BODDENHECHT
Fischerei | Tourismus | Nachhaltigkeit

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

FOTO: © OLOF ENGSTEDT

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

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 Stoffwechselendprodukten 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 Raubfischbiomasse 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 Ablaichen und das Aufkommen der Jungfische, insbesondere die Refugienwirkung vor Räubern. Beim Hecht sticht, wie in Kapitel 1.3 erläutert, das Kraut als wesentliches Habitatelement 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 menschgemachten (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 geschlussfolgert 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-

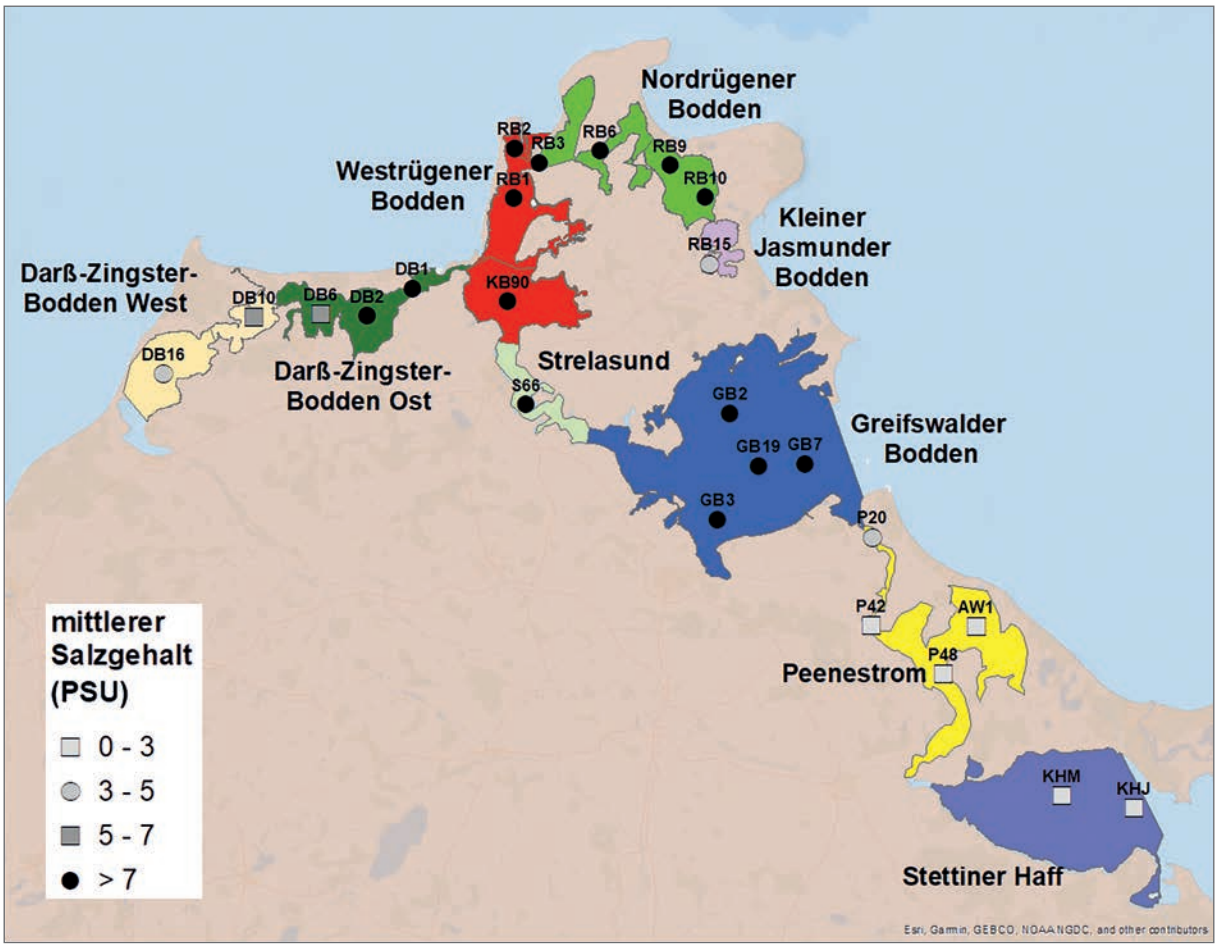


Abbildung 1.41: Übersichtskarte über die betrachteten Bodden rund um Rügen. Hervorgehoben sind die regulären Monitoringstationen des LUNG-MV, die für die Zeitreihen (Abbildungen 1.42 bis 1.52) und Trendanalysen (Tabelle 1.3) benutzt wurden. Die Salzgehaltseinheit ist PSU bzw. Promille.

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 eindeutigen 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 Aufklarung 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

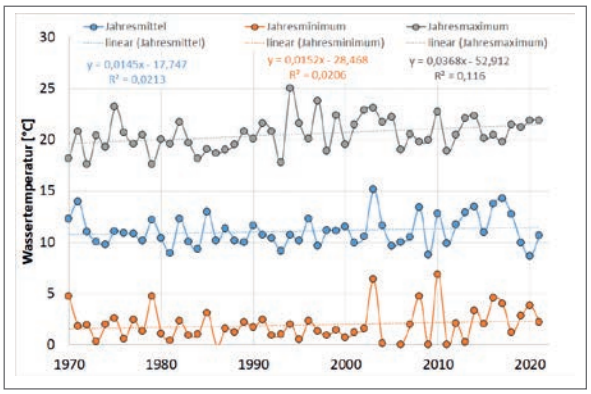


Abbildung 1.42: Zeitreihen der Meeresoberflächentemperatur (SST) an der Station GB19 (Greifswalder Bodden), ausgewertet für das jährliche Minimum (orange), den Durchschnitt (blau) und das Maximum (grau). Obwohl sie sich in ihrer Stärke unterscheiden, zeigen alle drei Zeitreihen einen steigenden Trend.

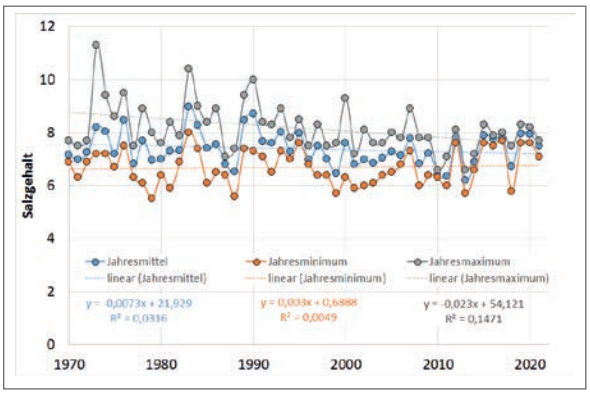


Abbildung 1.43: Zeitreihen des Oberflächensalzgehalts an der Station GB19 (Greifswalder Bodden), ausgewertet für das jährliche Minimum (orange), den Durchschnitt (blau) und das Maximum (grau). Obwohl sie sich in ihrer Stärke unterscheiden, zeigen alle drei Zeitreihen einen abnehmenden Trend.

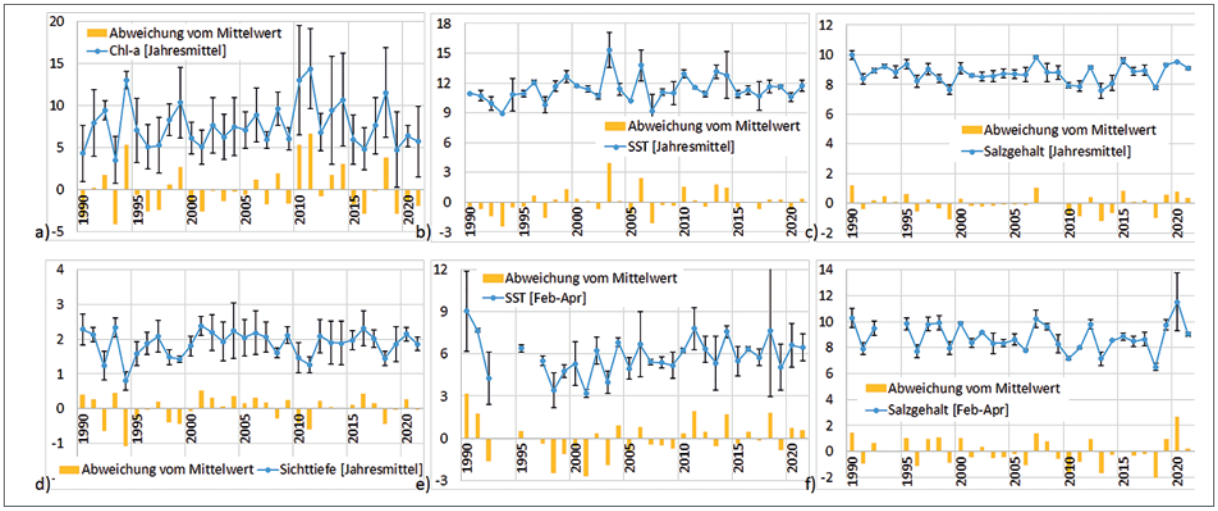


Abbildung 1.44: Zeitreihen der zentralen Umweltparameter (a: jährlicher Mittelwert von Chlorophyll-a [µg/l]; b: jährlicher Mittelwert des SST [°C]; c: jährlicher Mittelwert der Salzgehalte; d: jährlicher Mittelwert der Sichttiefe [m]; e: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des SST [°C]; f: Mittelwert 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 Westrügenschen 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 darstellen, 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

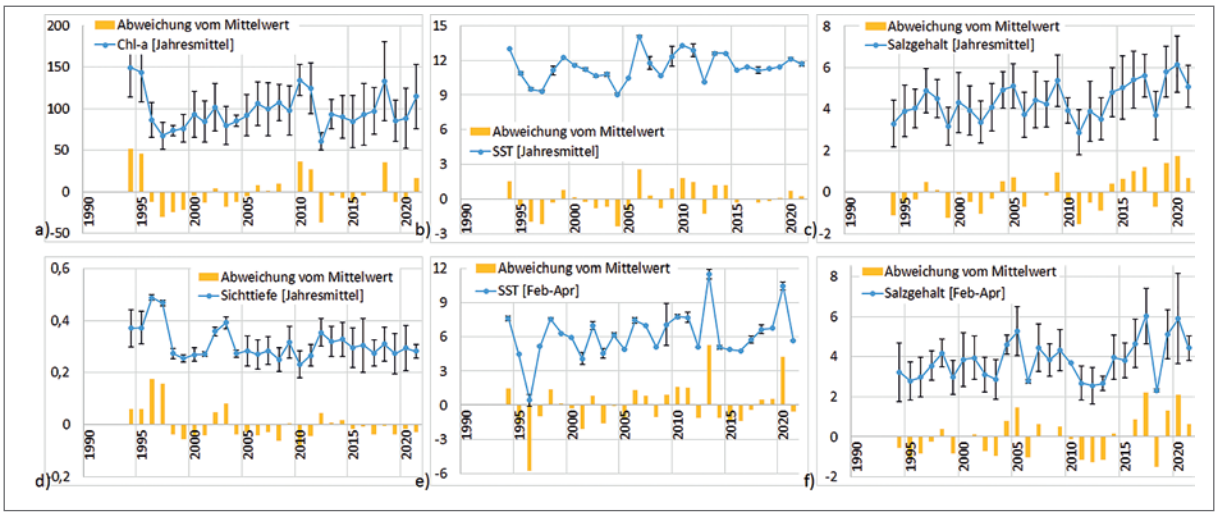


Abbildung 1.45: Zeitreihen der zentralen Umweltparameter (a: jährlicher Mittelwert von Chlorophyll-a [µg/l]; b: jährlicher Mittelwert des SST [°C]; c: jährlicher Mittelwert der Salzgehalte; d: jährlicher Mittelwert der Sichttiefe [m]; e: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des SST [°C]; f: Mittelwert 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).

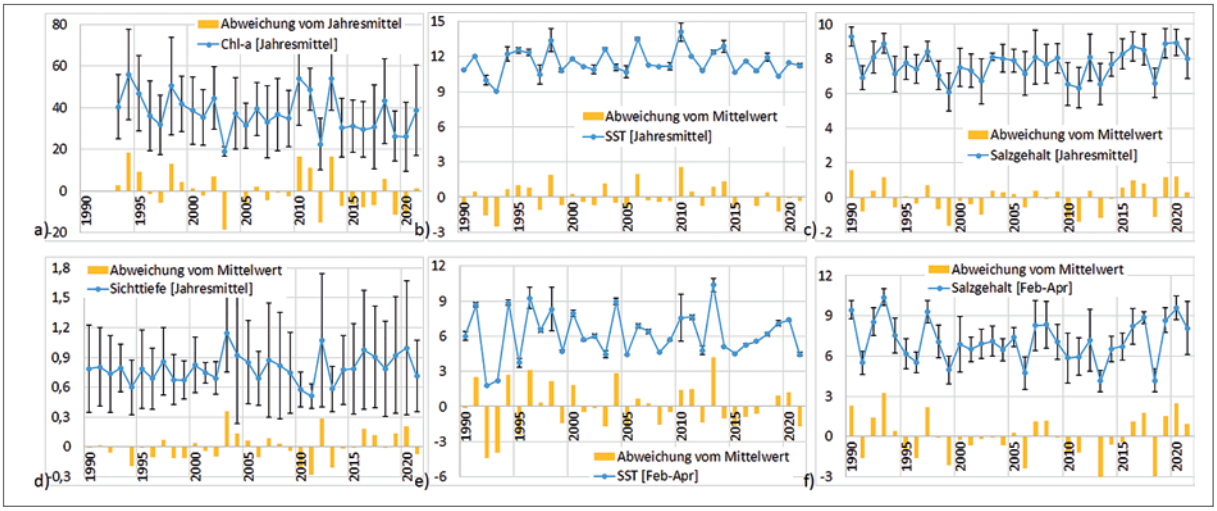


Abbildung 1.46: Zeitreihen der zentralen Umweltparameter (a: jährlicher Mittelwert von Chlorophyll-a [µg/l]; b: jährlicher Mittelwert des SST [°C]; c: jährlicher Mittelwert der Salzgehalte; d: jährlicher Mittelwert der Sichttiefe [m]; e: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des SST [°C]; f: Mittelwert 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).

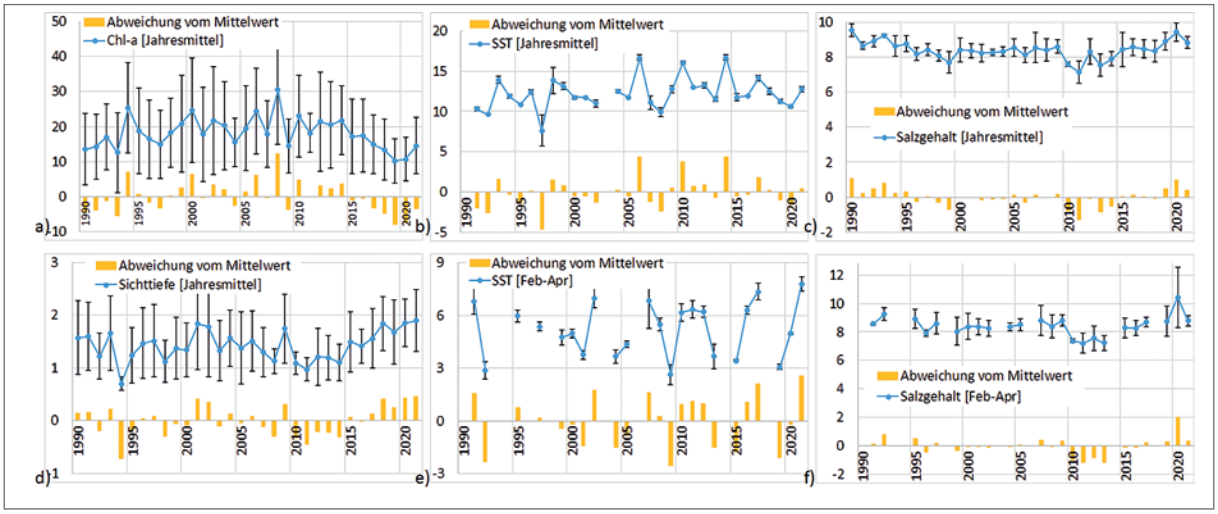


Abbildung 1.47: Zeitreihen der zentralen Umweltparameter (a: jährlicher Mittelwert von Chlorophyll-a [µg/l]; b: jährlicher Mittelwert des SST [°C]; c: jährlicher Mittelwert der Salzgehalte; d: jährlicher Mittelwert der Sichttiefe [m]; e: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des SST [°C]; f: Mittelwert 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.

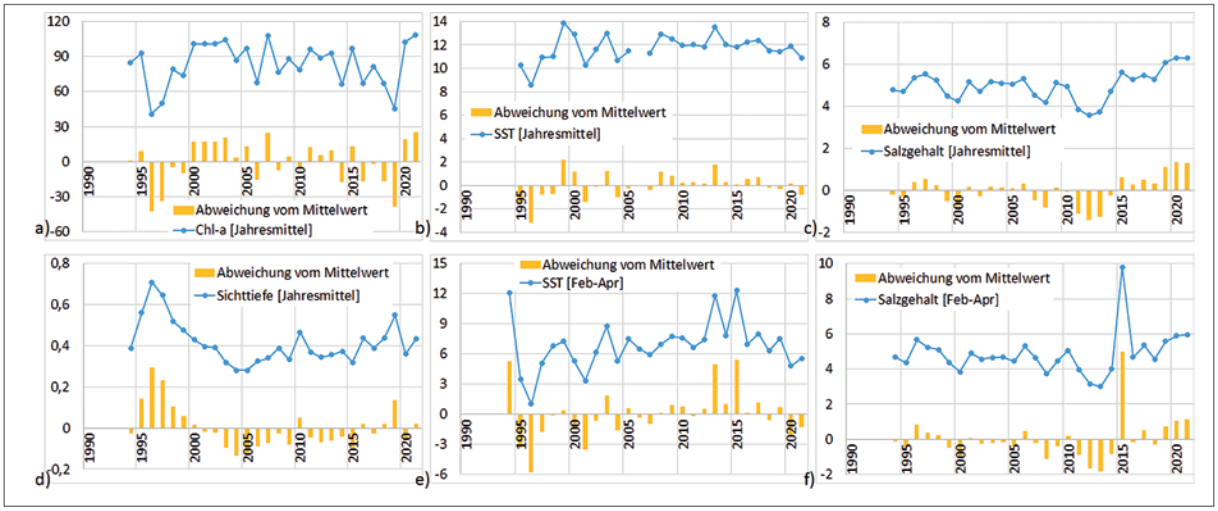


Abbildung 1.48: Zeitreihen der zentralen Umweltparameter (a: jährlicher Mittelwert von Chlorophyll-a [µg/l]; b: jährlicher Mittelwert des SST [°C]; c: jährlicher Mittelwert der Salzgehalte; d: jährlicher Mittelwert der Sichttiefe [m]; e: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des SST [°C]; f: Mittelwert 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).

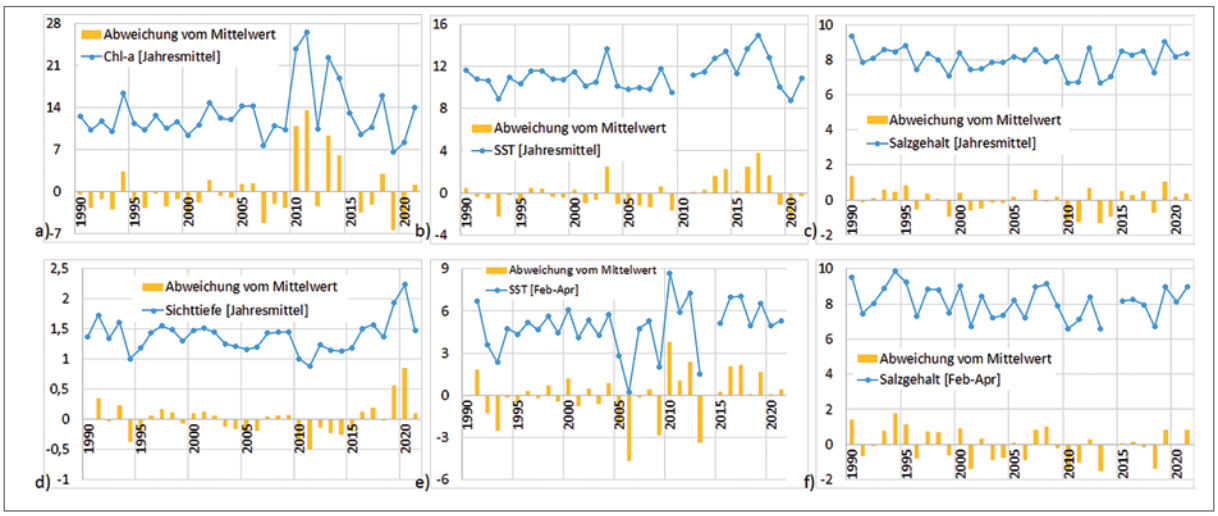


Abbildung 1.49: Zeitreihen der zentralen Umweltparameter (a: jährlicher Mittelwert von Chlorophyll-a [µg/l]; b: jährlicher Mittelwert des SST [°C]; c: jährlicher Mittelwert der Salzgehalte; d: jährlicher Mittelwert der Sichttiefe [m]; e: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des SST [°C]; f: Mittelwert 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.

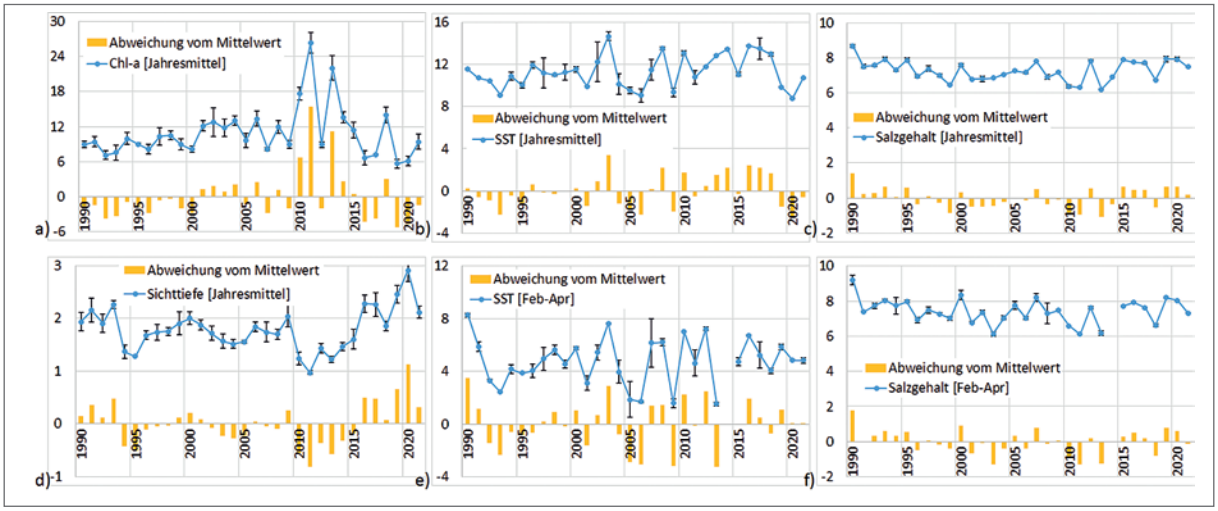


Abbildung 1.50: Zeitreihen der zentralen Umweltparameter (a: jährlicher Mittelwert von Chlorophyll-a [µg/l]; b: jährlicher Mittelwert des SST [°C]; c: jährlicher Mittelwert der Salzgehalte; d: jährlicher Mittelwert der Sichttiefe [m]; e: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des SST [°C]; f: Mittelwert 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.

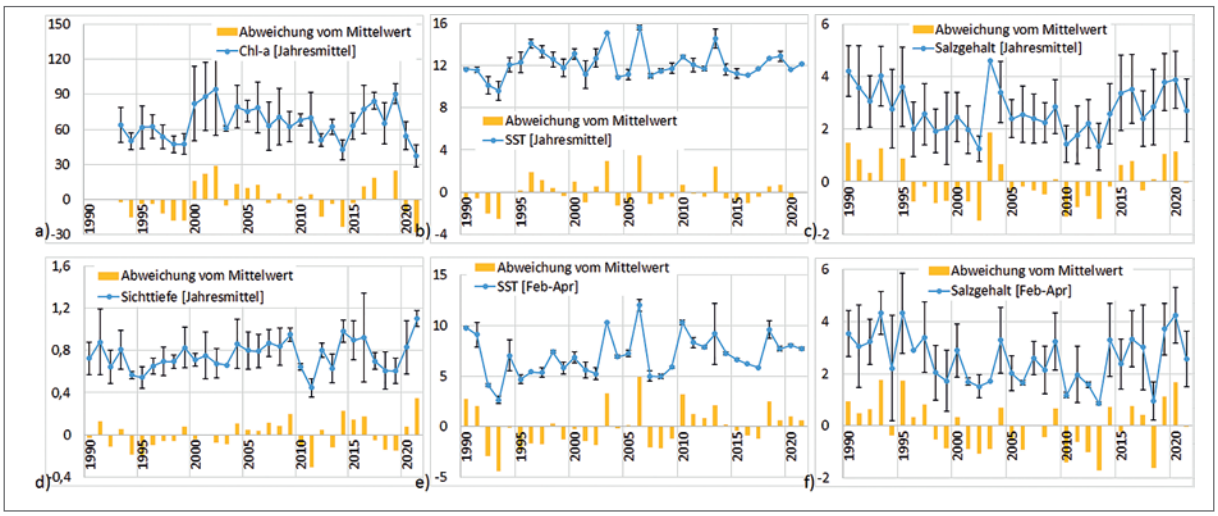


Abbildung 1.51: Zeitreihen der zentralen Umweltparameter (a: jährlicher Mittelwert von Chlorophyll-a [µg/l]; b: jährlicher Mittelwert des SST [°C]; c: jährlicher Mittelwert der Salzgehalte; d: jährlicher Mittelwert der Sichttiefe [m]; e: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des SST [°C]; f: Mittelwert 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.

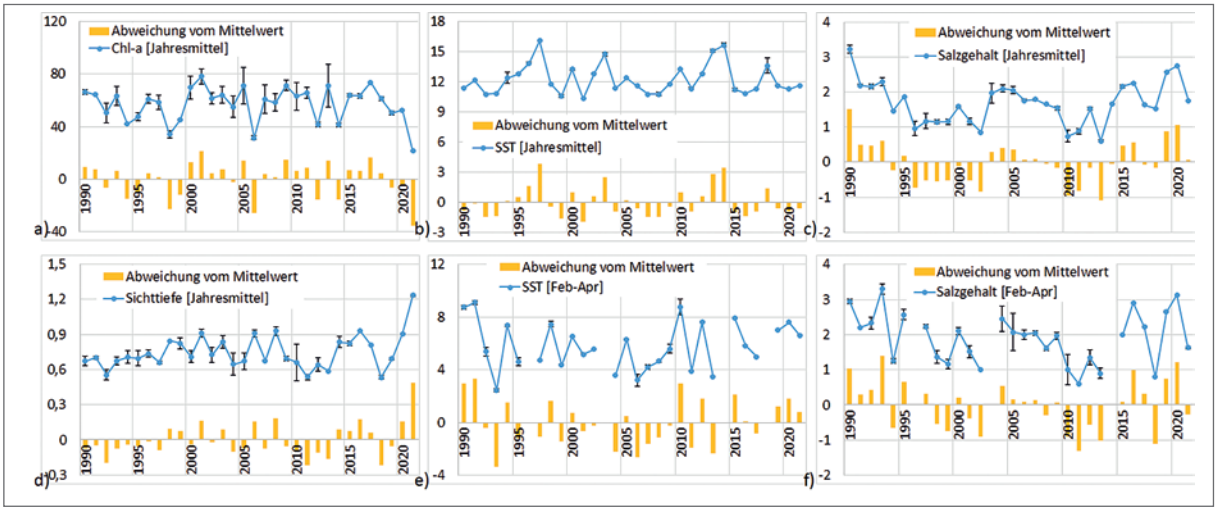


Abbildung 1.52: Zeitreihen der zentralen Umweltparameter (a: jährlicher Mittelwert von Chlorophyll-a [µg/l]; b: jährlicher Mittelwert des SST [°C]; c: jährlicher Mittelwert der Salzgehalte; d: jährlicher Mittelwert der Sichttiefe [m]; e: Mittelwert der Februar-bis-April-Periode des SST [°C]; f: Mittelwert 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.

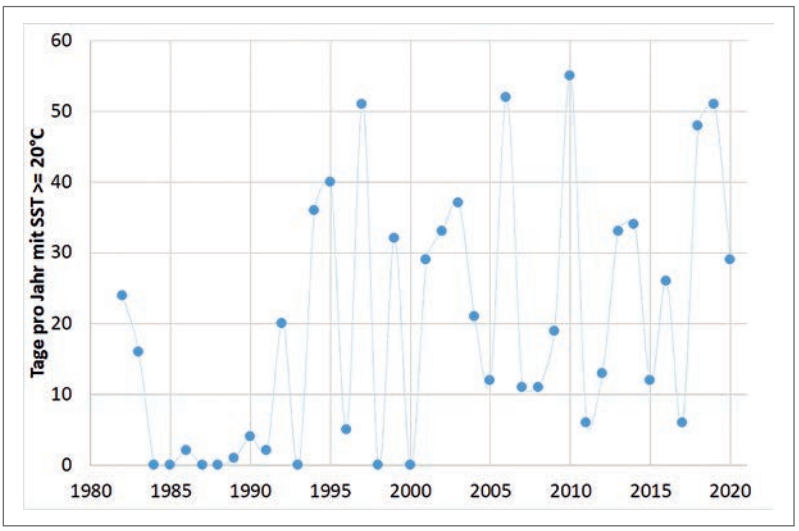


Abbildung 1.53: Zahl der Tage mit Oberflächentemperaturen über 20°C im zentralen Greifswalder Bodden basierend auf Satellitendaten (Datenquelle: E.U. Copernicus Marine Service Information 2021).

(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 Hechtnahrung (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-

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 Marcinek & Nitz 1973, Jeschke et al. 2003) und insbeson-

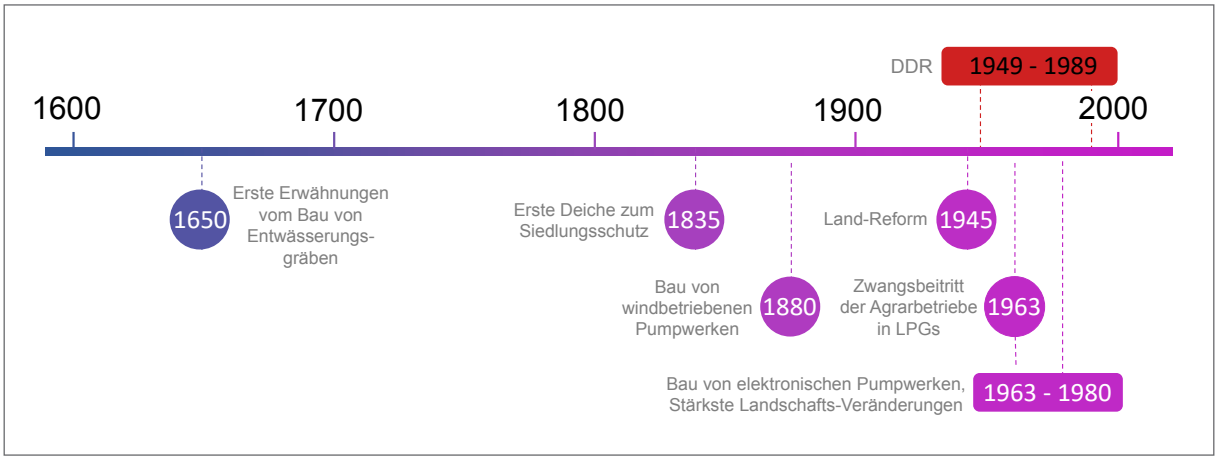


Abbildung 1.54: Zeitstrahl wasserbaulicher Maßnahmen an den Bodden (aus Roser et al. 2023).

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

© STEFFEN SCHNORRENBERG

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 Küstenniederungen 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 Deichs 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

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

© 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 Höhennull (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 Nährstoffeintrag 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

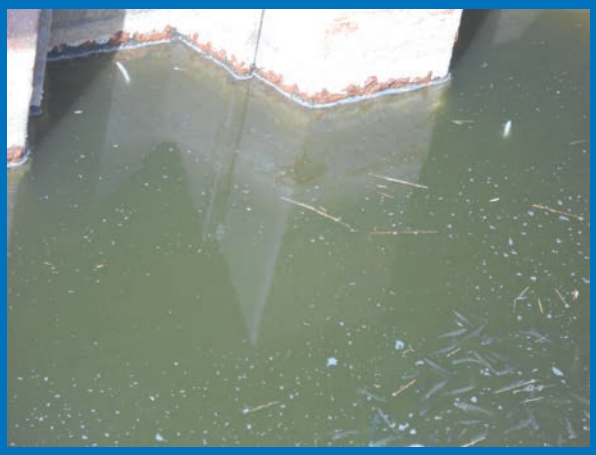


Abbildung 6 in Box 1.3: Fische im Bereich der geöffneten Flutschutztore im Mai 2022.

© 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 Ausgleichsmaßnahme 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.

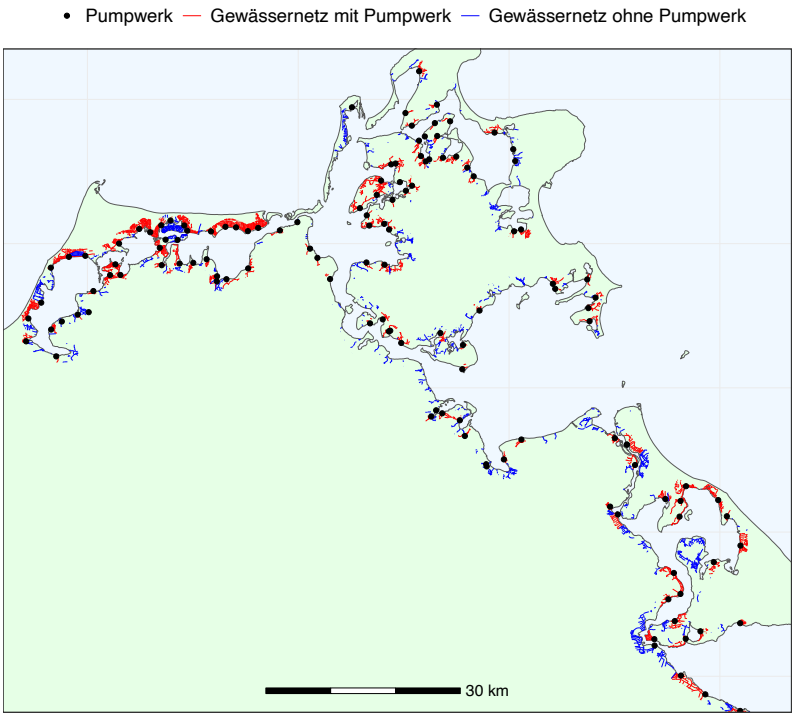


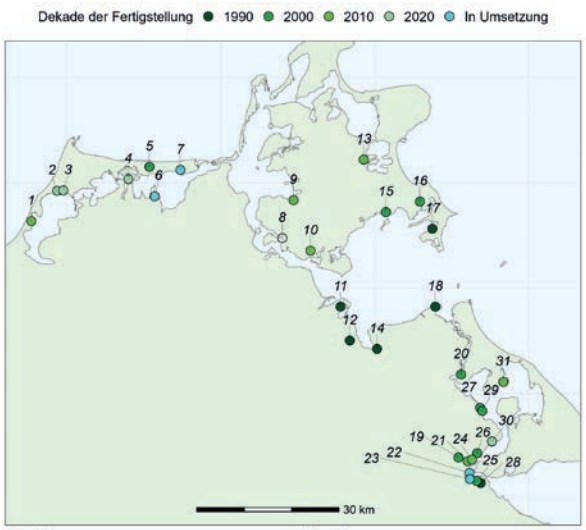
Abbildung 1.57: Darstellung der nicht mehr zugänglichen Gräben und Bäche aufgrund von technischen Einrichtungen der Wasserhaltung (Pumpwerke). Die blauen Gräben und Bäche sind deswegen nicht zwangsläufig zugänglich, da hier Klappensysteme (Abbildung 1.56) die Migration von Hechten verhindern können (Roser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



ID	Name	ID	Name
1	Fischlandwiesen	17	Zickerniss Niederung
2	Polder Werre	18	Freesendorfer Wiesen
3	Polder Born	19	Polder Murchin
4	Polder Bresewitz & Oie	20	Polder Sauzin
5	Polder Westhof	21	Polder Bargischow Süd
6	Fahrenkamp / Graue Wiese	22	Polder Bargischow Süd
7	Sundische Wiesen	23	Polder Bargischow Süd
8	Polder Proßnitz 1	24	Polder Pinnow
9	Polder Drammendorf	25	Polder Kamp
10	Mellnitz-Üselitzer Wiek	26	Polder Klotzow
11	Karrendorfer Wiesen	27	Polder Wehrland
12	Salzwiese Ladebow	28	Anklamer Stadtbruch
13	Ossen-Niederung Buschvitz	29	Teilpolder Waschow
14	Polder Friedrichshagen Neuendorf	30	Polder Jamitzow
15	Polder Freetz	31	Insel Görmitz
16	Polder Neuensien		

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 Biokomplexität 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-

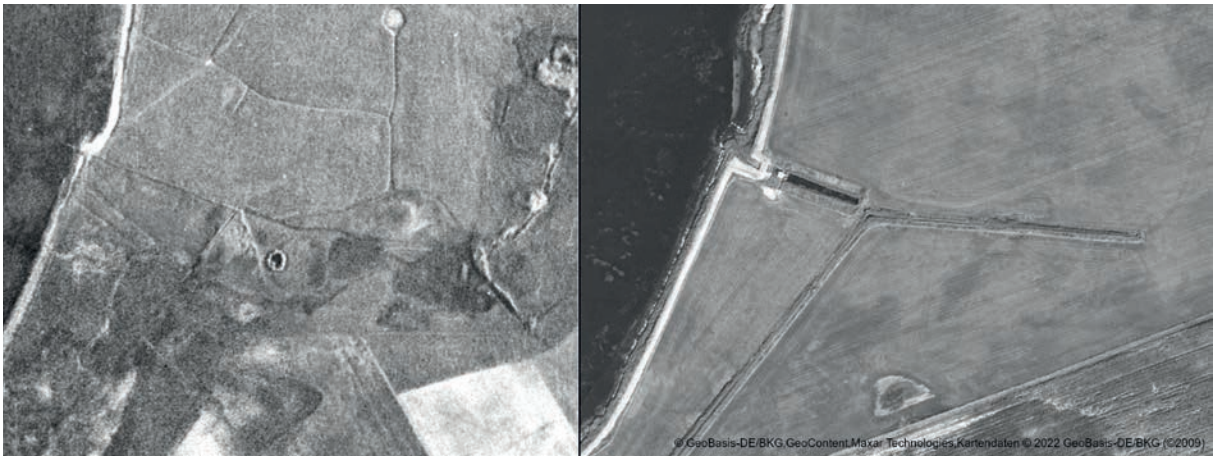


Abbildung 1.60: Küstenstreifen bei Wendisch Langendorf, Barther Bodden, von dem lokale Informanten wissen, dass er früher bei Frühjahrshochwasser laichende Hechte beherbergte, vor (1953, links) und nach (heute, rechts) der Großen Melioration. Links: Die vom Meer hinterlassenen Hochwasserspuren sind deutlich 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. Eierräuber 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, Eklöf 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 Hechtnahrung 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

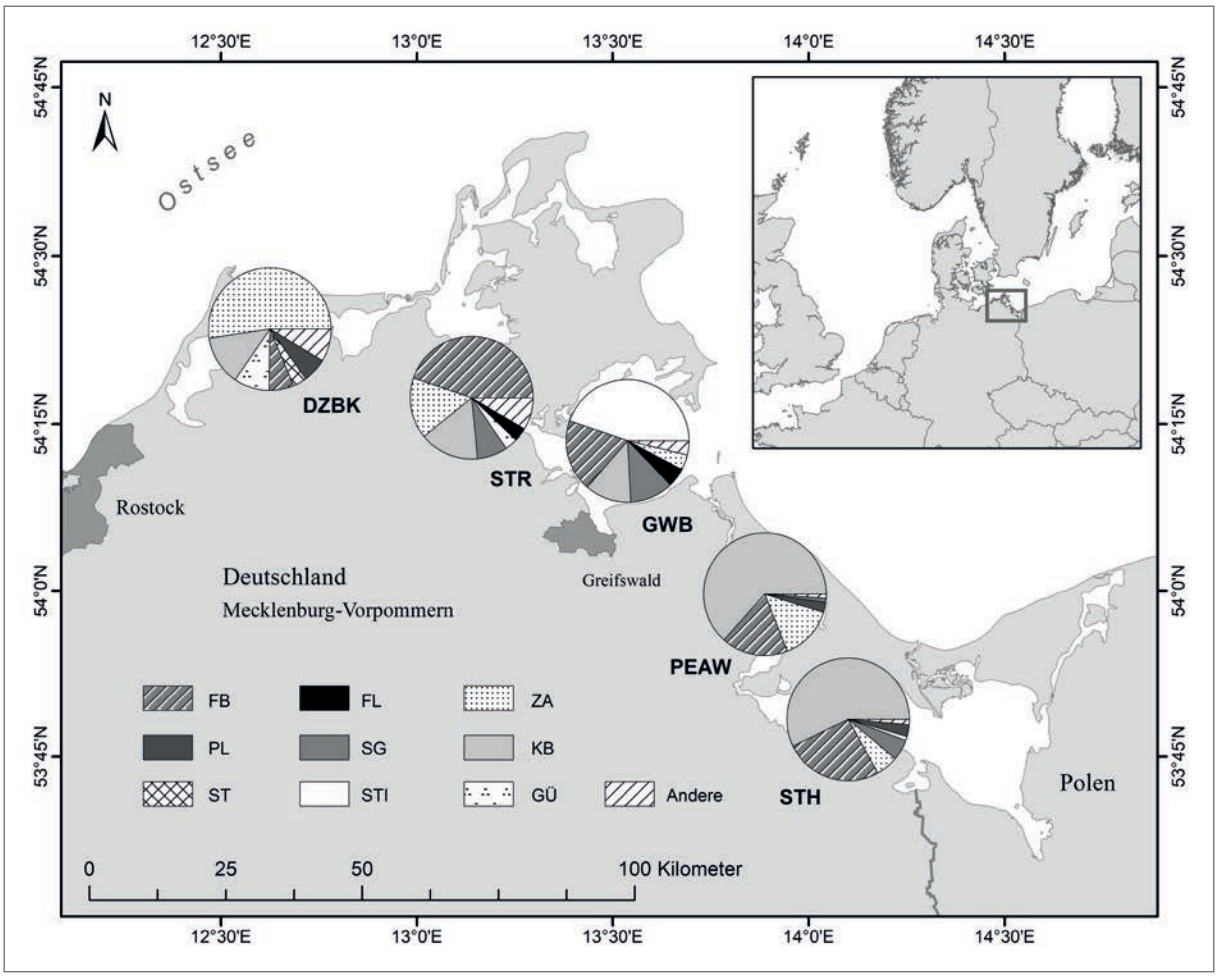


Abbildung 1.61: Zusammensetzung der Fischbestände in den inneren Küstengewässern („Bodden") der deutschen Ostsee zusammengefasst über mehrere Jahre. Die Tortendiagramme zeigen die sechs häufigsten Arten pro Bodden von West nach Ost, gepoolt über die Jahre 2009 bis 2020: DZBK: Darß-Zingster Boddenkette (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

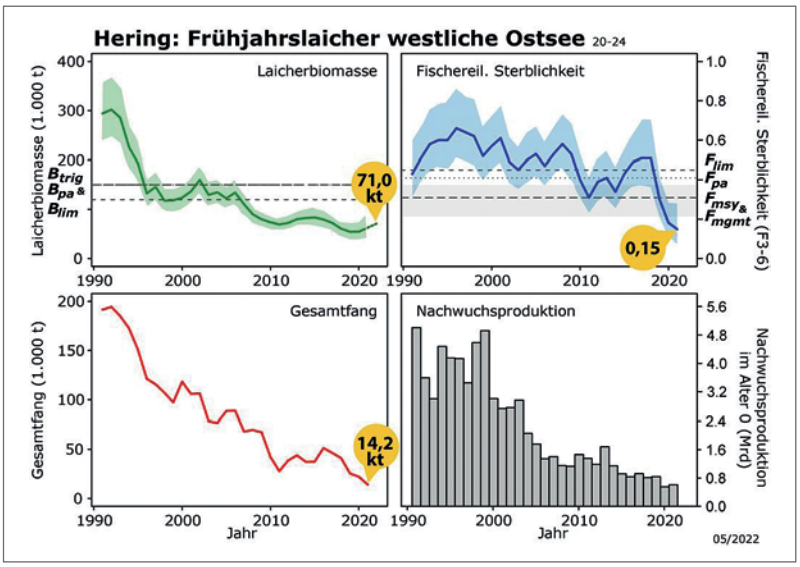


Abbildung 1.62: Bestandsentwicklung des Frühjahrsherings in der westlichen Ostsee (nach Fischbestände Online des Thünen Instituts für Ostseefischerei) in den ICES Gebieten 20 – 24 (westliche Ostsee). Die Bestandsgröße und die Nachwuchsproduktion ist in der gesamten westlichen Ostsee abnehmend, genauso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

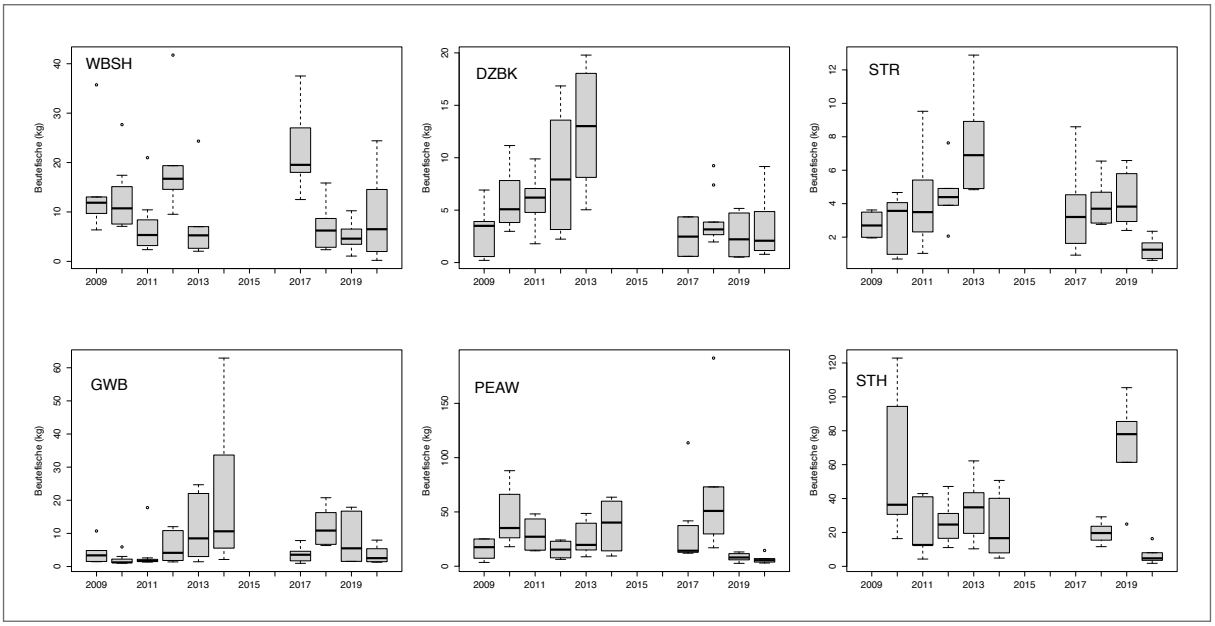


Abbildung 1.63: Boxplots und Median (in kg pro ha, Enclosures von 100 m × 100 m, Maschenweite 10 mm, Netzhöhe 1,8 m), erste und dritte Quantile und Ausreißer möglicher Hechtbeute (Fischlängen < 40 cm). WBSH = Wismar Bucht/Salzhaff, DZBK = Darß-Zingster-Bodden, STR = Strelasund, GWB = Greifswalder Bodden,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

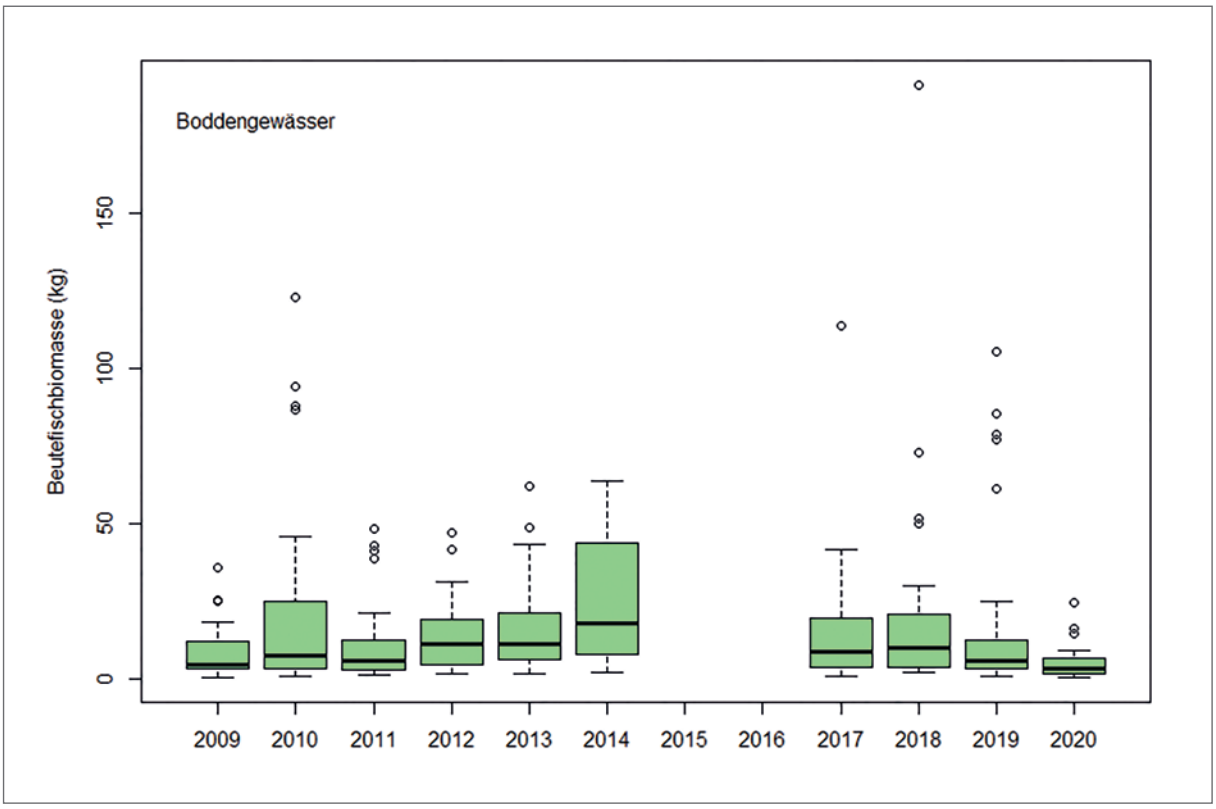


Abbildung 1.64. Boxplots und Median (in kg pro ha, Enclosures von 100 m × 100 m, Maschenweite 10 mm, Netzhöhe 1,8 m), erste und dritte Quantile und Ausreißer möglicher Hechtbeute (Fischlängen < 40 cm) gepoolt für alle beprobten Boddengebiete. Auffällig sind tendenziell rückläufige Werte von 2017 bis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

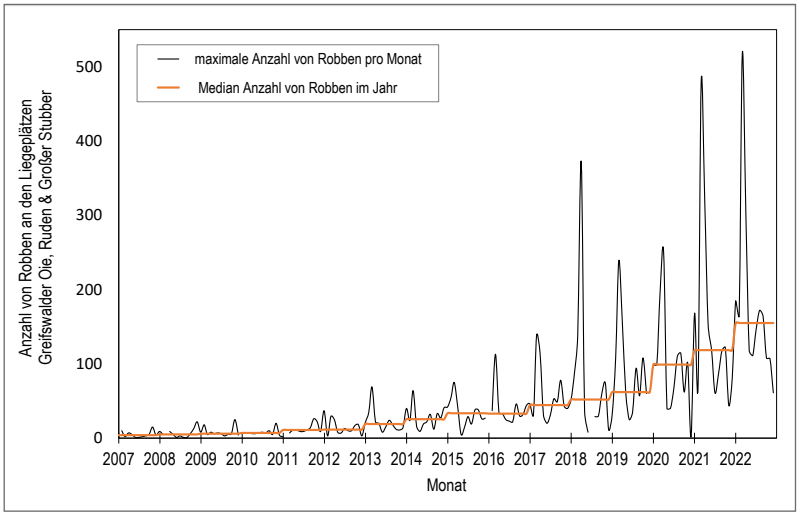


Abbildung 1.69: Mediane monatliche Anzahl der Kegelrobben im Bereich Greifswalder Bodden (orange Linie) und maximale monatliche Anzahl der Kegelrobben an den Zählplätzen „Großer Stubber", „Ruden" sowie „Greifswalder Oie" östlich des Greifswalder Boddens seit 2007 (Datenquellen: Monitoringdaten verschiedener 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 drittwichtigste 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 Hechtabundanzen 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 zeigten, 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 Kegelrobbenernährung 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 Kegelrobbenmageninhalten aus den Boddengewässern und den Küstengewässern Vorpommerns wurde kein Hecht nachgewiesen, allerdings war der Stichprobenumfang gering und es wurden nur Totfunde untersucht (Hoffmann 2019). Kegelrobben 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 Kegelrobbenmägen 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 Kegelrobben 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 Fotodokumentationen (Kapitel 6), legen nahe, dass ausgewachsene Kegelrobben 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 Kegelrobben 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-

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

© STEFFEN SCHNORRENBERG

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 Zähldaten 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-

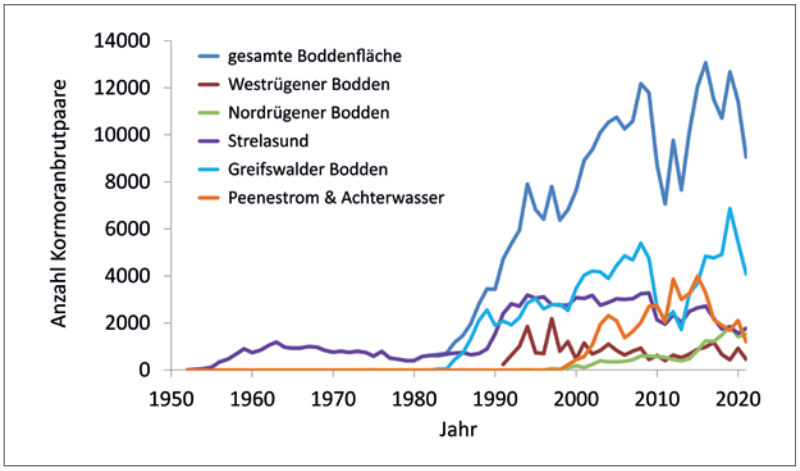


Abbildung 1.73: Brutpaare von Kormoranen um Rügen (Datenquelle: LUNG-M V).

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 Kormoranernährung 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 betragen 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 (≥ 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 Fischereisterblichkeit durch weitergehende 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 Hechte 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, dass 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

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)