie den Wandel akzeptieren und vor diesem Hintergrund die Bewirtschaftung neu regeln oder indem sie das Fischereisystem weiterentwickeln. Wahrscheinlich sind die beiden letztgenannten Ansätze für die Boddenhechte sinnvolle Strategien. In diesem Zu-

sammenhang kann abschließend wissenschaftlich empfohlen werden:

- 1) durch Renaturierung und Schutz der Wanderkorridore zu einem Wiederaufbau der Biokomplexität des Boddenhechtbestands beizutragen
- 2) die Fischereierblichkeit gerade auf die großen Hechte zu reduzieren
- 3) das Wasser- und Nährstoffmanagement fischgerecht zu betreiben, insbesondere gilt es, das Wasser in der Boddenlandschaft (inklusive der angrenzenden Landflächen) im Frühjahr zur Laichzeit zu halten statt es rasch abfließen zu lassen.
- 4) die Fischereiausrichtung neu zu denken (inkl. Entwicklung neuer Berufsbilder wie Boddenwart, neue Zielarten und Angelerlebnisse im Angelguiding weg vom Meterhecht als Zielprodukt zu einer ausdifferenzierteren Fischerei) sowie
- 5) den natürlichen Raubdruck auf die Hechte zu kontrollieren.

Sollten diese Maßnahmen im Bündel eingesetzt werden, ist es denkbar, dass sich die Bodden in den kommenden 10 bis 20 Jahren erholen und das „Hechtmekka“ (Ehrchen 2015b) wiederbelebt wird. Das verlangt den koordinierten Einsatz von vielen Organisationen und Akteur:innen sowie eine umfassende Begleitforschung. Die Grundlagen wurden durch das BODDENHECHT Projekt gelegt.

## 9 Glossar

---

**Abundanz:** Anzahl der Individuen einer Art

---

**adaptives Management:** Managementansatz, bei dem erfolgsversprechende Maßnahmen umgesetzt und anschließend auf Erfolg geprüft werden und gegebenenfalls eine Anpassung der Maßnahmen erfolgt

---

**additiv:** sich aufsummierend

---

**adult:** erwachsen

---

**allgemeines lineares Modell:** Eine Klasse statistischer Verfahren mit einer bestimmten Fehlerverteilung zur Analyse von statistisch bedeutsamen (signifikanten) Zusammenhängen zwischen zwei und mehr Variablen

---

**Allokation:** Verteilung von Ressourcen oder Energie

---

**Allometrie:** Messen und Vergleichen von Beziehungen zwischen der Körpergröße und deren Verhältnis zu verschiedensten biologischen Größen

---

**Altersklasse:** Individuen einer Art, die das selbe Alter haben, auch als Kohorte bekannt

---

**Angelfischerei:** Fischefangen mit der Angel, in Deutschland und im Buch synonym verwendet für Freizeitfischerei mit dem Fanggerät Rute und Rolle

---

---

**Angeltourist:** in einem anderen Bundesland als Mecklenburg-Vorpommern beheimateter Angler:in, der in seiner Freizeit an den Boddengewässern angelt oder beabsichtigt, dies in Zukunft zu tun

---

**Angler:in, einheimisch:** in Mecklenburg-Vorpommern beheimateter Angler:in, der in seiner Freizeit an den Boddengewässern angelt oder beabsichtigt, dies in Zukunft zu tun

---

**Anova:** eine spezielle Form von Varianzanalyse als Variante des allgemeinen linearen Modells zur Detektion von Mittelwertunterschieden zwischen zwei oder mehr Gruppen

---

**asymptotisch:** sich annähernd

---

**Bag Limit:** Tagesentnahmebeschränkung an Fischen für Angler:innen

---

**Bayessche Mischungsmodelle:** Ein statistisches Verfahren, das die Zusammensetzung z. B. des Muskelgewebes als Kombination von Eingangsquellen (z. B. Nahrungsorganismen) bestimmt

---

**Benthos:** bodenlebende Organismen

---



---

**Berufs- bzw. Erwerbsfischerei:** Fischefangen mit dem Ziel der Veräußerung zur Realisierung eines Einkommens

---

**Bewegungsraum/areal:** Das Areal, in ein Tier den Grossteil (z. B. 50 oder 95%) seiner Zeit verbringt

---

**Biomasse:** Das Gewicht alle Tiere oder Pflanzen einer Art oder Artengruppe

---

**bipartites Netzwerk:** Netzwerk bestehend aus zwei getrennten Knotengruppen

---

**Boddenfischer:** im Haupt- oder Nebenerwerb tätiger Berufsfischer, der für die Bodden eine Fangerlaubnis hat

---

**Bootstrapping:** Methode zur Schätzung von Unsicherheiten durch Wiederauswahl aus einer Verteilung

---

**carnivor:** fleischfressend

---

**Catch & Release:** Das Fangen und anschließende Zurücksetzen von Fischen, kann freiwillig oder gesetzlich gefordert (z. B. geschonte Art) erfolgen

---

**Cleithrum:** Schultergürtel

---

**CPUE:** Catch per Unit Effort, Einheitsfang

---

**Dichte:** Anzahl Individuen einer Art pro Fläche

---

**Dichteabhängigkeit:** Die Dichte einer Art bestimmt über die Intensität/Ausprägung eines Prozesses (z. B. dichteabhängiges Wachstum)

---

**DNA:** DeoxyriboNucleic Acid; Träger der genetischen Informationen bzw. Erbsubstanz

---



---

**Einzel-Nukleotid-Polymorphismen (SNP, single nucleotid polymorphism):** Ein kleiner Abschnitt der DNA, der als Marker zur Analyse von Verwandtschaftsverhältnissen verwendet wird

---

**emerse Makrophyten:** Höhere Wasserpflanzen, die teilweise im Wasser wachsen, aber auch Blätter oberhalb der Wasseroberfläche haben

---

**euryhalin:** Arten mit weitem Toleranzbereich für Salzgehalt

---

**exponentiell:** zunehmend ansteigend

---

**Fangrate:** Anzahl gefangener Fische pro Fischereiaufwand

---

**Fischer:in:** eine Person, der Fische fängt, egal ob als Berufs- oder Angelfischer:in im Buch häufig synonym verwendet mit Berufsfischer:in

---

**Fischerei:** Das Fangen von wildlebenden Fischen, egal ob durch Angel- oder Berufsfischerei

---

**fischereiliche Referenzpunkte:** Maßzahlen, die die Produktivität eines Fischbestands beschreiben und als Vergleichsgrößen zur Beurteilung des Bestandszustands oder des Befischungsdruks dienen

---

**fischereiliche Sterblichkeit:** Die Menge von durch die Fischerei getöteten Fischen in Bezug auf die Anzahl oder Biomasse der Fische im Bestand je Zeiteinheit (z. B. Jahr), egal ob durch Angel- oder Berufsfischerei gefangen

---

**Fitness:** Lebenslange Nachkommensproduktion eines Individuums als Maß der Weitergabe der eigenen Gene an die nachfolgenden Generationen

---

**FST-Wert:** Ein Maß für die genetische Unterschiedlichkeit zwischen zwei Gruppen von Tieren/Pflanzen

---

---

**gemischte Fischerei:** Eine Fischerei, in der sowohl Berufs- als auch Angelfischerei auf mehrere Arten stattfindet

---

**gemischter Bestand:** Fischbestand, der sich aus unterschiedlichen genetisch unterscheidbaren Teilpopulationen oder Arten zusammensetzt

---

**genetischer Marker:** Eine spezifische Abfolge der DNA Proteine, die als Anzeiger für Ähnlichkeit/Unähnlichkeit verwendet wird

---

**Genom:** Die Summe aller DNA Information

---

**genomweite Analysen:** Analyse der gesamten DNA

---

**Genotyp:** Die Summe aller genetischen Merkmale eines Individuum

---

**Gleichgewichtszustand:** Zustand, auf den sich eine Population oder ein System als Ganzes langfristig einpendelt, wenn die Umweltbedingungen konstant bleiben

---

**Habitat:** Lebensraum

---

**Hydrofon:** Empfangsstation in der Telemetrie

---

**Hyperallometrie:** Überproportionaler Anstieg mit der Fischmasse

---

**hyperosmotisch:** Zelle schrumpft durch Wasserentzug

---

**hyposmotisch:** Zelle schwillt potenziell bis zum Platzen durch Wassereinschluss an

---

**Inkrement:** Zuwachs

---

**Input-Output Analyse:** Methode der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung, um aus den Input (Nachfrage nach Gütern und Dienstleistungen) den Output (volkswirtschaftliche Produktionswerte oder Bruttowertschöpfung sowie Jobeffekte) in der Volkswirtschaft zu bestimmen

---

**Interdisziplinarität:** Ein Forschungsansatz, der Forschungsfragen beantwortet, bei dem mindestens zwei Wissenschaftsdisziplinen (wie Fischereibiologie und Ökonomie) beteiligt sind

---

**Isometrie:** Direkt proportionaler Anstieg eines Messgröße (wie Fruchtbarkeit) mit der Fischmasse

---

**Isotope:** Atome eines Elements, die eine gleiche Anzahl von Protonen und Elektronen haben, sich jedoch in der Anzahl von Neutronen unterscheiden; bestimmte Isotope werden als Marker z. B. für die Quelle der Ernährung, Temperatur oder Salzgehalt verwendet

---

**juvenil:** jugendlich

---

**Kannibalismus:** Das Fressen von Artgenossen

---

**Kippunkt:** Kritischer Grenzwert für ein System (z. B. Ökosystem), bei dem ein Wechsel in einen anderen Zustand mit veränderten Eigenschaften droht

---

**Kohorte:** Entspricht dem Begriff der Altersklasse und beschreibt die Individuen, die im selben Jahr geboren wurden

---

**Kollinearität:** Wenn zwei oder mehr Variablen zusammenhängen und vergleichbare Schwankungen zeigen

---

**Kondition:** Körperzustand eines Organismuses

---

**Kostenposition, getrimmt:** Berechnungsgrundlage für realitätsgerechtere Ausgabenschätzungen, bei der die höchsten 1 % bis 5 % der von den Befragten angegebenen Ausgaben abgeschnitten wurden

---

**Küstenfischer:in:** im Haupt- oder Nebenerwerb tätiger Berufsfischer:in, der eine Fangerlaubnis für die inneren oder äußeren Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern hat

---

**Lee-Phänomen:** Das Phänomen, dass schnellerwüchsige Fische rascher sterben und daher die mittlere Länge von rückberechneten Fischlängen von alten Fischen kleiner ist als die von jungen Fischen

---

**Logarithmus:** eine mathematische Funktion

---

**Makrophyten:** Höhere Pflanzen

---

**marginal:** grenzwertig; wird in der Ökonomie verwendet, um die Veränderung einer Größe je Veränderung um eine Einheit darzustellen, z. B. wie der Angelnutzen durch den Fang eines weiteren Fisches ansteigt

---

**massenspektrometrisch:** chemische Bestimmungsmethode von Isotopen oder Elementen allgemein

---

**maternal:** mütterlich

---

**Median:** In der Mitte einer Datenverteilung liegender Wert

---

**Melioration:** Verbesserung, gemeint ist die Verbesserung der Landwirtschaft durch wasserbauliche Maßnahmen

---

**mesohalin:** mittlere Salzgehalte von 5 bis 18 PSU

---

**mesothermal:** Vorliebe für mittlere Temperaturbereiche

---

**metabolisch:** stoffwechselbedingt

---

**Metapterygoidknochen:** Flügelknochen

---

**Milchner:** männlicher Fisch

---

**morphologisch:** äußerlich/gestalterisch

---

**MSY:** Maximaler Dauerertrag

---

**Multikollinearität:** Zusammenhänge zwischen mehreren Variablen, so dass statistisch nicht mehr zwischen der Wirkung einzelner Variablen unterschieden werden kann

---

**natürliche Sterblichkeit:** Sterblichkeitsrate, die nicht durch den Menschen verursacht wird

---

**nichtletal:** nichttötlich

---

**Normalverteilung:** Glockenkurvenartige Wahrscheinlichkeitsverteilung

---

**obligat:** notwendig oder unvermeidlich

---

**ökologische Konnektivität:** ökologische Verbindung (zwischen Gebieten z. B.)

---

**oligohalin:** geringer Salzgehalt (< 5 PSU)

---

**Operculum:** Kiemendeckel

---

**Osmoregulation:** Steuerung des Salzgehalts im Blut

---

**osmotisch:** Druck zwischen zwei Flüssigkeiten mit unterschiedlicher Ionendichte

---

**Otolith:** Gehörsteinchen

---

**Ovidukt:** Eileiter

---

**Palpation:** Das Erfühlen des Reifegrads bei Fischen

---

---

**Parametrisierung:** Das Zuweisen von konkreten Werten für die Parameter eines Modells, um das Modell simulieren zu können

---

**Pareto Effizienz:** Die Verteilung von Ressourcen in einer Weise, die keinen schlechter stellt

---

**paternal:** väterlich

---

**PCR:** Als Polymerase-Kettenreaktion (englisch polymerase chain reaction, PCR) bezeichnet man Labormethoden zur Vervielfältigung von Erbsubstanz (DNA)

---

**Phänologie:** Zeitliche Abfolge von Ereignissen, wie z. B. Schlupf, Blüte

---

**phänotypisch:** ein äußerlich sicht- und messbares Erscheinungsmerkmal

---

**piscivor:** fischfressend

---

**polymiktisch:** vollständig durchmischter Wasserkörper

---

**Poolseq-Analyse:** Analyse der DNA Information mehrerer Tiere nach Fangort gepoolt

---

**Population:** Eine Reproduktionseinheit einer Art

---

**Populationsdynamik:** Die Änderung der Populationsdichte über die Zeit

---

**Posteriorverteilung:** Verteilung einer Meßgröße nach dem statistischen Verfahren von Bayes

---

**potamodrom:** innerhalb eines Gewässersystem zur Laichzeit wandernd

---

**Prädation:** Fraßdruck

---

**Primer:** Oligonukleotid, das für DNA-replizierende Enzyme (wie die DNA-Polymerase) als Startpunkt dient

---

---

**Produktion:** Der Zuwachs von Biomasse je Zeiteinheit

---

**PSU:** Practical Salinity Units, Maßeinheit des Salzgehalts (äquivalent zu Promille)

---

**putativ:** möglicherweise

---

**P-Wert:** ein statistischer Wahrscheinlichkeitswert, der als Irrtumswahrscheinlichkeit bekannt ist und signifikante Unterschiede/Zusammenhänge andeutet, wenn er  $< 0,05$  oder 5 % ist

---

**Receiver:** wie Hydrofon: Empfangsstation bei der Fischortung

---

**Rekruten:** Fische, die eine Länge bzw. ein Alter erreicht haben, in dem sie in den Fanggeräten von Fischern oder Anglern auftauchen, d. h. die Tiere sind in die Fischerei hineingewachsen

---

**Rekrutierung:** Die Gesamtzahl an Nachkommen, die mit einem Fanggerät fangbar sind

---

**Reproduktionseinheit:** Tiere, die sich zusammen vermehren

---

**Residuen:** Restabweichung von einer statistischen Funktion oder von mittleren Messwerten

---

**Resilienz:** Die Widerstandsfähigkeit eines Systems, die Fähigkeit, Störungen abzupuffern, ohne die Struktur und Funktion zu verändern

---

**rezent:** aktuell

---

**Rogner:** weibliche Fische

---

**Salinität:** Salzgehalt

---

**SD:** Standardabweichung, die mittlere Abweichung vom Mittelwert

---

---

**sicherer Handlungsraum:** Zustandsraum von Umweltfaktoren und Faktoren der menschlichen Nutzung, bei dem keine Übernutzung einer Ressource droht

---

**Stakeholder:** Interessenvertreter:innen, Anspruchsberechtigte

---

**stenohalin:** Arten mit engen Toleranzbereich für Salzgehalt

---

**stille Fischerei:** Fischerei mit handwerklichen Fanggeräten, die nicht aktiv gezogen werden, wie Stellnetze, Reuse u.ä.

---

**strukturierte Entscheidungsfindung:** Ansatz zur Ableitung von Entscheidungen, bei dem zunächst Probleme identifiziert, Ziele und Zielkriterien definiert werden, um dann Maßnahmenoptionen anhand der Zielkriterien abzuwägen und auf der Basis von Abschätzungen zur Maßnahmenwirkung zu einer Entscheidung zu kommen.

---

**submerse Makrophyten:** ständig untergetauchte höhere Wasserpflanzen

---

**sympatrisch:** zusammen vorkommend

---

**synergistisch:** sich verstärkend

---

**Transdisziplinarität:** Forschungsansatz, der die Praxis in den Erkenntnisgewinnungsprozess einbindet

---

**Überschätzungskorrektur:** Korrektur der von den Befragten berichteten Häufigkeit von Angeltagen, um eine realitätsgerechtere Schätzung des Angelaufwands zu ermöglichen

---

**UD:** Utilization Distribution, eine Maßzahl der Aufenthaltsverteilung von Fischen im Raum

---

**unimodal:** Verteilungskurve mit (nur) einem Maximum

---

**von-Bertalanffy-Wachstumskurve:** Kurve, die die Zunahme der Fischlänge mit dem Alter beschreibt, wobei die Längenzunahme sich mit dem Alter abschwächt

---

**Wohlfahrt/Wohlergehen:** Ökonomischer Begriff für den Nutzen eines Individuum oder einer Gruppe von Menschen

---

**Zahlungsbereitschaft:** Ein Maß für den Nutzen, den ein Mensch aus einem Gut oder aus den Merkmalen eines Guts zieht

---

**Zentroid:** geometrisches Zentrum eines räumlichen Objektes

---

**Zustandswechsel:** Wechsel von einem Gleichgewichtszustand eines Ökosystems/Population in einen anderen (im Engl. regime shift)

# 10 Literaturverzeichnis

**Alle Projektpublikationen sind fett hervorgehoben. Eine Gesamtaufstellung aller Projektpublikationen findet sich in Ehrlich et al. (2023a) oder auf [www.boddenhecht-forschung.de](http://www.boddenhecht-forschung.de)**

Aas, Ø., Haider, W., Hunt, L. (2000): Angler responses to potential harvest regulations in a Norwegian sport fishery: A conjoint-based choice modeling approach. *North American Journal of Fisheries Management* 20: 940–950.

Abbott, J.K. (2015): Fighting over a red herring: The role of economics in recreational-commercial allocation disputes. *Marine Resource Economics* 30: 1–20.

Acheson, J.M. (1975): The lobster fiefs: Economic and ecological effects of territoriality in the Maine lobster industry. *Human Ecology* 3: 183–207.

Adolfsson, O. (2020): Consequences on population dynamics following regained connectivity in pike (*Esox lucius*) spawning location. Master thesis, Linnaeus University Press.

**Ahrens, R.N.M., Allen, M.S., Walters, C., Arlinghaus R. (2020): Saving large fish through harvest slots outperforms the classical minimum-length limit when the aim is to achieve multiple harvest and catch-related fisheries objectives. *Fish and Fisheries* 21: 483–510.**

Albouy, C., Mouillot, D., Rocklin, D., Culioli, J. M., Le Loc'h, F. (2010): Simulation of the combined effects of artisanal and recreational fisheries on a Mediterranean MPA ecosystem using a trophic model. *Marine Ecology Progress Series* 412: 207–221.

Alexander, G. (1992): Mit dem Tretboot auf Hecht. *Blinker* 9: 28–29.

Allen, M.S., Hightower, J.E. (2010): Fish population dynamics: Mortality, growth, and recruitment. In: Hubert, W.A., Quist, M.C. (eds.), *Inland Fisheries Management in North America*. American Fisheries Society, Bethesda, 43–79.

Allen, M.S., Miranda, L.E., Brock, R.E. (1998): Implications of compensatory and additive mortality to the management of selected sportfish populations. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use* 3: 67–79.

Allgemeinverfügung zur Verwendung eines Treibankers vom 5. Juni 2014 (AmtsBl. M-V S. 341).

Allgemeinverfügungen zur Fischereiausübung in den Winterlagern vom 29. Juni 2015 (Amtsbl./AAz.MV S. 340) zuletzt geändert 20. Okt. 2015 (Amtsbl./AAz.MV S. 554).

Alós, J., Arlinghaus, R. (2013): Impacts of partial marine protected areas on coastal fish communities exploited by recreational angling. *Fisheries Research* 137: 88–96.

Alos, J., Palmer, M., Arlinghaus, R. (2012): Consistent selection towards low activity phenotypes when catchability depends on encounters among human predators and fish. *PLoS one*, 7(10): e48030.

Alós, J., Palmer, M., Rosselló, R., Arlinghaus, R. (2016): Fast and behavior-selective exploitation of a marine fish targeted by anglers. *Scientific Reports* 6: 38093. doi: 10.1038/srep38093.

Alós, J., Puiggrós, A., Díaz-Gil, C., Palmer, M., Rosselló, R., Arlinghaus, R. (2015a): Empirical evidence for species-specific export of fish Naïveté from a no-take marine protected area in a coastal recreational hook and line fishery. *PLoS ONE* 10(8): e0135348.

Alós, J., Palmer, M., Trías, P., Díaz-Gil, C., Arlinghaus, R. (2015b): Recreational angling intensity correlates with alteration of vulnerability to fishing in a carnivorous coastal fish species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72: 217–225.

- Alós, J., Campos-Candela, A., Arlinghaus, R. (2019): A modeling approach to evaluate the impact of fish spatial behavioural types on fisheries stock assessment. *ICES Journal of Marine Science* 76: 489–500.
- Altinok, I., Grizzle, J.M. (2001): Effects of brackish water on growth, feed conversion and energy absorption efficiency by juvenile euryhaline and freshwater stenohaline fishes. *Journal of Fish Biology* 59: 1142–1152.
- Altinok, I., Grizzle, J.M. (2003): Effects of low salinities on oxygen consumption of selected euryhaline and stenohaline freshwater fish. *Journal of the World Aquaculture Society* 34: 113–117.
- Aminpour, P., Gray, S.A., Jetter, A.J., Introne, J.E., Singer, A., Arlinghaus, R. (2020): Wisdom of stakeholder crowds in complex social-ecological systems. *Nature Sustainability* 3: 191–199.**
- Andersen, K.H. (2020): *Fish Ecology, Evolution, and Exploitation: The Size- and Trait-Based Approach*. Princeton University Press, Princeton, Oxford.
- Andersen, K.H., Jacobsen, N.S., Jansen, T., Beyer, J.E. (2017): When in life does density dependence occur in fish populations? *Fish and Fisheries* 18: 656–667.
- Andersen, M., Jacobsen, L., Grønkaer, P., Skov, C. (2008): Turbidity increases behavioural diversity in northern pike, *Esox lucius* L., during early summer. *Fisheries Management and Ecology* 15: 377–383.
- Anderson, C.N.K., Hsieh, C.H., Sandin, S.A., Hewitt, R., Hollowed, A., Beddington, J., May, R.M., Sugihara, G. (2008): Why fishing magnifies fluctuations in fish. *Nature* 452: 835–839.
- Anderson, D.K., Ditton, R.B., Hunt, K.M. (2007): Measuring angler attitudes toward catch-related aspects of fishing. *Human Dimensions of Wildlife* 12: 181–191.
- Anderson, S.C., Cooper, A.B., Jensen, O.P., Minto, C., Thorson, J.T., Walsh, J.C., Afflerbach, J., Dickey-Collas, M., Kleisner, K., Longo, C., Chato Osio, G., Ovando, D.A., Mosqueira, I., Rosenberg, A.A., Selig, E.R. (2017): Improving estimates of population status and trend with superensemble models. *Fish and Fisheries* 18: 732–741.
- Andersson, A., Blomquist, J., Waldo, S. (2021): Local fisheries and thriving harbors: Is there a value for the tourism sector? *Marine Resource Economics* 36: 111–131.
- Arevalo, E., Cabral, H.N., Villeneuve, B., Possémé, C., Lepage, M. (2023): Fish larvae dynamics in temperate estuaries: A review on processes, patterns and factors that determine recruitment. *Fish and Fisheries* 24: 466–487.
- Arlinghaus, R. (2004): Angelfischerei in Deutschland – eine soziale und ökonomische Analyse. *Berichte des IGB, Heft 18*.
- Arlinghaus, R. (2005): A conceptual framework to identify and understand conflicts in recreational fisheries systems, with implications for sustainable management. *Aquatic Resources Culture and Development* 1: 145–174.
- Arlinghaus, R. (2006a): On the apparently striking disconnect between motivation and satisfaction in recreational fishing: The case of catch orientation of German anglers. *North American Journal of Fisheries Management* 26: 592–605.
- Arlinghaus, R. (2006b): *Der unterschätzte Angler*. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co. KG, Stuttgart.
- Arlinghaus, R. (2007): Voluntary catch-and-release can generate conflict within the recreational angling community: A qualitative case study of specialised carp, *Cyprinus carpio*, angling in Germany. *Fisheries Management and Ecology* 14: 161–171.
- Arlinghaus, R. (2014): Eine kritische Auseinandersetzung mit der Darstellung tierschutzwidriger anglerischer Praktiken ohne Verwertungsabsicht in den Massenmedien. *Fischer & Teichwirt* 65: 12–17.
- Arlinghaus, R. (2017): Nachhaltiges Management von Angelgewässern. Ein Praxisleitfaden. *Berichte des IGB, Heft 30*.
- Arlinghaus, R. (2019): Wann ist ein Bestand überfischt? *Blinker* 10: 42–46.
- Arlinghaus, R. (2021): Populationsdynamische Grundlagen der Ertragsbildung in angelfischereilich genutzten Fischbeständen. Schlussfolgerungen für die Wirkungsweise von Entnahmebestimmungen und Fischbesatz. *Zeitschrift für Fischerei* 1(4): 1–17.
- Arlinghaus, R., Mehner, T. (2004): A management-orientated comparative analysis of urban and rural anglers living in a metropolis (Berlin, Germany). *Environmental Management* 33: 331–344.
- Arlinghaus, R., Cooke, S.J., Lyman, J., Policansky, D., Schwab, A., Suski, C., Button, S.G., Thorstad, E. B. (2007): Understanding the complexity of catch-and-release in recreational fishing: An integrative synthesis of global knowledge from historical, ethical, social, and biological perspectives. *Reviews in Fisheries Science* 15: 75–167.
- Arlinghaus, R., Klefoth, T., Kobler, A., Cooke, S.J. (2008): Size-selectivity, capture efficiency, injury, handling time and determinants of initial hooking mortality of angled northern pike (*Esox lucius* L.): The influence of bait type and size. *North American Journal of Fisheries Management* 28: 123–134.
- Arlinghaus, R., Klefoth, T., Cooke, S.J., Gingerich, A., Suski, C. (2009a): Physiological and behavioural consequences of catch-and-release angling on northern pike (*Esox lucius*). *Fisheries Research* 97: 223–233.
- Arlinghaus, R., Matsumura, S., Dieckmann, U. (2009b): Quantifying selection differentials caused by recreational fishing: Development of modeling framework and application to reproductive investment in pike (*Esox lucius*). *Evolutionary Applications* 2: 335–355.
- Arlinghaus, R., Matsumura, S., Dieckmann, U. (2010): The conservation and fishery benefits of protecting large pike (*Esox lucius* L.) by harvest regulations in recreational fishing. *Biological Conservation* 143(6): 1444–1459.
- Arlinghaus, R., Beardmore, B., Riepe, C., Meyerhoff, J., Pagel, T. (2014): Species-specific preferences of German recreational anglers for freshwater fishing experiences, with emphasis on the intrinsic utilities of fish stocking and wild fishes. *Journal of Fish Biology* 85: 1843–1867.

Arlinghaus, R., Cyrus, E.-M., Eschbach, E., Fujitani, M., Hühn, D., Johnston, F., Pagel, T., Riepe, C. (2015): Hand in Hand für eine nachhaltige Angelfischerei: Ergebnisse und Empfehlungen aus fünf Jahren praxisorientierter Forschung zu Fischbesatz und seinen Alternativen. Berichte des IGB, Heft 28.

Arlinghaus, R., Alós, J., Beardmore, B., Díaz, A.M., Eschbach, E., Hagemann, R., Hühn, D., Johnston, F., Klefoth, T., Lübke, K., Matsumura, S. (2016a): Hechtbestandsmanagement in der Angelfischerei. Möglichkeiten und Grenzen der Hege über Besatz, Habitatmanagement und veränderte Fang- und Entnahmebestimmungen. Der Hecht – Fisch des Jahres, DAFV, Berlin, 19–53.

Arlinghaus, R., Lorenzen, K., Johnson, B.M., Cooke, S.J., Cowx, I.G. (2016b): Management of freshwater fisheries: Addressing habitat, people and fishes. In: Craig, J. (ed.), *Freshwater Fisheries Ecology*. Blackwell Science, Oxford, 557–579.

Arlinghaus, R., Pagel, T., Hühn, D., Rapp, T. (2016c): Einheitsfanganalysen als praxisnahes Hilfsmittel zur Abschätzung der Fischbestandsentwicklung in Binnengewässern. *Fischerei & Fischmarkt in M-V* 2: 30–41.

Arlinghaus, R., Alós, J., Pieterek, T., Klefoth, T. (2017a): Determinants of angling catch of northern pike (*Esox lucius*) as revealed by a controlled whole-lake catch-and-release angling experiment – The role of abiotic and biotic factors, spatial encounters and lure type. *Fisheries Research* 186: 648–657.

Arlinghaus, R., Laskowski, K.L., Alós, J., Klefoth, T., Monk, C.T., Nakayama, S., Schröder, A. (2017b): Passive gear-induced timidity syndrome in wild fish populations and its potential ecological and managerial implications. *Fish and Fisheries* 18: 360–373.

Arlinghaus, R., Alós, J., Beardmore, B., Daedlow, K., Dorow, M., Fujitani, M., Hühn, D., Haider, W., Hunt, L. M., Johnson, B. M., Johnston, F. D., Klefoth, T., Matsumura, S., Monk, C. T., Pagel, T., Post, J. R., Rapp, T., Riepe, C., Ward, H., Wolter, C. (2017c): Understanding and managing freshwater recreational fisheries as complex adaptive social-ecological systems, *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* 25: 1–41.

Arlinghaus, R., Alós, J., Beardmore, B., Díaz, A.M., Hühn, D., Johnston, F., Klefoth, T., Kuparinen, A., Matsumura, S., Pagel, T., Pieterek, T., Riepe, C. (2018): Recreational piking: Sustainably managing pike in recreational fisheries. In: Skov, C., Nilsson, P.A. (eds.), *Biology and Ecology of Pike*. CRC Press, Boca Raton, 288–335.

**Arlinghaus, R., Abbott, J.K., Fenichel, E.P., Carpenter, S.R., Hunt, L.M., Alós, J., Klefoth, T., Cooke, S.J., Hilborn, Jensen, O.P.J., Wilberg, M.J., Post, J.R., Manfredo, M.J. (2019): Governing the recreational dimension of global fisheries. *Proceedings of the National Academy of Science* 16: 5209–5213.**

**Arlinghaus, R., Lucas, J., Weltersbach, M.S., Kömle, D., Winkler, H.M., Riepe, C., Kühn, C., Strehlow, H.V. (2021): Niche overlap among anglers, fishers and cormorants and their removals of fish biomass: A case from brackish lagoon ecosystems in the southern Baltic Sea. *Fisheries Research* 238: 105894.**

**Arlinghaus, R., Vogt, A., Kömle, D., Niessner, D., Ehrlich, E., Rittweg, T., Droll, J. (2022a): Ursachenanalyse von Berufsfis-**

**cher-Angler Konflikten am Beispiel der Nutzung von Hechten (*Esox lucius*) in den Boddengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. *Zeitschrift für Fischerei* 2: 1–27. doi: 10.35006/fischzeit.2022.10.**

Arlinghaus, R., Riepe, C., Theis, S., Pagel, T., Fujitani, M. (2022b): Dysfunctional information feedbacks cause the emergence of management panaceas in social-ecological systems: The case of fish stocking in inland recreational fisheries. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism* 38: 100475. doi: 10.1016/j.jort.2021.100475.

**Arlinghaus, R., Rittweg, T., Dhellemmes, F., Koemle, D., van Gemert, R., Schubert, H., Niessner, D., Möller, S., Droll, J., Friedland, R., Lewin, W.C., Dorow, M., Westphal, L., Ehrlich, E., Strehlow, H.V., Weltersbach, M.S., Roser, P., Braun, M., Feldhege, F., Winkler, H. (2023a): A synthesis of coastal northern pike (*Esox lucius*) fishery and its social-ecological environment in the southern Baltic Sea: Implications for management of mixed commercial-recreational fisheries. *Fisheries Research* 263: 106663.**

Arlinghaus, R., Klefoth, T., Matern, S., Radinger, J., Nikolaus, R., Meyerhoff, J., Schafft, M., Cyrus, E.-M., Emmrich, M., Hering, D., Wolter, C. (2023b): Biodiversität, Angeln und Gesellschaft. Wissensbasierte Empfehlungen für ein nachhaltiges Fischereimanagement an Baggerseen. Berichte des IGB, Band 32.

Árnason, E., Hernandez, U.B., Kristinsson, K. (2009): Intense habitat-specific fisheries-induced selection at the molecular Pan I locus predicts imminent collapse of a major cod fishery. *PLoS ONE* 4(5): e5529.

Asche, F., Gordon, D.V., Jensen, C.L. (2007): Individual vessel quotas and increased fishing pressure on unregulated species. *Land Economics* 83: 41–49.

Aswani, S., Hamilton, R.J. (2004): Integrating indigenous ecological knowledge and customary sea tenure with marine and social science for conservation of bumphead parrotfish (*Bolbometopon muricatum*) in the Roviana Lagoon, Solomon Islands. *Environmental Conservation* 31: 69–83.

Atkinson, D. (1994): Temperature and organism size—a biological law for ectotherms? *Advances in Ecological Research* 25: 1–58.

Azour, F., van Deurs, M., Behrens, J., Carl, H., Hüsey, K., Greisen, K., Ebert, R., Møller, P. (2015): Invasion rate and population characteristics of the round goby *Neogobius melanostomus*: Effects of density and invasion history. *Aquatic Biology* 24: 41–52.

Bacheler, N.M., Buckel, J.A., Hightower, J.E., Paramore, L.M., Pollock, K.H. (2009): A combined telemetry – tag return approach to estimate fishing and natural mortality rates of an estuarine fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66: 1230–1244.

Backhaus, T. (2021): MV bereitet Management für Hechtbestände in Küstengewässern vor. Pressemitteilung Nr. 020/2021 vom 28.01.2021 des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt M-V. <https://www.regierung-mv.de/Landesregierung/Im/Aktuell/?id=167410&processor=processor.sa.pressemitteilung>



- Backhaus, T. (2022): Vorwort. Fischerei & Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern 19 (1), 3.
- Bäcklin, M.M., Moraeus, C., Kunnasranta, M., Isomurus, M. (2010): Health assessment in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*). HELCOM Indicator Fact Sheets 2011.
- Baer, J. (2008): Untersuchungen zur Optimierung des Besatz- und Bestandsmanagements von Bachforellen (*Salmo trutta L.*). Shaker Verlag, Aachen.
- Baker, R., Buckland, A., Sheaves, M. (2014): Fish gut content analysis: Robust measures of diet composition. *Fish and Fisheries* 15: 170–177.
- Baktoft, H., Aarestrup, K., Berg, S., Boel, M., Jacobsen, L., Koed, A., Pedersen, M.W., Svendsen, J.C., Skov, C. (2013): Effects of angling and manual handling on pike behaviour investigated by high-resolution positional telemetry. *Fisheries Management and Ecology* 20: 518–525.
- Baktoft, H., Zajicek, P., Klefoth, T., Svendsen, J.C., Jacobsen, L., Pedersen, M.W., March, Morla, D., Skov, C., Nakayama, S., Arlinghaus, R. (2015): Performance assessment of two whole-lake acoustic positional telemetry systems – Is reality mining of free-ranging aquatic animals technologically possible? *PLOS ONE* 10(5): e0126534.
- Ball, I.R., Possingham, H.P., Watts, M. (2009): Marxan and relatives: Software for spatial conservation prioritisation. In: Moilanen, H.P.P., Wilson, A.K.A. (eds.), *Spatial Conservation Prioritisation: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press, Oxford, New York, 185–195.
- Barneche, D.R., Robertson, D.R., White, C.R., Marshall, D.J. (2018): Fish reproductive-energy output increases disproportionately with body size. *Science* 360: 642–645.
- Barrat, A., Barthélemy, M., Pastor-Satorras, R., Vespignani, A. (2004): The architecture of complex weighted networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101: 3747–3752.
- Barthelmes, D. (1981): *Hydrobiologische Grundlagen der Binnenfischerei*. VEB Landwirtschaftsverlag, Jena.
- Basan, U. (1988): *Wir angeln in Bodden und Haffen*. Sportverlag, Berlin.
- Bast, H.-D., Fadschild, K. (1979): *Fischereibiologische Untersuchungen an Plötzen und Barschen der inneren Küstengewässer der DDR. Teil I*. WZ WPU Rostock, Math.-Nat. Reihe, H. 28 (6): 585–590.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S. (2013): lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. <http://cran.r-project.org/package=lme4>
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S. (2015): Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67(1): 1–48.
- Beamish, R.J., McFarlane, G.A. (1983): The forgotten requirement for age validation in fisheries biology. *Transactions of the American Fisheries Society* 112: 735–743.
- Beardmore, B., Haider, W., Hunt, L.M., Arlinghaus, R. (2011): The importance of trip context for determining primary angler motivations: Are more specialized anglers more catch-oriented than previously believed? *North American Journal of Fisheries Management* 31: 861–879.
- Beardmore, B., Haider, W., Hunt, L.M., Arlinghaus, R. (2013): Evaluating the ability of specialization indicators to explain fishing preferences. *Leisure Sciences* 35: 273–292.
- Beardmore, B., Hunt, L.M., Haider, W., Dorow, M., Arlinghaus, R. (2015): Effectively managing angler satisfaction in recreational fisheries requires understanding the fish species and the anglers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72: 500–513.
- Bell, A.M., Hankison, S.J., Laskowski, K.L. (2009): The repeatability of behaviour: a meta-analysis. *Animal Behaviour* 77: 771–783.
- Benoit, H.P., Swain, D.P., Hutchings, J.A., Knox, D., Doniol-Valcroze, T., Bourne, C.M. (2018): Evidence for reproductive senescence in a broadly distributed harvested marine fish. *Marine Ecology Progress Series* 592: 207–224.
- Berger, W. (1970): Die Kormorankolonie Niederhof als Objekt des Naturschutzes und der angewandten Ökologie. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg* 13(3): 15–22.
- Berggren, H., Nordahl, O., Tibblin, P., Larsson, P., Forsman, A. (2016): Testing for local adaptation to spawning habitat in sympatric subpopulations of pike by reciprocal translocation of embryos. *PLoS One* 11(5): e0154488.
- Berggren, T. (2019): *Increased body growth rates of northern pike (Esox lucius) in the Baltic Sea*. Master thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Öregrund.
- Berggren, T., Bergström, U., Sundblad, G., Östman, Ö. (2022): Warmer water increases early body growth of northern pike (*Esox lucius*), but mortality has larger impact on decreasing body sizes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 79: 771–781.
- Bergström, U., Olsson, J., Casini, M., Eriksson, B.K., Fredriksson, R., Wennhage, H., Appelberg, M. (2015): Stickleback increase in the Baltic Sea – A thorny issue for coastal predatory fish. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 163: 134–142.
- Bergström, U., Larsson, S., Erlandsson, M., Ovegård, M., Ragnarsson Stabo, H., Östman, Ö., Sundblad, G. (2022): Long-term decline in northern pike (*Esox lucius L.*) populations in the Baltic Sea revealed by recreational angling data. *Fisheries Research* 251, 106307.
- Bergström, U., Berkström, C., Sköld, M. (eds.), Börjesson, P., Eggersten, M., Fetterplace, L., Florin, A.-B., Fredriksson, R., Fredriksson, S., Kraufvelin, P., Lundström, K., Nilsson, J., Ovegård, M., Perry, D., Sacre, E., Sundelöf, A., Wikström, A., Wennhage, H. (2023): *Long-term effects of no-take zones in Swedish waters*. Aqua Reports 2022: 20. Swedish University of Agricultural Sciences.
- Bernes, C., Carpenter, S.R., Gårdmark, A., Larsson, P., Persson, L., Skov, C., Speed, J.D.M., van Donk, E. (2015): What is the

influence of a reduction of planktivorous and benthivorous fish on water quality in temperate eutrophic lakes? A systematic review. *Environ Evid* 4, 7. doi: 10.1186/s13750-015-0032-9.

Bett, N.N., Hinch, S.G. (2016): Olfactory navigation during spawning migrations: a review and introduction of the Hierarchical Navigation Hypothesis. *Biological Reviews* 91: 728–759.

Beukema, J.J. (1970): Acquired hook-avoidance in the pike *Esox lucius* L. fished with artificial and natural baits. *Journal of Fish Biology* 2: 155–160.

Beverton, R.J.H., Holt, S.J. (1957): On the Dynamics of Exploited Fish Populations. *Fish and Fisheries Series* 11. Chapman and Hall, London.

Beyer, H.L., Dujardin, Y., Watts, M.E., Possingham, H.P. (2016): Solving conservation planning problems with integer linear programming. *Ecological Modelling* 328: 14–22.

Beyer, U. (2009): Die Insel der Superlative. *Esox* 09: 38–40.

BfN (2023a): Natura 2000. <https://www.bfn.de/thema/natura-2000>

BfN (2023b): Schutzgebiete. <https://www.bfn.de/schutzgebiete>

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2017): Flächen- und Schutzgebietsmanagement durch Stiftungen, Verbände und Vereine. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, Heft 158. LV Buch Verlag, Münster.

Bianco, P.G., Delmastro, G.B. (2011): Recenti novità tassonomiche riguardanti i pesci d'acqua dolce autoctoni in Italia e descrizione di una nuova specie di luccio. *Researches on Wildlife Conservation (IGF publ.)*, 2 (suppl.): 1–13.

Biester, E. (1979): Der Frühjahrshering Rügens – seine Rolle in der Fischerei der Ostsee und in den Übergangsbereichen zur Nordsee. Dissertation, Universität Rostock.

Biester, E. (1989): Der Hering – wichtigster Wirtschaftsfisch in Vergangenheit und Gegenwart. *Der Greifswalder Bodden. Meer und Museum* 5: 58–62.

Biester, E. (1991): Ökologische Veränderungen in Bodden- und Gewässern und mögliche Folgen in der Fischerei. *Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes* 52: 1–28.

Biester, E., Jönsson, N., Briemann, N. (1978): Fischereibiologische Untersuchungen am Rügenschon Frühjahrsheering 1975–1977. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock* 27: 417–437.

Billard, R. (1996): Reproduction of pike: Gametogenesis, game biology and early development. In: Craig, J.F. (eds.), *Pike*. *Fish and Fisheries Series*, vol 19. Springer, Dordrecht.

Biosphärenreservatsamt Südost-Rügen (o.J.): Leitbild der deutschen UNESCO Biosphärenreservate, Lima-Aktionsplan und SDGs. <https://www.biosphaerenreservat-suedostruegen.de/de/biosphaerenreservat/leitbild>

Bird, E.C.F. (1982): Changes on barriers and spits enclosing coastal lagoons. *Proceedings International Symposium on Coastal Lagoons, SCQR/ABO/UNESCO, Bordeaux, France*, 8–14 September, 1981, 45–53.

**Birdsong, M., Hunt, L.M., Arlinghaus, R. (2021): Recreational angler satisfaction: What drives it? *Fish and Fisheries* 22: 682–706.**

**Birdsong, M., Hunt, L.M., Beardmore, B., Dorow, M., Pagel, T., Arlinghaus, R. (2022): Does the relevance of catch for angler satisfaction vary with social-ecological context? A study involving angler cultures from West and East Germany. *Fisheries Research* 254: 106414.**

Birnie-Gauvin, K., Birch Højrup, L., Kragh, T., Jacobsen, L., Aarestrup, K. (2019): Getting cosy in freshwater: Assumed to be brackish pike are not so brackish after all. *Ecology of Freshwater Fish* 28: 376–384.

Biro, P.A., Post, J.R. (2008): Rapid depletion of genotypes with fast growth and bold personality traits from harvested fish populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 2919–2922.

Bishop, R.C., Samples, K.C. (1980): Sport and commercial fishing conflicts: A theoretical analysis. *Journal of Environmental Economics and Management* 7: 220–233.

Blanchet, F.G., Legendre, P., Borcard, D. (2008): Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89: 2623–2632.

Blicharska, M., Rönnbäck, P. (2018): What factors enable or hinder engagement of civil society in ecosystem management? The case of „pike factories“ and wetland restoration in Sweden. *Journal of Environmental Planning and Management* 61: 950–969.

Blindow, I., Meyer, J. (2015): Submerse Makrophyten während Eutrophierung und Re-Mesotrophierung – ein Vergleich von inneren und äußeren Boddengewässern. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 25: 105–118.

Blindow, I., Dahlke, S., Dewart, A., Flügge, S., Hendreschke, M., Kerkow, A., Meyer, J. (2016): Long-term and interannual changes of submerged macrophytes and their associated diaspore reservoir in a shallow southern Baltic Sea bay: influence of eutrophication and climate. *Hydrobiologia* 778: 121–136.

Blümel, C., Eggert, A., Rieling, T., Schubert, M., Selig, U. (2004): Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. *Forschungsbericht zum BMBF Projekt ELBO*.

BMUV/UBA (2022): Die Wasserrahmenrichtlinie – Gewässer in Deutschland 2021. *Fortschritte und Herausforderungen*. Bonn, Dessau.

Bœuf, G., Payan, P. (2001): How should salinity influence fish growth? *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 130: 411–423.

Böhm, S. (2021a): Zoff auf Rügen. Fang seines Lebens bringt Fischer Ärger ein. *Nordkurier*, 21.01.2021.

Böhm, S. (2021b): Angler gegen Fischer. Streit um Boddenhechte vor Rügen eskaliert. *Nordkurier*, 04.02.2021.

Bolger, A.M., Lohse, M., Usadel, B. (2014): Trimmomatic: A flexible trimmer for illumina sequence data. *Bioinformatics* 30: 2114–2120.

- Bolnick, D.I., Svanbäck, R., Fordyce, J.A., Yang, L.H., Davis, J.M., Hulsey, C.D., Forister, M.L. (2003): The ecology of individuals: Incidence and implications of individual specialization. *The American Naturalist* 161: 1–28.
- Bond, M.E., Babcock, E.A., Pikitch, E.K., Abercrombie, D.L., Lamb, N.F., Chapman, D.D. (2012): Reef sharks exhibit site-fidelity and higher relative abundance in marine reserves on the Meso-american Barrier Reef. *PLoS one* 7: e32983.
- Bonney, R., Cooper, C.B., Dickinson, J., Kelling, S., Phillips, T., Rosenberg, K.V., Shirk, J. (2009): Citizen science: A developing tool for expanding science knowledge and scientific literacy. *BioScience* 59: 977–984.
- Bonzi, L.C., Monroe, A.A., Lehmann, R., Berumen, M.L., Ravasi, T., Schunter, C. (2021): The time course of molecular acclimation to seawater in a euryhaline fish. *Scientific Reports* 11: 18127.
- Böse, M., Ehlers, J., Lehmkuhl, F. (2018): Deutschlands Norden: Vom Erdaltertum zur Gegenwart. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Botsford, L.W., Holland, M.D., Field, J.C., Hastings, A. (2014): Cohort resonance: A significant component of fluctuations in recruitment, egg production, and catch of fished populations. *ICES Journal of Marine Science* 71: 2158–2170.
- Boucquey, N. (2017): „That’s my livelihood, it’s your fun“: The conflicting moral economies of commercial and recreational fishing. *Journal of Rural Studies* 54: 138–150.
- Bowen, W.D. (1997): Role of marine mammals in aquatic ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 158: 267–274.
- Boyi, J. O., Heße, E., Rohner, S., Säurich, J., Siebert, U., Gilles, A., & Lehnert, K. (2022). Deciphering Eurasian otter (*Lutra lutra* L.) and seal (*Phoca vitulina* L.; *Halichoerus grypus* F.) diet: Metabar-coding tailored for fresh and saltwater fish species. *Molecular Ecology* 31: 5089–5106.
- Bravington, M.V., Grewe, P.M., Davies, C.R. (2016): Absolute abundance of southern bluefin tuna estimated by close-kin mark-recapture. *Nature Communications* 7: 13162. doi: 10.1038/ncomms13162.
- Bregnballe, T., Amstrup, O., Bak, M., Bøgebjerg, E., Sterup, J., Hounisen, J.P. (2009): Nedbringelse af antallet af skarver i Ringkøbing og Nissum Fjorde. Forvaltningstiltagene og deres effekter. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU nr. 250. (Attempt to reduce the number of cormorants in Ringkøbing and Nissum Fjords).
- Breiman, L. (2001): Random forests. *Machine Learning* 45: 5–32.
- Britton, J.R., Pinder, A.C., Alós, J., Arlinghaus, R., Danylchuk, A.J., Edwards, W., Freire, K.M.F., Gundelund, C., Hyder, K., Jarić, I., Lennox, R., Lewin, W.-C., Lynch, A.J., Midway, S.R., Potts, W.M., Ryan, K.L., Skov, C., Strehlow, H.V., Tracey, S.R., Tsuboi, J., Venturelli, P.A., Weir, J.L., Weltersbach, M.S., Cooke, S.J. (2023): Global responses to the COVID-19 pandemic by recreational anglers: considerations for developing more resilient and sustainable fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, im Druck. <https://doi.org/10.1007/s11160-023-09784-5>**
- Brown, J.H., Gillooly, J.F., Allen, A.P., Savage, V.M., West, G.B. (2004): Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology* 85: 1771–1789.
- Brunson, J.C. (2020): ggalluvial: Layered Grammar for Alluvial Plots. *Journal of Open Source Software* 5(49): 2017.
- Bry, C., Hollebecq, M.G., Ginot, V., Israel, G., Manelpe, J. (1991): Growth patterns of pike (*Esox lucius* L.) larvae and juveniles in small ponds under various natural temperature regimes. *Aquaculture* 97: 155–168.
- Bryan, H. (1977): Leisure value systems and recreational specialization: The case of trout fishermen. *Journal of Leisure Research* 9: 174–187.
- Buchwald, K., Knapp, H.D., Louis, H.W. (1996): Schutz der Meere. Ostsee und Boddenlandschaften. *Economica Verlag, Bonn.*
- Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 3 des Gesetzes vom 8. Dezember 2022 geändert worden ist. [https://www.gesetze-im-internet.de/bnatschg\\_2009/BJNR254210009.html](https://www.gesetze-im-internet.de/bnatschg_2009/BJNR254210009.html)
- Bundeswasserstraßengesetz (WaStrG) vom 23. Mai 2007 (BGBl. I S. 962; 2008 I S. 1980) zuletzt geändert durch Artikel 57 des Gesetzes zur Umsetzung der Richtlinie (EU) 2018/1972 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. Dezember 2018 über den europäischen Kodex für die elektronische Kommunikation (Neufassung) und zur Modernisierung des Telekommunikationsrechts (Telekommunikationsmodernisierungsgesetz) vom 23. Juni 2021 (BGBl. I S. 1858). <https://www.gesetze-im-internet.de/wastrg/WaStrG.pdf>
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., White, G.C., Brownie, C., Pollock, K.H. (1987): Design and Analysis Methods for Fish Survival Experiments Based on Release-Recapture. *American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.*
- Buschhaus, D., von Rönn, J. (2022): Naturschutzgebiet Greifswalder Oie. Jahresbericht 2021.
- Calduch-Verdiell, N., MacKenzie, B.R., Vaupel, J.W., Andersen, K.H. (2014): A life history evaluation of the impact of maternal effects on recruitment and fisheries reference points. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71: 1113–1120.
- Campana, S.E., Secor, D.H., Dean, J.M. (1995): Recent Developments in Fish Otolith Research. *University of South Carolina Press, Columbia.*
- Campbell, N.R., Harmon, S.A., Narum, S.R. (2015): Genotyping-in-thousands by sequencing (GT-seq): A cost effective SNP genotyping method based on custom amplicon sequencing. *Molecular Ecology Resources* 15: 855–867.
- Carlin, C., Schroeder, S.A., Fulton, D.C. (2012): Site choice among Minnesota walleye anglers: The influence of resource conditions, regulations and catch orientation on lake preference. *North American Journal of Fisheries Management* 32: 299–312.
- Carlson, A.K. (2016): Trophy northern pike: The value of experimentation and public engagement. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* 24: 153–159.

- Carlson, S.M., Edeline, E., Vøllestad, L.A., Haugen, T.O., Winfield, I.J., Fletcher, J. M., James, J.B., Stenseth, N.C. (2007): Four decades of opposing natural and human-induced artificial selection acting on Windermere pike (*Esox lucius*). *Ecology letters* 10(6): 512–521.
- Carpenter, S.R., Brock, W.A., Hansen, G.J.A., Hansen, J.F., Hennessy, J.M., Isermann, D.A., Pedersen, E.J., Perales, K.M., Rypel, A.L., Sass, G.G., Tunney, T.D., Vander Zanden, M.J. (2017): Defining a safe operating space for inland recreational fisheries. *Fish and Fisheries* 18: 1150–1160.
- Casselman, J. (1978): Effects of environmental factors on growth, survival, activity, and exploitation of northern pike. *American Fisheries Society Special Publication* 11: 114–128.
- Casselman, J.M. (1974): External sex determination of northern pike, *Esox lucius Linnaeus*. *Transactions of the American Fisheries Society* 103: 343–347.
- Casselman, J.M. (1975): Sex ratios of northern pike, *Esox lucius Linnaeus*. *Transactions of the American Fisheries Society* 104: 60–63.
- Casselman, J. (1996): Age, growth and environmental requirements of pike. In: Craig, J.F. (ed.), *Pike – Biology and Exploitation*. Springer, Dordrecht, 69–101.
- Casselman, J.M., Lewis, C.A. (1996): Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 161–174.
- Catalano, M.J., Dutterer, A.C., Pine, W.E., Allen, M.S. (2009): Effects of variable mortality and recruitment on performance of catch-curve residuals as indicators of fish year-class strength. *North American Journal of Fisheries Management* 29: 295–305.
- Caumette, P., Castel, J., Herbert, R.A. (1996): Preface. In: Caumette, P., Castel, J., Herbert, R.A. (eds.), *Coastal Lagoon Eutrophication and Anaerobic Processes (C.L.E.A.N.)*, *Developments in Hydrobiology*, Vol. 117, DG VII. Kluwer, Dordrecht/Boston/London, vii.
- Chamberlain, D.E., Austin, G.E., Newson, S.E., Johnston, A., Burton, N.H. (2013): Licensed control does not reduce local Cormorant *Phalacrocorax carbo* population size in winter. *Journal of Ornithology* 154: 739–750.
- Chang, C.C., Chow, C.C., Tellier, L.C., Vattikuti, S., Purcell, S.M., Lee, J.J. (2015): Second-generation PLINK: Rising to the challenge of larger and richer datasets. *Gigascience* 5(4): 7.
- Chapman, C.A., Mackay, W.C. (1984): Versatility in habitat use by a top aquatic predator, *Esox lucius L.* *Journal of Fish Biology* 25: 109–115.
- Chapman, D.G., Robson, D.S. (1960): The analysis of a catch curve. *Biometrics* 16(3): 354–368.
- Charles, A. (2000): *Sustainable Fisheries Systems*. Blackwell Science, Oxford.
- Charlesworth, B. (1994): *Evolution in age-structured populations*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Christensen, E.A.F., Svendsen, M.B.S., Steffensen, J.F. (2017): Plasma osmolality and oxygen consumption of perch *Perca fluviatilis* in response to different salinities and temperatures. *Journal of Fish Biology* 90: 819–833.
- Christie, M.R., Marine, M.L., French, R.A., Blouin, M.S. (2012): Genetic adaptation to captivity can occur in a single generation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109: 238–242.
- Christie, M.R., McNickle, G.G., French, R.A., Blouin, M.S. (2018): Life history variation is maintained by fitness trade-offs and negative frequency-dependent selection. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 115: 4441–4446.
- Clark, C.F. (1950): Observations on the spawning habits of the northern pike, *Esox lucius*, in northwestern Ohio. *Copeia* 4: 285–288.
- Cochrane, K.L., Garcia, S.M. (2009): *A Fishery Manager's Guidebook*. The Food and Agriculture Organization of the United Nations and Wiley Blackwell, Chichester.
- Colotelo, A.H., Raby, G.D., Hasler, C.T., Haxton, T.J., Smokorowski, K.E., Blouin-Demers, G., Cooke, S.J. (2013): Northern pike by-catch in an inland commercial hoop net fishery: Effects of water temperature and net tending frequency on injury, physiology, and survival. *Fisheries Research* 137: 41–49.
- Connelly, N.A., Brown, T.L., Knuth, B.A. (2000): Assessing the relative importance of recall bias and nonresponse bias and adjusting for those biases in statewide angler surveys. *Human Dimensions of Wildlife* 5: 19–29.
- Conroy M.J., Williams, B.K. (1981): Sensitivity of band reporting-rate estimates to violations of assumptions. *Journal of Wildlife Management* 45: 789–792.
- Consiglio, V., Geppert, C., Königs, S., Levy, H., Vindics, A. (2021): Brückelt die Mittelschicht? Risiken und Chancen für mittlere Einkommensgruppen auf dem deutschen Arbeitsmarkt. Bertelsmann Stiftung, Berlin. [https://www.bertelsmann-stiftung.de/fileadmin/files/BSt/Publikationen/GrauePublikationen/OECD\\_BSt\\_Broeckelt\\_die\\_Mittelschicht.pdf](https://www.bertelsmann-stiftung.de/fileadmin/files/BSt/Publikationen/GrauePublikationen/OECD_BSt_Broeckelt_die_Mittelschicht.pdf)
- Cook, M.F., Bergersen, E.P. (1988): Movements, habitat selection, and activity periods of northern pike in Eleven Mile Reservoir, Colorado. *Transactions of the American Fisheries Society* 117: 495–502.
- Cooke, S.J., Auld, H.L., Birnie-Gauvin, K., Elvidge, C.K., Piczak, M.L., Twardek, W.M., Raby, G.D., Brownscombe, J.W., Midwood, J.D., Lennox, R.J., Madliger, C., Wilson, A.D.M., Binder, T.R., Schreck, C.B., McLaughlin, R.L., Grant, J., Muir, A.M. (2022): On the relevance of animal behavior to the management and conservation of fishes and fisheries. *Environmental Biology of Fishes* 106: 785–810.
- Cook-Huffman, C. (2009): The role of identity in conflict. In: Sandole, D.J.D., Byrne, S., Sandole-Staroste, I., Senehi, J. (eds.), *Handbook of Conflict Analysis and Resolution*. New York, Routledge, 19–31.
- Copp, G.H. (2010): Patterns of diel activity and species richness in young and small fishes of European streams: A review of

20 years of point abundance sampling by electrofishing. *Fish and Fisheries* 11: 439–460.

Costa, M.J., Duarte, G., Segurado, P., Branco, P. (2021): Major threats to European freshwater fish species. *Science of the Total Environment* 797: 149105.

Cottrell, A.M., David, S.R., Forsythe, P.S. (2021): Production and outmigration of young-of-year northern pike *Esox lucius* from natural and modified waterways connected to Lower Green Bay, Wisconsin. *Journal of Fish Biology* 99: 1–9.

Coyne, J.A., Orr, H.A. (2004): Speciation. Sinauer, Sunderland.

Craig, J.F. (1996): Pike: Biology and Exploitation. Springer Science & Business Media, Dordrecht.

Craig, J.F., Kipling, C. (1983): Reproduction effort versus the environment: Case histories of Windermere perch, *Perca fluviatilis* L., and pike, *Esox lucius* L. *Journal of Fish Biology* 22(6): 713–727.

Csárdi, G., & Nepusz, T. (2006): The igraph software package for complex network research. <https://igraph.org/>

Chucherousset, J., Paillisson, J.-M., Carpentier, A., Chapman, L. J. (2007): Fish emigration from temporary wetlands during drought: the role of physiological tolerance. *Fundamental and Applied Limnology* Volume: 169-178.

Daedlow, K., Beard, T.D. Jr., Arlinghaus, R. (2011): A property rights-based view on management of inland recreational fisheries: Contrasting common and public fishing rights regimes in Germany and the United States. *American Fisheries Society Symposium* 75: 13–38.

Dahiya, R.C., Saha, S., Lakkis, H. (2000): Estimation of exploitation rate by combining mark-recapture procedures with a creel survey. *Biometrics* 56(2): 409–413.

Dahl, J. (1961): Age and growth in Danish and Swedish brackish pike. *Ferskvandsfiskeribladet* 2: 34–38.

Dammhahn, M. (2012): Are personality differences in a small iteroparous mammal maintained by a life-history trade-off? *Proceedings of the Royal Society, Biological Sciences* 279: 2645–2651.

Dammhahn, M., Dingemanse, N.J., Niemelä, P.T., Réale, D. (2018): Pace-of-life syndromes: A framework for the adaptive integration of behaviour, physiology and life history. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 72: 62. doi: 10.1007/s00265-018-2473-y.

**Dao, T., Quaas, M., Koemle, D., Ehrlich, E., Arlinghaus, R. (2023): Can price feedbacks cause human behavior-induced tipping points in exploited fish stocks? An extension of the bioeconomic Gordon-Schaefer model. *Fisheries Research* 259: 106550.**

Davidson, A. (2014): *The Oxford Companion to Food*, 3. Tom Jaie. OUP Oxford.

de la Vega-Leinert A.C., Kaufmann N., Reinwardt N., Wermes M. (2023): Managed realignment in Mecklenburg-Western Pommern, German Baltic Coast – An Inventory. doi: 10.5281/zenodo.7736794.

de la Vega-Leinert, A.C., Stoll-Kleemann, S., Wegener, E. (2018): Managed realignment on the Eastern German Baltic Sea: A catalyst for conflict or for a coastal zone management consensus? *Journal of Coastal Research* 34: 586–601.

Deagle, B.E., Tollit, D.J., Jarman, S.N., Hindell, M. A, Trites, A.W., Gales, N. J. (2005): Molecular scatology as a tool to study diet: analysis of prey DNA in scats from captive Steller sea lions. *Molecular Ecology* 158: 267–274.

Debus, L., Winkler, H.M. (1996): Hinweise zur computergetstützten Auswertung von Nahrungsanalysen. *Meeresbiologische Beiträge* 4: 97–110.

Denechaud, C., Smolinski, S., Geffen, A.J., Godiksen, J.A., Campana, S.E. (2020): A century of fish growth in relation to climate change, population dynamics and exploitation. *Global Change Biology* 26: 5661–5678.

Denys, G.P.J., Dettai, A., Persat, H., Hautecoeur, M., Keith, P. (2014): Morphological and molecular evidence of three species of pikes *Esox* spp. (*Actinopterygii*, *Esocidae*) in France, including the description of a new species. *Comptes Rendus Biologies* 337(9): 521–534.

Deutscher Bundestag (1993): Antwort der Bundesregierung. Situation und Bedeutung der deutschen Kutter- und Küstenfischerei unter besonderer Berücksichtigung der Lage in Mecklenburg-Vorpommern. Drucksache 12, 5429.

Deutscher Seefischerei-Verein (1905): Übersicht über die Seefischerei Deutschlands in den Gewässern der Ostsee. *ICES Journal of Marine Science* 1(13b): 61–140.

**Dhellemmes, F., Aspillaga, E., Rittweg, T., Alós, J., Möller, P., Arlinghaus, R. (2023): Body size scaling of space use in coastal pike (*Esox lucius*) in brackish lagoons of the southern Baltic Sea. *Fisheries Research* 260: 106560.**

di Minin, E., Toivonen, T. (2015): Global protected area expansion: Creating more than paper parks. *BioScience* 65: 637–638.

Diana, J.S. (1980): Diel activity pattern and swimming speeds of northern pike (*Esox lucius*) in Lac Ste. Anne, Alberta. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 1454–1458.

Diana, J.S., Mackay, W.C. (1979): Timing and magnitude of energy deposition and loss in the body, liver, and gonads of northern pike (*Esox lucius*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 36: 481–487.

Diaz-Suarez, A., Noreikiene, K., Kisand, V., Burimski, O., Svirgsden, R., Rohtla, M., Gross, R., Vetemaa, M., Vasemägi, A. (2022): Temporally stable small-scale genetic structure of northern pike (*Esox lucius*) in the coastal Baltic Sea. *Fisheries Research* 254: 106402.

Dierschke, V., Helbig, J.A. (2008): Avifauna von Hiddensee. *Meer und Museum* 21: 67–202.

Dingemanse, N.J., Kazem, A.J.N., Réale, D., Wright, J. (2010): Behavioural reaction norms: Animal personality meets individual plasticity. *Trends in Ecology and Evolution* 25: 81–89.

Dochtermann, N.A., Schwab, T., Sih, A. (2015): The contribution of additive genetic variation to personality variation: Heritability of personality. *Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences* 282, 20142201.

Donadi, S., Bergström, L., Bertil Berglund, J.M., Anette, B., Mikkola, R., Saarinen, A., Bergström, U. (2020): Perch and pike recruitment in coastal bays limited by stickleback predation and environmental forcing. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 246: 107052.

Döring, R. (2023): Relative Stabilität in Zeiten des Wandels – Warum es lohnt, über die Fangquotenverteilung in Europa nachzudenken! *Zeitschrift für Fischerei*, im Druck.

Döring, R., Berkenhagen, J., Hentsch, S., Kraus, G. (2020): Small-scale fisheries in Germany: A disappearing profession? In: Pascual-Fernández, J.J., Pita, C., Bavinck, M. (eds.), *Small-Scale Fisheries in Europe: Status, Resilience and Governance*. Springer International Publishing, Cham, 483–502.

Dorow, M. (2004): Der Hecht (*Esox lucius* L., 1758) im Peenestrom (Mecklenburg-Vorpommern) – Evaluierung aktueller Besatzmaßnahmen. Diplomarbeit, Universität Rostock.

Dorow, M., Arlinghaus, R. (2009): Angelbegeisterung und anglerische Fischerträge in Binnen- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung des Aals (*Anguilla anguilla*). *Fischerei & Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern* 9: 36–46.

Dorow, M., Arlinghaus, R. (2011): A telephone-diary-mail approach to survey recreational fisheries on large geographic scales, with a note on annual landings estimates by anglers in Northern Germany. *American Fisheries Society Symposium* 75: 319–344.

Dorow, M., Lemcke, R. (2004): Hechtbesatzmaßnahmen und Hechtfang im Peenestrom (Mecklenburg-Vorpommern). *Fischerei & Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern* 4: 27–39.

Dorow, M., Beardmore, B., Haider, W., Arlinghaus, R. (2010): Winners and losers of conservation policies for European eel, *Anguilla anguilla*: An economic welfare analysis for differently specialised eel anglers. *Fisheries Management and Ecology* 17: 106–125.

**Droll, J. (2022): An age and length-based description and assessment of the northern pike stock in the lagoons around Rügen in the southern Baltic Sea of Germany. Master Thesis, Humboldt-Universität zu Berlin and Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Berlin.**

Drossel, R. (2015): Fishing Tourism on Rügen: A Tool to Reduce Seasonality? Bachelor Thesis, University of Applied Sciences, Stralsund.

Dubois, R.B., Margenau, T.L., Stewart, R.S., Cunningham, P.K., Rasmussen, P.W. (1994): Hooking mortality of northern pike angled through ice. *North American Journal of Fisheries Management* 14: 769–775.

E.U. Copernicus Marine Service Information (2021): Baltic Sea – Sea Surface Temperature Reprocessed. doi: 10.48670/moi-00156.

Edeline, E., Ben Ari, T., Vøllestad, L.A., Winfield, I.J., Fletcher, J.M., James, J.B., Stenseth, N.C. (2008): Antagonistic selection from predators and pathogens alters food-web structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 19792–19796.

Edeline, E., Carlson, S.M., Stige, L.C., Winfield, I.J., Fletcher, J.M., James, J.B., Haugen, T.O., Vøllestad, L.A., Stenseth, N.C. (2007): Trait changes in a harvested population are driven by a dynamic tug-of-war between natural and harvest selection. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104: 15799–15804.

Edeline, E., Haugen, T.O., Weltzien, F.-A., Claessen, D., Winfield, I.J., Stenseth, N.C., Asbjørn Vøllestad, L.A. (2010): Body downsizing caused by non-consumptive social stress severely depresses population growth rate. *Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences* 277: 843–851.

Edgar, G.J., Stuart-Smith, R.D., Willis, T.J., Kininmonth, S., Baker, S.C., Banks, S., Barrett, N.S., Becerro, M.A., Bernard, A.T.F., Berkhout, J., Buxton, C.D., Campbell, S.J., Cooper, A.T., Davey, M., Edgar, S.C., Försterra, G., Galván, D.E., Irigoyen, A.J., Kushner, D.J., Moura, R., Parnell, P.E., Shears, N.T., Soler, G., Strain, E.M.A., Thomson, R.J. (2014): Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature* 506: 216–220.

Edgren, J. (2005): Effects of a no-take reserve in the Baltic Sea on the top predator, northern pike (*Esox lucius*). Master Thesis, Stockholms Universitet.

Edwards, S.F. (1991): A critique of three „economics“ arguments commonly used to influence fishery allocations. *North American Journal of Fisheries Management* 11: 121–130.

Ehrchen, A. (2015a): Angeln bringt Geld. *Rute und Rolle* 3: 4.

Ehrchen, A. (2015b): Hecht-Mekka in Gefahr. *Rute und Rolle* 04: 43–45.

**Ehrlich, E., Niessner, D., Arlinghaus, R. (2023a): Empfehlungen für das künftige Management des Boddenhechtes (*Esox lucius*) aus Sicht verschiedener Interessensgruppen. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin.**

**Ehrlich, E., Bath, A., Niessner, D., Koemle, D., Cyrus, E., Arlinghaus, R. (2023b): Co-designing management recommendations with stakeholders: A case study about northern pike (*Esox lucius*) in the southern Baltic Sea. *Fisheries Research* 263: 106687.**

Eklöf, J.S., Sundblad, G., Erlandsson, M., Donadi, S., Hansen, J.P., Eriksson, B.K., Bergström, U. (2020): A spatial regime shift from predator to prey dominance in a large coastal ecosystem. *Communications Biology* 3: 459.

Eklöf, J.S., Hansen, J., Eriksson, B.K., Östman, Ö., Austin, Å.N., Yanos, C., Fredriksson, R., Bergström, U., Andersson, H.C. (2023): Effects of seasonal spawning closures on pike (*Esox lucius* L.) and perch (*Perca fluviatilis* L.) catches and coastal food webs in the western Baltic Sea. *Fisheries Research* 263: 106674.

Elith, J., Leathwick, J.R., Hastie, T. (2008): A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77: 802–813.

- Enberg, K., Jørgensen, C., Dunlop, E.S., Varpe, Ø., Boukal, D.S., Baulier, L., Eliassen, S., Heino, M. (2012): Fishing-induced evolution of growth: Concepts, mechanisms and the empirical evidence. *Marine Ecology* 33: 1–25.
- Engstedt, O. (2011): *Anadromous Pike in the Baltic Sea*. Linnaeus University Press, Kalmar.
- Engstedt, O., Koch-Schmidt, P., Larsson, P. (2012): Strontium (Sr) uptake from water and food in otoliths of juvenile pike (*Esox lucius* L.). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 418–419: 69–74.
- Engstedt, O., Nilsson, J., Larsson, P. (2018): Habitat restoration – a sustainable key to management. In: Skov, C., Nilsson, P.A. (Hrsg.), *Biology and Ecology of Pike*. CRC Press, Boca Raton, 250–268.
- Engstedt, O., Stenroth, P., Larsson, P., Ljunggren, L., Elfman, M. (2010): Assessment of natal origin of pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea using Sr:Ca in otoliths. *Environmental Biology of Fishes* 89: 547–555.
- Ensinger, J., Brämick, U., Fladung, E., Dorow, M., Arlinghaus, R. (2016): Charakterisierung und Perspektiven der Angelfischerei in Nordostdeutschland. Institut für Binnenfischerei e.V., Potsdam–Sacro.
- Epstein, S., Buchsbaum, R., Lowenstam, H.A., Urey, H.C. (1953): Revised carbonate-water isotopic temperature scale. *Geological Society of America Bulletin* 64: 1315–1326.
- Eriksson, B.K., Ljunggren, L., Sandström, A., Johansson, G., Mattila, J., Rubach, A., Råberg, S., Snickars, M. (2009): Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. *Ecological Applications* 19: 1975–88.
- Erismann, B.E., Allen, L.G., Claisse, J.T., Pondella, D.J., Miller, E.F., Murray, J.H. (2011): The illusion of plenty: Hyperstability masks collapses in two recreational fisheries that target fish spawning aggregations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 1705–1716.
- Erste Änderung von Allgemeinverfügungen zur Fischereiausübung in den Winterlagern vom 29. Juni 2015 (Amtsbl./AAz.MV S.340). [https://www.lallf.de/fileadmin/media/PDF/fischer/3\\_Gesetze/AV\\_Winterlager\\_Aenderung2015\\_AAz.pdf](https://www.lallf.de/fileadmin/media/PDF/fischer/3_Gesetze/AV_Winterlager_Aenderung2015_AAz.pdf)
- Eschbach, E., Nolte, A.W., Kohlmann, K., Alós, J., Schöning, S., Arlinghaus, R. (2021): Genetic population structure of a top predatory fish (northern pike, *Esox lucius*) covaries with anthropogenic alteration of freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* 66: 884–901.**
- Espinoza, M., Lédée, E.J., Simpfendorfer, C.A., Tobin, A.J., Heupel, M.R. (2015): Contrasting movements and connectivity of reef-associated sharks using acoustic telemetry: Implications for management. *Ecological Applications* 25: 2101–2118.
- Europäische Kommission (2013): Great cormorant. Applying derogations under Article 9 of the Birds Directive 2009/147/EC: 44pp.
- Evans, R.P., Parrish, C.C., Brown, J.A., Davis, P.J. (1996): Biochemical composition of eggs from repeat and first-time spawning captive Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*). *Aquaculture* 139: 139–149.
- Fabricius, E. (1950): Heterogeneous stimulus summation in the release of spawning activities in fish. Fisheries Board Sweden, Institute of Freshwater Research, Drottningholm, Sweden Report 31: 57–99.
- Falk, K. (1965a): Der Hecht unserer Küstengewässer und seine Bewirtschaftung. *Fischerei Forschung* 1: 2–31.
- Falk, K. (1965b): Die Mindestmaßerhöhung für Hechte aus Küstengewässern und ihre theoretischen Grundlagen. *Fischerei – Forschung* 1: 57–64.
- FAO (2012): *Technical Guidelines for Responsible Fisheries: Recreational Fisheries*. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome.
- FAO (2022): *The State of World Fisheries and Aquaculture (SO-FIA)*. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome.
- Farmer, T.M., Marschall, E.A., Dabrowski, K., Ludsin, S.A. (2015): Short winters threaten temperate fish populations. *Nature Communications* 6: 7724. doi: 10.1038/ncomms8724.
- Fedler, A.J., Ditton, R.B. (1994): Understanding angler motivations in fisheries management. *Fisheries* 19: 6–13.
- Feeny, D., Fikret B., Bonnie J., McCay, Acheson J. M. (1990): The tragedy of the commons. Twenty-two years later. *Human Ecology* 18: 1–19.
- Feiler, K., Winkler, H.M. (1981): Erstfunde von Anisakis-Larven im Zander, *Stizostedion lucioperca*, aus Küstengewässern der Ostsee. *Angewandte Parasitologie* 22: 124–130.
- Felsenstein, J. (2005): PHYLIP (Phylogeny Inference Package) version 3.6. Distributed by the author. Department of Genome Sciences, University of Washington, Seattle.
- Ferchaud, A.L., Pedersen, S.H., Bekkevold, D., Jian, J., Niu, Y., Hansen, M.M. (2014): A low-density SNP array for analyzing differential selection in freshwater and marine populations of threespine stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). *BMC Genomics* 15: 867.
- Fernandes, T.J., Shuter, B.J., Ihssen, P.E., McMeans, B.C. (2022): The timing of spring warming shapes reproductive effort in a warm-water fish: The role of mismatches between hepatic and gonadal processes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 79: 893–911.
- Finn, J.T., Brownscombe, J.W., Haak, C.R., Cooke, S.J., Cormier, R., Gagne, T., Danylchuk, A.J. (2014): Applying network methods to acoustic telemetry data: Modeling the movements of tropical marine fishes. *Ecological Modelling* 293: 139–149.
- Fischereigesetz für das Land Mecklenburg-Vorpommern (Landesfischereigesetz – LFischG M-V) vom 13. April 2005 (GVOBl. M-V S. 153) i.d.g.F. <https://www.landesrecht-mv.de/bsmv/document/jlr-FischGMV2005V2IVZ>
- Fitzgerald, C.J., Droll, J.S., Shephard, S., Monk, C.T., Rittweg, T., Arlinghaus, R. (2023): Length-based assessment of an exploited coastal pike (*Esox lucius*) stock (Rügen, southern Baltic Sea) underscores the crucial relevance of growth and natural mortality for assessment outcomes. *Fisheries Research* 263: 106667.**

- Flegg, A. T., Tohmo, T. (2013): Regional input–output tables and the FLQ formula: A case study of Finland. *Regional Studies* 47: 703–721.
- Fletcher, W.J., Kearney, R., Wise, B.S., Nash, W.J. (2015): Large-scale expansion of no-take closures within the Great Barrier Reef has not enhanced fishery production. *Ecological Applications* 25: 1187–1196.
- Flink, H., Nordahl, O., Hall, M., Rarysoon, A., Bergström, K., Larsson, P., Petterson, E., Merilä, J., Tibblin, P. (2021): Examining the effects of authentic C&R on the reproductive potential of northern pike. *Fisheries Research* 243: 106068.
- Flink, H., Tibblin, P., Hall, M., Hellström, G., Nordahl, O. (2023): Variation among bays in spatiotemporal aggregation of Baltic Sea pike highlights management complexity. *Fisheries Research* 259: 106579.
- Fortunatova, K.R., Popova, O.A. (1973): Pitanie i pishstsheyye vzaimootnosheniya khishtshnykh ryb v delte volgi. Nauka, Moskva. (auf Russisch; Feeding and feeding relationship of predatory fishes in the delta of Volga river)
- Francis, R.C., Hixon, M.A., Clarke, M.E., Murawski, S.A., Ralston, S. (2007): Ten commandments for ecosystem-based fisheries scientists. *Fisheries* 32: 217–233.
- Francis, R.I.C.C. (1990): Back-calculation of fish length: A critical review. *Journal of Fish Biology* 36: 883–902.
- Franklin, D.R., Smith Jr., L.L. (1963): Early life history of the northern pike, *Esox lucius* L., with special reference to the factors influencing the numerical strength of year classes. *Transactions of the American Fisheries Society* 92: 91–110.
- Frauenstein, A. (2012): Bedeutung der Körperlänge für die Ei- und Larvengröße sowie der Reproduktionserfolg beim Hecht. Bachelorarbeit, Brandenburgische Technische Universität Cottbus.
- Fredrich, F. (1975): Untersuchungen über den Fischbestand des Gelegegürtels in der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung des Jungfischbestandes. Diplomarbeit, Universität Rostock.
- Free, C.M., Jensen, O.P., Anderson, S.C., Gutierrez, N.L., Kleisner, K.M., Longo, C., Minto, C., Osio, G.C., Walsh, J.C. (2020): Blood from a stone: Performance of catch-only methods in estimating stock biomass status. *Fisheries Research* 223: 105452.
- Freyhof, J. (2009): Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). Fünfte Fassung. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70: 291–316.
- Friedland, R., Schernewski, G., Gräwe, U., Greipsland, I., Palazzo, D., Pastuszak, M. (2019): Managing eutrophication in the Szczecin (Oder) lagoon-development, present state and future perspectives. *Frontiers in Marine Science* 5: 521. doi: 10.3389/fmars.2018.00521.
- Froese, R. (2004): Keep it simple: Three indicators to deal with overfishing. *Fish and Fisheries* 5: 86–91.
- Froese, R., Pauly, D. (2022): FishBase. <https://www.fishbase.se/>
- Froese, R., Winker, H., Gascuel, D., Sumaila, U.R., Pauly, D. (2016): Minimizing the impact of fishing. *Fish and Fisheries* 17: 785–802.
- Frost, W.E., Kipling, C. (1959): The determination of the age and growth of pike (*Esox lucius* L.) from scales and opercular bones. *ICES Journal of Marine Science* 24: 314–341.
- Frost, W.E., Kipling, C. (1967): A study of reproduction, early life, weight-length relationship and growth of pike, *Esox lucius* L., in Windermere. *The Journal of Animal Ecology* 36(3): 651–693.
- Fuhrmann, M. (2021): Hechtfänge durch Berufsfischer in der Kritik. *Fisch & Fang* 4: 6–7.
- Fuhrmann, M., Balkow, R. (2013): Angeln in Bodden und Ostsee. Kosmos, Stuttgart.
- Fujitani, M.L., Riepe, C., Pagel, T., Buoro, M., Santoul, F., Lassus, R., Cucherousset, J., Arlinghaus, R. (2020): Ecological and social constraints are key for voluntary investments into renewable natural resources. *Global Environmental Change* 63: 102125.
- Gabel, M. (2015): Rolle der Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*) in der Ernährung des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) an der Vorpommerschen Küste. Masterarbeit, Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften.
- Gaeta, J.W., Ahrenstorff, T.D., Diana, J.S., Fetzer, W.W., Jones, T.S., Lawson, Z.J., McInerney, M.C., Santucci, V.J., Vander Zanden, M.J. (2018): Go big or ... don't? A field-based diet evaluation of freshwater piscivore and prey fish size relationships. *PLOS ONE* 13(3): e0194092. doi: 10.1371/journal.pone.0194092.
- Galatius, A., Teilmann, J., Dähne, M., Ahola, M., Westphal, L., Kyhn, L.A., Pawliczka, I., Tange Olsen, M., Dietz, R. (2020): Grey seal *Halichoerus grypus* recolonisation of the southern Baltic Sea, Danish Straits and Kattegat. *Wildlife Biology* 4: wlb.00711. doi: 10.2981/wlb.00711.
- Geldhauser, F. (2006): Catch and Release – kritische Anmerkungen. *VDSF Schriftenreihe Fischerei & Naturschutz* 8: 33–43.
- Gibson, R., Atkinson, R., Gordon, J. (2007): Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 45: 345–405.
- Gibson-Reinemer, D.K., Ickes, B.S., Chick, J.H. (2017): Development and assessment of a new method for combining catch per unit effort data from different fish sampling gears: multigear mean standardization (MGMS). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 74: 8–14.
- Gordon, H.S. (1954): The economic theory of a common property resource: The fishery. *Journal of Political Economy* 62: 124–142.
- Gosselck, F., Schulz, N., Winkler, H., Lauterbach, R. (1999): Untersuchungen des ökologischen Zustandes und der Eignung der in den inneren Küstengewässern des Landes eingerichteten Laichschonbezirke. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.
- Granek, E.F., Madin, E.M.P., Brown, M.A., Figueira, W., Cameron, D.S., Hogan, Z., Kristianson, G., De Villiers, P., Williams, J.E., Post,



- J., Zahn, S., Arlinghaus, R. (2008): Engaging recreational fishers in management and conservation: Global case studies. *Conservation Biology* 22: 1125–1134.
- Grant, G.C., Schwartz, Y., Weisberg, S., Schupp, D.H. (2004): Trends in abundance and mean size of fish captured in gill nets from Minnesota lakes, 1983–1997. *North American Journal of Fisheries Management* 13: 621–624.
- Green, A.J., Alcorlo, P., Peeters, E.T.H.M., Morris, E.P., Espinar, J.L., Bravo-Utrera, M.A., Bustamante, J., Diaz-Delgado, R., Koelmans, A.A., Mateo, R., Mooij, W.M., Rodriguez-Rodriguez, M., an Nes, E.M., Scheffer, M. (2017): Creating a safe-operating space for wetlands in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15: 99–107.
- Greszkiewicz, M., Fey, D.P., Lejk, A.M., Zimak, M. (2022): The effect of salinity on the development of freshwater pike (*Esox lucius*) eggs in the context of drastic pike population decline in Puck Lagoon, Baltic Sea. *Hydrobiologia* 849: 2781–2795.
- Griffiths, S. (2001): Factors influencing fish composition in an Australian intermittently open estuary. Is stability salinity-dependent? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52:739–751.
- Grimm, M.P. (1981): The composition of northern pike (*Esox lucius* L.) populations in four shallow waters in the Netherlands, with special reference to factors influencing 0+ pike biomass. *Aquaculture Research* 12: 61–76.
- Grimm, M.P. (1989): Northern pike (*Esox lucius* L.) and aquatic vegetation, tools in the management of fisheries and water quality in shallow waters. *Hydrobiological Bulletin* 23: 59–65.
- Grimm, M.P., Klinge, M. (1996): Pike and some aspects of its dependence on vegetation. In: Craig, J.F. (ed.), *Pike: Biology and Exploitation*. Springer Netherlands, Dordrecht, 125–156.
- Gröger, J., Kinzelbach, R., Puls, S., Winkler, H.M. (2009): Wissenschaftliches Gutachten zur qualitativen Gefährdungsanalyse (PVA) und Abschätzung einer potenziellen Populationsgröße und Populationsstruktur des Kormorans in M-V, angelehnt an das Konzept der Mindestgrößen von Populationen (MVP) und die Bewertung des „guten Zustandes der Population“ des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in M-V mit Ableitung eines theoretischen Managementzieles. Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes M-V.
- Guilleraut, N., Hühn, D., Cucherousset, J., Arlinghaus, R., Skov, C. (2018): Stocking for pike population enhancement. In: Skov, C., Nilsson, P.A. (eds.), *Biology and Ecology of Pike*. CRC Press, Boca Raton, 215–247.
- Guilleraut, N., Loot, G., Blanchet, S., Millet, P., Musseau, C., Cucherousset, J., Santoul, F. (2021): Efficiency of Northern pike (*Esox lucius*) stocking in metropolitan France at large spatial and temporal scales. *Fisheries Management and Ecology* 28: 486–495.
- Gurobi Optimization, LLC. (2022): Gurobi Optimizer Reference Manual. <https://www.gurobi.com>
- Gurtin, S.D., Brown, M.L., Scalet, C.G. (1999): Retention of floy fd-94 anchor tags and effect on growth and condition of northern pike and largemouth bass. *Journal of Freshwater Ecology* 14: 281–286.
- Gustafsson, B., Schenk, F., Blenckner, T., Eilola, K., Meier, H.E.M., Müller-Karulis, B., Neumann, T., Ruoho-Airola, T., Savchuk, O.P., Zorita, E. (2012): Reconstructing the development of Baltic Sea eutrophication 1850–2006. *Ambio* 41: 534–548.
- Gwinn, D.C. (2014): Estimating the uncertainty in exploitation rates using parametric bootstrapping. <https://dggwinn.wordpress.com/2014/03/10/estimating-the-uncertainty-in-exploitation-rates-using-parametric-bootstrapping/>
- Gwinn, D.C., Allen, M.S., Johnston, F.D., Brown, P., Todd, C.R., Arlinghaus, R. (2015): Rethinking length-based fisheries regulations: The value of protecting old and large fish with harvest slot. *Fish and Fisheries* 16: 259–281.
- Hackbarth, S. (2003): Deutschlands Hochseehechte. *Esox* 9: 8–14.
- Haffner, G., Stodian, I., Münster, C. (2015): Vorpommersche Boddenlandschaft, Jasmund und Südost-Rügen – drei Großschutzgebiete an der deutschen Ostseeküste In: Benke, H. (Hrsg.): *25 Jahre Ostsee-Nationalparke in Deutschland*. Deutsches Meeresmuseum und Ozeaneum, Stralsund, 27–43.
- Halletz, S. (2000): Deutschlands Schärenhechte. *Blinker* 01: 17–22.
- Halletz, S. (2007): Böse Bodden-Brecher. *Esox*, 10: 6–10.
- Hamley, J. M. (1975): Review of gillnet selectivity. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32: 1944–1969.
- Hanson, J.M., Leggett, W.C. (1982): Empirical prediction of fish biomass and yield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39: 237–242.
- Hanson, J.O., Schuster, R., Morrell, N., Strimas-Mackey, M., Edwards, B.P.M., Watts, M.E., Arcese, P., Bennett, J., Possingham, H.P. (2022): prioritizr: Systematic Conservation Prioritization in R. <https://cran.r-project.org/web/packages/prioritizr/index.html>
- Hansson, S., Bergström, U., Bonsdorff, E., Härkönen, T., Jepsen, N., Kautsky, L., Lundström, K., Lunneryd, S.-G., Ovegård, M., Salmi, J., Sendek, D., Vetemaa, M. (2018): Competition for the fish – fish extraction from the Baltic Sea by humans, aquatic mammals, and birds. *ICES Journal of Marine Science* 75: 999–1008.
- Hardin, G. (1968): The tragedy of the commons. *Science* 162: 1243–1248.
- Härkönen, T. (1986): Guide to the Otoliths of the Bony Fishes of the Northeast Atlantic. Danbiu ApS, Hellerup.
- Harper, D.G., Blake, R.W. (1991): Prey capture and the fast-start performance of northern pike *Esox lucius*. *Journal of Experimental Biology* 155: 175–192.
- Harris, C.R., Millman, K.J., van der Walt, S.J., Gommers, R., Virtanen, P., Cournapeau, D., Wieser, E., Taylor, J., Berg, S., Smith, N.J., Kern, R., Picus, M., Hoyer, S., van Kerkwijk, M.H., Brett, M., Haldane, A., del Río, J.F., Wiebe, M., Peterson, P., Gérard-Marchant,

- P, Sheppard, K., Reddy, T., Weckesser, W., Abbasi, H., Gohlke, C., Oliphant, T.E. (2020): Array programming with NumPy. *Nature* 585: 357–362.
- Harrison, H.L., Loring, P.A. (2014): Larger than life: the emergent nature of conflict in Alaska's Upper Cook Inlet salmon fisheries. *SAGE Open* 4: 1–14.
- Hart, P.J.B., Connellan, B. (1984): Cost of prey capture, growth rate and ration size in pike, *Esox lucius* L., as functions of prey weight. *Journal of Fish Biology* 25: 279–292.
- Hartl, D.L., Clark, A.G. (2007): *Principles of Population Genetics*. 4th ed. Sinauer, Sunderland, Mass.
- Hartmann, J., Nümann, W. (1977): Percids of Lake Constance, a lake undergoing eutrophication. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34: 1670–1677.
- Haugen, T.O., Vøllestad, L.A. (2018): Pike population size and structure: Influence of density-dependent and density-independent factors. In: Skov, C. & Nilsson, P.A. (eds.), *Biology and Ecology of Pike*. CRC Press, Boca Raton, 123–163.
- Haugen, T.O., Winfield, I.J., Vollestad, L.A., Fletcher, J.M., James, J.B., Stenseth, N.C. (2006): The ideal free pike: 50 years of fitness-maximizing dispersal in Windermere. *Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences* 273: 2917–2924.
- Haugen, T.O., Winfield, I.J., Vollestad, L.A., Fletcher, J.M., Ben James, J., Stenseth, N.C. (2007): Density dependence and density independence in the demography and dispersal of pike over four decades. *Ecological Monographs* 77: 483–502.
- Heath, D.D., Heath, J.W., Bryden, C.A., Johnson, R.M., Fox, C.W. (2003): Rapid evolution of egg size in captive salmon. *Science* 299: 1738–1740.
- Hegemann, M. (1958): Beiträge zur Biologie des Hechtes im Brackwassergebiet des Greifswalder Boddens. *Zeitschrift für Fischerei* 7: 459–476.
- Hegemann, M. (1964): *Der Hecht. Die neue Brehm-Bücherei* 336. 2. Auflage. Wolf, Magdeburg.
- Hegg, J.C., Kennedy, B.P. (2021): Let's do the time warp again: Non-linear time series matching as a tool for sequentially structured data in ecology. *Ecosphere* 12(9): e03742. doi: 10.1002/ecs2.3742.
- HELCOM (1992): Convention on the protection of the marine environment of the Baltic Sea area, 1992 (entered into force on 17 January 2000).
- HELCOM (2021): Baltic grey seal censuses in 2020. Meeting document 3-9, 15th Meeting of HELCOM Expert Group on Marine Mammals, online, 14–16 September 2021.
- HELCOM (2022): Grey seal counts 2021. Meeting document. Informal consultation session of HELCOM Expert Group on Marine Mammals, Odense, 12–15 September 2022.
- Henking, H. (1923): Die Fischwanderungen zwischen Stettiner Haff und Ostsee. *Zeitschrift für Fischerei* 22: 1–92.
- Henking, H. (1929): Die Ostseefischerei. Schweitzerbart, Stuttgart.
- Herlevi, H., Kihlberg, I.W., Aarnio, K., Bonsdorff, E., Florin, A.-B., Ljung, A., Lundström, K., Mattila, J., Östman, Ö. (2023): Environmental abundances of the non-native round goby *Neogobius melanostomus* influence feeding of native fish predators. *Journal of Fish Biology* 102: 1340–1357.
- Hermann, B., Sieglerschmidt, J. (2017): *Umweltgeschichte in Beispielen*. Springer Spektrum, Wiesbaden.
- Herrmann, A., Dähne, M., Benke, H. (2016): Totfundmonitoring von Meeressäugtieren an der Küste von Mecklenburg-Vorpommern – Auswertung von 2013–2015. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG MV). Deutsches Meeresmuseum Stralsund, 21.
- Herrmann, C., Zimmermann, H. (2019): Kormoran *Phalacrocorax carbo*. Beiträge zur Avifauna Mecklenburg-Vorpommerns 3: 23–68.
- Hervé M (2022): RVAideMemoire: Testing and Plotting Procedures for Biostatistics. R package version 0.9-81-2. <https://CRAN.R-project.org/package=RVAideMemoire>.
- Hiby, L., Lundberg, T., Karlsson, O., Watkins, J., Jüssi, M., Jüssi, I., Helander, B. (2007): Estimates of the size of the Baltic grey seal population based on photo-identification data. *NAMMCO Scientific Publications* 6: 163–175. doi: 10.7557/3.2731.
- Hilborn, R. (2007): Defining success in fisheries and conflicts in objectives. *Marine Policy* 31: 153–158.
- Hilborn, R., Walters, C.J. (1992): *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman and Hall, Boston.
- Hilborn, R., Agostini, V.N., Chaloupka, M., Garcia, S.M., Gerber, L.R., Gilman, E., Hanich, Q., Himes-
- Cornell, A., Hobday, A.J., Itano, D., Kaiser, M.J., Murua, H., Ovan- do, D., Pilling, G.M., Rice, J.C., Sharma, R., Schaefer, K.M., Severan- ce, C.J., Taylor, N.G., Fitchett, M. (2022): Area-based management of blut water fisheries: Current knowledge and research needs. *Fish and Fisheries* 23: 492–518.
- Hirschelmann, S., Tanneberger, S., Wichmann, S., Reichelt, F., Hohlbein, M., Couwenberg, J., Busse, S., Schröder, C., Nordt, A. (2020): Moore in Mecklenburg-Vorpommern im Kontext nationa- ler und internationaler Klimaschutzziele. Zustand und Entwick- lungspotenzial. *Faktensammlung. Greifswald Moor Centrum- Schriftenreihe* 03/2020.
- Hixon, M.A., Johnson, D.W., Sogard, S.M. (2014): BOFFFFs: On the importance of conserving old-growth age structure in fishery populations. *ICES Journal of Marine Science* 71: 2171–2185.
- Hochleithner, M. (2015): *Hechte. Biologie und Aquakultur*. 2nd ed. AquaTech Publications, Kitzbühl.
- Hoffmann, H. (2019): Mageninhaltsanalysen der Kegelrobbe (*Halichoerus grypus*) in der deutschen Ostsee. Bachelorarbeit, Department for Cytology and Evolutionary Biology, Universität Greifswald.

- Holgate, J. (2007): Germany calling. Pike Predators 110: 40–43.
- Holjewilken, H. (1960): Meliorationstechnik: Mechanisierung der Entwässerung. Agrartechnik 5.
- Holz, R. (1991): Die landwirtschaftliche Nutzung, ihre ökologischen Konsequenzen und die Möglichkeiten der Renaturierung im Nationalparkbereich der Halbinsel Darß-Zingst, Gutachten im Auftrag des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Holz, R., Hermann, C., Müller-Motzfeld, G. (1996): Vom Polder zum Ausdeichungsgebiet: Das Projekt Karrendorfer Wiesen und die Zukunft der Küstenüberflutungsgebiete in Mecklenburg-Vorpommern. Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 32: 3–27.
- Homans, F.R., Wilen, J.E. (1997): A model of regulated open access resource use. Journal of Environmental Economics and Management 32: 1–21.
- Höpel, C. (2016): Nahrungsanalysen an Kormoranen (*Phalacrocorax carbo sinensis*) der Kolonie Heuwiese. Bachelor-Arbeit, Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften.
- Hordyk, A., Ono, K., Valencia, S., Loneragan, N., Prince, J. (2015a): A novel length-based empirical estimation method of spawning potential ratio (SPR), and tests of its performance, for small-scale, data-poor fisheries. ICES Journal of Marine Science 72(1): 217–231.
- Hordyk, A., Ono, K., Sainsbury, K., Loneragan, N., Prince, J. (2015b): Some explorations of the life history ratios to describe length composition, spawning-per-recruit, and the spawning potential ratio. ICES Journal of Marine Science 72(1): 204–216.
- Horne, J.S., Garton, E.O., Krone, S.M., Lewis, J.S. (2007): Analyzing animal movements using Brownian bridges. Ecology 88: 2354–2363.
- Hsieh, C.H., Reiss, C.S., Hunter, J.R., Beddington, J.R., May, R.M., Sugihara, G. (2006): Fishing elevates variability in the abundance of exploited species. Nature 443: 859–862.
- Hsieh, C.H., Yamauchi, A., Nakazawa, T., Wang, W.F. (2010): Fishing effects on age and spatial structures undermine population stability of fishes. Aquatic Sciences 72: 165–178.
- Hühn, D., Arlinghaus, R. (2007): Auswirkungen des Fangen-und-Zurücksetzens auf in Deutschland heimische Fischarten sowie deren nahe Verwandte: Empfehlungen für die Praxis. Fischerei & Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern 7: 35–45.
- Hühn, D., Arlinghaus, R. (2011): Determinants of hooking mortality in freshwater recreational fisheries: A quantitative meta-analysis. American Fisheries Society Symposium 75: 141–170.
- Hühn, D., Klefoth, T., Pagel, T., Zajicek, P., Arlinghaus, R. (2014a): Impacts of external and surgery-based tagging techniques on small northern pike under field conditions. North American Journal of Fisheries Management 34: 322–334.
- Hühn, D., Lübke, K., Skov, C., Arlinghaus, R. (2014b): Natural recruitment, density-dependent juvenile survival, and the potential for additive effects of stock enhancement: An experimental evaluation of stocking northern pike (*Esox lucius*) fry. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 71: 1508–1519.
- Hühn, D., Gwinn, D.C., Shaw, S.L., Alós, J., Allen, M.S., Pagel, T., Skov, C., Arlinghaus, R. (2023): Density- and size-dependent mechanisms modulate the outcome of stocking in a naturally recruiting freshwater piscivore (northern pike, *Esox lucius*): a replicated whole-lake experiment. Fisheries Research, im Druck.
- Hunt, L.M., Arlinghaus, R., Scott, D., Kyle, G. (im Druck): Diversity of anglers: Drivers and implications for fisheries management. In: Neal, J.W., Lang, T.J., Hunt, K.M., Kurawski, K., Krogman, R., Taylor, J. (eds.), Angler Recruitment, Retention, and Reactivation: Influencing the Future of Fisheries and Aquatic Conservation. American Fisheries Society, Maryland.**
- Hunt, L.M., Camp, E., Poorten, B. van, Arlinghaus, R. (2019): Catch and non-catch-related determinants of where anglers fish: A review of three decades of site choice research in recreational fisheries. Reviews in Fisheries Science and Aquaculture 27: 261–286.
- Hutchinson, G.E. (1957): Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology 22(2): 415–427.
- Hutchinson, W.F. (2008): The dangers of ignoring stock complexity in fishery management: The case of the North Sea cod. Biological Letters 4: 693–695.
- Hyun, S.Y., Reynolds, J.H., Galbreath, P.F. (2012): Accounting for tag loss and its uncertainty in a mark-recapture study with a mixture of single and double tags. Transactions of the American Fisheries Society 141: 11–25.
- ICES (2019): Working group on marine mammal ecology (WGMME). Galatius, A., Gilles, A. (eds.), ICES Scientific Report 1/22. doi: 10.17895/ices.pub.4980.
- ICES (2020): Working group on marine mammal ecology. Galatius, A., Gilles, A. (eds.). ICES Scientific Report 2/39. doi: 10.17895/ices.pub.5975.
- ICES (2021): Herring (*Clupea harengus*) in subdivisions 20–24, spring spawners (Skagerrak, Kattegat, and western Baltic). ICES Advice: Recurrent Advice. Report. doi: 10.17895/ices.advice.7766.
- ICES (2022a): Herring (*Clupea harengus*) in subdivisions 20–24, spring spawners (Skagerrak, Kattegat, and western Baltic). ICES Advice: Recurrent Advice. Report. doi: 10.17895/ices.advice.19447964.v1.
- ICES (2022b): Herring (*Clupea harengus*) in subdivisions 25–29 and 32, excluding the Gulf of Riga (central Baltic Sea). In: Report of the ICES Advisory Committee, ICES Advice 2021, her.27.25–2932. doi: 10.17895/ices.advice.19447970.
- Irwin, B.J., Wilberg, M.J., Jones, M.L., Bence, J.R. (2011): Applying structured decision making to recreational fisheries management. Fisheries 36: 113–122.
- Isely, J.J., Grabowski, T.B. (2007): Age and growth. In: Guy, C.S., Brown, M.L. (eds.), Analysis and Interpretation of Freshwater Fisheries Data. American Fisheries Society, Bethesda, 187–228.

- Isermann, D.A., Knight, C.T. (2005): A computer program for age-length keys incorporating age assignment to individual fish. *North American Journal of Fisheries Management* 25: 1153–1160.
- Jackson, G., Ryan, K.L., Green, T.J., Pollock, K.H., Lyle, J.M. (2016): Assessing the effectiveness of harvest tags in the management of a small-scale, iconic marine recreational fishery in the Western Australia. *ICES Journal of Marine Science* 73: 2666–2676.
- Jacob, G.R., Schreyer, R. (1980): Conflict in outdoor recreation: A theoretical perspective. *Journal of Leisure Research* 12: 368–380.
- Jacobsen, B.H., Hansen, M.M., Loeschcke, V. (2004): Microsatellite DNA analysis of northern pike (*Esox lucius* L.) populations: Insights into the genetic structure and demographic history of a genetically depauperate species. *Biological Journal of the Linnean Society* 84: 91–101.
- Jacobsen, L., Engström-Öst, J. (2018): Coping with environments: Vegetation, turbidity and abiotics. In: Skov, C., Nilsson, P.A. (Hrsg.), *Biology and Ecology of Pike*. CRC Press, Boca Raton, 32–61.
- Jacobsen, L., Bekkevold, D., Berg, S., Jepsen, N., Koed, A., Aarestrup, K., Baktoft, H., Skov, C. (2017a): Pike (*Esox lucius* L.) on the edge: Consistent individual movement patterns in transitional waters of the western Baltic. *Hydrobiologia* 784: 143–154.
- Jacobsen, L., Skov, C., Koed, A., Berg, S. (2007b): Short-term salinity tolerance of northern pike, *Esox lucius*, fry, related to temperature and size. *Fisheries Management and Ecology* 14: 303–308.
- Jacobson, P., Bergström, U., Eklöf, J. (2019): Size-dependent diet composition and feeding of Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) and northern pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea. *Boreal Environment Research* 24: 137–153.
- Jacoby, D.M.P., Brooks, E.J., Croft, D.P., Sims, D.W. (2012): Developing a deeper understanding of animal movements and spatial dynamics through novel application of network analyses. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 574–583.
- Jahn, M. (2017): Extending the FLQ formula: A location quotient-based interregional input–output framework. *Regional Studies* 51: 1518–1529.
- Jansen, T., Arlinghaus, R., Als, T.D., Skov, C. (2013): Voluntary angler logbooks reveal long-term changes in a lentic pike, *Esox lucius*, population. *Fisheries Management and Ecology* 20: 125–136.
- Januchowski-Hartley, F. A., Graham, N. A., Cinner, J. E., Russ, G. R. (2013): Spillover of fish naïveté from marine reserves. *Ecology Letters* 16:191-197.
- Jarić, I., Lennox, R.J., Kalinkat, G., Cvijanović, G., Radinger, J. (2019): Susceptibility of European freshwater fish to climate change: Species profiling based on life-history and environmental characteristics. *Global Change Biology* 25: 448–458.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., Landkildehus, F. (2000): Trophic structure, species richness and diversity in Danish lakes: Changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45: 201–218.
- Jepsen, N., Thorstad, E.B., Havn, T., Lucas, M.C. (2015): The use of external electronic tags on fish: An evaluation of tag retention and tagging effects. *Animal Biotelemetry* 3(1): 49.
- Jeschke, L. (1992): Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Wind, Watt und Wellen. In: Freude, M., Jeschke, L., Knapp, H.D., Succow, M., *Unbekanntes Deutschland*. Tomus, München, 48–67.
- Jeschke, L., Knapp, H.D. (2015): Wildnis und Kulturlandschaft. In: Benke, H. (Hrsg.), *25 Jahre Ostsee-Nationalparke in Deutschland*. Deutsches Meeresmuseum und Ozeaneum, Stralsund, 57–71.
- Jeschke, L., Sporns, J. (2012): Der Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. In: Succow, M., Jeschke, L., Knapp H.D. (Hrsg.), *Naturschutz in Deutschland*. Christoph Links Verlag, Berlin, 88–95.
- Jeschke, L., Lenschow, U., Zimmermann, H. (2003): Die Naturschutzgebiete in Mecklenburg-Vorpommern. *Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern* (Hrsg.), Demmler Verlag, Schwerin.
- Johnston, F.D., Arlinghaus, R., Dieckmann, U. (2010): Diversity and complexity of angler behaviour drive socially optimal input and output regulations in a bioeconomic recreational-fisheries model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67: 1507–1531.
- Johnston, F.D., Arlinghaus, R., Dieckmann, U. (2013): Fish life history, angler behaviour and optimal management of recreational fisheries. *Fish and Fisheries* 14: 554–579.
- Johnston, F.D., Beardmore, B., Arlinghaus, R. (2015): Optimal management of recreational fisheries in the presence of hooking mortality and noncompliance-predictions from a bioeconomic model incorporating a mechanistic model of angler behavior. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72: 37–53.
- Johnston, F.D., Allen, M.S., Beardmore, B., Riepe, C., Pagel, T., Hühn, D., Arlinghaus, R. (2018): How ecological processes shape the outcomes of stock enhancement and harvest regulations in recreational fisheries. *Ecological Applications* 28: 2033–2054.
- Jönsson, M., Ranåker, L., Anders Nilsson, P., Brönmark, C. (2012): Prey-type-dependent foraging of young-of-the-year fish in turbid and humic environments. *Ecology of Freshwater Fish* 21: 461–468.
- Jørgensen, A.T., Hansen, B.W., Vismann, B., Jacobsen, L., Skov, C., Berg, S., Bekkevold, D. (2010): High salinity tolerance in eggs and fry of a brackish *Esox lucius* population. *Fisheries Management and Ecology* 17: 554–560.
- Jude, D.J., Pappas, J. (1992): Fish utilization of Great Lakes coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research* 18: 651–672.
- Juncker, C. (1988): Vergleichende Studien zur Biologie des Hechtes (*Esox lucius* L.) in Brackgewässern der DDR-Küste (Greifswalder Bodden, Darß-Zingster Boddenkette, Oderhaff/Peenestrom). Diplomarbeit, Wilhelm-Pieck-Universität Rostock.

- Kafemann, R., Adlerstein, S., Neukamm, R. (2000): Variation in otolith strontium and calcium ratios as an indicator of life-history strategies of freshwater fish species within a brackish water system. *Fisheries Research* 46: 313–325.
- Källo, K., Birnie-Gauvin, K., Jepsen, N., Aarestrup, K. (2023): Great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) predation on adult anadromous brown trout (*Salmo trutta*). *Ecology of Freshwater Fish* 32: 488–495.
- Kamler, J.F., Pope, K.L. (2001): Nonlethal methods of examining fish stomach contents. *Reviews in Fisheries Science* 9: 1–11.
- Kanstinger, P., Beher, J., Grenzdörffer, G., Hammer, C., Huebert, K.B., Stepputis, D., Peck, M.A. (2018): What is left? Macrophyte meadows and Atlantic herring (*Clupea harengus*) spawning sites in the Greifswalder Bodden, Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 201, 72–81.
- Karås, P., Lehtonen, H. (1993): Patterns of movement and migration of pike (*Esox lucius* L.) in the Baltic Sea. *Nordic Journal of Freshwater Research* 68: 72–79.
- Karlsson, E., Ogonowski, M., Sundblad, G., Sundin, J., Svensson, O., Nousiainen, I., Vasemägi, A. (2022): Strong positive relationship between eDNA concentrations and biomass in juvenile and adult pike (*Esox lucius*) under controlled conditions: Implications for monitoring. *Environmental DNA* 4: 881–893.
- Kaupilla, P., Karjalainen, T.P. (2012): A process model to assess the regional economic impacts of fishing tourism: A case study in northern Finland. *Fisheries Research* 127/128: 88–97.
- Kearney, R.E. (2001): Fisheries property rights and recreational/commercial conflict: Implications for policy developments in Australia and New Zealand. *Marine Policy* 25: 49–59.
- Kell, V.V., Noack, B. (1991): Kurze Mitteilung: Fischsterben durch *Prymnesium saltans* Massart im Kleinen Jasmunder Bodden (Rügen) im April 1990. *Journal of Applied Ichthyology* 7: 187–192.
- Keller T.M., Lanz, U. (2003): Great cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* management in Bavaria, southern Germany: What can we learn from seven winters with intensive shooting? *Vogelwelt* 24 (Supplement): 339–348.
- Kessel, S.T., Cooke, S.J., Heupel, M.R., Hussey, N.E., Simpfendorfer, C.A., Vagle, S., Fisk, A.T. (2014): A review of detection range testing in aquatic passive acoustic telemetry studies. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 24: 199–218.
- Kibenge, F.S. (2016): *Aquaculture Virology*. Academic Press, London, San Diego, Cambridge, Oxford.
- Kjerve, B. (1986): Comparative oceanography of coastal lagoons. In: Wolfe, D.A. (ed.), *Estuarine Variability*. Academic Press, New York, 63–81.
- Kjerve, B. (1994): Coastal lagoon processes. In: Kjerve, B. (ed.), *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier, Amsterdam, London, New York, 1–8.
- Klefoth, T., Kobler, A., Arlinghaus, R. (2008): The impact of catch-and-release on short term behaviour and habitat choice of northern pike (*Esox lucius* L.). *Hydrobiologia* 601: 99–110.
- Klefoth, T., Kobler, A., Arlinghaus, R. (2011): Behavioural and fitness consequences of direct and indirect non-lethal disturbances in a catch-and-release northern pike (*Esox lucius*) fishery. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 403(11): 1–18.
- Klefoth, T., Wegener, N., Meyerhoff, J., Arlinghaus, R. (2023): Do anglers and managers think similarly about stocking, habitat management and harvest regulations? Implications for the management of community-governed recreational fisheries. *Fisheries Research* 260: 106589.
- Klein, M. (1996): Fischbesatz: Gewohnheitsübung, Hegemaßnahme oder Garant zur Ertragssteigerung. *Fischer & Teichwirt* 47: 152–156.
- Klemens, L. (2019): Stomach content analyses and in-vitro digestion experiment in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). Master Thesis, University of Rostock.
- Klinkhardt, M., Winkler, H.M. (1989): Einfluss der Salinität auf die Befruchtungs- und Entwicklungsfähigkeit der Eier von vier Süßwasserfischarten Plötz (*Rutilus rutilus*), Barsch (*Perca fluviatilis*), Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) und Zander (*Stizostedion lucioperca*). *WZ Rostock* 38, Naturwiss. Reihe 5: 23–30.
- Knapp, H.D., Sporns, H. (2015): Das Nationalparkprogramm 1990. In: Benke, H. (Hrsg.): *25 Jahre Ostsee-Nationalparke in Deutschland*. Deutsches Meeresmuseum und Ozeaneum, Stralsund, 9–26.
- Kniel, N., Godin, J.-G.J. (2019): Characterizing the (co)variance of personality traits in female Trinidadian guppies (*Poecilia reticulata*). *Environmental Biology of Fishes* volume 102: 1351–1363.
- Knight, C.M. (2006): Utilisation of off-river habitats by lowland river fishes. Doctoral dissertation, Durham University.
- Knösche, R. (1996): Anmerkungen zur Hechtwirtschaft in Seen. *Fischer und Teichwirt* 4: 137–142.
- Kobler, A., Klefoth, T., Arlinghaus, R. (2008a): Site fidelity and seasonal changes in activity centre size of female pike *Esox lucius* in a small lake. *Journal of Fish Biology* 73: 584–596.
- Kobler, A., Klefoth, T., Wolter, C., Fredrich, F., Arlinghaus, R. (2008b): Contrasting pike (*Esox lucius* L.) movement and habitat choice between summer and winter in a small lake. *Hydrobiologia* 601: 17–27.
- Kobler, A., Klefoth, T., Mehner, T., Arlinghaus, R. (2009): Coexistence of behavioural types in an aquatic top predator: A response to resource limitation? *Oecologia* 161: 837–847.
- Koch, F., Küchler, A., Mehl, D., Hoffmann, T.G. (2010): Ermittlung von Art und Intensität künstlicher Entwässerung von landwirtschaftlichen Nutzflächen in Mecklenburg-Vorpommern. In: Kaiser, K., Libra, J., Merz, B., Bens, O., Hüttl, R.F. (Hrsg.), *Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Nordostdeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen*. Scientific Technical Report 10(10). Deutsches GeoForschungszentrum, Potsdam, 110–115.

- Koeck, B., Wallerius, M.L., Arlinghaus, R., Johnsson, J.I. (2020): Behavioural adjustment of fish to temporal variation in fishing pressure affects catchability: An experiment with angled trout. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 77: 188–193.
- Koemle, D., Yu, X. (2020): Choice experiments in non-market value analysis: Some methodological issues. *Forestry Economics Review* 2: 3–31.
- Koemle, D., Beardmore, B., Dorow, M., Arlinghaus, R. (2021): The human dimensions of recreational anglers targeting freshwater species in coastal ecosystems, with implications for management. *North American Journal of Fisheries Management* 41: 1572-1590.**
- Koemle, D., Meyerhoff, J., Arlinghaus, R. (2022): How catch uncertainty and harvest regulations drive anglers' choice for pike (*Esox lucius*) fishing in the Baltic Sea. *Fisheries Research* 256: 106480.**
- Koemle, D., Dao, T.N., Yu, X., Arlinghaus, R. (2023): Subsidies, temporary laying-up, and efficiency in a coastal commercial fishery. *Marine Resource Economics* 38: 153–179.**
- Kofler, R., Pandey, R.V., Schlötterer, C. (2011): POPOOLATION2: Identifying differentiation between populations using sequencing of pooled DNA samples (Pool-Seq). *Bioinformatics* 27: 3435–3436.
- Königson, S., Fjälling, A., Berglind, M., Lunneryd, S.-G. (2013): Male gray seals specialize in raiding salmon traps. *Fisheries Research* 148: 117–123.
- Koshinsky, G.D. (1972): An evaluation of two tags with northern pike (*Esox lucius*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 29: 469–476.
- Kotakorpi, M., Tiainen, J., Olin, M., Lehtonen, H., Nyberg, K., Ruuhijärvi, J., Kuparinen, A. (2013): Intensive fishing can mediate stronger size-dependent maternal effect in pike (*Esox lucius*). *Hydrobiologia* 718: 109–118.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European Freshwater Fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
- Kowalewski, J. (2015): Regionalization of national input–output tables: Empirical evidence on the use of the FLQ formula. *Regional Studies* 49: 240–250.
- Koy, H. (1990): *Zeitzeuge Zeesboot. Dokumentation zum Neuaufbau des Zeesbootes AHR 1, Baujahr 1870*. Meer und Museum 6: 16–27.
- Kozmin, A.K. (1980): The biology of the pike, *Esox lucius*, from Lake Lacha. *Journal of Ichthyology* 20: 44–48.
- Kraft, S., Gandra, M., Lennox, R.J., Mourier, J., Winkler, A.C., Abecasis, D. (2023): Residency and space use estimation methods based on passive acoustic telemetry data. *Movement Ecology* 11: 12. doi: 10.1186/s40462-022-00364-z.
- Kuehn, D., Luzadis, V., Brincka, M. (2017): „I catch whatever's biting!": Motivations, constraints, and facilitators of nopreference anglers residing along New York's Lake Ontario Coast. *Fisheries Research* 194: 188–196.
- Kühnau, C. (2006): *Unternehmensspenden und Sponsorengelder als Finanzierungsinstrumente von staatlichen Naturschutzverwaltungen: Möglichkeiten und Grenzen. Eine Analyse am Beispiel der Großschutzgebiete in Mecklenburg-Vorpommern*. Kassel University Press, Kassel.
- Kuparinen, A., Klefoth, T., Arlinghaus, R. (2010): Abiotic and fishing-related correlates of angling catch rates in pike (*Esox lucius*). *Fisheries Research* 105: 111–117.
- Küstenfischereiverordnung KüFVO M-V. Verordnung zur Ausübung der Fischerei in den Küstengewässern vom 28. November 2006 (GVOBl. M-V S. 843), zul. geändert am 21. Januar 2022 (GVOBl. M-V S. 58). <https://www.landesrecht-mv.de/bsmv/document/jlr-K%C3%BCFischVMV2006V3P1>
- Kuznetsov, V.A., Lukiyanov, S.V., Lobachyov, Y.A., Loginova, A.N. (2016): Influence of salinity fluctuations on the embryonic and larval development of pike *Esox lucius* (*Esocidae*). *Journal of Ichthyology* 56: 281–288.
- Lado, E.P. (2016): *The Common Fisheries Policy: The Quest for Sustainability*. Wiley-Blackwell, Chichester.
- Lampen, A. (2000): *Fischerei und Fischhandel im Mittelalter. Wirtschafts- und sozialgeschichtliche Untersuchungen nach urkundlichen und archäologischen Quellen des 6. bis 14. Jahrhunderts im Gebiet des Deutschen Reiches*. Matthiesen, Husum.
- Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete M-V (Hrsg.) (2002): *Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Nationalparkplan. Leitbild und Ziele*. Malchin.
- Langangen, Ø., Edeline, E., Ohlberger, J., Winfield, I.J., Fletcher, J.M., James, J.B., Stenseth, N.Chr., Vøllestad, L.A. (2011): Six decades of pike and perch population dynamics in Windermere. *Fisheries Research* 109: 131–139.
- Lappalainen, A., Härma, M., Kuningas, S., Urho, L. (2008): Reproduction of pike (*Esox lucius*) in reed belt shores of the SW coast of Finland, Baltic Sea: A new survey approach. *Boreal Environment Research* 13: 370–380.
- Larsen, K. (1966): Studies on the biology of Danish stream fishes. II. The food of pike (*Esox lucius* L.) in trout streams. *Meddelelser fra Danmarks Fiskeri- og Havundersogelser* 4: 271–326.
- Larsen, P.F., Hansen, M.M., Nielson, E.E., Jensen, L.F., Loeschcke, V. (2005): Stocking impact and temporal stability of genetic composition in a brackish northern pike population (*Esox lucius* L.), assessed using microsatellite DNA analysis of historical and contemporary samples. *Heredity* 95: 136–143.
- Larsson, P., Tibblin, P., Koch-Schmidt, P., Engstedt, O., Nilsson, J., Nordahl, O., Forsman, A. (2015): Ecology, evolution, and management strategies of northern pike populations in the Baltic Sea. *Ambio* 44: 451–461.
- Laskowski, K.L., Monk, C.T., Polverino, G., Alós, J., Nakayama, S., Staaks, G., Mehner, T., Arlinghaus, R. (2016): Behaviour in a standardized assay, but not metabolic or growth rate, predicts

behavioural variation in an adult aquatic top predator *Esox lucius* in the wild. *Journal of Fish Biology* 88: 1544–1563.

Lauterbach, R. (2001): Untersuchungen des ökologischen Zustandes aller (insgesamt 48) in den inneren Küstengewässern des Landes Mecklenburg-Vorpommern eingerichteten Laichschonbezirke. Unpublished Report, Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, Institut für Fischerei, Rostock.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1998): Gewässerbewertung stehende Gewässer. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Schwerin.

Le Bris, A., Pershing, A.J., Hernandez, C.M., Mills, K.E., Sherwood, G.D. (2015): Modelling the effects of variation in reproductive traits on fish population resilience. *ICES Journal of Marine Science* 72: 2590–2599.

Le Cren, E.D. (1951): The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *The Journal of Animal Ecology* 20: 201–219.

Lea, J.S.E., Humphries, N.E., von Brandis, R.G., Clarke, C.R., Sims, D.W. (2016): Acoustic telemetry and network analysis reveal the space use of multiple reef predators and enhance marine protected area design. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283 283: 20160717.

Lee, R.M. (1920): Age and growth determination in fishes. *Nature* 106: 49–51.

Legendre, P., Gallagher, E.D. (2001): Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271–280.

Lehtonen, H., Leskinen, E., Selen, R., Reinikainen, M. (2009): Potential reasons for the changes in the abundance of pike, *Esox lucius*, in the western Gulf of Finland, 1939–2007. *Fisheries Management and Ecology* 16: 484–491.

Lennox, R.J., Alós, J., Arlinghaus, R., Horodysky, A., Klefoth, T., Monk, T.C., Cooke, S.J. (2017): What makes fish vulnerable to capture by hooks? A conceptual framework and a review of key determinants. *Fish and Fisheries* 18: 986–1010.

Leontief, W. (1986): *Input-Output Economics*. Oxford University Press, New York.

Leopold, M. F. (2001): Otoliths of North Sea fish. Fish identification key by means of otoliths and other hard parts. [Elektronische Resource], Macintosh & Windows Version 1.0. Amsterdam: ETI, World Biodiversity Database, CD-ROM series.

Leopold, M.F. (2015): Eat or be eaten: Porpoise diet studies. PhD thesis, Wageningen University.

Leppäranta, M., Myrberg, K. (2009): *Physical Oceanography of the Baltic Sea*. Springer, Berlin, Heidelberg.

Lester, N.P., Shuter, B.J., Abrams, P.A. (2004): Interpreting the von Bertalanffy model of somatic growth in fishes: The cost of reproduction. *Proceedings of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences* 271: 1625–1631.

Lester, N.P., Shuter, B.J., Venturelli, P., Nadeau, D. (2014): Life-history plasticity and sustainable exploitation: A theory of growth compensation applied to walleye management. *Ecological Applications* 24: 38–54.

Lester, S.E., Halpern, B.S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B.I., Gaines, S. D., Aïramé, S., Warner, R.R. (2009): Biological effects within no-take marine reserves: A global synthesis. *Marine Ecology Progress Series* 384: 33–46.

Levander, K.M. (1909): Beobachtungen über die Nahrung und Parasiten der Fische des Finnischen Meerbusens. *Finnländische hydrographisch-biologische Untersuchungen* 5.

Lewin, W.-C., Arlinghaus, R., Mehner, T. (2006): Documented and potential biological impacts of recreational fishing: insights for management and conservation. *Reviews in Fisheries Science* 14: 305-367.

Lewin, W.-C., Weltersbach, M.S., Haase, K., Strehlow, H.V. (2021): Who travels how far: German Baltic sea anglers' travel distances as precondition for fisheries management and coastal spatial planning. *Ocean & Coastal Management* 209: 105640.

Lewin, W.-C., Dorow, M., Henseler, C., Oesterwind, D., Weltersbach, M.S., Strehlow, H.S. (2023a): Temporal development of fish communities in brackish lagoons of the Baltic Sea considering the invasion of the non-indigenous round goby (*Neogobius melanostomus*). *Regional Studies in Marine Science* 62: 102953.

Lewin, W.-C., Weltersbach, M.S., Haase, K., Riepe, C., Strehlow, H.V. (2023b): The impact of the diarist recruitment process on participation rates, catch, harvest, and effort dynamics. *Fisheries Research* 258: 106551.

Lewin, W.C., Barz, F., Weltersbach, M.S., Strehlow, H. (2023c): Trends in a European coastal fishery with a special focus on small-scale fishers – Implications for fisheries policies and management. *Marine Policy* 155: 105680

Li, H., Handsaker, B., Wysoker, A., Fennell, T., Ruan, J., Homer, N., Marth, G., Abecasis, G., Durbin, R., 1000 Genome Project Data Processing Subgroup (2009): The sequence alignment/map format and SAMtools. *Bioinformatics* 25: 2078–2079.

Li, J., Cohen, Y., Schupp, D.H., Adelman, I.R. (1996): Effects of walleye stocking on population abundance and fish size. *North American Journal of Fisheries Management* 16: 830–839.

Lill, D.R., Gosselck, F. (2007): *Charakteristik der Fischfauna aus der Sicht der Fischerei unter Berücksichtigung von naturschutzfachlichen Aspekten im Bereich des Greifswalder Boddens und Nördlichen Peenestroms*. Institut für Angewandte Ökologie GmbH, Neu Brodersdorf.

Limburg, K.E., Landergrén, P., Westin, L., Elfman, M., Kristiansson, P. (2001): Flexible modes of anadromy in Baltic sea trout: Making the most of marginal spawning streams. *Journal of Fish Biology* 59: 682–695.

Lindroth, A. (1946): Zur Biologie der Befruchtung und Entwicklung beim Hecht. Meddelanden från Statens undersöknings- och försöksanstalt för sötvattensfisket – Mitteilungen der Anstalt für Binnenfischerei bei Drottningholm Nr. 24, Stockholm.

- Ljunggren, L., Sandström, A., Bergström, U., Mattila, J., Lapalainen, A., Johansson, G., Sundblad, G., Casini, M., Kaljuste, O., Eriksson, B.K. (2010): Recruitment failure of coastal predatory fish in the Baltic Sea coincident with an offshore ecosystem regime shift. *ICES Journal of Marine Science* 67: 1587–1595.
- LM (Landesministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern) (2021): Backhaus: Angler und Berufsfischer nicht gegeneinander ausspielen. Nr. 14/2021 vom 21.01.2021. <https://www.regierung-mv.de/Landesregierung/lm/Service/Presse/Aktuelle-Pressemitteilungen/?id=167234&processor=processor.sa.pressemitteilung>.
- Loomis, D.K., Ditton, R.B. (1993): Distributive justice in fisheries management. *Fisheries* 18: 14–18.
- Lorenzen, K. (2000): Allometry of natural mortality as a basis for assessing optimal release size in fish-stocking programmes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 2374–2381.
- Lorenzen, K. (2005): Population dynamics and potential of fisheries stock enhancement: Practical theory for assessment and policy analysis. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360: 171–189.
- Lorenzen, K. (2008): Fish population regulation beyond „stock and recruitment“: The role of density-dependent growth in the recruited stock. *Bulletin of Marine Science* 83: 181–196.
- Lorenzen, K. (2022): Size- and age-dependent natural mortality in fish populations: Biology, models, implications, and a generalized length-inverse mortality paradigm. *Fisheries Research* 255: 106454.
- Lorenzen, K., Camp, E.V. (2019): Density-dependence in the life history of fishes: When is a fish recruited? *Fisheries Research* 217: 5–10.
- Lorenzen, K., Enberg K. (2002): Density-dependent growth as a key mechanism in the regulation of fish populations: evidence from among-population comparisons. *Proceedings of the Royal Society of London B* 269: 49–54.
- Lorenzen, K., Beveridge, M.C.M., Mangel, M. (2012): Cultured fish: Integrative biology and management of domestication and interactions with wild fish. *Biological Reviews* 87: 639–660.
- Löser, N. (2004): Habitat use of fishes in the Strelasund, south-western Baltic Sea. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie* 4: 115–135.
- Louviere, J.J., Hensher, D.A., Swait, J.D. (2000): *Stated Choice Methods: Analysis and Applications*. Cambridge University Press, New York.
- Lukyanova, O. (2022): Biotelemetry-based study of northern pike (*Esox lucius*) movement in the southern Baltic Sea: Space use, connectivity, and implications for conservation and management. Masterarbeit, Humboldt-Universität zu Berlin, Berlin.**
- Lundström, K., Hjerne, O., Alexandersson, K., Karlsson, O. (2007): Estimation of grey seal (*Halichoerus grypus*) diet composition in the Baltic Sea. *NAMMCO Scientific Publications* 6: 177–196.
- Lundström, K., Hjerne, O., Lunneryd, S.G., Karlsson, O. (2010): Understanding the diet composition of marine mammals: grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 67: 1230–1239.
- LUNG M-V (1999): Hinweise zur Eingriffsregelung. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Heft 3. Güstrow.
- LUNG M-V (2009): 10 Jahre Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Heft 1. Güstrow.
- LUNG M-V (2021): Schutzgebietsstatistik. Stand 12/2021. [https://www.lung.mv-regierung.de/dateien/schutzgebiete\\_statistik.pdf](https://www.lung.mv-regierung.de/dateien/schutzgebiete_statistik.pdf)
- LUNG M-V (o.J. a): Kartenportal Umwelt Mecklenburg-Vorpommern. <https://www.umweltkarten.mv-regierung.de/>
- LUNG M-V (o.J. b): Schutzgebiete nach europäischem Recht. [https://www.lung.mv-regierung.de/insite/cms/umwelt/natur/schutzgebiete\\_portal/schutzgebiete\\_eu.htm](https://www.lung.mv-regierung.de/insite/cms/umwelt/natur/schutzgebiete_portal/schutzgebiete_eu.htm)
- LUNG M-V (o.J. c): Schutzgebiete nach nationalem Recht. [https://www.lung.mv-regierung.de/insite/cms/umwelt/natur/schutzgebiete\\_portal/schutzgebiete\\_mv.htm](https://www.lung.mv-regierung.de/insite/cms/umwelt/natur/schutzgebiete_portal/schutzgebiete_mv.htm)
- LUNG M-V (o.J. d): Steckbrief Naturpark Flusslandschaft Peenetal. <https://www.naturpark-flusslandschaft-peenetal.de/wissen-verstehen/der-naturpark/steckbrief>
- LUNG M-V (o.J. e): Steckbrief Naturpark Am Stettiner Haff. <https://www.naturpark-am-stettiner-haff.de/wissen-verstehen/der-naturpark/steckbrief>
- LUNG M-V (o.J. f): Steckbrief Naturpark Usedom. <https://www.naturpark-usedom.de/wissen-verstehen/der-naturpark/steckbrief>
- Lynch, A.J., Rahel, F.J., Limpinsel, D., Sethi, Augustin, S.A., Engman, C. Lawrence, D.J., Mills, K.E., Morrison, W., Peterson, J.O., Porath, M.T. (2022): Ecological and social strategies for managing fisheries using the Resist-Accept-Direct (RAD) framework. *Fisheries Management and Ecology* 29: 329–345.
- MacArthur, R., Levins, R. (1964): Competition, Habitat Selection, and Character Displacement in a Patchy Environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 51: 1207–1210.
- Mace, P.M., Sissenwine, M.P. (1993): How much spawning per recruit is enough? *Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Sciences* 120: 101–118.
- Maceina, M.J. (1997): Simple application of using residuals from catch-curve regressions to assess year-class strength in fish. *Fisheries Research* 32: 115–121.
- Mann, R.H.K. (1976): Observations on the age, growth, reproduction and food of the pike *Esox lucius* (L.) in two rivers in southern England. *Journal of Fish Biology* 8: 179–197.
- Mann, R.H.K. (1982): The annual food consumption and prey preferences of pike (*Esox lucius*) in the river Frome, Dorset. *Journal of Animal Ecology* 51: 81–95.



- Mann, R.H.K., Beaumont, W. (1990): Fast-and slow-growing pike, *Esox lucius* L., and problems of age-determinations from scales. *Aquaculture Research* 21: 471–478.
- Marcard, E. (1870): Darstellung der preußischen Seefischerei und ihre jetzige Lage. Bericht an Se. Excellenz den Herrn Minister für die landwirtschaftlichen Angelegenheiten. Verlag von Wiegandt und Hempel, Berlin.
- Marcinek, J., Nitz, B. (1973): Das Tiefland der Deutschen Demokratischen Republik. Leitlinien seiner Oberflächengestaltung. Haack Geographisch-Kartographische Anstalt, Gotha, Leipzig.
- Margenau, T.L., Rasmussen, P.W., Kampa, J.M. (1998): Factors affecting growth of northern pike in Small Northern Wisconsin Lakes. *North American Journal of Fisheries Management* 18: 625–639.
- Margules, C., Pressey, R. (2000): Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243–253.
- Marshall, D.J., Heppell, S.S., Munch, S.B., Warner, R.R. (2010): The relationship between maternal phenotype and offspring quality: Do older mothers really produce the best offspring? *Ecology* 91: 2862–2873.
- Marshall, D.J., Bode, M., Mangel, M., Arlinghaus, R., Dick, E.J. (2021): Reproductive hyperallometry and managing the world's fisheries. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118: e2100695118.**
- Maschner, K., Harder, K., von Vietinghoff, V., Ringel, L., Wolf, P., Benke, H. (2014): Totfundmonitoring und Sektionsergebnisse der Robbentotfunde der Küste Mecklenburg-Vorpommerns von 1991 bis 2012. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV (LUNG). Deutsches Meeresmuseum, 41.
- Matley, J.K., Klinard, N.V., Barbosa Martins, A.P., Aarestrup, K., Aspillaga, E., Cooke, S.J., Cowley, P.D., Heupel, M.R., Lowe, C.G., Lowerre-Barbieri, S.K., Mitamura, H., Moore, J.-S., Simpfendorfer, C.A., Stokesbury, M.J.W., Taylor, M.D., Thorstad, E.B., Vandergoot, C.S., Fisk, A.T. (2022): Global trends in aquatic animal tracking with acoustic telemetry. *Trends in Ecology and Evolution* 37: 79–94.
- Matsumura, S., Arlinghaus, R., Dieckmann, U. (2011): Assessing evolutionary consequences of size-selective recreational fishing on multiple life-history traits, with an application to northern pike (*Esox lucius*). *Evolutionary Ecology* 25: 711–735.
- Matsumura, S., Beardmore, B., Haider, W., Dieckmann, U., Arlinghaus, R. (2019): Ecological, angler, and spatial heterogeneity drive social and ecological outcomes in an integrated landscape model of freshwater recreational fisheries. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* 27: 170–197.
- Mattern, J. (2015): *Praxishandbuch Gewässerwart. Hege und Pflege von Gewässern*. Kosmos, Stuttgart.
- Maunder, M.N., Punt, A.E. (2004): Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries Research* 70: 141–159.
- Mäuslein, M. (2012): Handwerk und Tradition der Zeesenfischerei. *Meer und Museum* 24: 111–122.
- McFadden, D. (1974): Conditional logit analysis of qualitative choice behavior. In: Zarembka, P. (ed.), *Frontiers in Econometrics*. Academic Press, New York, 105–142.
- McKinney, W. (2010): Data structures for statistical computing in python. In: van der Walt, S., Millman, J. (eds.), *Proceedings of the 9th Python in Science Conference*. Austin, Texas, 56–61. doi: 10.25080/Majora-92bf1922-012.
- McMeans, B.C., McCann, K.S., Guzzo, M.M., Bartley, T.J., Bieg, C., Blanchfield, P.J., Fernandes, T., Giacomini, H.C., Middel, T., Rennie, M.D., Ridgway, M.S., Shuter, B.J. (2020): Winter in water: Differential responses and the maintenance of biodiversity. *Ecology Letters* 23: 922–938.
- Mehl, D., Thiele, V. (1998): Fließgewässer- und Talraumtypen des Norddeutschen Tieflandes – am Beispiel der jungglazialen Naturräume Mecklenburg-Vorpommerns. Parey Buchverlag, Berlin.
- Mehtonen, M. (2019): Diet composition of Baltic ringed (*Pusa hispida botnica*) and grey seals (*Halichoerus grypus*) in Finland. Faculty of Biological and Environmental Sciences. Master Thesis, Division of Environmental Change and Global sustainability, University of Helsinki.
- Melnychuk, M.C., Peterson, E., Elliott, M., Hilborn, R. (2016): Fisheries management impacts on target species status. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114: 178–183.
- Messner, U., v. Oertzen, J.A. (1991): Long-term changes in the vertical distribution of macrophytebenthic communities in the Greifswalder Bodden. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 21: 135–143.
- Meyer, S., Krumme, U. (2021): Disentangling complexity of fishing fleets: Using sequence analysis to classify distinguishable groups of vessels based on commercial landings. *Fisheries Management and Ecology* 28: 268–282.
- Michelangeli, M., Chapple, D.G., Goulet, C.T., Bertram, M.G., Wong, B.B.M. (2019): Behavioral syndromes vary among geographically distinct populations in a reptile. *Behavioral Ecology* 30: 393–401.
- Miller, L.M., Kapucinski, A.R. (1997): Historical analysis of genetic variation reveals low effective population size in a northern pike (*Esox lucius*) population. *Genetics* 147: 1249–1258.
- Miller, L.M., Kallemeyn, L., Senanan, W. (2001): Spawning-site and natal-site fidelity by northern pike in a large lake: Mark-recapture and genetic evidence. *Transactions of the American Fisheries Society* 130: 307–316.
- Miller, T.J., Blair, J.A., Ihde, T.F., Jones, R.M., Secor, D.H., Wilberg, M.J. (2010): Fishsmart: An innovative role for science in stakeholder-centered approaches to fisheries management. *Fisheries* 35: 424–433.
- Ministerium des Inneren (1955): Anordnung über die Ausübung des Fischens und Angelns in den deutsch-polnischen Grenzgewässern vom 10. Dezember 1954. *Gesetzblatt Teil I Nr. 5 – Ausgabetafel*: 19. Januar 1955.

- Minns, C.K., Randall, R.G., Moore, J.E., Cairns, V.W. (1996): A model simulating the impact of habitat supply limits on northern pike, *Esox lucius*, in Hamilton Harbour, Lake Ontario. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53: 20–34.
- Mittelbach, G.G., Persson, L. (1998): The ontogeny of piscivory and its ecological consequences. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55: 1454–1465.
- Möbius, K.A., Heincke, F. (1883): Die Fische Der Ostsee. Fachbuchverlag Dresden (Nachdruck der Originalausgabe 2016).
- Möller, A. (2022): Hechte. Ein Porträt. Matthes & Seitz, Berlin.
- Möller, S. (2020): Untersuchungen zur Reproduktionsbiologie und Populationsgenetik des Hechtes (*Esox lucius* Linnaeus, 1758) im Brackwasser der südlichen Ostsee. Doktorarbeit, Universität Rostock.
- Möller, S., Winkler, H.M., Klügel, A., Richter, S. (2019): Using otolith microchemical analysis to investigate the importance of brackish bays for pike (*Esox lucius* Linnaeus, 1758) reproduction in the southern Baltic Sea. Ecology of Freshwater Fish 28: 602–610.
- Möller, S., Winkler, H.M., Richter, S., Bastrop, R. (2021): Genetic population structure of pike (*Esox lucius* Linnaeus, 1758) in the brackish lagoons of the southern Baltic Sea. Ecology of Freshwater Fish 30: 140–149.
- Möllmann, C., Voss, R. (2022): Ökosystembasiertes Management für den Dorsch der westlichen Ostsee. Zeitschrift für Fischerei 2: 3. doi: 10.35006/fischzeit.2022.18.
- Möllmann, C., Cormon, X., Funk, S., Otto, S.A., Schmidt, J.O., Schwermer, H., Sguotti, C., Voss, R., Quaas, M. (2021): Tipping point realized in cod fishery. Scientific Report 11: 14259. doi: 10.1038/s41598-021-93843-z.
- Monk, C.T., Arlinghaus, R. (2017): Eurasian Perch, *Perca fluviatilis*, spatial behaviour determines vulnerability independent of angler skill in a whole-lake reality mining experiment. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 75: 417–428.
- Monk, C.T., Chéret, B., Czapla, P., Hühn, D., Klefoth, T., Eschbach, E., Hagemann, R., Arlinghaus, R. (2020): Behavioural and fitness effects of translocation to a novel environment: Whole-lake experiments in two aquatic top predators. Journal of Animal Ecology 89: 2325–2344.
- Monk, C.T., Bekkevold, D., Klefoth, T., Pagel, T., Palmer, M., Arlinghaus, R. (2021): The battle between harvest and natural selection creates small and shy fish. Proceedings of the National Academy of Sciences 118: e2009451118.**
- Morán, P., Pendas, A.M., Beall, E., Garcia-Vazquez, E. (1996): Genetic assessment of the reproductive success of Atlantic salmon precocious parr by means of VNTR loci. Heredity 77: 655–660.
- Morbey, Y.E., Ydenberg, R.C. (2001): Protandrous arrival timing to breeding areas: A review. Ecology letters 4: 663–673.
- Mulcahy, M.F., O’Leary, A. (1970): Cell-free transmission of lymphosarcoma in the northern pike *Esox lucius* L. (Pisces; Esocidae). Experientia 26: 891.
- Müller, J.D. (2018): Ocean Acidification in the Baltic Sea: Involved Processes, Metrology of pH in Brackish Waters, and Calcification 2310 under Fluctuating Conditions. PhD Thesis, University of Rostock. doi: 10.18453/rosdok\_id00002303.
- Müller, K. (1986): Seasonal anadromous migration of the pike (*Esox lucius* L.) in coastal areas off the northern Bothnian sea. Archiv für Hydrobiologie 107: 315–330.
- Müller, K., Berg, E. (1982): Spring migration of some anadromous freshwater fish species in the northern Bothnian Sea. Hydrobiologia 96: 161–168.
- Müller, N. (2014): Nahrungsanalyse an Kormoranen (*Phalacrocorax carbo sinensis*) der Kolonie Heuwiese. Bachelorarbeit, Universität Rostock.
- Mumby, P. J., Dahlgren, C. P., Harborne, A. R., Kappel, C. V., Micheli, F., Brumbaugh, D. R., Holmes, K. E., Mendes, J. M., Broad, K., Sanchirico, J. N. (2006): Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. Science 311: 98–101.
- Munkes, B. (2005): Eutrophication, phase shift, the delay and the potential return in the Greifswalder Bodden, Baltic Sea. Aquatic Sciences 67: 372–381.
- Münter, J. (1863): Über den Hering der pommerschen Küste und die an denselben sich anschließenden Industriezweige. Archiv für Naturgeschichte 29: 281–360.
- Murphy, R., Downs, M., Wolf, N., Harris, B.P. (2022): Guiding principles for integrating stakeholder-based data into marine fisheries decision-making with a focus on USA fisheries management. Fish and Fisheries 23: 1000–1008.
- Mustamäki, N., Bergström, U., Ådjers, K., Sevastik, A., Mattila, J. (2014): Pikeperch (*Sander lucioperca* L.) in decline: High mortality of three populations in the northern Baltic Sea. Ambio 43: 325–336.
- Myers, R.A., Bowen, K.G., Barrowman, N.J. (1999): Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 56: 2404–2419.
- Myers, R.A., Mertz, G. (1998): The limits of exploitation: A precautionary approach. Ecological Applications 8: 165–169.
- Myts, D. (2012): Nahrungsökologie des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*). Diplomarbeit, Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Allgemeine & Spezielle Zoologie.
- Nadjafzadeh, M., Hofer, H., Krone, O. (2015): Lead exposure and food processing in white-tailed eagles and other scavengers: an experimental approach to simulate lead uptake at shot mammalian carcasses. European Journal of Wildlife Research 61: 763–774.
- Naisbett-Jones, L.C., Lohmann, K.J. (2022): Magnetoreception and magnetic navigation in fishes: A half century of discovery. Journal of Comparative Physiology A 208: 19–40.
- Nakagawa, S., Schielzeth, H. (2010): Repeatability for Gaussian and non-Gaussian data: A practical guide for biologists. Biological Reviews 85: 935–956.

- Nakayama, S., Rapp, T., Arlinghaus, R. (2017): Fast–slow life history is correlated with individual differences in movements and prey selection in an aquatic predator in the wild. *Journal of Animal Ecology* 86: 192–201.
- Nathan, R., Monk, C.T., Arlinghaus, R., Adam, T., Alós, J., Assaf, M., Baktoft, H., Beardsworth, C.E., Bertram, M.G., Bijleveld, A.I., Brodin, T., Brooks, J.L., Campos-Candela, A., Cooke, S.J., Gjelland, K.Ø., Gupte, P.R., Harel, R., Hellström, G., Jeltsch, F., Killen, S.S., Klefoth, T., Langrock, R., Lennox, R.J., Lourie, E., Madden, J.R., Orchan, Y., Pauwels, I.S., Říha, M., Roeleke, M., Schlägel, U.E., Shohami, D., Signer, J., Toledo, S., Viik, O., Westrelin, S., Whiteside, M.A., Jarić, I. (2022): Big-data approaches lead to an increased understanding of the ecology of animal movement. *Science* 375: eabg1780. doi: 10.1126/science.abg1780.
- Nationalparkamt Vorpommern (o.J. a): Steckbrief des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft. <https://www.nationalpark-vorpommersche-boddenlandschaft.de/wissen-verstehen/steckbrief>
- Nationalparkamt Vorpommern (o.J. b): Steckbrief des Nationalparks Jasmund. <https://www.nationalpark-jasmund.de/wissen-verstehen/der-nationalpark/steckbrief>
- Nausch, G., Nehring, D., Aertebjerg, G. (1999): Anthropogenic nutrient load of the Baltic Sea. *Limnologica* 29: 233–241.
- Nehring, D. (1992): Eutrophication in the Baltic Sea. In: Vollenweider, R.A., Marchetti, R., Viviani, R. (eds.), *Marine Coastal Eutrophication*. Elsevier, Amsterdam, 673–682.
- Nei, M., Li, W.H. (1979): Mathematical model for studying genetic variation in terms of restriction endonucleases. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 76: 5269–5273.
- Neis, B., Schneider, D.C., Felt, L., Haedrich, R.L., Fischer, J., Hutchings, J.A. (1999): Fisheries assessment: What can be learned from interviewing resource users? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 1949–1963.
- Nellen, W. (1965): Beiträge zur Brackwasserökologie der Fische im Ostseeraum. *Kieler Meeresforschungen* 21: 192–198.
- Nelson, T., Jefferson, A., Cooper, P., Buckley, C., Heck Jr., K., Mattila, J. (2018): Eurasian perch *Perca fluviatilis* growth and fish community structure, inside and outside a marine-protected area in the Baltic Sea. *Fisheries Management and Ecology* 25:172–185.
- Nestmann, R., Harder, K. (2014): *Robben der Ostsee. Geschichte, Gegenwart, Zukunft*. Verlag Grünes Herz, Dranske/Insel Rügen.
- Neubert, K. (2011): Die Salinität als limitierender Faktor der Reproduktion des Hechtes (*Esox lucius* L., 1758) im Brackwasser der Ostsee. Diplomarbeit, Universität Rostock.
- Neuhaus, E. (1933): Das Stettiner Haff und seine Fischerei. *Pommersche Heimat* 4: 180–187.
- Newig, J., Jager, N. W., Challies, E., Kochskämper, E. (2023): Does stakeholder participation improve environmental governance? Evidence from a meta-analysis of 305 case studies. *Global Environmental Change* 82: 102705.
- Niella, Y., Flávio, H., Smoothey, A.F., Aarestrup, K., Taylor, M.D., Peddemors, V.M., Harcourt, R. (2020): Refined Shortest Paths (RSP): Incorporation of topography in space use estimation from node-based telemetry data. *Methods in Ecology and Evolution* 11: 1733–1742.
- Niemelä, P.T., Vainikka, A., Hedrick, A.V., Kortet, R. (2012): Integrating behaviour with life history: boldness of the field cricket, *Gryllus integer*, during ontogeny. *Functional Ecology* 26: 450–456.
- Niemi, N., Hansen, J.P., Eklöf, J.S., Eriksson, B.K., Andersson, H.C., Bergström, U., Östman, Ö. (2023): Influence of reed beds (*Phragmites australis*) and submerged vegetation on pike (*Esox lucius*). *Fisheries Research* 261: 106621.
- Nikolaus, R., Schafft, M., Maday, A., Klefoth, T., Wolter, C., Arlinghaus, R. (2021): Status of aquatic and riparian biodiversity in artificial lake ecosystems with and without management for recreational fisheries: Implications for conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31: 153–172.
- Nilsson, J. (2006): Predation of northern pike (*Esox lucius* L.) eggs: A possible cause of regionally poor recruitment in the Baltic Sea. *Hydrobiologia* 553: 161–169.
- Nilsson, J., Andersson, J., Karas, P., Sandstrom, O. (2004): Recruitment failure and decreasing catches of perch (*Perca fluviatilis* L.) and pike (*Esox lucius* L.) in the coastal waters of southeast Sweden. *Boreal Environment Research* 9: 295–306.
- Nilsson, J., Engstedt, O., Larsson, P. (2014): Wetlands for northern pike (*Esox lucius* L.) recruitment in the Baltic Sea. *Hydrobiologia* 721: 145–154.
- Nilsson, J., Flink, H., Tibblin, P. (2019): Predator–prey role reversal may impair the recovery of declining pike populations. *Journal of Animal Ecology* 88: 927–939.
- Nolte, A.W. (2020): Genomic access to the diversity of fishes. In: Dutheil, J. (eds.), *Statistical Population Genomics*. Springer Humana, New York, 397–411.
- Nordahl, O., Koch-Schmidt, P., Sunde, J., Yildirim, Y., Tibblin, P., Forsman, A., Larsson, P. (2019): Genetic differentiation between and within ecotypes of pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems* 29: 1923–1935.
- Nordahl, O., Koch-Schmidt, P., Tibblin, P., Forsman, A., Larsson, P. (2020): Vertical movements of coastal pike (*Esox lucius*): On the role of sun basking. *Ecology of Freshwater Fish* 29(1): 18–30.
- Nyboer, E.A., Lin, H.-Y., Bennett, J.R., Gabriel, J., Twardek, W., Chhor, A.D., Daly, L., Dason, S., Guitard, E., Holder, P., Mozzon, C.M., Trahan, A., Zimmermann, D., Kesner-Reyes, K., Garilao, C., Kaschner, K., Cooke, S.J. (2021): Global assessment of marine and freshwater recreational fish reveals mismatch in climate change vulnerability and conservation effort. *Global Change Biology* 27: 4799–4824.
- Oele, D.L., Hogan, J.D., McIntyre, P.B. (2015): Chemical tracking of northern pike migrations: If we restore access to breeding habitat, will they come? *Journal of Great Lakes Research* 41: 853–861.

- Oele, D.L., Rypel, A.L., Lyons, J., Cunningham, P., Simonson, T. (2016): Do higher size and reduced bag limits improve northern pike size structure in Wisconsin Lakes? *North American Journal of Fisheries Management* 36: 982–994.
- Oertl, P., Birr, H.D. (1995): The dynamics of Baltic water inflow into the boddens of Rugia. In: Köhn, J., Schiewer, U. (eds.), *The Future of the Baltic Sea*. Metropolis-Verlag, Marburg, 45–54.
- Ogle, D.H. (2016): *Introductory Fisheries Analyses with R*. The R Series. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton.
- Ogonowski, M., Karlsson, E., Vasemägi, A., Sundin, J., Bohman, P., Sundblad, G. (2022): Temperature moderates eDNA-biomass relationship in northern pike. Preprint, bioRxiv. doi: 10.1101/2022.12.28.522080.
- Oh, C.-O., Sutton, S.G., Sorice, M.G. (2013): Assessing the role of recreation specialization in fishing site substitution. *Leisure Sciences* 35: 256–272.
- Ohlberger, J., Thackeray, S.J., Winfield, I.J., Maberly, S.C., Vøllestad, L.A. (2014): When phenology matters: Age–size truncation alters population response to trophic mismatch. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281: 20140938.
- Øian, H., Aas, Ø., Skår, M., Andersen, O., Stensland, S. (2017): Rhetoric and hegemony in consumptive wildlife tourism: Polarizing sustainability discourses among angling tourism stakeholders. *Journal of Sustainable Tourism* 25: 1547–1562.
- Oikari, A. (1978): Ionic and osmotic balance in the pike, *Esox lucius* L., in fresh and brackish water. *Annales Zoologici Fennici* 15: 84–88.
- Ojaveer, H., Jaanus, A., MacKenzie, B.R., Martin, G., Olenin, S., Radziejewska, T., Telesh, I., Zettler, M. L., Zaiko, A. (2010): Status of biodiversity in the Baltic Sea. *PLoS ONE* 5: e12467.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H., Fitz, J.R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M., Lahti, L., McGlenn, D., Queller, M., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C., Weedon, J. (2022): *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-2. <https://github.com/vegan-devs/vegan>
- Oksanen, S.M., Ahola, M.P., Lehtonen, E., Kunnasranta, M. (2014): Using movement data of Baltic grey seals to examine foraging-site fidelity: Implications for seal–fishery conflict mitigation. *Marine Ecology Progress Series* 507: 297–308.
- Olin, A.B., Bergström, U., Bodin, Ö., Sundblad, G., Eriksson, B.R., Erlandsson, M., Frederiksson, R., Eklöf, J.A. (2023): Spatial connectivity increases ecosystem resilience towards an ongoing regime shift. Preprint, bioRxiv. doi: 10.1101/2023.05.12.540484.
- Olsen, J.B., Lewis, C.J., Massengill, R.L., Dunker, K.J., Wenburg, J.K. (2015): An evaluation of target specificity and sensitivity of three qPCR assays for detecting environmental DNA from northern pike (*Esox lucius*). *Conservation Genetics Resources* 7: 615–617.
- Olsen, J.B., Lewis, C.J., Massengill, R.L., Dunker, K.J., Wenburg, J.K. (2016): Erratum to: An evaluation of target specificity and sensitivity of three qPCR assays for detecting environmental DNA from northern pike (*Esox lucius*). *Conservation Genetics Resources* 8: 89.
- Olsen, M.T., Galatius, A., Härkönen, T. (2018): The history and effects of seal-fishery conflicts in Denmark. *Marine Ecology Progress Series* 595: 233–243.
- Olsson, J. (2019): Past and current trends of coastal predatory fish in the Baltic Sea with a focus on perch, pike, and pikeperch. *Fishes* 4: 7. doi: 10.3390/fishes4010007.
- Olsson, J., Andersson, M.L., Bergström, U., Arlinghaus, R., Audzijonyte, A., Berg, S., Briekmane, L., Dainys, J., Dalby Ravn, H., Droll, J., Dziemian, L., Fey, D.P., van Gemert, R., Greszkiwicz, M., Grochowski, A., Jakubaviciute, E., Lozys, L., Lejk, A.M., Mustamäki, N., Naddafi, R., Olin, M., Saks, L., Skov, C., Smolinski, S., Svirgsden, R., Tirainen, J., Östman, Ö. (2023): A pan-Baltic assessment of temporal trends in coastal pike populations. *Fisheries Research* 260: 106594.**
- Orr, A.J., Banks, A.S., Mellman, S., Huber, H.R., DeLong, R.L., Brown, R.F. (2004): Examination of the foraging habits of Pacific harbor seal (*Phoca vitulina richardsi*) to describe their use of the Umpqua River, Oregon, and their predation on salmonids. *Fishery Bulletin* 102: 108–117.
- Österwind, D., Bock, C., Förster, A., Gabel, M., Henseler, C., Kotterba, P., Menge, M., Myts, D., Winkler, H.M. (2017): Predator and prey: The role of the round goby *Neogobius melanostomus* in the western Baltic. *Marine Biology Research* 13: 188–197.
- Östman, Ö., Boström, M.K., Bergström, U., Andersson, J., Lunneryd, S.-G.G. (2013): Estimating competition between wildlife and humans—a case of cormorants and coastal fisheries in the Baltic Sea. *PLoS ONE* 8: e83763.
- Ostrom, E. (1990): *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ostrom, E. (2005): *Understanding Institutional Diversity*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Ostseestiftung (o.J.): Über uns. <https://www.ostseestiftung.de/stiftung/>
- Ovando, D., Free, C.M., Jensen, O.P., Hilborn, R. (2022): A history and evaluation of catch-only stock assessment models. *Fish and Fisheries* 23: 616–630.
- Oyanedel, R., Gelcich, S., Milner-Gulland, E.J. (2020): A synthesis of (non-)compliance theories with applications to small-scale fisheries research and practice. *Fish and Fisheries* 21: 1120–1134.
- Paar, M., Berthold, M., Schumann, R., Dahlke, S., Blindow, I. (2021): Seasonal variation in biomass and production of the macrophytobenthos in two lagoons in the Southern Baltic Sea. *Frontiers in Earth Science* 8: 542391. doi: 10.3389/feart.2020.542391.
- Pagel, T. (2009): Determinants of individual reproductive success in a natural pike (*Esox lucius* L.) population: A DNA-based

parentage assignment approach. Masterarbeit, Humboldt-Universität, Berlin.

Pagel, T., Arlinghaus, R. (2016): Fischbesatz in der organisierten deutschen Angelfischerei: Gesamtumfang, besetzte Arten und prototypische Herkunftswege. *Fischerei & Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern* 4: 34–42.

Pagel, T., Bekkevold, D., Pohlmeier, S., Wolter, C., Arlinghaus, R. (2015): Thermal and maternal environments shape the value of early hatching in a natural population of a strongly cannibalistic freshwater fish. *Oecologia* 178: 951–965.

Papas, T.S., Dahlberg, J.E., Sonstegard, R.A. (1976): Type C virus in lymphosarcoma in northern pike (*Esox lucius*). *Nature* 261: 506–508.

Parkkila, K., Arlinghaus, R., Artell, J., Gentner, B., Haider, W., Aas, O., Barton, D., Roth, E., Sipponen, M. (2010): Methodologies for assessing socio-economic benefits of European inland recreational fisheries. EIFAC Occasional Paper, 46. FAO, Ankara.

Pauly, D., Palomares, M.L. (2005): Fishing down marine food web: It is far more pervasive than we thought. *Bulletin of Marine Science* 76: 197–212.

Paxton, C.G., Winfield, I.J., Fletcher, J.M., George, D.G., Hewitt, D.P. (2009): Investigation of first year biotic and abiotic influences on the recruitment of pike *Esox lucius* over 48 years in Windermerre, UK. *Journal of Fish Biology* 74: 2279–2298.

Pedersen, M.W., Berg, C.W. (2017): A stochastic surplus production model in continuous time. *Fish and Fisheries* 18: 226–243.

Peesch, R. (1961): Die Fischerkommünen auf Rügen und Hiddensee. Akademie Verlag, Berlin.

Persson, L., de Roos, A.M., Bertolo, A. (2004): Predicting shifts in dynamics of cannibalistic field populations using individual-based models. *Proceedings of the Royal Society B* 271: 2489–2493.

Persson, L., Diehl, S., Johansson, L., Andersson, G., Hamrin, S. F. (1991): Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes – patterns and the importance of size-structured interactions. *Journal of Fish Biology* 38: 281–293.

Persson, L., Norlin, J., Petersson, E. (2011): *Ekologi för fiskevård*. Sportfiskarna.

Pierce, R.B. (1997): Variable catchability and bias in population estimates for northern pike. *Transactions of the American Fisheries Society* 126: 658–664.

Pierce, R.B. (2010): Long-term evaluations of length limit regulations for northern pike in Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management* 30: 412–432.

Pierce, R.B. (2012): *Northern Pike: Ecology, Conservation, and Management History*. University of Minnesota Press, Minneapolis, London.

Pierce, R.B., Tomcko, C.M. (1993): Tag loss and handling mortality for northern pike marked with plastic anchor tags. *North American Journal of Fisheries Management* 13: 613–615.

Pierce, R.B., Tomcko, C.M. (2003a): Interrelationships among production, density, growth, and mortality of northern pike in seven north-central Minnesota lakes. *Transactions of the American Fisheries Society* 132(1): 143–153.

Pierce, R.B., Tomcko, C.M. (2003b): Variation in gill-net and angling catchability with changing density of northern pike in a small Minnesota lake. *Transactions of the American Fisheries Society* 132: 771–779.

Pierce, R.B., Tomcko, C.M. (2005): Density and biomass of native northern pike populations in relation to basin-scale characteristics of north-central Minnesota lakes. *Transactions of the American Fisheries Society* 134: 231–241.

Pierce, R.B., Tomcko, C.M., Kolander, T.D. (1994): Indirect and direct estimates of gill-net size selectivity for northern pike. *North American Journal of Fisheries Management* 14: 170–177.

Pierce, R.B., Tomcko, C.M., Schupp, D.H. (1995): Exploitation of northern pike in seven small north-central Minnesota lakes. *North American Journal of Fisheries Management* 15: 601–609.

Pierce, R.B., Tomcko, C.M., Margenau, T.L. (2003): Density dependence in growth and size structure of northern pike populations. *North American Journal of Fisheries Management* 23: 331–339.

Pierce, R.B., Tomcko, C.M., Pereira, D.L., Staples, D.F. (2010): Differing catchability among lakes: Influences of lake basin morphology and other factors on gill-net catchability of northern pike. *Transactions of the American Fisheries Society* 139: 1109–1120.

Pierce, R.B., Carlson, A.J., Carlson, B.M., Hudson, D., Staples, D.F. (2013): Depths and thermal habitat used by large versus small northern pike in three Minnesota lakes. *Transactions of the American Fisheries Society* 142: 1629–1639.

Pihu, E., Turovski, A. (2003): Pike, *Esox lucius* L. In: Ojaveer, E., Pihu, E., Saat, T. (Hrsg.), *Fishes of Estonia*. Estonian Academy Publishing, Tallinn: 152–158.

Pine, W.E., Pollock, K.H., Hightower, J.E., Kwak, T.J., Rice, J.A. (2003): A review of tagging methods for estimating fish population size and components of mortality. *Fisheries* 28: 10–23.

Pinto, P.I.S., Matsumara, H., Thorne, M.A.S., Power, D.M., Terauchi, R., Reinhardt, R., Canário, A.V.M. (2010): Gill transcriptome response to changes in environmental calcium in the green spotted puffer fish. *BMC Genomics* 11: 476.

**Pita, P., Ainsworth, G.B., Alba, B., Anderson, A.B., Antelo, M., Asos, J., Artetxe, I., Baudrier, J., Castro, J.J., Chicharro, B., Erzini, K., Ferter, K., Freitas, M., Garcia-de-la-Fuente, L., Garcia-Charton, J., Gimenez-Casaldueiro, M., Grau, A.M., Diogo, H.M., Strehlow, H.V., Weltersbach, M.S. et al. (2021): First assessment of the impacts of the COVID-19 pandemic on global marine recreational fisheries. *Frontiers in Marine Science* 8: 735741.**

Pollock, K.H., Hoenig, J.M., Hearn, W.S., Calingaert, B. (2001): Tag reporting rate estimation: 1. An evaluation of the high-reward tagging method. *North American Journal of Fisheries Management* 21: 521–532.

- Pollock, K.H., Jones, C.M., Brown, T.L. (1994): Angler Survey Methods and their Applications in Fisheries Management. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Polte, P., Gröhsler, T., Kotterba, P., von Nordheim, L., Moll, D., Santos, J., Zimmermann, C. (2021): Reduced reproductive success of western Baltic herring (*Clupea harengus*) as a response to warming winters. *Frontiers in Marine Science* 8. doi: 10.3389/fmars.2021.589242.
- Pope, K.L., Wilde, G.R., Bauer, D.L. (2005): Maximum size of fish caught with standard gears and recreational angling. *Fisheries research* 76: 117–122.
- Popova, O.A. (1971): Biologitsheskie pokazateli shtshuki i okunya v vodoemakh s razlitsnym gidrologitsheskim rezhimom i kormnostyu. In: *Zakonomnosti rosta i sozrevaya ryb*. Nauka, Moskva, 102–152. (auf Russisch; Biological characteristics of pike and perch in waters with different hydrobiological regimes and food supply)
- Popova, O.A. (2002): *Esox lucius* Linnaeus, 1758 – obyknovennaya shtshuka. In: Reshetnikov, Y.S. (ed.), *Atlas of Russian Freshwater Fishes*, vol. 1. Nauka, Moskva, 178–180. (auf Russisch; *Esox lucius* – Hecht)
- Porada, H.T. (2009): Das Pommersche Bergwerk. Die Bodden, Haffe und Strandseen Pommerns in der fürstlichen Herrschaftspraxis vom 15. bis zum frühen 17. Jahrhundert. Beiträge zur pommerschen Landes-, Kirchen- und Kunstgeschichte. Helms, Schwerin.
- Pörtner, H.O., Knust, R. (2007): Climate change affects marine fishes through the oxygen limitation of thermal tolerance. *Science* 315: 95–97.
- Pörtner, H.O., Schulte, P.M., Wood, C.M., Schiemer, F. (2010): Niche dimensions in fishes: An integrative view. *Physiological and Biochemical Zoology* 83: 808–826.
- Post, J., Sullivan, M., Cox, S., Lester, N.P., Walters, C.J., Parkinson, E.A., Paul, A.J., Jackson, L., Shuter, B.J. (2002): Canada's recreational fisheries: The invisible collapse? *Fisheries* 27(1): 6–17.
- Prchalova, M., Mrkvička, T., Kubečka, J., Peterka, J., Čech, M., Muška, M., Kratochvíl, M., Vašek, M. (2010): Fish activity as determined by gillnet catch: A comparison of two reservoirs of different turbidity. *Fisheries Research* 102: 291–296.
- Preuss, D. (2000): Untersuchungen zur Nahrungsökologie einer Kormoranpopulation (*Phalacrocorax carbo sinensis*) im Küstenbereich Vorpommerns. Diplomarbeit, Universität Rostock.
- Pribbernow, S., Winkler, H.M., Debus, L. (1985): Das Jungfischaufkommen in einem typischen Laichgebiet der Darß-Zingster Boddenkette im Saisonverlauf. *WZ Rostock* 34, Naturwissenschaftliche Reihe 6: 50–54.
- Pritchard, D.J., Healy, S.D. (2017): Homing and navigation. In: Call, J., Burghardt, G.M., Pepperberg, I.M., Snowdon, C.T., Zentall, T. (eds.), *APA Handbook of Comparative Psychology: Perception, Learning, and Cognition*, Vol. 2. American Psychological Association, Washington, DC, 485–508.
- Pritchard, J.K., Stephens, M., Donnelly, P. (2000): Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155: 945–959.
- Psuty, I., Zaporowski, R., Gawel, W. (2023): Goodbye to northern pike (*Esox lucius*) in the Polish southern Baltic? *Fisheries Research* 258: 106549.
- Pullen, C.E., Hyes, K., O'Connora, C.M., Arlinghaus, R., Suski, C.D., Midwood, J.D., Cooke, S.J. (2017): Consequences of oral lure retention on the physiology and behaviour of adult northern pike (*Esox lucius* L.). *Fisheries Research* 186: 601–611.
- Puls, S., Winkler, H.M. (2013): Populationsanalyse und Erprobung von Maßnahmen zur Reduzierung des Bruterfolges beim Kormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in M-V sowie Untersuchungen über seinen Einfluss auf freilebende Fischbestände. Teil: Untersuchungen zur Brutbiologie des Kormorans in M-V und zur Erprobung der Maßnahme „Lasergewehr“ zur Reduzierung des Bruterfolges in der Brutsaison 2012. Forschungsbericht, Universität Rostock, Inst. F. Biowissenschaften, Allgemeine u. Spezielle Zoologie.
- Purchase, C.F., Rooke, A.C., Gaudry, M.J., Treberg, J.R., Mittell, E.A., Morrissey, M.B., Rennie, M.D. (2022): A synthesis of senescence predictions for indeterminate growth, and support from multiple tests in wild lake trout. *Proceedings of the Royal Society B* 289: 20212146.
- Pursiainen, A., Veneranta, L., Kuningas, S., Saarinen, A., Kallavuo, M. (2021): The more sheltered, the better – Coastal bays and lagoons are important reproduction habitats for pike in the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 259: 107477.
- Quinn, T.P., Hendry, A.P., Buck, G.B. (2001): Balancing natural and sexual selection in sockeye salmon: Interactions between body size, reproductive opportunity and vulnerability to predation by bears. *Evolutionary Ecology Research* 3: 917–937.
- R Development Core Team (2022): R: A language and environment for statistical computing [Manual]. R Foundation for Statistical Computing, Wien. <https://www.R-project.org>
- Raat, A.J. (1988): Synopsis of Biological Data on the Northern Pike, *Esox lucius Linnaeus*, 1758. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Radinger, J., Matern, S., Klefloth, T., Wolter, C., Feldhege, F., Monk, C.T., Arlinghaus, R. (2023): Ecosystem-based management outperforms species-focused stocking for enhancing fish populations. *Science* 379: 946–951.
- Radomski, P.J., Grant, G.C., Jacobsen, P.C., Cook, M.F. (2001): Visions for recreational fishing regulations. *Fisheries* 26: 7–18.
- Raillard, S. (2012): Die See- und Küstenfischerei Mecklenburgs und Vorpommerns 1918 bis 1960. Oldenbourg Verlag, München.
- Rambaut, A. (2011): FigTree, Version 1.4.4. <http://tree.bio.ed.ac.uk/software/figtree>
- Rauschmayer, F., Weiss, V. (2013): Screening the cormorant conflict on the European Level. In: Klenke, R., Ring, I., Kranz, A., Jepsen, N., Rauschmayer, F., Henle, K. (eds.), *Human – Wildlife*

Conflicts in Europe. Environmental Science and Engineering, Springer, Berlin, Heidelberg, 183–199.

Raybaut, P. (2009): Spyder-documentation. pythonhosted.org

Rechlin, O., Fadschild, K. (1991): Fischereierträge aus den Bodengewässern der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes 52: 61–77.

Reed, M.S. (2008): Stakeholder participation for environmental management: A literature review. Biological Conservation 141(10): 2417–2431.

Reid, S.M. (2011): Comparison of point and transect-based electrofishing to sample American eel (*Anguilla rostrata*) in wadeable riverine habitats. Aquatic Living Resources 24: 79–83.

Reif, F., Westphal, L., von Vietinghoff, V., Dähne, M. (2021): Totfundmonitoring von Meeressäugern an der Küste von Mecklenburg-Vorpommern, Kurzbericht 2020. Stralsund, Germany.

Remane, A. (1934): Die Brackwasserfauna. Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft 36: 34–74.

Remane, A., Schlieper, C. (1971): Biology of Brackish Water. Schweizerbart, Stuttgart.

Remmert, H. (1969): Über Poikilosmotie und Isoosmotie. Zeitschrift für Vergleichende Physiologie 65: 424–427.

Reusch, R.B.H., Dierking, J., Andersson, H.C., Bonsdorff, E., Carstensen, J., Casini, M., Czajkowski, M., Hasler, B., Hinsby, K., Hyytiäinen, K., Johannesson, K., Jomaa, S., Jormalainen, V., Kuosa, H., Kurland, S., Laikre, L., MacKenzie, B.R., Margonski, P., Melzner, F., Oesterwind, D., Ojaveer, H., Refsgaard, J.C., Sandström, A., Schwarz, G., Tonderski, K., Winder, M., Zandersen, M. (2018): The Baltic Sea as a time machine for the future coastal ocean. Science Advances 4: eaar8195.

Richard, A., Dionne, M., Wang, J., Bernatchez, L. (2013): Does catch-and-release affect the mating system and individual reproductive success of wild Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.)? Molecular Ecology 21: 187–200.

Ricker, W.E.E. (1954): Stock and recruitment. Journal of the Fisheries Board of Canada 11(5): 559–623.

Ricker, W.E.E. (1975): Computation and interpretation of biological statistics and fish populations. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada 191: 1–382.

Ridgway, M.S. (2010): A review of estimates of daily energy expenditure and food intake in cormorants (*Phalacrocorax* spp.). Journal of Great Lakes Research 36: 93–99.

Riepe, C., Arlinghaus, R. (2014): Einstellungen der Bevölkerung in Deutschland zum Tierschutz in der Angelfischerei. Berichte des IGB, Heft 27.

Říha, M., Gjelland, K.Ö., Ded, V., Eloranta, A.P., Rabaneda-Bueno, R., Baktoft, H., Vejrik, L., Vejrikova, I., Drastik, V., Smejkal, M., Holubova, M., Juza, T., Rosten, C., Sajdlova, Z., Ökland, F., Peterka, J. (2021): Contrasting structural complexity differentiate hunting strategy in an ambush apex predator. Scientific Reports 11: 17472. doi: 10.1038/s41598-021-96908-1.

Rittweg, T.D., Trueman, C., Ehrlich, E., Wiedenbeck, M., Arlinghaus, R. (2023): Corroborating age with oxygen isotope profiles in otoliths: Consequences for estimation of growth, productivity and management reference points in northern pike (*Esox lucius*) in the southern Baltic Sea. Fisheries Management and Ecology, im Druck.

Roff, D.A. (1984): The evolution of life history parameters in teleosts. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 41: 989–1000.

Rohtla, M., Vetemaa, M., Urton, K., & Soesoo, A. (2012): Early life migration patterns of Baltic Sea pike *Esox lucius*. Journal of Fish Biology 80: 886–893.

Ropars-Collet, C., Leplat, M., Le Goffe, P. (2017): Commercial fisheries as an asset for recreational demand on the coast: Evidence from a choice experiment. Marine Resource Economics 32: 391–409.

Roser, P. (2021): Anadromy of pike (*Esox lucius* L.) in the German Baltic Bodden lagoons. Studienprojekt, Humboldt-Universität zu Berlin.

Roser, P., Dhellemmes, F., Rittweg, T., Möller, S., Winkler, H., Lukyanova, O., Niessner, D., Schütt, J., Kühn, C., Dennenmoser, S., Nolte, A.W., Radinger, J., Koemie, D., Arlinghaus, R. (2023): Synthesizing historic and current evidence for anadromy in a northern pike (*Esox lucius* L.) meta-population inhabiting brackish lagoons of the southern Baltic Sea, with implications for management. Fisheries Research 260: 106560.

Rosten, C.M., Gozlan, R.E., Lucas, M.C. (2016): Allometric scaling of intraspecific space use. Biology Letters 12: 20150673.

Rothe, U., Möller, P., Dorow, M. (2016): Ausbreitung der Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*) in den Küstengewässern Vorpommerns. Fischer & Teichwirt 67: 173–175.

Rothla, M. (2015): Otolith sclerochronological studies on migrations, spawning habitat preferences and age of freshwater fishes inhabiting the Baltic Sea. Dissertation, Universität Tartu.

Rourke, M.L., Fowler, A.M., Hughes, J.M., Broadhurst, M.K., DiBattista, J.D., Fielder, S., Walburn, J.W., Furlan, E.M. (2021): Environmental DNA (eDNA) as a tool for assessing fish biomass: A review of approaches and future considerations for resource surveys. Environmental DNA 4(1): 9–33.

Rude, N.P., Whitley, G.W., Phelps, Q.E., Hirst, S. (2011): Long-term pit and t-bar anchor tag retention rates in adult muskellunge. North American Journal of Fisheries Management 31: 515–519.

Rudin, F.S., Briffa, M. (2012): Is boldness a resource-holding potential trait? Fighting prowess and changes in startle response in the sea anemone, *Actinia equina*. Proceedings of the Royal Society B 279: 1904–1910.

Rudstam, L.G., Magnuson, J.J., Tonn, W.M. (1984): Size selectivity of passive fishing gear: A correction for encounter probability applied to gill nets. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 41: 1252–1255.

Rypel, A.L. (2012): Meta-analysis of growth rates for a circumpolar fish, the northern pike (*Esox lucius*), with emphasis on

effects of continent, climate and latitude. *Ecology of Freshwater Fish* 21: 521–532.

Sagert, S., Rieling, T., Eggert, A., Schubert, H. (2008): Development of a phytoplankton indicator system for the ecological assessment of brackish coastal waters (German Baltic Sea coast). *Hydrobiologia* 611: 91–103.

Sakai, Y. (2017): Subsidies, fisheries management, and stock depletion. *Land Economics* 93: 165–178.

Sambrook, J., MacCallum, P., Russell, D. (2001): *Molecular Cloning: A Laboratory Manual*. Cold Spring Harbor Laboratory Press, Cold Spring Harbor, New York.

Sapota, M.R., Skóra, K.E. (2005): Spread of alien (non-indigenous) fish species *Neogobius melanostomus* in the Gulf of Gdansk (south Baltic). *Biological Invasions* 7: 157–164.

Sarda-Espinosa, A. (2022): dtwclust: Time Series Clustering Along with Optimizations for the Dynamic Time Warping Distance. R package version 5.5.10. <https://CRAN.R-project.org/package=dtwclust>

Schaefer, M.B. (1954): Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Inter-American Tropical Tuna Commission* 1: 7–56.

Schäfer, F.S. (2016): *Reproductive Management and Gamete Quality in Pikeperch (Sander lucioperca)*. Doktorarbeit, Humboldt-Universität zu Berlin. doi: 10.18452/17636.

Schafft, M., Wegner, B., Meyer, N., Wolter, C., Arlinghaus, R. (2021): Ecological impacts of water-based recreational activities on freshwater ecosystems: A global metaanalysis. *Proceedings of the Royal Society B*, 288: 20211623.

Schäperclaus, W. (1928): Die Hechtpest in Brandenburg und Rügen. *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften* 26, 23–366.

Schäperclaus, W. (1960): *Fischereiwirtschaftslehre (Seen- und Flusswirtschaft)*. In: Wundsch, H.H. (Hrsg.), *Fischereikunde: Eine Einführung für die Praxis* (2. Aufl.). Neumann Verlag, Radebeul und Berlin, 154–194.

Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C., Walker, B. (2001): Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591–596.

Schernewski, G., Friedland, R., Carstens, M., Hirt, U., Leujak, W., Nausch, G., Neumann, T., Petenati, T., Sagert, S., Wasmund, N., von Weber, M. (2015): Implementation of European marine policy: New water quality targets for German Baltic waters. *Marine Policy* 51: 305–321.

Schernewski, G., Schiewer, U. (2002): *Baltic Coastal Ecosystems: Structure, Function and Coastal Zone Management*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.

Scheufele, G., Pascoe, S. (2022): Estimation and use of recreational fishing values in management decisions. *Ambio* 51(5): 1275–1286.

Schiefelbein, U. (2018): Was kam nach den Karrendorfer Wiesen? – Über Ausdeichungen an der Ostseeküste Mecklen-

burg-Vorpommerns. In: ILN (Hrsg.): *Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern*, Bd. 46, Greifswald, 19–34.

Schiefelbein, U., Lenschow, U., Otto, D. (2011): Moorrevitalisierungen in Mecklenburg-Vorpommern – eine Bilanz der letzten 20 Jahre. *TELMA Beiheft* 4: 73–84.

Schiewer, U. (2001): Recent changes in northern German lagoons with special reference to eutrophication. In: Schernewski, G., Schiewer, U. (eds.), *Baltic Coastal Ecosystems*. Springer, Berlin, 19–30.

Schiewer, U. (2008): *Ecology of Baltic Coastal Waters*. Springer, Berlin, Heidelberg.

Schiewer, U., Schumann, R., Heerkloss, R., Klinkenberg, G. (1994): Hypertrophierung der Darß-Zingster Boddenkette. *Struktur- und Funktionsänderungen im Plankton. Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 2: 149–177.

Schindler, D.E., Hilborn, R., Chasco, B., Boatright, C.P., Quinn, T.P., Rogers, L.A., Webster, M.S. (2010): Population diversity and the portfolio effect in an exploited species. *Nature* 465: 609–612.

Schlieker, E. (2009): *Hiddensee – die Insel und ihre Fischer*. Insel Information Hiddensee.

Schlieper, A., Remane, C. (1972): *Biology of Brackish Water*. Schweizerbart, Stuttgart.

Schlötterer, C., Tobler, R., Kofler, R., Nolte, V. (2014): Sequencing pools of individuals—mining genome-wide polymorphism data without big funding. *Nature Reviews Genetics* 15: 749–763.

Schlumpberger, W., Lauterbach, R., Falk, K. (1966): Jahresfischereibericht 1965. VI. Küstengewässer. *Fischereiforschung, Wiss. Schriftenreihe* 4: 137–154.

Schlunbaum, G., Baudler, H. (2001): Die Vielfalt innerer Küstengewässer an der südlichen Ostsee – eine Übersicht von der Flensburger Förde bis zum Kurischen Haff. Teil 1: Entwicklungsgeschichte, Morphologie, Hydrologie und Hydrogeographie. *Rostocker Meeresbiologischer Beiträge* 8: 5–61.

Schöne, J. (2005): *Landwirtschaft der DDR*. Landeszentrale für politische Bildung, Erfurt.

Schreckenbach, J. (1996): Die Beurteilung und Förderung von Raubfischbeständen. *AFZ-Fischwaid* 5: 14–17 sowie 6: 26.

Schroeder, S.A., Fulton, D.C., Altena, E., Baird, H., Dieterman, D., Jennings, M. (2018): The influence of angler values, involvement, catch orientation, satisfaction, agency trust, and demographics on support for habitat protection and restoration versus stocking in publicly managed waters. *Environmental Management* 62: 665–677.

Schroeter, U. (2006): *Der Angelführer Rügen. Küste und Bodden*. Die Rapsbande, Fehmarn.

Schubert, H., Feuerpfeil, P., Marquardt, R., Telesh, I.V., Skarlato, S.O. (2011): Macroalgal diversity along the Baltic Sea salinity gradient challenges Remane's species-minimum concept. *Marine Pollution Bulletin* 62: 1948–1956.

Schubert, H., Schories, D. (2008): *Macrophytobenthos*. In: Feistel, R., Nausch, G., Wasmund, G. (eds.), *State and Evolution of the Baltic Sea 1952–2005*. Wiley, Hoboken, 483–516.



- Schubert, H., Telesh, I. (2017): Estuaries and coastal lagoons. In: Snoeijs-Leijonmalm, P., Schubert, H., Radziejewska, T. (eds.), *Biological Oceanography of the Baltic Sea*. Springer, Dordrecht, 483–511.
- Schubert, H., Schubert, M., Krause, J.C. (2007): Reconstruction of XIXth century submerged vegetation of coastal lagoons of the German Baltic Sea. *Jura. Ir. Aplink.* 14: 16–27.
- Schubert, H., Telesh, I., Nikinmaa, N., Skarlato, S. (2017): Physiological adaptations. In: Snoeijs-Leijonmalm, P., Schubert, H., Radziejewska, T. (eds.), *Biological Oceanography of the Baltic Sea*. Springer, Dordrecht, 255–280.
- Schuurman, G. W., Cole, D. N., Cravens, A. E., Covington, S., Crausbay, S. D., Hoffman, C. H., Lawrence, D. J., Magness, D. R., Morton, J. M., Nelson, E. A., O'Malley, R. (2022): Navigating ecological transformation: resist–accept–direct as a path to a new resource management paradigm. *BioScience* 72: 16–29.
- Schwalme, K., Mackay, W.C. (1985a): The influence of angling-induced exercise on the carbohydrate metabolism of northern pike (*Esox lucius* L.). *Journal of Comparative Physiology B* 156: 67–75.
- Schwalme, K., Mackay, W.C. (1985b): The influence of exercise-handling stress on blood lactate, acid–base, and plasma glucose status of northern pike (*Esox lucius* L.). *Canadian Journal of Zoology* 63: 1125–1129.
- Schwarz, J. (2003): Die heutige Situation der Kegelrobbe in der Ostsee. In: Schwarz, J., Harder, K., von Nordheim, H., Dinter, W. (Hrsg.), *Wiederansiedlung der Ostseekegelrobbe (*Halichoerus grypus balticus*) an der deutschen Ostseeküste*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 29–33.
- Scott, W.B., Crossman, E. J. (1973): *Freshwater fishes of Canada*. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 184: 356–363.
- Sedlazeck, F.J., Rescheneder, P., v. Haeseler, A. (2013): Next-GenMap: Fast and accurate read mapping in highly polymorphic genomes. *Bioinformatics* 2: 2790–2791.
- Selig, U., Baudler, H., Krech, M., Nausch, G. (2006): Nutrient accumulation and nutrient retention in coastal waters – 30 years investigation in the Darss-Zingst Bodden chain. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 34: 9–19.
- Selig, U., Schubert, M., Eggert, A., Steinhardt, T., Sagert, S., Blümel, C., Schubert, H. (2007): The influence of sediments on soft bottom vegetation in inner coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern (Germany). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71: 241–249.
- Sethi, S.A. (2010): Risk management for fisheries. *Fish and Fisheries* 11: 341–365.
- Shao, J., Zhong, B. (2003): Last observation carry-forward and last observation analysis. *Statistics in Medicine* 22: 2429–2441.
- Shelton, A.O., Munch, S.B., Keith, D., Mangel, M. (2012): Maternal age, fecundity, egg quality, and recruitment: Linking stock structure to recruitment using an age-structured Ricker model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69: 1631–1641.
- Sierigk, U. (1976): *Nahrungsuntersuchungen am Zander *Stizostedion lucioperca* L., Hecht *Esox lucius* L. und Flußbarsch *Perca fluviatilis* L. in der Darß-Zingster Boddenkette*. Diplomarbeit, Universität Rostock.
- Silvano, R.A.M., MacCord, P.F.L., Lima, R.V., Begossi, A. (2006): When does this fish spawn? Fishermen's local knowledge of migration and reproduction of Brazilian coastal fishes. *Environmental Fish Biology* 76: 371–386.
- Silvano, R.A.M., Valbo-Jørgensen, J. (2008): Beyond fishermen's tales: Contributions of fishers' local ecological knowledge to fish ecology and fisheries management. *Environment Development and Sustainability* 10: 657–675.
- Skerritt, D.J., Sumaila, U.R. (2021): Broadening the global debate on harmful fisheries subsidies through the use of subsidy intensity metrics. *Marine Policy* 128: 104507.
- Skog, A., Vøllestad, L.A., Stenseth, N.C., Kasumyan, A., Jakobsen, K.S. (2014): Circumpolar phylogeography of the northern pike (*Esox lucius*) and its relationship to the Amur pike (*E. reicherthii*). *Frontiers in Zoology* 11: 67.
- Skov, C., Nilsson, P.A. (2018): *Biology and Ecology of Pike*. CRC Press, Boca Raton.
- Skov, C., Koed, A., Baastrup-Spohr, L., Arlinghaus, R. (2011): Dispersal, growth, and diet of stocked and wild northern pike fry in a shallow natural lake, with implications for the management of stocking programs. *North American Journal of Fisheries Management* 31: 1177–1186.
- Skov, C., Chapman, B.B., Baktoft, H., Brodersen, J., Brönmark, C., Hansson, L.-A., Hulthén, K., Nilsson P.A. (2013): Migration confers survival benefits against avian predators for partially migratory freshwater fish. *Biology Letters* 9: 20121178.
- Skov, C., Jepsen, N., Baktoft, H., Jansen, T., Pedersen, S., Koed, A. (2014): Cormorant predation on PIT-tagged lake fish. *Journal of Limnology* 73(1): 177–186.
- Slaton, C. L. (2022): Associations among angler specialization and other angler characteristics and their beliefs, norms and attitudes towards lagoon pike (*Esox lucius*) fisheries in the southern Baltic Sea. Masterarbeit, Humboldt-Universität zu Berlin.**
- Slaton, C., Koemle, D., Birdsong, M., Arlinghaus, R. (2023): Explaining attitudes to management actions and beliefs about other user groups and conservation with angler characteristics: A case study in a coastal pike (*Esox lucius*) fishery in the southern Baltic Sea, Germany. *Fisheries Research* 263: 106669.**
- Smith, B.R., Blumstein, D.T. (2008): Fitness consequences of personality: A meta-analysis. *Behavioral Ecology* 19: 448–455.
- Snoeijs-Leijonmalm, P., Schubert, H., Radziejewska, T. (eds.) (2017): *Biological Oceanography of the Baltic Sea*. Springer, Dordrecht.
- Souchon, Y., Tissot, L. (2012): Synthesis of thermal tolerances of the common freshwater fish species in large Western Europe rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 405: 03. doi: 10.1051/kmae/2012008.

- Sporns, H. (2016): Chronik des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft. Historische Betrachtungen und Rückblick auf die ersten sieben Jahre. <https://www.nationalpark-vorpommersche-boddenlandschaft.de/fileadmin/boddenlandschaften/Inhaltsseiten/service/Downloads/chronik.pdf>
- Stålhammar, M., Fränstam, T., Lindström, J., Höjesjö, J., Arlinghaus, R., Nilsson, P.A. (2014): Effects of lure type, fish size and water temperature on hooking location and bleeding in northern pike (*Esox lucius*) angled in the Baltic Sea. *Fisheries Research* 157: 165–169.
- Stamps, J.A. (2007): Growth-mortality tradeoffs and „personality traits“ in animals. *Ecology Letters* 10, 355–363.
- Stark, C. (2011): Nahrungsanalyse beim Kormoran (*Phalacrocorax carbo*). Diplomarbeit, Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Allgemeine & Spezielle Zoologie.
- Stearns, S.C. (1989): Trade-offs in life-history evolution. *Functional Ecology* 3: 259–268.
- Stearns, S.C. (2000): Life history evolution: Successes, limitations, and prospects. *Naturwissenschaften* 87: 476–486.
- Steinback, S. R. (1999): Regional economic impact assessments of recreational fisheries: An application of the IMPLAN modeling system to marine party and charter boat fishing in Maine. *North American Journal of Fisheries Management* 19: 724–736.
- Steinhöfel, J. (2021): Wenn Arno auf Hiddensee aufbricht, um Laichhechte totzuschlagen. <https://www.steinhofel.com/2021/01/wenn-arno-auf-hiddensee-aufbricht-um-laichhechte-totzuschlagen.html>
- Stensland, S., Aas, Ø, Mehmetoglu, M. (2017): Understanding constraints and facilitators to salmon angling participation: Insights from structural equation modeling. *Human Dimensions of Wildlife* 22: 1–17.
- Stiftung Umwelt und Naturschutz M-V (2019): Geschichte. <https://stiftung-naturschutz-mv.de/stiftung/geschichte>
- Stige, L.C., Yaragina, N., Langangen, Ø, Bogstad, B., Stenseth, N.Chr., Otterson, G. (2017): Effect of a fish stock's demographic structure on offspring survival and sensitivity to climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114: 1347–1352.
- Strehlow, H.V., Korzhenevych, A., Lucas, J., Lewin, W.C., Weltersbach, M.S., Riepe, C., Arlinghaus, R. (in Begutachtung): Economic impact of resident and tourist marine anglers in Germany. Unveröffentlichtes Manuskript.**
- Strömberg, A., Svärd, C., Karlsson, O. (2012): Dietstudier av gråsäl (*Halichoerus grypus*) i Östersjön och knobbsäl (*Phoca vitulina*) i Skagerrak och Kattegatt insamlade 2010. Swedish Museum of Natural History, Stockholm.
- Stronen, A.V., Norman, A., van der Wal, E., Paquet, P.C. (2022): The relevance of genetic structure in ecotype designation and conservation management. *Evolutionary Applications* 15: 185–202.
- Strunk, G. u. P. (2005): Die Entwicklung des Kormoranbestandes *Phalacrocorax carbo sinensis* am Strelasund und in der vorpommerschen Boddenregion. *Meer und Museum* 18: 150–156.
- Stuber, E.F., Carlson, B.S., Jesmer, B.R. (2022): Spatial personalities: A meta-analysis of consistent individual differences in spatial behavior. *Behavioral Ecology* 33: 1–10.
- Su, G., Logez, M., Xu, J., Tao, S., Villéger, S., Brosse, S. (2021): Human impacts on global freshwater fish biodiversity. *Science* 371: 835–838.
- Subklew, H.J. (1955a): Der Greifswalder Bodden, fischereibiologisch und fischereiwirtschaftlich betrachtet. *Zeitschrift für Fischerei* 4: 545–588.
- Subklew, H.J. (1955b): Fischereierträge und Hechtaussetzungen im Greifswalder Bodden. *Deutsche Fischerei-Zeitung* 2: 321–325.
- Subklew, H.J. (1983): Verarmung der Fischfauna des Greifswalder Boddens (Feuchtgebiet von nationaler Bedeutung) seit 1853. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg* 25: 17–19.
- Succow, M., Knapp, H.D., Jeschke L. (2012): Naturschutz in Deutschland: Rückblicke, Einblicke, Ausblicke. Ch. Links, Berlin.
- Sumaila, U.R. (2013): How to make progress in disciplining overfishing subsidies. *ICES Journal of Marine Science* 70: 251–258.
- Sumaila, U.R., Ebrahim, N., Schuhbauer, A., Skerritt, D., Li, Y., Kim, H.S., Mallory, T.G., Lam, V.W.L., Pauly, D. (2019): Updated estimates and analysis of global fisheries subsidies. *Marine Policy* 109: 103695.
- Sumaila, U.R., Lam, V., Le Manach, F., Swartz, W., Pauly, D. (2016): Global fisheries subsidies: An updated estimate. *Marine Policy* 69: 189–193.
- Sundblad, G., Bergström, U. (2014): Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *Ambio* 43: 1020–1028.
- Sundblad, G., Härmä, M., Lappalainen, A., Urho, L., Bergström, U. (2009): Transferability of predictive fish distribution models in two coastal systems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 83: 90–96.
- Sunde, J., Larsson, P., Forsman, A. (2019): Adaptations of early development to local spawning temperature in anadromous populations of pike (*Esox lucius*). *BMC Evolutionary Biology* 19: 1–13.
- Sunde, J., Tamario, C., Tibblin, P., Larsson, P., Forsman, A. (2018a): Variation in salinity tolerance between and within anadromous subpopulations of pike (*Esox lucius*). *Scientific Reports* 8: 22. doi: 10.1038/s41598-017-18413-8.
- Sunde, J., Tibblin, P., Larsson, P., Forsman, A. (2018b): Sex-specific effects of outbreeding on offspring quality in pike (*Esox lucius*). *Ecology and Evolution* 8: 10448–10459. doi: 10.1002/ece3.4510.
- Sunde, J., Yildirim, Y., Tibblin, P., Bekkevold, D., Skow, C., Nordahl, O., Larsson, P., Forsman, A. (2022): Drivers of neutral and

adaptive differentiation in pike (*Esox lucius*) populations from contrasting environments. *Molecular Ecology* 31: 1–18.

Sutela, T., Korhonen, P., Nyberg, K. (2004): Stocking success of newly hatched pike evaluated by radioactive strontium (<sup>85</sup>Sr) marking. *Journal of Fish Biology* 64: 653–664.

Sutton, S. (2003): Personal and situational determinants of catch-and-release choice of freshwater anglers. *Human Dimensions of Wildlife* 8: 109–126.

Svensson, R. (2021): Development of northern pike (*Esox lucius*) populations in the Baltic Sea, and potential effects of grey seal (*Halichoerus grypus*) predation. Master Thesis, Department of Aquatic Resources, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Öregrund.

Szamelt, M. (1995): Der Bodden ruft ... *Esox* 09: 8–11.

Taylor, R.G., Whittington, J.A., Pine, W.E., Pollock, K.H. (2006): Effect of different reward levels on tag reporting rates and behavior of common snook anglers in southeast Florida. *North American Journal of Fisheries Management* 26: 645–651.

Telesh, I.V., Schubert, H., Skarlato, S.O. (2011): Revisiting Remane's concept: Evidence for high plankton diversity and a protistan species maximum in the horohalinicum of the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 421: 1–11.

Telesh, I.V., Schubert, H., Skarlato, S.O. (2013): Life in the salinity gradient: Discovering mechanisms behind a new biodiversity pattern. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 135: 317–327.

Telesh, I.V., Schubert, H., Skarlato, S.O. (2015): Size, seasonality, or salinity: What drives the protistan species maximum in the horohalinicum? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 161: 102–111.

Tesch, F.W. (1959): Kritische Betrachtungen zum Mindestmaß bei Nutzfischen. *Deutsche Fischereizeitung* 5: 131–139.

Then, A.Y., Hoening, J.M., Hall, N.G., Hewitt, D.A. (2015): Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. *ICES Journal of Marine Science* 72: 82–92.

Thiel, R. (1990): Untersuchungen zur Ökologie der Jung- und Kleinfischgemeinschaften in einem Boddengewässer der südlichen Ostsee. Dissertation, Universität Rostock.

Thiel, R., Winkler, H.M., Löser, N., Schröder, H. (2005): Fische und Fischerei im Strelasund und Kubitzer Bodden. *Meer und Museum* 1: 157–169.

Thiel, R., Winkler, H., Böttcher, U., Dänhardt, A., Fricke, R., George, M., Kloppmann, M., Schaarschmidt, T., Ubl, C., Vorberg, R. (2013): Rote Liste und Gesamtartenliste der etablierten Fische und Neunaugen (*Elasmobranchii*, *Actinopterygii* & *Petromyzontida*) der marinen Gewässer Deutschlands. 5. Fassung, Stand August 2013. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70: 11–76.

Thomas, S.N. (2002): Gill Nets and their Operation. In: *Advances in Harvest Technology*. Fishing Technology Division, Central Institute of Fisheries Technology, Cochin, 371–382.

Thorson, J.T., Cope, J.M. (2015): Catch curve stock-reduction analysis: An alternative solution to the catch equations. *Fisheries Research* 171: 33–41.

Threinen, C.W., Wistrom, C.A., Apelgren, B., Snow, H.E. (1966): The northern pike, its life history, ecology and management. *Wisconsin Conserv. Dep. Publ.* 235: 1–16.

Thunell, V., Gårdmark, A., Huss, M., Vindenes, Y. (2023): Optimal energy allocation trade-off driven by size-dependent physiological and demographic responses to warming. *Ecology* 104: e3967. doi: 10.1002/ecy.3967.

Tiainen, J., Olin, M., Lehtonen, H., Nyberg, K., Ruuhijärvi, J. (2017): The capability of harvestable slot-length limit regulation in conserving large and old northern pike (*Esox lucius*). *Boreal Environment Research* 22: 169–186.

Tibblin, P. (2015): Migratory behaviour and adaptive divergence in life-history traits of pike (*Esox Lucius*). Doctoral dissertation, Linnaeus University, Kalmar. Linnaeus University Press.

Tibblin, P., Koch-Schmidt, P., Larsson, P., Stenroth, P. (2012): Effects of salinity on growth and mortality of migratory and resident forms of Eurasian perch in the Baltic Sea. *Ecology of Freshwater Fish* 21: 200–206.

Tibblin, P., Forsman, A., Koch-Schmidt, P., Nordahl, O., Johannessen, P., Nilsson, J., Larsson, P. (2015): Evolutionary divergence of adult body size and juvenile growth in sympatric subpopulations of a top predator in aquatic ecosystems. *The American Naturalist* 186: 98–110.

Tibblin, P., Forsman, A., Borger, T., Larsson, P. (2016): Causes and consequences of repeatability, flexibility and individual fine-tuning of migratory timing in pike. *Journal of Animal Ecology* 85: 136–145.

Tibblin, P., Bergström, K., Flink, H., Hall, M., Berggren, H., Nordahl, O., Larsson, P. (2023): Higher abundance of adult pike in Baltic Sea coastal areas adjacent to restored wetlands compared to reference bays. *Hydrobiologia* 850: 2049–22060.

Tillotson, M.D., Kelly, R.P., Duda, J.J., Hoy, M., Kralj, J., Quinn, T.P. (2018): Concentrations of environmental DNA (eDNA) reflects spawning salmon abundance at fine spatial and temporal scales. *Biological Conservation* 220: 1–11.

Tollit, D.J., Steward, M.J., Thompson, P.M., Pierce, G.J., Santos, M.B., Hughes, S. (1997): Species and size differences in the digestion of otoliths and beaks: Implications for estimates of pinniped diet composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 105–119.

Tsuji, S., Shibata, N. (2020): Identifying spawning events in fish by observing a spike in environmental DNA concentration after spawning. *Environmental DNA* 3(1): 190–199.

Tverin, M., Esparza-Salas, R., Strömberg, A., Tang, P., Kokkonen, I., Herrero, A., Kauhala, K., Karlsson, O., Tiilikainen, R., Vetemaa, M., Sinisalo, T., Käkelä, R., Lundström, K. (2019): Complementary methods assessing short and long-term prey of a marine top predator: Application to the grey seal-fishery conflict in the Baltic Sea. *PLoS ONE* 14(1): e0208694.

- Ubl, C. (2004): Untersuchungen zum Nahrungsspektrum des Kormorans im Bereich des Greifswalder Boddens. *Fischerei & Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern* 4: 32–38.
- Ubl, C., Dorow, M. (2015): A novel enclosure approach to assessing yellow eel (*Anguilla anguilla*) density in non-tidal coastal waters. *Fisheries Research* 161: 57–63.
- Uusi-Heikkilä, S., Wolter, C., Klefoth, T., Arlinghaus, R. (2008): A behavioral perspective on fishing-induced evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 23: 416–419.
- Vainikka, A., Elvidge, C.K., Prokkola, J.M., Lemopoulos, A., Voronin, M., Härkönen, L.S., Alioravainen, N., Hyvärinen, P. (2023): Two-generation common-garden experiment reveals a strong genetic contribution to migration tendency in brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. doi: 10.1139/cjfas-2022-0304.
- van der Wall, H., Kraemer, R.A. (1991): Die Wasserwirtschaft in der DDR. Studie im Auftrag der Hans-Böckler-Stiftung, Berlin.
- van Eenennaam, J.P., Doroshov, S.I. (1998): Effects of age and body size on gonadal development of Atlantic sturgeon. *Journal of Fish Biology* 53: 624–637.
- van Gemert, R., Koemle, D., Winkler, H., Arlinghaus, R. (2022): Data-poor stock assessment of fish stocks co-exploited by commercial and recreational fisheries: Applications to pike (*Esox lucius*) in the western Baltic Sea. *Fisheries Management and Ecology* 29: 16–28.**
- van Kooten, T., Andersson, J., Byström, P., Persson, L., de Roos, A.M. (2010): Size at hatching determines population dynamics and response to harvesting in cannibalistic fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67: 401–416.
- van Neer, A., Gross, S., Kesselring, T., Grilo, M.L., Ludes-Wehrmeister, E., Roncon, G., Siebert, U. (2021): Assessing seal carcasses potentially subjected to grey seal predation. *Scientific Reports* 11: 1–9.
- Varjopuro, R. (2011): Co-existence of seals and fisheries? Adaptation of a coastal fishery for recovery of the Baltic grey seal. *Marine Policy* 35: 450–456.
- Vaske, J.J. (2008): Survey Research and Analysis: Applications in Parks, Recreation and Human Dimensions. Venture Publishing, State College, PA.
- Velotta, J.P., McCormick, S.D., Whitehead, A., Durso, C.S., Schultz, E.T. (2022): Repeated genetic targets of natural selection underlying adaptation of fishes to changing salinity. *Integrative and Comparative Biology* 62: 357–375.
- Veneranta, L., Heikinheimo, O., Marjomäki, T.J., Durif, C. (2020): Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) predation on a coastal perch (*Perca fluviatilis*) population: Estimated effects based on PIT tag mark-recapture experiment. *ICES Journal of Marine Science* 77: 2611–2622.
- Venturelli, P.A., Murphy, C.A., Shuter, B.J., Johnston, T.A., deGroot, P.J.V.C., Boag, P.T., Casselman, J.M., Montgomerie, R., Wiegand, M.D., Leggett, W.C. (2010): Maternal influences on population dynamics: Evidence from an exploited freshwater fish. *Ecology* 91: 2003–2012.
- Verordnung über das Naturschutzgebiet Insel Pulitz in der Gemeinde Buschvitz, Kreis Rügen, Verordnung des Regierungspräsidenten der Preußischen Regierung in Stettin vom 28.6.1937; Amtsblatt der Preußischen Regierung in Stettin 1937 Stück 27 S. 162 vom 3.7.1937.
- Verordnung über die Festsetzung von Naturschutzgebieten und einem Landschaftsschutzgebiet von zentraler Bedeutung mit der Gesamtbezeichnung Biosphärenreservat Südost-Rügen vom 12. September 1990, zuletzt geändert durch Entscheidung des Oberverwaltungsgerichts Mecklenburg-Vorpommern vom 20. April 1994 (GVOBl. M-V S. 1022).
- Vijayaraj, V., Laviale, M., Allen, J., Amoussou, N., Hilt, S., Hölker, F., Kipferler, N., Leflaive, J., López, G.A., Moreira, M., Polst, B.H., Schmitt-Jansen, M., Stibor, H., Gross, E.M. (2022): Multiple-stressor exposure of aquatic food webs: Nitrate and warming modulate the effect of pesticides. *Water Research* 216: 118325.
- Villegas-Ríos, D., Claudet, J., Freitas, C., Moland, E., Thorbjørnsen, S.H., Alonso-Fernández, A., Olsen, E.M. (2021): Time at risk: Individual spatial behaviour drives effectiveness of marine protected areas and fitness. *Biological Conservation* 263: 109333.
- Vindenes, Y., Edeline, E., Ohlberger, J., Langlangen, Ö., Winfield, I.J., Stenseth, N.C., Vøllestad, L.A. (2014): Effects of climate change on trait-based dynamics of a top predator in freshwater ecosystems. *The American Naturalist* 183: 243–256.
- Vindenes, Y., Langangen, Ø., Winfield, I.J., Vøllestad, L.A. (2016): Fitness consequences of early life conditions and maternal size effects in a freshwater top predator. *Journal of Animal Ecology* 85: 692–704.
- Vogt, A. (2020): Understanding stakeholder conflicts in coastal fisheries: evidence from the brackish lagoons around Rügen, Germany. Master Thesis, Humboldt-Universität zu Berlin.**
- Vøllestad, A., Skurdal, J., Qvenild, T. (1986): Habitat use, growth, and feeding of pike (*Esox lucius* L.) in four Norwegian lakes. *Archiv für Hydrobiologie* 108: 107–117.
- von Bertalanffy, L. (1938): A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws. II). *Human Biology* 10: 181–213.
- von Dorrien, C., Hammer, C., Zimmermann, C., Stepputtis, D., Stuermer, I.W., Kotterba, P., Polte, P. (2013): A review on Herring, *Clupea harengus* (*Actinopterygii: Clupeiformes: Clupeidae*) recruitment and early life stage ecology in the Western Baltic Sea. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 43: 169–182.
- von Nordheim H., Maschner, K., Liebschner, A. (2011): Die Rückkehr der Kegelrobben an die deutsche Ostseeküste. *Meer und Museum* 23: 237–250.
- von Nordheim, H., Westphal, L., Dähne, M. (2019): 2018: Erstmals Nachweis von Kegelrobbengeburt in Mecklenburg-Vorpommern. *Natur und Landschaft* 94: 339–345.

- Walker, J.R., Foote, L., Sullivan, M.G. (2007): Effectiveness of enforcement to deter illegal angling harvest of northern pike in Alberta. *North American Journal of Fisheries Management* 27: 1369–1377.
- Walter, E. (1927): Abänderung der Fischereiverordnung. *Fische-rei-Zeitung* 30: 81–82.
- Walters, C.J., Martell, S.J.D. (2004): *Fisheries Ecology and Management*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Wegner, G. (2012): Anmerkungen zum steten Wandel der Küstentischerei. *Meer und Museum* 24: 43–55.
- Weithman, S.A. (1999): Socioeconomic benefits of fisheries. In: Kohler, C.C., Hubert, W.A. (eds.), *Inland Fisheries Management in North America* (2 ed.). American Fisheries Society, Bethesda, 193–213.
- Welcomme, R.L. (2001): *Inland Fisheries: Ecology and Management*. Blackwell Science, Oxford.
- Weltersbach, M.S., Riepe, C., Lewin, W.-C., Strehlow, H.V. (2021): Ökologische, soziale und ökonomische Dimensionen des Meeresangels in Deutschland. *Thünen Report* 83. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.
- Wendt, J. (2018): Statusbericht zur Kegelrobbe in den Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow.
- Werner, E.E. (1988): *Size, Scaling, and the Evolution of Complex Life Cycles*. Springer, Berlin Heidelberg, 60–81.
- Westin, L., Limburg, K.E. (2002): Newly discovered reproductive isolation reveals sympatric populations of *Esox Indus* in the Baltic. *Journal of Fish Biology* 61: 1647–1652.
- Westphal, L. (2019): Rückkehr der Kegelrobbe an die deutsche Ostseeküste. Eine Erfolgsgeschichte des Meeresschutz. 29. Meeresumweltsymposium, Hamburg. [https://www.bsh.de/DE/PRESSE/Veranstaltungen/Termine/MUS/MUS\\_Nachklapp/\\_Anlagen/Downloads/MUS-2019-Praesentation-Westphal.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=2](https://www.bsh.de/DE/PRESSE/Veranstaltungen/Termine/MUS/MUS_Nachklapp/_Anlagen/Downloads/MUS-2019-Praesentation-Westphal.pdf?__blob=publicationFile&v=2)
- Westphal, L., Klemens, L., Reif, F., van Neer, A., Dähne, M. (2023): First evidence of grey seal predation on marine mammals in the German Baltic Sea. *Journal of Sea Research* 129: 102350.
- Wiemers, T., Fischer, K. (1998): Darstellung der historischen Entwicklung des Naturraumes Darß-Zingst im Zeitraum 1692 bis 1991. *Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern* 34: 5–12.
- Wijkmark, N., Isæus, M. (2010): Wave exposure calculations for the Baltic Sea. *AquaBiota Report* 2: 37.
- Wiktor, J., Zukowski, C. (1962): The pike in Szczecin Firth husbandry in the years 1948–1957. *Prace MIR, Gdynia tom 11/A*: 421–442.
- Willemsen, J. (1980): Fishery-aspects of eutrophication. *Hydrobiological Bulletin* 14: 12–21.
- Williams, D.R., Vaske, J.J. (2003): The measurement of place attachment: Validity and generalizability of a psychometric approach. *Forest Science* 49: 830–840.
- Wilson, A.D.M., Binder, T.R., McGrath, K.P., Cooke, S.J., Godin, J.-G.J. (2011): Capture technique and fish personality: Angling targets timid bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 749–757.
- Winkler, H.M. (1987): Einige Bemerkungen zur Ernährung des Hechtes (*Esox lucius* L.) in den Küstengewässern der DDR. *Wissenschaftliche Zeitschrift Universität Rostock, Naturwissenschaftliche Reihe* 36: 53–56.
- Winkler, H.M. (1989a): Fische und Fangerträge im Greifswalder Bodden. *Meer und Museum* 5: 52–58.
- Winkler, H.M. (1989b): The role of predators in fish communities in shallow coastal waters (south-east Baltic Sea – GDR). *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer.* 190: 125–132.
- Winkler, H.M. (1990): Fishery in shallow estuaries of the GDR, possibilities and limitations. *Limnologica* 20: 195–198.
- Winkler, H.M. (1991): Changes of structure and stock in exploited fish communities in estuaries of the southern Baltic coast (Mecklenburg-Vorpommern, Germany). *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 76: 413–422.
- Winkler, H.M. (2001): Fischgemeinschaften und Fischerei in den Darß-Zingster Bodden. *Meer und Museum* 16: 76–84.
- Winkler, H.M. (2002): Effects of eutrophication on fish stocks in Baltic lagoons. In: Schernewski, G., Schiewer, U. (eds.), *Baltic Coastal Ecosystems: Structure, Function and Coastal Zone Management*. Springer, Berlin, 65–74.
- Winkler, H.M. (2009): Untersuchung zu Auswirkungen der intensiven Fischerei auf juvenile Plötze (*Rutilus rutilus*) auf den Gesamtbestand der Plötzen im Großen Jasmunder Bodden. Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Mecklenburg-Vorpommern.
- Winkler, H.M. (2010): Die Nahrung des Kormorans. *Der Falke* 57: 21–25.
- Winkler, H.M., Debus, L. (2006): Auffällige Bestandsveränderungen bei wichtigen Fischarten der Darß-Zingster Boddenkette und mögliche Ursachen. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 16: 61–70.
- Winkler, H.M., Böttcher, U., Grösler, T. (2011): Zur Nahrungsbasis mariner Säugetiere in der südlichen Ostsee. *Meer und Museum* 23: 41–52.
- Winkler, H.M., Debus, L., Franek, D., Lorenz, T. (1995): Struktur-analyse der Fischgemeinschaft eines typischen Küstengewässers der südlichen Ostsee (1991–1993). *BMFT Forschungsvorhaben, FKZ, 03F0027A, Sachbericht*, 54.
- Winkler, H.M., Dumke, A., Schulz, N. (1999a): Fischereibezirk Greifswalder Bodden (03), Gutachten aufgetragen durch das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern.

Winkler, H.M., Dumke, A., Schulz, N. (1999b): Fischereibeizirk Strelasund (04), Gutachten aufgetragen durch das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern.

Winkler, H.M., Dumke, A., Schulz, N. (1999c): Gewässer zwischen Hiddensee und Rügen (05), Gutachten aufgetragen durch das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern.

Winkler, H.M., Dumke, A., Schulz, N. (1999d): Fischereibeizirk Darßer Boddenkette (08), Gutachten aufgetragen durch das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern.

Winkler, H.M., Joisten, F. (2021): Fische und Fischerei im Kleinen Stettiner Haff und Neuwarper See. In: Förderverein Naturpark „Am Stettiner Haff e.V.“ (Hrsg.), Der Riether Werder. Vogelschutzinsel im Nordosten Deutschlands. Eggesin, 217–229.

Winkler, H.M., Schröder, H. (2003): Die Fischfauna der Ostsee, Bodden und Haffe. Meer und Museum 17: 25–35.

Winkler, H.M., Gröger, J., Puls, S., Göbel, L. (2014a): Populationsanalyse und Erprobung von Maßnahmen zur Reduzierung des Bruterfolges beim Kormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in M-V sowie Untersuchungen über seinen Einfluss auf freilebende Fischbestände. Teilbericht: Der Temperatureinfluss auf die Embryonalentwicklung des Kormorans in 2013 und die Möglichkeiten eines Bestandsmanagements. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Landesförderinstituts M-V, Abt. Agrar-, Forst- u. Fischereiförderung.

Winkler, H.M., Myts, D., Lüttkemöller, E., Gröger, J. (2014b): Ernährung des Kormorans und sein Einfluss auf die Fischbestände der Küstengewässer Vorpommerns. Populationsanalyse und Erprobung von Maßnahmen zur Reduzierung des Bruterfolges beim Kormoran. Fischerei und Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern 15(2): 37–56 und 15(3): 34–57.

Wolter, C., Arlinghaus, R. (2003): Navigation impacts on freshwater fish assemblages: The ecological relevance of swimming performance. Reviews in Fish Biology and Fisheries 13(1): 63–89.

Wood, S.N. (2011): Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. Journal of the Royal Statistical Society (B) 73(1): 3–36.

Worm, B., Hilborn, R., Baum, J.K., Branch, T.A., Collie, J.S., Costello, C., Fogarty, M.J., Fulton, E.A., Hutchings, J.A., Jennings, S., Jensen, O.P., Lotze, H.K., Mace, P.M., McClanahan, T.R., Minto, C., Palumbi, S.R., Parma, A.M., Ricard, D., Rosenberg, A., Watson, R., Zeller, D. (2009): Rebuilding global fisheries. Science 325: 578–585.

WSA (2007): Anpassung der Seewasserstraße „Nördlicher Peenestrom“ an die veränderten Anforderungen aus Hafen- und Werftbetrieb der Stadt Wolgast. Ausgleichs-/Ersatzmaßnahme Renaturierung des Polders Werre. Entwurfs- und Genehmigungsplanung. Wasser- und Schifffahrtsamt Stralsund. UmweltPlan GmbH, Stralsund.

WSA (2008): Anpassung der Seewasserstraße „Nördlicher Peenestrom“ an die veränderten Anforderungen aus Hafen- und Werftbetrieb der Stadt Wolgast. Ergänzende Unterlagen zur E/A-Maßnahme Polder Werre. 1. Ergänzung zur technischen Planung. 2. Ergänzende Unterlage zur künftigen Grünlandbewirtschaftung (Fäulnisprozesse). Wasser- und Schifffahrtsamt Stralsund. UmweltPlan GmbH, Stralsund.

WSV (2009): Planfeststellungsbeschluss für die Anpassung der Seewasserstraße Nördlicher Peenestrom an die veränderten Anforderungen aus Hafen- und Werftbetrieb in der Stadt Wolgast. Az.: P-143.3/49. 20. Februar 2009. Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes. Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord.

Wu, C.I. (2001): The genic view of the process of speciation. Journal of Evolutionary Biology 14: 851–865.

Wundsch, H. (1931.): Hautgeschwülste bei Hechten und grundloser Hechtpestverdacht. Mitteilungen der Fischerei-Vereine für die Provinzen Brandenburg, Ostpreußen, Pommern, Oberschlesien und für die Grenzmark Westpreußen 23: 538–539.

Yoneda, M., Kitano, H., Nyuji, M., Nakamura, M., Takahashi, M., Kawabata, A., Matsuyama, M., Shimizu, A., Tsuzaki, T., Togashi, H., Kamimura, Y. (2022): Maternal spawning experience and thermal effects on offspring viability of chub mackerel and their influence on reproductive success. Frontiers in Marine Science 9: 1063468.

Yousef, M.A.M. (1999): Ökophysiologie von Makrophyten und Epiphyten in Flachwasserökosystemen. Dissertation, Universität Rostock.

Yousef, M.A.M., Schubert, H. (2001): Assessment of the occurrence of Charophytes in shallow coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern, Germany. Schriftenreihe Landschaftspflege Naturschutz 72: 9–16.

Zhou, S., Yin, S., Thorson, J.T., Smith, A.D.M., Fuller, M. (2012): Linking fishing mortality reference points to life history traits: An empirical study. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 69: 1292–1301.

Ziebarth, A. (2021): Angler gegen Fischer: Wem gehört der Hecht im Bodden vor Hiddensee? Ostseezeitung, 21.01.2021.

Zoldero, A.J., Brownscombe, J. W., Abrams, A.E.I., Suski, C.D., Cooke, S.J. (2023): Space use and residency patterns of largemouth bass relative to a freshwater protected area. Preprint Version1, 14. February 2023. doi: 10.21203/rs.3.rs-2524414/v1.

# 11 Danksagung

Wir wollen von ganzem Herzen Danke sagen. Das Projekt BODDENHECHT wäre ohne die Unterstützung und Hilfe einer Vielzahl von Menschen und Organisationen nicht möglich gewesen. Unser herzlichsten Dank gilt (jeweils in alphabetischer Reihenfolge):

**Den Fischern, Guides, Kolleg:innen und all denen, die viele endlose (und oft kalte und windige) Tage mit uns draußen an den Bodden waren, um Hechte zu fangen, zu beproben und sie zu markieren und zu besondern.**

Steffen Bader, Robert Balkow (Team Boddenangeln), Falk Bialowons (Berufsfischer Usedom), Frank Bussert (Freizeitfischer Groß Mohrdorf), Philipp Czapla, Viktor de Oliveira, Henry Diedrich (Berufsfischer Ummanz), Jan Engelbrecht (Berufsfischer Rügen), Ted Engelbrecht (Berufsfischer Rügen), Mathias Fuhrmann (Team Boddenangeln), Jan Hallermann, Henry Hansen, Florian Kahnt (Team Boddenangeln), Marko Köster (Team Boddenangeln), Carsten Kühn, Sven Matern, Christopher Monk, Enrico Nagel (BalticFishing), Christoph Pretzel (Berufsfischer), Martin Prochnow (im-jaich Marina Lauterbach und Wasserferienwelt Rügen), Farina Reif (Stiftung Deutsches Meeresmuseum), Florian Riedel, Frank Schnuchel (Franks Angel- und Bootsservice), Jörg Schütt (Boddenfishing), Robert Seehagen, Tammo Steinke, Tommy Tieg, Thomas Schälke (Hafen Sellin), Volker Brauer (Ummanz e.V.), Carlos Jimenez Corbacho, Alexander Türck, Mario Vorberg (Team Boddenangeln), Alexander Wegner, Linda Westphal (Stiftung Deutsches Meeresmuseum), Andreas Zietemann (Berufsfischer Rügen)

Insbesondere auch an Thomas Lorenz und Peter Möller sowie alle anderen beteiligten Mitarbeiter:innen vom Institut für Fisch und Umwelt – FIUM GmbH & Co. KG  
MARIKE ALBRECHT, MARKUS BAIER, MARA DRÜKE, MARIUS HOPPE, THOMAS KELLNER, JUSTUS MELKERT, KATRIN NOVACEK, JUSTUS POPP, MICHAEL RATHKE, LOUISA SCHULZ, SEBASTIAN WEHOFSKY, OLE WERNER, CHRISTOPHER ZIETHEN

**Die Wissenschaftler:innen, die zu verschiedenen Zeiten und in unterschiedlichen Funktionen an der Antragstellung, im Projekt oder am Buch mitgewirkt haben**

Prof. Dr. Robert N. M. Ahrens, Dr. Eneko Aspillaga, Prof. Dr. Alistair Bath, Prof. Dr. Ulf Bergström, Dr. Max Birdsong, Dr. Thang Dao, Dr. Stefan Dennenmoser, Malte Dittmann, Dr. Malte Dorow, Dr. Olof Engstedt, Dr. René Friedland, Dr. Rob van Gemert, Henry Hansen,

Prof. Dr. Artem Korzhenevych, Carsten Kühn, Dr. Wolf-Christian Lewin, Dr. Sven Matern, Dr. Sören Möller, Prof. Dr. Arne Nolte, Stephen Wayne Parker, Dr. Patrick Polte, Prof. Dr. Hendrik Schubert, Dr. Harry Strehlow, Prof. Dr. Petter Tibblin, Dr. Simon Weltersbach, Linda Westphal, Dr. Helmut Winkler, Prof. Dr. Michael T. Monaghan

### **Alle, die BODDENHECHT als studentische Hilfskraft oder im Rahmen einer studentischen Abschlussarbeit, eines Studienprojekts, eines Praktikums, oder Freiwilligendienstes bereichert haben**

Brijan Beyerle, Marlon Braun, Carlos Jimenez Corbacho, Philipp Czapla, Jan Droll, Fritz Feldhege, Olga Lukyanova, Nicolas Marturano, Katja Mehrwald, Victor de Oliviera, Korbini-an Pacher, Phillip Roser, Robert Seehagen, Catherine Slaton, Tammo Steinke, Alena Vogt

### **Alle kooperierenden Behörden, Verwaltungen, Verbände, Vereine und Nichtregierungsorganisationen, die uns auf vielfältige Art und Weise unterstützten und/oder diverse Sonder- und Ausnahmegenehmigungen ausstellten**

Biosphärenreservat Südost-Rügen, insbesondere Cathrin Münster und Hilmar Schnick, Fischereigenossenschaft "Greifswalder Bodden" e.G., Fischereigenossenschaft "Peene-mündung" Freest e.G., Landesanglerverband M-V e. V., insbesondere Bernd Dickau, Kilian Neubert und Claudia Thürmer, Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei M-V und seine Fischereiaufsichtsstationen, v. a. in Breege/Wiek, Freest, Sassnitz und Stralsund, insbesondere Torsten Krüger, Torsten Lübke, Thorsten Möhring, Mario Mundt, Thomas Richter, Dr. Thomas Schaarschmidt, Michael Schmitt, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie M-V, insbesondere Wilfried Kurowsky, Landesfor-schungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei M-V, insbesondere Gerd-Michael Arndt, Dr. Malte Dorow und Carsten Kühn, Landeswasserschutzpolizei M-V, insbesondere in Anklam, Barth, Greifswald, Lauterbach, Ribnitz-Damgarten, Sassnitz, Schaprode, Stral-sund und Wolgast, Nationalparkamt Vorpommern, insbesondere Annette Beil, Sebastian Berndt, Norman Donner, Gernot Haffner, Claudia Hameister, Frank Martitz und Stephanie Puffpaff, Sportboothafen "Rugenhof" e. V., insbesondere Herrn Blaudow, Staatliche Ämter für Landwirtschaft und Umwelt, insbesondere Lutz Mecke, Verein für Fisch und Umwelt (FIUM), insbesondere Thomas Lorenz und Peter Möller, Wasser- und Bodenverbände M-V, insbesondere Wasser- und Bodenverband „Rügen“ und Torsten Schulze, Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Ostsee, Stralsund, Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes, WWF Deutschland, insbesondere Katharina Burmeister und Florian Hoffmann

### **Die Interessengruppenvertretende, die viele Tage mit uns in der partizipativen BODDEN-HECHT-Arbeitsgruppe produktiv diskutiert und Bewirtschaftungsmaßnahmen abgewo-gen haben.**

Riccardo Biskupek (Kreisanglerverband "Insel Rügen" e. V.), Philipp Bruns (Kutter- und Küstenfisch Rügen GmbH), Matthias Buchholz (Landesamt für Landwirtschaft, Lebens-mittelsicherheit und Fischerei M-V, Bernd Dickau (Landesanglerverband Mecklenburg-Vorpommern e. V.), Henry Diedrich (Berufsfischer Ummanz), Norman Donner (National-



parkamt Vorpommern), Jan Engelbrecht (Berufsfischer Rügen), Mathias Fuhrmann Team Bodden-Angeln), Rainer Hinze (Berufsfischer Freest), Florian Hoffmann (WWF Deutschland), Guido Jubelt (Angelservice Jubelt), André Kretzschmar (Tourismuszentrale der Hansestadt Stralsund), Torsten Lübke (Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei M-V), Mario Mundt (Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei M-V), Kilian Neuberg (Landesanglerverband Mecklenburg-Vorpommern e.V.), Matthias Orth (Berufsfischer Rügen), Martin Prochnow (im-jaich Marina Lauterbach und Wasserferienwelt Rügen), Dr. Thomas Schaarschmidt (Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei M-V), Steffen Schnorrenberg (Berufsfischer Hiddensee), Jörg Schütt (Boddenfishing), Tom Sievert (Tourismusverband MV e. V.), Arno Vetterick (Zentrale Absatzgenossenschaft EO Rügenfang e.G.), Dr. Helmut Winkler (ehem. Universität Rostock)

#### **Die externen Moderator:innen der Runden Tische**

Prof. Dr. Alistair Bath, Eva-Maria Cyrus

#### **Den wissenschaftlichen Projektbeirat**

Jens Feißel (ehemals Team Boddenangeln), Mathias Fuhrmann (Team Boddenangeln), Gernot Haffner (Nationalparkamt Vorpommern), Thomas Heinicke (Untere Naturschutzbehörde Landkreis Vorpommern-Rügen), Carsten Kühn (Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei M-V), Kilian Neubert (Landesanglerverband M-V e.V.), Thomas Richter (Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei M-V), Dr. Thomas Schaarschmidt (Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei M-V), Prof. Dr. Hendrik Schubert (Universität Rostock), Tom Sievert (Tourismusverband MV e.V.), Dr. Harry Strehlow (Thünen-Institut für Ostseefischerei), Nicole Völcker (Tourismusverband MV e.V.), Dr. Simon Weltersbach (Thünen-Institut für Ostseefischerei), Dr. Helmut Winkler (ehem. Universität Rostock)

#### **Alle die uns bei diversen Vergleichs- und Beprobungsangelveranstaltungen unterstützt haben. Unter anderem:**

Volker Brauer, Leif Braun, Philipp Czapla, Martin Dhellemmes, Jan Ebel (Rockfish), Dr. Matthias Emmrich, Prof. Dr. Jürgen Geist, Yannis Kappelmann, Tom Klabinus, Prof. Dr. Thomas Klefoth, Andreas Maday, Thorsten Kirchhoff, Ben Lindner, Olaf Lindner, Thomas Lindner, Sven Mattern, Christoph Rätsch, Dieter Reiter, Thomas Schälke, Alexander Seggelke, Sebastian Spitzner, Tammo Steincke, Tommy Tiegs

#### **Die zahlreichen Freiwilligen, die für uns Daten zu Fangaufwand sammelten und (Genetik-)Proben von Hechten zur Verfügung stellten.**

Robert Balkow, Falk Bialowons, Sven Borstel, Rico Botsch, Detlef Diedrich, Henry Diedrich, Andreas Draganov, Ingo Dumrath, Jan Engelbrecht, Ted Engelbrecht, Jens Feißel, Mathias Fuhrmann, Guido Jubelt, Wolf-Dieter Kaiser, Ralph Krehl, Jörg Krenth, Jan Kuka, Thorsten Ladwig, Christian Meier, Thomas Meth, Enrico Nagel, Mario Paulinius, Lars Pohland, Christoph Pretzel, Olaf Rohrmoser, Marko Schaumkessel, Sebastian Schlötels,

Jörg Schütt, Christian Thürke, Mario Vorberg, Claas Wollna, Fischereigenossenschaft "Greifswalder Bodden" e.G., Kutter- und Küstenfisch Rügen GmbH, Peters Fisch GbR, Andreas Zietemann

**Die 946 Anglerinnen und Anglern, sowie die 120 Fischerinnen und Fischern, die an unseren Befragungen und Umfragen teilgenommen haben. Vielen Dank für Ihre Zeit sowie Ihr Vertrauen und Ihre Auskunftsbereitschaft.**

**Alle 46 Interviewpartner:innen, die uns rund um den Hecht Rede und Antwort standen und große Geduld mit uns hatten.**

**Alle Boddenfischer, die uns ihr Handwerk erklärten, uns bei diversen Fragen halfen und des öfteren Rede und Antwort standen. Insbesondere an:**

Henry Diedrich, Jan Engelbrecht, David Graf, André Grählert, Florian Koldevitz, Thomas Koldevitz

**Alle rund 700 Melderinnen und Melder von Wiederfängen markierter Hechte**

**Die Stiftung Deutsches Meeresmuseum in Stralsund für die stete Unterstützung und die zur Verfügungstellung ihrer Infrastruktur. Insbesondere an:**

Dr. Michael Dähne, Dr. Thomas Förster, Jens Heischkel, Volkhardt Heller, Martin Jabbusch, Dr. Timo Moritz, Farina Reif, Michael Wegner, Linda Westphal

**Die Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter vom Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei und vom Forschungsverbund Berlin e. V. Ohne Euch wäre das Projekt nicht möglich gewesen.**

Christian Baal, Stephan Bednarz, Katharina Bunk, Jan Dittrich, Andrea Dusan (Forschungsverbund Berlin e. V.), Johannes Graupner, Jan Hallermann, Susanne Joop, Daniel Langenhaun, Carina Liebich, Jenny Liedtke, Nadja Neumann, Thomas Rossoll, Kerstin Schäricke, Julia Scheunert, Bernd Schubert, Marina Schulz, Angelina Tittmann, Alexander Türk, Asja Vogt, Annegret Zander (Forschungsverbund Berlin e. V.), Melanie Ziminga

**Allen Mitgliedern der IFishMan Arbeitsgruppe am IGB für die vielfältigen Beiträge und Diskussionen. Ihr seid das Herzstück!**

**Astrid Fischer (Lektorat) und Kolja Krabbe (Satz) für die exzellente Arbeit bei der textlichen Redaktion und Herstellung des Buches.**

**Wir danken von Herzen unseren Familien, Partnerinnen und Partnern sowie Freundinnen und Freunden für die Geduld und die viele Zeit, die wir an den Bodden oder gedanklich mit den Boddenhechten verbringen durften.**

**Und natürlich an die Geldgeber, die das ganze Projekt erst möglich machten:**

Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern, **Insbesondere** Dr. Till Backhaus, Ulf Blume, Gerhard Martin, Kay Schmekel, Andreas Bachmann

BODDENHECHT wurde von 01.01.2019 – 31.08.2023 von dem Europäischen Meeresfischereifond (EMFF, 75%) und dem Land Mecklenburg-Vorpommern (M-V), vornehmlich aus der Fischereiabgabe, finanziert. Es ist ein Gemeinschaftsprojekt zwischen dem Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Kooperation mit der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Fischerei in Rostock und einer Reihe weiterer nationaler und internationaler Partner und fand in enger Kooperation mit Fischer:innen, Angler:innen, Guidingunternehmen und vielen weiteren Praxisakteurinnen und -akteuren sowie Organisationen statt. Projektleiter war Prof. Dr. Robert Arlinghaus vom IGB und der Humboldt-Universität zu Berlin (HU) (Förderkennzeichen MV- I.18-LM-004, B 730117000069). Die Fischmarkierungen und telemetrischen Arbeiten erfolgten im Rahmen eines genehmigten Tierversuchs durch das Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, Veterinärdienste und Landwirtschaft (Aktenzeichen, AZ, 7221.3-1-052/19-4, mit Dank an Dr. Sylvia Hille). Die fischereilichen Probenahmen wurden vom Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern bewilligt. Die Receiver-Installation wurde vom Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Stralsund (Strom- und schifffahrtspolizeiliche Genehmigung, Nr. Nast/96) bewilligt. Die Arbeiten in den verschiedenen Naturschutzgebieten wurden von den jeweiligen Ämtern/Behörden bewilligt (Biosphärenreservat Südost-Rügen, Aktenzeichen 5321.2/FM/SchnB.Nr.20002, mit Dank an Catrin Münster und Hilmar Schnick; Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Vorpommern, AZ 5328.1.99/654-19-40-3, mit Dank an Dr. Gesine Lange und Lutz Mecke, Nationalparkamt Vorpommern, AZ 21/5320.142, mit Dank an Gernot Haffner, Stephanie Puffpaff und Sebastian Beese).

# Zitate

„Das Boddenhechtprojekt war ein in dieser Art bislang einmaliger Anstoß, die tradierte Bewirtschaftung von Fischbeständen in den Küstengewässern zu überdenken, und hat zugleich wesentliche Anregungen für eine Anpassung und Modernisierung fischereirechtlicher Regelungen unter Nutzung partizipativer Entscheidungsprozesse gegeben.“

Kay Schmekel,  
Fischereireferent des Landes  
Mecklenburg-Vorpommern

Das Boddenhechtprojekt hat Maßstäbe und Grundlagen in der deutschen Brackwasserhechtforschung gelegt und wird über viele Jahrzehnte die Grundlage bilden.

Mathias Fuhrmann,  
Angelguide

Das Boddenhechtprojekt hat uns wieder einmal deutlich gemacht, dass die Natur sehr komplex ist, wir eigentlich fast nichts wissen, aber gerne einfache Antworten und Lösungen hätten, um auf Veränderungen zeitnah zu reagieren.

Henry Diedrich,  
Boddenfischer

Ein wirklich tolles, sinnvolles und vor allem spannendes Projekt.

Marko Freese,  
Wissenschaftler Thünen Institut  
für Fischereiökologie

Das Boddenhechtprojekt war in herausragender Weise beispielhaft für die Erforschung von Fischbeständen abseits der kommerzialisierten Arten. Eine Fortsetzung durch die Umsetzung der erarbeiteten Maßnahmen gerade im Bereich der Lebensraumaufwertung ist mehr als wünschenswert. Danke an das Boddenhecht-Team!

Cathrin Münster,  
Biosphärenreservat  
Südost-Rügen

Sie und Ihr Team haben bei der Erarbeitung der Managementempfehlungen, bei der Umsetzung dieses Projektes und bei der Dokumentation der Projektergebnisse tolle Arbeit geleistet.

Norman Donner,  
Nationalparkamt Vorpommern

Das Boddenhechtprojekt ist wichtig und hoffentlich die Basis für die Lösung des gordischen Hecht-Knotens an den Bodden.

Kilian Neubert,  
Landesanglerverband  
Mecklenburg-Vorpommern

Das Boddenhecht Projekt hat neue wichtige Einblicke in das Leben der Hechte ermöglicht. Der Austausch unter den Teilnehmern mir ihren unterschiedlichen Perspektiven war spannend. Hoffentlich wird eine zügige Umsetzung der gemeinsam erarbeiteten Maßnahmen bald positive Auswirkungen auf den abnehmenden Hechtbestand haben.

Florian Hoffmann,  
WWF

Das Projekt fand ich immer super spannend. Ich hoffe, dass die Politik die erarbeiteten Ergebnisse und Empfehlungen in ihre Entscheidungen mit einfließen lässt. Respekt für Eure umfassende und professionelle Arbeit.

Tom Sievert,  
Tourismusverband Mecklenburg-  
Vorpommern

Das Boddenhechtprojekt hat mein Leben verändert.

Jörg Schütt,  
Angelguide







In diesem Buch werden aktuelle Forschungsergebnisse aus einem groß angelegten sozialökologischem Forschungsprojekt namens BODDENHECHT sowie wissenschaftsbasierte Empfehlungen für die Bewirtschaftung des Boddenhechtbestands präsentiert. Es richtet sich an Anglerinnen und Angler, Fischerinnen und Fischer, andere Naturschutzinteressierte sowie an Studierende, Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler sowie Bewirtschaftende und Politikerinnen und Politiker aller Parteien, die sich für die Nutzung und das Management von Fischbeständen an der Küste interessieren oder dafür verantwortlich sind.

**Fischereimanagement ist eine Kunst,  
mit Wissenschaft garniert.**