Bundesamt für Naturschutz

Anlassbezogenes Sonderuntersuchungsprogramm zur Umweltkatastrophe in der Oder vom August 2022

Christian Wolter, Sonja Jähnig und Martin Pusch (Hrsg.)

BfN-Schriften
777
2026

Bundesamt für Naturschutz

Anlassbezogenes Sonderuntersuchungsprogramm zur Umweltkatastrophe in der Oder vom August 2022

Herausgegeben von
Christian Wolter
Sonja Jähnig
Martin Pusch

Impressum

Titelbild: Projektmitarbeiter Tim Königsberger bei der Probenahme von Wirbellosen (Makrozoobenthos) in der Oder bei Lebus im September 2023 (Foto: R. Rössl)

Redaktionsleitung:

Dr. Christian Wolter — Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) im Forschungsverbund Berlin e. V., Müggelseedamm 310, 12587 Berlin
E-Mail: christian.wolter@igb-berlin.de

Julia Walter — IGB

Fachbetreuung im BfN:

Dr. Thomas Ehlert — Fachgebiet II 2.4 „Gewässerökosysteme, Wasserhaushalt, Blaues Band“

Dr. Ina Quick — Fachgebiet II 2.4 „Gewässerökosysteme, Wasserhaushalt, Blaues Band“

Laura Kaiser — Fachgebiet II 2.4 „Gewässerökosysteme, Wasserhaushalt, Blaues Band“

Fachbetreuung im DLR-PT:

Jonas Kötting — DLR-Projektträger Umwelt und Nachhaltigkeit: „Leben, Natur, Vielfalt“

Fachliche Begleitung im BMUKN:

Frank Barsch — Referat N II 2 „Naturschutz u. Infrastruktur, Eingriffe in Natur u. Landschaft“

Förderhinweis:
Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMUKN) (FKZ: 3523570100).

Zitiervorschlag:
Ganze Schrift:

Wolter, C., S. Jähnig und M. Pusch (Hrsg.) (2026): Anlassbezogenes Sonderuntersuchungsprogramm zur Umweltkatastrophe in der Oder vom August 2022. BfN-Schriften 777, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

Kapitel:

Kapitelautoren (2026): Kapitelüberschrift. In: Wolter, C., S. Jähnig und M. Pusch (Hrsg.): Anlassbezogenes Sonderuntersuchungsprogramm zur Umweltkatastrophe in der Oder vom August 2022. BfN-Schriften 777: xx-xy.

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Schriften sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine PDF-Version dieser Ausgabe kann unter www.bfn.de/publikationen heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.

Diese Schriftenreihe wird unter den Bedingungen der Creative Commons Lizenz Namensnennung – keine Bearbeitung 4.0 International (CC BY - ND 4.0) zur Verfügung gestellt (creativecommons.org/licenses).

Druck: Spreedruck GmbH, Wrangelstraße 100, 10997 Berlin

Gedruckt auf 100 % Altpapier

ISBN 978-3-89624-541-0

DOI 10.19217/skr777

Bonn 2026

Inhaltsverzeichnis

Vorwort **6**

Zusammenfassung **7**

Abstract **13**

Ausgewählte Ergebnisse und Handlungsempfehlungen **17**

1 Einleitung **35**

1.1 Gewässerkundliche Grundlagen **35**

1.2 Trends der Wasserführung und Wasserqualität **39**

1.3 Die Umweltkatastrophe an der Oder im August 2022 ..... **42**

1.4 Forschungsansätze und Ziele des Projekts ODER~SO **44**

2 Schäden und Regeneration **48**

2.1 Umwelt-DNA-Monitoring im Strom und in Auengewässern **48**
2.1.1 Methoden 50
2.1.2 Ergebnisse 53
2.1.3 Diskussion 61

2.2 Makrozoobenthos – Schädigung und Regeneration in der Flussmitte, am Ufer und in Auengewässern **66**
2.2.1 Einleitung 66
2.2.2 Methodik 67
2.2.3 Ergebnisse 72
2.2.4 Diskussion 82
2.2.5 Fazit 84

2.3 Großmuscheln **86**
2.3.1 Problemstellung 86
2.3.2 Datenerhebung 88
2.3.3 Ergebnisse 90
2.3.4 Diskussion und Ausblick 98

2.4 Fischbestand und Erwerbsfischerei **100**
2.4.1 Problemstellung 100
2.4.2 Datenerhebung 100
2.4.3 Ergebnisse 103
2.4.4 Diskussion und Ausblick 113

3 Untersuchungen zu Algen und Schadstoffen in der Oder **116**

3.1 Entwicklung der Wasserqualität und des Phytoplanktons in der Oder nach 2022 ..... **116**
3.1.1 Einrichtung eines Beprobungsprogramms zur chemischen und biologischen Wasserqualität 117
3.1.2 Ergebnisse des wasserchemischen Monitorings 122
3.1.3 Ergebnisse des biologischen Monitorings 140
3.1.4 Zusammenfassung 142

3.2 Quantitatives *Prymnesium*-Monitoring 145
3.2.1 Quantifizierung von *Prymnesium parvum* mittels qPCR 145
3.2.2 Methodenentwicklung 145
3.2.3 Dynamik von *P. parvum* im Beobachtungszeitraum von 2023 bis 2025 146

3.3 Satellitenbasiertes Monitoring von Algenblüten in der Oder 149
3.3.1 Prozessierung von Satellitendaten zum fernerkundungsbasierten Chlorophyll-Monitoring 149
3.3.2 Vergleich mit *In-situ*-Daten 149
3.3.3 Visualisierung der Chlorophylldynamik aus Fernerkundungsdaten 153
3.3.4 Schlussfolgerung und Ausblick 157

4 *Prymnesium*-Genomik und Toxin-Vorsorgeforschung 159

4.1 *Prymnesium*-Genomik: Erkenntnisse, Fortschritte und Perspektiven zur Genetik des ökologisch und toxikologisch relevanten Mikroalgenkomplexes *P. parvum* s.l. 159
4.1.1 Einleitung 159
4.1.2 Sequenzierung und Assemblierung des ersten diploiden *Prymnesium parvum*-Typ-B-Genoms 161
4.1.3 Genomannotation, funktionelle Interpretation und Erkenntnisse zur Toxinsynthese 163
4.1.4 Genetische Basis der Toxinvarianten und toxizitätsrelevante Expressionsanalysen 164
4.1.5 Evolutionäre Veränderungen des Oderstammes (2022–2024) durch Analyse des gesamten Erbgutes 165
4.1.6 Anwendungen für die zukünftige Diagnostik in Umwelt und Forschung und Relevanz für Monitoring und Gewässermanagement 165
4.1.7 Perspektiven 166

4.2 Wachstum von *Prymnesium parvum* 168
4.2.1 Ziele 168
4.2.2 Methoden 169
4.2.3 Ergebnisse 171
4.2.4 Diskussion 175

4.3 Toxizität von *Prymnesium parvum* aus der Oder 177
4.3.1 Einleitung 177
4.3.2 Reaktion von Fischen auf *P. parvum* 178
4.3.3 Reaktion von Rädertierchen auf *P. parvum* 183
4.3.4 Schlussfolgerung 185

5 Resilienz und Ökosystemleistungen 187

5.1 Zooplanktondynamik, Filtrationsleistung, Laubbesiedlung und -abbau in der Oder nach der *Prymnesium*-Blüte im Sommer 2022 187
5.1.1 Einleitung 187
5.1.2 Untersuchungsgebiet, Probenahme und Laboranalysen 189
5.1.3 Ergebnisse 191
5.1.4 Diskussion 194

5.2 Aquatisch-terrestrische Kopplung durch emergierende Insekten entlang der Oder 198
5.2.1 Einleitung 198
5.2.2 Methodik 199
5.2.3 Ergebnisse 202
5.2.4 Diskussion 208

5.3 Biozönotische Auenbewertung am Beispiel der Brandenburger Oderauen zwischen Eisenhüttenstadt und Küstrin 212
5.3.1 Hintergrund 212
5.3.2 Methoden 214
5.3.3 Ergebnisse 219
5.3.4 Fazit und Ausblick 227

5.4 Ökosystemleistungen 230
5.4.1 Einleitung 230
5.4.2 Methodik 231
5.4.3 Ergebnisse 235
5.4.4 Diskussion 246

5.5 Modellierung der Nährstoffeinträge und der daraus resultierenden Wasserqualität in der Oder 250
5.5.1 Einleitung 250
5.5.2 Methoden und Hintergrund 250
5.5.3 Ergebnisse 259
5.5.4 Diskussion und Schlussfolgerung 279
5.5.5 Fazit 281

Danksagung 282

Literaturverzeichnis 284

Abbildungsverzeichnis 305

Tabellenverzeichnis 322

Glossar und Abkürzungsverzeichnis 326

A Anhang 329

Vorwort

Liebe Leserinnen, liebe Leser,

intakte Gewässerökosysteme sind für den Erhalt unserer Tier- und Pflanzenwelt von zentraler Bedeutung - insbesondere in Zeiten zunehmenden Nutzungsdrucks auf unsere Flüsse. Die Oder ist Lebensraum für zahlreiche Fische, Muscheln und weitere Wasserorganismen. Zugleich ist sie Wirtschaftsraum, Verkehrsweg sowie bedeutendes Erholungs- und Tourismusgebiet. Der Klimawandel verstärkt die Anfälligkeit unserer Flüsse und Auen zusätzlich: Steigende Temperaturen und geringere Wasserführung verschlechtern die Wasserqualität und destabilisieren das ökologische Gleichgewicht im Fluss.

Im Sommer 2022 begünstigten diese Bedingungen die massenhafte Vermehrung der Brackwasseralge *Prymnesium parvum*. Diese Goldalge ist salzliebend und produzierte im August 2022 Toxine. Ihr Auftreten führte zu einem großflächigen Sterben von Fischen, Muscheln und weiteren Wasserorganismen - mit gravierenden Folgen für das Ökosystem der Oder und die Menschen, die von ihm abhängig sind. Allein bei den Fischen kann von einem Verlust von mindestens 1.000 Tonnen ausgegangen werden.

Aufgrund der länderübgreifenden, nationalen Bedeutung dieser Umweltkatastrophe für das Ökosystem und für die Fischerei an der Oder wurde vom Bundesumweltministerium das „Sonderuntersuchungsprogramm zur Umweltkatastrophe in der Oder“ initiiert, in dem ein multidisziplinäres Team von Forschenden die ökologischen Auswirkungen und die Regeneration des Fluss-Aue-Ökosystems nach der Katastrophe erfasste. Die Förderung des Vorhabens erfolgte durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesumweltministeriums.

Der vorliegende Abschlussbericht dieses Sonderuntersuchungsprogramms dokumentiert die Ursachen der toxischen Algenmassenentwicklung, die ökologischen Folgen und den Verlauf der bisherigen Regeneration des Flussökosystems. Er richtet sich an eine breitere Fachöffentlichkeit. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Erholung der Fisch- und Muschelbestände in der Oder positiv verläuft, aber noch mehrere Jahre in Anspruch nehmen wird.

Die Handlungsempfehlungen dieses Berichts sollen insofern einen Beitrag leisten, künftige Umweltkatastrophen dieser Art zu vermeiden. Die Resilienz der Oder gegenüber möglichen weiteren, menschengemachten Beeinträchtigungen und den Auswirkungen des Klimawandels muss dringend verbessert werden. Von besonderer Bedeutung sind dabei eine naturnahe Gewässerstruktur mit hoher Habitatvielfalt sowie die Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit. Diese Maßnahmen stärken die Resilienz der Fischbestände gegenüber Störungen. Weiterhin wird empfohlen, die Fischerei zu unterstützen, um die entstandenen wirtschaftlichen Schäden abzumildern.

Ziel ist es, die gewonnenen Kenntnisse über das Projektende hinaus mit dieser Publikation zu sichern und zu verbreiten, damit sich das Ökosystem der Oder langfristig erholen und stabilisieren kann. Ein wirksamer und dauerhaft verankerter Naturschutz ist dabei unverzichtbare Grundlage für den Erhalt der Biodiversität, der Lebensqualität und der nachhaltigen Nutzung der Oder.

Sabine Riewenherm

Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz

Zusammenfassung

Die Umweltkatastrophe in der Oder im August 2022 führte zu einem der größten Fischsterben Europas der letzten Jahrzehnte. Geschätzt rund 1.000 Tonnen Fische sowie große Mengen Muscheln und Wasserschnecken verendeten. Als Hauptursache der Katastrophe wurde ein stark erhöhter Salzgehalt der Oder infolge von Einleitungen aus dem Kohle- und Kupferbergbau identifiziert. In Verbindung mit geringer Wasserführung, hoher Sonneneinstrahlung und hoher Nährstoffbelastung ermöglichte dieser eine Massenentwicklung der toxischen Brackwasseralge *Prymnesium parvum*. Diese Alge kann das Gift (Toxin) Prymnesin produzieren, das kiemenatmende Organismen schädigt und zu dem beobachteten massenhaften Fisch- und Molluskensterben führte.

Aufgrund der Bedeutung der Umweltkatastrophe und der nicht absehbaren Folgen für das Ökosystem der Oder wurde vom Bundesministerium für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMUKN) ein Sonderuntersuchungsprogramm zur Umweltkatastrophe an der Oder (ODER~SO) gefördert. Die fachliche und administrative Betreuung des Vorhabens erfolgte durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) und den DLR-Projektträger mit Mitteln des BMUKN. Die Forschungsarbeiten wurden am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) koordiniert. Das Projekt wurde in einem Verbund mit der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus-Senftenberg (BTU), dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ), der Universität Duisburg-Essen (UDE) sowie dem Institut für Binnenfischerei Potsdam-Sacrow (IfB) unter Leitung von Martin Pusch entwickelt und im Zeitraum von Februar 2023 bis Juli 2026 durchgeführt.

Ziel des Projekts war es, die Biologie der schadauslösenden Alge und die Ursachen der toxischen Massenentwicklung zu erforschen, die Auswirkungen zu bilanzieren sowie ökologische Folgen und die Erholung des Ökosystems zu erfassen sowie Präventionsmöglichkeiten abzuleiten. Dazu wurde ein engmaschiges Untersuchungsprogramm entlang der Grenzoder durchgeführt, das physikalisch-chemische Parameter, Nährstoffe, Schadstoffe, Algentoxine sowie die biologische Entwicklung in der Oder und ihren Nebengewässern vor allem hinsichtlich Plankton, Mikroorganismen, Makrozoobenthos und Fischen erfasste. Damit konnten die nach der Umweltkatastrophe noch vorhandenen Lebensgemeinschaften dokumentiert sowie die ökologische Funktionsfähigkeit des Flusssystems analysiert werden.

Neue Monitoringmethoden, darunter Satellitenerfassungen, qPCR-Tests und Tests von Genaktivitäten, ermöglichen eine frühzeitigere Erkennung von Algenblüten und damit den Aufbau eines integrierten Frühwarnsystems.

Mit einem neu entwickelten, molekularbiologischen Schnelltest (qPCR) konnte die in der Oder von Jahr zu Jahr und saisonal stark schwankende Dichte von *Prymnesium parvum* zeitnah ermittelt werden. Zusammen mit bereits etablierten Methoden kann dadurch die Warnung vor potenziell gefährlichen Massenentwicklungen dieser Alge verbessert werden und frühzeitiger erfolgen.

Die Messungen im Freiland wurden durch satellitengestütztes Gewässermonitoring ergänzt, um die Algenblüten großräumig und grenzüberschreitend zu erfassen, was auch rückwirkend für die Algenblüte im August 2022 möglich war. Die räumliche und zeitliche Dynamik der Chlorophyllkonzentration kann auf einer webbasierten Datenplattform (https://oderso-dash.igb-berlin.de) interaktiv eingesehen werden und ermöglicht zusammen mit Schlüsselparametern

der Wasserqualität ein differenziertes Bild der Stoffbelastungen und -umsetzungen im Flussökosystem.

Darüber hinaus wurde der Oderstamm von *Prymnesium parvum* genetisch untersucht. *Prymnesium parvum* ist ein genetisch hochdiverser Mikroalgenkomplex mit variabler Toxizität, der mittels in ODER~SO neu entwickelter Tests u. a. anhand der Chloroplasten-DNA molekular zuverlässig differenziert werden kann. Zudem gelang erstmalig die Sequenzierung eines vollständigen Referenzgenoms des in der Oder vorkommenden *Prymnesium parvum*-Typs B. Es ermöglicht Einblicke in Genstruktur, Evolution und Prymnesin-Biosynthese. Die Entschlüsselung eröffnet die grundsätzliche Chance, die potenzielle Toxizität künftiger Algenblüten von *P. parvum* im Voraus durch Analysen der Genexpression zu bestimmen und damit die Wahrscheinlichkeit eines Fischsterbens im Kontext mit Faktoren wie Salzgehalt, Sonneneinstrahlung oder Nährstoffen besser voraussagen zu können.

Zur artenübergreifenden Erfassung von Wasserorganismen wurden Umwelt-DNA-Analysen (eDNA) eingesetzt. Diese Methode erlaubt es, zahlreiche Organismengruppen gleichzeitig zu erfassen, ohne Proben höherer Organismen wie Fische und Makroinvertebraten nehmen zu müssen. Die Ergebnisse zeigen eine weiterhin hohe biologische Vielfalt der mikrobiellen Lebensgemeinschaften, jedoch auch deutliche Veränderungen während und nach der Algenblüte im Mai bis Juni 2024, die zeigen, dass diese schnell und deutlich auf Veränderungen der Wasserqualität reagierten. Die untersuchten ökologischen Funktionen, der Abbau von Falllaub und die Algenfiltration durch Zooplankton, waren jedoch von der Massenentwicklung von *Prymnesium parvum* offenbar kaum betroffen.

Am augenfälligsten war, dass infolge der toxischen Algenmassenentwicklung im August 2022 etwa 1000 t Fische starben. Die Verluste betrafen alle Arten, unterschieden sich aber deutlich zwischen verschiedenen Oderabschnitten. So nahmen z. B. die Fischdichten in der mittleren Oder um bis zu 76 % gegenüber langjährigen Zeitreihen vor der Katastrophe ab. Besonders Arten der Strommitte waren betroffen, darunter alle für die Erwerbsfischerei entlang der Oder bedeutsamen Arten. Die Oder-Erwerbsfischerei erlitt im Jahr 2022 eine Ertragseinbuße von 87 %. Besonders günstige Reproduktionsbedingungen im Frühjahr 2023 bildeten zusammen mit einem selbst auferlegten Fangmoratorium der Erwerbsfischer die Basis für eine relativ rasche Bestandserholung. Zum Projektende im Jahr 2026 erreichten die Fischdichten in der Strommitte und im Uferbereich der unteren Oder wieder das Niveau vor der Katastrophe. Die Fischereierträge werden sich allerdings erst in einigen Jahren erholen, wenn mehr Fische zu marktfähigen Größen herangewachsen sind.

Die Großmuscheln (Unionidae) spielen als leistungsfähige Filtrierer eine wichtige Rolle für die Selbstreinigung des Wassers. Während der Oderkatastrophe 2022 starben mindestens zwei Drittel der Großmuscheln, mit gruppenspezifischen Unterschieden. Da sie wenig mobil und bei der Vermehrung auf einen zahlreichen Fischbestand angewiesen sind, wird eine Erholung der Populationen erst längerfristig erwartet. Vermutlich ebenso stark betroffen waren auch kleinere Muscheln sowie mit Kiemen atmende Wasserschnecken. Für das übrige Makrozoobenthos, das in der Oder sowohl zwischen einzelnen Jahren als auch längerfristig erheblich variiert, konnte keine Schädigung infolge der Umweltkatastrophe nachgewiesen werden. Die Beprobungen in der Strommitte, im watbaren Uferbereich und in Auengewässern zeigten, dass die Strommitte aufgrund der dortigen hochmobilen Sedimente (Treibsand) nur dünn besiedelt ist und ein Großteil der strömungsliebenden Wirbellosen daher auf Habitate im Bereich der Buhnen und Buhnenfelder angewiesen ist. Neben den Muscheln kann Zooplankton bei

hohen Populationsdichten durch seine Filtrationsaktivität zur Regulierung der Algenbiomasse beitragen, dann allerdings auch selbst durch Prymnesin geschädigt werden.

Um das Auftreten von toxischen Algenblüten zu verstehen und daraus Erkenntnisse über die zugrunde liegenden Einflussfaktoren abzuleiten, wurden im Projekt sowohl Versuche zur Aufzucht der Alge, zu Umweltbedingungen, die die toxische Wirkung der Alge induzieren, und zur Empfindlichkeit verschiedener Organismengruppen gegenüber dem Algengift realisiert. Das verbesserte Verständnis der Bedingungen und Mechanismen der Produktion von Giftstoffen sowie ihrer konzentrationsabhängigen Wirkmechanismen hilft, die Effekte von Algenblüten auf aquatische Ökosysteme abzuschätzen und Frühwarnsysteme zu entwickeln. Dabei ist zu berücksichtigen, dass *P. parvum* eine hohe genetische Variabilität und stammspezifische Unterschiede in der Toxinproduktion aufweist und darüber hinaus seinen Stoffumsatz flexibel an veränderliche Umweltbedingungen anpassen kann.

Die toxische Wirkung der *P. parvum*-Kulturen wurde anhand eines Tests, der die Auflösung roter Blutkörperchen durch Zerstörung der Zellmembran und das Freisetzen des Hämoglobins misst, an sechs Fischarten ermittelt sowie außerdem in Versuchen mit Muscheln, Zooplankton und Rädertierchen als basalen Gliedern der Nahrungskette. Die Ergebnisse der Hämolyse-Experimente zeigen artspezifische Unterschiede bei der Empfindlichkeit, sind aber nur bedingt auf den ganzen Organismus zu übertragen. Fische verfügen über eine Reihe von Schutzmechanismen gegen Umwelteinflüsse, deren Effektivität sich von Art zu Art unterscheiden kann. Um die Toxizität von *P. parvum* auf Organismusebene zu bewerten, wurden frisch geschlüpfte Zebrafischlarven (*Danio rerio*) über einen Zeitraum von 48 Stunden bei unterschiedlichen Zellkonzentrationen von *P. parvum* inkubiert. Fischlarven sind aussagekräftige Modellorganismen zur Bewertung der akuten Toxizität, da sie sehr empfindlich auf Umweltstressoren reagieren und physiologische oder morphologische Auswirkungen während dieser frühen Entwicklungsstadien direkt sichtbar sind. Nach 24 Stunden Inkubation in unterschiedlichen Konzentrationen von *P. parvum* waren zwar alle Zebrafischlarven noch am Leben, es waren jedoch deutliche Anzeichen von Stress und Gewebeschäden zu beobachten. Neben Gewebeschäden zeigten die Larven eine verminderte Herzfrequenz, was auf eine systemische physiologische Beeinträchtigung hindeutet. Die Exposition gegenüber hohen Zelldichten führte bei Fischlarven zu subletalen bis letalen Folgen. Diese Beobachtungen entsprechen Befunden bei erwachsenen Fischen während natürlicher Algenblütenereignisse von *P. parvum*. Die Alge heftet sich typischerweise an das Kiemenepithel, das dünnste und am stärksten exponierte Gewebe bei erwachsenen Fischen, welches am einfachsten aufzulösen ist.

Auch in Tests, die mit Quagga-Dreikantmuscheln (*Dreissena bugensis*) durchgeführt wurden, zeigten sich durch die Konzentration von *P. parvum* im Medium bedingte Unterschiede in der Filtrationsrate, was auf einen Schutzmechanismus der Muschel hindeutet. Bei hohen Konzentrationen reichten 3 Stunden Expositionsdauer bei 20 °C aus, um erste Muscheln absterben zu lassen. Bei geringeren Konzentrationen erholten sich die Muscheln nach kurzzeitigerer Exposition innerhalb von 4 Tagen. Die Ergebnisse der Expositionsversuche an Rädertierchen weisen auf einen durch den Salzgehalt des Haltungswassers erhöhten Stresslevel hin, der durch die Zugabe von *P. parvum* zumindest kurzfristig verstärkt wurde und nach 24 Stunden zu hoher Sterblichkeit bei hohen Algenkonzentrationen führte.

Unsere Ergebnisse zeigen, dass die Toxizität von *P. parvum* je nach Kulturbedingungen stark variiert, weshalb die Zellzahlen allein kaum geeignet sind, um die Toxizität einer *P. parvum*-Blüte vorherzusagen. Diese Ergebnisse stehen in Einklang mit dem beobachteten Unterschied

zwischen der hochtoxischen Algenblüte im Sommer 2022 und der ähnlich massiven Algenblüte, die 2024 in der Oder nur lokal zu minimalem Fischsterben ungeklärter Ursache führte.

Weiterhin wurde die Bedeutung der Oderauen als Rückzugsräume für Tiere sowie für den Austausch von Nährstoffen zwischen Fluss und Land untersucht. Naturnahe, strukturreiche Auenflächen mit spezialisierten und gefährdeten Arten bei den Gefäßpflanzen, Laufkäfern und Vögeln sind in den untersuchten Oderauen teils noch vorhanden. Dennoch zeigen die insgesamt geringen Individuenzahlen spezialisierter Arten und das Fehlen einzelner charakteristischer Auenarten Defizite auf. Typische Auenhabitate wie z. B. dynamische Uferzonen, Stillgewässer und Röhrichte fehlen oftmals bzw. sind in ihrer Hydrologie beeinträchtigt. Daher fungieren die verbliebenen naturnahen Auenbereiche als wichtige Rückzugsräume und potenzielle Ausgangspunkte für Wiederbesiedlungsprozesse nach Störereignissen.

Neben der Habitatbereitstellung für wasserabhängige Biodiversität erfüllen die Oder und ihre Auen zahlreiche weitere Ökosystemleistungen. Dazu zählen Hochwasserschutz durch natürliche Rückhalteräume, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffspeicherung insbesondere in Mooren, hohe landwirtschaftliche Produktivität sowie Erholungsfunktionen. Insgesamt 13 Ökosystemleistungen wurden mithilfe des River Ecosystem Service Index (RESI) im Flusskorridor der Grenzoder nicht-monetär bewertet und für den Fluss, die rezenten Auen und die eingedeichten Auen kartenmäßig dargestellt. Die summarische Verfügbarkeit aller 13 Ökosystemleistungen ist im Bereich des Nationalparks signifikant am höchsten, und auch der südliche Teil des Oderbruchs und die Ziltendorfer Niederung zeigen noch hohe Werte, während der landwirtschaftlich geprägte Oderbruch insgesamt die wenigsten Ökosystemleistungen bietet. Die Multifunktionalität der Ökosystemleistungen des Flusskorridors der Oder ist ebenfalls im Nationalparkabschnitt deutlich am höchsten und damit dreimal so hoch wie im Oderbruch, wo sie am geringsten ist, während der südliche Abschnitt einen Mittelwert einnimmt. Flussverbau, Eindeichungen und Auenentwässerung gehen zulasten der meisten regulierenden und kulturellen Ökosystemleistungen.

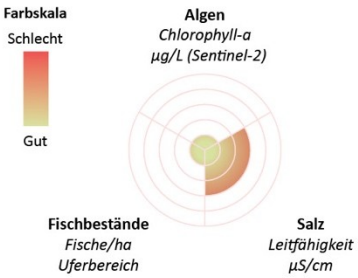
Modellrechnungen zeigen, dass sowohl diffuse Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft im Oder-Einzugsgebiet als auch punktuelle Einleitungen aus Siedlungen und Industrie für die Gesamtbelastung bedeutsam sind. Zukunftsszenarien ergaben, dass unter den Bedingungen des Klimaszenarios RCP2.6 des Weltklimarats (IPCC) in den Sommermonaten mit einer weiteren Verringerung der Wasserführung zu rechnen ist. Die untersuchten Landnutzungsszenarien legen nahe, dass ein gezieltes Drainagemanagement die Wasserführung im Frühsommer erhöhen kann, während eine Intensivierung der Landwirtschaft zu einer erheblichen Erhöhung von Stickstofffrachten und -konzentrationen führen würde.

Die im Projekt erarbeiteten Ergebnisse und Methoden wurden verwendet, um Handlungsempfehlungen für eine verbesserte wasserwirtschaftliche Bewirtschaftung der Oder zu entwickeln mit dem Ziel, zukünftig Risiken für das Flussökosystem zu verringern. Da Massenentwicklungen von *Prymnesium parvum* vor allem durch erhöhte Salzgehalte, lange Wasserverweilzeiten und hohe Nährstofffrachten begünstigt werden, besteht das Risiko einer Wiederholung der Umweltkatastrophe, solange die Salzeinleitungen in die Oder nicht stark verringert werden. Besonders kritisch sind sommerliche Niedrigwasserperioden, da durch die geringere Verdünnung die hohe Salzkonzentration im Fluss nochmals erhöht wird. Die Verringerung der Einleitung salzhaltiger Abwässer ist daher die wichtigste Maßnahme zur Vermeidung künftiger durch *P. parvum* hervorgerufener Fischsterben. Daher wird eine Verringerung des Salzgehalts im Oderwasser auf elektrische Leitfähigkeiten unter 1.000 µS/cm empfohlen, um das Risiko für ein Auftreten potenziell toxischer Algenblüten grundlegend zu verringern.

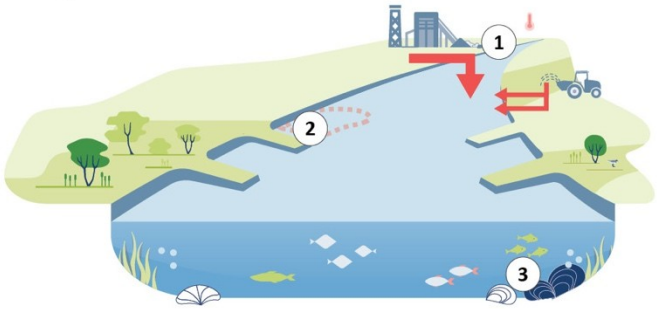
Darüber hinaus wird zur Erhöhung der Resilienz des Flusssystems gegenüber Störungen infolge direkter menschlicher Belastungen und durch den Klimawandel eine Revitalisierung der Flussstruktur durch ökologischen Umbau von Buhnen, Anschluss von Nebengewässern und Deichrückverlegung bzw. häufigere Polderflutung empfohlen. Die Ergebnisse zu Fischbeständen, Makrozoobenthos und Zooplankton zeigen, dass strukturreiche, naturnahe Uferbereiche mit durchströmten Flachwasserzonen und auch bei Niedrigwasser an den Fluss angeschlossene Nebengewässer wichtige Rückzugsräume darstellen, die Erholung der Bestände unterstützen und wesentliche Elemente der Resilienz des Flussökosystems darstellen. Durch Revitalisierungen von Auen kann nicht nur deren Biodiversität stabilisiert werden, sondern auch die Verfügbarkeit einer Palette weiterer Ökosystemleistungen erhöht werden wie etwa Hochwasser- und Niedrigwasserregulation, Nährstoffrückhalt, Kohlenstofffestlegung und Erholungsfunktion. Insgesamt wird empfohlen, die Belastung, Nutzung und Bewirtschaftung der Oder an ihre abnehmende Belastungsfähigkeit infolge der klimawandelbedingten geringeren Wasserführung anzupassen.

Wie sich der Zustand der Oder verändert hat

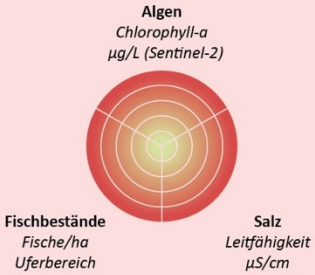
August 2021
Belasteter Fluss,
Selbstregulation funktionierend



1. Salzeinleitungen aus Industrie und Bergbau sowie Überdüngung aus der Landwirtschaft belasten das Ökosystem der Oder.
2. Salz und Nährstoffe begünstigen das Wachstum der Brackwasseralge *Prymnesium parvum*.
3. Mit ihrer Filterleistung verlangsamen Muscheln das Algenwachstum im Fluss.

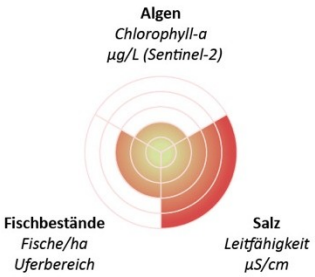


August 2022
Durch das Zusammenspiel (compound effect) von direkten (Salz, Nährstoffe) und indirekten Einflüssen (Klimawandel) bricht Selbstregulation zusammen.



1. Anhaltende Hitze und Trockenheit belasten das Ökosystem der Oder zusätzlich.
2. Der Salzgehalt steigt durch Einleitungen plötzlich sprunghaft an.
3. *Prymnesium parvum* vermehrt sich auf über 100 Millionen Zellen pro Liter Flusswasser und bildet ein Gift.
4. **Geschätzte 1.000 Tonnen Fische und zahlreiche Muscheln und Wasserschnecken sterben.**

August 2025
Labiler Zustand,
verminderte Selbstregulation



1. Salzgehalt und Nährstoffeinträge sind weiterhin zu hoch.
2. Der Muschelbestand ist deutlich kleiner, die Filterleistung dadurch geringer.
3. Häufigere Hitze- und Dürrephasen infolge des Klimawandels erhöhen das Wiederholungsrisiko für giftige Algenblüten zusätzlich.

Datengrundlage Polardiagramme: Messdaten vom Standort Frankfurt/Oder, auf ganze Zahlen gerundet. (1) Algen: Mittelwert der Chlorophyll-a-Dichte im August 2021, August 2022 und August 2025. Datenquelle: LfU Brandenburg. (2) Fischbestände: 2021: Mittelwert der Jahre 2006 bis Juni 2022, 2022: Schadensbilanz (Durchschnittswerte Herbst 2022 und Herbst 2023), 2025: Durchschnittswerte der Jahre 2024/25, Datenquelle: Befischungsdaten des IGB. (3) Salz: Mittelwert der elektrischen Leitfähigkeit im August 2021, August 2022, August 2025. Datenquelle: LfU Brandenburg

Abb. 0.0.1: Infografik: Wie sich der Zustand der Oder verändert hat. Grafik: L. Lachmann

Abstract

The environmental disaster in the River Oder in August 2022 was one of the largest fish kills in Europe in recent decades. An estimated 1,000 tonnes of fish, as well as large quantities of mussels and freshwater snails, perished. The main cause of the disaster was identified as a sharp increase in the salinity of the River Oder resulting from discharges from coal and copper mining. Combined with low discharge, high solar radiation and high nutrient loading, this enabled a mass development of the toxic brackish-water alga *Prymnesium parvum*. This alga can produce the toxin prymnesin, which has hemolytic effects damaging gill-breathing organisms resulting in the observed mass mortality of fish and molluscs.

Because of the significance of the environmental disaster and the unforeseeable consequences for the River Oder ecosystem, the Federal Ministry for the Environment, Climate Action, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMUKN) funded a special investigation program of the environmental disaster on the Oder (ODER~SO). Funding and administrative advise was provided by the Federal Agency for Nature Conservation (BfN) and the DLR Project Management Agency, with funds from the BMUKN. The research work was coordinated at the Leibniz Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB). The project was developed in collaboration with the Brandenburg University of Technology Cottbus-Senftenberg (BTU), the Helmholtz Centre for Environmental Research (UFZ), the University of Duisburg-Essen (UDE) and the Institute of Inland Fisheries Potsdam-Sacrow (IfB) under the leadership of Martin Pusch, and was carried out between February 2023 and July 2026.

The aim of the project was to investigate the biology of the harmful algae and the causes of toxic mass developments, to assess their impacts and to document the ecological consequences as well as the ecosystem's recovery and to identify prevention strategies. Therefore, a comprehensive monitoring program was carried out along the Grenzoder, recording physico-chemical parameters, nutrients, pollutants, algal toxins, and biological development in the River Oder and its tributaries, especially in regard to plankton, microorganisms, benthic invertebrates and fish. This allowed documenting the communities still present after the environmental disaster and to analyse the ecological functionality of the river system.

New monitoring methods, including satellite imagery, qPCR tests and gene activity tests, enable earlier detection of algal blooms and thus the establishment of an integrated early warning system.

Using a newly developed rapid molecular biological test (qPCR), it was possible to promptly determine the density of *Prymnesium parvum* in the River Oder, which fluctuates significantly from year to year and seasonally. Together with established methods, this enables improved and earlier warnings of potentially dangerous mass blooms of this alga.

Field measurements were supplemented by satellite-based water monitoring to record algal blooms over a wide area and across borders, which was also possible retrospectively for the algal bloom in August 2022. The spatial and temporal dynamics of chlorophyll concentrations can be interactively viewed on a web-based data platform (https://oderso-dash.igb-berlin.de), which together with key water quality parameters, provides a nuanced picture of pollutant loads and transformations within the river ecosystem.

Furthermore, the River Oder strain of *Prymnesium parvum* was genetically characterised. *Prymnesium parvum* is a genetically highly diverse microalgal complex with variable toxicity, which can be reliably differentiated at the molecular level using tests newly developed in

ODER~SO, including analysis of chloroplast DNA. Furthermore, a complete reference genome of *Prymnesium parvum* type B found in the River Oder was sequenced for the first time. This provides insights into gene structure, evolution and prymnesin biosynthesis. This decoding opens up the fundamental opportunity to in advance determine the potential toxicity of future *P. parvum* algal blooms through gene expression analyses, thereby enabling a better prediction of the likelihood of fish mortality in the context of factors such as salinity, solar radiation or nutrients.

Environmental DNA (eDNA) analyses were used to survey aquatic organisms across taxa. This method allows simultaneously surveying of numerous organism groups without taking samples of higher organisms such as fish and macroinvertebrates. The results show that the biological diversity of microbial communities remains high. However, they also reveal significant changes during and after the algal bloom in May–June 2024, indicating that these communities reacted rapidly and markedly to changes in water quality. Nevertheless, the ecological functions studied – decomposition of fallen leaves and algal filtration by zooplankton – were apparently not affected by the mass development of *Prymnesium parvum*.

Most strikingly, about 1,000 tons of fish died as a result of the toxic algal bloom in August 2022. The losses affected all species, but varied significantly between different sections of the River Oder. For example, fish densities in the mid channel of the middle River Oder section relatively declined by 76 % compared to long-term time series prior to the disaster. Species in the mid channel reaches were particularly affected, including all species of commercial importance along the River Oder. Commercial fishing suffered an 87 % drop in yield in 2022. Particularly favourable reproductive conditions in spring 2023, combined with a self-imposed fishing moratorium by commercial fishermen, formed the basis for a relatively rapid recovery of stocks. By the end of the project in 2026, fish densities in the mid channel and along the banks of the lower Oder will have returned to pre-disaster levels. However, fisheries yields will recover few years later, once more fish have grown to marketable sizes.

Freshwater bivalves (Unionidae) as highly efficient filter-feeders play a vital role in the self-purification of water. During the River Oder disaster of 2022 at least two-thirds of the freshwater mussels died, with variations between different groups. Their population recovery is expected in the longer run, because mussels are not very mobile and depend on an abundant fish population for reproduction. Smaller mussels and gill-breathing freshwater snails were at least similarly severely affected. For the remaining benthic invertebrates, which vary considerably in the River Oder both from year to year and over the longer term, no damage resulting from the environmental disaster could be detected. Samples in the mid channel, wadeable bank areas and floodplain waters showed that the mid channel is rather sparsely populated due to highly mobile sediments there, and that most of the flow preferring invertebrates therefore depend on habitats area at the groynes and in the groyne fields. In addition to mussels, zooplankton may also contribute to regulating algal biomass by filtration activity when population densities are high; however, it may then itself be harmed by prymnesin.

To understand the occurrence of toxic algal blooms and to derive insights into the underlying influencing factors, the project performed experiments on algal cultivation, on environmental factors inducing toxicity, and on the sensitivity of various organism groups to the algal toxin. A better understanding of the conditions and mechanisms involved in the production of toxins, as well as their concentration-dependent modes of action, helps to assess the effects of algal blooms on aquatic ecosystems and to develop early warning systems. It should be noted that *P. parvum* exhibits high genetic variability and strain-specific differences in toxin

production and can also flexibly adapt its metabolic processes to changing environmental conditions. The toxic effect of *P. parvum* cultures was determined in six fish species using a test that measures the lysis of red blood cells through the destruction of the cell membrane and the release of haemoglobin, as well as in experiments with mussels, zooplankton and rotifers as basal links in the food chain. The results of the haemolysis experiments show species-specific differences in sensitivity that be applied to the whole organism to a limited extent only. Fish possess a range of defense mechanisms against environmental influences that vary in effectiveness from species to species. To assess the toxicity of *P. parvum* at the organismal level, newly hatched zebrafish larvae (*Danio rerio*) were incubated for a period of 48 hours at different cell concentrations of *P. parvum*. Fish larvae are useful model organisms for assessing acute toxicity, because of both, they are highly sensitive to environmental stressors and physiological or morphological impacts are directly visible during these early developmental stages. After 24 hours of incubation in different *P. parvum* concentrations all zebrafish larvae were still alive, but clear signs of stress and tissue damage were observed. In addition to tissue damage, the larvae had reduced heart rates, indicating systemic physiological impairment. Exposure to high cell densities resulted in sublethal to lethal effects in fish larvae. These observations correspond to findings in adult fish during natural *P. parvum* algal bloom events. The alga typically attaches to the gill epithelium, the thinnest and most exposed tissue in adult fish, which is the easiest to dissolve.

Tests with quagga mussels (*Dreissena bugensis*) revealed differences in filtration rates related to the concentration of *P. parvum* in the medium, suggesting a protective mechanism in the mussel. At high concentrations, a 3-hour exposure period at 20°C was sufficient for the first mussels to die. At lower concentrations, the mussels recovered within 4 days following a shorter exposure period. The results of the exposure tests on rotifers indicate an increased stress level due to the salinity of the rearing water, which was exacerbated, at least in the short term, by the addition of *P. parvum* and led to high mortality after 24 hours at high algal concentrations.

Our results show that the toxicity of *P. parvum* varies greatly depending on culture conditions, which indicates that cell counts alone are hardly suitable for predicting the toxicity of *P. parvum* blooms. These findings are consistent with the observed differences between the highly toxic algal bloom in August 2022 and similarly massive algal blooms in 2024, which caused only minimal, very local fish mortality.

Furthermore, the importance of the River Oder floodplains as refuges for animals and for the exchange of nutrients between the river and the land was investigated. Near-natural, structurally rich floodplain areas with specialised and endangered species of vascular plants, ground beetles and birds are still present in some parts of the floodplains studied. Nevertheless, overall low numbers of individuals of specialised species and the absence of certain characteristic floodplain species indicate deficits. Typical floodplain habitats, such as dynamic riparian zones, standing water bodies and reed beds, are often absent or have impaired hydrology. Consequently, the remaining near-natural floodplain areas serve as important refuges and potential starting points for recolonisation processes following disturbances.

In addition to providing habitats for water-dependent biodiversity, the River Oder and its floodplains fulfil numerous other ecosystem services. These include flood protection by natural retention areas, nutrient retention, carbon storage (particularly in fens), agricultural productivity, and recreational functions. A total of 13 ecosystem services were assessed non-monetarily using the ‘River Ecosystem Service Index’ (RESI) in the river corridor of the

Grenzoder and mapped for the river, the recent floodplains and the historic floodplains. The total availability of all 13 ecosystem services is significantly highest within the National Park. The southern part of the Oderbruch and the Ziltendorfer Niederung also show high values, whereas the predominantly agricultural Oderbruch offers the fewest ecosystem services overall. The multifunctionality of the ecosystem services provided by the Oder river corridor is also clearly highest in the National Park section: three times as high as in the Oderbruch, where it is lowest, while the southern section occupies an intermediate position. River engineering, embankments and floodplain drainage come at the expense of most regulatory and cultural ecosystem services.

Model calculations show that both diffuse inputs from agriculture in the River Oder catchment and point source discharges from settlements and industry significantly contribute to the overall nutrient load. Future scenarios indicate that, under the conditions of the IPCC's RCP2.6 climate scenario, a further reduction in discharge has to be expected during the summer months. The land-use scenarios examined suggest that targeted drainage management can increase discharge in early summer, whereas intensification of agriculture would significantly increase nitrogen loads and concentrations.

Results and methods developed within the project were used to provide recommendations for improved water management of the River Oder, aiming in reducing future risks to the river ecosystem. Since mass developments of *Prymnesium parvum* are primarily favoured by increased salinity, long water residence times and high nutrient loads, there is still the risk of a repeated environmental disaster as long as salt discharges into the River Oder are not significantly reduced. Summer low-water periods are particularly critical, because the lower dilution increases the salt concentration in the river. Reducing the discharge of saline wastewater is therefore the most important measure for preventing future fish kills caused by *P. parvum*. It is therefore recommended that the salinity of the River Oder's water is reduced to electrical conductivities below 1,000 µS/cm to fundamentally reduce the risk of potentially toxic algal blooms occurring.

Furthermore, to increase the river system's resilience to disturbances caused by direct human impacts and climate change, it is recommended that the river's habitat structural complexity becomes rehabilitated, e.g. by ecologically modified groynes, the reconnection of tributaries, the relocation of dikes, and more frequent polder flooding. The findings on fish stocks, benthic invertebrates and zooplankton show that structurally rich, near-natural riparian zones with shallow water zones through which water flows and tributaries connected to the river even at low water levels provide important refuges supporting the recovery of stocks and constituting essential elements of river ecosystem's resilience. Revitalising floodplains can not only stabilise their biodiversity, but also increase the availability of a range of other ecosystem services, such as flood and low-water regulation, nutrient retention, carbon sequestration and recreational functions. Overall, it is recommended that pressure, use and management of the River Oder become adapted to its declining capacity to cope with stress as a result of reduced water flow caused by climate change.

Ausgewählte Ergebnisse und Handlungsempfehlungen

Martin Pusch, Thomas Ehlert, Philipp Czapla, Luc De Meester, Jörn Geßner, Mark Gessner, Tobias Goldhammer, Hans-Peter Grossart, Nadja Heitmann, Sonja Jähnig, Kathrin Januschke, Jan Köhler, Dominik Martin-Creuzburg, Thomas Mehner, Michael T. Monaghan, Stephanie Spahr, Matthias Stöck, Markus Venohr, Jonas Kötting, Julia Walter & Christian Wolter

Vorbemerkung

Im Rahmen des Projekts ODER~SO bearbeitete ein multidisziplinäres Team von Forschenden wissenschaftliche Fragestellungen im Zusammenhang mit der Umweltkatastrophe in der Oder vom August 2022 und der dabei aufgetretenen Massenentwicklung der Brackwasseralge *Prymnesium parvum (P. parvum).* Ziele des Vorhabens waren insbesondere die Erforschung der Biologie der schadauslösenden Alge, der Ursachen der Massenentwicklung sowie der Erfassung der ökologischen Folgen sowie der Regeneration und Resilienz des Flussökosystems. Hierzu wurden vielfältige Feld- und Laboruntersuchungen durchgeführt und dabei gewässerchemische, geografische und ökologische Daten der Oder, ihrer Nebengewässer und Auen auf deutschem Staatsgebiet erfasst und analysiert. Die erarbeiteten wissenschaftlichen Daten werden über die Plattform FIPbio sowie die Freshwater Research and Environmental Database des IGB (https://fred.igb-berlin.de) bereitgestellt und stehen so anderen Wissenschaftler*innen, Praktiker*innen und Entscheidungsträger*innen zur Verfügung.

Neben dem Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) als koordinierendem Institut waren als wissenschaftliche Partner an der Forschung beteiligt: die Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg (BTU), das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH (UFZ) Magdeburg, das Institut für Binnenfischerei Potsdam-Sacrow (IfB) und die Universität Duisburg-Essen (UDE). Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) förderte ODER~SO mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMUKN).

Nachfolgend werden ergebnisbasierte Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen zur Vermeidung zukünftiger Katastrophen und zur Unterstützung der Regeneration des Ökosystems abgeleitet. Ergänzend werden offene Forschungsfragen formuliert, und es wird auf Referenzen zu Projektveröffentlichungen hingewiesen.

1. Untersuchungen zum Wachstum, zur Toxinbildung und zur Toxizität der Alge *Prymnesium parvum*

1. Projektergebnisse:

1.1. Wachstum von *P. parvum*

1.1.1. *Prymnesium*-Massenentwicklungen wurden in Flüssen gemäß Literatur bei **Salzgehalten** zwischen 1 und 34 PSU festgestellt, dies entspricht rund 1 bis 34 Promille. Während der *Prymnesium*-Blüten in der Oder im August 2022 und im Mai–Juni 2024 lag die Leitfähigkeit bei 1.800–2.000 µS/cm, was einem Salzgehalt von etwa 0,9–1,0 Promille (oder ca. 540–600 mg/l Chlorid) entspricht.

1.1.2. Die Abhängigkeit des Wachstums von *P. parvum* **vom Salzgehalt** wurde in Laborversuchen untersucht. Dabei wuchs der Oderstamm am besten bei Leitfähigkeiten über 4.000 µS/cm. Bei 2.000 µS/cm waren die Wachstumsraten demgegenüber um etwa 30 % und bei 500 µS/cm um etwa 50 % geringer.

1.1.3. Im Flusssystem ist eine **Algenvermehrung** nur möglich, wenn die Wachstumsrate höher ist als die Verlustrate durch Auswaschung. Lokale Algenblüten können in sehr langsam durchflossenen Nebengewässern (Speicherbecken, Kanäle, Auengewässer) entstehen. Ihr Eintrag in den Hauptstrom ist solange unkritisch, wie genügend niedrige Salzgehalte dort nur geringe Wachstumsraten erlauben und ausreichende Durchflüsse die für das Wachstum verfügbare Zeit auf der Fließstrecke des Stroms begrenzen.

1.1.4. Massenentwicklungen von *P. parvum* wurden in Flüssen gemäß Literatur bei **Wassertemperaturen** zwischen 15 und 25 °C beobachtet. Diese Wassertemperaturen werden in der Oder regelmäßig von Mai bis September erreicht. Die Blüten in der Oder im August 2022 und im Mai bis Juni 2024 fanden bei im Mittel 20 °C statt.

1.1.5. Eine Metaanalyse der wissenschaftlichen Literatur zu *Prymnesium*-Blüten, die 85 Freilandmessungen mit Stickstoffkonzentrationen zwischen 0 und 10 mg/l umfasste, hat gezeigt, dass die Biomasse dieser Art positiv mit der mittleren **Stickstoffkonzentration** und dem Verhältnis von Stickstoff- zu **Phosphorgehalten** im Wasser korreliert.

1.1.6. Das **Risiko von *Prymnesium*-Massenentwicklungen** wird somit wesentlich durch die Wachstumsfaktoren Salzgehalt, Wasseraufenthaltszeit, Wassertemperatur, Sonneneinstrahlung und Nährstoffgehalt bestimmt. Alle Faktoren sind mit der Wasserführung der Oder verknüpft, die im Sommerhalbjahr generell geringer ist und sich während andauernder Trockenphasen weiter verringert. Daher muss grundsätzlich im Zeitraum von Mai bis August mit Massenentwicklungen von *P. parvum* in der Oder gerechnet werden, wenn neben hohem Salzgehalt auch niedrige Durchflüsse und erhöhte Wassertemperaturen auftreten.

1.2. Giftbildung und Giftwirkung von *P. parvum*

1.2.1. Im Labor konnte experimentell eine deutlich höhere Produktion von Prymnesinen, den Giftstoffen der Alge *P. parvum*, bei einem Anstieg des **Salzgehalts** von 0,75 auf 1 Promille (entspricht etwa 1.500–2.000 µS/cm elektr. Leitfähigkeit) nachgewiesen werden. Prymnesin-Messungen bei Salzgehalten von 2 und 3 Promille lieferten keine eindeutigen Ergebnisse.

1.2.2. In Laborversuchen bildete *P. parvum* nach einer Verringerung der **Stickstoffkonzentration** im Medium um 90 % (Stickstoffmangel) über mindestens 10 Tage signifikant mehr Toxine. In der Oder treten Stickstoffmangelsituationen sehr wahrscheinlich nur im Zusammenhang mit Algenmassenentwicklungen auf.

1.2.3. Expositionsversuche mit Fischblut (Hämolysetests) und Fischlarven zur Untersuchung der **toxischen Wirkung des Giftstoffs** von *P. parvum* zeigten, dass sich die Toxizität der Algenkulturen in Abhängigkeit von der Nährstoffverfügbarkeit signifikant unterscheidet. Nährstoffmangel bedingt grundsätzlich ein höheres Risiko von Toxizität. Wichtig ist in diesem Zusammenhang auch die Expositionsdauer, daher können auch länger andauernde Algenblüten mit Konzentrationen von deutlich unter 100.000 Zellen/ml fischgefährlich sein.

1.2.4. Die Experimente mit Fischblut zeigen deutlich die unterschiedliche **Empfindlichkeit des Blutes verschiedener Fischarten** gegenüber dem Algengift Prymnesin. Unter den untersuchten odertypischen Fischarten zeigten sich insbesondere bei Flussbarschen bereits bei niedrigen Konzentrationen von *P. parvum* schädliche Auswirkungen. Diese Ergebnisse lassen sich allerdings nicht ohne Weiteres auf die Empfindlichkeit der Arten in der Oder übertragen, da Schutz- und Kompensationsmechanismen die Reaktion des Gesamtorganismus beeinflussen können.

1.2.5. Die im Labor getesteten drei Stämme von *P. parvum* zeigten erhebliche Unterschiede in der **Toxizität** auf den **Wasserfloh *Daphnia magna***. Der das Toxin vom Typ B produzierende Stamm aus der Oder erwies sich dabei als deutlich weniger toxisch als zwei andere Stämme, die Prymnesin vom Typ A bilden.

2. Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen:

2.1. *P. parvum* hat große Teile des Odersystems besiedelt und wird wahrscheinlich nicht wieder verschwinden. Solange die Abundanz dieser Alge gering ist, hat sie keine negativen Wirkungen auf das Ökosystem. Gefährliche Massenentwicklungen sind nur möglich, wenn günstige Wachstumsbedingungen insbesondere durch erhöhte Salzgehalte vorhanden sind.

2.2. Massenentwicklungen von *P. parvum* in Binnengewässern traten bislang nur in salzbelasteten Gewässern auf. Die Verringerung der Einleitung salzhaltiger Abwässer ist daher die wichtigste Maßnahme zur Vermeidung künftiger durch *P. parvum* hervorgerufenen Fischsterben. Daher wird eine Verringerung des Salzgehalts im Oderwasser auf elektrische Leitfähigkeiten unter 1.000 µS/cm empfohlen, um das Risiko für ein Auftreten potenziell toxischer Algenblüten grundlegend zu verringern.

2.3. Die hohen Einträge an Pflanzennährstoffen, insbesondere Stickstoff, erhöhen das Risiko von *Prymnesium*-Blüten. Hohe Nährstoffkonzentrationen fördern auch Massenentwicklungen anderer Planktonalgengruppen, die *P. parvum* unter Stickstoffmangel als Futteralgen dienen können. Zur Verringerung des Risikos weiterer Massenentwicklungen von *P. parvum* wird daher auch die Verringerung der punktuellen und diffusen Einträge an den Pflanzennährstoffen Stickstoff und Phosphor empfohlen. Da Stickstoff überwiegend aus diffusen Quellen stammt, sind neben verbesserten Kläranlagen umfangreiche Maßnahmen zur Verringerung der Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft erforderlich.

2.4. Das Risiko einer Massenentwicklung steigt zudem in Niedrigwasserphasen, in denen die Verweilzeit des Flusswassers und infolge geringerer Verdünnung der Einleitungen auch die Salzkonzentration im Fluss ansteigen und die Wassertemperatur hoch ist. Weiterhin wirken salzbelastete Nebengewässer als Anzuchtbecken, aus denen die Oder mit *P. parvum* angeimpft werden kann.

2.5. Das Auftreten toxischer Algenblüten von *P. parvum* ist somit nur multikausal prognostizierbar, also nicht anhand einfacher Indikatoren. Insbesondere ist auch damit zu rechnen, dass der Oderstamm Typ B von *P. parvum* auch unter suboptimalen Wachstumsbedingungen Toxine produziert, d. h. bei Stickstoffmangel und einem Salzgehalt entsprechend Leitfähigkeiten von 1.500–2.000 µS/cm.

3. Offene Forschungsfragen

3.1. Die wasserchemischen Bedingungen, die eine Toxinproduktion von *P. parvum* auslösen, konnten bisher experimentell noch nicht vollständig geklärt werden.

3.2. Der rasche Zusammenbruch der nicht-toxischen *Prymnesium*-Blüte im Juni 2024 kann noch nicht befriedigend erklärt werden.

Veröffentlichungen:

Glenn, M., S. Behrens, J.C. Nejstgaard und S. Würtz (2025): Hemolytic toxicity of *Prymnesium parvum* (B-type) reveals species-specific differences in freshwater fishes. Ecotoxicology and Environmental Safety 303: 118928. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.118928.

Kahsay, A., N. Tüzün, M. Brehm-Benedix, K. Münzner, M. Glenn und L. De Meester (2025): Benchmarking toxic effects on Daphnia magna of the *Prymnesium parvum* strain causing the 2022 Oder River fish kill. Hydrobiologia. https://doi.org/10.1007/s10750-025-06070-2.

Münzner, K., M. Brzozowski, S.A. Berger, H. Kuhl, J.C. Nejstgaard, S. Würtz, M. Stöck und J. Köhler (in Vorbereitung): Global distribution, genomic diversity and environmental requirements of the toxic haptophyte *Prymnesium parvum* complex – a meta-analysis.

2. Untersuchungen zum Genom der Alge *Prymnesium parvum*

1. **Projektergebnisse**:

   1.1. Im ODER~SO-Projekt wurde das **Erbgut** der Alge *P. parvum* aus der Oder vollständig entschlüsselt. Dabei wurden auch Gensequenzen ermittelt, die bei der Giftbildung mitwirken.

   1.2. Die Entschlüsselung eröffnet die grundsätzliche Chance, die potenzielle **Toxizität** künftiger Algenblüten von *P. parvum* im Voraus durch Analysen der Genexpression und damit die Wahrscheinlichkeit eines Fischsterbens im Kontext mit Faktoren wie Salzgehalt, Temperatur oder Nährstoffen besser vorauszusagen.

   1.3. Die Erkenntnisse eröffnen zudem die Möglichkeit, die Umweltbedingungen, unter denen eine Giftstoffproduktion von *P. parvum* erfolgt, in weiteren Laborexperimenten besser testen zu können.

2. **Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen:**

   2.1. Es wird empfohlen zu prüfen, ob diese Erkenntnisse in der behördlichen **Wasseranalytik und Gewässerüberwachung** zur Anwendung gebracht werden können. Durch den Nachweis der in die Giftbildung involvierten Gene und deren Aktivität könnten Wasserproben nicht nur wie bisher auf *Prymnesium*-Mengen (z. B. Zellzahlen), sondern auch auf das mögliche Vorhandensein von verschiedenen *Prymnesium*-Typen (A, B, C) sowie auf die Aktivität giftbildender Gene und somit auf potenzielle Toxizität hin untersucht werden. In Verbindung mit relevanten Umweltparametern wie Salzgehalt, Temperatur und Nährstoffkonzentrationen ließen sich frühzeitigere Warnungen aussprechen.

3. **Offene Forschungsfragen:**

   3.1. Die Entwicklung eines einfach anwendbaren molekularen Tests zur Unterscheidung der A/B/C-Typen von *P. parvum* wäre sehr hilfreich, da in Mitteleuropa neben dem Oder-Typ B auch Typ A auftritt, der eine höhere Giftigkeit aufweist. Die drei Typen unterscheiden sich ökologisch und toxikologisch. Durch die Gensequenzierung kann den Umweltbehörden voraussichtlich bald ein molekularer PCR-Test für die Analyse im gesamten Bundesgebiet an die Hand gegeben werden, der frühzeitige Hinweise auf eine potenzielle Toxizität und bestenfalls die Aktivität giftbildender Gene gibt.

   3.2. Es sind weitere Forschungsarbeiten zur Genexpression weiterer potenzieller Vorläufersubstanzen des Gifts wünschenswert und in Arbeit, um ggf. eine Vorhersagbarkeit der Prymnesin-Produktion zu ermöglichen bzw. zu verbessern.

Veröffentlichungen:

Kuhl, H., F.H. Strassert, D. Čertnerová, E. Varga, E. Kreuz, D.K. Lamatsch, S. Würtz, J. Köhler, M.T. Monaghan und M. Stöck (2024): The haplotype-resolved Prymnesium parvum (type B) microalga genome reveals the genetic basis of its fish-killing toxins. Current Biology 34 (16): 3698–3706, https://doi.org/10.1016/j.cub.2024.06.033.

3. Monitoring und Frühwarnung

1. **Projektergebnisse:**

   1.1. Im ODER~SO-Projekt wurde ein **qPCR-Test** zum schnellen Nachweis des Vorkommens und zur Quantifizierung von *P. parvum* entwickelt.

   1.2. In den Jahren 2023 bis 2025 wurden **gewässerchemische Monitoringdaten** in Ergänzung zu den amtlichen Daten der Länder bzw. der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) ermittelt. Strukturelle chemische Belastungen insbesondere durch Nährstoffe und Salzgehalt bestehen fort und tragen zum Risiko von Algenblüten, auch von *P. parvum*, bei. Insbesondere in den Sommermonaten werden regelmäßig in allen Bereichen des untersuchten Odergebiets niedrige Verhältnisse von Stickstoff zu Phosphor erreicht, was Algenarten wie *P. parvum*, die sich sowohl durch Photosynthese als auch von organischem Material ernähren können (Mixotrophie), bevorzugen könnte. Eine messbare Reduktion des Salzgehalts wurde nicht festgestellt.

   1.3. Frei verfügbare Daten des Copernicus-Erdbeobachtungssatelliten Sentinel-2 wurden für ein **satellitenbasiertes Algenmonitoring** genutzt. Die Daten zeigen mit relativ großer Genauigkeit die Chlorophyllkonzentration an, aus der sich die vorhandene Algenbiomasse in der Oder und angeschlossenen Nebengewässern ableiten und seit 2016 rekonstruieren lässt (Stelzer et al. 2025). Die sich entwickelnde Algenblüte im Sommer 2022 konnte rückwirkend so bereits ca. vier Wochen vor dem Auftreten des Fischsterbens in der deutschen Oder im Oberlauf in Polen nachgewiesen werden (Köhler et al. 2024). Die Art der Alge und ihre Toxizität lassen sich auf diese Weise jedoch nicht ermitteln.

   1.4. In einem Nahe-Echtzeit-Modus (d. h. alle 5 Tage nach Überfliegung des Satelliten, Datenbereitstellung innerhalb von 24 Stunden) wird diese Auswertung nun bis Projektende fortgeführt, sofern Sonnenstand und Wetterverhältnisse es zulassen. Die erhobenen Daten werden in einer **Datenplattform** (Fernerkundungs-Dashboard, https://oderso-dash.igb-berlin.de) zusammengeführt und visualisiert. Daraus ergibt sich ein einzugsgebietsweites Beobachtungswerkzeug, das genutzt werden kann, um Ort, Ausdehnung sowie die zeitliche Entwicklung von Algenblüten in der Oder und größeren Nebengewässern zu erfassen.

2. **Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen:**

   2.1. Wir empfehlen die Prüfung durch Umweltbehörden, ob die **fernerkundliche Erkennung von Algenblüten** in der Oder – wie im ODER~SO-Dashboard – in behördliche Monitoringprogramme aufgenommen und damit verstetigt werden könnte, um die Datengrundlage und Vorlaufzeit für das behördliche Alarmsystem zu verbessern. Die satellitenbasierten Chlorophylldaten könnten außerdem mit weiteren gewässerkundlichen Daten von In-situ-Messstationen zusammengeführt werden, die das Risiko für schädliche Algenblüten durch *P. parvum* oder andere Arten anzeigen. Dazu gehören insbesondere Wassertemperatur und Wasserführung, Sauerstoffgehalt und pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit sowie der Stickstoff- und Phosphorgehalt und ggf. kontinuierliche Toxizitätstests über Daphnien-Toximeter.

2.2. Bei **fernerkundlich ermittelter Überschreitung von Schwellenwerten** der Chlorophyllkonzentration könnten gezielt Schöpfproben entnommen und mit gerichteten molekularbiologischen Tests (qPCR) schneller und präziser als mit herkömmlichen Verfahren auf Verdachtsarten toxischer Algen untersucht werden.

2.3. Die Integration dieser Daten in eine einzugsgebietsweite Datenplattform würde behördlichen Entscheidungsträgern und der interessierten Öffentlichkeit somit eine **räumlich differenzierte Lageeinschätzung** erlauben, die über die punktuelle Erfassung an den Messstationen hinausgeht.

Veröffentlichungen:

Stelzer K., P. Torre Zaffaroni, J. Scholze, V. Bremerich, C. Lebreton und T. Goldhammer (2025): Einsatz von Satellitendaten zur Erfassung der Wasserqualität in großen Flusssystemen am Beispiel der Oder. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) (Hrsg.): Ergebnisse der Jahrestagung 2024 (Dresden), Essen.

Köhler J., Varga E., Spahr S., Gessner J., Stelzer K., Brandt G., Mahecha M.D., Kraemer G., Pusch M., Wolter C., Monaghan M.T., Stöck M. und Goldhammer T. (2024): Unpredicted ecosystem response to compound human impacts in a European river. Scientific Reports 14:16445. https://doi.org/10.1038/s41598-024-66943-9.

Plattform zu satellitenbasiertem Algenmonitoring: https://oderso-dash.igb-berlin.de, Letzter Zugriff: 29.05.2026

4. Erholung und Resilienz des Fischbestands der Oder

1. **Projektergebnisse:**

   1.1. Infolge der Oderkatastrophe 2022 nahm die **Fischdichte** in der mittleren Oder von Ratzdorf bis zur Warthemündung in der Strommitte um 76 % und am Ufer um 54 % ab. In der unteren Oder zwischen Warthemündung und Friedrichsthal betrug die relative Abnahme in der Strommitte 68 %, während sie im Uferbereich um 18 % zunahm.

   1.2. Typische **Fischarten der Strommitte** wie Blei, Güster und Stromgründling erlitten überdurchschnittlich hohe **Verluste** zwischen 72 und 99 % im Vergleich zum Bestand vor August 2022.

   1.3. Die im Rahmen von ODER~SO ermittelte räumliche **Veränderung der Fischdichten** einzelner Arten im Oderverlauf belegt, dass Ausweichbewegungen von Fischen der Strommitte in die unmittelbaren Uferbereiche und angeschlossene Nebengewässer sowie von Fischen weiter stromauf liegender Flussabschnitte nach stromab während der Umweltkatastrophe im Sommer 2022 wesentliche Überlebensmechanismen von Fischen waren.

   1.4. Neben der arteigenen Mobilität setzt der Erfolg dieser Überlebensstrategie voraus, dass **Rückzugsräume** vorhanden und erreichbar sind.

   1.5. Der **Ertrag der Erwerbsfischerei** an der Oder ging zwischen August 2022 und 2024 um 79–93 % im Vergleich zum Zeitraum 2019–2021 zurück. Der Rückgang ist auf die Abnahme der Fischbestände und auf ein selbstauferlegtes Fangmoratorium zurückzuführen.

   1.6. Die wirtschaftlichen Schäden infolge des Fischsterbens werden die Erwerbsfischerei noch einige Jahre begleiten. Die Erholung der für die **Erwerbsfischerei** entlang der Oder relevanten Arten und Größensortierungen verläuft positiv, aber so langsam, dass die Betriebe nicht rentabel wirtschaften können.

2. **Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen:**

   2.1. Die Projektergebnisse belegen die elementare Bedeutung einer **naturnahen Gewässerstruktur der Oder** für die Resilienz der Fischbestände gegenüber Störungen jeglicher Art. Eine große Breiten- und Tiefenvarianz im Fluss, variabel strukturierte, komplexe Uferlinien ebenso wie Neben- und Auengewässer mit unterschiedlichem Anbindungsgrad an den Hauptstrom sind von essenzieller Bedeutung als Rückzugs-, Reproduktions- und Nahrungshabitate.

   2.2. Eine naturgemäße große **Habitatvielfalt im Fluss sowie in Neben- und Auengewässern** und eine ungehinderte Durchgängigkeit der Oder tragen zu einer verbesserten Überlebenswahrscheinlichkeit von Fischen bei Umweltkatastrophen und der natürlichen Wiederbesiedlung geschädigter Fluss-Aue-Ökosysteme bei.

   2.3. **Auen- und Nebengewässer** sollten auf Niveau unter MNW (mittlerer Niedrigwasserstand) wieder an den Strom angeschlossen werden, da Rückzugsräume insbesondere bei geringem Flusswasserstand von Bedeutung sind.

2.4. Der Anteil **natürlich überflutbarer Flächen** sollte durch Rückbau von Uferbefestigungen, ganzjährige Öffnung der Polder im Nationalpark Unteres Odertal und Rückverlegung von Deichen erhöht werden. Diese Überflutungsflächen sind nicht nur Reproduktions- und Rückzugsraum für Fische und andere aquatische Organismen bei Hochwasser, sie bestimmen auch maßgeblich den ökologischen Zustand der Aue, wie die Ergebnisse der Auenbewertung zeigen.

2.5. Die flussdynamische Entstehung **ufernaher überströmter Kiesbänke** sollte durch ökologischen Umbau von Buhnen ermöglicht werden, da es typischen Flussfischarten wie Barbe, Döbel, Hasel oder Nase in der Oder nach wie vor an Laichplätzen mangelt. Kieslaichende Flussfischarten wie Barbe und Nase waren bereits vor der Oderkatastrophe laichplatzlimitiert. Dieses Fehlen geeigneter Reproduktionsräume verlangsamt auch die Bestandserholung der Flussfischarten. Naturnahe Uferhabitate sind für die Biodiversität und Biomasse von Wirbellosen und somit auch für die Fischpopulationen von zentraler Bedeutung.

2.6. Aufgrund der noch immer nicht gegebenen Rentabilität der **Erwerbsfischereibetriebe** entlang der Oder wird empfohlen, die Fischereiförderung fortzusetzen.

Veröffentlichungen:

Starck, S., U. Rothe und C. Wolter (2023) Bilanz der Fisch- und Großmuschelverluste im Nationalpark Unteres Odertal nach der Oder-Katastrophe vom August 2022. Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 20: 70–78.

Wolter, C. (2024): Wann wird sich der Fischbestand der Oder wieder erholt haben? Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 21: 100–107.

Starck, S. und C. Wolter (2024): Resilience approach for assessing fish recovery after compound climate change effects on algal blooms. Sustainability 16: 5932. https://doi.org/10.3390/su16145932.

Wolter, C., S. Starck, S. Würtz und U. Rothe (2025): Die Oder. Ein Flusssystem zwei Jahre nach der Umweltkatastrophe vom August 2022. naturmagazin Berlin–Brandenburg 30: 10–13.

5. Erholung und Resilienz weiterer Tiergruppen der Oder und ihrer Auen

1. **Projektergebnisse:**

1.1. Makrozoobenthos (Wirbellose)/Wasserinsekten

1.1.1. Der **Großmuschelbestand** wurde im gesamten Oderverlauf erheblich **reduziert.** Das Fehlen dieser leistungsfähigen Filtrierer macht die Oder in den kommenden Jahren anfälliger gegenüber Massenentwicklungen von Algen. Kiemenatmende Schnecken fehlten nach der Oderkatastrophe weitgehend im Fluss.

1.1.2. Mit Ausnahme der Muscheln und kiemenatmenden Schnecken wurden keine auffälligen Veränderungen der Häufigkeiten und taxonomischen Zusammensetzung **der auf dem Flussgrund lebenden aquatischen Wirbellosen** (Makrozoobenthos) nach der toxischen Algenmassenentwicklung nachgewiesen. Diese Lebensgemeinschaft wird von Krebstieren und Zweiflüglerlarven, v. a. Zuckmücken, dominiert. Der insgesamt sehr geringe Anteil an Eintags- und Köcherfliegen an der Emergenz aus den Buhnenfeldern in 2023 könnte darauf hindeuten, dass diese Insekten von der Katastrophe im August 2022 betroffen waren. Dies lässt sich allerdings nicht zweifelsfrei verifizieren, da die Abundanz der häufigsten Makrozoobenthos-Gruppen auch vor der Oderkatastrophe starke interannuelle Schwankungen zeigte.

1.1.3. Die Strommitte der als Schifffahrtsstraße ausgebauten Oder ist nur von wenigen spezialisierten Makrozoobenthos-Arten in geringer Dichte besiedelt. Die relativ schmalen **ufernahen Flachwasserzonen** mit verschiedenen Habitaten und Strömungsverhältnissen stellen daher den für das Makrozoobenthos weit bedeutsameren Bereich des Flussökosystems dar. Die Biodiversität des Makrozoobenthos und die Resilienz des Nahrungsnetzes des Flussökosystems gegenüber möglichen Umweltkatastrophen hängt im aktuellen Zustand stark von der Verfügbarkeit, Vielfalt und Größe ufernaher Lebensräume ab.

1.1.4. Ein **Biomasseexport** aus dem Fluss in die angrenzenden Ufer- und Auenbereiche erfolgt vor allem durch die in den Buhnenfeldern der Oder schlüpfenden Wasserinsekten (Emergenz). Die Emergenz aus den Auengewässern war in Bezug auf den Biomasseexport geringer als die aus der Oder, allerdings durch eine höhere Artenvielfalt und wahrscheinlich bessere Futterqualität gekennzeichnet.

1.1.5. Durch ihre enorme Abundanz und hohe Biomasse sorgen Wasserinsekten für einen bedeutenden **ökosystemübergreifenden Nährstofftransfer**. Trotz der geringen Artenvielfalt der aus den Buhnenfeldern der Oder schlüpfenden aquatischen Insekten sind diese aufgrund ihrer hohen Biomasse als Beute für Vögel, Fledermäuse, Spinnen und andere im Uferbereich jagende Räuber sicherlich von großer Bedeutung.

1.2. Zooplankton

1.2.1. Das **Zooplankton** der Oder wird von Rädertieren dominiert, während Auen- und Seitengewässer höhere Anteile an Wasserflöhen und Ruderfußkrebsen aufweisen. Durch die größere Häufigkeit von Wasserflöhen und Ruderfußkrebsen ist die Filtrationsleistung der Zooplankton-Gemeinschaften der

Auen- und Seitengewässer des Flusses um ein Vielfaches höher als in der Oder. Dadurch können sie dazu beitragen, Algenblüten zu begrenzen oder ggf. zu unterbinden.

1.3. Bewertung der Auen hinsichtlich ihrer Biodiversität

1.3.1. In allen untersuchten Abschnitten der Oderauen traten einzelne wertgebende Auenarten (mit starker Auenbindung, Rote-Liste-Arten u. Ä.) auf, überwiegend aber in geringen Individuenzahlen Die höchsten Artenzahlen und die höchste Anzahl auentypischer Arten der Gruppen Amphibien, Laufkäfer, Weichtiere, Gefäßpflanzen und Vögel wies die Fläche mit einem hohen Strukturreichtum und verschiedenen auentypischen Habitaten auf.

1.3.2. Je nach Artengruppe besitzen einzelne oder mehrere Auenhabitate eine hohe Bedeutung für die Besiedlung, z. B. dynamische Uferbänke mit offenen Sandflächen für Laufkäfer. Defizite in der Artenzusammensetzung weisen auf eine unzureichende hydrologische Anbindung, strukturelle Defizite oder eine wenig auf Naturschutzziele abgestimmte Nutzung der Flächen hin.

2. Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen:

2.1. Makrozoobenthos (Wirbellose)/Wasserinsekten

2.1.1. Naturnahe Lebensräume für das Makrozoobenthos sowie auch für Fische können entstehen, wenn in den Uferbereichen eine naturnahe Hydromorphodynamik und dadurch entstehende flusstypische Habitattypen wiederhergestellt werden, insbesondere Erosionsufer, flache, überströmte Sand- und Kiesbänke, Totholzablagerungen. Die Förderung naturnaher Sohl- und Uferstrukturen kann im Rahmen einer Revitalisierung durch einen Rück- bzw. ökologischen Umbau von Regulierungsbauwerken erreicht werden. An anderen mitteleuropäischen Flüssen, die als Wasserstraßen genutzt werden, hat sich hierzu die großzügige Kerbung von Buhnen als zielführend erwiesen. Hingegen würde ein weiterer Ausbau der Oder, insbesondere eine Vereinheitlichung des Gewässerbetts mit noch größeren Anteilen von Treibsandflächen, die Resilienz des Flussökosystems schwächen.

2.1.2. Das Makroozoobenthos der Oder ist durch menschliche Einflüsse wie Veränderungen der Wasserqualität und Ausbauprojekte sowie durch Neozooen vielen Veränderungen unterworfen. Zur Dokumentation der Entwicklung des Makrozoobenthos der Oder wird eine Intensivierung des behördlichen Monitorings und ggf. eine Erweiterung der Untersuchungen auf Auengewässer empfohlen.

2.2. Zooplankton

2.2.1. Eine gute hydrologische Anbindung der Auen- und Seitengewässer an den Hauptstrom ist essenziell, damit die Filtrationsleistung des Zooplanktons dazu beitragen kann, das Flusssystem vor künftigen Massenentwicklungen von Algen besser abzupuffern.

2.3. Bewertung der Auen hinsichtlich ihrer Biodiversität

2.3.1. In Bezug auf die Fragestellung nach möglichen Auswirkungen der Umweltkatastrophe auf die Auenbiozönosen erlauben die vorliegenden Ergebnisse nur

eine indirekte Einschätzung. Das Auftreten auentypischer Arten ist aktuell von wenigen, strukturell und qualitativ hochwertigen Schlüsselhabitaten abhängig. Entsprechende Refugialräume nehmen als potenzielle Ausgangspunkte für Wiederbesiedlungsprozesse nach Störereignissen eine bedeutende Rolle ein.

2.3.2. Aus den Ergebnissen der biozönotischen Auenbewertung lassen sich folgende fachliche Empfehlungen für die zukünftige Entwicklung der Oderauen ableiten:

A. Verbesserung der Gewässerdynamik und Lebensraumvielfalt: Förderung der hydrologischen Anbindung der Vorländer (z. B. durch Senken und Flutrinnen) sowie naturnahe Umgestaltung von Ufern und Bauwerken zur Entwicklung dynamischer, vegetationsarmer Uferzonen. Gleichzeitig sollten auentypische Schlüsselhabitate wie Stillgewässer, Röhrichte, Seggenriede sowie Weich- und Hartholz-Auwälder erhalten, erweitert und neu geschaffen werden.

B. Angepasste Nutzung und langfristige Beobachtung: Etablierung einer standortangepassten, extensiven Grünlandnutzung zur Förderung struktureller Vielfalt sowie Reduktion dominanter Arten. Ergänzend wird ein langfristiges, standardisiertes Monitoring empfohlen, um ökologische Entwicklungen und die Auswirkungen von Maßnahmen und Extremereignissen fundiert bewerten zu können.

6. Entwicklungsszenarien der Oder und ihrer Auen

1. Projektergebnisse:

1.1. Zusammensetzung und Quellen von Nährstoffeinträgen

1.1.1. Die Analyse der Nährstoffeinträge in die Oder zeigt die große **Bedeutung diffuser Stickstoffeinträge** über das Grundwasser (65 %) und Drainagen (18 %). **Phosphor** wird als „Grundlast“ über Punktquellen und urbane Systeme (30 %) eingetragen und bei Niederschlägen zusätzlich vermehrt über das Grundwasser/Drainagen (42 %) sowie Erosion (15 %).

1.1.2. Landwirtschaftlich genutzte Flächen steuern einen erheblichen Teil zu den Stickstoffeinträgen in die Oder bei, insbesondere über **Drainagen**. Diese bewirken einen raschen Zwischenabfluss im Boden und reduzieren zugleich die Neubildung von Grundwasser. Die Einträge aus Drainagen erfolgen maßgeblich in feuchten Wintermonaten. Würden Maßnahmen zur Verringerung der Einträge umgesetzt, wären Verringerungen der Nährstoffkonzentration in der Oder innerhalb einer Zeitspanne von mehreren Monaten bis Jahrzehnten – im Mittel etwa fünf Jahre – zu erwarten.

1.1.3. Trotz der angeschlossenen Auen kann der **Nährstoffrückhalt** innerhalb der Oder nur einen geringen Anteil zum gesamten Nährstoffrückhalt im Einzugsgebiet beitragen. Der Nährstoffrückhalt findet überwiegend in den kleineren Zuflüssen sowie in den Böden und im Grundwasser statt. Vor allem in Böden mit hohem organischen Kohlenstoffgehalt und erhöhter Wassersättigung kommt es zu intensiver Denitrifikation, wodurch die Einträge vergleichsweise gering bleiben.

1.2. Hydrologische Szenarien

1.2.1. In den untersuchten Szenarien „Revitalisierung“ und „Ausbau“ zur Bewirtschaftung der Oder unter Berücksichtigung weiterer Verringerung der Wasserführung infolge des Klimawandels sind jeweils Veränderungen der Wasserstände im Strom, in den Auengewässern und in den Grundwasserleitern der Auen zu erwarten. Diese Wasserstandsänderungen beeinflussen insbesondere bei Niedrigwasserständen die Konnektivität der Oder mit ihren Nebengewässern (Lateralkonnektivität), die Wasserführung isolierter Auengewässer sowie den Erhaltungszustand wasserabhängiger Lebensräume. Dieser Einfluss macht sich in noch angeschlossenen Auen (rezenten Auen), in ausgedeichten Auen (Altauen) sowie auch in den dortigen Moorkörpern und in den Treibhausgasemissionen bemerkbar.

1.3. Ökosystemleistungen

1.3.1. Die Verfügbarkeit von versorgenden, regulativen und kulturellen Ökosystemleistungen der Oder sowie deren aktiven oder eingedeichten Auengebieten wurde mittels des nicht-monetären River Ecosystem Service Index (RESI) nach einem Punktesystem (mit 1–5) bewertet. Die RESI-Indizes zeigen einheitliche Ergebnisse für den Strom, aber große regionale Unterschiede zwischen dem nördlichen, mittleren (etwa Hohenwutzen bis Frankfurt/Oder) und südlichen Abschnitt der Oderauen. Während im stark landwirtschaftlich genutzten Oderbruch versorgende Ökosystemleistungen dominieren, sind

dies im Nationalpark regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen. Dort sind abschnittsweise auch Auenhabitate gut verfügbar, während diese in den übrigen Abschnitten zumeist nur mäßig bis kaum erhalten sind. Hinsichtlich der abgeschätzten Sedimentregulation und des Moorschutzes bestehen überall große Defizite. Der Rückhalt von Treibhausgasemissionen ist im Nationalparkabschnitt am höchsten sowie auch punktuell entlang des gesamten Verlaufs.

1.3.2. Die Summe der Bewertungspunkte aller 13 Ökosystemleistungen ist im Bereich des Nationalparks mit durchschnittlich 34 RESI-Indexpunkten signifikant am höchsten, und auch der südliche Teils des Oderbruchs und die Ziltendorfer Niederung zeigen noch hohe Werte, während der Oderbruch-Abschnitt mit durchschnittlich 27 Punkten die wenigsten Ökosystemleistungen bietet. Die Multifunktionalität der Ökosystemleistungen des Flusskorridors der Oder ist ebenfalls im Nationalparkabschnitt deutlich am höchsten, und damit dreimal so hoch wie im Oderbruch, wo sie am geringsten ist, während der südliche Abschnitt einen Mittelwert einnimmt.

2. Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen:

2.1. Zusammensetzung und Quellen von Nährstoffeinträgen

2.1.1. Ein gezieltes **Drainagemanagement**, beispielsweise durch ein (sensorgesteuertes) zeitweises Schließen von Drainagen in den Wintermonaten, kann die Stickstoffeinträge deutlich reduzieren und zugleich die Grundwasserneubildung fördern, d. h. Wasser in den Einzugsgebieten speichern, wodurch Niedrigwasserphasen im Frühjahr und Sommer entschärft werden.

2.1.2. Maßnahmen zur Reduzierung des Stickstoffeintrags in die Oder sind am effizientesten, wenn im Einzugsgebiet gezielt **Nährstoffüberschüsse an Standorten mit geringer Denitrifikationsleistung** sowie in Flächen mit einem hohen Anteil an Zwischenabfluss verringert werden.

2.1.3. Verbesserungen in der **Abwassersammlung und -reinigung** in Siedlungen würden unmittelbare Effekte zeigen und insbesondere in sommerlichen Trockenperioden die Frachten und Konzentrationen in der Oder verringern.

2.2. Ökosystemleistungen

2.2.1. Infolge der Verbauung des Flusses sind typische Ökosystemleistungen des Flusses wie Habitatbereitstellung, Wasser- und Stoffrückhalt sowie wassergebundene Erholung deutlich verringert. Diese könnten entsprechend aber durch Revitalisierungsmaßnahmen im Bereich der Flussufer wieder deutlich erhöht werden.

2.2.2. Eindeichungen und Entwässerungen von Auen verringern deren typischen Ökosystemleistungen erheblich. In großen Teilen des Oderbruchs profitiert hingegen die Landwirtschaft als versorgende Ökosystemleistung aufgrund der dortigen Auenlehmböden. In anderen Auenabschnitten, wo die Eindeichungen und Entwässerungen jedoch keine hohen Ackerfruchterträge ermöglichen, die die hohen Treibhausgasemissionen, den großen Habitatverlust und Unterhaltungsaufwand rechtfertigen, wird die Wiederherstellung der regulativen und kulturellen Ökosystemleistungen empfohlen, was mittels Deichrückverlegung, längerer Polderflutung und Verringerung des Grundwasserflurabstands erreicht werden könnte.

3. Offene Forschungsfragen:

Zusammensetzung und Quellen von Nährstoffeinträgen

3.1. Die genaue Lage der Drainagen im Einzugsgebiet der Oder ist bislang nur unzureichend bekannt und sollte aufgrund ihrer großen Bedeutung systematisch erfasst und berücksichtigt werden.

3.2. Die modellierten Verweilzeiten in Boden und Grundwasser stellen eine zentrale Einflussgröße dar, um die Reaktionszeit eines Flussgebiets auf Managementmaßnahmen zu beschreiben, und sollten zukünftig mit Isotopen-basierten Methoden abgeglichen und verifiziert werden.

3.3. Die Entwicklung und Dynamik der Nährstoffkonzentrationen in der Oder bedarf einer vertieften Untersuchung, die im bereits begonnenen Interreg-Projekt „OderZusammen“ durchgeführt wird.

Kontakt

Dr. habil. Martin Pusch (Projektleiter)

martin.pusch@igb-berlin.de

Prof. Dr. Luc De Meester

Luc.DeMeester@igb-berlin.de

Dr. Jörn Geßner

joern.gessner@igb-berlin.de

Dr. Tobias Goldhammer

tobias.goldhammer@igb-berlin.de

Prof. Dr. Sonja Jähnig (Stv. Projektleiterin)

sonja.jaehnig@igb-berlin.de

Dr. Jan Köhler

jan.koehler@igb-berlin.de

Thomas Mehner

thomas.mehner@igb-berlin.de

Dr. Stephanie Spahr

stephanie.spahr@igb-berlin.de

PD Dr. Matthias Stöck

matthias.stoeck@igb-berlin.de

Dr. Markus Venohr

markus.venohr@igb-berlin.de

Julia Walter

Dr. Christian Wolter (Stv. Projektleiter)

christian.wolter@igb-berlin.de

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

Prof. Dr. Mark Gessner

mark.gessner@igb-berlin.de

Hans-Peter Grossart

hanspeter.grossart@igb-berlin.de

Leibniz-Institut für Gewässerökologie
und Binnenfischerei (IGB)
im Forschungsverbund Berlin e.V.
Zur alten Fischerhütte 2
16775 Stechlin, OT Neuglobsow

Prof. Dr. Michael T. Monaghan

m.monaghan@fu-berlin.de

Institut für Biologie
Freie Universität Berlin
Königin-Luise-Str. 2–4, Gartenhaus
14195 Berlin

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

Thomas Ehlert

Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn

Dr. Philipp Czapla

philipp.czapla@ifb-potsdam.de

Institut für Binnenfischerei e.V. (IfB)
Im Königswald 2
14469 Potsdam

Dr. Nadja Heitmann

nadja.heitmann@b-tu.de

Prof. Dr. Dominik Martin-Creuzburg

dominik.martin-creuzburg@b-tu.de

Brandenburgische Technische
Universität Cottbus-Senftenberg
Forschungsstation Bad Saarow
Seestraße 45
15526 Bad Saarow

Kathrin Januschke

kathrin.januschke@uni-due.de

Universität Duisburg-Essen
Fakultät für Biologie
Aquatische Ökologie
Universitätsstr. 5
45141 Essen

Jonas Kötting

jonas.koetting@dlr.de

DLR e.V.
Linder Höhe
51147 Köln

Die Oder vor einer erneuten Katastrophe schützen:
Die wichtigsten Handlungsempfehlungen auf einen Blick

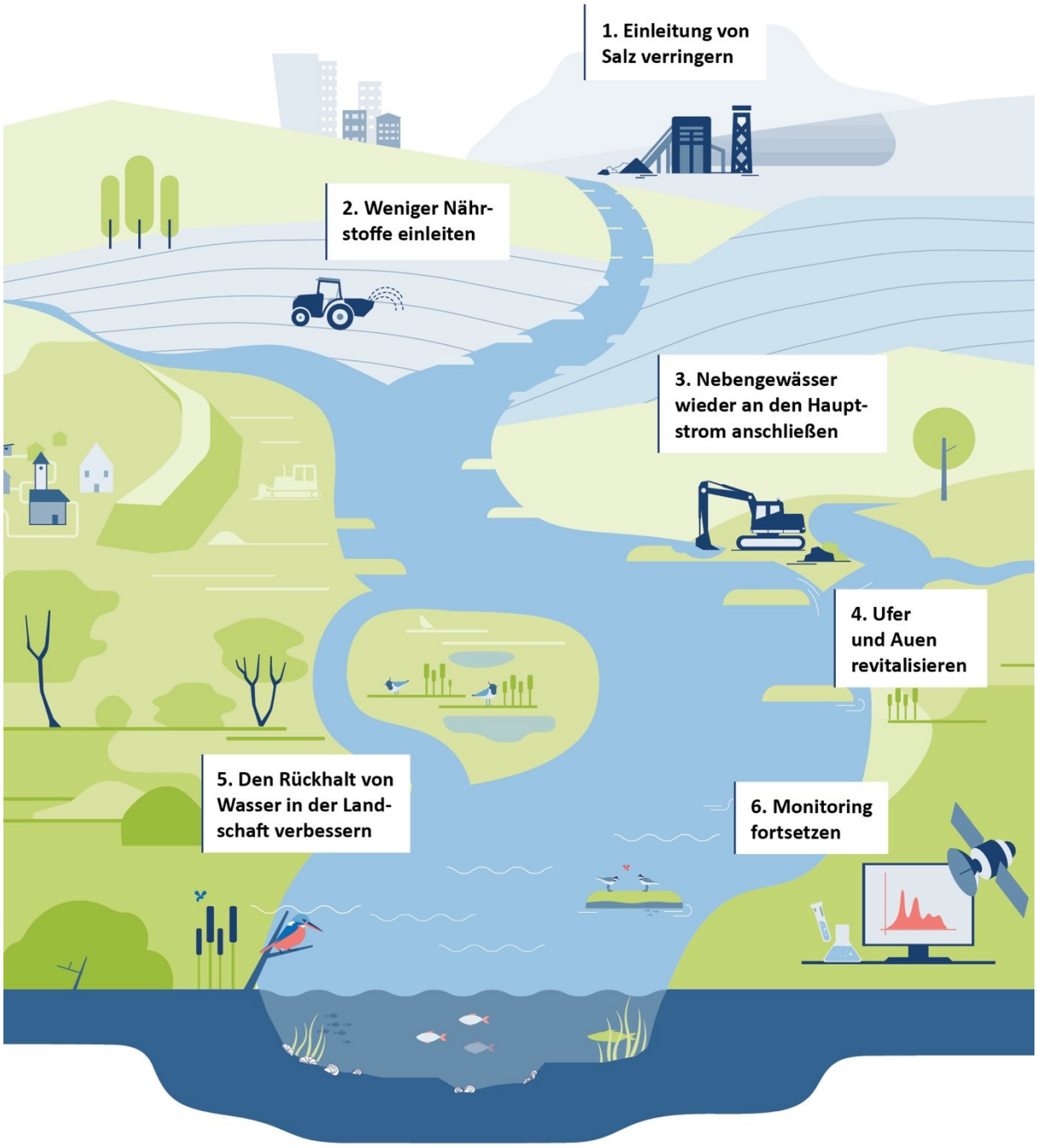


Abb. 0.0.2: Infografik: Die wichtigsten Handlungsempfehlungen Grafk: L. Lachmann

Fischsterben entlang der Oder. Foto: Luc De Meester

1 Einleitung

Martin Pusch, Paula Torre Zaffaroni & Christian Wolter

Die Oder war im Sommer 2022 von einem der größten Fischsterben der letzten Jahrzehnte betroffen, das in Mitteleuropa nur vergleichbar ist mit dem Sandoz-Chemieunfall am 1. November 1986 bei Schweizerhalle (Basel) am Rhein. Im Folgenden werden die wasserwirtschaftlichen Hintergründe dieses Geschehens beschrieben, der Verlauf der Katastrophe und die daraus abgeleiteten Forschungsansätze und Ziele des Projekts ODER~SO skizziert.

1.1 Gewässerkundliche Grundlagen

Die Oder ist mit einem Einzugsgebiet von etwa 118.900 km² (ohne Stettiner Haff/Zalew Szczeciński), davon 6,1 % in Tschechien und 6,7 % in Deutschland (Ali und Grygoruk 2025; EU JRC o. D.), und einer Wasserführung an der Mündung von im Mittel 574 m^3/s nach Rhein, Donau, Inn und Elbe der fünftgrößte Fluss, der deutsches Staatsgebiet berührt. Das Einzugsgebiet erhält einen durchschnittlichen Niederschlag von 641 mm/Jahr und wird zu 50 % durch Landwirtschaft genutzt, 42 % sind mit Wald bedeckt und 7 % mit Siedlungen (EU JRC o. D.). Unter den genannten Flüssen ist die Oder der einzige, der noch über weite Strecken ungehindert von Querbauwerken ins Meer fließt, sodass wandernde Fischarten ungehindert einen Großteil des Flusslaufs sowie die Flussmündung passieren können. Die unterste Staustufe Maltsch/Malczyce liegt 400 km stromauf von Stettin/Szczecin.

Die insgesamt 854 km lange Oder entspringt im Odergebirge in Tschechien und passiert nach 120 Fließkilometern die polnische Grenze, wo die offizielle Flusskilometrierung beginnt. Wichtige Punkte im weiteren Flussverlauf (vgl. Abb. 1.1.1) sind die Einmündung des Gleiwitzer Kanals aus dem Oberschlesischen Kohle- und Industrierevier (bei Oder-km 95), Breslau/Wrocław (km 250), unterste Staustufe bei Malczyce (km 300), Glogau/Głogów (km 393), Ratzdorf (km 542), Einmündung des Oder-Spree-Kanals in Eisenhüttenstadt (km 553), Frankfurt/O. und Słubice (km 584), Küstrin/Kostrzyn nad Odrą und die Mündung der Warthe (km 617), Einmündung des Oder-Havel-Kanals bei Hohensaaten (km 667), Abzweigung der Westoder bei Fiddichow/Widuchowa (km 704), Stettin/Szczecin (km 740), von wo es u. a. durch das Oderhaff noch etwa 60 km bis zur Mündung der Swine/Świna in die Ostsee sind.

An der Mündung der Warthe in die Oder führt Erstere bei mittlerem Niedrigwasserdurchfluss die gleiche Wassermenge wie die Oder. Bei höheren Wasserführungen der Oder sinkt der Anteil der Warthe relativ und beträgt bei mittlerer Hochwasserführung der Oder nur noch etwa ein Viertel. Die Fließgeschwindigkeit beträgt bei mittlerem Durchfluss etwa 1,0 m/s und bei mittleren Niedrigwasserdurchfluss etwa 0,8 m/s. Stromauf der Warthe-Mündung führt die Oder etwa 220.000 t/a Geschiebe und suspendierten Sand sowie außerdem etwa 200.000 t/a Schwebstoffe (Hentschel und Hüsener 2014). Die Geschiebefracht verdoppelt sich etwa stromab der Warthemündung auf 400.000 t/a, während sich die Schwebstofffracht auf 250.000 t/a erhöht. Der mittlere Korndurchmesser des Geschiebes verringert sich von Ratzdorf bis zur Warthemündung von etwa 2,0 mm auf 1,5 mm, beträgt bei Hohensaaten etwa 1,0 mm und verringert sich bis Widuchowa bis auf etwa 0,5 mm. Aufgrund der geringen Korngröße wird das Geschiebe bis Hohensaaten bei allen Abflüssen transportiert, sodass die Flusssohle großteils aus mobilem Sand (Treibsand) sowie großen Sandbänken (ca. 1 km lang, Bewegung etwa 500 m/a) und kleinen, mobileren Unterwasserdünen besteht. Die Sohlhöhe war stromauf der Warthemündung im Zeitraum 1987–2008 stabil, während sie sich stromab davon um mehrere Dezimeter aufhöhte (Hentschel und Hüsener 2014).

Abb. 1.1.1: Karte der Oder mit Wasserstraßen-Kilometrierung, größeren Zuflüssen und wichtigen Orten. Kartografie: Antje Kerkow

Der in Deutschland fließende Teilabschnitt der Oder bildet die Grenze zu Polen (Grenzoder) und erstreckt sich von der Einmündung der Neiße (Oder-km 524) bis zur Abzweigung der Westoder (km 704). Die Grenzoder wurde in mehreren Ausbaustufen vom 18. Jahrhundert bis in die erste Hälfte des 20. Jahrhunderts am Ufer durch mehr als 2.000 Buhnen sowie Deckwerke und einzelne Parallelwerke verbaut, die den Flusslauf künstlich einengen, um ihn infolge der dadurch erhöhten Fließgeschwindigkeit und Sohlschubspannung in der Mitte zugunsten der Schifffahrt einzutiefen (Herrmann 1930). Die Sohlbreite der Oder zwischen den Buhnenköpfen liegt im Abschnitt Ratzdorf–Warthemündung bei 80–100 m, zwischen Warthemündung und der Einmündung des Oder-Havel-Kanals bei Hohensaaten bei 120–160 m und stromab davon bei 140–170 m (Hentschel und Hüsener 2014). Der stromauf der Grenzoder auf polnischem Staatsgebiet verlaufende Oderabschnitt wurde großteils gleichartig uniform mit Buhnen verbaut, wobei dort auch viele Flussmäander durchstochen wurden (Herrmann 1930).

Der Oberlauf der Oder ist von Cosel/Koźle (km 97) bis Maltsch/Malczyce (km 300) zugunsten der Schifffahrt durch 25 Stauhaltungen aufgestaut (Korte et al. 2024), nämlich im oberen Abschnitt (Kędzierzyn–Koźle–Opole) bei Cosel/Koźle (km 98), Januschkowitz/Januszkowice, Krempa/Krępa, Krappitz/Krapkowice, Rogau/Rogów Opolski, Oppeln/Opole, Frauendorf/Wróblin, Chrosczütz/Chróścice, Herzoglich Zawada/Zawada, Neißemündung/Ujście Nysy (km 180), im mittleren Abschnitt (Brzeg–Wrocław) bei Schwandorf/Zwanowice (km 185), Brieg/Brzeg, Linden/Lipki, Ohlau/Oława, Rattwitz/Ratowice, Janowice (km 232), im Breslauer Wasserhaltungsknoten (Wrocławski Węzeł Wodny) bei Opatowice, Bartheln/Bartoszowice,

Zacisze, Szczytniki, Piaskowy, Bürgerwerder/Mieszczański und im unteren Abschnitt stromab von Breslau bei Ransern/Rędzin (km 261), Dyhernfurth/Brzeg Dolny (km 282; gebaut 1959) und Maltsch/Malczyce (km 300; seit den 2010er-Jahren in Betrieb).

Das Flussbett der Oder war vor dem Flussausbau zumeist um mindestens die Hälfte breiter als heute, wie anhand der landseitigen Erstreckung der Buhnen noch heute gut erkennbar ist. Im Zuge von Arbeiten zur Schiffbarmachung der Oder in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts und zu Beginn des 19. Jahrhunderts waren die Sandbänke an den Ufern zunächst mit Weiden bepflanzt und mit Faschinen vor Erosion geschützt worden. Aus der Flussmitte, die „*wie mit Eichen bepflastert voll*“ lag, sodass „*alte Hölzer*“ „*in Nestern kreuz und quer*“ lagen, wurden diese eingesandeten Baumstämme in sehr mühsamer Arbeit ausgegraben und entfernt (Herrmann 1930). Die großen Totholzmengen in den Treibgutansammlungen trugen vermutlich im Zusammenspiel mit der jährlichen Eisbildung mit eventuellen Eisversetzungen erheblich zur Bildung eines sehr vielgestaltigen Flusskorridors mit Haupt- und Nebengerinnen, Sandbänken und Inseln sowie temporären Auengewässern bei (Korte et al. 2024).

Die Grenzoder war ursprünglich stromauf der Warthemündung durch Stromspaltungen, Inseln, unregelmäßige Breiten und Sandablagerungen gekennzeichnet und stromab der Warthemündung durch große Mäanderschleifen. Stromab der Neuenhagener Oderinsel spaltete sich die Oder – wohl auch als Folge von Eisstauen im Winter – wiederholt auf, wobei die Teilströme stark mäandrierten (Korte et al. 2024). Das Gebiet des Nationalparks Unteres Odertal ist naturkundlich am besten erforscht. Aufgrund des Eisgangs, der teils langen Einstaudauer und der Einwirkung des Bibers und von Großherbivoren war es vermutlich ursprünglich weitgehend waldfrei (vgl. Dohle et al. 1999). Abgesehen von den in Dohle et al. (1999) berichteten Arbeiten wurden an der Oder relativ wenige gewässerökologische Untersuchungen durchgeführt, während die hydromorphologisch ähnliche Elbe etwa zwanzig Jahre früher im Rahmen des Forschungsprogramms „Elbe-Ökologie“ des Bundesforschungsministeriums intensiv erforscht wurde (vgl. Pusch und Fischer 2006).

Der ökologische Zustand der Grenzoder wird auf deutscher Seite gemäß dem Bewertungssystem der EU-Wasserrahmenrichtlinie durchweg und gleichbleibend als „mäßig“ eingestuft. Mit dieser Stufe werden in den beiden ausgewiesenen Bewertungseinheiten („Oberflächenwasserkörpern“) der Oder (siehe Auskunftsplattform Wasser Brandenburg https://apw.brandenburg.de) die biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Phytoplankton bewertet, während der Zustand der Fische mit „gut“ bewertet wird (allerdings methodisch bedingt weitgehend ohne Betrachtung der Wanderfischarten). Weiterhin werden unter anderem der Wasserhaushalt, die ökologische Durchgängigkeit und der Sauerstoffhaushalt als „sehr gut“ bewertet, die Morphologie als „gut“, die Stickstoffverhältnisse und Phosphorverhältnisse als „schlechter als gut“, und der chemische Zustand insgesamt als „nicht gut“. Der Salzgehalt wurde „nicht klassifiziert“. Die Grundsätze, Ziele und Maßnahmen der Bewirtschaftung des Oder-Einzugsgebiets sind im Bewirtschaftungsplan 2022–2027 der Internationalen Kommission zum Schutz der Oder vor Verunreinigung (IKSO) dokumentiert (IKSO 2022). Die IKSO hat außerdem eine Strategie zur gemeinsamen Lösung der wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen in der Oder herausgegeben (IKSO 2025).

1.2 Trends der Wasserführung und Wasserqualität

Die langjährige Wasserführung der Oder zeigt regelmäßig auftretende jahreszeitliche Abflussspitzen und Niedrigwasserphasen (Abb. 1.2.1). Gegenüber dem Vergleichszeitraum 1960–2013 war die Wasserführung im Zeitraum 2014–2025 deutlich verringert (Wiederhold et al. 2023) (Abb. 1.2.1). Die Verringerung betrug am Pegel Eisenhüttenstadt 32 % (304 auf 206 m^3/s) für das Gesamtjahr und sogar 38 % (269 auf 167 m^3/s) für das hydrologische Sommerhalbjahr Mai–Oktober. Die gleichen prozentualen Durchflussverringerungen, 536 auf 366 m^3/s im Gesamtjahr und 458 auf 286 m^3/s im Sommerhalbjahr, zeigt auch der Pegel Güstebiese/Gozdowice, der stromab der Einmündung der Warthe liegt.

Auch die jahreszeitliche Verteilung der Wasserführung der Oder hat sich in der langjährigen Zeitreihe 1950–2022 verschoben. Im oberen Einzugsgebiet der Oder ist der Abfluss im Winter signifikant gestiegen, während er im unteren Einzugsgebiet im Sommer signifikant abgenommen hat (Ali und Grygoruk 2025). Während des Fischsterbens im August 2022 lag die Wasserführung sogar im Bereich der untersten jemals beobachteten Wasserstände (Abb. 1.2.2). In ähnlicher Weise bewegten sich auch die folgenden Jahresganglinien 2023–2025 im Sommer auf niedrigem Niveau.

Die jährliche Dauer von Wasserständen unter mittlerem Niedrigwasserniveau (MNW) während des hydrologischen Sommerhalbjahrs, in dem mit *Prymnesium*-Blüten zu rechnen ist, betrug im Jahr 2022 am Pegel Frankfurt/O. 67 Tage. In einigen anderen Jahren gab es mit bis zu 130 Tagen (2018) sogar noch deutlich längere extreme Niedrigwasserphasen. Diese Dauer wird wesentlich durch die jeweilige jährliche Niederschlagshöhe im Oder-Einzugsgebiet bestimmt (Abb. 1.2.3). Das Herbsthochwasser im Jahr 2024 (Abb. 1.2.2) hat hingegen – wie generell in Flüssen – zur Regeneration des Flussökosystems beigetragen.

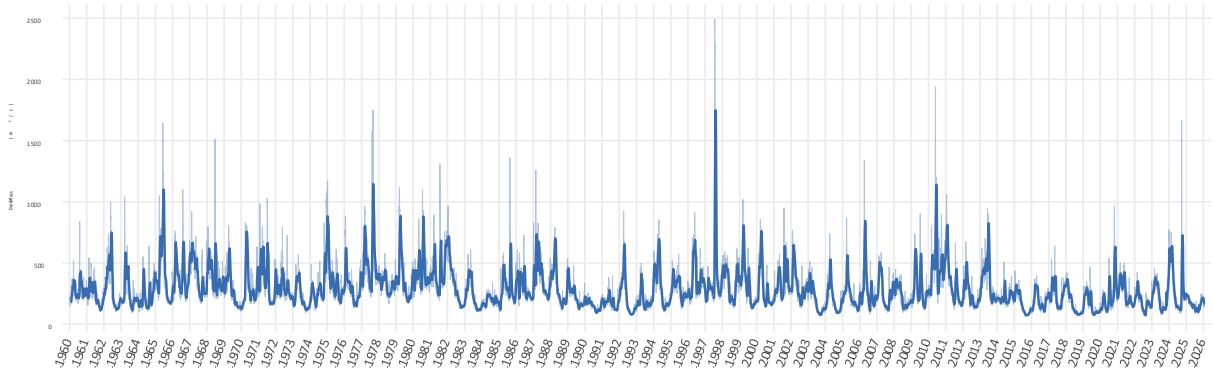


Abb. 1.2.1: Wasserführung der Oder am Pegel Eisenhüttenstadt im Zeitraum 1960–2025. Zur besseren Erkennbarkeit ist die Wasserführung mit einer dicken Linie als 30-Tage-Gleitmittelwert dargestellt und die Tagesmesswerte sind dünn hinterlegt. Quelle: LfU Brandenburg. Grafik: Paula Torre Zaffaroni

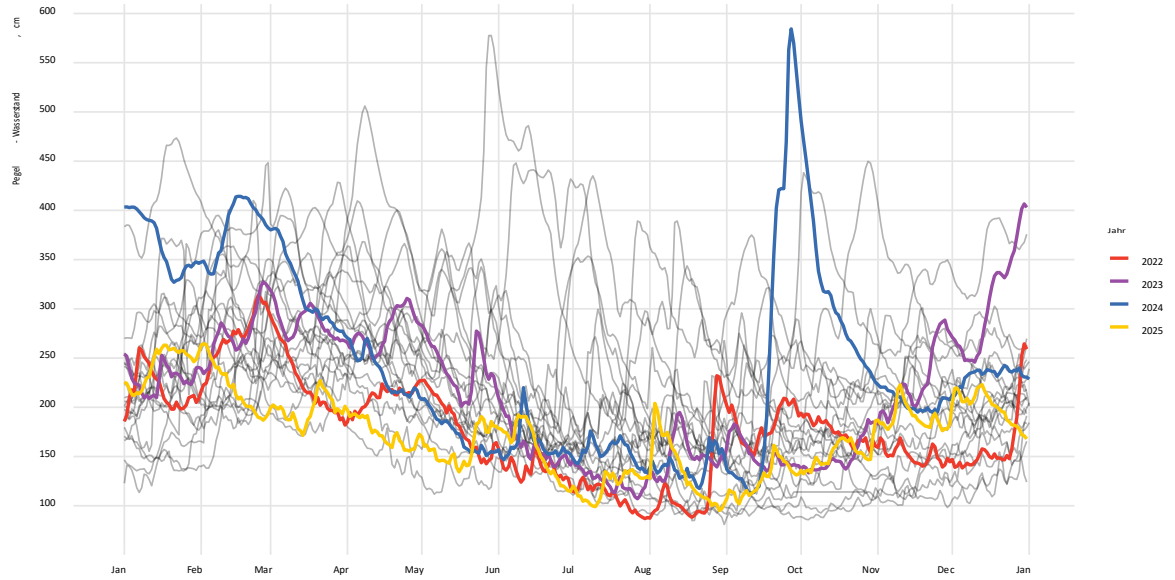


Abb. 1.2.2: Jahresganglinien des Wasserstands der Oder am Pegel Eisenhüttenstadt. Jahre seit 2022 hervorgehoben. Quelle: LfU Brandenburg. Grafik: Paula Torre Zaffaroni

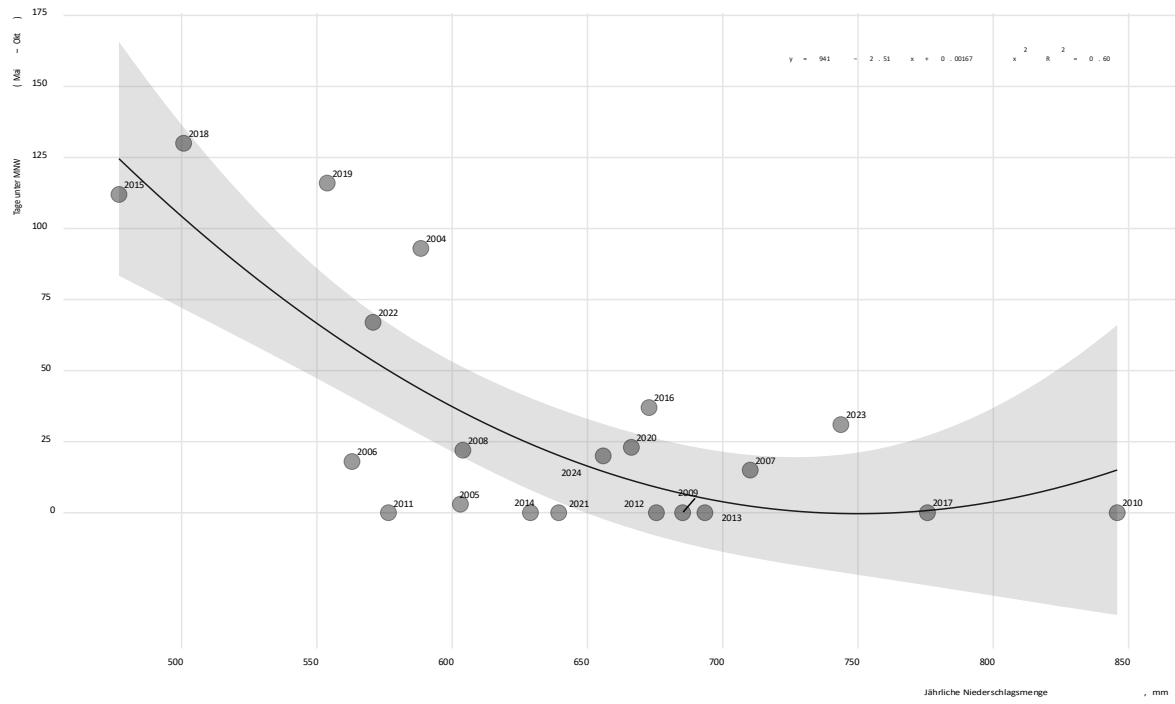


Abb. 1.2.3: Anzahl der Tage unter mittlerem Niedrigwasserstand (MNW) in den jeweiligen Sommermonaten Mai–Oktober am Pegel Frankfurt/O., aufgetragen gegen die jährliche Niederschlagsmenge der Jahre 2005–2025. Die quadratische polynomiale Regression (Standardfehler grau hinterlegt) erklärt 60 % der Variation der Tageszahl unter MNW. Quellen: MNW: LfU Brandenburg. Niederschlag: Mittel des Oder-Einzugsgebiets, Daten vom Global Precipitation Climatology Centre (GPCC). Grafik: Paula Torre Zaffaroni

Die elektrische Leitfähigkeit der Oder als Maß für den Gesamtsalzgehalt des Oderwassers zeigt ab etwa 2015 einen Anstieg von im Mittel 922 µS/cm im Zeitraum 2003–2014 auf über 1.368 µS/cm im Zeitraum 2015–2025 (Abb. 1.2.4; vgl. Free et al. 2023). Dieser Anstieg führt dazu, dass die Anzahl der jährlichen Monate mit hoher mittlerer Leitfähigkeit von über 1.500 µS/cm

seit 2015 von 1 Monat auf 9 Monate im Jahr 2025 gestiegen ist (Abb. 1.2.4). Damit ist auch das Risiko für Massenentwicklungen der giftigen Brackwasseralge *Prymnesium parvum,* die 2022 erstmals im Odersystem nachgewiesen wurde, im gesamten Sommerhalbjahr gestiegen. Der Salz-Orientierungswert für einen guten Zustand nach Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) liegt in Deutschland bei ≤ 200 mg/l für Chlorid, was in Reinform zu einer elektrischen Leitfähigkeit von 700 µS/cm (Mikrosiemens pro Zentimeter) führt, aber unter Berücksichtigung der anderen in der Oder enthaltenen Salze dort einem Wert von etwa 1.070 µS/cm entspricht (UBA 2023). Der Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit und damit die erhöhte Salzkonzentration insbesondere im Sommerhalbjahr ist teilweise auf den Rückgang der Wasserführung zurückzuführen. Allerdings zeigt auch die berechnete Salzfracht einen Anstieg, dies aber vor allem im Winterhalbjahr, was auf zunehmende Salzeinleitungen zu dieser Jahreszeit hindeutet (Abb. 1.2.5). Die tägliche Salzfracht der Oder beträgt in den vergangenen Jahren in den Wintermonaten oft deutlich mehr als 15.000 t. Das entspricht etwa der Ladung von 750 Güterwaggons pro Tag. Die Quellen der Salzbelastung sind hauptsächlich der Kohlebergbau am Oder-Oberlauf im Bereich des oberschlesischen Kohlebeckens sowie das Grubenwasser-Absetzbecken „Zelazny Most“ der Kupfermine bei Glogau/Głogów, wo etwa 0,8 m^3/s Abwässer mit einer Konzentration von etwa 40 g/l NaCl eingeleitet werden (Zieliński et al. 2021, Wiederhold et al. 2023).

Diese enorme Einleitung salzhaltiger Abwässer in den Gleiwitzer Kanal sowie in andere Zuflüsse und auch direkt in die Oder stellt die primäre Ursache der Umweltkatastrophe vom August 2022 dar, deren Belastungswirkung auf das Flussökosystem infolge des Durchflussrückgangs der Oder im Zuge des Klimawandels noch mal verstärkt wurde.

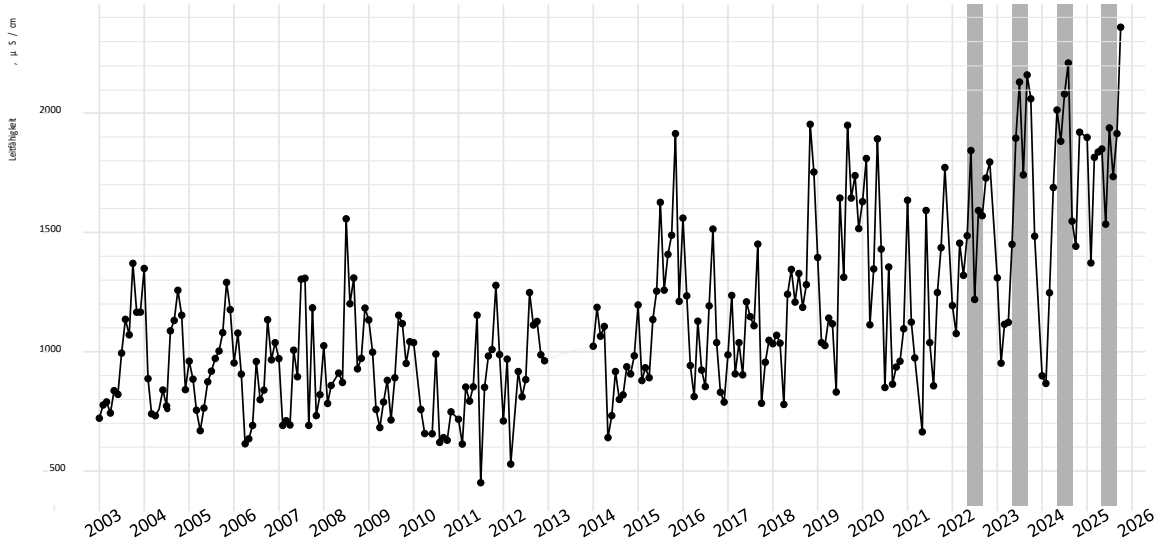


Abb. 1.2.4: Elektrische Leitfähigkeit der Oder (Monatsmittelwerte) am Gütepegel Frankfurt/O. in den Jahren 2003–2025. In den Jahren seit 2022 sind die Monate mit *Prymnesium*-Blütenrisiko Mai–August hervorgehoben. Quelle: LfU Brandenburg. Grafik: Paula Torre Zaffaroni

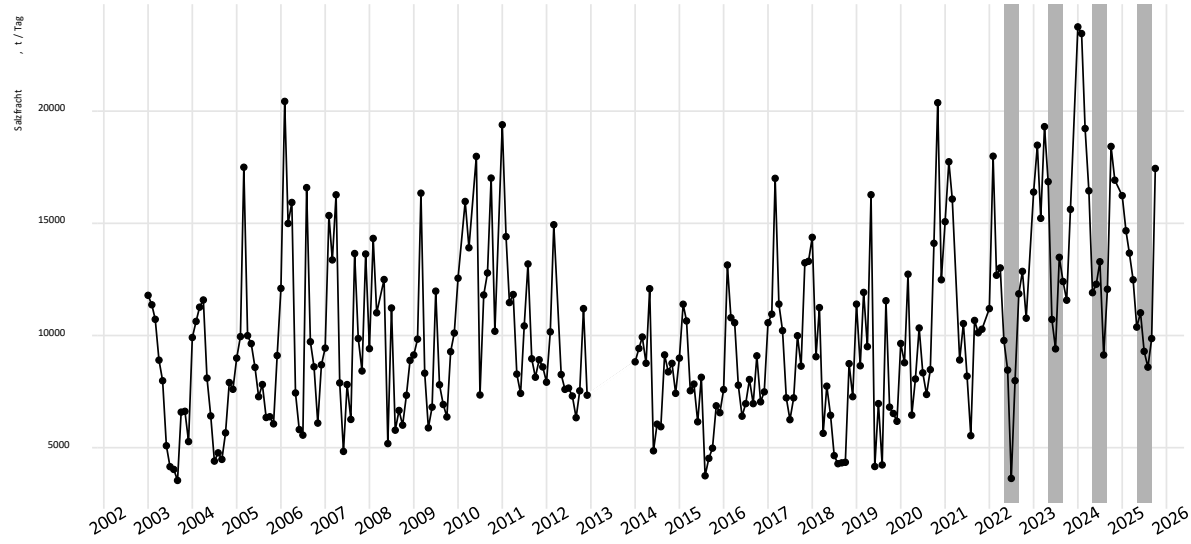


Abb. 1.2.5: Entwicklung der Salzfracht der Oder am Gütepegel Frankfurt/O. 2003–2025 als monatliche Mittelwerte. In den Jahren seit 2022 sind die Monate mit *Prymnesium*-Blütenrisiko Mai–August hervorgehoben. Quelle: LfU Brandenburg. Berechnung und Grafik: Paula Torre Zaffaroni

1.3 Die Umweltkatastrophe an der Oder im August 2022

Im Zuge der abflussarmen Jahre ab 2014 traten extreme Niedrigwasserphasen in den Jahren 2015, 2018, 2019 und zuletzt 2022 auf (Wiederhold et al. 2023). Diese Verringerung der Wasserführung war offenbar auch eine Hauptursache für die Erhöhung der mittleren elektrischen Leitfähigkeit – als Maß für den Salzgehalt – zwischen 2000 und 2022 von ca. 750 auf 1200 µS/cm. Im gleichen Zeitraum stieg die mittlere jährliche Wassertemperatur von etwa 11 auf über 13 °C (Wiederhold et al. 2023).

Der Sommer 2022 war in Mitteleuropa außergewöhnlich heiß und trocken (Köhler et al. 2024), mit hoher Sonneneinstrahlung und somit guten Lichtbedingungen für Algenwachstum, wobei Wassertemperaturen bis fast 26 °C auftraten. Die Wetterlage führte zu einer sehr ausgeprägten Niedrigwasserphase, die zu den niedrigsten je verzeichneten gehörte, sodass die Wasserführung der Oder von Anfang Juni bis Ende August zumeist unter der mittleren Niedrigwasserführung (MNQ) lag (Wiederhold et al. 2023). Damit verbunden war eine hohe Verweilzeit des Wassers im salzbelasteten Flussgerinne von etwa 12 Tagen (Free et al. 2023) und eine geringe Verdünnung eingeleiteter Nähr- und Schadstoffe. Darüber hinaus stieg die elektrische Leitfähigkeit bei Frankfurt/O. ab 1.8.2022 deutlich an und erreichte im Zeitraum 7.8.–15.8.2022 einen Gipfel mit Werten über 2000 µS/cm (entsprechend etwa 1000 mg/l Salz), was auf eine entsprechend verstärkte Einleitung salzhaltiger Abwässer in die Oder hindeutet. Dieser „Salzwelle“ folgte nach Abklingen des Fischsterbens Ende August eine weitere, noch stärkere „zweite Salzwelle“ (Wiederhold et al. 2023).

Solche Brackwasserbedingungen ermöglichen Massenentwicklungen der euryhalinen und mixotrophen, etwa 10 µm großen Alge *Prymnesium parvum* (Haptophyta). *Prymnesium parvum* kommt in geringen Dichten auch im Meer und in wenig mit Salz belastetem Süßwasser vor, entwickelt aber nur in Brackwasser Massenvorkommen („Blüten“) wie etwa in Lagunen und Fjorden (Cañedo-Argüelles et al. 2016). Eine Massenentwicklung von *Prymnesium parvum*

in einem Fluss war in Europa vorher noch nicht beobachtet worden. Eine erste *Prymnesium*-Blüte entwickelte sich möglicherweise im Gleiwitzer Kanal, wo es im Juli 2022 zu einem ersten Fischsterben kam. Von dort gelangte *Prymnesium parvum* vermutlich in die Oder, wo sich die Algen weiter vermehrten bis auf Dichten von 141.000 Zellen/ml (in einer Probe vom 16.08.2022 in Hohenwutzen, Wiederhold et al. 2023). Die Massenvermehrung führte im Gewässer zu einem Absinken des Stickstoffgehalts auf sehr geringe Werte. Dies ist ein bekannter Auslöser für *Prymnesium parvum*, um das Gift Prymnesin zu produzieren (Uronen et al. 2005), das hämolytisch, fisch- und muscheltoxisch wirkt. Das von den Algen produzierte Gift Prymnesin führte in der Oder dann auf etwa 500 km Länge zu einem Fischsterben mit insgesamt etwa 1.000 t toter Fische und somit etwa zwei Drittel der Individuenzahl und Biomasse der Fischfauna der Oder (Wolter 2022).

Fischsterben wurden im Juli 2022 zunächst im Gleiwitzer Kanal beobachtet, in dem die elektrische Leitfähigkeit im August 2022 zwischen etwa 2.000 µS/cm und 7.000 µS/cm lag (Kolada 2023), was eine Massenentwicklung von *Prymnesium parvum* beförderte. Dort wurden am 14. Juli 920 kg tote Fische eingesammelt und am 18. Juli weitere 200 kg tote Fische. Ab 14. August begann im Gleiwitzer Kanal ein erneutes großes Fischsterben (Kolada et al. 2023). In der Oder begann das Fischsterben zunächst lokal am 26. Juli 2022 am Wehr Lipki, das die Oder etwa 10 km stromab der Stadt Brieg/Brzeg (Kurrer 2022, Kolada 2023) aufstaut, sowie am 30. Juli bei Ohlau/Oława), einer Stadt 8 km stromab des Wehrs Lipki bei Oder-km 220, wo bereits mehrere Tonnen toter Fische geborgen wurden. Am 5. August trat bei Glogau/Głogów, rund 150 km stromab von Brieg/Brzeg, ein massives Fischsterben auf, das am 8. August die Grenzoder erreichte. Das Fischsterben erstreckte sich hier bis zum 19. August 2022 bei Sydowsaue/Żydowce südlich von Stettin bei Oder-km 730 (Wiederhold et al. 2023). Freiwillige Helfer und Einsatzkräfte bargen insgesamt etwa 360 t Fische. Unter Berücksichtigung der nicht geborgenen Fische wird die Gesamtmenge der in der Oder verendeten Fische auf 1.000 t geschätzt. Neben den Fischen verendete auch ein erheblicher Teil der Muscheln und kiementragenden Wasserschnecken, deren Weichkörper zusammen mit den verendeten Fischen in der Oder trieben.

Die Verluste der Fischfauna waren umso schmerzhafter, da die Oder vor der Katastrophe als frei fließender Fluss eine wertvolle Flussfischfauna aufwies, die unter anderem auch von Freizeitanglern an beiden Ufern geschätzt wurde sowie auch von 13 Berufsfischern am deutschen Ufer der Grenzoder genutzt wurde (Wolter et al. 2023). Unter den betroffenen Fischarten kommen der Atlantische Stör und der Baltische Goldsteinbeißer in Deutschland nur in der Oder vor, während Ostseeschnäpel, Zope und Quappe hier ihr Hauptverbreitungsgebiet in Deutschland haben. Aufgrund ausbleibender Vorwarnung starben auch ca. 20.000 zur Wiederansiedlung in der Oder bestimmte Jungstöre in einem Aufzuchtbecken, das mit Oderwasser gespeist worden war.

Genetische Analysen ergaben, dass sich dabei in der Oder nur der Typ B von *Prymnesium parvum* entwickelte. Das von dieser Alge produzierte Prymnesin greift Kiemengewebe an, weswegen neben den Fischen auch etwa 63 % der Muscheln und über 90 % der kiementragenden Wasserschnecken starben. Da Muscheln wichtige Filtrierer sind, erhöht ihr Verlust die Anfälligkeit für zukünftige Algenblüten. Im Raum Stettin trat zusammen mit dem Fischsterben auch starker Sauerstoffmangel auf, verursacht durch die vielen verendeten Fische, aber möglicherweise auch durch den Zusammenbruch der Algenblüte aufgrund der größeren Wassertiefe des dortigen Oderabschnitts. Erfreulicherweise setzte sich die *Prymnesium*-Blüte nicht im Oderhaff fort.

Im Nachgang der Katastrophe veröffentlichten deutsche und polnische Behörden sowie das Gemeinsame Forschungszentrum der EU (JRC) Empfehlungen zur Verbesserung des Gewässermonitorings, der Wasserqualität, der Kommunikation sowie der Bewirtschaftung des Flusseinzugsgebiets (Free et al. 2023, Kolada 2023, Wiederhold et al. 2023).

1.4 Forschungsansätze und Ziele des Projekts ODER~SO

Im Sonderuntersuchungsprogramm zur Umweltkatastrophe an der Oder (ODER~SO) wurden zusätzlich zum behördlichen Monitoring engmaschige und vertiefte Untersuchungen des Gewässerzustands der Oder einschließlich Analysen der Algen- und Schadstofffrachten in der Oder durchgeführt. ODER~SO dokumentierte außerdem die Populationen wichtiger aquatischer Organismengruppen nach der toxischen Algenmassenentwicklung, führte Toxizitätsvorsorge-Studien in Bezug auf das festgestellte Algengift Prymnesin durch und stellte die Resilienz und Refugialfunktionen sowie Ökosystemleistungen des Flusses und der Auen dar, wobei auch Entwicklungsszenarien betrachtet wurden. Forschungsbedarf bestand in mehrfacher Hinsicht:

1. Die Verluste der wasserlebenden Biota waren nur für Fische und Weichtiere teilweise quantifiziert, für andere Organismengruppen aber noch unbekannt. Eine Erholung der Bestände aller Organismengruppen war zwar grundsätzlich erwartbar, war aber nicht sicher, da die Oder weiterhin stark stofflich belastet ist. Da die chemische Wasserqualität ein entscheidender Faktor für die Massenentwicklung der toxischen Alge *Prymnesium parvum* ist, war ein ergänzendes Monitoring der gewässerchemischen und -ökologischen Parameter sowie deren synoptische Analyse erforderlich. Zur Aufklärung der Auswirkungen und Wirkeffekte von *Prymnesium* auf verschiedene Tiergruppen und -arten mussten die Art der Wechselwirkung der Alge und des Toxins mit den geschädigten Biota dargestellt werden sowie die konzentrationsabhängige Wirkung der beiden Faktoren. Ein eDNA-basiertes multitrophisches Monitoring ermöglichte, die Populationsdynamik von im traditionellen Monitoring üblicherweise kaum erfassten Gruppen von Wasserorganismen mit innovativer Methodik abzubilden, insbesondere mikroskopischer Organismen, die aber eine wichtige Rolle im gesamten Nahrungsnetz des Flussökosystems einnehmen.
2. Die erarbeiteten Feld- und Labordaten führen zu einem verbesserten Verständnis der Toxinproduktion und der Algenschadwirkungen. Die Ergebnisse sollen dazu beitragen, die Wahrscheinlichkeit einer Wiederholung einer solchen Katastrophe besser einzuschätzen und damit die Möglichkeiten der Prognose, Vorwarnung und Vorbeugung zu verbessern. Wegen der Dimension der Oderkatastrophe wurde hierfür eine räumlich-zeitliche Analyse der multikausalen Entwicklung und Ausbreitung von Algenblüten in diesem Flusssystem durchgeführt, um das Zusammenwirken von Klimawandel und Gewässerbelastung als hauptursächlichen Faktoren hinreichend zu verstehen. Genetische Analysen zielten darauf ab, den Odertyp von *Prymnesium* eindeutig zu identifizieren, um kosten- und zeitsparende Nachweismöglichkeiten zu erarbeiten.
3. Die Selbstregulationsfunktionen des Ökosystems waren in einem unbekannten Maß herabgesetzt. Hierzu zählt etwa die Filtrationsleistung filtrierender Tiere und Mikroorganismen in Bezug auf Schwebealgen, deren Verringerung sich in noch unbekannter Weise in den Jahren nach der toxischen Algenblüte auf das Phytoplankton auswirken wird. Da offenbar auch Teile der bodenlebenden Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos) betroffen waren, konnte nicht ausgeschlossen werden, dass auch der Abbau grobpartikulären organischen Materials wie etwa Falllaub in ähnlicher Weise betroffen war.

4. Die Refugialfunktion der Auengewässer hat sich als bedeutsam für das Überleben vieler Fische und wasserlebender Wirbelloser während der Umweltkatastrophe erwiesen. Daher wurde der biozönotische Auenzustand der Oderauen anhand von Indikatorgruppen bewertet und die Rolle von Auengewässern als Refugien für Fische und wasserlebende Wirbellose untersucht. Auch die Widerstandsfähigkeit bestimmter Tiergruppen wie Zooplankton und häufiger Fischarten gegenüber *Prymnesium* war weitgehend unbekannt, ist aber für die Abschätzung der Folgen weiterer Algenblüten bedeutsam, zumal sie auch zur Identifikation von Schutzmechanismen führen kann.
5. Die Verfügbarkeit von Ökosystemleistungen an der Oder, wie Wasserspeicherfunktion, Nährstoffrückhalt, Habitatbereitstellung für Biodiversität, Kohlenstoff-Sequestrierung und Landschaftsästhetik stellen teils zentrale wirtschaftliche Grundlagen der Fischereibetriebe und Tourismusunternehmen entlang der Oder dar. Diese Ökosystemleistungen waren durch die Umweltkatastrophe infrage gestellt. Mithilfe des River Ecosystem Service Index (RESI) wurden diese räumlich differenziert bewertet und kartenmäßig dargestellt, woraus sich bereits große räumliche Unterschiede und Bündel von gemeinsam auftretenden Ökosystemleistungen ableiten ließen. Der Ansatz ermöglichte außerdem die Bewertung der Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen hinsichtlich der Verfügbarkeit von Ökosystemleistungen, die die Resilienz des Fluss-Auensystems erhöhen oder verringern, wie etwa Änderungen des Flussverbaus oder des Auengrundwasserspiegels.

Entsprechend dieses funktionalen Hintergrunds der Umweltkatastrophe dienten die wissenschaftlichen Untersuchungen den in unten genannten Zielen.

- Monitoring und Analyse der Algen- und Schadstofffrachten
- Dokumentation der verbliebenen Populationen wichtiger aquatischer Organismengruppen
- Dokumentation der Regeneration der Populationen wichtiger aquatischer Organismengruppen
- Toxin-Vorsorgestudien in Bezug auf mögliche weitere Prymnesin-Vergiftungen
- Darstellung der Resilienz und Refugialfunktionen sowie Ökosystemleistungen der Auen in drei Entwicklungsszenarien

Kontakt

Dr. habil. Martin Pusch (Projektleiter)

martin.pusch@igb-berlin.de

Dr. Paula Torre Zaffaroni

paula.torre.zaffaroni@igb-berlin.de

Dr. Christian Wolter (Stv. Projektleiter)

christian.wolter@igb-berlin.de

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

Das ODER~SO-Projekt auf einen Blick

Im Sonderuntersuchungsprogramm ODER~SO erforschten Wissenschaftler*innen über mehr als drei Jahre die Zusammenhänge und Folgen der Umweltkatastrophe in der Oder im Sommer 2022. Sie erforschten unter anderem die Biologie der salzliebenden Alge *Prymnesium parvum*, die sich im Juli und August 2022 massenhaft in der Oder ausbreitete und ein für tausende Fische, Muscheln und andere Lebewesen tödliches Gift bildete. Anhand von Langzeit-Probenahmen zeigte das Projekt zudem, wie sich das Ökosystem des Flusses nach der Katastrophe erholte. Zusammen mit weiteren untersuchten Aspekten lassen sich daraus Vorsorgemaßnahmen und Resilienzfaktoren zum Schutz der Oder ableiten.

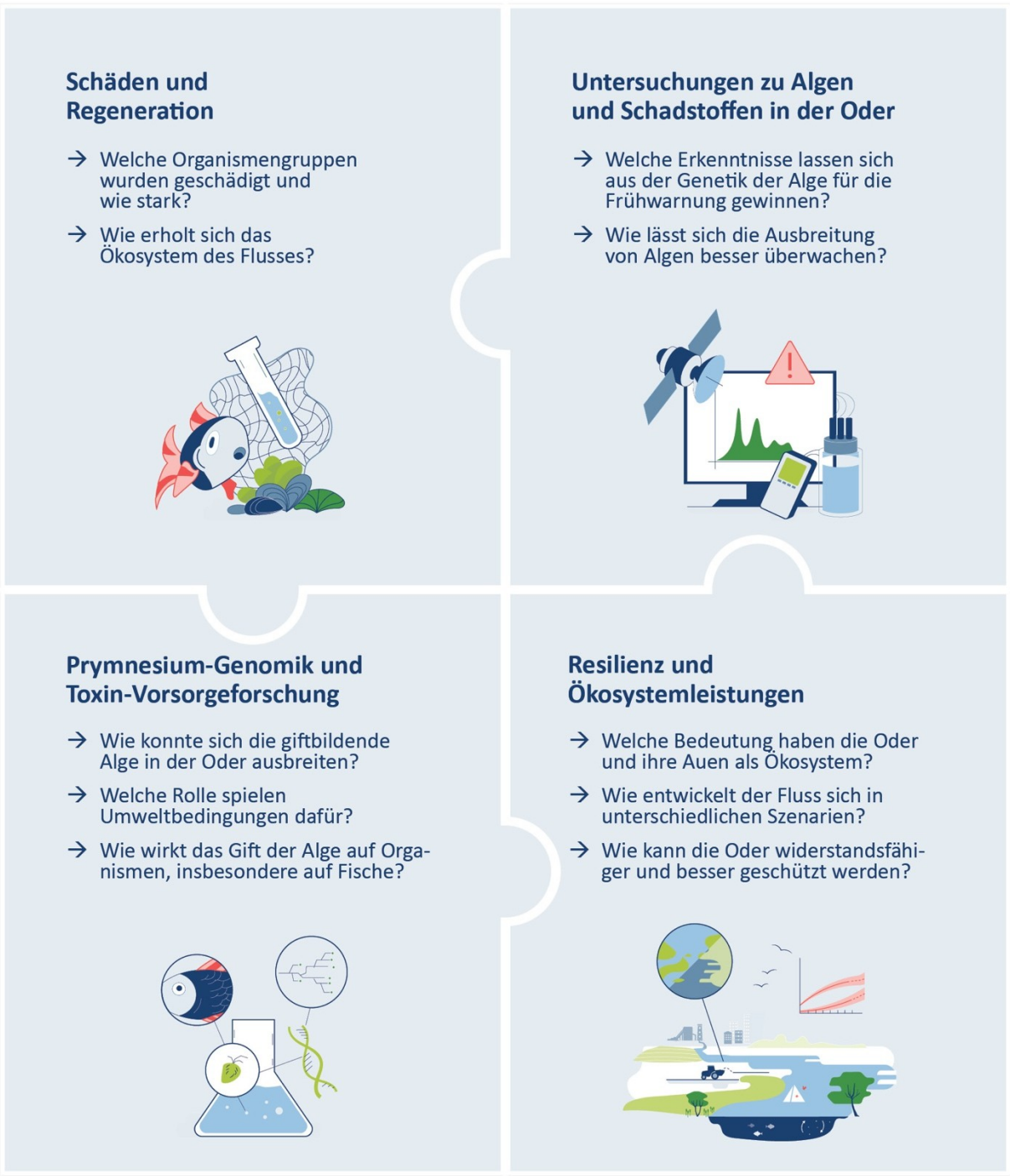


Abb. 1.2.6: Die Forschungsfelder des ODER~SO-Projekts. Grafk: L. Lachmann

Befischung Oder, November 2022. Foto: Lena Giovanazzi

2 Schäden und Regeneration

2.1 Umwelt-DNA-Monitoring im Strom und in Auengewässern

Michael T. Monaghan, Sai Hariharan Sankara Subramanian, Hans-Peter Grossart, Katrin Kiemel & Daniel Wewer

Das Ziel im Rahmen des ODER~SO-Projekt war es, mithilfe von Wasser- und Sedimentproben aus der Oder mehrere Organismengruppen gleichzeitig zu überwachen: Archaeen, Bakterien, Pilze, Algen und Kieselalgen, Zooplankton, Makrozoobenthos (MZB) und Fische. Dabei sollten Veränderungen in den Organismengemeinschaften aufgrund von *Prymnesium parvum*-Blüten identifiziert und deren ökologische Auswirkungen bewertet werden. Aus Umweltproben extrahierte DNA (Umwelt-DNA, eDNA) eröffnet grundsätzlich die Möglichkeit, ganze Ökosysteme anhand einer einzigen Probe zu überwachen. Hierbei werden DNA-Fragmente bis hin zu ganzen Genomen unterschiedlicher Organismen entschlüsselt, um deren Anwesenheit in Ökosystemen zu dokumentieren.

Gegenüber den klassischen Methoden der Artenbestimmung (morphologische Taxonomie) bieten eDNA-basierte Untersuchungen Vorteile, aber auch gewisse Nachteile. Mit eDNA kann eine größere Zahl von Arten in einer einzelnen Analyse nachgewiesen werden, allerdings können einige Arten bei einem geringen Wasservolumen möglicherweise nicht nachgewiesen werden, und es werden jeweils nur Schätzungen zur Häufigkeit der Arten geliefert. Dennoch erhöht eDNA die Reproduzierbarkeit, und der Austausch standardisierter Daten wird einfacher. In Zukunft können eDNA-basierte Untersuchungen auch für automatisierte Fernbeprobungen verwendet werden, da eDNA-Proben geringe Wasservolumina erfordern und

automatisiert mit Luft- oder Wasserdrohnen quasi *in situ* beprobt und automatisch filtriert und konserviert werden können. Allerdings können damit insbesondere die höheren trophischen Ebenen (wie Fische) aufgrund ihrer geringeren Abundanz nicht immer umfassend erfasst werden. Obwohl sich eDNA potenziell gut für den schnellen qualitativen Nachweis von Organismen eignet, wurde sie bislang nur selten in großen Flüssen getestet und ist möglicherweise nicht geeignet, um Veränderungen bei einzelnen Taxa zu quantifizieren.

Die meisten Organismengruppen werden mithilfe von Markergenen untersucht, d. h. spezifischen Genregionen, deren DNA-Sequenz mit einer Referenzdatenbank abgeglichen wird, um festzustellen, welche Organismen vorhanden sind. Dies gilt im vorliegenden Fall für Algen, Zooplankton, wirbellose Bodentiere (MZB) und Fische. Mikrobielle Organismen (Bakterien und Cyanobakterien) werden auf eine andere Art untersucht, wobei alle Gene (nicht nur Markergene) in einer Probe sequenziert werden. Diese Technik wird als „Metagenomik" bezeichnet.

Mikrobielle Gemeinschaften bilden die Grundlage für wichtige biogeochemische Prozesse und reagieren oft schneller auf Umweltstörungen als größere Organismen (Allison 2008). In Gewässern wie der Oder, die durch Algenblüten, z. B. durch *P. parvum*, dominiert werden, spielen mikrobielle Populationen – insbesondere Bakterien, Cyanobakterien und Pilze – eine zentrale Rolle beim Nährstoffumsatz, der Toxindynamik sowie der Entstehung, der Aufrechterhaltung und dem Zusammenbruch von Algenblüten. Die Massenentwicklungen von *P. parvum* haben deutlich gemacht, dass Überwachungsinstrumente erforderlich sind, mit denen sich die zeitlich-räumlichen Veränderungen der mikrobiellen Gemeinschaft und ihrer Funktionalität beobachten lassen.

Metagenomische Ansätze können hochauflösende Profile der mikrobiellen Gemeinschaftszusammensetzung sowohl im Wasser als auch im Sediment liefern und mit Algenblüten im Zusammenhang stehende Mikroorganismen über Raum und Zeit erfassen (Van Rossum et al. 2015). Über die Erstellung von Artenprofilen hinaus liefert die Metagenomik Informationen über die Funktionsfähigkeiten mikrobieller Gemeinschaften, darunter mögliche Nährstoffkreisläufe, Stressreaktionsgene und Stoffwechselsignaturen im Zusammenhang mit Algenblüten (Behera et al. 2020). Solche funktionellen Informationen helfen dabei, ökologische Prozesse zu verstehen, die während des Aufbaus und des Zusammenbruchs von Algenblüten ablaufen, und bieten Einblicke in die Reaktion mikrobieller Gruppen auf Umweltstressoren.

Die Rekonstruktion von metagenomisch assemblierten Genomen (MAGs) sorgt für eine Auflösung auf Organismusebene und ermöglicht so den Nachweis potenziell schädlicher oder toxinproduzierender Mikroorganismen, die Bewertung ihres Stoffwechselpotenzials und die Beurteilung, wie sich mikrobielle Populationen an durch Algenblüten verursachte Störungen anpassen (Zhou et al. 2022). Im Rahmen des ODER~SO-Projekts erleichtert die Kombination von vielen kurzen Sequenzabschnitten (Illumina-Short-Read-Daten) mit wenigeren, aber dafür deutlich längeren Sequenzabschnitten (Nanopore-Long-Read-Daten) einer Probe durch hybrides Sequenzieren die Genomwiederherstellung. Dadurch wird die Interpretation funktioneller und taxonomischer Muster entlang des Flussquerschnitts deutlich verbessert. Zusammen bieten diese Ansätze einen kohärenten, vielschichtigen Rahmen, um die mikrobielle Dimension der Algenblüten von *P. parvum* in der Oder zu verstehen und sie in die ökologischen Bewertungen von Eukaryontengemeinschaften zu integrieren.

Nach der *Prymnesium*-Blüte vom August 2022 gab es im Verlauf des Projekts keine weiteren Ereignisse in vergleichbarer Größenordnung. Weitere *Prymnesium*-Massenvermehrungen mit Toxinproduktion gab es lokal begrenzt, überwiegend im Mittellauf der Oder. An der Grenzoder kam es im Mai und Juni 2024 zu einer Prymnesium-Blüte (ohne sichtbare Toxinproduktion), bei der wir im Rahmen des Projekts durch häufigere Probenahmen schädliche Auswirkungen auf Lebewesen untersuchten. Später im Jahr 2024 kam es zudem zu einer Blaualgenblüte (vorwiegend *Microcystin*), bei der ebenfalls die mikrobielle Reaktion untersucht wurde.

2.1.1 Methoden

Metabarcoding von Algen und Kieselalgen, Zooplankton, Makrozoobenthos und Fischen

Für die Metabarcoding-Analyse (die gleichzeitige genetische Identifizierung vieler Taxa innerhalb derselben Probe) von Algen und Kieselalgen wurden von August 2023 bis August 2025 insgesamt 510 eDNA-Proben von 5 Standorten (3 im Hauptstrom: Frankfurt/O., Hohenwutzen, Schwedt; 2 in Nebengewässern: die Plähne im Nationalpark Unteres Odertal sowie die Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße in Criewen) genommen. Im Sommerhalbjahr wurde zweiwöchentlich, im Winterhalbjahr (Oktober–März) monatlich beprobt. Zusätzlich wurde der Standort Frankfurt/Oder während einer *Prymnesium parvum*-Blüte im Mai und Juni 2024 alle 3–7 Tage beprobt. Alle Proben wurden aus 300–700 ml Flusswasser gewonnen und durch einen Vakuumfilter mit einer 0,22 µm großen Polycarbonatmembran mit einem Durchmesser von 47 mm filtriert. Mit Ausnahme der Probenahmestelle in Frankfurt/O. wurde das Wasser von Brücken aus, jeweils aus der Strommitte der Gewässer geschöpft. In Frankfurt/O. wurden die Proben vom Oder-seitigen Ufer der Insel Ziegenwerder genommen. Die Proben wurden in Ethanol bei –20 °C vorgekühlt, 24 Stunden bei –80 °C gelagert, anschließend über Nacht bei –30 °C gefriergetrocknet und dann bis zur Extraktion der DNA bei –20 °C gelagert (gemäß Beng et al. 2021). Die Polymerase-Kettenreaktion (PCR) und Illumina-Sequenzierung von Algen und Kieselalgen unter Verwendung von DIV4-Primern, die auf ein Fragment des 18S-rRNA-Gens abzielen (Tab. 2.1.1), erfolgte gemäß Warter et al. (2024).

Die Analyse von Zooplankton, MZB und Fischen umfasste 52 Proben (2022 n = 10; 2023 n = 16; 2024 n = 25). Diese wurden in den 3 Hauptstromstandorten (Frankfurt/O., Hohenwutzen, Schwedt) und 2 Nebengewässern (Nationalpark, Criewen) sowie in der Flussmitte (Hauptstrom) und in Auengewässern (Standorte, an denen MZB gesammelt wurde; siehe Kap. 2.2) genommen. Die PCR unter Verwendung verschiedener Primer (Tab. 2.1.1) erfolgte nach Standardmethoden und die Illumina-Sequenzierung erfolgte gemäß Warter et al. (2024). Die Sequenzen wurden anhand der Datenbanken PR2 (Algen) und BOLD (Zooplankton, MZB) taxonomisch klassifiziert. Darüber hinaus wurden mehrere Fisch-Primer und Methoden angewendet, jedoch konnten zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Berichts keine positiven, wiederholbaren Ergebnisse erzielt werden.

Tab. 2.1.1: Oligonukleotidsequenzen (Primer) zur Amplifikation des 18S-rRNA-Genfragments von Algen und Kieselalgen sowie des COI-mitochondrialen Genfragments von Zooplankton und MZB.

Primer	Oligosequenz	Genfragment
DIV4-for	GCGGTAATTCCAGCTCCAATAG	18S rRNA
DIV4-rev3	CTCTGACAATGGAATACGAATA	18S rRNA
mlCOIintF	GGWACWGGWTGAACWGTWTAYCCYCC	COI
jgHCO2198	TAIACYTCIGGRTGICCRAARAAYCA	COI

Metagenomik

Wasserproben für die metagenomische Analyse wurden an 15 Standorten im Hauptstrom der Oder entnommen. Insgesamt wurden 250 Wasserproben verarbeitet. Sedimentproben (≈150 Proben) und ausgewählte Nebengewässer wurden berücksichtigt, um kontextbezogene mikrobielle Informationen zu liefern, standen jedoch nicht im Mittelpunkt der metagenomischen Auswertung.

Zwischen 500 ml und 2 l Flusswasser wurden durch sterile 0,22–0,45-µm-Membranfilter gefiltert. Die Filter wurden entweder gefroren oder in Longmire-Puffer aufbewahrt, der die eDNA stabilisiert und deren Abbau während des Transports und der Lagerung verhindert. Sedimente (≈0,25 g) wurden mit sterilen Spateln gesammelt und bis zur Extraktion eingefroren.

Die DNA aus den Wasserfiltern wurde unter Verwendung von Silica-Säulen-eDNA-Protokollen extrahiert, während die Sediment-DNA mithilfe von Bead-Beating-Boden-DNA-Kits isoliert wurde. Proben zur Zeit der Algenblüte mit einem höheren organischen Gehalt wurden bei Bedarf einer verlängerten Lyse und einer PVP-basierten Inhibitorentfernung unterzogen. Alle Extraktionen folgten etablierten metagenomischen Arbeitsabläufen, um die Vergleichbarkeit zwischen den Proben zu gewährleisten.

Für alle Wasserproben wurden Shotgun-Metagenom-Bibliotheken für die Illumina- und Nanopore-Sequenzierung vorbereitet. Die Long-Read-Nanopore-Daten lieferten die strukturelle Auflösung und unterstützten eine qualitativ hochwertige Assemblierung, während die kurzen aber zahlreichen Illumina-Reads für Tiefe und Basengenauigkeit sorgten. Zur Verbesserung der Kontig-Kontinuität, zur Optimierung der Rekonstruktion funktioneller Gene sowie zur Rekonstruktion hochwertiger metagenomisch assemblierter Genome (MAGs) wurden hybride Sequenzierungsworkflows angewendet, die beide Datensätze integrierten (Van Rossum 2015).

Die Sequenzierungsreads wurden einer Qualitätsfilterung, Adapterentfernung und Kontaminationsprüfung unterzogen. Taxonomische Profile wurden unter Verwendung von Read-basierten Klassifikatoren (Kraken2, mOTUs) erstellt und das funktionelle Potenzial aus Annotationen zu Genfamilien und Stoffwechselwegen abgeleitet. MAGs wurden aus hybriden Assemblierungen unter Verwendung von Standard-Binning-Workflows generiert und unter Verwendung anerkannter Genomqualitätskriterien auf Vollständigkeit und Kontamination bewertet.

LfU-Proben (Sedimentationsfallen- und Durchflusszentrifugations-Proben)

Das Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU) beprobt an zwei Standorten (Frankfurt/O. und Hohenwutzen) unter anderem mit Durchflusszentrifugation im 2-monatigen Rhythmus für jeweils 72 Stunden sowie durchgängig mit Sedimentationsfallen jeweils über einen Zeitraum von einem Monat das Wasser der Oder (insgesamt pro Standort und Jahr 6 Durchflusszentrifugations- sowie 12 Sedimentationsfallen-Proben). Die gesammelten Proben werden gefriergetrocknet, eingefroren und anschließend vom Landeslabor Berlin-Brandenburg analysiert. Für die Jahre 2022 bis 2024 wurden uns die Proben zur Verfügung gestellt, um diese auf ihre mögliche Nutzung mit eDNA-basierten Methoden hin zu untersuchen. Die DNA wurde aus dem gesammelten Material unter Verwendung des PowerSoil-Pro-Kits (Qiagen) mit mehreren Modifikationen extrahiert. Um die Handhabungszeit zu minimieren, wurde jeweils nur ein Röhrchen (Falcon-Röhrchen mit 15 oder 50 ml) aus dem Gefrierschrank entnommen und 250 mg Material in einer Reinraumwerkbank abgewogen, wobei eines der PowerBead-Röhrchen aus dem Kit sowie ein Aliquot (2-ml-Röhrchen) befüllt wurden. Zwischen jeder Probe wurde der verwendete Spatel zweimal in 70 %-igem Ethanol gereinigt und anschließend mit einem Bunsenbrenner sterilisiert. Zusätzlich wurden alle Oberflächen mit Ethanol (70 %) abgewischt. Die Röhrchen (Aliquots und PowerBead-Röhrchen) wurden bis zur weiteren Verarbeitung bei -20 °C eingefroren. Die Homogenisierung der Proben erfolgte durch Zugabe von 800 µl Lösung CD1 aus dem Kit, gefolgt von zweimaligem Schütteln der PowerBead-Röhrchen in einem TissueLizer (Qiagen) für 5 Minuten bei 25 Hz, wobei die Röhrchen zwischendurch neu ausgerichtet wurden. Nach der Homogenisierung und einem kurzen Zentrifugieren der Proben wurden 10 µl Proteinase-K-Lösung (Qiagen) zu jeder Probe hinzugefügt, bevor diese über Nacht (12–14 Stunden) auf einem Heizblock bei 56 °C inkubiert wurden. Die folgenden Schritte wurden gemäß dem Protokoll des Herstellers durchgeführt. Die extrahierte DNA wurde in 80 µl Elutionspuffer eluiert und die Konzentration gemessen (Qubit-Fluorometer). Von jeder Probe wurden vier Aliquots mit jeweils 400 ng DNA entnommen, bevor sie bei –20 °C eingelagert wurden.

Die Proben wurden mit dem Native Barcoding Kit auf einem P2-Solo-Gerät (Nanopore) sequenziert. Gemäß dem Protokoll des Herstellers wurden 400 ng DNA aus jeder Probe verwendet. Das Protokoll wurde nur geringfügig modifiziert: Beim Schritt der DNA-Reparatur und Endpräparation wurde die Zugabe der DNA-Kontrollprobe übersprungen, stattdessen wurde jede Probe mit DNA-freiem Wasser auf ein Volumen von 12 µl verdünnt. Nach der ersten Bead-Aufreinigung wurde für den Elutionsschritt eine geringere Wassermenge verwendet (9 µl statt 10 µl). Beim Schritt der Barcode-Ligation wurden 32 µl steriles Wasser (anstelle von 35 µl) für die Elution nach der Bead-Aufreinigung verwendet. Beim Schritt der Adapter-Ligation wurde der Long Fragment Buffer verwendet. Alle Schritte wurden in einer Reinraumwerkbank durchgeführt. Die Konzentration wurde gemessen, und es wurde berechnet, wie viel für jeden Sequenzierungslauf verwendet werden sollte, wobei eine Endkonzentration von 50 fmol angestrebt wurde. Die Sequenzierung wurde für maximal 24 Stunden pro Durchlauf durchgeführt, und die resultierenden Rohdaten wurden mit der Software „Dorado“ analysiert. Die Sequenzen wurden dann mit der Software „Cutadapt“ analysiert, um Reads zu identifizieren, die der in der Metabarcoding-Analyse verwendeten 18S-rRNA-Genregion entsprechen. Hierbei handelt es sich um eine In-silico-Methode, mit der Reads aus einer bestimmten Region des Genoms gezielt identifiziert werden und die PCR-Methode durch eine bioinformatische Methode ersetzt wird.

2.1.2 Ergebnisse

Metabarcoding von Algen und Kieselalgen

Anhand der regelmäßig entnommenen Proben aus dem Hauptstrom an den Probenahmestellen in Frankfurt/O., Hohenwutzen und Schwedt sowie den beiden Nebengewässern in Criewen und im Nationalpark wurden 1.273 verschiedene Grünalgen und 678 verschiedene Kieselalgen nachgewiesen (Tab. 2.1.2). Dabei handelt es sich um verschiedene Arten und in einigen Fällen um genetische Varianten von Arten. Im Laufe des Jahres wurden signifikante Unterschiede in der Zusammensetzung der Algen- und Kieselalgenpopulationen beobachtet (Abb. 2.1.1) (PERMANOVA, p = 0,001). Die zeitliche Variation (unter Verwendung des Monats als Zeitproxy) macht 58 % der Variation in der Beta-Diversität unter den analysierten Proben aus.

Tab. 2.1.2: Algen und Kieselalgen, die in den einzelnen Untersuchungsjahren nachgewiesen wurden.

	Aug–Dez 2023	Jan–Dez 2024	Jan–Aug 2025
Grünalgen	637	1.023	628
Kieselalgen	334	508	298

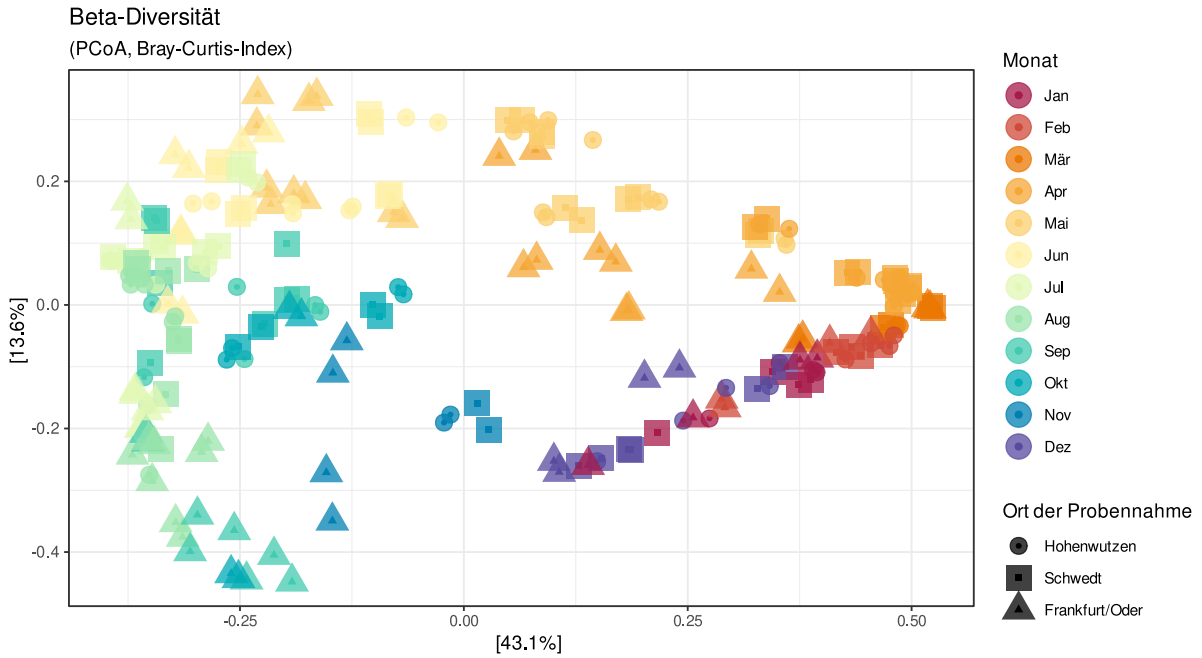


Abb. 2.1.1: Hauptkoordinatenanalyse (Principal Coordinate Analysis, PCoA) der Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft von August 2023 bis August 2025 (n = 224), basierend auf dem Bray-Curtis-Index. Dargestellt sind die Achsen 1 und 2. Der prozentuale Anteil der Varianz, der durch jede Achse erklärt wird, ist in Klammern angegeben.

Die Analyse desselben Datensatzes auf der Grundlage von Präsenz-Abwesenheitsdaten (Jaccard-Distanzen) ergab ein ähnliches Variationsmuster während des gesamten Probenahmezeitraums, jedoch eine etwas schwächere Beziehung zwischen dem Probenahmemonat und der Zusammensetzung der Gemeinschaft (PERMANOVA, p = 0,001, R^2 = 0,4).

Im Mai und Juni 2024 (während der *Prymnesium*-Blüte) wurden in Frankfurt/O. wesentlich häufiger Proben genommen, etwa alle 3–4 Tage, wodurch eine höhere zeitliche Auflösung erzielt wurde. Zwischen den Proben (n = 27, PERMANOVA, p = 0,001) lassen sich signifikante Unterschiede in der Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft beobachten, wobei die zeitliche Veränderung 97 % (R^2) der Variation in der Zusammensetzung der Gemeinschaft erklärt (Abb. 2.1.2).

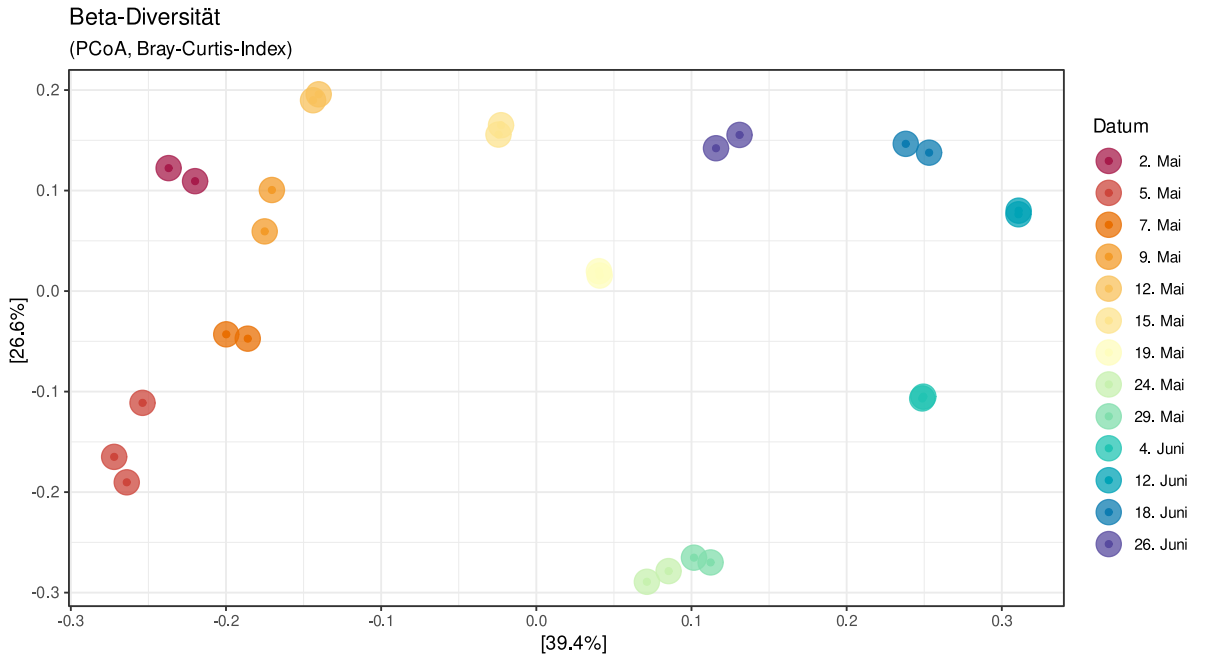


Abb. 2.1.2: Hauptkoordinatenanalyse (Principal Coordinate Analysis, PCoA) der Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft über zwei Monate am Standort Frankfurt/O. (n = 27), basierend auf dem Bray-Curtis-Index.

Proben, die an den drei Probenahmestellen im Oder-Hauptstrom entnommen wurden, wurden mit denen aus zwei Nebengewässern (Nationalpark, Criewen) des Flusses verglichen, um die Unterschiede zwischen den Lebensgemeinschaften besser zu verstehen und die Möglichkeit einer Wiederbesiedlung des Hauptstroms nach Ereignissen wie toxischen Algenblüten zu untersuchen. Die Lebensgemeinschaften durchlaufen ähnliche saisonale Zyklen, unterscheiden sich jedoch hinsichtlich der dominierenden Taxa, die in den Proben aus dem Hauptstrom einen höheren Anteil an der Gesamtzahl der amplifizierten DNA-Fragmente ausmachen, als in den beiden Nebengewässern. Vorherschend waren bei den (Grün-) Algen die Gattungen *Desmodesmus* und *Pseudopediastrum* sowie bei den Kieselalgen *Stephanodiscus* und *Cyclotella* (Abb. 2.1.3).

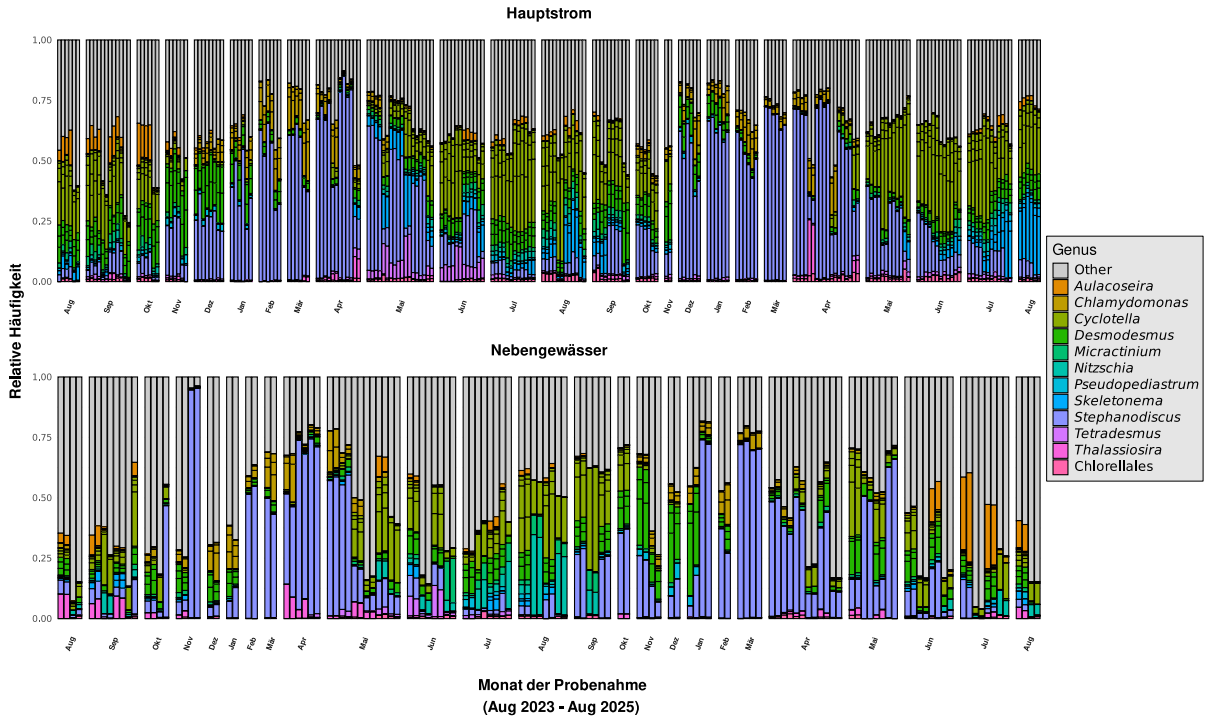


Abb. 2.1.3: Monatliche Muster der Phytoplanktongemeinschaften im Hauptstrom und 2 Nebengewässern (Nationalpark, Criewen) im Verlauf der Studie.

Metabarcoding von Zooplankton und MZB

Durch Metabarcoding wurden 45 Zooplanktonarten und 30 MZB-Arten in den untersuchten Lebensräumen (Hauptstrom, Neben- und Auengewässer) identifiziert. Vergleiche der Diversität zwischen Lebensräumen und taxonomischen Gruppen zeigten deutliche Unterschiede zwischen den nachgewiesenen Zooplankton- und MZB-Gemeinschaften, wobei MZB in allen Lebensraumtypen eine geringere Vielfalt aufwiesen (Abb. 2.1.4). Die größte Anzahl gemeinsamer Zooplanktonarten kam zwischen den Auen und dem Hauptstrom vor (7 Arten; Abb. 2.1.5). Ebenso wurden 6 Arten in allen Lebensraumtypen gefunden (Abb. 2.1.5). Im Gegensatz dazu wurden beim MZB nur Überschneidungen zwischen Auengewässern und dem Hauptstrom beobachtet (3 Arten, Abb. 2.1.5).

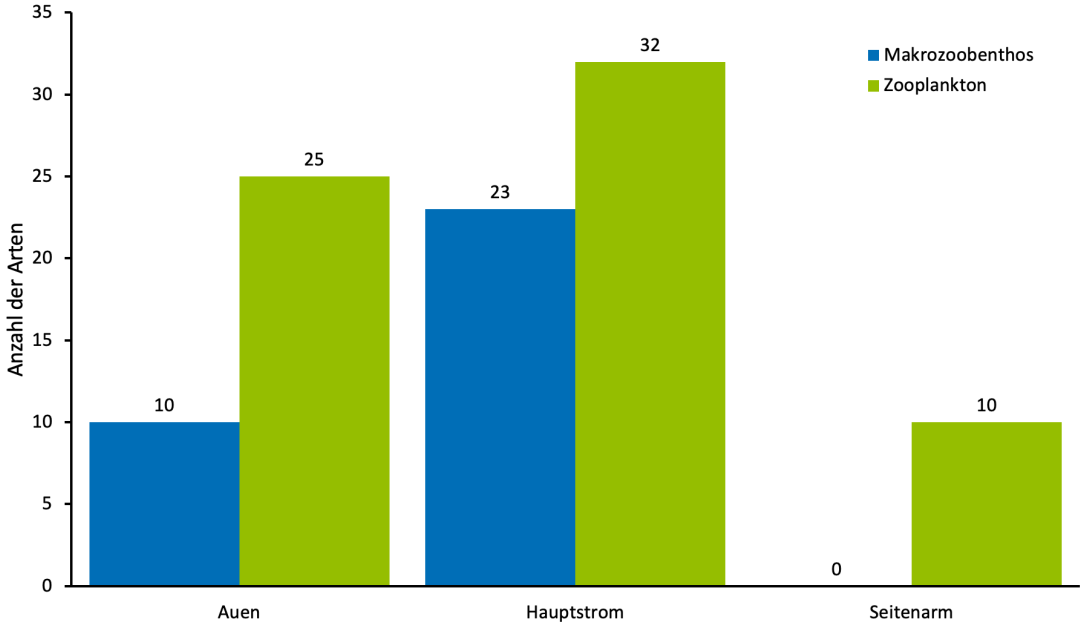


Abb. 2.1.4: Artenvielfalt von MZB und Zooplankton in den 3 Lebensräumen.

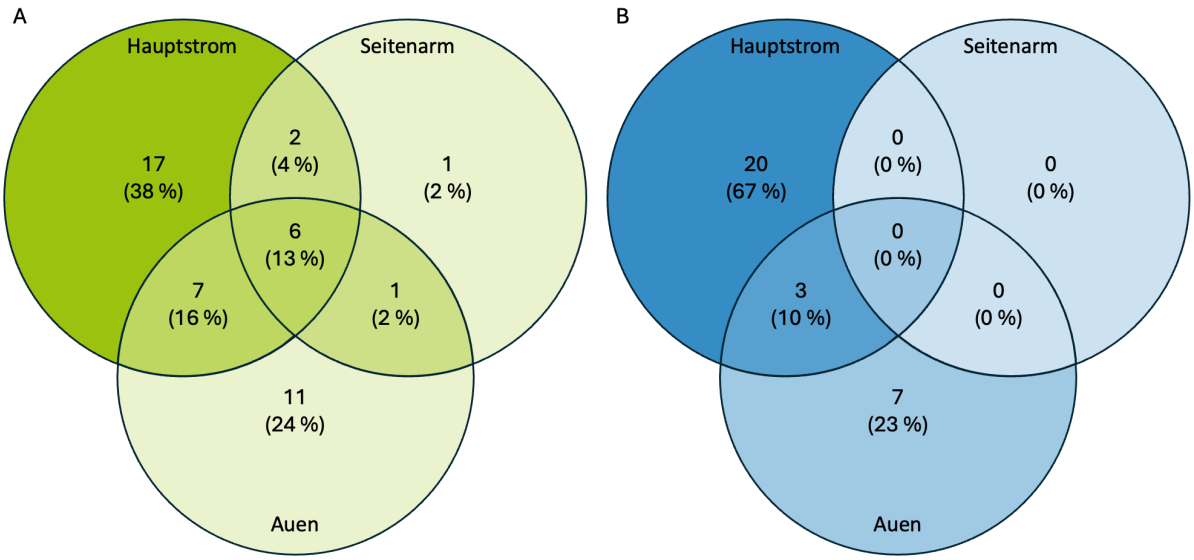


Abb. 2.1.5: Gemeinsames Vorkommen von Zooplanktonarten (A) und MZB (B) in verschiedenen Lebensraumtypen.

Das eDNA-Metabarcoding zeigte deutliche saisonale Verschiebungen in den Gemeinschaften, wobei der Detaillierungsgrad zwischen den taxonomischen Rängen variierte. Auf Ordnungs- und Familienebene zeigten zahlreiche Taxa sowohl aus dem Zooplankton als auch aus dem MZB deutliche Muster saisonaler Abfolge (Abb. 2.1.6).

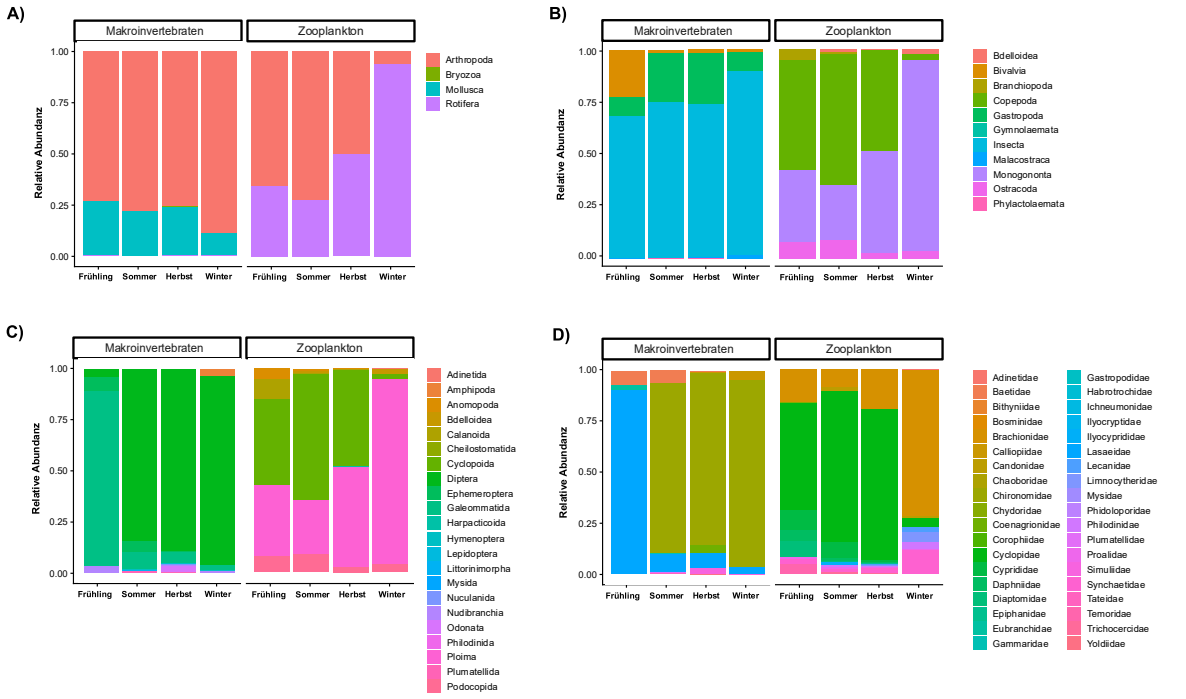


Abb. 2.1.6: Relative Häufigkeit für Stamm, Klasse, Ordnung und Familie nach Jahreszeit für MZB und Zooplankton.

Metagenomik

Die Wasserprobenahme- und Extraktionswerte waren über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg weitgehend konsistent, im Winter etwas niedriger. Die DNA-Ausbeute folgte einem klaren saisonalen Muster: Die Konzentrationen waren in Sommermonaten am höchsten, was auf eine erhöhte Biomasse von Mikroorganismen (Bakterien und Cyanobakterien) zurückzuführen war, und im Winter am niedrigsten, wenn die Produktivität des Flusses zurückging. In allen Probenahmezeiträumen war ausreichend DNA für die Sequenzierung vorhanden.

Die taxonomische Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften folgte einem klaren saisonalen Muster (Abb. 2.1.7). In den Wintermonaten (Oktober–Februar) dominierten wenige heterotrophe Bakteriengruppen — vor allem Alphaproteobacteria —, während im Frühjahr und Sommer eine deutlich vielfältigere Gemeinschaft zu beobachten war. Dieses Muster wiederholte sich konsistent in beiden Untersuchungsjahren. Mit Beginn der *Prymnesium*-Blüte (Mai–Juni 2024) verschob sich die Zusammensetzung erkennbar: Der Cyanobakterien-Anteil stieg gegenüber den gleichen Monaten im Jahr 2023 deutlich an, während typische heterotrophe Süßwasserbakterien zurückgingen.

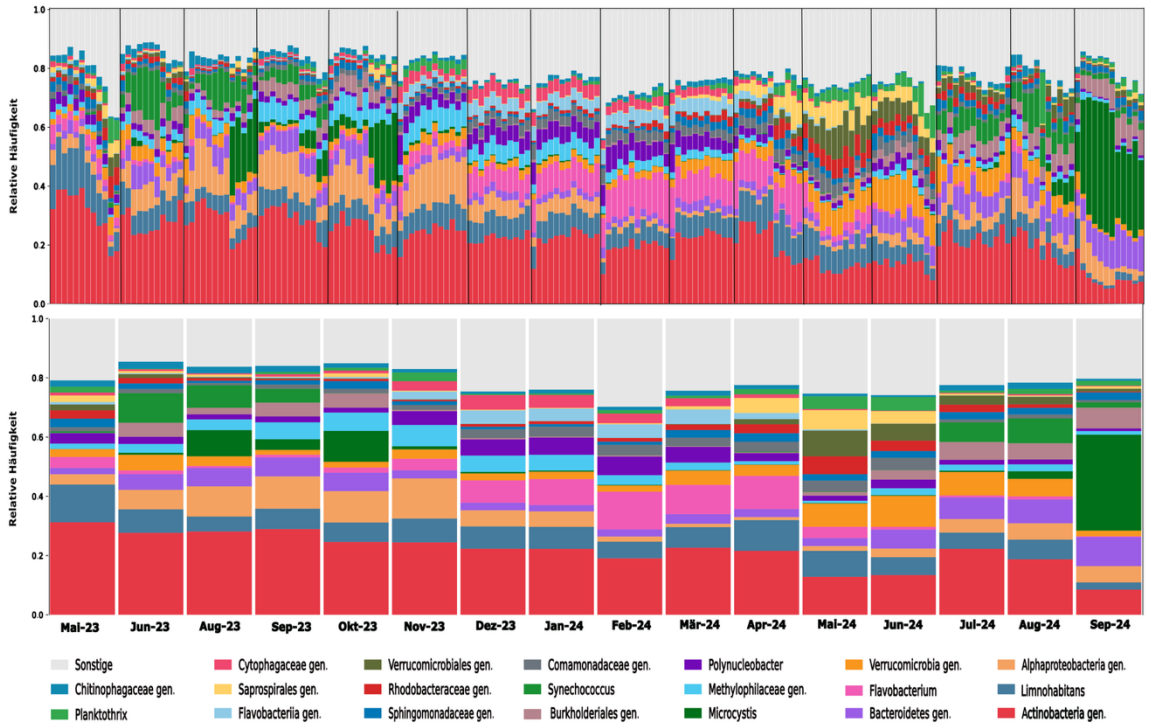


Abb. 2.1.7: Taxonomische Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften (Bakterien und Cyanobakterien) auf Gattungsebene über alle Probenahmemonate hinweg (Mai 2023–September 2024). Farben repräsentieren einzelne Gattungen; der steigende Anteil von Cyanobakterien (Grüntöne) während der Blüteperioden ist deutlich erkennbar.

Die relative Häufigkeit der Cyanobakterien stieg während der 2024-*Prymnesium*-Blüte (Mai–Juni 2024, rot schattiert, Abb. 2.1.8) deutlich an und erreichte ihren Höhepunkt im September 2024, was mit der *Microcystis*-Blüte zusammenfiel. Außerhalb dieser Blüteperioden war der Cyanobakterien-Anteil gering. Räumliche Unterschiede zwischen den Probenahmestellen waren ebenfalls erkennbar: Stromabwärts gelegene Standorte wiesen während der *Prymnesium*-Blüte eine geringere Vielfalt und eine langsamere Erholung auf als stromaufwärts gelegene Standorte.

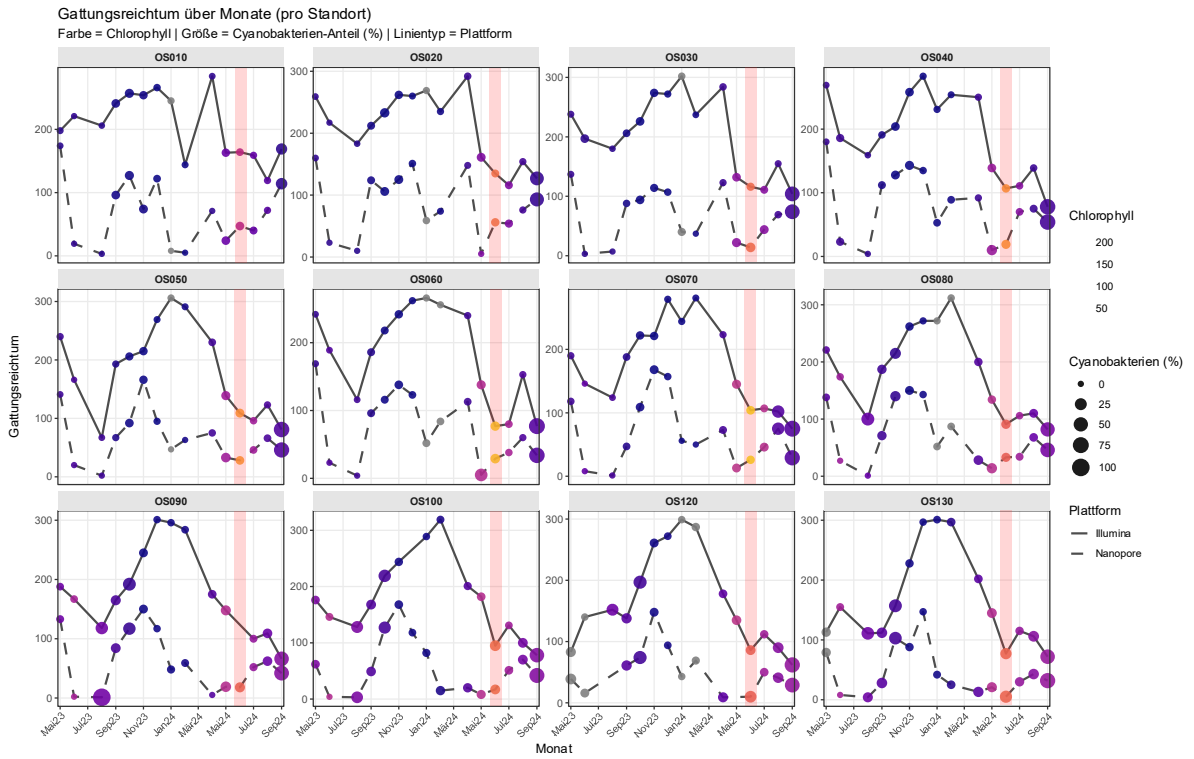


Abb. 2.1.8: Relative Häufigkeit der Cyanobakterien (%) und Anzahl der Gattungen während des Probenahmezeitraums. Rot schattierte Bereiche markieren die *Prymnesium*-Blüte (Mai–Juni 2024).

Die kanonische Korrespondenzanalyse beschränkt sich auf den Einfluss von *Prymnesium parvum* (KKA1: 16,9 % der erklärten Trägheit; $\log_1$-transformiert), Blüte- und Nichtblüte-Proben waren deutlich entlang der KKA1-Achse getrennt (Abb. 2.1.9). Die Punktgröße spiegelt den prozentualen Anteil von *Prymnesium* wider. Proben aus Mai 2024 — dem Höhepunkt der Blüte — gruppierten sich im positiven KKA1-Bereich, gemeinsam mit den Umweltvektoren Chlorophyll-a, Sauerstoffsättigung und Gesamtphosphor (TP). Dies deutet auf eine erhöhte Primärproduktion und Phosphorverfügbarkeit während der Blütephase hin. Im Gegensatz dazu lagen Nichtblüte-Proben im negativen KKA1-Bereich, d. h. sie waren mit höheren Konzentrationen an Nitrat-Stickstoff (NO_3-N) und löslich reaktivem Phosphor (SRP) assoziiert — ein Hinweis auf eine geringere Nährstoffaufnahme außerhalb der Blütezeiten. Die residuale KA1-Achse (29,3 %) erfasst zusätzliche Variation in der Mikrobengemeinschaft, die nicht durch *Prymnesium* erklärt werden kann, und zeigt damit, dass auch andere saisonale und räumliche Faktoren die mikrobielle Gemeinschaftsstruktur beeinflussen. Funktionelle Metagenomprofile bestätigten diese ökologischen Unterschiede: Proben aus der *Microcystis*-Blütezeit (September 2024) wiesen eine starke Anreicherung von Microcystin-Synthetase-Genen und Polyketidsynthasen auf, während Proben außerhalb der Blütezeit einen höheren Anteil allgemeiner Stoffwechselgene zeigten (Abb. 2.1.10).

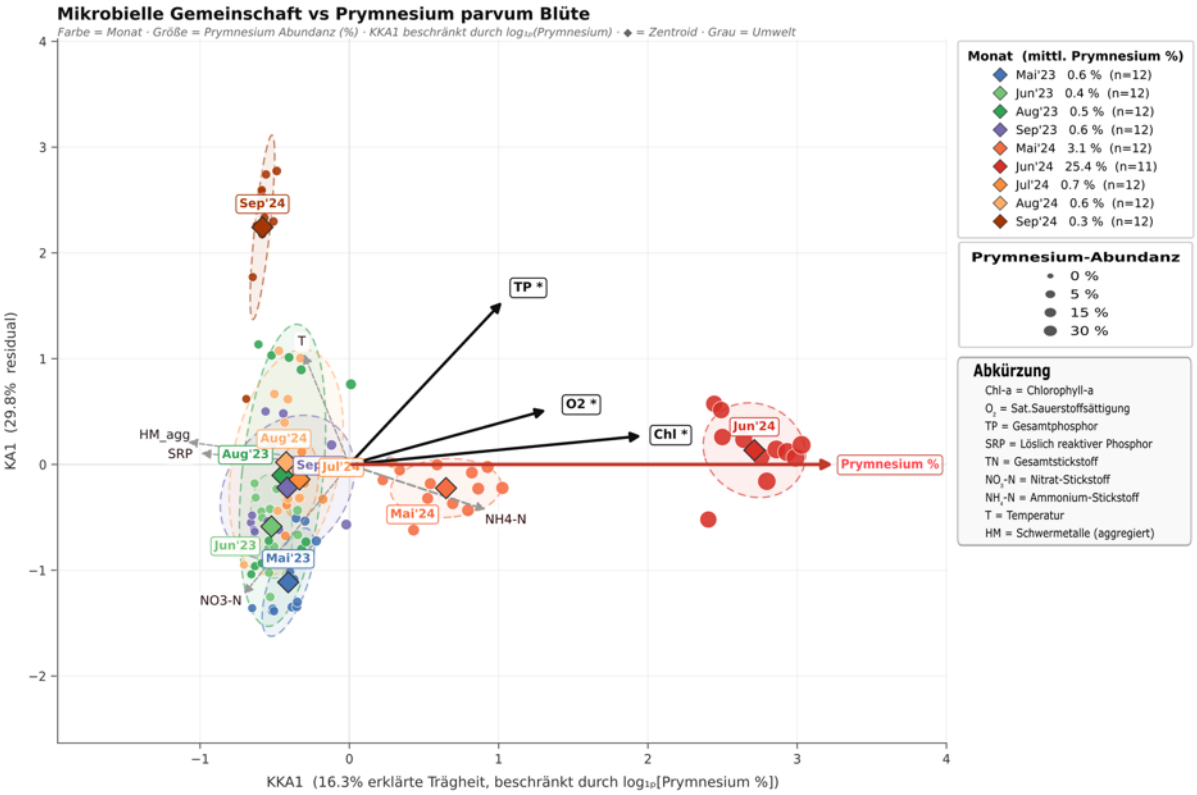


Abb. 2.1.9: Kanonische Korrespondenzanalyse von mikrobiellen Gemeinschaften unter Berücksichtigung von Umweltvariablen, die zeigt, wie sich während der *Prymnesium*-Blüte genommene Proben mit erhöhten Chlorophyll-, Temperatur- und Nährstoffwerten gruppieren.

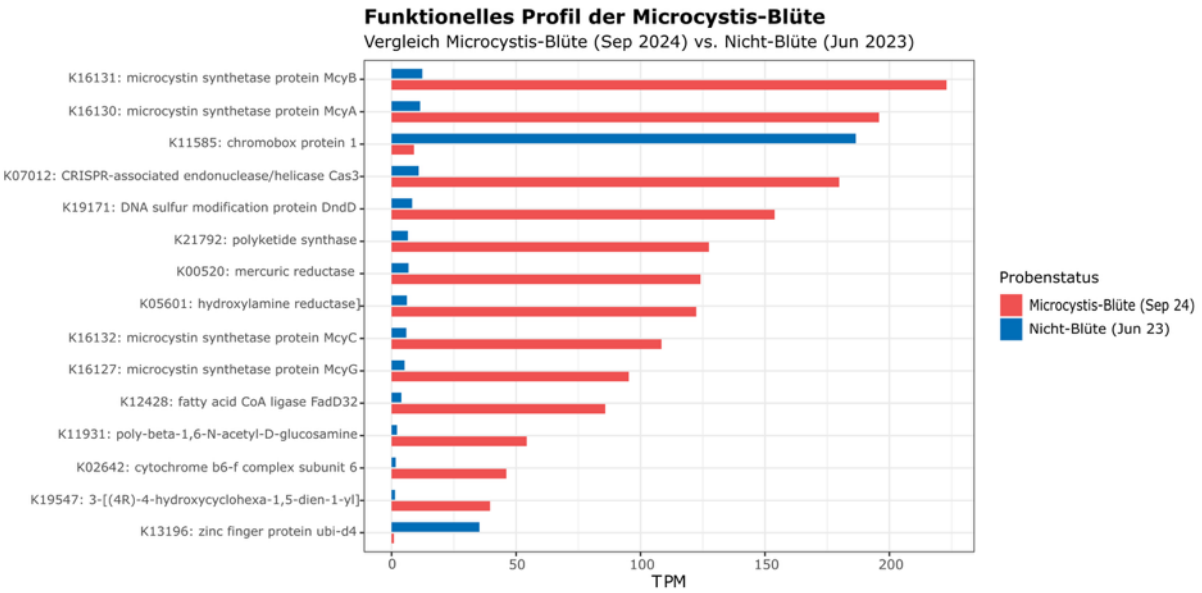


Abb. 2.1.10: Unterschiedliche Häufigkeit von KEGG-Orthologen (Kyoto Encyclopedia of Genes and Genomes – Datenbank mit Informationen über Strukturen von Biomolekülen) zwischen Proben während der Blaualgenblüte (*Microcystis*; September 2024) und außerhalb (Juni 2023) der Blütezeit.

LfU-Proben (Sedimentationsfallen- und Durchflusszentrifugations-Proben)

Trotz des Alters der Proben, unterschiedlicher Lagerungsbedingungen (die Proben von Januar 2022–Juni 2023 wurden in dieser Zeit bei Raumtemperatur gelagert, bevor sie bei –20°C eingefroren wurden) sowie der nicht vorhandenen Erfahrungen mit dieser Art von Proben konnte aus allen Proben (n = 108) erfolgreich eDNA extrahiert werden. Damit sind diese Proben die einzige uns zur Verfügung stehende Möglichkeit, Aufschlüsse über die Artenzusammensetzung von vor der *Prymnesium*-Blüte im August 2022 zu gewinnen. Die Nanopore-Shotgun-Sequenzierung von einer Auswahl der Proben (n = 41) zeigte eine größere Phytoplankton-Diversität bei den Sedimentationsfallen-Proben im Vergleich zu den Durchflusszentrifugations-Proben (Abb. 2.1.11).

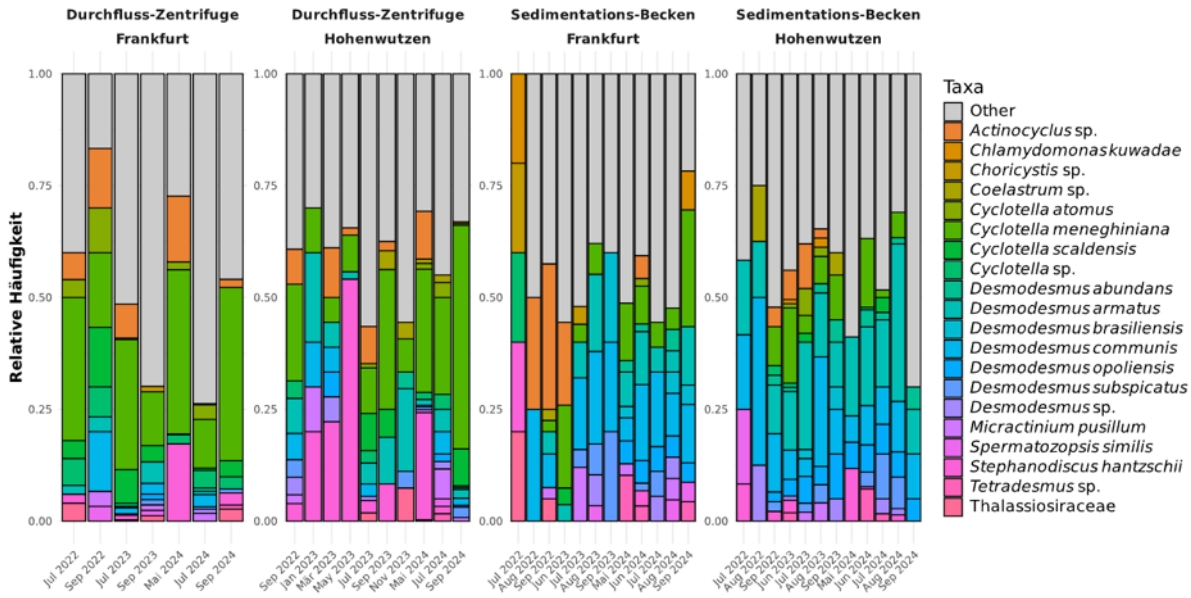


Abb. 2.1.11: Vergleich zweier Probentypen, die vom LfU an zwei Standorten in der Oder genommen werden. Die Daten basieren auf einer In-silico-Analyse der Nanopore-Shotgun-Sequenzierung. Dargestellt sind die 20 häufigsten Taxa.

2.1.3 Diskussion

Im Rahmen des ODER~SO-Projekts wurden neueste eDNA-Methoden zur Untersuchung mehrerer trophischer Ebenen eingesetzt, wie sie unseres Wissens nach bisher noch nie an einem großen Fluss angewendet wurden. Damit können einzelne Wasserproben zur Untersuchung der Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften auf mehreren trophischen Ebenen verwendet werden, und vorhandene Umweltproben, die für andere Zwecke entnommen wurden, können für die eDNA-Forschung genutzt werden (siehe Abschnitt Methoden). Auf diese Weise hat die Forschung im ODER~SO-Projekt einen wesentlichen Beitrag zur Verbesserung eDNA-basierter Untersuchungen großer Flusssysteme geleistet sowie zur Ergänzung traditioneller Monitoring-Methoden beigetragen.

Das eDNA-Metabarcoding zeigte eine hohe Vielfalt von Cyanobakterien, Bakterien, Grünalgen, Kieselalgen, Zooplankton und MZB auf, konnte jedoch bislang keine Fische nachweisen. Obwohl viele MZB-Gruppen nachgewiesen wurden, könnte die im Vergleich zur direkten Beprobung (siehe Kap. 2.2) relativ niedrige MZB-Taxa-Anzahl auf die geringen beprobten Wassermengen zurückzuführen sein. Die angewandte Probenahmestrategie, d. h. das Filtrieren

von 300–700 ml Wasser, hat offensichtlich nicht alle Insektentaxa und andere Makroinvertebratengruppen effizient erfasst. Die stärkste Ähnlichkeit zwischen Auen und Hauptstrom und damit potenzielle Konnektivität wurde für Zooplankton beobachtet, wo sechs Arten gemeinsam vorkamen. Als Fazit ist festzustellen, dass insbesondere für die höheren trophischen Taxa wie Makroinvertebraten und Fische größere Wasserproben entnommen werden sollten, um die An- oder Abwesenheit einzelner Taxa zuverlässig zu bestimmen. Für Mikroorganismen und auch Zooplankton erwies sich die gewählte Beprobungsstrategie als geeignet und zuverlässig.

Die Algen- und Kieselalgengemeinschaft folgt in der Oder klaren saisonalen Zyklen. Dabei unterscheiden sich die Gemeinschaften nur gering zwischen den verschiedenen Probenahme-Stellen entlang des Flusses. Anhand der durchgeführten Untersuchungen zeigt sich, dass regelmäßige Probenahmen an ein oder zwei Stellen geeignet sind, um die zeitliche Dynamik grundsätzlich zu verstehen. Es muss ermittelt werden, ob andere taxonomische Gruppen einem ähnlichen Muster folgen.

Ohne einen weiteren Vergleich mit den Gemeinschaften vor 2022 und ohne Wissen über potenzielle Anomalien, die auf die Oderkatastrophe im Jahr 2022 zurückzuführen sind, kann keine zuverlässige Aussage darüber getroffen werden, ob sich die Gemeinschaften durch die Massenentwicklung von *P. parvum* grundlegend verändert haben. Die Analysen der Sediment- und Zentrifugenmethoden, die 2022 gesammelt wurden, könnten weitere Informationen liefern. Die Anzahl der bis zum jetzigen Zeitpunkt untersuchten Proben lässt zwar Rückschlüsse auf Unterschiede zwischen den beiden Probenahmemethoden sowie zwischen den beiden Herkunftsorten zu, für zuverlässige Aussagen über eventuelle Auswirkungen der *Prymnesium*-Blüte vom August 2022 ist die Datengrundlage jedoch noch zu gering.

Die hier vorgestellten metagenomischen Perspektiven zeigen, dass das Oder-Mikrobiom stark auf die *Prymnesium*-Blüte (Mai–Juni 2024) reagierte, mit deutlichen Verschiebungen sowohl in der Zusammensetzung der Gemeinschaft als auch im funktionellen Potenzial. Der Vergleich der mittleren relativen Abundanzen mikrobieller Taxa zwischen 2023 und 2024 zeigt eine deutliche Umstrukturierung der bakteriellen und cyanobakteriellen Gemeinschaften. Mehrere dominante heterotrophe Süßwasserbakterien, darunter Alphaproteobacteria, Actinobacteriota, Burkholderiales und *Limnohabitans*, weisen im Jahr 2024 einen ausgeprägten Rückgang auf. Dies deutet auf eine verringerte Dominanz typischer Süßwassergemeinschaften hin (Tab. 2.1.3).

Tab. 2.1.3: Bakterien und Cyanobakterien mit den stärksten Unterschieden in der mittleren relativen Abundanz zwischen 2023 und 2024.

Taxon	Mittlere Abundanz 2023 (%)	Mittlere Abundanz 2024 (%)	Änderung 2024–2023 (%)	Interpretation
Alphaproteobacteria	8,67	3,15	− 5,52	Deutlicher Rückgang in 2024
Synechococcus	2,83	1,48	−1,35	Reduzierter cyanobakterieller Anteil
Verrucomicrobiota	2,32	3,62	+1,30	Zunahme der relativen Bedeutung

Taxon	Mittlere Abundanz 2023 (%)	Mittlere Abundanz 2024 (%)	Änderung 2024–2023 (%)	Interpretation
Actinobacteriota	2,75	1,52	−1,23	Rückgang heterotropher Bakterien
Saprospirales (Bacteroidota)	0,80	2,00	+1,20	Deutliche Zunahme in 2024
Burkholderiales (Gammaproteobacteria)	2,07	0,96	−1,11	Rückgang typischer Süßwasserbakterien
Limnohabitans (Gammaproteobacteria)	3,05	1,94	−1,10	Geringere Dominanz in 2024
Methylophilaceae (I)	1,39	0,36	−1,03	Starker Rückgang
Methylophilaceae (II)	2,33	1,44	−0,89	Moderater Rückgang
Planktothrix (Cyanobacteria)	1,03	1,89	+0,86	Zunahme blütenassoziierter Cyanobakterien

Die Perioden der Algenblüten waren durch eine verringerte mikrobielle Vielfalt und eine erhöhte Dominanz von Cyanobakterien und blütenassoziierten bakteriellen Taxa gekennzeichnet, was zu einer verringerten Vielfalt in anderen trophischen Ebenen führte. Ein ähnlicher Rückgang der mikrobiellen Vielfalt durch Algenblüten wurde bereits bei vergleichbaren Algenmassenentwicklungen in Binnengewässern dokumentiert, bei denen veränderte Nährstoffverhältnisse, erhöhter Salzgehalt und Toxinproduktion die mikrobiellen Gemeinschaften in Richtung stressresistenter Gruppen umstrukturierten (Mankiewicz-Boczek und Font-Nájera 2022).

Umweltgradienten — insbesondere Chlorophyll-a, Sauerstoffsättigung und Gesamtphosphor (TP) — wirkten sich stark auf die Gemeinschaftsstruktur aus, was sich in der Clusterbildung der Blüteproben im positiven KKA1-Bereich widerspiegelte (Abb. 2.1.9). Gelöste Nährstoffe (NO_3-N, SRP) korrelierten positiv mit dem negativen KKA1-Bereich und charakterisierten Nichtblüte-Bedingungen, was die aktive Nährstoffaufnahme durch die Phytoplanktongemeinschaft während der Blütephasen widerspiegelt. Die Erholung der Artenvielfalt nach der *Prymnesium*-Blüte 2024 sowie der Rückgang der Cyanobakteriendominanz deuten darauf hin, dass das Flussmikrobiom widerstandsfähig ist, sobald der Störungsdruck nachlässt. Ähnliche Erholungsverläufe wurden in anderen Süßwassersystemen beschrieben, wo die mikrobielle Vielfalt nach Blüteereignissen mit der Stabilisierung der Umweltbedingungen wieder zunahm (Woodhouse et al. 2016).

Funktionsanalysen zeigten, dass während der *Prymnesium*-Blüte mikrobielle Gemeinschaften eine erhöhte relative Häufigkeit von Genen und Stoffwechselwegen aufweisen, die mit Stresstoleranz und Toxinproduktion assoziiert sind. Insbesondere wurden höhere Anteile von Polyketidsynthasen, Microcystin-Synthetase-Genen sowie Genen für oxidative Stressreaktionen beobachtet. Diese Muster deuten auf einen erhöhten Selektionsdruck während der Blüte hin, der Mikroorganismen begünstigt, die unter Bedingungen von Ressourcenungleichgewicht, toxischem Stress und verstärkter Konkurrenz bestehen können. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Microcystin-Synthetase-Gene typischerweise mit cyanobakteriellen Blüten (z. B. *Microcystis*) assoziiert sind und daher eher auf nachfolgende oder überlappende cyanobakterielle Dynamiken als auf eine direkte Reaktion auf die *Prymnesium*-Blüte hinweisen. Insgesamt stimmen die beobachteten funktionellen Signaturen mit bekannten genomischen Anpassungen von Mikroorganismen in blütenbeeinflussten Süßwassersystemen überein.

Im Gegensatz dazu waren Nichtblüte-Proben durch eine höhere relative Häufigkeit grundlegender Stoffwechselwege gekennzeichnet, was auf stabilere und weniger gestörte mikrobielle Gemeinschaftsbedingungen hindeutet.

Mikrobielle Gemeinschaften reagierten schnell auf den Beginn der *Prymnesium*-Blüte, verringerten unter maximaler Störung ihre Vielfalt und zeigten danach Erholungsdynamiken. Zusammengenommen deuten diese Ergebnisse darauf hin, dass die Metagenomik als hochauflösende Komponente der multitrophischen Flussüberwachung dienen kann, die sowohl taxonomische als auch funktionelle Indikatoren für ökologischen Stress aufzeigen kann. Die Integration der Reaktionen von Bakterien und Cyanobakterien mit eukaryotischen Organismen bietet einen vollständigeren Überblick über die Dynamik der *Prymnesium*-Blüte und stärkt die Grundlage für langfristige Überwachungs- und Frühwarnsysteme.

Die hier durchgeführte Analyse zeigt, dass eDNA von den LfU-Proben (Sedimetationsfallen und Durchflusszentrifugen) gewonnen werden kann. Die Ergebnisse sind vielversprechend und lassen darauf schließen, dass weitere Analysen mehr Details zur Reaktion der Planktongemeinschaften in der Oder auf das Auftreten von vergangenen und zukünftigen *Prymnesium*-Blüten liefern werden. Dies gilt insbesondere für die Proben aus dem Jahr 2022, in dem die toxische *Prymnesium*-Blüte auftrat. Wir halten es für sinnvoll, die Proben auch auf mögliche Informationen über andere Komponenten des Ökosystems und des Nahrungsnetzes (Zooplankton, Makrozoobenthos, Fische) hin zu untersuchen.

Kontakt

Prof. Dr. Michael T. Monaghan

michael.monaghan@igb-berlin.de

Daniel Wewer

daniel.wewer@igb-berlin.de

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

Institut für Biologie
Freie Universität Berlin
Königin-Luise-Str. 2–4, Gartenhaus
14195 Berlin

Sai Hariharan Sankara Subramanian

sai.hariharan@igb-berlin.de

Prof. Dr. Hans-Peter Grossart

hanspeter.grossart@igb-berlin.de

Leibniz-Institut für
Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)
im Forschungsverbund Berlin e.V.
Zur alten Fischerhütte 2
16775 Stechlin OT Neuglobsow

Universität Potsdam
Institut für Biochemie und Biologie
Maulbeerallee 2
14469 Potsdam

Dr. Katrin Kiemel

katrin.kiemel@igb-berlin.de

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

2.2 Makrozoobenthos – Schädigung und Regeneration in der Flussmitte, am Ufer und in Auengewässern

Bianca Dörgeloh, Oskar Schröder, Mario Brauns, Sonja Jähnig, Norbert Kamjunke, Markus Weitere & Martin Pusch

2.2.1 Einleitung

Die wirbellosen Bodentiere eines Gewässers (Makrozoobenthos) stellen ein zentrales Element im Nahrungsnetz dar und sind gleichzeitig Träger wichtiger Funktionen von Gewässerökosystemen wie Stoffumsetzung und Selbstregulation. Da bestimmte Gruppen des Makrozoobenthos sensitiv auf Beeinträchtigungen der Wasserqualität reagieren, wird dieses seit über einem Jahrhundert auch als biologischer Indikator eingesetzt. Die Umweltkatastrophe in der Oder im August 2022 beeinträchtigte daher erwartungsgemäß nicht nur die Fischbestände, sondern auch Teilgruppen des Makrozoobenthos.

Insbesondere die Weichtiere (Mollusken) der Oder waren stark von der Umweltkatastrophe betroffen. Nach ersten Untersuchungen verzeichneten Großmuscheln der Familie Unionidae im Schnitt Verluste von 63 bis 88 % (Wolter et al. 2022, Szlauer-Łukaszewska et al. 2024) und Wasserschnecken, hauptsächlich aus der Familie der Viviparidae, Verluste von 95 % (Szlauer-Łukaszewska et al. 2024). Bei den Libellen zeigten sich im Folgejahr der Katastrophe bei Untersuchung der Exuvien hingegen keine Rückgänge (Petzold et al. 2024).

Zur Prüfung möglicher Schädigungen weiterer Teilgruppen sowie ihrer zu erwartenden Regeneration wurden die Makrozoobenthos-Gemeinschaften in der Grenz- und Westoder untersucht. Die Beprobung erfolgte sowohl in der durch Treibsand dominierten Flussmitte als auch in verschiedenen Habitaten des ufernahen bewatbaren Flachwassers. Die erhobenen Daten wurden mit Monitoringdaten insbesondere des Landesumweltamts Brandenburg (LfU) verglichen, die bereits vor der Umweltkatastrophe erhoben wurden.

Naturnahe Flüsse weisen eine große hydromorphologische Diversität auf mit einer Vielzahl unterschiedlich angebundener Rinnen, Altarme und Auengewässer (Koenzen 2005). Neben typischen strömungsliebenden, rheophilen Flussarten werden sie daher auch von einer Vielzahl aquatischer Bewohner langsam fließender und stehender Gewässer (limnophile und limno- bis rheophile Arten) bewohnt (Karaus et al. 2013). An der ausgebauten Oder ist die Diversität aquatischer Lebensräume eingeschränkt. Um die potenzielle Refugialfunktion vorhandener Auengewässer an der Oder zu untersuchen, wurden in der rezenten Aue gelegene Kleingewässer in die Untersuchung mit einbezogen (Abb. 2.2.1).

Diese Kleingewässer sind im Sommer überwiegend vom Fluss abgetrennt und weisen nur bei ausreichendem Hochwasser eine temporäre Verbindung zur Oder auf. Während der toxischen Algenblüte in der Oder bei Niedrigwasser waren die dort vorkommenden Makrozoobenthos-Gemeinschaften somit geschützt.

Vor diesem Hintergrund verfolgt die vorliegende Untersuchung das Ziel, die Auswirkungen der Umweltkatastrophe von 2022 auf das Makrozoobenthos der Grenz- und Westoder zu analysieren und den aktuellen Zustand sowie mögliche Regenerationsprozesse der benthischen Lebensgemeinschaften zu bewerten. Hierzu wurden Vorkommen, Zusammensetzung und Verteilung des Makrozoobenthos in unterschiedlichen Flusshabitaten sowie möglichen Refugien untersucht und mit früheren Monitoringdaten verglichen, um mögliche Veränderungen durch die toxische Massenentwicklung von *P. parvum* von natürlichen Schwankungen abzugrenzen. Ergänzend wird anhand ausgewählter isolierter Auengewässer geprüft, ob diese temporär als Rückzugsräume für Fließgewässerarten fungieren und damit potenziell zur Wiederbesiedlung beeinträchtigter Flussabschnitte beitragen können.

2.2.2 Methodik

2.2.2.1 Makrozoobenthos des Flusses

Um die Auswirkungen der toxischen Algenmassenentwicklung von *Prymnesium parvum* im August 2022 auf das Makrozoobenthos der Oder zu ermitteln, wurden Makrozoobenthos-Proben aus nicht-watbaren Bereichen, aus watbaren Flachwasserbereichen nahe dem Ufer sowie aus benachbarten Auengewässern genommen. Zur Beprobung des Flusses und der watbaren Uferbereiche und Auengewässer wurden verschiedene Methoden angewandt.

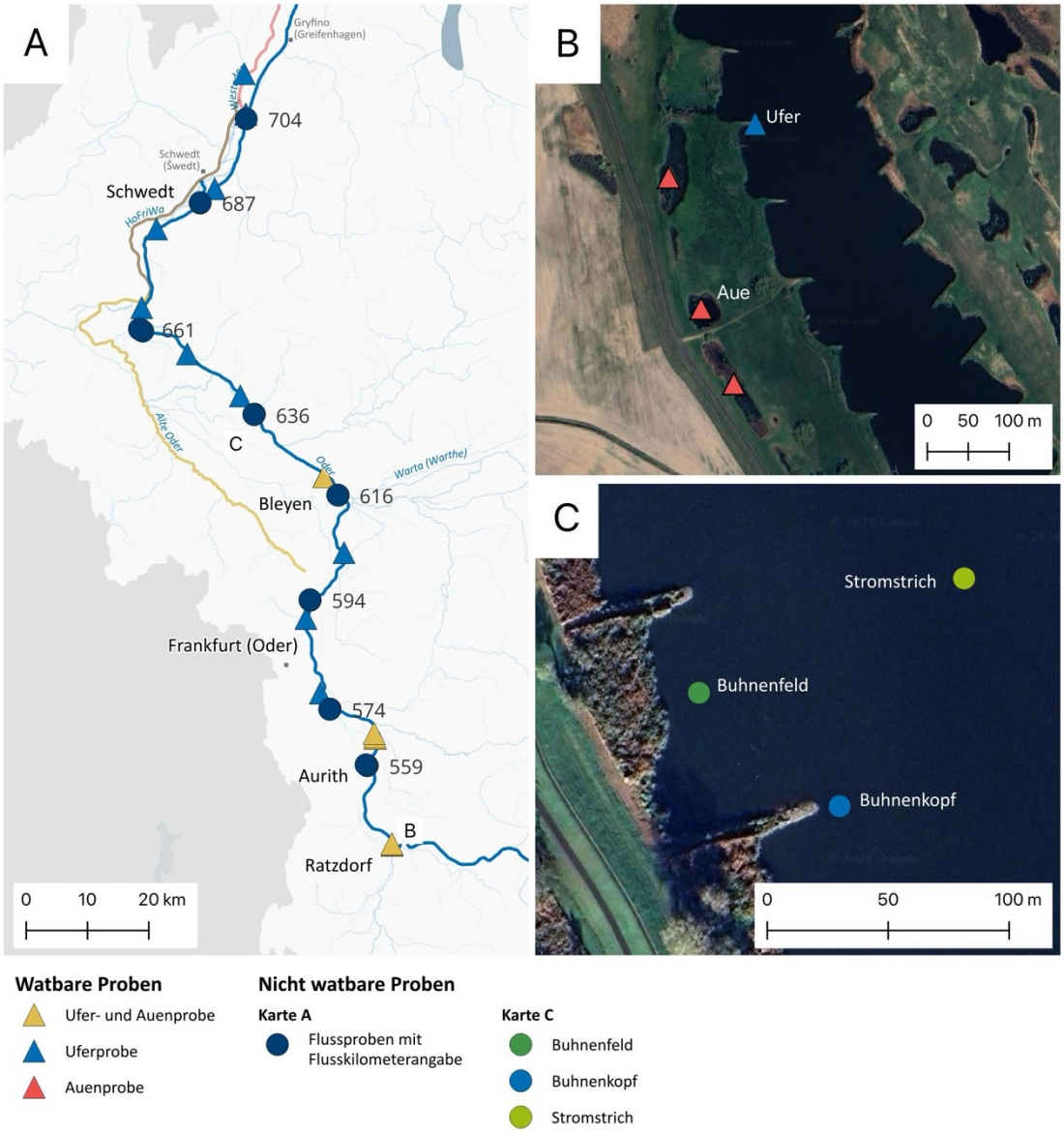


Abb. 2.2.1: A) Probestellen entlang der Oder im Bundesland Brandenburg. Dreiecke: watbare Uferproben (gelb: zusätzlich mit Beprobung von Auengewässern); Kreise: nicht-watbare Flussproben (mit Flusskilometerangabe). B) Ufer- und Auenprobestellen bei Ratzdorf. C) Drei Teillebensräume im nicht-watbaren Bereich des Flusses bei Groß Neuendorf (km 636)

Die Proben in den nicht-watbaren Bereichen wurden im April 2024 mit dem Forschungsschiff *ALBIS* des UFZ Magdeburg und 2025 mit dem Forschungsschiff *Paulus Schiemenz* des IGB Berlin an acht Probestellen entlang der Oder genommen (Abb. 2.2.1). Dabei wurden, wenn vorhanden, der Teillebensraum Buhnenfeld (Bereich zwischen zwei Buhnen), Buhnenkopf (Endbereich einer Buhne) sowie der Stromstrich beprobt (Abb. 2.2.1). Bei Flusskilometer 683 endet die buhnenregulierte Oderstrecke, sodass bei Flusskilometer 704 die Proben nur im Stromstrich genommen wurden. Bei Flusskilometer 687 wurde der Bereich vor einem Polder-Einlassbauwerk als Ersatz für ein echtes Buhnenfeld beprobt, eine Buhnenkopfprobe fehlt auch hier. 2025 konnten aufgrund des größeren Tiefgangs der *Paulus Schiemenz* die Buhnenköpfe nicht beprobt werden. An jeder Probestelle wurde von jedem Teillebensraum eine dreifach wiederholte Probe mit einem Airlift-Sampler (Firma UWITEC, Abb. 2.2.2) genommen.

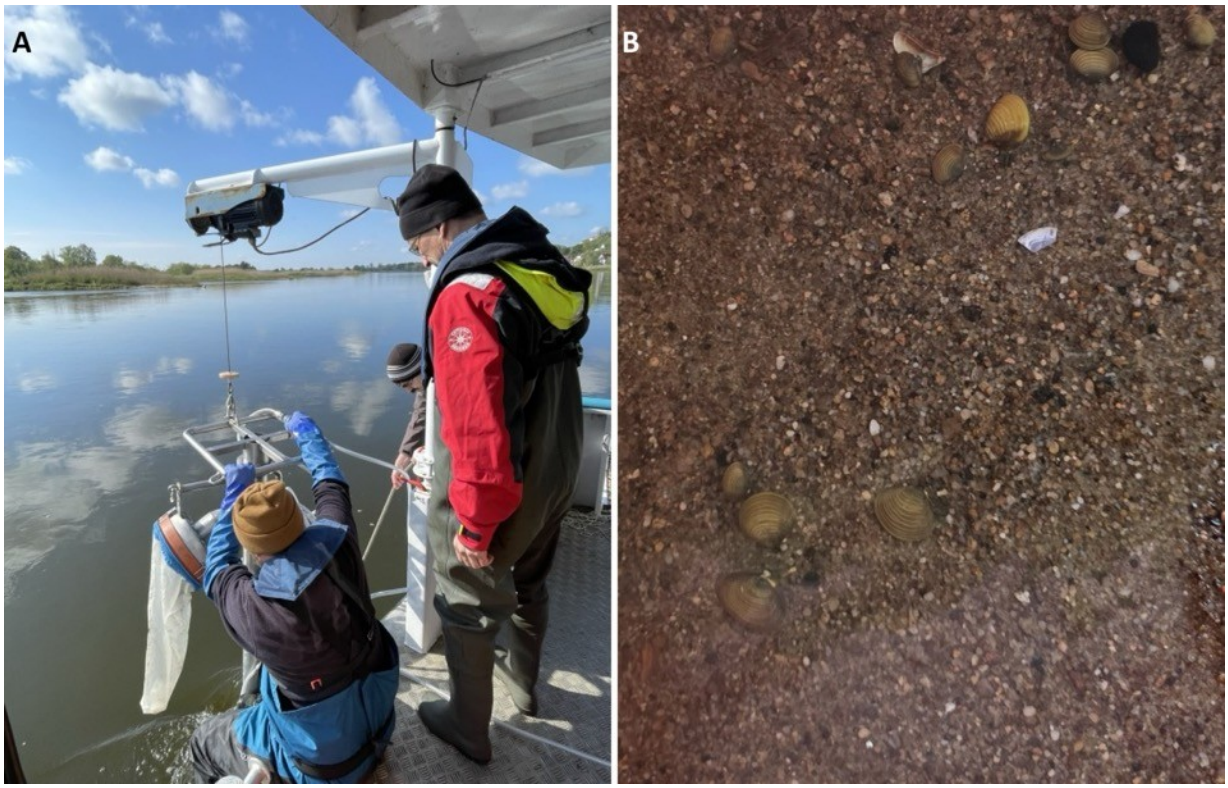


Abb. 2.2.2: A) Probenahme im Stromstrich mittels Airlift-Sampler vom Forschungsschiff ALBIS. Foto: Mario Brauns. B) Sedimentprobe eines Buhnenfelds mit zahlreichen Körbchenmuscheln (*Corbicula* sp.). Foto: Oskar Schröder

Die Probe wurde in einem Netz mit 0,5 mm Maschenweite aufgefangen, mehrere Male durch einen Kescher derselben Maschenweite gewaschen und danach in Alkohol (95 %) konserviert. Zusätzlich wurden an jeder Probestelle im Stromstrich die physikochemischen Parameter Temperatur, Leitfähigkeit und Sauerstoffsättigung sowie die Chlorophyll-a-Konzentration gemessen.

Das Sortieren, Bestimmen und Vermessen der im Sediment lebenden Tiere erfolgte durch die Firma Orendt Hydrobiologie, Leipzig. Zur Bestimmung der individuellen Trockenmasse wurden von jeder Art an jeder Probestelle bis zu 20 Individuen vermessen. Zur Bestimmung des Trockengewichts der einzelnen Taxa wurde die Masse der vermessenen Individuen mittels publizierter Masse/Längen-Korrelationen (beispielsweise Brabender et al. 2014; Mährlein et al. 2016) berechnet und auf die Gesamtabundanz in der Probe hochgerechnet. Bei Wenigborstern (Oligochaeta), Vielborstern (Polychaeta) und Grundwanzen (*Aphelocheirus aestivalis*) wurden alle Tiere jedes Taxons pro Probe gemeinsam getrocknet und gewogen.

Vergleichsdaten früherer Beprobungen des Makrozoobenthos der nicht-watbaren Flussbereiche der Oder von 1993 bis 2012 wurden von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) zur Verfügung gestellt. Diese wurden nicht mittels Airlift-Sampler, sondern mit Polyp- und Zweischalengreifern gewonnen, was aber trotzdem zu vergleichbaren Makrozoobenthos-Listen führen sollte.

Die watbaren Uferbereiche wurden im November 2022 an 9 Probestellen und im Juni 2023 an 13 Probestellen beprobt (Abb. 2.2.1, Abb. 2.2.3). Bei jeder Probenahme wurden an jeder Probestelle die vorherrschenden Habitate beprobt, welche sich aus einer Kombination der Position im Fluss wie ufernaher Bereich des Hauptstroms außerhalb von Buhnenfeldern,

Buhnenkopf oder Buhnenfeld sowie dem Substrat ergeben. Zu den Substraten zählen Steine, Kies, Sand, Makrophyten, Totholz, organische Ablagerungen, Stillwasser sowie Kombinationen dieser Substrate. Die Probenahme erfolgte mit variierenden Flächen, wobei im November 2022 je Habitat größere und heterogenere Flächen von 0,5 bis 2 m² beprobt wurden und im Juni 2023 überwiegend standardisierte Teilflächen von 0,5 m² (in Einzelfällen 0,25 m²), angepasst an Habitattyp und strukturelle Gegebenheiten. Zur Makrozoobenthos-Probenahme wurde Kick-Netz-Sampling (Netzkantenlänge 25 cm, Maschenweite 0,5 mm) angewandt. Von Grobsubstraten wie Steinen, Totholz oder Makrophyten wurde das Makrozoobenthos abgebürstet. Sand- und Kiesproben wurden aufgeschwemmt, um den organischen vom anorganischen Anteil zu trennen. Bis auf im Feld identifizierte und zurückgesetzte Tiere wurde das Material in Ethanol (96 %) aufbewahrt.

Im Labor wurden einige Proben durch Siebe und/oder Aufschwemmen in eine Grob-, Fein- und/oder Sandfraktion unterteilt (DIN-4188-Maschenweite 5,6 mm, -dicke 1,6 mm). Je nach Materialmenge wurde das Material vollständig oder anteilsmäßig auf Makrozoobenthos durchgesehen. Tiere wurden nach Fraktionen getrennt sortiert und gezählt und die Abundanzen in Individuen pro m^2 berechnet.

Aus jeder Probe bzw. Fraktion wurden je Tiergruppe bis zu 100 Individuen, bei Viel- und Wenigborstern maximal 50 Individuen entnommen. Alle weiteren Tiere der jeweiligen Gruppe wurden gezählt. Mit Ausnahme der Zweiflügler-Puppen, Zuckmückenlarven, Kugelmuscheln, Vielborster, Wenigborster sowie der Fadenwürmer wurden die heraussortierten Tiere wenn möglich bis auf Artniveau bestimmt. Moostierchen wurden nicht gezählt, sondern nur ihr Vorkommen, und gegebenenfalls ihre Koloniegröße vermerkt.

Vergleichsdaten des Makrozoobenthos der Oder der ufernahen Bereiche aus dem Zeitraum vor der toxischen Algenmassenentwicklung liegen durch die regelmäßig durchgeführten Untersuchungen des Landesumweltamts Brandenburg sowie vereinzelt aus weiteren Untersuchungen vor.

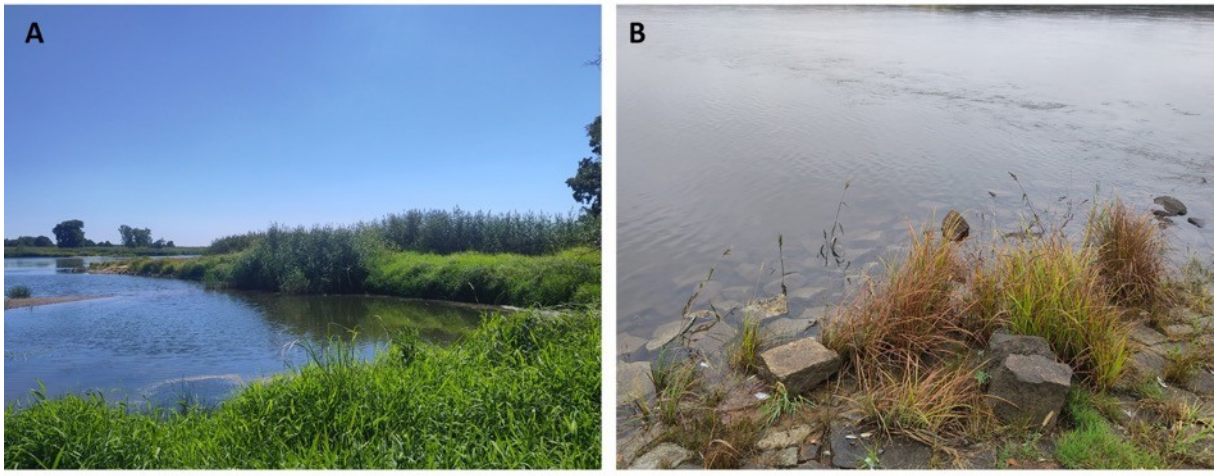


Abb. 2.2.3: A) Probestelle der bewatbaren Uferbereiche bei Aurith im August 2024. B) Beispiel für das am Buhnenkopf gelegene Steinsubstrat bei Aurith im Oktober 2025. Foto: IGB

2.2.2.2 Makrozoobenthos der Auengewässer

Um die Rolle der Auengewässer als Lebensraum und als Refugien für Arten, die auch im Fluss vorkommen, zu untersuchen, wurden an den Standorten Ratzdorf, Aurith und Bleyen Gewässer ausgewählt, welche bei Hochwassern regelmäßig mit der Oder verbunden sind, aber während der toxischen Algenmassenentwicklung von *P. parvum* aufgrund des damaligen extremen Niedrigwassers keine Verbindung zur Oder aufwiesen (Abb. 2.2.1, Abb. 2.2.4). Je Gewässer wurde ein Quadratmeter Fläche beprobt, anteilsmäßig verteilt auf die vorherrschenden Habitate. Insgesamt wurden die Gewässer zwischen April 2024 und September 2024 jeweils 5-mal beprobt. Die Beprobungen fanden in den Kalenderwochen 17, 22, 26, 31 und 37 statt. Die Probenbearbeitung erfolgte analog zu den watbaren Uferbereichen.

Abb. 2.2.4: A) Auengewässer bei Aurith im Juni 2024. B) Schneckenfunde im Mai 2024 bei Ratzdorf: *Lymnaea stagnalis* (links unten), *Planorbarius corneus* (oben) und *Viviparus contectus* (rechts unten). Foto: IGB

2.2.2.3 Vergleichsdaten und Datenanalyse

Zum Vergleich mit der Zeit vor der toxischen Algenmassenentwicklung und insbesondere zur Klärung der Frage, ob es eine Schädigung bzw. auffällige Veränderungen in der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos nach August 2022 gab, wurden verschiedene Datensätze zusammengestellt. Für die Beprobungen der nicht-watbaren Bereiche liegen Vergleichsdaten von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) vor, deren letzte Beprobung 2012 stattfand, für den Stromstrich zuletzt 1998. Ein Teil der BfG-Vergleichsdaten von 1998 bis 2001 ist in IKSO (2003) veröffentlicht.

Für den Vergleich der ufernahen Flussbereiche wurden Daten des LfU (Landesamt für Umwelt, Land Brandenburg, Datenübergabe am 19.03.2025) und aus Garcia und Wolter (2023) herangezogen. Das LfU Brandenburg erfasst alle 1 bis 4 Jahre das Makrozoobenthos an variierenden Probestellen in den ufernahen Bereichen entlang der Oder und Westoder. Garcia und Wolter (2023) erfassten 2022 vor und nach der Katastrophe das Makrozoobenthos im Nationalpark Unteres Odertal. Diese externen Daten wurden im Gegensatz zu den Daten des ODER~SO-Projekts durch Multihabitatsampling gewonnen. Um diese Multihabitatsampling-Daten mit habitatspezifischen Proben aus dem Projekt ODER~SO zu vergleichen, wurden Letztere für die folgende Analyse pro Probestelle und Beprobung zu gepoolten Proben zusammengefasst. Die beprobte Fläche beträgt bei den Daten des LfU 1,25 oder 1,325 m^2, bei den Daten von Garcia und Wolter (2023) etwa 1 m^2. In den eigenen Erhebungen wurden im Vergleich zu der

standardisierten Multihabitatsampling-Probenahme je Probestelle 2 bis 5 der jeweils vorherrschenden Habitate beprobt. Diese Habitatproben wurden je Probestelle zu größeren Gesamtflächen von 1 bis 5 m² zusammengesetzt. Bei den eigenen Proben erfolgte keine Gewichtung nach vorliegenden Habitatanteilen. Alle Abundanzen wurden als Individuen pro Quadratmeter standardisiert. Bei der Erhebung der LfU-Daten wurde zur Aussortierung der Individuen kein Binokular-Mikroskop verwendet. Da mit zunehmender beprobter Fläche und höherer Probenanzahl die Wahrscheinlichkeit steigt, auch seltene Arten zu erfassen, wurden für die Berechnung der Diversitätsindizes nach dem Zusammenfassen der Habitatproben pro Probestelle die Werte pro Taxon gerundet und pro Familie aufsummiert.

Die Verifizierung der wissenschaftlichen Namen der Taxa der ufernahen Flussbereiche und Auengewässer erfolgte mittels der Tabellen der Erfassungsmethode Perlodes (gewaesser-bewertung-berechnung.de 2025), denen auch weitere Informationen entnommen wurden. Ergänzend wurden auch Informationen vom NCBI (National Center for Biotechnology Information 1988) hinzugezogen.

Bei der Analyse der ufernahen Flussbereiche und Auengewässer wurden Süßwassermilben (Hydrachnidia Gen. sp.), Moostierchen (Bryozoa), Hohltiere (Coelenterata), Schwämme (Porifera), Großmuscheln (Unionidae), Fischlaus (Branchiura) und Cambaridae, eine Familie der Flusskrebse, nicht berücksichtigt.

Datenanalyse und Statistik erfolgte mit RStudio R version 4.5.2 (R Core Team 2023) sowie Past 5.4 (Hammer et al. 2001). Für die Analyse mit R wurden unter anderem die Packages tidyverse (Wickham et al. 2019) und vegan (Oksanen et al. 2025) verwendet.

2.2.3 Ergebnisse

2.2.3.1 Makrozoobenthos der nicht-watbaren Flussbereiche

Im Frühjahr 2024 wurden an 8 Probestellen mit insgesamt 21 Proben 3.551 Individuen (Anhang Tab. A2.2.1) aus 85 Taxa festgestellt. Im Frühjahr 2025 wurden an den acht Probestellen 15 Proben (keine Buhnenkopfproben) genommen, in denen 1.319 Individuen aus 47 Taxa nachgewiesen wurden.

Die drei Teillebensräume Stromstrich, Buhnenkopf und Buhnenfeld unterschieden sich in ihren Artengemeinschaften signifikant (Abb. 2.2.5; Anhang Tab. A2.2.1). Im Stromstrich dominierten Zuckmückenlarven (Chironomidae) der Gattungen *Robackia* und *Saetheria*, Körbchenmuscheln (*Corbicula* sp.) sowie Wenigborster (Oligochaeta). An den Buhnenköpfen, wo Hartsubstrat in Form von Steinschüttung dominiert, traten neben den Körbchenmuscheln vor allem Flohkrebse der Gattungen *Dikerogammarus* und *Chelicorophium* auf, etwa zwanzig Arten Zuckmücken sowie Kriebelmücken (Simuliidae) und Köcherfliegen (Trichoptera). In den Buhnenfeldern kamen neben den Körbchenmuscheln auch Kugelmuscheln (Sphaeriidae) und Flussmuscheln (*Unio tumidus* und *Unio pictorum*) vor, dazu Flohkrebse der Gattung *Gammarus* (vor allem *G. tigrinus*), Zuckmücken sowie Wenig- und Vielborster.

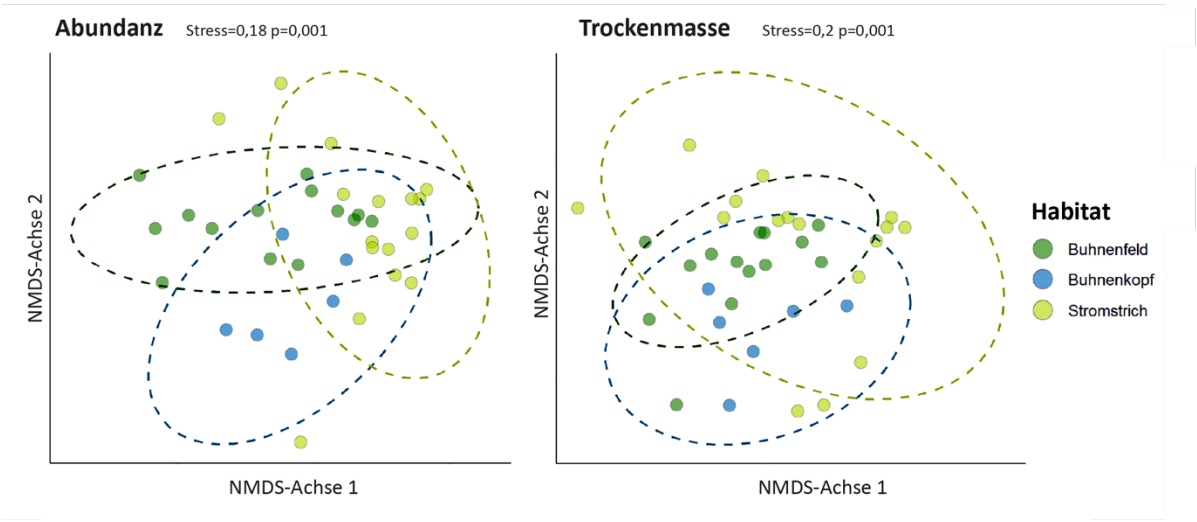


Abb. 2.2.5: Ordinationsplot (nicht-metrische multidimensionale Skalierung) der Ähnlichkeiten der Artengemeinschaften zwischen den einzelnen Habitaten, basierend auf Abundanzen (links) und Trockenmasse (rechts). Da Buhnenköpfe nur im Frühjahr 2024 beprobt wurden, stehen hier weniger Datenpunkte zur Verfügung. Die Habitate Buhnenfeld, Buhnenkopf und Stromstrich weisen hochsignifikante Unterschiede in ihrer Artzusammensetzung auf (PERMANOVA $p < 0{,}001$).

Deutliche Unterschiede ergaben sich auch im Artenreichtum der Habitate. Während Buhnenfeld und Buhnenkopf in ihrer Diversität ähnlich waren, kamen in den Stromstrichproben nur wenige Taxa (etwa ein Drittel der anderen Lebensräume) und diese in vergleichsweise geringen Abundanzen vor (Abb. 2.2.6). Nur wenige Arten der Zuckmücken, Wenigborster und Körbchenmuscheln können diesen durch hohe Sedimentmobilität gekennzeichneten Extremlebensraum besiedeln, welcher allerdings einen Großteil (60–90 %) der Fläche des Flusses ausmacht.

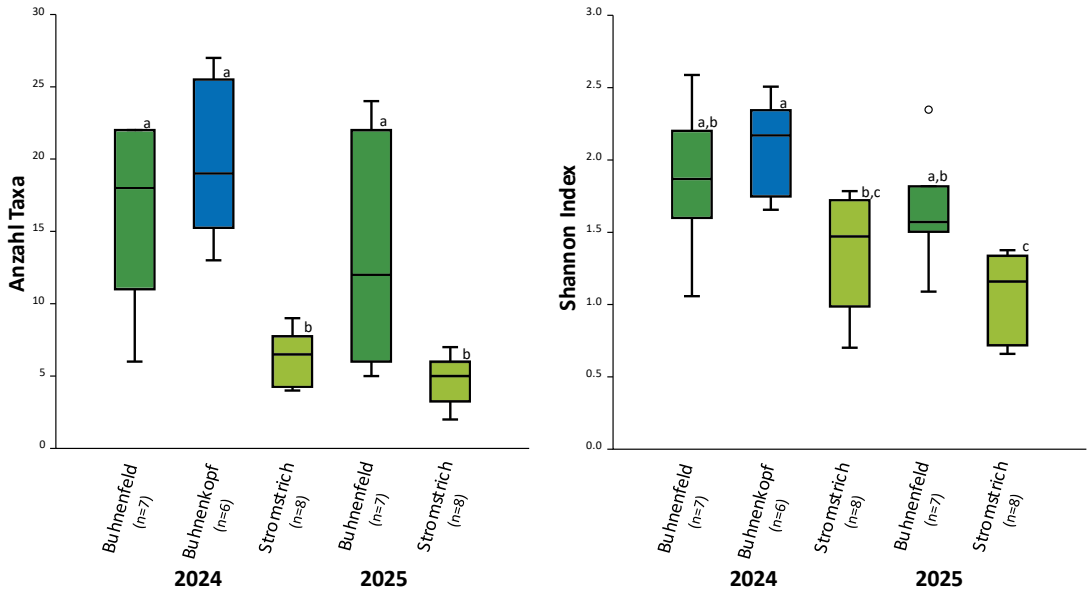


Abb. 2.2.6: Boxplots der Taxazahlen (Alpha-Diversität) und Shannon-Indizes der Habitattypen und Probejahre; Farben wie in Abb. 2.2.1 und 2.2.5. Säulen, die einen Buchstaben teilen, weisen keine signifikanten Unterschiede auf (Whitney-U $p < 0,5$). Die Artengemeinschaften des Stromstrichs sind signifikant artenärmer als die der Buhnenköpfe und Buhnenfelder. Der Rückgang der Diversität 2025 ist statistisch nicht signifikant. Buhnenköpfe konnten 2025 nicht beprobt werden.

Signifikante Unterschiede zwischen den Probenahmen 2024 und 2025 ergaben sich nur innerhalb der Artengemeinschaften der Buhnenfelder, basierend auf Taxa-Abundanz (PERMANOVA $p = 0,02$). Ursache dafür waren die geringere Diversität und das Fehlen mehrerer Flohkrebs- und Zuckmücken-Arten in den Buhnenfeldern stromabwärts im Frühjahr 2025. Im Stromstrich traten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Probenahmen auf.

Die letzten Vergleichsdaten der BfG, bei denen das Makrozoobenthos im Stromstrich der Oder von einem Schiff aus untersucht wurde, stammen aus den Jahren 1993 bis 1998. In den rund dreißig Jahren zwischen beiden Probezeiträumen haben sich die Artengemeinschaften signifikant gewandelt (Abb. 2.2.7), was sich vor allem im Fehlen der beiden heute häufigen Neozoen Körbchenmuschel (*Corbicula* sp.) und Höckerflohkrebs (*Dikerogammarus* sp.) in den Daten der BfG zeigt. Sowohl in den 1990er-Jahren als auch aktuell ist die Besiedlung der Stromsohle der Oder arten- und individuenarm. Die Lebensgemeinschaft des Stromstrichs bestand in den 1990er-Jahren größtenteils aus Zuckmückenlarven, Wenigborstern und im geringen Maße aus Flohkrebsen (*Gammarus* sp. und *Chelicorophium* sp.). Im Vergleich dazu ist die Abundanz der Wenigborster in den Oderdaten nach August 2022 geringer, und die sich ab 2006 in der Oder ausbreitende Körbchenmuschel macht einen großen Anteil der Trockenmasse aus. Nach Harmonisierung der Daten (in den BfG-Daten wurden Chironomiden nicht auf Artniveau bestimmt) kamen in den 1990er-Jahren pro Probe im Stromstrich im Mittel 2,34 Taxa bei 864 Individuen pro Quadratmeter vor und in den Proben von 2024 und 2025 3,1 Taxa bei 250 Individuen. Die höheren Individuenzahlen der BfG-Vergleichsdaten sind nahezu ausschließlich durch die damaligen höheren Besiedlungsdichten der Wenigborster bedingt. Ob der Rückgang der Wenigborster durch *Prymnesium*-Toxine verursacht wurde oder andere Einflüsse der letzten Jahrzehnte wie Neozoa dafür verantwortlich sind, lässt sich aus den vorhandenen Daten nicht sicher ableiten.

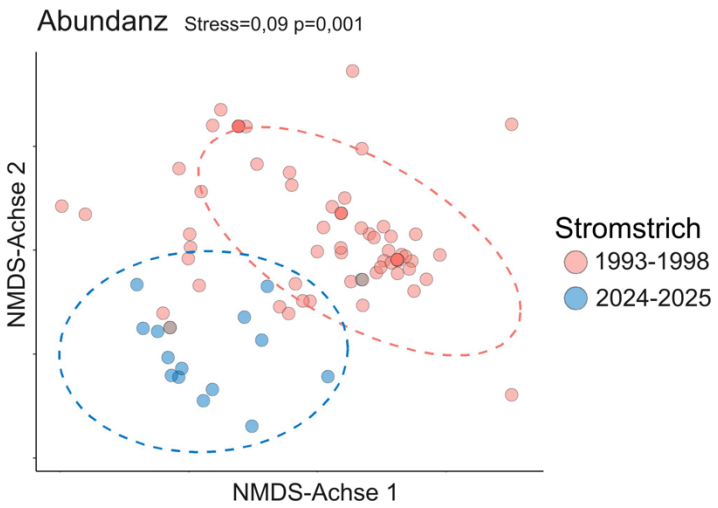


Abb. 2.2.7: Ordinationsplot der Ähnlichkeiten der Artengemeinschaften im Stromstrich zwischen den letzten Probenahmen der BfG (1993–1998) in der Flussmitte sowie der ODER~SO-Probenahme (2024–2025), basierend auf Abundanzen. Die Artengemeinschaften in der Oder haben sich innerhalb von 30 Jahren signifikant verändert (PERMANOVA $p < 0{,}001$).

In den Jahren nach der *Prymnesium*-Blüte war innerhalb der Muscheln die Körbchenmuschel (*Corbicula* sp.) die bei weitem häufigste Art (Anhang Tab. A2.2.1), wenn auch die deutlich größeren Flussmuscheln sie an Gesamttrockenmasse übertreffen. Zwischen den beiden Probenahmen 2024 und 2025 nahm der Median der Schalenlänge von *Corbicula* sp. innerhalb der Buhnenfelder signifikant von 3,2 mm auf 9,6 mm zu (Abb. 2.2.8). Dies deutet darauf hin, dass im Frühjahr 2024 der Großteil der Muscheln aus den Reproduktionsphasen von 2023 stammte. Es waren nur wenige größere, d. h. ältere Individuen der Körbchenmuschel in den Proben vorhanden. 2025 war der Anteil der mehrjährigen Muscheln an der Population wieder höher. Eine Erklärung für diesen Befund wäre ein Einbruch der *Corbicula*-Population nach der toxischen Massenentwicklung von *Prymnesium*, wie er bei den Großmuscheln stattgefunden hat (Kapitel 2.3; Wolter et al. 2022) und eine noch andauernde Erholung. Im Stromstrich wurde allerdings kein vergleichbarer Größenzuwachs festgestellt.

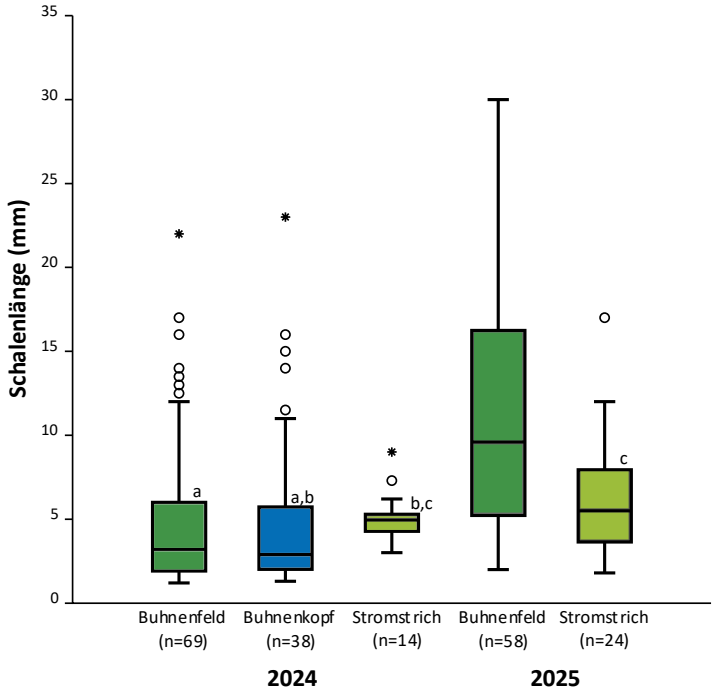


Abb. 2.2.8: Boxplot der Schalenlänge von Corbicula sp. in den verschiedenen Habitaten. Säulen, die einen Buchstaben teilen, weisen keine signifikanten Unterschiede auf (Whitney-U p > 0,5). In den Buhnenfeldern waren die Körbchenmuscheln 2025 signifikant größer als 2024, was auf einen größeren Anteil an mehrjährigen Tieren hinweist.

2.2.3.2 Makrozoobenthos der ufernahen Bereiche

Im November 2022 und Juni 2023 wurden an 9 bzw. 13 Probestellen 32 bzw. 45 Habitatproben genommen. Im November 2022 wurden 139 verschiedene Taxa (66 Familien) nachgewiesen (Anhang Tab. A2.2.2). Mit insgesamt jeweils 21 Taxa stellten die Schnecken und Köcherfliegen die taxareichsten Organismengruppen dar. Auf Ebene der Familien wiesen hingegen die Zweiflügler mit 10 nachgewiesenen Familien die größte Diversität auf. Im Juni 2023 wurden 191 verschiedene Taxa (79 Familien) gefunden (Anhang Tab. A2.2.3). Mit 26 Taxa stellten die Schnecken die taxareichste Organismengruppe dar, gefolgt von den Krebstieren mit 25 Taxa. Bei den Schnecken wurde mit 10 Familien auch die höchste Familienanzahl verzeichnet.

Die ufernahen Bereiche sind deutlich artenreicher als die Strommitte. Auch die Abundanzen des Makrozoobenthos waren in den ufernahen Bereichen im November 2022 und Juni 2023 deutlich höher als im Stromstrich in 2024 und 2025. Allein die Krebstiere und Zweiflügler der ufernahen Bereiche übertrafen die Abundanzen im Stromstrich um ein Vielfaches.

Das Makrozoobenthos wird dominiert von Zuckmücken, neozoischen Flohkrebsen und der ebenfalls eingeschleppten Neuseeländischen Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum*. Einheimische Insektenarten aus den Ordnungen Eintagsfliegen und Köcherfliegen sind in der Lebensgemeinschaft vertreten, kommen aber in vergleichsweise geringen Abundanzen vor. Bemerkenswert ist das Auftreten der Eintagsfliege *Brachycercus harrisella*, deren Larven Substratspezialisten sind und in den Anschwemmflächen von feinem festen Sand und Detritus leben, sowie auch der sehr seltenen Eintagsfliege *Ametropus fragilis* (Rote-Liste-Kategorie 1, vom Aussterben bedroht), die nur in Tieflandflüssen auf flachen, überströmten, unverschlammten Sandbänken vorkommt.

Die bisherigen Ergebnisse zeigen einen Einfluss der Jahreszeit und des Substrats auf die Zusammensetzung des Makrozoobenthos. Die Substrate Steine, Kies und Makrophyten (emerse und submerse zusammengefasst) sind von Krebstieren dominiert, sandige Substrate von Zweiflüglern (Abb. 2.2.9). Schnecken besiedeln bevorzugt Makrophyten, während die höchste Dichte an Köcherfliegen auf Steinen gefunden wurde. An den beprobten Steinhabitaten an den Buhnenköpfen traten die größten Strömungsgeschwindigkeiten der untersuchten Habitate auf.

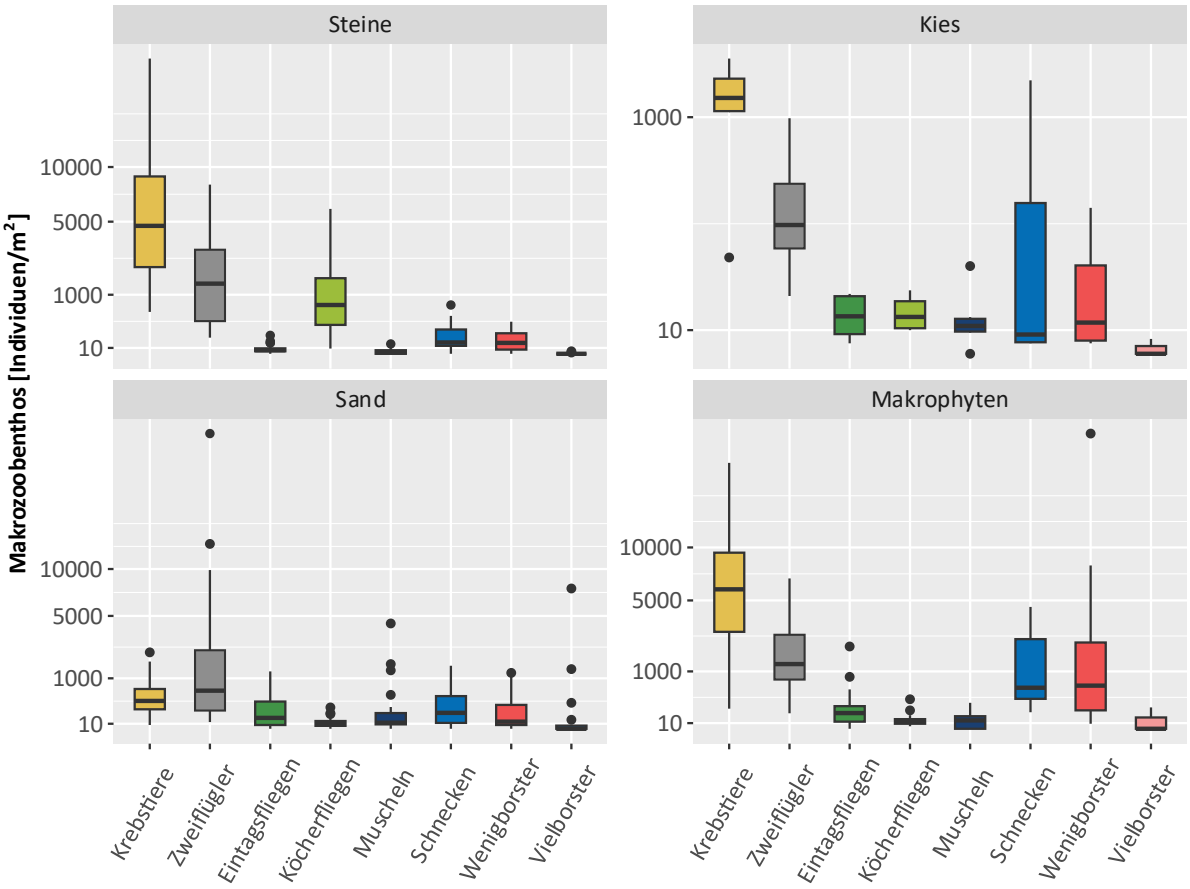


Abb. 2.2.9: Besiedlungsdichten der häufigsten 8 Makrozoobenthos-Gruppen auf Steinen, Kies, Sand und Makrophyten. Es sind nur Substrate dargestellt, die mindestens 5-mal beprobt worden sind.

In Proben vom Sommer 2022, die vor der *Prymnesium*-Blüte genommen wurden, war die Makrozoobenthos-Gemeinschaft dominiert von Schlickkrebsen (Corophiidae) und Flohkrebsen (Gammaridae) (Abb. 2.2.10). Im Sommer 2023 dominierten Gammaridae und Zuckmücken (Chironomidae). Dreikantmuscheln (Dreissenidae) und Corophiidae waren im Sommer 2023 deutlich seltener als im Jahr zuvor, während Gammaridae und Chironomidae häufiger vorkamen. Für diese ausgewählten Gruppen zeigen sich aber auch in den Jahren vor der Katastrophe hohe Schwankungen (Anhang Abb. A2.2.1).

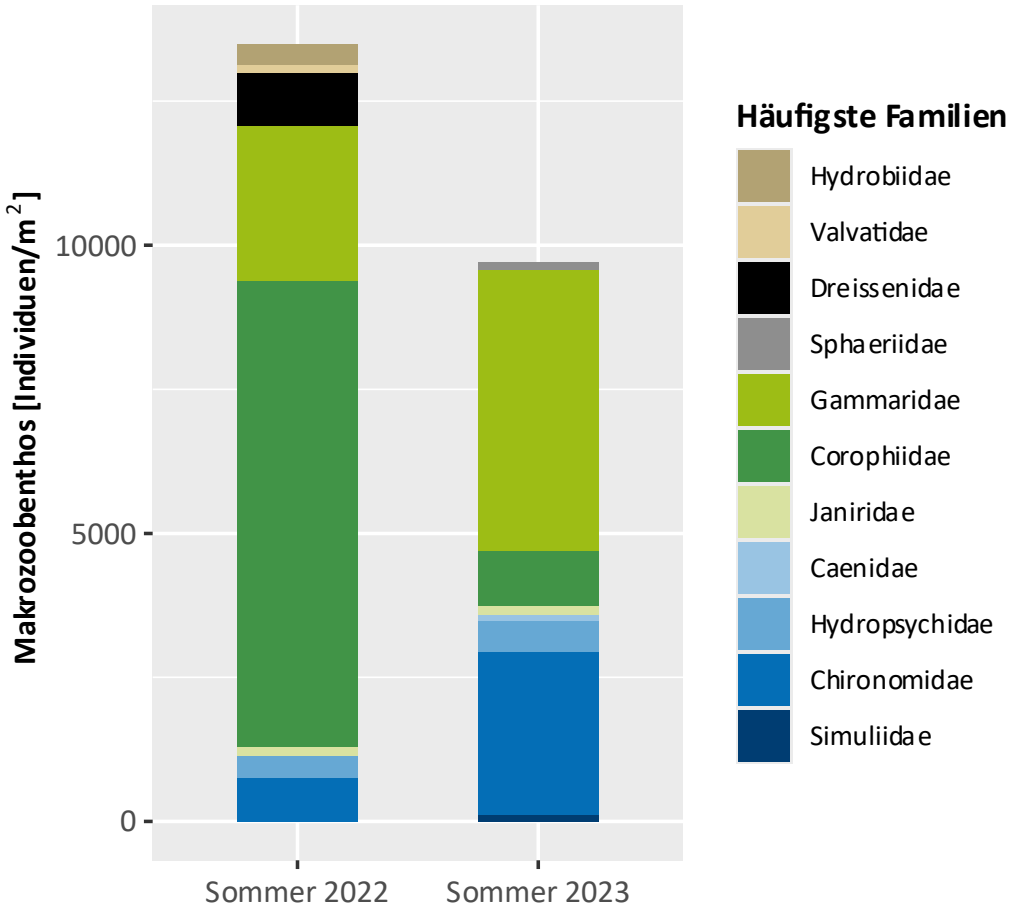


Abb. 2.2.10: Zusammensetzung des Makrozoobenthos im Sommer vor und im Sommer nach der *Prymnesium*-Blüte. Nur Berücksichtigung der Familien mit durchschnittlich mehr als 100 Individuen/m². Nur Berücksichtigung von Taxa, die mindestens bis auf Familienniveau bestimmt worden sind (Datenquellen: Juni 2022: LfU Brandenburg, Juli 2022: Garcia und Wolter, Juni 2023: IGB). Die Datensätze basieren auf unterschiedlichen Probenahme-Methoden (siehe Methoden). Einzelabbildungen der Familien mit längerer zeitlicher Auflösung befinden sich zudem im Anhang (Abb. A2.2.1).

Ein Vergleich der Abundanzen und Zusammensetzung der 8 dominanten Makrozoobenthos-Gruppen vor und nach der *Prymnesium*-Blüte zeigt, dass diese bereits vor August 2022 starke Schwankungen aufwiesen (Abb. 2.2.11). Ein deutlicher Bestandseinbruch im Herbst 2022 konnte bei diesen Ordnungen nicht beobachtet werden. Im Allgemeinen dominieren Krebstiere und Zweiflügler die Makrozoobenthos-Fauna der Oder.

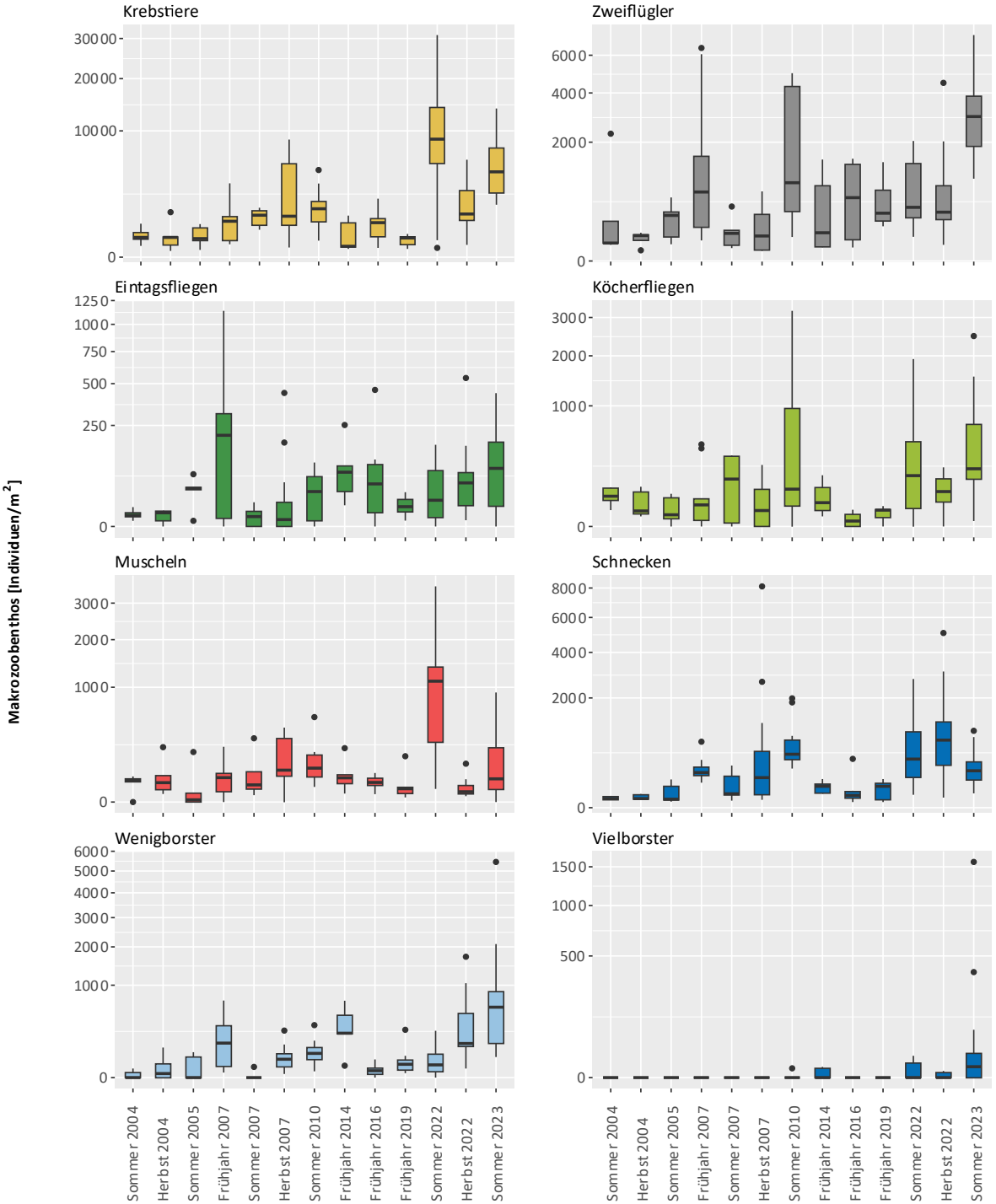


Abb. 2.2.11: Abundanzen der 8 häufigsten Gruppen des Makrozoobenthos vor (bis einschließlich Sommer 2022) und nach (ab Herbst 2022) der toxischen Massenentwicklung von *P. parvum* (Datenquellen: bis Juni 2022: LfU Brandenburg, Juli 2022: Garcia und Wolter, November 2022: Garcia und Wolter und IGB, Juni 2023: IGB). Die Datensätze basieren auf unterschiedlichen Probenahme-Methoden (siehe Methoden).

Die Shannon-Diversität des Makrozoobenthos auf Familienniveau bleibt über die Jahre ungefähr konstant und zeigt für den Sommer 2023 einen leichten Anstieg nach der Katastrophe im Vergleich zum Sommer des Jahres davor (Abb. 2.2.12). Die Änderungen der Diversität von Beprobungen nach der Katastrophe liegen aber im Bereich der Schwankungen, welche auch bei den Beprobungen vor der Katastrophe zu sehen sind.

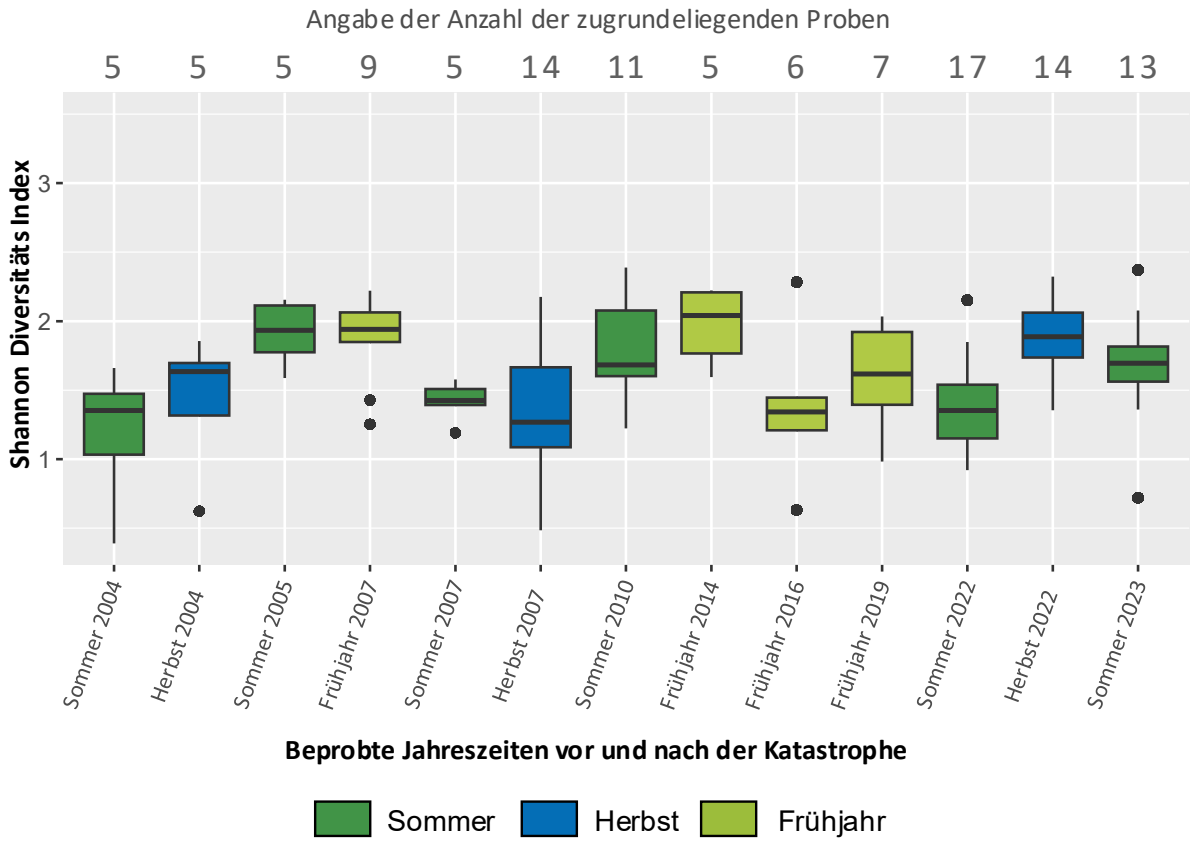


Abb. 2.2.12: Shannon-Diversität für Taxa auf Familienlevel für beprobte Jahreszeiten vor (bis Sommer 2022) und nach (ab Herbst 2022) der toxischen Massenentwicklung von P. parvum mit Angabe der Anzahl der zugrunde liegenden Proben (Zahlen oben). Vor der Berechnung der Diversität wurden die Abundanzen pro Probestelle-Jahreszeit-Kombination pro Taxon zusammengefasst, auf ganze Individuen gerundet und pro Familie zusammengefasst. Frühjahr: grün, Sommer: rot, Herbst: blau (Datenquellen: bis Juni 2022: LfU Brandenburg, Juli 2022: Garcia und Wolter, November 2022: Garcia und Wolter und IGB, Juni 2023: IGB)

2.2.3.3 Makrozoobenthos der Auengewässer

Im April 2024 konnten insgesamt 161 Taxa von 71 Familien in den Auengewässern nachgewiesen werden. Die neun Auengewässer weisen eine unterschiedliche Makrozoobenthos-Besiedlung auf (Abb. 2.2.13). Auch zwischen Gewässern derselben Probestelle variieren die Abundanzen teilweise stark.

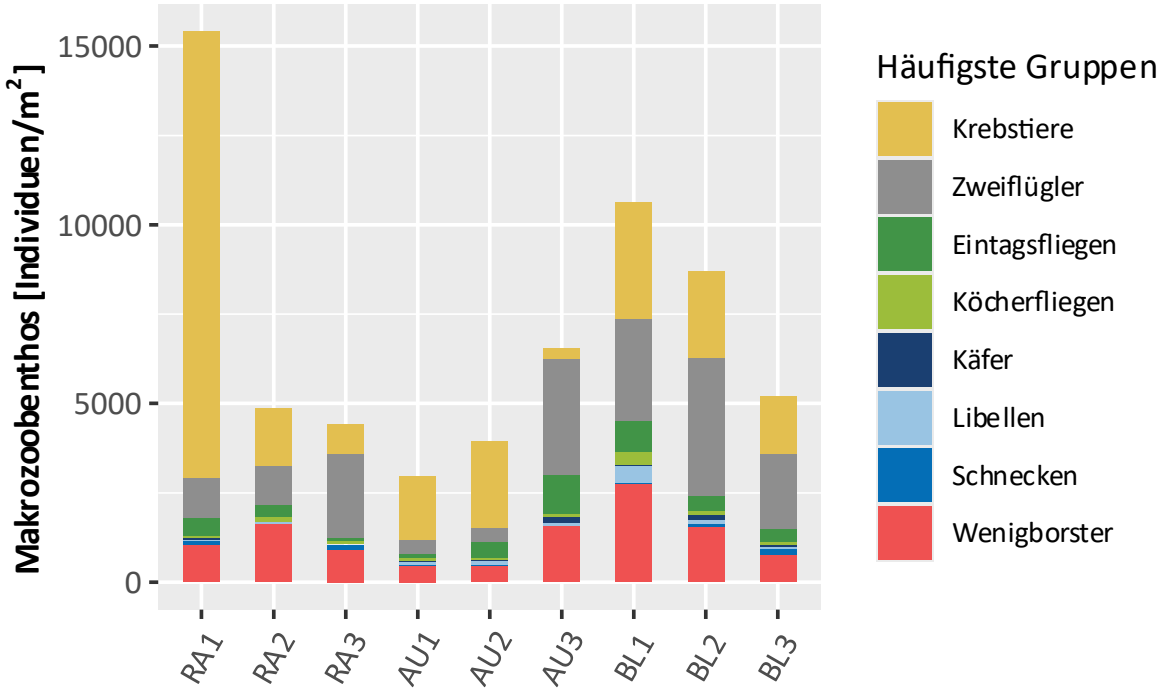


Abb. 2.2.13: Abundanzen der 8 häufigsten Makrozoobenthos-Gruppen von 9 Auengewässern bei Ratzdorf (RA), Aurith (AU), Bleyen (BL). Beim Gewässer Aurith 1 fehlt eine Altschilf-Habitatprobe, sodass die beprobte Fläche nur 0,8 m² betrug.

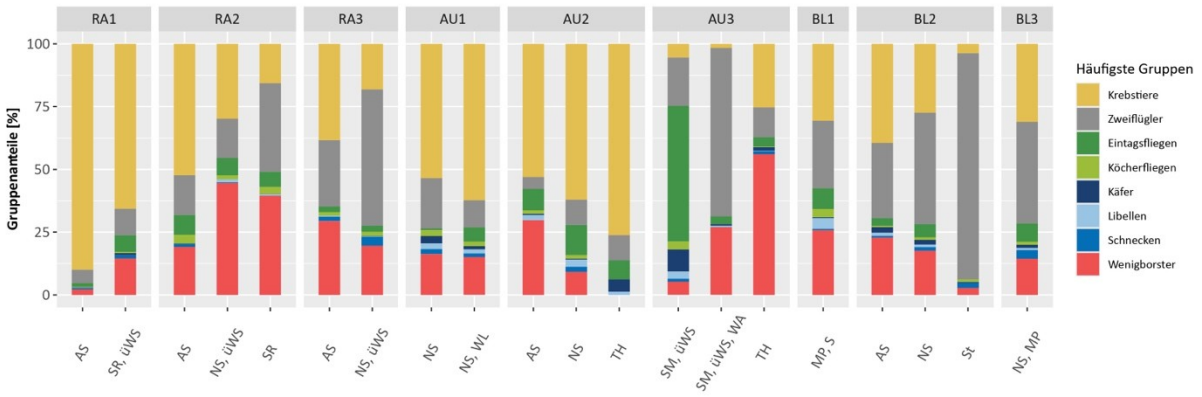


Abb. 2.2.14: Makrozoobenthos-Zusammensetzung der 8 größten Gruppen für die einzelnen Habitate bei Ratzdorf (RA), Aurith (AU), Bleyen (BL), unterteilt nach Standort. Habitate: AS – Altschilf; NS – Neuschilf, üWS – überschwemmte Wiese; SR – Seerosen; TH – Totholz; St – Steine, WA – Wattenalgen, SM – submerse Makrophyten

In den Auengewässern dominierten im April insgesamt in variierenden Anteilen Krebstiere, Zweiflügler und Wenigborster (Abb. 2.2.14). In allen Gewässern dominierte unter den Krebstieren die Wasserassel (*Asellus aquaticus)* und unter den Zweiflüglern die Familie der Zuckmücken (Chironomidae). Unter den Eintagsfliegen waren die Arten *Caenis robusta* und *Cloeon dipterum* stärker vertreten, im Gewässer BL1 auch *Caenis horaria*. Aus der Familie der Sumpfdeckelschnecken (Viviparidae) wurde nur die Spitze Sumpfdeckelschnecke (*Viviparus contectus*) gefunden mit den höchsten Abundanzen im Gewässer BL2.

2.2.4 Diskussion

2.2.4.1 Makrozoobenthos des Stroms

Die Ergebnisse der Makrozoobenthos-Beprobung der nicht-watbaren Flussbereiche der Oder zeigen, dass der Stromstrich, der im aktuellen Zustand große Bereiche des aquatischen Lebensraumes ausmacht, ausgesprochen arten- und individuenarm war. Durch Buhnen wird der Flussquerschnitt reduziert, was zu einer erhöhten Strömungsgeschwindigkeit mit dementsprechender Sedimentmobilität auf der Flusssohle führt. Da nur wenige Arten von Zuckmücken, Wenigborstern und Muscheln dieses tolerieren können, stellt der Stromstrich für die meisten Arten des Makrozoobenthos keinen geeigneten Lebensraum und dementsprechend auch kein geeignetes Refugium gegen Extremereignisse dar. Diese Refugialfunktion wird allerdings auch von den nicht-watbaren Bereichen der Buhnenköpfe und Buhnenfelder nur eingeschränkt übernommen, da ihre strukturellen und hydraulischen Eigenschaften für die autochthone Flussfauna nur suboptimale Habitateigenschaften aufweisen.

Die leicht rückläufige Diversität sowie die Unterschiede in den Artengemeinschaften der Buhnenfelder zwischen 2024 und 2025 lassen sich möglicherweise durch eine noch nicht abgeschlossene Wiederbesiedlung erklären. Insbesondere könnten Arten der Zuckmücken und Flohkrebse nach einem potenziellen, durch das Oder-Hochwasser im September 2024 verursachten Bestandsrückgang bislang nicht vollständig zurückgekehrt sein. Ein direkter Vergleich mit den Zuständen unmittelbar vor der *Prymnesium*-Blüte 2022 ist für die nicht-watbaren Bereiche aufgrund mangelnder Vergleichsdaten von der deutschen Seite des Flusses nicht möglich. Die größten Änderungen in den Artengemeinschaften des Makrozoobenthos seit 1998 wurden durch die Ausbreitung von Neozoen verursacht.

Die wichtigsten Taxa sind hier Körbchenmuschel (*Corbicula* sp.; Erstnachweis 2006; Wilke 2006) und Höckerflohkrebs (*Dikerogammarus* sp.; Erstnachweis 2001; Müller et al. 2001), die in den Kampagnen der BfG noch nicht vorhanden waren, jetzt aber zu den häufigsten Arten gehören. So hat die Ausbreitung der Körbchenmuschel erst zu einer größeren Präsenz von Muscheln im Lebensraum Stromstrich geführt, wo sie jetzt oft einen Großteil der tierischen Trockenmasse ausmacht. In den 1990er-Jahren wurde der Stromstrich im Wesentlichen nur von wenigen Arten der Zuckmücken und Wenigborster dominiert, da heimische Fluss- und Erbsenmuscheln diesen Lebensraum kaum besiedeln können.

Das Makrozoobenthos der watbaren Uferbereiche wird von Krebstieren und Zweiflüglerlarven dominiert. Im direkten Vergleich zwischen Sommer 2022 und Sommer 2023 fällt der Rückgang an Schlickkrebsen (Corophiidae) und Dreikantmuscheln als auch der Anstieg an Gammariden und Chironomiden auf. Weiterhin war die Anzahl der Muscheln im Herbst 2022 nach der toxischen Algenblüte deutlich niedriger als im Sommer zuvor. Bei Betrachtung der weiteren Jahre vor der Katastrophe zeigt sich allerdings, dass die Abundanzen dieser Familien sowie der 8 häufigsten Makrozoobenthos-Gruppen auch vor der Oderkatastrophe stark zwischen einzelnen Jahren und verschiedenen Jahreszeiten schwankten. Diese Variation zwischen den Jahreszeiten spricht für einen hohen saisonalen Einfluss, welcher mögliche Auswirkungen der Katastrophe überdeckt.

Auf Basis der vorläufigen Ergebnisse ist in den watbaren Bereichen somit kein deutlicher Rückgang einzelner Familien zu erkennen, der eindeutig der *Prymnesium*-Blüte zugeschrieben werden kann. Aufgrund der hohen Verluste an Großmuscheln (Wolter et al. 2022, Szlauer-Łukaszewska et al. 2024, siehe auch Kapitel 2.3 Großmuscheln) ist ein solcher Einfluss aber insbesondere bei den kiemenatmenden Dreikantmuscheln zu erwarten. Weitere Untersuchungen könnten zeigen, wie sich die Makrozoobenthos-Fauna entwickelt und ob der Verlust an Großmuscheln (siehe Kapitel 2.3) oder auch eine Erholung der Fischbestände zu weiteren Verschiebungen in der Makrozoobenthos-Gemeinschaft führt.

Der Vergleich der Abundanzen der watbaren Bereiche von der Zeit vor der *Prymnesium*-Blüte mit denen danach könnte durch die leicht veränderte Methodik positiv beeinflusst sein. Im ODER~SO-Projekt wurde das Probenmaterial auch unter dem Binokular durchgesehen, wodurch wahrscheinlich mehr Tiere gezählt wurden als beim WRRL-Standardmonitoring nach Perlodes, wo das Material nur mit dem Auge oder mithilfe einer Handlupe durchgesehen wurde. Dies könnte den Anstieg an Chironomiden im Sommer 2023 erklären.

In den watbaren Bereichen liegt die Shannon-Diversität der Taxa auf Familienniveau von Beprobungen nach der Algenblüte im Bereich der Schwankungen, welche sich auch in den Daten von vor der Blüte zeigen. Weil für die Shannon-Diversität zum jetzigen Zeitpunkt nur die Familien der gefundenen Taxa berücksichtigt wurden, ist der Einfluss der Katastrophe auf die Diversität der Arten noch unbekannt.

Zum jetzigen Stand kann somit der Einfluss der toxischen Algenmassenentwicklung auf die ufernahe Makrozoobenthos-Diversität nicht abschließend bewertet werden. Die Ergebnisse von Petzold et al. (2024) zeigen, dass zumindest Libellen kaum oder gar nicht von der *Prymnesium*-Blüte beeinträchtigt wurden. Da die Kiemen aquatischer Insektenlarven – im Gegensatz zu denen von Fischen, Weichtieren und Krebstieren – nicht direkt an ein Blutkreislaufsystem angeschlossen sind, über das Toxine rasch im Organismus verteilt werden könnten, sondern (mit Ausnahme einiger spezialisierter Zuckmückenarten) der Gasaustausch über ein internes, gasgefülltes Tracheensystem erfolgt, könnten aquatische Insekten generell weniger anfällig für *Prymnesium*-Toxine sein.

Zum Zeitpunkt der Berichterstellung waren noch nicht alle Daten ausgewertet. Zukünftige Auswertungen der vorhandenen Proben, einschließlich der Betrachtung auf Artniveau, könnten potenzielle Auswirkungen auf die Makrozoobenthos-Fauna aufdecken und zeigen, ob einzelne Arten durch die toxische Algenmassenentwicklung im Sommer 2022 in ihrem Bestand gefährdet sind. Auch ob gebietsfremde/invasive Arten von der Katastrophe profitieren, ist noch genauer zu untersuchen. Es wäre empfehlenswert, zukünftig weitere Untersuchungen durchzuführen, um langfristige Folgen zu beurteilen und Folgen der Katastrophe von saisonalen Schwankungen zu unterscheiden.

Die Makrozoobenthos-Besiedlung der ufernahen Bereiche ist von den vorliegenden Habitaten beeinflusst. Die verschiedenen Habitate sind durch unterschiedliche Substrate und Strömungsgeschwindigkeiten gekennzeichnet. Die Variation der Makrozoobenthos-Zusammensetzung mit den Habitaten reflektiert die Bedeutung von Habitatvielfalt und zeigt, dass eine Homogenisierung des Lebensraumes auch zur Homogenisierung der Artengemeinschaften beiträgt.

Die aktuelle Makrozoobenthos-Besiedlung der Oder bleibt in ihrem derzeitigen Zustand weit hinter ihrem möglichen Potenzial zurück. Dabei wären die Grundvoraussetzungen für eine Wiederbesiedlung am deutschen, frei fließenden Oderabschnitt bei einer Verbesserung der Wasserqualität und der Wiederherstellung naturnaher Sedimentstrukturen im Fluss durch das Vorkommen vieler flusstypischer Wasserinsekten im Zufluss Lausitzer Neiße (Plesky et al. 2023) so gut wie in kaum einem anderen großen Fluss in Deutschland. Das Makrozoobenthos reagiert unmittelbar auf naturnähere hydromorphologische Verhältnisse, wie die nachgewiesenen Vorkommen der vom Aussterben bedrohten Eintagsfliege *Ametropus fragilis* beispielsweise an der „Ruschebuhne“ bei Gieshof (mit unverbautem, dynamischem Naturufer) und beim alternativen Uferverbau bei Reitwein (mit Kerbbuhne und Sekundärgerinne) zeigen.

2.2.4.2 Makrozoobenthos der Auengewässer

Im Vergleich mit den watbaren Uferbereichen zeigt sich eine ähnlich hohe Anzahl an Makrozoobenthos-Familien. Wie die watbaren Bereiche im Fluss, sind auch die Gewässer in den Auen überwiegend von Krebstieren und Zuckmücken besiedelt. Im Gegensatz zum Fluss dominiert unter den Krebstieren allerdings die Wasserassel *Asellus aquaticus*. Die Sumpfdeckelschnecken sind im Fluss fast nur mit der Stumpfen Sumpfdeckelschnecke (*Viviparus viviparus*) vertreten, während in Auengewässern nur die Spitze Sumpfdeckelschnecke (*V. contectus*) nachgewiesen wurde. Aufgrund des derzeitigen Bearbeitungsstandes ist eine abschließende Bewertung, inwieweit Auengewässer als Refugien für die Arten des Flusses fungieren, noch nicht möglich.

Bei diesen Untersuchungen ist zu berücksichtigen, dass Auenlandschaften bei ausgeprägter hydromorphologischer Diversität nicht nur aus dem Hauptstrom und isolierten Kleingewässern bestehen. Vielmehr existiert in naturnahen Flusslandschaften eine Vielfalt an unterschiedlichen Gewässerformen – etwa Altgewässer, Rinnen, Nebengerinne oder temporär angebundene Flachwasserbereiche –, welche auf verschiedene Weise mit dem Fluss verbunden sein können. Auch in der Auenlandschaft der Oder könnten solche Habitate Refugialfunktionen für flusstypische Arten übernehmen und insgesamt zur Ausbildung einer hohen limnischen Diversität beitragen. Mit dem weiteren Oderausbau im Rahmen der Stromregelungskonzeption ist allerdings mit einer Verschlechterung des Oder-Ökosystems einschließlich der Auen zu rechnen (Voigt 2023).

2.2.5 Fazit

Das Makrozoobenthos der Oder weist in den Jahren nach der Umweltkatastrophe in den ufernahen Flachwasserbereichen eine weitgehend ähnliche Zusammensetzung auf wie zuvor. Die Abundanzen unterliegen sowohl vor als auch nach der *Prymnesium*-Blüte vergleichsweise starken interannuellen Schwankungen. Gleichzeitig unterscheidet sich die lokale Makrozoobenthos-Zusammensetzung deutlich zwischen verschiedenen Habitaten, welche sich in Strömungsverhältnissen und Substratstruktur unterscheiden.

In der Flussmitte weicht die heutige Makrozoobenthos-Zusammensetzung deutlich von den letzten verfügbaren Monitoringdaten aus den 1990er-Jahren ab, ohne dass dies zwingend auf die Umweltkatastrophe zurückgeführt werden kann. Der Stromstrich wird insgesamt nur von wenigen spezialisierten Arten in vergleichsweise geringer Dichte besiedelt, sodass die ufernahen Flachwasserbereiche quantitativ den bedeutenderen Lebensraum für das Makrozoobenthos darstellen. Für die Biodiversität des Makrozoobenthos sowie die Resilienz des Flussökosystems gegenüber zukünftigen Störungen ist somit eher der Erhalt und die Förderung einer hohen Habitatvielfalt der artenreicheren ufernahen Lebensräume von Bedeutung.

Kontakt

Bianca Dörgeloh

bianca.doergeloh@igb-berlin.de

Prof. Dr. Sonja Jähnig (Stv. Projektleiterin)

sonja.jaehnig@igb-berlin.de

Dr. habil. Martin Pusch (Projektleiter)

martin.pusch@igb-berlin.de

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

Dr. Oskar Schröder

oskar.schroeder@ufz.de

PD Dr. Mario Brauns

mario.brauns@ufz.de

PD Dr. Norbert Kamjunke

norbert.kamjunke@ufz.de

Prof. Dr. Markus Weitere

markus.weitere@ufz.de

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH-UFZ
Department Fließgewässerökologie
Brückstraße 3A
39114 Magdeburg

2.3 Großmuscheln

Udo Rothe, Bianca Dörgeloh, Sonja Jähnig & Christian Wolter

2.3.1 Problemstellung

Während der Oderkatastrophe im August 2022 verendeten nicht nur zahllose Fische, sondern auch große Mengen Muscheln und kiemenatmender Schnecken. Im Bereich von 3 Buhnenfeldern, die im Zuge der Fortschreibung des Nationalparkplans für das Gebiet des Nationalparks Unteres Odertal im Juli 2022 detailliert auf Großmuscheln untersucht wurden, beliefen sich die am 24.08.2022 festgestellten Verluste auf 63 % des gesamten Großmuschelbestands (Wolter et al. 2022).

Großmuscheln sind wirbellose Bodenbewohner (Makrozoobenthos), deren einheimische Vertreter der Überfamilie Unionoidea (Flussmuschelverwandte) zugeordnet werden. Die beiden markanten, durch ein elastisches Schlossband verbundenen Kalkschalen sind für die Tiergruppe namensgebend (Bivalvia). Neben den hier betrachteten Großmuscheln kommen in der Oder noch verschiedene Kleinmuschelarten der Gattungen *Pisidium*, *Sphaerium*, *Corbicula* oder *Dreissena* vor. Muscheln verfügen über innenliegende Kiemen, die über je einen Einström- und Ausströmsiphon kontinuierlich mit Wasser versorgt werden und neben der Atmung auch der filtrierenden Ernährung dienen.

Die Filterraten der Großmuscheln variieren arten- und altersspezifisch. So ermittelten Kryger und Riisgård (1988) für *Anodonta anatina* Filterraten von 2,6–2,9 l/h, für *Unio pictorum* 3,2–4,6 l/h, für *U. tumidus* 2,1–2,4 l/h und für *U. crassus* 3,3–4,1 l/h. Daraus ergeben sich durchschnittliche tägliche Filterleistungen einer Muschel zwischen 50 l und 110 l (Kryger et al. 1988). Diese Ergebnisse entsprechen den von Tankersley et al. (1993) für *Pyganodon cataracta* ermittelten 40–60 l gefiltertes Wasservolumen pro Tag. Für *Sinanodonta woodiana*, eine in der Oder präsente, nicht-einheimische Großmuschel, berechneten Douda et al. (2018) täglich gefilterte mittlere Wasservolumina pro erwachsene Muschel von 58,3 l (Spannweite 26,9–85,7 l). Daraus schlussfolgerten die Autor*innen, dass die Tiere bei normalen Bestandsdichten von wenigen *S. woodiana* pro Quadratmeter täglich bis zu mehreren hundert Litern pro m² Wasser filtern (Douda und Čadková 2018). Während sich bei den meisten Arten die Filterleistung erwachsener Muscheln zwischen 50 l und 100 l am Tag bewegt, liegt sie bei Jungmuscheln mit 0,5–2 l pro Tag deutlich darunter (Kryger und Riisgård 1988). Die optimalen Filterraten werden bei Wassertemperaturen zwischen 15 °C und 24 °C erreicht und gehen bei weniger als 5 °C gegen Null (Schulte 1975).

Als leistungsfähige Filtrierer, die in intakten Gewässern den größten Biomasseanteil der wirbellosen Bodentierfauna bilden, sind Großmuscheln ein Schlüsselorganismus im Nahrungsnetz mit signifikanten Effekten auf die Wasserqualität und das Selbstreinigungsvermögen von Gewässern. Durch ihre filtrierende Ernährung entziehen Großmuscheln dem Gewässer große Mengen an Bakterien, Phytoplankton und partikulärer organischer Substanz (Vaughn 2018, Vaughn et al. 2001). So beobachteten Pusch et al. (2001), dass die Filterleistung einer Muschelpopulation 47 % des sommerlichen Plankton- und Schwebstoffrückhalts in einem Fluss ausmacht. In der Krummen Spree führte die Filteraktivität von Großmuscheln zu einer exponentiellen Abnahme der Algenbiomasse (Welker et al. 1998). Neben der Filterleistung tragen auch die Grabaktivitäten und die Bewegungen der Muscheln zur Belüftung der oberen Sedimentschichten bei (Schwalb et al. 2007) (Abb. 2.3.1).

Abb. 2.3.1: Großmuscheln und deren Bewegungsspuren auf einer Sandbank. Foto: Udo Rothe

Insgesamt sind Großmuscheln eine so wichtige Nahrungsnetzkomponente, dass die im August 2022 aufgetretenen Bestandsverluste signifikante Folgen für das Flusssystem erwarten ließen, wie z. B. vermehrte Algenmassenentwicklungen. Ebenfalls zu erwarten ist, dass die Erholung des Großmuschelbestands und damit der Filterkapazität des Gewässers nur langsam verläuft, weil Muscheln nicht so mobil und für ihre Reproduktion auf die ebenfalls betroffenen Fische angewiesen sind. Die Muscheln geben ihre Larven (Glochidien) über den Ausströmsiphon in das Wasser ab, wo sie sich zwischen den Kiemenlamellen, auf der Haut oder an den Flossen von Fischen festsetzen und dort für Wochen oder Monate parasitieren. Fische reagieren auf den Fremdkörper und überwuchern die Glochidien mit Gewebe. In der so entstandenen Zyste ernährt sich die Larve von Gewebezellen oder Lymphe des Wirtsfisches. Nach der Metamorphose zur Jungmuschel löst sie sich aus der Zyste, fällt ab und sinkt zu Boden.

Als Grundlage für die Bewertung der Muschelverluste und die Abschätzung der möglichen Folgen für das Nahrungsnetz zielten die Untersuchungen darauf ab, die verbliebene Verteilung der Muscheln im Längsverlauf der Oder systematisch zu erfassen und Anhaltspunkte für die Bilanzierung der Verluste und deren mögliche ökosystemaren Konsequenzen zu ermitteln.

2.3.2 Datenerhebung

Da Großmuscheln bei den standardmäßigen Makrozoobenthos-Beprobungen unterrepräsentiert sind, wurden im Rahmen des Sonderuntersuchungsprogramms ODER~SO die Bestände separat gezielt erfasst. Dafür wurden in der mittleren und unteren Oder zwischen Ratzdorf und dem Nationalpark Unteres Odertal insgesamt 12 Buhnenfelder festgelegt, in denen jeweils zehn Flächen à 1 m² zu beproben waren (Abb. 2.3.2). Je nach Substratqualität und -verteilung sollten die Quadratmeterflächen nach Möglichkeit auf 2 sich kreuzenden Transekten liegen, je 5 Einzelflächen auf einem Längs- bzw. Quertranssekt.

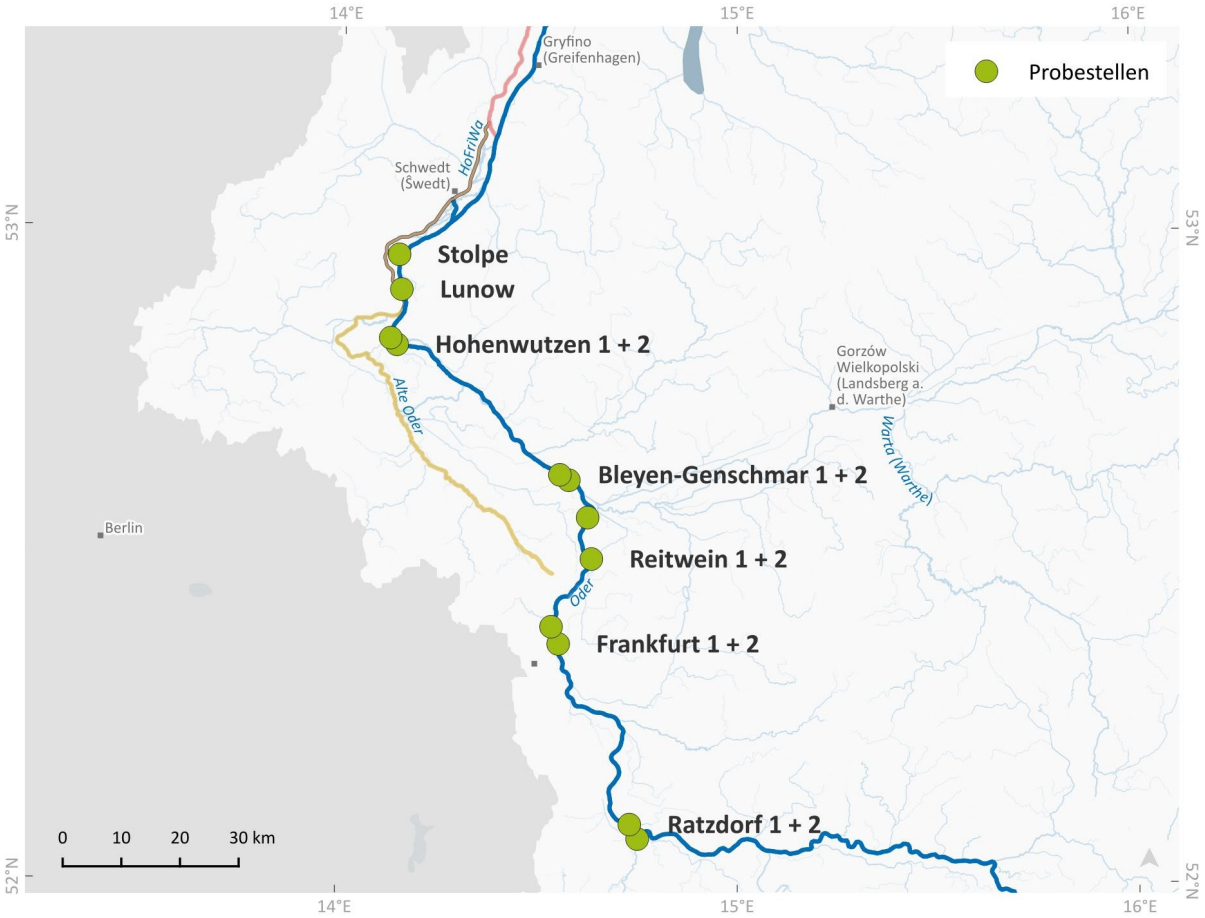


Abb. 2.3.2: Lage der Großmuscheluntersuchungsflächen im brandenburgischen Oderabschnitt.

Die einzelnen Probeflächen wurden jeweils mit einem schwimmenden Rahmen markiert und darunter sämtliche Großmuscheln auf und im Gewässerboden vollständig abgesammelt (Abb. 2.3.3). Dafür wurde zunächst die Fläche mit einem stumpfzinkigen Rechen aufgelockert und anschließend das Sediment mit einem Zughamen (Fangnetz mit stahlverstärktem Rahmen, um es durch Sediment zu ziehen, Maschenweite 4 mm, Öffnungsbreite 450 mm) systematisch aufgenommen und in etwa zwei Metern Abstand von der Probefläche ausgesiebt. Der Hamen wurde jeweils überlappend zum benachbarten, maximal 0,5 m langen Zugstreifen geführt und jede Fläche so lange beprobt, bis mindestens 3 aufeinanderfolgende Züge keine Muschel lieferten. Dann galt die Fläche als vollständig besammelt.

Bei jeder Probefläche wurden die abgesammelten Großmuscheln im Anschluss nach Arten und Altersklassen sortiert sowie fotodokumentiert. Die Altersbestimmung erfolgte anhand der Zuwachsstreifen auf den Schalen. Alle Muscheln eines Buhnenfeldes wurden in einem strömenden Bereich bis zur Bearbeitung der letzten Probefläche in mit Wasser gefüllten Wannen zwischengehältert und nach Abschluss der Arbeiten an einem für Muscheln optimalen Standort wieder zurückgesetzt.

Abb. 2.3.3: Einzelner, mit einem Schwimmrahmen markierter Probenpunkt im Buhnenfeld bei Lunow. Einschub rechts unten: Ergebnis einer Probenahme im Buhnenfeld Bleyen-Genschmar am 31.07.2025. Foto: Udo Rothe

Die Erfassung der Großmuscheln erfolgte im Wesentlichen 2024, musste dann aber aufgrund des Septemberhochwassers in der Oder unterbrochen und 2025 beendet werden. Die Erfassung der Großmuscheln in 3 ausgewählten Buhnenfeldern im Nationalpark Unteres Odertal im Frühsommer 2022 erfolgte nach exakt der gleichen Methodik durch denselben Bearbeiter (Wolter, Hallermann und Rothe 2022). Sie liefern daher belastbare Informationen zum lokalen Zustand des Großmuschelbestands vor der Oderkatastrophe.

Weitere unveröffentlichte quantitative Daten zur Verbreitung von Großmuscheln in der Oder lieferten Rothe, Berger und Kulze (persönliche Mitteilungen). Sie führten von 1996 bis 2017 an insgesamt 21 Stationen in der Oder sowie im Unterlauf der Neiße flächenbezogene Erfassungen des Großmuschelbestands durch. Die Untersuchungsstrecken, Methoden und Flächengrößen waren sehr heterogen. Sie reichten von Ad-hoc-Stichprobenahmen, weil ein Flussabschnitt gerade gut zugänglich war, bis hin zur gezielten Muschelbergung an einem Schiffsanleger. Da die Flächen innerhalb des Untersuchungszeitraums meist nur einmalig

beprobt wurden, lassen sich keine Zeitreihen für einzelne Standorte abbilden. Dennoch bietet die zusammenfassende Analyse der Daten einen Überblick zum gesamten Artenspektrum der Großmuscheln und zu den beobachteten Besiedlungsstärken. Dafür wurden die Altdaten als Muschelbesatz pro Quadratmeter standardisiert.

2.3.3 Ergebnisse

2.3.3.1 Großmuschelbestand der Oder vor August 2022

In den Jahren 1996 bis 2017 wurden an 21 Stationen im Brandenburger Abschnitt der Oder 6 Großmuschelarten nachgewiesen. Dabei kam die Große Flussmuschel *Unio tumidus*, die Malermuschel *Unio pictorum* oder die Gemeine Teichmuschel *Anodonta anatina* an allen Standorten vor (Tab. 2.3.1).

Über den gesamten Untersuchungszeitraum 1996–2017 und alle 21 Standorte betrug die mediane Individuendichte (50 % aller Beobachtungen) 90 Großmuscheln pro Quadratmeter. In den einzelnen Probestrecken variierten die Besiedlungsdichten zwischen 7 Ind./m² und 557 Ind./m² (Mittelwert ± Standardabweichung: 176 ± 171 Ind./m²).

Tab. 2.3.1: Gemittelte Flächenbesiedlung von Großmuschelarten an 21 in der Oder zwischen 1996 und 2017 untersuchten Stationen. Daten: Rothe, Berger und Kulze, unveröffentlicht. In fett = häufigste Art; oh = oberhalb, stromauf; uh = unterhalb, stromab

Station	Einheit	Gesamt	*U. tumidus*	*U. pictorum*	*A. anatina*	*A. cygnea*	*P. complanata*	*S. woodiana*
Neiße oh Ratzdorf – 1996	Ind. /m²	66	46	10	8	2	0	0
	%	100	**69,7**	15,2	12,1	3,0	0,0	0,0
Neiße oh Ratzdorf – 2014	Ind. /m²	72,2	45,3	13,7	12,3	0,1	0,8	0,0
	%	100	**62,7**	19,0	17,0	0,1	1,1	0,0
Neißemündung Ratzdorf – 2008	Ind. /m²	130	81,0	21,8	25,5	0,5	1,3	0,0
	%	100	**62,3**	16,8	19,6	0,4	1,0	0,0
Oder oh Eisenhüttenstadt – 1998	Ind. /m²	424	114	89	210	0	11	0
	%	100	26,9	21,0	**49,5**	0,0	2,6	0,0
Oder bei Fürstenberg – 1998	Ind. /m²	445	111	86	234	0	14	0
	%	100	24,9	19,4	**52,6**	0,0	3,0	0,0
Oder bei Fürstenberg – 2001	Ind. /m²	557	167	208	153	0	29	0
	%	100	30,0	**37,3**	27,5	0,0	5,2	0,0
Oder bei Fürstenberg – 2002	Ind. /m²	390	75	282	31	0	2	0

Station	Einheit	Gesamt	*U. tumidus*	*U. pictorum*	*A. anatina*	*A. cygnea*	*P. complanata*	*S. woodiana*
	%	100	19,2	**72,3**	7,9	0,0	0,5	0,0
Oder bei Fürstenberg – 2003	Ind. /m²	279	112	143	21	0	3	0
	%	100	40,1	**51,3**	7,5	0,0	1,1	0,0
Oder uh Fürstenberg – 2002	Ind. /m²	384	87	238	50	0	9	0
	%	100	22,7	**62,0**	13,0	0,0	2,3	0,0
Oder uh Fürstenberg – 2003	Ind. /m²	299	107	175	12	0	5	0
	%	100	35,8	**58,5**	4,0	0,0	1,7	0,0
Oder bei Aurith – 2002	Ind. /m²	90	34	39	16	0	1	0
	%	100	37,8	**43,3**	17,8	0,0	1,1	0,0
Oder uh Frankfurt/O. – 2003	Ind. /m²	90	40	33	17	0	0	0
	%	100	**44,4**	36,7	18,9	0,0	0,0	0,0
Oder oh Lebus – 2003	Ind. /m²	114	54	28	31	0	1	0
	%	100	**47,4**	24,6	27,2	0,0	0,8	0,0
Oder Höhe Reitwein – 2007	Ind. /m²	63	32	14	16	0	0	1
	%	100	**50,8**	22,2	25,4	0,0	0,0	1,6
Oder oh Neubleyen – 2014	Ind. /m²	78	25	11	24	1	0	17
	%	100	**32**	14	31	1	0	22
Oder uh Neubleyen – 2014	Ind. /m²	61	30	9	12	0	0	10
	%	100	**49,2**	14,8	19,7	0,0	0,0	16,4
Oder bei Lunow – 2003	Ind. /m²	96	57	18	19	2	0	0
	%	100	**59,4**	18,7	19,8	2,1	0,0	0,0
Oder Höhe Schwedt – 2006	Ind. /m²	31	8	15	5	2	1	0
	%	100	25,8	**48,4**	16,1	6,5	3,2	0,0
Oder Schwedter Querfahrt – 2013	Ind. /m²	11	8,07	2,00	0,15	0,24	0,01	0,05

Station	Einheit	Gesamt	*U. tumidus*	*U. pictorum*	*A. anatina*	*A. cygnea*	*P. complanata*	*S. woodiana*
	%	100	**76,7**	19,0	1,4	2,3	0,1	0,5
Oder Schwedter Querfahrt – 2015	Ind. /m²	7	4,89	1,02	0,35	0,35	0,03	0,18
	%	100	**71,8**	15,0	5,1	5,1	0,4	2,6
Oder Schwedter Querfahrt – 2017	Ind. /m²	7	5,65	1,11	0,21	0,08	0,02	0,13
	%	100	**78,5**	15,4	2,9	1,1	0,3	1,8

Die nicht-einheimische Chinesische Teichmuschel *Sinanodonta woodiana* wurde erstmalig 1996 von Rothe in der Lausitzer Neiße bei Groß Gastrose nachgewiesen. Nachweise in der deutschen Oder erfolgten 2003 bei Eisenhüttenstadt. Danach breitete sich die Muschel relativ schnell aus, wobei ihre Individuenzahlen bis 2013 auf einem geringen Niveau verblieben.

Im Längsverlauf der Oder stechen die wiederholt sehr hohen Großmuscheldichten im Bereich Fürstenberg heraus (Abb. 2.3.4).

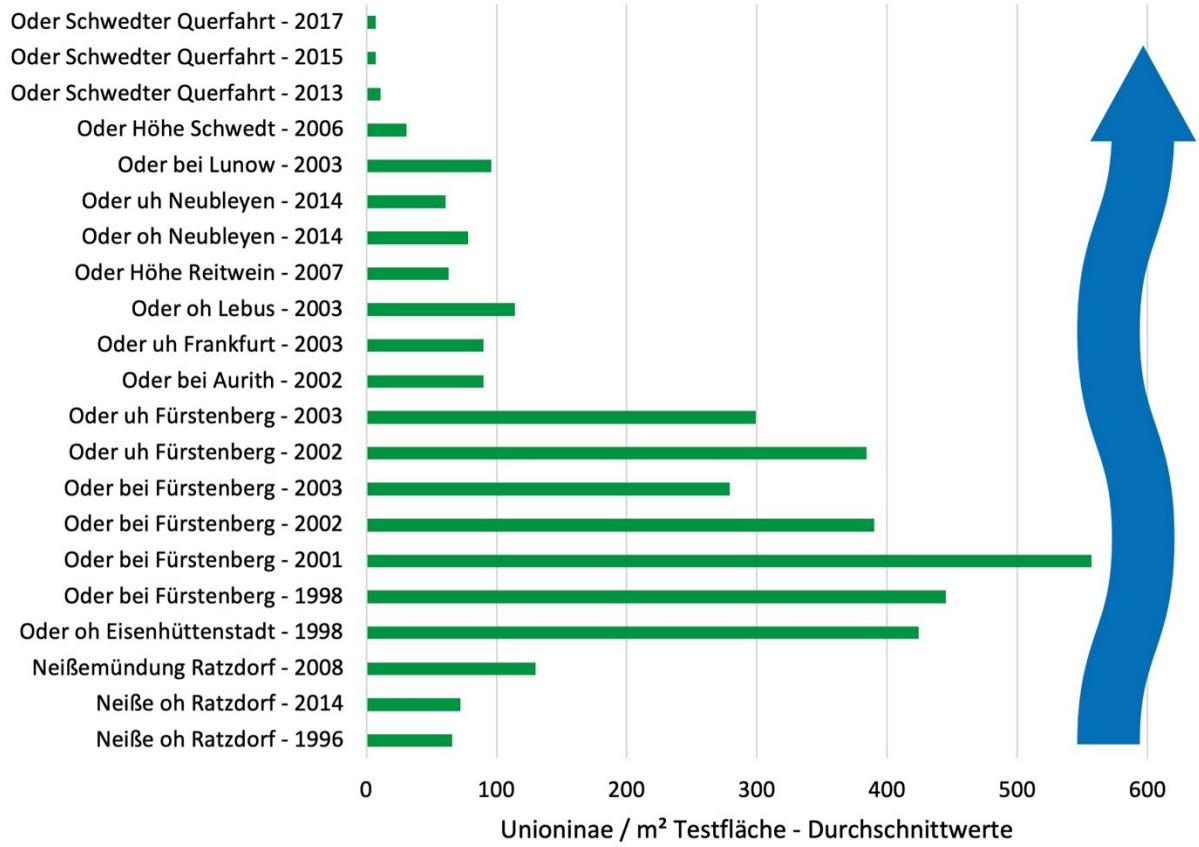


Abb. 2.3.4: Mittlere Großmuscheldichten von 21 in den Jahren 1996 bis 2017 beprobten Untersuchungsflächen (Daten: Rothe, Berger und Kulze, unveröffentlicht); oh = oberhalb, stromauf, uh = unterhalb, stromab.

Im Juli 2022 wurden in 3 Buhnenfeldern im Nationalpark Unteres Odertal 4 Großmuschelarten mit insgesamt 2.156 Individuen erfasst. Gegenüber den Daten bis 2017 ist der Anteil der Großen Flussmuschel am Gesamtbestand auf 81,1 % angestiegen. Die mittlere Individuendichte dieser Art lag bei 52,3 Ind./m². Insgesamt betrug die im Juli 2022 erfasste Dichte der Großmuscheln im Mittel 65 Ind./m². In den einzelnen Buhnenfeldern lag sie bei 26,4 Ind./m² (Stolzenhagen), 47,6 Ind./m² (Lunow) und 120,5 Ind./m² (Stolpe). Damit entsprachen die festgestellten Muscheldichten in etwa den zwischen 2003 und 2006 in diesem Bereich festgestellten (Abb. 2.3.4). Mit Ausnahme der Oderstrecken bei Fürstenberg lagen die Großmuscheldichten im Bereich von bis zu etwa 100 Ind./m², häufig deutlich darunter.

2.3.3.2 Großmuschelbestand nach August 2022

Bei der Bestandsaufnahme am 24.08.2022, unmittelbar nach der Oderkatastrophe, wurde bei Lunow, Stolzenhagen und Stolpe jeweils das nächste Buhnenfeld stromauf der im Juli untersuchten Buhnenfelder beprobt. Dabei wurde ein Gesamtverlust aller Großmuscheln von 63 % ermittelt, wobei die Arten unterschiedlich betroffen waren. Vertreter der Teichmuscheln (Anodontini) erlitten mit 89,3 % (*A. anatina*) und 79,2 % *(S. woodiana*) signifikant höhere Verluste als die der Flussmuscheln (Unioninae) mit 58,2 % bzw. 53,3 % bei *U. tumidus* und *U. pictorum* (Abb. 2.3.5).

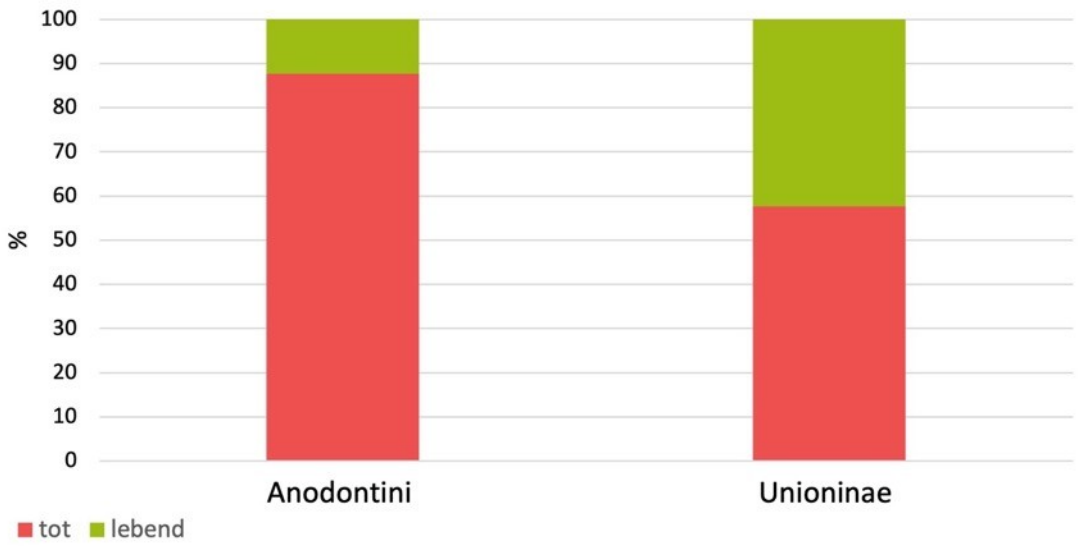


Abb. 2.3.5: Verhältnis der abgestorbenen zu lebenden Großmuscheln bei Teichmuscheln (Anodontini) und Flussmuscheln (Unioninae) in der Oder im Bereich des Nationalparks Unteres Odertal am 24. August 2022, nach der Oderkatastrophe.

Im Gegensatz zu den Erhebungen im Nationalpark wurden bei den 2024/2025 durchgeführten Erfassungen wieder 6 Großmuschelarten nachgewiesen, 5 heimische (*U. tumidus, U. pictorum, A. anatina, A. cygnea, P. complanata*) und eine nicht-einheimische Art (*S. woodiana*). Damit sind alle Arten auch nach der Oderkatastrophe im Fluss vorhanden, wobei sich der Nachweis der Abgeplatteten Teichmuschel *Pseudanodonta complanata* auf drei Tiere im obersten Buhnenfeld bei Ratzdorf beschränkte. Bei den im Rahmen des Projekts ODER~SO durchgeführten Beprobungen wurden insgesamt 9.216 Großmuscheln erfasst. Die untersuchten Oderbuhnen wurden von der Großen Flussmuschel *U. tumidus* dominiert, mit 8.425 Individuen und einem Anteil von 91,4 % aller erfassten Großmuscheln (Tab. 2.3.2). Damit nahm der relative Anteil der Großen Flussmuschel an der Großmuschelfauna gegenüber früheren Erfassungen noch einmal zu.

Die mittlere Besiedlungsdichte 2024/2025 betrug ca. 77 Ind./m², von denen 70 Ind./m² auf *U. tumidus* entfielen. Die Großmuscheldichten liegen damit deutlich unter dem Mittelwert (176 Ind./m²) und dem Median (90 Ind./m²) der Beobachtungen der Jahre 1996–2017.

Tab. 2.3.2: Übersicht der in der Oder 2024–2025 in 12 Buhnenfeldern (auf jeweils 10 m², insgesamt 120 m²) erfassten Großmuschelarten (Individuenzahlen).

Probestrecke	*U. tumidus*	*U. pictorum*	*A. anatina*	*A. cygnea*	*P. complanata*	*S. woodiana*	gesamt
Ratzdorf 1.1	3.815	8	70	0	3	16	3.912
Ratzdorf 1.2	2.168	13	69	0	0	8	2.258
Frankfurt/O. 2.1	309	13	3	0	0	8	333
Frankfurt/O. 2.2	264	5	1	0	0	0	270
Reitwein 3.1	224	39	28	0	0	6	297
Reitwein 3.2	70	7	2	0	0	0	79
Bleyen-Genschmar 4.1	250	60	9	0	0	3	322
Bleyen-Genschmar 4.2	71	24	18	0	0	0	113
Hohenwutzen 5.1	125	31	24	0	0	5	185
Hohenwutzen 5.2	317	13	63	2	0	37	432
Lunow-UOT 6.1	480	60	38	0	0	7	585
Stolpe-UOT 6.2	332	13	53	0	0	32	430
Gesamt	**8.425**	**286**	**378**	**2**	**3**	**122**	**9.216**

Die Bestandsaufnahmen zeigten eine ausgeprägte Heterogenität der Individuenverteilung, von 7,9 Ind./m² an der Probestelle Reitwein 3.2 bis 391,2 Ind./m² bei Ratzdorf 1.1. Die beiden Buhnenfelder Ratzdorf 1.1 und Ratzdorf 1.2 erbrachten allein 6.170 Exemplare (67 %) aller erfassten Großmuscheln. Die in einem Beprobungspunkt im Buhnenfeld Ratzdorf 1.1 festgestellte Maximaldichte von 1.376 Großmuscheln auf einem Quadratmeter Gewässersohle markiert ein Novum für die Unioniden-Fauna des Oder-Einzugsgebietes.

Insgesamt deuten sowohl die Großmuscheldichten als auch der einzige Nachweis der Art *P. complanata* darauf hin, dass die Oderstrecke bei Ratzdorf ein außerordentlich wichtiges Refugium für die Erholung des Großmuschelbestands der Oder ist. Diese hohen Dichten bei Ratzdorf und die im weiteren Flußverlauf deutlich geringeren Bestandszahlen deuten darauf hin, dass der Schaden am Großmuschelbestand deutlich höher ist, als es der Durchschnittswert von 77 Ind./m² suggeriert. Lediglich in einem Buhnenfeld bei Lunow lag die mittlere Großmuscheldichte knapp über 50 Ind./m², z. T. sogar sehr deutlich darunter (Reitwein 3.2, Bleyen 4.2, Abb. 2.3.6).

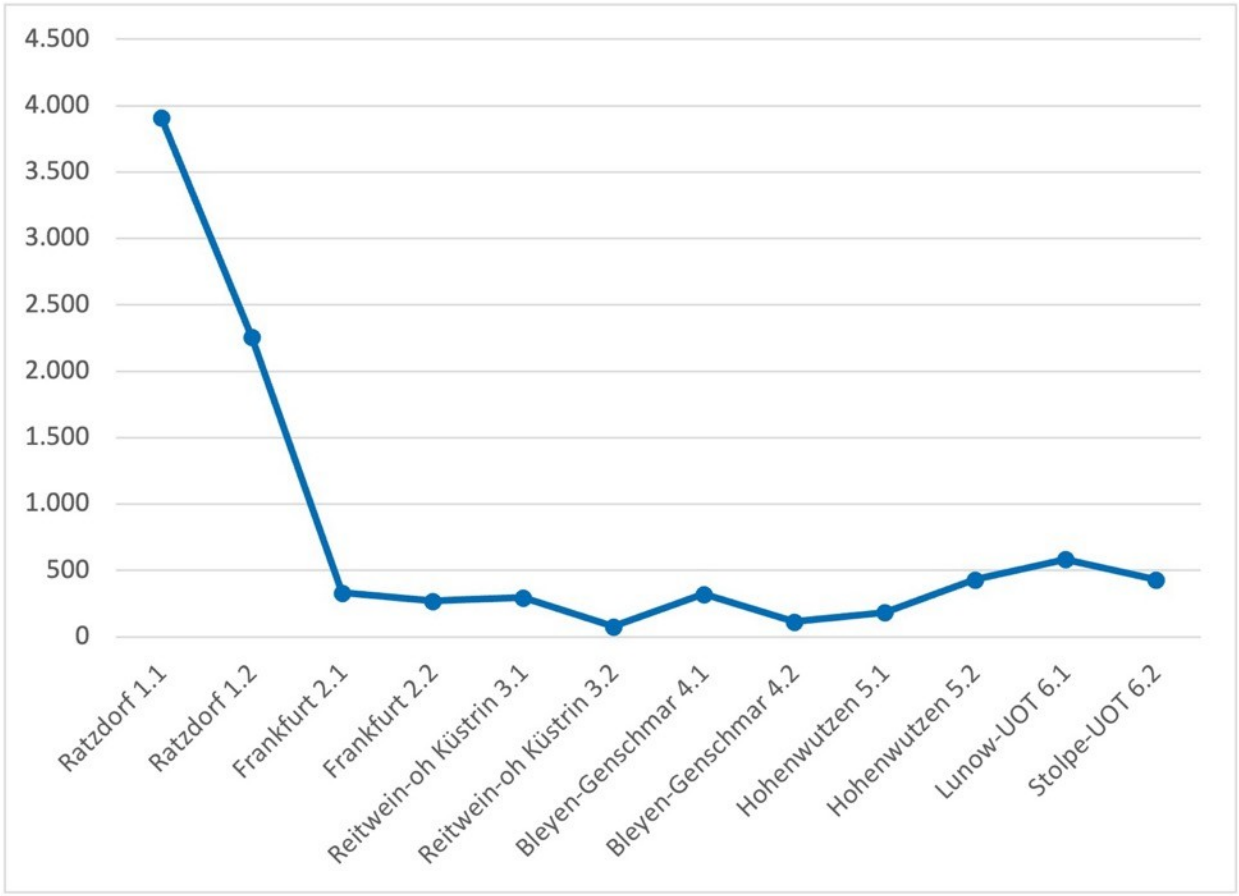


Abb. 2.3.6: Festgestellte räumliche Verteilung der Großmuscheldichte (pro 10 m²) in den 2024/2025 untersuchten Buhnenfeldern. Die Oder fließt von links (Ratzdorf) nach rechts (Stolpe).

Im Bereich der mittleren Oder nehmen die Großmuscheldichten von Frankfurt/O. bis Reitwein ab und erreichen im Median nur 29 Ind./m². Unterhalb von Küstrin, nach dem Zustrom der Warthe, stabilisieren sich in der unteren Oder die Muscheldichten, um dann im weiteren Verlauf bis Stolpe leicht, aber signifikant zuzunehmen. Die mediane Großmuscheldichte auf dieser Strecke beträgt 37,6 Ind./m². Mit Ausnahme von Ratzdorf liegen die Bestandsdichten der Großmuscheln deutlich unter denen vor der Oderkatastrophe (65–90 Ind./m²). Über weite Oderstrecken erscheinen die Verluste bedeutend höher, als sie im August 2022 in 3 Buhnenfeldern im Nationalpark festgestellt wurden.

2.3.3.3 Altersstruktur des Großmuschelbestands

Die Großmuscheln im Bereich des Nationalparks zeichneten sich durch eine rasche Größenzunahme aus. Einzelne *A. anatina* erreichten im 2. Lebensjahr Schalenlängen von mehr als 6 Zentimetern. Die meisten Arten wurden nicht älter als 9 Jahre; lediglich bei *U. tumidus* wurde ein Höchstalter von 12 Jahren ermittelt. Die Altersverteilung deutet bei allen Arten auf anfänglich 3 relativ stabile Jahrgänge hin und einen raschen Abfall der Jahrgangsstärke ab dem 4. Lebensjahr (Abb. 2.3.7). 7-jährige und ältere Individuen kamen selten vor.

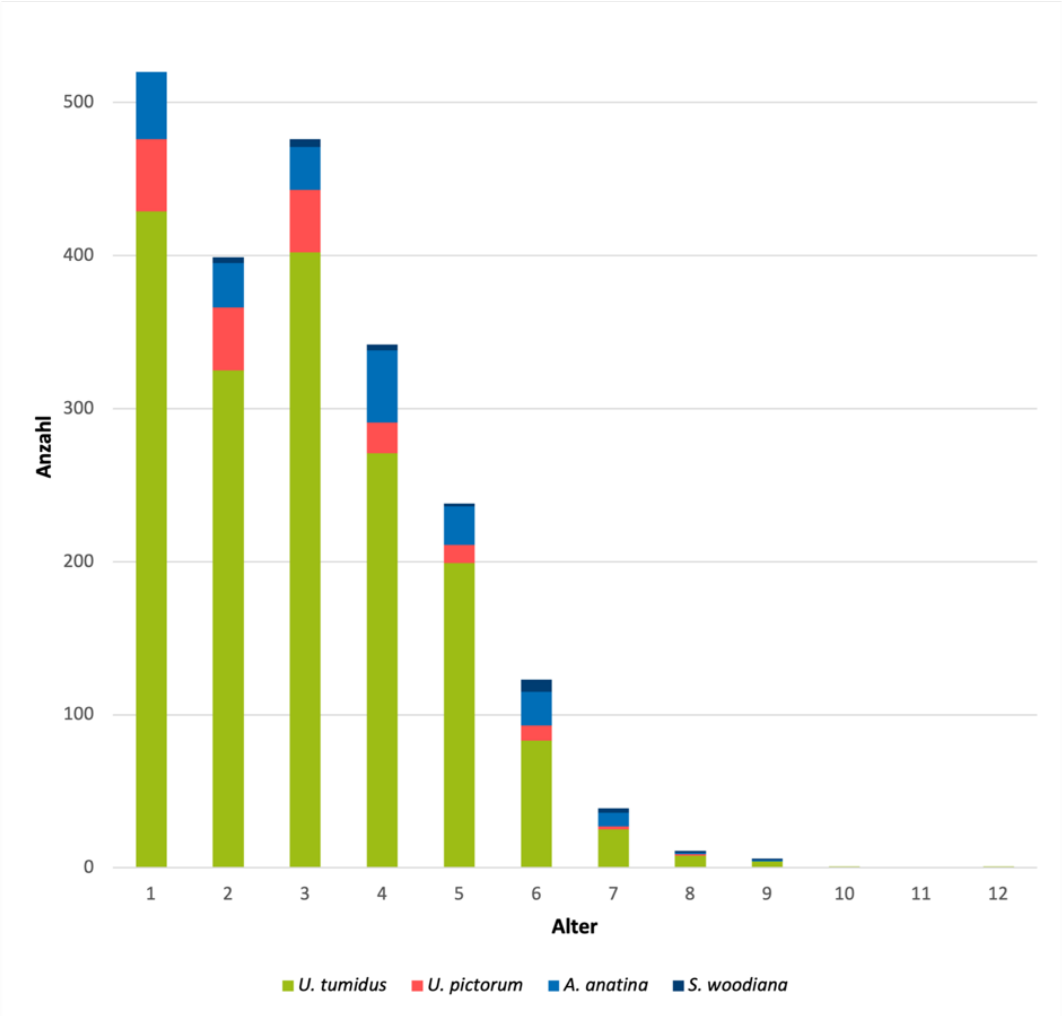


Abb. 2.3.7: Summierte Altersverteilung aller im Juli 2022 im Nationalpark Unteres Odertal erfassten Großmuschelarten (3 Buhnenfelder, n = 2.156).

Während der Untersuchungen 2024/2025 wurde für keine der erfassten Arten eine Lebensspanne von mehr als 12 Jahren nachgewiesen. Die aktuell festgestellten Maximalalter waren 7 (*U. pictorum*), 8 (*S. woodiana*), 9 (*A. anatina*) und 12 Jahre (*U. tumidus*). Im Gegensatz dazu war das maximale Alter vor 25 Jahren deutlich höher. Historische Belegexemplare aus den Jahren 1998 bis 2001 weisen für *U. tumidus* ein Alter von mehr als 18 Jahren aus und für *U. pictorum* mehr als 12 Jahre (Oder bei Fürstenberg). Heute fehlen sehr alte Individuen (Seneszenten), was auf spezifische Standortbedingungen in der Oder hindeutet wie z. B. die hohe Nährstoffbelastung. Ein hohes Nährstoffangebot führt zu schnellerem Wachstum, oft verbunden mit geringerer Schalenfestigkeit und früherer physiologischer Erschöpfung. Daneben könnten auch chronische Belastungen durch Sedimentbewegungen oder steigende Leitfähigkeiten zu einer erhöhten Sterblichkeit älterer Tiere führen. Beispielsweise bildeten bei der häufigsten Art *U. tumidus* mit einem Maximalalter von 12 Jahren die Altersklassen älter als 9 Jahre nur 0,7 % (59 der insgesamt 8.425 Exemplare) aller gesammelten Tiere. Nur etwa 8 % der *U. tumidus* werden 8 Jahre oder älter, während mehr als 70 % aller erfassten Individuen den Altersklassen 3 bis 7 zuzuordnen sind. Allerdings werden die Befunde durch die Standorte Ratzdorf 1 und 2 geprägt, an denen 71 % aller *U. tumidus* gesammelt wurden. Bei Ratzdorf zeigt die Populationsstruktur einen besonders ausgeprägten Altersaufbau: Während in den jüngsten Jahrgangsklassen vereinzelte Defizite in der Rekrutierung erkennbar sind, dominieren insbesondere die mittleren Alterskohorten mit überdurchschnittlich hohen Abundanzen (Abb. 2.3.8).

Die unterhalb von Frankfurt/O. festgestellte hohe Mortalität spiegelt sich auch im aktuellen Altersaufbau wider (Abb. 2.3.8).

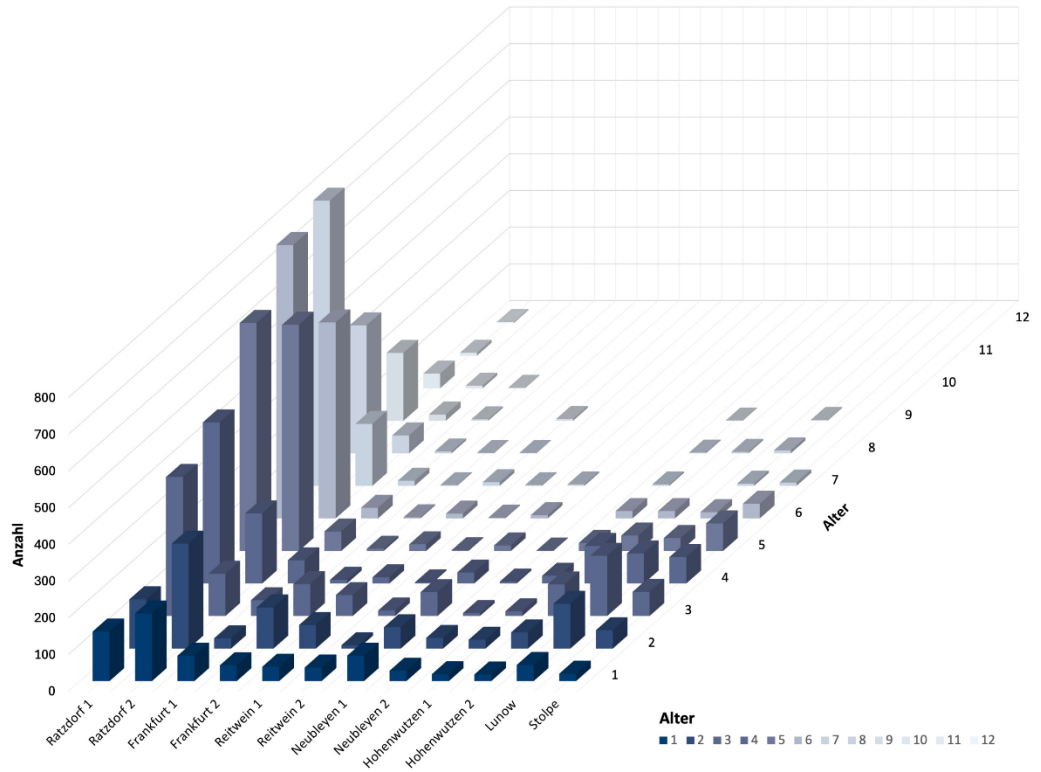


Abb. 2.3.8: Altersverteilung von *Unio tumidus* nach Standorten (N = 8.425). Festgestellte räumliche Verteilung der Großmuscheldichte (pro 10 m²) in den 2024/2025 untersuchten Buhnenfeldern.

2.3.4 Diskussion und Ausblick

Insgesamt ist zu konstatieren, dass der Großmuschelbestand über weite Oderstrecken erhebliche Verluste erlitten hat, die z. T. deutlich über den 63 % Bestandsverlust liegen, die im Bereich des Nationalparks ermittelt wurden. Betrugen die Großmuscheldichten früher 65–90 Ind./m², so waren es zwei Jahre nach der Katastrophe vielerorts nur noch 29–38 Ind./m². Der Bestand erscheint massiv beeinträchtigt, und die Folgen werden sich voraussichtlich auch in den kommenden Jahren zeigen: Mit dem drastischen Rückgang der Großmuscheln fehlen die effektivsten natürlichen Filtrierer, was ein verstärktes Algenwachstum der verschiedensten Arten in der Oder begünstigen dürfte. Inwieweit Muscheln künftig auch nicht-toxische *P. parvum*-Entwicklungen reduzieren, ist nicht bekannt. Obwohl die Muscheln in der Oder vergleichsweise schnell wachsen, wird die Bestandserholung relativ langsam verlaufen. Großmuscheln sind in ihrer frühen Lebensphase auf Fische als Wirtsorganismen angewiesen, weshalb ihre Bestandserholung der der Fische folgt.

Der beobachtete, längszonale Gradient der Großmuscheldichte zeigt nach immensen Individuendichten bei Ratzdorf eine stark abnehmende Tendenz auf der Strecke von Frankfurt/O. bis Reitwein und signifikante Zunahmen, wenn auch auf geringem Niveau, auf der weiteren Fließstrecke vom Einstrom der Warthe bis Stolpe, im Bereich des Nationalparks Unteres Odertal. Damit bestätigen die Bestandseinbrüche der Großmuscheln den anhand der Fischfauna gewonnenen Befund, dass der Bereich der mittleren Oder heftiger von der Toxinwelle betroffen war als die untere Oder. Interessant ist in diesem Zusammenhang der Einfluss der Lausitzer Neiße. Es erscheint offensichtlich, dass während der Oderkatastrophe eine Zone verminderter Durchmischung mit dem Wasser der Oder ein über Ratzdorf hinausreichendes Refugium bot. Die Besiedlungssituation der Buhnenfelder bei Ratzdorf dürfte daher weitgehend derjenigen vor der Oderkatastrophe entsprechen.

Die strukturelle Regeneration der Bestandsverluste, d. h. die Wiederherstellung einer lückenlosen Altersstruktur, wird wahrscheinlich die gesamte potenzielle Lebensspanne der betroffenen Kohorten beanspruchen. Das Maximalalter der betrachteten Arten im Odersystem beträgt aktuell etwa zehn Jahre, weshalb von einer dementsprechend langen Erholungsphase des Bestandes auszugehen ist.

Eine weitere Beobachtung sollte künftig genauer untersucht werden: Der relative Anteil der Großen Flussmuschel am Gesamtbestand stieg von unter 60 % vor 2017 über 81 % im Jahr 2022 auf aktuell 91 %. Diese relative Veränderung könnte auf eine vergleichsweise höhere Überlebensrate zurückzuführen sein. Dafür sprechen ihre ausgeprägte Fähigkeit, sich tiefer in das Substrat einzugraben, sowie die Möglichkeit, die Schalen länger geschlossen zu halten (Schwalb und Pusch 2007). Dies erklärt allerdings nicht die vor der Oderkatastrophe bis Juli 2022 aufgetretene relative Zunahme. Möglicherweise sind frühere, bislang nicht dokumentierte Veränderungen in der Großmuschelfauna bereits eine Reaktion auf steigende Salzgehalte im Fluss. Im Zeitraum 2013 bis 2022 nahm die Leitfähigkeit in der Oder kontinuierlich um 5,1 % pro Jahr zu, und seit 2015 liegen die Durchschnittswerte konstant über 1.000 µS/cm (Wiederhold et al. 2023). Es ist nicht auszuschließen, dass einige Arten, wie z. B. *P. complanata*, aufgrund der hohen Leitfähigkeiten rückläufig sind, während *U. tumidus* diesen gegenüber eine höhere Toleranz aufweist.

Kontakt

Udo Rothe

udo.rothe@rathaus.potsdam.de

Naturkundemuseum Potsdam
Breite Straße 13
14467 Potsdam

Bianca Dörgeloh

bianca.doergeloh@igb-berlin.de

Prof. Dr. Sonja Jähnig (Stv. Projektleiterin)

sonja.jaehnig@igb-berlin.de

Dr. Christian Wolter (Stv. Projektleiter)

christian.wolter@igb-berlin.de

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

2.4 Fischbestand und Erwerbsfischerei

Christian Wolter, Sascha Starck, Philipp Czapla & Tyrell DeWeber

2.4.1 Problemstellung

Während der Oderkatastrophe im August 2022 wurden in Deutschland und Polen nachrichtlich insgesamt etwa 260 t Fischkadaver abgesammelt und entsorgt. Der Gesamtfischverlust wurde auf mindestens 1.000 t geschätzt, da viele verendete Fische nicht oder nur kurzzeitig aufschwimmen und auch nicht alle Uferstrecken vollständig abgesammelt wurden (Wolter 2022). Die hohen Verluste ließen umfangreiche Schäden am Fischbestand und für die von diesem abhängende Erwerbsfischerei erwarten.

Eine Grundlage für die Bewertung der Fischverluste in der Oder bildeten die langjährigen Fischbestandserhebungen des IGB, die in der unteren Oder (Abschnitt unterhalb der Einmündung der Warthe) seit 1998 erfolgten, in der mittleren Oder (oberhalb der Warthemündung) seit 2006 (Wolter et al. 2023). Diese Daten erlaubten die Charakterisierung des Ist-Zustands der Fischgemeinschaft vor der Oderkatastrophe unter Berücksichtigung der natürlichen Bestandsschwankungen.

Der deutsche Oderabschnitt von der Einmündung der Lausitzer Neiße bis zum Abzweig der Westoder am Marienhofer Wehr (Flusskilometer 542,3–704) ist zusammen mit der Westoder von Flusskilometer 0 bis 17,1 insgesamt 178,8 km lang und bietet knapp 1.500 Hektar fischereilich bewirtschaftbare Fläche (bis zur Strommitte). Aktuell bewirtschaften insgesamt 13 haupt- und nebenerwerbliche Fischer bzw. Fischereibetriebe die brandenburgische Oder und erzielen ihr Einkommen vom lokalen Fischfang sowie dem Verkauf von Angelkarten. Die Erwerbsfischerei vermarktet gezielt nur einen kleinen Teil des vorhandenen Fischartenspektrums und vorwiegend die größeren Individuen. Sie setzt deshalb auch andere Fanggeräte ein, die vor allem größere Exemplare der Zielfischarten fangen. Im Gegensatz zur Erwerbsfischerei zielt die wissenschaftliche Bestandserfassung darauf ab, möglichst alle Fischarten und auch gezielt das Jungfischaufkommen repräsentativ zu erfassen. Aus diesem Grund sind Fischereistatistiken und Fischmonitoring-Ergebnisse nicht direkt vergleichbar.

Im Rahmen des Sonderuntersuchungsprogramms ODER~SO wurden fischereiliche und Fischbestandsdaten deshalb separat erfasst, erstens durch die Abfrage von Fischereistatistiken und ein Fischmonitoring mit fischereilichen Methoden und zweitens mittels umfangreicher Befischungen der Oder und ausgewählter Nebengewässer nach der Oderkatastrophe. Zusätzliche Fischbestandsdaten lieferten das Fischmonitoring zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG, kurz WRRL) im Land Brandenburg sowie die Langzeitforschung des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) zur Fischbesiedelung der Strommitte der Oder.

Ziele der Untersuchung waren: i) die Bilanzierung der aufgetretenen Schäden der Fischfauna, ii) die Erfassung der Schäden für die Erwerbsfischerei, iii) die Einschätzung der Erholung des Fischbestands und der fischereilichen Ertragsfähigkeit sowie iv) die Ableitung von Empfehlungen zur nachhaltigen Förderung von Fischen und Fischerei.

2.4.2 Datenerhebung

Im Rahmen des Sonderuntersuchungsprogramms ODER~SO wurden alle 13 entlang der Oder wirtschaftenden Brandenburger Fischereibetriebe zu ihren jährlichen Gesamterträgen befragt. 11 Betriebe übermittelten ihre Fangergebnisse der Jahre 2019–2024. Zwei Betriebe

tätigten vor der Katastrophe keine Fänge in der Oder. Die Zusammenarbeit mit den Fischereibetrieben ermöglichte die Erfassung fischereilich relevanter Fischarten und Größenklassen, welche in Standard-Elektrobefischungen systematisch unterrepräsentiert sind, wie z. B. Karpfen, Bleie, Welse, Rapfen, Zander und Barben. Zur Abschätzung der Bestandserholung dieser fischereilich bedeutenden Fischarten wurde mit 5 ausgewählten Fischereibetrieben ein Bestandsmonitoring mit den Methoden der Erwerbsfischerei initiiert. Hier werden am häufigsten Stellnetze, Standreusen (Abb. 2.4.1) und Aalkorbketten eingesetzt, gefolgt von einer Elektrofischerei speziell auf Aal und dem gelegentlichen Einsatz von Uferzugnetzen oder Treibgarnen. Dabei handelt es sich überwiegend um passive Fangmethoden, bei denen das Fanggerät, z. B. eine Reuse oder ein Stellnetz im Gewässer positioniert wird und der Fisch aktiv einschwimmt und sich darin fängt. Diese Art zu fischen ist sehr ökonomisch; die Fänge lassen sich aber nicht direkt mit denen aktiver Fangmethoden vergleichen, bei denen eine bestimmte Strecke oder Fläche befischt wird. Letzteres war auch nicht das Ziel. Im Gegenteil, das Monitoring der fischereilich relevanten Arten durch Erwerbsfischer mit den ihnen vertrauten Methoden sollte speziell die Erholung der fischereilich nutzbaren Bestände abbilden und das wissenschaftliche Fischmonitoring ergänzen.

Abb. 2.4.1: Oderfischer beim Kontrollieren einer Standreuse im Rahmen des gemeinsamen Monitorings. Foto: Philipp Czapla, IfB Potsdam-Sacrow

Das wissenschaftliche Fischmonitoring erfolgte mittels Elektrobefischungen an 34 Probestellen entlang der mittleren, unteren und Westoder (Abb. 2.4.2). Es wurden je 17 Strecken im Hauptstrom und in angebundenen Nebengewässern über drei Jahre (2023–2025) jeweils im Frühjahr und Herbst befischt. Alle Befischungen erfolgten tagsüber, vom Boot aus, entlang der Uferlinie, mit einem 8-kW-Gleichstromaggregat und einer Handanode. Das effektive Fangfeld hatte etwa 5 m Durchmesser. Befischt wurden jeweils mindestens 400 m Uferlinie. Im Anschluss wurden alle gefangenen Fische bestimmt, ihre Länge gemessen und die Tiere wieder schonend zurückgesetzt.

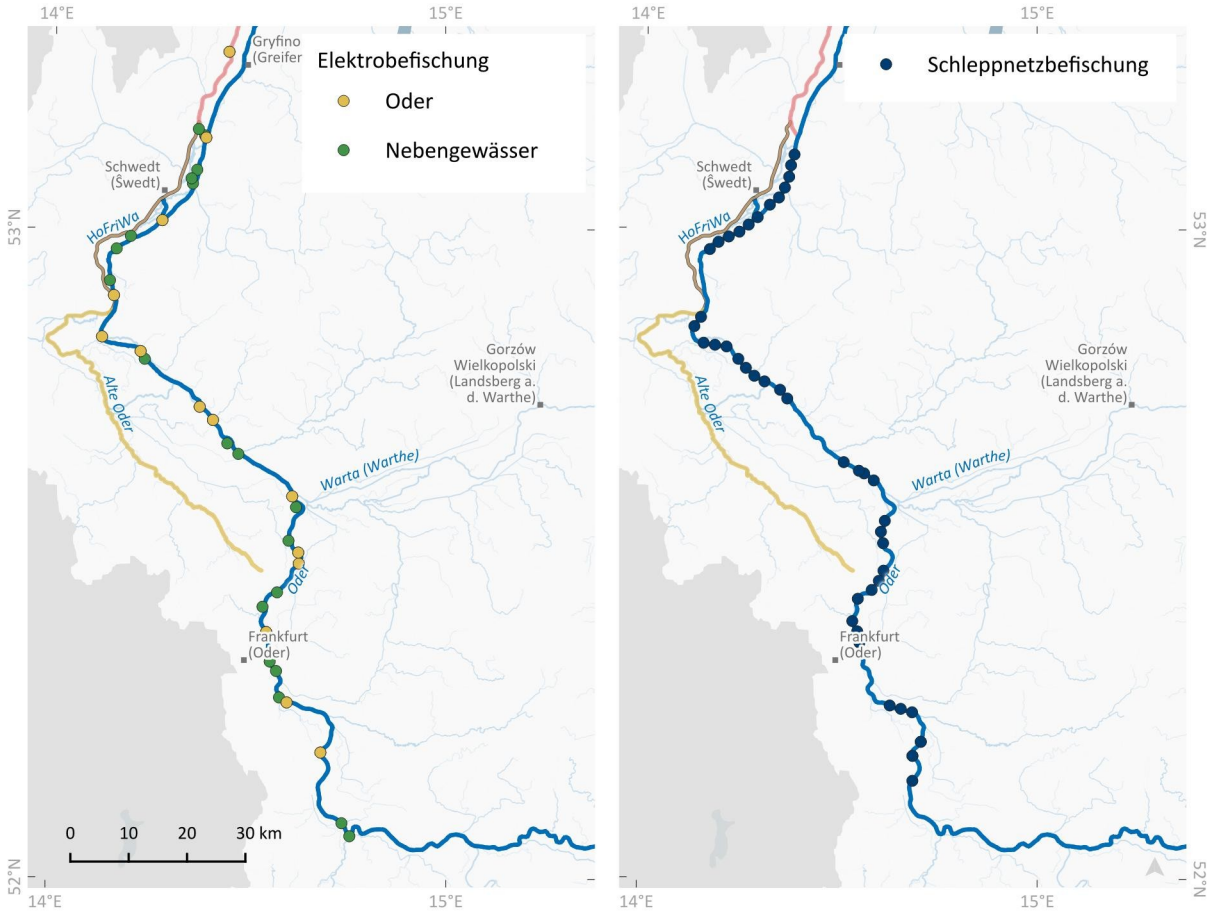


Abb. 2.4.2: Probestrecken der Elektrobefischungen (links) und Schleppnetzbefischungen (rechts) in der Oder. Im linken Bild grün hervorgehoben: befischte Nebengewässer

Die Elektrofischerei eignet sich besonders zur repräsentativen Erfassung der Fische im Uferbereich, nicht jedoch im Freiwasser. Aus diesem Grund wurde der zweite Hauptlebensraum der Oder, die Strommitte, mit dem Schleppnetz befischt. Diese im Rahmen der Langzeitforschung des IGB stattfindenden Schleppnetzbefischungen ergänzten die Projektarbeiten in ODER~SO. Dabei werden jährlich im Frühjahr und Frühwinter und, wenn es die Wasserstände erlauben, im Spätsommer auf der Strecke von Eisenhüttenstadt bis zum Abzweig der Westoder in der Strommitte 45 bis 55 Züge à 1 km Länge mit dem Schleppnetz durchgeführt (Abb. 2.4.2). Nach jedem Zug werden alle gefangenen Fische bestimmt, gemessen, gewogen und wieder schonend zurückgesetzt.

Ergänzt wurden die Fischuntersuchungen durch eine gezielte Jungfischerfassung in 3 Oderabschnitten (mittlere, untere und Westoder) zum Nachweis der natürlichen Reproduktion als Grundlage der Fischbestandserholung. Zur repräsentativen Erfassung von Fischen bis etwa 4 cm Körperlänge ist eine spezielle Elektrobefischung erforderlich, bei der die Fanganode einen geringen Durchmesser hat und ein nur 0,5 m² großes effektives Fangfeld erzeugt. Die Befischung erfolgte watend entlang des Ufers nach der Zufallspunktmethode. Dabei werden an jeder Probestelle 50 voneinander unabhängige Fangpunkte gesetzt (z. B. Bischoff et al. 2001). In jedem der drei Oderabschnitte wurden Uferstrecken im Hauptstrom und in den Nebengewässern beprobt.

Die Erfassung des Ist-Zustands vor der Katastrophe im Strom und entlang der Ufer erfolgte in der unteren Oder seit 1998 und in der mittleren Oder seit 2006 mit den exakt gleichen Methoden. Einzelheiten zu diesen Untersuchungen finden sich in Wolter et al. (2023).

2.4.3 Ergebnisse

2.4.3.1 Schadensbilanz

A. Erwerbsfischerei

Der durchschnittliche jährliche Gesamtertrag der 11 Fischeibetriebe betrug im Mittel der Jahre 2019–2021 rund 34.121 kg Fische (Tab.2.4.1). Im Jahr 2022 sank dieser aufgrund der Oderkatastrophe und der damit einhergehenden Einstellung der Fischerei auf 4.469 kg. Im Jahr 2023 sank der Gesamtertrag sogar noch weiter ab, auf 2.289 kg, was aber auch auf das selbst auferlegte Fangmoratorium der Erwerbsfischer zur Schonung des Fischbestands zurückzuführen ist. Im Jahr 2024 wurden insgesamt 7.304 kg Fische gefangen (Tab. 2.4.1). Zu den Fängen der Jahre 2023 und 2024 ist anzumerken, dass diese vornehmlich aus dem gemeinsamen Monitoring mit Methoden der Erwerbsfischerei sowie vereinzelten Probebefischungen der Fischereibetriebe stammen.

Hauptwirtschaftsfisch der Oderfischereien war und ist der Blei (Abb. 2.4.3).

Tab. 2.4.1: Übersicht des jährlichen Gesamt-Fischertrags (kg) von elf Fischereibetrieben aus der Oder und angeschlossenen Nebengewässern in den Jahren 2019 bis 2024.

Fischart	Jahr					
	2019	2020	2021	2022	2023	2024
Aal	256	227	259	19	29	55
Barsch	44	25	36	1	11	92
Blei	18.059	18.358	18.865	2.031	1.415	3.135
Hecht	1.791	1.962	2.257	696	196	655
Karpfen	725	66	183	29	15	276
Quappe	60	5	0	3	1	4
Schleie	1.237	613	1.147	302	89	440
Sonst. Speisefische	257	218	256	0	0	0
Sonst. Weißfisch	6.191	6.759	5.097	169	161	530
Wels	3.964	2.253	4.215	737	220	1.832
Zander	2.246	2.295	2.437	482	151	285
Gesamt	**34.830**	**32.780**	**34.752**	**4.469**	**2.289**	**7.304**

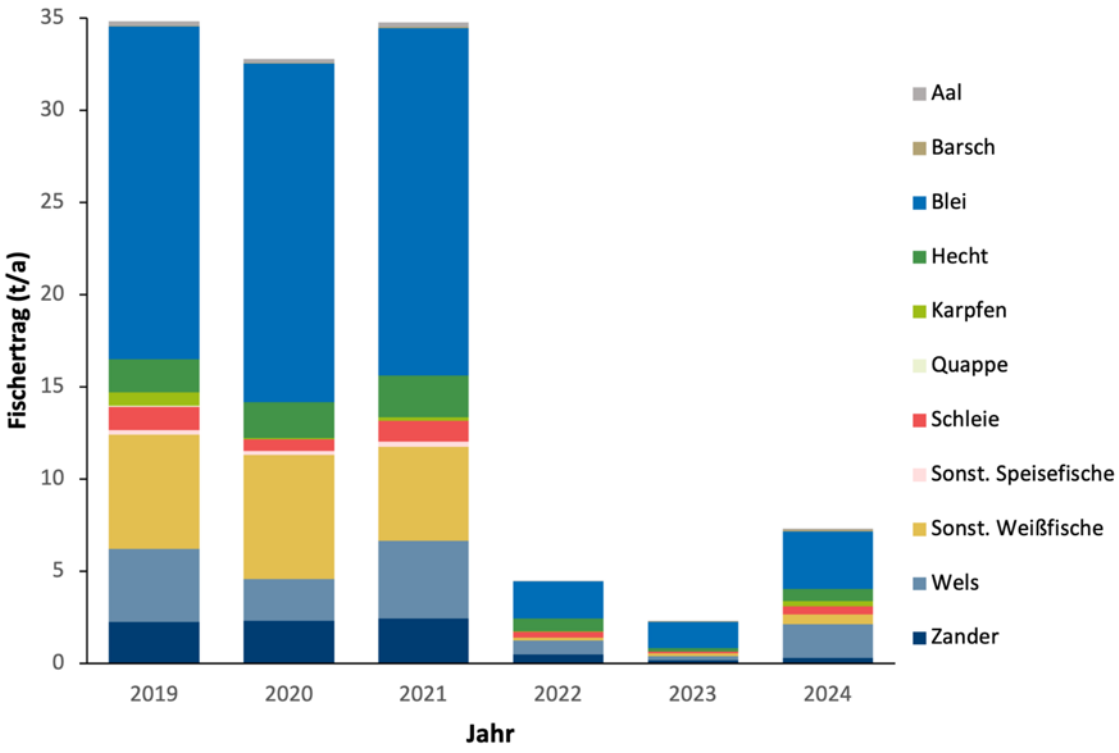


Abb. 2.4.3: Jährlicher Gesamt-Fischertrag (in Tonnen) von 11 Fischereibetrieben aus der Oder und den angeschlossenen Nebengewässern der Jahre 2019 bis 2024.

Die fischereilichen Ertragseinbuße bezifferten sich im Jahr 2022 auf 29.652 kg (86,9 %), 2023 auf 31.832 kg (93,3 %) und im Jahr 2024 auf 26.817 kg (78,6 %) Fisch (Tab. 2.4.2).

Basierend auf den jährlichen fischereilichen Ertragseinbußen wurde der monetäre Ertragsausfall der Betriebe in den Jahren 2022 bis 2024 quantifiziert. Dafür wurde bei den Betrieben der durchschnittliche Verkaufspreis in der geringsten Verarbeitungsstufe („grün“, voll mit Kopf, d. h. ganzer Fisch nicht ausgenommen bzw. lebend) der fischereilich relevanten Fischarten erfragt und pro Fischart gemittelt. Mit diesen Mittelwerten wurden die Mindererträge in entgangene Verkaufserlöse umgerechnet. Der so ermittelte monetäre Ertragsausfall ist ein Minimalwert, da der Fang üblicherweise weiterverarbeitet und veredelt wird, was den Verkaufspreis erhöht. Auf diese Weise wurden die minimal entstandenen monetären Schäden der 11 Fischereibetriebe zusammen auf 107.007 € im Jahr 2022, 120.622 € in 2023 und 93.881 € in 2024 beziffert (Tab. 2.4.2). Zusätzlich zum entgangenen Fischverkauf brach auch der Verkauf von Angelkarten ein, der wesentlich zum Betriebsergebnis beiträgt.

Tab. 2.4.2: Übersicht der mengenmäßigen (kg) und monetären (€) Gesamt-Ertragsausfälle von 11 Fischereibetrieben. Der durchschnittliche Verkaufspreis basiert auf Preisangaben der lokalen Fischereibetriebe für unverarbeitete Fische (nicht ausgenommen, mit Kopf).

Fischart	Ø Erträge 2019–2021 (kg/a)	Ø Verkaufspreis (€/kg)	Ertragsausfall pro Jahr (kg)			Ertragsausfall pro Jahr (€)		
			2022	2023	2024	2022	2023	2024
Aal	247	24,67	228	219	192	5.626	5.395	4.746
Barsch	35	6,50	34	24	–57	221	155	–368
Blei	18.427	1,88	16.396	17.012	15.293	30.743	31.898	28.674
Hecht	2.003	6,80	1.308	1.807	1.348	8.892	12.288	9.167
Karpfen	324	8,20	295	309	49	2.421	2.535	400
Quappe	22	k. A.	19	20	17	k. A.	k. A.	k. A.
Schleie	999	6,00	697	910	559	4.180	5.457	3.352
Sonst. Speisefisch	244	4,00	244	244	244	976	976	976
Sonst. Weißfische	6.016	1,83	5.847	5.854	5.486	10.719	10.733	10.058
Wels	3.477	7,90	2.741	3.258	1.645	21.652	25.736	12.996
Zander	2.326	11,70	1.844	2.175	2.041	21.577	25.450	23.881
Gesamt	34.121	–	29.652	31.832	26.817	107.007	120.622	93.881

k. A. = keine Angabe

B. Fischbestand

Zur Ermittlung der Schadensbilanz wurden die Fangergebnisse vom Herbst 2022 und des Jahres 2023 mit denen der Jahre vor der Oderkatastrophe bis einschließlich Frühjahr 2022 verglichen. So berücksichtigt die Bilanzierung der Verluste auch die Zu- und Abwanderung von Fischen (Starck et al. 2023, Starck et al. 2024, Wolter 2024). Neben den Fischen, die in geschützten Bereichen der Oder überlebt hatten, waren viele auch vor der Giftwelle stromab und in die Nebengewässer geflüchtet. Diese fehlten im Herbst 2022 ebenfalls im Fischbestand, waren aber nicht verendet. Ein Großteil von ihnen wäre später ohnehin aus dem Strom in die Wintereinstände gezogen. Diese Tiere haben dann im Frühjahr die Oder wiederbesiedelt, motiviert durch die Laichzeit und ihre typischen Sommereinstände. Der tatsächliche Schaden am Fischbestand lässt sich nur unter Berücksichtigung dieser wieder zurückgekehrten Tiere ermitteln.

Im Rahmen des Projekts ODER~SO wurden insgesamt 259.755 Fische aus 39 Arten gefangen, mit einer Gesamtmasse von 2.964 kg. Die zeitgleich durchgeführten Untersuchungen der Fischbesiedelung in der Strommitte der Oder erbrachten weitere 7.976 Fische mit 4.032 kg Gesamtmasse. Die als Referenz für den Zustand vor der Oderkatastrophe dienenden Langzeituntersuchungen erbrachten in Summe 388.545 Fische, die 46 Arten repräsentieren, mit 38.059 kg Gesamtmasse.

Gegenüber den langjährigen Zeitreihen vor August 2022 beliefen sich am Ende des Jahres 2023 die relativen Fischverluste auf 76 % in der Strommitte und 54 % im Uferbereich der mittleren Oder. In der unteren Oder gingen die Fische in der Strommitte um 68 % zurück, im Uferbereich nahmen sie dagegen um 18 % zu (Abb. 2.4.4) (Starck und Wolter 2024, Wolter et al. 2025). In Bezug auf die Fischbiomasse wurden in allen Hauptlebensräumen relative Rückgänge gegenüber dem Zeitraum vor der Oderkatastrophe festgestellt, was darauf hindeutet, dass überwiegend größere Fische verendet sind, die sich natürlicherweise in größerer Entfernung vom Ufer aufhalten.

Die relativen Biomasseverluste betrugen in der mittleren Oder 60 % in der Strommitte und 62 % im Uferbereich und in der unteren Oder 22 % in der Strommitte und 41 % im Uferbereich (Abb. 2.4.5, Starck und Wolter 2024).

Einzelne Arten waren deutlich stärker betroffen, insbesondere solche, die bevorzugt die Strommitte besiedeln. So erlitt beispielsweise der Stromgründling *Romanogobio belingii* relative Individuenverluste zwischen 85 % und 97,5 % (Tab. 2.4.3). Diese Kleinfischart vollzieht ihren gesamten Lebenszyklus im Bereich der Stromsohle. Auch andere, bevorzugt die Strommitte nutzende Fischarten erlitten insbesondere im Bereich der mittleren Oder relative Verluste von 90 % bis 100 % (Tab. 3).

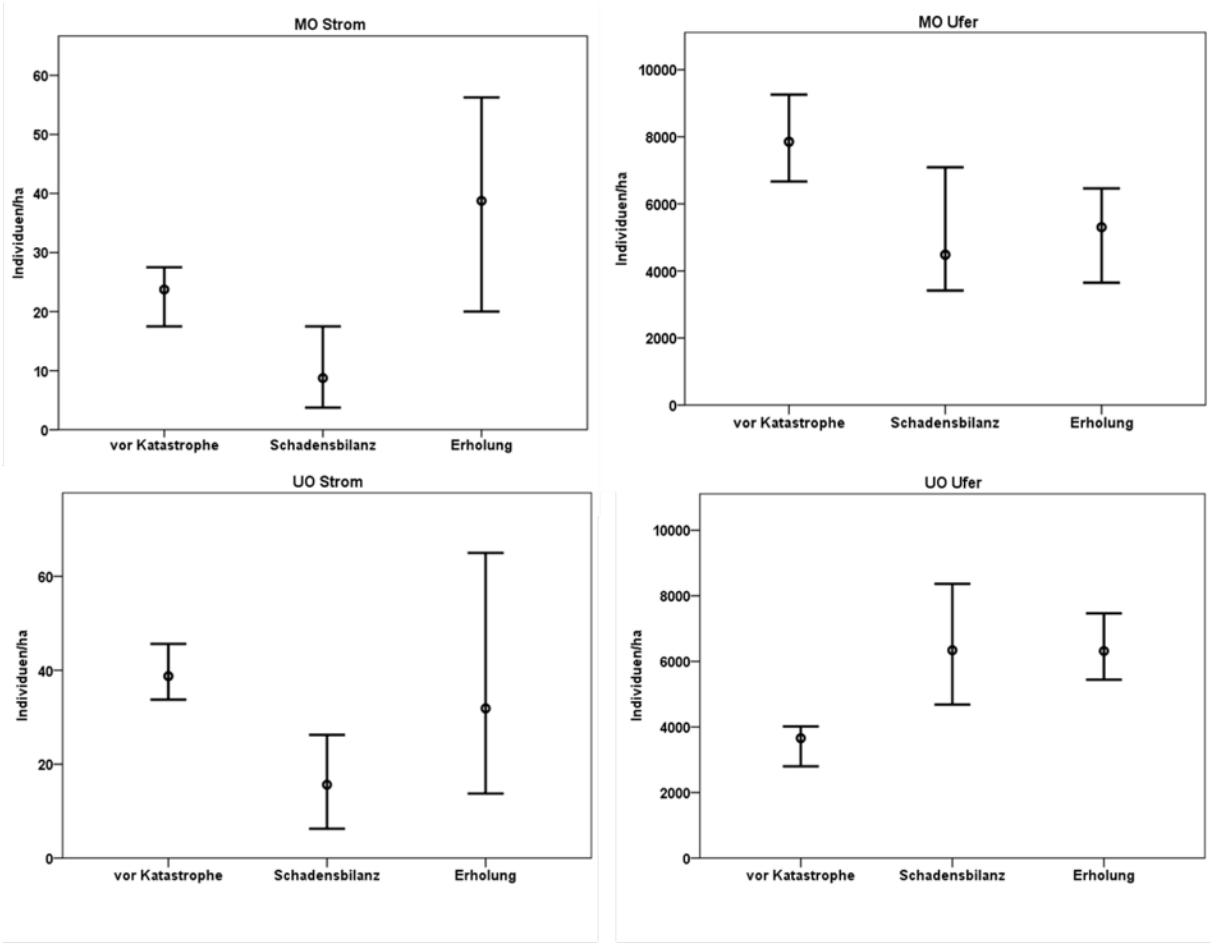


Abb. 2.4.4: Medianwert (entspricht 50 % aller Fänge, ± Standardfehler) der Fischdichten (Fische pro Hektar) vor der Oderkatastrophe, im Zeitraum Herbst 2022 bis Herbst 2023 (bildet die zuwanderungsbereinigte Schadensbilanz ab) und seit Frühjahr 2024 (Erholung). MO, UO, Strom, Ufer bezeichnen die Hauptlebensräume mittlere und untere Oder, in der Strommitte und im Uferbereich.

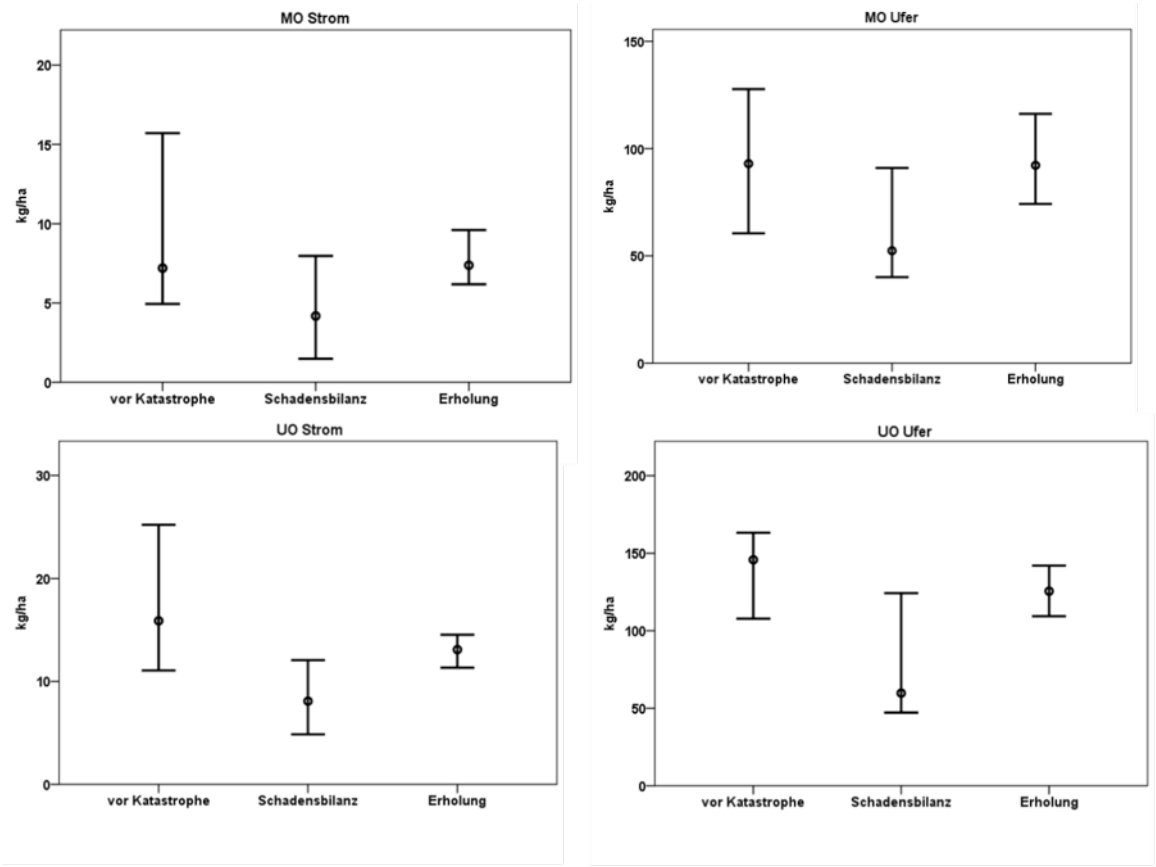


Abb. 2.4.5: Medianwert (entspricht 50 % aller Fänge, ± Standardfehler) der Fischbiomassen (kg pro Hektar) vor der Oderkatastrophe, im Zeitraum Herbst 2022 bis Herbst 2023 (zuwanderungsbereinigte Schadensbilanz) und seit Frühjahr 2024 (Erholung). MO, UO, Strom, Ufer bezeichnen die Hauptlebensräume mittlere und untere Oder, in der Strommitte und im Uferbereich.

Tab. 2.4.3: Relative Veränderungen der Fischdichten ausgewählter Arten vor und nach (bis Herbst 2023) der Oderkatastrophe in den Hauptlebensräumen Strommitte und Uferbereich der mittleren (MO) und unteren Oder (UO). Relative Verluste und Zunahmen sind ihrer Stärke entsprechend abgestuft, braun bzw. blau hervorgehoben.

	MO Strom	MO Ufer	UO Strom	UO Ufer
Aland	–100,0	–87,2	–89,6	–33,8
Barbe	–49,5	–43,7	–55,8	–54,7
Bitterling		150,7		298,1
Blei	–87,2	–11,8	–30,6	52,7
Döbel	–51,9	–40,3	5,9	174,0
Güster	–93,7	–67,3	–85,4	–19,5
Hecht	–100,0	–57,3	103,3	–25,3
Plötze	–95,6	–53,3	10,1	–6,8
Rapfen	–77,1	–36,3	16,7	118,4
Rotfeder		25,5		28,8
Steinbeißer		–52,6		–12,4
Stromgründling	–95,0	–85,0	–97,5	–86,3
Ukelei	–100,0	–70,4	–90,9	218,6
Wels	–44,3	–88,1	–68,7	–39,0
Zährte	231,3	229,6	–39,7	–68,0
Zander	–100,0	–44,2	–54,3	–92,7
Zope	–44,9	75,9	–43,1	–86,5

Die relativen Veränderungen der Individuendichten ausgewählter Fischarten (Tab. 2.4.3) unterstreichen nicht nur die höhere Betroffenheit der Fische in der mittleren Oder, insbesondere im Hauptstrom, sie zeigen auch eine relative Umverteilung von Arten infolge der Oderkatastrophe.

Neben Arten wie Aland, Barbe, Güster, Stromgründling, Wels und Zander, die in allen Oderabschnitten mehr oder weniger hohe relative Verluste erlitten, zeigten andere Arten lokal relative Zunahmen. Beispielsweise deuten die relativ hohen relativen Verluste von Döbel, Plötze und Rapfen in der mittleren Oder, gepaart mit einer Zunahme in der unteren Oder, darauf hin, dass diese Arten aktiv nach stromab und von der Strommitte in die Uferbereiche geflüchtet sind. In dieselbe Richtung deuten die relativen Veränderungen der Dichten der Zope in der mittleren Oder und des Ukeleis in der unteren. Beides sind Arten der Strommitte, die während der Oderkatastrophe Refugien im Uferbereich aufsuchten, was dort zu einer starken relativen Zunahme führte.

Zwei Arten sollen noch besondere Erwähnung finden: Extrem auffällig ist die signifikante Zunahme der Zährtendichte in allen Teilen der mittleren Oder, dem deutlich stärker von der Oderkatastrophe betroffenen Flussabschnitt (Tab. 2.4.3). Hier handelt es sich mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit ebenfalls um die Folgen einer stromab gerichteten Fluchtreaktion bzw. Wiederbesiedelung aus weiter stromauf gelegenen polnischen Oderabschnitten. Als Zweites fällt auf, dass der ufergebundene Bitterling offensichtlich nicht nur keine Verluste erlitt, sondern sogar erheblich zunahm. Bitterlinge besiedeln in der Oder dichte Pflanzen- und Schilfbestände, in denen sie vor der toxischen Algenblüte geschützt waren und wo sie sich im Anschluss möglicherweise konzentrierten. Hier nicht dargestellt ist der deutliche Rückgang des Bitterlings in den Jahren 2024 und 2025 entlang des gesamten Oderufers. Dieser war zu erwarten und wird auch noch anhalten. Bitterlinge legen ihre Eier in Großmuscheln und sind deshalb für eine erfolgreiche Reproduktion auf diese angewiesen. Die künftige Bestandsentwicklung des Bitterlings hängt daher von der Erholung des ebenfalls erheblich beeinträchtigten Muschelbestands ab (Kap. 2.3).

2.4.3.2 Bestandserholung

A. Fischereilich genutzter Fischbestand

Das gemeinsame Monitoring mit den Fischereibetrieben startete im September 2023 und lief bis Ende 2025. Dabei wurden insgesamt 369 Tagesfänge protokolliert. Die von den Erwerbsfischern verwendeten Fanggeräte umfassten verschiedene Netzfangmethoden wie Reusenketten, Kleinreusen, Standreusen, Stell- und Treibnetze sowie die Elektrofischerei. Insgesamt fingen die Fischer 25 Fischarten, von denen einige nur unter den Sammelbegriffen Weißfische (z. B. Güster) oder sonstige Speisefische (z. B. Graskarpfen) protokolliert wurden. Im Rahmen des Monitorings mit Methoden der Erwerbsfischerei wurden 2023 insgesamt 1.464 Fische mit einem Gesamtgewicht von 1.638 kg angelandet und protokolliert, 2024 4.474 Fische mit zusammen 5.357 kg und 2025 4.770 Fische mit zusammen 6.333 kg.

Von allen genannten Fanggeräten wurden Stellnetze am häufigsten eingesetzt. Deshalb war der Vergleich der Einheitsfänge (Fänge standardisiert pro 100 m² Netzfläche und Stellzeit in Stunden) über die Jahre 2023 bis 2025 nur für dieses Fanggerät möglich. Aufgrund zu unterschiedlich starker monatlicher Variabilität in den Einheitsfängen wurden nur die Tagesfänge für die Monate Oktober, September und Oktober zwischen den einzelnen Jahren verglichen (Abb. 2.4.6). Hierbei zeigte sich ein statistisch nicht abgesicherter Anstieg der Einheitsfänge über alle Fischarten von 2023 auf 2025, gemessen am BPUE (gefangene Biomasse pro fischereilichem Aufwand von 100 m² Stellnetzfläche je Stunde) für den Oder-Hauptstrom sowie die angeschlossenen Nebengewässer. Der Einheitsfang der Westoder ist im Vergleich von 2023 auf 2024 gesunken. Ein möglicher Grund hierfür könnte die Rückbesiedelung der Fische aus der Westoder in den Oder-Hauptstrom aufgrund verbesserter Lebensbedingungen sein. Für 2025 konnten keine Aussagen für die Westoder getroffen werden, da in dem gewählten Zeitraum keine Fänge mit Stellnetzen getätigt wurden.

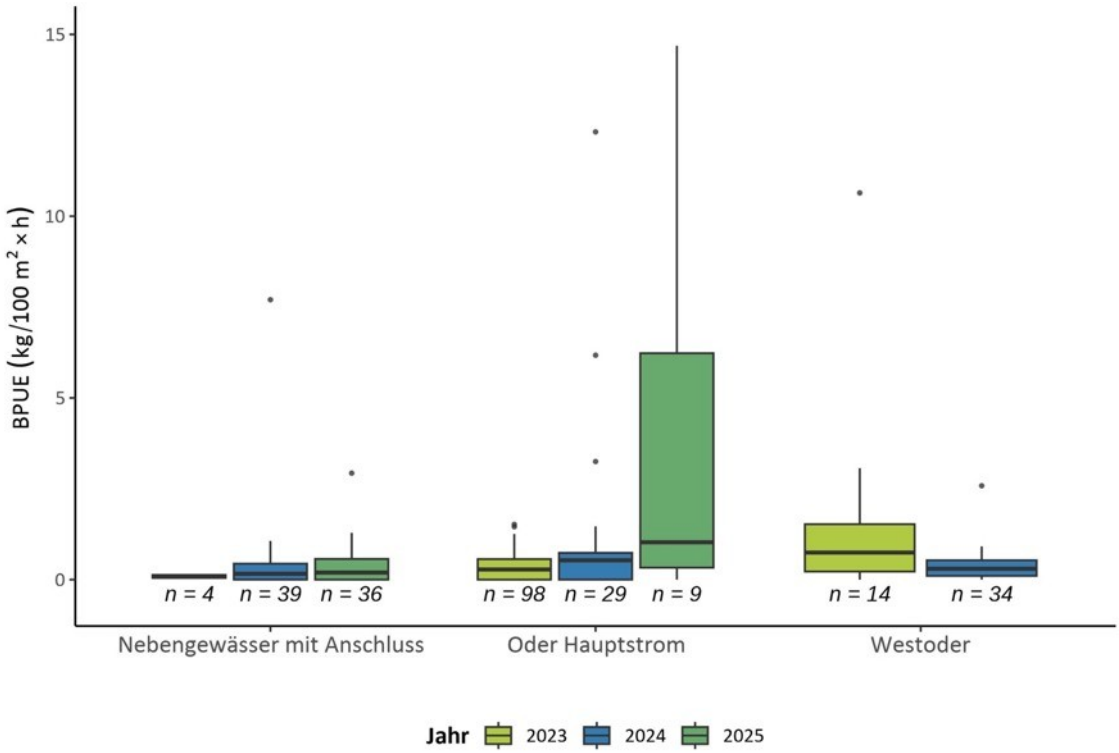


Abb. 2.4.6: Vergleich der gesamten Stellnetz-Einheitsfänge (kg/100 m² · h) über alle Fischarten in den Monaten September, Oktober und November der Jahre 2023, 2024 und 2025; n = Anzahl der Einheitsfänge, BPUE = *biomass per unit effort*, Einheitsfang in Biomasse pro 100 m² Stellnetzfläche und Stunde Stellzeit.

B. Fischbestand insgesamt

Grundlage einer jeden Fischbestandserholung ist die erfolgreiche Reproduktion. 2023 war ein ausnehmend gutes Reproduktionsjahr. Im Frühjahr fanden fast alle Fischarten ausgezeichnete Fortpflanzungs- und Brutaufwuchsbedingungen vor, weil die Oder relativ lange höhere Wasserstände führte, die die Vordeichländer bis in den Mai hinein moderat überfluteten. Zu diesen guten hydrologischen Reproduktionsbedingungen kam das Moratorium der Erwerbsfischerei entlang der Oder hinzu, mit dem Fischfang frühestens nach der Laichzeit zu beginnen. Damit wies die Erholungsphase des Fischbestands außergewöhnlich gute Startbedingungen

auf, die auch im weiteren Jahresverlauf zu hohen Jungfischdichten und einer großen Stetigkeit der Jungfischverteilung führten (Tab. 2.4.4). Gegenüber 2023 war das Jungfischaufkommen in den Folgejahren gering bis sehr gering (Tab. 2.4.4), was insbesondere auf das schnelle Abfallen des Wasserspiegels und damit das Trockenfallen der Vordeichländer zurückzuführen ist.

Für die Fischrekrutierung insgesamt sind vor allem die flachen Uferbereiche im Hauptstrom der Oder von Bedeutung. In den Nebengewässern finden weniger Arten in geringerem Umfang geeignete Fortpflanzungsbedingungen (Tab. 2.4.4).

Tab. 2.4.4: Ergebnis der Jungfischerfassungen im Hauptstrom (HS) und in Nebengewässern (NG) der Oder. Dip = Zufallsprobenpunkt, von denen 50 pro Probestrecke gesetzt wurden.

	2023		2024		2025	
	HS	NG	HS	NG	HS	NG
Aland	5		25		5	
Barsch	46	25	25	7	12	11
Bitterling	373	13	92	21	54	1
Blei	14	8	21	2	8	2
Döbel	42		50	1	6	2
Giebel				1	5	1
Goldsteinbeißer			1			
Gründling	57		17	11	20	5
Güster	202	8	73	11	25	5
Hasel	2		34	5	3	
Hecht		11	4	19	1	
Karausche		1				
Kaulbarsch		1				
Plötze	347	118	132	54	45	34
Quappe	3		2			
Rapfen	1	1	13	1	4	
Rotfeder	29	60	1	90	6	4
Schleie	3	91		36	42	5
Schwarzmundgrundel			5		21	
Steinbeißer	63	16	12	13	18	3

	2023		2024		2025	
	HS	NG	HS	NG	HS	NG
Stichling, Dreistachliger	1					
Stromgründling	1					
Ukelei	51	10	110	24	20	
Zährte					2	
Individuenzahl	1.240	363	617	296	297	73
Artenzahl	17	13	17	15	18	11
Anzahl Dips	295	250	250	300	350	200
Fische/Dip	4,2	1,5	2,5	1,0	0,8	0,4
Fische/m²	8,4	2,9	4,9	2,0	1,7	0,7

Für die Erholung des Fischbestandes wurde angenommen, dass diese gegeben ist, wenn der sehr starke Jungfischjahrgang des Jahres 2023 artspezifisch die Geschlechtsreife erreicht hat (Wolter 2024). Demnach sollte sich der Fischbestand bis 2027 wieder vollständig erholt haben.

Die Fänge in der Strommitte und im Uferbereich der Oder deuten darauf hin, dass das Oder-Hochwasser vom September 2024 den Erholungsprozess möglicherweise beschleunigt hat, indem es die Zuwanderung von Fischen aus Nebengewässern förderte. Außer im Uferbereich der mittleren Oder wurden in allen Hauptlebensräumen die Fischdichten vor der Oderkatastrophe annähernd erreicht (Abb. 2.4.4). In der unteren Oder hat sich die nach der Oderkatastrophe höhere Fischdichte in den Jahren 2024–2025 stabilisiert (Abb. 2.4.4). Es finden sich auch zunehmend wieder größere Fische im Bestand. Die mittleren Biomassedichten erreichen in allen Oderstrecken beinahe das Niveau von vor der Oderkatastrophe (Abb. 2.4.5).

Allerdings täuschen die positiven Gesamtzahlen darüber hinweg, dass einige typische Flussfischarten wie Barbe oder Nase sich deutlich langsamer erholen. Diese Arten litten bereits vor der Oderkatastrophe unter Laichplatzmangel und hatten deutlich geringere Bestände als früher (Wolter et al. 2023). Nachdem diese ohnehin geringen Bestände durch die Oderkatastrophe relative Verluste von rund 50 % erlitten (Tab. 2.4.3), schränkt der Mangel an geeigneten Laichsubstraten die Erholung besonders ein.

2.4.4 Diskussion und Ausblick

Insgesamt boten die vorhandenen Langzeitdaten und Fischereistatistiken eine solide Grundlage für die Bilanzierung und Bewertung der Fischbestands- und fischereilichen Schäden infolge der Oderkatastrophe. Diese liefern zusammen mit der Untersuchung der Bestandserholung wichtige Kenntnisse zum Widerstandsvermögen (Resilienz) von Flüssen und Flussfischgemeinschaften gegenüber schwerwiegenden Beeinträchtigungen, wie sie menschengemacht und infolge klimatischer Veränderungen auftreten können.

In Anbetracht der Datenlage ist zusammenzufassen, dass die Umweltkatastrophe im August 2022 die Fischfauna der Oder massiv beeinträchtigt hat und zu einem drastischen Rückgang der Fischereierträge führte. Der Verlust von bis zu 93 % der Jahreserträge in den Folgejahren 2023 und 2024 verdeutlicht die gravierenden Auswirkungen auf die Erwerbsfischerei. Zwar wurden durch ein intensives Monitoring und angepasste Fangstrategien in den letzten Jahren Teilerträge erzielt, diese liegen jedoch weit unter früheren Werten. Auch wenn sich die Bestände vieler Arten in den letzten beiden Jahren positiv entwickelten und die Anstiege der Bestände einzelner Wirtschaftsfischarten wie z. B. des Bleis auf eine langsame Erholung hindeuten, werden die früheren Ertragsniveaus aktuell noch nicht wieder erreicht.

Unter den aktuellen Bedingungen ist die Erwerbsfischerei nur bedingt rentabel. Der erhöhte Aufwand der Fischereibetriebe, der durch Aufwandsentschädigungen abgemildert wurde, hinderte die Betriebe daran, ihre regulären Aktivitäten wieder vollständig aufzunehmen. Langfristig ist es wichtig, den weiteren Verlauf der Bestandsentwicklung und die Rentabilität der Fischerei regelmäßig zu überwachen, um gegebenenfalls gezielte Fördermaßnahmen zur Unterstützung der betroffenen Fischereibetriebe zu ergreifen.

Die veränderten Fischverteilungen nach der Oderkatastrophe geben klare Hinweise auf Faktoren, die die Resilienz der Fischgemeinschaft stärken: Strukturvielfalt und Durchgängigkeit. Komplexe Uferstrukturen wie Ausbuchtungen, Unterwasserpflanzen und Schilfbestände werden nicht direkt durchströmt und bieten Schutz vor Substanzen und Toxinen, die mit der fließenden Welle verbreitet werden. Gleiches gilt für variable Breiten und Tiefen des Flusslaufs und tiefe Kolke an der Gewässersohle. Diese beeinflussen ebenfalls das Strömungsmuster und die Fließgeschwindigkeit, weshalb auch sie Schutzstrukturen darstellen.

Die Durchgängigkeit eines Gewässers in Längsrichtung und zu seitlich angeschlossenen Gewässern (laterale Durchgängigkeit) ist ohnehin für viele Fischarten von essenzieller Bedeutung. Die meisten Arten führen beispielsweise zur Fortpflanzung Wanderungen in entferntere Gewässerabschnitte und in Nebengewässer durch. Die meisten Arten vollziehen auch Wanderungen zwischen Sommereinständen und Überwinterungsplätzen. Viele suchen unterschiedliche Nahrungsplätze auf, und Populationen breiten sich auch aus. Für all diese Wanderungen werden durchgängige Gewässer benötigt. Im Falle von Katastrophen wie der in der Oder ermöglicht diese Durchgängigkeit auch das Erreichen von geschützten Nebengewässern, um dort zu überleben. Potenziell toxische Algenblüten oder erhöhte Schadstoffkonzentrationen treten insbesondere in den Sommermonaten bei geringen Durchflüssen und fehlender Verdünnung auf. Refugien in Nebengewässern müssen genau dann auch erreicht werden können. Das bedeutet, die laterale Durchgängigkeit muss auch bei geringen Durchflüssen und niedrigen Wasserständen gewährleistet sein. Dafür ist die Anbindung von Nebengewässern auf Sohlniveau erforderlich bzw. tiefer als der mittlere Niedrigwasserstand des Flusses.

Bei Hochwasser ist die seitliche Anbindung der Gewässer gegeben und stehen in der Aue sehr variable Strukturen und Kleingewässer als Refugien zur Verfügung.

Um den Erholungsprozess typischer Flussfischarten in der Oder zu befördern, werden geeignete kiesige Laichflächen benötigt. Diese können ufernah angeboten werden, indem an geeigneten Stellen Buhnenfüße modifiziert und durch flach überströmbare Kiesschwellen ersetzt werden. Hinweise dazu geben Wolter et al. (2023).

Auch wenn das hohe Reproduktionspotenzial der Fische eine Bestandserholung innerhalb weniger Jahre erlaubt – letztendlich ist es für die Erholung von Fischen und Fischerei am wichtigsten, dass sich eine solche Katastrophe nicht wiederholt.

Kontakt

Dr. Christian Wolter (Stv. Projektleiter)

christian.wolter@igb-berlin.de

Sascha Starck

sascha.starck@igb-berlin.de

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

Philipp Czapla

philipp.czapla@ifb-potsdam.de

Dr. Jefferson Tyrell DeWeber

tyrell.deweber@ifb-potsdam.de

Institut für Binnenfischerei e.V. (IfB)
Im Königswald 2
14469 Potsdam

Wasserqualitätsmessung während der Oder-Befischung, November 2022. Foto: Lena Giovanazzi

3 Untersuchungen zu Algen und Schadstoffen in der Oder

3.1 Entwicklung der Wasserqualität und des Phytoplanktons in der Oder nach 2022

Tobias Goldhammer, Constancia Levertz, Stephanie Spahr & Jan Köhler

Belastungen der chemischen Gewässerqualität durch Salz- und Nährstoffeinträge schufen entscheidende Vorbedingungen, die die Massenentwicklung der Alge *Prymnesium parvum* im Sommer 2022 und letztendlich ein Massensterben von Fischen, Muscheln und Schnecken verursachten (Köhler et al. 2024). Um die Verbesserung des ökologischen Zustands der Oder und ihrer angeschlossenen Nebengewässer nach der toxischen Algenblüte des Jahres 2022 zu dokumentieren und künftige Entwicklungen abzubilden, wurden umfangreiche Untersuchungen der Gewässerqualität aus chemischer und ökologischer Sicht durchgeführt. Dabei wurden neben dem Hauptstrom auch die angeschlossenen großen Flussarme Schwedter Querfahrt, Westoder und Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße erfasst, welche für den Wasserrückhalt und damit für die Widerstandsfähigkeit (Resilienz) des Flussökosystems eine ganz entscheidende Rolle spielen.

In Ergänzung zu den existierenden behördlichen Langzeitbeobachtungsstellen des chemisch-ökologischen Monitorings gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), insbesondere des Brandenburgischen Landesamts für Umwelt (LfU), wurde dazu ein erweitertes Netz aus Untersuchungsstellen zur Entnahme von Schöpfproben eingerichtet. Im Rahmen des Sonderuntersuchungsprogramms sollten die umfangreichen gewässerchemischen Daten die biologischen Untersuchungen ergänzen, um ein möglichst vollständiges Bild der gewässerökologischen

Dynamik und Wiederbesiedlung zu erhalten. Die gewässerchemischen Untersuchungen bildeten außerdem zusammen mit verfügbaren klimatischen und hydrologischen Monitoringdaten die Grundlage für eine Risikoabschätzung für das Auftreten von erneuten Massenentwicklungen von *Prymnesium parvum*.

Folgende Faktoren, die Einfluss auf das Wachstum der Alge *P. parvum* nehmen, wurden untersucht:

- physikalisch-chemische Gewässerqualität, Wasserstände und Abflussmengen
- Nährstoffkonzentrationen (Stickstoff und Phosphor)
- Salzgehalt sowie weitere anorganische Spurenstoffe
- Konzentrationen von ausgewählten organischen Spurenstoffen
- das Vorhandensein von potenziellen Algentoxinen, vornehmlich der sogenannten Prymnesine, die durch *P. parvum* gebildet werden
- die Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaften

Dabei wurden räumliche und zeitliche Trends der Wasserqualität der Oder und ihrer angeschlossenen Nebengewässer über einen Zeitraum von drei Jahren, von 2023 bis 2025, erfasst und ausgewertet.

3.1.1 Einrichtung eines Beprobungsprogramms zur chemischen und biologischen Wasserqualität

3.1.1.1 Untersuchungs- und Probenahmestellen

Insgesamt wurden 18 Probenahmestellen für die regelmäßigen Untersuchungen in der Oder und ihren Nebengewässern – der Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße (HoFriWa), ein parallel zur Oder laufender Schifffahrtskanal, der aus einem Oderabzweig gebildet wird und in die Westoder übergeht; der Schwedter Querfahrt sowie der Westoder – eingerichtet (Abb. 3.1.1). Zum Vergleich mit einem nicht durch Salzeinleitungen belasteten Tieflandfluss wurde zusätzlich ein Standort in der Lausitzer Neiße oberhalb der Mündung in die Oder südlich von Ratzdorf gewählt (N1). Die Stelle OS170 vor dem Abzweig der Westoder ist dabei die nördlichste Stelle, bevor die Hauptoder Bundesgebiet verlässt (Tab. 3.1.1).

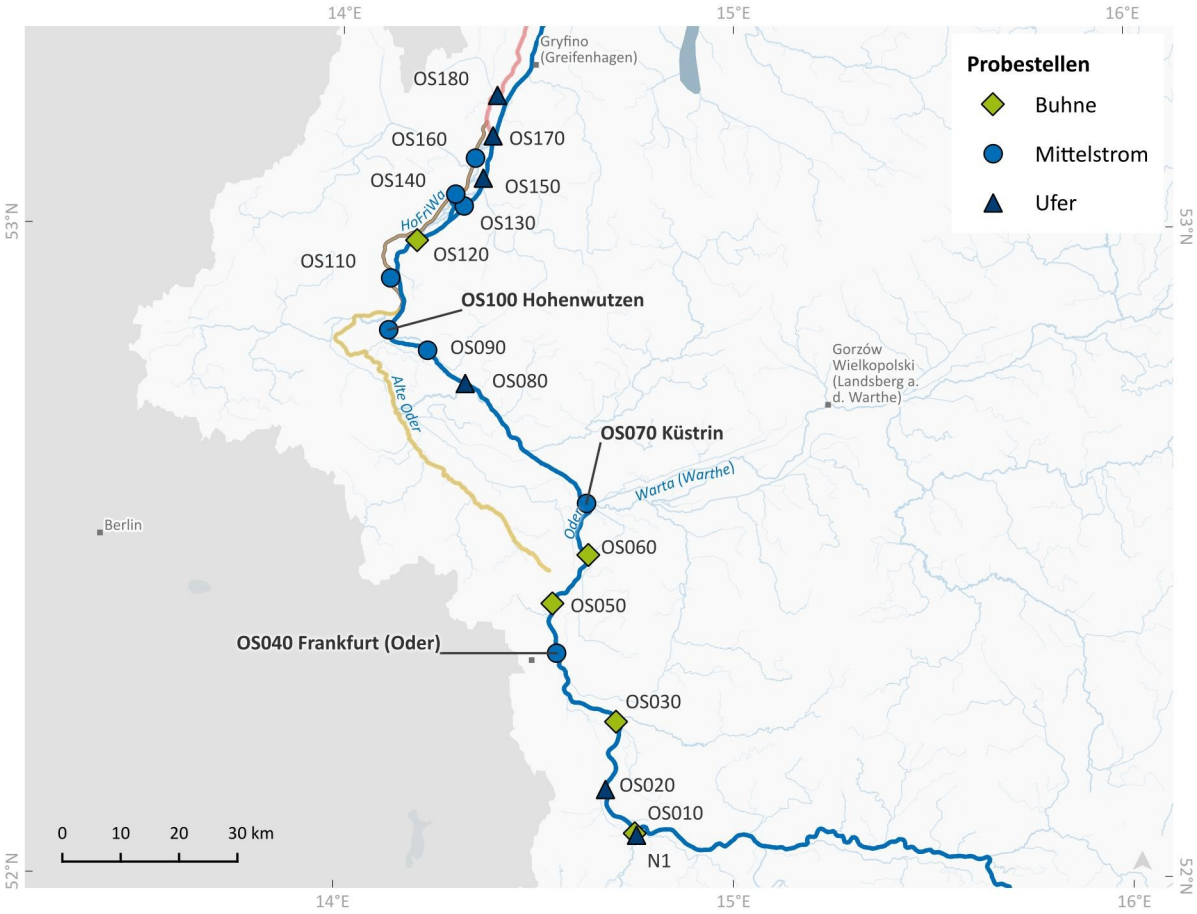


Abb. 3.1.1: Karte des Untersuchungsgebiets. Deutscher Oderabschnitt mit den gekennzeichneten Probenahmestellen (OS010–OS180) sowie der Neiße (N1) als Zufluss.

Tab. 3.1.1: Im Sonderuntersuchungsprogramm ODER~SO eingerichtete Probenahmestellen für Untersuchungen zur Wasserqualität und zum Phytoplankton.

Kürzel	Flussbereich/Ort	Geografische Länge (°E)	Geografische Breite (°N)
OS010	Oder Ratzdorf	52,0709837	14,7530537
OS020	Oder Eisenhüttenstadt	52,1473112	14,6806439
OS030	Oder Aurith Fähre	52,2427469	14,7050314
OS040	Oder Frankfurt/O. Stadtbrücke	52,3478551	14,5548426
OS050	Oder Lebus	52,4243930	14,5435196
OS060	Oder Reitwein	52,4993491	14,6333682
OS070	Oder Küstrin	52,5786600	14,6281969
OS080	Oder Güstebieser Loose	52,7621527	14,3186195
OS090	Oder Europabrücke	52,8126107	14,2221156

Kürzel	Flussbereich/Ort	Geografische Länge (°E)	Geografische Breite (°N)
OS100	Oder Hohenwutzen	52,8435199	14,1225281
OS110	HoFriWa Stolzenhagen	52,9234481	14,1259871
OS120	Oder Stützkow Turm Querdeich	52,9820304	14,1923995
OS130	Oder Schwedt Oderbrücke	53,0354090	14,3116534
OS140	HoFriWa Schwedt Brücke	53,0534749	14,2897815
OS150	Schwedter Querfahrt Mündung	53,0785860	14,3598815
OS160	Westoder Gatow	53,1092118	14,3394454
OS170	Vor Abzweig Westoder	53,1438573	14,3839087
OS180	Westoder Gartz Hafen	53,2062532	14,3944243
N1	Lausitzer Neiße vor Mündung in die Oder	52,0682000	14,7574500

3.1.1.2 Feld- und Labormethoden

An den Untersuchungsstellen wurden an geeigneten Stellen (Brücken, Buhnenköpfe, Spundwände) Schöpfproben mit Eimer und Seil entnommen. Die homogenisierte Probe wurde sofort im Feld filtriert und geteilt sowie für verschiedene Analysengänge dementsprechend konserviert. Für die Messung von physikalisch-chemischen Parametern wurden in einer parallelen, frisch gezogenen Schöpfprobe mit einer Multiparametersonde (YSI Exo 2, Xylem Analytics, Weilheim, Germany) die Wassertemperatur, der pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit, die Trübung, die Chlorophyll- sowie die Phycocyaninkonzentration bestimmt. Alle zu untersuchenden Parameter und hierzu nötigen Analysemethoden wurden soweit möglich mit den Anforderungen des behördlichen Monitorings zur WRRL harmonisiert. Die zu bestimmenden Qualitätskomponenten sind in Tab. 3.1.2 aufgeführt.

Tab. 3.1.2: Im Sonderuntersuchungsprogramm ODER~SO erfasste physikalisch-chemische Parameter gemäß Oberflächengewässerverordnung (OGewV).

Qualitätskomponente	Parameter	Abkürzung	Methode
Temperaturverhältnisse	Wassertemperatur	Tw	DIN 38404-6
Sauerstoffhaushalt	Sauerstoffgehalt Sauerstoffsättigung Gesamtorganischer Kohlenstoff Eisen	O_2 TOC Fe	DIN ISO 17289 DIN ISO 17289 DIN EN 1484 DIN EN ISO 11885, DIN 38406
Salzgehalt	Chlorid Sulfat	Cl^- SO_4^{2-}	DIN EN ISO 10304-1 DIN EN ISO 10304-1
	Elektrische Leitfähigkeit	LF	DIN EN 27888
Versauerungszustand	pH-Wert	pH	DIN EN ISO 10523
Nährstoffverhältnisse	Gesamtphosphor ortho-Phosphat- Phosphor Gesamtstickstoff Nitrat-Stickstoff Ammonium-Stickstoff Nitrit-Stickstoff	TP o-PO_4-P TN NO_3-N NH_4-N NO_2-N	DIN EN ISO 6878 DIN EN ISO 6878, DIN EN ISO 15681-1 DIN EN 12260 DIN EN ISO 13395 DIN 38406-5 DIN EN ISO 13395

Darüber hinaus wurden in umfangreichen Laboranalysen weitere gewässerökologisch relevante Messdaten erhoben. Diese in Tab. 3.1.3 aufgeführten Parameter – im Wesentlichen anorganische Spurenmetalle und organische Spurenstoffe – dienten unter anderem der Abschätzung der chemischen Belastung an den Untersuchungsstellen und der Wachstumsfaktoren von Algenblüten.

Tab. 3.1.3: Weitere im Sonderuntersuchungsprogramm ODER~SO erhobene Laborparameter

Typ	Parameter	Methoden und Anmerkungen
Spurenelemente und Metalle	Calcium Magnesium Silizium Blei Cadmium Chrom Kupfer Quecksilber Zink Zinn	Bestimmung als Elemente mittels induktiv-gekoppelter Plasma-Optischer Emissionsspektrometrie (ICP-OES; DIN EN ISO 11885)
Ausgewählte organische Spurenstoffe	Ausgewählte Biozide Pestizide Arzneimittel Haushalts- und Industriechemikalien	Target Screening mittels Flüssigkeitschromatografie-Massenspektrometrie (LC-MS/MS)
Algenpigmente	Chlorophyll-a Chlorophyll-b Chlorophyll-c Fucoxanthin Diadinoxanthin beta-Carotin und weitere Pigmente	Hochleistungs-Flüssigkeitschromatografie (HPLC-UV-VIS)
Prymnesium-**Screening**	Auftreten von *P. parvum*	qPCR-basierter Nachweis von *P. parvum*
Prymnesinnachweis	Prymnesine	Relative Quantifizierung von Prymnesinen mittels HPLC und hochauflösender Flugzeit-Massenspektroskopie

Ausgewählte organische Spurenstoffe. Für die Analytik von organischen Spurenstoffen wurden an den Probenahmestellen N1, OS010, OS040, OS070, OS100, OS130 und OS180 Wasserproben von je 1 Liter Volumen genommen. Die Proben wurden mit Glasfaserfiltern (GFF, 0,7 µm; Whatman) filtriert und mittels Festphasenextraktion (*solid-phase extraction*, SPE) angereichert. Hierzu wurden 200 mg OASIS-HLB-Kartuschen (Waters) mit Ethylacetat, Methanol und Wasser konditioniert, mit 1 Liter Probe beladen (Dionex, Autotrace, Thermo Fisher), mit Wasser gewaschen und getrocknet. Die Kartuschen wurden mit 10 ml Methanol und 10 ml Ethylacetat eluiert. Die Eluate wurden auf 0,2 ml eingedampft und mit Wasser auf 1,2 ml aufgefüllt. Die SPE-Extrakte wurden mit Flüssigkeitschromatografie-Massenspektrometrie (LC-MS/MS, Agilent 6470 Triple Quadrupole) mit positiver und negativer Elektrospray-Ionisation auf 36 organische Spurenstoffe anhand einer modifizierten Methode von Graves et al. (2026) analysiert. Die Auswahl der Spurenstoffe umfasste 15 Pharmazeutika inklusive ausgewählter Metabolite oder Transformationsprodukte, 9 Pestizide/Biozide, 6 Polymer-Additive und

Abbauprodukte, 3 Flammschutzmittel/Weichmacher, 2 Korrosionsschutzmittel und Koffein (Tab. 3.1.4).

Tab. 3.1.4: Liste der organischen Spurenstoffe, gemessen mit LC-MS/MS

Pharmazeutika inklusive ausgewählte Metabolite oder Transformationsprodukte	Bezafibrat, Carbamazepin, o-Desmethylvenlafaxin, Diclofenac, 4-Formylaminoantipyrin, Gabapentin-Lactam, Hydrochlorothiazid, Irbesartan, Losartan, Metoprolol, Metoprololsäure, Olmesartan, Primidon, Sulfamethoxazol, Venlafaxin
Pestizide/Biozide	2,4-D, DEET, Diuron, Flufenacet, Imidacloprid, MCPA, Mecoprop, S-Metolachlor, Terbutryn
Polymer-Additive und Abbauprodukte	Benzothiazol-2-Sulfonsäure,1,3-Diphenylguanidin, 1,3-Diphenylharnstoff, Hexa(methoxymethyl)melamin, 2-Hydroxybenzothiazol, 6PPD-Quinon
Flammschutzmittel/Weichmacher	Tris(2-chloroethyl)phosphat, Tris(2-chloroisopropyl)phosphat, Triphenylphosphat
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol, 5-Methyl-Benzotriazol
Lebensmittelbestandteil	Koffein

3.1.2 Ergebnisse des wasserchemischen Monitorings

Hier werden die Ergebnisse des wasserchemischen Monitorings beispielhaft an drei repräsentativen Messstationen für die Bedingungen in der Lausitzer Neiße (N1, im Text auch als Neiße bezeichnet), der Hauptoder in Frankfurt/O. (OS040) sowie der Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße (HoFriWa), ein künstlicher Schifffahrtskanal parallel zur Oder bei Schwedt (OS140), dargestellt. Der vollständige Datensatz ist unter https://fred.igb-berlin.de/data/package/836 abgelegt und abrufbar.

3.1.2.1 Allgemeine physikalisch-chemische Parameter

Die Zeitreihen von pH, gelöster Sauerstoffkonzentration und Wassertemperatur zeigen für den gesamten Zeitraum 2023–2025 ausgeprägte saisonale Muster, wobei sich standortspezifische Unterschiede vor allem in Phasen erhöhter biologischer Aktivität oder reduzierter Durchmischung deutlich abzeichneten. Die Messstellen repräsentieren unterschiedliche hydrologische Situationen: N1 in der Neiße als Nebengewässer mit geringerer Wasserführung, OS040 bei Frankfurt/O. im Hauptstrom und OS140 in der HoFriWa, einem Altarmkomplex mit sehr geringer Fließgeschwindigkeit.

pH-Wert. Über alle Stationen lagen die pH-Werte überwiegend zwischen 7,5 und 8,5. In den Sommerhalbjahren kam es regelmäßig zu Anhebungen über pH 9, besonders im Jahr 2024, was auf intensive Primärproduktion und CO_2-Verbrauch hindeutet. Während OS040 typische Hauptstrombedingungen mit moderaten Sommermaxima zeigte, traten insbesondere in der HoFriWa (OS140) vereinzelte stärkere pH-Wert-Anstiege auf, die mit dem langsameren Wasseraustausch und lokal erhöhter biologischer Aktivität erklärbar sind. N1 (Neiße) folgte einem ähnlichen saisonalen Muster, jedoch mit verringerter Amplitude (Abb. 3.1.2).

Gelöster Sauerstoff (O_2). Die Sauerstoffkonzentrationen zeigten das erwartete saisonale Muster: winterliche Maxima um 12–14 mg/l und sommerliche Minima zwischen 6–9 mg/l. Besonders im Sommer 2024 kam es zu deutlichen Sauerstoffrückgängen, wobei OS140 in der Ho-

FriWa mehrfach die insgesamt niedrigsten Werte aufwies – bis in Bereiche um oder unter 6 mg/l. Dies entspricht den hydrologischen Bedingungen der HoFriWa, in der reduzierte Fließgeschwindigkeit, länger verweilendes Wasser und erhöhter Biomasseabbau die Sauerstoffzehrung verstärken können. OS040 (Frankfurt/Hauptstrom) blieb in derselben Zeit insgesamt besser belüftet, während die Werte an N1 (Neiße) zwischen jenen an OS140 und OS040 lagen und die Situation dort stärker durch kleinere Abflussmengen und lokale Einflüsse geprägt war.

Abb. 3.1.2: Jahresgänge für pH-Wert (pH), Sauerstoffkonzentration (O_2) und Wassertemperatur (T) an den 18 Messstellen in der Neiße, Oder, HoFriWa und Westoder. Der gesamte Datensatz ist durch graue Punkte dargestellt, hervorgehoben sind als repräsentative Untersuchungsstellen die Neiße südlich Ratzdorf (N1, grüne Quadrate), die Hauptoder in Frankfurt/O. (OS040, blaue Kreise) sowie die HoFriWa/Westoder in Schwedt (OS140, rote Kreise).

Temperatur (T). Die Wassertemperaturverläufe waren an allen Standorten nahezu identisch und spiegeln die großräumige thermische Entwicklung der Oderregion wider. Sommerliche Maximalwerte erreichten 20–23 °C, während winterliche Minimalwerte in 2023/24 bei 0 °C und 2024/25 bei 2 °C lagen. Da keine markanten Unterschiede zwischen den Stationen erkennbar sind, weist dies auf eine weitgehend homogene thermische Steuerung durch regionale meteorologische Bedingungen hin.

Die drei Standorte zeigen insgesamt die hydrologisch-ökologisch erwartbaren saisonalen Muster, jedoch mit deutlicher Ausprägung der standortspezifischen Charakteristik. Die Neiße (N1) spiegelt Bedingungen eines größeren Zuflusses wider. Die Oder bei Frankfurt (OS040) zeigt typische Hauptstromverhältnisse mit guter Durchmischung und moderaten Schwankungen. Die HoFriWa (OS140) unterscheidet sich am stärksten: Hier treten in Sommermonaten sowohl erhöhte pH-Werte als auch die niedrigsten Sauerstoffkonzentrationen auf, was mit dem stagnierenden Durchfluss, langen Verweilzeiten und intensiven biogeochemischen Prozessen konsistent ist. Diese Muster unterstreichen die ökologische Verwundbarkeit (Vulnerabilität) der kanalisierten, von Rückstau beeinflussten Abschnitte, die bei geringem Wasseraustausch besonders anfällig für Sauerstoffzehrung durch Abbau organischer Substanz sind.

3.1.2.2 Salzbelastung und anorganische Inhaltsstoffe

Salzgehalt der Oder. Ein erhöhter Salzgehalt (Salinität) durch Belastung mit Steinsalz (Natriumchlorid, NaCl) ist seit langer Zeit charakteristisch für die Oder. Dessen Hauptquelle sind eingeleitete salzhaltige Grubenwässer aus dem Bergbau, vornehmlich aus dem schlesischen Steinkohle- und Kupferbergbau (Krodkiewska et al. 2022). Daher hängt der resultierende Salzgehalt des Oderwassers nicht nur von hydroklimatischen Bedingungen (Verdünnung und Aufkonzentrierung) ab, sondern wird vor allem durch das Einleitgeschehen gesteuert. Die Salinität wird typischerweise über die elektrische Leitfähigkeit erfasst, so auch in den automatischen Sensormessstationen des LfU in Frankfurt/O. und Hohenwutzen. In der Hauptoder (Station Frankfurt/O., OS040) zeigte die elektrische Leitfähigkeit in den Jahren 2023 und 2024 ein ausgeprägtes saisonales Muster mit Spitzenwerten deutlich über 2.000 µS/cm in den Sommermonaten und um 1.000 µS/cm im Winter (Abb. 3.1.3).

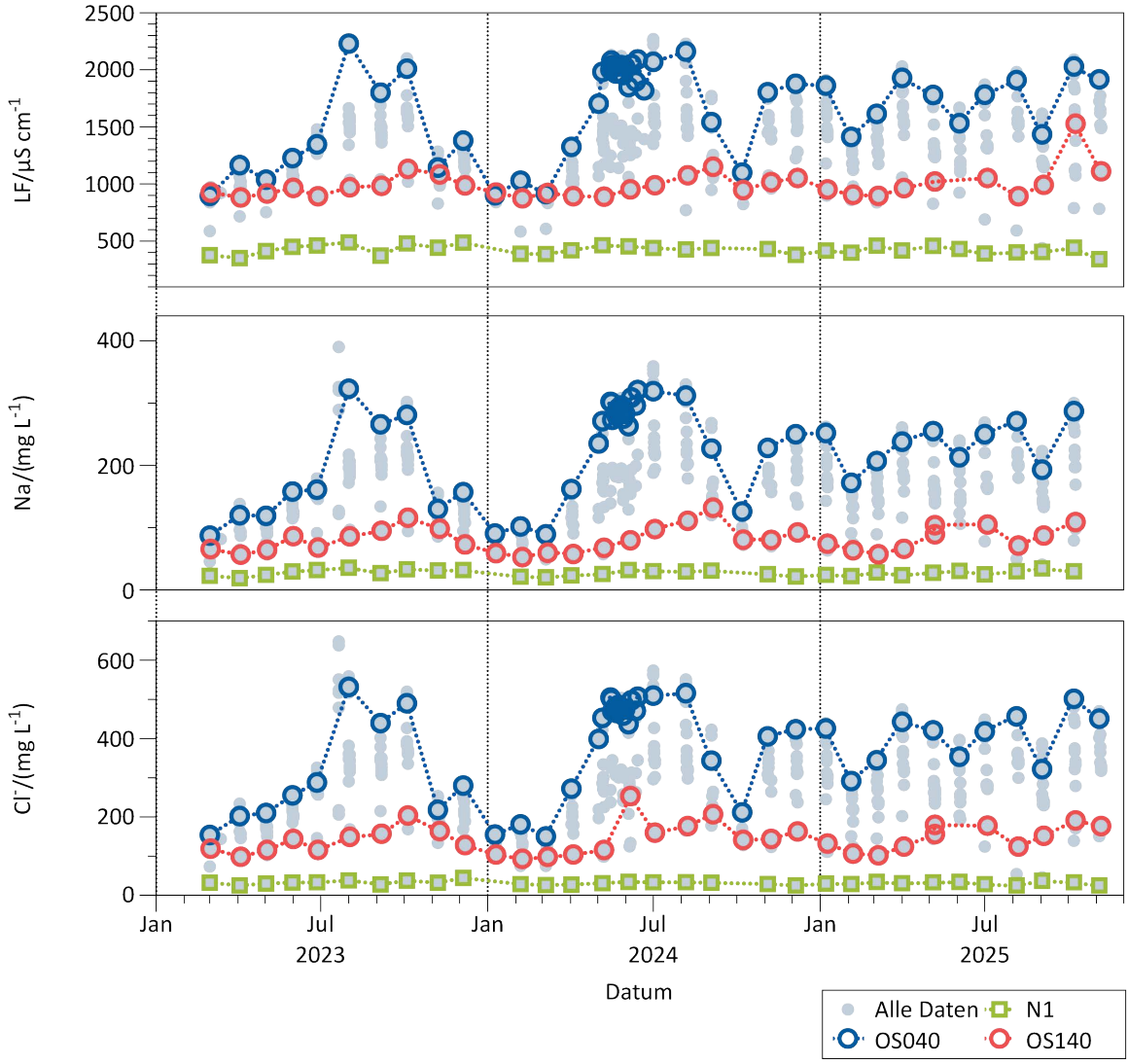


Abb. 3.1.3: Jahresgänge für elektrische Leitfähigkeit (LF), Natrium (Na) und Chlorid (Cl^-) an den 18 Messstellen in der Neiße, Oder, HoFriWa und Westoder. Der gesamte Datensatz ist durch graue Punkte dargestellt, hervorgehoben sind als repräsentative Untersuchungsstellen die Neiße südlich Ratzdorf (N1, grüne Quadrate), Hauptoder in Frankfurt/O. (OS040, blaue Kreise) sowie die HoFriWa/Westoder in Schwedt (OS140, rote Kreise).

Gegen Ende 2024 nahm die Leitfähigkeit wieder zu und schwankte im Jahr 2025 mehr oder weniger auf hohem Niveau zwischen ca. 1.500 und 2.000 µS/cm. Diese Dynamik deutet auf Verdünnungseffekte sowie eine womöglich veränderte Einleitpraxis der salzhaltigen Bergbauabwässer hin, die sommerliche Spitzenwerte zu vermeiden versucht und die Salzfracht gleichmäßiger übers Jahr verteilt. Im Vergleich dazu zeigen die Westoder (Station Schwedt, OS140) und die Referenzmessung in der Neiße (bei Ratzdorf, Station N1) deutlich geringere Leitfähigkeitswerte und zugleich geringere Schwankungen im Jahresgang (Abb. 3.1.3). In Bezug auf die vorhandene Salzfracht ist festzuhalten, dass im gesamten Beobachtungszeitraum von 2023 bis 2025 die Konzentrationen von Natrium und Chlorid sowie die elektrische Leitfähigkeit sehr gut miteinander korrelierten (Abb. 3.1.4). Die lineare Regression von Na und Cl^- legt dabei nahe, dass die Hauptsalzfracht weiterhin aus Natriumchlorid besteht und hier keine Veränderung im Einleitgeschehen – insbesondere keine signifikante Reduktion – umgesetzt wurde. Kalium (K) und Sulfat (SO_4^{2-}) spielen als weitere Hauptionen eine untergeordnete Rolle und folgen nicht der allgemeinen von Natriumchlorid vorgegebenen Dynamik (Abb. 3.1.5).

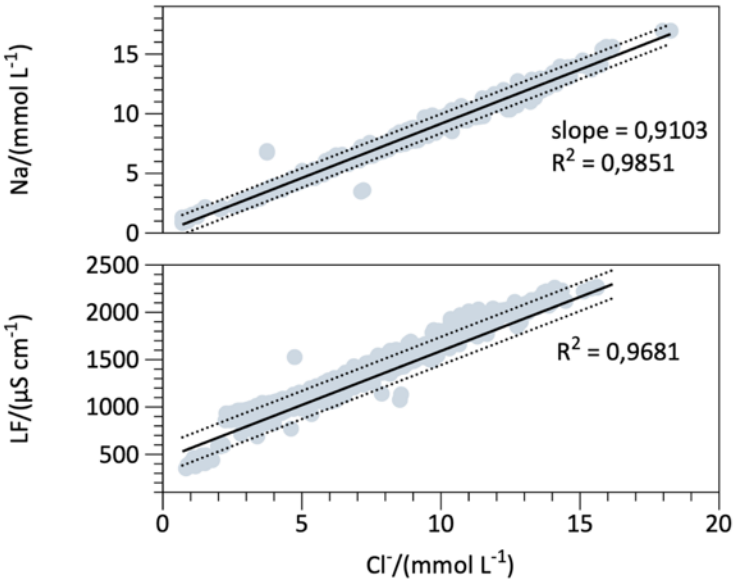


Abb. 3.1.4: Oberes Panel: Korrelation der Stoffmengenkonzentration von Natrium (Na) gegenüber Chlorid (Cl^-). Unteres Panel: Korrelation der elektrischen Leitfähigkeit (LF) gegenüber Chlorid (Cl^-).

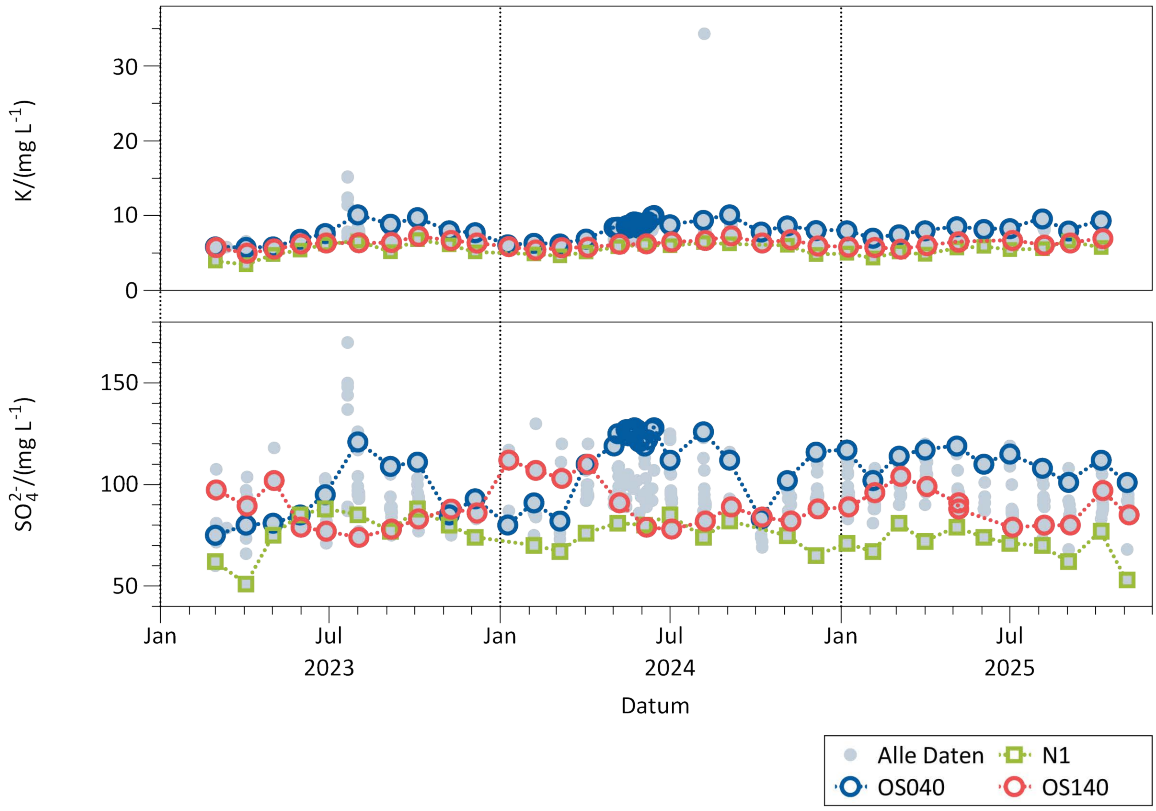


Abb. 3.1.5: Jahresgänge für Kalium (K) und Sulfat (SO_4^{2-}) an den 18 Messstellen in der Neiße, Oder, HoFriWa und Westoder. Der gesamte Datensatz ist durch graue Punkte dargestellt, hervorgehoben sind als repräsentative Untersuchungsstellen die Neiße südlich Ratzdorf (N1, grüne Quadrate), Hauptoder in Frankfurt/O. (OS040, blaue Kreise) sowie die HoFriWa/Westoder in Schwedt (OS140, rote Kreise).

Weitere Hauptelemente. Die Konzentrationen der betrachteten Hauptionen Calcium, Magnesium und Silizium zeigen deutliche und stabile räumliche Unterschiede zwischen Neiße (N1), der Oder bei Frankfurt/O. (OS040) und der HoFriWa (OS140).

Für **Calcium (Ca)** waren die Werte an der Station Schwedt im gesamten Zeitraum am höchsten. Dort wurden überwiegend Konzentrationen zwischen 80 und über 100 mg/l erreicht. An der Oderstation Frankfurt bewegten sich die Ca-Gehalte meist zwischen 60 und 80 mg/l. Die Neiße wies demgegenüber deutlich niedrigere Werte zwischen ca. 30 und 50 mg/l auf. Dieses standortkonstante Muster reflektiert Unterschiede in der geologischen Ausstattung und der Hydrologie der Einzugsgebiete: Die Oder wird stärker durch carbonatreiche Grund- und Oberflächenwässer geprägt, während die Neiße charakteristisch geringere Härtegrade aufweist (Abb. 3.1.6).

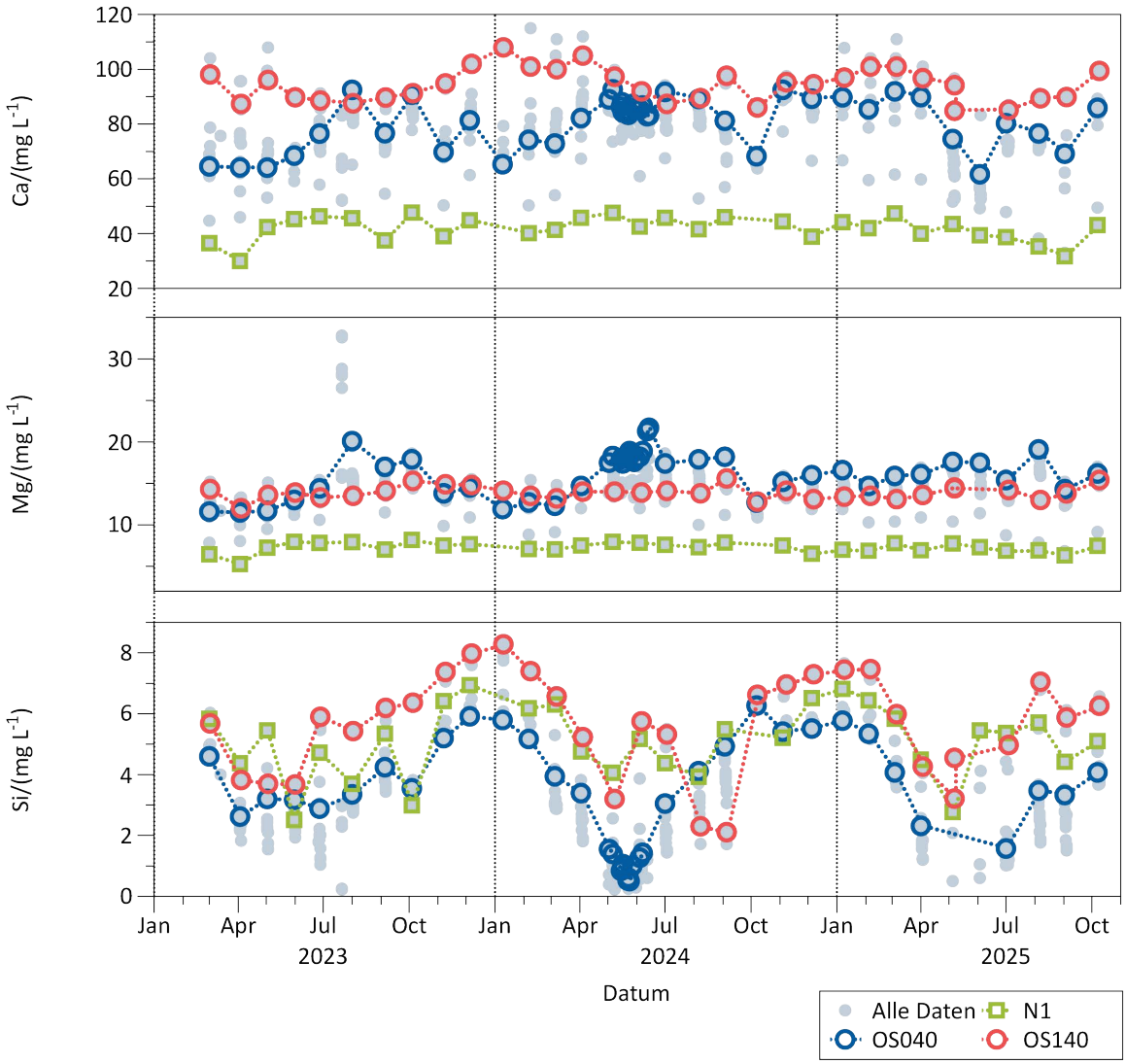


Abb. 3.1.6: Jahresgänge für Calcium (Ca), Magnesium (Mg) und Silizium (SI) an den 18 Messstellen in der Neiße, Oder, HoFriWa und Westoder. Der gesamte Datensatz ist durch graue Punkte dargestellt, hervorgehoben sind als repräsentative Untersuchungsstellen die Neiße südlich Ratzdorf (N1, grüne Quadrate), Hauptoder in Frankfurt/O. (OS040, blaue Kreise) sowie die HoFriWa/Westoder in Schwedt (OS140, rote Kreise).

Auch die Konzentrationen von **Magnesium (Mg)** folgen diesem räumlichen Gradienten, wenn auch mit geringerer Spreizung. Schwedt und Frankfurt/O. zeigen über weite Teile des Jahres Werte zwischen 12 und 18 mg/ml sowie gelegentliche Spitzen im Bereich um 20 mg/l, während die Neiße durchgehend deutlich niedrigere Konzentrationen von etwa 6–9 mg/l aufweist. Die zeitliche Stabilität spricht für relativ konstante Verhältnisse in der Mineralverwitterung und Grundwasserzufuhr.

Beim gelösten **Silizium (Si)** ergibt sich ein etwas anderes Bild: Die Neiße erreicht ähnliche oder teilweise sogar höhere Werte als die Oderstationen. Die Konzentrationen liegen im Mittel zwischen 4 und 6 mg/l und zeigen saisonale Schwankungen mit ausgeprägten Sommerminimum-Phasen, die auf erhöhte biologische Aufnahme durch Kieselalgen zurückzuführen sind. Die Oderstationen weisen ebenfalls deutliche jahreszeitliche Muster auf, einschließlich markanter Abnahmen während Kieselalgenblüten, insbesondere im Frühjahr 2024, als der Gehalt an

gelöstem Silizium bei Frankfurt/O. zeitweise bis nahe 1 mg/l absank. Schwedt lag im Jahresmittel etwas höher als Frankfurt/O., jedoch variierten beide Stationen innerhalb ähnlicher Bereiche (Abb. 3.1.6).

Insgesamt verdeutlichen die Daten besondere Charakteristika der Einzugsgebiete: Die Oder ist klar geprägt durch höhere Calcium- und Magnesiumgehalte und damit durch eine höhere Wasserhärte, während die Neiße deutlich weichere Wässer führt. Bei Silizium treten hingegen biologische Steuerungsprozesse stärker hervor, die an allen Standorten sichtbar, aber im Oder-Hauptlauf besonders ausgeprägt sind.

3.1.2.3 Nährstoffe und Primärproduktion

Stickstoff. Die Verfügbarkeit von gelöstem Stickstoff in Form von Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+) ist ganzjährig gegeben. Dabei bewegen sich Hauptoder (Frankfurt/O., OS040) und Neiße (N1) in ähnlicher Größenordnung, die HoFriWa (OS140) bildet das niedrigste Niveau ab. Nitrat ist dabei die weitaus dominierende Stickstoffverbindung (Abb. 3.1.7) und folgt einem Jahresgang, der sowohl winterliche Einträge als auch den Verbrauch während der Wachstumsperiode in Frühjahr und Sommer widerspiegelt. Im Winter wurden Maximalwerte von 4–6 mg N L^{-1} erreicht, besonders deutlich an OS040 (Frankfurt/O.) und etwas weniger ausgeprägt an N1 (Neiße). Im Sommer fielen die Konzentrationen regelmäßig auf < 1 mg N L^{-1}. Die niedrigsten Nitratkonzentrationen waren dabei in der HoFriWa (OS140) festzustellen, insbesondere im Sommer (< 0,5 mg N L^{-1}), was durch lange Verweilzeiten, stärkere Denitrifikation und biologische Nutzung in diesem Stillwassersystem erklärbar ist. Ammonium spielt im Gegensatz zu Nitrat mit Konzentrationen zwischen 0,1 und 0,3 mg N L^{-1} eine untergeordnete Rolle im gesamtgelösten Stickstoff und zeigte nur sporadische Erhöhungen an einzelnen Messstellen (Abb. 3.1.7.)

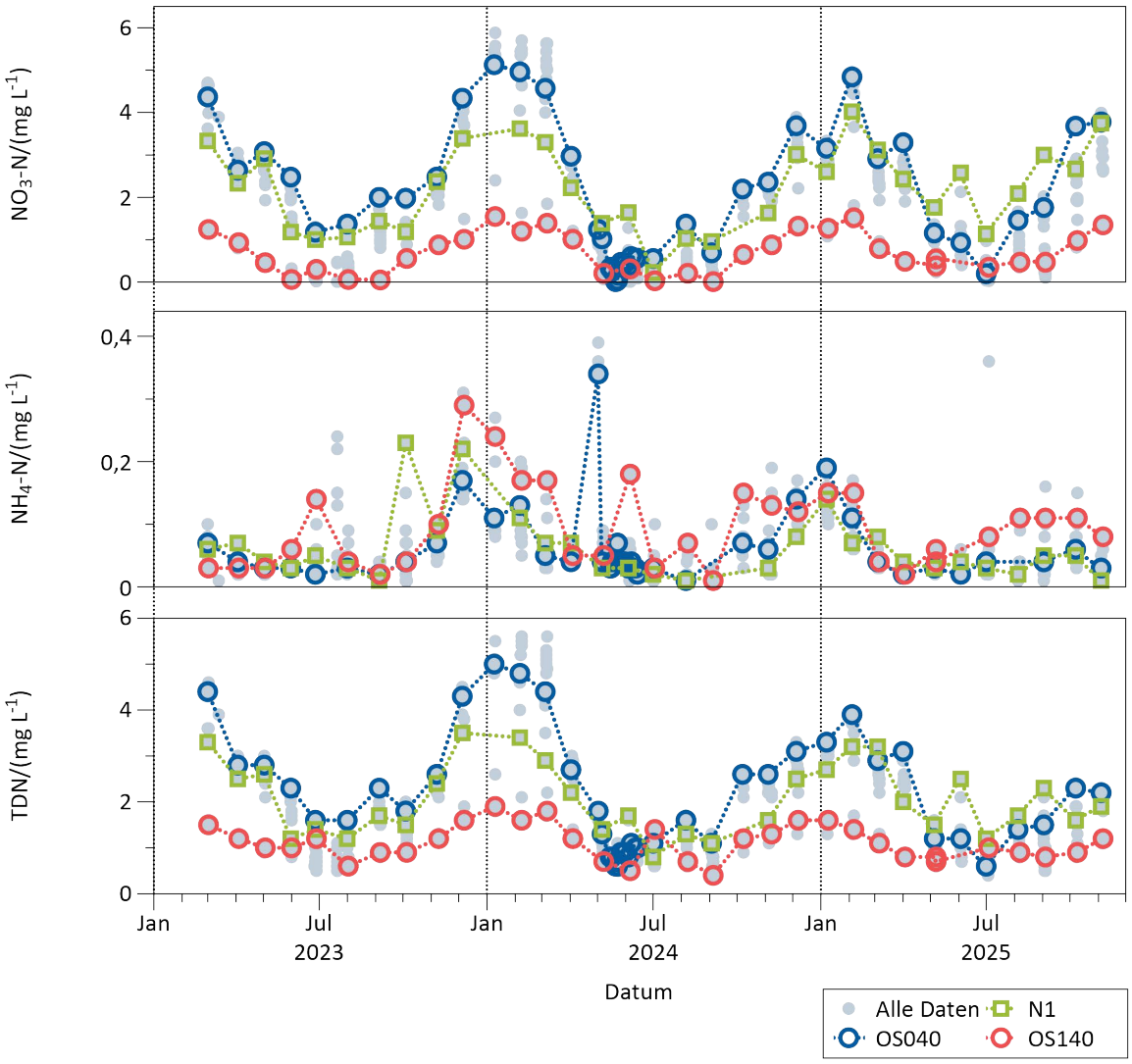


Abb. 3.1.7: Jahresgänge für Nitrat-Stickstoff (NO_3-N), Ammonium-Stickstoff (NH_4-N) und gesamtgelöster Stickstoff (total dissolved nitrogen, TDN) an den 18 Messstellen in der Neiße, Oder, HoFriWa und Westoder. Der gesamte Datensatz ist durch graue Punkte dargestellt, hervorgehoben sind als repräsentative Untersuchungsstellen die Neiße südlich Ratzdorf (N1, grüne Quadrate), Hauptoder in Frankfurt/O. (OS040, blaue Kreise) sowie die HoFriWa/Westoder in Schwedt (OS140, rote Kreise).

In Relation zum Bewirtschaftungsziel für **Gesamtstickstoff (TN)** für Zuflüsse der Ostsee (§14 OGewV, Fließgewässertyp 20, Sandgeprägter Strom des norddeutschen Tieflands; Jahresmittelwert 2,6 mg/l) ist zu konstatieren, dass dieser in der Oder im Beobachtungszeitraum nicht überschritten wird. An der nördlichsten Messstelle in der Hauptoder (OS 170, unterhalb Abzweig Westoder) betrug das Mittel in den Jahren 2023 bis 2025 1,9 mg/l. Allerdings ist die Zielgröße der OGewV zum Schutz von Meeresökosystemen und Lebensgemeinschaften der Küsten konzipiert und sagt wenig über potenzielle Effekte durch übermäßiges Nährstoffangebot (Eutrophierung) im Fluss selbst aus. Insbesondere in den Wintermonaten (also der Wachstumsperiode vorausgehend) sind die Gehalte an Gesamtstickstoff (Abb. 3.1.8), dominiert durch Nitrat (Abb. 3.1.7), sehr hoch.

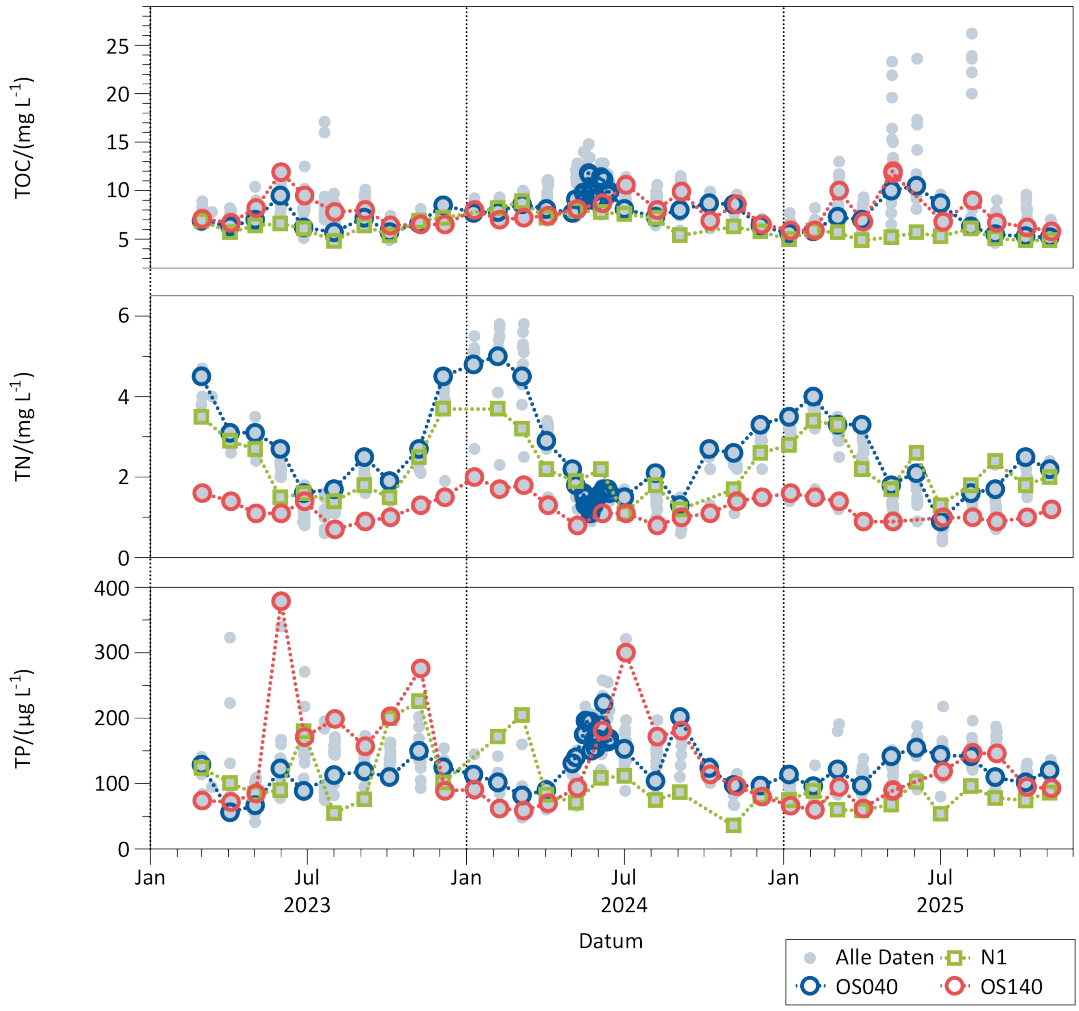


Abb. 3.1.8: Jahresgänge für gesamtorganischen Kohlenstoff (TOC), Gesamtstickstoff (TN) und Gesamtphosphor (TP) an den 18 Messstellen in der Neiße, Oder, HoFriWa und Westoder. Der gesamte Datensatz ist durch graue Punkte dargestellt, hervorgehoben sind als repräsentative Untersuchungsstellen die Neiße südlich Ratzdorf (N1, grüne Quadrate), Hauptoder in Frankfurt/O. (OS040, blaue Kreise) sowie die HoFriWa/Westoder in Schwedt (OS140, rote Kreise).

Phosphor und N:P-Verhältnisse. Die Jahresgänge der gemessenen Phosphorverbindungen – der gelöste reaktive Phosphor (*soluble reactive phosphorus*, SRP, entspricht im wesentlichen ortho-Phosphat) und der Gesamtphosphor (*total phosphorus*, TP) – zeigen eine geringere saisonale Dynamik. Insgesamt sind die mittleren Konzentrationen im Jahr 2025 deutlich verändert gegenüber den Jahren 2023 und 2024 (Neiße N1 – 2023: 124, 2024: 103, 2025: 77µg/l; Frankfurt/O. OS040 – 2023: 108, 2024: 152, 2025: 122µg/l). Diese Werte liegen fast ausschließlich über dem Richtwert für den guten ökologischen Zustand (Anlage 7 OGewV). Dabei ist hervorzuheben, dass insbesondere der SRP die Hauptphosphorquelle für das Phytoplankton darstellt. Aus den Verhältnissen von reaktivem Stickstoff zu reaktivem Phosphor sowie den Verhältnissen von Gesamtstickstoff zu Gesamtphosphor lässt sich die Phosphoraufnahme in den sommerlichen Wachstumsphasen sowie die Regeneration und Freisetzung nachvollziehen (Abb. 3.1.9).

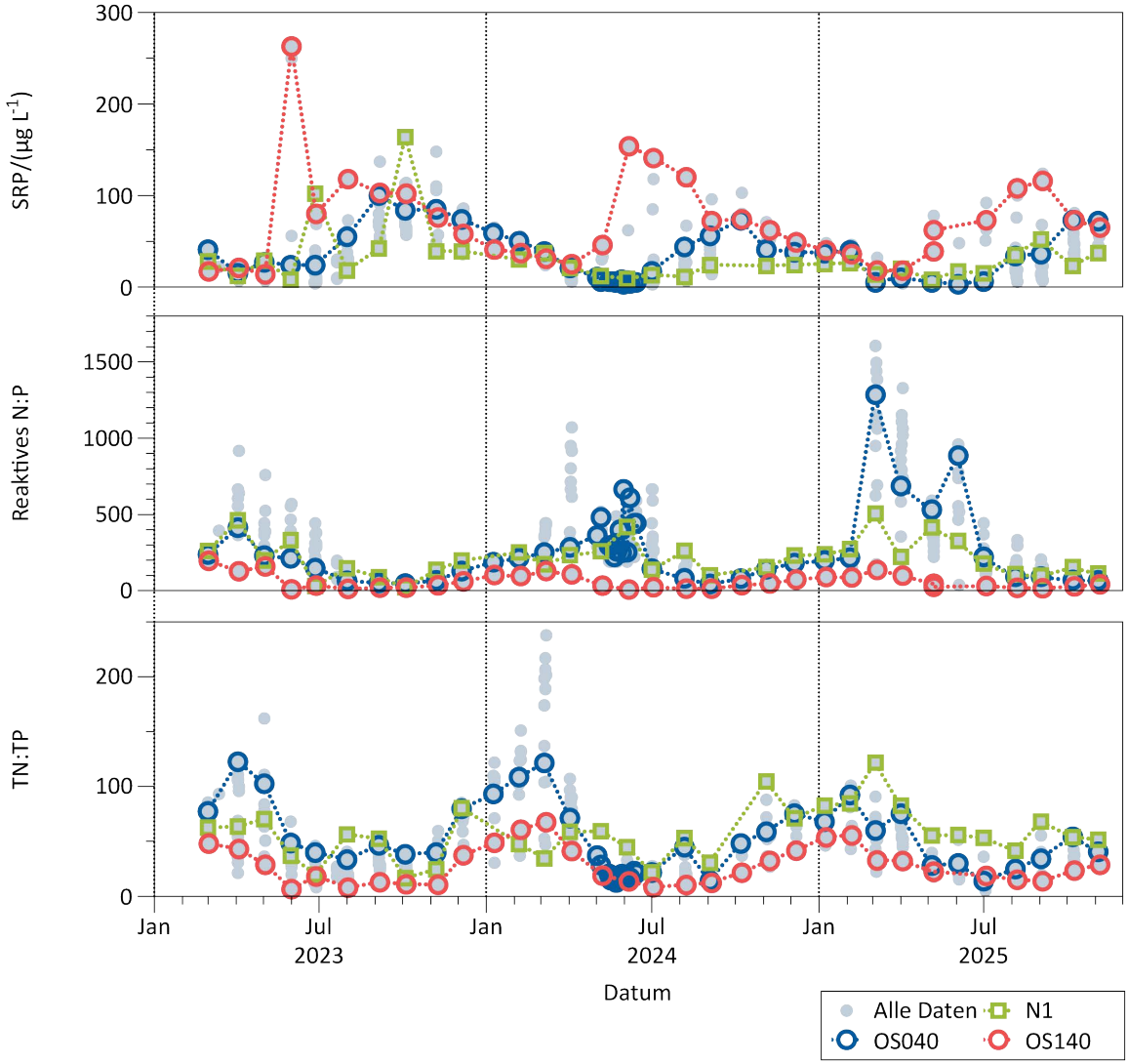


Abb. 3.1.9: Jahresgänge für gelösten reaktiven Phosphor (SRP), das reaktive N:P-Verhältnis (berechnet aus dem molaren Verhältnis von TDN und SRP), und das Gesamt-N:P-Verhältnis (berechnet aus dem molaren Verhältnis von TN und TP) an den 18 Messstellen in der Neiße, Oder, HoFriWa und Westoder. Der gesamte Datensatz ist durch graue Punkte dargestellt, hervorgehoben sind als repräsentative Untersuchungsstellen die Neiße südlich Ratzdorf (N1, grüne Quadrate), die Hauptoder in Frankfurt/O. (OS040, blaue Kreise) sowie die HoFriWa/Westoder in Schwedt (OS140, rote Kreise).

Kohlenstoffbindungsformen. Hier bestehen deutliche räumliche Unterschiede zwischen der Neiße (N1), der Oder bei Frankfurt (OS040) und der HoFriWa bei Schwedt (OS140). Beim **gelösten anorganischen Kohlenstoff** (DIC, also der Carbonatanteil) liegen die Konzentrationen in der HoFriWa durchgehend am höchsten und bewegen sich überwiegend zwischen 40 und 50 mg/l. Die Oder bei Frankfurt zeigt mittlere Werte um 25–30 mg/l, während die Neiße deutlich niedrigere Konzentrationen im Bereich von 10–20 mg/l aufweist. Das räumliche Muster ist über den gesamten Zeitraum stabil, was auf unterschiedliche geochemische und hydrologische Bedingungen der Einzugsgebiete schließen lässt. Gleichzeitig bieten die niedrigen Fließgeschwindigkeiten in der staugeregelten HoFriWa Bedingungen, die eine Anreicherung von DIC aus dem Abbau organischer Substanz begünstigen (Abb. 3.1.10.).

Die Konzentrationen des **gelösten organischen Kohlenstoffs** (DOC) zeigen einen schwächer ausgeprägten Standortgradienten. Hier sind die Werte in der HoFriWa ebenfalls erhöht, während Frankfurt/O. und Neiße meist darunter, bei 4–8 mg/l, liegen. Kurzfristige Spitzen, insbesondere an den Oderstationen im Sommer 2024 und 2025, deuten auf episodenhafte Einträge oder verstärkte biologische Aktivität hin. Für den **gesamtorganischen Kohlenstoff** (TOC) ergibt sich ein ähnliches Bild. Die Werte bleiben an allen drei Stationen überwiegend moderat, wobei Schwedt tendenziell etwas höhere Konzentrationen zeigt. Auffällige Peaks im Jahr 2024 und 2025 – wiederum vor allem an den Oderstationen – decken sich zeitlich mit erhöhten DOC-Konzentrationen und lassen auf Ereignisse schließen, die sowohl partikulären

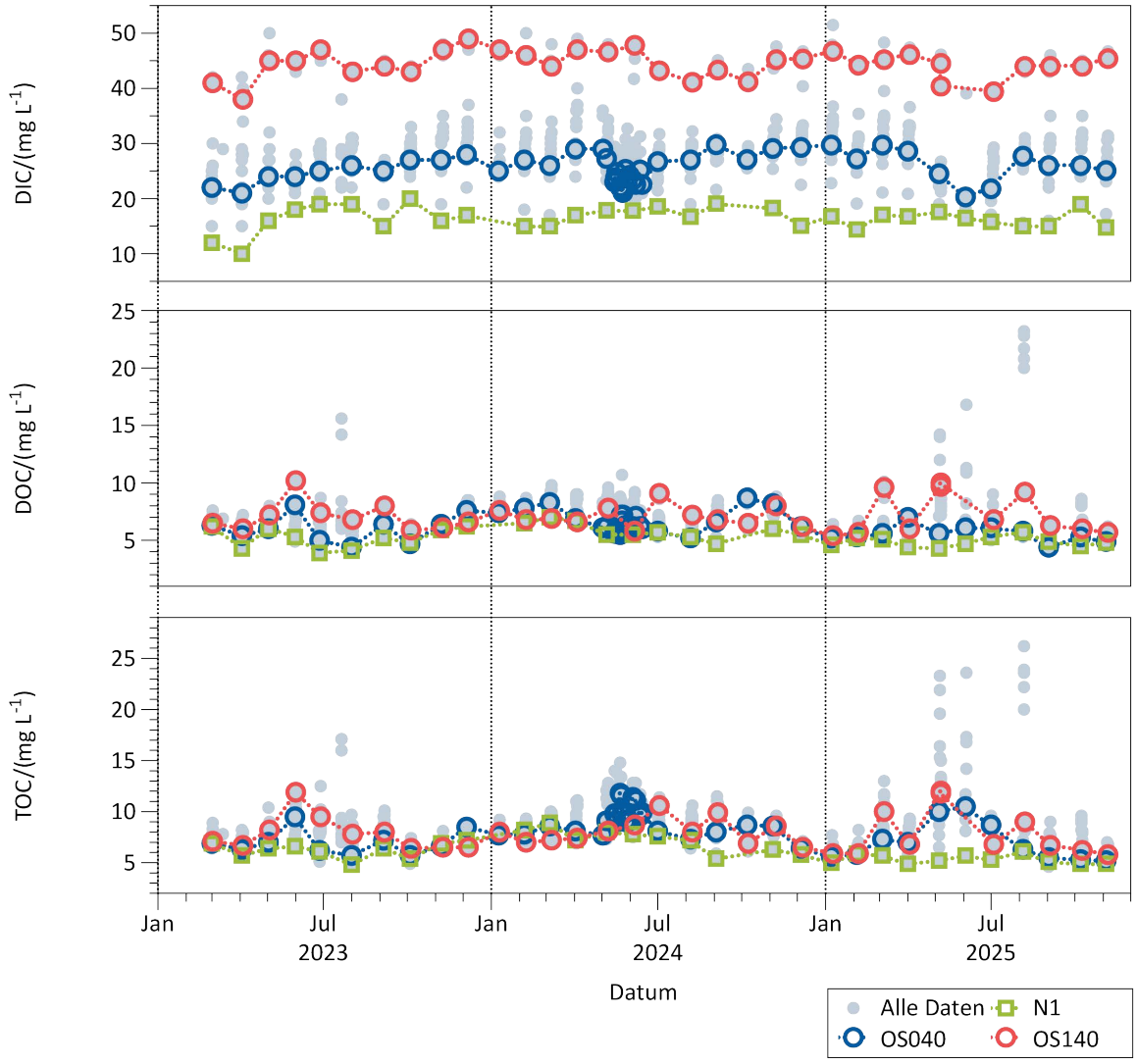


Abb. 3.1.10: Jahresgänge für gelösten anorganischen Kohlenstoff (DIC), gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) und gesamtorganischen Kohlenstoff (TOC) an den 18 Messstellen in der Neiße, Oder, HoFriWa und Westoder. Der gesamte Datensatz ist durch graue Punkte dargestellt, hervorgehoben sind als repräsentative Untersuchungsstellen die Neiße südlich Ratzdorf (N1, grüne Quadrate), Hauptoder in Frankfurt/O. (OS040, blaue Kreise) sowie die HoFriWa/Westoder in Schwedt (OS140, rote Kreise).

als auch gelösten organischen Kohlenstoff betreffen. Insgesamt weisen die Daten auf eine deutliche räumliche Differenzierung der Kohlenstoffdynamik zwischen Neiße und Oder hin,

wobei die HoFriWa durchgängig die höchsten DIC- und leicht erhöhte organische Kohlenstofffrachten führt. Temporäre hydrologische und/oder biologische Ereignisse wie beispielsweise Niederschläge, erhöhter Abfluss und zugehörige Verdünnung, Trockenperioden sowie Anwachsen und Rückgang von Algengemeinschaften prägen insbesondere die organischen Bindungsformen im Sommerhalbjahr. Die HoFriWa bei Schwedt (OS140) ist dabei kohlenstoffchemisch deutlich von der übrigen Oder getrennt und zeigt ein Profil, das typisch für ein gestautes, organisch geprägtes, stark mineralisierendes System ist. Die Oder selbst (OS040) zeigt ein fließgewässertypisches Carbonatmuster, und die Neiße (N1) ist im Gegensatz dazu deutlich niedriger mineralisiert.

Chlorophyll-a als Stellvertreter für die Algenbiomasse zeigte eine erwartbar ausgeprägte saisonale Entwicklung mit deutlichen Unterschieden zwischen den Stationen. Grundsätzlich treten die höchsten Werte regelmäßig im späten Frühjahr und Frühsommer auf, während Herbst und Winter durchgehend niedrige Konzentrationen aufweisen. Im Jahr 2023 kam es zu einem moderaten Frühjahr-Sommer-Maximum, das an allen Stationen sichtbar war, insgesamt jedoch im unteren bis mittleren Konzentrationsbereich blieb. Im Gegensatz dazu zeigte 2024 einen ausgesprochen starken und räumlich ausgedehnten Peak: An der Station Frankfurt/O. (OS040) wurden Konzentrationen von teils über 150–200 µg/l Chlorophyll-a erreicht – Werte, die auf eine massive Algenblüte hindeuten. Auch die Neiße (N1) und die HoFriWa (OS140) zeigten erhöhte, wenn auch deutlich schwächere Peaks (Abb. 3.1.11). Diese Blüte fiel in eine Phase hoher Temperaturen, niedriger Abflüsse und gleichzeitig geringer Nährstoffverfügbarkeit (niedrige TN:TP-Verhältnisse, Abb. 3.1.9), was auf die Entwicklung spezialisierter, teils mixotropher Arten hindeutet – also solcher Arten, die sich sowohl durch Fotosynthese als auch von organischem Material ernähren können. Im Jahr 2025 waren erneut erhöhte Frühjahr-Sommer-Werte sichtbar, jedoch deutlich niedriger als im Jahr 2024. Frankfurt/O. zeigte wieder das höchste Niveau, während Neiße und HoFriWa ohne ausgeprägtes Sommermaximum blieben.

Insgesamt dokumentiert die Chlorophyll-a-Dynamik eine anhaltend hohe Umsetzung von anorganischen Stoffen in Algenbiomasse (Primärproduktion) in der Oder mit gelegentlich stark ausgeprägten Algenblüten. Der außergewöhnliche Peak 2024 der Chlorophyll-a-Konzentration unterstreicht, dass Algenmassenentwicklungen, unter anderem auch von *Prymnesium parvum*, in der Oder weiterhin auftreten. Außerdem zeigt sich hier die hohe Empfindlichkeit des Systems gegenüber Algenblüten, bedingt durch die reduzierte Filterkapazität nach den Großmuschelverlusten des Sommers 2022, die auch im Kontext des *Prymnesium*-Risikos von Bedeutung ist.

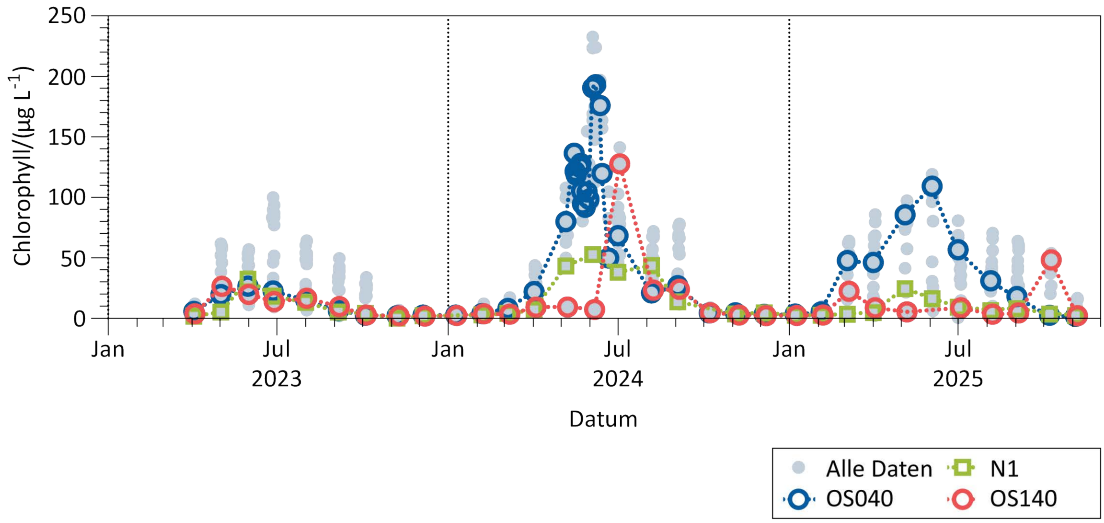


Abb. 3.1.11: Jahresgänge für Chlorophyll-a an den 18 Messstellen in der Neiße, Oder, HoFriWa und Westoder. Der gesamte Datensatz ist durch graue Punkte dargestellt, hervorgehoben sind als repräsentative Untersuchungsstellen die Neiße südlich Ratzdorf (N1, grüne Quadrate), Hauptoder in Frankfurt/O. (OS040, blaue Kreise) sowie die HoFriWa/Westoder in Schwedt (OS140, rote Kreise).

3.1.2.4 Organische Spurenstoffe

Zu jedem Zeitpunkt wurden sowohl in der Neiße als auch an allen beprobten Standorten in der Oder organische Spurenstoffe nachgewiesen. Exemplarisch sind in Abb. 3.1.12 die Ergebnisse vom Juli 2024 gezeigt. Zu diesem Zeitpunkt wurden in der Neiße 30 organische Spurenstoffe detektiert mit einer Summenkonzentration von 548 ng/l, davon 205 ng/l Pharmazeutika inklusive ausgewählter Metabolite/Transformationsprodukte, 147 ng/l Korrosionsschutzmittel und 140 ng/l Polymer-Additive (z. B. aus Kunststoffen oder Reifenabrieb) und deren Abbauprodukte (Abb. 3.1.12). Entlang der Oder wurden 34 organische Spurenstoffe mindestens einmal detektiert, wobei die Summenkonzentrationen zwischen 0,8 und 1,3 µg/l lagen (Abb. 3.1.12). In der Oder setzte sich die Gesamt-Spurenstoffkonzentration aus 23–54 % Polymer-Additiven und polymerassoziierten Abbauprodukten, 18–46 % Korrosionsschutzmitteln, 9–21 % Pharmazeutika und deren Metaboliten/Transformationsprodukten, 2–21 % Koffein sowie kleineren Mengen von Pestiziden/Bioziden und Flammschutzmitteln/Weichmachern zusammen.

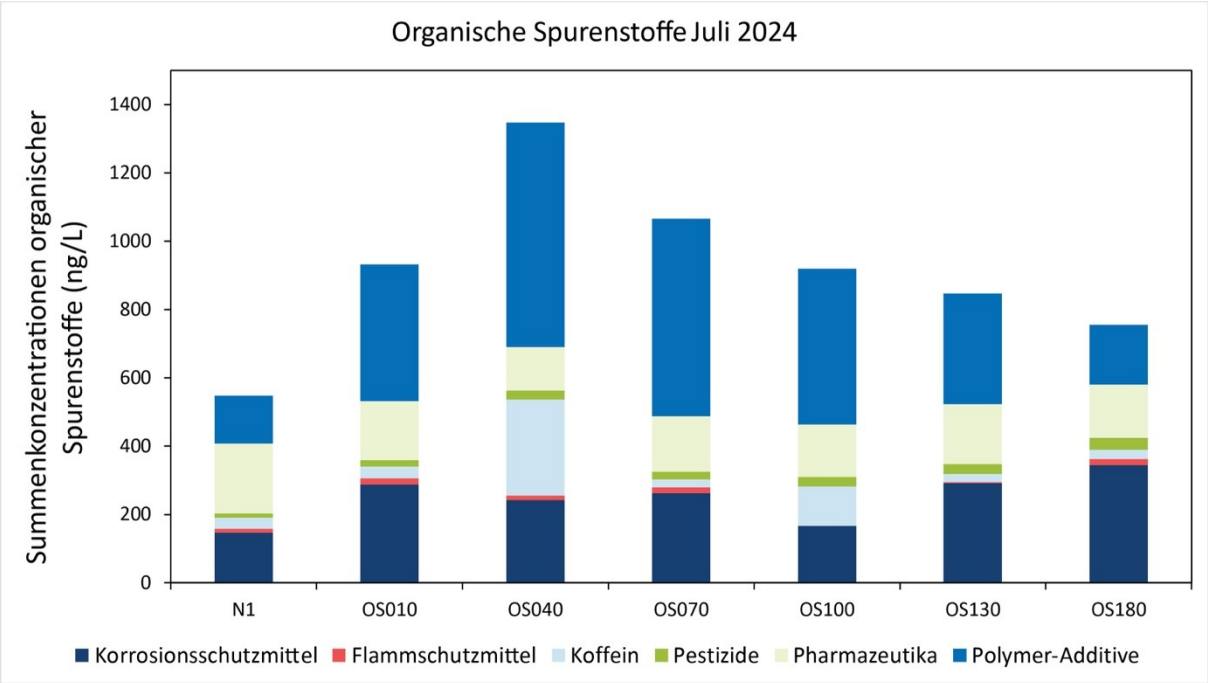


Abb. 3.1.12: Summenkonzentrationen der 34 quantifizierten organischen Spurenstoffe in ng/L im Juli 2024 in der Neiße (N1) und entlang der Oder (OS010 bis OS180).

Abb. 3.1.13 zeigt den zeitlichen Verlauf und die Änderungen in der Gesamtkonzentration aller detektierten Spurenstoffe von April 2023 bis September 2025 in Neiße und Oder. Zu jedem Zeitpunkt wurde eine Vielzahl unterschiedlicher Spurenstoffe quantifiziert, wobei die niedrigsten Summenkonzentrationen von 0,33 bis 0,36 µg/l im Oktober 2024 gefunden wurden. Die höchsten Spurenstoff-Summenkonzentrationen entlang der Oder wurden im Oktober 2023 (1,1–1,7 µg/l) und September 2025 (1,0–1,7 µg/l) gemessen. Mögliche Ursachen für diese zeitlichen Unterschiede in den Spurenstoffkonzentrationen in Oberflächengewässern wie Neiße und Oder sind zum Beispiel zeitlich variable Stoffeinträge durch kommunale/industrielle Abwasserreinigungsanlagen. Zudem sind zeitliche Konzentrationsverläufe von Spurenstoffen in Gewässern stark von hydrologischen Faktoren wie dem Durchfluss und der Verdünnung durch Regen abhängig.

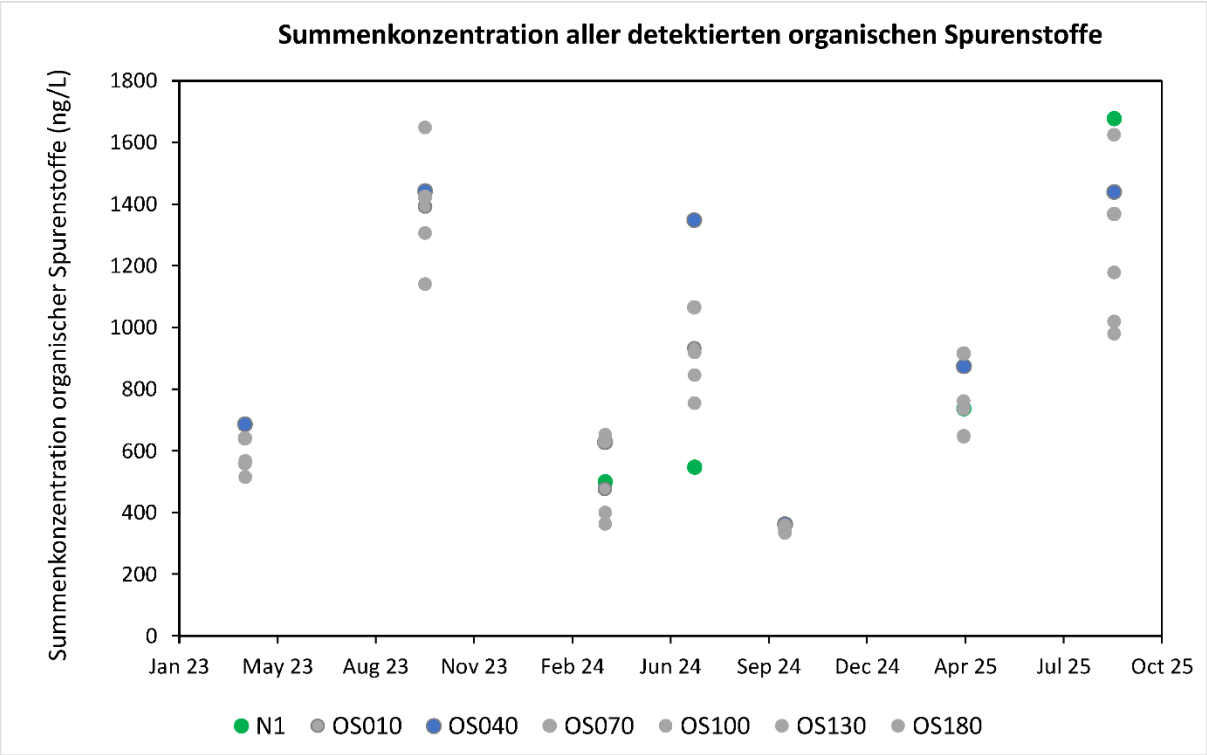


Abb. 3.1.13: Summenkonzentrationen der analysierten organischen Spurenstoffe in ng/L in der Neiße (N1) und Oder (OS010 bis OS180) in Proben vom April 2023, Oktober 2023, April 2024, Juli 2024, Oktober 2024, April 2025 und September 2025. Die Neiße wurde ab dem Jahr 2024 analysiert.

Die Abb. 3.1.14 und 3.1.15 zeigen den zeitlichen Konzentrationsverlauf von zwei beispielhaft ausgewählten Substanzen. Beide, das Antiepileptikum Carbamazepin als Arzneimittelrückstand und das Korrosionsschutzmittel 1H-Benzotriazol wurden in allen Wasserproben in Neiße und Oder nachgewiesen. Die höchsten Konzentrationen von Carbamazepin (max. 54 ng/l) und 1H-Benzotriazol (max. 475 ng/l) wurden im Oktober 2023 detektiert. Ähnliche Konzentrationen für Carbamazepin (45–58 ng/l) und 1H-Benzotriazol (388–552 ng/l) wurden auch in Oderproben aus dem Jahr 2022 während der *Prymnesium*-Blüte und des Fischsterbens gemessen (Escher et al. 2024). Die Konzentrationen der organischen Spurenstoffe in der Oder sind nicht außergewöhnlich hoch, sondern typisch für europäische Flüsse. Jedoch kann eine Mischung von vielen verschiedenen organischen Spurenstoffen zu zusätzlichem Stress bei aquatischen Organismen führen, auch wenn sie im Einzelnen nur in sehr niedriger Konzentration vorhanden sind. Zu diesem Aspekt zeigten Escher et al. (2024), dass hauptsächlich Prymnesine für die toxische Wirkung auf menschliche Nervenzellen *in vitro* ursächlich waren, aber auch, dass organische Spurenstoffe wie Carbamazepin oder 1H-Benzotriazol in der Mischung zur Toxizität beitrugen.

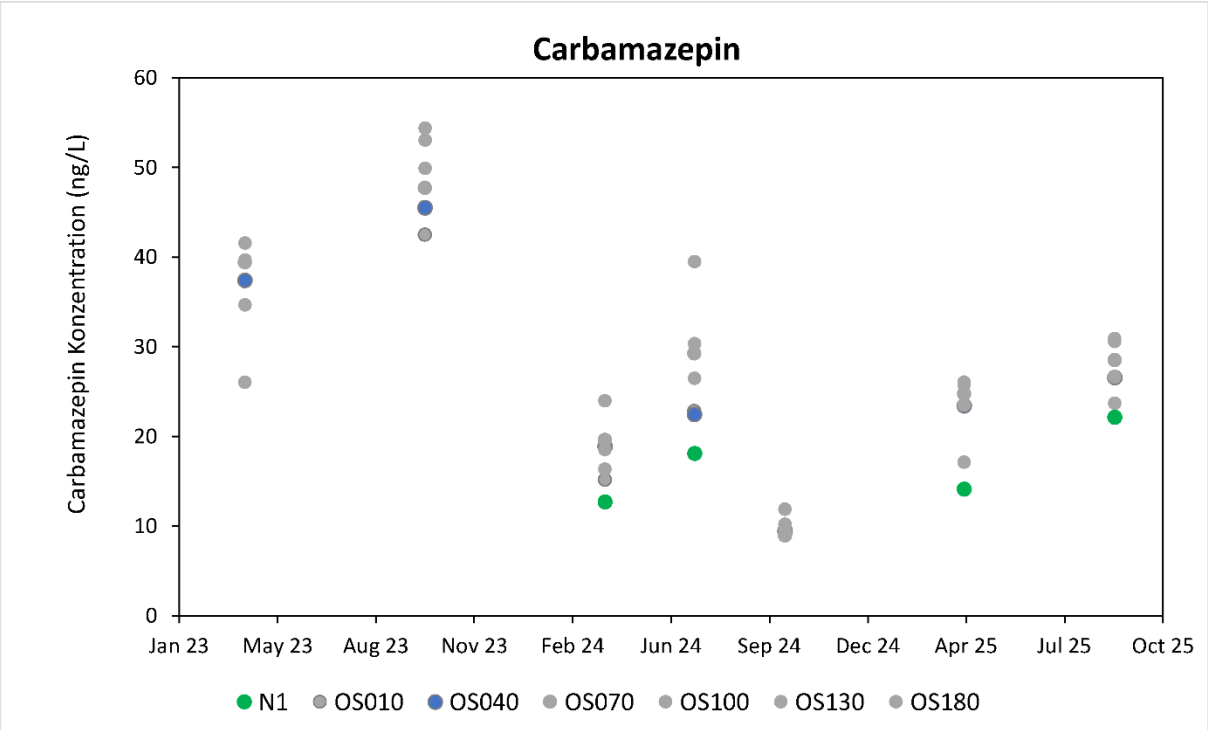


Abb. 3.1.14: Konzentration von Carbamazepin (Pharmazeutika der Wirkstoffgruppe Antiepileptika) in ng/L in der Neiße (N1) und Oder (OS010 bis OS180) in Proben vom April 2023, Oktober 2023, April 2024, Juli 2024, Oktober 2024, April 2025 und September 2025. Die Neiße wurde ab dem Jahr 2024 analysiert.

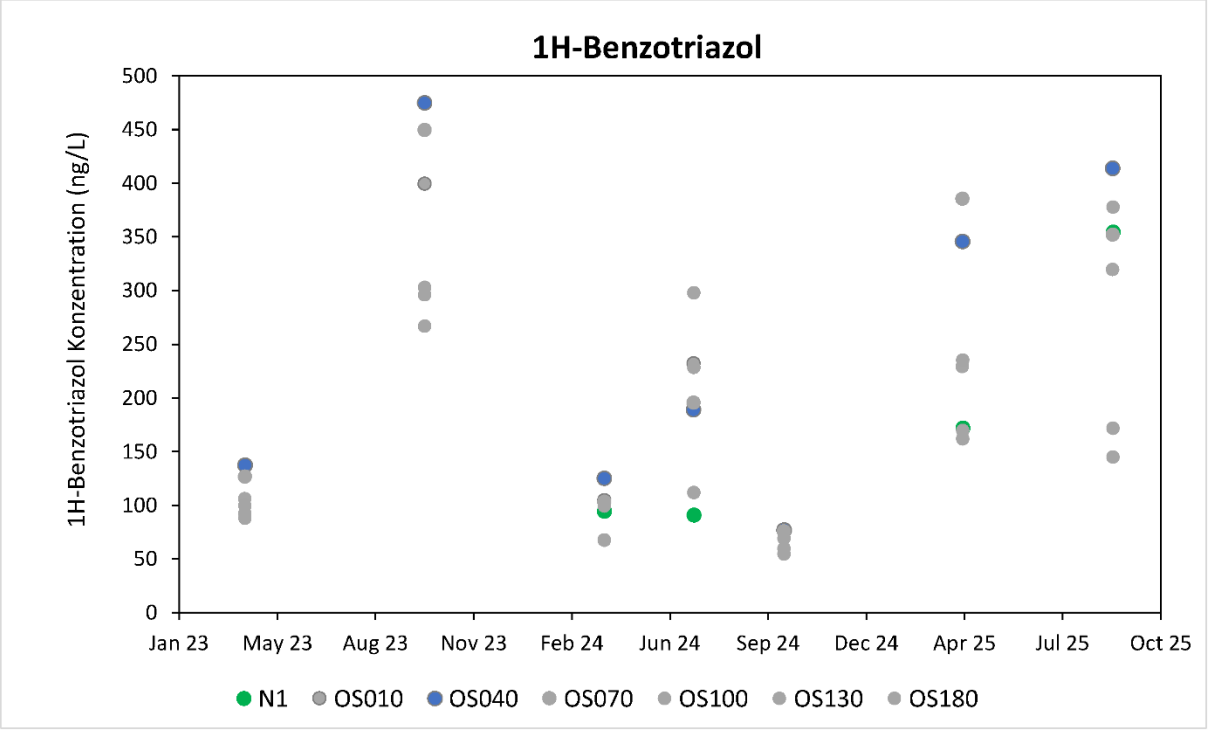


Abb. 3.1.15: Konzentration von 1H-Benzotriazol (Korrosionsschutzmittel) in ng/L in der Neiße (N1) und Oder (OS010 bis OS180) in Proben vom April 2023, Oktober 2023, April 2024, Juli 2024, Oktober 2024, April 2025 und September 2025. Die Neiße wurde ab dem Jahr 2024 analysiert.

3.1.3 Ergebnisse des biologischen Monitorings

3.1.3.1 Algengemeinschaften und Phytoplanktondynamik

Als Stellvertreter für die Biomasse des Phytoplanktons wurde die Konzentration von Chlorophyll-a (chl-a) gemessen; ab April 2023 an allen Probenahmestellen vor Ort mit einer Multisonde (YSI Exo), ab November 2023 zusätzlich bei Frankfurt/O., Küstrin und Hohenwutzen per HPLC (siehe Abb. 3.1.10). Die HPLC-Messungen dienten insbesondere der Eichung der chl-a-Sonden. Für die HPLC-Analysen wurden die Pigmente mit Dimethylformamid bei 4 °C extrahiert und mit einer C18-Säule und Lösemittelgradienten aufgetrennt. Die Eichung erfolgte mit kommerziellen Chl-a-Standards. Weitere Details sind in Shatwell et al. (2012) beschrieben.

Im Mittel unterschieden sich die Chl-a-Konzentrationen (HPLC) in Frankfurt/O. (117 µg/l) und Hohenwutzen (121 µg/l) trotz des Warthezuflusses kaum. Auch die Jahresgänge waren sehr ähnlich, mit dem üblichen Algenwachstum im Frühjahr und maximalen Konzentrationen im Juni (Abb. 3.1.16). Lediglich im Sommer 2024 nahm die Algenmenge zwischen Küstrin und Hohenwutzen deutlich zu, vermutlich durch den Zufluss der Warthe.

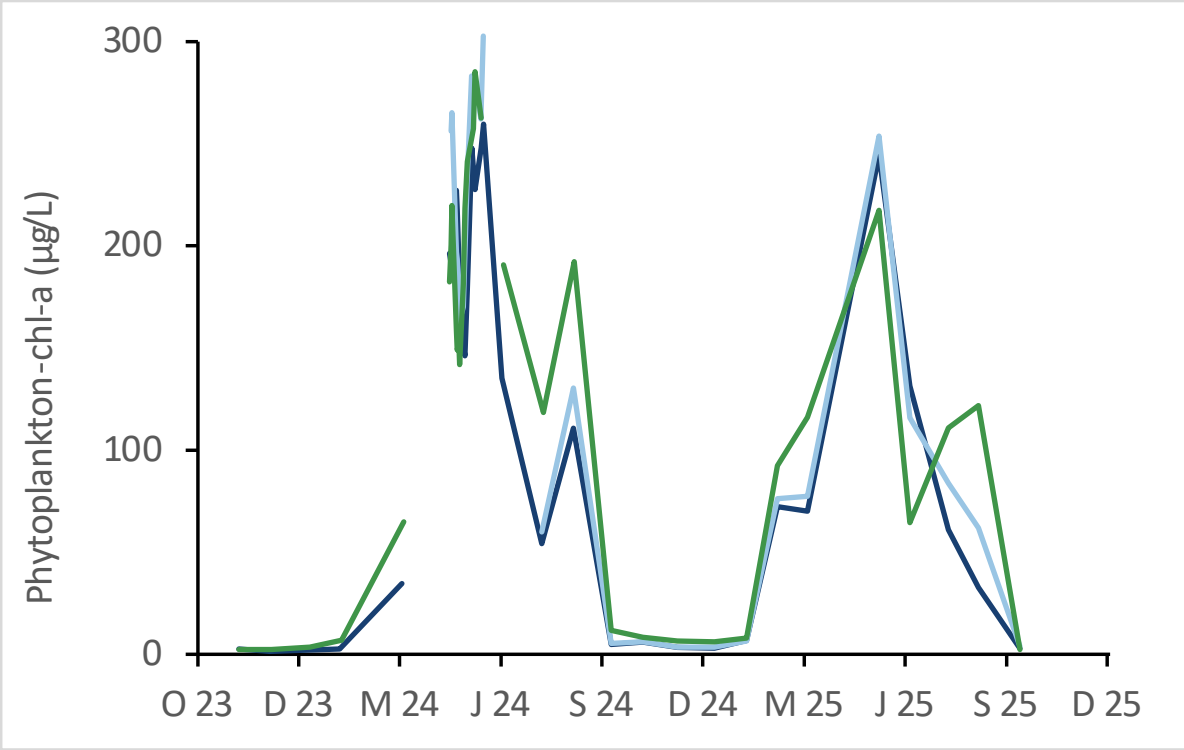


Abb. 3.1.16: Entwicklung der Phytoplankton-Biomasse (gemessen per HPLC als chl-a) von November 2023 bis Oktober 2025 in der Oder bei Frankfurt/O. (blau), Küstrin (hellblau) und Hohenwutzen (grün).

Die Messwerte der Exo-Sonde korrelierten zufriedenstellend mit denen der HPLC (R^2= 0,90), mussten aber mit dem Faktor 1,68 korrigiert werden, um exakte Absolutwerte zu erhalten (Abb. 3.1.17). Die an den Messstationen des Landesumweltamts installierten Pigmentsonden FluoroProbe (bbe Moldaenke) waren bezüglich Gesamt-Chlorophyll-a zum Zeitpunkt des Methodenvergleichs relativ gut kalibriert. Die Steigungen, also das mittlere Verhältnis zwischen beiden Datensätzen, betrugen 1,04 in Frankfurt/O. und 0,88 in Hohenwutzen.

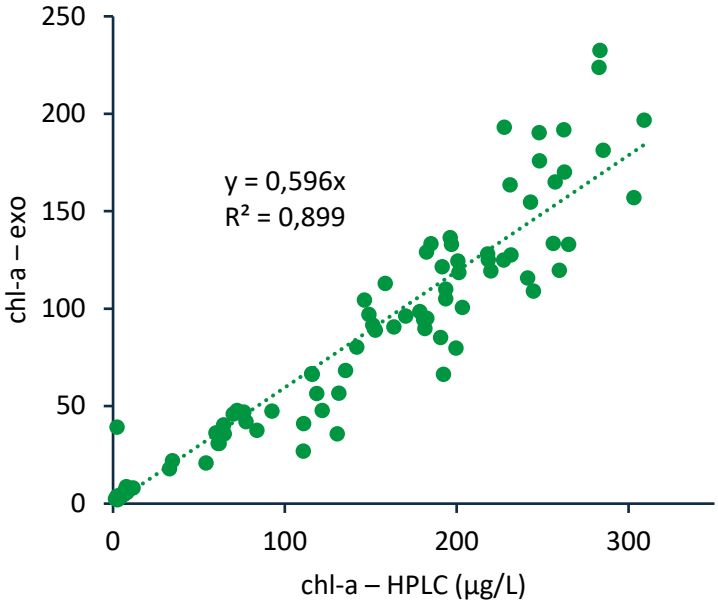


Abb.3.1.17: Korrelation zwischen den per HPLC und per Exo-Sonde gemessenen Chlorophyll-a-Konzentrationen in der unteren Oder.

3.1.3.2 Biomasse und Zusammensetzung des Phytoplanktons

Teilproben der Routineprobenahmen in Lebus und Lunower Dammhaus wurden mikroskopisch untersucht, um die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons zu bestimmen. Lebendproben wurden am Probenahmetag mikroskopisch untersucht, um fragile Arten zu bestimmen. Teilproben wurden direkt nach der Probenahme mit Lugol'scher Lösung fixiert. Nach wenigen Wochen wurde ein Teil in Zählkammern (Hydrobios) gefüllt, wo sich das Phytoplankton über Nacht absetzte. Dann wurden mittels Umkehrmikroskop alle häufigen Taxa bei 10- bis 100-facher Vergrößerung in Transekten gezählt. Die Bestimmung erfolgte möglichst auf Artniveau, die einzelligen zentrischen Kieselalgen wurden in Größenklassen gezählt. Von allen häufigen Taxa wurden mindestens 10 Zellen oder Kolonien pro Probe vermessen; unter Annahme einfacher geometrischer Körper wurde das Biovolumen pro Zelle berechnet. Die grundlegende Methode ist bei Utermöhl (1958) beschrieben.

Im Jahr 2023 wurden je 8 Proben ausgewertet. Das mittlere Gesamtbiovolumen bei Lebus betrug 2,2 mm³/l, mit Werten zwischen 3 und 4 mm³/l von April bis Juni und deutlich geringeren Algenmengen im Rest des Jahres. Es dominierten stets einzellige zentrische Kieselalgen (Centrales), gefolgt von pennaten Kieselalgen im April bis Mai und Grünalgen im Sommer. Cyanobakterien (Blaualgen) waren selten, *P. parvum* wurde nicht gefunden. Durch den Zufluss der Warthe verdoppelte sich die Phytoplanktonkonzentration. Die Auswertung gemäß Wasserrahmenrichtlinie (PhytoFluss) ergab einen guten Zustand bei Lebus (Gesamtindex 1,9) und einen mäßigen nach dem Warthezufluss (Lunower Dammhaus, Gesamtindex 2,9).

2024 waren die Phytoplanktonkonzentrationen etwa eine Größenordnung höher (Mittelwert von 6 Proben bei Lebus: 23,5 mm³/l, am Lunower Dammhaus 27,5 mm³/l). Besonders bemerkenswert waren eine Massenentwicklung von *P. parvum* im Mai bis Juni und eine Blaualgenblüte (hauptsächlich *Microcystis*) im September. Auch die mittleren Biovolumina von Grün- und Kieselalgen waren 2024 deutlich höher als im Vorjahr. Im Sommer dominierten einzellige

zentrische Kieselalgen. Pennate Kieselalgen waren besonders im Frühjahr häufig, gefolgt von Grünalgen. Im Gegensatz zu 2023 unterschieden sich die Phytoplankton-Biovolumina zwischen Lebus und Lunower Dammhaus kaum, vermutlich weil die Warthe 2024 kaum zusätzliches Phytoplankton einbrachte. Durch die viel höheren Biovolumina des Phytoplanktons wurde der Gewässerzustand 2024 deutlich schlechter bewertet als im Vorjahr. Der Phytoplanktonindex gemäß PhytoFluss lag bei beiden Probestellen bei 3,7, was einen unbefriedigenden Zustand des Ökosystems anzeigt. Die Massenentwicklung von *P. parvum* geht hier nur über die Gesamtbiomasse ein, diese Alge steht nicht auf der Liste der Indikatorarten.

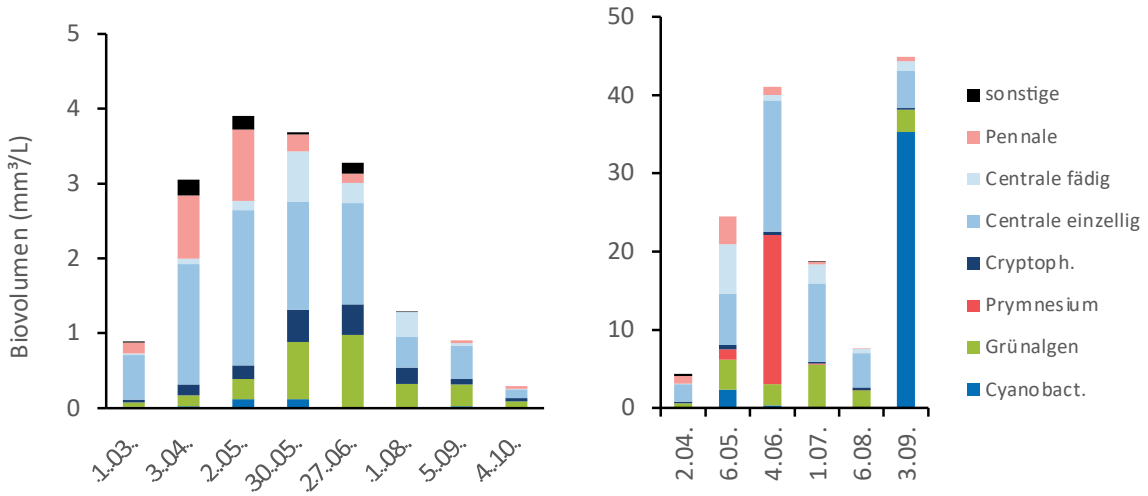


Abb. 3.1.18: Biovolumen der dominanten Phytoplanktongruppen in der Oder bei Lebus. Unterschiedliche Skalierung für 2023 (links) und 2024 (rechts).

3.1.4 Zusammenfassung

Die hier durchgeführte Analyse der Wasserqualität der Oder zeigt, dass sich das ökologische Gesamtsystem nach der Katastrophe von 2022 zwar in Teilen stabilisiert hat, aber weiterhin in einem sensiblen und störanfälligen Zustand verbleibt. Zwar liegen viele Parameter im erwartbaren Bereich eines vielgenutzten Stroms des mitteleuropäischen Tieflands, doch weisen die zeitlichen Muster und die räumlichen Unterschiede auf anhaltend starke menschengemachte (anthropogene) Einflüsse hin, die das Flussökosystem empfindlich beeinträchtigen können. Die erhobenen Messdaten belegen, dass mehrere strukturelle Belastungen fortbestehen, insbesondere ein hoher Grundsalzgehalt, ungünstige Nährstoffverhältnisse und hydroklimatische Aspekte.

Die Nährstoffverhältnisse begünstigen die Entstehung von Algenblüten. Die Konzentrationen von Nitrat und Orthophosphat bewegen sich weiterhin in einem Bereich, der eine hohe Phytoplanktonproduktivität ermöglicht. Nitrat zeigt stark ausgeprägte saisonale Höhepunkte, insbesondere im Frühjahr und Herbst, während Orthophosphat auf niedrigem, aber stark schwankendem Niveau verbleibt. Dadurch ergeben sich regelmäßig niedrige N:P-Verhältnisse im Sommer. Dieser Zustand begünstigt mixotrophe Arten wie *Prymnesium*, die im Gegensatz zu autotrophen Algen auch organische Nährstoffquellen nutzen können. Gleichzeitig zeigen die Siliziumdaten ausgeprägte Frühjahrsabnahmen vermutlich durch Diatomeenblüten, gefolgt von sommerlichen Silikatmindestwerten. Dieses Muster weist auf eine ökologische

Konstellation hin, in der erst eine starke Diatomeenentwicklung entsteht und danach ein Nährstoffumfeld, das typische Sommerblüten anderer Algengruppen bedingen kann. Die episodischen DOC-Spitzen und die DIC-Konzentrationen weisen außerdem auf Verhältnisse hin, die Algenblüten biochemisch unterstützen: hohe CO_2-Verfügbarkeit, stabile pH-Verhältnisse, und ein generell hoher Kohlenstoffumsatz. Als unbefriedigend einzustufende Phytoplanktonindizes nach dem PhytoFluss-Schema und insgesamt erhöhte Phytoplanktonmengen insbesondere im Jahr 2024 – auf ein „Erholungsjahr“ 2023 folgend – weisen nach wie vor auf ein hohes Potenzial für Massenentwicklungen von Algen hin.

Ein weiterhin bestehender Schlüsselfaktor für mögliche Massenentwicklungen von *P. parvum* ist die erhebliche Salzbelastung der Oder. Die hohe Ionenfracht ist ein klarer Hinweis darauf, dass salzhaltige Einleitungen fortwährend stattfinden. Veränderungen der hydroklimatischen Bedingungen hin zu niedrigeren Trockenwetterabflüssen bedingen eine zusätzliche Erhöhung der Salzkonzentration im Fluss. Diese Grundbelastung mit Salz hat sich seit 2022 nicht nachhaltig reduziert. Damit besteht weiterhin ein fundamentales Risiko, dass erneut toxische Algenblüten durch *P. parvum* entstehen können. Die Konzentrationen von Calcium, Magnesium und anderen Hauptionen sind im Beobachtungszeitraum 2023–2025 besonders im Unterlauf deutlich erhöht und an der Station OS140 in der Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße durchgehend am höchsten. Dieser ionenreiche Charakter – teils schon nahe an brackigen Verhältnissen – ist ein zentraler Faktor, da *P. parvum* genau solche Bedingungen bevorzugt.

Eine dauerhafte Belastung mit organischen Spurenstoffen war an allen untersuchten Stationen und zu allen Jahreszeiten nachweisbar. Die typischen Summengehalte entsprechen dem Niveau vieler europäischer Flüsse und deuten auf kontinuierliche Einträge aus kommunalen und industriellen Abwässern hin. Besonders persistente, also gegen Abbau widerständige Substanzen wie Carbamazepin und 1H-Benzotriazol traten in jeder Probe auf und weisen auf strukturelle Einleitpfade entlang des gesamten Systems hin. Die Konzentrationen schwankten dabei mit dem Abfluss: Niedrigwasserperioden (z. B. Herbst 2023 und 2025) führten zu höheren Werten, wasserreiche Phasen zu niedrigeren. Obwohl Spurenstoffe für das Fischsterben 2022 keine primäre Rolle spielten, können sie in Kombination mit hohem Salzgehalt, Nährstoffungleichgewichten und geringem Abfluss im Sommer sowie dadurch beinahe stagnierende Bedingungen in manchen Flussbereichen die ökologische Belastbarkeit der Oder verringern und zu einer Mischungstoxizität beitragen. Die Oder bleibt damit ein komplex belasteter Fluss, in dem organische Spurenstoffe ein weiteres Stressmoment darstellen.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass zwischen 2023 und 2025 keine grundlegende Verbesserung der chemischen Wasserqualität stattfand. Obwohl die Extremwerte des Sommers 2022 (Köhler et al. 2024) nicht erneut erreicht wurden, zeigen die Zeitreihen klar, dass die systemischen Ursachen des damaligen Ereignisses weiterhin bestehen und ein unverändertes Risiko darstellen.

Kontakt

Dr. Tobias Goldhammer

tobias.goldhammer@igb-berlin.de

Constancia Levertz

constancia.levertz@igb-berlin.de

Dr. Stephanie Spahr

stephanie.spahr@igb-berlin.de

Dr. Jan Köhler

jan.koehler@igb-berlin.de

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

3.2 Quantitatives *Prymnesium*-Monitoring

Sven Würtz & Eva Kreuz

3.2.1 Quantifizierung von *Prymnesium parvum* mittels qPCR

Herkömmlicherweise wird *P. parvum* unter dem Mikroskop bestimmt und ausgezählt. Zur raschen Identifikation wurde eine molekulare Methode (qPCR) etabliert, bei der die Alge über ihr Erbgut (ITS2-Marker) nachgewiesen und quantifiziert wird. Dabei ergaben sich Abweichungen von durchschnittlich 30 % zur Auszählung ausgesuchter Proben (n = 10). Dieser qPCR-Schnelltest kann eingesetzt werden, um frühzeitig vor einem erneuten massenhaften Auftreten der „Goldalge“ *Prymnesium parvum* im Odergebiet zu warnen.

Eine Überwachung mit dem qPCR-Schnelltest wurde zwischen März 2023 und Februar 2025 mit einer monatlichen Beprobung entlang der Oder durchgeführt. Bei ansteigendem Auftreten von *P. parvum* wurde engmaschiger (2–3 Tage) an drei ausgewählten Probenahmestellen beprobt (Mai–Juni 2024).

3.2.2 Methodenentwicklung

Das Protokoll wurde im Hinblick auf 1) die Verwendung Lugol-fixierter Proben, 2) die Entfernung von PCR-Inhibitoren (wie bspw. Huminstoffe) und 3) eine schnelle DNA-Isolierung durch kommerzielle Extraktionskits entwickelt. Damit hebt es sich von allen bisher veröffentlichten Protokollen ab (Mora et al. 2024; Wagstaff et al. 2021; Zamor et al. 2012; Galluzzi et al. 2008).

Die Proben müssen mit saurer Lugolscher Lösung im Verhältnis 1:1000 (50 µL auf 50 ml) fixiert werden. Bei deutlich erhöhter Zugabe des Fixatives treten verstärkt Verluste der DNA während der Extraktion aufgrund der resultierenden pH-Verschiebung auf (evaluiert anhand der DNA-Ausbeute). Um eine homogene Suspension der Probe sicherzustellen, werden die Proben dann 2 min auf einem Tischschüttler gemischt. Die anschließende Zentrifugation für 1 h 45 min sammelt die Alge schonend in einem Pellet, wobei auf eine Temperatur von 4°C unbedingt zu achten ist. Bei höheren Temperaturen oder geringeren Zentrifugationszeiten ist die Ausbeute geringer und verfälscht damit die Zellzahlbestimmung. Während der Methodenentwicklung wurden verschiedene DNA Kits hinsichtlich der DNA-Ausbeute, sowie mittels qPCR hinsichtlich der *Prymnesium*-Konzentration (anhand des CT-Wertes) verglichen (DNeasy PowerBiofilm, QIAmp mini, DNeasy Plant, DNeasy Plant Pro, NucleoSpin Food). Ferner wurde die Inhibition der qPCR durch Wasserinhalte wie bspw. Huminstoffe anhand der Steigung während der Amplifikation qualitativ berücksichtigt. Anhand der Ergebnisse wurde der QIAmp mini Kit (QIAGEN) als am besten geeigneter, kommerzieller Extraktionskit für alle folgenden Untersuchungen ausgewählt. Da die Proben teilweise eine deutliche PCR Inhibition zeigten, sollte eine Aufreinigung der DNA erfolgen. Hierzu wurde der PCR inhibitor removal kit (Zymo Research, USA) verwendet. Die Fluoreszenz-Messungen der qPCR ergaben keine namhafte PCR Inhibition im weiteren Verlauf (Steigung der Amplifikation während der Messung). Für das Design der Primer wurden alle bei NCBI verfügbaren ITS2 (internal transcribed spacer 2) Sequenzen mit BioEdit aligned und ein konservierter Bereich verwendet.

Die Evaluierung nach Primer Optimierung erfolgte durch Sequenzieren des qPCR Amplikons. Um die Effizienz der qPCR zu erhöhen wurde BSA im Master Mix verwendet. Um eine Quantifizierung anderer Haptophyten auszuschließen, wurde DNA aus Reinkulturen anderer Haptophyten (*Chrysochromulina parva* (CCAC 1889 B), *Chrysotila lamellosa* (CCAC 4300 B), *Emiliana huxleyi* (CCAC 1890 B), *Ochroshaera verrucosa* cf. (CCAC 3688), *Rebecca* sp. (CCAC 3408), *Hymenomonas roseola* (CCAC 2346 B), *Phaeocystis globosa* (CCAC 8513 B) mittels qPCR überprüft. Eine Kreuzreaktion wurde nicht beobachtet. Weitere Einzelheiten der Protokolle können der Publikation (Würtz et al. 2026) entnommen werden.

3.2.3 Dynamik von *P. parvum* im Beobachtungszeitraum von 2023 bis 2025

Zwischen März 2023 und Februar 2024 wurden *Prymnesium*-Werte meist deutlich unter 1.000 Zellen pro Milliliter gemessen (Kuhl et al. 2024). Nur im Mai und Juni 2023 gab es vorübergehende Anstiege auf 600–1.200 Zellen pro Milliliter, die aber schnell wieder abfielen (Abb. 3.2.1). Besonders auffällig war, dass am Zusammenfluss von Oder und Neiße nur vereinzelt *P. parvum* detektiert wurde (nahe oder unter der Nachweisgrenze von 7 Algen pro Milliliter).

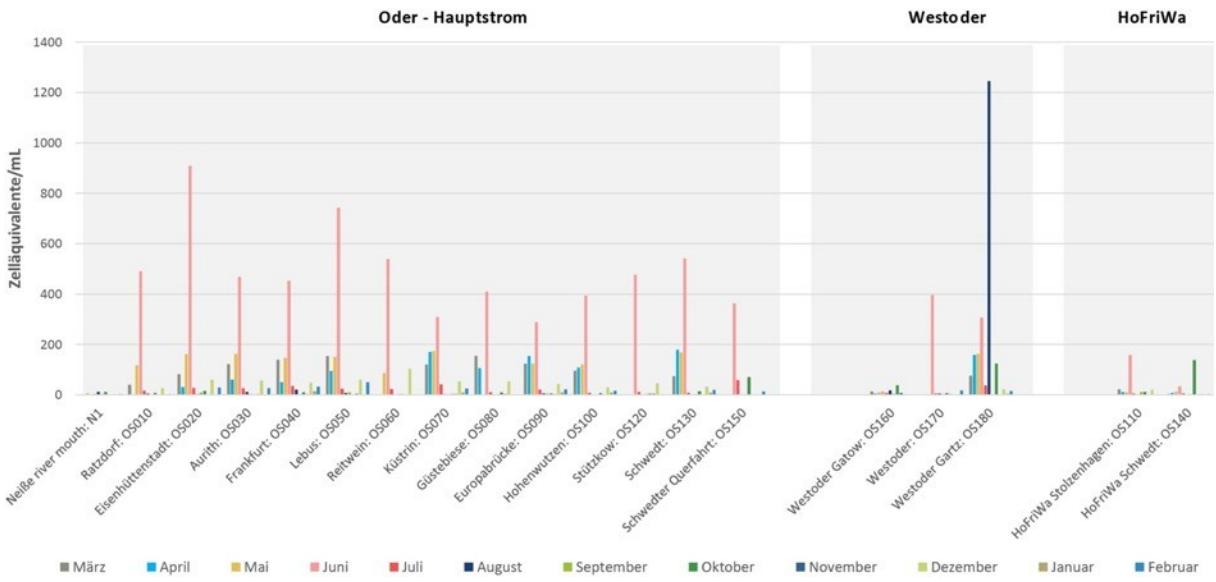


Abb. 3.2.1: Abundanzen von *P. parvum* zwischen März 2023 und Februar 2024 entlang des Hauptstromes (Oder), der Westoder und der Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße (HoFriWa).

Im März und April 2024 lagen die Werte entlang der Oder noch sehr niedrig (0–18 Zellen pro Milliliter). Am 6. Mai kam es dann jedoch zu einem starken Anstieg auf 7.000–10.000 Zellen pro Milliliter – der Beginn einer ersten großen Algenblüte (Abb. 3.2.2) (Würtz et al. 2026).

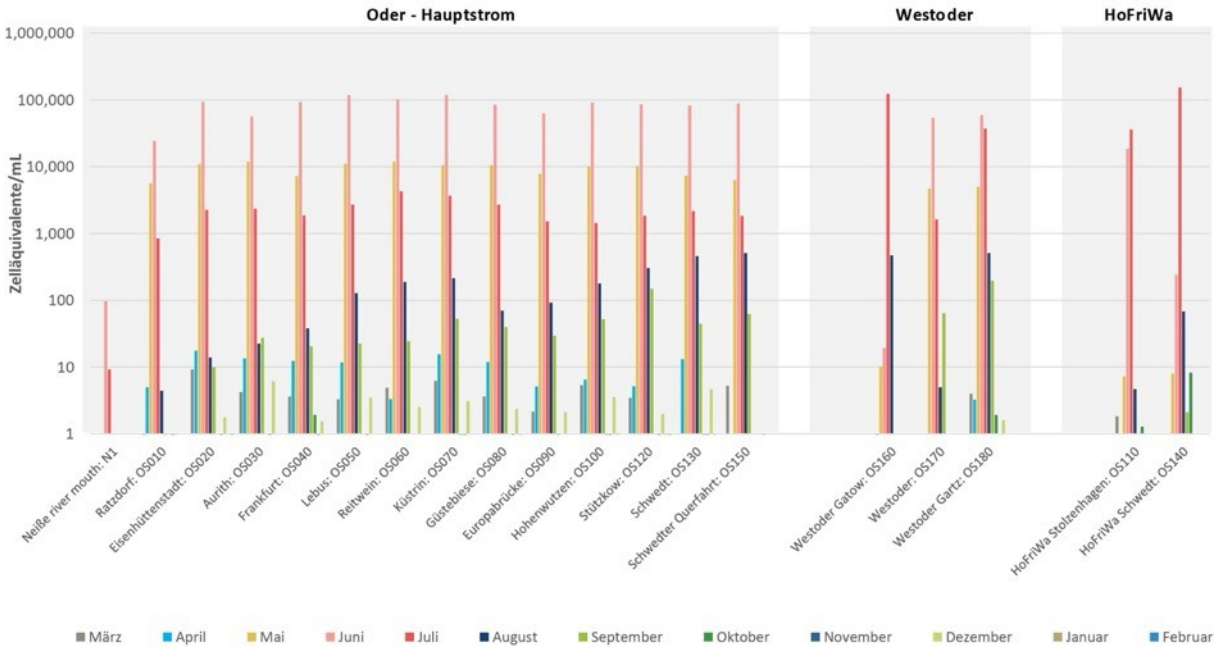


Abb. 3.2.2: Abundanzen von *P. parvum* zwischen März 2024 und Februar 2025 entlang des Hauptstromes, der Westoder und der Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße (HoFriWa) mit einer Algenblüte im Hauptstrom zwischen Mai und Juni sowie einer zweiten Algenblüte im Juli in der Westoder und der HoFriWa.

Zwischen Mai und Anfang Juni 2024 erreichte die Alge in der Oder außergewöhnlich hohe Dichten: So wurden über 240.000 Zellen pro Milliliter gemessen. Die Verteilung war im Querschnitt des Flusses gleichmäßig, ohne Unterschiede zwischen Ufer und Flussmitte oder zwischen Oberfläche und Gewässersohle. Nach nur einer Woche brach die Blüte ein. Mögliche Ursachen dafür könnten fehlende Nährstoffe sein, eine Selbsthemmung der Algen oder artspezifische Viren. Danach sanken die Werte bis Juli wieder deutlich ab (Abb. 3.2.3).

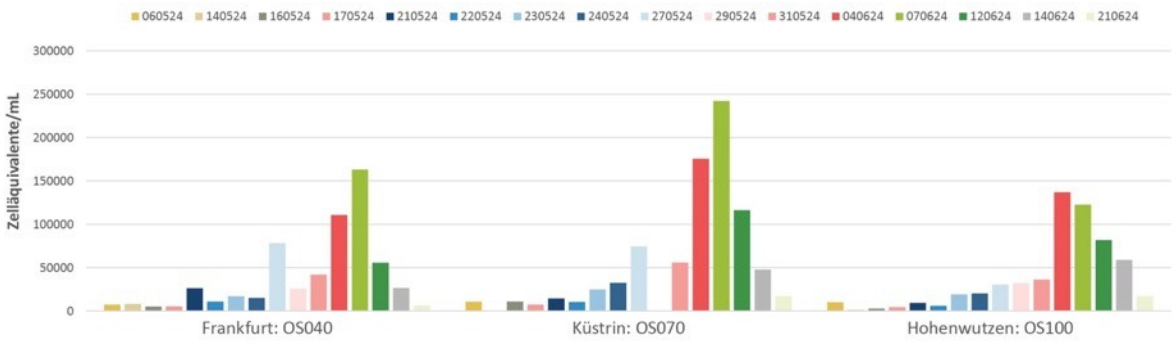


Abb. 3.2.3: Abundanzen von *P. parvum* zwischen dem 06.05.2024 und dem 21.06.2024 an 3 ausgesuchten Probenahmestellen im Hauptstrom der Oder.

Im Juli 2024 kam es zu einer zweiten Blüte, diesmal nur in der Westoder und der Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße. Dort wurden 37.000 bis 150.000 Zellen pro Milliliter gemessen. Im August sank die Algendichte wieder deutlich ab, ab Oktober lagen die Werte fast durchgehend unter der Nachweisgrenze.

Die Beobachtungen zeigen, dass hohe *Prymnesium*-Dichten nicht zwangsläufig zu katastrophalem Fischsterben führen. Entscheidend sind die Bedingungen, unter denen die Alge wächst, wie Nährstoffverhältnisse, Wasserführung oder Sauerstoffgehalt. Erstmals konnte eine nicht-toxische Algenblüte von *P. parvum* in der Oder in ihrer Entstehung beobachtet werden (Würtz et al. 2026). Die Ursache für die fehlende Entwicklung einer Toxizität ist bislang nicht abschließend erklärt. Auch die vorbestimmenden Faktoren, die eine solche Entwicklung bedingen, sind Gegenstand weiterer, noch laufender Untersuchungen (siehe 4.1).

Kontakt

Dr. Sven Würtz

sven.wuertz@igb-berlin.de

Eva Kreuz

eva.kreuz@igb-berlin.de

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

3.3 Satellitenbasiertes Monitoring von Algenblüten in der Oder

Jorrit Scholze, Kerstin Stelzer, Carole Lebreton, Vanessa Bremerich, Paula Torre Zaffaroni & Tobias Goldhammer

Daten multispektraler Sensoren von Erdbeobachtungssatelliten, insbesondere des Europäischen Copernicus-Satelliten Sentinel-2 MSI (engl. Multispectral Instrument), können genutzt werden, um in Gewässern farbgebende Pigmente wie Algenchlorophyll zu erfassen (Virdis et al. 2022, Kuhn et al. 2019, Saberioon et al. 2020). Die Satellitendaten bieten den Vorteil, dass Informationen großräumig in der Fläche und grenzüberschreitend innerhalb eines Gewässersystems gewonnen werden. Während des Fischsterbens im August 2022 wurde eine solche Analyse erstmals explorativ durchgeführt (Köhler et al. 2024). Im Rahmen von ODER~SO wurden Sentinel-2-Daten aus dem Zeitraum 2016–2025 systematisch ausgewertet, um Chlorophyllgehalte in der Oder und ihren angeschlossenen Nebengewässern zu rekonstruieren und ihre Dynamik über Zeit und Raum sichtbar zu machen.

3.3.1 Prozessierung von Satellitendaten zum fernerkundungsbasierten Chlorophyll-Monitoring

Die Rekonstruktion von Chlorophyllkonzentrationen aus Satellitendaten erfolgt durch die schrittweise Kombination mehrerer Prozesse. Die Eingangsdaten sind frei verfügbare Sentinel-2-MSI-L1C-Produkte, deren spektrale Bänder, d. h. Wellenlängenbereiche des aufgezeichneten Lichts, eine unterschiedliche räumliche Auflösung aufweisen. Im ersten Schritt wird deshalb die Pixelgröße, also das Untersuchungsraster, auf 20 m * 20 m harmonisiert. Anschließend wird die Pixelklassifizierung mit dem Idepix-Prozessor durchgeführt, welcher nicht nutzbare Pixel wie Wolken, Land, Schatten und Eis entfernt (Wevers et al. 2021). Die notwendige Korrektur von Störungen durch die Atmosphäre wurde mit dem C2RCC-Verfahren durchgeführt (Doerffer et al. 2007 und 2008, Brockmann et al. 2016). Der C2RCC-Prozessor simuliert eine umfangreiche Datenbasis von Strahldichten mit einem Strahlungstransportmodell unter Berücksichtigung unterschiedlicher atmosphärischer und Gewässerbedingungen, und berechnet Reflektionen an der Wasseroberfläche (ρ_w) sowie optische Eigenschaften des Wassers. Die optischen Eigenschaften umfassen den diffusen Attenuationskoeffizienten (KD) und inhärente optische Eigenschaften (IOPs) wie Absorptions- und Streukoeffizienten von Phytoplankton, Schwebstoffen und Gelbstoffen. Auf Grundlage der IOPs wird die Chlorophyllkonzentration berechnet, wobei empirisch (d. h. auch unter Verwendung von In-situ-Daten, siehe nächster Abschnitt) kalibrierte Umrechnungskoeffizienten angewendet werden.

Die einzeln prozessierten Sentinel-2-MSI-Bildkacheln wurden zu einem Tagesprodukt für den gesamten Verlauf der Oder zusammengesetzt. Die Erfassung des gesamten Untersuchungsgebiets durch Sentinel-2-MSI-Aufnahmen erfolgte dabei nicht flächendeckend an einem Tag. Der Satellit erfasst Daten in einem Streifen von 290 km Breite, der sich täglich verschiebt. Ein vollständiger Zyklus, in dem dieselbe Region erneut beobachtet wird, dauert bei Kombination von zwei Satelliten fünf Tage.

3.3.2 Vergleich mit In-situ-Daten

Die Langzeitüberwachung der Chlorophyllkonzentration entlang der Oder umfasst Daten von mehreren Messstationen. Diese werden vom Brandenburgischen Landesamt für Umwelt (LfU) in Ratzdorf, Frankfurt/O. und Hohenwutzen sowie in Polen von der Generalinspektion für Umweltschutz (GIOŚ) an zehn Standorten zwischen Koźle und Radziszewo betrieben (Abb. 3.3.1). Zusätzlich sammelt das Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) seit

März 2023 entlang eines 10-km-Rasters zwischen Ratzdorf und Gartz (Abb. 3.3.1a, blau) Daten zur Wasserqualität, einschließlich der Chlorophyllkonzentration. Für dieses Forschungsvorhaben wurden alle verfügbaren Chlorophyllmessungen herangezogen, wobei Unterschiede in den Probenahmeprotokollen (z. B. HPLC vs. sondenbasierte Methoden) und Datenquellen beachtet wurden, um die methodenabhängige Variabilität der Chlorophyllmessungen zu minimieren. Zur Validierung der Sentinel-2-MSI-Chlorophyllkonzentrationen wurden 178 Proben von 15 Messstellen zwischen Ratzdorf (Deutschland) und Piasek (Polen) verwendet, die am selben Tag wie der Satellitenüberflug zwischen März 2022 und Oktober 2024 beprobt wurden (Tab. 3.3.1, Abb. 3.3.1b). Dabei wurden die polnischen Daten des GIOŚ nicht weiter berücksichtigt, da sie nicht synchron zu den Satellitenüberflügen waren. Unterschiede in der Häufigkeit der Probenahmen, den Quantifizierungsmethoden und den standortspezifischen Bedingungen wurden bei den Validierungsanalysen berücksichtigt, um eine genaue Interpretation zu gewährleisten.

Zur Erleichterung der räumlichen Analyse und Visualisierung der Chlorophylldynamik im Oder-Einzugsgebiet wurde ein polygonbasiertes Flussnetz abgegrenzt, beginnend in Ostrava, Tschechische Republik (km 0). Mithilfe der Turbo-API von OpenStreetMap wurden Flussmerkmale extrahiert, um die Hauptabschnitte der Oder von Nebengewässern und angrenzenden Gewässern zu unterscheiden. Direkt angeschlossene Gewässer, einschließlich wichtiger Nebenflüsse wie Lausitzer Neiße und Warthe, wurden bis zu einer Entfernung von 200 km vom Hauptstrom berücksichtigt. Weitere, nicht direkt angeschlossene Gewässer wurden bis in 1 km Abstand vom Hauptstrom einbezogen, um die Dynamik der Auen zu berücksichtigen. Das Flussnetz wurde außerdem in 1 und 10 km lange Segmente unterteilt, sodass jedes Segment einzeln visualisiert und in einem raumzeitlichen Kontext analysiert werden kann (Abb. 3.3.1c).

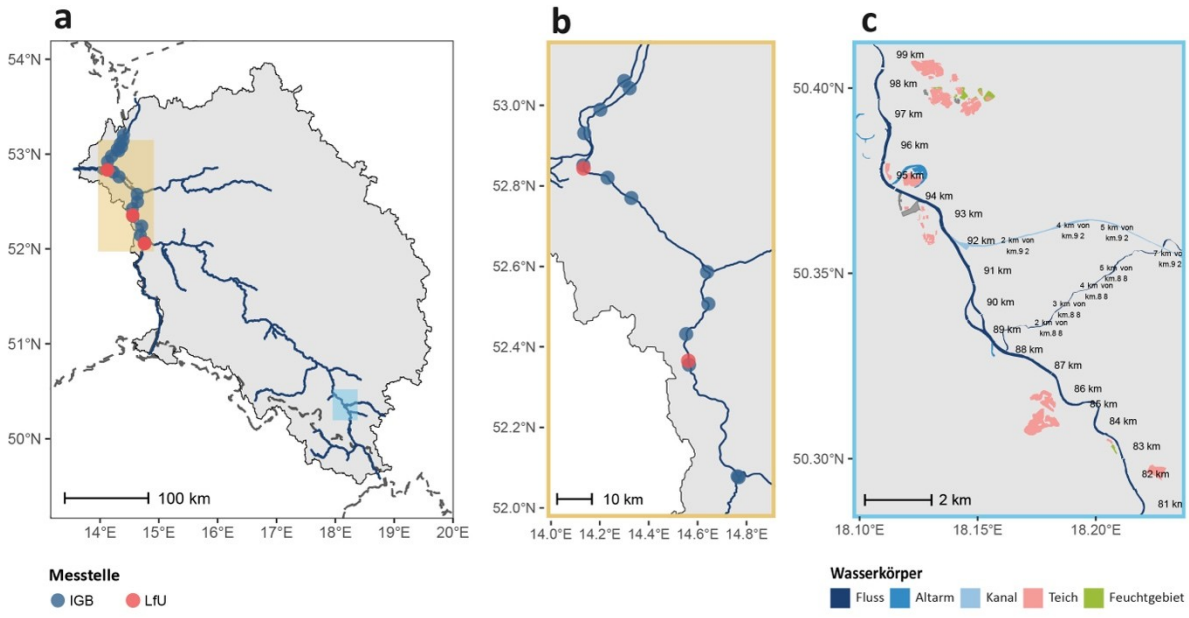


Abb. 3.3.1: (a) Standorte der In-situ-Chlorophyll-Messstellen innerhalb des Oder-Einzugsgebietes (2022–2024) mit Messstellen des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB, blau) und des Landesamts für Umwelt Brandenburg (LfU, rot). (b) Gelber Ausschnitt: 15 Standorte, die für die Validierung der Sentinel-2-MSI-Chlorophyllkonzentrationen verwendet wurden. (c) Blauer Ausschnitt: Teilmenge des Flussnetzes zwischen Flusskilometer 81 und 100 (ab Ostrava, CZ).

Tab. 3.3.1: Überblick über die In-situ-Daten, die für die Auswertung der Chlorophyllkonzentrationen von Sentinel-2 MSI verwendet wurden, mit der Anzahl der gültigen Messungen, die mit dem Satellitenüberflug am selben Tag der Probenahme übereinstimmen. Die Zahlen in Klammern geben die Gesamtzahl der Probenahmestellen und der verfügbaren Einzelmessungen an. LfU = Landesamt für Umwelt Brandenburg; IGB = Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei; HPLC = Hochleistungsflüssigkeitschromatografie

Quelle	Anzahl verwendete Standorte (insgesamt)	Anzahl tagesgenaue Messungen (insgesamt)	Von	Bis	Auflösung der Probenahme	Quantifizierungsmethode
LfU	2 (3)	113 (2.823)	02.03.2022	01.11.2024	Stündlich (Mittagsdurchschnitt)	Sonde
IGB	13 (19)	26 (439)	01.03.2023	01.10.2024	Monatlich	Sonde und HPLC

Die Validierung der Chlorophyllkonzentrationen aus Sentinel-2-MSI-Daten wurde durch den Vergleich mit In-situ-Messungen von Messstationen entlang der Oder desselben Tages durchgeführt. Tab. 3.3.2 fasst die Ergebnisse der Validierung zusammen und zeigt die Chlorophyllkonzentrationen, gemittelt über zwei unterschiedliche Pixelfenstergrößen, die jede Messstation umgeben (5 × 5 und 7 × 7 Pixel, was 100 × 100 m und 140 × 140 m entspricht), sowie für zwei Qualitätslevel, die unterschiedliche Zuverlässigkeitsniveaus der Wasserpixelerkennung angeben. Die MSI-Chlorophyllkonzentrationen korrelierten moderat bis stark mit den In-situ-Daten des LfU Brandenburg und den eigenen Messungen. Die Pearson-Korrelationskoeffizienten liegen zwischen 0,69 und 0,80, die dazugehörigen RMSE-Werte zwischen 42,4 und 54,4 µg/l. Trotz bestehender Restunsicherheit bilden die Satellitendaten die Chlorophylldynamik über die Zeit mit einem akzeptablen durchschnittlichen Fehler effektiv ab. Dies unterstützt ihren Einsatz zur Erkennung allgemeiner Trends sowie zur Verfolgung der räumlichen und zeitlichen Entwicklung von Algenblüten entlang des Flusses. Die beste Korrelation (r = 0,80) wurde mit einem 5 × 5-Pixel-Fenster und dem Qualitätslevel Q1 erreicht (Abb. 3.3.2a). Aufgrund der begrenzten Verfügbarkeit von HPLC-basierten Messungen (drei zeitgleiche Satellitenüberflüge) konnte die Auswertung nicht auf andere Messprotokolle ausgeweitet werden.

Die allgemeinen saisonalen Trends und die Größenordnungen der Messungen stimmen gut mit den In-situ-Messungen an den Messstationen überein. Um dies zu veranschaulichen, wurden die satellitenbasierten Chlorophyllzeitreihen der beiden verfügbaren kontinuierlichen Messstationen der Stationen Hohenwutzen und Frankfurt/O. verglichen (Abb. 3.3.2b). Bemerkenswert ist, dass die Satellitendaten die Chlorophylldynamik während der Blütezeit mit hoher Genauigkeit abbildeten, insbesondere im Sommer 2024 in Hohenwutzen. Im Gesamtdatensatz fiel auf, dass die Frühjahrsblüten des Öfteren durch die Fernerkundung überschätzt wurden (Abb. 3.3.2a, insbesondere bei beobachteten Konzentrationen < 50 µg/L). Hier sind Daten aus zusätzlichen Probenahmen für eine erweiterte Kalibrierung notwendig, um in Zukunft realistischere Einschätzungen der Situation zu erhalten.

Tab. 3.3.2: Vergleich der satellitenbasierten Chlorophyllkonzentrationen mit In-situ-Daten von Messstationen entlang der Oder. Die Qualitätslevel spiegeln die Zuverlässigkeit der Wasserdetektion wider. Chlorophyllkonzentrationen wurden über 5 × 5- und 7 × 7-Pixel-Fenster (100 × 100 m und 140 × 140 m) um jede Station gemittelt. Metriken umfassen die Anzahl der Beobachtungen (N), den Pearson-Korrelationskoeffizienten (r) und den Root Mean Square Error (RMSE, µg/l).

Qualitätsindikator	Fenstergröße	N	r	RMSE (µg/l)
chl_q1_mean	5 × 5	91	0,80	42,4
chl_q3_mean	5 × 5	113	0,71	53,1
chl_q1_mean	7 × 7	103	0,71	53,0
chl_q3_mean	7 × 7	119	0,69	54,4

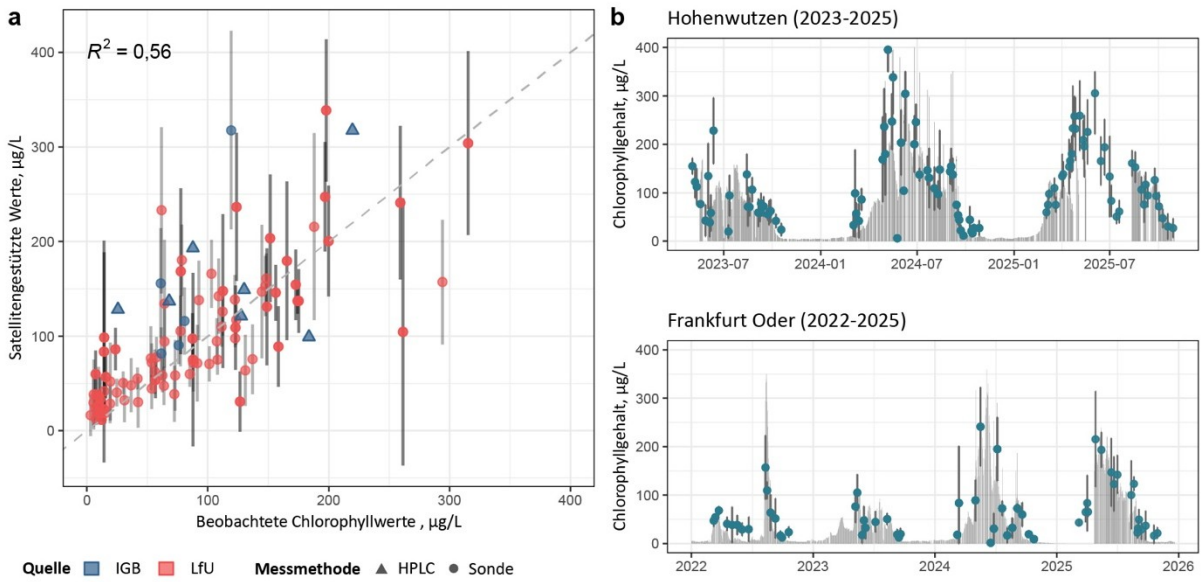


Abb. 3.3.2: (a) In-situ-basierte vs. satellitenbasierte Chlorophyllkonzentrationen entlang der Oder zwischen 2022 und 2024 mit Fehlerbalken, die die Standardabweichung innerhalb der Pixelfenster um den Mittelwert angeben. Eine Fehlereinschätzung der In-situ-Daten liegt nicht vor. Die Farben entsprechen den verschiedenen Datenquellen (IGB in Blau, LfU in Rot), und die unterschiedlichen Formen geben die Messmethode an (Sonde oder HPLC). (b) Zeitreihen der In-situ-Chlorophyllkonzentrationen (Balken) und der Chlorophyllkonzentrationen aus der Fernerkundung (Punkte) für die Station Hohenwutzen von Juni 2023 bis November 2024 und die Station Frankfurt/O. von März 2022 bis November 2024, wobei die Fehlerbalken an den Punkten die Standardabweichung innerhalb des Pixelfensters angeben.

3.3.3 Visualisierung der Chlorophylldynamik aus Fernerkundungsdaten

Zur Visualisierung und Analyse der Chlorophyllkonzentrationen aus Fernerkundungsdaten wurden zwei unterschiedliche webbasierte Ansätze umgesetzt, die jeweils eigene technische Vorteile einbringen. Neben dem xcube Viewer, der eine umfassende Exploration multidimensionaler Datensätze ermöglicht, wurde zusätzlich ein interaktives Dashboard auf Basis des Frameworks Plotly Dash entwickelt. Dieses Dashboard nutzt aggregierte Fernerkundungsdaten entlang definierter Flussabschnitte, um große Datenmengen effizient aufzubereiten und der Öffentlichkeit zugänglich zu machen. Die kombinierte Darstellung verschiedener Datensätze erleichtert Fachleuten wie Entscheidungsinstanzen das Verständnis komplexer Zusammenhänge.

3.3.3.1 Xcube Viewer

Die Bereitstellung eines xcube Viewer für die Überwachung der Oder mit Fernerkundungsdaten ermöglicht eine räumlich und zeitlich durchgängige Analyse von Algenblüten und anderer Wasserqualitätsparameter. So können zeitliche Veränderungen von Chlorophyllkonzentrationen entlang des Flusses interaktiv in Zeit und Raum dargestellt werden. Technologische Basis des Systems ist die Verwendung des xcube-Python-Pakets (https://xcube.readthedocs.io, letzter Zugriff: 08.12.2025), mit dem Data Cubes generiert und in einer standardisierten Form gespeichert werden. Diese beinhalten typische Dimensionen wie Raum und Zeit, wodurch die Chlorophyllkonzentrationen über den Flusslauf und zu beliebigen Zeitpunkten dargestellt werden können. Der Viewer erlaubt es Nutzenden, spezifische Punkte oder Flusssegmente auszuwählen, Zeitreihen zu extrahieren und räumliche Muster zu untersuchen. Ergänzend bietet der Viewer die Möglichkeit, polygonale Bereiche zu definieren oder über vordefinierte Polygone eine tiefere Analyse von Auengewässern und Nebenflüssen durchzuführen. Die Darstellung und Bearbeitung der Daten im xcube Viewer entspricht weitgehend den originalen Rohdaten und ist für Nutzende mit Hintergrundwissen von Fernerkundungsprodukten der Wasserqualität zur individuellen Analyse der Daten geeignet.

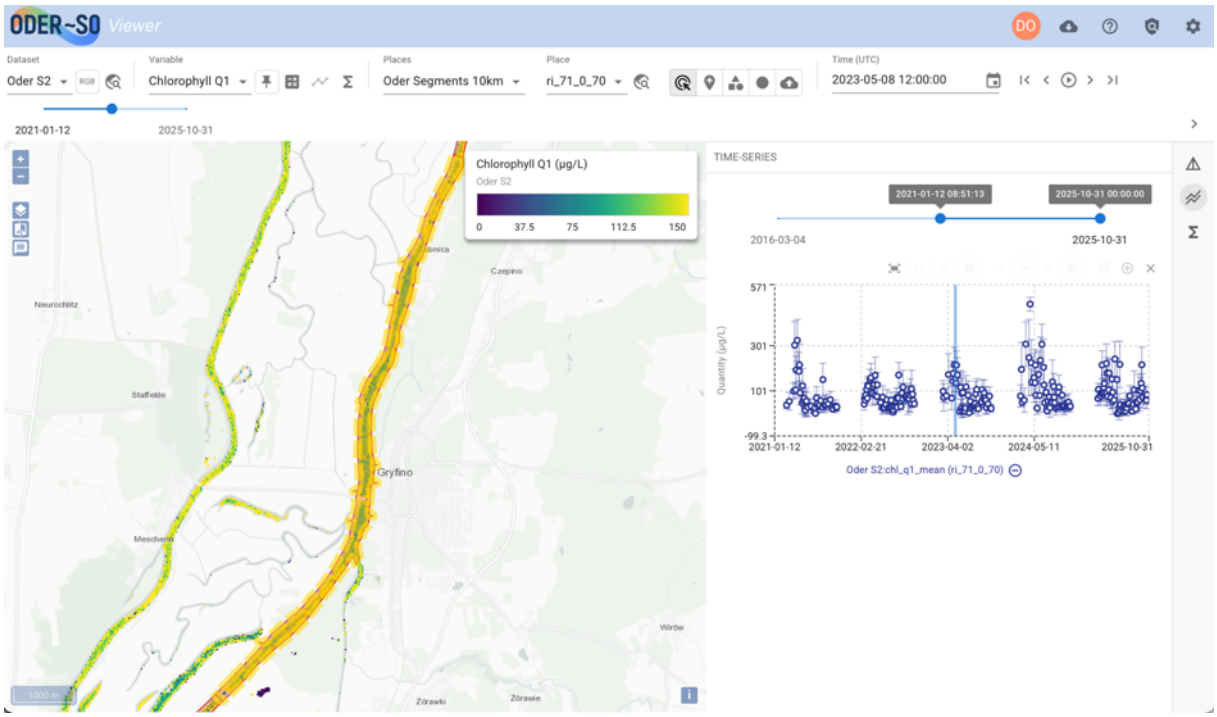


Abb. 3.3.3: Screenshot des xcube Viewer zur Visualisierung der aus Fernerkundungsdaten abgeleiteten Chlorophyllkonzentrationen in der Oder und großen Nebengewässern. Links: Der Kartenausschnitt zeigt einen 10-km-Abschnitt im Landschaftsschutzgebiet Unteres Odertal bei Mescherin, zwischen Westoder und Hauptoder liegen Auengewässer. Farbige Bereiche kennzeichnen Chlorophyllwerte am 08.05.2023 für Pixel, die als Gewässer klassifiziert werden konnten. Rechts: Zeitreihe (2021–2025) der mittleren Chlorophyllkonzentration aller Pixel innerhalb des 10 km langen Flussabschnitts der Hauptoder (in der Karte rechts, zusätzlich gelb gestrichelt markiert).

3.3.3.2 Python-Dashboard mit Fernerkundungsdaten zur Oder

Ein browserbasiertes Python-Dashboard wurde entwickelt und unter https://oderso-dash.igb-berlin.de veröffentlicht, um die Fernerkundungsdaten zur Phytoplanktonaktivität in der Oder einer breiten Öffentlichkeit verfügbar zu machen. Damit können unterschiedliche Nutzergruppen (Behörden, Forschungseinrichtungen und interessierte Bürger*innen) die Informationen abrufen, ohne selbst Datenbestände zu verwalten oder komplexe Verarbeitungsprozesse durchzuführen. Die große Menge an Satellitendaten wird im Dashboard so aufbereitet, dass sie in kompakter Form dargestellt und interaktiv untersucht werden kann. Nutzende können räumliche Karten und Zeitreihen direkt im Browser betrachten, Flussabschnitte auswählen und zwischen verschiedenen Darstellungen wechseln, ohne technische Einstiegshürden oder lokale Rechenressourcen zu benötigen.

Das Dashboard basiert auf räumlich aggregierten Fernerkundungsdaten, die entlang definierter Flussabschnitte berechnet wurden. Die Bestimmung der Flussabschnitte wurde im Kapitel 3.3.1 genauer beschrieben. Die räumliche Darstellung im Dashboard erlaubt das direkte Anklicken einzelner Flussabschnitte. Sobald ein Flussabschnitt ausgewählt ist, lädt das Dashboard die dazugehörigen Zeitreihen, Kenngrößen oder Zusatzdaten und stellt sie in interaktiven Grafiken dar. Auf diese Weise wird der Übergang von komplexen Fernerkundungsdaten zu geografischen Informationen nachvollziehbar. Das Dashboard ist mit unterschiedlichen Tabs aufgebaut.

Abb. 3.3.4 zeigt die aktuelle Entwicklung der Phytoplanktonaktivität in einem Zeitraum der letzten 5 bis 30 Tage. Nutzende können die räumliche Verteilung der Chlorophyllkonzentrationen entlang der Oder einsehen und erkennen, wo momentan ausgeprägte Blüten auftreten. In Abb. 3.3.4 links ist zum Beispiel eine Algenblüte (grüne und gelbe Farbe) in der Warthe, einem rechtsseitigen Zufluss zur Oder, zu erkennen. Ein integriertes Warnsystem kennzeichnet Schwellenwerte und hebt Bereiche hervor, in denen die Konzentrationen außergewöhnlich hoch sind (Abb. 3.3.4 rechts oben, „Threshold category“). Ergänzende Zeitreihen, hier über 5 Tage (Abb. 3.3.4 Mitte), erlauben es, die kurzfristige Entwicklung einzuschätzen, etwa ob eine Blüte gerade beginnt oder bereits abklingt. Hydrologische Zusatzdaten sind eine weitere Informationsquelle, um die beobachteten Muster zu interpretieren. Die Fernerkundungsdaten sind jeweils auf den Zeitraum von März bis Oktober beschränkt, da aufgrund des niedrigen Sonnenstands die Unsicherheiten der Fernerkundungsdaten in den Wintermonaten zu hoch sind.

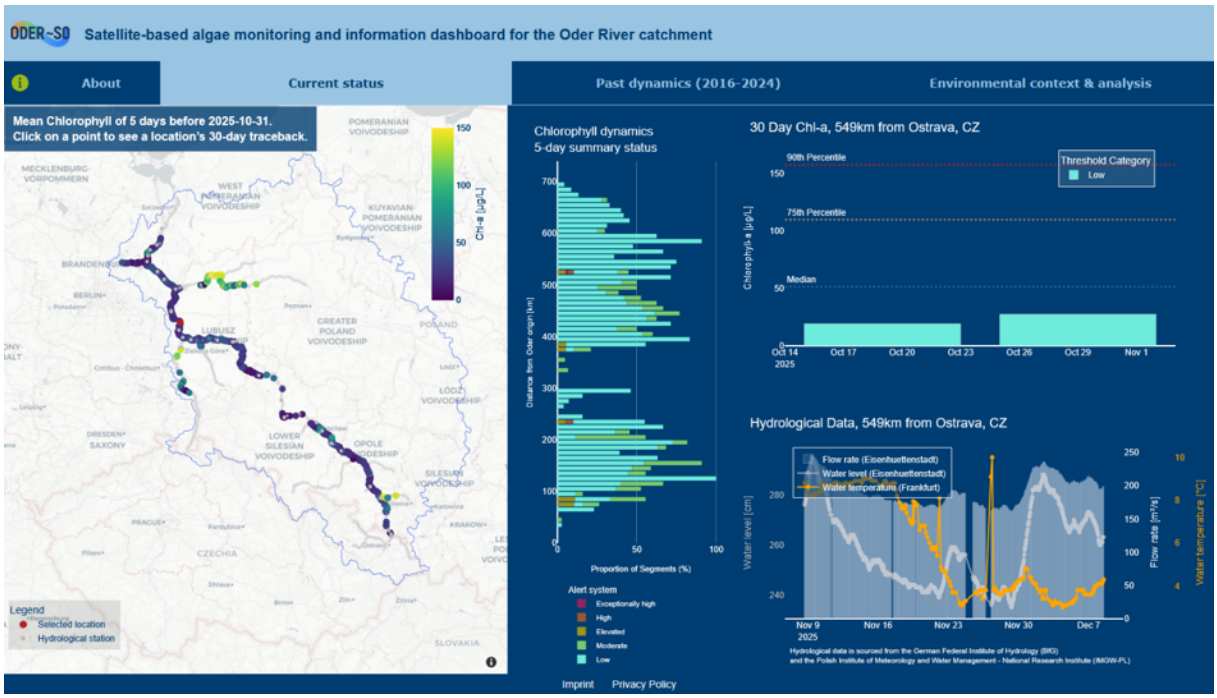


Abb. 3.3.4: Screenshot des Python-Dashboards zum aktuellen Status („Current Status“-Tab). Links: Karte zur Darstellung der Chlorophyllkonzentration der letzten 5 Aufnahmetage vor dem 31.10.2025 in der Oder in Tschechien, Polen und Deutschland. Mitte: Darstellung der Zusammenfassung der Chlorophylldynamik im Verlauf der vergangenen 5 Tage (vertikale Achse entspricht den Flusskilometern). Rechts oben: Darstellung der Chlorophyllkonzentrationen im in der Karte ausgewählten Datensegment über die letzten 30 Tage mit Angabe des Schwellenwerts im Sinne eines Warnsystems. Rechts unten: Darstellung der hydrologischen Daten für die letzten 5 bis 30 Tage.

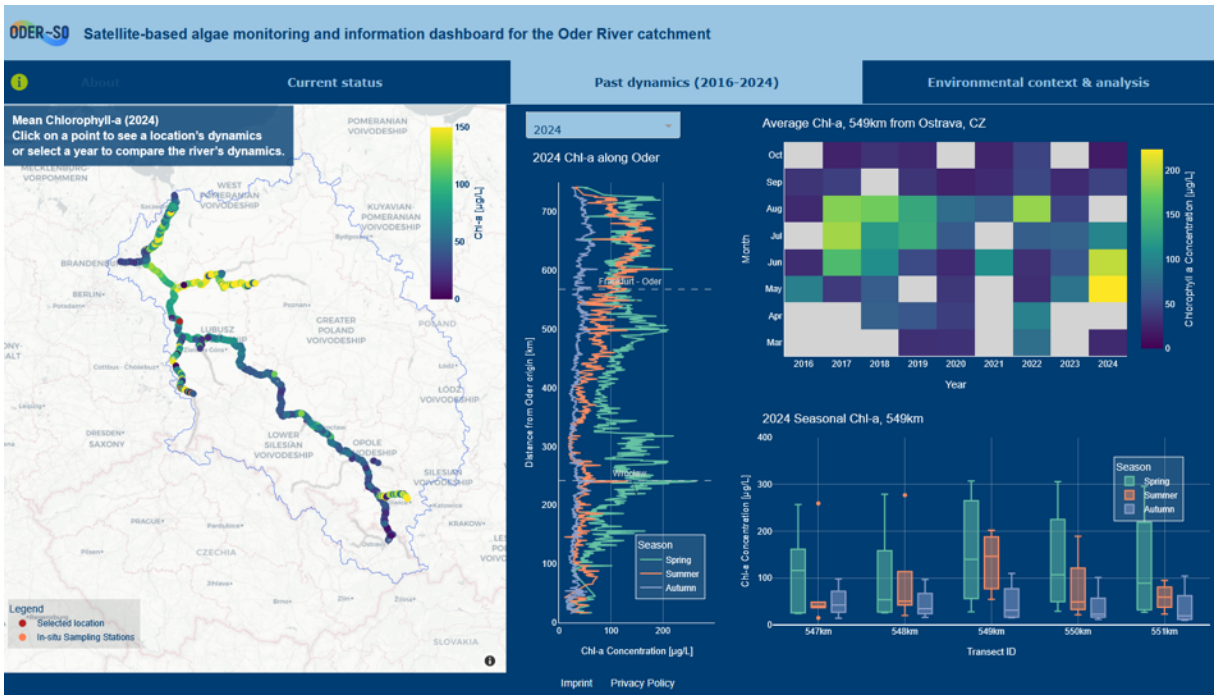


Abb. 3.3.5: Screenshot Python-Dashboard zur retrospektiven Darstellung („Past Dynamics"-Tab). Links: räumliche Darstellung der gemittelten Chlorophyllkonzentration des ausgewählten Jahres. Rechts: interaktive Darstellung der Chlorophyllkonzentration des ausgewählten Jahres. Die Darstellungen ermöglichen die zeitliche und räumliche Interpretation der Chlorophyllkonzentrationen auch für unterschiedliche Saisons.

In Abb. 3.3.5 wird die zurückliegende Entwicklung der Chlorophyllkonzentrationen in den Jahren von 2016 bis 2024 verglichen. Die Nutzenden können die Daten unterschiedlicher Jahre nachvollziehen und saisonale Unterschiede gegenüberstellen. In einer Zeitmatrix (Abb. 3.3.5 rechts oben) wird die mittlere Chlorophyllkonzentration pro Monat dargestellt. Hier werden die Algenblüten von Juni bis August 2017, im August 2018 und 2022 sowie Mai/Juni 2024 sichtbar. Auch die im Vergleich geringere Phytoplanktonentwicklung in den Jahren 2016, 2020 und 2023 kann auf einen Blick nachvollzogen werden. Zudem zeigt die Darstellung der Chlorophyllkonzentrationen entlang der Oder die Hotspots des Algenwachstums im Flussverlauf und Mittel über Frühling, Sommer und Herbst. Dabei zeigen sich z. B. für das Jahr 2024 Abschnitte mit besonders hohen Konzentrationen im Frühjahr zwischen in etwa 150 und 320 km und um 450 bis 550 km, die sich aber nicht im gesamten Flussverlauf verteilen. Im Sommer sind die höchsten Konzentrationen dann vor allem im Unterlauf zu finden (Abb. 3.3.5 Mitte).

Lokale Vergleiche zwischen einzelnen Flussabschnitten können ebenso sichtbar gemacht werden. Für den in der Karte ausgewählten Flussabschnitt werden zusätzlich Werte der benachbarten Flussabschnitte angezeigt (Abb. 3.3.5 rechts unten), sodass Abweichungen vom regionalen Umfeld erkennbar werden. Das ist relevant, weil es Rückschlüsse auf lokale Ursachen oder besondere Bedingungen zulässt. In-situ-Stationen sind ebenfalls integriert. Die Nutzenden sehen, wo diese Stationen liegen, welche Parameter gemessen werden und wie häufig an der Station gemessen wurde. Die Auswertung zeigt außerdem die zeitliche Entwicklung in einer Übersichtsdarstellung (Abb. 3.3.5 rechts oben). So wird beispielsweise sichtbar, dass die außergewöhnlich starke Blüte 2022 schwerpunktmäßig im August auftrat, während 2024 eine ausgeprägte Frühjahrsblüte dominierte.

Begleitende Texte im Dashboard unterstützen die Interpretation der Darstellungen und vermitteln Hintergrundwissen zur Oder und zu den verwendeten Daten. Das Werkzeug wurde entwickelt, um zu zeigen, welchen Mehrwert Fernerkundungsdaten für große, grenzüberschreitende Flusssysteme bieten, insbesondere wenn sie mit weiteren Informationen kombiniert werden. Die Daten ermöglichen eine kontinuierliche räumliche Beobachtung, die herkömmliche Messnetze sinnvoll ergänzt. Besonders die Datenbereitstellung in Nahe-Echtzeit (Near Real Time, NRT = 1 Tag nach Aufnahme) ist entscheidend für das Monitoring von Algenblüten, da Entwicklungen früh erkannt werden.

3.3.4 Schlussfolgerung und Ausblick

Die einzugsgebietsweise Erfassung und Rekonstruktion von Chlorophyllkonzentrationen mittels Fernerkundung in der Oder kann in mehrfacher Hinsicht genutzt werden. Zum einen bietet sie ein effizientes Monitoringwerkzeug, das potenziell schädliche Algenmassenentwicklungen in der Oder, ihren Nebenarmen und großen Zuflüssen frühzeitig und flussaufwärts erkennen kann. Zum anderen können die räumliche und zeitliche Entwicklung auch in der Rückschau abgebildet werden und Abweichungen von bekannten Mustern identifiziert werden. Echtzeit(NRT)-Dienste wie das hier entwickelte Python-Dashboard können also rechtzeitige Entscheidungen und schnelle Reaktionen auf schädliche Algenblüten und deren Eindämmung unterstützen. Behörden in Brandenburg setzen an der Oder bereits ein Echtzeit-Monitoring in Messstationen ein, um die Wasserqualität (insbesondere Leitfähigkeit, Wassertemperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Nitratkonzentration, Chlorophyllkonzentration) kontinuierlich zu überwachen, potenzielle Risiken frühzeitig zu erkennen und gezielte Maßnahmen zu ergreifen. Allerdings liefern Messstationen nur punktuelle Daten, die somit in ihrer räumlichen Abdeckung begrenzt sind. In der Kombination mit diesen physikalisch-chemischen und hydrologischen Kenngrößen bieten Fernerkundungsdaten eine zusätzliche Informationsquelle, die eine großräumige Erfassung ermöglicht und großflächige Veränderungen der Wasserqualität im gesamten Einzugsgebiet abbildet.

In Zukunft könnte die Kombination aus Fernerkundungsdaten, In-situ-Messungen und Modellen eine immer wichtigere Rolle spielen. Jede dieser Quellen liefert wichtige Informationen: Fernerkundungsdaten bieten eine großräumige Abdeckung, In-situ-Daten liefern präzise Punktmessungen, und Modelle können Prozesse erklären und Szenarien simulieren. In der Kombination beider Daten sind Voraussagen zur Entwicklung von Algenmassenentwicklungen für einen Zeitraum von einigen Tagen möglich, die zur Risikoabschätzung und Frühwarnung genutzt werden können. Die Verwendung dieser drei Werkzeuge – Fernerkundungsdaten, In-situ-Messungen, Modelle – schafft eine valide Basis für Umweltbewertungen und Entscheidungsunterstützung. Systeme wie das Dashboard demonstrieren, wie sich Datenströme nutzerfreundlich zusammenführen und visualisieren lassen.

Kontakt

Jorrit Scholze

jorrit.scholze@brockmann-consult.de

Kerstin Stelzer

kerstin.stelzer@brockmann-consult.de

Carole Lebreton

carole.lebreton@brockmann-consult.de

Brockmann Consult GmbH
Chrysanderstraße 1
21029 Hamburg

Vanessa Bremerich

vanessa.bremerich@igb-berlin.de

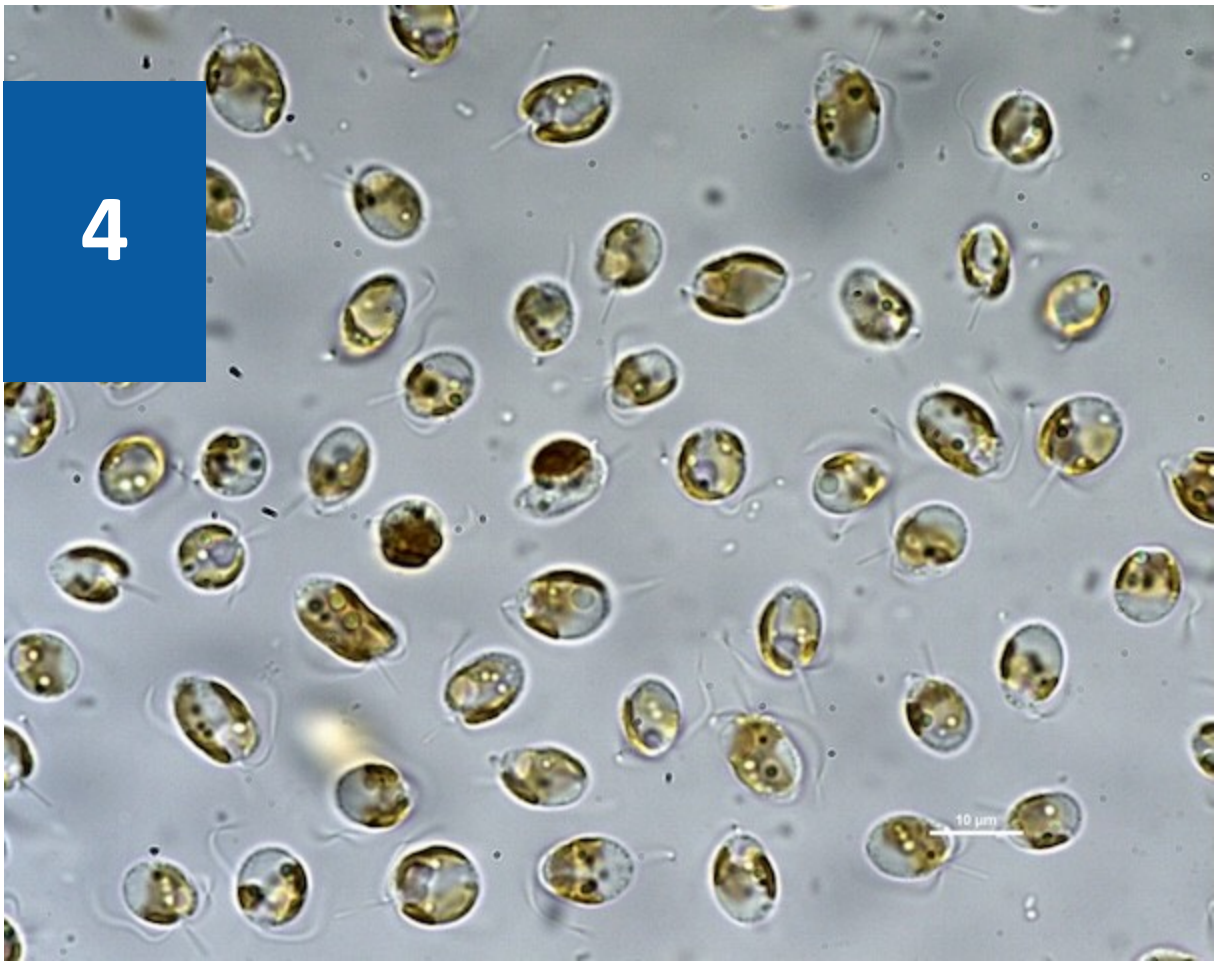
Dr. Paula Torre Zaffaroni

paula.torre.zaffaroni@igb-berlin.de

Dr. Tobias Goldhammer

tobias.goldhammer@igb-berlin.de

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



Prymnesium parvum-Kulturen aus der Oder. Foto: Katrin Preuß

4 *Prymnesium*-Genomik und Toxin-Vorsorgeforschung

4.1 *Prymnesium*-Genomik: Erkenntnisse, Fortschritte und Perspektiven zur Genetik des ökologisch und toxikologisch relevanten Mikroalgenkomplexes *P. parvum* s.l.

Matthias Stöck, Heiner Kuhl, Jürgen F. H. Strassert & Michael T. Monaghan

4.1.1 Einleitung

Die massenhafte Vermehrung eines Vertreters des toxischen Mikroalgenkomplexes *Prymnesium parvum* sensu lato im Sommer 2022 in der Oder verdeutlichte eindrücklich, welche ökologischen, ökonomischen und gesellschaftlichen Folgen toxische Algenblüten in Fließgewässern haben können (Köhler et al. 2024, Szlauer-Łukaszewska et al. 2024). Die durch *P. parvum* s.l. freigesetzten Polyethertoxine, die sogenannten Prymnesine, führten zu einem weiträumigen Fischsterben im gesamten Flusslauf unterhalb der polnischen Gemeinde Gliwice und beeinträchtigten die aquatische Biodiversität der Flussregion erheblich. Dieses Ereignis rückte die Frage in den Fokus, wie toxische Algenblüten von *P. parvum* s.l. in der Zukunft frühzeitig detektiert, differenziert und systematisch überwacht werden und in welchem Umfang genomische Methoden hierfür entscheidende Beiträge liefern könnten.

Obwohl *P. parvum* s.l. bereits seit Mitte des 20. Jahrhunderts als Verursacher massiver Fischsterben bekannt ist, wurde seine biologische Vielfalt lange unterschätzt, da verschiedene

Stämme mikroskopisch nicht zu unterscheiden sind. Moderne molekularbiologische und ultrastrukturelle Untersuchungen zeigen, dass es sich nicht um eine Art handelt, sondern um einen sehr vielfältigen Arten- und Formen-(„Stämme“)-Komplex. Elektronenmikroskopische Analysen offenbarten zunächst Variationen der organischen Zellhüllen (Schuppen) (Larsen und Edvardsen 1998), die möglicherweise mit einem haplodiplontischen Lebenszyklus in Verbindung stehen, der jedoch nach wie vor unbekannt ist. Phylogenetische Analysen konservierter ribosomaler Sequenzmarker, insbesondere ITS1 und ITS2, differenzieren drei Hauptkladen (Stammbaumgruppen), die sich in ihren spezifischen Toxinprofilen (Typen A, B und C) unterscheiden (Binzer et al. 2019). Diese Unterteilung wurde besonders durch genomische Untersuchungen (Wisecaver et al. 2023) gestützt, die zeigten, dass *P. parvum* s.l. mindestens 40 genetisch differenzierte Formen umfasst, die sich in Genomgröße, Ploidiegrad (der Zahl der Genomkopien im Zellkern) und der spezifischen Zusammensetzung glykosylierter oder halogenierter Prymnesinvarianten unterscheiden. Somit besitzen diese genetischen Linien nicht nur taxonomische Relevanz, sondern haben auch ökologische und toxikologische Bedeutung. Die Prymnesine, komplexe polyketidartige Polyethermoleküle mit charakteristischer Leiter-(„backbone“)-Struktur, variieren in Länge und glykosidischer Modifikation zwischen den Stammbaumgruppen. Diese strukturellen Unterschiede beeinflussen die Toxizität und somit u. a. das Ausmaß eines potenziellen Fischsterbens.

Bei *Prymnesium*-Blüten unbekannter Identität ermöglicht nur deren präzise molekulare Charakterisierung Aussagen zu ökologischen Risiken und toxischen Potenzialen bzw. Toxizität. Genomische Daten bzw. aus ihnen u. a. im ODER~SO-Projekt entwickelte neue Tests erlauben die eindeutige Zuordnung von Linien, die Rekonstruktion ihrer evolutionären Beziehungen und die Analyse der genetischen Grundlagen ihrer Toxinproduktion. Dies ist relevant, da sowohl Polyketidsynthasen als auch Glycosyltransferasen und interagierende metabolische Vorläufersubstanzen an der Biosynthese der Prymnesine beteiligt sind und in den Gruppen und Stämmen differenziert evolvieren. Genomikbasiertes Monitoring ermöglicht die präzise Identifikation verschiedener *Prymnesium*-Typen und künftig frühzeitigeres Erkennen von Massenentwicklungen bzw. entstehende oder zu erwartende Toxizität. Mithilfe von vergleichender Genomik und Charakterisierung der Toxine können Stämme künftig systematisch insbesondere unter variablen Umweltbedingungen überwacht werden. Angesichts anthropogener Salzeinleitungen und der damit verbundenen Salinisierung von Gewässern, gegebenfalls noch verstärkt durch klimawandelbedingte höhere Salzgehalte und geringere Wasserführung, wird genomisch gestütztes *Prymnesium*-Monitoring wichtig, um Risiken zu bewerten und Managementmaßnahmen umzusetzen.

Der 2022 aus der Oder isolierte diploide Typ-B-Stamm ODER1 zeigt deutliche Erbgutvergrößerung gegenüber Typ-A-Stämmen sowie strukturelle Unterschiede in PKS-Genen und Prymnesinen. Neben der toxischen Blüte, die im August 2022 zur Oderkatastrophe führte, wurde im Mai 2024 eine ähnliche Algendichten aufweisende, nicht messbar toxische Typ-B-Massenentwicklung beobachtet. Parallel dazu können wir bereits innerhalb weniger Jahre geringe evolutionäre Veränderungen des Oderstammes molekular dokumentieren, die noch im Detail analysiert werden müssen.

Genomisch fundiertes Monitoring bildet die Grundlage eines Frühwarnsystems, das die Differenzierung harmloser und toxischer Stämme, die Quantifizierung genetischer Diversität und die Identifikation funktional relevanter Mutationen ermöglicht. Dadurch lassen sich ökologische Risiken besser abschätzen und potenziell toxische Blüten frühzeitig managen.

Im ODER~SO-Projekt wurden die genetischen Grundlagen der Toxinbildung sowie die ökologische und evolutionäre Anpassungsfähigkeit verschiedener *P. parvum* s.l.-Formen untersucht. Der Schwerpunkt lag auf der Sequenzierung und Analyse von Linien aus der Oder (Typ B) und deren Vergleich mit weltweit vorkommenden Stämmen der Typen A und C. Das vorliegende Kapitel erläutert die genutzten Sequenzier- und Analyseverfahren, stellt die Grundlagen, Methoden und Anwendungen eines genomischen *Prymnesium*-Monitorings vor und diskutiert Chancen und Herausforderungen für künftige Überwachungssysteme.

Fortschritte in der Hochdurchsatz-DNA-Sequenzierung, insbesondere nahezu fehlerfreie Long-Reads, Hi-C, Transkriptomik und Einzelzellanalysen, ermöglichten erheblichen Wissenszuwachs. Mit dem ersten qualitativ hochwertigen diploiden Genom eines Typ-B-Stamms (ODER1) steht seit 2024 ein Referenzgenom zur Verfügung, das Grundlage für vergleichende Analysen, funktionelle Studien und künftiges Monitoring ist. Das Kapitel zeichnet wesentliche Meilensteine, zentrale Ergebnisse sowie deren wissenschaftliche und anwendungsbezogene Bedeutung nach und gibt einen Ausblick auf zukünftige Entwicklungen.

4.1.2 Sequenzierung und Assemblierung des ersten diploiden *Prymnesium parvum*-Typ-B-Genoms

Der ODER1-Stamm wurde zunächst mittels Durchflusszytometrie und Transmissionselektronenmikroskopie umfassend charakterisiert, um seine Identität mit früheren Diagnosemethoden vergleichbar zu machen (Abb. 4.1.1).

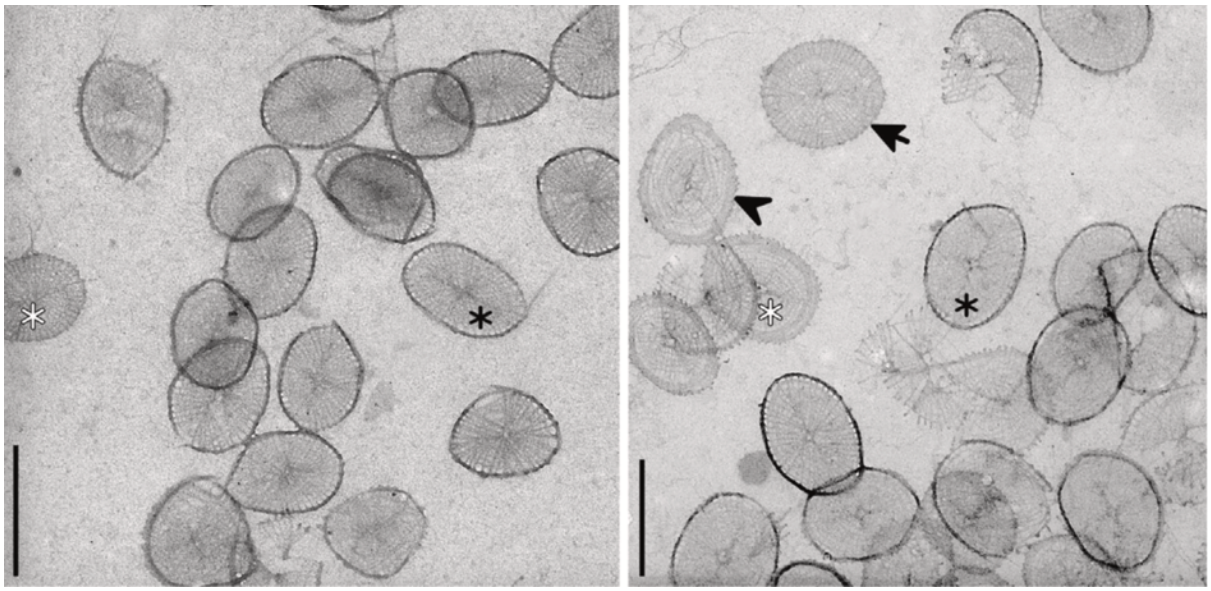


Abb. 4.1.1: Transmissionselektronenmikroskopie (TEM) zeigt die Schuppen der äußeren und inneren Schicht der Zelloberfläche des einzelligen P. parvum-Stamms ODER1 (links) und des nahe verwandten Stamms K-0081 (rechts, beide Typ B). Die Schuppen der äußeren Schicht sind durch einen schmalen Rand (schwarzer Stern) und die der inneren Schicht durch einen breiten Rand (weißer Stern) gekennzeichnet. Die Schuppen von ODER1 weisen eine radiale Anordnung von Mikrofibrillen auf beiden Seiten auf (typisch für diploide Zellen), während die Schuppen von K-0081 ein radiales Muster auf der proximalen Seite (Pfeil) und ein spiralförmig gewundenes Muster auf der distalen Seite (Pfeilspitze) zeigen. Maßstäbe: 400 nm (nach Kuhl et al. 2024, verändert).

Ein Zwischenschritt der Genomsequenzierung war die Erstellung einer Hi-C-DNA-Bibliothek („library“) des ODER1-Stamms (Abb. 4.1.2). Hi-C ermöglicht die Rekonstruktion der Chromosomen-organisation durch die korrekte Zuordnung von Sequenzfragmenten. In Kombination mit tausende Basenpaare langen DNA-Fragmenten (PacBio-HIFI-Long-Reads) entstand mittels hochqualitativer bioinformatischer Genomik eine kontinuierliche und präzise Genomrekonstruktion („assembly“). Dabei handelt es sich um das erste Modell des diploiden Genoms des Typ-B-Stamms von *P. parvum* s.l., welches beide Haplotypen nahezu vollständig darstellt, und zugleich um die erste derartige Genomrekonstruktion einer Mikroalge überhaupt (Kuhl et al. 2024).

Dieses diploide Referenzgenom eröffnet erstmals die Möglichkeit, heterozygote Varianten und strukturelle Unterschiede innerhalb eines *Prymnesium*-Genoms zuverlässig zu identifizieren. Zugleich ermöglicht es vertiefte Studien zum Verständnis der evolutionären Dynamiken innerhalb eines diploiden Mikroalgengenoms, z. B. im Hinblick auf Alleldifferenzierung, bisher unbekannte Lebenszyklen oder unterschiedlichen Selektionsdruck. Darüber hinaus wird es möglich, Genduplikationen präzise zu rekonstruieren und deren potenzielle funktionelle Differenzierung oder Spezialisierung nachzuvollziehen.

Das diploide Referenzgenom schuf die Grundlage für detaillierte vergleichende Analysen zwischen Genomen der Typen A, B und C, wodurch kladenspezifische ökologische Merkmale und toxikologisch relevante Unterschiede wesentlich klarer erfassbar und für die Neuentwicklung molekularer Tests verfügbar wurden.

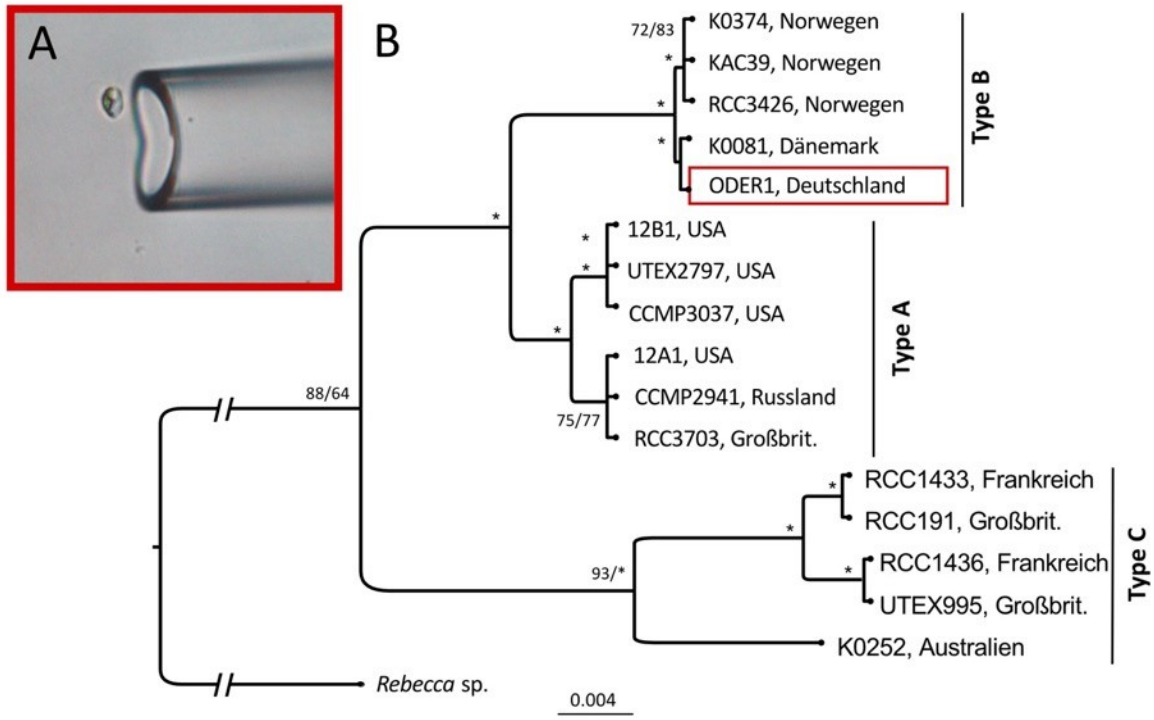


Abb. 4.1.2: Isolierung und phylogenetische Verwandtschaft von *P. parvum* ODER1. (A) Lichtmikroskopische Aufnahme der Isolierung einer lebenden Zelle des Stammes ODER1 mittels eines Mikromanipulators; sämtliches Material (Zellen zur DNA- und RNA-Extraktion), das für die Gesamtgenomsequenzierung verwendet wurde, wurde durch Kultivierung aus einer einzelnen Zelle gewonnen. (B) Maximum-Likelihood-Phylogenie von 16 *P. parvum* s.l.-Stämmen, basierend auf deren Chloroplastengenomen, gewurzelt mit dem Haptophyten Rebecca sp. Die Knotenbezeichnungen geben die Werte eines Ultra-Fast-Bootstrap-Tests (UFBS) sowie eines Shimodaira-Hasegawa-ähnlichen approximativen Likelihood-Ratio-Tests (SH-aLRT) an. Werte > 95 % sind mit Sternchen gekennzeichnet. Referenzgenome in Referenzqualität existierten nur für die von uns neu beschriebene Klade vom Typ B (roter Rahmen) und für die Klade des Typs A. Der nächste Verwandte des diploiden *P. parvum*-Stammes ODER1 ist K-0081, der laut unserer SNP-Allelfrequenzanalyse und Durchflusszytometrie-Daten ein triploides Genom besitzt (nach Kuhl et al. 2024, verändert).

Insgesamt eröffnet dieses hochauflösende Referenzgenom eine neue Ebene der Genom- und Toxinanalytik bei *P. parvum* s.l. Genomrekonstruktion („assembly“) und -annotation wurden der wissenschaftlichen Öffentlichkeit bereits frühzeitig über einen Genombrowser (http://genomes.igb-berlin.de:8081) zugänglich gemacht und anschließend in öffentlichen Datenbanken (NCBI) hinterlegt. Forschende können dort Gene, Genomregionen und -varianten einsehen und vergleichen.

4.1.3 Genomannotation, funktionelle Interpretation und Erkenntnisse zur Toxinsynthese

Um die funktionelle Struktur des Genoms zu erschließen, wurden umfassende RNA-Sequenzendaten (Transkriptome) genutzt. Sie ermöglichten die präzise Identifikation exprimierter Gene, Genfamilien und Isoformen. Dadurch entstand die bislang vollständigste Genomannotation für *P. parvum* s.l.

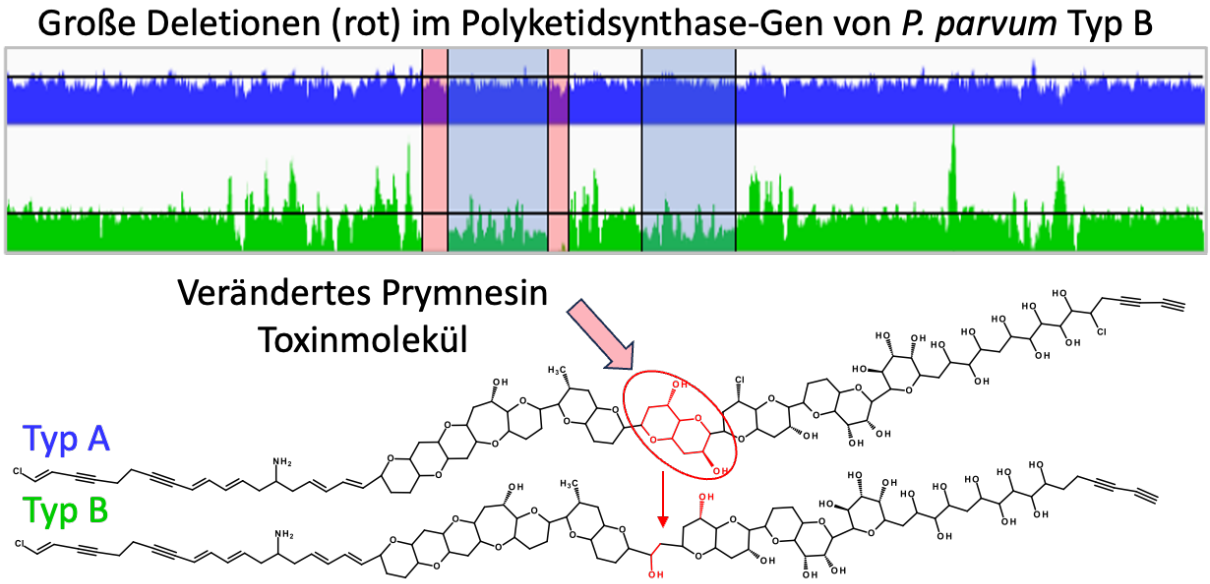


Abb. 4.1.3: Zusammenhang zwischen Genom und Toxin-Struktur am Bespiel von *P. parvum* s.l. Im Vergleich zum Typ A (blau) weist das Genom des Typs B (ODER1, grün) mehrere Kilobasen umfassende Lücken (DNA-Deletionen, rot) im Bereich der Polyketidsynthase-(PKS-)Gene auf, die wahrscheinlich mit einer Veränderung in der Toxin-(Prymnesin)-Struktur (rot) korrelieren (nach Kuhl et al. 2024, verändert).

Die Analyse der bislang bekannten, die Toxinproduktion kodierenden Gene zeigt deutliche Unterschiede der Polyketidsynthase-(PKS)-Gene zwischen Typ-A- und Typ-B-Stämmen von *P. parvum* s.l. (Abb. 4.1.3). Darüber hinaus wurden bislang unbekannte strukturelle Besonderheiten innerhalb der PKS-Genfamilie des Typs B identifiziert, die auf spezifische evolutionäre Anpassungen hinweisen. Im Rahmen der Untersuchung und im Austausch mit Kollegen der Scripps Institution of Oceanography (San Diego, USA) wurden zudem einige der größten bislang beschriebenen PKS-Enzyme (PKZILLA-1- und PKZILLA-2-Gene) charakterisiert, was die außergewöhnliche Komplexität der Biosynthesewege von Prymnesinen verdeutlicht.

4.1.4 Genetische Basis der Toxinvarianten und toxizitätsrelevante Expressionsanalysen

Transkriptom-basierte Vergleiche zwischen toxischen und nicht-toxischen Kulturen zeigen moderate Expressionssteigerungen der PKZILLA-Gene. Ein dominanter, alleiniger Einfluss dieser Gene auf das Toxizitätsprofil konnte jedoch nicht festgestellt werden, was nahelegt, dass weitere genetische Komponenten oder metabolische Pfade an der Ausprägung der Toxinproduktion beteiligt sind.

Die transkriptomischen Untersuchungen und die Einzelzellanalysen verfolgten das Ziel, Ko-Expressionsnetzwerke zu identifizieren, unterschiedliche zelluläre Zustände innerhalb von *Prymnesium*-Populationen zu charakterisieren und die Auswirkungen abiotischer Faktoren systematisch zu erfassen. Hierzu werden experimentell variierende Konzentrationen von Nährstoffen, Ionen und Salzgehalten eingesetzt, um deren Einfluss auf Genexpression, Toxinproduktion und Populationsdynamik (Wachstum, Rückgang, Massenvermehrung etc.) aufzuklären.

Insgesamt ermöglichte die Aufklärung des Erbgutes eine direkte genetische Verknüpfung mit der strukturellen Variabilität der Toxine und steht im Einklang mit internationalen Befunden (z. B. Fallon et al. 2024). Seit 2024 wurden im Rahmen des ODER~SO-Projekts zwei Typ-C-Stämme sequenziert und erste Genome erstellt, um auch für Typ C die PKZILLA-1- und PKZILLA-2-Gene zu charakterisieren.

Die bislang vorliegenden Genome der Typen A, B sowie das noch nicht publizierte Genom des Typs C belegen, dass *P. parvum* s.l. ein hochdiverser Komplex genetisch unterschiedlicher Linien ist, die wahrscheinlich dem Niveau verschiedener Arten entsprechen (Abb. 4.1.2).

4.1.5 Evolutionäre Veränderungen des Oderstammes (2022–2024) durch Analyse des gesamten Erbgutes

Zur Untersuchung möglicher Veränderungen des Oderstammes wurden Wasserproben, Kulturen und eDNA mittels Short-Read-Sequenzierung des gesamten Genoms analysiert und auf das Referenzgenom des 2022-Oderstammes gemappt. Bei hoher Algendichte von mehr als 10^5 Zellen pro Milliliter konnten Sequenzierabdeckungen zwischen 20- und 80-fach erzielt werden. In sämtlichen Proben wurden dabei ausschließlich Typ-B-Stämme nachgewiesen, was auf ein stabiles Vorkommen dieser Linie im Odersystem hinweist. Die vergleichende Analyse der Sequenzen aus den Jahren 2022 bis 2024 zeigt leichte, aber klar erkennbare genomische Veränderungen, die auf evolutionäre Prozesse wie Mutation, genetische Drift oder selektive Umweltfaktoren zurückzuführen sind.

4.1.6 Anwendungen für die zukünftige Diagnostik in Umwelt und Forschung und Relevanz für Monitoring und Gewässermanagement

Das vertiefte Verständnis der Genome, der Gen- und der Domänenstrukturen der toxinassoziierten Gene schuf die Grundlage für die Entwicklung spezifischer molekularer Nachweisverfahren. Dazu zählen unter anderem qPCR-Assays, die gezielt PKS-Gene bzw. metabolische Vorläuferprodukte der Prymnesine detektieren und so toxische von nicht-toxischen Zuständen unterscheiden können, bestenfalls bevor oder im Stadium aufkommender Toxizität.

Gemeinsam mit Kooperationspartnern der Washington State University (USA) werden derzeit PCR-Tests zur Differenzierung der Algentypen A, B und C sowohl auf der Basis spezifischer Kerngene als auch auf Basis der Chloroplasten-DNA durchgeführt (Abb. 4.1.4). Da das Erbgut der Organellen (Chloroplasten) im Vergleich zur DNA des Zellkerns in mehrfachen Kopien vorliegt, ist ihre Nutzung für differenzielle PCR-Tests von Umwelt-DNA (= eDNA, siehe Kap. 2.1) als Nachweismethode besonders sensitiv. Die kombinierte Anwendung von Kern- und Chloroplasten-DNA-basierter Marker ermöglicht es zudem, Hybridisierung oder das gleichzeitige Auftreten verschiedener *Prymnesium*-Typen bzw. -Stämme wesentlich sensitiver und schneller zu identifizieren. Diese Instrumente sollten später schrittweise in bestehende Frühwarnsysteme integriert werden.

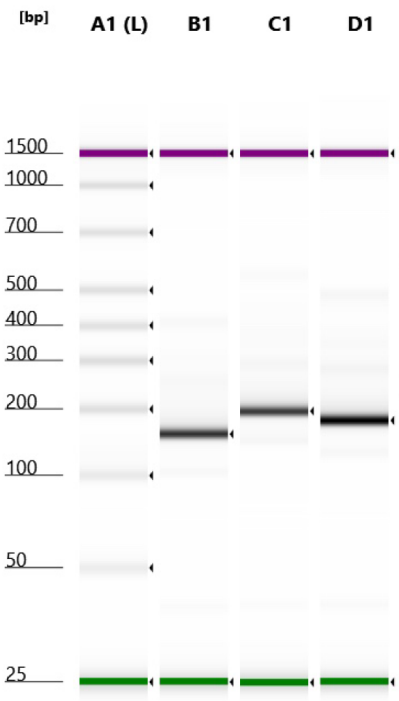


Abb. 4.1.4: In der Entwicklung befindliche Tests zur Diagnostik von *P. parvum* s.l.-Typen und -Stämmen. Besonders sensitiv und daher prädestiniert für Umweltproben: anhand von unterschiedlich großen PCR-Produkten aus der Chloroplasten-DNA (B1–D1) von *P. parvum* s.l. A1: Fragmentgrößen DNA-Marker („ladder“) in Basenpaaren (bp), B1: A-Typ 1, C1: C-Typ, D1: B-Typ.

4.1.7 Perspektiven

Die Arbeiten zum genomischen *Prymnesium*-Monitoring haben den Projektplan in mehreren Punkten deutlich erweitert. Die Genomsequenzierungen aller Typen von *P. parvum* s.l. ermöglicht nunmehr eine umfassende Neubewertung des gesamten *Prymnesium*-Komplexes in phylogenetischer, funktioneller und ökologischer Hinsicht. Mit der Integration von Einzelzelldaten zur detaillierten Entschlüsselung der Toxinregulation, der Etablierung molekularer Monitoring-Werkzeuge für Forschung und Behörden sowie der Übertragung der entwickelten Methoden auf weitere gefährdete Flusssysteme in Europa werden die Grundlagen dafür geschaffen, dass genomisch gestützte Ansätze künftig zum Standard in der Untersuchung und im Management toxischer Algenblüten werden und einen entscheidenden Beitrag zum Schutz nährstoffbelasteter und versalzener Gewässer leisten.

Die entwickelten genomischen Ansätze besitzen das Potenzial, zum neuen Standard in der Untersuchung toxischer Algenblüten zu werden und Grundlagen für das Management versalzener Gewässer im Klimawandel bereitzustellen.

Kontakt

PD Dr. Matthias Stöck

matthias.stoeck@igb-berlin.de

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

Dr. Heiner Kuhl

heiner.kuhl@igb-berlin.de

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

Umweltbbundesamt
FG IV 2.4 Ökotoxikologielabor
Schichauweg 58
12307 Berlin

Dr. Jürgen F. H. Strassert

strassert@tu-berlin.de

Technische Universität Berlin
Institut für Technischen Umweltschutz
Fachgebiet Umweltmikrobiomik
Ernst-Reuter-Platz 1
D-10587 Berlin

Prof. Dr. Michael T. Monaghan

michael.monaghan@igb-berlin.de

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

Institut für Biologie, Freie Universität Berlin
Königin-Luise-Str. 2–4, Gartenhaus
14195 Berlin

4.2 Wachstum von *Prymnesium parvum*

Jan Köhler, Shambhavi Parmar, Michal Brzozowski & Karla Münzner

4.2.1 Ziele

Die giftige, zu den Haptophyten gehörende Alge *Prymnesium parvum* verursacht seit Jahrzehnten weltweit Fischsterben, so etwa im August 2022 in der Oder. Meistens werden Fischsterben durch das Toxin der Alge, den Giftstoff Prymnesin, ausgelöst. Fische können aber auch durch Sauerstoffmangel nach einer Massenentwicklung von *P. parvum* sterben, wenn die toten Algen durch Bakterien abgebaut werden und dabei die Sauerstoffkonzentration im Gewässer sinkt. Trotz der großen ökonomischen und ökologischen Verluste durch diese Algenart ist wenig über die Bedingungen bekannt, unter denen ihre massenhafte Entwicklung und dadurch ausgelöste Fischsterben möglich sind. Die hier beschriebenen Untersuchungen hatten daher zum Ziel, zur Aufklärung folgender Fragen beizutragen:

- Unter welchen Umweltbedingungen wächst der Oderstamm von *P. parvum* (Abb. 4.2.1) wie schnell?
- Bei welcher Faktorenkombination sind erneute Massenentwicklungen zu erwarten?
- Unter welchen Umständen produziert er wie viel Toxin? Wodurch wird die Toxinproduktion ausgelöst?

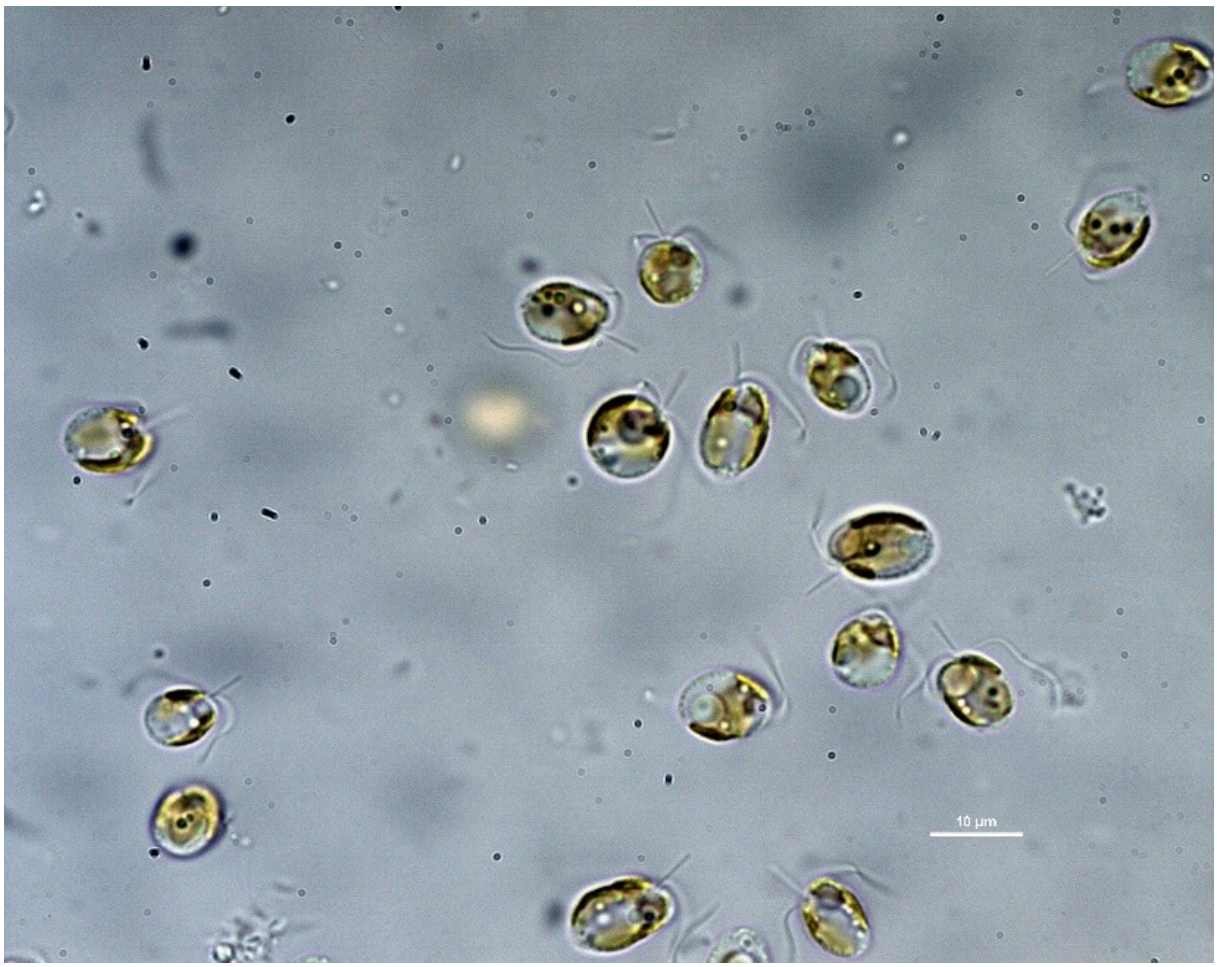


Abb. 4.2.1: Mikrofoto der Kultur des Oderstammes von *P. parvum*. Foto: Katrin Preuß.

4.2.2 Methoden

Als Erstes wurde eine **Literaturrecherche** durchgeführt, um alle publizierten Informationen zu Massenentwicklungen von und Laborversuchen mit *P. parvum* zu erfassen und auszuwerten. Insgesamt wurden 355 Publikationen zu Wachstum und Toxinproduktion von *P. parvum* in einer Metastudie ausgewertet, davon 62 Laborexperimente und 38 Feldstudien (Münzner et al., in Überarbeitung).

Es wurden die folgenden Variablen aus Laborstudien extrahiert: Stamm, Toxintyp, Wachstumsrate, Salzgehalt, Temperatur, Phosphor- und Stickstoffkonzentrationen, Lichtintensität, verwendetes Nährmedium, Beleuchtungsregime und Jahr der Stammisolierung. Zu den Variablen, die aus Veröffentlichungen zu Beobachtungen, Feldstudien und Berichten zu Massenentwicklungen zusammengetragen wurden, gehörten die Anzahl der *P. parvum*-Zellen, die Menge der während einer *Prymnesium*-Blüte getöteten Fische, Temperatur, Salzgehalt, Phosphor, Stickstoff, Standort und Jahr der Studie. Die Daten wurden nach geografischer Lage (Land, Kontinent) und Art des Ökosystems (Süßwasser, Brackwasser, Meerwasser) kategorisiert. Um die geografische Verbreitung von *P. parvum* zu beschreiben, wurden Informationen aus veröffentlichter wissenschaftlicher Literatur, Regierungsberichten und der Datenbank der Global Biodiversity Information Facility (GBIF; https://www.gbif.org/) verwendet. Darüber hinaus wurde eine Liste der bekannten Stämme von *P. parvum* zusammengestellt, um eine Übersicht der genetischen Vielfalt innerhalb des Artenkomplexes *P. parvum* zu geben. Die verwendeten Daten für diese Liste stammen aus veröffentlichter wissenschaftlicher Literatur, Genbänken und Algensammlungen. Öffentlich zugängliche Genomsequenzen dieser Stämme wurden verglichen.

Neben der Literaturstudie wurden **eigene Laborversuche** durchgeführt und Freilanddaten von *Prymnesium*-Blüten in der Oder analysiert. Die Laborversuche wurden mit verschiedenen Kulturen von *P. parvum* durchgeführt. Im August 2022 wurden aus der unteren Oder bei Küstrin einzelne Zellen mit einem Mikromanipulator isoliert. Alle Zellen einer Kultur stammen von dieser ersten Zelle ab. Der am besten wachsende Klon wurde verwendet, um eine Zelllinie namens ODER1 bei einer Salinität von 30 PSU *(practical salinity units*, 1 PSU entspricht einer Leitfähigkeit von etwa 2.000 µS/cm) im SWES-Brackwassermedium (Sea Water Soil Extract Salt) (https://www.dsmz.de/microorganisms/medium/pdf/DSMZ_Medium1831a.pdf) in Erlenmeyerkolben zu etablieren und bei 20 °C mit einer Beleuchtungsstärke von etwa 80 µE/m^{2}s bei 12 h Licht/12 h Dunkelheit im Inkubator (Firma Binder) zu halten. Später wurde die Kultur in ein anderes Medium (f/2, Guillard und Ryther 1962) überführt und mit zusätzlichem anorganischen Kohlenstoff versetzt. Der Salzgehalt der Kultur wurde durch nachfolgende Verdünnungen langsam auf 3 PSU (bzw. auf bis zu 0,25 PSU für das Salzverträglichkeitsexperiment) gesenkt. Der Salzgehalt frischen Mediums wurde durch Zusatz von künstlichem Meersalz (Instant Ocean®) eingestellt.

Um das Verhalten des Oderstammes mit dem anderer Stämme zu vergleichen, wurden Kulturen weiterer Typen und Stämme von *P. parvum* aus verschiedenen Kulturensammlungen bezogen und unter den oben beschriebenen Bedingungen gehalten (Tab. 4.2.1). Für Experimente wurden Teilproben der Stämme entnommen, die in Mikrotiterplatten bei unterschiedlichen Salz- oder Nährstoffbedingungen weiterwuchsen.

Tab. 4.2.1: *P. parvum*-Stämme für Experimente.

Stamm	Toxintyp	Ursprungsland	Kultursammlung
UTEX 2797	A	USA	UTEX, USA
RCC 3703	A	Schottland	Roscoff, Frankreich
CCAP 941/1A	A	England	CCAP, UK
K-0081	B	Dänemark	NIVA, Norwegen
K-374	B	Norwegen	NIVA, Norwegen
RCC 3426	B	Norwegen	Roscoff, Frankreich
ODER1	B	Deutschland/Polen	IGB, Berlin
SAG 18.97	B	Deutschland	Göttingen
CCAP 946/1B	C	England	CCAP, UK
RCC 3427	C	Australien	Roscoff, Frankreich
RCC 1436	C	Frankreich	Roscoff, Frankreich

Das Wachstum der Stämme wurde über die Fluoreszenz oder Lichtabsorption (Abb. 4.2.2) der Fotosynthesepigmente der Alge gemessen. In Experimenten zum Salzgehalt wurde in den Mikrotitirplatten nach 20 Minuten Dunkeladaption die Chlorophyllfluoreszenz gemessen (Anregung: 470 nm), mithilfe eines Imaging-PAM (Walz, Effeltrich). Für Versuche zur Nährstoffversorgung wurde in einem Mikroplattenleser (Molecular Devices) die Absorption bei 450 und 680 nm analysiert. Diese relativen Messwerte wurden durch mikroskopische Auszählungen von *P. parvum* geeicht; die Korrelationskoeffizienten lagen für alle Methoden über 0,95 (s. Abb. 4.2.2 als Beispiel).

Zur Messung der Toxinproduktion des Oderstamms wurden Turbidostate der Firma PSI genutzt. Hier wuchsen je 85 ml des Oderstamms bei konstanten Nährstoffkonzentrationen (f/2-Medium) und konstanter Temperatur (20 °C) in je vier Replikaten. Es wurden Salzgehalte von 0,75, 1, 2 und 3 PSU bei Lichtintensitäten von 50 und 100 µE/m² s verglichen. Die Dichte der Kulturen wurde über die Messung der optischen Dichte kontinuierlich bei einer Lichtabsorption von 680 und 720 nm gemessen und durch Zugabe von frischem Medium konstant gehalten. Nach 7 Tagen wurden die Algen auf Glasfaserfiltern (Whatman GF/F) angereichert. Das Toxin Prymnesin wurde mit Methanol extrahiert, im Vakuum aufkonzentriert und mit Flüssigkeitschromatografie-Massenspektrometrie (LC-MS) analysiert.

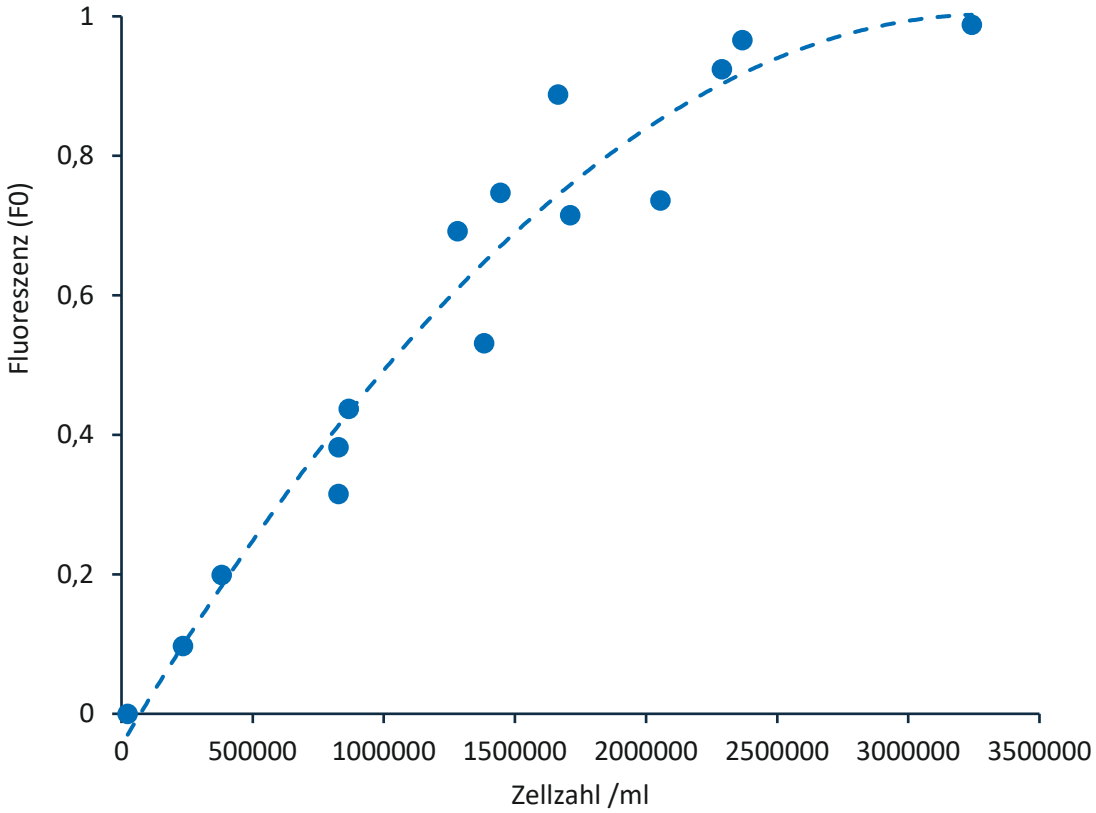


Abb. 4.2.2: Beziehung zwischen der Zellzahl von *P. parvum* pro ml und der Fluoreszenz F0 (Anregung: 470 nm) bei Messungen mit dem Imaging-PAM (Daten aus Parmar 2025).

4.2.3 Ergebnisse

Unsere Metastudie fasst Vorkommen von *P. parvum* in 43 Ländern zusammen. In 21 Ländern traten auch Massenentwicklungen von *P. parvum* auf. Auf der Grundlage von 1.215 Beobachtungen, insbesondere der GBIF-Datenbank, wird deutlich, dass *P. parvum* weltweit in Meeres- und Süßwassersystemen verbreitet ist. Fundorte reichen vom offenen Ozean über Küsten- und Brackgewässer bis hin zu Binnengewässern (Flüsse, Seen und Teiche). Am häufigsten wurde sie in den Gewässern Nordamerikas, Australiens, Europas sowie des Atlantischen und Pazifischen Ozeans nachgewiesen. Die geringere Zahl von Beobachtungen im Indischen Ozean, in Südamerika, Asien (mit Ausnahme Japans und Chinas) und Afrika dürfte eher auf die geringere Untersuchungsintensität als auf tatsächlich selteneres Vorkommen zurückzuführen sein. Der Artenkomplex besiedelt ein breites Spektrum von Klimazonen: Er wurde in den Polarregionen sowohl der Arktis (Svalbard) als auch der Antarktis (Antarktische Halbinsel) gefunden. Massenentwicklungen von *P. parvum* wurden in Europa meistens im Sommer berichtet, in den USA oft in Frühjahr oder Herbst. In vielen Gewässern traten diese Massenentwicklungen sporadisch auf, oft mit langjährigen Pausen.

Zum Zeitpunkt dieser Metastudie waren 87 Stämme von *P. parvum* beschrieben, die meisten in Europa (31) und den USA (29). Stämme, die wie der Oderstamm Toxine des B-Typs produzieren, wurden bislang nur in Europa und den USA gefunden, Stämme des A-Typs auch in Asien und Ozeanien, Stämme des C-Typs auf allen Kontinenten. Unsere Metastudie enthält 37 Laborversuche, in denen Wachstumsraten von *P. parvum* bei einer Vielzahl von Faktorenkombinationen gemessen wurden. In der Mehrzahl der Laborstudien stieg die Wachstumsrate mit

zunehmenden Nährstoffkonzentrationen, zunehmendem Lichtangebot und steigenden Temperaturen. Hingegen war die Beziehung zwischen Wachstumsrate und Salinität in den in unsere Metaanalyse eingegangenen Laborstudien nicht signifikant.

In unseren eigenen Laborexperimenten wuchs der Oderstamm von *P. parvum* am besten bei Salzgehalten von 2 bis 8 PSU (Abb. 4.2.3). Kommen dann noch ausreichend Nährstoffe und Licht hinzu, kann *P. parvum* seine Biomasse innerhalb weniger Tage verdoppeln. Zum Vergleich: In der unteren Oder wurden während der Massenentwicklungen 2022 und 2024 Salzgehalte von etwa 1 PSU gemessen. Bei 0,5 PSU wuchs der Oderstamm im Labor noch mit einer Rate von etwa 0,3 pro Tag und bei 0,25 PSU mit etwa 0,18 pro Tag. Ob diese Wachstumsraten für ein Populationswachstum in einem Fließgewässer ausreichen, hängt insbesondere von der Verweilzeit des Wassers ab, die mit sinkendem Durchfluss steigt.

Die Salzabhängigkeit des Wachstums des Oderstamms wurde mit der von je 3 Stämmen der Toxintypen A, B und C unter gleichen Wachstumsbedingungen bei Salzgehalten zwischen 0,25 und 32 PSU verglichen. Alle Stämme wuchsen gut ab einer Salinität von 4 PSU, während ihre Zellzahl bei Salzgehalten zwischen 0,25 und 1 PSU meist abnahm. Bei 2 PSU wuchsen nur Stämme der Toxintypen A und B, während bei 8–32 PSU Stämme der Toxintypen A und C leicht im Vorteil waren. Allerdings waren auch innerhalb der Toxintypen die Unterschiede groß. Lediglich der Oderstamm und CCAP/1B (Typ C) konnten bei Salzgehalten unter 2 PSU ihre Zellanzahl halten oder leicht wachsen. Bei den vier Stämmen vom Toxintyp A wuchsen drei Stämme schon ab 2 PSU und einer (CCAP 941/1A) erst ab 4 PSU. Während alle untersuchten Stämme bei 4 oder 8 PSU ihre maximalen Wachstumsraten erreichten, wuchs der Stamm UTEX 2797 (Toxintyp A) mit zunehmendem Salzgehalt immer besser und erreichte maximales Wachstum bei 32 PSU. Die Abb. 4.2.4 zeigt als Beispiele für je einen Stamm pro Toxintyp die Salzabhängigkeit seines Wachstums.

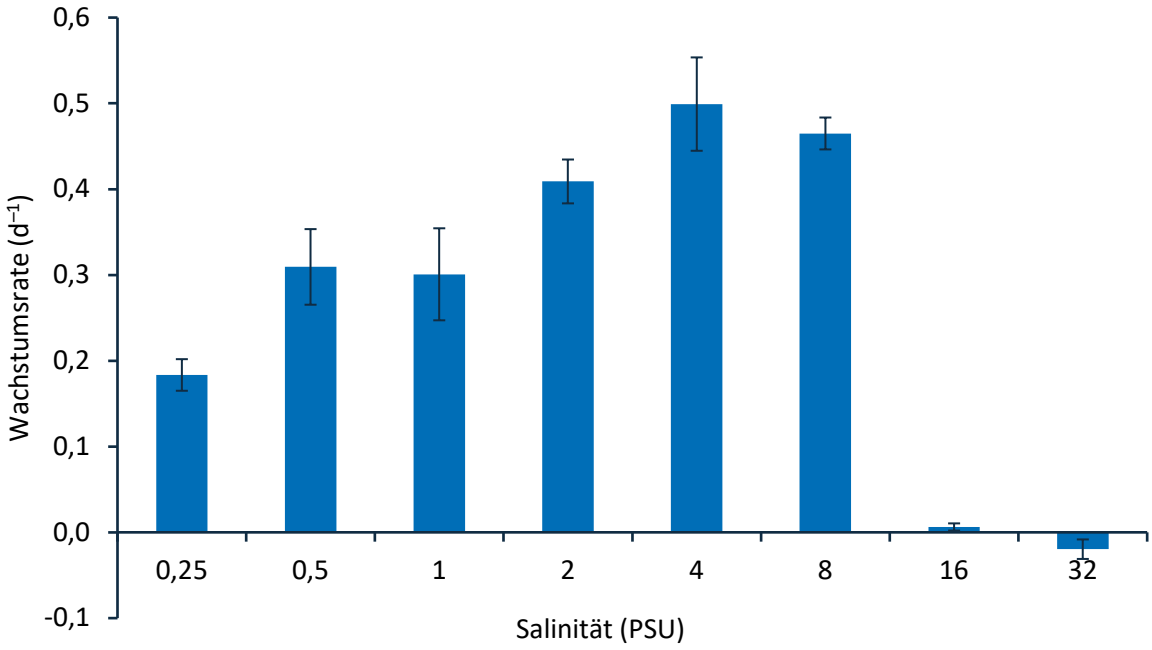


Abb. 4.2.3: Abhängigkeit der Wachstumsrate des Oderstammes von *P. parvum* vom Salzgehalt (in PSU) nach 7 Tagen Wachstum. Wachstumsbedingungen: 20 °C, 80 µE/m² s, f/2-Medium. Quelle: Parmar (2025)

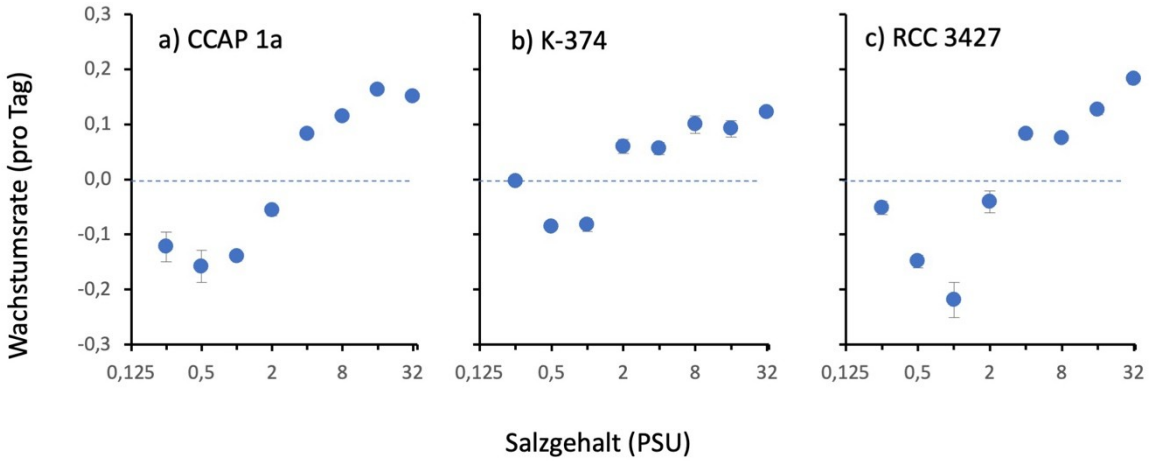


Abb. 4.2.4: Abhängigkeit der Wachstumsrate verschiedener Stämme von *P. parvum* vom Salzgehalt nach 10 Tagen Wachstum. a): CCAP 1A (Typ A), b): K-374 (Typ B) und c): RCC 1436 (Typ C).

In den Turbidostat-Experimenten zur Toxinproduktion wurde bei Salzgehalten von 2 und 3 PSU kein Prymnesin nachgewiesen, sondern nur bei Salzgehalten von 0,75 und 1 PSU. Die Zusammensetzung des Prymnesins unterschied sich zwischen 0,75 und 1 PSU. Bei 1 PSU wurden größere Toxinmoleküle gefunden als bei 0,75 PSU, während die Menge an leichten Molekülen sich nicht unterschied (Abb. 4.2.5). Bei weniger Licht wurden tendenziell größere Toxinmengen gefunden, insbesondere der schwereren Fraktionen. Die Unterschiede waren aber nicht signifikant.

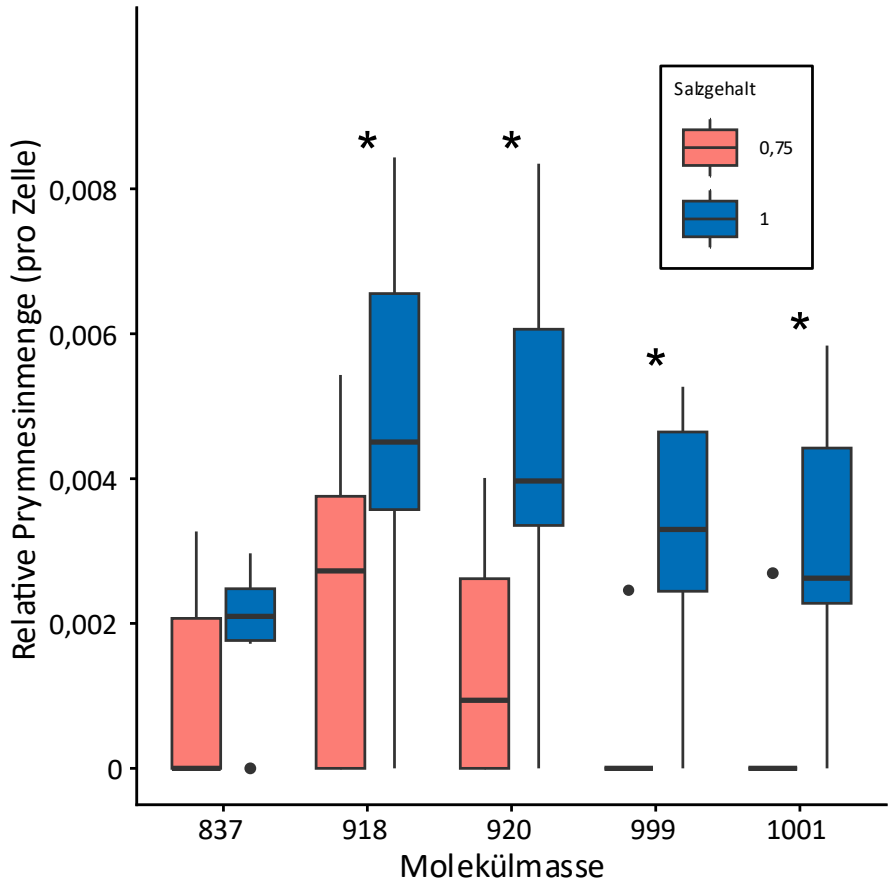


Abb. 4.2.5: Relative Menge von Prymnesin (pro Zelle) der verschiedenen Molekülmassen bei 0,75 und 1 PSU nach 7 Tagen Wachstum des Oderstamms (ODER1) im Turbidostaten. Signifikant unterschiedliche Messwerte zwischen 0,75 und 1 PSU sind durch Sternchen gekennzeichnet.

In der unteren Oder wurden bislang zwei Massenentwicklungen von *P. parvum* beobachtet. Die Massenentwicklung im August 2022 löste ein Fisch- und Muschelsterben aus, während die zweite im Mai bis Juni 2024 bei gleich hoher *Prymnesium*-Zellzahl ungiftig war. Salzgehalt, Wassertemperatur und Durchfluss waren ähnlich bei beiden Massenentwicklungen, aber die Nährstoffkonzentrationen unterschieden sich deutlich. Im August 2022 waren die Nitratkonzentrationen in der unteren Oder an der Nachweisgrenze, während relativ viel Orthophosphat (o-PO_4-P) gemessen wurde. Im Mai bis Juni 2024 waren die o-PO_4-P-Konzentrationen gering, die Konzentrationen an gelöstem anorganischem Stickstoff (DIN) aber deutlich höher. Entsprechend lag das mittlere DIN:o-PO_4-P-Verhältnis während der giftigen Blüte bei 5,9 und während der ungiftigen Blüte bei 81. Daher stellten wir die Hypothese auf, dass die Toxinbildung durch Stickstoffmangel induziert wurde. Zur Prüfung dieser Hypothese wurden im Sommer 2025 Experimente mit *P. parvum* zur Induktion der Toxinsynthese durchgeführt. Dabei wurden Teilkulturen bei unterschiedlichen Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen wachsen gelassen, um den Einfluss von Stickstoff- und Phosphorlimitation auf die Toxingehalte zu prüfen. Die Analyse dieser Experimente ist aufgrund von methodischen Schwierigkeiten noch nicht abgeschlossen.

4.2.4 Diskussion

Die im Rahmen des ODER~SO-Projekts durchgeführte Metaanalyse bietet die bislang umfassendste Übersicht über die globale Verbreitung und genetische Diversität von *P. parvum* sowie ihr Verhalten unter unterschiedlichen Umweltbedingungen. Sie bestätigt, dass *P. parvum* ein kosmopolitischer und äußerst anpassungsfähiger Artenkomplex ist, der in einem breiten Spektrum von Salzgehalten und Nährstoffverhältnissen Massenentwicklungen bilden kann. Sein Vorkommen wird jedoch nach wie vor nur unzureichend überwacht, insbesondere im globalen Süden. Der Mangel an konsistenten Langzeitdaten zur Dynamik von Massenentwicklungen, zur Identifizierung von Stämmen und zu Toxintypen schränkt die Fähigkeit ein, toxische Massenentwicklungen zuverlässig vorherzusagen und zu bewältigen.

Eine der wichtigsten Erkenntnisse der Literaturstudie ist die Diskrepanz zwischen Labor- und Feldbefunden. Die in Laborstudien gefundenen Wirkungen von Temperatur, Salzgehalt, Stickstoffkonzentration und N:P-Verhältnis auf das Wachstum von *P. parvum* waren meist uneinheitlich. Die Dynamik von Massenentwicklungen und Toxizität im Gewässer kann nicht einfach aus Laborstudien abgeleitet werden. Dies ist wahrscheinlich auf die hohe genetische und phänotypische Vielfalt des Artenkomplexes und die große Anzahl von Faktorenkombinationen zurückzuführen, durch die Befunde selten in unabhängigen Studien geprüft werden.

Die meisten Laborexperimente basieren auf einer begrenzten Anzahl von Stämmen, von denen viele seit Jahrzehnten in Kultur sind. Dies verändert möglicherweise ihre physiologischen Reaktionen auf unterschiedliche Umweltbedingungen. Weiterhin wurden in Laborexperimenten nur teilweise und in Freilandbeobachtungen fast nie die beteiligten Stämme von *P. parvum* dokumentiert. Untersuchungen von Massenentwicklungen im Freiland enthalten selten Informationen zum Ursprungsgebiet der Population und zu den Umweltbedingungen dort. Daher ist Vorsicht geboten, wenn aus Laboruntersuchungen gewonnene Erkenntnisse auf Managementstrategien im Ökosystemmaßstab angewendet werden. Dennoch unterstreichen die im Projekt gewonnenen Erkenntnisse das wachsende Potenzial der Genomik, unser Verständnis der Mechanismen von *Prymnesium*-Massenentwicklungen zu verbessern.

Die durchgeführten Experimente zur Abhängigkeit des Wachstums von *P. parvum* vom Salzgehalt zeigten eine große Diversität zwischen den untersuchten *Prymnesium*-Stämmen. Im Mittel wuchsen Stämme des Toxintyps B (wie in der Oder) schon bei relativ geringen Salzgehalten besser als die Vertreter des Typs A und besonders des Typs C. Dafür sind Typ-C-Stämme oft besser an hohe Salzgehalte angepasst. Der Oderstamm wuchs bei den in der Oder gefundenen Salzgehalten (etwa 1 PSU) nicht optimal, sondern erreichte maximale Wachstumsraten erst bei 4 PSU. Er kann aber auch bei geringen Salinitäten (getestet bis 0,25 PSU) noch langsam wachsen. Daher lässt sich auf dieser Basis allein für die Salinität oder Leitfähigkeit kein unterer Grenzwert des *Prymnesium*-Wachstums angeben. Allerdings kann sich eine größere Population von Planktonalgen im Fließgewässer nur bilden, wenn die Wachstumsrate die Verlustraten (insbesondere durch Ausschwemmung, aber auch durch Filtration, v. a. durch Muscheln) dauerhaft übertrifft. Ob eine Wachstumsrate von 0,18 pro Tag (wie bei etwa 0,25 PSU für den Oderstamm gefunden) ausreicht oder ein Wachstum von 0,3/Tag (bei 0,5 PSU) oder gar von 0,5/Tag (bei 4 PSU) notwendig für eine Blüte ist, hängt also von anderen Faktoren wie Verweilzeit (Durchfluss) oder Filtrationsleistung der Muscheln ab. Für die Massenentwicklung im August 2022 wurde eine Verzehnfachung der Algenfracht auf der Fließstrecke zwischen Oberschlesien und Brandenburg anhand von Satellitendaten abgeschätzt (Köhler et al. 2024). Es kommt also für die Größe einer Massenentwicklung nicht nur auf die Bedingungen im Ursprungsgebiet (in unserem Fall die Speicherbecken in Oberschlesien) an, sondern auch auf

Fließzeit und Wachstumsraten entlang des Flusses. Dabei fördern geringer Durchfluss, lange Verweilzeiten des Wassers und hohe Nährstoffkonzentrationen die Bildung von Algenmassenentwicklungen. Trockenere Sommer könnten in Zukunft zu längeren Fließzeiten führen. Managementstrategien für die Oder sollten diese Risikofaktoren in ihre Planung mit einbeziehen.

Wenn auch aus den Ergebnissen kein unterer Grenzwert zuverlässig abzuleiten ist, benötigt die Alge *P. parvum* neben Nährstoffen und Licht zweifelsfrei Salz zum Wachsen. Im Gegensatz zur diffusen Nährstoffbelastung aus der Landnutzung stammt die Salzbelastung der Oder aus Punktquellen, die grundsätzlich besser zu regulieren sind. Die dauerhafte Verringerung der Salzkonzentration in der Oder ist deshalb die erfolgversprechendste Option, das Wachstum von *P. parvum* in der Oder einzuschränken.

Kontakt

Dr. Jan Köhler

jan.koehler@igb-berlin.de

Shambhavi Parmar

shambhaviparmar1@gmail.com

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

Dr. Michał Brzozowski

michal.brzozowski@up.poznan.pl

Poznań University of Life Sciences
Department of Ecology and Environmental Protection
Piątkowska 94C
60-649 Poznań

Dr. Karla Münzner

karla.munzner@biol.lu.se

karla.muenzner@igb-berlin.de

Lund University
Box 117
221 00 Lund
Schweden

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

4.3 Toxizität von *Prymnesium parvum* aus der Oder

Margie Glenn, Sven Würtz, Jens C. Nejstgaard, Sascha Behrens, Stella Berger, Stephanie Spahr & Jörn Gessner

4.3.1 Einleitung

Die Oderkatastrophe 2022, bei der die Brackwasseralge *P. parvum* eine extreme Mortalität kiemenatmender Organismen verursachte, ist ein bislang einzigartiges Ereignis für europäische Binnengewässer. Algenblüten dieser Art wurden bislang ausschließlich im Brackwasser, so 1991 im Kleinen Jasmunder Bodden, oder im marinen Milieu beobachtet und in Ausnahmenfällen in stark versalzten Binnengewässern unter anthropogener Belastung (Granéli et al. 2012, Roelke et al. 2016).

Das Auftreten von toxischen Algenblüten zu verstehen und daraus Erkenntnisse über deren Einflussfaktoren abzuleiten, ist also essenziell, um potenzielle präventive Gegenmaßnahmen zu entwickeln. Zudem ist es unabdingbar, die Empfindlichkeit aquatischer Organismen gegenüber potenziell toxischen Algen und deren Massenentwicklung – sogenannte Algenblüten – zu ermitteln, um deren Auswirkungen auf aquatische Ökosysteme besser abschätzen zu können. Dabei spielen Umweltfaktoren und biologische Interaktionen eine zentrale Rolle. Das Verständnis wesentlicher Wirkmechanismen kann dazu beitragen, Frühwarnsysteme zu entwickeln. Darüber hinaus müssen für die Abschätzung der Effekte von Algenblüten auf aquatische Ökosysteme die Menge und Wirkung sowie die Mechanismen und Bedingungen der Produktion von Giftstoffen (Toxinen) bekannt sein. *P. parvum* ist sowohl aufgrund ihrer genetischen Variabilität und stammspezifischen Unterschiede in der Toxinproduktion als auch durch ihre flexible Anpassung an veränderliche Umweltbedingungen eine Herausforderung (Wisecaver et al. 2023, Brooks et al. 2011).

P. parvum gehört zu den sogenannten Haptophyten, d. h. sie verfügt über zwei Geißeln zur Fortbewegung und ein Haptonema, ein spezielles Organ, das u. a. zur Anheftung an Oberflächen und auch andere Organismen dient (Berger et al. 2024, Kawachi et al. 1991). *P. parvum* ist mixotroph, kann demnach Nährstoffe sowohl durch die Aufnahme organischer Stoffe gewinnen als auch Fotosynthese betreiben (Granéli et al. 2012, Roelke et al. 2016). Erhöhte Salzgehalte, Temperaturen und Nährstoffkonzentrationen fördern das Wachstum von *P. parvum.* Bei ungünstigen Umweltbedingungen (z. B. Nährstoffmangel) lösen sie aber toxische Algenblüten aus (Hill et al. 2020, Johansson et al. 1999, Larsen et al. 1998). Diese führen weltweit zu massivem Fischsterben und können somit die Funktion des Ökosystems stark beeinträchtigen und ggf. auf Dauer verändern (Hambright et al. 2014).

P. parvum produziert Prymnesine, leiterförmige Polyethertoxine, die in drei Varianten (Typ A, B und C) vorkommen, wobei jeder Stamm nur einen Typ produziert (Binzer et al. 2019, Medić et al. 2022, Rasmussen et al. 2016). Die von *P. parvum* produzierten Prymnesine weisen neurotoxische, zelltoxische und hämolytische Eigenschaften auf und sind fischtoxisch. Sie haben sich für eine Vielzahl von Wasserorganismen als potenziell tödlich erwiesen (Binzer et al. 2019, Igarashi et al. 1996, Johansson und Granéli 1999, Shilo 1981). Mehrere Studien haben gezeigt, dass die Produktion dieser Toxine unter suboptimalen Umweltbedingungen, insbesondere bei Stickstoff- und Phosphormangel, zunimmt (Granéli et al. 2003, Johansson und Granéli 1999, Shilo 1967, Svenssen et al. 2019). Das Auftreten von toxischen Blüten dieser Alge kann zu einer Massensterblichkeit von kiemenatmenden Tieren wie Fischen, Muscheln und Schnecken führen, indem sie den Sauerstoffgehalt des Wassers senken, die Atmung durch dichte Zelllagen

auf den Kiemen beeinträchtigen oder das Kiemengewebe direkt schädigen (Hallett et al. 2016, Svendsen et al. 2018). Zudem erhöht der Befall die Schleimproduktion der Kiemen. In Summe bedingen diese Effekte akuten Sauerstoffmangel und nachfolgendes Ersticken (Svendsen et al. 2018).

Über die Bedingungen, welche die Toxinbildung von *P. parvum* bewirken, den Wirkungsmechanismus und die Reaktion verschiedener Organismen ist noch wenig bekannt (Driscoll et al. 2023, Roelke et al. 2016). Das Ziel unserer Forschung im Rahmen des ODER~SO-Projekts war es, ein besseres Verständnis von der Wirkung des *P. parvum*-Stamms ODER1 zu erlangen, um Informationen zu den Wirkmechanismen von *P. parvum* auf ausgewählte aquatische Organismen und damit eine bessere Abschätzung der ökologischen Auswirkungen von Massenentwicklungen zu ermöglichen. Da akute Gegenmaßnahmen bei Algenblüten nur bedingt möglich sind, greifen hier nur Präventionsmaßnahmen zur Eindämmung zukünftiger, potenziell toxischer *P. parvum*-Blüten. Zu deren Konzeptionierung ist es wichtig, die Mechanismen der Toxizitätsentwicklung und deren Folgen zu verstehen. Hier wurden die Auswirkungen von *P. parvum* auf Fische, Zooplankton und Muscheln getestet, alles wichtige, potenziell betroffene Organismengruppen.

4.3.2 Reaktion von Fischen auf *P. parvum*

A. Unterschiede zwischen Arten in der hämolytischen Reaktion

Die Ermittlung der Toxizität von *P. parvum*-Kulturen stellt eine Herausforderung dar, da die Toxinproduktion aufgrund der gegebenen Umweltbedingungen variiert (siehe Tab. 4.3.1) und damit die Toxinmenge pro Probe zum Teil stark schwanken kann. Da es keinen Analysestandard zur Quantifizierung der Konzentration von Prymnesinen gibt, wurden alternativ Hämolyse-Assays genutzt. Hämolyse bezeichnet die Auflösung der roten Blutkörperchen durch Zerstörung der Zellmembran und Freisetzen des Hämoglobins. Hämolyse-Assays sind Tests, in denen die Hämolyserate bei Exposition gegen das zu testende Agens, in diesem Fall die *P. parvum*-Kultur oder das Filtrat der Kultur, ermittelt wird. Hämolyse-Assays bieten sich zur Bewertung der akuten Toxizität von *P. parvum*-Kulturen an, da rote Blutkörperchen leicht zugänglich und ein sensibles Modell zur Bewertung membranzerstörender Effekte sind (Brooks et al. 2010). Die meisten Hämolyse-Assays wurden mit Säugetierblut durchgeführt (Igarashi, Satake und Yasumoto 1996, Reich et al. 1965, Van Rijssel et al. 2007) und nur relativ selten mit Blut aquatischer Arten (Eschbach et al. 2001), obwohl es Hinweise darauf gibt, dass die hämolytische Empfindlichkeit zwischen roten Blutkörperchen von Säugetieren, Vögeln und Fischen variiert (Igarashi, Aritake und Yasumoto 1998). Um die mit Massenentwicklungen von *P. parvum* verbundenen Risiken für aquatische Organismen zu verstehen, werden Tests an ökologisch relevanten aquatischen Arten benötigt.

Der hämolytische Toxizitätstest zur Wirkung von *P. parvum* aus isolierten Kulturen des Stammes ODER1 (Kuhl et al. 2024) der Algenblüte im Sommer 2022 wurde an fünf Modellfischarten durchgeführt, die unterschiedliche Fischfamilien repräsentieren: Regenbogenforelle *Oncorhynchus mykiss,* Sterlet *Acipenser ruthenus,* Flußbarsch *Perca fluviatilis,* Brachse *Abramis brama* und Karpfen *Cyprinus carpio* (Glenn et al. 2025). Nach der Inkubation der roten Blutkörperchen der fünf Fischarten mit *P. parvum* wurde in jeder Probe die Anzahl der verbliebenen intakten roten Blutkörperchen gezählt (Abb. 4.3.3). Die Toxizitätstests ergaben signifikante Unterschiede zwischen den Arten in der Empfindlichkeit von Fischblut gegenüber *P. parvum.* Insbesondere die roten Blutkörperchen von Barschen und Karpfen wiesen die größte Anfälligkeit gegenüber *P. parvum* auf, während Regenbogenforellenblut am wenigsten sensitiv reagierte (Abb. 4.3.1).

Entscheidend war auch die Inkubationszeit in den Hämolyse-Assays: Die Prymnesine des ODER1-Stamms erzeugten erst nach 21 Stunden Inkubationsdauer artspezifische Unterschiede der hämolytischen Wirkung (Abb. 4.3.2). Im Gegensatz dazu stellten andere Studien messbare Auswirkungen von *P. parvum* nach weitaus kürzerer Zeit fest. Beispielsweise zeigte ein B-Typ-Prymnesin-produzierender Stamm aus Texas bereits innerhalb einer Stunde messbare Auswirkungen auf Schafserythrozyten (Brooks et al. 2010). Die Ergebnisse zeigen, dass bei der Bewertung der Toxizität von *P. parvum* mittels Hämolyse-Assays sowohl die Herkunft der roten Blutkörperchen (Fischarten) als auch die Inkubationsdauer wichtige Einflussgrößen sind.

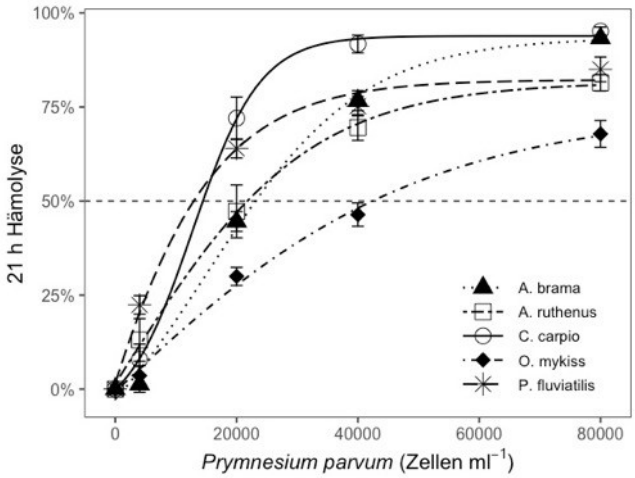


Abb. 4.3.1: Dosis-Wirkungs-Kurven (n = 5) für die 5 getesteten Fischarten nach 21-stündiger Inkubation der roten Blutkörperchen in unterschiedlichen Konzentrationen von *P. parvum*-Kulturen. Die anteilige Hämolyse wird relativ zur Anzahl intakter roter Blutkörperchen in der Kontrollgruppe angegeben.

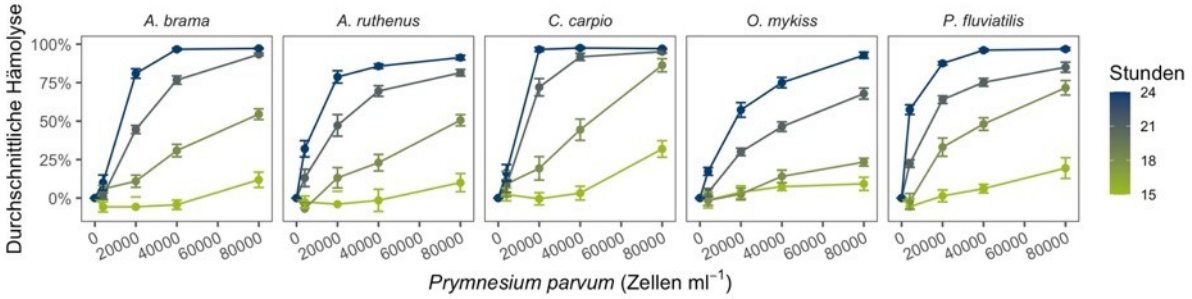


Abb. 4.3.2: Mittlere Hämolyserate (±SE, n = 5) der roten Blutkörperchen von 5 Fischarten, die bei unterschiedlichen Konzentrationen von *P. parvum* nach 15, 18, 21 und 24 Stunden Inkubation gemessen wurden. Die prozentuale Hämolyse wird relativ zur Anzahl intakter roter Blutkörperchen in der entsprechenden Kontrolle ausgedrückt.

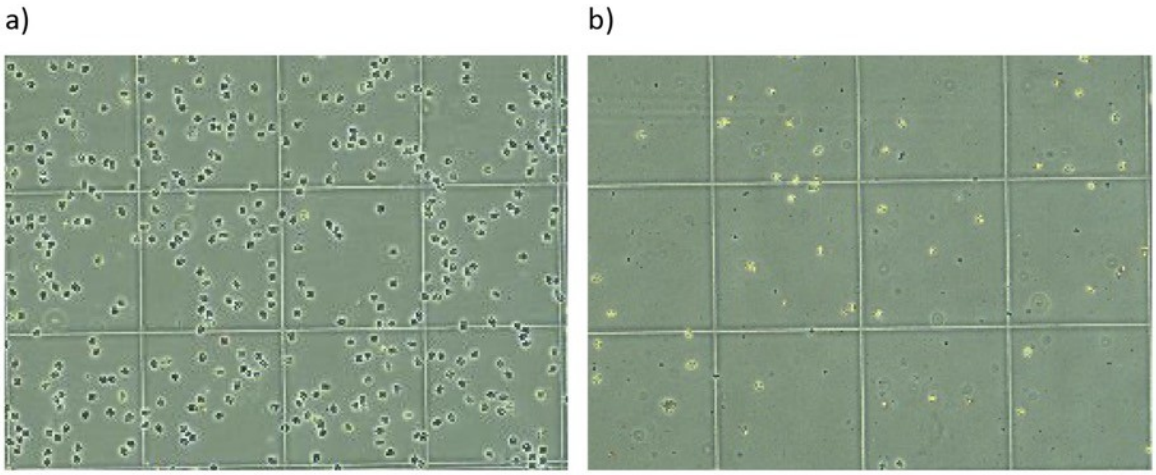


Abb. 4.3.3: Mikroskopaufnahmen roter Blutkörperchen des Sterlets nach 21 Stunden Inkubation. Vergleich zwischen (a) unbehandelter Kontrolle und (b) Zellen, die 100.000 *P. parvum*-Zellen/ml ausgesetzt waren. Die Aufnahmen wurden bei 100-facher Vergrößerung unter einem Nikon-Eclipse-Ni-Standmikroskop mit einer Nikon-DS-Fi3-Kamera gemacht. Foto: Margie Glenn

B. Inkubation von Zebrafischlarven mit *P. parvum*

Während die Ergebnisse der Hämolyse-Experimente deutliche Unterschiede zwischen den Arten in der Empfindlichkeit von Fischblut aufzeigten, erlauben sie kaum Schlussfolgerungen in Bezug auf die Empfindlichkeit des gesamten Organismus. Fische verfügen über eine Reihe von Schutzmechanismen gegen Umwelteinflüsse, deren Effektivität sich von Art zu Art unterscheiden kann. Um die Toxizität von *P. parvum* auf Organismusebene zu bewerten, wurden frisch geschlüpfte Zebrafischlarven (*Danio rerio*) über einen Zeitraum von 48 Stunden bei unterschiedlichen Zellkonzentrationen von *P. parvum* inkubiert. Fischlarven sind aussagekräftige Modellorganismen zur Bewertung der akuten Toxizität, da sie sehr empfindlich auf Umweltstressoren reagieren und physiologische oder morphologische Auswirkungen während dieser frühen Entwicklungsstadien direkt sichtbar sind. Ihr Gewebe ist in den ersten Tagen nach dem Schlüpfen transparent, sodass morphologische und physiologische Reaktionen in Echtzeit ohne aufwändige Präparation zu beobachten sind. Für Zebrafischlarven wurden Haltungspraktiken und OECD-Standards für Toxizitätstests etabliert. Sie können deshalb als Modell und Referenz für die nachfolgend geplanten Versuche an einheimischen Fischlarven

dienen. Diese sind notwendig, um die artspezifischen Unterschiede in der Reaktion und der Toleranz gegenüber *P. parvum* zu ermitteln. Ziel ist es, das verfügbare Bewertungsschema zu nutzen, um vergleichende Daten zur Sensitivität der Larvenstadien zu erheben, die einen Hinweis auf potenzielle Abwehrmechanismen geben.

Nach 24 Stunden Inkubation in unterschiedlichen *P. parvum*-Konzentrationen waren zwar alle Zebrafischlarven noch am Leben, es zeigten sich jedoch deutliche Anzeichen von Stress und Gewebeschäden. Bei der höchsten Konzentration von *P. parvum* (400.000 Zellen ml^{-1}) zeigten die Larven eine ausgeprägte Konzentration von *P. parvum* entlang der Flossen, insbesondere entlang der Schwanzflosse (Abb. 4.3.4). Diese Anhaftungsbereiche wiesen auch Nekrosen auf. Weiterhin wurden Schwanz- und Wirbelsäulendeformationen beobachtet (Abb. 4.3.5). Neben Gewebeschäden zeigten die Larven eine verminderte Herzfrequenz, was auf eine systemische physiologische Beeinträchtigung hindeutet. Nach 48 Stunden erreichte die Sterblichkeit (Mortalität) bei der Inkubation in 400.000 Zellen/ml etwa 50 %, was zeigt, dass eine Exposition gegenüber hohen Zelldichten bei Fischlarven schnell von subletalen zu letalen Folgen führen kann (Abb. 4.3.4).

Diese Beobachtungen entsprechen Befunden bei erwachsenen Fischen während natürlicher Algenblütenereignisse von *P. parvum*: *P. parvum* heftet sich typischerweise an das Kiemenepithel, das dünnste und am stärksten exponierte Gewebe bei erwachsenen Fischen (Barkoh et al. 2010, Svendsen et al. 2018), welches am einfachsten aufzulösen ist.

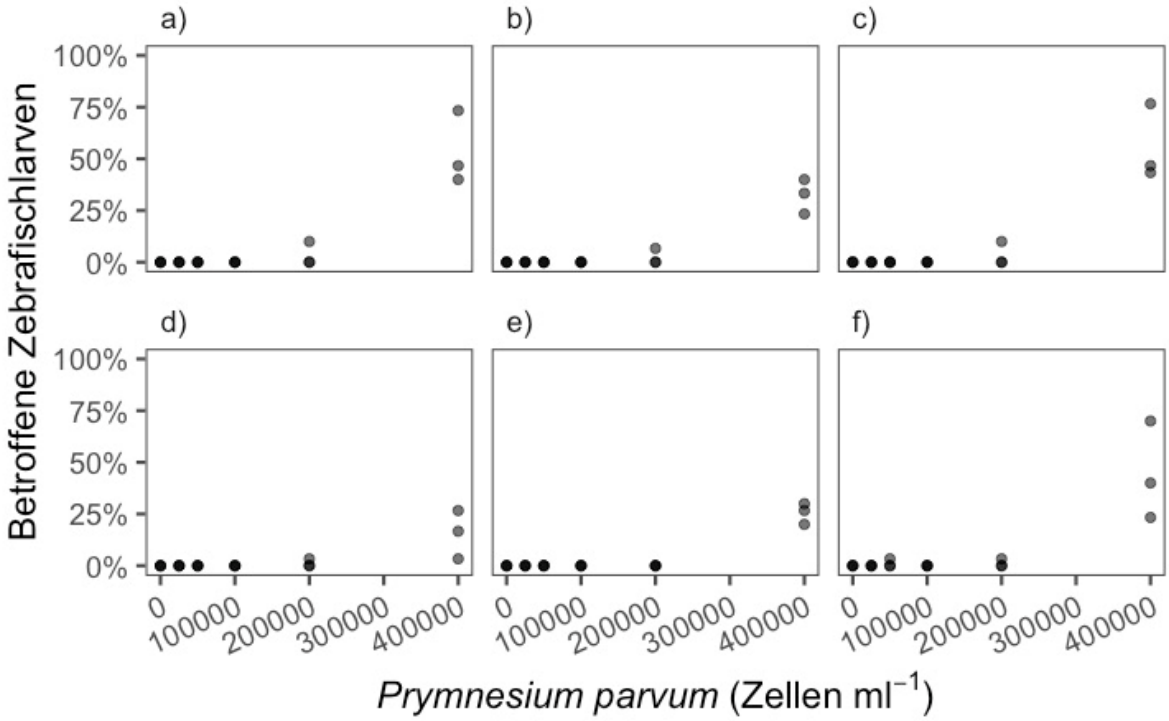


Abb. 4.3.4: Prozentsatz der Zebrafischlarven, die nach 24-stündiger Inkubation von a) Algenansammlungen im Gewebe, b) einer verminderten Herzfrequenz, c) einer Schwanzdeformation, d) einer Wirbelsäulendeformation und e) von Nekrosen betroffen waren; f) Sterblichkeitsrate nach 48 Stunden.

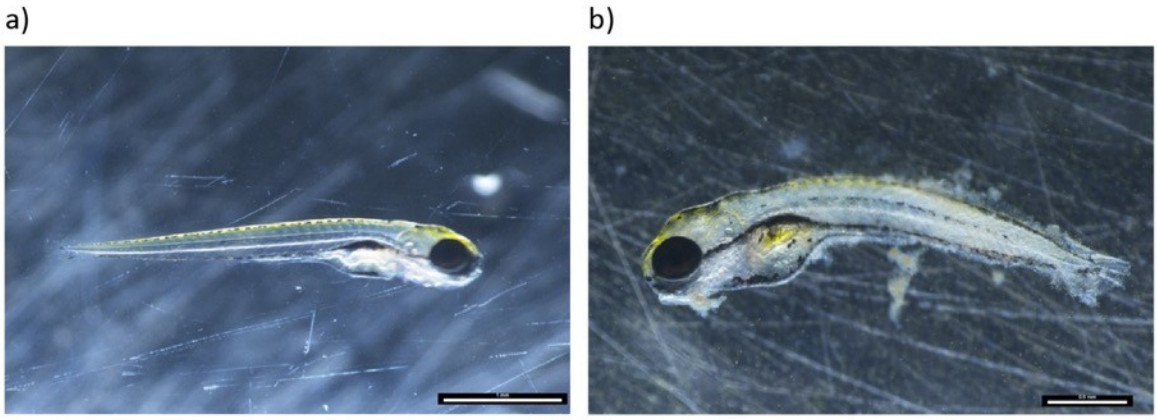


Abb. 4.3.5: Mikroskopaufnahmen von Zebrafischlarven 24 Stunden nach dem Schlupf: (a) eine gesunde Larve aus der Kontrollgruppe und (b) Larve, die *P. parvum*-Konzentration von 400.000 Zellen/ml ausgesetzt war, deren Schwanzflosse stark geschädigt und Wirbelsäule verkrümmt ist. Die Aufnahmen wurden mit einem Nikon-SMZ-1270i-Mikroskop und einer Nikon-DS-Ri2-Kamera gemacht. Foto: Sascha Behrens

Insgesamt zeigen die Ergebnisse der Larvenexposition, dass *P. parvum* vor allem dünne, einlagige Gewebe angreift und dadurch einen raschen physiologischen Verfall verursacht. Gleichzeitig verdeutlicht die erhebliche Variabilität der Toxizität zwischen den bei unterschiedlichen Nährstoffangeboten aufgezogenen *P. parvum*-Kulturen die spezielle Herausforderung, Auswirkungen von *Prymnesium*-Blüten auf aquatische Ökosysteme vorherzusagen. Umweltbedingungen und Wachstumsphase können die Toxizität stark verändern, sodass einfache, allein auf der *P. parvum*-Zellkonzentration beruhende Vorhersagen wenig Aussagekraft besitzen. Dies wurde auch bei der massiven *P. parvum*-Algenblüte im Sommer 2024 deutlich, die 150.000 Zellen/ml Dichte erreichte, bei der aber keine toxische Wirkung nachgewiesen wurde.

C. Kultivierung von *Prymnesium parvum* – Auslösen der Toxinproduktion

Nach anfänglich guten Erfolgen bei der Kultivierung von toxischen *P. parvum* produzierten die Kulturen im Sommer 2024 keine Toxine mehr in nachweisbaren Konzentrationen. Analysen mit Flüssigkeitschromatografie-Quadrupol-Time-of-Flight-Massenspektrometrie (LC-QToF-MS) und die Hämolyse-Assays zeigten kein Vorkommen und keine Aktivität von Toxinen. Da *P. parvum*-Stämme in Abhängigkeit der Nährstoffverfügbarkeit in ihrer Toxizität variieren (Franco et al. 2019, Hill et al. 2020), wurden Experimente mit dem ODER1-Stamm durchgeführt, um die Variabilität der Toxinproduktion und die Bedingungen für die Kultivierung toxischer Kulturen zu ermitteln.

Zunächst wurden die Nährstoffverfügbarkeit und das Alter der *P. parvum*-Kulturen manipuliert und die Auswirkungen dieser beiden Faktoren auf die Produktion von Toxinen geprüft. Zum Nachweis der Toxinproduktion dienten Zebrafischlarven. Zuerst wurden die Kulturen mit unterschiedlichen Nährstoffkonzentrationen bei gleichem Mengenverhältnis von Stickstoff (N) und Phosphor (N:P = 24:1) angesetzt (Tab. 4.3.1). Im Anschluss wurden Kulturen mit Stickstoffmangel (N:P = 2:1) getestet. Beide Ansätze zeigten keine nachweisbaren Auswirkungen auf Zebrafischlarven. Danach wurden unterschiedlich lange inkubierte Proben (5 und 12 Tage) getestet, die bei verschiedenen Salzgehalten angezogen wurden. Im Test produzierte lediglich die 12 Tage alte, mit Stickstoffmangel bei 5 ppt angezogene *P. parvum*-Kultur nachweisbare Toxinmengen und Sterblichkeiten (Tab. 4.3.1).

Obwohl diese Vorversuche nicht darauf ausgelegt waren, die für die Toxininduktion erforderlichen Bedingungen umfassend zu ermitteln, bildeten sie eine zuverlässige Grundlage für die Bereitstellung von Ausgangsmaterial für Inkubationsversuche. Zudem halfen sie, Schlüsselvariablen (Nährstoffbegrenzung, Salzgehalt und Kulturalter) für die Toxinproduktion zu identifizieren.

Tab. 4.3.1: Vorversuche zur Toxinbildung von *P. parvum*-Kulturen unter verschiedenen Bedingungen – Nährstoffe (Stickstoff) im Medium, Alter der Kultur – und Ergebnisse der Inkubation von Zebrafischlarven in unterschiedlichen *P. parvum*-Kulturen nach 48 Stunden. Alle Kulturen wurden in einer Salzkonzentration von 5 ppt angezogen und für den entsprechenden Test entweder auf 1 ppt oder 5 ppt verdünnt.

Medien	$NaNO_3$ (mM)	$NaH_2PO_4 * 2H_2O$ (mM)	N:P-Verhältnis	Kulturalter (Tage)	Salzgehalt im Test (ppt)	Relative Sterblichkeit Zebrafischlarven		
						100.000 Zellen ml^{-1}	200.000 Zellen ml^{-1}	400.000 Zellen ml^{-1}
f/2Q „Quad“	3,528	0,145	24:1	20	1	0 %	-	-
f/2Q „Quad"	0,294	0,145	2:1	5	1	0 %	0 %	-
f/2	0,074	0,036	2:1	5	1	0 %	0 %	0 %
f/2	0,074	0,036	2:1	5	5	0 %	0 %	–
f/2	0,074	0,036	2:1	12	5	0 %	5 %	50 %

4.3.3 Reaktion von Rädertierchen auf *P. parvum*

Um zu beurteilen, wie *P. parvum* unter realistischen Umweltbedingungen weitere trophische Ebenen des aquatischen Nahrungsnetzes beeinflusst, wurde ein Mesokosmos-Experiment durchgeführt. Am Beispiel von Rädertierchen wurden die Auswirkungen von erhöhtem Salzgehalt und von einer Nährstoffanreicherung als Einzelfaktoren und in Kombination auf eine natürliche, sich frei im Wasser bewegende (pelagische) Planktongemeinschaft untersucht. Zusätzlich wurde in Mikrokosmen die Invasion von *P. parvum* simuliert und so ein weiterer Stressfaktor für die Planktongemeinschaft hinzugefügt. Dieses Mesokosmen-Mikrokosmen-Experiment wurde in Zusammenarbeit mit Kolleg*innen des Wasserclusters Lunz in Österreich durchgeführt und im Rahmen eines transnationalen Wissenschaftleraustauschprogramms durch AQUACOSM-plus gefördert.

Als wichtige Sekundärproduzenten verbinden Rädertierchen mikrobielle Primärproduzenten wie Bakterien und Phytoplankton mit höheren trophischen Ebenen wie Ruderfusskrebsen, Insektenlarven und Jungfischen. Sie spielen eine Schlüsselrolle im Nährstoffkreislauf aquatischer Ökosysteme (Arndt 1993). Da Versalzung einen erheblichen Stressfaktor in Süßwassersystemen darstellt (Cunillera-Montcusí et al. 2022) und zudem das Wachstum und die Toxizität von *P. parvum* fördert, ist es von entscheidender Bedeutung, die Wechselwirkungen dieser Faktoren zu verstehen. In Mesokosmen-Experimenten wurden Reaktionen der Organismen, insbesondere der Rotatorien, unter realitätsnahen Bedingungen erfasst.

Die 24 Mesokosmen (300 Liter) wurden mit Wasser aus dem Lunzer See in Österreich gefüllt, welches die natürliche Planktongemeinschaft enthielt. Ein Gradient von 4 Salzgehaltsstufen (0, 0,2, 1 und 5 ppt), kombiniert mit 2 Nährstoffniveaus (Gesamtphosphor 10 µg/l und 30 µg/l) wurde über 5 Tage eingestellt. Neben einer Reihe weiterer Daten wurde über einen Zeitraum von 34 Tagen die Veränderung der Abundanz der beiden dominanten Rädertierarten *Keratella cochlearis* und *Lepadella patella* erfasst. In allen Mesokosmen mit erhöhtem Salzgehalt wurde ein signifikanter Rückgang der Abundanzen beider Arten beobachtet, während der Gesamtphosphorgehalt keinen signifikanten Effekt hatte (Abb. 4.3.6). Die Empfindlichkeit der hier untersuchten Rädertiere steht im Einklang mit weiteren Studien, wonach ein erhöhter Salzgehalt die Populationswachstumsraten von Rädertieren und Blattfußkrebsen (Cladoceren) signifikant verringerte (Sarma et al. 2006).

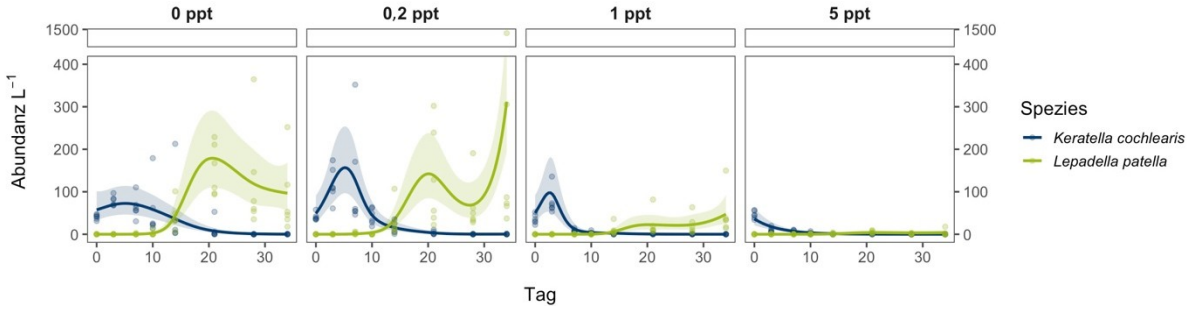


Abb. 4.3.6: Mesokosmenexperiment: Abundanzentwicklung der Rädertierarten *K. cochlearis* und *L. patella* über die Zeit, bei unterschiedlichen Salzgehalten (0, 0,2, 1, 5 ppt); Rohdaten sind als Punkte dargestellt, Linien als generalisierte additive Modellanpassungen (n = 3).

Um zu beurteilen, ob ein durch erhöhten Salzgehalt bereits gestresstes System durch die Zugabe von *P. parvum* negativ beeinflusst wird, wurden in jedem der 24 experimentellen Mesokosmen zusätzlich Inkubationsexperimente in Mikrokosmen durchgeführt. Dabei wurde jeweils in einen Teil der Mikrokosmen *P. parvum* zugegeben, die übrigen dienten als Kontrolle. Die Zugabe von *P. parvum* hatte in den zwei Wochen andauernden Mikrokosmos-Inkubationen keinen messbaren Einfluss auf die Abundanz von *L. patella.* Parallel wurden 48-stündige Inkubationsversuche mit *Keratella cochlearis* in Well-Platten mit gefilterten (40 µm) Wasserproben aus den Mikrokosmen durchgeführt. Die Überlebensrate der kultivierten *K. cochlearis* war bei kombinierter Inkubation mit hohem Salzgehalt und *P. parvum* niedriger als unter erhöhtem Salzgehalt allein (Abb. 4.3.7). Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass *P. parvum* den durch Salzgehalt verursachten Stress zumindest kurzfristig verstärken kann. Während ein erhöhter Salzgehalt die Populationen von Rädertieren eindeutig stark dezimiert, scheint *P. parvum* diese Auswirkungen kurzfristig zu verstärken, was bei zu weit auseinanderliegenden Beobachtungsintervallen möglicherweise übersehen wird.

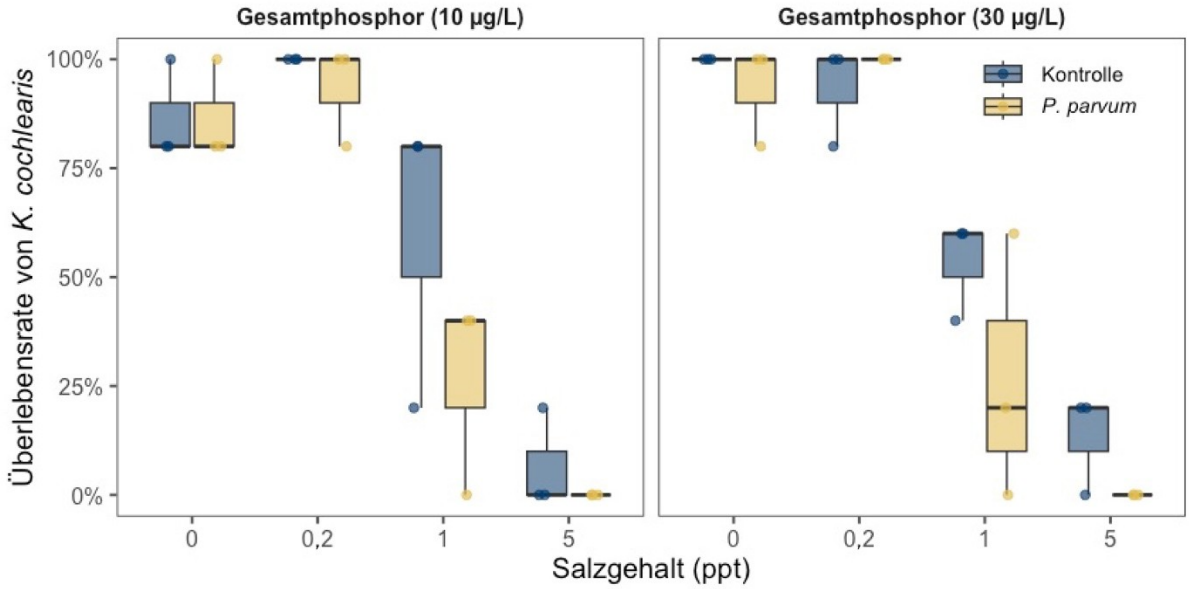


Abb. 4.3.7: Überlebensraten (95 %-Perzentile mit Minima und Maxima) von *K. cochlearis* nach 24-stündiger Inkubation in einer Well-Platte in Nährmedium bei unterschiedlichen Gesamtphosphor- und Salzgehalten, bei Inkubation mit und ohne *P. parvum* (n = 5).

4.3.4 Schlussfolgerung

Unsere Ergebnisse zeigen, dass die Toxizität von *P. parvum* je nach Kulturbedingungen stark variiert, weshalb die Zellzahlen allein kaum geeignet sind, die Toxizität einer *P. parvum*-Blüte vorherzusagen. Diese Ergebnisse erklären z. T. den beobachteten Unterschied zwischen der hochtoxischen Algenblüte im Sommer 2022 und der ähnlich massiven Algenblüte, die 2024 in der Oder nur lokal zu minimalen Fischsterben ungeklärter Ursache führte. Experimente mit Zebrafischlarven zeigten außerdem, dass *P. parvum* bevorzugt dünne, einlagige Gewebe befällt. Diese Ergebnisse stimmen mit Beobachtungen an ausgewachsenen (adulten) Fischen überein, bei denen *P. parvum* vorwiegend an Kiemenepithelien haftet, den dünnsten und am stärksten exponierten Geweben.

Bei Planktonorganismen, die wichtiger Bestandteil des aquatischen Nahrungsnetzes sind, zeigten unsere Mesokosmen-Experimente, dass bereits eine geringe Veränderung des Salzgehalts das Überleben von Rädertieren drastisch verringert. In Mikrokosmen-Experimenten verstärkte das Auftreten von *P. parvum* die negative Wirkung des Salzgehalts auf bereits geschädigte Rädertiere. Da Rädertiere eine Schlüsselrolle im Kohlenstoff- und Nährstoffkreislauf spielen, kann ihr Rückgang den Energiefluss in höhere tropische Ebenen reduzieren, Algenblüten verstärken und die Dynamik des mikrobiellen Kreislaufs vermindern (Liu et al. 2023, Sweeney et al. 2022, Arndt 1993). Daher gibt die progressive Verringerung ihrer Populationen durch Versalzung in Kombination mit *P. parvum*-Blüten Anlass zur Sorge.

Trotz dieser Fortschritte bleiben wichtige Fragen offen. Es ist noch unklar, inwieweit die Empfindlichkeit der roten Blutkörperchen auf die Anfälligkeit des gesamten Organismus übertragbar ist. Die Mechanismen, die den Unterschieden zwischen Arten in Bezug auf ihren Schutz oder ihre Resistenz zugrunde liegen, sind noch weitgehend unbekannt. Darüber hinaus sind die physiologischen Prozesse, durch die *P. parvum* die Toxinproduktion initiiert, die Giftstoffe synthetisiert, diese gegebenenfalls speichert und abgibt, noch nicht vollständig verstanden.

Auch der genaue Wirkmechanismus, wie *P. parvum* an die Zellen andockt, wie und wo es die toxische Wirkung entfaltet sowie Unterschiede in der Wirkweise zwischen verschiedenen *Prymnesium*-Typen (A-, B- und C-Typ) sind weitgehend ungeklärt. Die Schließung dieser Wissenslücken, insbesondere bezüglich der Auslösemechanismen für die Toxinproduktion, würde die Vorhersage des Auftretens von giftigen Algenblüten weiter verbessern, während die mechanistischen Aspekte der Speicherung und der Toxizität helfen sollen, die unterschiedliche Empfindlichkeit verschiedener Organismengruppen besser zu verstehen.

Kontakt

Margie Glenn

margaret.glenn@igb-berlin.de

Dr. Sven Würtz

sven.wuertz@igb-berlin.de

Sascha Behrens

sascha.behrens@igb-berlin.de

Dr. Jörn Geßner

joern.gessner@igb-berlin.de

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

Dr. Jens C. Nejstgaard

jens.nejstgaard@igb-berlin.de

Dr. Stella A. Berger

stella.berger@igb-berlin.de

Leibniz-Institut für Gewässerökologie
und Binnenfischerei (IGB)
im Forschungsverbund Berlin e.V.
Zur alten Fischerhütte 2
16775 Stechlin OT Neuglobsow

Auenlandschaft. Foto: Astrid Scheuermann

5 Resilienz und Ökosystemleistungen

5.1 Zooplanktondynamik, Filtrationsleistung, Laubbesiedlung und -abbau in der Oder nach der *Prymnesium*-Blüte im Sommer 2022

Abrehet Kahsay, Gwendoline David, Luc De Meester & Mark Gessner

5.1.1 Einleitung

Flüsse sind einer Vielzahl menschengemachter (anthropogener) Stressfaktoren ausgesetzt, die aquatische Lebensgemeinschaften und Ökosystemfunktionen beeinträchtigen (Ormerod et al. 2010). Dazu gehören sowohl Verschmutzungen, die sich direkt auf Ökosysteme auswirken, als auch Einträge von Nährstoffen, die Massenentwicklungen von Algen auslösen können. Die potenziellen Auswirkungen solcher Algenblüten sind vielfältig. Neben massivem Fischsterben (Feng et al. 2024) kann eine Vielzahl anderer Organismen und Prozesse beeinträchtigt werden. Zu diesen Prozessen gehören in Gewässern die Verringerung der Algenbiomasse durch die Filtrationsleistung des Zooplanktons – ein als „Grazing“ bezeichneter Prozess – sowie der Abbau von Laubstreu durch wirbellose Tiere und Pilze.

Zooplankton ist der Oberbegriff für tierische Kleinlebewesen im Freiwasser. Sie sind ein wichtiger Bestandteil der Nahrungsnetze nicht nur in Seen und Meeren, sondern auch von großen Flüssen. Zooplankton ernährt sich hauptsächlich von Algen und Bakterien. Dabei werden Nährstoffe recycelt sowie Biomasse und Energie für höhere trophische Ebenen bereitgestellt, in Binnengewässern vor allem für Fische (Lomartire et al. 2021). Durch Filtration kann Zooplankton die Algenbiomasse stark dezimieren und dadurch Algenblüten verlangsamen

oder ganz unterbinden (Keckeis et al. 2003). Die Auswirkungen dieses Grazings ist von der Häufigkeit, Artenzusammensetzung und Aufenthaltszeit des Planktons im Gewässer abhängig.

Ähnliches gilt für zwei andere Gruppen von Organismen, die eine wichtige funktionelle Rolle am Gewässergrund von Fließgewässern spielen: die als benthische Makroinvertebraten oder als Makrozoobenthos (MZB) bekannten wirbellosen Tiere, darunter die funktionelle Gruppe der Zerkleinerer, und eine weniger bekannte ökologisch definierte Gruppe von Pilzen, die als aquatische Hyphomyceten bezeichnet werden. Wie das Zooplankton im Freiwasser, sind MZB und Pilze für den Kohlenstoff- und Nährstoffumsatz von großer funktioneller Bedeutung. Beide spielen eine Schlüsselrolle bei der Zersetzung von Laubstreu, einem elementaren Ökosystemprozess in Fließgewässern (Marks 2019), mit dem sich auch Auswirkungen von Umweltstressoren bewerten lassen (Gessner und Chauvet 2002, Chauvet et al. 2016).

Die Zooplanktonbiomasse ist im Hauptstrom von Flüssen in der Regel gering, weil die Verlustrate von Individuen durch den Transport mit der Strömung höher ist als die Populationswachstumsrate. Dadurch ist die Gesamtfiltrationsleistung von Zooplankton in Flüssen geringer und weniger gut vorhersehbar als in Seen. Bedeutender ist der Einfluss vor allem in strömungsberuhigten Flussbereichen (Bou et al. 2025), da die stark verringerte Transportleistung in diesen Lebensräumen häufig ein positives Populationswachstum des Zooplanktons ermöglicht (Yanygina et al. 2025). Rasch fließende Flussabschnitte beherbergen überwiegend kleine Zooplanktonarten, die höhere Fließgeschwindigkeiten tolerieren, aber nur eine geringe Filtrationsleistung erbringen (Galir Balkić et al. 2018a, 2018b). Abgesehen vom Fraßdruck durch Fische auf das Zooplankton bestimmen diese Habitatunterschiede, wie stark Zooplankton zur Reduktion der Populationsdichten von Algen in Flüssen beiträgt. Wenn Grazing die Algendichten nennenswert einschränkt, dann beeinflussen Veränderungen der Zooplanktongemeinschaft auch deren Fähigkeit, Algenblüten zu begrenzen.

In der Oder könnte Grazing durch Zooplankton von Bedeutung sein, da der Fluss neben dem Hauptstrom zahlreiche langsam fließende Lebensräume aufweist. Dazu zählen Buhnenfelder, Uferzonen, Altarme und saisonal an den Hauptstrom angebundene Auengewässer (Buczyńska et al. 2018). Wie stark solche Teillebensräume zur Ausbildung von Zooplanktongemeinschaften und deren Filtrationsleistung beitragen, ist nicht untersucht. Ebenso unklar ist, in welchem Ausmaß die Zooplanktongemeinschaft von der Oderkatastrophe im August 2022 betroffen war. Ähnliches gilt für die mit Laub assoziierten Pilz- und MZB-Gemeinschaften, deren Bedeutung und Beeinträchtigung insbesondere durch das während der Oderkatastrophe von *P. parvum* freigesetzte Toxin mangels Daten von vor der Oderkatastrophe ebenfalls unbekannt ist.

Ziel dieser Studie war es, den Zustand und die Entwicklung der Gemeinschaften sowohl des Zooplanktons als auch der mit Laub assoziierten Makroinvertebraten und Pilze nach der Oderkatastrophe zu erfassen sowie mögliche Auswirkungen auf Ökosystemfunktionen wie die Filtration von Phytoplankton und den Abbau von Laubstreu zu bestimmen. Für das Zooplankton wurde als Maß für Ökosystemfunktionen die Filtrationsleistung in wichtigen Lebensräumen der Oder verglichen. Für die mit Laub assoziierten Organismen wurden Zersetzungsraten des Laubs durch MZB und Pilze im Uferbereich der Buhnenfelder sowie mikrobielle Respirationsraten bestimmt. Als Indikatoren für die Aktivität der Pilze diente darüber hinaus die Entwicklung ihrer Biomassen und Reproduktionsraten.

5.1.2 Untersuchungsgebiet, Probenahme und Laboranalysen

Zooplankton

Zooplankton wurde von Dezember 2023 bis November 2024 im Bereich der Grenzoder beprobt. Im Hauptstrom erfolgten die Probenahmen monatlich an 11 Standorten. 9 Auenstandorte und 5 Seitengewässer wurden von Mai bis September 2024 beprobt, sofern diese Bereiche zugänglich waren (Abb. 5.1.1). Die Auenstandorte umfassten flache Auengewässer sowie andere lentische Habitate, die sich durch starke Wasserstandsschwankungen, die zum zeitweiligen Trockenfallen der Gewässer führen können, sowie durch eine zeitlich begrenzte laterale Anbindung an den Hauptstrom der Oder auszeichnen. Unter Seitengewässern werden dauerhaft mit dem Hauptstrom verbundene Nebenarme verstanden, die im Vergleich zum Hauptstrom eine geringere Fließgeschwindigkeit aufweisen. An jedem Standort wurden 120 Liter Wasser aus 0 bis 50 cm Tiefe mit einem Eimer entnommen. Von diesen wurden 20 Liter für Rädertiere (Rotifera) über ein Sieb mit 30 µm Maschenweite filtriert und 100 Liter für Wasserflöhe (Cladocera) und Ruderfußkrebse (Copepoda) über ein 50-µm-Sieb. Die abfiltrierten Proben wurden in 4 %-igem Formaldehyd konserviert und später im Labor analysiert. Die Bestimmung der Tiere erfolgte bis zur niedrigsten taxonomischen Ebene (Art, Gattung, Familie), die praktikabel war.

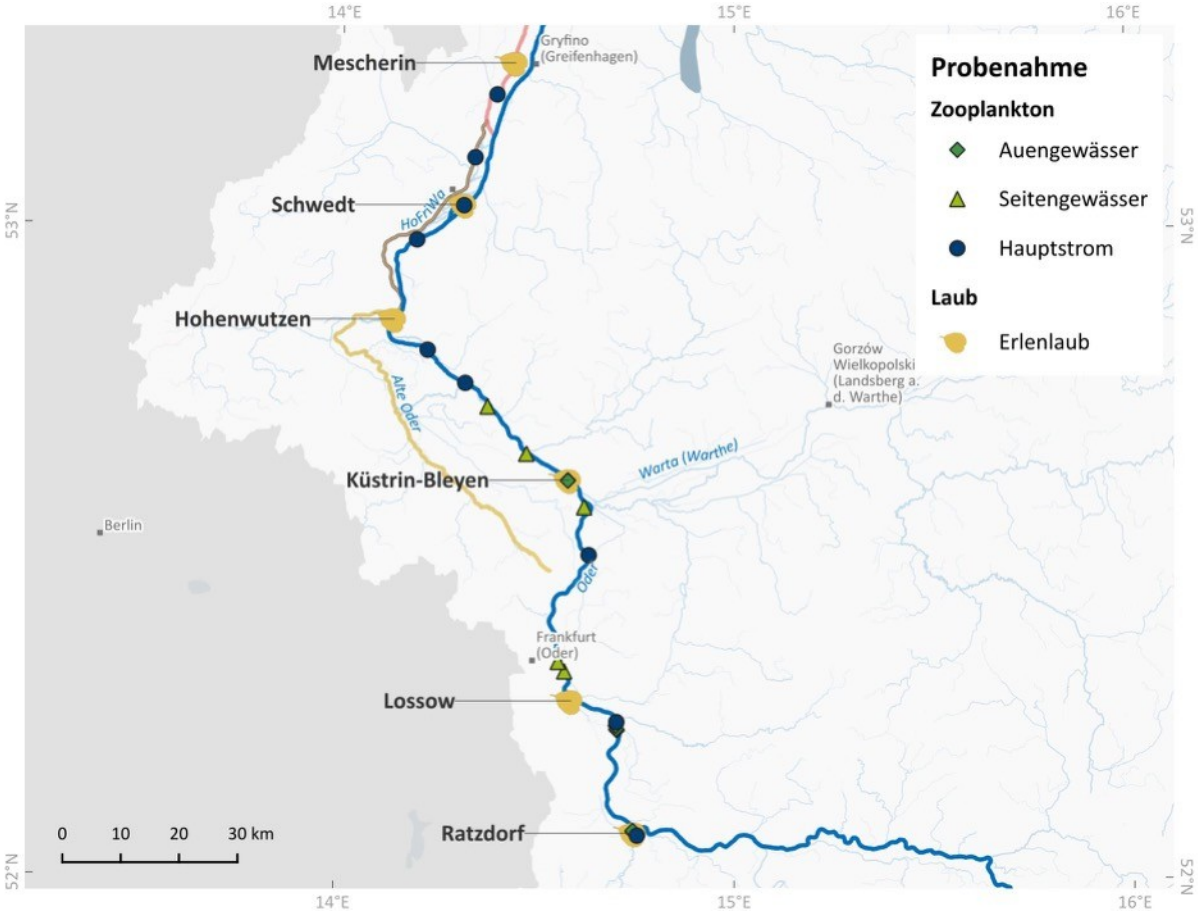


Abb. 5.1.1: Karte der Untersuchungsstandorte entlang der Grenzoder für Zooplanktonuntersuchungen im Hauptstrom, Auen- und Seitengewässern (Zooplankton) sowie der Standorte am linken Flussufer entlang der Grenzoder, an denen die Besiedlung und Zersetzung von Erlenlaub untersucht wurde (Laub).

Laubbesiedlung und -abbau

Um die Besiedlungs- und Zersetzungsraten von Laubstreu durch Pilze und MZB zu bestimmen, wurden im Herbst und Winter der Jahre 2022, 2023 und 2024 an jeweils denselben 6 Untersuchungsstellen entlang der Grenzoder (Abb. 5.1.1) standardisierte Laubpakete ausgebracht und im Frühjahr der Folgejahre wieder eingeholt. Alle Standorte befanden sich innerhalb der Buhnenfelder am linken Flussufer des Hauptstroms. Frisch gefallenes Laub der Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) wurde jeweils im Oktober gesammelt, luftgetrocknet, 4,0 ± 0,1 g Trockensubstanz eingewogen und die Laubpakete wieder befeuchtet, bevor sie in grobmaschige (10 mm Maschenweite) und feinmaschige (0,5 mm) Netzbeutel eingeschlossen wurden. Jeweils im November wurden an jedem der 6 Untersuchungsstandorte jeweils 6 grob- und 6 feinmaschige Beutel ausgebracht. Im ersten und dritten Jahr wurden nach 3 bis 4 Monaten jeweils 83 % und im zweiten Jahr alle der exponierten Beutel wiedergefunden und entnommen.

Die Blätter und Blattfragmente aus den grobmaschigen Beuteln wurden einzeln gereinigt und das mit den Laubpaketen assoziierte MZB in 70 % Ethanol konserviert. Im Anschluss wurde das MZB identifiziert, in der Regel auf Familienniveau, gezählt und Ernährungstypen zugeordnet (Schmidt-Kloiber und Hering 2015). Die Blätter aus den feinmaschigen Beuteln wurden ebenfalls einzeln gereinigt. Anschließend wurden von jedem Laubpaket jeweils 12 Scheiben ausgestanzt, um mikrobielle Respirations- und Pilzsporulationsraten zu bestimmen. Für die Respirationsmessungen wurden 3 der 12 Blattscheiben verwendet, jeweils eine für insgesamt 3 Parallelmessungen.

Die Temperatur während der zweistündigen Messungen betrug 10 °C. Alle 12 Blattscheiben wurden anschließend in Petrischalen mit 15 ml deionisiertem Wasser überführt, um die Sporulationsrate aquatischer Hyphomyceten zu bestimmen. Nach 24 Stunden wurden die Sporensuspensionen in 2 %-igem Formalin fixiert und bis zur Bestimmung und Auszählung der Sporen bei Zimmertemperatur aufbewahrt (Gulis et al. 2020). Dafür wurde die Suspension über einen Membranfilter (5 µm Porengröße) filtriert, die Sporen wurden mit 0,1 %-igem Trypanblau in 60 % Milchsäure angefärbt und bei 200-facher Vergrößerung unter dem Mikroskop in der Regel auf Artniveau bestimmt und ausgezählt (Gessner et al. 2003). Von den Blattscheiben wurde anschließend der Ergosterolgehalt als Maß für die Pilzbiomasse gemessen (Gessner 2020). Das verbleibende Blattmaterial aus allen Netzbeuteln wurde gefriergetrocknet und gewogen, um die verbliebene Trockensubstanz zu bestimmen. Temperaturkorrigierte Zersetzungsraten wurden unter der Annahme berechnet, dass ein linearer Zusammenhang zwischen Temperatur und Abbauaktivität besteht (Gessner und Peeters 2020).

Datenanalyse

Die Dichten und die Diversität des Zooplanktons in den verschiedenen beprobten Lebensräumen wurde mittels Varianzanalyse verglichen. Die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften wurde mit einer Hauptkoordinatenanalyse (PCoA) auf der Basis von Bray-Curtis-Distanzen untersucht. Unterschiede zwischen den Gruppen lieferte eine multivariate Permutations-Varianzanalyse (PERMANOVA). Die Filtrationsraten der Zooplanktongemeinschaften wurden auf der Basis der Dichten der einzelnen Taxa verbunden mit publizierten Filtrationsraten dieser Taxa abgeschätzt (Tabellenanhang A5.1.1).

Unterschiede in der Laubzersetzungsrate und Pilzbiomasse, der Respirations- und Pilzsporulationsrate sowie der MZB-Dichten zwischen den 6 Standorten und den 3 Jahren wurden für grob- und feinmaschige Netzbeutel mit Varianzanalysen (Zwei- und Drei-Faktor-ANOVA) getestet. Veränderungen in der Zusammensetzung der MZB- und Pilzgemeinschaften zwischen den Untersuchungsstandorten und Jahren wurde mittels NMDS verglichen. Alle statistischen Analysen wurden in R durchgeführt.

5.1.3 Ergebnisse

Zooplankton

An den 25 untersuchten Standorten wurden insgesamt 91 Zooplanktontaxa identifiziert. Die meisten (83) traten im Hauptstrom auf, darunter 54 Rädertiere, 19 Wasserflöhe und 11 Ruderfußkrebse. Das Zooplankton im Hauptstrom zeigte deutliche Änderungen im Jahresverlauf (Abb. 5.1.2). Die Dichten und die Anzahl der Taxa (Diversität) waren im Winter am niedrigsten, stiegen im Frühjahr an und erreichten die höchsten Werte im Frühsommer. Uferzonen und Buhnenfelder wiesen etwas höhere Dichten (Abb. 5.1.2a) und eine größere Diversität (Abb. 5.1.2b) als der Hauptstrom auf.

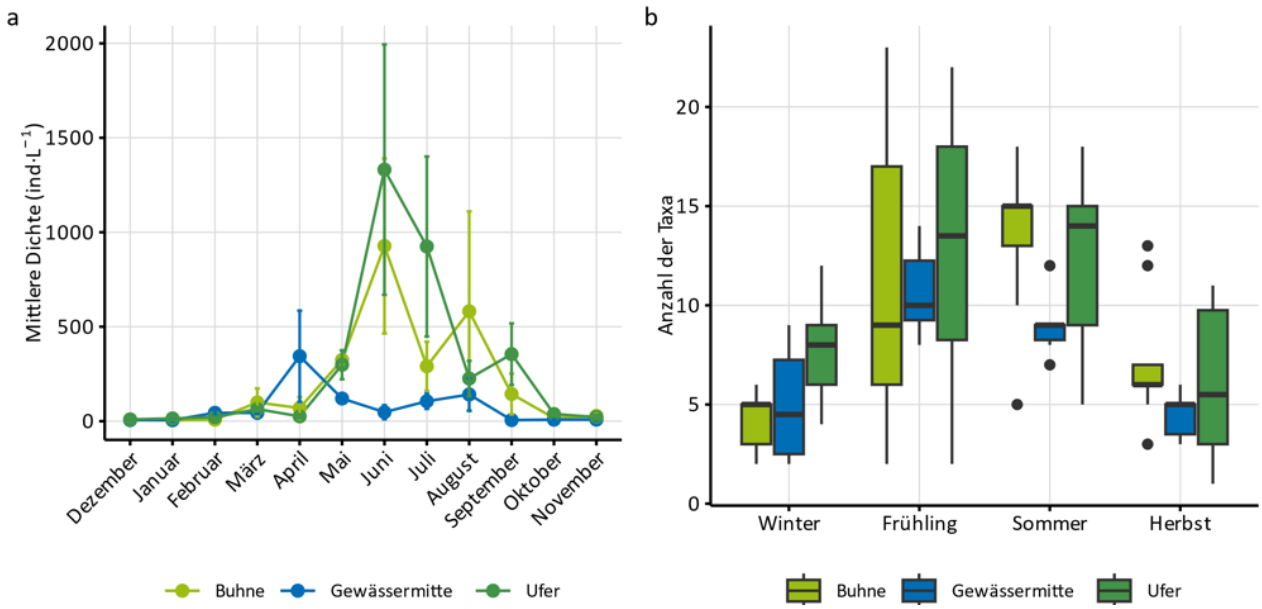


Abb. 5.1.2: (a) Mittlere Dichte (± Standardfehler) und (b) Diversität des Zooplanktons in drei Teilhabitaten des Hauptstroms der Oder zwischen Dezember 2023 und November 2024. Boxplots zeigen Medianwerte, Interquartilsabstände (IQR) und Ausreißer.

Im Sommer unterschieden sich die Zooplanktongemeinschaften deutlich zwischen den Lebensräumen (Abb. 5.1.3a und 3b). Der Hauptstrom bildete eine klar abgegrenzte Gruppe. Auen- und Seitengewässer waren sich ähnlicher, wobei die Seitengewässer eine Zwischenstellung einnahmen. Der Hauptstrom wurde stark von Rädertieren dominiert, während Auen- und Seitengewässer höhere Anteile an Cladoceren und Copepoden aufwiesen. Häufige Rädertierarten waren *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Brachionus angularis* und *B. calyciflorus*.

Die Unterschiede in der Gemeinschaftsstruktur spiegelten sich in den Filtrationsraten wider. Die Gemeinschaften im Hauptstrom zeigten sehr geringe Filtrationsleistungen, während die Gemeinschaften in den Auen- und Seitengewässern deutlich höhere Filtrationsraten aufwiesen (Abb. 5.1.3c).

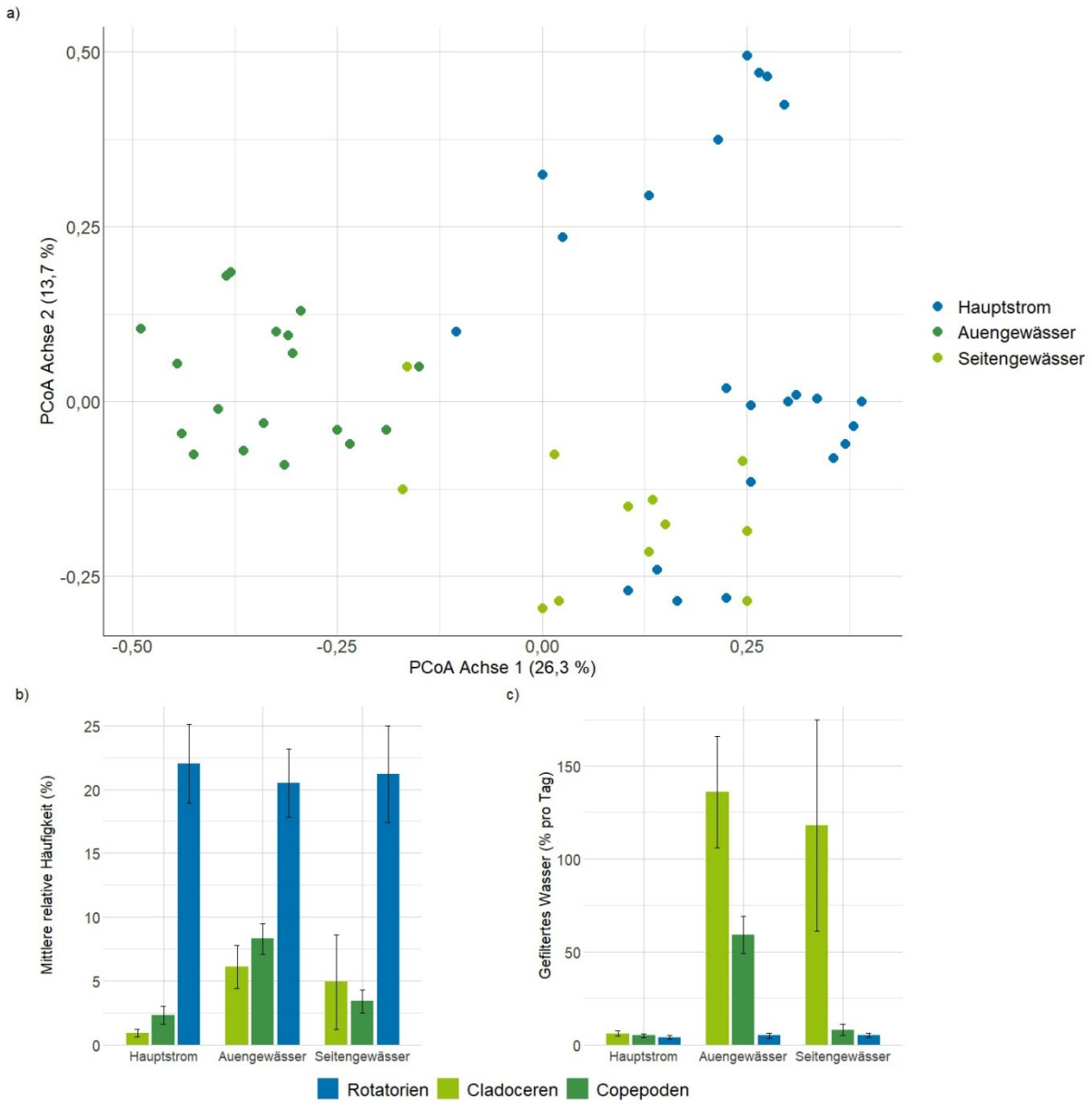


Abb. 5.1.3: (a) Hauptkoordinatenanalyse (PCoA) der Zooplanktongemeinschaften in verschiedenen Lebensräumen entlang der Grenzoder, (b) prozentuale Anteile der drei Großgruppen an der Gesamtdichte, (c) mittlere geschätzte Filtrationsraten der Zooplankton-Gemeinschaft im Sommer 2024.

Laubbesiedlung und-abbau

Die Zersetzungsrate der in der Grenzoder exponierten Laubstreu wurde vom Untersuchungsjahr, dem Standort und der Maschenweite der Netzbeutel beeinflusst (Abb. 5.1.4). Die Variabilität zwischen den Laubpaketen aus den grobmaschigen Neutzbeuteln war dabei deutlich höher als beim Laub aus den feinmaschigen Beuteln. Zwischen Standort und Jahr ergaben sich verschiedene signifikante Wechselwirkungen, die keine konsistenten Muster erkennen ließen.

So verlief die Zersetzung in den grobmaschigen Netzbeuteln im ersten Jahr an vier der fünf Standorte, für die Daten vorliegen, schneller als in den Folgejahren, nicht jedoch am Standort Mescherin (Abb. 5.1.4A). Zwischen den Standorten ergaben sich keine signifikanten Unterschiede, außer dass der Abbau in Mescherin langsamer verlief als in Schwedt, bedingt durch das erste Untersuchungsjahr. In den feinmaschigen Beuteln waren die Zersetzungsraten des Erlenlaubs stets niedrig (Abb. 5.1.4B). Trotz insgesamt geringer Unterschiede zwischen den Untersuchungsstandorten und -jahren waren die Raten im zweiten Jahr signifikant niedriger als im ersten und dritten Jahr. Zwischen den Standorten waren die einzigen signifikanten Unterschiede der langsamer verlaufende Abbau in Küstrin im Vergleich zu Schwedt und Mescherin.

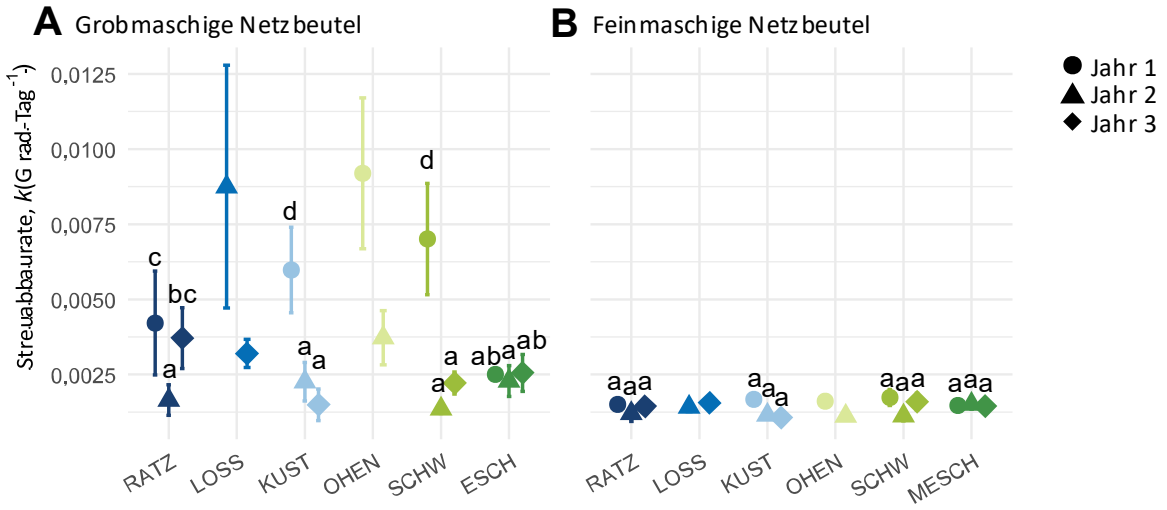


Abb. 5.1.4: Zersetzungsraten von Erlenlaub in grobmaschigen (A) und feinmaschigen (B) Netzbeuteln an 6 Untersuchungsstandorten entlang der Grenzoder in 3 aufeinanderfolgenden Jahren nach der Oderkatastrophe. Unterschiedliche Buchstaben weisen auf signifikante Unterschiede hin; RATZ= Ratzdorf, LOSS= Lossow, KUST= Küstrin-Bleyen, OHEN= Hohenwutzen, SCHW= Schwedt, ESCH= Mescherin.

Die als Ergosterolgehalt gemessenen Pilzbiomassen waren im zweiten Untersuchungsjahr signifikant höher als im ersten und dritten Jahr. Darüber hinaus war die Pilzbiomasse in Schwedt signifikant höher als in Ratzdorf und Küstrin, und auch in Mescherin war sie höher als in Küstrin. Ferner waren die Respirationsraten in Mescherin höher als in Ratzdorf, Küstrin und Schwedt. Insgesamt lagen die Respirationsraten im dritten Jahr höher als in den beiden vorangegangenen Jahren. Dagegen waren die Sporulationsraten im zweiten Jahr niedriger als im ersten, unterschieden sich aber nicht signifikant zwischen den Untersuchungsstandorten. Zwischen dem ersten und zweiten Jahr ist auch eine Verschiebung der Zusammensetzung der Pilzgemeinschaft erkennbar (Abb. 5.1.5). Ein Einfluss des Untersuchungsstandorts war nicht festzustellen.

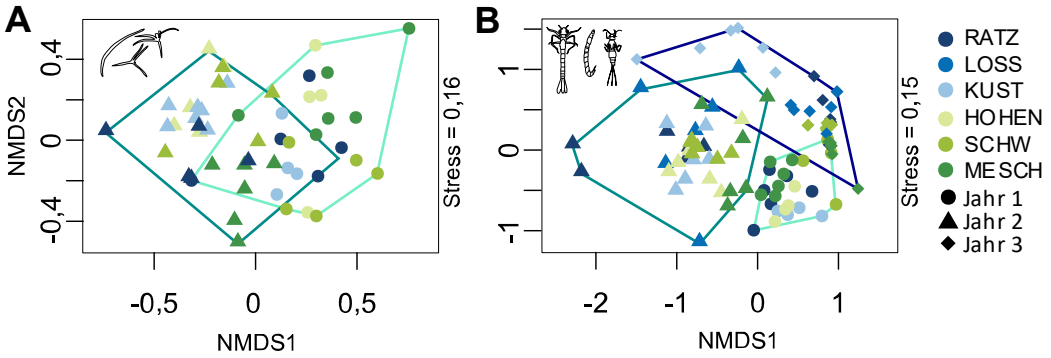


Abb. 5.1.5: NMDS-Analyse, die Unterschiede und Gemeinsamkeiten (A) der auf Erlenlaub sporulierenden aquatischen Hyphomyceten und (B) des mit dem Laub assoziierten MZB im ersten und zweiten Jahr nach der Oderkatastrophe an 6 Standorten entlang der Grenzoder zeigt; RATZ= Ratzdorf, LOSS= Lossow, KUST= Küstrin-Bleyen, OHEN= Hohenwutzen, SCHW= Schwedt, ESCH= Mescherin.

Amphipoda und Diptera dominierten das MZB an allen Untersuchungsstandorten und in allen Jahren. Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT-Taxa) wurden zwar an allen Standorten nachgewiesen, erreichten aber stets nur geringe Häufigkeiten. Unterschiede in der Gesamtdichte des MZB an den sechs Untersuchungsstandorten veränderten sich zwischen den drei Untersuchungsjahren, was zu einem statistisch signifikanten Interaktionseffekt zwischen Standort und Jahr führte und insbesondere von den Ergebnissen am Standort Schwedt geprägt war. Hier war im zweiten Jahr die Dichte des MZB signifikant höher als an allen anderen Standorten, und sie überstieg auch die Dichten im ersten und dritten Jahr am selben Standort. Darüber hinaus war im ersten Untersuchungsjahr der relative Anteil des Ernährungstyps Zerkleinerer in Schwedt signifikant höher, sowohl im Vergleich zu allen anderen Standorten als auch zu den beiden Folgejahren. Die Zusammensetzung der MZB unterschied sich zwischen dem ersten und dem zweiten Untersuchungsjahr nicht sehr deutlich zwischen den Untersuchungsstandorten (Abb. 5.1.5B). Die Auswertung der Daten aus dem dritten Jahr ist noch nicht vollständig abgeschlossen.

5.1.4 Diskussion

Die hier vorgestellten Ergebnisse zeigen deutliche saisonale und räumliche Unterschiede in den Zooplanktongemeinschaften der Oder. Diese Muster stimmen mit Beobachtungen aus anderen großen europäischen Flüssen überein. Die saisonalen Veränderungen mit geringer Diversität und Dichten im Winter und einem schnellen Anstieg im Frühjahr und Frühsommer spiegeln wahrscheinlich steigende Temperaturen und verbesserte Lichtverhältnisse verbunden mit einer erhöhten Algenproduktion wider (Hardenbicker et al. 2016). Auch die räumlichen Unterschiede im Hauptstrom entsprechen früheren Befunden: Buhnenfelder und Uferzonen wirken häufig als Wasserrückhaltebereiche und weisen daher vielfältigere Zooplanktongemeinschaften auf als die schneller fließende Strommitte (Jack et al. 2006). Diese Muster unterstreichen die Bedeutung der Vielfalt gewässermorphologischer Strukturen und Strömungsmuster für das Vorkommen von Zooplankton in Flüssen.

Der deutliche Unterschied zwischen Hauptstrom und Seitengewässern weist auf die ökologische Bedeutung von Auen und Altarmen hin. Wie in anderen Fluss-Aue-Systemen begünstigen wenig veränderliche Lebensraumstrukturen große Cladoceren und Copepoden, die eine Vielfalt von Eigenschaften aufweisen, die Ökosystemprozesse beeinflussen (Tockner et al. 1999). Die deutlich höhere Grazing-Kapazität großer Arten zeigt, dass Zooplankton in Flüssen vor allem dort Einfluss auf die Algendichte hat, wo die Wasseraufenthaltszeiten lang sind und die Strömungsbedingungen zeitlich wenig variieren. Die auf Grundlage der im Freiland bestimmten Abundanzen und der mithilfe von Literaturdaten geschätzten Filtrationsraten des Zooplanktons weisen darauf hin, dass diese Filtrierer im Hauptstrom der Oder wahrscheinlich eine untergeordnete Rolle bei der Steuerung der Algendichten spielen. In Auen- und Seitengewässern können sie hingegen einen größeren Einfluss haben. Eine grobe Abschätzung deutet jedoch darauf hin, dass Zooplankton weniger zur gesamten Filtrationsleistung beiträgt als Großmuscheln.

Im Gegensatz dazu wies die von Rädertierchen dominierte Gemeinschaft des Hauptstroms sehr niedrige Filtrationsraten auf. Dies bedeutet eine begrenzte Fähigkeit, Algenblüten zu unterbinden. Allerdings könnte die geringe Filtrierleistung auch eine Folge der toxischen *Prymnesium*-Blüte im Sommer 2022 sein. Mangels Zooplanktondaten aus dem Zeitraum vor der Oderkatastrophe lässt sich dies nicht eindeutig belegen. Experimentelle Befunde zeigen jedoch, dass *Prymnesium* auf filtrierendes Zooplankton in der Tat toxisch wirken kann. Bei Zelldichten von 400.000 pro Milliliter des *Prymnesium*-Stamms ODER1 wurden zum Beispiel Große Wasserflöhe (*Daphnia magna*) in Laborversuchen stark immobilisiert (Kahsay et al. 2025).

Da auch für den Laubabbau Referenzdaten aus der Zeit vor der Oderkatastrophe fehlen, wurde das Augenmerk auf indirekte Anzeichen für mögliche Auswirkungen der Oderkatastrophe gelegt. Dazu zählen systematische Änderungen der Ökosystemprozesse und der mit ihnen assoziierten Organismen im Längsverlauf des Flusses sowie vor allem im Verlauf der sukzessiven Erholung in den Jahren nach der *Prymnesium*-Massenentwicklung. Diese Erwartung konnte nicht klar mit Daten unterlegt werden.

Auch veröffentlichte Untersuchungen zur Zersetzung von Erlenlaub in großen Flüssen liegen unseres Wissens derzeit nicht vor. Versuche mit schmalblättrigen Weidenarten, die ähnliche Zersetzungsraten wie Erlenlaub aufweisen (z. B. Gessner et al. 1991), fanden in anderen großen europäischen Flüssen jedoch ähnliche Zersetzungsraten, Pilzsporulationssraten und MZB-Dichten wie in der Oder nach der Katastrophe (z. B. Chauvet 1987, Baldy et al. 2002). Diese Ähnlichkeit und das Fehlen konsistenter räumlicher und zeitlicher Besiedlungsmuster könnten auf nur begrenzte Auswirkungen der *Prymnesium*-Blüte auf den Laubabbau und die daran beteiligten Organismen, MZB und Pilze in der Oder hindeuten. Angesichts der inkonsistenten räumlichen und zeitlichen Muster bleiben verallgemeinernde Schlussfolgerungen zur Widerstandsfähigkeit laubassoziierter Pilze und wirbelloser Tiere gegenüber toxischen Algenblüten jedoch spekulativ.

Signifikante standortspezifische Unterschiede wie erhöhte Respirationsraten und Pilzbiomassen waren bei Schwedt oder Mescherin generell am stärksten ausgeprägt. Dabei handelt es sich um die am weitesten stromab gelegenen Standorte. Diese Beobachtung steht im Einklang mit der Hypothese, dass die Toxinexposition während der Oderkatastrophe im Längsverlauf des Flusses abnahm. Im Gegensatz zu dieser Hypothese gibt es jedoch Hinweise, dass die Auswirkungen der *Prymnesium*-Blüte auf die Laubbesiedlung und -zersetzung an dem am weitesten flussaufwärts gelegenen Standort Ratzdorf eher gering waren. Eine mögliche Erklärung

wird durch Daten gestützt, dass der Uferbereich an diesem Untersuchungsstandort maßgeblich vom Zufluss der kurz oberhalb einmündenden Lausitzer Neiße geprägt wird, der sich noch nicht mit dem Wasser der Oder durchmischt hat. Zu diesen Daten gehören sehr hohe Dichten lebender Muscheln (Kapitel 2.3), Funde sensibler Fischarten unmittelbar nach der Oderkatastrophe ausschließlich in diesem Bereich (Kapitel 2.4) und eine geringere Artenzahl salzliebender (halophiler) Bakterien und Phytoplankton-Taxa (Kapitel 3.1). Auch die Laubbesiedlung und -zersetzung könnte an diesem Standort folglich weitgehend unbeeinflusst von der Oderkatastrophe gewesen sein.

Ähnliche Effekte auf den Laubabbau waren jedoch insofern nicht erkennbar, als die Zersetzergemeinschaften und die Abbauraten des exponierten Erlenlaubs an allen Standorten relativ ähnlich waren. Wenn der Standort Ratzdorf tatsächlich nicht von der *Prymnesium*-Blüte betroffen war, also als Referenzstandort dienen kann, dann würde die Ähnlichkeit der Ergebnisse zwischen diesem und anderen Standorten flussabwärts implizieren, dass die Auswirkungen der Oderkatastrophe auf den Laubabbau und die daran direkt beteiligten Organismen gering waren.

In den grobmaschigen Netzbeuteln, deren größere Maschenweite auch dem MZB Zugang zu den Laubpaketen erlaubte, verlief die Zersetzung des Laubs im ersten Jahr schneller als in den beiden Folgejahren. Dieses unerwartete Ergebnis steht im Einklang mit dem höheren Anteil an Zerkleinerern im ersten Jahr und liefert ein weiteres Indiz für geringe Auswirkungen der *Prymnesium*-Blüte auf das MZB einschließlich der Zerkleinerer. Diese Organismen könnten sogar indirekt vom Fischsterben profitiert haben, da mit den Fischen potenzielle Fressfeinde stark dezimiert wurden (vgl. Kapitel 2.2 und 5.2). Dieser potenzielle indirekt positive Effekt auf das MZB könnte sich mit der Erholung des Fischbestands in den Folgejahren abgeschwächt haben.

Insgesamt lassen die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung darauf schließen, dass die Auswirkungen der toxischen *Prymnesium*-Blüte auf die Besiedlung und Zersetzung von Laubstreu gering waren und dieser wichtige Ökosystemprozess somit eine vergleichsweise hohe Widerstandsfähigkeit aufwies. Die Untersuchungen zum Zooplankton und seinen Filtrationsleistungen zeigen, dass die Resilienz der Oder stark von den Auen- und Seitengewässern des Flusses abhängt, deren vielfältige Zooplankton-Gemeinschaften am ehesten Potenzial haben, *Prymnesium*-Blüten zu begrenzen. Eine gute hydrologische Anbindung der Auen- und Seitengewässer an den Hauptstrom ist essenziell, damit die Filtrationsleistung des Zooplanktons dazu beitragen kann, das Flusssystem vor künftigen Massenentwicklungen besser abzupuffern.

Kontakt

Dr. Abrehet Kahsay

abrehetkahsay66@gmail.com

Prof. Dr. Luc De Meester

Luc.DeMeester@igb-berlin.de

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

Dr. Gwendoline David

gwendoline.david@engees.unistra.fr

Prof. Dr. Mark Gessner

mark.gessner@igb-berlin.de

Leibniz-Institut für Gewässerökologie
und Binnenfischerei (IGB)
im Forschungsverbund Berlin e.V.
Zur alten Fischerhütte 2
16775 Stechlin, OT Neuglobsow

5.2 Aquatisch-terrestrische Kopplung durch emergierende Insekten entlang der Oder

Nadja Heitmann, Tarn Preet Parmar, Janine Rüegg & Dominik Martin-Creuzburg

5.2.1 Einleitung

Auen sind für eine natürliche Dynamik von Gewässern und damit nicht nur für den Schutz vor Hochwasser, sondern auch für die Widerstandsfähigkeit (Resilienz) von Fließgewässern gegenüber menschengemachten Störungen von großer Bedeutung. Auen halten beispielsweise Nähr- und Schadstoffe zurück und stellen Rückzugsräume (Refugien) für Organismen bereit, die im Fließgewässer leben. Auen gehören zu den am meisten gefährdeten Ökosystemen weltweit (Tockner et al. 2008, Natho und Hudson 2024). Sie sind sehr abwechslungsreich, bieten Lebensraum für eine Vielzahl an Pflanzen und Tieren und werden aufgrund dieser hohen Biodiversität als besonders schützenswert eingestuft (Tockner und Stanford 2002, Wenskus et al. 2025).

Merolimnische Insekten zeichnen sich durch einen Wechsel des Lebensraums während ihrer Entwicklung aus. Sie leben als Larven im Wasser, verlassen das Wasser aber dann als geschlechtsreife (adulte) Insekten für die Fortpflanzung. Das Verlassen des Wassers bezeichnet man als Emergenz. Aufgrund dieser Emergenz spielen aquatische Insekten eine wichtige Rolle für den ökosystemübergreifenden Transport von Energie und Nährstoffen und damit für die aquatisch-terrestrische Kopplung und die Anbindung von Fließgewässern an ihre Auen (Nakano und Murakami 2001, Baxter, Fausch und Carl Sanders 2005). Während die Insektenlarven im Wasser vielen Fischen und wirbellosen Räubern als Nahrung dienen, werden die adulten Insekten an Land beispielsweise von Vögeln, Fledermäusen oder Spinnen gefressen (Paetzold, Schubert und Tockner 2005, Lam et al. 2013, Twining et al. 2021). Der Transfer von Energie und Nährstoffen über aquatisch-terrestrische Ökosystemgrenzen hinweg erfolgt dabei in beide Richtungen, da auch terrestrische Insekten in angrenzende Gewässer eingetragen werden und beispielsweise Fischen als Nahrung dienen (Nakano und Murakami 2001, Baxter, Fausch und Carl Sanders 2005). Insekten tragen damit maßgeblich zu einer engen Verzahnung von aquatischen und terrestrischen Ökosystemen über die Nahrungskette bei.

Emergierende aquatische Insekten sind nicht nur quantitativ eine wichtige Nahrungsquelle für Tiere im Uferbereich, sie liefern auch langkettige mehrfach ungesättigte Fettsäuren, die für viele Tiere essenziell sind, d. h. mit der Nahrung aufgenommen werden müssen (Glencross 2009, Martin-Creuzburg, Kowarik und Straile 2017), und deren Verfügbarkeit in terrestrischen Systemen begrenzt ist (Hixson et al. 2015). Aquatische Insekten stellen daher ein qualitativ hochwertigeres Futter für terrestrische Räuber dar als terrestrische Insekten (Twining et al. 2016, Parmar et al. 2022, Shipley et al. 2024). Andererseits kann durch die Insektenemergenz auch ein Transfer von Schadstoffen wie Schwermetalle oder Pestizide aus dem Wasser in angrenzende terrestrische Habitate erfolgen (Schulz et al. 2024, Twining et al. 2025). Die Konsequenzen eines solchen Schadstofftransfers durch emergierende Insekten für terrestrische Nahrungsnetze sind allerdings weitgehend unklar.

Sich verändernde Umweltbedingungen oder menschliche Eingriffe beeinträchtigen aquatische Insekten und deren Emergenz und können ebenfalls die funktionale Anbindung von Fließgewässern an ihre Auen (laterale Konnektivität) verändern. Die Wasserqualität, die maßgeblich durch die Landnutzung im Einzugsgebiet und die Einleitung industrieller und häuslicher Abwässer beeinflusst wird, spielt hierbei eine zentrale Rolle. Insbesondere die

Schadstoffbelastung unserer Fließgewässer hat sich als ein wichtiger Faktor herausgestellt, der die Emergenz aquatischer Insekten nachhaltig beeinträchtigt (Schulz et al. 2024).

Die Umweltkatastrophe an der Oder im August 2022 hatte schwerwiegende Folgen für das Ökosystem, insbesondere für Fische und Muscheln, die in großer Zahl verendeten. Welche Auswirkungen die Katastrophe auf die Emergenz aquatischer Insekten hatte, ist Gegenstand der hier vorgestellten Arbeiten. Ziel war es, die Insektenemergenz aus der Oder und aus angrenzenden Auengewässern in den Jahren nach der Katastrophe zu quantifizieren und Veränderungen während der Erholungsphase zu dokumentieren. Hierzu wurden in den Jahren 2023, 2024 und 2025 schwimmende Emergenzfallen auf ausgewählten Buhnenfeldern entlang der Oder sowie einigen angrenzenden Auengewässern ausgebracht. Zusätzlich wurden an drei Stellen zwischen Fluss und Auengewässern Transekte von terrestrischen Insektenfallen aufgestellt, um das Eindringen aquatischer Insekten in angrenzende terrestrische Bereiche untersuchen zu können. Die gefangenen Insekten wurden anhand äußerlicher (morphologischer) Merkmale identifiziert, gezählt und für die Biomassebestimmung gefriergetrocknet und gewogen. Insektenproben aus 2023 wurden teilweise für Fettsäureanalysen verwendet, um den ökosystemübergreifenden Transfer von essenziellen Fettsäuren abschätzen zu können. Proben aus 2024 wurden für eine genauere taxonomische Bestimmung einem DNA-Metabarcoding unterzogen; erste vorläufige Ergebnisse werden hier bereits vorgestellt.

5.2.2 Methodik

Die Emergenz aquatischer Insekten wurde mit schwimmenden Emergenzfallen untersucht, die auf sechs ausgewählten Buhnenfeldern entlang der Oder und drei angrenzenden Auengewässern in den Jahren 2023 und 2024 ausgebracht waren (Abb. 5.2.1). 2025 wurde die Anzahl der untersuchten Buhnenfelder auf drei begrenzt. An jeder Stelle wurden drei Emergenzfallen ausgebracht, die von Ende April bis Anfang November wöchentlich geleert wurden (ca. 800 Proben/Jahr). Die drei Emergenzfallen (A–C) auf einem Buhnenfeld wurden entlang einer Linie vom Ufer zum Buhnenkopf ausgebracht. Ziel war es, Unterschiede in Strömungsgeschwindigkeiten und Sedimentbeschaffenheiten innerhalb einer Buhne abzudecken, um eine möglichst repräsentative Abschätzung der Emergenz aus einem Buhnenfeld zu ermöglichen. Das Ausbringen von Emergenzfallen entlang der Strömungskante vom Buhnenkopf aus flussabwärts war aufgrund der starken Strömung und der Nähe zur Fahrrinne aus Sicherheitsgründen nicht möglich.

Jede Emergenzfalle war mit einem Anker am Boden und zusätzlichen Leinen am Ufer befestigt. Die verwendeten Emergenzfallen bestehen aus einem Rahmen aus schwimmfähigen Kunststoffrohren und einem pyramidenartigen Aufsatz aus vier dünnen Kunststoffrohren und einer Netzbespannung (Maschenweite 500 µm). Die Fallen decken eine Wasseroberfläche von 0,36 m² ab (60 × 60 cm). Der pyramidenartige Aufsatz mündet in einen Fangbecher (Abb. 5.2.2). Auf die Verwendung von Fangflüssigkeit wurde verzichtet. Bei jeder Leerung der Fallen wurde zunächst die Innenseite des Netzes mit einem Insektensauger (Makita DVC261ZX15, modifiziert) abgesaugt und dann der Fangbecher ausgetauscht (Parmar et al. 2022). Die Insektenproben wurden bei –20 °C bis zur weiteren Verarbeitung eingelagert. Das hier verwendete Fallendesign und auch die Methodik hat sich bereits auf zahlreichen anderen Gewässern bewährt.

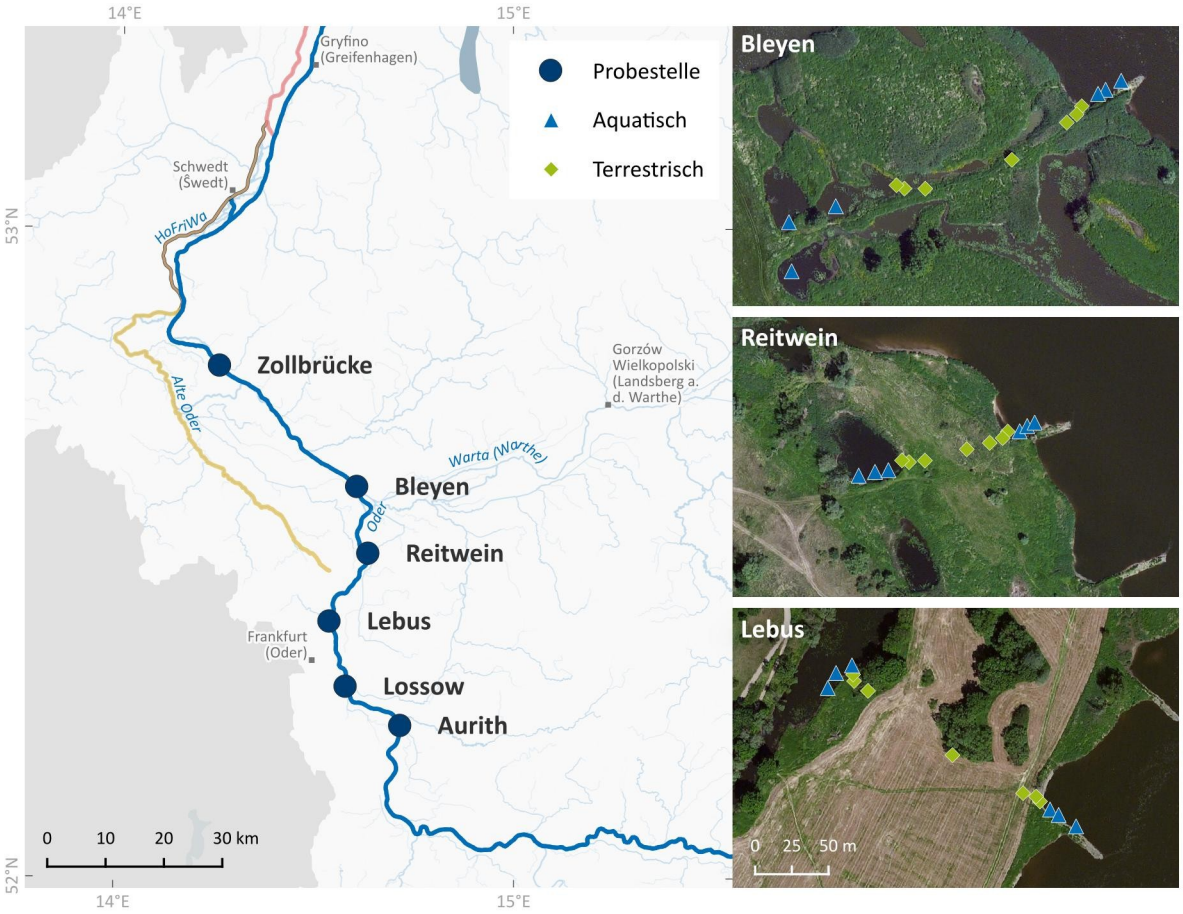


Abb. 5.2.1: Probenahmestellen entlang der Oder (links). Satellitenbilder (rechts) zeigen die Position der Emergenzfallen exemplarisch in 3 (Lebus, Reitwein, und Bleyen) der insgesamt 6 ausgewählten Buhnenfelder und Auengewässer (blaue Punkte). An jeder Stelle wurden 3 Emergenzfallen ausgebracht. Die terrestrischen Insektenfallen zwischen den Buhnen und Auengewässern wurden jeweils im Abstand von 1, 5 und 10 m von der jeweiligen Uferlinie bzw. je eine Falle in der Mitte zwischen Buhnenfeld und Auengewässer aufgestellt (grüne Punkte). Digitale Orthofotos: GeoBasis-DE/LGB, dl-de/by-2-0.

Zusätzlich zu den schwimmenden Emergenzfallen kamen terrestrische Insektenfallen zum Einsatz, die als Transekte angeordnet zwischen den Auengewässern und der Oder in unterschiedlicher Entfernung von der jeweiligen Uferlinie aufgestellt wurden (1, 5, 10 m von der Aue bzw. vom Fluss und der Mitte der beiden Habitate). Die verwendeten terrestrischen Fallen sind für das Fangen fliegender Insekten optimiert. Sie bestehen aus einer nach oben und einer nach unten gerichteten pyramidenförmigen Fangkonstruktion und einem dazwischen kreuzförmig aufgespannten Prallnetz (vertikale Fangfläche: 1,72 m², siehe Parmar et al. 2022, Abb. 5.2.2). Insekten, die auf das Prallnetz treffen, fallen entweder nach unten in den Fangbecher oder fliegen nach oben weg und gelangen in den oberen Fangbecher. Die terrestrischen Fallen wurden eingesetzt, um das Eindringen aquatischer Insekten in angrenzende terrestrische Bereiche abschätzen zu können. Die terrestrischen Fallen wurden jeweils am Monatsende von April bis Oktober durch das Anbringen von Fangbechern für jeweils vier Tage, vorzugsweise während Schönwetterperioden, in Betrieb genommen. Nach diesen vier Tagen wurden die Insekten wie oben für die aquatischen Fallen beschrieben abgesammelt und bei –20 °C eingelagert (ca. 120 terrestrische Proben/Jahr).

Abb. 5.2.2: Insekten aus den schwimmenden Emergenzfallen (Probenahme vom 03.09.2024) in Reitwein (A) vom Auengewässer und (B) vom angrenzenden Buhnenfeld der Oder. (C) Design der aquatischen Emergenzfallen, (D) Design der terrestrischen Fallen und (E) Teile eines Transekts, bestehend aus aquatischen und terrestrischen Fallen (hier bei Lebus). Foto: Heitmann

Die Insektenproben wurden anschließend im Labor nach Gruppen sortiert: Zuckmücken (Chironomidae), Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Köcherfliegen (Trichoptera), Steinfliegen (Plecoptera) und andere (semi)aquatische und terrestrische Insektengruppen. Ein Teil der Chironomidenproben wurde extern von einem Experten (Claus Orendt, Hydrobiologie) bestimmt. Die morphologisch bestimmten Individuen wurden einem Metabarcoding unterzogen (Florian Leese, Universität Duisburg-Essen) mit dem Ziel, die Chironomiden-Datenbank weiter auszubauen. Anschließend wurde die Artenzusammensetzung in einer repräsentativen Teilprobe der aquatischen Proben von 2024 mittels Metabarcoding untersucht (Macher et al. 2025). Mithilfe des Metabarcodings können selbst geringste Mengen genetischen Materials, zum Beispiel auch aus dem Verdauungstrakt räuberischer Arten, nachgewiesen werden. Da das Metabarcoding keine quantitative Auswertung der Individuenzahlen zulässt, wurde von den restlichen aquatischen Proben aus 2024 sowohl die Abundanz der emergierenden Insekten als auch deren Biomasse bestimmt, um einen Gesamtbiomasseexport aus den Gewässern in die terrestrischen Habitate abschätzen zu können. Hierzu wurden die Insekten in vorgewogene Aluschiffchen sortiert und nach Gefriertrocknung erneut gewogen. Diese Proben wurden anschließend für die Fettsäureextraktion verwendet (Daten nicht gezeigt).

5.2.3 Ergebnisse

Die Gemeinschaft der emergierenden aquatischen Insekten war sowohl in den Buhnenfeldern der Oder als auch in den Auengewässern von Zweiflüglern (Diptera) dominiert, was sich in den Biomasseanteilen und den Abundanzen zeigt (Abb. 5.2.3). Der Anteil an Dipteren an der Gesamtabundanz (Individuen/m²/Jahr) betrug im Jahr 2023 in den Buhnenfeldern 99,6 % und in den Auengewässern 85,6 %. Die zweitwichtigste Insektenordnung in Bezug auf die Anzahl an emergierenden Individuen war in den Buhnenfeldern die Gruppe der Köcherfliegen (Trichoptera) und in den Auengewässern die Gruppe der Eintagsfliegen (Ephemeroptera).

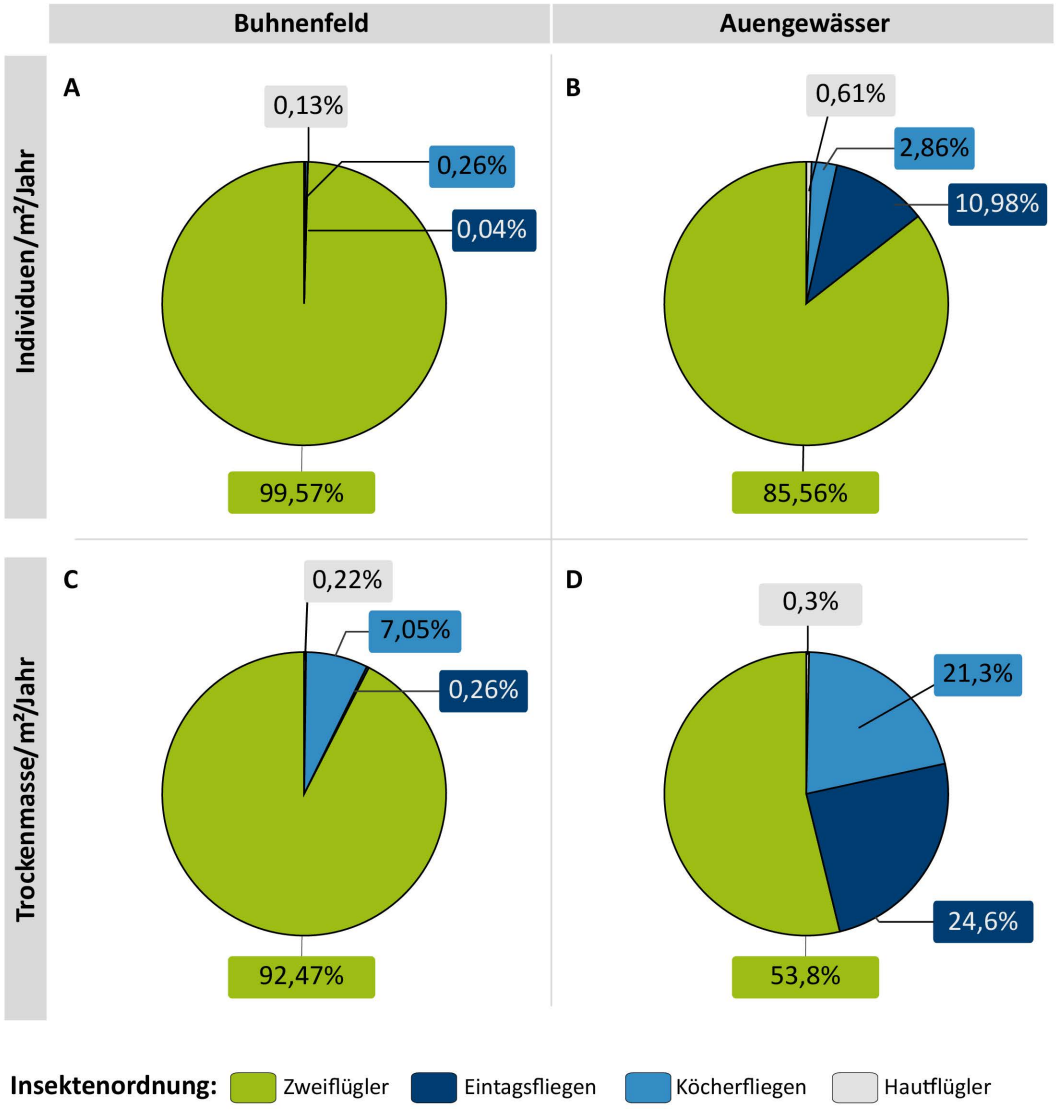


Abb. 5.2.3: Beitrag der verschiedenen Insektengruppen zur Gesamtabundanz (Individuen/m²/Jahr; A und B) und zum Gesamtbiomasseexport (Trockenmasse/m²/Jahr; C und D) im Jahr 2023 durch emergierende aquatische Insekten in den Buhnenfeldern der Oder (A und C) und den Auengewässern (B und D). Für die Ermittlung der relativen Anteile wurden die Abundanz- und Biomassedaten über die Saison (April bis November) und die Probenahmestellen hinweg aufsummiert (Buhnen und Auengewässer getrennt).

Der Anteil an Köcherfliegen an der Gesamtabundanz betrug in den Buhnenfeldern 0,3 % und in den Auengewässern 2,9 %, der Anteil an Eintagsfliegen betrug in den Buhnenfeldern 0,04 % und in den Auengewässern 11,0 % (Abb. 5.2.3). Alle anderen Insektengruppen trugen kaum zur Gesamtabundanz emergierender Insekten bei. Die relativen Anteile der verschiedenen Insektengruppen am Gesamtbiomasseexport (Trockenmasse/m²/Jahr) zeigten dagegen ein etwas anderes Bild. Der Anteil an Zweiflüglern am Gesamtbiomasseexport betrug in den Buhnenfeldern 92,5 % und in den Auengewässern 53,8 % (Abb. 5.2.3). Neben den Zweiflüglern waren es in den Buhnenfeldern vor allem die Köcherfliegen (7,1 %), die zum Gesamtbiomasseexport beitrugen. In den Auengewässern ging der Gesamtbiomasseexport dagegen zu großen Anteilen auf Köcherfliegen (21,3 %) und Eintagsfliegen (24,6 %) zurück (Abb. 5.2.3).

Die Abundanz emergierender aquatischer Insekten war in den Buhnenfeldern der Oder generell höher als in den Auengewässern (Abb. 5.2.4A; Individuen/m²). Bezogen auf den Biomasseexport waren die Unterschiede zwischen den Buhnenfeldern und den Auengewässern weniger stark ausgeprägt, aber immer noch klar ersichtlich (Abb. 5.2.4B; Gesamtbiomasse/m²). An den drei Stellen Lebus, Reitwein und Bleyen war die Abundanz und auch der Biomasseexport aus den Buhnen signifikant höher als aus den Auengewässern. Die Emergenz aquatischer Insekten aus den Buhnenfeldern war bezogen auf die Abundanz klar von Zweiflüglern, insbesondere von Zuckmücken (Chironomidae) dominiert (Abb. 5.2.3 und 4). Der Anteil an Zuckmücken an der Gesamtabundanz war in allen Buhnenfeldern entlang der Oder größer als 90 %. Auch die aus den Buhnenfeldern insgesamt exportierte Biomasse (mg TG/m²) ging im Wesentlichen auf Zuckmücken zurück. Die Köcherfliegen trugen in allen Buhnenfeldern ebenfalls zum Gesamtbiomasseexport bei, wobei der Anteil an Köcherfliegen am Gesamtbiomasseexport in Aurith (AH) mit rund 22 % am höchsten war. Der Anteil der anderen Insektengruppen am Gesamtbiomasseexport aus den Buhnenfeldern war gering (Abb. 5.2.3 und 4).

Die Abundanz und auch der Biomasseexport aus den Auengewässern ergaben dagegen ein diverseres Bild (Abb. 5.2.3 und 4). Während die Gesamtabundanz im Auengewässer in Reitwein (RW) nahezu ausschließlich auf Zuckmücken zurückzuführen war, ging diese in den Auengewässern in Lebus (LB) und Bleyen (BY) auch auf Eintagsfliegen und Köcherfliegen zurück, auch wenn deren Beitrag zur Gesamtabundanz gering war (Abb. 5.2.4A; Individuen/m²). Der Biomasseexport aus den Auengewässern ging dagegen zu einem größeren Anteil auf Eintagsfliegen (in LB) und Köcherfliegen (in BY) zurück (Abb. 5.2.4B; Biomasse/m²).

Der zeitliche Verlauf der Insektenemergenz war in Bezug auf die Abundanz (Individuen/m²/Tag) und auch die Biomasse (mg TG/m²/Tag) in fast allen Buhnenfeldern entlang der Oder durch ein Maximum im Juni gekennzeichnet (Abb. 5.2.5). Auf dieses Maximum im Juni folgte an einigen Stellen ein weiterer Gipfel im Juli (BY) oder in der zweiten August- (ZB) beziehungsweise Septemberhälfte (RW). In Lossow (LW) und in Lebus (LB) blieb dieser zweite Gipfel weitgehend aus (Abb. 5.2.4). Im Gegensatz zu den Buhnenfeldern waren die Auengewässer durch weniger ausgeprägte Maxima der Insektenemergenz gekennzeichnet, sowohl in Bezug auf den Individuen- als auch den Biomasseexport. Auffällig war ein Anstieg der Individuenzahlen im Juni und ein Anstieg des Biomasseexports Mitte Juli in Lebus (Abb. 5.2.5).

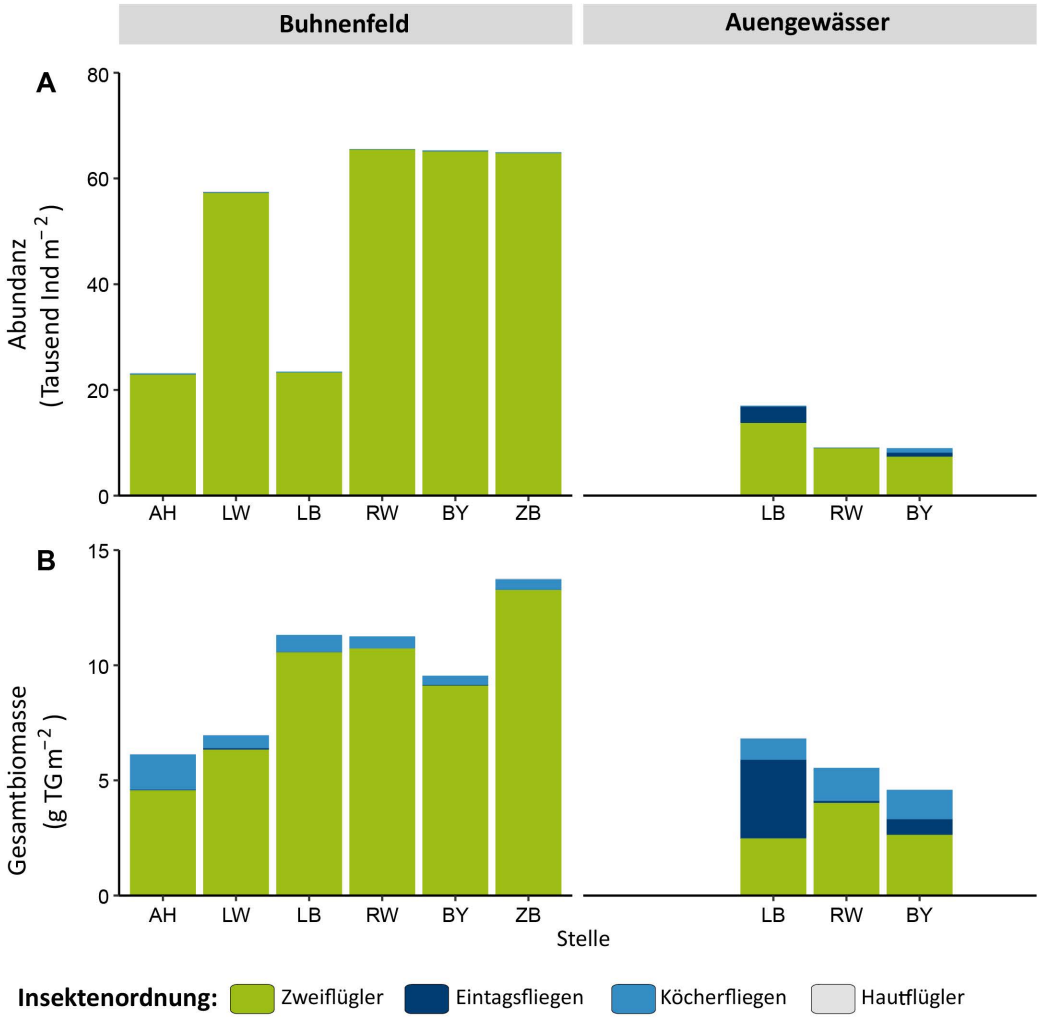


Abb. 5.2.4: Abundanz (A) und Biomasse (B) emergierender aquatischer Insekten in 6 untersuchten Buhnenfeldern entlang der Oder und 3 angrenzenden Auengewässern, summiert über die Saison von Ende April bis Anfang November 2023 (Anzahl Individuen bzw. Gesamtbiomasse pro m² Wasseroberfläche). Die Probenahmestellen sind von Süd nach Nord in Fließrichtung angeordnet: Aurith (AH), Lossow (LW), Lebus (LB), Reitwein (RW), Bleyen (BY), Zollbrücke (ZB).

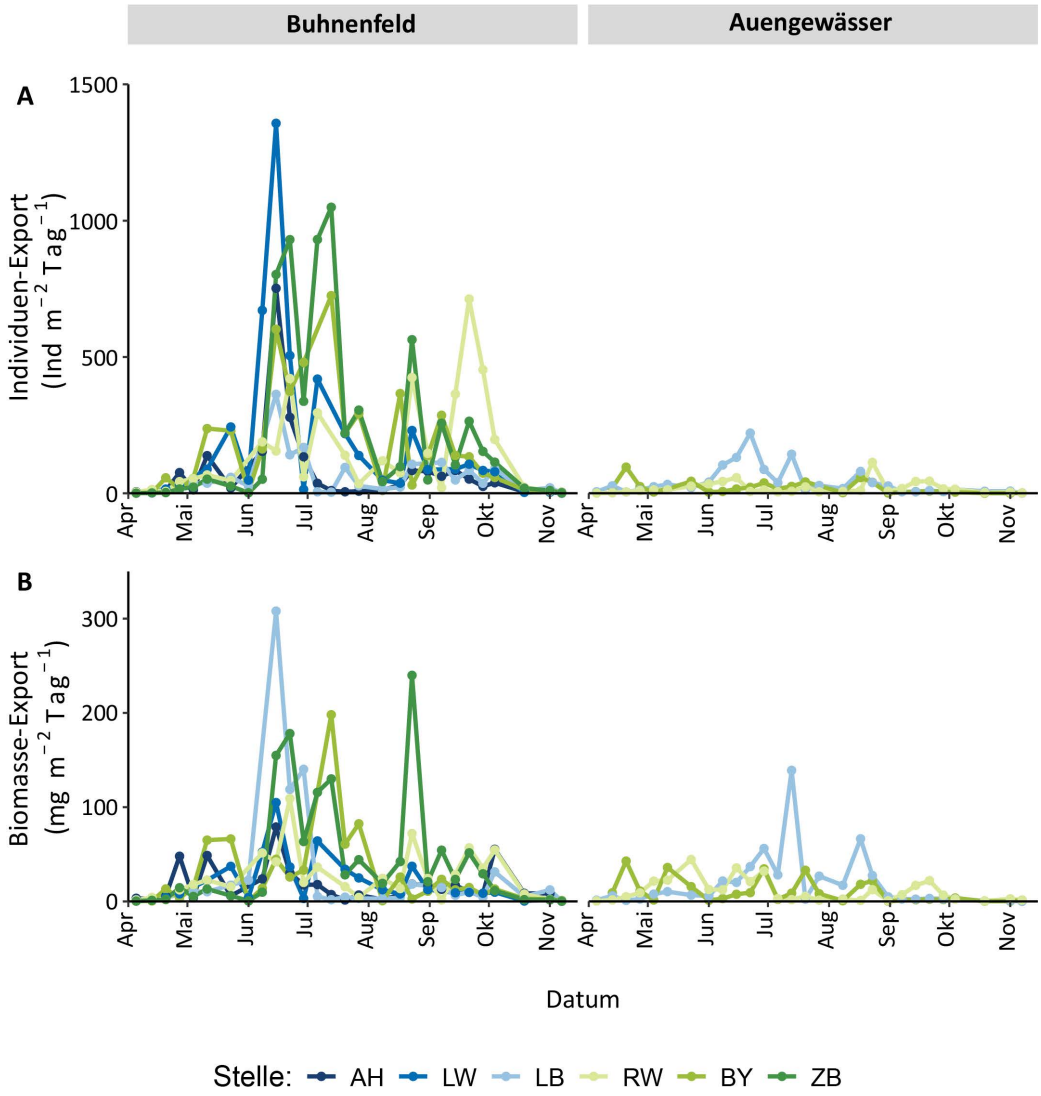


Abb. 5.2.5: Zeitlicher Verlauf des Exports von Individuen (A, Individuen/m²/Tag) und Biomasse (B, mg Trockenmasse/m²/Tag) in 6 Buhnenfeldern (BF) entlang der Oder und 3 angrenzenden Auengewässern (AG) von April bis November 2023. Die Probenahmestellen sind von Süd nach Nord in Fließrichtung angeordnet: Aurith (AH), Lossow (LW), Lebus (LB), Reitwein (RW), Bleyen (BY), Zollbrücke (ZB).

Eine Gegenüberstellung der gruppenspezifischen Emergenzdaten (Individuen/m²) aus den Buhnenfeldern in Lebus (LB), Reitwein (RW) und Bleyen (BY) mit ihren jeweils angrenzenden Auengewässern zeigte eine signifikant höhere Emergenz von Zuckmücken in den Buhnenfeldern von Mai bis Oktober (Abb. 5.2.6). Im Gegensatz dazu war die Emergenz von Köcherfliegen und Eintagsfliegen in den Auengewässern höher als in den angrenzenden Buhnenfeldern und im Falle der Köcherfliegen vor allem auf die Monate Mai, Juni, Juli und im Falle der Eintagsfliegen vor allem auf die Monate Juli und August beschränkt (Abb. 5.2.6). Neben den typischen Insektengruppen waren unter den emergierenden Insekten regelmäßig auch parasitoide, sich zumeist in den Eiern anderer Insekten entwickelnde Wespen (Brackwespen: Braconidae, Erzwespen: Mymaridae, Trichogrammatidae) zu finden, insbesondere in den Auengewässern, aber auch in den Buhnenfeldern.

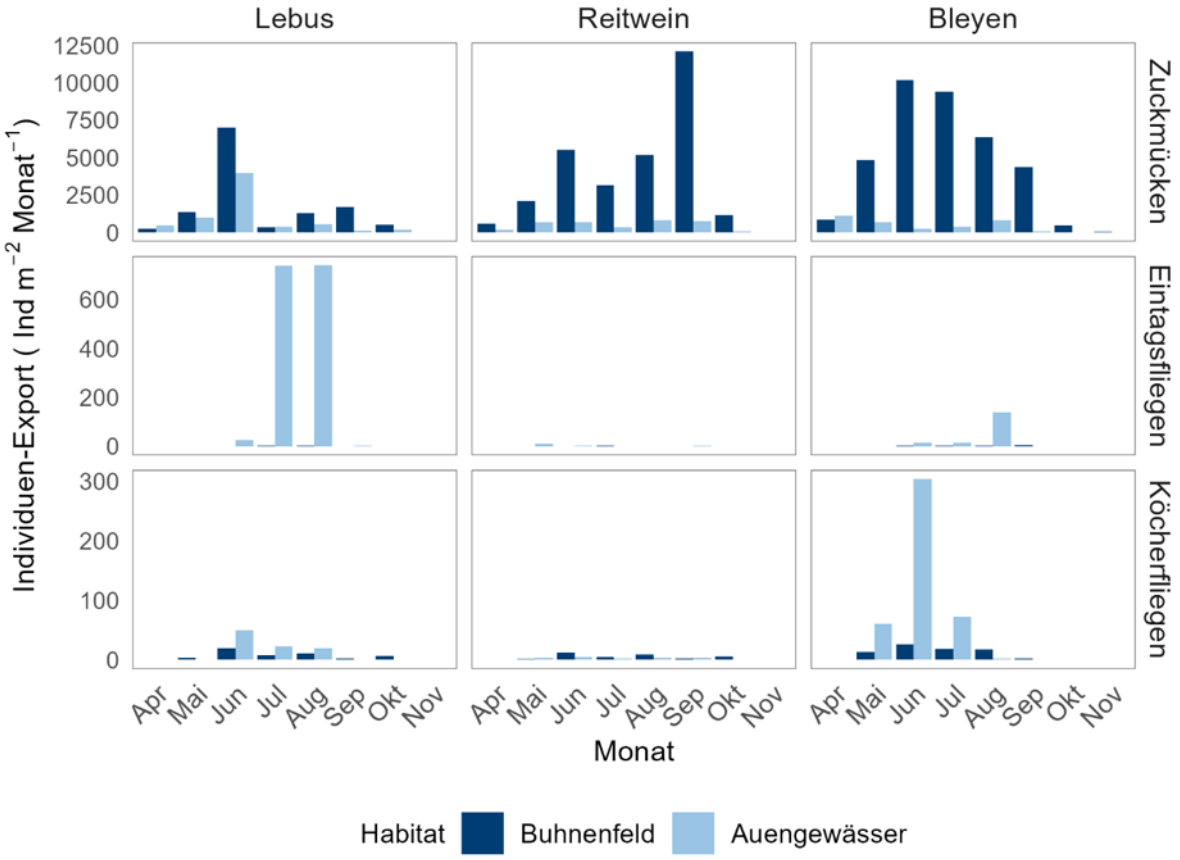


Abb. 5.2.6: Export (Individuen/m²/Monat) von Zuckmücken (Chironomidae, oben), Eintagsfliegen (Ephemeroptera, Mitte) und Köcherfliegen (Trichoptera, unten) aus den 3 Buhnenfeldern in Lebus (LB), Reitwein (RW) und Bleyen (BY) sowie den jeweils angrenzenden Auengewässern in 2023.

Die Diversität der aus den Buhnenfeldern und Auengewässern emergierenden Zuckmücken (Chironomidae) wurde aus 27 ausgewählten Emergenzproben anhand morphologischer Kriterien bestimmt (Tab. A5.2.1). Die Artenvielfalt der Zuckmücken, ausgedrückt als Simpson-Index, war in den Auengewässern generell höher als in den Buhnenfeldern, auch wenn die Unterschiede nicht signifikant waren (Abb. 5.2.7A). Eine nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der relativen Anteile der einzelnen Zuckmücken-Arten (%) am Standort Reitwein zeigte Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den Buhnenfeldern und den Auengewässern (Abb. 5.2.7B). Während die Zuckmücken-Gemeinschaft in den Buhnenfeldern vor allem durch *Cladotanytarsus atridorsum* geprägt war, waren es in den Auengewässern vor allem die beiden Arten *Parachironomus gracilior* und *Parachironomus monochromus* (Abb. 5.2.7B). Die generell höhere Diversität in den Auengewässern zeigt sich damit sowohl auf Ordnungsebene (Abb. 5.2.3 und 4) als auch auf der Ebene der Zuckmücken.

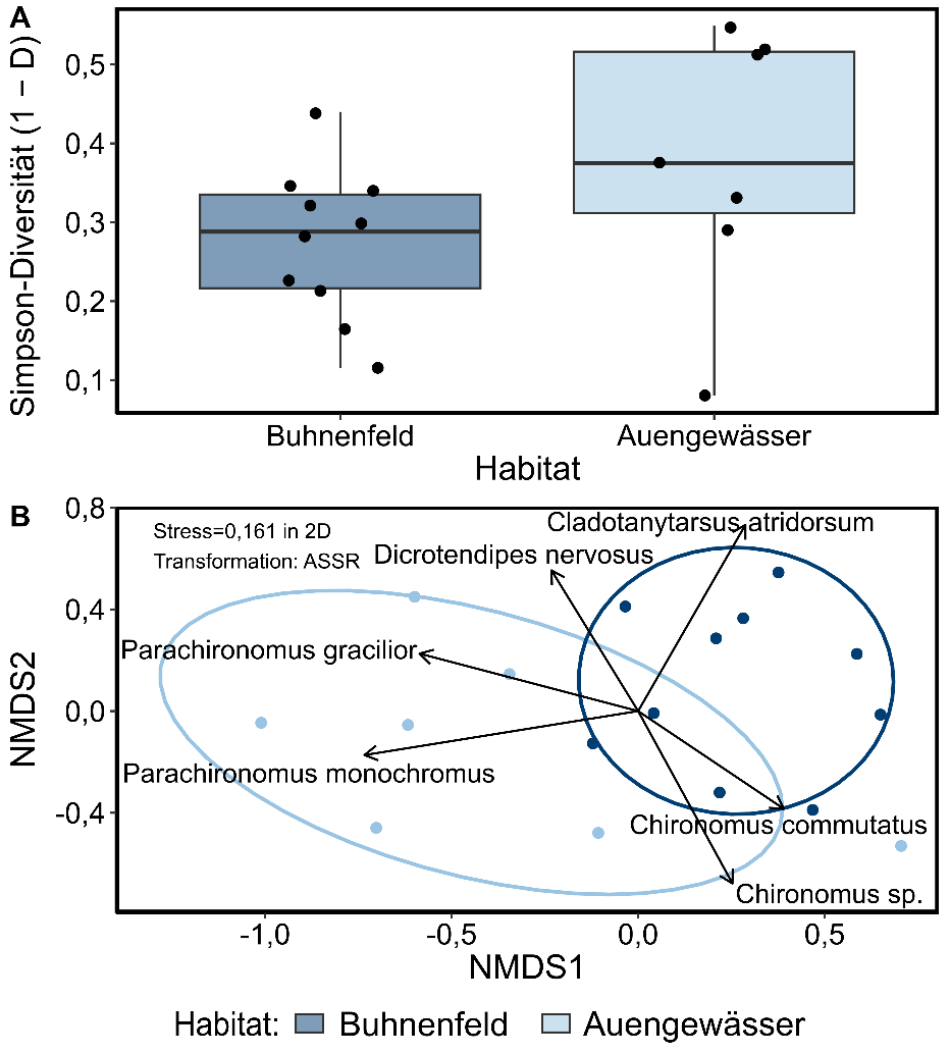


Abb. 5.2.7: Diversität (A, Simpson-Index) der aus dem Buhnenfeld und dem angrenzenden Auengewässer in Reitwein emergierten, morphologisch bestimmten Zuckmücken (Chironomidae). Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (B, NMDS) der relativen Anteile der einzelnen Zuckmücken-Arten (%) an der insgesamt erfassten Anzahl der Zuckmücken-Arten. Die Vektoren zeigen, welche Arten für die Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen dem Buhnenfeld und dem angrenzenden Auengewässer maßgeblich verantwortlich sind. Die Ellipsen zeigen die Variabilität in der Artenzusammensetzung der beiden Habitate (75-%-Konfidenzintervalle).

In den 213 Emergenzproben von 2024, die mittels Metabarcoding untersucht wurden (Buhnenfelder und Auengewässer), wurden insgesamt 674 Taxa identifiziert, 498 davon konnten einer Art zugeordnet werden. Von den insgesamt 674 Taxa wurden 567 als Insekten, 54 als Spinnentiere und 8 als Springschwänze (Collembola) klassifiziert. Selten wurden verschiedene Pilze, Algen, Krebstiere, Schnecken, Kiemenfüßer, verschiedene Bakterien und Moostierchen nachgewiesen. Der überwiegende Teil der festgestellten Taxa gehörte zu den Zuckmücken (Chironomidae, 37 %), gefolgt von Käfern (Coleoptera, 11 %), Hautflüglern (Hymenoptera, 7 %), Köcherfliegen (Trichoptera, 6 %), 5 % Schnabelkerfe (Hemiptera, 5 %) und Eintagsfliegen (Ephemeroptera, 1 %). Plecoptera wurden 2024 mittels Metabarcoding nicht nachgewiesen. *Cloeon dipterum* war die am häufigsten in den Proben nachgewiesene Eintagsfliegenart,

Hydropsyche bulgaromanorum die häufigste Köcherfliege, *Chorebus uliginosus* die häufigste Wespenart und *Podura aquatica* die häufigste Springschwanzart (Tab. A5.2.3). Außerdem wurden 10 stark gefährdete oder vom Aussterben bedrohte Insekten- und Spinnenarten nachgewiesen (Tab. A5.2.2).

Die Abundanz der in den terrestrischen Fallen gefangenen Insekten stieg von April bis Mai deutlich an und war insbesondere im Mai klar durch Zuckmücken dominiert (Abb. 5.2.8). Die Abundanz an Zuckmücken, und damit auch die Insektenabundanz insgesamt, war am Ufer der Oder am höchsten und ging mit der Entfernung vom Ufer in Richtung der Auengewässer zurück. Im Mai nahm auch die Insektenabundanz mit der Entfernung vom Ufer der Auengewässer in Richtung des Flusses ab. Diese Abnahme war jedoch deutlich weniger ausgeprägt als die Abnahme von der Flussseite in Richtung der Mitte des Transekts, das heißt in Richtung der Auengewässer.

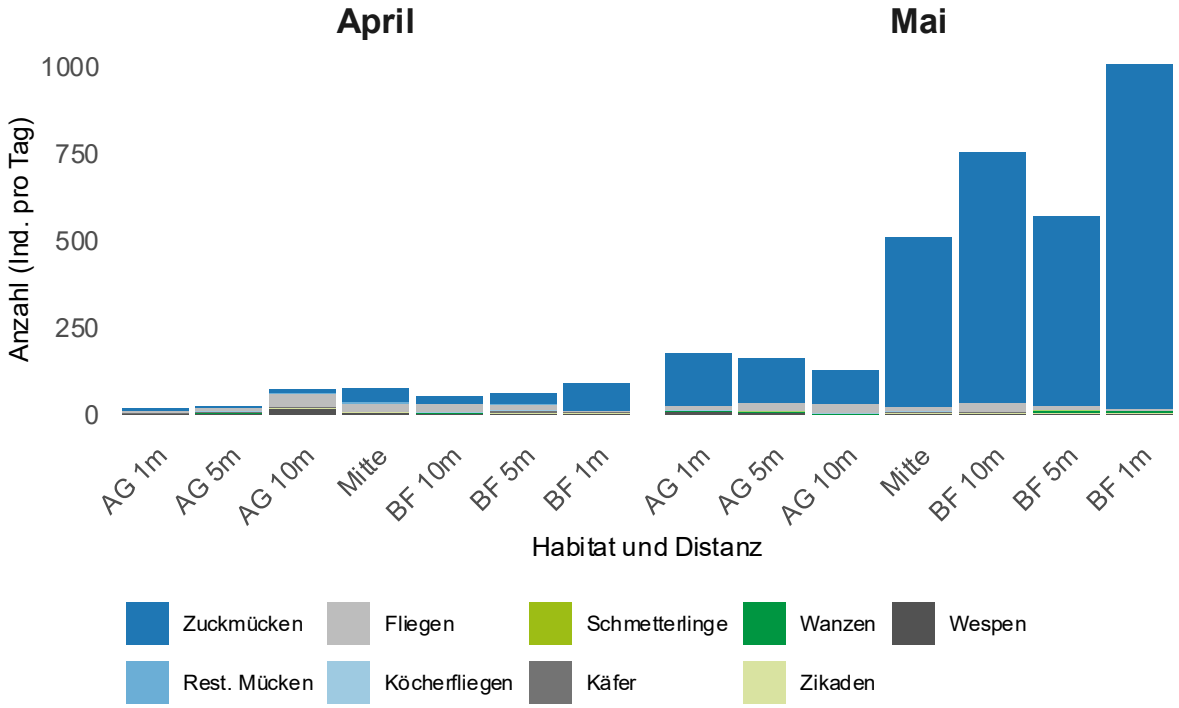


Abb. 5.2.8: Abundanz aquatischer und terrestrischer Insekten (Anzahl Individuen pro Tag), die in Reitwein entlang eines Transekts zwischen dem Buhnenfeld (BF) und dem angrenzenden Auengewässer (AG) mittels terrestrischer Insektenfallen im April und Mai 2024 gefangen wurden. Der Transekt bestand aus 7 terrestrischen Insektenfallen, die in unterschiedlichem Abstand zur jeweiligen Uferlinie (Buhne bzw. Auengewässer) aufgestellt waren (1, 5, 10 m vom jeweiligen Ufer, eine Falle in der Mitte).

5.2.4 Diskussion

Da keine Emergenzdaten von vor der Katastrophe vorliegen, lassen sich die Auswirkungen der Katastrophe vom August 2022 auf die Emergenz aquatischer Insekten aus der Oder und damit auf die aquatisch-terrestrische Kopplung nur schwer abschätzen. Die in Kapitel 2.2 vorgestellten Daten zum Makrozoobenthos zeigen keine klaren Unterschiede im Vergleich von vor und nach der Katastrophe in Bezug auf die Häufigkeit aquatischer Insektenlarven. Die Häufigkeit der Zweiflüglerlarven (Diptera) scheint im Sommer nach der Katastrophe (2023) allerdings

zugenommen zu haben (siehe Kapitel 2.2), was die hier gezeigte Dominanz der Zuckmücken in Bezug auf die Emergenz aus der Oder erklären könnte. Inwieweit sich menschengemachte Störungen auf die Insektenemergenz auswirken, hängt von der Art der Störung und von der Anfälligkeit der betroffenen Organismen ab (Schulz et al. 2024). Viele Zuckmücken-Arten reagieren weniger empfindlich auf Umweltveränderungen als beispielsweise Vertreter der Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Steinfliegen (Plecoptera) oder Köcherfliegen (Trichoptera). Der insgesamt sehr geringe Anteil an den sogenannten EPT-Taxa an der Emergenz aus den Buhnenfeldern in 2023 könnte darauf hindeuten, dass insbesondere diese Taxa von der Katastrophe im August 2022 betroffen waren. Aufgrund der fehlenden Emergenzdaten von vor der Katastrophe lässt sich dieser Befund allerdings nicht zweifelsfrei auf die Katastrophe im August 2022 zurückführen. Die Oder war auch schon vor der Katastrophe in keinem guten ökologischen und chemischen Zustand und durch eine geringe Wasserqualität und hohe Salzfrachten gekennzeichnet (Umweltbundesamt 2023). Die Häufigkeit von Eintags- und Köcherfliegenlarven scheint sich durch die Katastrophe nicht wesentlich verändert zu haben (Kapitel 2.2). Der Anteil an EPT-Taxa an der Emergenz könnte daher auch schon vor der Katastrophe im August 2022 gering gewesen sein. Von den EPT-Taxa trugen lediglich die Köcherfliegen (Trichopteren) nennenswert zur Emergenz aus den Buhnenfeldern bei. Aufgrund ihrer Größe machte sich dies vor allem im Biomasseexport bemerkbar. Ephemeropteren und Plecopteren wurden 2023 nur vereinzelt in den Buhnenfeldern gefangen. Ihr Beitrag zur Emergenz aus der Oder war gering.

Insgesamt war der Individuen- und Biomasseexport aus den Buhnenfeldern der Oder, auch angesichts der geringen Wasserqualität und der möglichen Auswirkungen der Katastrophe im August 2022, unerwartet hoch (Raitif et al. 2018, Ohler et al. 2023), während die Artenvielfalt mit einem hohen Anteil an einigen wenigen dominanten Zuckmückenarten eher gering war (Abb. 5.2.7, Simpson-Index). Ob und wie sich die Emergenz aquatischer Insekten aus der Oder durch die Katastrophe verändert hat, lässt sich im Nachhinein nicht mehr feststellen. Ein Anstieg der Gesamtabundanz emergierender Insekten oder der insgesamt durch aquatische Insekten exportierten Biomasse nach der Katastrophe könnte durch indirekte Effekte verursacht worden sein. Beispielsweise könnte das Fischsterben in der Oder zu einem reduzierten Fraßdruck auf die aquatischen Insektenlarven geführt und somit die Emergenz adulter Insekten positiv beeinflusst haben.

Um eine mögliche Erholung der aquatischen Insektenpopulationen in der Oder nach der Katastrophe zu erfassen, wäre ein auf mehrere Jahre angelegtes Untersuchungsprogramm (Monitoring) erforderlich. Dieses Monitoring sollte die Emergenz und damit den Beitrag aquatischer Insekten zur Anbindung des Flusses an seine Auen ebenso erfassen wie die Populationsentwicklung potenzieller Fressfeinde (v. a. Fische) und Konkurrenten (Muscheln, Krebstiere). Grundvoraussetzung für eine Erholung der aquatischen Insektenpopulationen in der Oder wäre eine Verbesserung der Wasserqualität durch eine Reduktion der Nähr- und Schadstofffrachten. Insbesondere in Bezug auf die immer noch hohen Salzfrachten besteht akuter Handlungsbedarf, um eine Wiederholung der Ereignisse vom August 2022 zu verhindern.

Auengewässer dienen Fischen und anderen Tieren als Refugium und befördern so möglicherweise die Wiederbesiedelung von Fließgewässern nach menschengemachten Störungen. Auch kleinere Auengewässer, die nur zu Hochwasserzeiten mit einem Fluss in Verbindung stehen, könnten als Rückzugsraum für Tiere während einer Umweltkatastrophe dienen. Eine Wiederbesiedelung des Flusses könnte dann beim nächsten Hochwasser erfolgen oder im Falle aquatischer Insekten auch unabhängig vom Wasserstand durch Flugbewegungen der

adulten Insekten und deren Eiablage im Fluss (Van Looy et al. 2019, Chanut et al. 2023). Dies würde voraussetzen, dass die Ansprüche der Arten an ihr Habitat nicht besonders hoch sind und sie sich sowohl in den Buhnenfeldern des Flusses als auch in den Auengewässern erfolgreich fortpflanzen. Wir zeigen hier, dass sich die taxonomische Zusammensetzung der emergierenden Insektengemeinschaft zwischen den Buhnenfeldern und den Auengewässern deutlich unterscheidet.

Die Auengewässer sind generell artenreicher und durch einen zum Teil deutlich höheren Anteil an EPT-Taxa gekennzeichnet. Auch innerhalb der Zuckmücken war die Artenvielfalt (Simpson-Index) in den Auengewässern höher als in den Buhnenfeldern der Oder. Während die Chironomiden-Gemeinschaft in den Buhnen insbesondere durch *Cladotanytarsus atridorsum* geprägt war, waren in den Auengewässern insbesondere die beiden Arten *Parachironomus gracilior* und *Parachironomus monochromus* prägend. Diese Unterschiede in der taxonomischen Zusammensetzung der emergierenden Insekten zwischen den Buhnenfeldern und den Auengewässern ergeben sich vermutlich primär aus den unterschiedlichen Habitattypen, könnten sich aber durch die schlechte Wasserqualität oder ungünstige Sedimenteigenschaften in den Buhnenfeldern der Oder verstärken. Häufige Störungen begünstigen eher generalistische Arten und führen zu einer Homogenisierung der Artengemeinschaft (Olden et al. 2004), was insbesondere auch in der Strommitte der Oder deutlich wird (Kapitel 2.2). Von den 38 morphologisch bestimmten Zuckmückenarten aus den Buhnen war rund ein Drittel auch in den Auengewässern zu finden. Es erscheint daher möglich, dass die hier untersuchten kleineren Auengewässer für zumindest einige aquatische Insekten aus der Oder als Rückzugsort dienen. Diese Auengewässer könnten damit auch als Quelle für die Wiederbesiedelung des Flusses von Bedeutung sein. Insgesamt gesehen dürfte sich eine hohe Vielfalt an Auengewässern mit unterschiedlicher Anbindung an den Hauptstrom (hohe hydromorphologische Diversität) positiv auf die aquatische Insektengemeinschaft auswirken und auch Rückzugsräume für die flusstypischen Arten schaffen (Koenzen 2005, Karaus et al. 2013).

Emergierende aquatische Insekten sind für die aquatisch-terrestrische Kopplung und damit für die Verbindung zwischen Fluss und Aue von großer Bedeutung. Durch ihre enorme Abundanz und hohe Biomasse sorgen aquatische Insekten häufig für einen bedeutenden ökosystemübergreifenden Nährstofftransfer. Trotz der geringen Artenvielfalt der aus den Buhnenfeldern der Oder emergierenden aquatischen Insekten sind diese aufgrund ihrer hohen Biomasse als Beute für Vögel, Fledermäuse, Spinnen und andere im Uferbereich jagende Räuber sicherlich von großer Bedeutung. Dies zeigt, dass auch durch menschliche Aktivitäten beeinträchtigte aquatische Ökosysteme einen wichtigen Beitrag zur aquatisch-terrestrischen Kopplung leisten können, wenn auch der Beitrag von unbelasteten und naturbelassenen Ökosystemen ungleich höher sein dürfte.

Die Emergenz aus den Auengewässern war in Bezug auf den Biomasseexport geringer als die aus den Buhnenfeldern der Oder. Allerdings war die Emergenz aus den Auengewässern durch eine höhere Artenvielfalt gekennzeichnet, wodurch sich auch die für die Räuber im Uferbereich zur Verfügung stehende Futterqualität verbessern dürfte. Eine artenreichere Insektengemeinschaft führt zu einer höheren Verfügbarkeit wichtiger Nährstoffe, beispielsweise von mehrfach ungesättigten Fettsäuren, die für viele Konsumenten essenziell sind und mit der Nahrung aufgenommen werden müssen (Shipley et al. 2024). Die Bereitstellung solcher Nährstoffe durch die aus den Auengewässern emergierenden Insekten könnte daher die hohe, aber weniger vielfältige Insektenbiomasse aus den Buhnenfeldern der Oder qualitativ aufwerten.

Die Ausbreitung adulter aquatischer Insekten in angrenzende terrestrische Bereiche ist aufgrund der Flugleistung der Insekten und verschiedener Umweltfaktoren, wie beispielsweise der vorherrschenden Windrichtung, begrenzt (Gratton und Zanden 2009). Die zwischen den Buhnenfeldern der Oder und den angrenzenden Auengewässern aufgestellten terrestrischen Insektenfallen zeigen, dass die Verfügbarkeit aquatischer Insekten für Räuber mit der Entfernung vom Ufer der Oder in Richtung der Auengewässer schnell abnimmt. Der Anteil an Chironomiden an der Gesamtabundanz an Insekten nahm im Mai bis zu einer Entfernung von 100 m von der Uferkante landeinwärts deutlich ab. Die Daten zeigen auch, dass ein Eintrag an aquatischen Insekten in angrenzende terrestrische Bereiche vor allem aus der Oder erfolgt, weniger aus den Auengewässern. Die Oder ist damit auch für die aquatischen Insekten ein wichtiger Lebensraum, der ökologisch weiter aufgewertet werden sollte. Ein weiterer Ausbau der Oder, insbesondere die geplante Vereinheitlichung des Gewässerbetts (IGB Policy Brief 2020), würde der Erholung der aquatischen Insekten entgegenwirken und ist daher auch unter diesem Gesichtspunkt kritisch zu betrachten.

Wir zeigen hier, dass ein Transfer von Wasserinsekten aus der Oder in angrenzende terrestrische Bereiche durch deren Emergenz trotz menschengemachter Störungen in erheblichem Maße stattfindet. Dies wird insbesondere in Bezug auf den Biomasseexport deutlich. Bezogen auf die Artenvielfalt der emergierenden Insekten zeigen sich dagegen klare Defizite, die vermutlich mit dem schlechten ökologischen und chemischen Zustand der Oder (Umweltbundesamt 2023) und möglicherweise auch mit der Katastrophe im August 2022 in Verbindung stehen. Menschengemachte Störungen aquatischer Ökosysteme, die sich nachteilig auf die aquatische Insektengemeinschaft und deren Biodiversität auswirken, könnten weitreichende Konsequenzen auch für angrenzende terrestrische Ökosysteme haben. Die Insektenemergenz ist damit ein zentrales, wenn auch häufig vernachlässigtes Element eines ökosystemübergreifenden Biotopschutzes und sollte vermehrt Aufmerksamkeit erhalten.

Kontakt

Dr. Nadja Heitmann

nadja.heitmann@b-tu.de

Tarn Preet Parmar, PhD

tarnpreet.parmar@b-tu.de

Janine Rüegg, PhD

janine.rueegg@b-tu.de

Prof. Dr. Dominik Martin-Creuzburg

dominik.martin-creuzburg@b-tu.de

Brandenburgische Technische
Universität Cottbus-Senftenberg
Forschungsstation Bad Saarow
Seestraße 45
15526 Bad Saarow

5.3 Biozönotische Auenbewertung am Beispiel der Brandenburger Oderauen zwischen Eisenhüttenstadt und Küstrin

Kathrin Januschke, Damian Biehs, Ramona Braun, Corina Bruckmann, Friedrich Darnstaedt, Lena Feldhaus, Georg Rieland, Mathias Scholz, Cornelia Sophie Wagner, Franziska Wenskus & Daniel Hering

5.3.1 Hintergrund

Flussauen zählen zu den artenreichsten und zugleich am stärksten gefährdeten Ökosystemtypen Mitteleuropas. Als dynamische Übergangszonen zwischen Fließgewässer und terrestrischem Umland sind Auen durch periodische Überflutungen, wechselnde Wasserstände und eine hohe räumlich-zeitliche Habitatvielfalt geprägt. Diese Dynamik bildet die Grundlage für eine außergewöhnlich hohe Biodiversität. Auen beherbergen eine Vielzahl spezialisierter Pflanzen- und Tierarten, die an Überflutung, Sedimentumlagerung, wechselnde Feuchtebedingungen und Störungen angepasst sind (Schneider et al. 2017). Viele dieser Arten sind auentypisch und besitzen eine enge Bindung an bestimmte Auenhabitate wie Weichholzauenwälder, Röhrichte, Stillgewässer oder vegetationsarme Uferzonen.

Neben ihrer herausragenden Bedeutung für den Naturschutz erfüllen Auen zentrale Ökosystemfunktionen, die insbesondere vor dem Hintergrund des Klimawandels zunehmend an Relevanz gewinnen. Intakte Auen wirken als natürliche „Schwammlandschaften“, indem sie Hochwasser aufnehmen, Abflussspitzen dämpfen und Wasser zeitlich verzögert wieder an den Fluss oder das Grundwasser abgeben. Gleichzeitig tragen sie in Trockenperioden zur Stabilisierung des Landschaftswasserhaushalts bei und können lokal kühlend wirken. Durch diese Funktionen leisten Auen einen wichtigen Beitrag zur Klimaanpassung, zum Hochwasserschutz sowie zur Minderung der Auswirkungen zunehmender Extremereignisse wie Dürreperioden oder Starkregen.

Die ökologische Leistungsfähigkeit von Auen hängt dabei maßgeblich von ihrem Zustand, ihrer strukturellen Vielfalt und ihrer hydrologischen Anbindung an den Fluss ab. Historische Flussregulierungen, Eindeichungen, Nutzungsintensivierungen und der Verlust auentypischer Habitate haben jedoch dazu geführt, dass viele Auen ihre natürlichen Funktionen und ihre biologische Vielfalt nur noch eingeschränkt erfüllen. Vor diesem Hintergrund kommt der Bewertung des Auenzustands sowie der Entwicklung und Umsetzung gezielter Renaturierungsmaßnahmen eine zentrale Rolle zu (BfN und BMU 2021). Eine fundierte Auenzustandsbewertung auf Basis der Lebensgemeinschaften ermöglicht es, Defizite und Entwicklungspotenziale zu identifizieren, die ökologische Resilienz von Auen abzuschätzen und Prioritäten für Maßnahmen zur Wiederherstellung auentypischer Strukturen, Prozesse und Artengemeinschaften abzuleiten. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) wurde das Verfahren BioAu entwickelt, das auf fünf Organismengruppen beruht (Januschke et al. 2023) und im Rahmen des hier vorgestellten Vorhabens umfassend angewandt wurde.

Daten zu den Lebensgemeinschaften der Oderauen wurden bislang nur in ausgewählten Schutzgebieten der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) regelmäßig und standardisiert erhoben. Daher fehlen Grundlagen, um die Auswirkungen von Umweltveränderungen auf die Lebensgemeinschaften der Aue zu beurteilen. Dies betrifft auch etwaige Wirkungen der Oderkatastrophe, die sich z. B. durch Veränderungen der Nahrungsnetze auf Lebensgemeinschaften der Auen auswirken könnten. In dem hier vorgestellten Vorhaben wurden Grundlagendaten erhoben, anhand derer die Entwicklung der Auen-Lebensgemeinschaften (Biozönosen) in

Zukunft bewertet werden kann. Gemäß dem BioAu-Verfahren wurden fünf Artengruppen (höhere Pflanzen, Weichtiere, Laufkäfer, Amphibien und Vögel) untersucht, wobei hier der Fokus auf den Artengruppen Laufkäfer, Gefäßpflanzen und Vögel liegt. Untersucht wurden fünf Gebiete mit einer Größe von je vier Hektar, die sich in Habitatvielfalt und Landnutzung unterschieden.

Für jede Untersuchungsfläche wurden Daten zur Habitatausstattung und den Artengruppen erhoben. Mit diesen Daten erfolgte eine Analyse der Habitatzusammensetzung sowie eine Bewertung des biozönotischen Auenzustands anhand von Zusammensetzung und Struktur der Lebensgemeinschaften gemäß BioAu (Januschke et al. 2023). Das Bewertungsverfahren trifft Aussagen zum Vorhandensein auentypischer und wertgebender Pflanzen- und Tierarten. Darauf basierend sollte auch der Einfluss der Umweltkatastrophe auf die Auenbiozönose abgeschätzt werden können. Im Fall der Oder kann dies aufgrund des Fehlens von vergleichbaren Daten von vor der Umweltkatastrophe nur indirekt geschehen. Unterschiede in den Lebensgemeinschaften einzelner Standorte lassen Rückschlüsse auf die Degradation und auf das Potenzial für Verbesserungen zu. Basierend auf den erhobenen Daten werden somit auch Empfehlungen für Maßnahmen zur Auenentwicklung und zur Steigerung einer auentypischen Biodiversität gegeben. Die Ergebnisse liefern wichtige Hinweise zum noch vorhandenen Artenpotenzial und für erforderliche Renaturierungsmaßnahmen in Auenbereichen der Oder zur Förderung der Biodiversität und damit Steigerung der Resilienz gegenüber Belastungen.

Folgende Fragestellungen stehen im Fokus der Analysen:

- Wie unterscheiden sich die untersuchten Auenflächen entlang eines Gradienten der Habitatvielfalt und Nutzung hinsichtlich ihres biozönotischen Auenzustands? Dabei wird analysiert, in welchem Umfang auenabschnittstypspezifische, stark auengebundene sowie naturschutzfachlich wertgebende Arten der Gefäßpflanzen, Laufkäfer und Vögel vorkommen und welche Unterschiede zwischen den Flächen bestehen.
- Welche Defizite und Entwicklungspotenziale lassen sich aus der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften, auch im Hinblick auf die Bedeutung von besiedelten Auenschlüsselhabitaten ableiten? Ziel ist es, Rückschlüsse auf den Grad der Naturnähe einzelner Auenflächen sowie auf strukturelle und funktionale Einschränkungen im Vergleich zum auentypischen Leitbild zu ziehen.
- Inwieweit erlaubt die Anwendung des BioAu-Verfahrens eine indirekte Abschätzung möglicher Auswirkungen der Umweltkatastrophe auf die Auenbiozönosen? Trotz fehlender Vorher-Daten soll geprüft werden, ob sich Hinweise auf Beeinträchtigungen, Veränderungen oder Resilienz der Lebensgemeinschaften ableiten lassen.
- Welche Handlungsempfehlungen ergeben sich aus den Ergebnissen für die zukünftige Auenentwicklung? Auf Basis der biozönotischen Bewertung werden konkrete Empfehlungen zur Förderung einer auentypischen Biodiversität sowie zur Stärkung der ökologischen Resilienz der Oderauen für die Artengruppen Gefäßpflanzen, Laufkäfer und Vögel abgeleitet.

5.3.2 Methoden

5.3.2.1 Untersuchungsflächen

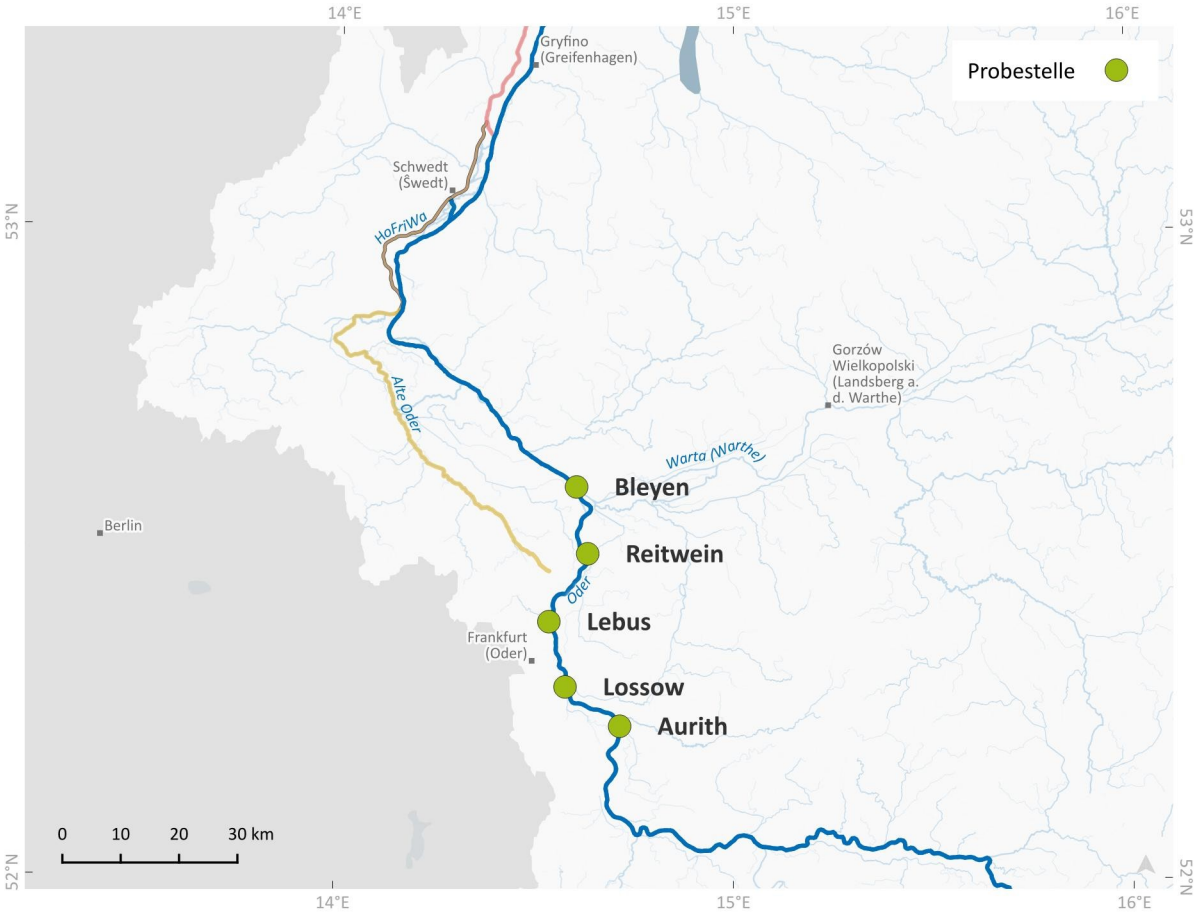


Abb. 5.3.1: Übersichtskarte der 5 Untersuchungsflächen für die biozönotische Auenbewertung.

Es wurden fünf Untersuchungsflächen an der Oder zwischen Eisenhüttenstadt und Küstrin in Brandenburg ausgewählt (Abb. 5.3.1), die einen Gradienten in Bezug auf Habitatvielfalt und Landnutzungsintensität aufweisen. Alle Flächen liegen in der rezenten Aue, also im Überschwemmungsbereich der Oder.

Die **Untersuchungsfläche Aurith** im Landkreis Oder-Spree ist Teil des Naturschutz- und FFH-Gebiets „Mittlere Oder“ (Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU) 2025) und umfasst Grünland mit kleinflächiger extensiver Beweidung. Das Ufer ist mäßig verbaut, u. a. durch Buhnen, und der Flusslauf ist stark begradigt (LfU 2002). Insgesamt ist die Aue der Auenzustandsklasse 3 (deutlich verändert) zuzuordnen (BMU und BfN 2021).

Die **Untersuchungsfläche Lossow** liegt im Naturschutz- und FFH-Gebiet „Eichwald mit Tzschetzschnower Schweiz und Steiler Wand“ sowie im Landschaftsschutzgebiet „Eichwald und Buschmühle“ (LfU 2025). Der Eichwald ist mit 228 Hektar das einzige größere Auwaldgebiet auf der deutschen Seite der Oder (Landschaftspflegeverband Mittlere Oder e.V. (LPV) 2002). Mit Ausweisung des Eichwalds als FFH-Gebiet im Jahr 2014 wurde ein Nutzungsverzicht zum Erreichen des Erhaltungsziels verhängt. Pflegemaßnahmen sind nur zum Erhalt des Eremiten (*Osmoderma eremita*) zugelassen. Ansonsten wird der Auwald der natürlichen Sukzession überlassen. Des Weiteren wurden Strömungshindernisse wie z. B. erhöhte Wege entfernt und für das wechselfeuchte Auengrünland eine ein- bis zweimal im Jahr stattfindende Mahd mit Abräumen des Mahdguts etabliert (MUGV 2014a). In Teilbereichen erfolgt eine Beweidung mit Schafen. Im Gegensatz zur rezenten Aue ist der Hauptlauf der Oder an der Probestelle Lossow nicht Ziel von Naturschutz- und Renaturierungsmaßnahmen. Das Ufer ist mäßig verbaut, u. a. durch Buhnen, und der Flusslauf ist mäßig begradigt (LfU 2002). Insgesamt ist die Aue der Auezustandsklasse 2 (gering verändert) zuzuordnen (BMU und BfN 2021).

Die **Untersuchungsfläche Lebus** liegt im Naturschutzgebiet „Odertal Frankfurt-Lebus mit Pontischen Hängen“, das Teil des FFH-Gebiets „Lebuser Odertal“ ist (LfU 2025). Der von einem Bach durchflossene Altarm, der die Fläche nach Westen begrenzt, besitzt eine offene Verbindung zur Oder, ist teilweise vom Biber gestaut und wird als „Alte Oder“ bezeichnet (MUGV 2014b). Die Fläche selbst weist wechselfeuchtes Auengrünland auf, das der Heugewinnung für Pferdehöfe dient und durch eine zweimal im Jahr stattfindende Mahd mit frühem Erstschnitt (Ende Mai/Anfang Juni) und spätem Zweitschnitt (Mitte August bis Mitte September) gepflegt wird. Da das Gebiet für Erholungssuchende sehr attraktiv ist, wurde eine Besucherlenkung in Form von Wegen und Infotafeln mit Informationen zum FFH-Gebiet und NSG etabliert, um Störungen sensibler Arten zu vermeiden (MUGV 2014b). Das Ufer ist mäßig verbaut, u. a. durch Buhnen, und der Flusslauf ist mäßig begradigt. Insgesamt ist die Aue der Auenzustandsklasse 3 (deutlich verändert) zuzuordnen (BMU und BfN 2021).

Die **Untersuchungsfläche Reitwein** ist im nördlichen Teil des FFH-Gebiets „Oder-Neiße Ergänzung“ verortet und dient als Bindeglied zwischen verschiedenen Natura-2000-Flächen. Sie ist in das FFH-Gebiet „Oderbruch“ (LfU 2025) eingebettet. Ziele der FFH-Maßnahmen sind der Erhalt der Kulturlandschaft sowie der Erhalt und die Entwicklung einer umweltgerechten Nutzung der Fläche. Diese besteht aus wechselfeuchtem Auengrünland, das teils mit Schafbeweidung offengehalten wird. Kleinflächig konnte sich in ungenutzten Bereichen Weichholzauwald entwickeln. Hochstaudenfluren, also üppige, hochwachsende, mehrjährige krautige Pflanzen, werden alle zwei bis drei Jahre gemäht, um die Strukturvielfalt zu erhöhen. Die im Westen angrenzenden Hartholz-Auwälder sind der natürlichen Entwicklung (Sukzession) überlassen (MLUL 2015). In der Vergangenheit diente das Gebiet als Militärübungsplatz (Ewe 2022). Ein Teil der Uferverbauung wurde nach 1945 bei Militärübungen zerstört, wodurch Uferstrukturen mit Flachwasserbereichen und Inseln entstanden. Da es jedoch zu zunehmenden Beeinträchtigungen durch Sedimentablagerungen im Bereich der Fahrrinne kam, wurde diese durch ein Parallelwerk geschützt (Bauzeit 2017 bis 2019), das zeitgleich den Erhalt der naturnahen Uferstrukturen ermöglichte (Ewe 2022). Der strukturreiche Ufer- und Inselbereich war aufgrund der hohen Pegelstände im Jahr 2024 nicht begehbar und lag dementsprechend außerhalb der Untersuchungsfläche. Insgesamt ist die Aue der Auenzustandsklasse 3 (deutlich verändert) zuzuordnen (BMU und BfN 2021).

Die **Untersuchungsfläche Bleyen** liegt im FFH-Gebiet „Oder-Neiße Ergänzung, nördlicher Teil“, das in das FFH-Gebiet „Oderbruch“ eingebettet ist (LfU 2025). Die Fläche unterliegt teilweise der natürlichen Sukzession, vor allem im Bereich der Relikte von Weichholz-Auwald im westlichen Teil der Fläche, während die Offenlandflächen extensiv als Grünland genutzt werden. Es wird eine gelegentliche partielle Mahd im zwei- bis mehrjährigen Abstand empfohlen, die außerhalb der Hauptvegetationszeit erfolgen soll. Alternativ ist eine angepasste Beweidung außerhalb der Hauptvegetationszeit möglich (MLUL 2015). Real werden Teile der Fläche während des Spätfrühjahrs und Sommers extensiv mit Rindern beweidet. Zudem wurde eine Freizeitnutzung beobachtet, insbesondere durch Angler. Das Ufer ist mäßig durch Buhnen verbaut und der Flusslauf ist mäßig begradigt. Insgesamt ist die Aue der Auenzustandsklasse 3–4 (deutlich bis stark verändert) zuzuordnen (BMU und BfN 2021).

5.3.2.2 Erfassung der Habitatausstattung

Die Erfassung von Habitaten folgte den Empfehlungen und der Habitatklassifikation von Januschke et al. (2023) (Abb. 5.3.2) und fand im Mai 2025 auf Grundlage von Luftbildanalysen in Kombination mit Geländebegehungen statt. Erfasst wurde das Vorkommen und die Länge von Auenschlüsselhabitaten und sonstigen, nicht-auentypischen Habitaten (wie z. B. Wege) auf zehn gleichmäßig verteilten Transekten pro Untersuchungsfläche.

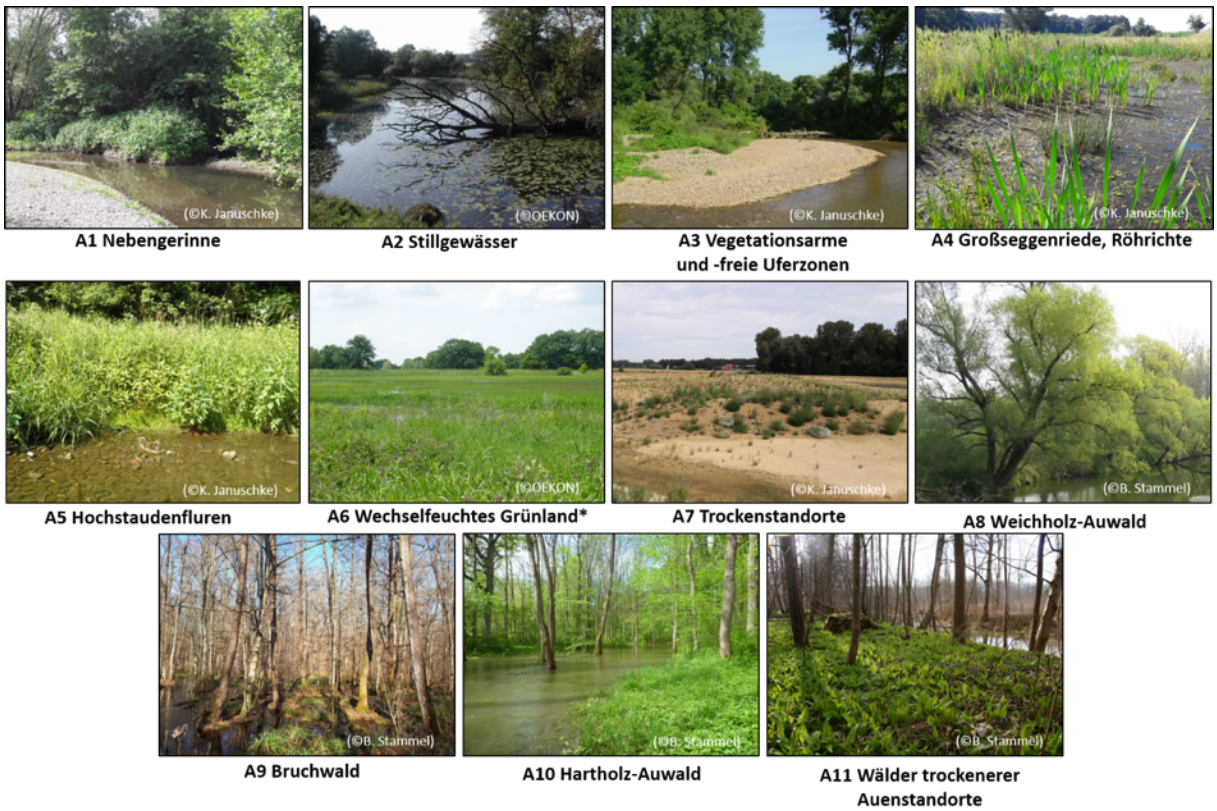


Abb. 5.3.2: Klassifizierung von Auenschlüsselhabitaten nach Januschke et al. (2023). * = kulturgeprägtes Auenschlüsselhabitat

Mit diesen Daten kann der Flächenanteil der Habitate pro Untersuchungsabschnitt berechnet werden, um die Plots (= Teilflächen) für die biologischen Erfassungen festzulegen und um die biologischen Kenngrößen mit der Habitatvielfalt in Beziehung zu setzen.

Die untersuchten Oderauen werden dem Stromauenabschnittstyp „Gefällearme Stromaue (teilmineralisch-organisch) mit Winterhochwasser“ zugeordnet (Koenzen 2005, Januschke et al. 2023). Diese besitzen im naturnahen Zustand viele Kilometer breite Talböden, teils mit pleistozänen Rinnensystemen (Koenzen 2005). Das Abflussverhalten ist durch langanhaltende winterliche Hochwasser gekennzeichnet, oft mit einer zweiten Abflussspitze im Juli. Generell weisen die Sommermonate ausgedehnte Niedrigwasserphasen auf. Gerade das Jahr 2024 war jedoch von fast durchgehend höheren Wasserständen geprägt. Im naturnahen Zustand sind die Auenschlüsselhabitate „Permanent oder teilweise durchflossene Nebengerinne“, „Stillgewässer“, „Großseggenriede und Röhrichte“ sowie „Weichholz-Auwald“ für diesen Auenabschnittstyp prägend. Zudem treten Bruchwald und Hartholz-Auwald häufig auf.

5.3.2.3 Biologische Erfassungen

Die Erfassungen der Gefäßpflanzen, Laufkäfer und Vögel erfolgten repräsentativ nach dem Prinzip des Multi-Habitat-Samplings (MHS). In den untersuchten Auenabschnitten wurden jeweils 2 × 2 m Stichprobenflächen (Plots) für die Erfassung der Artengruppe festgelegt. Für Laufkäfer wurden je 12 Plots (nur in terrestrischen Habitaten), für Gefäßpflanzen und Vögel je 20 Plots (in aquatischen und terrestrischen Habitaten) pro Untersuchungsfläche ausgewählt. Die Anzahl und Lage der Plots pro Habitattyp wurde anhand der prozentualen Anteile der Habitate pro Untersuchungsfläche festgelegt (Abb. 5.3.3).

Abb. 5.3.3: Verteilung von 20 Plots für die Erfassung der Gefäßpflanzen und Vögel am Beispiel der Untersuchungsfläche Aurith.

A. Gefäßpflanzen

Die Gefäßpflanzen wurden im Jahr 2024 in zwei Erfassungszeiträumen (Mitte Mai und Anfang August) auf je 20 Plots pro Untersuchungsgebiet erfasst. Die Artbestimmung erfolgte nach Jäger et al. (2017), Eggenberg und Möhl (2020) sowie Rothmaler et al. (2021). Die Benennung der Gefäßpflanzen richtet sich nach der German SL 1.5.1 (Jansen und Dengler 2008, Buttler et al. 2018). Zur Schätzung des Deckungsgrades fand die Braun-Blanquet-Skala Anwendung (Braun-Blanquet 1964).

B. Laufkäfer

Die Erfassungen der Laufkäfer erfolgten im Jahr 2024. Dabei wurden einmalig im Juni Barberfallen (Durchmesser 8 cm, Volumen 500 ml, konzentrierte Kochsalzlösung als Fanglösung, Dach als Regenschutz und zur Minimierung von Beifängen) aufgestellt und nach 14 Tagen entfernt. Zusätzlich wurden am Tag des Falleneinholens in den direkten Uferbereichen (Auenschlüsselhabitat A3: Vegetationsarme und -freie Uferzonen) Handaufsammlungen jeweils auf einer Fläche von je 1 m² durchgeführt. Pro Untersuchungsfläche erfolgte die Erfassung der Laufkäfer auf 12 Plots (Barberfallen und/oder Handaufsammlungen). Die Proben wurden im Labor gespült und sortiert. Die erfassten Individuen wurden auf Artniveau nach Müller-Motzfeld (2004) und ergänzender Literatur bestimmt und in 96 % Ethanol, getrennt nach Einzelproben, konserviert.

C. Vögel

Für die Vögel wurde im Jahr 2025 eine akustische und optische Erfassung aller vorkommenden Arten in Anlehnung an die Punkt-Stopp-Zählung (Südbeck et al. 2005, Flade et al. 2025) durchgeführt. Die Erfassungen erfolgten an sechs Begehungsterminen zwischen dem 1. März und 20. Juni (Kernbrutzeit der meisten Vogelarten) ab Sonnenaufgang. Pro Plot wurden für jedes gesichtete oder verhörte Individuum brutrevieranzeigende Verhaltensweisen notiert und einem Brutzeitcode (König und Wahl 2025) zugeordnet. Zusätzlich wurden die beobachteten Individuen digital auf einer Karte verortet und mit Verhaltenssymbol und ggfs. Ortsbewegung eingetragen.

5.3.2.4 Datenanalysen

Pro Artengruppe erfolgte die qualitative Berechnung ausgewählter BioAu-Kenngrößen auf Grundlage des Vorkommens festgelegter Indikatorarten nach Januschke et al. (2023) für verschiedene Bewertungsaspekte und Zielvorstellungen (Tab. 5.3.1). Die Kenngrößen K1 und K2 bewerten den Aspekt Naturnähe. K1 fußt auf leitbildspezifischen Indikatorarten, die aufgrund ihrer Lebensraumansprüche in prägenden und häufigen Auenschlüsselhabitaten des jeweiligen Auenabschnittstyps vorkommen. K2 beinhaltet Arten, die unabhängig von spezifischen Habitaten eine starke Bindung an Auen haben. Mit der Kenngröße K3 wird das Vorkommen von Arten der Roten Liste Deutschlands analysiert. Für die Vögel wurde die aktuelle Rote Liste für Deutschland nach Ryslavy et al. (2020) verwendet. Für die Laufkäfer und die Gefäßpflanzen fanden die Roten Listen für Deutschland nach Gruttke et al. (2016) bzw. Metzing et al. (2018) Anwendung. Z2 und Z3 sind habitatspezifische Kenngrößen: Das Vorkommen von Indikatorarten für vegetationsarme und -freie Uferzonen (Z2) erlaubt Aussagen über die hydrologische Anbindung von Hauptlauf und Aue. Die Indikatorarten für wechselfeuchtes Grünland (Z3) spiegeln die Wertigkeit des Grünlands für die Artengruppen wider.

Tab. 5.3.1: Übersicht über die ausgewählten Kenngrößen des BioAu-Verfahrens zur Bewertung des biozönotischen Auenzustands in Anlehnung an Januschke et al. (2023).

Kenngrößen-Code	Beschreibung der Kenngröße
K1	Auenabschnittstyp-spezifische (AAT-spezifische) Arten: Arten, die aufgrund ihrer Lebensraumansprüche in prägenden und häufigen Schlüsselhabitaten des Auenabschnittstyps vorkommen
K2	Indikatorarten mit starker Auenbindung: Arten, die generell, also unabhängig von einer auentypspezifischen Habitatausstattung, eine starke Bindung an Auen aufweisen
K3	Rote-Liste-Arten: nach der Roten Liste Deutschlands gefährdete Arten mit Rote-Liste-Status 1–3 und Arten der Vorwarnliste
Z1	Gesamtartenzahl
Z2	Indikatorarten für vegetationsarme und -freie Uferzonen
Z3	Indikatorarten für wechselfeuchtes Grünland

Zudem wurden die BioAu-Kenngrößen quantitativ berechnet. Für die Laufkäfer basiert die Quantifizierung auf der Gesamtanzahl der Individuen pro Untersuchungsfläche, für die Gefäßpflanzen auf der Summe der maximalen Deckungsgrade pro Art und Fläche. Für die Vögel wurde die Anzahl von Brutrevieren pro Art und Untersuchungsfläche auf Grundlage der erfassten Verortungen (Tageskarten) in Anlehnung an die Revierkartierung nach Flade et al. (2025) ausgewertet. Arten, für die kein Brutnachweis erbracht werden konnte, wurden den Gruppen „Nahrungsgäste“ oder „Durchzügler“ zugeordnet.

5.3.3 Ergebnisse

5.3.3.1 Habitatausstattung

Die Habitatvielfalt der Untersuchungsflächen nimmt in folgender Reihenfolge ab (Abb. 5.3.4): Lossow, Reitwein, Aurith, Bleyen und Lebus. Dies zeigt, dass sich die Untersuchungsflächen in Bezug auf die Abweichung vom Leitbild nach Koenzen (2005) und Januschke et al. (2023) teils deutlich unterscheiden und eine unterschiedliche Nutzungsintensität aufweisen.

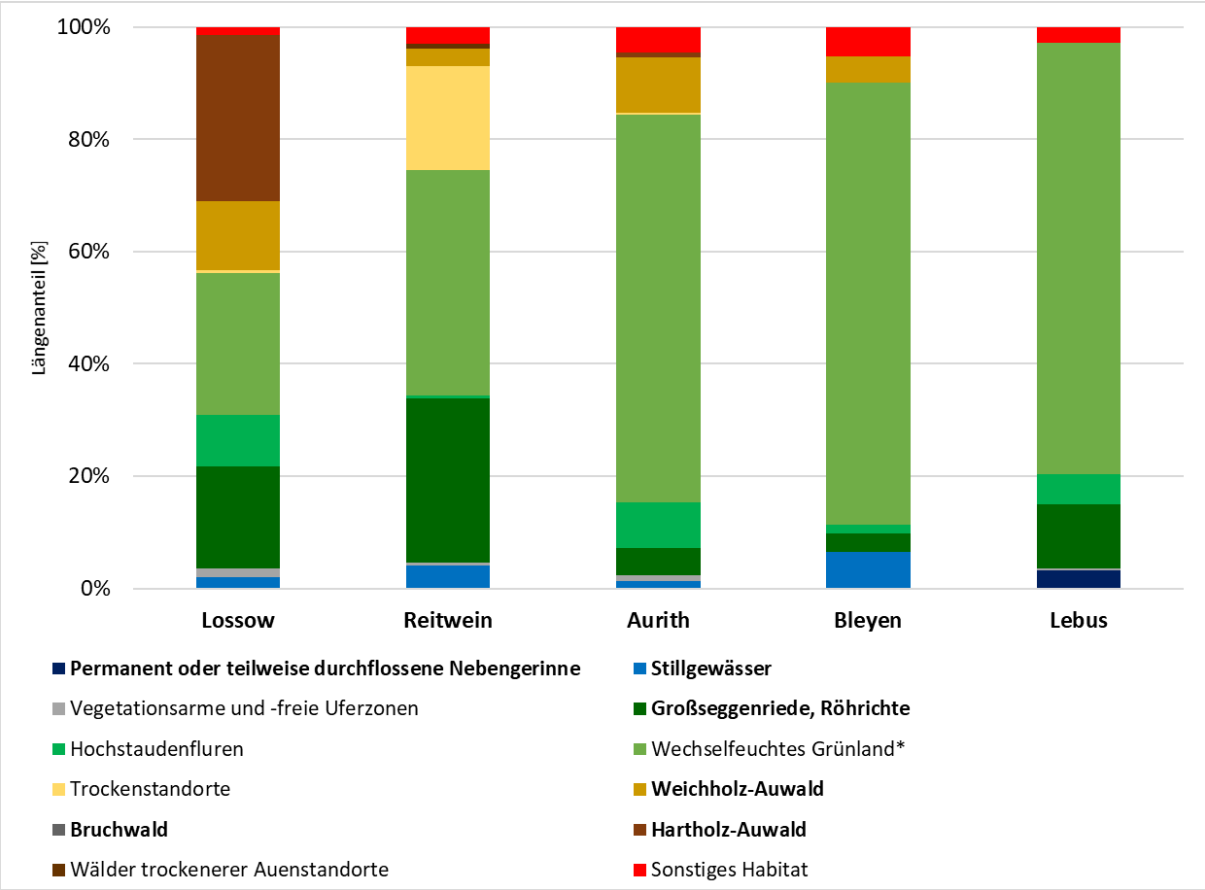


Abb. 5.3.4: Quantitative Darstellung (Längenanteile in %) der Habitatausstattung der Untersuchungsflächen Lossow, Reitwein, Aurith, Bleyen und Lebus. Fett hervorgehoben: prägende und häufige Auenschlüsselhabitate der „Gefällearmen Stromaue (teilmineralisch-organisch) mit Winterhochwasser“ nach Januschke et al. (2023). * = kulturgeprägtes Auenschlüsselhabitat

Die **Untersuchungsfläche Lossow** ist durch einen hohen Grad an Naturnähe und eine dem Leitbild nahekommenden Habitatausstattung gekennzeichnet, wenn auch 25 % Grünland vorhanden sind. Zu hohen Anteilen finden sich Hart- und Weichholzauwald (30 % und 12 %). Dabei handelt es sich überwiegend um einen Flatterulmen-Stieleichen-Auwald, der dem Auenschlüsselhabitat Hartholz-Auwald zugeordnet wurde. Zudem kommen im Bereich der Stillgewässer Großseggenriede und Röhrichte (18 %) vor.

Die **Untersuchungsfläche Reitwein** ist von einem höheren Anteil wechselfeuchten Grünlands (40 %) geprägt. Gleichzeitig sind jedoch Großseggenriede und Röhrichte (29 %), Trockenstandorte (19 %) sowie Stillgewässer (4 %) und Weichholz-Auwald (3 %) vorhanden. Die Habitatausstattung weist somit wichtige prägende Auenschlüsselhabitate des Leitbildes auf, jedoch mit einem hohen Anteil wechselfeuchten Grünlands.

Auf der **Untersuchungsfläche Aurith** dominieren wechselfeuchtes Grünland (69 %) und Hochstaudenfluren (8 %). Des Weiteren ist ein geringerer Anteil Weichholz-Auwald (10 %) und sonstiger Habitate (8 %) vorhanden. Letztere sind Buhnen aus Blocksteinwurf, die im Uferbereich aller Untersuchungsflächen vorkommen, hier aber den größten Anteil haben. Im Vergleich zum Leitbild des Stromauenabschnittstyps „Gefällearme Stromaue (teilmineralisch-organisch) mit Winterhochwasser“ (Januschke et al. 2023) fehlen die meisten prägenden Auenschlüsselhabitate, abgesehen vom Weichholz-Auwald.

Die **Untersuchungsfläche Bleyen** ist im Wesentlichen von wechselfeuchtem Grünland (79 %) geprägt. Ferner gibt es kleinere Anteile an Stillgewässern (8 %) und Weichholz-Auwald (5 %). An den zwei Stillgewässern und am Ufer des Hauptlaufs finden sich zudem Großseggenriede und Röhrichte (7 %).

Auf der **Untersuchungsfläche Lebus** dominiert ebenfalls wechselfeuchtes Grünland (77 %). Die Alte Oder macht als permanent oder teilweise durchflossene Nebengerinne 3 % der Fläche aus. Im Bereich der Alten Oder und dem Hauptlauf finden sich außerdem Großseggenriede und Röhrichte (11 %). Die Habitatausstattung weicht deutlich vom Leitbild des Stromauenabschnittstyps 1 ab (Januschke et al. 2023), was auf die anthropogene Nutzung als Mähfläche zur Heugewinnung zurückzuführen ist.

5.3.3.2 Biologische Bewertung der Auenflächen

A. Gefäßpflanzen

Insgesamt wurden 191 Pflanzenarten erfasst. Lossow weist mit 106 Arten die höchste Gesamtartenanzahl (Kenngröße Z1) auf, mit Abstand gefolgt von Reitwein (85 Arten), Bleyen (83 Arten), Aurith (82 Arten) und Lebus (72 Arten) (Abb. 5.3.5a, Tab. A5.3.1).

Die naturnahe und habitatreiche Fläche Lossow hat auch die höchste Anzahl Auenabschnittstyp-spezifischer Arten (Kenngröße K1; 80 Arten), Indikatorarten mit starker Auenbindung (Kenngröße K2, 38 Arten) und Indikatorarten für vegetationsarme und -freie Uferzonen (Kenngröße Z2, 18 Arten). Der Unterschied zu den anderen Untersuchungsflächen beträgt zwischen 5 und 12 Arten pro Fläche. Die Anzahl der Indikatorarten für wechselfeuchtes Grünland (Kenngröße Z3) ist in Reitwein (35 Arten) und Lebus (32) höher als in den anderen Flächen (26 Arten). Die Anzahl der Rote-Liste-Arten Arten (K3) liegt bei 9 bis 10 Arten mit Ausnahme der Fläche Lebus mit nur 6 Arten. Fünfzehn der insgesamt 21 erfassten Rote-Liste-Arten sind Pflanzen mit einer hohen Feuchtezahl (≥ 7, Ellenberg et al. 1991), die als Feuchte- oder Nässezeiger einzuordnen sind und die Bedeutung von Still- und Wechselwasserbereichen für gefährdete Arten unterstreichen. Während die meisten Rote-Liste-Arten nur als Einzelexemplare erfasst wurden, bildete die Glanz-Wolfsmilch (*Euphorbia lucida*) in Reitwein einen vitalen Bestand mit zahlreichen Individuen. Darüber hinaus kamen auf 4 von 5 Untersuchungsflächen die Frühe Segge (*Carex praecox*), der Wiesen-Alant (*Inula britannica*) und die Flatterulme (*Ulmus laevis*) vor. Im Gegensatz zu den anderen 4 untersuchten Flächen ist Lossow durch einen hohen Anteil Weich- und Hartholz-Auwald charakterisiert. Die Gesamtartenzahl (Kenngröße Z1) sowie die Artenzahlen der Kenngrößen K1 und K2 verdeutlichen den hohen Grad an Naturnähe dieser Fläche. Aufgrund der hohen Abflüsse der Oder stand der Uferbereich zwischen Niedrig- und Mittelwasser im Jahr 2024 für die Erhebungen nicht zu Verfügung. Dies kann mit zu den einheitlichen und geringeren Artenzahlen beigetragen haben. Insbesondere bei Reitwein ließen die hohen Wasserstände keinen Zugang zum Uferbereich hinter dem Parallelwerk zu.

In Lossow sind auch die Summen der maximalen Deckungsgrade (Abb. 5.3.5b) für Auenabschnittstyp-spezifische Arten (K1), Indikatorarten mit starker Auenbindung (K2), Rote-Liste-Arten (K3) und alle Arten (Z1) deutlich höher als in den anderen Flächen, die sich nur unwesentlich voneinander unterscheiden. Zu diesen Unterschieden trägt insbesondere die Flatterulme (*Ulmus laevis*) bei, die in Lossow die Baumschicht dominiert. Die relativ hohen Deckungsgrade der K1-Arten in Lebus sind maßgeblich auf das Vorkommen der Gräser Wiesen-Rispengras (*Poa pratensis*) und Wiesen-Fuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) zurückzuführen. Auch auf den restlichen drei Untersuchungsflächen dominieren Arten der Süß- und Sauergräser: neben *A. pratensis* und *P. pratensis* sind dies Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*),

Schlank-Segge (*Carex acuta*), Kriech-Quecke (*Elymus repens*), Schilfrohr (*Phragmites australis*) und Weiche Trespe (*Bromus hordeaceus*).

Mit Ausnahme von Lossow unterscheiden sich die Untersuchungsflächen kaum hinsichtlich der Gesamtzahl erfasster Arten (K1), jedoch hinsichtlich der jeweils dominierenden Arten. Die Deckungsgrade von hoher Deckung zu geringer Deckung betragen bei den einzelnen Flächen: Aurith: *Elymus repens > Poa pratensis > Alopecurus pratensis;* Bleyen: *P. pratensis > E. repens > A. pratensis;* Lebus: *P. pratensis > A. pratensis > E. repens.* Die Häufigkeit dieser Arten und das Fehlen bzw. die geringen Deckungsgrade von Kräutern deuten auf eine Unternutzung/Verbrachung von Auengrünland hin. Dies wird auch bei der Kenngröße Z3 deutlich, anhand derer sich die von wechselfeuchtem Grünland geprägten Untersuchungsflächen deutlich von der Fläche Lossow unterscheiden. Zudem können die typischen Wiesengräser wie Wiesen-Fuchsschwanz *(A. pratensis)*, Kriech-Quecke (*E. repens*) oder Wiesen-Rispengras (*P. pratensis*) bei einer extensiven Nutzung mit hohen überflutungsbedingten Nährstoffeinträgen dominant werden (Leyer 2002). Hervorzuheben ist das vermehrte Vorkommen der Rote-Liste-Art Heide-Nelke (*Dianthus deltoides*) auf den Wiesen von Lebus, die aufgrund ihres Lichtbedarfs womöglich von der zweischürigen Mahd und sandigem Boden profitiert, sowie das vermehrte Vorkommen von Andorn-Herzgespann (*Leonurus marrubiastrum*), einer Stromtalart in Reitwein, die wiederum durch die Störung durch Hochwasser begünstigt wird.

Generell zeigte sich, dass die untersuchten Stillgewässer, die in allen Flächen vorhanden waren, von typischen Wasserpflanzenarten (z. B. Kleine Wasserlinse/*Lemna minor* oder Sumpf-Wasserstern/*Callitriche palustris*) und Wechselwasserzeigern (Wasser-Schwaden/*Glyceria maxima*, Flutender Schwaden/*Glyceria fluitans,* Ästiger Igelkolben/*Sparganium erectum*) besiedelt sind. In einem Nebengerinne der Untersuchungsfläche Lebus wurden zwei Rote-Liste-Arten Deutschlands erfasst: Froschbiss (*Hydrocharis morsus-ranae*) und gemeiner Schwimmfarn (*Salvinia natans*), die den naturschutzfachlichen Wert dieser Untersuchungsfläche merklich steigern.

Röhrichte und Großseggenriede, die mit 18 % bzw. 29 % in Lossow und Reitwein im Vergleich zu den anderen Flächen den höchsten Anteil hatten, werden durch Arten wie Schlank-Segge (*Carex acuta*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) oder Schilfrohr (*Phragmites australis*) charakterisiert. Zum Teil wurden hier auch schattentolerante, nicht-standorttypische Arten wie z. B. die Große Bennnessel (*Urtica dioica*), Gewöhnlicher Gundermann (*Glechoma hederacea)* oder Sämlinge der Flatterulme (*Ulmus laevis*) gefunden, deren Samen (Diasporen) ans Ufer gespült oder über Wind eingetragen wurden. Es ist davon auszugehen, dass solche standortuntypischen Arten nur temporär in den Röhrichtgesellschaften vorkommen und z. B. beim nächsten Hochwasser wieder verschwinden (Schneider et al. 2017).

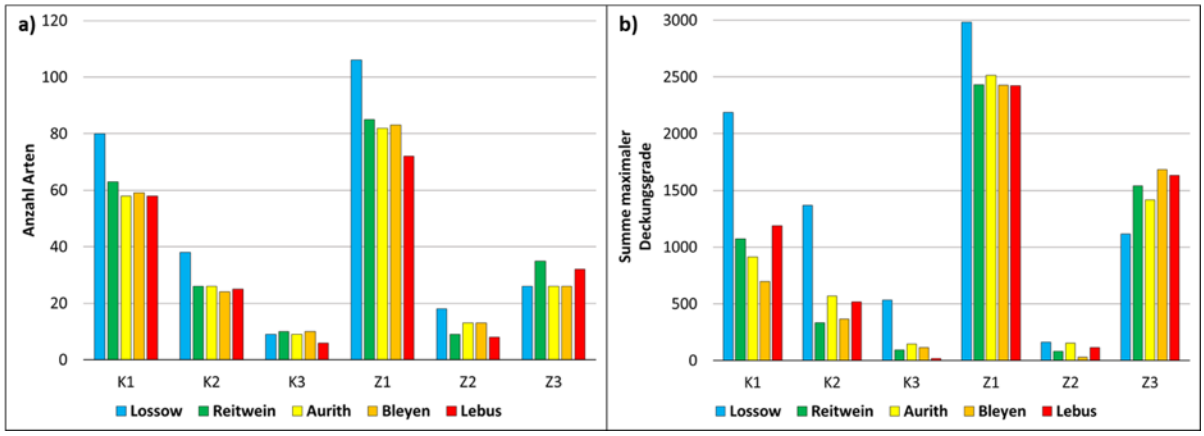


Abb. 5.3.5: Ergebnisse ausgewählter BioAu-Kenngrößen nach Januschke et al. 2023 für die Gefäßpflanzen aus dem Jahr 2024, berechnet auf Grundlage der Anzahl Arten (a) und der Summe maximaler Deckungsgrade (b). K1 = Auenabschnittstyp-spezifische Arten, K2= Indikatorarten mit starke Auenbindung, K3= Rote-Liste-Arten, Z1= Gesamtartenzahl, Z2= Indikatorarten für vegetationsarme/-freie Uferzonen, Z3= Indikatorarten für wechselfeuchtes Grünland.

B. Laufkäfer

Insgesamt wurden 68 Laufkäferarten und 717 Individuen erfasst (Tab. A5.3.2). Lossow weist mit 43 Arten die höchste Gesamtartenanzahl (Kenngröße Z1) auf, mit Abstand gefolgt von Reitwein, Aurith und Lebus mit je 25 Arten sowie Bleyen mit 21 (Abb. 5.3.6a). Die Anzahl der Indikatorarten aller weiteren Kenngrößen lagen mit 1–10 Arten deutlich niedriger. Die naturnahe und habitatreiche Fläche Lossow hat im Vergleich zu den anderen Flächen die höchste Anzahl Auenabschnittstyp-spezifischer Arten (Kenngröße K1, 13 Arten), Indikatorarten mit starker Auenbindung (K2, 10 Arten), Indikatorarten für vegetationsarme und -freie Uferzonen (Kenngröße Z2, 8 Arten) und Indikatorarten für wechselfeuchtes Grünland (Kenngröße Z3, 7 Arten). Die Untersuchungsflächen Reitwein, Aurith, Bleyen und Lebus sind nur von maximal 7 kenngrößenrelevanten Arten besiedelt; die Ausnahme bildet Lebus mit 10 Auenabschnittstyp-spezifischen Arten (Kenngröße K1).

Die Individuenzahlen (Abb. 5.3.6b) unterscheiden sich deutlicher zwischen den Flächen, mit 260 Individuen in Lossow, 153 in Reitwein, 102 in Lebus, 100 in Aurith und 76 in Bleyen. Die Abundanzen aller Arten (Kenngröße Z1), aber auch der Auenabschnittstyp-spezifischen Arten (K1), sind in der naturnahen Fläche Lossow sowie der Fläche Reitwein doppelt bzw. dreimal so hoch wie in den anderen Flächen. Beide Flächen bieten aufgrund ihres Strukturreichtums gute Bedingungen für stabile Laufkäferpopulationen. So wurden in Lossow 50 und in Reitwein 52 Individuen der Art *Bembidion gilvipes* erfasst, die Weich- und Hartholz-Auwald sowie wechselfeuchtes Grünland bevorzugt. Exklusiv für Lossow war die Art *Agonum versutum* (44 Individuen). Zusätzlich hatten die zwei folgenden Arten hier ihren Vorkommensschwerpunkt: *Bembidion assimile* (11 Individuen; 1 Individuum in Lebus) und *Pterostichus nigrita* (13 Individuen; 1 Individuum in Reitwein, 4 Individuen in Lebus). *A. versutum* und *B. assimile* sind auf eine hohe Bodenfeuchtigkeit angewiesen und bevorzugen neben Feucht- und Nassgrünland auch Sumpf- und Bruchwald, Weidengebüsche nasser Standorte sowie Großseggenriede und Röhrichte als Lebensraum. *P. nigrita* bevorzugt Auwald und Hochstaudenfluren.

Aus naturschutzfachlicher Sicht zeigen sich zwar Unterschiede zwischen den Flächen, jedoch mit 7 Arten insgesamt nur wenige Rote-Liste-Arten (Kenngröße K3) und teils nur in geringer Individuenzahl. Neben der bereits erwähnten häufigen Art *Agonum versutum* in Lossow wurden 3 Arten mit wenigen Individuen gefunden, die eine hohe Spezialisierung auf unbeschattete, dynamische Sandufer haben. Die als stark gefährdet eingestufte Art *Bembidion velox* wurde in Reitwein mit 10 Individuen nachgewiesen, gefolgt von Lossow (8), Aurith (6) und Lebus (2). Die gefährdete Art *Bembidion argenteolum* wurde nur in Aurith mit wenigen Individuen erfasst. *Omphron limbatum* (wenige Individuen in Reitwein und Aurith) ist zwar nur auf der Vorwarnliste, besitzt aber ebenfalls den starken Lebensraumbezug und lebt tagsüber vergraben im Sand (Januschke und Hannig 2020). In den von Grünland und eher von Trockenheit geprägten Untersuchungsflächen Bleyen und Lebus sowie einem Bereich in Reitwein wurden die beiden gefährdeten Arten *Harpalus autumnalis* und *H. serripes* nachgewiesen. Beide Arten benötigen Trockenstandorte in Form von Sandmagerrasen als Lebensraum. Der Sandmagerrasen ist ein natürlicherweise nährstoffarmes Biotop auf sandigen Böden und charakterisiert durch spezielle, an Trockenheit und Nährstoffarmut angepasste Pflanzen.

Insgesamt zeigte sich, dass vor allem vegetationsarme und -freie Uferzonen, wenn auch nur in Lossow, Reitwein und Aurith kleinräumig vorhanden, hochspezialisierte Arten beherbergen, die ausschließlich in diesem Lebensraum vorkommen und überwiegend der Gattung *Bembidion* angehören. Dazu zählen die für die Kenngröße K3 (Rote-Liste-Arten) genannten Arten *Bembidion velox* und *B. argenteolum*, aber auch weitere Arten wie *B. varium* mit einer Präferenz für vegetationsreichere Flachufer. Mit wenigen Individuen in Lossow und Reitwein trat in diesem Habitat die seltene und in Brandenburg vom Aussterben bedrohte (Scheffler et al. 1999) Art *B. punctulatum* auf, die auf sandige und kiesige Flussufer spezialisiert ist. Der in dieser Untersuchung auf der Fläche Reitwein nicht-begehbare Bereich der Inseln vermag allerdings ein hohes Potenzial weiterer besonderer Sanduferspezialisten zu haben.

Insgesamt sind die genannten uferbewohnenden Arten auf dynamische, häufig überflutete Standorte spezialisiert und angepasst an offenes, störungsgeprägtes Sediment, die hohe Temperaturamplitude im Boden sowie den raschen Wechsel von Austrocknung und Überschwemmung. Hier finden sie Jagdhabitate mit hoher Insektenbiomasse und ohne die Konkurrenz sogenannter generalistischer Arten, die anpassungsfähig sind und viele verschiedene Umweltbedingungen sowie Ressourcen nutzen können. Als aktive Jäger regulieren Uferlaufkäfer die Bestände zahlreicher kleiner Wirbelloser an Gewässerrändern, nutzen aber auch angeschwemmte wirbellose Bodentiere als wichtige Nahrungsquelle. Gleichzeitig dienen die Uferlaufkäfer anderen Prädatoren wie Vögeln als Nahrungsressource und bilden so ein wichtiges Bindeglied zwischen Gewässer und Aue (Paetzold et al. 2005). Zudem besitzen die Großseggenriede und Röhrichte eine hohe Bedeutung für die Laufkäferfauna, mit einer im Vergleich zu anderen Auenschlüsselhabitaten höchsten Artenvielfalt und der Dominanz von feuchtigkeitsliebenden Arten wie z. B. *Oodes helopioides*, der als typischer Bewohner vegetationsreicher Ufer, Sümpfe, Moore, Feucht- und Sumpfheiden einen sehr hohen Anspruch an die Bodenfeuchtigkeit hat.

Im Vergleich zu Untersuchungen in den Auen des Nationalparks Unteres Odertal aus dem Jahr 2021 (Scheffler 2021) weisen die hier beprobten Flächen einen deutlich geringeren Artenreichtum und verarmten Artenpool auf, auch wenn einige wertgebende Arten vorhanden sind. Im Nationalpark Unteres Odertal wurden ca. 70 Arten mehr nachgewiesen, allerdings bei höherer Erfassungsintensität und einer höheren Anzahl untersuchter Flächen. Entscheidend ist hier jedoch das Fehlen einiger besonderer Auenarten, das auf Defizite in der

Habitatausstattung zurückzuführen ist. Dazu gehören z. B. charakteristische feuchtigkeitsliebende (hygrophile) Arten wie *Acupalpus luteatus*, *Agonum dolens* und *Blethias multipunctata* sowie Röhrichtarten wie z. B. *Agonum lugens*, *A. thoreyi* und *Badister dilatatus*, die im Unteren Odertal stabile Populationen bilden (Scheffler 2021).

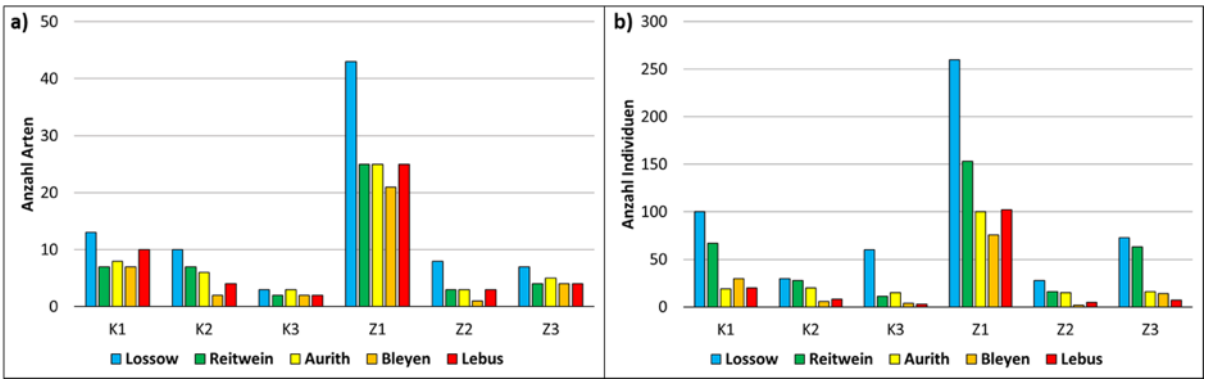


Abb. 5.3.6: Ergebnisse ausgewählter BioAu-Kenngrößen nach Januschke et al. 2023 für die Laufkäfer aus dem Jahr 2024, berechnet auf Grundlage der Anzahl Arten (a) und der Anzahl Individuen (b). K1 = Auenabschnittstyp-spezifische Arten, K2 = Arten mit starker Auenbindung, K3 = Arten der Roten Liste BRD (Gruttke et al. 2016), Z1 = Gesamtzahl Arten bzw. Individuen, Z2 = Indikatorarten für vegetationsarme und -freie Uferzonen, Z3 = Indikatorarten für wechselfeuchtes Grünland.

C. Vögel

Insgesamt wurden mithilfe der Punkt-Stopp-Zählung 96 Vogelarten erfasst (Brutvögel, Nahrungsgäste und Durchzügler). Die Gesamtartenzahl (Z1) war mit 60 Arten in Lossow am höchsten, gefolgt von Reitwein (56), Bleyen (55), Aurith (51) und Lebus (44) (Abb. 5.3.7a, Tab. A5.3.3). Auenabschnittstyp-spezifische Arten (K1), Arten mit starker Auenbindung (K2) und Arten der Roten Liste (K3) waren allerdings in der Untersuchungsfläche Reitwein am häufigsten (K1 = 32, K2 = 27, K3 = 18). Die Anzahl Indikatorarten für wechselfeuchtes Grünland (Z3) ist mit 15 Arten in der Fläche Lebus am höchsten.

Die größten Unterschiede in Bezug auf das Vorkommen von BioAu-Indikatorarten (Abb. 5.3.7a) wurden zwischen den Probestellen Lossow und Lebus festgestellt. Während Lossow den höchsten Waldanteil aufweist, dominiert in Lebus wechselfeuchtes Grünland. Dementsprechend wurden in Lebus die meisten Indikatorarten für wechselfeuchtes Grünland wie Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Feldlerche (*Alauda arvensis*) erfasst, während in Lossow Indikatorarten für intakte Wälder wie der Kleiber (*Sitta europaea*) und spezifische Auwaldarten wie der Kleinspecht (*Dendrocopos minor*) auftraten. Für diese beiden Habitattypen sind deutliche Unterschiede in der Vogelartenstruktur gut belegt (Andretzke et al. 2025, Dröschmeister et al. 2025). Für den Vogelartenreichtum der Flächen (K1), das Vorkommen von Rote-Liste-Arten (K3) und das Vorkommen Auenabschnittstyp-spezifischer Arten (K2) hat die Habitatvielfalt eine hohe Bedeutung. Folgerichtig finden sich auf den habitatreichsten Untersuchungsflächen Lossow und Reitwein auch die meisten gefährdeten und auengebundenen Arten wie z. B. Karmingimpel (*Carpodacus erythrinus*) und Kleinspecht (*Dendrocopos minor).* Dies deckt sich mit den Annahmen der Habitats-Heterogenitäts-Hypothese, wonach eine größere Vielfalt an Habitaten mehr ökologische Nischen für Brutvögel bedeutet und damit einen höheren Artenreichtum ermöglicht (Kovarik et al. 2025). Das Vorkommen der Auenschlüsselhabitate

Stillgewässer (A2), Großseggenriede und Röhrichte (A4) und Weichholz-Auwald (A8) spielt dabei eine entscheidende Rolle. Ihr Vorhandensein fördert das Vorkommen Auenabschnittstyp-spezifischer (K1) und stark auengebundener (K2) Arten. So ist das Vorhandensein der großen Anzahl wertgebender röhrichtbrütender Arten wie Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*), Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus)* und Rohrammer (*Emberiza schoeniclus)* in Reitwein maßgeblich für die hohe BioAu-Bewertung dieser Untersuchungsfläche.

Die Stillgewässer auf den Flächen fördern außerdem das Vorkommen von Rote-Liste-Arten wie z. B. Fischadler (*Pandion haliaetus*) und Zwergtaucher (*Tachybaptus ruficollis*), die in Deutschland bzw. Brandenburg als gefährdet eingestuft sind. Auch Dröschmeister et al. (2025) weisen auf Stillgewässer als wichtiges Habitat mit verschiedenen ökologischen Nischen für Vogelartengemeinschaften hin. Sie bieten unterschiedlichste Mikrohabitate für Nahrungssuche, Brut und Rast und sind insbesondere für seltene und/oder gefährdete Wasservogel- und Röhrichtarten wie den Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*) von hoher Bedeutung (Andretzke et al. 2025).

Die im Vergleich zu Reitwein geringeren Artenzahlen der beiden Kenngrößen K1 und K2 in Lossow mögen zum einen darin begründet sein, dass geschlossene, homogene Sukzessionsstadien im Übergang zum Hartholz-Auwald tendenziell artenärmer an Zielarten sind und dafür mehr Waldarten aufweisen (Kovařík et al. 2025). Gleichzeitig gelten Hartholz-Auwälder aber als Hotspots der Vogelartenvielfalt (Flade 2001). In Auenökosystemen sind kleinräumige Mosaike aus unterschiedlichen Sukzessionsstadien entscheidend für die Erhaltung einer hohen Artenvielfalt. Daher ist die Existenz einer natürlichen Auendynamik, die entsprechende Habitatstrukturen durch regelmäßige Flutungsereignisse prägt, für das Vorkommen von auentypischen Vogelarten besonders wichtig (Kovařík et al. 2025).

Auf Basis der Kartierung wurden insgesamt 184 Brutreviere erfasst (Abb. 5.3.7b). Mit Abstand die höchste Anzahl hat dabei Lossow (63,5), gefolgt von Reitwein (37,5), Bleyen (34,5), Aurith (30,5) und Lebus (18). Die Untersuchungsfläche Lossow bietet aufgrund ihres Strukturreichtums und ihrer Habitatvielfalt zahlreiche Brutmöglichkeiten für besondere, an Wald gebundene Arten wie z. B. Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), Kleinspecht (*Dendrocopos minor*), Kleiber (*Sitta europaea*) und Trauerschnäpper (*Ficedula hypoleuca*), aber auch für anspruchslosere Arten. Vor allem Kleiber und Trauerschnäpper zeigen intakte Waldlebensräume an (Ryslavy et al. 2019, Dröschmeister et al. 2025). Dagegen sind die Brutbedingungen in der grünlandgeprägten Fläche Lebus besonders ungünstig und die Anzahl der Brutreviere am geringsten. Hier zeigt sich der Unterschied zu den anderen Untersuchungsflächen noch deutlicher als bei der Gesamtartenzahl (5.3.7a). Allerdings bietet Lebus gute Nahrungsressourcen, die z. B. große Schwärme von Staren (*Sturnus vulgaris*) und Arten wie Graureiher (*Ardea cinerea*), Weißstorch (*Ciconia ciconia*), Kranich (*Grus grus*) und Dohle (*Corvus monedula*) nutzen. Reitwein bietet aufgrund einer leitbildnäheren Habitatausstattung besonders gute Bedingungen für Brutreviere von Auenabschnittstyp-spezifischen Arten (K1) sowie Arten mit starker Auenbindung (K2) wie z. B. Zwergtaucher (*Tachybaptus ruficollis*), Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*), Schilfrohrsänger (*Acrocephalus schoenobaenus*), Bluthänfling (*Linaria cannabina*), Grauammer (*Emberiza calandra*) und Pirol (*Oriolus oriolus*).

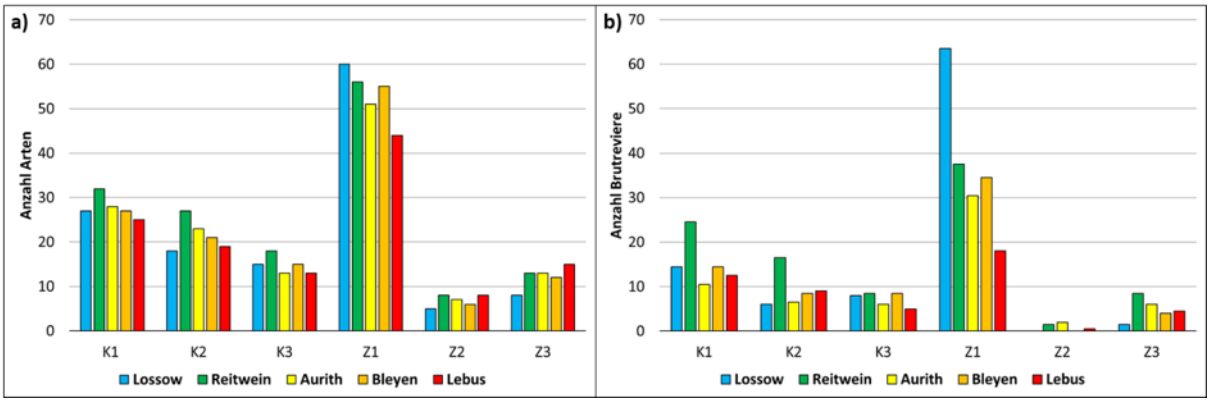


Abb. 5.3.7: Ergebnisse ausgewählter BioAu-Kenngrößen nach Januschke et al. (2023) für die Vögel aus dem Jahr 2025, berechnet auf Grundlage (a) der Anzahl Arten und (b) der Anzahl Brutreviere pro Fläche. K1 = Auenabschnittstyp-spezifische Arten, K2 = Arten mit starker Auenbindung, K3 = Arten der Roten Liste BRD (Ryslavy et al. 2020), Z1 = Gesamtzahl Brutreviere, Z2 = Indikatorarten für vegetationsarme und -freie Uferzonen, Z3 = Indikatorarten für wechselfeuchtes Grünland.

5.3.4 Fazit und Ausblick

Die vorliegende biozönotische Auenbewertung zielte darauf ab, den Zustand ausgewählter Abschnitte der Oderauen in Brandenburg vergleichend zu erfassen, Defizite und Entwicklungspotenziale abzuleiten und die Bedeutung einzelner Auenschlüsselhabitate für auentypische und naturschutzfachlich relevante Arten herauszuarbeiten. Die Ergebnisse zeigen, dass sich vor allem die Untersuchungsfläche Lossow aufgrund des hohen Auwaldanteils im Hinblick auf die biologische Qualität deutlich von allen anderen Flächen unterscheidet. Die übrigen, grünlanddominierten Flächen zeigen zum Teil nur kleinere Unterschiede. Diese sind eng mit der Habitatausstattung, der Nutzungsintensität sowie der hydrologischen Anbindung an den Hauptlauf der Oder verknüpft.

Der Vergleich der Untersuchungsflächen mit dem BioAu-Verfahren verdeutlicht, dass Flächen mit hoher Habitatvielfalt und einem größeren Anteil auentypischer Schlüsselhabitate auch durchgehend höhere Werte für Auenabschnittstyp-spezifische Arten (K1), stark auengebundene Arten (K2) und Arten der Roten Liste Deutschlands (K3) aufweisen. Dies gilt insbesondere für die naturnah ausgeprägte Fläche Lossow, die als Referenz für einen vergleichsweise günstigen biozönotischen Auenzustand betrachtet werden kann. Hier profitieren alle drei untersuchten Artengruppen Gefäßpflanzen, Laufkäfer und Vögel von der Kombination aus Weich- und Hartholz-Auwäldern, Röhrichten, Stillgewässern sowie kleinräumig ausgeprägten, dynamischen Uferstrukturen.

Bei den Gefäßpflanzen spiegelt sich dieser Strukturreichtum in hohen Artenzahlen und im Vorkommen zahlreicher Feuchte- und Nässezeiger wider, darunter mehrere Arten der Roten Liste. Besonders Still- und Wechselwasserbereiche sowie Röhrichte erwiesen sich als Hotspots für gefährdete und auentypische Pflanzenarten. Demgegenüber sind die großflächig vorhandenen Grünländer durch eine Dominanz weniger konkurrenzstarker Süß- und Sauergräser gekennzeichnet, was auf eingeschränkte Standortdynamik, Verbrachung und geringe strukturelle Vielfalt hinweist. Diese Befunde verdeutlichen die zentrale Rolle hydrologischer Prozesse und periodischer Störungen sowie einer standortangepassten Offenlandnutzung als Wiese oder Weide für die Ausbildung artenreicher auentypischer Vegetationsgesellschaften.

Die Laufkäferfauna reagiert besonders sensibel auf das Vorhandensein dynamischer Uferzonen und feuchter, strukturreicher Habitate (wie z. B. Großseggenriede und Röhrichte). Vegetationsarme und -freie Uferbereiche oder Flutmulden, wie sie vor allem in naturnahen oder teilrenaturierten Abschnitten vorkommen, beherbergen hochspezialisierte uferbewohnende (ripicole) Arten, darunter mehrere gefährdete Vertreter der Gattung *Bembidion*. Diese Arten sind auf häufig überflutete, offene Sedimentflächen angewiesen und fungieren zugleich als wichtige trophische Bindeglieder zwischen aquatischen und terrestrischen Nahrungsnetzen. Ihr überwiegend geringes Auftreten sowie niedrige Individuenzahlen (Abundanzen) in den untersuchten Flächen deuten auf ein insgesamt limitiertes Angebot geeigneter Habitate und mögliche bestehende Defizite im Strukturangebot der untersuchten Oderauen. Das geringe Vorhandensein mag aber zusätzlich auch in den im Untersuchungsjahr stetig hohen Wasserständen begründet sein.

Auch die Vogelgemeinschaften zeigen einen klaren Zusammenhang zwischen Habitatvielfalt und naturschutzfachlicher Wertigkeit. Flächen mit einem Mosaik aus Stillgewässern, Röhrichten, Gehölzstrukturen und Offenland weisen die höchsten Anteile Auenabschnittstyp-spezifischer und stark auengebundener Arten auf. Insbesondere röhricht- und gewässergebundene Vogelarten sowie gefährdete Brutvogelarten profitieren von einer vielfältigen Habitatausstattung. Grünlanddominierte Flächen besitzen zwar eine wichtige Funktion als Nahrungsräume, insbesondere für Offenlandarten, bieten jedoch deutlich eingeschränktere Brutbedingungen, was sich in geringeren Brutrevierszahlen widerspiegelt.

In Bezug auf die Fragestellung nach möglichen Auswirkungen der Umweltkatastrophe auf die Auenbiozönosen erlauben die vorliegenden Ergebnisse nur eine indirekte Einschätzung. Das Fehlen standardisierter Vorher-Daten schränkt eine kausale Bewertung ein. Dennoch legen die insgesamt geringen Individuenzahlen spezialisierter Arten, das Fehlen einzelner charakteristischer Auenarten sowie die starke Abhängigkeit vieler Biozönosen von wenigen, kleinflächigen Schlüsselhabitaten nahe, dass die Auenökosysteme der Oder gegenüber Störungen nur begrenzt gepuffert sind. Naturnahe und strukturreiche Auenbereiche übernehmen in diesem Kontext eine zentrale Rolle als Refugialräume und potenzielle Ausgangspunkte für Wiederbesiedlungsprozesse nach Störereignissen.

Aus den Ergebnissen der biozönotischen Auenbewertung lassen sich folgende fachliche Empfehlungen für die zukünftige Entwicklung der betrachteten Untersuchungsflächen in den Oderauen ableiten:

- Förderung der hydrologischen Anbindung der Vorländer mit dem Fluss durch Schaffung von Senken oder Anbindung von Flutrinnen mit dem Hauptstrom. Eine naturnähere Gestaltung von Buhnen und Uferbauwerken sowie die Schaffung größerer dynamischer Uferbereiche können die Entwicklung vegetationsarmer und -freier Uferzonen unterstützen. Diese sind essenziell für Pionierarten der Gefäßpflanzen, spezialisierte Uferlaufkäfer und bodenbrütende Vogelarten.
- Erhalt und Förderung auentypischer Schlüsselhabitate. Stillgewässer, Röhrichte, Großseggenriede sowie Weich- und Hartholz-Auwälder sollten flächenhaft erhalten, vergrößert und – wo möglich – neu entwickelt werden. Diese Habitate tragen maßgeblich zur Ausbildung artenreicher und naturnaher Biozönosen bei.

- Erhalt von Auengrünland. Zur Sicherung der Habitatqualität und Offenhaltung von grünlandgeprägten Auenbereichen wird die Fortführung einer standortangepassten Nutzung empfohlen, beispielsweise durch kleinparzellierte, zeitversetzte, ein- bis zweischürige Mahd oder Mahd mit Nachbeweidung oder extensive Beweidung. Ziel sollte es sein, die strukturelle Vielfalt zu fördern und das Aufkommen von Dominanzbeständen konkurrenzstarker Gräser zu verhindern.
- Vernetzung von Lebensräumen. Neben dem Vorkommen einzelner Habitate ist deren räumliche Vernetzung von zentraler Bedeutung. Die Förderung lateraler, longitudinaler und vertikaler Vernetzungsstrukturen innerhalb der Aue sowie die Einbindung angrenzender Landschaftsräume erhöhen die Funktionalität des Systems und erleichtern Ausbreitungs- und Wiederbesiedlungsprozesse.
- Stärkung der Resilienz gegenüber Extremereignissen. Eine vielfältige, naturnahe Habitatausstattung erhöht die Widerstandsfähigkeit der Auen gegenüber zukünftigen Belastungen wie Hochwasser, Dürreperioden oder stofflichen Einträgen. Naturnahe Auen können dabei nicht nur ökologische Funktionen erfüllen, sondern auch einen wichtigen Beitrag für den Menschen leisten, etwa im Hochwasserschutz und bei der Klimaanpassung.
- Etablierung eines langfristigen Monitorings. Um zukünftige Entwicklungen bewerten und Auswirkungen von Extremereignissen besser einordnen zu können, wird die Etablierung eines langfristigen, standardisierten Monitorings der Auenbiozönosen empfohlen. Dabei sollten sowohl Jahre mit ausgeprägten Dürreperioden als auch Jahre mit hohen Wasserständen berücksichtigt werden.

Kontakt

Kathrin Januschke

kathrin.januschke@uni-due.de

Universität Duisburg-Essen
Fakultät für Biologie
Aquatische Ökologie
Universitätsstr. 5
45141 Essen

5.4 Ökosystemleistungen

Antje Kerkow & Martin Pusch

5.4.1 Einleitung

Die Oder und ihre Auen nehmen unter den großen mitteleuropäischen Strömen eine besondere Stellung ein, da ihr Unterlauf nicht durch Staustufen reguliert ist und somit eine ausgeprägte Abflussdynamik aufweist (Baumann 2010, Kamp 2002). Damit verbunden ist eine hohe ökologische Bedeutung des deutschen Oderabschnitts. So ist er für Wanderfische einer der noch am besten zugänglichen Flussabschnitte Mitteleuropas (Baumann 2010). Im Unteren Odertal sind größere zusammenhängende Bereiche aktiver Aue mit hohem Biotopwert erhalten geblieben (Koenzen et al. 2021, Tautenhahn 2007). Darüber hinaus weist das Untere Odertal ausgedehnte Niedermoorböden und weitere auentypische Feuchtstandorte auf (Schubert 2022). Diese sind für den Stoffrückhalt, die Kohlenstoffspeicherung und die Lebensraumfunktion der Aue von besonderer Bedeutung (Tautenhahn 2007).

In den meisten Abschnitten ist jedoch auch die Oder durch wasserbauliche Maßnahmen stark verändert. Uferverbau, Begradigungen und Sohlvertiefungen haben die Flussdynamik deutlich verringert und die Überflutungsdauer der Auen reduziert. Infolge großflächiger Eindeichungen wurden zudem ehemals aktive Auenbereiche, also die bei Hochwasser überfluteten Bereiche, vom Fluss abgetrennt (Brunotte et al. 2009, Scholz et al. 2013, Koenzen et al. 2021). Besonders im Oderbruch prägen Entwässerungssysteme und eine intensive landwirtschaftliche Nutzung ehemaliger Überflutungsflächen große Teile der Landschaft, wodurch auentypische Lebensräume weitgehend verloren gingen und verbliebene Moorstandorte stark beeinträchtigt wurden (Koenzen et al. 2021). Diese Veränderungen haben nicht nur gebietsweise zu einem deutlichen Verlust ökologischer Vielfalt geführt, sondern auch das Erscheinungsbild der Landschaft nachhaltig verändert (Thiele 2020).

Die zusätzliche Belastung der Oder durch die Katastrophe von 2022 hat die Frage nach dem Zustand der ökologischen Funktionen, der Resilienz des Flusssystems und seiner nachhaltigen Nutzung aufgeworfen. Intakte Flussökosysteme stellen eine ganze Palette Ökosystemleistungen (ÖSL) in hohem Umfang zur Verfügung, die drei Gruppen zugeordnet werden können (Podschun et al. 2018):

- **Versorgende Leistungen** beschreiben das Potenzial für die Bereitstellung von Rohstoffen, die direkt oder indirekt vom Menschen genutzt werden können, unter Berücksichtigung auetypisch wichtiger Faktoren wie Wasserverfügbarkeit, Bodenfruchtbarkeit und Überflutungsrisiko.
- **Regulative Leistungen** umfassen natürliche Prozesse des Energie-, Wasser- und Stoffhaushalts zum Stabilisieren oder Regulieren der Ökosysteme.
- **Kulturelle Leistungen** beziehen sich auf die immateriellen Beiträge der Natur zu Erholung, ästhetischer Wahrnehmung, Inspiration oder Identitätsstiftung.

Vor diesem Hintergrund wird im Folgenden mithilfe des River Ecosystem Service Index (RESI) untersucht, in welchem Maße die verschiedenen ÖSL der Oder und ihrer Auen noch verfügbar sind und wie somit die Resilienz des Flussökosystems zu bewerten ist. Der RESI wurde im Rahmen eines von 2015 bis 2018 vom Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderten Verbundprojekts unter Federführung des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) entwickelt (Pusch et al. 2018, Pusch 2019, Podschun et al. 2018). Das Verfahren

nutzt verfügbare Geodaten und modellgestützte Indikatoren, um die von Flüssen und Auen erbrachten ÖSL räumlich differenziert und nicht-monetär zu bewerten. Unter Ökosystemleistungen werden dabei die Beiträge von Natur und Landschaft zum menschlichen Wohlergehen verstanden (Pusch 2019).

Abb. 5.4.1: Im Rahmen von ODER~SO bewertete Ökosystemleistungen der Oder und ihrer Auen und ihre Zuordnung zu den drei ÖSL-Gruppen. Fotos: links und rechts: Antje Kerkow (Oderauen 2023); Mitte: dpa/Pleul (Oder 2024)

Die Ergebnisse werden auf einer einheitlichen fünfstufigen Skala dargestellt, sodass Unterschiede zwischen Fluss- und Auenabschnitten sowie zwischen verschiedenen Nutzungs- oder Managementszenarien anschaulich und vergleichbar werden. Damit lassen sich auch bestehende Nutzungskonflikte, etwa zwischen Hochwasserschutz, Landwirtschaft und Naturschutz, räumlich sichtbar machen und bewerten.

Im Folgenden werden 13 relevante Ökosystemleistungen (Abb. 5.4.1) für die Oder, die Westoder und die jeweils angrenzenden Flussauen mithilfe des RESI-Ansatzes analysiert, um den aktuellen Zustand und die räumliche Verteilung der Leistungen zu erfassen.

5.4.2 Methodik

Untersuchungsgebiet

Untersucht wurde der Flussabschnitt der Grenzoder von Ratzdorf bis 10 km nördlich von Gartz mit Hauptoder, Westoder sowie den angrenzenden Auenbereichen auf deutscher Seite (Abb. 5.4.2). Die Westoder zweigt nördlich von Widuchowa vom Hauptstrom ab, der dort nach Polen übertritt. Sie verläuft entlang der deutsch-polnischen Grenze und umfasst auf deutscher Seite Auen mit bedeutenden Moorflächen, weshalb dieser Fluss-Auen-Abschnitt in die Analyse einbezogen wurde. Die Lausitzer Neiße, ein Zufluss der Oder, wurde nicht berücksichtigt. Der untersuchte Flusskorridor umfasst auf einer Länge von 181 Kilometern knapp 1.000 km². Davon entfallen 42 km² auf den Fluss, 94 km² auf aktive Auen und 839 km² auf Altauen.

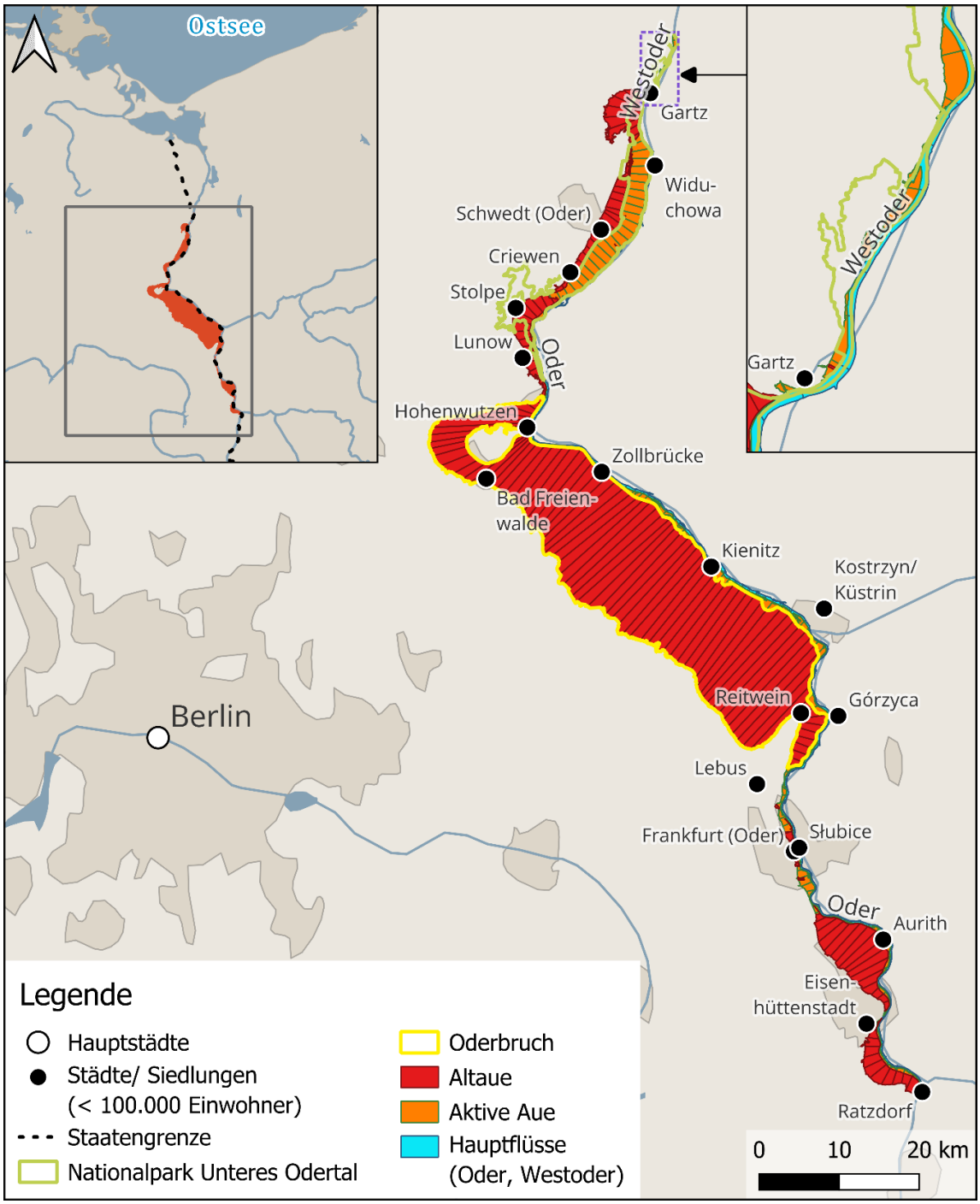


Abb. 5.4.2: Karte der Grenzoder mit Westoder, aktiven Auen und Altauen. Quellen: Geonames (Ortsnamen), Natural Earth (Kartengrundlagen), BfN (Flussauen in Deutschland)

Die Nutzungsverteilung (Tab. 5.4.1) in den deutschen Oderauen zeigt ein für Flussauen typisches Muster: Die aktiven Auen werden überwiegend als Grünland bewirtschaftet (ca. 77 % der Fläche), während in der Altaue überwiegend Ackerbau betrieben wird (71 % der Fläche). Auwälder sind insgesamt stark zurückgedrängt und kommen vor allem in der aktiven Aue vor. Dort bedecken sie noch etwa 10 % der Fläche, während ihr Anteil in der Altaue nur noch bei 5 % der Fläche liegt. Feuchtgebiete, die als Hotspots der Artenvielfalt gelten, umfassen insgesamt 7 km² und konzentrieren sich größtenteils in der aktiven Aue, wo sie etwa 4 % der Fläche ausmachen.

Moorböden sind mit 61 km² in der Altaue und 14 km² in der aktiven Aue flächenhaft präsent. Bezogen auf die jeweilige Auenfläche entspricht dies 7 % in der Altaue und 15 % in der aktiven Aue. Die Moorböden werden überwiegend landwirtschaftlich genutzt. Dennoch gibt es Gebiete mit intakten Moorböden, die im Unteren Odertal sogar eine Mächtigkeit von etwa 10 m aufweisen (Information aus der dtändigen Ausstellung im Nationalparkzentrum in Criewen).

Tab. 5.4.1: Flächenübersicht des Untersuchungsgebiets.

	Gesamt	Altaue	Aktive Aue	Fluss
Fläche [km²]	975	839	94	42
Anzahl Segmente	181	165	178	181
Moorfläche (nutzungsunabhängig) [km²]	75	61	14	–
Ackerfläche [km²]	592	592	< 1	–
Grünlandfläche [km²]	187	114	72	–
Waldfläche [km²]	54	45	9	–
Siedlungsfläche [km²]	57	56	< 1	–
Feuchtgebietsfläche [km²]	7	3	4	–

Im Folgenden werden zwei Bereiche im Untersuchungsgebiet näher betrachtet: das Oderbruch und der Nationalpark Unteres Odertal (Abb. 5.4.2). Das Oderbruch ist ein großflächiger Trockenpolder, der im Zuge wasserbaulicher Umgestaltungen seit dem 18. Jahrhundert vom Überflutungsgeschehen abgetrennt und für die landwirtschaftliche Nutzung erschlossen wurde (Tautenhahn 2007). Mit über 800 km² ist es das größte eingedeichte Flusspoldergebiet Deutschlands (Massmann et al. 2004) und wird überwiegend ackerbaulich genutzt. Trockenpolder sind funktional der Altaue zugeordnet.

Der Nationalpark Unteres Odertal liegt im nördlichen Abschnitt und umfasst rund 105 km². Er ist seit 1995 ausgewiesen, auf deutscher Seite überwiegend Naturschutzgebiet und Teil eines grenzüberschreitenden Schutzgebietsverbunds mit angrenzenden Landschaftsschutzgebieten auf deutscher und polnischer Seite (Land Brandenburg 2006, Nationalparkverein 2021). Im Nationalpark überwiegen Flutpolder (Nationalparkverein 2021). Sie umfassen rund 47 km² und ermöglichen durch Wintereinlass und Frühjahrsablass eine saisonale Überflutung von Wiesen und Weideflächen. So werden die Auendynamik erhalten, auetypische Habitate geschützt und Nährstoffe auf den Flächen abgelagert (Tautenhahn 2007, Nationalparkverein 2021). Die Flutpolder sind funktional der aktiven Aue zugeordnet.

Indikatoren und Berechnung

Zur räumlichen Differenzierung der Ergebnisse wird zwischen einzelnen Segmenten von Fluss und Auenbereichen, kombinierten Fluss-Auen-Segmenten sowie Kompartimenten unterschieden (vgl. Abb. 5.4.3A). Segmente bezeichnen einen Kilometer lange Abschnitte entlang des Flusses und Fluss-Auen-Segmente beziehen seitlich die Aue als gemeinsame räumliche Bezugseinheit ein. Kompartimente hingegen beschreiben die drei Teilräume Fluss, aktive Aue und Altaue jeweils über alle Segmente hinweg.

Es wurden 13 verschiedene Ökosystemleistungen für den aktuellen Zustand der Region (Status Quo) berechnet, davon 2 versorgende Leistungen, 8 regulative Leistungen und 3 kulturelle Leistungen (Abb. 5.4.1). Die beiden versorgenden Leistungen sowie die Moorbodenbildung, die Treibhausgasemissionen, die Verfügbarkeit von Natur- und Kulturdenkmälern und die Habitatbereitstellung in den Auen wurden nur für die Auenflächen analysiert. Die Sedimentregulation, die Niedrigwasserregulation und die Bereitstellung von Flusshabitaten wurden nur für den Fluss berechnet. Alle weiteren Ökosystemleistungen wurden jeweils für alle drei Kompartimente – Fluss, aktive Aue und Altaue – bewertet. Diese wurden sowohl getrennt nach Kompartimenten als auch zusammenfassend auf Ebene der Fluss- und Auensegmente (vgl. Abb. 5.4.3 A) analysiert. Die Ergebnisse wurden in der 5-stufigen RESI-Farbskala (Abb. 5.4.3 B) in Karten abgebildet. Wo keine Berechnung möglich war, wurde kein Wert und die Farbe Grau vergeben.

Die Berechnungen erfolgten auf Basis des RESI-Anwendungshandbuchs (Podschun et al. 2018) und des IDES-Anwendungshandbuchs (Stäps et al. 2022). IDES war ein EU-Interreg-Projekt für den Donauraum (2020–2022), in dem der RESI-Ansatz weiterentwickelt und an die Bedingungen und Datenlage des internationalen Gewässers angepasst wurde. Wo nötig, wurden regionale Datensätze, Skalierungen oder allgemeine Berechnungsmethoden angepasst. Das Vorgehen und die verwendeten Geodaten sind im Anhang zu Kapitel 5.4 dokumentiert.

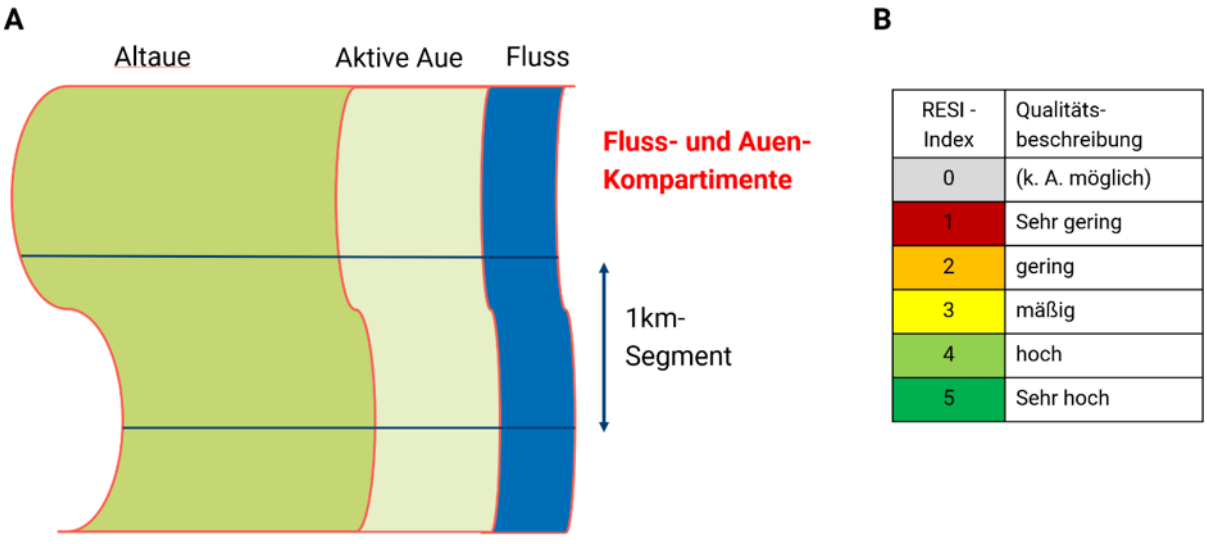


Abb. 5.4.3: Schematische Darstellung der Fluss- und Auenkompartimente: Für 1-km-Abschitte, sogenannte Segmente, bestehend aus Fluss, aktiver Aue und Altaue (A), werden die RESI-Indizes (B) berechnet.

Die grundlegenden Geometrien für Fluss und Auen sind dem Datensatz „Flussauen in Deutschland“ (Auenabgrenzung) (BfN, Stand 2022) entnommen. Da diese Daten nur deutsches Staatsgebiet abdecken und die Westoder nicht als Fluss, sondern als Auenbereich ausweisen, wurden die Geometrien der Fluss-Hauptströme durch satellitenbildabgeleitete Uferdaten aus dem Erdbeobachtungsprogramm Copernicus der Europäischen Union ergänzt und die Geometrie der aktiven Aue dementsprechend angepasst. Die 1-km-Segmentierungslinien von Fluss und Auen wurde ebenfalls aus dem o. g. Datensatz übernommen, wobei die Linien in östliche Richtung bis zu den polnischen Uferlinien erweitert wurden. Neuere Buhnenstrukturen wurden aus OpenStreetMap-Kartierungen entnommen und die Flussfläche dementsprechend an einigen Stellen verkleinert.

Alle Geodaten für die Berechnungen der RESI-Indizes wurden in das Koordinatensystem UTM Zone 33 (EPSG:25833) transferiert. Auf dieser Grundlage wurden die RESI-Indizes für die Flusssegmente, die Auensegmente bzw. die kombinierten Fluss-Auen-Segmente berechnet. Die Ergebnisse wurden kartografisch dargestellt und statistisch ausgewertet, wobei im Rahmen dieses Berichts aus Platzgründen nur die aggregierten Auswertungen auf Ebene der Fluss-Auen-Segmente dargestellt werden.

5.4.3 Ergebnisse

Die Bewertungen der Verfügbarkeit der 13 untersuchten Ökosystemleistungen sind jeweils als Einzelkarten dargestellt. Ergebnisse für die einzelnen Kompartimente Fluss und Auen werden dabei nur für diejenigen ÖSL gezeigt, für die sie relevant sind (Abb. 5.4.4 bis 5.4.8). Für eine übergreifende Einordnung werden die Ergebnisse außerdem in stärker aggregierter Form präsentiert, als Summendarstellung, longitudinaler Verlauf, Gebietsvergleiche, Multifunktionalität sowie die Zusammenhänge zwischen den Leistungen (Abb. 5.4.8 bis 5.4.13). Diese Ergebnisse werden nachfolgend erläutert.

Räumliche Muster der Gesamtsumme

Die Summe aller Ökosystemleistungen ist in Abb. 5.4.8 rechts dargestellt. Sie ergibt sich aus der Addition der 13 Einzelleistungen je Fluss-Auen-Segment und ist ein relatives Maß für die gleichzeitige Ausprägung und Höhe der Einzelbewertungen im Untersuchungsraum. Die beobachteten Werte reichen von 21 bis 44 Punkten. Das rechnerische Maximum von 65 Punkten ist aufgrund von Zielkonflikten zwischen einzelnen Ökosystemleistungen theoretisch nicht erreichbar.

Die drei Abschnitte umfassen einen nördlichen Bereich (57 Kilometer von Oder-km 542–599), einen mittleren Bereich (75 Kilometervon Oder-km 600–675) sowie einen südlichen Bereich (445 Kilometer von Oder-km 676–704 und Westoder-km 0–17). Die Abschnittsgrenzen liegen etwa 7 km nördlich von Hohenwutzen sowie etwa 7 km nördlich von Frankfurt/O. (vgl. Abb. 5.4.9). Der nördliche Abschnitt liegt zu 62 % im Nationalpark Unteres Odertal und wird im Folgenden als Nationalpark-Abschnitt bezeichnet. Mit 34,2 hat er den höchsten Summenmittelwert. Der mittlere Abschnitt umfasst den durch breite Altauen geprägten Bereich des mittleren Oderbruchs und wird im Folgenden als Oderbruch-Abschnitt bezeichnet. Mit 27,0 hat er den niedrigsten Summenmittelwert. Der südliche Abschnitt liegt mit 30,4 zwischen diesen beiden Bereichen und ist im Vergleich deutlich heterogener ausgeprägt. Die Unterschiede zwischen allen drei Abschnitten sind statistisch signifikant (ANOVA, $p < 0{,}001$).

Ausprägung einzelner Ökosystemleistungen entlang der deutschen Oder

Bei den kulturellen ÖSL zeigen sich sehr ähnliche Verläufe der Verfügbarkeit entlang der Grenzoder (Abb. 5.4.9): gute Ausprägungen im Nationalpark-Abschnitt, abnehmende bzw. geringe Werte im Oderbruch-Abschnitt und wieder höhere Werte südlich des Oderbruchs. Die versorgenden Leistungen zeigen hingegen gegensätzliche Muster. Das Potenzial für Biomasse aus Ackerbau ist im Nationalpark-Abschnitt gering und nimmt Richtung Süden zu. Das Grünland-Ertragspotenzial ist im Nationalpark-Abschnitt vergleichsweise hoch und fällt südlich davon eher ab.

Die regulativen ÖSL verteilen sich uneinheitlicher. Die Hochwasserregulation ist über weite Teile gut ausgeprägt, weist jedoch im Oderbruch eine deutlich schwächere Ausprägung auf, insbesondere im Abschnitt Kienitz bis Hohenwutzen. Die Niedrigwasserregulation ist entlang des gesamten Verlaufs überwiegend mäßig bis sehr schlecht, mit einer klaren Dominanz niedriger Ausprägungen. Die regionale Kühlwirkung (ET/ETP; Maß für die wasserlimitierte Ausschöpfung des Verdunstungspotenzials) ist insgesamt relativ homogen im Bereich mäßiger Werte, lokal treten jedoch bessere Abschnitte auf, u. a. zwischen Widuchowa und Gartz, im Bereich Criewen und bei Stolpe. Die Mittelwerte für die Kühlwirkung liegen im Nationalpark-Abschnitt bei 3,2, im Oderbruch-Abschnitt bei 3,0 und im südlichen Abschnitt bei 2,9. Die statistische Auswertung zeigt, dass der Nationalpark-Abschnitt zwar signifikant höhere, insgesamt jedoch nur leicht erhöhte Werte im Vergleich zum Oderbruch- und südlichen Abschnitt aufweist, während sich zwischen diesen beiden Abschnitten keine signifikanten Unterschiede ergeben (ANOVA, $p < 0,01$; t-Test, $p < 0,05$).

Die Sedimentregulation in der Oder und der Westoder ist überwiegend schlecht bis sehr schlecht. Bodenbildung und Treibhausgas-Speichereignung bzw. Treibhausgasemissionen sind ebenfalls überwiegend sehr schlecht ausgeprägt. Für die Bodenbildung zeigen sich keine signifikanten Unterschiede zwischen allen drei Abschnitten; die Mittelwerte liegen im Nationalpark-Abschnitt bei 1,3, im Oderbruch-Abschnitt bei 1,1 und im südlichen Abschnitt bei 1,2 (ANOVA, $p > 0,05$).

Für die Treibhausgasemissionen treten sowohl abschnittsweise als auch lokal Unterschiede auf. Höhere Werte, die eine geringere Emissionsneigung bzw. bessere Treibhausgasspeicherung anzeigen, finden sich vor allem im Nationalpark-Abschnitt sowie punktuell in einzelnen Bereichen entlang des gesamten Verlaufs, unter anderem nördlich zwischen Widuchowa und Gartz, nördlich von Lunow, südlich von Küstrin sowie im Süden im Raum Słubice und Lebus. Die Mittelwerte liegen hier im Nationalpark-Abschnitt bei 1,9, im Oderbruch-Abschnitt bei 1,1 und im südlichen Abschnitt bei 1,0. Die statistische Auswertung zeigt, dass der Nationalpark-Abschnitt signifikant höhere Werte als der Oderbruch- und der südliche Abschnitt aufweist, während sich zwischen diesen beiden Abschnitten keine signifikanten Unterschiede ergeben (ANOVA, $p < 0,01$; t-Test, $p < 0,01$).

Die Auenhabitate sind im Nationalpark-Abschnitt und im nördlichen Bereich des Oderbruchs mäßig bis gut verfügbar. In den Abschnitten mit ausgedehnten Altauen liegen die Werte häufiger im mäßigen bis schlechten Bereich. Südlich von Reitwein wird das Muster heterogener. Die Flusshabitate sind entlang der gesamten Oder überwiegend als mäßig bis schlecht einzuschätzen. Die biologischen Bedingungen und die Flussstrukturen sind größtenteils als gut bis mäßig bewertet, jedoch ist der chemische Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie in allen Flussbereichen als „nicht gut“ bewertet und geht entsprechend der RESI-Bewertungsmethode als Abwertung (Malus) entlang des gesamten Flusslaufs ein.

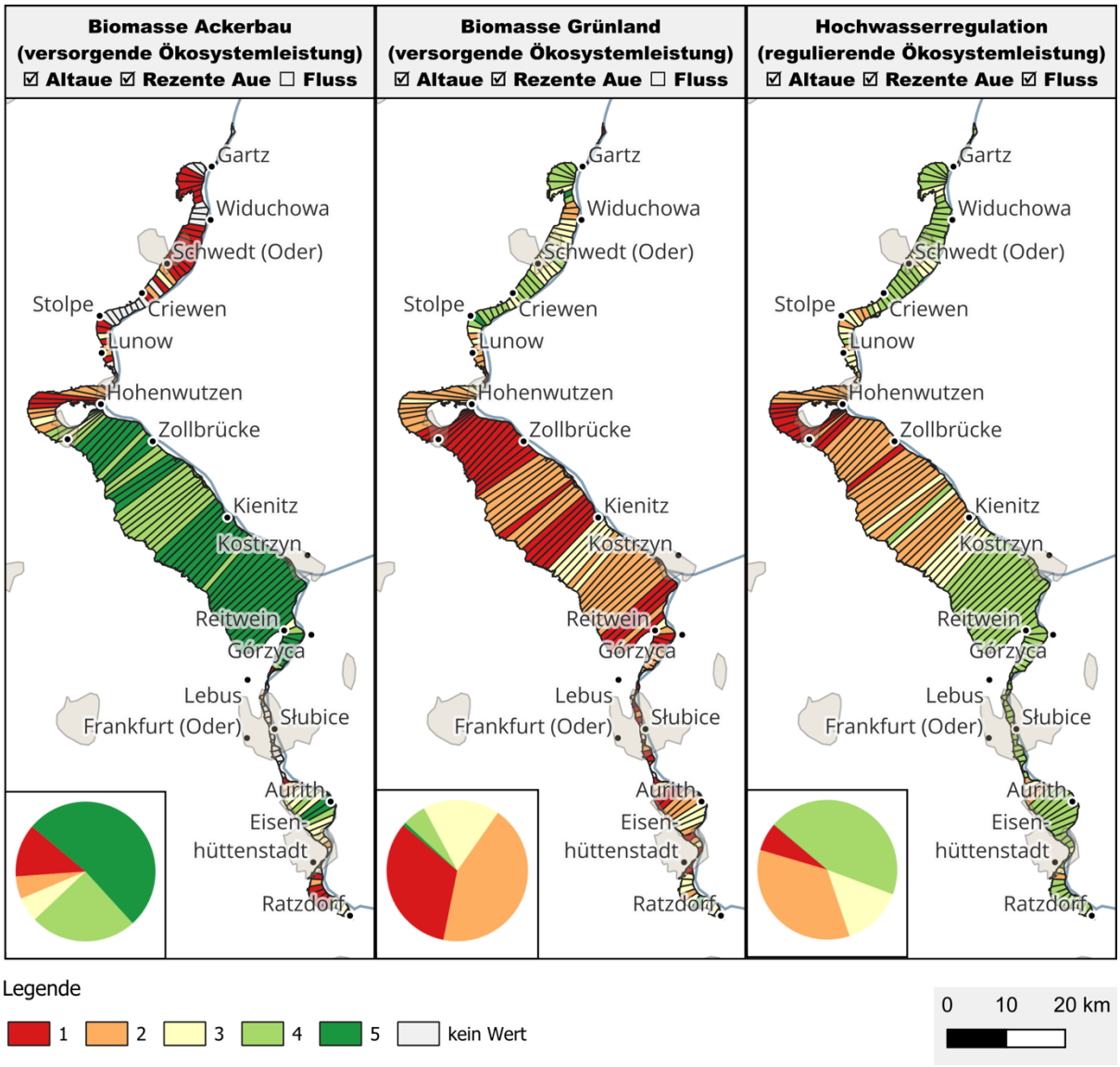


Abb. 5.4.4: Verfügbarkeit der Ökosystemleistungen Biomasse Ackerbau/Ertragspotenzial (links), Biomasse Grünland/Ertragspotenzial (Mitte) und Hochwasserregulation (rechts). Darstellung der flächengewichteten Mittelwerte für jedes Auensegment bzw. Fluss-Auen-Segment. Die Kreisdiagramme zeigen die flächengewichtete Statistik für die gesamte Aue bzw. Fluss und Aue.

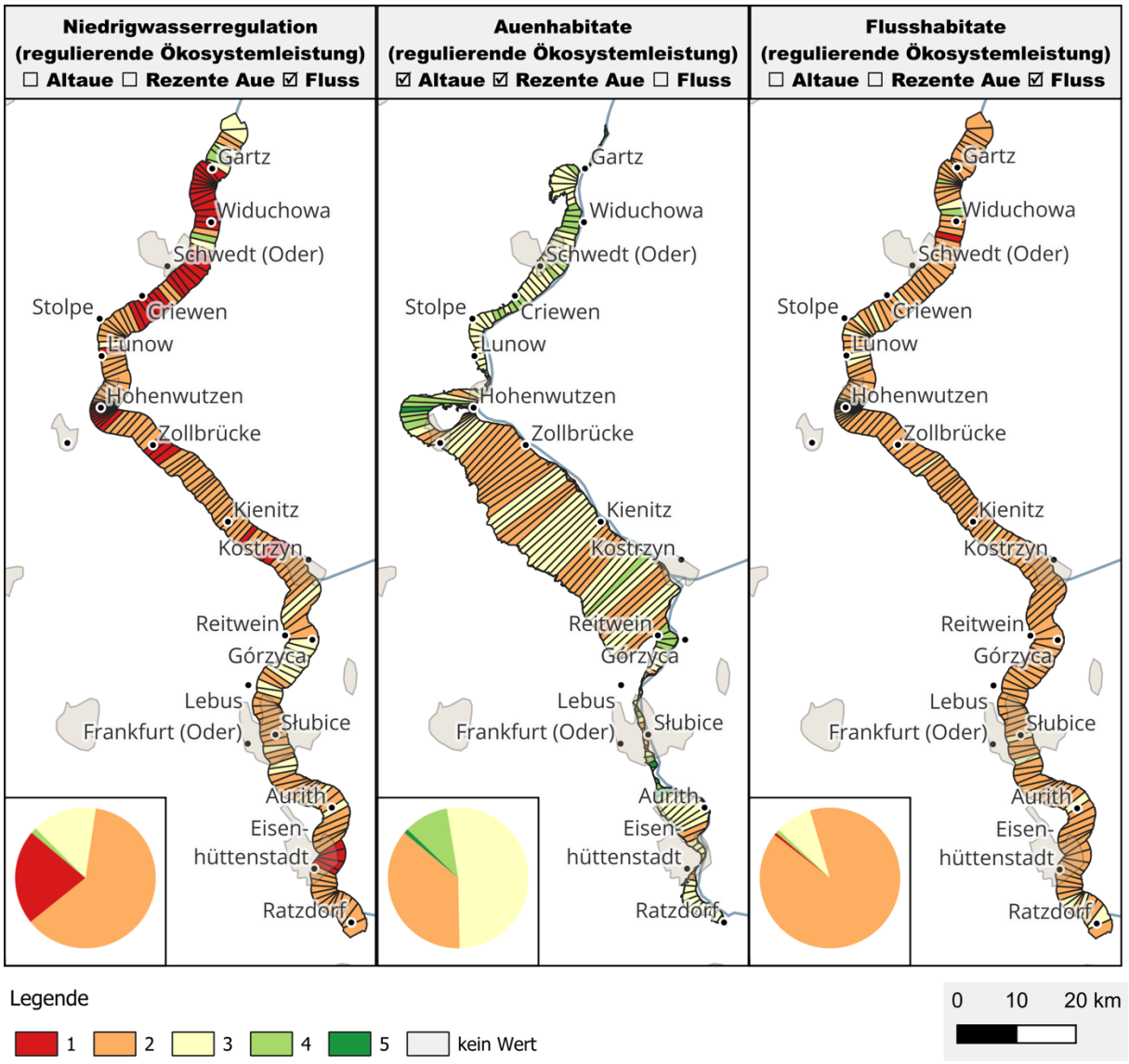


Abb. 5.4.5: Verfügbarkeit der Ökosystemleistungen Niedrigwasserregulation (links), Auenhabitate (Mitte) und Flusshabitate (rechts). Darstellung der flächengewichteten Mittelwerte für jedes Fluss- bzw. Auensegment in der Karte. Die Flusssegmente in der rechten und linken Karte wurden zur besseren Sichtbarkeit verbreitert dargestellt. Die Kreisdiagramme zeigen die flächengewichtete Statistik für den gesamten Fluss bzw. für die gesamte Aue.

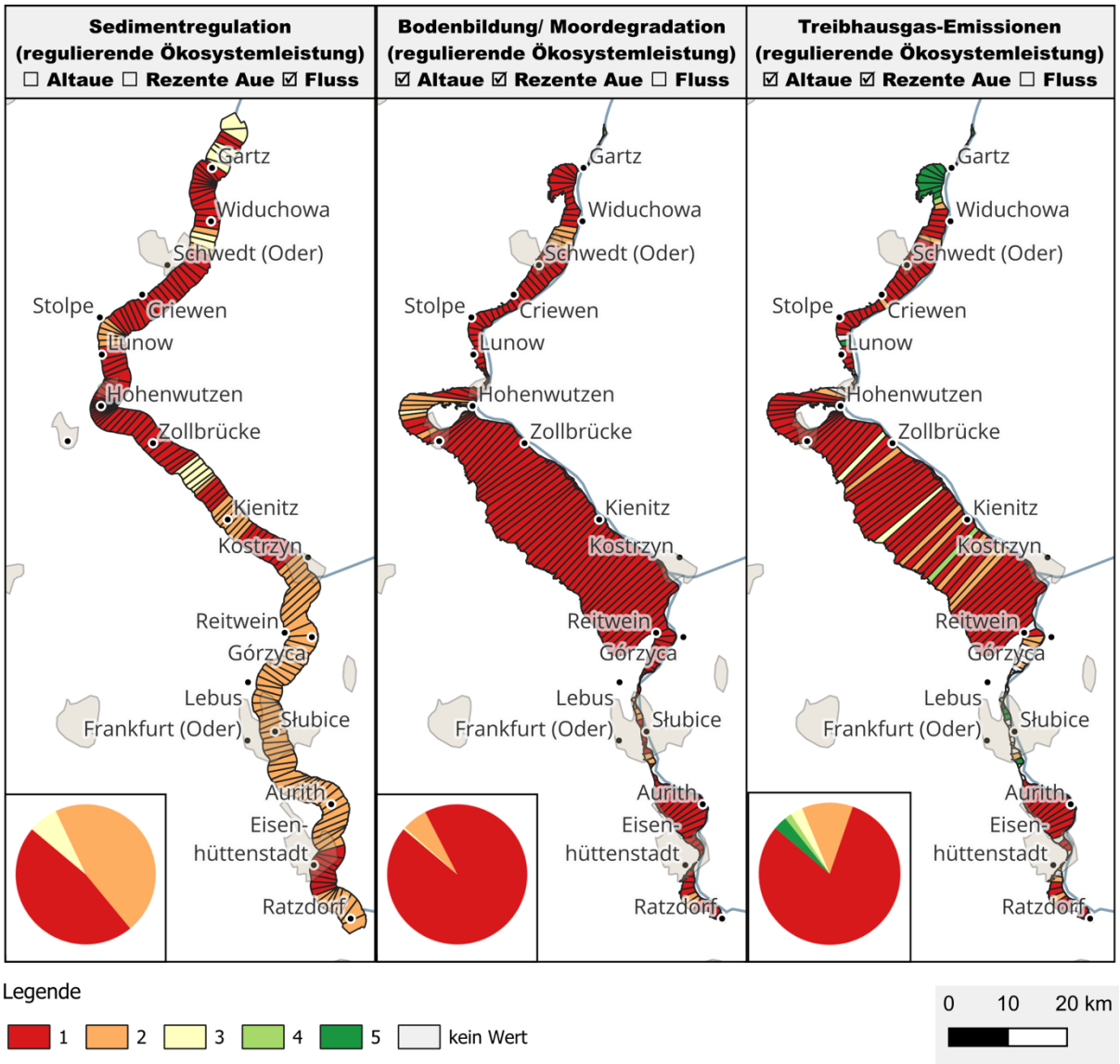


Abb. 5.4.6: Verfügbarkeit der Ökosystemleistungen Sedimentregulation (links), Bodenbildung (Mitte) und Treibhausgasemissionen (rechts). Darstellung der flächengewichteten Mittelwerte für jedes Fluss- bzw. Auensegment in der Karte. Die Kreisdiagramme zeigen die flächengewichtete Statistik für den gesamten Fluss bzw. die gesamte Aue.

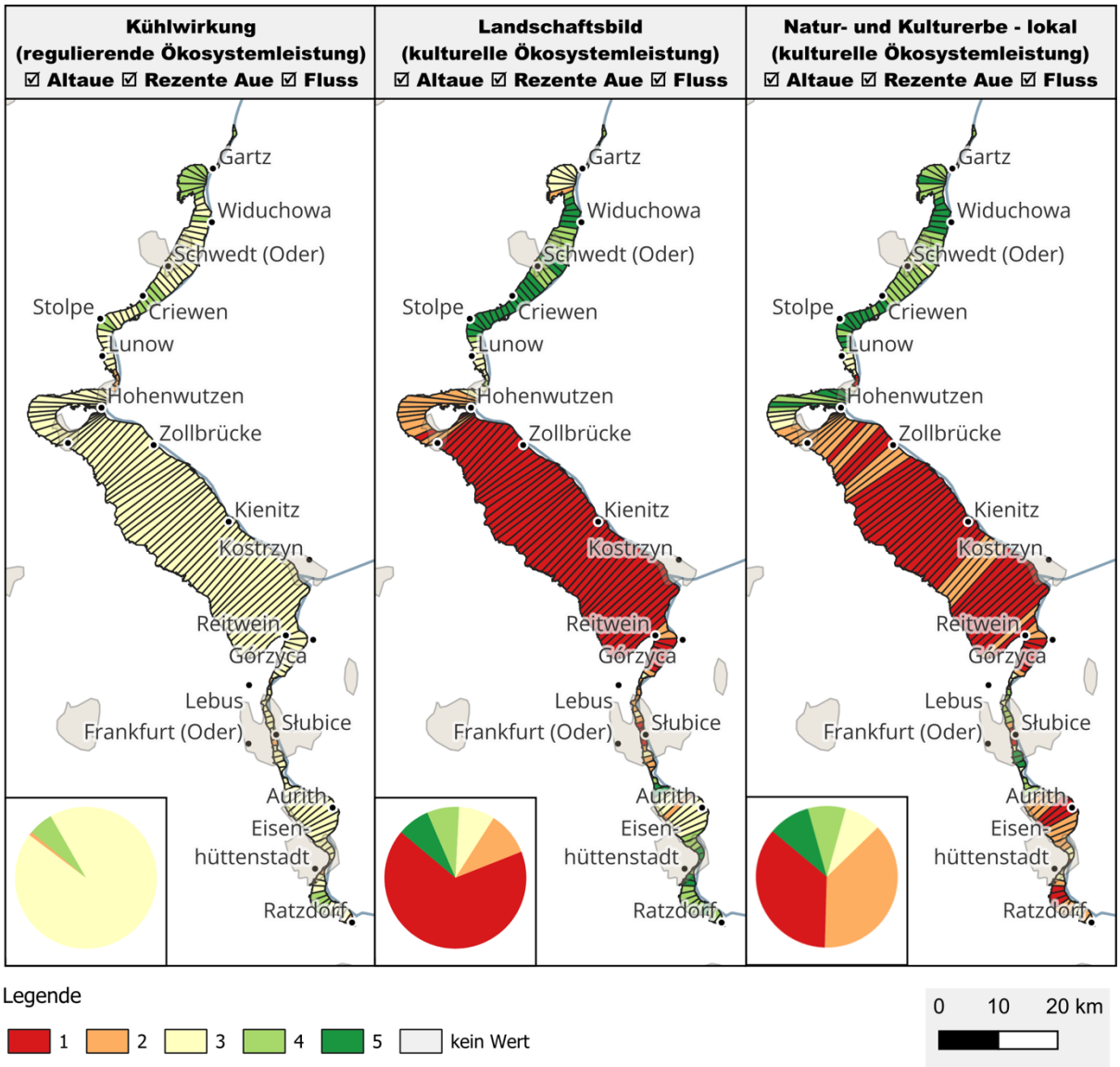


Abb. 5.4.7: Verfügbarkeit der Ökosystemleistungen Kühlwirkung (links), Landschaftsbild (Mitte) und lokales Natur- und Kulturerbe (rechts). Darstellung der flächengewichteten Mittelwerte für jedes Fluss-Auen-Segment. Die Kreisdiagramme zeigen die flächengewichtete Statistik für jeweils Fluss und Aue.

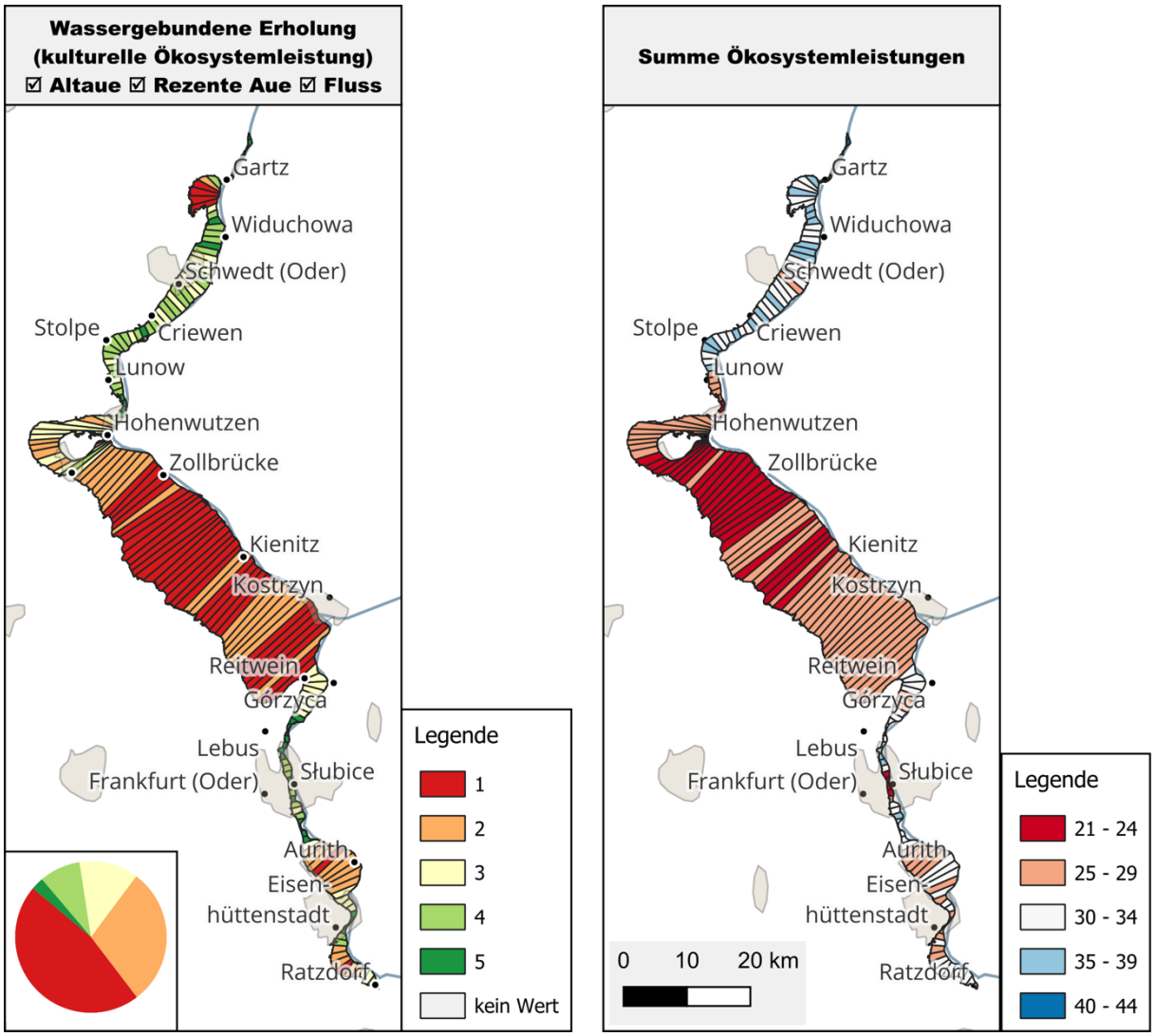


Abb. 5.4.8: Links: Verfügbarkeit der Ökosystemleistung der wassergebundenen Erholung. Darstellung des flächengewichteten Mittelwerts für jedes Fluss-Auen-Segment. Das Kreisdiagramm zeigt die flächengewichtete Statistik für jeweils Fluss und Aue gemeinsam. Rechts: Summe der 13 Ökosystemleistungsbewertungen je Fluss-Auen-Kompartiment in jeweils 5 Kategorien mit Ergebnisskala von 21 (Minimum) bis 44 (Maximum)

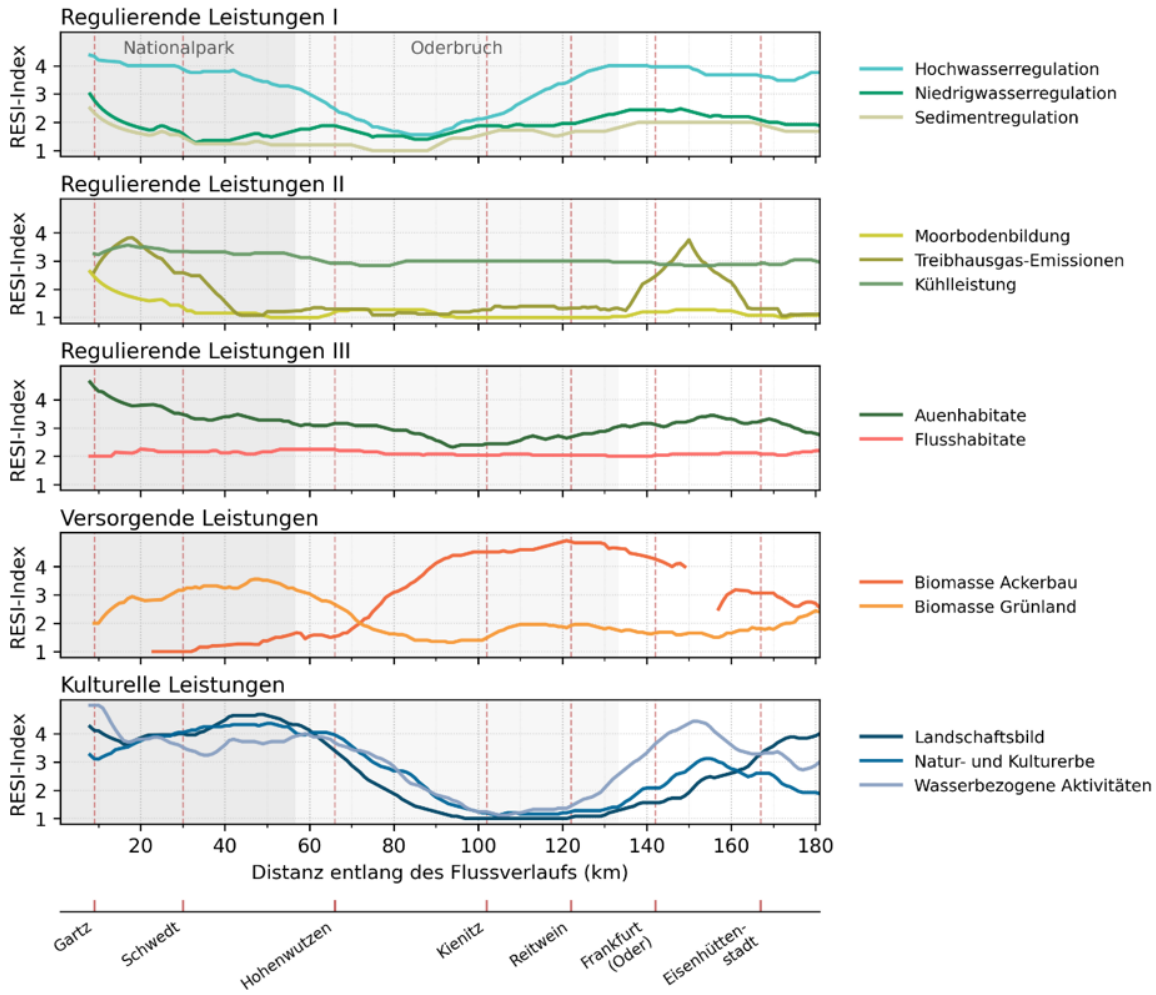


Abb. 5.4.9: Longitudinale Verfügbarkeit der Ökosystemleistungen entlang der Grenzoder von Norden nach Süden (gleitender Mittelwert über jeweils 25 Flusskilometer). Die RESI-Werte für die Treibhausgasemissionen folgen einer umgekehrten Logik: Hohe Emissionswerte bedeuten einen niedrigen RESI-Index.

Abschnittsvergleiche und Mittelwerte

Der Vergleich der ungewichteten RESI-Mittelwerte zwischen den drei Abschnitten der Grenzoder (Abb. 5.4.10) zeigt, dass Hochwasserregulation, Acker-Ertragspotenzial, Auenhabitate, regionale Kühlwirkung und wasserbezogene Aktivitäten am stärksten ausgeprägt sind (mittlere RESI-Werte mindestens 3,0). Der mittlere RESI-Wert über alle Leistungen im gesamten Studiengebiet beträgt etwa 2,3 und liegt damit im Bereich zwischen „gering“ und „mäßig“ (vgl. Abb. 5.4.3 rechts). Im Nationalpark-Abschnitt liegt der Mittelwert höher (ca. 2,7), im Oderbruch-Abschnitt niedriger (ca. 2,0). Die Unterschiede zwischen Nationalpark- und Oderbruch-Abschnitt (Abb. 5.4.11) werden vor allem durch kulturelle Leistungen (Landschaftsbild, Natur- und Kulturerbe, wasserbezogene Aktivitäten) und das Grünland-Ertragspotenzial bedingt, die im Nationalpark höher ausfallen, sowie durch das Acker-Ertragspotenzial, das im Oderbruch höher ausfällt. Die größten mittleren Abweichungen zeigen Acker-Ertragspotenzial und Landschaftsbild (jeweils ca. 2,8 RESI-Einheiten). Ökosystemleistungen mit Bezug zum Flusshauptstrom (Flusshabitate, Sedimentregulation, Niedrigwasserregulation) unterscheiden sich dagegen nur wenig. Auch die Moorbodenbildung und die regionale Kühlwirkung weisen geringe Differenzen auf (unter 0,5 RESI-Einheiten).

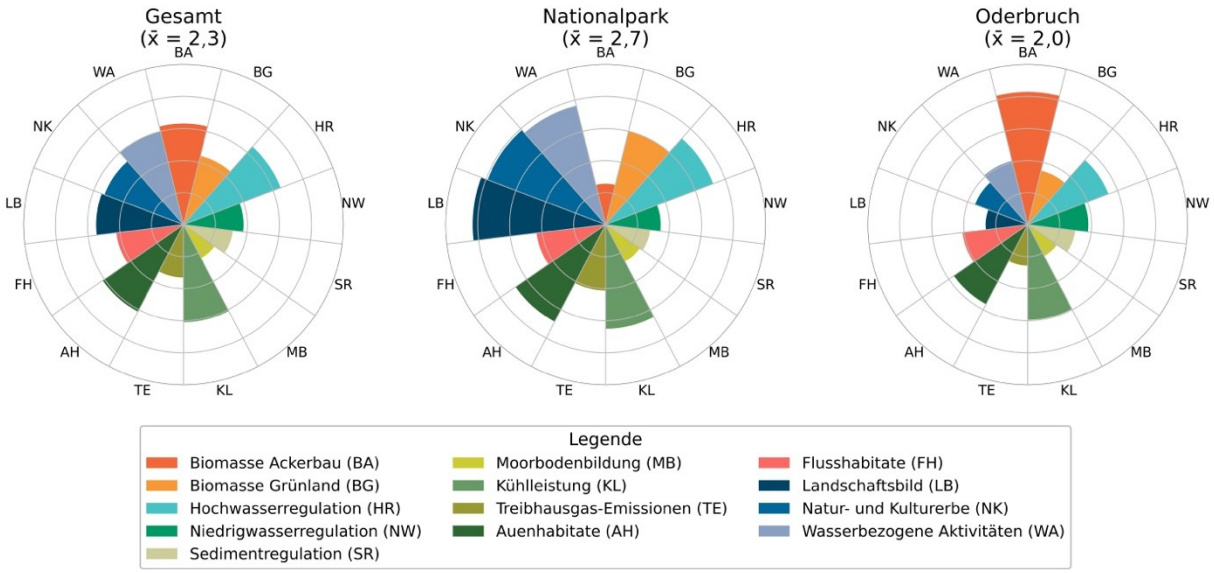


Abb. 5.4.10: Vergleich der Ökosystemleistungen aller Fluss-Auen-Segmente (arithmetisches Mittel über alle Segmente ohne Flächengewichtung)

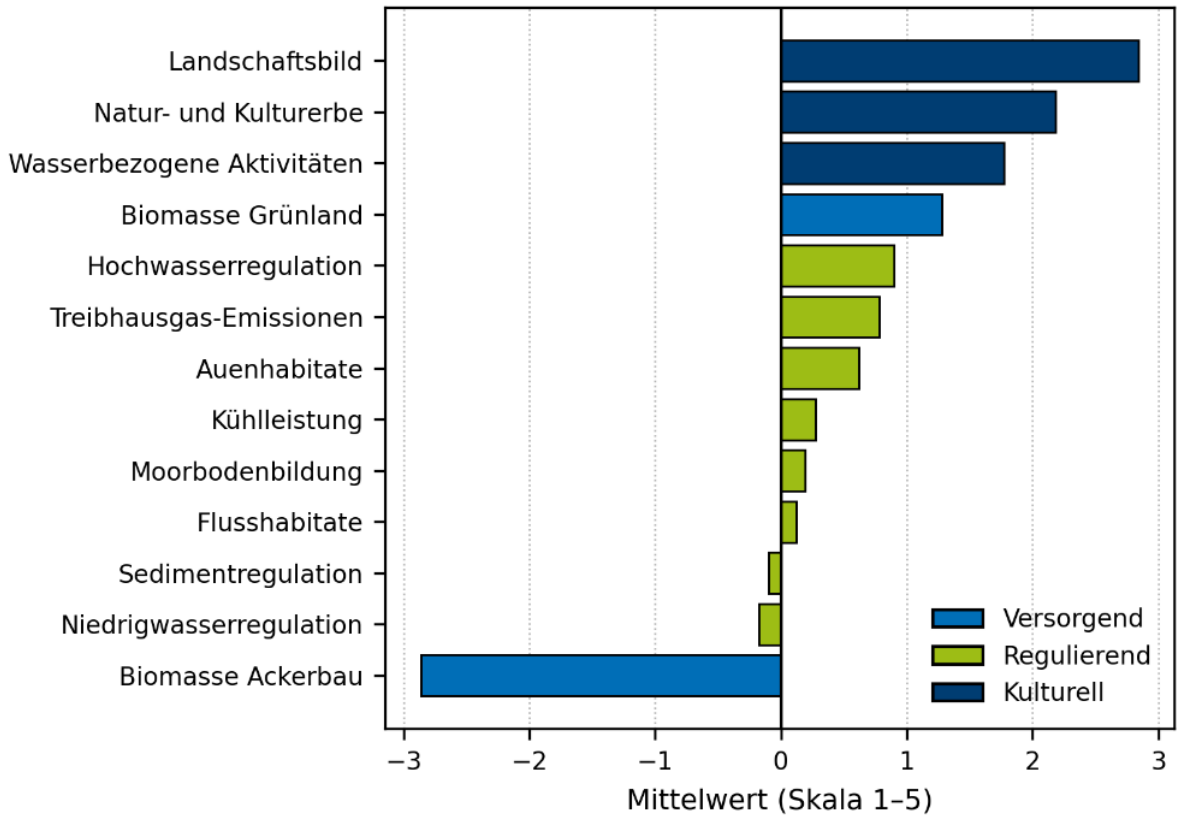


Abb. 5.4.11: Differenz der mittleren Ausprägung der Ökosystemleistungen zwischen Nationalpark und Oderbruch entlang der Oderauen (nur Werte > 0, ungewichtete Mittelwerte); positive Werte kennzeichnen höhere Leistungen im Nationalpark, negative Werte höhere Leistungen im Oderbruch.

Multifunktionalität

Als Multifunktionalität ist hier die gleichzeitige Bereitstellung mehrerer hochausgeprägter Ökosystemleistungen (RESI-Wert ≥ 4) in einem räumlichen Segment bzw. Fluss-Auen-Kompartiment definiert. Die Auswertung (Abb. 5.4.12) zeigt deutliche Unterschiede zwischen den Abschnitten: Im Nationalpark-Abschnitt ist die Multifunktionalität mit einem Interquartilsbereich (IQ) von 3 bis 5 und einem Mittelwert von 4,3 am höchsten ausgeprägt. Der Oderbruch-Abschnitt weist mit einem IQ von 1 bis 2 und einem Mittelwert von 1,5 die geringste Multifunktionalität auf. Der südliche Abschnitt liegt mit einem IQ von 2 bis 3 und einem Mittelwert von 2,6 zwischen diesen beiden Bereichen. Die Unterschiede zwischen allen drei Abschnitten sind statistisch signifikant (ANOVA, $p < 0{,}001$).

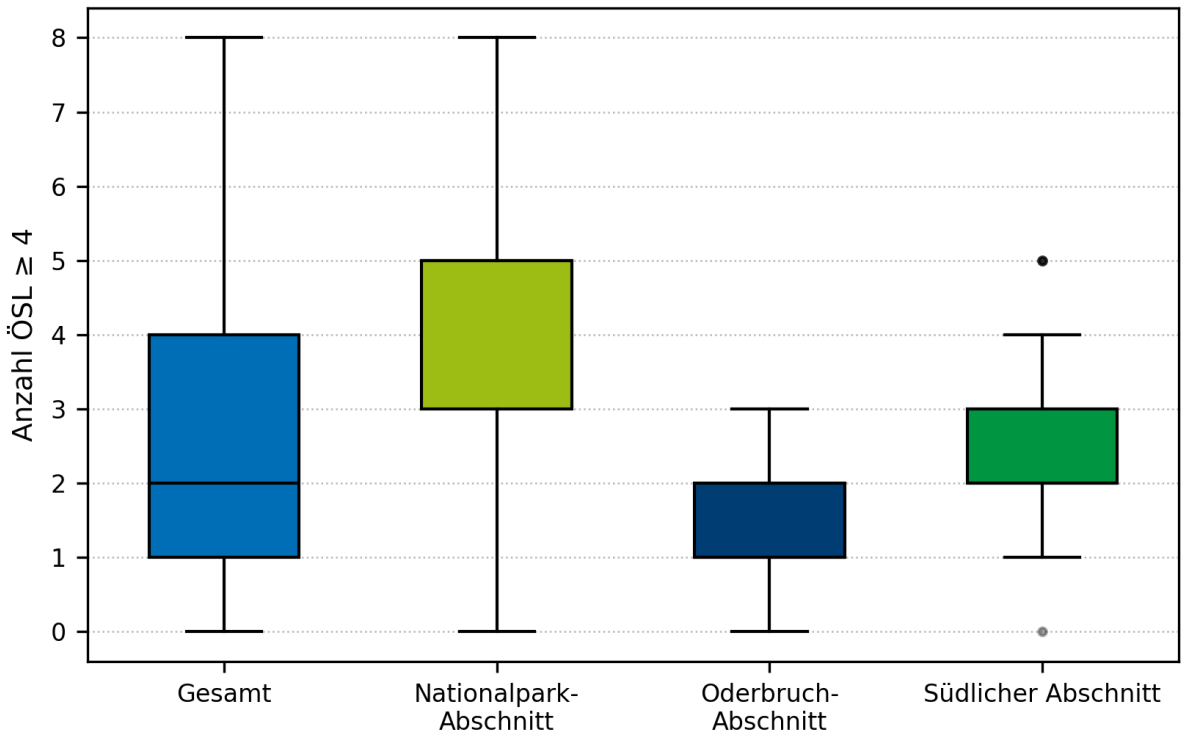


Abb. 5.4.12: Multifunktionalität der Ökosystemleistungen entlang der Oderauen, dargestellt als Anzahl gleichzeitig hochausgeprägter Leistungen (RESI-Wert ≥ 4) pro Segment, getrennt nach Gesamtgebiet, Nationalpark, Oderbruch und übrigen Abschnitten

Synergien und Trade-offs

Im RESI-Kontext werden „Synergien“ (wechselseitige Verstärkung, Ko-Benefits) und „Trade-offs“ (Zielkonflikte, Abwägungen) dargestellt, um gleichläufige bzw. gegenläufige Muster der Ökosystemleistungen für Raumplanungsprozesse sichtbar zu machen. Hierzu wurden Spearman-Rangkorrelationen für die RESI-Bewertungen der Fluss-Auen-Kompartimente berechnet (Abb. 5.4.13). Sie zeigen, welche Leistungen räumlich tendenziell gemeinsam hoch bzw. gegensätzlich ausgeprägt sind, und geben damit einen Hinweis auf mögliche Wirkzusammenhänge oder gemeinsame Treiber.

Die stärksten negativen Korrelationen betreffen das Acker-Ertragspotenzial gegenüber den kulturellen Leistungen (Landschaftsbild, Natur- und Kulturerbe, wasserbezogene Aktivitäten) sowie gegenüber dem Grünland-Ertragspotenzial. Darüber hinaus bestehen auch starke negative Zusammenhänge mit Auenhabitaten, Moorbodenbildung und regionaler Kühlwirkung.

Besonders starke positive Korrelationen zeigen sich vor allem innerhalb thematisch naher Leistungen, die somit als ÖSL-Bündel auftreten: Wasserbezogene Aktivitäten korrelieren stark positiv mit Natur- und Kulturerbe und Landschaftsbild. Auch Landschaftsbild und Natur- und Kulturerbe sind eng positiv verknüpft. Weitere starke positive Zusammenhänge treten u. a. zwischen Sedimentregulation und Niedrigwasserregulation, zwischen Auenhabitaten und den kulturellen Leistungen sowie zwischen den Auenhabitaten und der Moorbodenbildung auf. Insgesamt heben sich die sehr starken negativen Korrelationen des Ackerbau-Ertragspotenzials deutlich von den übrigen Zusammenhängen ab.

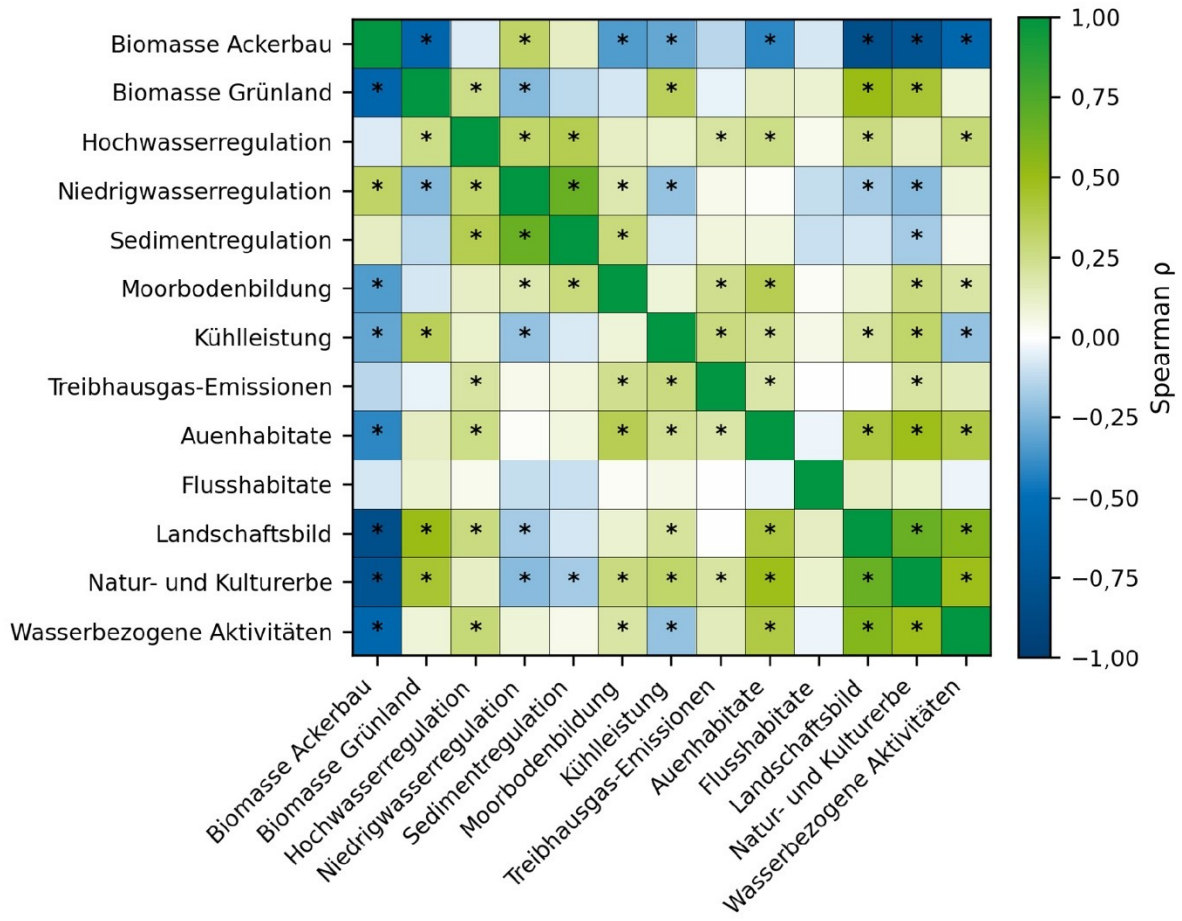


Abb. 5.4.13: Spearman-Korrelationen zwischen den untersuchten Ökosystemleistungen entlang der Oderauen. Farben zeigen die Richtung (positiv/negativ) und die Stärke (Korrelationskoeffizient p), Sterne kennzeichnen statistisch signifikante Korrelationen ($p < 0,05$).

5.4.4 Diskussion

Die Ergebnisse werden entlang der räumlichen Dreiteilung von nördlichem (Nationalpark-Abschnitt), mittlerem (Oderbruch-Abschnitt) und südlichem Abschnitt diskutiert. Der Nationalpark-Abschnitt weist gegenüber dem Oderbruch-Abschnitt rund 27 % höhere mittlere Summenwerte der Ökosystemleistungen auf, und die ÖSL-Multifunktionalität ist dort fast 3-mal so hoch. Der südliche Abschnitt zeigt bei den Summenwerten ein heterogenes Muster und weist im Vergleich zum nördlichen Abschnitt eine um rund 40 % geringere Multifunktionalität auf. Für die regionalen Unterschiede sind vor allem zwei Faktoren bedeutsam: die hydrologische Anbindung der Auen und die Landnutzung, vor allem der Anteil von Acker- und Grünland sowie die Lage von Schutzgebieten. Beides hängt eng mit Hochwasserregulation und dem Poldermanagement zusammen.

Hochwasserregulation beschreibt das Vermögen von Fluss und Aue, Hochwasserwellen durch Rückhalt und Wellenabflachung zu dämpfen. Der RESI-Indikator bildet dies über das Verhältnis von aktiv überflutbarer zu morphologischer Aue sowie über strukturelle Eigenschaften von Gewässer und Aue ab, die die Rauigkeit und Abflussdynamik beeinflussen. Die beobachteten Muster zeigen, dass die Größe und Anbindung der aktiven Aue das Ergebnis bedingen. Niedrige Werte ergeben sich dementsprechend für eingedeichte und vom Fluss abgekoppelte Auenflächen, in denen Überflutungen nur noch selten bzw. flächenhaft eingeschränkt auftreten. Für die Oderauen zeigt sich im Nationalpark-Abschnitt und im südlichen Abschnitt eine im Mittel mäßig bis gut ausgeprägte Hochwasserregulation (3,6 bzw. 3,7), während im Oderbruch-Abschnitt deutlich geringere Werte auftreten (2,7; rund 33 % niedriger). Im Oderbruch wurden Eindeichungen und Trockenlegungen durch umfangreiche Melioration ab 1747 umgesetzt, um die Auenböden dauerhaft landwirtschaftlich nutzbar zu machen (Schmook 2021). Im Nationalpark Unteres Odertal wird die Aue dagegen in den Nasspoldern als Grünland bewirtschaftet und als Überflutungsraum genutzt. Die Polder können bei Hochwasser gezielt geflutet werden. Seit der Ausweisung des Nationalparks im Jahr 1995 werden neben der landwirtschaftlichen Nutzung auch Naturschutzziele stärker berücksichtigt. Dazu gehören insbesondere der Schutz und die Entwicklung der Auenlandschaft mit Feuchtbiotopen, Wiesen und Auwäldern sowie artenreicher Tier- und Pflanzenbestände. Die als Weideflächen genutzten Flutpolder sind wichtige Lebens- und Rückzugsräume, insbesondere für wiesenbrütende Vogelarten (Tautenhahn 2007). Dies spiegelt sich auch in den um 22 % höheren RESI-Bewertungen der Auenhabitate im Nationalpark-Abschnitt gegenüber dem Oderbruch-Abschnitt wider (mittlere Werte 3,4 bzw. 2,8).

Die landwirtschaftliche Nutzung der Oderauen beruht auf der hohen Standortgunst der Auenböden. Wiederkehrende Überflutungen und Sedimentablagerungen haben über lange Zeiträume nährstoffreiche, ertragsfähige Lehmböden geschaffen, die für Acker- und Grünlandnutzung besonders wertvoll sind. Dies trägt dazu bei, dass das Oderbruch historisch und bis heute stark agrarisch geprägt ist und das Ackerbau-Ertragspotenzial dort sehr gut ausgebildet ist. Im Nationalpark sind die Bodenverhältnisse vergleichbar günstig. Die landwirtschaftliche Nutzung ist dort jedoch durch das historisch gewachsene Poldersystem geprägt: Während in den Flutpoldern die Grünlandbewirtschaftung dominiert, ist Ackerbau auf die hochwasserfreien Trockenpolder beschränkt und nimmt insgesamt nur einen kleinen Flächenanteil ein. Entsprechend fällt das Grünland-Ertragspotenzial im Nationalpark-Abschnitt höher aus als im Oderbruch-Abschnitt (2,9 gegenüber 1,7; rund 68 % höher), während das Ackerbau-Ertragspotenzial deutlich geringer ist (0,6 gegenüber 4,0; rund 84 % niedriger).

Moorbodenbildung sowie die Speicherung und Bindung von Treibhausgasen zählen zu den wichtigsten Ökosystemleistungen von Flussauen. In regelmäßig überfluteten Bereichen können sich Torfkörper aufbauen, in denen organische Substanz langfristig gespeichert wird (Schubert 2022). Voraussetzung hierfür sind dauerhaft hohe Wasserstände. Werden Moorböden entwässert, führt die Belüftung der oberen Bodenschichten zu einer verstärkten mikrobiellen Zersetzung und damit zur Freisetzung von Treibhausgasen, insbesondere CO_2 (Schubert 2022, Tanneberger und Wichtmann 2011, Scholz et al. 2013). Die RESI-Ergebnisse zeigen für die Oderauen überwiegend geringe Ausprägungen dieser Funktionen. Für die Moorbodenbildung werden überwiegend Indikatorwerte unter 1,5 erreicht, was auf sehr geringe Ausprägungen hinweist. Günstigere Ausprägungen treten nur lokal im nördlichen Abschnitt zwischen Gartz und Widuchowa sowie punktuell südlich des Oderbruchs auf. Dieses Muster wird durch die Auswertung der lokalen Moordaten („Moorböden im Land Brandenburg“, siehe Tab. A5.4.2 in Anhang zu Kapitel 5.4) gestützt. Die Moorstandorte weisen zwar mit 1.000 bis über 2.000 t Kohlenstoff pro Hektar sehr hohe Vorräte auf, sind jedoch überwiegend degradiert. Die Torfkörper sind in ihrer Archivfunktion meist moderat bis stark gestört, was auf langfristige Entwässerung und Nutzung zurückzuführen ist. Für die Interpretation der Ergebnisse zur ÖSL Moorbodenbildung ist zudem zu berücksichtigen, dass der zugrunde liegende Indikator auf interpolierten Grundwasserständen basiert und insbesondere im Bereich knapp unter Flur sensibel reagiert. Die RESI-Ergebnisse eignen sich daher vor allem zur räumlichen Einordnung von Mustern, nicht zur flächenscharfen Bewertung einzelner Standorte.

Auch für die Treibhausgasregulation zeigen die RESI-Ergebnisse überwiegend geringe Ausprägungen. Dies entspricht Emissionen von über 20.184 kg CO_2-Äquivalenten pro Hektar und Jahr (Podschun et al. 2018). Günstigere Ausprägungen treten ebenfalls nur lokal auf, vor allem im nördlichen Abschnitt zwischen Gartz und Widuchowa sowie punktuell südlich des Oderbruchs auf. Ein Teil der vergleichsweise ungünstigen Bewertung ergibt sich aus dem methodischen Ansatz im RESI. Die Treibhausgasemissionen werden pauschal über Landnutzungsklassen abgeleitet (Scholz et al. 2013). Grünland wird dabei mit etwa 23.678 kg CO_2-Äquivalenten pro Hektar und Jahr nahezu identisch bewertet wie Ackerflächen mit rund 24.000 kg CO_2-Äquivalenten pro Hektar und Jahr. Eine differenzierte Berücksichtigung von Grünlandstandorten mit winterlicher Überflutung, wie sie für die Flutpolder im Nationalpark typisch sind, erfolgt dabei nicht. Dadurch fällt die Bewertung der Treibhausgasbilanz auch für die Nasspolder methodisch bedingt vergleichsweise ungünstig aus.

Die geringen Ausprägungen der Treibhausgasregulation hängen vor allem mit der Landnutzung und den hydrologischen Bedingungen der Flächen zusammen. Große Anteile der Moorböden liegen in der Altaue, insbesondere im Oderbruch, wo sie entwässert und landwirtschaftlich genutzt werden. Im nördlichen Abschnitt des Nationalparks Unteres Odertal dominieren zwar aktive Auenbereiche (Flutpolder), diese werden jedoch überwiegend als Feuchtgrünland genutzt, vor allem in Form von Weidewirtschaft mit Mutterkuhhaltung sowie Mahd zur Futtergewinnung (Vössing 2021). Auch diese vergleichsweise extensive Nutzung ist an bestimmte Wasserstände gebunden. Selbst bei geringer Nutzungsintensität müssen Wasserstände in der Regel etwa 40 bis 60 cm unter Flur liegen, damit Beweidung und maschinelle Nutzung möglich sind (Tanneberger und Wichtmann 2011). Diese Absenkung der Wasserstände führt dazu, dass Moorböden regelmäßig in den belüfteten Bereich gelangen und damit ähnliche Prozesse wie bei intensiver Nutzung auftreten. Auch extensiv genutztes Grünland auf Moorböden ist daher mit erhöhten Treibhausgasemissionen verbunden. Eine Ausnahme stellen lediglich Nutzungsformen dar, bei denen Tiere an dauerhaft hohe Wasserstände angepasst

sind und auch nasse, strukturreiche Vegetation verwerten können, etwa bei der Beweidung mit Wasserbüffeln (Tanneberger und Wichtmann 2011).

Der morphologische Zustand der Oder erklärt mehrere beobachtete RESI-Ergebnisse: Die Oder ist in weiten Abschnitten durch Uferbefestigungen (Steinschüttungen, Buhnen), Begradigung und Sohlvertiefung geprägt (Tautenhahn 2007). Diese Eingriffe führen zu einer Beeinträchtigung der Gewässerstruktur, insbesondere von Sohle und Ufer, der Strömungsdiversität und der Durchgängigkeit. Da die RESI-Indikatoren Sedimentregulation, Flusshabitate und Niedrigwasserregulation wesentlich auf Bewertungsparametern der Fließgewässerstrukturgütekartierung beruhen (vgl. Tab. A5.4.1 im Anhang zu Kapitel 5.4), spiegeln sich diese strukturellen Defizite in den überwiegend niedrigen RESI-Bewertungen aller drei Ökosystemleistungen wider. Gleichzeitig gibt es im Buhnenbereich kleinräumig noch unterschiedliche Strömungsverhältnisse, und auf schmalen Deichvorländern haben sich stellenweise auentypische Elemente erhalten (Tautenhahn 2007). Dies kann lokale Abschnitte mit besseren Bewertungen erklären.

Für die Einschätzung der Qualität der Flusshabitate nach RESI sind neben strukturellen Parametern auch biologische Qualitätskomponenten sowie der chemische Zustand (nach der Wasserrahmenrichtlinie) relevant. Entlang der Oder wird die Fischfauna überwiegend als gut bis mäßig bewertet, während Makrozoobenthos, Phytobenthos und Phytoplankton meist nur mäßige, teils auch gute Bewertungen aufweisen. Die biologischen Bewertungen deuten insgesamt auf eingeschränkte aquatische Habitatbedingungen hin. Als Belastungsfaktoren gelten insbesondere morphologische Veränderungen, eingeschränkte Konnektivität sowie erhöhte Stickstoff- und Phosphoreinträge durch Einträge aus Industrie, Landwirtschaft und kommunalen Abwässern (LfU Brandenburg 2023, Tautenhahn 2007). Der chemische Zustand wird infolge von Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen für mehrere Schadstoffe, darunter Quecksilberverbindungen, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und Pestizide, als „nicht gut“ bewertet (LfU Brandenburg 2023). Der schlechte chemische Zustand geht als Abwertung in die Habitatbewertung der Oder im gesamten Studiengebiet ein.

Die kulturellen Ökosystemleistungen (Landschaftsbild, Natur- und Kulturerbe sowie wassergebundene Erholungsmöglichkeiten) sind im Nationalpark-Abschnitt besonders hoch bewertet. Das ist konsistent mit dem hohen Anteil an Schutzgebieten, Feuchtbiotopen und der insgesamt kleinteiligen Auenlandschaft. Für die Interpretation ist jedoch die Trennung von Potenzial und tatsächlicher Nutzung wichtig. Die RESI-Indikatoren bilden die landschaftliche Attraktivität, das Natur- und Kulturerbe sowie die Möglichkeiten für wassergebundene Erholung als Potenziale ab, nicht die reale Besucherintensität oder die touristische Infrastruktur. Eine deutschlandweite Auswertung kultureller Ökosystemleistungen zeigt ein vergleichbares Muster: Für die Oderregion werden im Nationalparkbereich hohe Erholungseignung bei gleichzeitig geringem Nutzungsdruck ausgewiesen, während im Oderbruch überwiegend geringe Erholungseignung und meist geringer bis mäßiger Nutzungsdruck auftreten. Südlich des Oderbruchs überwiegen mittlere Ausprägungen (Hermes et al. 2023).

Das Tourismuskonzept für die Nationalparkregion betont die Rolle des Naturtourismus und setzt einen Schwerpunkt auf die Angebots- und Infrastrukturentwicklung entlang der Radweg-Achse (Berndt und Schmidt 2023). Von besonderer Bedeutung für den Tourismus ist der Oder-Neiße-Radweg, der unmittelbar am Fluss entlangführt. Im Jahr 2023 wurden an 9 Messquerschnitten entlang des Oder-Neiße-Radwegs knapp 370.000 Radfahrende im Jahresverlauf und über 320.000 in der Radsaison gezählt. Dabei gehörte fast die Hälfte der Befragten zur Gruppe der Radwandernden (Dürhager et al. 2024). Der Fahrradtourismus entlang des Oder-Neiße-Radwegs generiert dabei jährlich rund 10 Mio. € Bruttoumsatz und etwa 5,4 Mio. € regionale Wertschöpfung (Dürhager et al. 2024).

Über die einzelnen Ökosystemleistungs-Indikatoren hinaus zeigen die Ergebnisse auch übergreifende Zielkonflikte und Hinweise auf die ökologische Resilienz des Systems. Die deutlichsten und häufigsten Zielkonflikte konzentrieren sich auf das Ackerbau-Ertragspotenzial, das räumlich den kulturellen Leistungen und dem Grünland-Ertragspotenzial entgegensteht und zudem negative Zusammenhänge zu Auenhabitaten, Moorbodenbildung und Kühlwirkung aufweist.

Vor dem Hintergrund der Umweltkatastrophe an der Oder geben die Ergebnisse zur Verfügbarkeit insbesondere regulativer ÖSL zudem auch Hinweise auf die Höhe der ökologischen Resilienz. Für den Fluss sind dabei vor allem die Sediment- und Niedrigwasserregulation sowie die Habitatbereitstellung relevant und für die Auen insbesondere die Habitatbereitstellung. Entlang des gesamten untersuchten Flussabschnitts von Oder und Westoder fallen die Bewertungen dieser flussbezogenen Funktionen überwiegend niedrig bis mäßig aus. Dies deutet darauf hin, dass der Fluss aufgrund seiner morphologischen Ausbauprägung und anhaltender chemischer Belastungen insgesamt eine eher geringe ökologische Resilienz aufweist. Die Habitatqualität der Auen folgt dagegen der beschriebenen Dreiteilung, jedoch mit nur geringfügigen Unterschieden. Die Auenhabitate erreichen meist mäßige bis gute Bewertungen und zeigen damit ein grundsätzlich vorhandenes, jedoch begrenztes Resilienzpotenzial gegenüber Schäden durch Umweltbelastungen.

Kontakt

Dr. Antje Kerkow

antje.kerkow@igb-berlin.de

Dr. habil. Martin Pusch (Projektleiter)

martin.pusch@igb-berlin.de

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

5.5 Modellierung der Nährstoffeinträge und der daraus resultierenden Wasserqualität in der Oder

Markus Venohr

5.5.1 Einleitung

Die Massenentwicklung von *Prymnesium parvum* im Sommer 2022 konnte nur durch das gemeinsame Auftreten verschiedener begünstigender Faktoren wie erhöhte Salz- und Nährstoffkonzentrationen, geringe Wasserführung und damit verbundene erhöhte Aufenthaltszeiten und Wassertemperaturen erfolgen. Während im Laufe des Oder~SO-Projekts die Mechanismen der Giftproduktion durch die Algen teilweise verstanden wurde, konnte das starke Wachstum der Alge, wie für die meisten Primärproduzenten, auf diese oben genannten Faktoren zurückgeführt werden. Die vorliegende Studie untersucht daher auf monatlicher Ebene die Abflusskomponenten, Nährstoffeinträge und Eintragspfade sowie deren mögliche zukünftige Entwicklungen und die Effekte möglicher Handlungsansätze, um Bedingungen, die zur Massenentwicklung von *P. parvum* geführt haben, künftig zu vermeiden. Eine Modellierung der Salzkonzentrationen war nicht vorgesehen, aber es erfolgte eine umfassende Zusammenstellung der verfügbaren Datenquellen und anteiligen Salzeinleitungen in Mades (2026).

Die Belastung von Oberflächengewässern durch Nährstoffe wie Stickstoff (N) und Phosphor (P) ist weiterhin eine zentrale Herausforderung im Gewässerschutz und für die Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Während in landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten vor allem diffuse Einträge über Abschwemmung, Erosion, Drainagen und Grundwasser zu einer erhöhten Gewässerbelastung führen, dominieren in urbanen Räumen Punktquellen wie kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter. Die räumliche und zeitliche Dynamik dieser Einträge ist komplex und wird durch hydrologische Prozesse, Landnutzung, Stoffumsätze in den verschiedenen Umweltkompartimenten sowie durch historische Belastungen beeinflusst. Die hohe Nährstoffbelastung der Oder war eine der Ursachen für das massive Algenwachstum, welches zur Oderkatastrophe führte.

5.5.2 Methoden und Hintergrund

5.5.2.1 Modellierung der Wasser- und Stoffflüsse im deutschen Teil des Oder-Einzugsgebiets

Zur Darstellung der Abflüsse, Einträge, Frachten und Konzentrationen von Gesamtstickstoff (TN) und Gesamtphosphor (TP) für die Jahre 2003 bis 2020 sowie für die Szenarien (Kapitel 5.2.2.3) wurde das Modell MONERIS (Modelling Nutrient Emissions in River Systems) (Behrendt et al. 2000, Venohr et al. 2011 und Lemm et al. 2021) angewendet. Zur Modellierung der Bedingungen im Hauptlauf der Grenzoder wurde die gesamte Flussgebietseinheit (118.590 km²) erfasst, im vorliegenden Text wird jedoch für die Einträge vorwiegend auf den deutschen Teil des Oder-Einzugsgebiets (9.062 km² (7,6 %), inklusive direkter Zuflüsse in das Stettiner Haff, wie z. B. Uecker und Zarow) Bezug genommen, während die modellierten Abflüsse in der Oder immer das gesamte Einzugsgebiet einbeziehen.

Von den 76.631 km² landwirtschaftlicher Nutzfläche (65 % der Fläche des gesamten Einzugsgebiets der Oder) sind 23.832 km² (31 %) drainiert. Im deutschen Teil der Oder liegt der Anteil der landwirtschaftlichen Fläche etwas niedriger (61 %), von dem 15 % drainiert sind. Damit trägt der deutsche Teil des Einzugsgebietes etwa 3,4 % der drainierten Flächen im gesamten Einzugsgebiet der Oder bei.

MONERIS wurde seit 2024 grundlegend überarbeitet und an aktuelle methodische und datentechnische Anforderungen angepasst. Im Zentrum der Neuentwicklung steht die Modellierung auf monatlicher Basis und über ein flächendeckendes 1-km²-Raster als räumliche Bezugsgröße. Innerhalb jeder Rasterzelle werden landnutzungsspezifische Abflüsse sowie Abbau-, Transport- und Retentionsprozesse (Rückhalteprozesse) unterschieden, sodass Modellergebnisse mit einer Auflösung von 100 × 100 m generiert werden, welche die räumliche Variabilität differenziert abbilden.

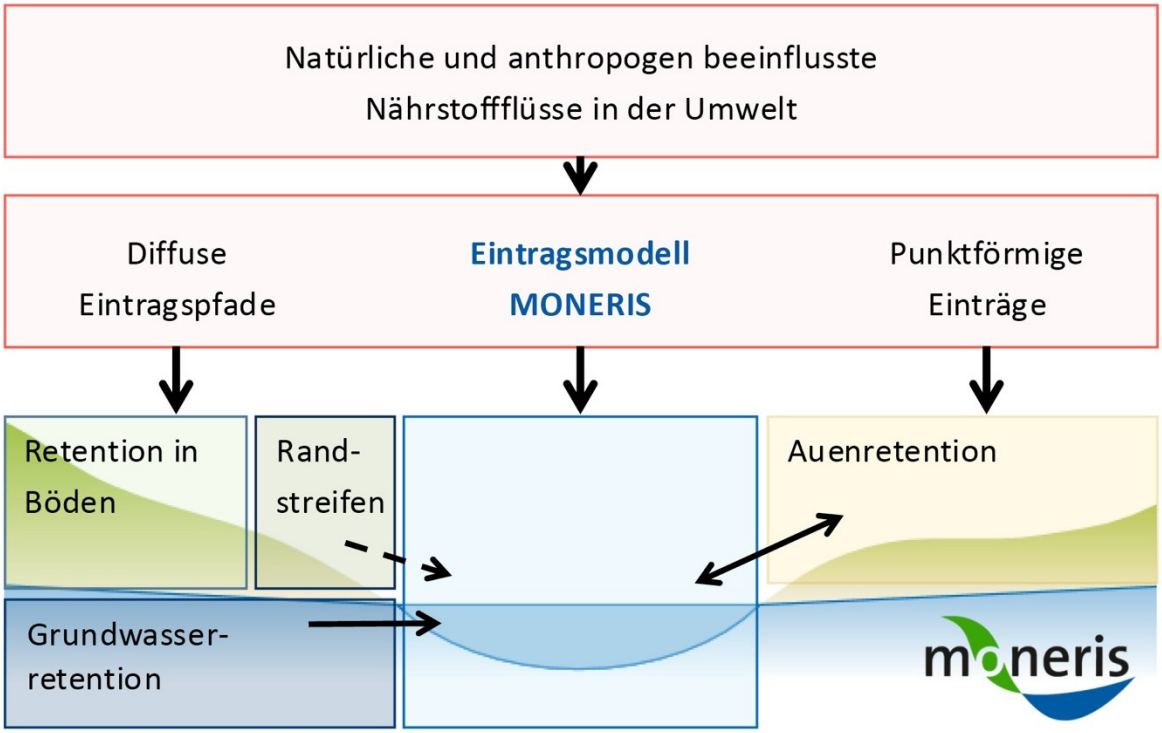


Abb. 5.5.1: Konzept des Eintragsmodells MONERIS.

MONERIS erfasst sechs diffuse Eintragspfade und punktförmige Quellen wie z. B. Kläranlagen und industrielle Direkteinleitungen (Abb. 5.5.1). Zu den diffusen Pfaden zählen atmosphärische Deposition (Ablagerung) auf Oberflächengewässer, Oberflächenabfluss, Erosion, natürlicher und künstlicher (Drainagen) Zwischenabfluss sowie der Eintrag über das Grundwasser. Eine Übersicht über die verwendeten Eingangsdaten bietet Tabelle A5.5.1 im Anhang.

Ein zentrales Element der Modellüberarbeitung war die Integration eines Niederschlagsabfluss-Moduls. Dieses quantifiziert die Abflusskomponenten unterschieden nach Oberflächenabfluss (direkter Abfluss von Niederschlag), Zwischenabfluss aus dem oberflächennahen Boden (0–1 m), unterteilt in natürliche und künstliche Anteile (z. B. Drainagen), Zwischenabfluss aus tieferen Bodenschichten (1–2 m, nur natürlich) und Grundwasserabfluss (Basisabfluss) (Abb. 5.5.2).

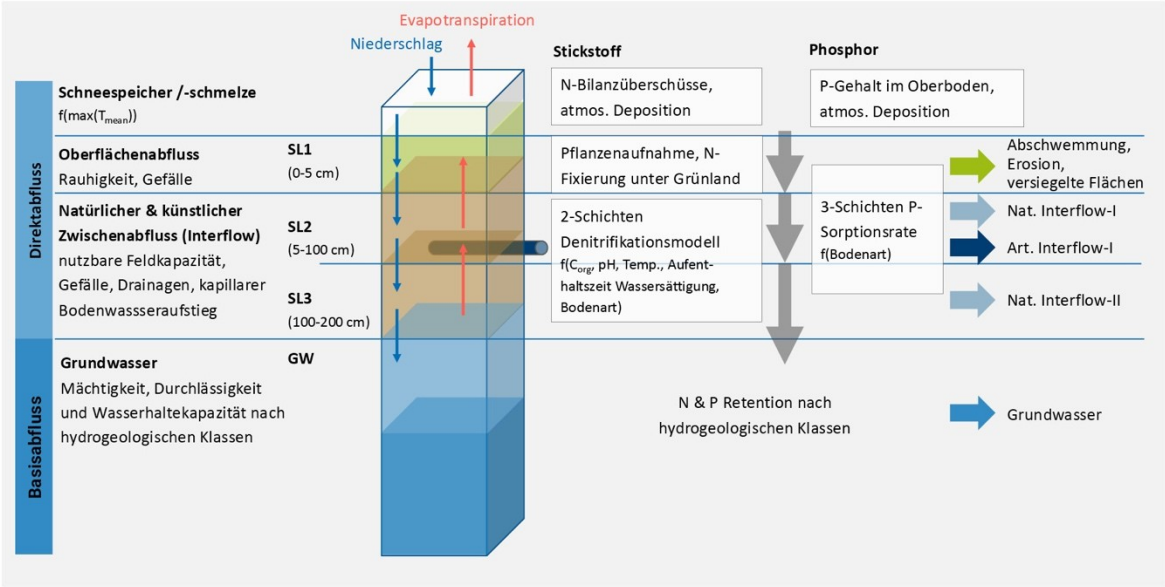


Abb. 5.5.2: Konzept der Niederschlagsabfluss-Modellierung inkl. der Kopplung an die Nährstoffkomponenten in Boden und Grundwasser.

Der Nährstofftransport und -abbau in den verschiedenen Bodenschichten ist direkt mit dem Niederschlagsabfluss-Modul gekoppelt. Die Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer ergeben sich aus dem Zusammenspiel von Wasserflüssen und verschiedenen Transport- und Retentionsprozessen in Boden, Grundwasser und Oberflächengewässern. Wasser ist dabei das zentrale Transportmedium und beeinflusst maßgeblich die Fließwege, Verweilzeiten und Nährstoffkonzentrationen. Die Zusammensetzung der verschiedenen Abflusskomponenten ist damit eine zentrale Einflussgröße für Transport- und Retentionsprozesse in Boden und Grundwasser sowie für die Zusammensetzung der beteiligten Eintragspfade an den Gesamteinträgen in die Oberflächengewässer.

Stickstoff kann in Boden, Grundwasser und Oberflächengewässern durch mikrobielle Prozesse (Denitrifikation) in gasförmigen molekularen Stickstoff (N_2) oder Lachgas (N_2O) umgewandelt und so dauerhaft aus diesen entfernt werden. Die Denitrifikation im Boden und Grundwasser sorgt teilweise für eine erhebliche Reduktion des aus z. B. landwirtschaftlichen Flächen in das Sickerwasser eingetragenen Stickstoffs. Die Denitrifikation im Boden wird für beide Bodenschichten (bis 1 m, 1–2 m) und das oberflächennahe Grundwasser berechnet. Das Modell berücksichtigt Standorteigenschaften wie z. B. organischen Kohlenstoffgehalt, pH-Wert, Bodenwassertemperatur, Bodenart, Stickstoffkonzentration im Sickerwasser, wassergesättigtes Porenvolumen, Wasseraufenthaltszeit und hydrogeologische Eigenschaften des Untergrunds.

Phosphor bindet sich bevorzugt an Bodenpartikel und andere Sorptionspartner wie z. B. Eisen(III)-oxide oder Huminstoffe und bleibt dort gebunden, solange ausreichend Sorptionspartner vorhanden sind. Ist die Sorptionskapazität erreicht, kann es zu einer Mobilisierung und Verlagerung des Phosphors in Boden und Grundwasser kommen. Deshalb wird in MONERIS die Konzentration des wasserlöslichen Phosphors anhand des P-Gehalts im Oberboden und bodenartspezifischer Sorptionskoeffizienten ermittelt. In Gewässern kann Phosphor durch Umlagerung von Sedimenten transportiert werden oder erneut in Lösung gehen.

Die Düngung landwirtschaftlicher Flächen ist in vielen mitteleuropäischen Einzugsgebieten die dominierende Nährstoffquelle (Lemm et al. 2021). Nicht von den Pflanzen aufgenommener

und mit der Ernte abgeführter Stickstoff (Stickstoff-Bilanzüberschuss) gelangt über eine Boden-Grundwasserpassage in die Gewässer. Abhängig davon, ob der Stickstoff oberflächennah, über Drainagen oder tiefere Grundwasserschichten in die Gewässer gelangt, ergeben sich unterschiedlich lange Aufenthaltszeiten in Boden und Grundwasser. Diese beeinflussen ihrerseits die Denitrifikationsraten und damit die Reaktionszeit, wann und in welchem Umfang sich ändernde Düngeranwendungen als Konzentrationssignal im Gewässer ankommen. MONERIS berücksichtigt deshalb während der modellierten Grundwasserverweilzeiten auch historische Stickstoffüberschüsse. Dies ist insbesondere für die Bewertung von Managementmaßnahmen relevant, da deren Wirkung auf die Wasserqualität erst zeitlich verzögert sichtbar wird. Die Aufenthaltszeiten und somit die Reaktionszeiten können je nach Standort und hydrologischen Bedingungen mehrere Monate bis Jahrzehnte betragen.

In welchem Umfang frühere Stickstoffüberschüsse zu aktuellen Einträgen beitragen, hängt von den Anteilen der abflussbildenden Komponenten, der Denitrifikation in den verschiedenen Bodenschichten und der Verweilzeit in Boden und Grundwasser ab. Drainagen leiten das Sickerwasser in etwa 80–120 cm Tiefe (für die Modellierung wird eine mittlere Tiefe von 100 cm angenommen) unmittelbar in seitlich angrenzende Gewässer ab und führen so zu beschleunigten Fließwegen. Drainagen verhindern zudem die Retention von Nährstoffen in tieferen Bodenschichten bzw. im Grundwasser. Zusätzlich verringern sie die Grundwasserneubildung, was sich negativ auf die Niedrigwasserführung in den nachfolgenden Monaten auswirken kann.

5.5.2.2 Modellierung der Retention von Nährstoffen in Oberflächengewässern

Im Gewässer unterliegen die eingetragenen Nährstoffe einer weiteren Retention. Für Stickstoff ist, wie in Böden und Grundwasser, die mikrobielle Denitrifikation der zentrale Abbauprozess, wodurch Stickstoff dauerhaft aus dem Gewässer entfernt wird. Die Effizienz dieses Prozesses hängt maßgeblich von der Wassertemperatur, dem Vorhandensein von organischem Kohlenstoff und sauerstoffzehrenden Bedingungen ab. Letztere treten vor allem im Sedimentbereich auf, wo der Sauerstoffgehalt durch biologische Aktivität häufig reduziert ist und günstige Bedingungen für Denitrifikation herrschen.

Für Phosphor ist die Sedimentation der wichtigste Retentionsmechanismus. Phosphor neigt zur Bindung an Partikel, z. B. an Schwebstoffe oder Bodenpartikel. Wenn diese Partikel schwer genug sind und die Strömungsgeschwindigkeit niedrig ist, sinken sie zu Boden und lagern sich dort ab. Dort bleibt der Phosphor zunächst gebunden, bis er durch Umlagerung oder biogeochemische Prozesse wieder mobilisiert werden kann.

In MONERIS wird die Retention von Stickstoff und Phosphor über die sogenannte hydraulische Belastung modelliert. Dieser Parameter beschreibt das Verhältnis des mittleren jährlichen Abflusses zur Oberfläche eines Gewässerabschnitts und ist ein Maß dafür, wie viel Wasser pro Quadratmeter Sedimentfläche „gereinigt“ werden muss. Vorstellen lässt sich die hydraulische Belastung als Höhe einer Wassersäule über einem Quadratmeter Sedimentfläche, d. h. sie gibt an, wie viele Kubikmeter Wasser jährlich über eine bestimmte Fläche strömen. Alternativ ist die hydraulische Belastung als Maß für die Fließgeschwindigkeit zu interpretieren: Je höher diese ist, desto schneller fließt das Wasser und desto geringer ist die Kontaktzeit mit dem Sediment.

Die Modellierung der Transport- und Retentionsprozesse in Gewässern erfolgt auf der Ebene hydrologischer Teileinzugsgebiete, sogenannter Analyseeinheiten (*analytical units*, AU). Für jede AU werden Wasserflüsse und Nährstoffretention berechnet. Über das Routing von AU zu

AU werden der Transport vom Eintragspunkt bis zur Flussmündung und die resultierenden Frachten modelliert. Für Fließgewässer werden Abflüsse, Nährstofffrachten und -konzentrationen sowohl für Hauptläufe als auch für Nebengewässer einer AU berechnet. Für Seen wird der Stoffaustrag am Seeauslass ermittelt; seeinterne Prozesse wie Sedimentumsatz oder biologische Umsetzungen werden derzeit nicht abgebildet.

5.5.2.3 Entwicklungsszenarien

Die zukünftige Entwicklung der Abflussbedingungen und der Wasserqualität in der Oder hängt von verschiedenen Faktoren ab. Die hier angenommenen Szenarien setzen sich aus den durch den globalen Wandel bedingten möglichen Änderungen der Niederschläge, Temperaturen und Abflüsse (klimatische Bedingungen) und verschiedenen lokalen Managementvarianten zusammen. Im Folgenden werden zunächst die klimatischen Bedingungen und anschließend die Managementvarianten dargelegt und anschließend die verschiedenen Kombinationen dieser beiden Komponenten als Szenarien beschrieben.

Die **klimatischen Bedingungen** werden auch in Zukunft variieren. Das Einzugsgebietsmanagement orientiert sich in der Regel an mittleren Bedingungen. Insbesondere in niederschlagsarmen Flussgebieten wie der Oder ist es zudem wichtig, die Auswirkung von Trockenjahren oder auch aufeinanderfolgenden trockenen Jahren auf Abflüsse, Einträge, Frachten und gewässerinterne Konzentrationen abschätzen zu können. Diese Bedingungen werden durch Klimamodelle selten explizit dargestellt bzw. durch die in den Zeitreihen enthaltenen Trends und die Variabilität maskiert. Deshalb wurden dieser Studie die mittleren klimatischen Bedingungen der Jahre 2003–2025 zugrunde gelegt und die aus den Klimaszenarien des MLUK-BB (2024) abgeleiteten mittleren klimawandelbedingten Änderungen auf diese Werte übertragen, wobei zwischen trockenen, mittleren und feuchten Jahren unterschieden wurde. Zunächst wurden die Abflüsse unter mittleren hydrologischen Bedingungen der Klimaszenarien für die Jahre 2025–2049 ermittelt und anschließend für die Jahre 2050 und 2051 die Abflüsse, Einträge und Frachten unter trockenen, mittleren und feuchten Bedingungen sowie unter Berücksichtigung der Entwicklungsszenarien modelliert.

Für die im Folgenden beschriebenen Szenarien wurden jeweils Änderungen bzw. Anpassungen von landwirtschaftlichen und urbanen Komponenten angenommen und diese mit verschiedenen hydroklimatischen Bedingungen kombiniert. Ausgangspunkt für die hydroklimatischen Bedingungen waren die mittleren Niederschläge, Temperaturen und die mittlere Verdunstung der Jahre 2003–2020 sowie die Bedingungen des Jahres mit der geringsten (2018: trockenstes) und höchsten (2010: feuchtestes) mittleren Wasserbilanz (Niederschlag minus Verdunstung) im Untersuchungszeitraum (Tab. A5.5.2). Die Niederschlags-, Verdunstungs- und Temperaturbedingungen wurden jeweils für das feuchteste und trockenste Jahr ermittelt. Zusätzlich wurden klimawandelbedingte Änderungen berücksichtigt. Anstelle einer vollumfänglichen Klimaszenarien-Modellierung wurden die in MLUK-BB (2024) ermittelten mittleren Änderungen bis 2050 für die Szenarien RCP2.6 und RCP 8.5 ausgewertet und auf die mittleren, trockensten und feuchtesten Bedingungen angewendet (Tab. A5.5.3). RCP (Representative Concentration Pathways, Repräsentative Konzentrationspfade) beschreiben die Entwicklung von Treibhausgasemissionen und die daraus zu erwartenden mittleren globalen Temperaturänderungen, hier 2,6 °C und 8,5 °C.

Der Klimareport stellt saisonale Änderungen von Temperatur, Niederschlag, Verdunstung, Starkniederschlagstagen und weiteren indirekten und abgeleiteten Größen dar (Tab. 5.5.1), die auf das gesamte Einzugsgebiet der Oder übertragen wurden. Diese wurden hier zugrunde gelegt und jeweils in eine harmonische monatliche Kurve überführt (Abb. 5.5.3), wobei die jeweiligen Mittelwerte pro Saison die im Klimareport angegebenen Werte abbilden.

Tab. 5.5.1: Saisonale mittlere Änderung von Temperatur, Niederschlag und Verdunstung im Zeitraum 2031–2070 im Vergleich zum Referenzzeitraum 1971–2000 nach MLUK-BB (2024)

Zeitraum		**2031–2070**											
Monate	**RCP**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**
Temperaturänderung in °C	2,6	+1,1											
		+1,2			+1,0			+1,1			+1,4		+1,2
	8,5	+1,9											
		+2,3			+1,6			+1,9			+1,9		+2,3
Niederschlagsänderung in %	2,6	+2											
		+3			+1						+3		
					+10			-6					
	8,5	+4											
		+7			+2						+7		
					+10			–2					
Verdunstungsänderung (ET_0) in %	2,6	+2											
		+2			+2						+2		
	8,5	+4											
		+5			+4						+5		
Änderung der klimatischen Wasserbilanz in mm	2,6	–2											
		+5			–9						+5		
	8,5	+7											
		+14			–7						+14		
Starkniederschläge (> 30 mm) in Tagen	2,6	+0,1											
	8,5	+0,25											

Die in MLUK-BB (2024) ausgewiesenen Änderungen der Starkniederschlagstage sind sehr niedrig (Tab. 5.5.1) und beziehen sich auf Tage mit mehr als 30 mm Niederschlag. Dagegen wird für die Modellierung mit MONERIS ein Grenzwert von mehr als 10 mm Niederschlag pro Tag verwendet, im Wesentlichen zur Abschätzung von Entlastungsereignissen in der Mischkanalisation. Nach MLUK-BB (2024) deutet sich an, dass die Niederschlagsmenge bei kleineren Starkniederschlagsereignissen künftig zunimmt. Damit ist von einer Zunahme der Starkniederschlagstage mit mehr als 10 mm/Tag Niederschlag auszugehen. Diese mögliche Änderung der Starkniederschläge wird in den Szenarienmodellierungen nicht berücksichtigt, da sie sich nicht aus den vorhandenen Daten abschätzen lässt und auch nicht in den Niederschlagssummen widerspiegeln würde.

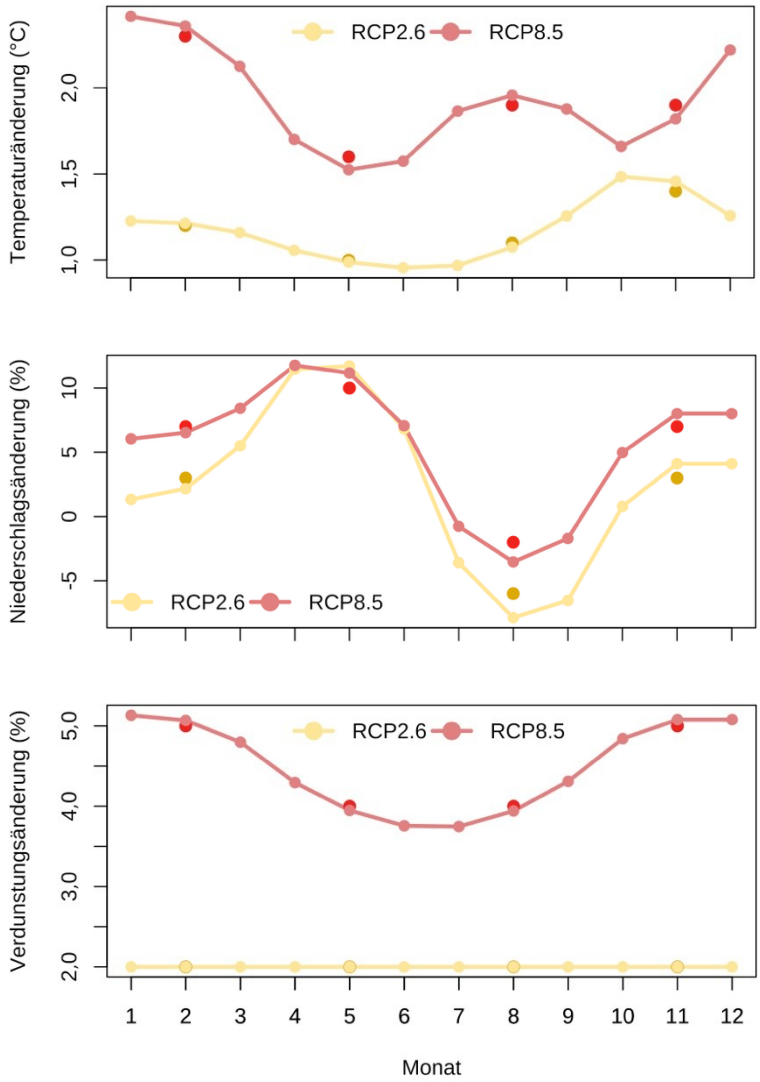


Abb. 5.5.3: Abgeleitete monatliche Änderungen von Temperatur, Niederschlag und Verdunstung im Einzugsgebiet der Oder, basierend auf MLUK-BB (2024), siehe Tab. 5.5.1.

Das MLUK-BB (2024) weist die oben genannten Zahlen als Mittelwerte für den Zeitraum 2030–2070 aus. Für die hier durchgeführten Berechnungen werden diese Bedingungen auf die Jahre 2045 bis 2051 übertragen. Die beschriebenen klimatischen Größen werden zur Modellierung der verschiedenen Abflusskomponenten sowie des Gesamtabflusses herangezogen und anschließend für die Berechnung der Einträge und Frachten verwendet. Dabei werden zusätzliche Änderungen in der Landwirtschaft und der Abwasserbehandlung berücksichtigt, die drei zentrale Storylines abbilden.

Managementvarianten für die Szenarienmodellierung

Szenario 0 (SCEN0) beschreibt die Bedingungen, die sich unter den mittleren hydroklimatischen Bedingungen der Jahre 2003 bis 2020 und unter Berücksichtigung aller weiteren Eingangsdaten des Jahres 2020 ergeben, und dient bei der Auswertung als Baseline-Szenario, d. h. der Ausgangssituation zur Bestimmung der Abfluss-, Eintrags- und Frachtänderungen.

Szenario 1 (SCEN1) legt eine unveränderte Weiterführung der aktuellen Landnutzung und der Abwasserbehandlung zugrunde. Es beschreibt die möglichen Änderungen der Einträge, Frachten und Konzentrationen in der Oder, die sich allein durch die zugrunde gelegten klimatischen Änderungen ergeben würden.

Szenario 2 (SCEN2) beschreibt die Effekte, die sich durch eine Reduktion der Stickstoffüberschüsse (in Anlehnung an die Düngeverordnung) sowie den Anschluss aller Haushalte an die Abwassersammlung und -behandlung ergeben. Dafür wird angenommen, dass die Stickstoffüberschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen im gesamten Oder-Einzugsgebiet ab dem Jahr 2025 um 5 kg/ha/a bis zum Erreichen von maximal 50 kg/ha/a reduziert werden. Die Statistik zur Abwasserbehandlung wird so angepasst, dass alle Haushalte die aktuell über eine Kleinkläranlage verfügen, in diesem Szenario an eine kommunale Kläranlage angeschlossen sind. Für diese wird eine übliche Reinigungsleistung größerer kommunaler Kläranlagen von 85 % (TN) und 95 % (TP) angenommen anstelle von je 15 % (TN, TP) in Kleinkläranlagen vor 2010 und je 50 % (TN, TP) nach 2015, dazwischen interpoliert). Für die Modellierung der Jahre 2003 bis 2020 wird davon ausgegangen, dass fast alle Kleinkläranlagen über eine Boden-Grundwasserpassage, die für einen zusätzlichen Nährstoffrückhalt sorgt, in die Oberflächengewässer einleiten. Die Einleitung aus den Szenario-Kläranlagen erfolgt hingegen direkt in die Oberflächengewässer.

Szenario 3 (SCEN3) stellt naturferne Bedingungen dar, mit einer Intensivierung der Landwirtschaft und geringeren Reinigungsleistungen kommunaler Kläranlagen. Mit Beginn des Kriegs in der Ukraine kam in verschiedenen Regionen Europas die Sorge auf, dass die Versorgung mit proteinreichem Weizen durch lokale Produktionen nicht gedeckt sein könnte (Wieck et al. 2024), und entfachte politische Diskussionen, ob die landwirtschaftliche Produktion intensiviert und Gesetzgebungen zum Einsatz von Dünger und Pflanzenschutzmittel zumindest vorübergehend gelockert werden müssten (Deutscher Bundestag 2022a und 2022b). Auch wenn aktuell eine Selbstversorgung durch lokale Märkte weitestgehend gedeckt ist, wird für dieses Szenario ab 2025 von einem Anstieg der Stickstoffüberschüsse um 1 kg/ha/a auf mindestens 75 kg/ha/a für das gesamte Oder-Einzugsgebiet ausgegangen. Für Flächen, die bereits 2025 mehr als 75 kg/ha/a N-Überschüsse aufwiesen, wurde ein Anstieg um insgesamt 15 kg/ha/a angenommen. Zusätzlich drohten während der Coronapandemie zwischenzeitlich Lieferengpässe bei Eisen(III)-Chlorid und vergleichbaren Mitteln zur

Phosphorfällung in Kläranlagen (Barjenbruch et al. 2024). Dieser mögliche Lieferengpass ist momentan nicht mehr gegeben, könnte aber durch Unterbrechungen internationaler Lieferketten oder sehr ungünstige Preisentwicklungen wieder relevant werden. Für dieses Szenario wird daher für Kläranlagen mit einer Phosphorfällung größenabhängig eine geringere Reinigungsleistung und damit ein Anstieg der Phosphorkonzentrationen am Auslass angenommen (Tab. A5.5.4).

Die Szenarienmodellierung umfasst die Modellierung der Abflüsse, Einträge und Frachten für die verschiedenen Kombinationen der beiden Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 mit den drei Entwicklungsszenarien (SCEN1–3) und dem Baseline-Szenario (SCEN0). Daraus ergibt sich die in Abb. 5.5.4 dargestellte Konzeption mit insgesamt 21 verschiedenen Konstellationen, die jeweils für das Jahr 2050 und 2051 ausgewertet wird. Hierbei beschreibt 2050 jeweils ein erstes trockenes, mittleres oder feuchtes Jahr nach einer 5-jährigen Periode mit mittleren Bedingungen und 2051 jeweils ein zweites Jahr mit trockenen, mittleren oder feuchten Bedingungen, wodurch der Effekt aufeinanderfolgender trockener und feuchter Jahre abgebildet werden kann.

5.5.2.4 Zusatzmaßnahme Drainagemanagement

Drainagen verkürzen den Fließweg von Sickerwasser in Böden und beeinflussen damit signifikant den Bodenwasserhaushalt sowie die Abflussbildung. Um Einträge über Drainagen zu reduzieren, besteht die Möglichkeit, mithilfe von Drainageschiebern oder Drainageabsperrvorrichtungen den Abfluss aus Drainagen zu regulieren.

Um das Potenzial dieser Maßnahme auf die Einträge und die Abflussveränderung in der Oder abzuschätzen, wurde eine Reduktion der Drainageabflüsse in den Monaten Oktober bis März um 95 % im gesamten Oder-Einzugsgebiet angenommen. In den Sommermonaten werden die Drainagen ohne Regulierung betrieben. Das Szenario wird ausschließlich für die Bedingungen des Baseline-Szenarios SCEN0 angewendet, ohne Berücksichtigung weiterer Maßnahmen.

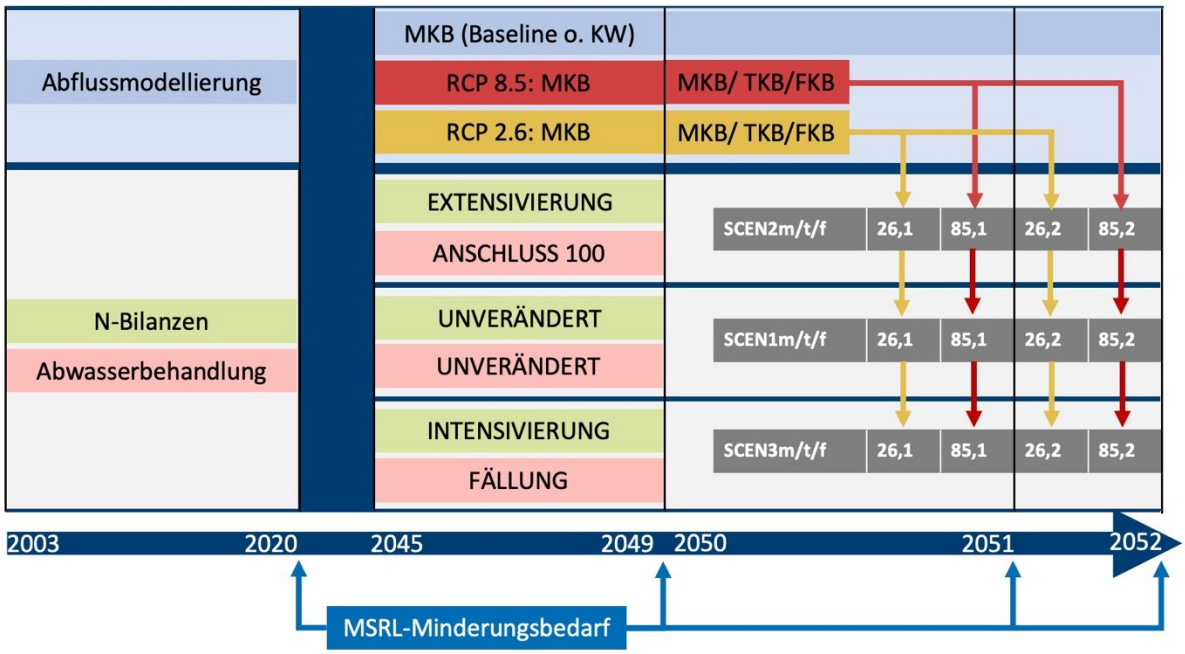


Abb. 5.5.4: Konzept zur Ableitung der Szenarien unter Berücksichtigung der zukünftig erwartbaren Abflüsse und möglichen Änderungen im landwirtschaftlichen Sektor und der Abwasserbehandlung. FKB: feuchteste klimatische Wasserbilanz, MKB: mittlere klimatische Wasserbilanz, MSRL: Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, o. KW: ohne Klimawandel, TKB: trockenste klimatische Wasserbilanz.

5.5.3 Ergebnisse

5.5.3.1 Historische modellierte Abflüsse

In der Oder trägt das Grundwasser während des Untersuchungszeitraums 2003–2020 im Mittel 75 % zum Abfluss bei. Dieser Anteil variiert zwischen 70 % in feuchten und 83 % in trockenen Jahren. Der Anteil des natürlichen Zwischenabflusses liegt im Mittel bei 3 % und variiert nur unwesentlich (3–6 %). Der Oberflächenabfluss trägt im Mittel 2 % bei und steigt auch in feuchten Jahren nicht über 3 %. Drainagen (künstliche Zwischenabflüsse) tragen trotz ihrer räumlich begrenzten Ausprägung (Abb. 5.5.5) im Mittel 18 % bei, wobei die Anteile in den einzelnen Jahren zwischen 11 und 22 % schwanken und im Wesentlichen von den Winterniederschlägen abhängen (Abb. 5.5.6). Saisonal verschieben sich die Abflussanteile deutlich: In den trockenen Sommermonaten gehen die Abflüsse über Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Drainagen fast gänzlich zurück. Letztgenannte gewinnen insbesondere in den Wintermonaten an Bedeutung, wenn hohe Bodenfeuchte und reduzierte Verdunstungsraten die Abflussbildung begünstigen.

Der Oberflächenabfluss spielt in Tieflagen des deutschen Oder-Einzugsgebiets nur eine untergeordnete Rolle und tritt maßgeblich im Bereich des Neiße-Einzugsgebiets an geneigten Standorten bei intensiven Niederschlagsereignissen sowie unter Bedingungen des Sättigungsabflusses auf (Abb. 5.5.5). Natürlicher Zwischenabfluss tritt außer in den Auen fast im gesamten deutschen Oder-Einzugsgebiet auf, wird jedoch in drainierten Bereichen deutlich reduziert. Die Grundwasserspende weist ein Süd-Nord-Gefälle auf, was durch das Zusammenspiel von Niederschlags- und Verdunstungsverteilung sowie das Vorhandensein von Drainagen und die durch sie reduzierte Grundwasserneubildung zu erklären ist. Die Gegenüberstellung der gemessenen und modellierten Abflüsse am Beispiel der Messstelle Hohensaaten-Finow zeigt eine gute Übereinstimmung (r^2 = 0,85, mittlere absolute Abweichung: 14,5 %) (Abb. 5.5.7).

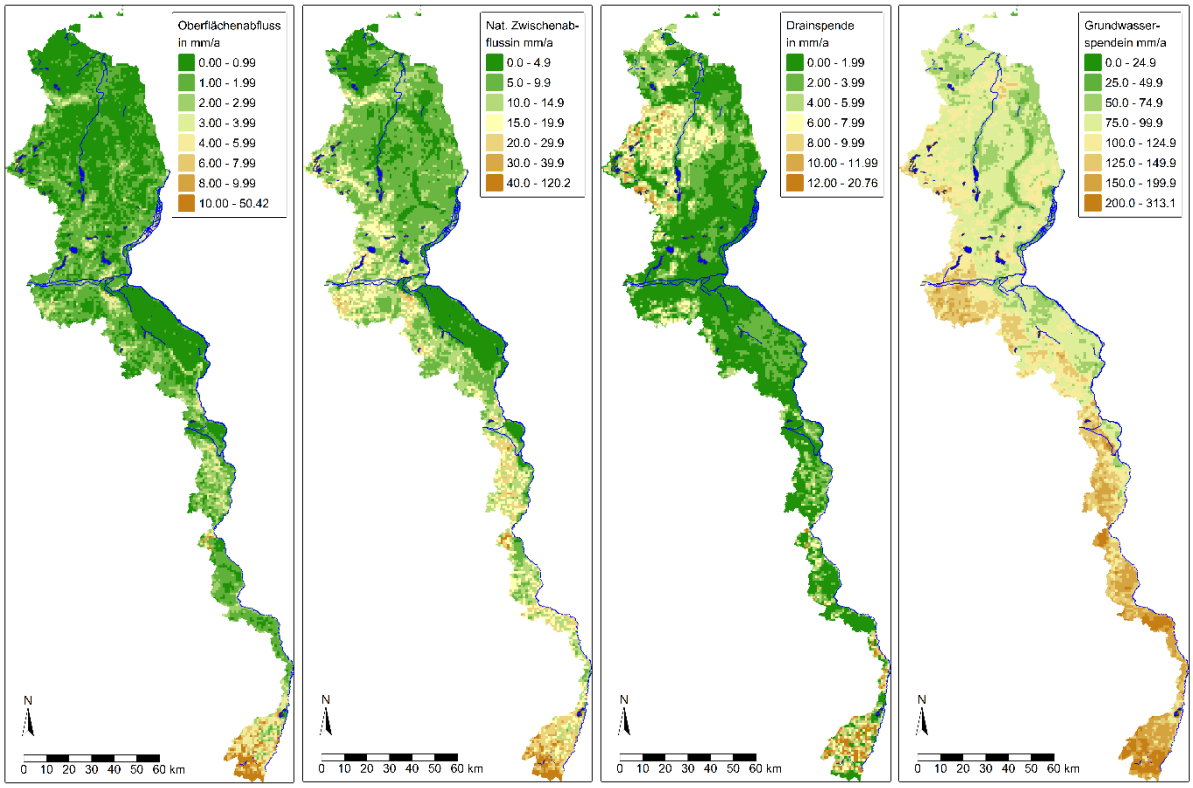


Abb. 5.5.5: Anteile der abflussbildenden Komponenten in der Oder. Von links nach rechts: Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss, Drainagen und Grundwasser.

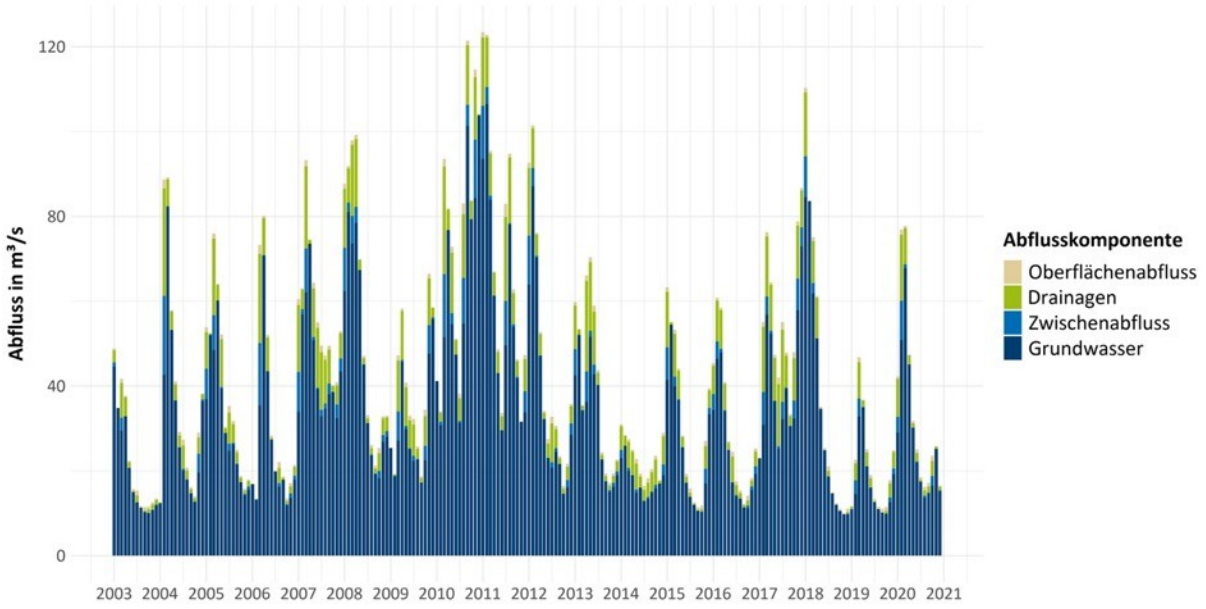


Abb. 5.5.6: Monatliche Abflüsse im deutschen Oder-Einzugsgebiet während des Untersuchungszeitraums 2003–2020, unterschieden nach Abflusskomponenten.

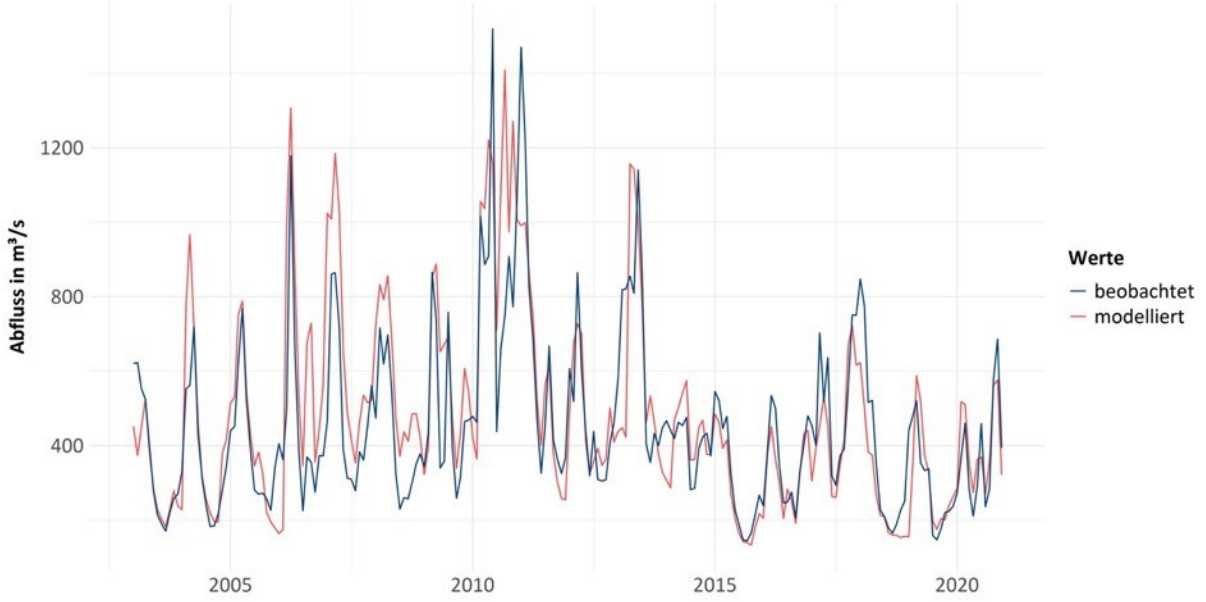


Abb. 5.5.7: Vergleich der gemessenen und modellierten monatlichen Abflüsse an der Messstelle Hohensaaten-Finow während des Untersuchungszeitraums 2003–2020.

5.5.3.2 Nährstoffeinträge

Zentrale Eingangsgröße der Stickstoffeinträge sind die zeitliche Entwicklung der Stickstoffbilanzüberschüsse während der Grundwasseraufenthaltszeit und deren räumliche Verteilungen. Dies ist durch den hohen Anteil der Abflüsse und Einträge über den Grundwasserpfad und die dort festgestellten langen Aufenthaltszeiten im Einzugsgebiet der Oder von besonderer Bedeutung. Ausgehend von etwa gleichen Überschüssen um 1950 sind diese anschließend bei Schwedt deutlich stärker angestiegen als südlich von Ratzdorf und lagen 1989 bei Schwedt mit fast 120 kg/ha/a fast 50 kg/ha/a höher als bei Ratzdorf (Abb. 5.5.8). Ab 1990 gingen die Überschüsse insgesamt deutlich zurück. Bei Ratzdorf verblieben sie seitdem im Bereich von 40–50 kg/ha/a, während die Überschüsse bei Schwedt von ca. 80 kg/ha/a im Laufe der Jahre langsam abnahmen und 2020 etwa im Bereich der Werte von Ratzdorf lagen.

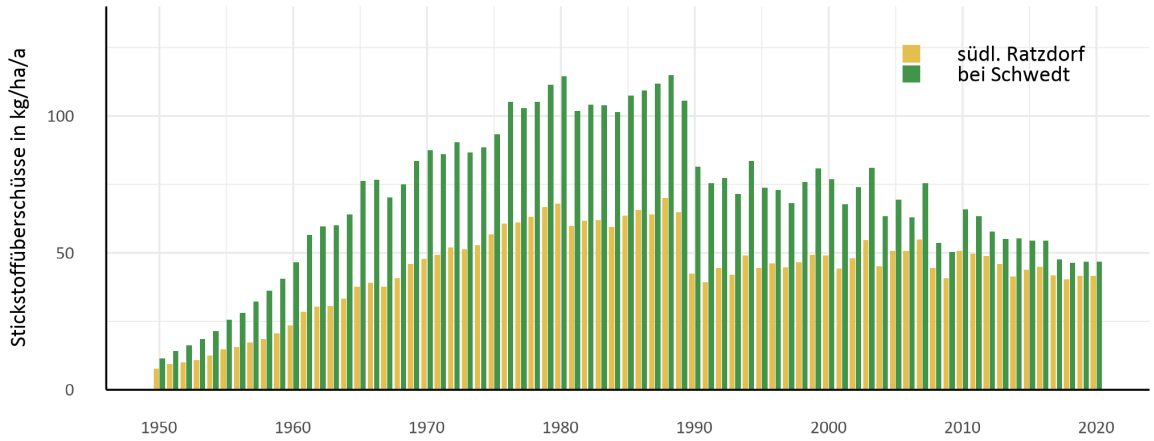


Abb. 5.5.8: Langzeitentwicklung der Stickstoffüberschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen im deutschen Teil des Oder-Einzugsgebietes in kg/ha/a (Werte nach Batool et al. 2022).

Basierend auf der Niederschlags-Abflussmodellierung wurden die mittleren Verweilzeiten in Boden und Grundwasser berechnet und die damit korrespondierenden mittleren Stickstoffbilanzüberschüsse während der Grundwasseraufenthaltszeit (Abb. 5.5.9). Die Aufenthaltszeiten wurden zudem bei der Modellierung der Denitrifikationsraten im Boden berücksichtigt. Die daraus resultierenden mittleren Denitrifikationsraten der Jahre 2003 bis 2020 und die Gesamtretention im Grundwasser (GW) sind in Abb. 5.5.10 dargestellt.

Nach einem Niederschlagsereignis in den Boden einsickerndes Wasser verdrängt bei Wassersättigung des Bodens an anderer Stelle Wasser aus dem Boden und kann so zu einer Abflussbildung in wenigen Stunden bis Tagen führen (Direktabfluss). Die Aufenthaltszeit eines Wassermoleküls im Boden ist in der Regel jedoch erheblich länger und ist damit eine wichtige Einflussgröße für die Aufenthaltszeit von mitgeführten Stoffen, insbesondere Stickstoff. Da die Denitrifikation durch Bakterien erfolgt, erhöht sich bei längeren Aufenthaltszeiten meist auch der Abbau von Stickstoff im Bodenwasser. Die Denitrifikation ist jedoch wie oben beschrieben von einer Reihe anderer Einflussgrößen abhängig und weist große räumliche Unterschiede auf. Zentral sind hier der Gehalt von organischem Kohlenstoff und die Stickstoffkonzentration im Bodenwasser zu nennen. Obwohl die Aufenthaltszeit im ersten Meter Bodentiefe meist kürzer ist als im zweiten Meter, ist die Denitrifikation aufgrund der höheren

Stickstoffkonzentrationen im deutschen Teil des Oder-Einzugsgebietes höher. Räumlich zeigen sich hier besonders hohe Denitrifikationsleistungen im Bereich der Oderauen. Im Bereich drainierter Standorte (Abb. 5.5.5) ergeben sich durch das abgeführte Wasser und die reduzierte Bodenfeuchte längere Aufenthaltszeiten unterhalb der Drainagen, während die Denitrifikation hier aufgrund des ebenfalls abgeführten Stickstoffs kaum erhöht ist. Standorte mit einer geringen Boden-Denitrifikationsleistung stellen potenzielle Eintrags-Hotspots dar und sollten in Managementplänen besondere Aufmerksamkeit erfahren. Die Aufenthaltszeiten im Grundwasser liegen in der Größenordnung von Jahren bis Dekaden. Diese spielen insbesondere bei der Betrachtung, ob und welche historischen Düngemittelanwendungen und daraus resultierenden Stickstoffüberschüsse auch aktuell noch einen Einfluss auf das Eintragsgeschehen haben, eine wichtige Rolle.

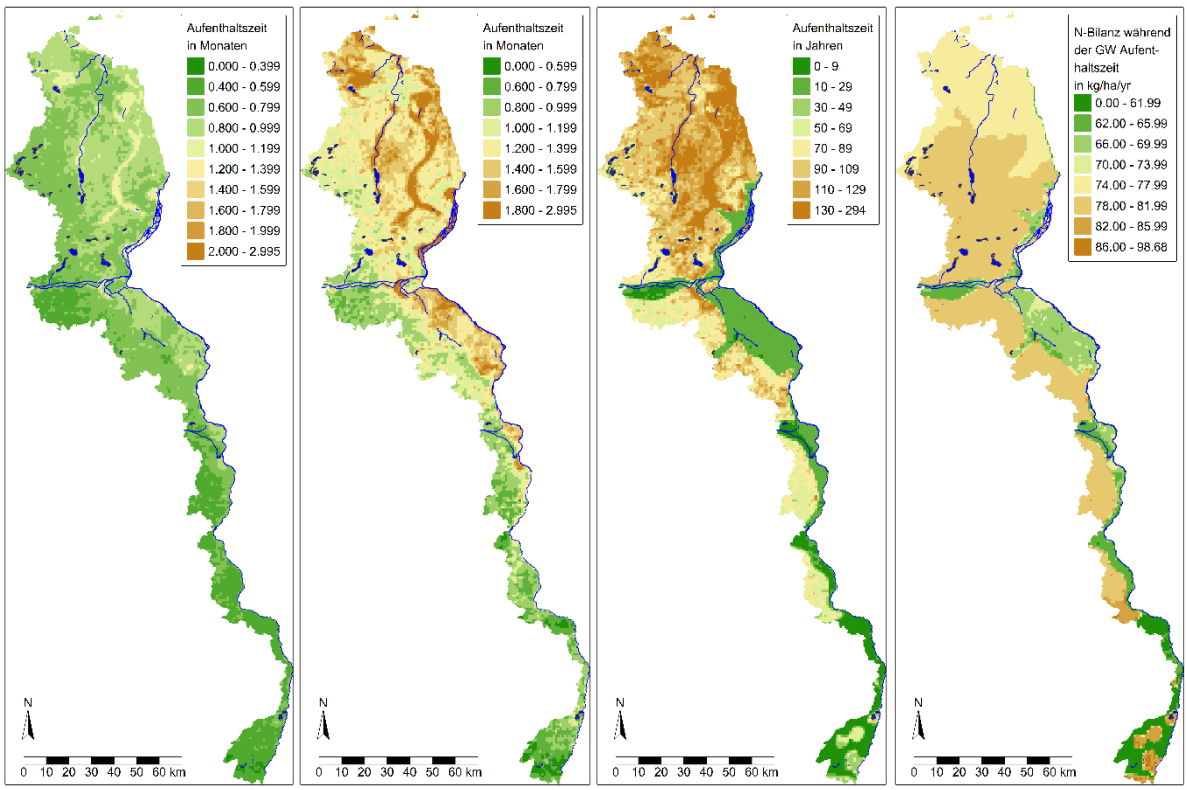


Abb. 5.5.9: Mittlere Aufenthaltszeiten – von links nach rechts: in 0–1 m Bodentiefe, 1–2 m Bodentiefe und im Grundwasser – sowie die mittleren N-Überschüsse während der Aufenthaltszeit im Grundwasser (GW).

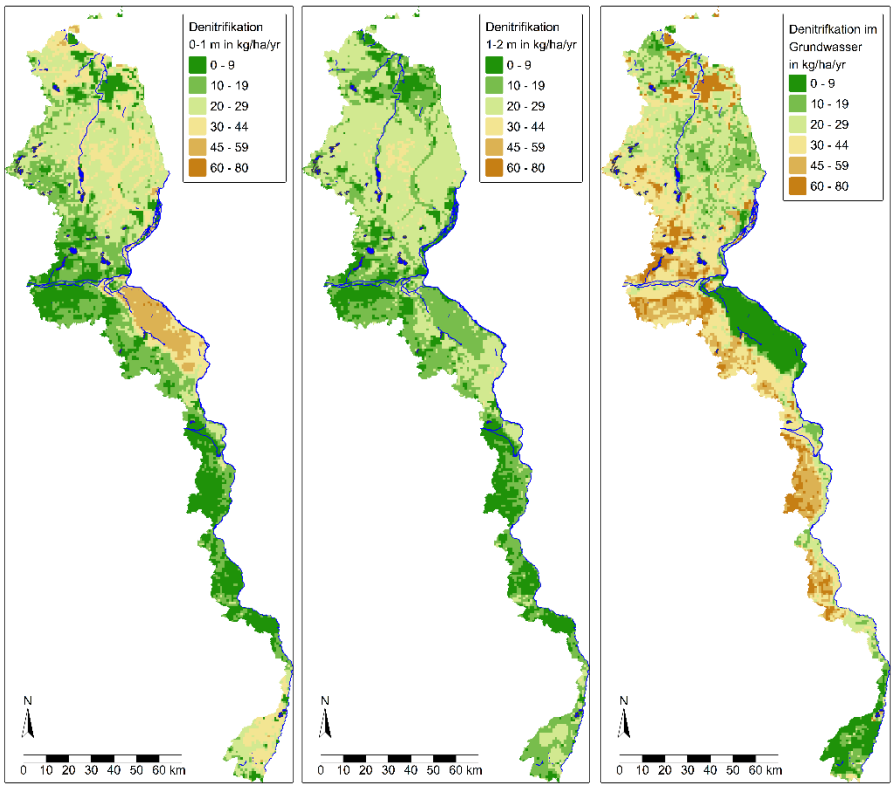


Abb. 5.5.10: Denitrifikationsraten – von links nach rechts: in 0–1 m Bodentiefe, 1–2 m Bodentiefe und Grundwasser – im deutschen Teil des Oder-Einzugsgebiets.

Trotz ihres vergleichsweise geringen Anteils am Gesamtabfluss (14 % in DE-Oder) stellen Drainagen – nach dem Grundwasser – den zweitwichtigsten Eintragspfad für Stickstoff dar. Für Phosphor hingegen sind Punktquellen sowie urbane Systeme die zentralen Eintragspfade (Abb. 5.5.11). Erwartungsgemäß kommt der Erosion für den Phosphoreintrag eine größere Bedeutung zu als für Stickstoff, da Phosphor überwiegend partikelgebunden transportiert wird und somit eng an den Abtrag von Bodenmaterial gekoppelt ist.

Die im Vergleich zu Phosphor ausgeprägtere Eintragsdynamik von Stickstoff über Drainagen lässt sich durch unterschiedliche Stoffeigenschaften und Transportmechanismen erklären. Phosphor unterliegt im Boden durch unterschiedliche Feststoff-Bodenwasser-Verhältnisse in der Regel einer mit dem Bodenwassergehalt zunehmenden Rücklösung, was zu einer Dämpfung der Konzentrationsdynamik im Bodenwasser führt. In MONERIS wird diese Konzentration daher als konstant angenommen.

Für Stickstoff hingegen bestimmen vor allem N-Bilanzüberschüsse sowie die Denitrifikation die im Boden verfügbare Stickstoffmenge. Die Nitratkonzentration im Sickerwasser variiert deutlich in Abhängigkeit von der Sickerwassermenge beziehungsweise dem Bodenwassergehalt. In niederschlagsarmen Regionen wie Teilen des östlichen Oder-/Warthe-Einzugsgebiets treten standortbedingt sehr geringe, teils mehrjährig negative Wasserbilanzen auf, die zu hohen Stickstoffkonzentrationen im Bodenwasser führen. In diesen Regionen wird Drain- oder Zwischenabfluss teilweise nur ein- bis zweimal jährlich generiert. Diese Einzelereignisse können dann aufgrund erhöhter Stoffkonzentrationen und Mobilisierungseffekte zu überproportional hohen Nährstoffeinträgen führen.

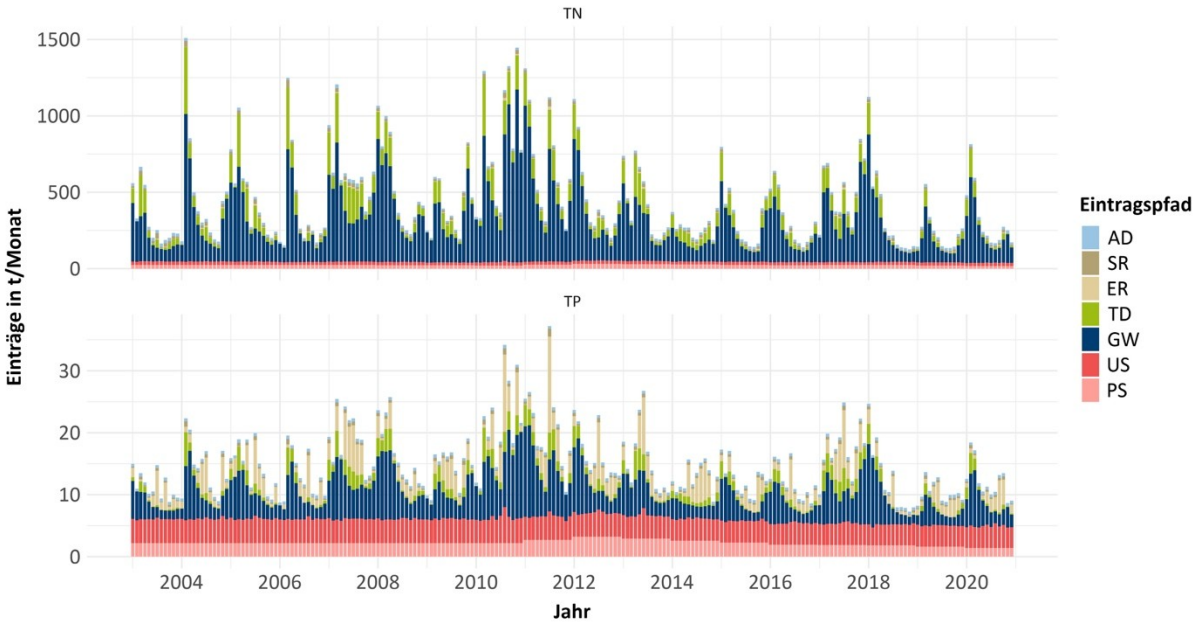


Abb. 5.5.11: Monatliche Stickstoff- (oben) und Phosphoreinträge (unten) nach Eintragspfaden in den Jahren 2003–2020 im deutschen Einzugsgebiet der Oder. AD: atmosphärische Deposition auf Wasserflächen, SR: Abschwemmung, ER: Erosion, TD: Drainagen, GW: Grundwasser, US: urbane Systeme, PS: Punktquellen.

Die räumliche und zeitliche Variabilität von Retention, Transport und Eintragsverteilung unterscheidet sich für Stickstoff und Phosphor teilweise grundlegend. Stickstoff ist gut wasserlöslich, sodass er mit dem Sickerwasser leicht durch Boden und Grundwasser transportiert werden kann. So führen erhöhte Abflüsse bei Stickstoff eher zu einer Verdünnung und abnehmenden Konzentrationen. Phosphor ist häufig an Bodenpartikel gebunden und sein Transport durch Boden und Grundwasser deutlich eingeschränkt und langsamer. Deshalb haben für Phosphor neben urbanen Quellen häufig Einträge über Erosion und Abschwemmung einen größeren Anteil an den Gesamteinträgen als für Stickstoff. Bei Erosion und Abschwemmung steigt der Phosphoreintrag mit zunehmendem Niederschlag und Abfluss, da mehr Bodenmaterial mobilisiert wird. Für punktförmige Einträge aus Kläranlagen und Industrie werden nur geringe saisonale Schwankungen angenommen (Abb. 5.5.11). Die räumliche und zeitliche Verteilung der dominierenden Eintragspfade, kombiniert mit der Verteilung von Niederschlag und Abfluss, bestimmt letztlich die Muster der Gesamteinträge in die Oberflächengewässer.

Obwohl für Stickstoff und Phosphor unterschiedliche Eintragspfadzusammensetzungen festzustellen sind, zeigen beide Nährstoffe ähnliche räumliche Muster der Eintragsverteilung. Das ausgeprägte Denitrifikations- (TN) und Sorptionsvermögen (TP) in an organischem Kohlenstoff reichen Böden führt zu einer starken Reduktion der Stickstoffbilanzüberschüsse, z. B. im Bereich des Nationalparks Unteres Odertal, im Oderbruch und in der Schorfheide. Im Bereich des deutschen Neiße-Einzugsgebiets, weiten Teilen der Uckermark und auf der Lebuser Platte führen Landwirtschaft und ein etwas größeres Gefälle als in den Niederungen und Auen zu erhöhten Einträgen. Die im nördlichsten Teil des Untersuchungsgebiets befindlichen Wälder sorgen für insgesamt geringere Einträge in dieser Region.

Im deutschen Teil des Oder-Einzugsgebiets werden im Untersuchungszeitraum 2003–2020 im Mittel 5.315 t N/a und 178 t P/a eingetragen, respektive 6,2 % (TN) und 5,0 % (TP) der Einträge im gesamten Oder-Einzugsgebiet. Der Anteil der Eintragspfade unterliegt einer starken

zeitlichen Dynamik. Für beide Nährstoffe wurde nach 2007 eine deutliche Abnahme der Einträge festgestellt, die maßgeblich auf einen Rückgang der Einleitungen aus Kläranlagen und die zunehmende Etablierung von Dreikammer-Kleinkläranlagen mit nachgeschalteter biologischer Reinigung (beides etwa ab 2010) und die trockenen Jahre zum Ende des Untersuchungszeitraums zurückzuführen sind (Abb. 5.5.6). So kommt es, dass trotz eines allgemeinen Rückgangs der Einträge aus Kläranlagen um 28 % (TN) und 36 % (TP) der Anteil dieser an den Gesamteinträgen zwischen 2003 und 2020 nur von 8 % auf 5 % (TN) und von 19 % auf 12 % (TP) zurückgeht. Die anderen Eintragspfade werden hydroklimatisch so stark überprägt, dass sich auf jährlicher Ebene kein eindeutiger Trend ergibt (Abb. 5.5.11).

Tab. 5.5.2: Mittlere Einträge Gesamtstickstoff (TN) und Gesamtphosphor (TP) über die berücksichtigten Eintragspfade im deutschen Teil der Oder während des Untersuchungszeitraums 2003–2020, im Jahr mit der feuchtesten (2010) und der trockensten (2018) klimatischen Wasserbilanz. AD: atmosphärische Deposition auf Wasserflächen, SR: Abschwemmung, ER: Erosion, TD: Drainagen, GW: Grundwasser, US: urbane Systeme, PS: Punktquellen.

Eintrags-pfad	TN						TP					
	2003–2020		2010		2018		2003–2020		2010		2018	
	t/a	%	t/a	%	t/a	%	t/a	%	t/a	%	t/a	%
AD	205	3,9	196	2,0	214	5,1	6	3,3	6	2,3	6	3,9
SR	144	2,7	149	1,6	120	2,9	4	2,0	5	1,8	3	1,7
ER	37	0,7	55	0,6	18	0,4	26	14,5	39	15,3	13	8,6
TD	935	17,6	1.555	16,2	498	11,9	14	9,2	22	8,7	8	5,3
GW	3.453	65,0	7.145	74,3	2.815	67,0	58	32,4	108	42,4	58	38,8
US	251	4,7	263	2,7	240	5,7	45	25,0	49	19,3	40	26,8
PS	290	5,5	254	2,6	293	7,0	27	14,9	26	10,2	22	14,7
Gesamt	5.315		9.617		4.199		178		256		150	

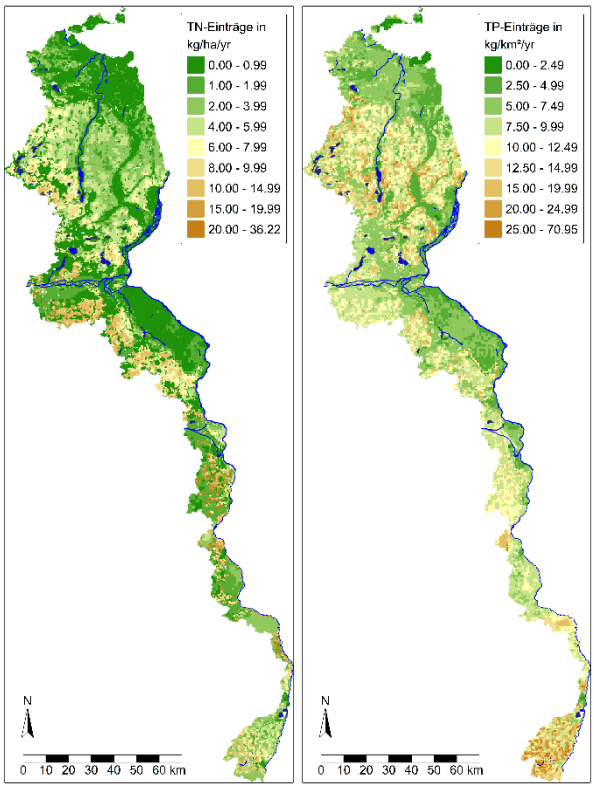


Abb. 5.5.12: Mittlere jährliche Gesamtstickstoff- (links) und Gesamtphosphoreinträge (rechts) im deutschen Teil des Oder-Einzugsgebietes.

5.5.3.3 Entwicklungsszenarien

Der Abfluss in **Szenario 0** (Baseline-Szenario) basiert auf den mittleren Niederschlags-, Temperatur- und Verdunstungsbedingungen des Zeitraums 2003–2020 und bildet so den mittleren Jahresgang der Abflüsse ab, wobei Maximalwerte einzelner Monate leicht gedämpft werden. Unter mittleren klimatischen Bedingungen tragen in der gesamten Oder der Grundwasserzustrom 74 % und Drainagen 18 % zum Abfluss bei. Oberflächenabfluss und Zwischenabfluss sind nur lokal nennenswert. Unter den angenommenen feuchten Bedingungen steigt der Abfluss im Vergleich zu mittleren Bedingungen (nach einer fünfjährigen Phase mit mittleren Bedingungen) um 230 % an, wobei der Anstieg für den Zwischenabfluss (350 %) und die Drainagen (290 %) stärker ausfällt und der Anteil des Grundwassers bei einem Anstieg von 220 % leicht sinkt. Erst in einem anschließenden zweiten feuchten Jahr gleichen sich die Anteile der Abflusskomponenten wieder den mittleren Bedingungen an, jedoch bei einer Verdreifachung des Gesamtabflusses im Vergleich zu mittleren Bedingungen.

Unter trockenen Bedingungen liegt der Abfluss in der gesamten Oder etwa 26 % unter den mittleren Bedingungen. Dieser Rückgang ist auf geringe Zwischen- und Drainageabflüsse zurückzuführen. In einem darauffolgenden zweiten trockenen Jahr sinken die Abflüsse weiter auf 62 % der mittleren Abflüsse. Hier wirken sich die reduzierten Sickerwasser- und Grundwasserneubildungsraten auch auf geringere Grundwasserspenden aus.

Der deutsche Teil des Oder-Einzugsgebiets trägt mit 9 % etwas mehr als den flächenproportionalen Anteil zu den Gesamtabflüssen bei. Dieser sinkt unter feuchten Bedingungen leicht auf etwa 8 %. Auch weist dieses Teilgebiet eine ähnliche Verteilung der Abflusskomponenten wie die gesamte Oder auf, wobei sich diese – auf Kosten der Drainageanteile (13 %) – noch etwas stärker auf das Grundwasser (80 %) verlagern. Zudem reagiert dieser Bereich hydrologisch etwas weniger dynamisch. Insbesondere der Drainageabfluss verdoppelt sich nur etwa, sodass der Anteil der Drainagen in einem zweiten feuchten Jahr auf 10 % sinkt.

Die etwas schwächere Änderung des Abflusses im deutschen Teil der Oder ist zum einen auf die spezifischen Gegebenheiten im trockensten Jahr 2018 und im feuchtesten Jahr 2010 zurückzuführen. Hier fielen die Niederschläge im Frühjahr etwas weniger gering (bei trockenen Bedingungen) und nicht ganz so hoch (bei feuchten Bedingungen) aus wie im restlichen Oder-Einzugsgebiet. Die abweichende Dynamik von Zwischenabfluss und Drainagen beruht zudem darauf, dass im Mittellauf der Warthe die Böden teilweise eine deutlich geringere Mächtigkeit aufweisen. Dadurch wird bereits bei geringeren Sickerwassermengen die Feldkapazität überschritten, sodass Abflüsse schneller generiert werden. Ebenso reagieren diese geringmächtigen Böden sensibler auf Trockenheit.

Unter trockenen Bedingungen reagiert das deutsche Oder-Einzugsgebiet ebenfalls zunächst verzögert: Die Abflüsse sinken hier nur um 6 %. Dies ist auf eine fast unveränderte Grundwasserspende zurückzuführen. Der Rückgang wird maßgeblich durch reduzierte Drainageabflüsse und den Zwischenabfluss verursacht und kann zum Teil durch das etwas feuchtere Frühjahr erklärt werden.

In einem zweiten trockenen Folgejahr brechen jedoch auch die Grundwasserspenden ein, und der Gesamtabfluss sinkt um 48 % im Vergleich zu den mittleren Bedingungen – und damit stärker als im restlichen Oder-Einzugsgebiet. Dadurch erhöht sich der Anteil der im deutschen Oder-Einzugsgebiet generierten Abflüsse auf 12 % an den Gesamtabflüssen.

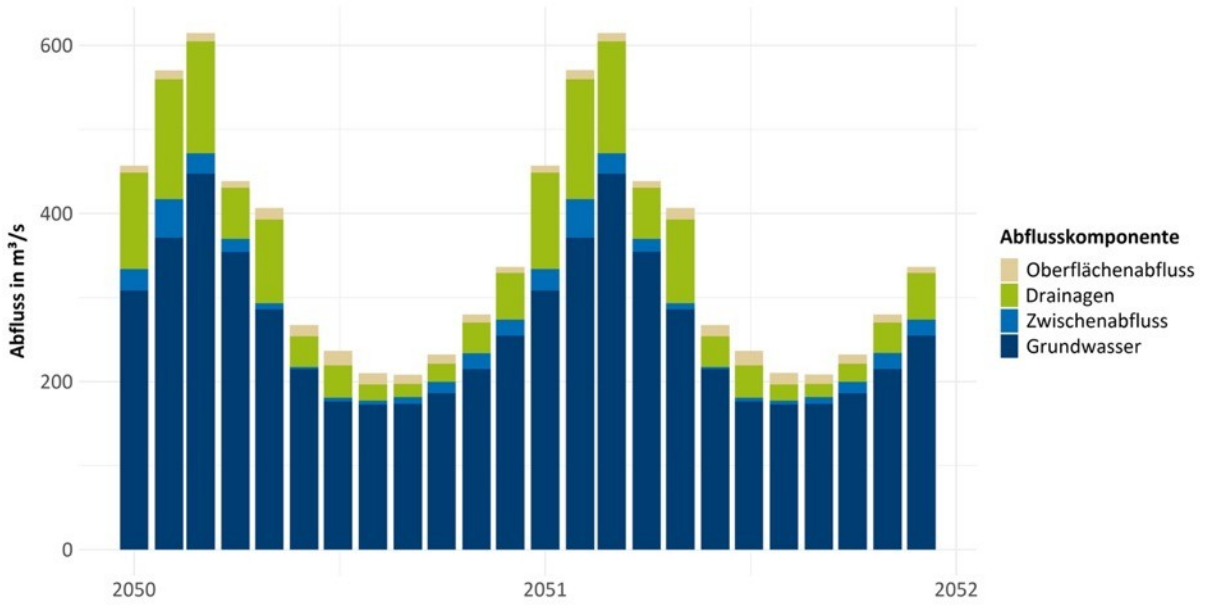


Abb. 5.5.13: Monatliche Verteilung der Abflusskomponenten im gesamten Oder-Einzugsgebiet unter mittleren hydrologischen Bedingungen.

Beide Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 (**Szenarien 1–3**) gehen von einem Anstieg der Niederschläge um etwa 7–10 % im März bis Juni aus. Insbesondere das RCP2.6-Szenario sieht zudem eine Niederschlagsabnahme um bis zu 6 % im August und September vor. Gleichzeitig kommt es zu einer moderaten Zunahme der Niederschläge im RCP2.6-Szenario und zu einer stärkeren Zunahme – besonders in den Wintermonaten – im RCP8.5-Szenario (Tab. 5.5.1).

Daraus resultiert eine Änderung der klimatischen Wasserbilanz, die zu einem Anstieg der Abflüsse im Frühjahr und zu einer Abnahme im Spätsommer bzw. in der gesamten zweiten Jahreshälfte führt (RCP2.6) (Abb. 5.5.14). Der Anstieg fällt unter feuchten Bedingungen noch stärker aus. Allerdings kommt es auch in feuchten Jahren zu einer deutlichen Abnahme der sommerlichen Abflüsse, die zwar zu keiner Niedrigwasserphase führen, aber zu einer Reduzierung der Abflüsse, und ggf. eine Abnahme der Überflutung von Auen im Sommer bewirken. Unter trockenen Bedingungen sind die prozentualen Änderungen deutlich geringer. Dennoch zeichnet sich ab, dass sich sommerliche Niedrigwasserphasen weiterhin verschärfen.

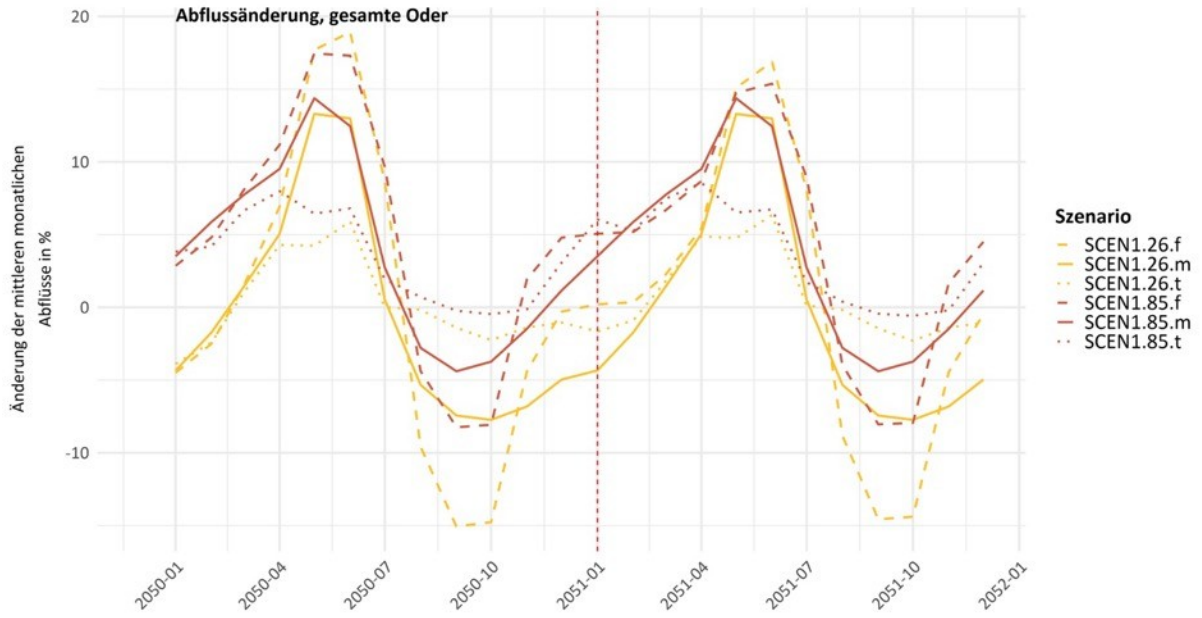


Abb. 5.5.14: Monatliche Änderung der Abflüsse im gesamten Oder-Einzugsgebiet unter Szenariobedingungen jeweils im Vergleich zu den Abflüssen unter mittleren (m), trockenen (t) und feuchten (f) Bedingungen.

Korrespondierend zu den hydroklimatisch bedingten Abflussänderungen steigen die Einträge ohne weitere Managementmaßnahmen (**Szenario 1**) unter feuchten Bedingungen im Vergleich zu den mittleren Bedingungen um 216 % (TN) und 189 % (TP). Bei beiden Nährstoffen ist der Anstieg im Wesentlichen auf den Anstieg der Einträge über die Eintragspfade Drainagen und Grundwasser zurückzuführen; bei Phosphor kommt zusätzlich noch Erosion als Ursache hinzu (Tab. A5.5.5 und A5.5.6).

Die klimawandelbedingten Eintragsänderungen **(Szenario 1**) führen unter RCP2.6-Bedingungen vor allem unter trockenen Bedingungen zu einem Anstieg der TN-Einträge um 28 %, was maßgeblich durch erhöhte Einträge über das Grundwasser (74 %) verursacht wird. Die Einträge über alle anderen Eintragspfade ändern sich eher geringfügig (Tab. A5.5.5 und A5.5.6). Für mittlere Bedingungen reduziert sich der Anstieg der Einträge leicht, und unter feuchten

Bedingungen wurde sogar eine leichte Abnahme der Einträge ermittelt. Unter den insgesamt etwas feuchteren RCP8.5-Bedingungen ergeben sich ähnliche Ergebnisse, jedoch mit einem etwas größeren Anstieg der Einträge. Für Phosphor ergeben sich geringe Eintragsänderungen für die Pfade Oberflächenabfluss, Drainagen und Grundwasser; in Summe etwa 1 % (RCP2.6) und 2–3 % (RCP8.5).

Das **Szenario 2** nimmt eine Reduktion der Einträge durch eine Verringerung der Stickstoffüberschüsse und eine Überführung von Kleinkläranlagen in kommunale Kläranlagen an. Aufgrund der insgesamt relativ geringen Stickstoffüberschüsse im deutschen Oder-Einzugsgebiet führt dieses Szenario nur zu einer relativ geringen Abnahme der TN-Einträge über Drainagen von unter 5 % und über Grundwasser von 4–7 % im Vergleich zu Szenario 1. Durch den Anschluss aller Haushalte kommt es zu einer Abnahme der TN- und TP-Einträge um 35–37 % (TN) und 29–32 % (TP).

Die für **Szenario 3** angenommene Erhöhung der Stickstoffüberschüsse führt zu einem massiven Anstieg der TN-Einträge über Drainagen um 57–84 % sowie über das Grundwasser um 24–33 %. Die angenommene Knappheit von Fällmitteln führt bei Kläranlagen mit P-Fällung zu einem Anstieg der P-Einleitung um 197 % und somit zu einem Gesamtanstieg der P-Einträge im Vergleich zu Szenario 1 um 10–24 %.

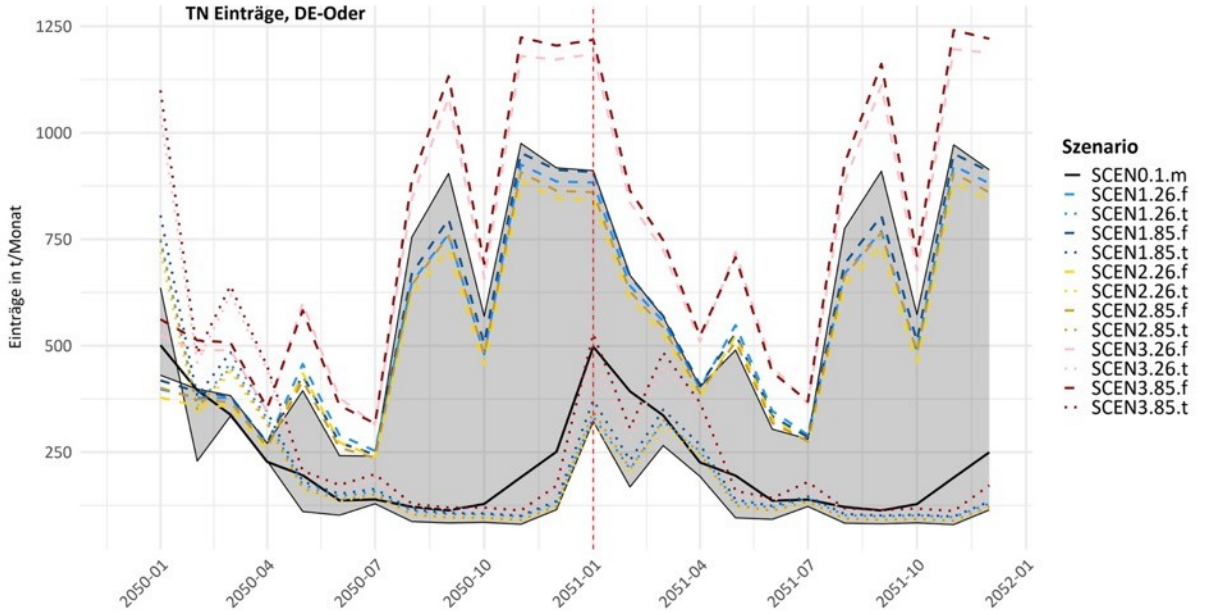


Abb. 5.5.15: Monatliche TN-Einträge im deutschen Oder-Einzugsgebiet unter Szenariobedingungen im Vergleich zu den Einträgen unter mittleren (m), trockenen (t) und feuchten (f) Bedingungen.

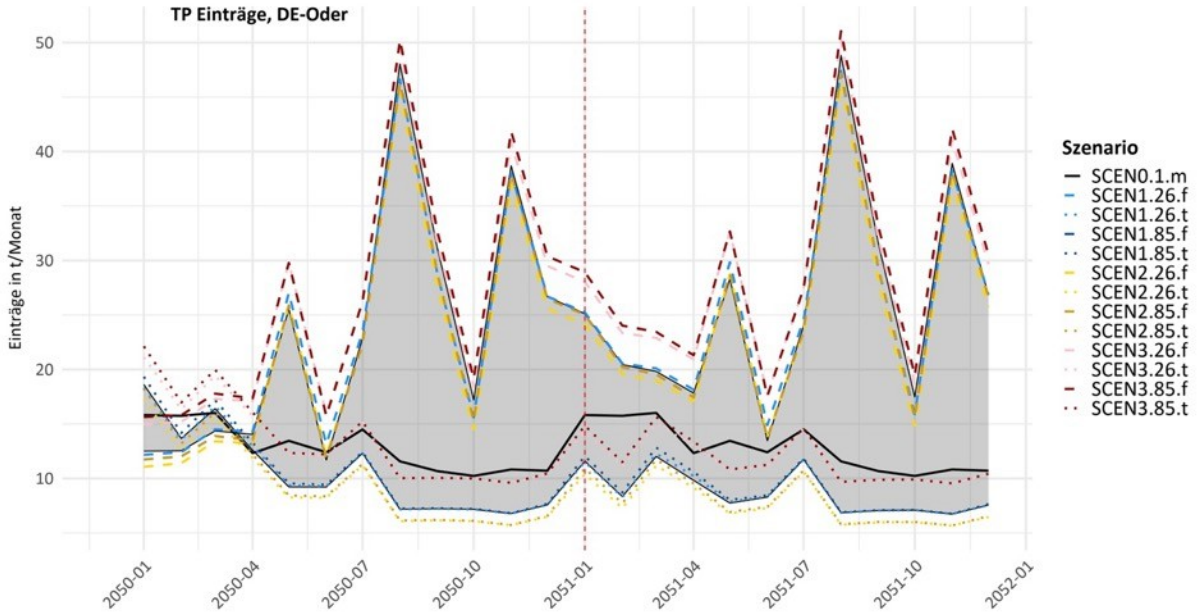


Abb. 5.5.16: Monatliche TP-Einträge im deutschen Oder-Einzugsgebiet unter Szenariobedingungen im Vergleich zu den Einträgen unter mittleren (m), trockenen (t) und feuchten (f) Bedingungen.

5.5.3.4 Drainagemanagementszenario

Das Szenario beschreibt den Effekt, wenn in der gesamten Oder ein Abflussmanagement aller Drainagen eingeführt wird. Dabei wird angenommen, dass durch den Einsatz von Drainageschiebern oder Drainageabsperrvorrichtungen der Drainageabfluss in den Wintermonaten (Oktober bis März) um 95 % reduziert wird.

Unter mittleren und feuchten Bedingungen kommt es durch diese Maßnahme zu einer Erhöhung des Abflusses in den Monaten März bis Juni. In den Wintermonaten ist hingegen keine signifikante Änderung des Abflusses zu beobachten. Auch unter trockenen Bedingungen führt die Maßnahme zu nahezu keinem Effekt. Beides ist dadurch zu erklären, dass die Sperrung der Drainage zu einer lokalen Erhöhung der Sickerwassermenge führt, die teilweise als Zwischenabfluss oder durch Druckentlastung in Oberflächengewässer (Grundwasserspende) abgegeben wird. Gleichzeitig steigt die Grundwasserneubildung, da mehr Wasser im Boden verbleibt.

Drainagen reagieren sehr schnell auf Niederschlagsereignisse und leiten die Sickerwassermenge, die die Feldkapazität übersteigt, innerhalb weniger Stunden bis Tage in die Vorfluter ab. Dadurch steht dieses Wasser nicht mehr im Boden für die Pflanzenaufnahme im durchwurzelten Raum (Transpiration) oder für den kapillaren Aufstieg zur Verfügung. Durch die Sperrung der Drainagen wird bei nahezu unveränderten Abflussspenden der Bodenwassergehalt erhöht.

In den ersten Frühjahrsmonaten nach der Öffnung der Drainagen führen bereits kleinere Niederschläge zu einer erneuten Überschreitung der Feldkapazität und somit zu einer erhöhten Abflussbildung durch Zwischenabfluss, Drainagen und Grundwasser. Die erhöhte Bodenfeuchte wird jedoch auch von den Pflanzen aufgenommen und allmählich wieder reduziert, sodass sich der Effekt im Laufe der ersten Jahreshälfte abbaut.

Da unter trockenen Bedingungen die Niederschläge nicht ausreichen, um über das Sickerwasser die Feldkapazität zu überschreiten, lässt sich keine erhöhte Abflussspende im Frühjahr

beobachten. Für das gesamte Oder-Einzugsgebiet führt diese Maßnahme zu einer Erhöhung des Jahresabflusses um 9 % für mittlere Bedingungen und 7 % unter feuchten Bedingungen.

Die Erhöhung der Abflussspende im Frühsommer kann dazu beitragen, dass Tümpel, Auen oder Kleinstgewässer etwas später trockenfallen, und damit einen wichtigen Beitrag für viele aquatische und amphibische Ufer- und Auenlebensräume, z. B. Amphibienlarven, Wasserinsekten, in dieser kritischen Jahreszeit leisten. Eine Umsetzung der Maßnahme im deutschen Oder-Einzugsgebiet würde jedoch aufgrund des geringen Flächenanteils allenfalls einen lokalen Effekt, jedoch kaum einen Einfluss auf die Wasserführung der Oder haben.

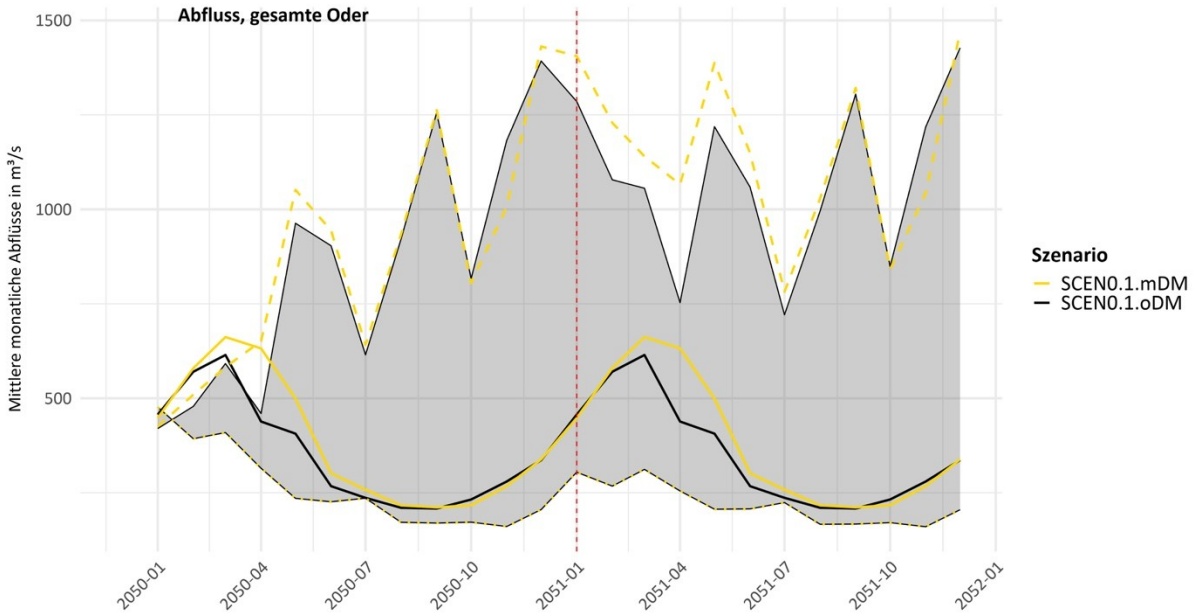


Abb. 5.5.17: Monatliche Abflüsse im gesamten Oder-Einzugsgebiet unter Drainagemanagementszenario-Bedingungen im Vergleich zu den Abflüssen unter mittleren, trockenen und feuchten Bedingungen. mDM: mit Drainagemanagement, oDM: ohne Drainagemanagement

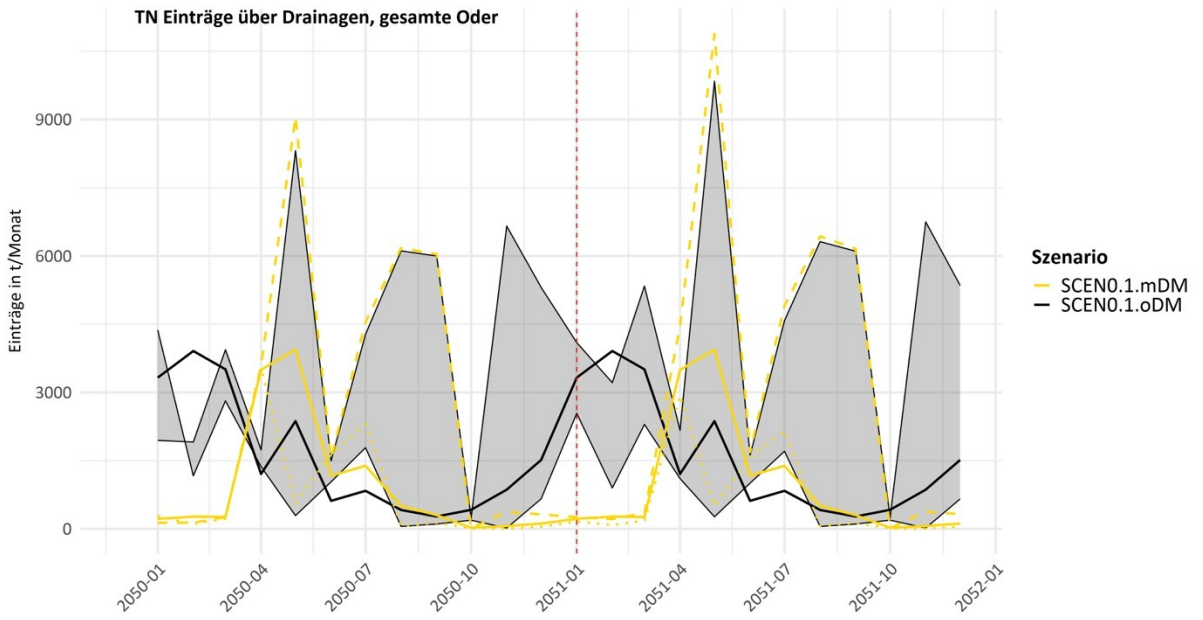


Abb. 5.5.18: Monatliche TN-Einträge über Drainagen im gesamten Oder-Einzugsgebiet unter Drainagemanagementszenario-Bedingungen jeweils im Vergleich zu den Einträgen unter mittleren, trockenen und feuchten Bedingungen ohne Drainmanagement. mDM: mit Drainagemanagement, oDM: ohne Drainagemanagement

5.5.3.5 Frachten und Konzentrationen in der Grenzoder

Frachten und Konzentrationen in Oberflächengewässern resultieren aus dem Zusammenspiel der Abflusskomponenten, der Landnutzungsintensitäten und der Retention in verschiedenen Umweltkompartimenten inklusive der gewässerinternen Retention.

Der Vergleich von gemessenen und modellierten Abflüssen am Beispiel der Station Hohensaaten zeigt, dass die modellierten Abflüsse den Jahresgang der gemessenen Abflüsse insgesamt gut wiedergeben, auch wenn Letztere leicht, aber nicht signifikant überschätzt werden (Abb. 5.5.19, Vergleich der grünen und blauen Boxplots).

Als Basis für die Szenarien wurden die mittleren Niederschlags-, Verdunstungs- und Lufttemperaturdaten der Jahre 2003–2020 herangezogen. Auf dieser Grundlage wurden die Abflüsse mit dem für den Gesamtzeitraum kalibrierten Modell berechnet.

Die Verwendung der mittleren hydroklimatischen Bedingungen führt zu einer Glättung der Verhältnisse. Dies hat zur Folge, dass feuchte Monate, d. h. die mit verstärkter Abflussbildung, ausbleiben und sich insgesamt geringere Abflüsse ergeben. Der für das Basisszenario modellierte Abfluss liegt daher im unteren Bereich der gemessenen Abflüsse, jedoch oberhalb der beobachteten Mindestabflüsse.

Wie bereits zuvor gezeigt, haben die Klimaszenarien insgesamt nur einen geringen Effekt auf die modellierten Abflüsse. Es zeigt sich eine leichte Zunahme der Abflüsse im Frühsommer und eine Abnahme im Spätsommer, wobei es nur geringe Unterschiede zwischen dem RCP2.6- und dem RCP8.5-Szenario gibt.

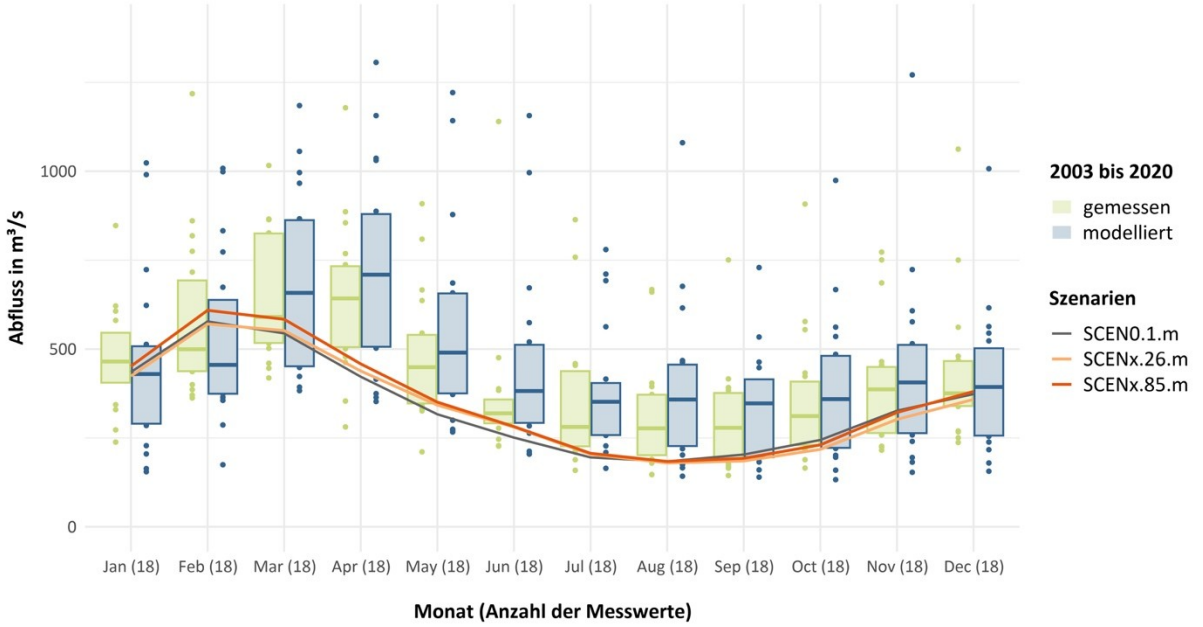


Abb. 5.5.19: Gemessene und modellierte monatliche Abflüsse im Zeitraum 2003–2020 als Boxplots und unter den Bedingungen der verschiedenen Szenarien als Linien. In Klammern neben den Monaten befindet sich die Anzahl der gemessenen Werte pro Monat.

Durch die gewässerinterne Retention werden die jährlichen Einträge um 50 % (TN) und 52 % (TP) reduziert (Tab. 5.5.3), sodass die Oder bei Hohensaaten unter Szenario-0-Bedingungen eine mittlere Fracht von 25.000 t/a (TN) und 1.100 t/a (TP) aufweist. Die gewässerinterne Retention findet für beide Nährstoffe maßgeblich in kleineren Fließgewässern und durchflossenen Seen statt (Tab. 5.5.3). Hier beträgt die Retention in einzelnen Teileinzugsgebieten über 70 %.

Im Vergleich zur Retention in Böden und Grundwasser (zusammen zwischen 60 und 120 kg/ha/a mit hoher räumlicher Variabilität) liegt die flächenspezifische Stickstoffretention in Oberflächengewässern mit im Mittel 245 kg/ha/a deutlicher höher; aufgrund des geringen Flächenanteils der Oberflächengewässer von 1.025 km² (0,94 %) bis Hohensaaten ist der Anteil der Retention in Oberflächengewässern an der absoluten Retention in Böden und Grundwasser gering. Dennoch lassen sich aktuelle Umweltschutz- und Wasserqualitätsziele nur erreichen, wenn die Funktion der Nährstoffretention in den natürlichen Systemen durch einen gezielten Aufbau von organischem Kohlestoff in Böden oder strukturreiche Oberflächengewässer- und Uferbereiche erhalten bleibt oder ausgebaut wird.

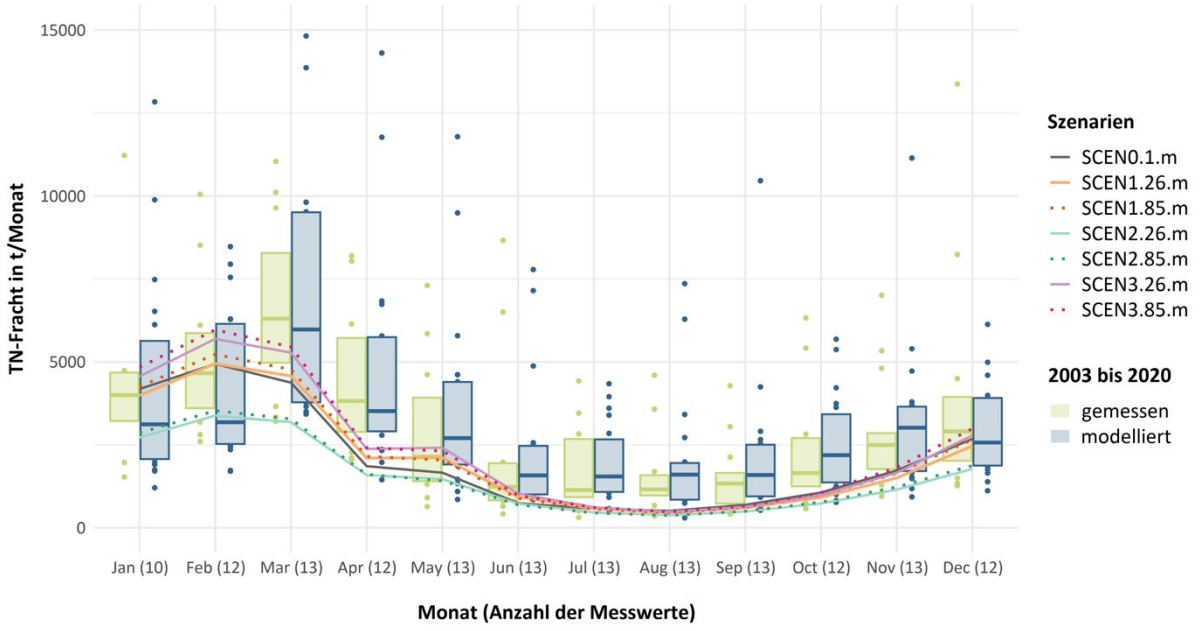
Aufgrund des geringeren Abflusses und der höheren Temperatur (nur TN) ist die Retention in der gesamten Oder bis Hohensaaten im Sommer höher (76 % TN, 54 % TP) als im Winter (26 % TN, 25 % TP). Die Grenzoder trägt insgesamt nur wenig zur Gesamtretention bei. In den einzelnen Abschnitten liegt sie in der Regel unter 3 % (TN und TP). Dabei ist wie in den anderen Hauptläufen jedoch ein Kaskadeneffekt zu berücksichtigen, sodass Hauptläufe insgesamt einen relevanten Beitrag zur Retention beitragen.

Tab. 5.5.3: Modellierte TN- und TP-Retention in der Oder unter SCEN0-Bedingungen.

Gewässerabschnitt	TN-Retention		TP-Retention		Wasserfläche
	in %	kg/ha/a	in %	kg/ha/a	km²
Oder bis Hohensaaten	50,1	245	52,0	12	1.025
Nebenläufe	31,8	262	40,1	12	608
Hauptläufe	26,8	220	29,3	11	417

Während sich für TN ein ausgeprägter Jahresgang der Frachten mit hohen Frachten im Winter und geringen Frachten im Sommer ergibt, ist die saisonale Variabilität der Frachten für TP deutlich geringer (Abb. 5.5.20). Letztere lässt sich vor allem dadurch erklären, dass die TN-Einträge maßgeblich durch Grundwasser und Drainagen verursacht werden, während bei TP-Einträge aus Kläranlagen und urbanen Systemen dominieren, die über das Jahr relativ konstant sind.

Der Vergleich der blauen und grünen Boxplots in Abb. 5.5.20 zeigt, dass die Variabilität der beobachteten Frachten und die saisonalen Änderungen durch das Modell grundsätzlich gut wiedergegeben werden. Insgesamt zeigt sich kein Trend zu einer systematischen Unter- oder Überschätzung, auch wenn die maximalen und minimalen Werte nicht immer vollständig wiedergegeben werden.



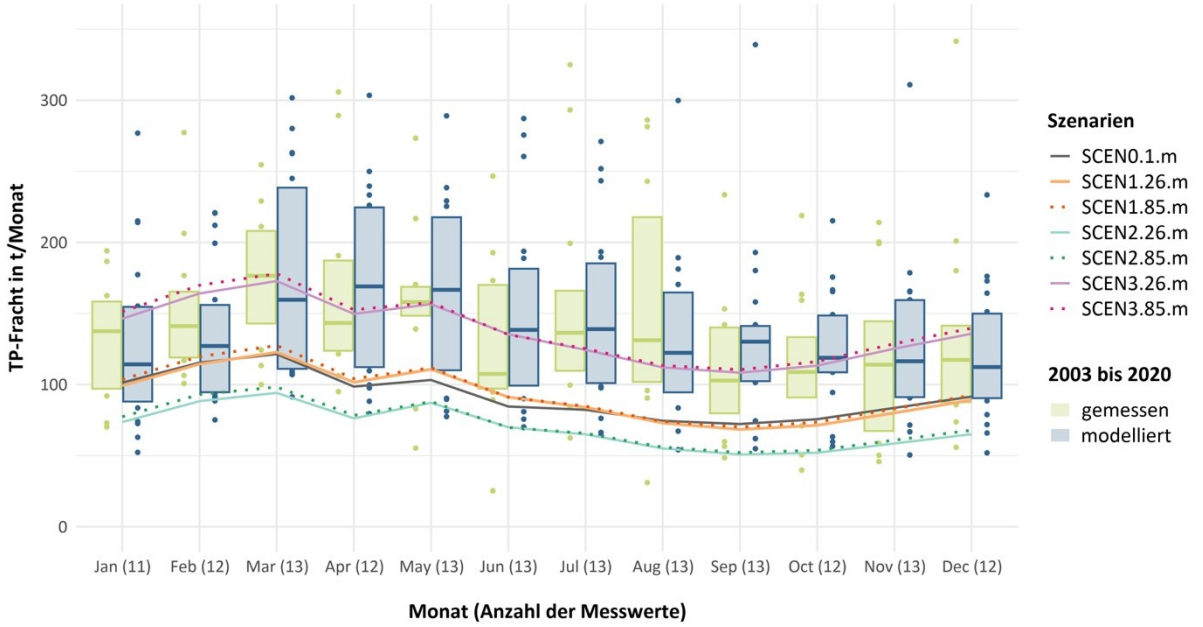


Abb. 5.5.20: Gemessene und modellierte monatliche TN- (oben) und TP-Frachten (unten) im Zeitraum 2003–2020 als Boxplots und die modellierten monatlichen Frachten unter den Bedingungen der verschiedenen Szenarien (jeweils mittlere hydrologische Bedingungen) als Linien. In Klammern neben den Monaten befindet sich die Anzahl der gemessenen Werte pro Monat.

Während die TP-Frachten im Jahr relativ ausgeglichen sind, zeigen die Konzentrationen beider Nährstoffe eine ausgeprägte, wenn auch gegenläufige saisonale Dynamik. Bei relativ konstanten Einträgen ergibt sich die TP-Konzentration in hohem Maße durch die unterschiedlich starke Verdünnung bei verschiedenen Abflüssen. Im Gegensatz dazu wird die TN-Konzentration stark von der Zusammensetzung der Eintragspfade bestimmt (z. B. Grundwasser: niedrige Konzentrationen; Drainagen: hohe Konzentrationen).

Der Jahresgang der Konzentrationen im Untersuchungszeitraum 2003–2020 wird insgesamt gut wiedergegeben. Allenfalls für TP kommt es in den Sommermonaten, insbesondere im August, zu einer leichten Überschätzung (Vergleich grüne und blaue Boxplots in Abb. 5.5.21). Hier ist jedoch zu berücksichtigen, dass bei einer Datenreihe über nur 13 Jahre mit nur einer einzigen Messung pro Monat, d. h. maximal 13 über den gesamten Zeitraum, diese Messung die mittleren Bedingungen eines Monats u.U. wenig repräsentiert.

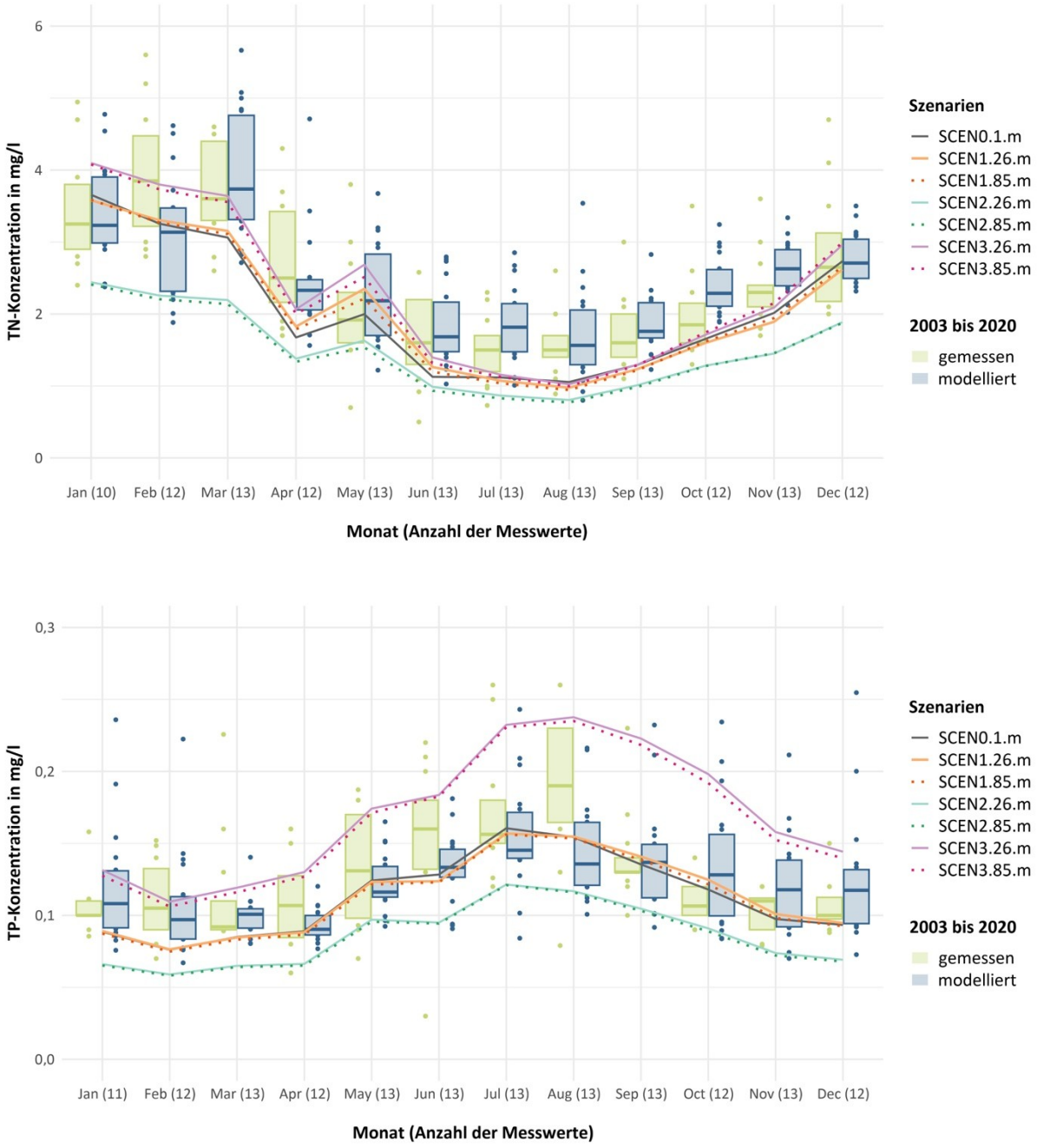


Abb. 5.5.21: Gemessene und modellierte monatliche TN- (oben) und TP-Konzentrationen (unten) im Zeitraum 2003–2020 als Boxplots und die modellierten monatlichen Konzentrationen unter den verschiedenen Szenariobedingungen (jeweils mittlere hydrologische Bedingen) als Linien. In Klammern neben den Monaten befindet sich die Anzahl der gemessenen Werte pro Monat.

Die für das SCEN0-(Baseline)-Szenario modellierten Abflüsse liegen leicht unter den mittleren modellierten Abflüssen des Zeitraums 2003–2020 (Abb. 5.5.19). Dies bewirkt insbesondere für Stickstoff, dass die Retention in Böden und Oberflächengewässern etwas höher ausfällt, sodass die resultierenden Frachten in den Oberflächengewässern sinken (Abb. 5.5.20, Vergleich der schwarzen Linie mit den Mittelwerten der blauen Boxplots). Dennoch liegen sie weiterhin im Rahmen der beobachteten Frachten.

Dieser Unterschied zwischen den mittleren Einträgen aus 2003–2020 und den SCEN0-Einträgen fällt insgesamt schwächer aus als für Phosphor. Während für Stickstoff davon auszugehen ist, dass der gesamte mobile Stickstoff aus den Bilanzüberschüssen ausgewaschen und – abzüglich der Retention in Boden und Grundwasser – in die Oberflächengewässer eingetragen wird, beruhen die P-Einträge über Abschwemmung, Drainagen und Grundwasser auf konstanten, aus der P-Sättigung im Boden abgeleiteten Konzentrationen. Geringere Abflussspenden führen somit unmittelbar zu geringeren Einträgen und Frachten in den Gewässern. Daher liegen die Frachten unter SCEN0-Bedingungen auch unterhalb der mittleren modellierten Frachten im Zeitraum 2003–2020.

Aufgrund der konstanten pfadspezifischen P-Konzentrationen führt eine Änderung der Abflüsse zu einer Reduktion der Einträge und Frachten, während die P-Konzentrationen in den Oberflächengewässern in geringerem Maße durch die geänderte Zusammensetzung der Abflussanteile über die verschiedenen Eintragspfade beeinflusst werden, sodass die modellierten P-Konzentrationen in der Oder bei Hohensaaten gut mit den mittleren Konzentrationen der Jahre 2003–2020 übereinstimmen.

Die Klimaszenarien führen zu einer leichten Zunahme der Abflüsse im Frühsommer und zu etwas niedrigeren Abflüssen im Spätsommer. Die Änderungen fallen insgesamt deutlich geringer aus als die bisherige Variabilität zwischen den Jahren 2003–2020. Dementsprechend gering ist der Unterschied in den modellierten Frachten zwischen SCEN0, RCP2.6 und RCP8.5.

Die Bewirtschaftungsszenarien SCEN1 (Reduktion der Stickstoffüberschüsse) und SCEN2 (Erhöhung der Stickstoffüberschüsse) führen für Stickstoff vor allem zu Änderungen der Einträge über die Pfade Drainagen und Grundwasser und somit zu besonders starken Änderungen in den Wintermonaten, in denen diese Pfade hohe Einträge aufweisen. Für Phosphor betreffen die Maßnahmen in SCEN1 (Überführung von Kleinkläranlagen an kommunale Kläranlagen) und SCEN2 (erhöhte P-Einleitungen durch Fällmittelknappheit) die Eintragspfade, die ganzjährig einleiten. Deshalb ändern sich die Frachten auch gleichmäßig über das ganze Jahr.

Die Konzentrationsänderungen in der Oder bei Hohensaaten verhalten sich ähnlich zu den beschriebenen Frachtänderungen. Allerdings ergeben sich für Stickstoff unter SCEN2 auch im Sommer geringere Konzentrationen, was durch einen Rückgang der Konzentration im Grundwasser begründet ist. Für Phosphor fallen die Konzentrationsänderungen im Sommer stärker aus als im Winter. Hier kommt zum Tragen, dass die Maßnahmen nicht auf niederschlagsgetriebene diffuse Pfade wirken und Letztere im Winter einen höheren Anteil haben, sodass sich der Effekt der Maßnahmen weniger stark auswirkt. Im Sommer hingegen, wo urbane Systeme und Kläranlagen dominieren, führen die reduzierten Abflüsse zu einem stärkeren Änderungssignal der Konzentrationen (Abb. 5.5.21).

5.5.4 Diskussion und Schlussfolgerung

Die Modellierungen stellen eine Fortschreibung der Modellierungen durch Behrendt et al. (2008) und Venohr et al. (2010) dar, die insgesamt zeigen, dass die Einträge seit 1950, nach einem Maximum in den 1980/1990er-Jahren, deutlich abgenommen haben. Die Rückgänge sind auf einen Einbruch der Landwirtschaft nach der Wiedervereinigung (Venohr et al. 2010), aber auch auf die konsequente Umsetzung von z. B. Abwasserverordnung, Düngeverordnung oder der Nitratrichtlinie zurückzuführen. Trotz dieser Fortschritte in der Gewässerschutzpolitik und dem Einzugsgebietsmanagement stagnieren die Einträge und Konzentrationen in der Oder in den letzten Jahren auf einem weiterhin zu hohen Niveau. Eine weitere Reduktion der Einträge bedarf einer noch differenzierteren Berücksichtigung der räumlichen Standortbedingungen (z. B. Denitrifikationsvermögen im Boden) oder jahreszeitlichen Effekte (z. B. Drainagemanagement). Die Ergebnisse dieser Studie unterstreichen die Komplexität der Wechselwirkungen zwischen hydroklimatischen Bedingungen, Landnutzung, anthropogenen Einflüssen und den daraus resultierenden Nährstoffeinträgen in Oberflächengewässer.

Die Ergebnisse bestätigen, dass die Fähigkeit von Böden und Grundwasser, Stickstoff abzubauen, stark von den Standortbedingungen abhängt. Besonders in Regionen mit hohem organischen Kohlenstoffgehalt, langer Verweilzeit des Wassers und günstigen hydrologischen Bedingungen (z. B. im Nationalpark Unteres Odertal oder in der Schorfheide) ist die Denitrifikation effektiv. Hier können Stickstoffüberschüsse aus der Landwirtschaft deutlich reduziert werden.

Drainagen spielen eine dominierende Rolle für die Stickstoffeinträge in die Oder, insbesondere in den Wintermonaten. Sie verkürzen die Fließwege des Sickerwassers und reduzieren die Grundwasserneubildung, was zu einer Verschärfung von Niedrigwasserphasen insbesondere im Frühsommer führen kann. Die Modellierung zeigt, dass ein gezieltes Drainagemanagement – etwa durch temporäres Schließen der Drainagen in den Wintermonaten – das Potenzial hat, die Stickstoffeinträge in den Wintermonaten deutlich zu reduzieren und gleichzeitig die Bodenfeuchte im Frühjahr zu erhöhen. Dies könnte die Pflanzenverfügbarkeit von Wasser verbessern und den Bewässerungsbedarf verringern.

Allerdings zeigt das gewählte extreme Szenario (95 % Reduktion des Drainabflusses im Winter mit anschließender unkontrollierter Öffnung), dass eine zeitliche Verlagerung der Einträge stattfindet ohne signifikante Reduktion der Gesamtfracht. Sensorgesteuerte Systeme, wie sie in lokalen Studien (z. B. Ried et al. 2025) vorgeschlagen werden, könnten hier eine effektivere Lösung darstellen. Sie ermöglichen eine dynamische Anpassung der Drainageabflüsse an die Bodenfeuchte und Grundwasserflurabstände, was sowohl die Nährstoffeinträge als auch die hydrologischen Bedingungen verbessern könnte.

Die klimawandelbedingten Änderungen (RCP2.6 und RCP8.5) zeigen, dass sich die Abflüsse im Jahresmittel nur gering ändern, es jedoch zu einer deutlichen Verschiebung hin zu feuchteren Wintern und trockeneren Sommern kommen kann. Dies kann einen erheblichen Einfluss insbesondere auf die Stickstoffeinträge haben. Phosphorkonzentrationen in Drainagen und Grundwasser werden ausgehend von der P-Sättigung im Oberboden und in Abhängigkeit von der Bodenart abgeschätzt, sind im Modell aber nicht abhängig von z. B. Sickerwasserraten und damit über verschiedene Jahre und saisonal konstant. Für Stickstoff ergibt sich die Konzentrationen in Drainagen und Grundwasser aus einem komplexen Zusammenwirken von Stickstoffüberschüssen, Aufenthaltszeiten in Boden und Grundwasser, Sickerwassermenge und Denitrifikationsrate (in Abhängigkeit von verschiedenen Steuergrößen).

Hier kann es insbesondere bei geringen Sickerwassermengen und geringer Bodenfeuchte zu erhöhten Stickstoffkonzentrationen kommen. So können allgemein erhöhte Abflüsse im Winter oder einzelne Starkniederschlagsereignisse zu pulsartigen, erhöhten Einträgen führen und so zu einem überproportionalen Anstieg der Einträge führen.

SCEN2 (Reduktion der Stickstoffüberschüsse und Anschluss von Kleinkläranlagen) führt zu einer **deutlichen Abnahme der TN- und TP-Einträge**, insbesondere durch die verbesserte Abwasserbehandlung. Die Wirkung auf die Grundwasserqualität ist jedoch aufgrund der langen Verweilzeiten verzögert.

SCEN3 (Intensivierung der Landwirtschaft und reduzierte Reinigungsleistung von Kläranlagen) zeigt **dramatische Anstiege der Nährstoffeinträge**, insbesondere für Stickstoff über Drainagen und für Phosphor durch fehlende Fällmittel in Kläranlagen. Der berechnete Anstieg der Phosphoreinleitungen aus Kläranlagen bei vollständig fehlenden Fällmitteln liegt hier mit knapp 200 % noch unter der von Barjenbruch et al. (2024) unter einem vergleichbaren Szenario abgeleiteten Verdreifachung der Einleitung aus Kläranlagen in Deutschland.

Während **landwirtschaftliche Flächen** die Hauptquelle für **diffuse Stickstoffeinträge** darstellen, dominieren in urbanen Gebieten Einträge aus Kläranlagen und der Kanalisation. Die Ergebnisse zeigen, dass Maßnahmen in Kläranlagen (z. B. Phosphorfällung) **sofortige Wirkungen** auf die Gewässerqualität haben, während Änderungen in der Landwirtschaft aufgrund der **Verweilzeit in Boden und Grundwasser** erst mit Verzögerung sichtbar werden. Unter Berücksichtigung der modellierten Aufenthaltszeiten in Böden und Grundwasser von einigen Wochen bis Dekaden und der Annahme einer Aufenthaltszeit von einem Tag für die Pfade atmosphärische Deposition, Anschwemmung, Erosion und urbane Einträge ergibt sich für die Grenzoder für die Umsetzung von Maßnahmen eine gewichtete Reaktionszeit der Stickstofffrachten von etwa 5 Jahren.

Für **Phosphor** kann **Erosion lokal (z. B. in Neiße und oberer Oder) einen** wichtigen Eintragspfad darstellen, insbesondere in feuchten Jahren. Hier sollten ebenfalls **Bodenbewirtschaftungsmaßnahmen** (z. B. Erosionsschutz, Pufferstreifen) als zusätzliche Maßnahmen in Betracht gezogen werden.

Handlungsempfehlungen

- **Priorisierung von Maßnahmen in Gebieten mit geringer Denitrifikationskapazität.** In Regionen mit kurzer Verweilzeit und geringem organischen Kohlenstoffgehalt, z. B. in den Oderauen zwischen Eisenhüttenstadt und Küstrin, sollten Stickstoffüberschüsse besonders stark reduziert werden, da in diesen Gebieten der natürliche Nährstoffrückhalt im Boden gering ist.
- **Ausbau des Drainagemanagements.** Ein **sensorgesteuertes System**, das die Bodenfeuchte und Grundwasserflurabstände berücksichtigt, könnte die Stoffeinträge reduzieren und gleichzeitig die Wasserverfügbarkeit für Pflanzen verbessern.
- **Kläranlagenoptimierung.** Der Anschluss von Kleinkläranlagen an kommunale Systeme und die Sicherstellung der Fällmittelverfügbarkeit sind **kosteneffektive Maßnahmen** mit schneller Wirkung auf die Gewässerqualität.
- **Langfristiges Monitoring.** Aufgrund der **zeitlichen Verzögerungen** in grundwassergeprägten Systemen ist die Fortsetzung langfristiger Beobachtungsprogramme notwendig, um die Wirkung von Maßnahmen zu bewerten. Diese sollten ggfs. für kritische Standorte intensiviert werden.

- **Anpassung an den Klimawandel.** Die Ergebnisse zeigen, dass eine Verschiebung zu trockeneren Sommern und feuchteren Wintern neben einer veränderten Saisonalität des Abflusses auch zu einer überproportionalen Änderung der Einträge führen kann. Maßnahmen zum Halten des Wassers in der Landschaft sind somit aus wasserwirtschaftlicher und ökologischer Sicht dringend notwendig.

5.5.5 Fazit

Die Studie unterstreicht die Anfälligkeit des Odersystems gegenüber den erwartbaren Klimaänderungen. Bereits geringe Änderungen von Niederschlag, Verdunstung und Temperatur führen zu einer erheblichen Veränderung der klimatischen Wasserbilanzen und einer Verschiebung der saisonalen Abflussdynamik. Das gleichzeitige Eintreten übergeordneter globaler Entwicklungen (z. B. Lieferengpässe bei Fällmitteln oder Erhöhung der lokalen landwirtschaftlichen Produktion) würde in Kombination zu erheblichen Eintragserhöhungen führen. Diese Entwicklungen können die Effekte bisheriger und zukünftiger Bewirtschaftungsmaßnahmen deutlich reduzieren oder gar aufheben. Umso mehr scheinen Maßnahmen zum Halten des Wassers im Einzugsgebiet essenziell notwendig, um resultierende Effekte auf aquatische Ökosysteme abzumildern. Besonders wichtig ist die Berücksichtigung der Reaktionszeit des Systems zwischen Maßnahmen und ihrer Wirkung auf die Einträge und Wasserqualität. Besonders in grundwassergeprägten Einzugsgebieten wie der Oder können Jahrzehnte vergehen, bis sich Änderungen in der Düngung oder Landnutzung in den Nährstoffkonzentrationen im Gewässer widerspiegeln.

Kontakt

Dr. Markus Venohr

markus.venohr@igb-berlin.de

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

Danksagung

Wir danken dem Bundesamt für Naturschutz für die Förderung des Sonderuntersuchungsprogramms zur Umweltkatastrophe in der Oder vom August 2022 (ODER~SO-Projekt) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMUKN). Insbesondere bedanken wir uns herzlich bei Thomas Ehlert (BfN) und Jonas Kötting (DLR-Projektträger) für die fachliche Betreuung des Projekts und des Berichts. Wir sind darüber hinaus den Mitgliedern der Steuerungsgruppe und der projektbegleitenden Arbeitsgruppe dankbar für den intensiven und konstruktiven Austausch während der gesamten Projektlaufzeit:

Steuerungsgruppe:

Frank Barsch, Bundesministerium für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Dr. Annette Doerpinghaus, Bundesamt für Naturschutz

Dr. Thomas Ehlert, Bundesamt für Naturschutz

Ralph Emmerich, Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern

Jean Henker, Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg

Dorothee Herpertz, Bundesanstalt für Gewässerkunde

Jonas Kötting, DLR-Projektträger

Bernd Neukirchen, Bundesamt für Naturschutz

Dr. Ina Quick, Bundesamt für Naturschutz

Dr. Christoph Schulte, Umweltbundesamt

Prof. Dr. Thomas Ternes, Bundesanstalt für Gewässerkunde

Projektbegleitende Arbeitsgruppe:

Dr. Bernhard Aichner, Landesamt für Umwelt Brandenburg

Dr. Jens Arle, Umweltbundesamt

Frank Barsch, Bundesministerium für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Jean Henker, Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg

Dr. Jana Chmieleski, Nationalpark Unteres Odertal

Dr. Thomas Ehlert, Bundesamt für Naturschutz

Dr. Clemens Engelke, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern

Astrid Ewe, Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Oder-Havel

Dr. Helmut Fischer, Bundesanstalt für Gewässerkunde

Jonas Kötting, DLR-Projektträger

Dr. Ina Quick, Bundesamt für Naturschutz

Dr. Jörg Schönfelder, Landesamt für Umwelt Brandenburg

Dr. Jeanette Völker, Umweltbundesamt

Zudem danken die Autoren und Autorinnen des Berichts:

- für die tatkräftige Unterstützung bei den Feld- und Laborarbeiten: Nafiu Abdulkadir, Manuela Abelho, Hossein Amini, Sabine Baltzer-Naaf, Julius Baumeister, Sven Bauth, Mina Bizic, Mareike Brehm-Benedix, Phillip Castella, Akshaya Chirappadammal, Sebastian Ayala Clarke, Thilo Damerau, Monika Degebrodt, Miriam Diemer, Elanor Eberlein, Jan Ergang, Insa Franzmann, Elisabeth Funke, Lars Ganzert, Xavier-François Garcia, Julia Golebiowska, Jan Hallermann, Paul Hawelitschek, Alexandra Heilmann, Mara Hellmann, Ingo Henschke, Danny Ionescu, Nora König, Tim Königsberger, Baturalp Koyun, Eva Kreuz, Antonia Kühn, Uta Mallok, Hossein Masigol, Stephanie Neitzel, Alejandra Padilla, Shambhavi Parmar, Solvig Pinnow, Katrin Preuß, Alice Retter, Rafael Rössl, Thomas Rossoll, Michael Sachtleben, Sabreen Samuel, Claudia Schmalsch, Jürgen Schreiber, Marvin Sens, Kushmitha Jadhav Shankar, Gudrun Specht, Nedim Tüzün, Lutz Wende, Jason Woodhouse, Florian Zander
- für Unterstützung bei der Sequenzierung: Susan Mbedi (IZW) am Berlin Center for Genomics in Biodiversity Research (BeGenDiv), Sarah Sparmann
- für Unterstützung der Elektronenmikroskopie: Renate Radek (Berlin)
- für durchflusszytometrische Messungen: Dora Certnerovà und Dunja K. Lamatsch (Mondsee)
- für Zusammenarbeit, Diskussion und Austausch von Daten und Materialien: Jana Chmieleski (Nationalpark Unteres Odertal), Tim Fallon (San Diego), Björn Grüneberg (Landeslabor Berlin-Brandenburg), Christina Hofmann (LfU Brandenburg), Jan Koschorreck (Umweltbundesamt), Florian Leese (Universität Duisberg-Essen), Bradley Moore (San Diego), Dirk Treichel (Nationalpark Unteres Odertal), Elisabeth Varga (Wien), Jennifer Wisecaver (Pullman) und Urban Tillmann (Bremerhaven)
- für die molekularbiologische Analyse der Insektengemeinschaft (DNA-Metabarcoding): Florian Leese und Dominik Buchner (Universität Duisburg-Essen)
- für Datenbereitstellung und Beantwortung von Nachfragen: der BfG, Xavier-François Garcia und dem LfU Brandenburg
- für die Überprüfung von Taxalisten und die Nachbestimmung schwierig zu erkennender Laufkäferarten: Karsten Hannig
- für die morphologische Bestimmung der adulten Chironomiden: Claus Orendt (Hydrobiologie)
- Larissa Lachmann für den Textsatz, die grafische Überarbeitung der Abbildungen und die Erstellung der Infografiken im Bericht sowie Klaas Posselt für die barrierefreie Umsetzung der BfN-Schrift

Literaturverzeichnis

Abia, A., A. Alisoltani, J. Keshri und E. Ubomba-Jaswa (2018): Metagenomic analysis of the bacterial communities and their functional profiles in water and sediments of the Apies River, South Africa, as a function of land use. Science of the Total Environment 616: 326–334.

Agasild, H. und T. Nõges (2005): Cladoceran and rotifer grazing on bacteria and phytoplankton in two shallow eutrophic lakes: in situ measurement with fluorescent microspheres. Journal of Plankton Research 27 (11): 1155–1174.

Alekseev, V.R. (1998): Key to freshwater Cyclopidae of Russia and adjacent lands (Crustacea). Zoosystematica Rossica 7 (1): 25–43.

Ali, M.U. und M. Grygoruk, (2025): Hydrological analysis of the Oder droughts for the period 1950–2022 in the context of the 2022 river disaster. Scientific Review Engineering and Environmental Sciences 34: 398–416.

Allison, S. und J. Martiny (2008): Resistance, resilience, and redundancy in microbial communities. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 105: 11512–11519.

Andretzke, H., T. Schikore, K. Schröder, T.J. Linke und M. Georg (2025): Artsteckbriefe. In: Südbeck, P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, C. Pertl, T.J. Linke, M. Georg, C. König, T. Schikore, K. Schröder, R. Dröschmeister und C. Sudfeldt (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Eigenverlag DDA. Münster: 98–665.

Arndt, H. (1993): Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates)? A review. Hydrobiologia 255–256 (1): 231–246.

Baldy, V., E. Chauvet, J.Y. Charcosset und M.O. Gessner (2002): Microbial dynamics associated with leaves decomposing in the mainstem and floodplain pond of a large river. Aquatic Microbial Ecology 28 (1): 25–36.

Ballabio, C., E. Lugato, O. Fernandez-Ugalde, A. Orgiazzi, A. Jones, P. Borrelli, L. Montanarella und P. Panagos (2019): Mapping LUCAS topsoil chemical properties at European scale using Gaussian process regression. Geoderma 355: 113912.

Balzer, F. (2010): Mesoskalige Abschätzung der Auftrittswahrscheinlichkeit landwirtschaftlicher Dränagen in ausgewählten Naturräumen der Neuen Bundesländer mittels multivariater Statistik – Masterarbeit. Freie Universität Berlin, Institut für Geographische Wissenschaften.

Barjenbruch, M., C. Eichholz und P. Hartwig (2024): Fällmittelnotstand bei der Abwasserbehandlung – Fachgutachten. UBA-Texte 56/2024. Berlin: 214 S.

Barkoh, A., D.G. Smith und G.M. Southard (2010): Prymnesium parvum Control Treatments for Fish Hatcheries. JAWRA Journal of the American Water Resources Association 46 (1): 161–169.

Barnett, A.J., K. Finlay und B.E. Beisner (2007): Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. Freshwater Biology 52 (5): 796–813.

Batool, M., F. J. Sarrazin, S. Attinger, N.B. Basu, K. Van Meter und R. Kumar (2022): Long-term annual soil nitrogen surplus across Europe (1850-2019). Sci Data 9 (1): 612.

Baumann, S. (2010): Stromregelung an der mittleren Oder im Spannungsfeld zwischen Wasserbau und Wasserrahmenrichtlinie. Diplomarbeit, Universität Potsdam, Institut für Geoökologie. Potsdam: 95 S.

Baxter, C.V., K.D. Fausch und W.C. Saunders (2005): Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. Freshwater Biology 50: 201–220.

Behera, B., H. Chakraborty, B. Patra, A. Rout, B. Dehury, B. Das, D. Sarkar, P. Parida, R. Raman, A. Rao, A. Rai und T. Mohapatra (2020): Metagenomic Analysis Reveals Bacterial and Fungal Diversity and Their Bioremediation Potential from Sediments of River Ganga and Yamuna in India. Frontiers in Microbiology 11: 556136.

Behrendt, H., P. Huber, M. Kornmilch, D. Opitz, O. Schmoll, G. Scholz und R. Uebe (2000): Nutrient Emissions into river basins of Germany. UBA-Texte 23/2000. Berlin: 266 S.

Behrendt, H., D. Opitz, A. Kolanek, R. Korol und M. Stronska (2008): Changes of the nutrient loads of the Odra River during the last century – their causes and consequences. J. Water Land Dev 12: 127–144.

Beng, K.C., J. Wolinska, E. Funke, S. Van den Wyngaert, A.S. Gsell und M.T. Monaghan (2021): Temporal dynamics of freshwater planktonic parasites inferred using a DNA metabarcoding time-series. Parasitology 148 (13): 1602–1611.

Berger, S.A., J. Gessner, J. Köhler, K. Münzner, J.C. Nejstgaard, M. Pusch, M. Stöck, C. Wolter und S. Würtz (2024): State of knowledge on the toxic alga Prymnesium parvum in the Oder River. IGB Fact Sheet. https://www.igb-berlin.de/sites/default/files/media-files/download-files/IGB_Fact_Sheet_Prymnesium_parvum_in_the_Oder_River2024.pdf (letzter Zugriff: 29.03.2026).

Berndt, M. und E. Schmidt (2023): Tourismuskonzept für die Nationalparkregion Unteres Odertal. dwif-Consulting GmbH. Schwedt/Oder: 52 S.

Binzer, S.B., D.K. Svenssen, N. Daugbjerg, C. Alves-de-Souza, E. Pinto, P.J. Hansen, T.O. Larsen und E. Varga (2019): A-, B- and C-type prymnesins are clade specific compounds and chemotaxonomic markers in Prymnesium parvum. Harmful Algae 81: 10–17.

Bischoff, A. und C. Wolter (2001): The 0+ fish community structure in a large lowland river: first results of a study from the River Oder. Archiv für Hydrobiologie Suppl. 135 (2–4): 137–151.

Bogdan, K.G. und J.J. Gilbert (1982): Seasonal patterns of feeding by natural populations of Keratella, Polyarthra, and Bosmina: Clearance rates, selectivities, and contributions to community grazing 1. Limnology and Oceanography 27 (5): 918–934.

Bou, E., C. Mouth, A. Bernard, M. Le Coz, E. Buffan-Dubau, C. Lesniak, J. Prygiel, F. Azémar, S. Chambord, J. Ovaert, C. Sossou und M. Tackx (2025): Phytoplankton and zooplankton in relation to Water Framework Directive status in some regulated lowland watercourses of the Scheldt and Sambre (France and Belgium). Hydrobiologia 852 (14): 3633–3659.

Brabender, M. (2014): The impact of shore types on benthic macroinvertebrate community structure and functioning in a large lowland river. Dissertationsschrift, Technische Universität Dresden.

Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie. Springer. Wien: 866 S.

Brito, D., N. Milani und G. Pereira (2006): Tasa de filtración e ingestión de Simocephalus vetulus (Müller, 1776) (Crustacea: Cladocera) alimentado con Selenastrum capricornutum Printz, 1914 y Chlorella vulgaris Beijerinck, 1890. Interciencia 31 (10): 753–757.

Brockmann, C., R. Doerffer, M. Peters, K. Stelzer, S. Embacher und A. Ruescas (2016): Evolution of the C2RCC neural network for Sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters. Living Planet Symposium 740: 54 S.

Brooks, B.W., J.P. Grover und D.L. Roelke (2011): Prymnesium parvum: an emerging threat to inland waters. Environ Toxicol Chem 30 (9): 1955–1964.

Brooks, B.W., S.V. James, J.T.W. Valenti, F. Urena-Boeck, C. Serrano, J.P. Berninger, L. Schwierzke, L.D. Mydlarz, J.P. Grover und D.L. Roelke (2010): Comparative Toxicity of Prymnesium parvum in Inland Waters. JAWRA Journal of the American Water Resources Association 46 (1): 45–62.

Brunotte, E., E. Dister, D. Günther-Diringer, U. Koenzen und D. Mehl (2009): Flussauen in Deutschland: Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. Naturschutz und Biologische Vielfalt 87. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg: 244 S.

Buczyńska, E., A. Szlauer-Łukaszewska, S. Czachorowski und P. Buczyński (2018): Human impact on large rivers: the influence of groynes of the River Oder on larval assemblages of caddisflies (Trichoptera). Hydrobiologia 819 (1): 177–195.

Burns, C.W. (1969): Relation between filtering rate, temperature, and body size in four species of Daphnia. Limnology and Oceanography 14 (5): 693–700.

Buttler, K.P., R. May und D. Metzing (2018): Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands – Florensynopse und Synonyme. Bundesamt für Naturschutz. Bonn: 519 S.

Chanut, P.C.M., F.J. Burdon, T. Datry und C.T. Robinson (2023): Convergence in floodplain pond communities indicates different pathways to community assembly. Aquatic Sciences 85: 59.

Chauvet, E. (1987): Changes in the chemical composition of alder, poplar and willow leaves during decomposition in a river. Hydrobiologia 148 (1): 35–44.

Chauvet, E., V. Ferreira, P.S. Giller, B.G. McKie, S.D. Tiegs, G. Woodward et al. (2016): Litter decomposition as an indicator of stream ecosystem functioning at local-to-continental scales: Insights from the European RivFunction project. Advances in Ecological Research 55: 99–182.

CORINE (2018): CORINE Land Cover 2018 (vector/raster 100 m), Europe, 6-yearly. https://sdi.eea.europa.eu/catalogue/copernicus/api/records/960998c1-1870-4e82-8051-6485205ebbac?language=all (letzter Zugriff: 29.03.2026).

Cornes, R., G. Schrier, E. van den Besselaar und P. Jones (2018): An Ensemble Version of the E-OBS Temperature and Precipitation Datasets. Journal of Geophysical Research Atmospheres 123: 1–19.

Cunillera-Montcusí, D., M. Beklioğlu, M. Cañedo-Argüelles, E. Jeppesen, R. Ptacnik, C.A. Amorim, S.E. Arnott, S.A. Berger, S. Brucet, H.A. Dugan, M. Gerhard, Z. Horváth, S. Langenheder, J.C. Nejstgaard, M. Reinikainen, M. Striebel, P. Urrutia-Cordero, C.F. Vad, E. Zadereev und M. Matias (2022): Freshwater salinisation: a research agenda for a saltier world. Trends in Ecology & Evolution 37 (5): 440–453.

Czerniawski, R. und M. Kowalska-Góralska (2018): Spatial changes in zooplankton communities in a strong human-mediated river ecosystem. PeerJ 6: e5087.

Davis, S.L., D.L. Roelke, B.W. Brooks, V.M. Lundgren, F. Withrow, und W.C. Scott (2015): Rotifer-Prymnesium parvum interactions: role of lake bloom history on rotifer adaptation to toxins produced by P. parvum. Aquatic Microbial Ecology 75 (1): 55–68.

Deutscher Bundestag (2022): Antrag der Fraktion der CDU/CSU. Der Ukraine jetzt und in Zukunft helfen, Nahrungsmittelversorgung in der Welt sicherstellen sowie europäische und deutsche Landwirtschaft krisenfest gestalten. BT-Drs. 20/1336.

Deutscher Bundestag (2022): Antrag der Abgeordneten Bernd Schattner, Stephan Protschka, Peter Felser, Frank Rinck, Dr. Christina Baum, Stephan Brandner, Jürgen Braun, Dietmar Friedhoff, Markus Frohnmaier, Karsten Hilse, Nicole Höchst, Steffen Janich, Dr. Malte Kaufmann, Norbert Kleinwächter, Barbara Lenk, Mike Moncsek, Edgar Naujok, Jan Wenzel Schmidt, Uwe Schulz, Dr. Harald Weyel, Wolfgang Wiehle und der Fraktion der AfD. Welthunger ideologiefrei bekämpfen – Stilllegungsflächen und ökologische Vorrangflächen für Nahrungs- und Futtermittelproduktion freigeben. BT-Drs. 20/1346.

Doerffer, R. und H. Schiller (2007): The MERIS case 2 water algorithm. International Journal of Remote Sensing 28 (3-4): 517–535.

Doerffer, R. und H. Schiller (2008): Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD). https://earth.esa.int/documents/10174/1591138/ENVI30a.pdf (letzter Zugriff: 29.03.2026).

Dogliotti, A., K.G. Ruddick, B. Nechad, D. Doxaran und E. Knaeps (2015): A single algorithm to retrieve turbidity from remotely-sensed data in all coastal and estuarine waters. Remote Sensing of Environment 156: 157–168.

Dohle, W., R. Bornkamm und G. Weigmann (Hrsg.) (1999): Das Untere Odertal – Auswirkungen der periodischen Überschwemmungen auf Biozönosen und Arten. Limnologie aktuell 9, Schweizerbart Science Publishers. Stuttgart: 442 S.

Dos Santos Picapedra, P.H., C. Fernandes, P.V. Sanches und G. Baumgartner (2025): Are the Seasonal Dynamics of Zooplankton Different Between Contrasting Climatic Zones in Brazil? A Comparison Between Tropical and Subtropical Rivers. River Research and Applications 41 (4): 820–835.

Douda, K. und Z. Čadková (2018): Water clearance efficiency indicates potential filter-feeding interactions between invasive *Sinanodonta woodiana* and native freshwater mussels. Biological Invasions 20 (5): 1093–1098.

Driscoll, W.W., J.H. Wisecaver, J.D. Hackett, N.J. Espinosa, J. Padway, J.E. Engers und J.A. Bower (2023): Behavioural differences underlie toxicity and predation variation in blooms of Prymnesium parvum. Ecology Letters 26 (5): 677–691.

Dröschmeister, R., H. Schlumprecht, S. Trautmann, E. Braeckevelt, M. Busch, B. Gerlach, A. Graser, K. Koffijberg, M. Ludwig, M. Mewes, K. Müller, C. Sudfeldt und W. Zughart (2025): Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“: Zielwerte für 2030. Methoden, Abstimmung und Ergebnisse. BfN-Schriften 737. Bundesamt für Naturschutz. Bonn: 249 S.

Dürhager, U., K. Galka, und A. Tiffe (2024): Radverkehrsanalyse Oder-Neiße-Radweg 2023. Kurzbericht. Landkreis Spree-Neiße, IGS Ingenieurgesellschaft STOLZ mbH. Neuss: 10 S.

EEA (2012): European catchments and Rivers network system (Ecrins). https://www.eea.europa.eu/en/datahub/datahubitem-view/a9844d0c-6dfb-4c0c-a693-7d991cc82e6e (letzter Zugriff: 29.03.2026).

EEA (2020): High Resolution Layer: Degree of Imperviousness 2018 (raster 10m). https://land.copernicus.eu/en/products/high-resolution-layer-imperviousness (letzter Zugriff: 29.03.2026).

EEA (2012): European catchments and Rivers network system (Ecrins). https://www.eea.europa.eu/en/datahub/datahubitem-view/a9844d0c-6dfb-4c0c-a693-7d991cc82e6e (letzter Zugriff: 10.06.2019).

Eggenberg, S. und A. Möhl (2020): Flora Vegetativa. Ein Bestimmungsbuch für Pflanzen der Schweiz im blütenlosen Zustand. 4. Aufl., Haupt Verlag. Bern: 768 S.

Ellenberg, H., H. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner und D. Paulissen (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18: 262 S.

Eschbach, E., J.P. Scharsack, U. John und L.K. Medlin (2001): Improved erythrocyte lysis assay in microtitre plates for sensitive detection and efficient measurement of haemolytic compounds from ichthyotoxic algae. Journal of Applied Toxicology 21 (6): 513–519.

Escher, B.I., J. Ahlheim, A. Böhme, D. Borchardt, W. Brack, G. Braun, J.K. Colbourne, J.P. Dann, J. Gessner, A. Jahnke, M. König, N. Kluever, M. Krauss, J. Lee, X.J. Li, S. Lips, L. Orsini, K. Rinke, M. Schmitt-Jansen, S. Scholz, T. Schulze, S. Spahr, N. Ulrich, M. Weitere und E. Varga (2024): Mixtures of organic micropollutants exacerbated in vitro neurotoxicity of prymnesins and contributed to aquatic toxicity during a toxic algal bloom. Nature Water 2 (10): 1039–1039.

EU JRC (o. D.): Fact Sheet: Oder River Basin. EU Joint Research Centre. https://water.jrc.ec.europa.eu/pdf/oder-fs.pdf (letzter Zugriff: 29.03.2026).

EUROSTAT (2024): Population connected to wastewater treatment plants (env_ww_con). https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/product/page/env_ww_con__custom_11869777 (letzter Zugriff: 29.03.2026).

EUROSTAT (2024): Wasserverbrauch auf Landesebene. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/env_wat_cat__custom_12023582/default/table?lang=en (letzter Zugriff: 29.03.2026).

Ewe, A. (2022): Konzepte und Ideen für die Oder – Integration verkehrlicher und wasserwirtschaftlicher Maßnahmen. In: Bundesanstalt für Wasserbau (Hrsg.): Flussbauliche Herausforderungen an der Elbe im Wandel der Zeit. Bundesanstalt für Wasserbau. Karlsruhe: 37–42.

Fagerli, H., A.M.K. Benedictow, B. Denby et al. (2022): Transboundary particulate matter, photo-oxidants, acidifying and eutrophying components. EMEP Status Report. Norwegian Meteorological Institute. Oslo: 268 S.

Flade, M. (2001): Avizönosen in den Weichholzauen Mitteleuropas. In: Landesforstanstalt Eberswalde & Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.): Baum des Jahres 1999 – Silberweide. 58–65.

Flade, M., S. Fischer und J. Schwarz (2025): Punkt-Stopp-Zählung. In: Südbeck, P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, C. Pertl, T.J. Linke, M. Georg, C. König, T. Schikore, K. Schröder, R. Dröschmeister und C. Sudfeldt (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Eigenverlag DDA. Münster: 48-50.

Flössner, D. (2000): Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Backhuys. Kerkwerve: 428 S.

Franco, M.E., B.N. Hill, B.W. Brooks und R. Lavado (2019): Prymnesium parvum differentially triggers sublethal fish antioxidant responses in vitro among salinity and nutrient conditions. Aquatic Toxicology 213: 105214.

Free, G., W. Van de Bund, B. Gawlik, L. Van Wijk, M. Wood, E. Guagnini, K. Koutelos, A. Annunziato, B. Grizzetti, O. Vigiak, M. Gnecchi, S. Poikane, T. Christiansen, C. Whalley, F. Antognazza, B. Zerger, R. J. Hoeve und H. Stielstra (2023): Eine EU-Analyse der Umweltkatastrophe in der Oder 2022 – Erkenntnisse und forschungsbasierte Empfehlungen zur Vermeidung künftiger Umweltschäden in den Flüssen der EU; eine gemeinsame Analyse der GD ENV, der JRC und der EUA. Publications Office of the European Union. Luxembourg: 43 S.

Galas, M., M. Grabska, M. Zienkiewicz und T. Krupnik (2025): What Is the Potential of Daphnia (Water Flea) Predation as a Means of Biological Suppression of Prymnesium parvum (Golden Algae) Blooms in Ecologically Relevant Conditions? Plants 14 (12): 1796–1796.

Galir Balkić, A., I. Ternjej und I. Bogut (2018a): Impact of habitat heterogeneity on zooplankton assembly in a temperate river-floodplain system. Environmental Monitoring and Assessment 190 (3): 143.

Galir Balkić, A., I. Ternjej und M. Špoljar (2018b): Hydrology driven changes in the rotifer trophic structure and implications for food web interactions. Ecohydrology 11 (1): e1917.

Galluzzi, L., E. Bertozzini, A. Penna, F. Perini, A. Pigalarga, E. Graneli und M. Magnani (2008): Detection and quantification of Prymnesium parvum (Haptophyceae) by real-time PCR. Letters in Applied Microbiology 46 (2): 261–266.

Garcia, X.-F. und C. Wolter (2023): Erfassung und Bewertung des Makrozoobenthos in ausgewählten Gewässern des Nationalparks „Unteres Odertal“. Projekt im Auftrag der Nationalpark Unteres Odertal-Verwaltung, Vergabenummer: NLP-2022-01-L2, Endbericht, IGB. Berlin: 70 S.

GEMSTAT (2025): Globale Sammlung von Monitoringdaten. https://gemstat.org/ (letzter Zugriff: 29.03.2026).

Gessner, M.O., E. Meyer und J. Schwoerbel (1991): Rapid processing of fresh leaf litter in an upland stream. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen 24 (3): 1846–1850.

Gessner, M.O. und E. Chauvet (2002): A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. Ecological Applications 12: 498–510.

Gessner, M.O., F. Bärlocher und E. Chauvet (2003): Qualitative and quantitative analyses of aquatic hyphomycetes in streams. In: Tsui, C.K.M. und K.D. Hyde (Hrsg.): Freshwater Mycology. Fungal Diversity Press. Hong Kong: 120–157.

Gessner, M.O. und F. Peeters (2020): Determining temperature-normalized decomposition rates. In: Bärlocher, F., M.O. Gessner und M.A.S. Graça (Hrsg.): Methods to Study Litter Decomposition. A Practical Guide. Springer. Cham: 553–560.

Gesetz über den Nationalpark Unteres Odertal (Nationalparkgesetz Unteres Odertal – NatPUOG). 9.11.2006, 16.11.2006. https://www.nationalpark-unteres-odertal.eu/management/rechtliche-grundlagen/np-gesetz/

gewaesser-bewertung-berechnung.de (2025): Perlodes Online Version 5.1 Dokumentation Teil IV Tabellen. Stand September 2025. https://gewaesser-bewertung-berechnung.de/index.php/perlodes-online.html (letzter Zugriff: 03.11.2025).

Glencross, B.D. (2009): Exploring the nutritional demand for essential fatty acids by aquaculture species. Reviews in Aquaculture (1): 71–124.

Glenn, M., S. Behrens, J.C. Nejstgaard, S. Würtz und J. Gessner (2025): Hemolytic toxicity of Prymnesium parvum (B-type) reveals species-specific differences in freshwater fishes. Ecotoxicology and Environmental Safety 303: 118–928.

Gosselain, V., J.-P. Descy und E. Everbecq (1994): The phytoplankton community of the River Meuse, Belgium: seasonal dynamics (year 1992) and the possible incidence of zooplankton grazing. Hydrobiologia 289 (1): 179–191.

Goździejewska, A.M., I. Cymes und K. Glińska-Lewczuk (2024): Zooplankton functional diversity as a bioindicator of freshwater ecosystem health across land use gradient. Scientific Reports 14 (1): 18456–18456.

Granéli, E., B. Edvardsen, D.L. Roelke und J.A. Hagström (2012): The ecophysiology and bloom dynamics of Prymnesium spp. Harmful Algae 14: 260–270.

Granéli, E. und N. Johansson (2003): Increase in the production of allelopathic substances by Prymnesium parvum cells grown under N- or P-deficient conditions. Harmful Algae 2: 135–145.

Gratton, C. und M.J. Vander Zanden (2009): Flux of aquatic insect productivity to land: comparison of lentic and lotic ecosystems. Ecology 90: 2689–2699.

Graves, L.G., C. Zarfl, T. Hirsch, G.A. Vitale, D. Petras und S. Spahr (2026): Target and Nontarget Analyses Reveal Similar Dissolved Organic Contaminant Patterns Relative to Quantified Catchment Characteristics along Two German Rivers. Environmental Science & Technology 60 (4): 3580-3591.

GRDC (2025): Globales Abflussdatenzentrum. https://grdc.bafg.de/ (letzter Zugriff: 18.11.2025).

Gruttke, H., S. Balzer, M. Binot-Hafke, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig, G. Matzke-Hajek und M. Ries (2016): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). Naturschutz und Biologische Vielfalt 70: 602 S.

Guillou, L., D. Bachar, S. Audic, D. Bass, C. Berney, L. Bittner, C. Boutte, G. Burgaud, C. de Vargas, J. Decelle, J. del Campo, J. Dolan, M. Dunthorn, B. Edvardsen, M. Holzmann, W. Kooistra, E. Lara, N. Le Bescot, R. Logares, F. Mahé, R. Massana, M. Montresor, R. Morard, F. Not, J. Pawlowski, I. Probert, A. Sauvadet, R. Siano, T. Stoeck, D. Vaulot, P. Zimmermann und R. Christen (2013): The Protist Ribosomal Reference database: a catalog of unicellular eukaryote Small Sub-Unit rRNA sequences with curated taxonomy. Nucleic Acids Research 41 (D1): D597–D604.

Gulati, R.D., J. Rooth und J. Ejsmont-Karabin (1987): A laboratory study of feeding and assimilation in Euchlanis dilatata lucksiana. Hydrobiologia 147 (1): 289–296.

Gulis, V., L. Marvanová und E. Descals (2020): An illustrated key to the common temperate species of aquatic hyphomycetes. In: Bärlocher, F., M.O. Gessner und M.A.S. Graça (Hrsg.): Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide. Springer International Publishing. Cham: 223–239.

Hallett, C.S., F.J. Valesini, K.R. Clarke und S.D. Hoeksema (2016): Effects of a harmful algal bloom on the community ecology, movements and spatial distributions of fishes in a microtidal estuary. Hydrobiologia 763 (1): 267–284.

Hambright, K.D., J.D. Easton, R.M. Zamor, J. Beyer, A.C. Easton und B. Allison (2014): Regulation of growth and toxicity of a mixotrophic microbe: implications for understanding range expansion in Prymnesium parvum. Freshwater Science 33 (3): 745–754.

Hammer, Ø., D. Harper und P. Ryan (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologica Electronica 4 (1): 4.

Hardenbicker, P., S. Rolinski, M. Weitere und H. Fischer (2014): Contrasting long-term trends and shifts in phytoplankton dynamics in two large rivers. International Review of Hydrobiology 99 (4): 287–299.

Hardenbicker, P., M. Weitere, S. Ritz, F. Schöll und H. Fischer (2016): Longitudinal plankton dynamics in the rivers Rhine and Elbe. River Research and Applications 32 (6): 1264–1278.

Hentschel, B. und T. Hüsener (2014): Aktualisierung der Stromregelungskonzeption für die Grenzoder. Gutachten BAW-Nr. 3.02.10132.3, Bundesanstalt für Wasserbau, Karlsruhe: 288 S.

Hermes, J., C. Albert, D. Schmücker, B. Bredemeier, J. Barkmann und C. von Haaren (2023): Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen in Deutschland – die Qualität der Landschaft für Freizeit- und Wochenenderholung in Deutschland: Potenzial, Dargebot, Präferenzen, Nutzung. https://doi.org/10.19217/skr659 (letzter Zugriff: 10.04.2026).

Herrmann, K. (1930): Die Entwicklung der Oder vom Natur- zum Kulturstrom. Jahrbuch für die Gewässerkunde Norddeutschlands. Besondere Mitteilungen, Band 6, Nr. 2. 75 S.

Hill, B.N., G.N. Saari, W.B. Steele, J. Corrales und B.W. Brooks (2020): Nutrients and salinity influence *Prymnesium parvum* (UTEX LB 2797) elicited sublethal toxicity in *Pimephales promelas* and *Danio rerio*. Harmful Algae 93: 101795.

Hixson, S.M., B. Sharma, M.J. Kainz, A. Wacker und M.T. Arts (2015): Production, distribution, and abundance of long-chain omega-3 polyunsaturated fatty acids: a fundamental dichotomy between freshwater and terrestrial ecosystems. Environmental Reviews (23): 414–424.

Horppila, J., L. Härkönen, N. Hellén, S. Estlander, Z. Pekcan-Hekim und A. Ojala (2019): Rotifer communities under variable predation-turbulence combinations. Hydrobiologia 828 (1): 339–351.

Hromova, Y., M. Brauns und N. Kamjunke (2024): Lagrangian dynamics of the spring zooplankton community in a large river. Hydrobiologia 851 (15): 3603–3621.

Idris, B.A.G. und C.H. Fernando (1981): Cladocera of Malaysia and Singapore with new records, redescriptions, and remarks on some species. Hydrobiologia 77 (3): 233–256.

Igarashi, T., S. Aritake und T. Yasumoto (1998): Biological activities of prymnesin-2 isolated from a red tide alga Prymnesium parvum. Natural Toxins 6 (1): 35–41.

Igarashi, T., M. Satake und T. Yasumoto (1996): Prymnesin-2: A Potent Ichthyotoxic and Hemolytic Glycoside Isolated from the Red Tide Alga *Prymnesium parvum*. Journal of the American Chemical Society 118 (2): 479–480.

IHME (2018): International Hydrogeological Map of Europe 1:1,500,000 (IHME 1500). https://www.bgr.bund.de/EN/Themen/Grundwasser/Projekte/Flaechen-Rauminformationen/Ihme1500/ihme1500.html (letzter Zugriff: 16.07.2018).

IKSO Internationale Kommission zum Schutz der Oder vor Verunreinigung (Hrsg.) (2022): Zweite Aktualisierung des Bewirtschaftungsplans für die Internationale Flussgebietseinheit Oder für den Bewirtschaftungszeitraum 2022–2027. https://mkoo.pl/index.php?mid=28&gid=693&aid=912&s=1&lang=DE#1 (letzter Zugriff: 29.03.2026).

IKSO Internationale Kommission zum Schutz der Oder gegen Verunreinigung (Hrsg.) (2003): Das Makrozoobenthos der Oder 1998–2001. Wrocław: 49 S.

IKSO Internationale Kommission zum Schutz der Oder vor Verunreinigung (Hrsg.) (2025): Strategie zur gemeinsamen Lösung der wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen in der Internationalen Flussgebietseinheit Oder. https://mkoo.pl/show.php?fid=7951&lang=DE (letzter Zugriff: 29.03.2026).

Jack, J.D., W. Fang und J.H. Thorp (2006): Vertical, lateral and longitudinal movement of zooplankton in a large river. Freshwater Biology 51 (9): 1646-1654.

Jäger, E.J., F. Müller, C. Ritz, E. Welk und K. Wesche (Hrsg.) (2017): Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland, Gefäßpflanzen: Atlasband. Springer Akademischer Verlag. Berlin, Heidelberg: 814 S.

Jansen, F. und J. Dengler (2008): GermanSL – Eine universelle taxonomische Referenzliste für Vegetationsdatenbanken in Deutschland. Tuexenia 28: 239–253.

Januschke, K., D. Hering, B. Stammel, S. Brunzel, M. Scholz, A. Rumm, J. Sattler, C. Fischer-Bedtke, A. Makiej und F. Foeckler (2023): Biozönotische Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen an Gewässerufern und in Auen – Typologische Grundlagen und Bewertungsverfahren. BfN-Schriften 655. Bundesamt für Naturschutz. Bonn: 201 S.

Januschke, K.K.H. (2020): Laufkäfer – Ufer- und Auenbewohner. Auenmagazin 18/2020: 26–45.

Johansson, N. und E. Granéli (1999): Influence of different nutrient conditions on cell density, chemical composition and toxicity of Prymnesium parvum (Haptophyta) in semi-continuous cultures. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 239 (2): 243–258.

Kahsay, A., N. Tüzün, M. Brehm-Benedix, K. Münzner, M. Glenn und L. De Meester (2025): Benchmarking toxic effects on *Daphnia magna* of the *Prymnesium parvum* strain causing the 2022 Oder River fish kill. Hydrobiologia: 1–10.

Kaiser, K., S. Lorenz, S. Germer, O. Juschus, M. Küster, J. Libra, O. Bens und R.F. Hüttl (2012): Late Quaternary evolution of rivers, lakes and peatlands in northeast Germany reflecting past climatic and human impact-an overview. E&G Quaternary Science Journal 61 (2): 103–132.

Kamp, U., F. Fell, C. Olbert und R. Bock (2002): Strukturgüte von Fließgewässern Brandenburgs. Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.): Studien und Tagungsberichte, Band 37. 42 S.

Kankaala, P. (1988): The relative importance of algae and bacteria as food for Daphnia longispina (Cladocera) in a polyhumic lake. Freshwater Biology 19 (3): 285–296.

Karaus, U., S. Larsen, H. Guillong und K. Tockner (2013): The contribution of lateral aquatic habitats to insect diversity along river corridors in the Alps. Landscape Ecology (28): 1755–1767.

Kawachi, M., I. Inouye, O. Maeda und M. Chihara (1991): The haptonema as a food-capturing device: observations on Chrysochromulina hirta (Prymnesiophyceae). Phycologia 30 (6): 563–573.

Keckeis, S., C. Baranyi, T. Hein, C. Holarek, P. Riedler und F. Schiemer (2003): The significance of zooplankton grazing in a floodplain system of the River Danube. Journal of Plankton Research 25 (3): 243–253.

Kim, H.-W., K.-H. Chang, K.-S. Jeong und G.-J. Joo (2003): The spring metazooplankton dynamics in the river-reservoir hybrid system (Nakdong River, Korea): Its role in controlling the phytoplankton biomass. Korean Journal of Limnology 36 (4): 420–426.

Kim, H.-W., S.-J. Hwang und G.-J. Joo (2000): Zooplankton grazing on bacteria and phytoplankton in a regulated large river (Nakdong River, Korea). Journal of Plankton Research 22 (8): 1559–1577.

Koenzen, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland. Typologie und Leitbilder. Angewandte Landschaftsökologie, Heft 65: 327 S.

Koenzen, U. und D. Günther-Diringer (2021): Auenzustandsbericht 2021. Flussauen in Deutschland. Bundesprogramm Blaues Band Broschüre. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU), Bundesamt für Naturschutz (BfN). Bonn: 71 S.

Köhler, J., E. Varga, S. Spahr, J. Gessner, K. Stelzer, G. Brandt, M.D. Mahecha, G. Kraemer, M. Pusch, C. Wolter, M.T. Monaghan, M. Stöck und T. Goldhammer (2024): Unpredicted ecosystem response to compound human impacts in a European river. Scientific Reports 14 (1): 16445.

Kolada, A. et al. (2023): Wstepny raport zespolu ds. Sytuacji na rzece Odrze. Instytut Ochrony Środowiska-Państwowy Instytut Badawczy (IOŚ-PIB). https://ios.edu.pl/wp-content/uploads/2022/09/Wstepny-raport-zespolu-ds.-sytuacji-na-rzece-Odrze-2.pdf (letzter Zugriff: 29.03.2026).

König, C. und J. Wahl (2025): Brutzeitcodes. In: Südbeck, P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, C. Pertl, T.J. Linke, M. Georg, C. König, T. Schikore, K. Schröder, R. Dröschmeister und C. Sudfeldt (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Eigenverlag DDA. Münster: 80 S.

Korte, M., A. Ewe und P. Faulhaber (2024): Historische Entwicklung der Oder seit dem 18. Jahrhundert. Korrespondenz Wasserwirtschaft 17: 612–618.

Koste, W. und R.J. Shiel (1987): Rotifera from Australian inland waters. II. Epiphanidae and brachionidae (Rotifera: Monogononta). Invertebrate Systematics 1 (7): 949–1021.

Koste, W. und R.J. Shiel (1989): Rotifera from Australian inland waters. III. Euchlanidae, Mytilinidae and Trichotriidae (Rotifera: Monogononta). Trans R Soc S Aust 113: 85–114.

Kovařík, P., I. Machar, J. Harmáček und V. Pechanec (2025): Birds as indicators of the forest management impacts on biodiversity in European temperate floodplain forests. Environmental and Sustainability Indicators 27: 100794.

Krodkiewska, M., A. Spyra und A. Cieplok (2022): Assessment of pollution, and ecological status in rivers located in the Vistula and Oder river basins impacted by the mining industry in Central Europe (Poland). Ecological Indicators 144: 109505.

Kryger, J. und H.U. Riisgård (1988): Filtration rate capacities in 6 species of European freshwater bivalves. Oecologia 77 (1): 34–38.

Kuhl, H., J.F.H. Strassert, D. Certnerová, E. Varga, E. Kreuz, D.K. Lamatsch, S. Würtz, J. Köhler, M.T. Monaghan und M. Stöck (2024): The haplotype-resolved *Prymnesium parvum* (type B) microalga genome reveals the genetic basis of its fish-killing toxins. Current Biology 34 (16): 3698–3706.

Kuhn, C., A.D. Valerio, N. Ward, L. Loken, H.O. Sawakuchi, M. Karnpel, J. Richey, P. Stadler, J. Crawford, R. Striegl, E. Vermote, N. Pahlevan und D. Butman (2019): Performance of Landsat-8 and Sentinel-2 surface reflectance products for river remote sensing retrievals of chlorophyll-*a* and turbidity. Remote Sensing of Environment 224: 104–118.

Kurrer, C. (2022): Ecological disaster in the Oder River – lessons learned for EU policy makers, publication for the Committee on Environment, Public Health and Food Safety (ENVI), Policy Department for Economic, Scientific and Quality of Life Policies. European Parliament. Luxembourg: 23 S.

Lair, N. und H. Oulad Ali (1990): Grazing and assimilation rates of natural populations of planktonic rotifers Keratella cochlearis, Keratella quadrata and Kellicottia longispina in a eutrophic lake (Aydat, France). Hydrobiologia 194 (2): 119–131.

Lam, M.M.-Y., D. Martin-Creuzburg, K.-O. Rothhaupt, K. Safi, E. Yohannes und I. Salvarina (2013): Tracking Diet Preferences of Bats Using Stable Isotope and Fatty Acid Signatures of Faeces. PLoS ONE (8): e83452.

Landesamt für Umwelt Brandenburg (2002): Strukturgüte von Fließgewässern Brandenburgs. Studien und Tagungsberichte. Schriftenreihe des Landesumweltamtes Brandenburg, Band 37. Berlin/Potsdam: 42 S.

Landesamt für Umwelt Brandenburg (2023): WRRL-Steckbriefe für die Oberflächenwasserkörper Oder-2 und Oder-3, Bewirtschaftungszeitraum 2022–2027. https://mleuv-daten.brandenburg.de/w/Steckbriefe/WRRL2021/RWBODY/DERW_DEBB6_2.pdf (letzter Zugriff: 14.04.2026).

Landesamt für Umwelt Brandenburg (2023): WRRL-Steckbriefe für die Oberflächenwasserkörper Oder-3, Bewirtschaftungszeitraum 2022–2027. https://mleuv-daten.brandenburg.de/w/Steckbriefe/WRRL2021/RWBODY/DERW_DEBB6_3.pdf (letzter Zugriff: 14.04.2026).

Landesamt für Umwelt Brandenburg (2025): Kartenanwendung Naturschutzfachdaten. https://wohosting.vertigis.com/ARC-WebOffice/synserver?project=OSIRIS&language=de&client=core (letzter Zugriff: 15.04.2025).

Landesamt für Umwelt Brandenburg (2025): Chemisch-physikalische Monitoringdaten. https://lfu.brandenburg.de/lfu/de/aufgaben/wasser/fliessgewaesser-und-seen/gewaesserueberwachung/chemisch-physikalische-monitoringdaten/ (letzter Zugriff: 29.03.2026).

Landschaftspflegeverband Mittlere Oder e.V. (2002): Gebietssteckbrief Eichwald und Buschmühle. https://www.natura2000-bb.de/downloads/gebietssteckbriefeichwaldbuschmuehle.pdf (letzter Zugriff: 29.03.2026).

Larsen, A., S. Bryant und U. Båmstedt (1998): Growth rate and toxicity of *Prymnesium parvum* and *Prymnesium patelliferum* (haptophyta) in response to changes in salinity, light and temperature. Sarsia 83 (5): 409–418.

Larsen, A. und B. Edvardsen (1998): Relative ploidy levels in *Prymnesium parvum* and *P. patelliferum* (Haptophyta) analyzed by flow cytometry. Phycologia 37 (6): 412–424.

Lemm, J.U., M. Venohr, M.L. Globevnik, K. Stefanidis, Y. Panagopoulos, J. van Gils, L. Posthuma, P. Kristensen, C.K. Feld, J. Mahnkopf, D. Hering und S. Birk (2021): Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: Towards an integrated understanding of river status deterioration. Global Change Biology 27: 1962–1975.

Leray, M., N. Knowlton und R.J. Machida (2022): MIDORI2: A collection of quality controlled, preformatted, and regularly updated reference databases for taxonomic assignment of eukaryotic mitochondrial sequences. Environmental DNA 4 (4): 894–907.

Leray, M., J.Y. Yang, C.P. Meyer, S.C. Mills, N. Agudelo, V. Ranwez, J.T. Boehm und R.J. Machida (2013): A new versatile primer set targeting a short fragment of the mitochondrial COI region for metabarcoding metazoan diversity: application for characterizing coral reef fish gut contents. Frontiers in Zoology 10: 34.

Leyer, I. (2002): Auengrünland der Mittelelbe-Niederung. Vegetationskundliche und -ökologische Untersuchungen in der rezenten Aue, der Altaue und am Auenrand der Elbe. Dissertationsschrift, Universität zu Bonn.

Liang, D., N. Wei, Q. Wang, C.D. Jersabek, X. He und Y. Yang (2019): Influence of Hydrological Heterogeneity on Rotifer Community Structure in Three Different Water Bodies in Shantou Area, Guangdong (China). Zoological Studies 58: e23–e23.

Lionard, M., F. Azémar, S. Boulêtreau, K. Muylaert, M. Tackx und W. Vyverman (2005): Grazing by meso- and microzooplankton on phytoplankton in the upper reaches of the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands). Estuarine, Coastal and Shelf Science 64 (4): 764–774.

Liu, P., T. Wang, H. Li, X. Zhang, L. Wang, E. Jeppesen und B.-P. Han (2023): Functional diversity and redundancy of rotifer communities affected synergistically by top-down and bottom-up effects in tropical urban reservoirs. Ecological Indicators 155: 111061.

Lomartire, S., J.C. Marques und A.M.M. Gonçalves (2021): The key role of zooplankton in ecosystem services: A perspective of interaction between zooplankton and fish recruitment. Ecological Indicators 129: 107867.

Lukaszewska, A.S., L. Lawicki, J. Engel, E. Drewniak, K. Ciezak und D. Marchowski (2024): Quantifying a mass mortality event in freshwater wildlife within the Lower Odra River: Insights from a large European river. Science of the Total Environment 907: 167898.

Macher, T.-H., A.J. Beermann, J. Arle, J. Foerster, M. Greyer, D. Mora, J. Koschorreck, P. Rolauffs, A. Rother, S. Schüler, J. Zimmermann, D. Hering und F. Leese (2025): Fit for purpose? Evaluating benthic invertebrate DNA metabarcoding for ecological status class assessment in streams under the Water Framework Directive. Water Research 272: 122987.

Macher, T.-H., R. Schütz, A. Yildiz, A.J. Beermann und F. Leese (2023): Evaluating five primer pairs for environmental DNA metabarcoding of Central European fish species based on mock communities. Metabarcoding and Metagenomics 7: e103856.

Mährlein, M., M. Pätzig, M. Brauns und A.M. Dolman (2016): Length-mass relationships for lake macroinvertebrates corrected for back-transformation and preservation effects. Hydrobiologia 768: 37–50.

Makawi, S.E.M. und M.T. Monaghan (2025): Zooplankton Community Composition in the White and Blue Niles Near Khartoum: Combining Molecular and Morphological Approaches. Environmental DNA 7 (6): e70218.

Mankiewicz-Boczek J. und A. Font-Nájera (2022): Temporal and functional interrelationships between bacterioplankton communities and the development of a toxigenic Microcystis bloom in a lowland European reservoir. Scientific Reports 12(1): 19332.

Marchowski, D., und Ł. Ławicki (2023): Unprecedented mass mortality of aquatic organisms in the River Oder. Oryx 57 (1): 9–14

Marchowski, D., A. Szlauer-Lukaszewska, L. Lawicki, J. Engel, E. Drewniak und K.R. Ci (2023): A dataset on quantifying a mass mortality event in freshwater wildlife within the Lower Odra River. Data in Brief 51: 109753.

Marks, J.C. (2019): Revisiting the fates of dead leaves that fall into streams. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 50: 547–568.

Massmann, G., A. Pekdeger und C. Merz (2004): Redox processes in the Oderbruch polder groundwater flow system in Germany. Applied Geochemistry 19: 863–886.

Martin-Creuzburg, D., C. Kowarik und D. Straile (2017): Cross-ecosystem fluxes: Export of polyunsaturated fatty acids from aquatic to terrestrial ecosystems via emerging insects. Science of The Total Environment 577: 174–182.

Massicotte, P., J.-J. Frenette, R. Proulx, B. Pinel-Alloul und A. Bertolo (2014): Riverscape heterogeneity explains spatial variation in zooplankton functional evenness and biomass in a large river ecosystem. Landscape Ecology 29 (1): 67–79.

May, L. (1980): Studies on the grazing rate of Notholca squamula Müller on Asterionella formosa Hass. at different temperatures. Hydrobiologia 73 (1): 79–81.

McMurdie, P. und S. Holmes (2013): phyloseq: An R Package for Reproducible Interactive Analysis and Graphics of Microbiome Census Data. Plos One 8 (4): e61217.

Medić, N., E. Varga, D.B.V.D. Waal, T.O. Larsen und P.J. Hansen (2022): The coupling between irradiance, growth, photosynthesis and prymnesin cell quota and production in two strains of the bloom-forming haptophyte, Prymnesium parvum. Harmful Algae 112: 102–173.

Metzing, D., N. Hofbauer, G. Ludwig und G. Matzke-Hajek (Red.) (2018): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7): 784 S.

Michaloudi, E., M. Moustaka-Gouni, S. Gkelis und K. Pantelidakis (2009): Plankton community structure during an ecosystem disruptive algal bloom of Prymnesium parvum. Journal of Plankton Research 31 (3): 301–309.

Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (2015): Managementplanung Natura 2000 im Land Brandenburg. Managementplan für das Gebiet „Oder-Neiße Ergänzung“ (DE 3553-308) Teilgebiet Süd. Kurzfassung. https://lfu.brandenburg.de/daten/n/natura2000/managementplanung/607-TGSued/FFH-607-TGSued-Kurzfassung.pdf (letzter Zugriff: 29.03.2026).

Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (2014): Managementplanung Natura 2000 im Land Brandenburg. Kurzfassung – Managementplan für das Gebiet „Eichwald und Buschmühle“ (39). https://mleuv-daten.brandenburg.de/n/natura2000/managementplanung/ffoder/FFH-MP-039-Kurzfassung.pdf (letzter Zugriff: 29.03.2026).

Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg (Hrsg.) (2025): Klimareport 2024. Referat Öffentlichkeitsarbeit, Internationale Kooperation. Potsdam: 68 S.

Mora, D., M. Schlüsener, H. Fischer, J. Kleinteich, M. Schulz, T. Ternes, J. Thiel, A. Wick und S. Krenek (2024): From genes to toxins: Profiling Prymnesium parvum during a riverine harmful algal bloom. Harmful Algae 136: 102644.

Mourelatos, S. und G. Lacroix (1990): In situ filtering rates of Cladocera: effect of body length, temperature, and food concentration. Limnology and Oceanography 35 (5): 1101–1111.

Müller, F., C.M. Ritz, E. Welk, E. und K. Wesche (Hrsg.) (2021): Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband. 22. Aufl. Springer Spektrum. Berlin, Heidelberg: 948 S.

Müller, O., M.L. Zettler und P. Gruszka (2001): Verbreitung und Status von *Dikerogammarus villosus* (Sovinski 1894) (Crustacea: Amphipoda) in der mittleren und unteren Strom-Oder und den angrenzenden Wasserstraßen. Lauterbornia 41: 105–112.

Müller-Motzfeld, G. (2004): Adephaga 1: Carapidae (Laufkäfer). In: Freude, H., K.W. Harde, G.A. Lohse and B. Klausnitzer (Hrsg.): Die Käfer Mitteleuropas. Band 2. Spektrum Verlag Heidelberg/Berlin. 521 S.

Münzner, K.B., M. Brzozowski, S.A. Berger, H. Kuhl, J. C. Nejstgaard, S. Würtz, M. Stöck und J. Köhler: Global distribution, genomic diversity and environmental requirements of the toxic haptophyte Prymnesium parvum complex – a meta-analysis. In Vorbereitung.

Múrria, C., S. Somma, O.S. Wangensteen, M.A. Arnedo und N. Prat (2020): Towards an Iberian DNA barcode reference library of freshwater macroinvertebrates and fishes. Limnetica 39 (1): 73–92.

Nakano, S. und M. Murakami (2001): Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. Proceedings of the National Academy of Sciences 98: 166–170.

Napiórkowski, P. und T. Napiorkowska (2017): Limnophase versus potamophase: how hydrological connectivity affects the zooplankton community in an oxbow lake (Vistula River, Poland). International Journal of Limnology 53: 143–151.

Natho, S. und P. Hudson (2024): Accounting for the value of ecosystem services of floodplains in Germany – National studies matter. Ecosystem Services 67: 101615.

National Center for Biotechnology Information (2025): Welcome to NCBI. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/ (letzter Zugriff: 12.12.2025).

Nationalpark Unteres Odertal (Hrsg.) (2017): Die Wertschöpfung des Tourismus im Nationalpark Unteres Odertal. Beiträge aus dem Nationalpark Unteres Odertal, Band 2/2017: 100 S.

Nechad, B., K.G. Ruddick und Y. Park (2010): Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. Remote Sensing of Environment 114 (4): 854–866.

Ogata, Y., Y. Tokue, T. Yoshikawa, A. Hagiwara und H. Kurokura (2011): A Laotian strain of the rotifer Brachionus angularis holds promise as a food source for small-mouthed larvae of freshwater fish in aquaculture. Aquaculture 312 (1-4): 72–76.

Ohler, K., V.C. Schreiner, M. Link, M. Liess und R.B. Schäfer (2023): Land use changes biomass and temporal patterns of insect cross-ecosystem flows. Global Change Biology 29: 81–96.

Oksanen, J., F.G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P.R. Minchin, R.B. O'Hara, G.L. Simpson und P. Solymos (2019): vegan: Community Ecology Package (Version 2.5-6). https://CRAN.R-project.org/package=vegan (letzter Zugriff: 29.03.2026).

Oksanen, J., G. Simpson, F. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P. Minchin, R. O'Hara, P. Solymos, M. Stevens, E. Szoecs, H. Wagner, M. Barbour, M. Bedward, B. Bolker, D. Borcard, T. Borman, G. Carvalho, M. Chirico, M. De Caceres, S. Durand, H. Evangelista, R. FitzJohn, M. Friendly, B. Furneaux, G. Hannigan, M. Hill, L. Lahti, C. Martino, D. McGlinn, M. Ouellette, E. Ribeiro Cunha, T. Smith, A. Stier, C. Ter Braak und J. Weedon (2025): vegan: Community Ecology Package. https://CRAN.R-project.org/package=vegan (letzter Zugriff: 29.03.2026).

Olden, J.D., N. LeRoy Poff, M.R. Douglas, M.E. Douglas, und K.D. Fausch (2004): Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. Trends in Ecology & Evolution 19: 18–24.

Ooms-Wilms, A.L. (1997): Are bacteria an important food source for rotifers in eutrophic lakes? Journal of Plankton Research 19 (8): 1125–1141.

Ooms-Wilms, A.L., G. Postema und R.D. Gulati (1993): Clearance rates of bacteria by the rotifer Filinia longiseta (Ehrb.) measured using three tracers. Hydrobiologia 255 (1): 255–260.

Ormerod, S.J., M. Dobson, A.G. Hildrew und C.R. Townsend (2010): Multiple stressors in freshwater ecosystems. Freshwater Biology 55: 1–4.

Paerl, H.W. und J. Huisman (2008): Blooms like it hot. Science 320 (5872): 57–58.

Paetzold, A., C. Schubert und K. Tockner (2005): Aquatic Terrestrial Linkages Along a Braided-River: Riparian Arthropods Feeding on Aquatic Insects. Ecosystems 8: 748–759.

Panagos, P., P. Borrelli, K. Meusburger, C. Alewell, E. Lugato und L. Montanarella (2015): Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. Land Use Policy 48: 38–50.

Panagos, P., J. Koningner, C. Ballabio, L. Liakos, A. Muntwyler, P. Borrelli und E. Lugato (2022): Improving the phosphorus budget of European agricultural soils. Sci Total Environ 853: 158706.

Parmar, S.D. (2025): Effect of salinity on the growth and toxin production of *Prymnesium parvum*. Masterarbeit am Fachbereich Biologie. Technical University of Rheinland-Pfalz Kaiserslautern-Landau (RPTU).

Parmar, T.P., A.L. Kindinger, M. Mathieu-Resuge, C.W. Twining, J.R. Shipley, M.J. Kainz und D. Martin-Creuzburg (2022): Fatty acid composition differs between emergent aquatic and terrestrial insects — A detailed single system approach. Frontiers in Ecology and Evolution 10: 952292.

Peters, R.H. und J.A. Downing (1984): Empirical analysis of zooplankton filtering and feeding rates. Limnology and Oceanography 29 (4): 763–784.

Petzold, F., O. Brauner, G. Knopf und O. Müller (2024): Untersuchungen zur Auswirkung der Umweltkatastrophe in der Oder im Hochsommer 2022 auf die Fließgewässer-Libellenzönose unter besonderer Berücksichtigung der Flussjungfern (Gomphidae). Libellula 43: 35–48.

Podschun, S.A., C. Albert, G. Costea, C. Damm, A. Dehnhardt, C. Fischer, H. Fischer, F. Foeckler, M. Gelhaus, L. Gerstner, V. Hartje, T. G. Hoffmann, L. Hornung, J. Iwanowski, H. Kasperidus, K. Linnemann, D. Mehl, M. Rayanov, S. Ritz, A. Rumm, A. Sander, M. Schmidt, M. Scholz, C. Schulz-Zunkel, B. Stammel, J. Thiele und M. Venohr (2018): RESI – Anwendungshandbuch. Ökosystemleistungen von Flüssen und Auen erfassen und bewerten. Berichte des IGB, Band 31. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB). Berlin: 188 S.

Porter, K.G., Y.S. Feig und E.F. Vetter (1983): Morphology, flow regimes, and filtering rates of Daphnia, Ceriodaphnia, and Bosmina fed natural bacteria. Oecologia 58 (2): 156–163.

Pusch, M. (2019): Ökosystemleistungen von Flussauen bewerten: Der Resi-Ansatz. Magazin des Auenzentrums Neuburg a.d. Donau 357 (6352): 6–10.

Pusch, M. und H. Fischer (Hrsg.) (2006): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. Vol. 5. Weißensee Verlag. Berlin: 385 S.

Pusch, M., J. Siefert und N. Walz (2001): Filtration and Respiration Rates of Two Unionid Species and Their Impact on the Water Quality of a Lowland River. In: Bauer, G. und K. Wächtler (Hrsg.): Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida, Springer. Berlin, Heidelberg: 317–326.

Pusch, M.T., S.A. Podschun, G. Costea, M. Gelhaus und B. Stammel (2018): With RESI towards a more integrative management of large rivers and floodplains. Danube News 20 (38): 6–10.

Radhakrishnan, D.K., I. Akbar-Ali, A.T. Sathrajith, B.V. Schmidt, S. Sivanpillai und S.T. Vasunambesan (2020): Grazing rates of freshwater copepod Thermocyclops decipiens (Kiefer, 1929) on Chlorella vulgaris under different light intensities. Aquaculture 525: 735321.

Raitif, J., M. Plantegenest, O. Agator, C. Piscart und J.-M. Roussel (2018): Seasonal and spatial variations of stream insect emergence in an intensive agricultural landscape. Science of The Total Environment 644: 594–601.

Rasmussen, S.A., S. Meier, N.G. Andersen, H.E. Blossom, J.Ø. Duus, K.F. Nielsen, P.J. Hansen und T.O. Larsen (2016): Chemodiversity of Ladder-Frame Prymnesin Polyethers in Prymnesium parvum. Journal of Natural Products 79 (9): 2250–2256.

Rast, G., P. Obrdlík, P. Nieznański, H. Grabarczyk, B. Kobzarska-Bar, D. Günther-Diringer, N. Harm und R. Benz (2000): Atlas Niv Odry, Atlas Obszarów Zalewowych Odry, Oder-Auen-Atlas. WWF-Auen-Institut. Rastatt: 103 S.

Ratnasingham, S. und P.D. Hebert (2007): bold: The Barcode of Life Data System (http://www.barcodinglife.org). Mol Ecol Notes 7 (3): 355–364.

Rauthe, M., H. Steiner, U. Riediger, A. Mazurkiewicz und A. Gratzki (2013): A Central European precipitation climatology: Part I: Generation and validation of a high-resolution gridded daily data set (HYRAS). Meteorologische Zeitschrift 22 (3): 235–256.

R Core Team (2025): R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. https://www.r-project.org/ (letzter Zugriff: 01.04.2026).

Reich, K., F. Bergmann und M. Kidron (1965): Studies on the homogeneity of prymnesin, the toxin isolated from Prymnesium parvum Carter. Toxicon 3 (1): 33–39.

Remmel, E.J. und K.D. Hambright (2012): Toxin-assisted micropredation: experimental evidence shows that contact micropredation rather than exotoxicity is the role of Prymnesium toxins. Ecology Letters 15 (2): 126–132.

Remmel, E.J., N. Kohmescher, J.H. Larson und K.D. Hambright (2011): An experimental analysis of harmful algae-zooplankton interactions and the ultimate defense. Limnology and Oceanography 56 (2): 461–470.

Ried, V., S. Bandermann, M. Merta und H. Sieker (2025): Einfluss einer gesteuerten Drainage auf Wasserstand und Bodenfeuchte – Feldstudie in Brandenburg. Hydrologie & Wasserbewirtschaftung 69 (6): 283–302.

Roelke, D.L., A. Barkoh, B.W. Brooks, J.P. Grover, K.D. Hambright, J.W. LaClaire, P.D.R. Moeller und R. Patino (2016): A chronicle of a killer alga in the west: ecology, assessment, and management of Prymnesium parvum blooms. Hydrobiologia 764 (1): 29–50.

Ronneberger, D. (1998): Uptake of latex beads as size-model for food of planktonic rotifers. Hydrobiologia 387: 445–449.

Rothhaupt, K.O. (1990): Changes of the functional responses of the rotifers Brachionus rubens and Brachionus calyciflorus with particle sizes. Limnology and Oceanography 35 (1): 24–32.

Running, S., Q. Mu, M. Zhao und A. Moreno (2021): MODIS/Aqua Net Evapotranspiration Gap-Filled 8-Day L4 Global 500m SIN Grid V061. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. NASA Land Processes Distributed Active Archive Center. https://doi.org/10.5067/MODIS/MYD16A2GF.061 (letzter Zugriff: 29.03.2026).

Ryslavy, T., H.G. Bauer, B. Gerlach, O. Hüppop, J. Stahmer, P. Südbeck und C. Sudfeldt (2020): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 6. Fassung. Berichte zum Vogelschutz 57: 13–112.

Saberioon, M., J. Brom, V. Nedbal, P. Soucek und P. Císar (2020): Chlorophyll-a and total suspended solids retrieval and mapping using Sentinel-2A and machine learning for inland waters. Ecological Indicators 113: 106236.

Sarma, S.S.S. und M. Elías-Gutiérrez (1999): Rotifers (Rotifera) from four natural water bodies of central Mexico. Limnologica 29 (4): 475–483.

Sarma, S.S.S., S. Nandini, J. Morales-Ventura, I. Delgado-Martínez und L. González-Valverde (2006): Effects of NaCl salinity on the population dynamics of freshwater zooplankton (rotifers and cladocerans). Aquatic Ecology 40 (3): 349–360.

Scheffler, I. (2021): Aktuelle Nachweise von Laufkäfern (Coleoptera: Carabidae) im Nationalpark Unteres Odertal. Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 18: 115–127.

Scheffler, I., K.-H. Kielhorn, D.W. Wrase, H. Korge und D. Braasch (1999): Rote Liste Laufkäfer des Landes Brandenburg (Coloeoptera: Carabidae). Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 8 (4): 27 S.

Scherwass, A., T. Bergfeld, A. Schoel, M. Weitere und H. Arndt (2010): Changes in the plankton community along the length of the River Rhine: Lagrangian sampling during a spring situation. Journal of plankton research 32 (4): 491–502.

Schmidt-Kloiber, A. und D. Hering (2015): www.freshwaterecology.info – An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. Ecological Indicators 53: 271–282.

Schmook, R. (2021): Historisches Lexikon Brandenburgs. http://www.brandenburgikon.de (letzter Zugriff: 07.04.2026).

Schneider, E., M. Werling, B. Stammel, K. Januschke, G. Ledesma-Krist, M. Scholz, D. Hering, M. Gelhaus, E. Dister und G. Egger (2017) (Hrsg.): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. Ergebnisse des F+E-Vorhabens „Entwicklung der Biodiversität von Flussauen“. Naturschutz und Biologische Vielfalt 163. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag. Münster: 498 S.

Scholz, M., D. Mehl, C. Schulz-Zunkel, H.D. Kasperidus, W. Born und K. Henle (2013): Ökosystemfunktionen von Flussauen – Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124. Bundesamt für Naturschutz (BfN). BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag. Münster: 257 S.

Schubert, B. (2022): Natura 2000 im Unteren Odertal. In: Nationalpark Unteres Odertal (Hrsg.): Einzigartiges Unteres Odertal. 2. Aufl. Schwedt/Oder: 284 S.

Schulte, E.H. (1975): Influence of algal concentration and temperature on the filtration rate of Mytilus edulis. Marine Biology 30 (4): 331–341.

Schulz, R., M. Bundschuh, M.H. Entling, H.F. Jungkunst, A. Lorke, K. Schwenk und R.B. Schäfer (2024): A synthesis of anthropogenic stress effects on emergence-mediated aquatic-terrestrial linkages and riparian food webs. Science of The Total Environment 908: 168186.

Schwalb, A.N. und M.T. Pusch (2007): Horizontal and vertical movements of unionid mussels in a lowland river. Journal of the North American Benthological Society 26 (2): 261–272.

Selle, B. (2024): An approach for finding causal relations in environmental systems: with an application to understand drivers of a toxic algal bloom. Ecological Processes 13 (1): 18.

Shatwell, T., A. Nicklisch und J. Köhler (2012): Temperature and photoperiod effects on phytoplankton growing under simulated mixed layer light fluctuations. Limnology and Oceanography 57 (2): 541–553.

Shilo, M. (1967): Formation and mode of action of algal toxins. Bacteriological Reviews 31 (3): 180–193.

Shilo, M. (1981): The Toxic Principles of Prymnesium Parvum. In: Carmichael, W.W. (Hrsg.): The Water Environment. Springer US. Boston, MA: 7–47.

Shipley, J.R., R. Oester, M. Mathieu-Resuge, T.P. Parmar, C. Kowarik, M. Ilíć, M.J. Kainz, D. Martin-Creuzburg, M.K. Obrist, C.H. Graham, M.M. Gossner, B. Matthews und C.W. Twining (2024): Consumer biodiversity increases organic nutrient availability across aquatic and terrestrial ecosystems. Science 386: 335–340.

Siedentopf, Y.M. (2005): Vegetationsökologie von Stromtalpflanzengesellschaften (Senecionion fluvialtilis) an der Elbe. Dissertationsschrift am Fachbereich Biowissenschaften & Psychologie. Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig.

Slugocki, L. und R. Czerniawski (2023): Water Quality of the Odra (Oder) River before and during the Ecological Disaster in 2022: A Warning to Water Management. Sustainability 15 (11): 8594.

Sobieraj, J. und D. Metelski (2023): Insights into Toxic Blooms as a Cause of the Ecological Disaster on the Odra River. Toxins 15 (6): 403.

SoilGrids (2023): Global data set on various soil parameters. https://soilgrids.org/ (letzter Zugriff: 29.03.2026).

SRTM (2023): Digitales Geländemodell Europas. https://dwtkns.com/srtm30m/ (letzter Zugriff: 29.03.2026).

Stäps, J., A. Gericke, A. Lungu und B. Stammel (2022): Ecosystem services in floodplains and their potential to improve water quality – a manual for the IDES Tool. Katholische Universität Eichstätt-Ingolstadt, FVB.IGB, WWF Romania. Eichstätt, Berlin, Bukarest: 150 S.

Starck, S., U. Rothe und C. Wolter (2023): Bilanz der Fisch- und Großmuschelverluste im Nationalpark Unteres Odertal nach der Oder-Katastrophe vom August 2022. Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 20: 70–78.

Starck, S. und C. Wolter (2024): Resilience Approach for Assessing Fish Recovery after Compound Climate Change Effects on Algal Blooms. Sustainability 16 (14): 5932.

Starkweather, P. L. (1980): Aspects of the feeding behavior and trophic ecology of suspension-feeding rotifers. Hydrobiologia 73: 63–72.

Starkweather, P.L. und J.J. Gilbert (1978): Feeding in the rotifer Brachionus calyciflorus IV. Selective feeding on tracer particles as a factor in trophic ecology and in situ technique: With 1 figure and 3 tables in the text. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen 20 (4): 2389–2394.

Stemberger, R.S. (1979): A guide to rotifers of the Laurentian Great Lakes. Environmental Monitoring and Support Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio: 1–185.

Stevens, F.R., A.E. Gaughan, C. Linard und A.J. Tatem (2015): Disaggregating census data for population mapping using random forests with remotely-sensed and ancillary data. PLoS One 10 (2): e0107042.

Südbeck, P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder und C. Sudfeldt (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel in Deutschland. Dachverband Deutscher Avifaunisten e.V. (DDA), Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW), Bundesamt für Naturschutz (BfN). Radolfzell: 792 S.

Svendsen, M., N. Andersen, P. Hansen und J. Steffensen (2018): Effects of Harmful Algal Blooms on Fish: Insights from Prymnesium parvum. Fishes 3 (1): 11.

Svenssen, D.K., S.B. Binzer, N. Medić, P.J. Hansen, T.O. Larsen und E. Varga (2019): Development of an Indirect Quantitation Method to Assess Ichthyotoxic B-Type Prymnesins from Prymnesium parvum. Toxins 11 (5): 251.

Sweeney, K., G. Rollwagen-Bollens und S.E. Hampton (2022): Grazing impacts of rotifer zooplankton on a cyanobacteria bloom in a shallow temperate lake (Vancouver Lake, WA, USA). Hydrobiologia 849 (12): 2683–2703.

Szklarek, S., A. Font-Nájera, H. Mazur-Marzec, T. Jurczak, J. Sadowski und J. Mankiewicz-Boczek (2024): Prymnesium as a threat for planktonic communities-an ecotoxicological approach for the environmental disaster in the Oder River 2022. Ecohydrology & Hydrobiology 24 (3): 516–522.

Szlauer-Łukaszewska, A., Ł. Ławicki, J. Engel, E. Drewniak, K. Ciężak und D. Marchowski (2024): Quantifying a mass mortality event in freshwater wildlife within the Lower Odra River: Insights from a large European river. Science of the Total Environment 907: 167898.

Tackx, M.L.M., N. De Pauw, R. van Mieghem, F. Azémar, A. Hannouti, S. Van Damme, F. Fiers, N. Daro und P. Meire (2004): Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and The Netherlands. Spatial and temporal patterns. Journal of Plankton Research 26 (2): 133–141.

Tackx, M.L.M., P.J.M. Herman, S. Gasparini, X. Irigoien, R. Billiones und M.H. Daro (2003): Selective feeding of Eurytemora affinis (Copepoda, Calanoida) in temperate estuaries: model and field observations. Estuarine, Coastal and Shelf Science 56 (2): 305–311.

Tankersley, R.A., und R.V. Dimock (1993): The Effect of Larval Brooding on the Respiratory Physiology of the Freshwater Unionid Mussel *Pyganodon cataracta*. The American Midland Naturalist 130 (1): 146–163.

Tanneberger, F., und W. Wichtmann (2011): Carbon credits from peatland rewetting, Climate – biodiversity – land use: Science, policy, implementation and recommendations of a pilot project in Belarus. Schweizerbart Science Publishers. Stuttgart: 223 S.

Tautenhahn, M. (2007): Auenökologische Prozesse im unteren Odertal – Perspektiven und Potenziale. Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 4: 55–66.

Thiele, J., C. Albert, J. Hermes und C. von Haaren (2020): Assessing and quantifying offered cultural ecosystem services of German river landscapes. Ecosystem Services 42: 101080.

Thompson, J.M., A.J.D. Ferguson und C.S. Reynolds (1982): Natural filtration rates of zooplankton in a closed system: the derivation of a community grazing index. Journal of plankton research 4 (3): 545–560.

Thouvenot, A., M. Richardot, D. Debroas und J. Devaux (1999): Bacterivory of metazooplankton, ciliates and flagellates in a newly flooded reservoir. Journal of Plankton Research 21 (9): 1659–1679.

Tockner, K., S.E. Bunn, C. Gordon, R.J. Naiman, G.P. Quinn und J.A. Stanford (2008): Flood plains – critically threatened ecosystems. In: Nicholas V.C. Polunin (Hrsg.): Aquatic Ecosystems. Trends and Global Perspectives. Cambridge University Press. Cambridge: 45–62.

Tockner, K., D. Pennetzdorfer, N. Reiner, F. Schiemer und J.V. Ward (1999): Hydrological connectivity, and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river-floodplain system (Danube, Austria). Freshwater Biology 41 (3): 521–535.

Tockner, K. und J.A. Stanford (2002): Riverine flood plains: present state and future trends. Environmental Conservation 29: 308–330.

Tóth, G., A. Jones und L. Montanarella (2013): The LUCAS topsoil database and derived information on the regional variability of cropland topsoil properties in the European Union. Environmental Monitoring and Assessment 185 (9): 7409–7425.

Tritthart, M., M. Liedermann und H. Habersack (2009): Modelling spatio-temporal flow characteristics in groyne fields. River Research and Applications 25 (1): 62–81.

Twining, C.W., A. Blanco, C. Dutton, M.J. Kainz, E. Harvey, C. Kowarik, J.M. Kraus, D. Martin-Creuzburg, T.P. Parmar, N.R. Razavi, N. Richoux, G. Saboret, C. Sarran, T.S. Schmidt, J.R. Shipley und A.L. Subalusky (2025): Integrating the Bright and Dark Sides of Aquatic Resource Subsidies—A Synthesis. Ecology Letters 113: 10920–10925.

Twining, C.W., J.T. Brenna, P. Lawrence, J.R. Shipley, T.N. Tollefson und D.W. Winkler (2016): Omega-3 long-chain polyunsaturated fatty acids support aerial insectivore performance more than food quantity. Proceedings of the National Academy of Sciences 113: 10920–10925.

Twining, C.W., T.P. Parmar, M. Mathieu-Resuge, M.J. Kainz, J.R. Shipley und D. Martin-Creuzburg (2021): Use of Fatty Acids From Aquatic Prey Varies With Foraging Strategy. Frontiers in Ecology and Evolution 9:735350.

Ulitzur, S., und M. Shilo (1964): A Sensitive Assay System for Determination of the Ichthyotoxicity of Prymnesium parvum. Journal of General Microbiology 36 (2): 161–169.

Umweltbundesamt (2015): Website des Umweltbundesamtes zur Information über Gesundheitsrisiken durch Cyanobakterien. https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/wasserforschung-im-uba/cyanocenter/cyanobakterien#gesundheitsrisiko-durch-giftige-cyanobakterien (letzter Zugriff: 19.02.2026).

Umweltbundesamt (2023): Fischsterben in der Oder – Erkenntnisse und Handlungsoptionen für die Zukunft. Umweltbundesamt, Abteilung II 2 „Wasser und Boden“, Stand: 07/2023. www.umweltbundesamt.de/themen/fischsterben-in-der-erkenntnisse-handlungsoptionen (letzter Zugriff: 19.02.2026).

Uronen, P., C. Legrand, K. Spilling, T. Tamminen und A. Kremp (2005): Changes in gene expression of Prymnesium parvum induced by nitrogen and phosphorus limitation. Harmful Algae 4: 825–836.

Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen 9 (1): 1–38.

UWWTD (2025): Discharges and load from waste water treatment plants report Urban Waste Water Treatment Directive (1991). https://www.eea.eurozpa.eu/en/datahub/datahubitemview/6ffd0af1-64eb-4cce-9970-0028e01ee64e (letzter Zugriff: 29.03.2026).

Vadadi-Fülöp, C. (2009): Zooplankton (Cladocera, Copepoda) dynamics in the River Danube upstream and downstream of Budapest. Opuscula Zoologica Budapest 40: 87–98.

Van Looy, K., J.D. Tonkin, M. Floury, C. Leigh, J. Soininen, S. Larsen, J. Heino, N. LeRoy Poff, M. Delong, S.C. Jähnig, T. Datry, N. Bonada, J. Rosebery, A. Jamoneau, S.J. Ormerod, K.J. Collier und C. Wolter (2019): The three Rs of river ecosystem resilience: Resources, recruitment, and refugia. River Research and Applications 35: 107–120.

Van Rijssel, M., A.-C. Alderkamp, J.C. Nejstgaard, A.F. Sazhin und P.G. Verity (2007): Haemolytic activity of live Phaeocystis pouchetii during mesocosm blooms. Biogeochemistry 83 (1–3): 189–200.

Van Rossum, T., M. Peabody, M. Uyaguari-Diaz, K. Cronin, M. Chan, J. Slobodan, M. Nesbitt, C. Suttle, W. Hsiao, P. Tang, N. Prystajecky und F. Brinkman (2015): Year-Long Metagenomic Study of River Microbiomes Across Land Use and Water Quality. Frontiers in Microbiology 6: 1405.

Vaughn, C.C. (2018): Ecosystem services provided by freshwater mussels. Hydrobiologia 810 (1): 15–27.

Vaughn, C.C. und C.C. Hakenkamp (2001): The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. Freshwater Biology 46 (11): 1431–1446.

Vaulot, D., S. Geisen, F. Mahé und D. Bass (2022): pr2-primers: An 18S rRNA primer database for protists. Molecular Ecology Resources 22 (1): 168–179.

Venohr, M., I. Donohue, I., S. Fogelberg, B. Arheimer, K. Irvine und H. Behrendt (2005): Nitrogen retention in a river system and the effects of river morphology and lakes. Water Science and Technology 51 (3-4): 19–29.

Venohr, M., J. Hürdler und D. Opitz (2010): Potential von Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffflüsse im Einzugsgebiet der Oder. In: A. Kannen, G. Schernewski, I. Krämer, M. Lange, H. Janßen & N. Stybel (Hrsg.): Forschung für ein Integriertes Küstenzonenmanagement – die Fallbeispiele Odermündungsregion und Offshore-Windkraft in der Nordsee. Coastline Reports 15: 151–166.

Venohr, M., U. Hirt, J. Hofmann, D. Opitz, A. Gericke, A. Wetzig, S. Natho, F. Neumann, J. Hürdler, M. Matranga, J. Mahnkopf, M. Gadegast und H. Behrendt (2011): Modelling of Nutrient Emissions in River Systems – MONERIS – Methods and Background. International Review of Hydrobiology 96 (5): 435–483.

Virdis, S.G.P., W.C. Xue, E. Winijkul, V. Nitivattananon und P. Punpukdee (2022): Remote sensing of tropical riverine water quality using sentinel-2 MSI and field observations. Ecological Indicators 144: 109472.

Visco, J.A., L. Apotheloz-Perret-Gentil, A. Cordonier, P. Esling, L. Pillet und J. Pawlowski (2015): Environmental Monitoring: Inferring the Diatom Index from Next-Generation Sequencing Data. Environ Sci Technol 49 (13): 7597–7605.

Voigt, M. (2023): Der Oder-Ausbau: Auswirkungen auf das aquatische Ökosystem. Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 20: 83–93.

Vössing, A. (2021): Feuchtgrünland-Bewirtschaftung im Nationalpark Unteres Odertal. Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal. Schwedt/Oder: 95–101.

Wagstaff, B., J. Pratscher, P.P.L. Rivera, E.S. Hems, E. Brooks, M. Rejzek, J.D. Todd, J.C. Murrell und R.A. Field (2021): Assessing the toxicity and mitigating the impact of harmful *Prymnesium* blooms in eutrophic waters of the Norfolk Broads. Environmental Science & Technology 55 (24): 16538–16551.

Wallace, R.L. und P.L. Starkweather (1983): Clearance rates of sessile rotifers: In situ determinations. Hydrobiologia 104 (1): 379–383.

Wang, B. und X. Yin (2023): Homogenization of functional diversity of rotifer communities in relation to eutrophication in an urban river of north China. Biology 12 (12): 1488.

Warter, M.M., D. Tetzlaff, A.M. Ring, J. Christopher, H.L. Kissener, E. Funke, S. Sparmann, S. Mbedi, C. Soulsby und M.T. Monaghan (2024): Environmental DNA, hydrochemistry and stable water isotopes as integrative tracers of urban ecohydrology. Water Research 250: 121065.

Weitere, M., A. Scherwass, K.T. Sieben und H. Arndt (2005): Planktonic food web structure and potential carbon flow in the lower river Rhine with a focus on the role of protozoans. River Research and Applications 21 (5): 535–549.

Welker, M. und N. Walz (1998): Can mussels control the plankton in rivers? — a planktological approach applying a Lagrangian sampling strategy. Limnology and Oceanography 43 (5): 753–762.

Wenskus, F., C. Hecht, P. Horchler, K. Januschke, G. Rieland, M. Scholz, A. Weber und D. Hering (2025): Unravelling direct and indirect effects of river-floodplain connectivity on biodiversity: insights from the Elbe River floodplains. Biodiversity and Conservation 34: 2829–2850.

Wevers, J., D. Müller, J. Scholze, G. Kirches, R. Quast und C. Brockmann (2021): IdePix for Sentinel-2 MSI algorithm theoretical basis document (Version 1.0). Zenodo. https://doi.org/10.5281/zenodo.5788067 (letzter Zugriff: 29.03.2026).

Wickham, H., M. Averick, J. Bryan, W. Chang, L. McGowan, R. François, G. Grolemund, A. Hayes, L. Henry, J. Hester, M. Kuhn, T. Pedersen, E. Miller, S. Bache, K. Müller, J. Ooms, D. Robinson, D. Seidel, V. Spinu, K. Takahashi, D. Vaughan, C. Wilke, K. Woo und H. Yutani (2019): Welcome to the tidyverse. Journal of Open Source Software 4 (43): 1686.

Wieck, C., K. Mensah und S. Hess (2024): Zwei Ernten später – der Ukrainekrieg und seine Folgen für die globale Versorgung und die europäische Agrar- und Ernährungspolitik. Wirtschaftsdienst 104 (3): 170–174.

Wiederhold, J., S. Buchinger, L. Düster, H. Fischer, J. Hahn, M. Helms, N. Hermes, K. Jewell, J. Kleinteich, S. Krenek, D. Löffler, D. Mora, S. Rademacher, M. Schlüsener, K. Schütze, D.-S. Wahrendorf, A. Wick und T. Ternes (2023): Untersuchungen zum Fischsterben in der Oder im August 2022. Bericht-BfG-2143. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Koblenz: 135 S.

Wilke, H.-J. (2006): Erstnachweis von *Corbicula fluminea* (O. F. MÜLLER, 1774) im Odertal (Brandenburg). Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 3: 78–80.

Wisecaver, J.H., R.P. Auber, A.L. Pendleton, N.F. Watervoort, T.R. Fallon, O.L. Riedling, S.R. Manning, B.S. Moore und W.W. Driscoll (2023): Extreme genome diversity and cryptic speciation in a harmful algal-bloom-forming eukaryote. Current Biology 33 (11): 2246–2259 e8.

Wolter, C. (2022): Ursachen und Lehren der Oder-Katastrophe vom August 2022. Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 19: 169–172.

Wolter, C. (2024): Wann wird sich der Fischbestand der Oder wieder erholt haben? Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 21: 100–107.

Wolter, C., J. Hallermann und U. Rothe (2022): Erfassung und Bewertung von ausgewählten Arten und Habitaten der Fische, Rundmäuler und Großmuscheln. Projekt im Auftrag der Nationalpark Unteres Odertal-Verwaltung, Vergabenummer: NLP-2022-01-L2. Endbericht. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei. Berlin: 133 S.

Wolter, C., S. Zahn und J. Gessner (2023): Entwicklung, Nutzung und Schutz der Fischfauna in der Brandenburgischen Oder. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow 65: 1–199.

Woodhouse, J.N., A.S. Kinsela, R.N. Collins, L.C. Bowling, G.L. Honeyman, J.K. Holliday und B.A. Neilan (2016): Microbial communities reflect temporal changes in cyanobacterial composition in a shallow ephemeral freshwater lake. ISME Journal 10 (6): 1337–1351.

Würtz, S., E. Kreuz, J. Hallermann, J. Gessner, T. Rossoll, V. Bremerich, C. Levertz und T. Goldhammer (2026): A High-Density Bloom of with No Apparent Toxicity in the Oder After the Ecological Disaster of 2022. Water 18 (3): 324.

Yanygina, L.V., O.S. Burmistrova, A.V. Kotovshchikov, M.K. Shirinina und M. Schletterer (2025): Why do phyto-and zooplankton exhibit different patterns of seasonal dynamics in the large Ob river-floodplain system (West Siberia)? Hydrobiologia 852 (19): 4827–4848.

Yanygina, L.V., O.S. Burmistrova, A.V. Kotovshchikov und M. Schletterer (2023): Zooplankton as an indicator of hydrological connectivity of the main channel and the floodplain in a large river system. Hydrobiologia 852: 4811–4826.

Yermolaeva, N., S. Dvurechenskaya, V. Kirillov und A. Puzanov (2021): Dependence of long-term dynamics of zooplankton in the Ob River on interannual changes in hydrological and hydrochemical parameters. Water 13 (14): 1910–1910.

Zamor, R.M., K.L. Glenn und K.D. Hambright (2012): Incorporating molecular tools into routine HAB monitoring programs: Using qPCR to track invasive. Harmful Algae 15: 1–7.

Zánkai, P.N. und J.E. Ponyi (1986): Composition, density and feeding of crustacean zooplankton community in a shallow, temperate lake (Lake Balaton, Hungary). Hydrobiologia 135 (1): 131–147.

Zhan, A., M. Hulák, F. Sylvester, X. Huang, A.A. Adebayo, C.L. Abbott, S.J. Adamowicz, D.D. Heath, M.E. Cristescu, H.J. MacIsaac und S.K. Pond (2013): High sensitivity of 454 pyrosequencing for detection of rare species in aquatic communities. Methods in Ecology and Evolution 4 (6): 558–565.

Zhang, W.Z., J. Liu, Y.X. Xiao, Y.M. Zhang, Y.J.Z. Yu, Z. Zheng, Y.F. Liu und Q. Li (2022): The Impact of Cyanobacteria Blooms on the Aquatic Environment and Human Health. Toxins 14 (10): 658.

Zhou, Y., M. Liu, und J. Yang (2022): Recovering metagenome-assembled genomes from shotgun metagenomic sequencing data: Methods, applications, challenges, and opportunities. Microbiological Research 260: 127023.

Zieliński, S., S. Kostecki und P. Stefanek (2021): Numerical analysis of the transport of brine in the Odra River downstream of a mine's discharge. Studia Geotechnica et Mechanica 43: 366–379.

Zimmermann-Timm, H., H. Holst und H. Kausch (2007): Spatial dynamics of rotifers in a large lowland river, the Elbe, Germany: How important are retentive shoreline habitats for the plankton community? Hydrobiologia 593: 49–58.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 0.0.1: Infografik: Wie sich der Zustand der Oder verändert hat 12

Abb. 0.0.2: Infografik: Die wichtigsten Handlungsempfehlungen 34

Abb. 1.1.1: Karte der Oder mit Wasserstraßen-Kilometrierung, größeren Zuflüssen und wichtigen Orten. Kartografie: Antje Kerkow 37

Abb. 1.2.1: Wasserführung der Oder am Pegel Eisenhüttenstadt im Zeitraum 1960–2025. Zur besseren Erkennbarkeit ist die Wasserführung mit einer dicken Linie als 30-Tage-Gleitmittelwert dargestellt und die Tagesmesswerte sind dünn hinterlegt. Quelle: LfU Brandenburg. Grafik: Paula Torre Zaffaroni..... 39

Abb. 1.2.2: Jahresganglinien des Wasserstands der Oder am Pegel Eisenhüttenstadt. Jahre seit 2022 hervorgehoben. Quelle: LfU Brandenburg. Grafik: Paula Torre Zaffaroni..... 40

Abb. 1.2.3: Anzahl der Tage unter mittlerem Niedrigwasserstand (MNW) in den jeweiligen Sommermonaten Mai–Oktober am Pegel Frankfurt/O., aufgetragen gegen die jährliche Niederschlagsmenge der Jahre 2005–2025. Die quadratische polynomiale Regression (Standardfehler grau hinterlegt) erklärt 60 % der Variation der Tageszahl unter MNW. Quellen: MNW: LfU Brandenburg. Niederschlag: Mittel des Oder-Einzugsgebiets, Daten vom Global Precipitation Climatology Centre (GPCC). Grafik: Paula Torre Zaffaroni 40

Abb. 1.2.4: Elektrische Leitfähigkeit der Oder (Monatsmittelwerte) am Gütepegel Frankfurt/O. in den Jahren 2003–2025. In den Jahren seit 2022 sind die Monate mit *Prymnesium*-Blütenrisiko Mai–August hervorgehoben. Quelle: LfU Brandenburg. Grafik: Paula Torre Zaffaroni 41

Abb. 1.2.5: Entwicklung der Salzfracht der Oder am Gütepegel Frankfurt/O. 2003–2025 als monatliche Mittelwerte. In den Jahren seit 2022 sind die Monate mit *Prymnesium*-Blütenrisiko Mai–August hervorgehoben. Quelle: LfU Brandenburg. Berechnung und Grafik: Paula Torre Zaffaroni 42

Abb. 1.2.6: Die Forschungsfelder des ODER~SO-Projekts 47

Abb. 2.1.1: Hauptkoordinatenanalyse (Principal Coordinate Analysis, PCoA) der Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft von August 2023 bis August 2025 (n = 224), basierend auf dem Bray-Curtis-Index. Dargestellt sind die Achsen 1 und 2. Der prozentuale Anteil der Varianz, der durch jede Achse erklärt wird, ist in Klammern angegeben. 53

Abb. 2.1.2: Hauptkoordinatenanalyse (Principal Coordinate Analysis, PCoA) der Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft über zwei Monate am Standort Frankfurt/O. (n = 27), basierend auf dem Bray-Curtis-Index. 54

Abb. 2.1.3: Monatliche Muster der Phytoplanktongemeinschaften im Hauptstrom und 2 Nebengewässern (Nationalpark, Criewen) im Verlauf der Studie. 55

Abb. 2.1.4: Artenvielfalt von MZB und Zooplankton in den 3 Lebensräumen. 56

Abb. 2.1.5: Gemeinsames Vorkommen von Zooplanktonarten (A) und MZB (B) in verschiedenen Lebensraumtypen. 56

Abb. 2.1.6: Relative Häufigkeit für Stamm, Klasse, Ordnung und Familie nach Jahreszeit für MZB und Zooplankton. 57

Abb. 2.1.7: Taxonomische Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften (Bakterien und Cyanobakterien) auf Gattungsebene über alle Probenahmemonate hinweg (Mai 2023–September 2024). Farben repräsentieren einzelne Gattungen; der steigende Anteil von Cyanobakterien (Grüntöne) während der Blüteperioden ist deutlich erkennbar. 58

Abb. 2.1.8: Relative Häufigkeit der Cyanobakterien (%) und Anzahl der Gattungen während des Probenahmezeitraums. Rot schattierte Bereiche markieren die *Prymnesium*-Blüte (Mai–Juni 2024). 59

Abb. 2.1.9: Kanonische Korrespondenzanalyse von mikrobiellen Gemeinschaften unter Berücksichtigung von Umweltvariablen, die zeigt, wie sich während der *Prymnesium*-Blüte genommene Proben mit erhöhten Chlorophyll-, Temperatur- und Nährstoffwerten gruppieren. 60

Abb. 2.1.10: Unterschiedliche Häufigkeit von KEGG-Orthologen (Kyoto Encyclopedia of Genes and Genomes – Datenbank mit Informationen über Strukturen von Biomolekülen) zwischen Proben während der Blaualgenblüte (*Microcystis*; September 2024) und außerhalb (Juni 2023) der Blütezeit. 60

Abb. 2.1.11: Vergleich zweier Probentypen, die vom LfU an zwei Standorten in der Oder genommen werden. Die Daten basieren auf einer In-silico-Analyse der Nanopore-Shotgun-Sequenzierung. Dargestellt sind die 20 häufigsten Taxa. 61

Abb. 2.2.1: A) Probestellen entlang der Oder im Bundesland Brandenburg. Dreiecke: watbare Uferproben (gelb: zusätzlich mit Beprobung von Auengewässern); Kreise: nicht-watbare Flussproben (mit Flusskilometerangabe). B) Ufer- und Auenprobestellen bei Ratzdorf. C) Drei Teillebensräume im nicht-watbaren Bereich des Flusses bei Groß Neuendorf (km 636) 68

Abb. 2.2.2: A) Probenahme im Stromstrich mittels Airlift-Sampler vom Forschungsschiff ALBIS. Foto: Mario Brauns. B) Sedimentprobe eines Buhnenfelds mit zahlreichen Körbchenmuscheln (*Corbicula* sp.). Foto: Oskar Schröder 69

Abb. 2.2.3: A) Probestelle der bewatbaren Uferbereiche bei Aurith im August 2024. B) Beispiel für das am Buhnenkopf gelegene Steinsubstrat bei Aurith im Oktober 2025. © IGB 70

Abb. 2.2.4: A) Auengewässer bei Aurith im Juni 2024. B) Schneckenfunde im Mai 2024 bei Ratzdorf: *Lymnaea stagnalis* (links unten), *Planorbarius corneus* (oben) und *Viviparus contectus* (rechts unten). © IGB 71

Abb. 2.2.5: Ordinationsplot (nicht-metrische multidimensionale Skalierung) der Ähnlichkeiten der Artengemeinschaften zwischen den einzelnen Habitaten, basierend auf Abundanzen (links) und Trockenmasse (rechts). Da Buhnenköpfe nur im Frühjahr 2024 beprobt wurden, stehen hier weniger Datenpunkte zur Verfügung. Die Habitate Buhnenfeld, Buhnenkopf und Stromstrich weisen hochsignifikante Unterschiede in ihrer Artzusammensetzung auf (PERMANOVA $p < 0{,}001$). 73

Abb. 2.2.6: Boxplots der Taxazahlen (Alpha-Diversität) und Shannon-Indizes der Habitattypen und Probejahre; Farben wie in Abb. 2.2.1 und 2.2.5. Säulen, die einen Buchstaben teilen, weisen keine signifikanten Unterschiede auf (Whitney-U $p < 0{,}5$). Die Artengemeinschaften des Stromstrichs sind signifikant artenärmer als die der Buhnenköpfe und Buhnenfelder. Der Rückgang der Diversität 2025 ist statistisch nicht signifikant. Buhnenköpfe konnten 2025 nicht beprobt werden. 74

Abb. 2.2.7: Ordinationsplot der Ähnlichkeiten der Artengemeinschaften im Stromstrich zwischen den letzten Probenahmen der BfG (1993–1998) in der Flussmitte sowie der ODER~SO-Probenahme (2024–2025), basierend auf Abundanzen. Die Artengemeinschaften in der Oder haben sich innerhalb von 30 Jahren signifikant verändert (PERMANOVA $p < 0{,}001$). 75

Abb. 2.2.8: Boxplot der Schalenlänge von Corbicula sp. in den verschiedenen Habitaten. Säulen, die einen Buchstaben teilen, weisen keine signifikanten Unterschiede auf (Whitney-U $p > 0{,}5$). In den Buhnenfeldern waren die Körbchenmuscheln 2025 signifikant größer als 2024, was auf einen größeren Anteil an mehrjährigen Tieren hinweist. 76

Abb. 2.2.9: Besiedlungsdichten der häufigsten 8 Makrozoobenthos-Gruppen auf Steinen, Kies, Sand und Makrophyten. Es sind nur Substrate dargestellt, die mindestens 5-mal beprobt worden sind. 77

Abb. 2.2.10: Zusammensetzung des Makrozoobenthos im Sommer vor und im Sommer nach der *Prymnesium*-Blüte. Nur Berücksichtigung der Familien mit durchschnittlich mehr als 100 Individuen/m^2. Nur Berücksichtigung von Taxa, die mindestens bis auf Familienniveau bestimmt worden sind (Datenquellen: Juni 2022: LfU Brandenburg, Juli 2022: Garcia und Wolter, Juni 2023: IGB). Die Datensätze basieren auf unterschiedlichen Probenahme-Methoden (siehe Methoden). Einzelabbildungen der Familien mit längerer zeitlicher Auflösung befinden sich zudem im Anhang (Abb. A2.2.1). 78

Abb. 2.2.11: Abundanzen der 8 häufigsten Gruppen des Makrozoobenthos vor (bis einschließlich Sommer 2022) und nach (ab Herbst 2022) der toxischen Massenentwicklung von *P. parvum* (Datenquellen: bis Juni 2022: LfU Brandenburg, Juli 2022: Garcia und Wolter, November 2022: Garcia und Wolter und IGB, Juni 2023: IGB). Die Datensätze basieren auf unterschiedlichen Probenahme-Methoden (siehe Methoden). 79

Abb. 2.2.12: Shannon-Diversität für Taxa auf Familienlevel für beprobte Jahreszeiten vor (bis Sommer 2022) und nach (ab Herbst 2022) der toxischen Massenentwicklung von P. parvum mit Angabe der Anzahl der zugrunde liegenden Proben (Zahlen oben). Vor der Berechnung der Diversität wurden die Abundanzen pro Probestelle-Jahreszeit-Kombination pro Taxon zusammengefasst, auf ganze Individuen gerundet und pro Familie zusammengefasst. Frühjahr: grün, Sommer: rot, Herbst: blau (Datenquellen: bis Juni 2022: LfU Brandenburg, Juli 2022: Garcia und Wolter, November 2022: Garcia und Wolter und IGB, Juni 2023: IGB) 80

Abb. 2.2.13: Abundanzen der 8 häufigsten Makrozoobenthos-Gruppen von 9 Auengewässern bei Ratzdorf (RA), Aurith (AU), Bleyen (BL). Beim Gewässer Aurith 1 fehlt eine Altschilf-Habitatprobe, sodass die beprobte Fläche nur 0,8 m^2 betrug. 81

Abb. 2.2.14: Makrozoobenthos-Zusammensetzung der 8 größten Gruppen für die einzelnen Habitate bei Ratzdorf (RA), Aurith (AU), Bleyen (BL), unterteilt nach Standort. Habitate: AS – Altschilf; NS – Neuschilf, üWS – überschwemmte Wiese; SR – Seerosen; TH – Totholz; St – Steine, WA – Wattenalgen, SM – submerse Makrophyten 81

Abb. 2.3.1: Großmuscheln und deren Bewegungsspuren auf einer Sandbank. Foto: Udo Rothe 87

Abb. 2.3.2: Lage der Großmuscheluntersuchungsflächen im brandenburgischen Oderabschnitt. 88

Abb. 2.3.3: Einzelner, mit einem Schwimmrahmen markierter Probenpunkt im Buhnenfeld bei Lunow. Einschub rechts unten: Ergebnis einer Probenahme im Buhnenfeld Bleyen-Genschmar am 31.07.2025. 89

Abb. 2.3.4: Mittlere Großmuscheldichten von 21 in den Jahren 1996 bis 2017 beprobten Untersuchungsflächen (Daten: Rothe, Berger und Kulze, unveröffentlicht); oh = oberhalb, stromauf, uh = unterhalb, stromab. 92

Abb. 2.3.5: Verhältnis der abgestorbenen zu lebenden Großmuscheln bei Teichmuscheln (Anodontini) und Flussmuscheln (Unioninae) in der Oder im Bereich des Nationalparks Unteres Odertal am 24. August 2022, nach der Oderkatastrophe. 93

Abb. 2.3.6: Festgestellte räumliche Verteilung der Großmuscheldichte (pro 10 m^2) in den 2024/2025 untersuchten Buhnenfeldern. Die Oder fließt von links (Ratzdorf) nach rechts (Stolpe). 95

Abb. 2.3.7: Summierte Altersverteilung aller im Juli 2022 im Nationalpark Unteres Odertal erfassten Großmuschelarten (3 Buhnenfelder, n = 2.156). 96

Abb. 2.3.8: Altersverteilung von *Unio tumidus* nach Standorten (N = 8.425). Festgestellte räumliche Verteilung der Großmuscheldichte (pro 10 m^2) in den 2024/2025 untersuchten Buhnenfeldern. 97

Abb. 2.4.1: Oderfischer beim Kontrollieren einer Standreuse im Rahmen des gemeinsamen Monitorings. Foto: Philipp Czapla, IfB Potsdam-Sacrow 101

Abb. 2.4.2: Probestrecken der Elektrobefischungen (links) und Schleppnetzbefischungen (rechts) in der Oder. Im linken Bild grün hervorgehoben: befischte Nebengewässer 102

Abb. 2.4.3: Jährlicher Gesamt-Fischertrag (in Tonnen) von 11 Fischereibetrieben aus der Oder und den angeschlossenen Nebengewässern der Jahre 2019 bis 2024. 104

Abb. 2.4.4: Medianwert (entspricht 50 % aller Fänge, ± Standardfehler) der Fischdichten (Fische pro Hektar) vor der Oderkatastrophe, im Zeitraum Herbst 2022 bis Herbst 2023 (bildet die zuwanderungsbereinigte Schadensbilanz ab) und seit Frühjahr 2024 (Erholung). MO, UO, Strom, Ufer bezeichnen die Hauptlebensräume mittlere und untere Oder, in der Strommitte und im Uferbereich. 107

Abb. 2.4.5: Medianwert (entspricht 50 % aller Fänge, ± Standardfehler) der Fischbiomassen (kg pro Hektar) vor der Oderkatastrophe, im Zeitraum Herbst 2022 bis Herbst 2023 (zuwanderungsbereinigte Schadensbilanz) und seit Frühjahr 2024 (Erholung). MO, UO, Strom, Ufer bezeichnen die Hauptlebensräume mittlere und untere Oder, in der Strommitte und im Uferbereich. 108

Abb. 2.4.6: Vergleich der gesamten Stellnetz-Einheitsfänge (kg/100 m² · h) über alle Fischarten in den Monaten September, Oktober und November der Jahre 2023, 2024 und 2025; n = Anzahl der Einheitsfänge, BPUE = *biomass per unit effort*, Einheitsfang in Biomasse pro 100 m² Stellnetzfläche und Stunde Stellzeit. 111

Abb. 3.1.1: Karte des Untersuchungsgebiets. Deutscher Oderabschnitt mit den gekennzeichneten Probenahmestellen (OS010–OS180) sowie der Neiße (N1) als Zufluss. 118

Abb. 3.1.2: Jahresgänge für pH-Wert (pH), Sauerstoffkonzentration (O_2) und Wassertemperatur (T) an den 18 Messstellen in der Neiße, Oder, HoFriWa und Westoder. Der gesamte Datensatz ist durch graue Punkte dargestellt, hervorgehoben sind als repräsentative Untersuchungsstellen die Neiße südlich Ratzdorf (N1, grüne Quadrate), die Hauptoder in Frankfurt/O. (OS040, blaue Kreise) sowie die HoFriWa/Westoder in Schwedt (OS140, rote Kreise). 123

Abb. 3.1.3: Jahresgänge für elektrische Leitfähigkeit (LF), Natrium (Na) und Chlorid (Cl^-) an den 18 Messstellen in der Neiße, Oder, HoFriWa und Westoder. Der gesamte Datensatz ist durch graue Punkte dargestellt, hervorgehoben sind als repräsentative Untersuchungsstellen die Neiße südlich Ratzdorf (N1, grüne Quadrate), Hauptoder in Frankfurt/O. (OS040, blaue Kreise) sowie die HoFriWa/Westoder in Schwedt (OS140, rote Kreise). 125

Abb. 3.1.4: Oberes Panel: Korrelation der Stoffmengenkonzentration von Natrium (Na) gegenüber Chlorid (Cl^-). Unteres Panel: Korrelation der elektrischen Leitfähigkeit (LF) gegenüber Chlorid (Cl^-). 126

Abb. 3.1.5: Jahresgänge für Kalium (K) und Sulfat (SO_4^{2-}) an den 18 Messstellen in der Neiße, Oder, HoFriWa und Westoder. Der gesamte Datensatz ist durch graue Punkte dargestellt, hervorgehoben sind als repräsentative Untersuchungsstellen die Neiße südlich Ratzdorf (N1, grüne Quadrate), Hauptoder in Frankfurt/O. (OS040, blaue Kreise) sowie die HoFriWa/Westoder in Schwedt (OS140, rote Kreise). 127

Abb. 3.1.6: Jahresgänge für Calcium (Ca), Magnesium (Mg) und Silizium (SI) an den 18 Messstellen in der Neiße, Oder, HoFriWa und Westoder. Der gesamte Datensatz ist durch graue Punkte dargestellt, hervorgehoben sind als repräsentative Untersuchungsstellen die Neiße südlich Ratzdorf (N1, grüne Quadrate), Hauptoder in Frankfurt/O. (OS040, blaue Kreise) sowie die HoFriWa/Westoder in Schwedt (OS140, rote Kreise). 128

Abb. 3.1.7: Jahresgänge für Nitrat-Stickstoff (NO_3-N), Ammonium-Stickstoff (NH_4-N) und gesamtgelöster Stickstoff (total dissolved nitrogen, TDN) an den 18 Messstellen in der Neiße, Oder, HoFriWa und Westoder. Der gesamte Datensatz ist durch graue Punkte dargestellt, hervorgehoben sind als repräsentative Untersuchungsstellen die Neiße südlich Ratzdorf (N1, grüne Quadrate), Hauptoder in Frankfurt/O. (OS040, blaue Kreise) sowie die HoFriWa/Westoder in Schwedt (OS140, rote Kreise). 130

Abb. 3.1.8: Jahresgänge für gesamtorganischen Kohlenstoff (TOC), Gesamtstickstoff (TN) und Gesamtphosphor (TP) an den 18 Messstellen in der Neiße, Oder, HoFriWa und Westoder. Der gesamte Datensatz ist durch graue Punkte dargestellt, hervorgehoben sind als repräsentative Untersuchungsstellen die Neiße südlich Ratzdorf (N1, grüne Quadrate), Hauptoder in Frankfurt/O. (OS040, blaue Kreise) sowie die HoFriWa/Westoder in Schwedt (OS140, rote Kreise). 131

Abb. 3.1.9: Jahresgänge für gelösten reaktiven Phosphor (SRP), das reaktive N:P-Verhältnis (berechnet aus dem molaren Verhältnis von TDN und SRP), und das Gesamt-N:P-Verhältnis (berechnet aus dem molaren Verhältnis von TN und TP) an den 18 Messstellen in der Neiße, Oder, HoFriWa und Westoder. Der gesamte Datensatz ist durch graue Punkte dargestellt, hervorgehoben sind als repräsentative Untersuchungsstellen die Neiße südlich Ratzdorf (N1, grüne Quadrate), die Hauptoder in Frankfurt/O. (OS040, blaue Kreise) sowie die HoFriWa/Westoder in Schwedt (OS140, rote Kreise). 133

Abb. 3.1.10: Jahresgänge für gelösten anorganischen Kohlenstoff (DIC), gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) und gesamtorganischen Kohlenstoff (TOC) an den 18 Messstellen in der Neiße, Oder, HoFriWa und Westoder. Der gesamte Datensatz ist durch graue Punkte dargestellt, hervorgehoben sind als repräsentative Untersuchungsstellen die Neiße südlich Ratzdorf (N1, grüne Quadrate), Hauptoder in Frankfurt/O. (OS040, blaue Kreise) sowie die HoFriWa/Westoder in Schwedt (OS140, rote Kreise). 134

Abb. 3.1.11: Jahresgänge für Chlorophyll-a an den 18 Messstellen in der Neiße, Oder, HoFriWa und Westoder. Der gesamte Datensatz ist durch graue Punkte dargestellt, hervorgehoben sind als repräsentative Untersuchungsstellen die Neiße südlich Ratzdorf (N1, grüne Quadrate), Hauptoder in Frankfurt/O. (OS040, blaue Kreise) sowie die HoFriWa/Westoder in Schwedt (OS140, rote Kreise)..... 136

Abb. 3.1.12: Summenkonzentrationen der 34 quantifizierten organischen Spurenstoffe in ng/L im Juli 2024 in der Neiße (N1) und entlang der Oder (OS010 bis OS180). 137

Abb. 3.1.13: Summenkonzentrationen der analysierten organischen Spurenstoffe in ng/L in der Neiße (N1) und Oder (OS010 bis OS180) in Proben vom April 2023, Oktober 2023, April 2024, Juli 2024, Oktober 2024, April 2025 und September 2025. Die Neiße wurde ab dem Jahr 2024 analysiert. 138

Abb. 3.1.14: Konzentration von Carbamazepin (Pharmazeutika der Wirkstoffgruppe Antiepileptika) in ng/L in der Neiße (N1) und Oder (OS010 bis OS180) in Proben vom April 2023, Oktober 2023, April 2024, Juli 2024, Oktober 2024, April 2025 und September 2025. Die Neiße wurde ab dem Jahr 2024 analysiert. 139

Abb. 3.1.15: Konzentration von 1H-Benzotriazol (Korrosionsschutzmittel) in ng/L in der Neiße (N1) und Oder (OS010 bis OS180) in Proben vom April 2023, Oktober 2023, April 2024, Juli 2024, Oktober 2024, April 2025 und September 2025. Die Neiße wurde ab dem Jahr 2024 analysiert. 139

Abb. 3.1.16: Entwicklung der Phytoplankton-Biomasse (gemessen per HPLC als chl-a) von November 2023 bis Oktober 2025 in der Oder bei Frankfurt/O. (blau), Küstrin (hellblau) und Hohenwutzen (grün). 140

Abb.3.1.17:Korrelation zwischen den per HPLC und per Exo-Sonde gemessenen Chlorophyll-a-Konzentrationen in der unteren Oder..... 141

Abb. 3.1.18: Biovolumen der dominanten Phytoplanktongruppen in der Oder bei Lebus. Unterschiedliche Skalierung für 2023 (links) und 2024 (rechts)..... 142

Abb. 3.2.1: Abundanzen von *P. parvum* zwischen März 2023 und Februar 2024 entlang des Hauptstromes (Oder), der Westoder und der Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße (HoFriWa)..... 146

Abb. 3.2.2: Abundanzen von *P. parvum* zwischen März 2024 und Februar 2025 entlang des Hauptstromes, der Westoder und der Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße (HoFriWa) mit einer Algenblüte im Hauptstrom zwischen Mai und Juni sowie einer zweiten Algenblüte im Juli in der Westoder und der HoFriWa..... 147

Abb. 3.2.3: Abundanzen von *P. parvum* zwischen dem 06.05.2024 und dem 21.06.2024 an 3 ausgesuchten Probenahmestellen im Hauptstrom der Oder. 147

Abb. 3.3.1: (a) Standorte der In-situ-Chlorophyll-Messstellen innerhalb des Oder-Einzugsgebietes (2022–2024) mit Messstellen des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB, blau) und des Landesamts für Umwelt Brandenburg (LfU, rot). (b) Gelber Ausschnitt: 15 Standorte, die für die Validierung der Sentinel-2-MSI-Chlorophyllkonzentrationen verwendet wurden. (c) Blauer Ausschnitt: Teilmenge des Flussnetzes zwischen Flusskilometer 81 und 100 (ab Ostrava, CZ). 150

Abb. 3.3.2: (a) In-situ-basierte vs. satellitenbasierte Chlorophyllkonzentrationen entlang der Oder zwischen 2022 und 2024 mit Fehlerbalken, die die Standardabweichung innerhalb der Pixelfenster um den Mittelwert angeben. Eine Fehlereinschätzung der In-situ-Daten liegt nicht vor. Die Farben entsprechen den verschiedenen Datenquellen (IGB in Blau, LfU in Rot), und die unterschiedlichen Formen geben die Messmethode an (Sonde oder HPLC). (b) Zeitreihen der In-situ-Chlorophyllkonzentrationen (Balken) und der Chlorophyllkonzentrationen aus der Fernerkundung (Punkte) für die Station Hohenwutzen von Juni 2023 bis November 2024 und die Station Frankfurt/O. von März 2022 bis November 2024, wobei die Fehlerbalken an den Punkten die Standardabweichung innerhalb des Pixelfensters angeben. . 152

Abb. 3.3.3: Screenshot des xcube Viewer zur Visualisierung der aus Fernerkundungsdaten abgeleiteten Chlorophyllkonzentrationen in der Oder und großen Nebengewässern. Links: Der Kartenausschnitt zeigt einen 10-km-Abschnitt im Landschaftsschutzgebiet Unteres Odertal bei Mescherin, zwischen Westoder und Hauptoder liegen Auengewässer. Farbige Bereiche kennzeichnen Chlorophyllwerte am 08.05.2023 für Pixel, die als Gewässer klassifiziert werden konnten. Rechts: Zeitreihe (2021–2025) der mittleren Chlorophyllkonzentration aller Pixel innerhalb des 10 km langen Flussabschnitts der Hauptoder (in der Karte rechts, zusätzlich gelb gestrichelt markiert). 154

Abb. 3.3.4: Screenshot des Python-Dashboards zum aktuellen Status („Current Status“-Tab). Links: Karte zur Darstellung der Chlorophyllkonzentration der letzten 5 Aufnahmetage vor dem 31.10.2025 in der Oder in Tschechien, Polen und Deutschland. Mitte: Darstellung der Zusammenfassung der Chlorophylldynamik im Verlauf der vergangenen 5 Tage (vertikale Achse entspricht den Flusskilometern). Rechts oben: Darstellung der Chlorophyllkonzentrationen im in der Karte ausgewählten Datensegment über die letzten 30 Tage mit Angabe des Schwellenwerts im Sinne eines Warnsystems. Rechts unten: Darstellung der hydrologischen Daten für die letzten 5 bis 30 Tage. 155

Abb. 3.3.5: Screenshot Python-Dashboard zur retrospektiven Darstellung („Past Dynamics“-Tab). Links: räumliche Darstellung der gemittelten Chlorophyllkonzentration des ausgewählten Jahres. Rechts: interaktive Darstellung der Chlorophyllkonzentration des ausgewählten Jahres. Die Darstellungen ermöglichen die zeitliche und räumliche Interpretation der Chlorophyllkonzentrationen auch für unterschiedliche Saisons. 156

Abb. 4.1.1: Transmissionselektronenmikroskopie (TEM) zeigt die Schuppen der äußeren und inneren Schicht der Zelloberfläche des einzelligen P. parvum-Stamms ODER1 (links) und des nahe verwandten Stamms K-0081 (rechts, beide Typ B). Die Schuppen der äußeren Schicht sind durch einen schmalen Rand (schwarzer Stern) und die der inneren Schicht durch einen breiten Rand (weißer Stern) gekennzeichnet. Die Schuppen von ODER1 weisen eine radiale Anordnung von Mikrofibrillen auf beiden Seiten auf (typisch für diploide Zellen), während die Schuppen von K-0081 ein radiales Muster auf der proximalen Seite (Pfeil) und ein spiralförmig gewundenes Muster auf der distalen Seite (Pfeilspitze) zeigen. Maßstäbe: 400 nm (nach Kuhl et al. 2024, verändert). 161

Abb. 4.1.2: Isolierung und phylogenetische Verwandtschaft von *P. parvum* ODER1. (A) Lichtmikroskopische Aufnahme der Isolierung einer lebenden Zelle des Stammes ODER1 mittels eines Mikromanipulators; sämtliches Material (Zellen zur DNA- und RNA-Extraktion), das für die Gesamtgenomsequenzierung verwendet wurde, wurde durch Kultivierung aus einer einzelnen Zelle gewonnen. (B) Maximum-Likelihood-Phylogenie von 16 *P. parvum* s.l.-Stämmen, basierend auf deren Chloroplastengenomen, gewurzelt mit dem Haptophyten Rebecca sp. Die Knotenbezeichnungen geben die Werte eines Ultra-Fast-Bootstrap-Tests (UFBS) sowie eines Shimodaira-Hasegawa-ähnlichen approximativen Likelihood-Ratio-Tests (SH-aLRT) an. Werte > 95 % sind mit Sternchen gekennzeichnet. Referenzgenome in Referenzqualität existierten nur für die von uns neu beschriebene Klade vom Typ B (roter Rahmen) und für die Klade des Typs A. Der nächste Verwandte des diploiden *P. parvum*-Stammes ODER1 ist K-0081, der laut unserer SNP-Allelfrequenzanalyse und Durchflusszytometrie-Daten ein triploides Genom besitzt (nach Kuhl et al. 2024, verändert). 163

Abb. 4.1.3: Zusammenhang zwischen Genom und Toxin-Struktur am Bespiel von *P. parvum* s.l. Im Vergleich zum Typ A (blau) weist das Genom des Typs B (ODER1, grün) mehrere Kilobasen umfassende Lücken (DNA-Deletionen, rot) im Bereich der Polyketidsynthase-(PKS-)Gene auf, die wahrscheinlich mit einer Veränderung in der Toxin-(Prymnesin)-Struktur (rot) korrelieren (nach Kuhl, Strassert et al. 2024, verändert). 164

Abb. 4.1.4: In der Entwicklung befindliche Tests zur Diagnostik von *P. parvum* s.l.-Typen und -Stämmen. Besonders sensitiv und daher prädestiniert für Umweltproben: anhand von unterschiedlich großen PCR-Produkten aus der Chloroplasten-DNA (B1–D1) von *P. parvum* s.l. A1: Fragmentgrößen DNA-Marker („ladder“) in Basenpaaren (bp), B1: A-Typ 1, C1: C-Typ, D1: B-Typ. 166

Abb. 4.2.1: Mikrofoto der Kultur des Oderstammes von *P. parvum*. Foto: Katrin Preuß. ... 168

Abb. 4.2.2: Beziehung zwischen der Zellzahl von *P. parvum* pro ml und der Fluoreszenz F0 (Anregung: 470 nm) bei Messungen mit dem Imaging-PAM (Daten aus Parmar 2025). 171

Abb. 4.2.3: Abhängigkeit der Wachstumsrate des Oderstammes von *P. parvum* vom Salzgehalt (in PSU) nach 7 Tagen Wachstum. Wachstumsbedingungen: 20 °C, 80 µE/m² s, f/2-Medium. Quelle: Parmar (2025). 172

Abb. 4.2.4: Abhängigkeit der Wachstumsrate verschiedener Stämme von *P. parvum* vom Salzgehalt nach 10 Tagen Wachstum. a): CCAP 1A (Typ A), b): K-374 (Typ B) und c): RCC 1436 (Typ C). 173

Abb. 4.2.5: Relative Menge von Prymnesin (pro Zelle) der verschiedenen Molekülmassen bei 0,75 und 1 PSU nach 7 Tagen Wachstum des Oderstamms (ODER1) im Turbidostaten. Signifikant unterschiedliche Messwerte zwischen 0,75 und 1 PSU sind durch Sternchen gekennzeichnet... 174

Abb. 4.3.1: Dosis-Wirkungs-Kurven (n = 5) für die 5 getesteten Fischarten nach 21-stündiger Inkubation der roten Blutkörperchen in unterschiedlichen Konzentrationen von *P. parvum*-Kulturen. Die anteilige Hämolyse wird relativ zur Anzahl intakter roter Blutkörperchen in der Kontrollgruppe angegeben. 179

Abb. 4.3.2: Mittlere Hämolyserate (±SE, n = 5) der roten Blutkörperchen von 5 Fischarten, die bei unterschiedlichen Konzentrationen von *P. parvum* nach 15, 18, 21 und 24 Stunden Inkubation gemessen wurden. Die prozentuale Hämolyse wird relativ zur Anzahl intakter roter Blutkörperchen in der entsprechenden Kontrolle ausgedrückt. 180

Abb. 4.3.3: Mikroskopaufnahmen roter Blutkörperchen des Sterlets nach 21 Stunden Inkubation. Vergleich zwischen (a) unbehandelter Kontrolle und (b) Zellen, die 100.000 *P. parvum*-Zellen/ml ausgesetzt waren. Die Aufnahmen wurden bei 100-facher Vergrößerung unter einem Nikon-Eclipse-Ni-Standmikroskop mit einer Nikon-DS-Fi3-Kamera gemacht. © 2023 Margie Glenn 180

Abb. 4.3.4: Prozentsatz der Zebrafischlarven, die nach 24-stündiger Inkubation von a) Algenansammlungen im Gewebe, b) einer verminderten Herzfrequenz, c) einer Schwanzdeformation, d) einer Wirbelsäulendeformation und e) von Nekrosen betroffen waren; f) Sterblichkeitsrate nach 48 Stunden. 181

Abb. 4.3.5: Mikroskopaufnahmen von Zebrafischlarven 24 Stunden nach dem Schlupf: (a) eine gesunde Larve aus der Kontrollgruppe und (b) Larve, die *P. parvum*-Konzentration von 400.000 Zellen/ml ausgesetzt war, deren Schwanzflosse stark geschädigt und Wirbelsäule verkrümmt ist. Die Aufnahmen wurden mit einem Nikon-SMZ-1270i-Mikroskop und einer Nikon-DS-Ri2-Kamera gemacht. © 2025 Sascha Behrens 182

Abb. 4.3.6: Mesokosmenexperiment: Abundanzentwicklung der Rädertierarten *K. cochlearis* und *L. patella* über die Zeit, bei unterschiedlichen Salzgehalten (0, 0,2, 1, 5 ppt); Rohdaten sind als Punkte dargestellt, Linien als generalisierte additive Modellanpassungen (n = 3). 184

Abb. 4.3.7: Überlebensraten (95 %-Perzentile mit Minima und Maxima) von *K. cochlearis* nach 24-stündiger Inkubation in einer Well-Platte in Nährmedium bei unterschiedlichen Gesamtphosphor- und Salzgehalten, bei Inkubation mit und ohne *P. parvum* (n = 5). 185

Abb. 5.1.1: Karte der Untersuchungsstandorte entlang der Grenzoder für Zooplanktonuntersuchungen im Hauptstrom, Auen- und Seitengewässern (Zooplankton) sowie der Standorte am linken Flussufer entlang der Grenzoder, an denen die Besiedlung und Zersetzung von Erlenlaub untersucht wurde (Laub). 189

Abb. 5.1.2: (a) Mittlere Dichte (± Standardfehler) und (b) Diversität des Zooplanktons in drei Teilhabitaten des Hauptstroms der Oder zwischen Dezember 2023 und November 2024. Boxplots zeigen Medianwerte, Interquartilsabstände (IQR) und Ausreißer. 191

Abb. 5.1.3: (a) Hauptkoordinatenanalyse (PCoA) der Zooplanktongemeinschaften in verschiedenen Lebensräumen entlang der Grenzoder, (b) prozentuale Anteile der drei Großgruppen an der Gesamtdichte, (c) mittlere geschätzte Filtrationsraten der Zooplankton-Gemeinschaft im Sommer 2024. 192

Abb. 5.1.4: Zersetzungsraten von Erlenlaub in grobmaschigen (A) und feinmaschigen (B) Netzbeuteln an 6 Untersuchungsstandorten entlang der Grenzoder in 3 aufeinanderfolgenden Jahren nach der Oderkatastrophe. Unterschiedliche Buchstaben weisen auf signifikante Unterschiede hin; RATZ= Ratzdorf, LOSS= Lossow, KUST= Küstrin-Bleyen, OHEN= Hohenwutzen, SCHW= Schwedt, ESCH= Mescherin. 193

Abb. 5.1.5: NMDS-Analyse, die Unterschiede und Gemeinsamkeiten (A) der auf Erlenlaub sporulierenden aquatischen Hyphomyceten und (B) des mit dem Laub assoziierten MZB im ersten und zweiten Jahr nach der Oderkatastrophe an 6 Standorten entlang der Grenzoder zeigt; RATZ= Ratzdorf, LOSS= Lossow, KUST= Küstrin-Bleyen, OHEN= Hohenwutzen, SCHW= Schwedt, ESCH= Mescherin. 194

Abb. 5.2.1: Probenahmestellen entlang der Oder (links). Satellitenbilder (rechts) zeigen die Position der Emergenzfallen exemplarisch in 3 (Lebus, Reitwein, und Bleyen) der insgesamt 6 ausgewählten Buhnenfelder und Auengewässer (blaue Punkte). An jeder Stelle wurden 3 Emergenzfallen ausgebracht. Die terrestrischen Insektenfallen zwischen den Buhnen und Auengewässern wurden jeweils im Abstand von 1, 5 und 10 m von der jeweiligen Uferlinie bzw. je eine Falle in der Mitte zwischen Buhnenfeld und Auengewässer aufgestellt (grüne Punkte). Digitale Orthofotos: GeoBasis-DE/LGB, dl-de/by-2-0. 200

Abb. 5.2.2: Insekten aus den schwimmenden Emergenzfallen (Probenahme vom 03.09.2024) in Reitwein (A) vom Auengewässer und (B) vom angrenzenden Buhnenfeld der Oder. (C) Design der aquatischen Emergenzfallen, (D) Design der terrestrischen Fallen und (E) Teile eines Transekts, bestehend aus aquatischen und terrestrischen Fallen (hier bei Lebus). 201

Abb. 5.2.3: Beitrag der verschiedenen Insektengruppen zur Gesamtabundanz (Individuen/m²/Jahr; A und B) und zum Gesamtbiomasseexport (Trockenmasse/m²/Jahr; C und D) im Jahr 2023 durch emergierende aquatische Insekten in den Buhnenfeldern der Oder (A und C) und den Auengewässern (B und D). Für die Ermittlung der relativen Anteile wurden die Abundanz- und Biomassedaten über die Saison (April bis November) und die Probenahmestellen hinweg aufsummiert (Buhnen und Auengewässer getrennt). 202

Abb. 5.2.4: Abundanz (A) und Biomasse (B) emergierender aquatischer Insekten in 6 untersuchten Buhnenfeldern entlang der Oder und 3 angrenzenden Auengewässern, summiert über die Saison von Ende April bis Anfang November 2023 (Anzahl Individuen bzw. Gesamtbiomasse pro m² Wasseroberfläche). Die Probenahmestellen sind von Süd nach Nord in Fließrichtung angeordnet: Aurith (AH), Lossow (LW), Lebus (LB), Reitwein (RW), Bleyen (BY), Zollbrücke (ZB). 204

Abb. 5.2.5: Zeitlicher Verlauf des Exports von Individuen (A, Individuen/m²/Tag) und Biomasse (B, mg Trockenmasse/m²/Tag) in 6 Buhnenfeldern (BF) entlang der Oder und 3 angrenzenden Auengewässern (AG) von April bis November 2023. Die Probenahmestellen sind von Süd nach Nord in Fließrichtung angeordnet: Aurith (AH), Lossow (LW), Lebus (LB), Reitwein (RW), Bleyen (BY), Zollbrücke (ZB). 205

Abb. 5.2.6: Export (Individuen/m²/Monat) von Zuckmücken (Chironomidae, oben), Eintagsfliegen (Ephemeroptera, Mitte) und Köcherfliegen (Trichoptera, unten) aus den 3 Buhnenfeldern in Lebus (LB), Reitwein (RW) und Bleyen (BY) sowie den jeweils angrenzenden Auengewässern in 2023. 206

Abb. 5.2.7: Diversität (A, Simpson-Index) der aus dem Buhnenfeld und dem angrenzenden Auengewässer in Reitwein emergierten, morphologisch bestimmten Zuckmücken (Chironomidae). Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (B, NMDS) der relativen Anteile der einzelnen Zuckmücken-Arten (%) an der insgesamt erfassten Anzahl der Zuckmücken-Arten. Die Vektoren zeigen, welche Arten für die Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen dem Buhnenfeld und dem angrenzenden Auengewässer maßgeblich verantwortlich sind. Die Ellipsen zeigen die Variabilität in der Artenzusammensetzung der beiden Habitate (75-%-Konfidenzintervalle). 207

Abb. 5.2.8: Abundanz aquatischer und terrestrischer Insekten (Anzahl Individuen pro Tag), die in Reitwein entlang eines Transekts zwischen dem Buhnenfeld (BF) und dem angrenzenden Auengewässer (AG) mittels terrestrischer Insektenfallen im April und Mai 2024 gefangen wurden. Der Transekt bestand aus 7 terrestrischen Insektenfallen, die in unterschiedlichem Abstand zur jeweiligen Uferlinie (Buhne bzw. Auengewässer) aufgestellt waren (1, 5, 10 m vom jeweiligen Ufer, eine Falle in der Mitte). 208

Abb. 5.3.1: Übersichtskarte der 5 Untersuchungsflächen für die biozönotische Auenbewertung. 214

Abb. 5.3.2: Klassifizierung von Auenschlüsselhabitaten nach Januschke et al. (2023). * = kulturgeprägtes Auenschlüsselhabitat 216

Abb. 5.3.3: Verteilung von 20 Plots für die Erfassung der Gefäßpflanzen und Vögel am Beispiel der Untersuchungsfläche Aurith. 217

Abb. 5.3.4: Quantitative Darstellung (Längenanteile in %) der Habitatausstattung der Untersuchungsflächen Lossow, Reitwein, Aurith, Bleyen und Lebus. Fett hervorgehoben: prägende und häufige Auenschlüsselhabitate der „Gefällearmen Stromaue (teilmineralisch-organisch) mit Winterhochwasser“ nach Januschke et al. (2023). * = kulturgeprägtes Auenschlüsselhabitat 220

Abb. 5.3.5: Ergebnisse ausgewählter BioAu-Kenngrößen nach Januschke et al. 2023 für die Gefäßpflanzen aus dem Jahr 2024, berechnet auf Grundlage der Anzahl Arten (a) und der Summe maximaler Deckungsgrade (b). K1 = Auenabschnittstyp-spezifische Arten, K2= Indikatorarten mit starke Auenbindung, K3= Rote-Liste-Arten, Z1= Gesamtartenzahl, Z2= Indikatorarten für vegetationsarme/-freie Uferzonen, Z3= Indikatorarten für wechselfeuchtes Grünland. 223

Abb. 5.3.6: Ergebnisse ausgewählter BioAu-Kenngrößen nach Januschke et al. 2023 für die Laufkäfer aus dem Jahr 2024, berechnet auf Grundlage der Anzahl Arten (a) und der Anzahl Individuen (b). K1 = Auenabschnittstyp-spezifische Arten, K2 = Arten mit starker Auenbindung, K3 = Arten der Roten Liste BRD (Gruttke et al. 2016), Z1 = Gesamtzahl Arten bzw. Individuen, Z2 = Indikatorarten für vegetationsarme und -freie Uferzonen, Z3 = Indikatorarten für wechselfeuchtes Grünland. 225

Abb. 5.3.7: Ergebnisse ausgewählter BioAu-Kenngrößen nach Januschke et al. (2023) für die Vögel aus dem Jahr 2025, berechnet auf Grundlage (a) der Anzahl Arten und (b) der Anzahl Brutreviere pro Fläche. K1 = Auenabschnittstyp-spezifische Arten, K2 = Arten mit starker Auenbindung, K3 = Arten der Roten Liste BRD (Ryslavy et al. 2020), Z1 = Gesamtzahl Brutreviere, Z2 = Indikatorarten für vegetationsarme und -freie Uferzonen, Z3 = Indikatorarten für wechselfeuchtes Grünland. 227

Abb. 5.4.1: Im Rahmen von ODER~SO bewertete Ökosystemleistungen der Oder und ihrer Auen und ihre Zuordnung zu den drei ÖSL-Gruppen. Fotos: links und rechts: Antje Kerkow (Oderauen 2023); Mitte: dpa/Pleul (Oder 2024) 231

Abb. 5.4.2: Karte der Grenzoder mit Westoder, aktiven Auen und Altauen. Quellen: Geonames (Ortsnamen), Natural Earth (Kartengrundlagen), BfN (Flussauen in Deutschland) 232

Abb. 5.4.3: Schematische Darstellung der Fluss- und Auenkompartimente: Für 1-km-Abschitte, sogenannte Segmente, bestehend aus Fluss, aktiver Aue und Altaue (A), werden die RESI-Indizes (B) berechnet. 234

Abb. 5.4.4: Verfügbarkeit der Ökosystemleistungen Biomasse Ackerbau/Ertragspotenzial (links), Biomasse Grünland/Ertragspotenzial (Mitte) und Hochwasserregulation (rechts). Darstellung der flächengewichteten Mittelwerte für jedes Auensegment bzw. Fluss-Auen-Segment. Die Kreisdiagramme zeigen die flächengewichtete Statistik für die gesamte Aue bzw. Fluss und Aue. 237

Abb. 5.4.5: Verfügbarkeit der Ökosystemleistungen Niedrigwasserregulation (links), Auenhabitate (Mitte) und Flusshabitate (rechts). Darstellung der flächengewichteten Mittelwerte für jedes Fluss- bzw. Auensegment in der Karte. Die Flusssegmente in der rechten und linken Karte wurden zur besseren Sichtbarkeit verbreitert dargestellt. Die Kreisdiagramme zeigen die flächengewichtete Statistik für den gesamten Fluss bzw. für die gesamte Aue. 238

Abb. 5.4.6: Verfügbarkeit der Ökosystemleistungen Sedimentregulation (links), Bodenbildung (Mitte) und Treibhausgasemissionen (rechts). Darstellung der flächengewichteten Mittelwerte für jedes Fluss- bzw. Auensegment in der Karte. Die Kreisdiagramme zeigen die flächengewichtete Statistik für den gesamten Fluss bzw. die gesamte Aue. 239

Abb. 5.4.7: Verfügbarkeit der Ökosystemleistungen Kühlwirkung (links), Landschaftsbild (Mitte) und lokales Natur- und Kulturerbe (rechts). Darstellung der flächengewichteten Mittelwerte für jedes Fluss-Auen-Segment. Die Kreisdiagramme zeigen die flächengewichtete Statistik für jeweils Fluss und Aue. 240

Abb. 5.4.8: Links: Verfügbarkeit der Ökosystemleistung der wassergebundenen Erholung. Darstellung des flächengewichteten Mittelwerts für jedes Fluss-Auen-Segment. Das Kreisdiagramm zeigt die flächengewichtete Statistik für jeweils Fluss und Aue gemeinsam. Rechts: Summe der 13 Ökosystemleistungsbewertungen je Fluss-Auen-Kompartiment in jeweils 5 Kategorien mit Ergebnisskala von 21 (Minimum) bis 44 (Maximum) 241

Abb. 5.4.9: Longitudinale Verfügbarkeit der Ökosystemleistungen entlang der Grenzoder von Norden nach Süden (gleitender Mittelwert über jeweils 25 Flusskilometer). Die RESI-Werte für die Treibhausgasemissionen folgen einer umgekehrten Logik: Hohe Emissionswerte bedeuten einen niedrigen RESI-Index. 242

Abb. 5.4.10: Vergleich der Ökosystemleistungen aller Fluss-Auen-Segmente (arithmetisches Mittel über alle Segmente ohne Flächengewichtung) 243

Abb. 5.4.11: Differenz der mittleren Ausprägung der Ökosystemleistungen zwischen Nationalpark und Oderbruch entlang der Oderauen (nur Werte > 0, ungewichtete Mittelwerte); positive Werte kennzeichnen höhere Leistungen im Nationalpark, negative Werte höhere Leistungen im Oderbruch. 243

Abb. 5.4.12: Multifunktionalität der Ökosystemleistungen entlang der Oderauen, dargestellt als Anzahl gleichzeitig hochausgeprägter Leistungen (RESI-Wert ≥ 4) pro Segment, getrennt nach Gesamtgebiet, Nationalpark, Oderbruch und übrigen Abschnitten 244

Abb. 5.4.13: Spearman-Korrelationen zwischen den untersuchten Ökosystemleistungen entlang der Oderauen. Farben zeigen die Richtung (positiv/negativ) und die Stärke (Korrelationskoeffizient p), Sterne kennzeichnen statistisch signifikante Korrelationen (p < 0,05). 245

Abb. 5.5.1: Konzept des Eintragsmodells MONERIS. 251

Abb. 5.5.2: Konzept der Niederschlagsabfluss-Modellierung inkl. der Kopplung an die Nährstoffkomponenten in Boden und Grundwasser. 252

Abb. 5.5.3: Abgeleitete monatliche Änderungen von Temperatur, Niederschlag und Verdunstung im Einzugsgebiet der Oder, basierend auf MLUK-BB (2024), siehe Tab. 5.5.1. 256

Abb. 5.5.4: Konzept zur Ableitung der Szenarien unter Berücksichtigung der zukünftig erwartbaren Abflüsse und möglichen Änderungen im landwirtschaftlichen Sektor und der Abwasserbehandlung. FKB: feuchteste klimatische Wasserbilanz, MKB: mittlere klimatische Wasserbilanz, MSRL: Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, o. KW: ohne Klimawandel, TKB: trockenste klimatische Wasserbilanz. 259

Abb. 5.5.5: Anteile der abflussbildenden Komponenten in der Oder. Von links nach rechts: Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss, Drainagen und Grundwasser. 260

Abb. 5.5.6: Monatliche Abflüsse im deutschen Oder-Einzugsgebiet während des Untersuchungszeitraums 2003–2020, unterschieden nach Abflusskomponenten. 261

Abb. 5.5.7: Vergleich der gemessenen und modellierten monatlichen Abflüsse an der Messstelle Hohensaaten-Finow während des Untersuchungszeitraums 2003–2020. 261

Abb. 5.5.8: Langzeitentwicklung der Stickstoffüberschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen im deutschen Teil des Oder-Einzugsgebietes in kg/ha/a (Werte nach Batool et al. 2022). 262

Abb. 5.5.9: Mittlere Aufenthaltszeiten – von links nach rechts: in 0–1 m Bodentiefe, 1–2 m Bodentiefe und im Grundwasser – sowie die mittleren N-Überschüsse während der Aufenthaltszeit im Grundwasser (GW). 263

Abb. 5.5.10: Denitrifikationsraten – von links nach rechts: in 0–1 m Bodentiefe, 1–2 m Bodentiefe und Grundwasser – im deutschen Teil des Oder-Einzugsgebiets. .. 264

Abb. 5.5.11: Monatliche Stickstoff- (oben) und Phosphoreinträge (unten) nach Eintragspfaden in den Jahren 2003–2020 im deutschen Einzugsgebiet der Oder. AD: atmosphärische Deposition auf Wasserflächen, SR: Abschwemmung, ER: Erosion, TD: Drainagen, GW: Grundwasser, US: urbane Systeme, PS: Punktquellen. 265

Abb. 5.5.12: Mittlere jährliche Gesamtstickstoff- (links) und Gesamtphosphoreinträge (rechts) im deutschen Teil des Oder-Einzugsgebietes. 267

Abb. 5.5.13: Monatliche Verteilung der Abflusskomponenten im gesamten Oder-Einzugsgebiet unter mittleren hydrologischen Bedingungen. 268

Abb. 5.5.14: Monatliche Änderung der Abflüsse im gesamten Oder-Einzugsgebiet unter Szenariobedingungen jeweils im Vergleich zu den Abflüssen unter mittleren (m), trockenen (t) und feuchten (f) Bedingungen. 269

Abb. 5.5.15: Monatliche TN-Einträge im deutschen Oder-Einzugsgebiet unter Szenariobedingungen im Vergleich zu den Einträgen unter mittleren (m), trockenen (t) und feuchten (f) Bedingungen. 270

Abb. 5.5.16: Monatliche TP-Einträge im deutschen Oder-Einzugsgebiet unter Szenariobedingungen im Vergleich zu den Einträgen unter mittleren (m), trockenen (t) und feuchten (f) Bedingungen. 271

Abb. 5.5.17: Monatliche Abflüsse im gesamten Oder-Einzugsgebiet unter Drainagemanagementszenario-Bedingungen im Vergleich zu den Abflüssen unter mittleren, trockenen und feuchten Bedingungen. mDM: mit Drainagemanagement, oDM: ohne Drainagemanagement 272

Abb. 5.5.18: Monatliche TN-Einträge über Drainagen im gesamten Oder-Einzugsgebiet unter Drainagemanagementszenario-Bedingungen jeweils im Vergleich zu den Einträgen unter mittleren, trockenen und feuchten Bedingungen ohne Drainmanagement. mDM: mit Drainagemanagement, oDM: ohne Drainagemanagement 273

Abb. 5.5.19: Gemessene und modellierte monatliche Abflüsse im Zeitraum 2003–2020 als Boxplots und unter den Bedingungen der verschiedenen Szenarien als Linien. In Klammern neben den Monaten befindet sich die Anzahl der gemessenen Werte pro Monat. 274

Abb. 5.5.20: Gemessene und modellierte monatliche TN- (oben) und TP-Frachten (unten) im Zeitraum 2003–2020 als Boxplots und die modellierten monatlichen Frachten unter den Bedingungen der verschiedenen Szenarien (jeweils mittlere hydrologische Bedingungen) als Linien. In Klammern neben den Monaten befindet sich die Anzahl der gemessenen Werte pro Monat. 276

Abb. 5.5.21: Gemessene und modellierte monatliche TN- (oben) und TP-Konzentrationen (unten) im Zeitraum 2003–2020 als Boxplots und die modellierten monatlichen Konzentrationen unter den verschiedenen Szenariobedingungen (jeweils mittlere hydrologische Bedingen) als Linien. In Klammern neben den Monaten befindet sich die Anzahl der gemessenen Werte pro Monat. 277

Abb. A2.2.1: Abundanzen der Familien, die im Sommer 2022 und/oder im Sommer 2023 mit in Durchschnitt mehr als 100 Individuen/m^2 vorkamen über die beprobten Jahreszeiten. Beprobte Jahreszeiten mit weniger als zwei Proben wurden rausgenommen. Es werden nur Taxa berücksichtigt, die mindestens bis auf Familienniveau bestimmt worden sind (Datenquellen: Bis Juni 2022: LfU Brandenburg, Juli 2022: Garcia & Wolter, November 2022: Garcia & Wolter und IGB, Juni 2023: IGB) 334

Abb. A5.5.1: Monatliche TP-Einträge im gesamten Oder-Einzugsgebiet unter Szenariobedingungen im Vergleich zu den Einträgen unter mittleren, trockenen und feuchten Bedingungen. Quelle: IGB 365

Abb. A5.5.2: Monatliche TP-Einträge im gesamten Oder-Einzugsgebiet unter Szenariobedingungen im Vergleich zu den Einträgen unter mittleren, trockenen und feuchten Bedingungen. Quelle: IGB 366

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1.1: Oligonukleotidsequenzen (Primer) zur Amplifikation des 18S-rRNA-Genfragments von Algen und Kieselalgen sowie des COI-mitochondrialen Genfragments von Zooplankton und MZB. 51

Tab. 2.1.2: Algen und Kieselalgen, die in den einzelnen Untersuchungsjahren nachgewiesen wurden. 53

Tab. 2.1.3: Bakterien und Cyanobakterien mit den stärksten Unterschieden in der mittleren relativen Abundanz zwischen 2023 und 2024. 62

Tab. 2.3.1: Gemittelte Flächenbesiedlung von Großmuschelarten an 21 in der Oder zwischen 1996 und 2017 untersuchten Stationen. Daten: Rothe, Berger und Kulze, unveröffentlicht. In fett = häufigste Art; oh = oberhalb, stromauf; uh = unterhalb, stromab. 90

Tab. 2.3.2: Übersicht der in der Oder 2024–2025 in 12 Buhnenfeldern (auf jeweils 10 m², insgesamt 120 m²) erfassten Großmuschelarten (Individuenzahlen). 94

Tab. 2.4.1: Übersicht des jährlichen Gesamt-Fischertrags (kg) von elf Fischereibetrieben aus der Oder und angeschlossenen Nebengewässern in den Jahren 2019 bis 2024. 104

Tab. 2.4.2: Übersicht der mengenmäßigen (kg) und monetären (€) Gesamt-Ertragsausfälle von 11 Fischereibetrieben. Der durchschnittliche Verkaufspreis basiert auf Preisangaben der lokalen Fischereibetriebe für unverarbeitete Fische (nicht ausgenommen, mit Kopf). 105

Tab. 2.4.3: Relative Veränderungen der Fischdichten ausgewählter Arten vor und nach (bis Herbst 2023) der Oderkatastrophe in den Hauptlebensräumen Strommitte und Uferbereich der mittleren (MO) und unteren Oder (UO). Relative Verluste und Zunahmen sind ihrer Stärke entsprechend abgestuft, braun bzw. blau hervorgehoben. 109

Tab. 2.4.4: Ergebnis der Jungfischerfassungen im Hauptstrom (HS) und in Nebengewässern (NG) der Oder. Dip = Zufallsprobenpunkt, von denen 50 pro Probestrecke gesetzt wurden. 112

Tab. 3.1.1: Im Sonderuntersuchungsprogramm ODER~SO eingerichtete Probenahmestellen für Untersuchungen zur Wasserqualität und zum Phytoplankton. 118

Tab. 3.1.2: Im Sonderuntersuchungsprogramm ODER~SO erfasste physikalisch-chemische Parameter gemäß Oberflächengewässerverordnung (OGewV). 120

Tab. 3.1.3: Weitere im Sonderuntersuchungsprogramm ODER~SO erhobene Laborparameter 121

Tab. 3.1.4: Liste der organischen Spurenstoffe, gemessen mit LC-MS/MS 122

Tab. 3.3.1: Überblick über die In-situ-Daten, die für die Auswertung der Chlorophyllkonzentrationen von Sentinel-2 MSI verwendet wurden, mit der Anzahl der gültigen Messungen, die mit dem Satellitenüberflug am selben Tag der Probenahme übereinstimmen. Die Zahlen in Klammern geben die Gesamtzahl der Probenahmestellen und der verfügbaren Einzelmessungen an. LfU = Landesamt für Umwelt Brandenburg; IGB = Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei; HPLC = Hochleistungsflüssigkeitschromatografie 151

Tab. 3.3.2: Vergleich der satellitenbasierten Chlorophyllkonzentrationen mit In-situ-Daten von Messstationen entlang der Oder. Die Qualitätslevel spiegeln die Zuverlässigkeit der Wasserdetektion wider. Chlorophyllkonzentrationen wurden über 5 × 5- und 7 × 7-Pixel-Fenster (100 × 100 m und 140 × 140 m) um jede Station gemittelt. Metriken umfassen die Anzahl der Beobachtungen (N), den Pearson-Korrelationskoeffizienten (r) und den Root Mean Square Error (RMSE, µg/l). 152

Tab. 4.2.1: *P. parvum*-Stämme für Experimente..... 170

Tab. 4.3.1: Vorversuche zur Toxinbildung von *P. parvum*-Kulturen unter verschiedenen Bedingungen – Nährstoffe (Stickstoff) im Medium, Alter der Kultur – und Ergebnisse der Inkubation von Zebrafischlarven in unterschiedlichen *P. parvum*-Kulturen nach 48 Stunden. Alle Kulturen wurden in einer Salzkonzentration von 5 ppt angezogen und für den entsprechenden Test entweder auf 1 ppt oder 5 ppt verdünnt. 183

Tab. 5.3.1: Übersicht über die ausgewählten Kenngrößen des BioAu-Verfahrens zur Bewertung des biozönotischen Auenzustands in Anlehnung an Januschke et al. (2023). 219

Tab. 5.4.1: Flächenübersicht des Untersuchungsgebiets. 233

Tab. 5.5.1: Saisonale mittlere Änderung von Temperatur, Niederschlag und Verdunstung im Zeitraum 2031–2070 im Vergleich zum Referenzzeitraum 1971–2000 nach MLUK-BB (2024) 255

Tab. 5.5.2: Mittlere Einträge Gesamtstickstoff (TN) und Gesamtphosphor (TP) über die berücksichtigten Eintragspfade im deutschen Teil der Oder während des Untersuchungszeitraums 2003–2020, im Jahr mit der feuchtesten (2010) und der trockensten (2018) klimatischen Wasserbilanz. AD: atmosphärische Deposition auf Wasserflächen, SR: Abschwemmung, ER: Erosion, TD: Drainagen, GW: Grundwasser, US: urbane Systeme, PS: Punktquellen. 266

Tab. 5.5.3: Modellierte TN- und TP-Retention in der Oder unter SCEN0-Bedingungen..... 275

Tab. A2.2.1: Individuen (Taxazahl) der einzelnen Gruppen und Familien aus den nicht-watbaren Bereichen in den Jahren 2024 und 2025 329

Tab. A2.2.2: Abundanzen, Taxaanzahlen und Familienanzahlen der gefundenen Gruppen der watbaren Flussuferbereiche im November 2022. Für die Abundanzen wurden bei Vorliegen mehrerer Habitatproben pro Probestelle die Abundanzen pro Probestelle gemittelt. Die Abundanzen pro Probestelle wurden anschließend für den Fluss gemittelt. Muscheln ohne Unionidae. Datenquellen: Garcia & Wolter, IGB. 330

Tab. A2.2.3: Abundanzen, Taxaanzahlen und Familienanzahlen der gefundenen Gruppen der watbaren Flussuferbereiche im Juni 2023. Für die Abundanzen wurden bei Vorliegen mehrerer Habitatproben pro Probestelle die Abundanzen pro Probestelle gemittelt. Die Abundanzen pro Probestelle wurden anschließend für den Fluss gemittelt. Muscheln ohne Unionidae. Datenquelle: IGB. 330

Tab. A2.2.4: Mittelwert [Individuen/m^2] und Median [Individuen/m^2] der Taxa mit im Mittel mindestens 10 Individuen/m^2 in den seitens dieses Projektes genommenen Proben von November 2022 der watbaren Uferbereiche. Habitatproben wurden pro Beprobung und Probestelle zusammengefasst. Pro Taxon die dazugehörige Gruppe und Familie. Werte gerundet auf ganze Zahlen. 331

Tab. A2.2.5: Mittelwert [Individuen/m^2] und Median [Individuen/m^2] der Taxa mit im Mittel mindestens 10 Individuen/m^2 in den seitens dieses Projektes genommenen Proben von Juni 2023 der watbaren Uferbereiche. Habitatproben wurden pro Beprobung und Probestelle zusammengefasst. Pro Taxon die dazugehörige Gruppe und Familie. Werte gerundet auf ganze Zahlen. 332

Tab. A5.1.1. Übersicht publizierter Filtrationsraten, die für die Abschätzung der Gesamtfiltrationsrate der Zooplanktongemeinschaft verwendet wurden. 335

Tab. A5.2.1: Auflistung der in Reitwein über die Saison hinweg gefangenen und morphologisch bestimmten Zuckmücken-Arten. Gezeigt sind die Arten, die in beiden Habitaten (Buhnenfeld, BF, und Auengewässer, AG) gefunden wurden und die, die nur in jeweils einem der beiden Habitate gefunden wurden, sowie die Individuenzahlen. 336

Tab. A5.2.2: Auflistung der 2024 in den aquatischen Emergenzfallen gefangenen und mittels DNA-Metabarcoding identifizierten gefährdeten Arten basierend auf den aktuellen Rote-Listen für Deutschland (Auengewässer, AG, und Buhnenfelder, BF). Die Zahlen geben die Häufigkeit an, mit der eine Art in den insgesamt 213 analysierten Proben detektiert wurde. 338

Tab. A5.2.3: Auflistung der 2024 in den aquatischen Emergenzfallen gefangenen und mittels DNA-Metabarcoding identifizierten Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und Köcherfliegen (Trichoptera). Die Zahlen geben die Häufigkeit an, mit der eine Art in den insgesamt 213 analysierten Proben im jeweiligen Habitat detektiert wurde (Auengewässer, AG, und Buhnenfelder, BF). 340

Tab. A5.3.1: Deckungsgrade der nachgewiesenen Gefäßpflanzen. 341

Tab. A5.3.2: Arten und Individuenzahlen der nachgewiesenen Laufkäfer. 348

Tab. A5.3.3: Anzahl der Brutreviere pro Vogelart und Untersuchungsfläche. 351

Tab. A5.4.1: Übersicht zu den Methoden der Ökosystemleistungs-Berechnungen..... 355

Tab. A5.4.2: Übersicht zu den verwendeten Daten 361

Tab. A5.5.1: Übersicht zu den verwendeten Eingangsdaten, deren räumlicher und zeitlicher Auflösung und zu den berücksichtigten Parametern aus den verschiedenen Datenquellen. Quelle: IGB 362

Tab. A5.5.2: Mittel, Minimum und Maximum der jährlichen Tagestemperaturen (T), Niederschlagssummen (RR), Evapotranspiration (ET), klimatischen Wasserbilanz (KWB = Niederschlag minus Evapotranpiration) und Summe der Starniederschlagstage (SNT = RR > 10 mm/Tag) im gesamten Oder-Einzugsgebiet. Ermittelt für den Untersuchungszeitraum 2003–2020 bzw. das trockenste und feuchteste Jahr. Quelle: IGB 364

Tab. A5.5.3: Monatliche Änderungen von Temperatur, Niederschlag und Verdunstung abgeleitet aus Klimareport-Brandenburg (nach MLUK-BB 2024) 364

Tab. A5.5.4: Phosphorkonzentrationen im Ablauf von Kläranlagen mit und ohne Phosphorfällung und angenommene Konzentrationen für die Szenarioberechnungen. Quelle: IGB 365

Tab. A5.5.5: Stickstoffeinträge als Mittel der Jahre 2050 und 2051 im deutschen Oder-Einzugsgebiet unter den verschiedenen Entwicklungsszenarien unterschieden nach Eintragspfaden. Quelle: IGB 366

Tab. A5.5.6: Phosphoreinträge als Mittel der Jahre 2050 und 2051 im deutschen Oder-Einzugsgebiet unter den verschiedenen Entwicklungsszenarien unterschieden nach Eintragspfaden, Quelle: IGB 367

Glossar und Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erklärung
AG	Auengewässer
BF	Buhnenfeld
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
DIC (dissolved inorganic carbon)	gelöster anorganischer Kohlenstoff
DOC (dissolved organic carbon)	gelöster organischer Kohlenstoff
eDNA (environmental DNA)	aus Umweltproben gewonnene DNA
EPT-Taxa	Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
GIOŚ	Generalinspektion für Umweltschutz (Polen)
GW	Grundwasser
HoFriWa	Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße
HPLC (High Performance Liquid Chromatography)	Hochleistungs-Flüssigkeitschromatografie
HS	Hauptstrom
IDES	Interreg-Projekt „Improving water quality in the Danube river and its tributaries by integrative floodplain management based on Ecosystem Services“
IGB	Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
IKSO	Internationale Kommission zum Schutz der Oder gegen Verunreinigung
Ind.	Individuen
IQR	Interquartilsabstände
LC-MS	Flüssigkeitschromatografie-Massenspektrometrie
LC-QToF-MS	Flüssigkeitschromatografie-Quadrupol-Time-of-Flight-Massenspektrometrie
LfU	Landesamt für Umwelt Brandenburg

MAG	metagenomisch assembliertes Genom
MHS	Multi-Habitat-Sampling
MO	mittlere Oder
MONERIS (Modelling Nutrient Emissions in River Systems)	Nährstoff- und Wasserqualitätsmodell
MZB	Makrozoobenthos
NCBI	National Center for Biotechnology Information
NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling)	nicht-metrische multidimensionale Skalierung
NRT (Near Real Time)	Nahe-Echtzeit
NS	Nebengewässer
NSG	Naturschutzgebiet
ÖSL	Ökosystemleistungen
PCoA (Principal Coordinate Analysis)	Hauptkoordinatenanalyse
PCR (polymerase chain reaction)	Polymerase-Kettenreaktion
PKS	Polyketidsynthase
qPCR (quantitative PCR)	quantitative Polymerase-Kettenreaktion
RESI	River Ecosystem Service Index
SH-aLRT	Shimodaira-Hasegawa-ähnlicher approximativer Likelihood-Ratio-Test
SPE (solid-phase extraction)	Festphasenextraktion
SRP (soluble reactive phosphorus)	gelöster reaktiver Phosphor
TEM	Transmissionselektronenmikroskopie
TN (total nitrogen)	Gesamtstickstoff
TOC (total organic carbon)	gesamtorganischer Kohlenstoff
TP (total phosphorus)	Gesamtphosphor
UFBS	Ultra-Fast-Bootstrap-Test
UO	untere Oder
WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie

Der Salzgehalt der Oder – zu den unterschiedlichen Angaben und Einheiten im vorliegenden Text

1. **Practical Salinity Unit (PSU).** Diese Einheit bezieht sich auf die insbesondere in der Meeresforschung verwendeten Practical Salinity Scale und ist eine dimensionslose Größe, die aus der Elektrischen Leitfähigkeit des Wassers abgeleitet wird. In einer Verallgemeinerung kann man abschätzen, dass die Salinität in PSU ungefähr dem Salzgehalt in g/kg (in einer weiteren Annäherung etwa g/l) bzw. Promille entspricht.

2. **Elektrische Leitfähigkeit (LF).** Die elektrische Leitfähigkeit des Wassers wird typischerweise durch eine temperaturkorrigierte Widerstandselektrode gemessen und in µS/cm angegeben. Je höher der Salzgehalt, desto höher ist die Leitfähigkeit – daher ist sie ein geeigneter Parameter, um kontinuierliche Messungen im Gewässermonitoring durchzuführen und Salzbelastungsspitzen in Echtzeit zu erkennen. Sie hängt jedoch auch von der Zusammensetzung der Salzfracht ab und lässt sich daher nicht linear in einen Salzgehalt umrechnen. Für die Oder ließ sich im Beobachtungszeitraum des ODER~SO-Projekts beispielsweise empirisch feststellen, dass sich die Leitfähigkeit gemessen in µS/cm in etwa mit einem Faktor von 0,5 in den Salzgehalt (als Summe der Hauptionen Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Chlorid, Sulfat und Hydrogencarbonat), angegeben in mg/l, umrechnen lässt.

3. **Konzentration von Natriumchlorid (NaCl)**. Die Hauptkomponente der Salzbelastung in der Oder ist das aus dem Bergbau stammende Steinsalz oder Natriumchlorid (NaCl). Daher war im ODER~SO-Projekt die Bestimmung der tatsächlichen NaCl-Konzentration (angegeben in mg/l) mit ionenspezifischen Methoden wichtig, z. B. für das wasserchemische Monitoring (siehe Kapitel 3.1).

A Anhang

Tab. A2.2.1: Individuen (Taxazahl) der einzelnen Gruppen und Familien aus den nicht-watbaren Bereichen in den Jahren 2024 und 2025

Gruppe	Familie	Buhnen-feld 2024	Buhnen-kopf 2024	Strom-strich 2024	Buhnen-feld 2025	Strom-strich 2025
Bivalvia	Corbiculidae	100 (1)	60 (1)	17 (1)	58 (1)	25 (1)
Bivalvia	Dreissenidae	2 (1)	3 (1)	8 (1)	4 (1)	
Bivalvia	Sphaeriidae	129 (5)	4 (2)	2 (1)	4 (1)	
Bivalvia	Unionidae	6 (1)	1 (1)	1 (1)	5 (2)	1 (1)
Crustacea	Corophiidae	21 (2)	308 (2)		21 (2)	2 (1)
Crustacea	Gammaridae	83 (5)	399 (6)		171 (4)	6 (2)
Crustacea	Janiridae		3 (1)			
Diptera	Ceratopogonidae	12 (1)			5 (1)	
Diptera	Chironomidae	1050 (18)	407 (20)	187 (10)	633 (22)	276 (11)
Diptera	Limoniidae		1 (1)			
Diptera	Simuliidae	1 (1)	134 (5)	3 (1)	1 (1)	1 (1)
Ephemeroptera	Baetidae			1 (1)		
Ephemeroptera	Caenidae	6 (3)	4 (2)			
Heteroptera	Aphelocheiridae		7 (1)			
Heteroptera	Corixidae	1 (1)				
Odonata	Coenagrionidae	1 (1)				
Odonata	Gomphidae				3 (2)	
Odonata	Platycnemididae	1 (1)				
Plecoptera			1 (1)	10 (1)		
Trichoptera	Hydropsychidae		8 (2)			
Trichoptera	Leptoceridae	1 (1)	3 (1)			2 (1)
Trichoptera	Limnephilidae	3 (3)	1 (1)			
Gastropoda	Hydrobiidae	2 (1)			2 (1)	
Oligochaeta		453 (1)	56 (1)	14 (1)	66 (1)	26 (1)
Polychaeta		33 (1)	1 (1)	2 (1)	8 (1)	

Tab. A2.2.2: Abundanzen, Taxaanzahlen und Familienanzahlen der gefundenen Gruppen der watbaren Flussuferbereiche im November 2022. Für die Abundanzen wurden bei Vorliegen mehrerer Habitatproben pro Probestelle die Abundanzen pro Probestelle gemittelt. Die Abundanzen pro Probestelle wurden anschließend für den Fluss gemittelt. Muscheln ohne Unionidae. Datenquellen: Garcia & Wolter, IGB.

Gruppe	Mittlere Abundanz [Ind./m2]	Taxaanzahl	Familienanzahl
Krebstiere (Crustacea)	1290,8	18	5
Schnecken (Gastropoda)	827,01	21	8
Zweiflügler (Diptera)	578,69	16	10
Wenigborster (Oligochaeta)	143,01	1	1
Köcherfliegen (Trichoptera)	112,25	21	9
Eintagsfliegen (Ephemeroptera)	91,96	14	5
Wanzen (Heteroptera)	26,11	8	2
Muscheln (Bivalvia)	8,61	3	3
Libellen (Odonata)	8,14	11	6
Fadenwürmer (Nematoda)	2,7	1	1
Egel (Hirudinea)	2,28	7	4
Käfer (Coleoptera)	1,42	9	8
Schmetterlinge (Lepidoptera)	0,79	4	2
Vielborster (Polychaeta)	0,61	1	1
Steinfliegen (Plecoptera)	0,12	4	1

Tab. A2.2.3: Abundanzen, Taxaanzahlen und Familienanzahlen der gefundenen Gruppen der watbaren Flussuferbereiche im Juni 2023. Für die Abundanzen wurden bei Vorliegen mehrerer Habitatproben pro Probestelle die Abundanzen pro Probestelle gemittelt. Die Abundanzen pro Probestelle wurden anschließend für den Fluss gemittelt. Muscheln ohne Unionidae. Datenquelle: IGB.

Gruppe	Mittlere Abundanz [Ind./$m^{2]}$	Taxaanzahl	Familienanzahl
Krebstiere (Crustacea)	6056,15	25	7
Zweiflügler (Diptera)	3298,62	18	9
Wenigborster (Oligochaeta)	991,63	1	1
Köcherfliegen (Trichoptera)	571,2	22	8
Schnecken (Gastropoda)	331,66	26	10

Muscheln (Bivalvia)	169,14	4	3
Vielborster (Polychaeta)	159,58	1	1
Eintagsfliegen (Ephemeroptera)	123,78	23	7
Egel (Hirudinea)	25,18	15	4
Fadenwürmer (Nematoda)	20,89	1	1
Wanzen (Heteroptera)	10,64	12	6
Käfer (Coleoptera)	9,53	23	9
Libellen (Odonata)	8,27	13	6
Schlammfliegen (Megaloptera)	0,85	1	1
Webspinnen (Araneae)	0,39	1	1
Strudelwürmer (Turbellaria)	0,36	2	2
Steinfliegen (Plecoptera)	0,12	2	2
Schmetterlinge (Lepidoptera)	0,08	1	1

Tab. A2.2.4: Mittelwert [Individuen/m^2] und Median [Individuen/m^2] der Taxa mit im Mittel mindestens 10 Individuen/m^2 in den seitens dieses Projektes genommenen Proben von November 2022 der watbaren Uferbereiche. Habitatproben wurden pro Beprobung und Probestelle zusammengefasst. Pro Taxon die dazugehörige Gruppe und Familie. Werte gerundet auf ganze Zahlen.

Taxon	Gruppe	Familie	Mittelwert	Median
Chironomidae Gen. sp.	Diptera	Chironomidae	564	319
Potamopyrgus antipodarum	Gastropoda	Hydrobiidae	563	557
Gammaroidea Gen. sp.	Crustacea	Gammaridae	553	457
Dikerogammarus villosus	Crustacea	Gammaridae	145	92
Oligochaeta Gen. sp.	Oligochaeta	[Kl:Oligochaeta]	143	121
Physidae Gen. sp.	Gastropoda	Physidae	130	81
Echinogammarus ischnus	Crustacea	Gammaridae	125	55
Corophium curvispinum	Crustacea	Corophiidae	124	108
Gammarus tigrinus	Crustacea	Gammaridae	95	101
Corophium sp.	Crustacea	Corophiidae	78	36
Cloeon dipterum	Ephemeroptera	Baetidae	67	6
Dikerogammarus sp.	Crustacea	Gammaridae	59	39

Taxon	Gruppe	Familie	Mittelwert	Median
Hydropsychidae Gen. sp.	Trichoptera	Hydropsychidae	45	30
Physella sp.	Gastropoda	Physidae	43	11
Limnomysis benedeni	Crustacea	Mysidae	33	0
Gastropoda Gen. sp.	Gastropoda	[Kl:Gastropoda]	33	19
Hydropsyche contubernalis ssp.	Trichoptera	Hydropsychidae	28	28
Corophium robustum	Crustacea	Corophiidae	22	7
Micronecta sp.	Heteroptera	Corixidae	22	7
Jaera istri	Crustacea	Janiridae	18	10
Hydropsyche bulgaromanorum	Trichoptera	Hydropsychidae	17	16
Gammarus sp.	Crustacea	Gammaridae	15	9
Hemimysis anomala	Crustacea	Mysidae	15	0
Hydropsyche sp.	Trichoptera	Hydropsychidae	12	2
Caenis macrura	Ephemeroptera	Caenidae	11	12
Radix balthica	Gastropoda	Lymnaeidae	11	0
Diptera Gen. sp.	Diptera	[Ord:Diptera]	10	10
Ferrissia clessiniana	Gastropoda	Planorbidae	10	1

Tab. A2.2.5: Mittelwert [Individuen/m^2] und Median [Individuen/m^2] der Taxa mit im Mittel mindestens 10 Individuen/m^2 in den seitens dieses Projektes genommenen Proben von Juni 2023 der watbaren Uferbereiche. Habitatproben wurden pro Beprobung und Probestelle zusammengefasst. Pro Taxon die dazugehörige Gruppe und Familie. Werte gerundet auf ganze Zahlen.

Taxon	Gruppe	Familie	Mittelwert	Median
Chironomidae Gen. sp.	Diptera	Chironomidae	2825	1893
Gammaroidea Gen. sp.	Crustacea	Gammaridae	2132	980
Dikerogammarus villosus	Crustacea	Gammaridae	1203	751
Oligochaeta Gen. sp.	Oligochaeta	[Kl:Oligochaeta]	992	581
Echinogammarus ischnus	Crustacea	Gammaridae	932	341
Corophium curvispinum	Crustacea	Corophiidae	716	630
Dikerogammarus sp.	Crustacea	Gammaridae	468	332
Diptera Gen. sp.	Diptera	[Ord:Diptera]	353	338

Taxon	Gruppe	Familie	Mittelwert	Median
Hydropsychidae Gen. sp.	Trichoptera	Hydropsychidae	227	54
Hydropsyche sp.	Trichoptera	Hydropsychidae	223	102
Corophium sp.	Crustacea	Corophiidae	215	136
Gastropoda Gen. sp.	Gastropoda	[Kl:Gastropoda]	175	50
Polychaeta Gen. sp.	Polychaeta	[Kl:Polychaeta]	160	4
Jaera istri	Crustacea	Janiridae	144	82
Sphaeriidae Gen. sp.	Bivalvia	Sphaeriidae	116	10
Gammarus tigrinus	Crustacea	Gammaridae	76	84
Cercobrachys minutus	Ephemeroptera	Caenidae	58	14
Hydropsyche contubernalis ssp.	Trichoptera	Hydropsychidae	58	32
Simulium sp.	Diptera	Simuliidae	43	15
Corophium robustum	Crustacea	Corophiidae	41	20
Simulium (Simulium) sp.	Diptera	Simuliidae	40	12
Corbicula sp.	Bivalvia	Corbiculidae	39	14
Potamopyrgus antipodarum	Gastropoda	Hydrobiidae	38	25
Simulium maculatum	Diptera	Simuliidae	32	15
Limnomysis benedeni	Crustacea	Mysidae	26	6
Mysidae Gen. sp.	Crustacea	Mysidae	26	3
Dikerogammarus haemobaphes	Crustacea	Gammaridae	23	11
Obesogammarus sp.	Crustacea	Gammaridae	23	0
Radix sp.	Gastropoda	Lymnaeidae	23	16
Ancylus fluviatilis	Gastropoda	Planorbidae	23	5
Bithynia tentaculata	Gastropoda	Bithyniidae	21	3
Nematoda Gen. sp.	Nematoda	[Kl:Nematoda]	21	2
Brachycentrus subnubilus	Trichoptera	Brachycentridae	19	2
Caenis macrura-Gr.	Ephemeroptera	Caenidae	17	4
Physidae Gen. sp.	Gastropoda	Physidae	16	3
Trichoptera Gen. sp.	Trichoptera	[Ord:Trichoptera]	14	9
Asellus aquaticus	Crustacea	Asellidae	13	0

Taxon	Gruppe	Familie	Mittelwert	Median
Caenis macrura	Ephemeroptera	Caenidae	13	4
Hydropsyche bulgaromanorum	Trichoptera	Hydropsychidae	13	6
Brachycercus harrisella	Ephemeroptera	Caenidae	11	8

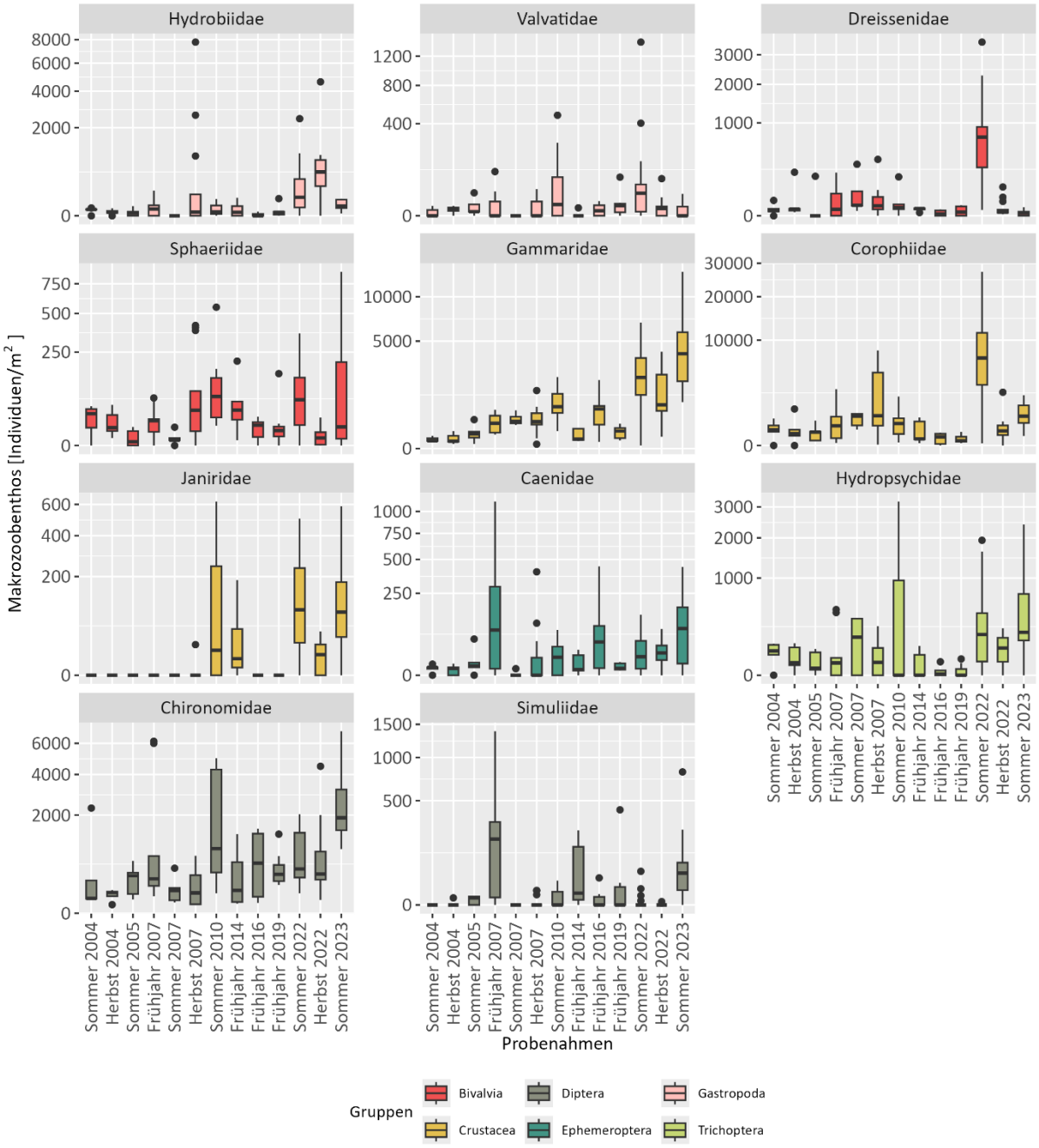


Abb. A2.2.1: Abundanzen der Familien, die im Sommer 2022 und/oder im Sommer 2023 mit in Durchschnitt mehr als 100 Individuen/m² vorkamen über die beprobten Jahreszeiten. Beprobte Jahreszeiten mit weniger als zwei Proben wurden rausgenommen. Es werden nur Taxa berücksichtigt, die mindestens bis auf Familienniveau bestimmt worden sind (Datenquellen: Bis Juni 2022: LfU Brandenburg, Juli 2022: Garcia & Wolter, November 2022: Garcia & Wolter und IGB, Juni 2023: IGB)

Tab. A5.1.1. Übersicht publizierter Filtrationsraten, die für die Abschätzung der Gesamtfiltrationsrate der Zooplanktongemeinschaft verwendet wurden.

Taxon	Filtrationsrate (µL Ind^{-1} h^{-1})	Referenz
Anuraeopsis fissa	0,029	Ooms-Wilms 1997
Ascomorpha ecaudis	0,8	Starkweather et al. 1978
Ascomorpha saltans	0,8	Starkweather et al. 1978
Brachionus calyciflorus	30	Rothhaupt 1990
Brachionus angularis	30	Ogata et al. 2011
Brachionus falcatus	1,45	Starkweather 1980*; B.calyciflorus* [a]
Brachionus quadridentatus	3,4	Kim et al. 2000
Brachionus urceolaris	1,45	Starkweather 1980
Conochilus unicornis	0,8	Thouvenot et al. 1999
Euchlanis dilatata	2,9	Gulati et al. 1987
Filinia longiseta	0,05	Ooms-Wilms 1997
Filinia terminalis	0,05	Ooms-Wilms 1997
Hexarthra mira	11,2	Thouvenot et al. 1999
Kellicottia bostoniensis	0,97	Starkweather 1980
Keratella cochlearis	2,4	Bogdan et al. 1982
Keratella quadrata	0,1	Ronneberger 1998
Lecane lunaris	0,5	Wallace et al. 1983
Lecane quadridentata	0,5	Wallace and Starkweather 1983
Lecane bulla	0,5	Wallace and Starkweather 1983
Notholca squamula	10	May 1980
Notholca labis	10	May 1980; *N. squamula*[a]
Notholca foliacea	10	May 1980; *N. squamula*[a]
Polyarthra vulgaris	0,63	May 1980
Polyarthra spp.	0,2	Ronneberger 1998
Pompholyx sulcata	0,009	Ooms-Wilms 1997
Synchaeta oblonga	0,34	Ronneberger 1998
Synchaeta pectinata	0,34	Ronneberger 1998; *S. oblonga*[a]
Acanthocyclops sp.	15	Zánkai and Ponyi 1986
Calanoid nauplii	4,17	Zánkai and Ponyi 1986
Calanoid copepodites	63,75	Zánkai and Ponyi 1986

Taxon	Filtrationsrate (µL Ind^{-1} h^{-1})	Referenz
Cyclopoid nauplii	4,17	Zánkai and Ponyi 1986
Cyclopoid copepodites	63,75	Zánkai and Ponyi 1986
Cyclops strenuus	72,9	Zánkai and Ponyi 1986
Eudiaptomus graciloides	127	Zánkai and Ponyi 1986
Eucyclops serrulatus	15	Zánkai and Ponyi 1986
Eurytemora affinis	25	Tackx et al. 2003
Mesocyclops leuckarti	75,6	Zánkai and Ponyi 1986
Thermocyclops crassus	230	Radhakrishnan et al. 2020; *T. decipiens*[a]
Alona affinis	56	Barnett et al. 2007
Bosmina longirostris	150	Porter et al. 1983
Ceriodaphnia dubia	180	Peters et al. 1984
Chydorus sphaericus	403	Lair 1991
Daphnia longispina	708	Kankaala 1988
Daphnia pulex	200	Burns 1969
Diaphanosoma brachyurum	213	Mourelatos et al. 1990
Moina micrura	4	Kim et al. 2000
Sida crystallina	435	Peters and Downing 1984
Polyphemus pediculus	20 000	Barnett et al. 2007
Simocephalus vetulus	2000	Brito et al. 2006

[a] Filtrationsraten nahe verwandter Taxa, wenn artspezifische Daten fehlen.

Tab. A5.2.1: Auflistung der in Reitwein über die Saison hinweg gefangenen und morphologisch bestimmten Zuckmücken-Arten. Gezeigt sind die Arten, die in beiden Habitaten (Buhnenfeld, BF, und Auengewässer, AG) gefunden wurden und die, die nur in jeweils einem der beiden Habitate gefunden wurden, sowie die Individuenzahlen.

In beiden Habitaten	AG	BF	Nur in Auengewässern	AG	Nur in Buhnen	BF
Chironomus commutatus	4	4	*Ablabesmyia longistyla*	1	*Chironomus nuditarsis*	17
Chironomus sp.	5	1	*Ablabesmyia monilis*	1	*Chironomus plumosus*	1
Corynoneura sp.	4	3	*Benthalia carbonaria*	1	*Cladotanytarsus atridorsum*	275
Cricotopus obnixus	2	37	*Chironomus aberratus group*	18	*Cladotanytarsus mancus*	69
Cricotopus sp.	5	1	*Cladopelma edwarsi*	2	*Cladotanytarsus sp.*	45

In beiden Habitaten	AG	BF	Nur in Auengewässern	AG	Nur in Buhnen	BF
Cricotopus sylvestris	42	29	*Corynoneura scutellata*	3	*Cladotanytarsus vanderwulpi*	3
Dicrotendipes nervosus	3	32	*Dicrotendipes pulsus*	1	*Cricotopus annulator*	1
Endochironomus tendens	18	9	*Glyptotendipes ospeli*	1	*Cricotopus arcuatus*	1
Glyptotendipes pallens	1	3	*Glyptotendipes sp.*	1	*Cricotopus sylvestris group*	3
Paratanytarsus inopertus	1	1	*Parachironomus gracilior*	4	*Cricotopus triannulatus*	59
Polypedilum nubeculosum	2	92	*Parachironomus monochromus*	10	*Cryptochironomus rostratus*	1
Tanytarsini Gen. sp.	6	2	*Parachironomus varus*	1	*Glyptotendipes paripes*	3
			Paratanytarsus bituberculatus	2	*Microchironomus deribae*	2
			Polypedilum sordens	2	*Microtendipes pedellus*	1
			Polypedilum sp.	1	*Orthocladius glabripennis*	5
			Psectrocladius sordidellus	1	*Orthocladius maius*	1
			Synendotendipes dispar	1	*Orthocladius rhyacobius*	6
			Tanytarsus excavatus	1	*Orthocladius rivinus*	4
					Orthocladius ruffoi	1
					Orthocladius sp.	3
					Paratendipe albimanus gr.	1
					Polypedilum quadriguttatum	2
					Polypedilum scalaenum	2
					Procladius choreus	25
					Procladius crassinervis	3
					Rheocricotopus chalybeatus	46
					Stempellinella edwardsi	1
					Stictochironomus sticticus	1
					Tanypus punctipennis	3

In beiden Habitaten	AG	BF	Nur in Auengewässern	AG	Nur in Buhnen	BF
					Tanytarsus buchonius	10
					Tanytarsus curticornis	3
					Tanytarsus ejuncidus	29
					Tanytarsus heusdensis	67
					Tanytarsus lestagei/dis-par	6
					Tanytarsus mendax	3
					Tanytarsus pallidicornis	4
					Tanytarsus pseudolesta-gei	1
					Tanytarsus rhenanus	3

Tab. A5.2.2: Auflistung der 2024 in den aquatischen Emergenzfallen gefangenen und mittels DNA-Metabarcoding identifizierten gefährdeten Arten basierend auf den aktuellen Rote-Listen für Deutschland (Auengewässer, AG, und Buhnenfelder, BF). Die Zahlen geben die Häufigkeit an, mit der eine Art in den insgesamt 213 analysierten Proben detektiert wurde.

Ordnung	Familie	Art	Rote Liste Kategorie	AG	BF
Coleoptera	Chrysomelidae	*Phaedon laevigatus*	Vom Aussterben bedroht	0	1
Ephemerop-tera	Baetidae	*Procloeon pulchrum*	Vom Aussterben bedroht	0	1
Trichoptera	Leptoceridae	*Oecetis tripunctata*	Vom Aussterben bedroht	0	1
Araneae	Clubionidae	*Clubiona juvenis*	Stark gefährdet	1	2
Coleoptera	Curculionidae	*Bagous nodulosus*	Stark gefährdet	0	1
Diptera	Empididae	*Hilara griseola*	Stark gefährdet	0	1
Diptera	Empididae	*Hilara nigrocincta*	Stark gefährdet	0	1
Diptera	Empididae	*Hilara pseudochorica*	Stark gefährdet	0	1
Diptera	Dolichopodidae	*Thrypticus atomus*	Stark gefährdet	0	1
Hymenoptera	Tenthredinidae	*Selandria melanosterna*	Stark gefährdet	1	0
Araneae	Theridiidae	*Theridion hemerobium*	Gefährdet	9	7

Ordnung	Familie	Art	Rote Liste Kategorie	AG	BF
Diptera	Hybotidae	*Platypalpus pictitarsis*	Gefährdet	0	1
Ephemerop-tera	Caenidae	*Brachycercus harrisella*	Gefährdet	0	2
Araneae	Linyphiidae	*Baryphyma pratense*	Vorwarnliste	2	0
Araneae	Araneidae	*Singa nitidula*	Vorwarnliste	1	0
Coleoptera	Chrysomelidae	*Donacia crassipes*	Vorwarnliste	2	0
Coleoptera	Chrysomelidae	*Donacia marginata*	Vorwarnliste	1	0
Coleoptera	Curculionidae	*Phytobius leucogaster*	Vorwarnliste	1	0
Hemiptera	Delphacidae	*Struebingianella lugubrina*	Vorwarnliste	1	0
Trichoptera	Phryganeidae	*Agrypnia pagetana*	Vorwarnliste	1	0
Trichoptera	Polycentropodidae	*Cyrnus crenaticornis*	Vorwarnliste	10	1
Trichoptera	Limnephilidae	*Grammotaulius nigropunctatus*	Vorwarnliste	0	1
Trichoptera	Polycentropodidae	*Holocentropus picicornis*	Vorwarnliste	1	0
Trichoptera	Limnephilidae	*Limnephilus affinis*	Vorwarnliste	4	4
Trichoptera	Limnephilidae	*Limnephilus decipiens*	Vorwarnliste	1	1
Trichoptera	Limnephilidae	*Limnephilus marmoratus*	Vorwarnliste	1	0
Trichoptera	Leptoceridae	*Oecetis furva*	Vorwarnliste	1	0
Trichoptera	Hydroptilidae	*Orthotrichia costalis*	Vorwarnliste	3	5
Trichoptera	Leptoceridae	*Triaenodes bicolor*	Vorwarnliste	2	1
			Gesamt	43	33

Tab. A5.2.3: Auflistung der 2024 in den aquatischen Emergenzfallen gefangenen und mittels DNA-Metabarcoding identifizierten Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und Köcherfliegen (Trichoptera). Die Zahlen geben die Häufigkeit an, mit der eine Art in den insgesamt 213 analysierten Proben im jeweiligen Habitat detektiert wurde (Auengewässer, AG, und Buhnenfelder, BF).

In beiden Habitaten	AG	BF	Nur in Auengewässern	AG	Nur in Buhnen	BF
Ephemeroptera						
Caenis luctuosa	1	1	*Brachycercus harrisella*	2	*Caenis horaria*	1
Cloeon dipterum	5	22	*Caenis macrura*	3	*Caenis robusta*	3
			Procloeon pulchrum	1		
Gesamtanzahl	6	23		6		4
Trichoptera						
Cyrnus crenaticornis	1	10	*Ceraclea albimacula*	2	*Agraylea sexmaculata*	1
Ecnomus tenellus	30	3	*Ceraclea dissimilis*	1	*Agrypnia pagetana*	1
Hydropsyche bulgaromanorum	48	3	*Grammotaulius nigropunctatus*	1	*Athripsodes aterrimus*	1
Leptocerus tineiformis	3	11	*Hydropsyche contubernalis*	15	*Cyrnus flavidus*	2
Limnephilus affinis	4	4	*Hydroptila sparsa*	5	*Glyphotaelius pellucidus*	2
Limnephilus decipiens	1	1	*Oecetis lacustris*	1	*Holocentropus picicornis*	1
Limnephilus flavicornis	7	7	*Oecetis ochracea*	2	*Limnephilus marmoratus*	1
Orthotrichia costalis	5	3	*Oecetis tripunctata*	1	*Mystacides longicornis*	1
Oxyethira flavicornis	1	14	*Polycentropus irroratus*	1	*Oecetis furva*	1
Triaenodes bicolor	1	2	*Psychomyia pusilla*	2		
Gesamtanzahl	**101**	**58**		**31**		**11**

Tab. A5.3.1: Deckungsgrade der nachgewiesenen Gefäßpflanzen.

Artname	Lossow	Reitwein	Aurith	Bleyen	Lebus
Acer negundo	43,8	0,0	0,1	0,0	0,0
Acer pseudoplatanus	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Achillea millefolium	0,1	0,0	5,3	0,1	0,4
Agrostis canina	2,5	0,0	0,0	0,0	0,5
Agrostis stolonifera	2,5	10,0	10,0	0,0	0,0
Allium angulosum	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0
Allium vineale	0,0	1,5	0,0	2,5	0,0
Alopecurus pratensis	17,1	41,6	17,3	13,9	26,2
Amaranthus spec.	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0
Anchusa arvensis	0,1	0,0	0,0	2,5	0,0
Anthoxanthum odoratum	37,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Anthriscus caucalis	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0
Arabidopsis thaliana	0,0	0,1	0,5	0,0	0,0
Arctium lappa	5,2	0,0	0,1	0,0	0,0
Arenaria serpyllifolia	0,0	0,0	0,0	2,5	0,0
Arrhenatherum elatius	0,0	2,5	0,0	0,0	0,0
Asparagus officinalis	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
Atriplex prostrata	1,2	0,0	0,3	0,1	0,0
Barbarea vulgaris	0,0	1,0	0,0	0,5	0,0
Berteroa incana	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0
Bidens frondosa	0,3	0,0	0,0	3,5	0,0
Bidens tripartita	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
Bromus hordeaceus	10,0	2,5	0,0	23,0	0,0
Bromus inermis	0,0	0,0	75,0	0,0	0,0
Bromus sterilis	7,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Calamagrostis epigejos	46,9	28,1	39,0	21,1	0,0
Callitriche palustris	2,5	0,0	0,0	0,0	2,5

Artname	Lossow	Reitwein	Aurith	Bleyen	Lebus
Calystegia sepium	10,0	8,1	10,0	2,5	4,3
Capsella bursa-pastoris	0,3	0,0	1,7	3,0	0,5
Carduus crispus	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Carex acuta	28,0	10,1	20,0	2,5	33,8
Carex brizoides	36,3	0,0	0,0	0,0	0,0
Carex hirta	0,0	0,0	0,0	2,5	2,5
Carex muricata	2,5	0,0	2,5	2,5	0,0
Carex praecox	10,0	14,2	20,0	8,8	0,0
Carex remota	0,5	0,0	2,5	0,0	0,0
Carex riparia	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0
Carex vulpina	0,0	2,5	2,5	0,0	0,0
Cerastium fontanum	2,5	0,0	1,3	6,6	12,9
Cerastium semidecandrum	0,0	1,8	0,0	2,5	0,0
Ceratophyllum demersum	0,5	20,0	0,0	0,0	0,0
Chenopodium album	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
Chenopodium polyspermum	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
Chenopodium rubrum	0,0	0,0	0,0	2,5	0,0
Cirsium arvense	0,1	1,2	1,8	0,1	1,5
Cirsium oleraceum	0,1	0,1	0,5	0,0	0,0
Cirsium vulgare	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0
Convolvulus arvensis	0,9	0,0	2,5	5,3	0,0
Corynephorus canescens	2,5	14,2	0,0	0,0	0,0
Crataegus spec.	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
Crepis capillaris	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9
Crepis tectorum	0,0	2,5	0,0	0,0	0,0
Cyperus fuscus	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
Dactylis polygama	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Daucus carota	0,0	0,0	0,0	0,5	1,9

Artname	Lossow	Reitwein	Aurith	Bleyen	Lebus
Deschampsia cespitosa	0,1	0,0	0,0	0,0	0,5
Dianthus deltoides	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6
Draba verna	2,5	0,0	2,5	0,5	3,8
Echinochloa crus-galli	2,5	0,0	2,5	0,0	0,1
Eleocharis palustris	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0
Elymus caninus	0,0	0,0	0,0	0,0	10,0
Elymus repens	28,5	25,8	35,3	17,4	12,9
Epilobium hirsutum	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Epilobium palustre	0,1	0,3	0,1	0,0	0,0
Equisetum arvense	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Equisetum palustre	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3
Eragrostis spec.	10,0	0,0	2,5	0,5	0,1
Erigeron canadensis	0,1	1,5	0,0	1,3	0,0
Erodium cicutarium	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0
Euonymus europaeus	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Euphorbia lucida	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0
Fallopia convolvulus	2,5	1,0	0,0	0,0	0,0
Festuca gigantea	1,8	0,0	0,0	0,0	5,3
Festuca rubra	0,0	6,3	0,0	0,0	0,0
Festuca spec.	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Ficaria verna	3,5	2,5	7,7	1,5	2,5
Galium aparine	1,7	0,9	0,1	0,1	0,0
Galium mollugo	0,0	0,0	0,0	0,0	3,3
Galium palustre	1,8	0,5	0,1	2,5	0,5
Galium verum	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0
Geranium pusillum	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0
Geum urbanum	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Glechoma hederacea	7,3	10,0	8,3	5,7	10,0

Artname	Lossow	Reitwein	Aurith	Bleyen	Lebus
Glyceria fluitans	0,1	0,1	0,0	37,5	0,1
Glyceria maxima	27,7	0,0	0,0	37,5	2,8
Herniaria glabra	0,1	6,3	0,0	0,3	0,0
Hydrocharis morsus-ranae	0,0	20,0	0,0	0,0	2,5
Hypericum perforatum	0,1	1,0	0,0	10,1	0,1
Hypochaeris radicata	2,5	0,3	0,0	1,8	5,1
Impatiens parviflora	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Inula britannica	19,0	0,0	5,1	0,5	2,5
Iris pseudacorus	0,1	0,0	0,0	0,5	2,5
Jasione montana	0,0	0,0	0,0	2,5	0,0
Juncus compressus	0,0	0,0	10,0	0,0	0,0
Juncus spec.	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0
Lactuca serriola	0,0	0,5	1,5	0,0	0,0
Lamium album	4,2	0,0	5,1	0,0	0,0
Lamium purpureum	0,0	2,5	3,1	0,7	0,0
Lapsana communis	0,3	0,0	0,1	0,0	0,0
Lemna minor	0,5	2,5	2,5	0,0	10,0
Leontodon autumnalis	0,1	0,1	0,0	1,0	2,5
Leonurus marrubiastrum	0,0	1,6	0,9	2,5	0,0
Linaria vulgaris	0,0	0,1	2,5	1,8	0,0
Lycopersicon esculentum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
Lysimachia nummularia	4,3	0,0	0,0	0,0	0,3
Lysimachia vulgaris	0,5	2,5	0,0	0,0	1,5
Lythrum salicaria	0,0	0,0	0,5	0,0	0,5
Matricaria discoidea	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0
Medicago minima	0,5	0,0	2,5	3,3	0,0
Mentha aquatica	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
Mentha arvensis	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0

Artname	Lossow	Reitwein	Aurith	Bleyen	Lebus
Myosotis sparsiflora	4,2	0,0	10,0	0,0	0,0
Myosotis stricta	0,5	2,5	2,5	3,1	2,2
Myosurus minimus	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0
Oenanthe aquatica	2,5	0,0	0,0	2,5	0,0
Persicaria amphibia	0,3	0,0	0,0	0,0	2,5
Persicaria hydropiper	15,0	0,0	0,0	0,5	0,0
Persicaria maculosa	1,4	0,0	0,1	0,5	2,5
Phalaris arundinacea	19,4	15,9	7,1	15,0	16,3
Phragmites australis	45,0	47,6	20,0	87,5	48,3
Plantago lanceolata	0,0	1,5	0,5	0,0	0,1
Plantago major	0,0	0,0	2,5	2,5	0,2
Poa annua	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5
Poa palustris	37,5	2,5	5,3	0,0	0,5
Poa pratensis	24,5	18,8	21,7	49,5	36,0
Poa trivialis	17,5	10,0	0,0	10,0	1,5
Polygonum aviculare	1,5	0,0	0,0	0,0	2,5
Populus nigra	0,0	0,0	10,0	37,5	0,0
Populus spec.	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
Portulaca oleracea	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Potentilla anserina	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5
Potentilla reptans	1,5	0,5	14,4	2,5	14,5
Quercus robur	0,5	43,8	0,1	0,0	0,0
Ranunculus aquatilis	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
Ranunculus repens	0,0	0,5	0,0	0,5	11,8
Rhamnus cathartica	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Rorippa amphibia	10,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rorippa sylvestris	0,0	0,0	1,3	0,0	2,5
Rosa spec.	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0

Artname	Lossow	Reitwein	Aurith	Bleyen	Lebus
Rubus caesius	14,6	0,0	12,0	2,5	0,0
Rubus fruticosus	10,0	11,3	0,0	0,0	0,0
Rumex acetosa	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
Rumex acetosella	0,0	5,0	0,0	5,0	0,0
Rumex crispus	0,0	0,1	0,5	0,0	0,0
Rumex hydrolapathum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
Rumex maritimus	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rumex sanguineus	3,1	0,0	0,5	0,5	0,0
Rumex thyrsiflorus	0,0	0,1	0,0	3,4	13,9
Sagittaria sagittifolia	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
Salix alba	0,0	0,0	87,5	0,0	0,0
Salix spec.	17,1	5,1	0,0	0,0	0,0
Salvinia natans	0,0	2,5	0,0	0,0	2,5
Scirpus radicans	2,5	20,0	0,0	0,0	0,0
Scleranthus annuus	2,5	0,0	0,0	0,5	0,0
Scrophularia nodosa	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
Scutellaria hastifolia	0,0	0,0	0,0	2,5	0,0
Sedum sexangulare	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0
Senecio vernalis	0,0	0,5	0,0	0,3	0,0
Setaria viridis	10,0	13,3	0,0	2,5	2,5
Silene flos-cuculi	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1
Sisymbrium officinale	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
Solanum dulcamara	0,0	0,5	0,0	2,5	0,0
Sonchus asper	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
Sparganium erectum	10,0	0,0	10,0	0,0	87,5
Spergula morisonii	0,0	0,0	0,0	2,5	0,0
Spergularia rubra	2,5	2,5	0,0	0,0	0,0
Spirodela polyrhiza	0,0	0,0	10,0	2,5	0,0

Artname	Lossow	Reitwein	Aurith	Bleyen	Lebus
Stachys palustris	2,5	10,1	0,0	0,0	0,0
Stachys sylvatica	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Stellaria neglecta	4,9	0,0	0,5	0,0	0,0
Symphytum officinale	12,1	1,3	36,3	0,0	0,0
Taraxacum officinale	0,1	0,4	0,3	0,5	1,0
Thalictrum flavum	0,0	0,5	0,0	0,5	0,0
Torilis japonica	0,0	0,0	10,0	0,0	0,0
Trifolium arvense	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0
Trifolium dubium	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
Trifolium repens	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5
Tripleurospermum perforatum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
Turritis glabra	0,0	2,5	0,1	0,0	0,0
Ulmus laevis	29,3	0,0	43,8	6,9	0,1
Urtica dioica	14,7	12,1	15,6	18,2	23,8
Valerianella locusta	1,5	6,3	2,1	4,1	2,5
Verbascum densiflorum	0,0	5,1	0,0	0,0	0,0
Verbascum lychnitis	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0
Veronica arvensis	2,5	1,7	2,0	1,9	6,7
Veronica hederifolia	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Vicia hirsuta	0,0	0,5	0,5	2,5	0,0
Vicia sativa	0,5	0,0	0,5	1,5	0,0
Vicia tetrasperma	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
Viola tricolor	0,0	1,6	0,5	5,3	6,3
Xanthium albinum	2,5	0,0	10,0	0,5	0,0

Tab. A5.3.2: Arten und Individuenzahlen der nachgewiesenen Laufkäfer.

Artname	Lossow	Reitwein	Aurith	Lebus	Bleyen
Acupalpus exiguus	0	0	1	0	0
Acupalpus meridianus	1	0	0	0	0
Agonum emarginatum	7	0	1	1	11
Agonum micans	2	0	0	0	0
Agonum muelleri	3	0	0	0	0
Agonum versutum	43	0	0	0	0
Amara aenea	3	0	0	15	9
Amara communis	2	2	6	2	2
Amara convexior	1	0	0	0	0
Amara equestris	0	1	0	0	0
Amara familiaris	1	0	0	0	0
Amara fulva	0	1	0	0	0
Amara kulti	1	0	0	0	0
Amara lunicollis	3	8	3	0	0
Amara plebeja	0	0	0	0	1
Amara similata	0	0	0	0	1
Amara tibialis	0	0	0	1	2
Anisodactylus binotatus	2	0	0	4	0
Badister bullatus	0	0	1	0	0
Badister sodalis	0	2	0	0	0
Bembidion argenteolum	0	0	4	0	0
Bembidion assimile	11	0	0	0	1
Bembidion biguttatum	3	0	0	2	2
Bembidion dentellum	3	0	0	0	0
Bembidion femoratum	0	0	1	0	0
Bembidion gilvipes	50	52	8	1	9
Bembidion guttula	2	1	1	1	0

Artname	Lossow	Reitwein	Aurith	Lebus	Bleyen
Bembidion illigeri	1	0	0	0	0
Bembidion punctulatum	1	5	0	0	0
Bembidion quadrimaculatum	2	0	0	1	0
Bembidion ruficolle	0	1	0	0	0
Bembidion tetracolum	2	0	0	0	0
Bembidion velox	8	10	6	2	0
Calathus fuscipes	0	1	0	15	6
Carabus granulatus	1	1	0	4	0
Chlaenius nigricornis	3	0	1	3	1
Clivina fossor	5	2	3	0	0
Dyschirius globosus	39	25	15	12	4
Dyschirius thoracicus	2	0	0	0	0
Elaphrus riparius	1	0	0	0	0
Harpalus affinis	3	0	0	2	0
Harpalus autumnalis	0	0	0	1	0
Harpalus griseus	0	1	0	0	0
Harpalus latus	2	0	4	1	4
Harpalus luteicornis	0	1	1	0	0
Harpalus pumilus	0	0	0	0	1
Harpalus rufipes	2	1	0	6	0
Harpalus serripes	0	1	0	0	1
Harpalus tardus	6	0	1	2	2
Loricera pilicornis	1	0	0	0	0
Microlestes minutulus	0	2	3	0	6
Notiophilus palustris	0	0	1	0	0
Omophron limbatum	9	0	5	0	0
Oodes helopioides	2	0	1	0	0
Oxypselaphus obscurus	10	0	0	0	0

Artname	Lossow	Reitwein	Aurith	Lebus	Bleyen
Poecilus cupreus	2	0	0	5	0
Poecilus versicolor	2	19	22	8	1
Pterostichus anthracinus	0	0	0	0	3
Pterostichus gracilis	0	0	0	0	3
Pterostichus melanarius	0	1	0	6	0
Pterostichus minor	1	0	1	0	0
Pterostichus nigrita	13	1	0	4	0
Pterostichus strenuus	0	0	1	0	0
Pterostichus vernalis	1	2	3	2	0
Stenolophus mixtus	0	0	0	1	0
Stomis pumicatus	1	0	0	0	0
Syntomus truncatellus	2	10	6	0	6
Trechus obtusus	0	2	0	0	0

Tab. A5.3.3: Anzahl der Brutreviere pro Vogelart und Untersuchungsfläche.

Artname	Lossow	Reitwein	Aurith	Lebus	Bleyen
Accipiter nisus	0	0	0	0	0
Acrocephalus arundinaceus	0	1	0	2	0,5
Acrocephalus palustris	0	1	0	0	0
Acrocephalus schoenobaenus	0	2	0	2	1
Acrocephalus scirpaceus	0	3	0	1	0
Actitis hypoleucos	0	0	1	0	0
Aegithalos caudatus	0	0	0	0	0
Alauda arvensis	0	0,5	0	2,5	1
Alcedo atthis	0	0	0	0	0
Alopochen aegyptiacus	0	0	0	0	0
Anas platyrhynchos	1	2	1	1	1
Anas strepera	0	0	0	0	0
Anser anser	0	0	1	0	0
Apus apus	0	0	0	0	0
Ardea alba	0	0	0	0	0
Ardea cinerea	0	0	0	0	0
Bucephala clangula	0	0	0	0	1
Buteo buteo	0	0	0	0	0
Carduelis carduelis	2	1	0	0	1
Carduelis chloris	1	0	1	0	1
Carpodacus erythrinus	0	0	0	0	0
Certhia brachydactyla	3	1	0	0	1
Certhia familiaris	1	0	0	0	0
Charadrius dubius	0	0	0	0	0
Ciconia ciconia	0	0	0	0	0
Coccothraustes coccothraustes	0	0	0	0	0
Columba oenas	0	0	0	0	1

Artname	Lossow	Reitwein	Aurith	Lebus	Bleyen
Columba palumbus	2	0	1	1	0
Corvus corax	1	1	0	0	0
Corvus cornix	1	0	0	0	1
Corvus monedula	0	0	0	0	0
Cuculus canorus	0,5	1	0	0	0
Cygnus olor	0	0	0	1	0
Delichon urbicum	0	0	0	0	0
Dendrocopos major	0	0	1	0	0
Dendrocopos minor	1	0	0	0	1
Dryocopus martius	0,5	0	0	0	0
Emberiza citrinella	4	2	3	0	2
Emberiza schoeniclus	0	4	1	2	2
Erithacus rubecula	1	0	0	0	0
Falco tinnunculus	0	0	0	0	0,5
Ficedula hypoleuca	1	0	0	0	0
Fringilla coelebs	5	1	1	0	3
Garrulus glandarius	1	0	1	0	0
Grus grus	0	0	0	0	0
Haliaeetus albicilla	0	0	0	0	0
Hippolais icterina	0	0	0	0	0
Hirundo rustica	0	0	0	0	0
Jynx torquilla	0,5	0	0	0	0
Lanius collurio	0	2	2	0	1
Lanius excubitor	0	0	1	0	0
Larus ridibundus	0	0	0	0	0
Linaria cannabina	0	3	0	1	0
Locustella luscinioides	0	1	0	0	0
Lullula arborea	0	0	0	0	1
Luscinia megarhynchos	0	0	0	0	0

Artname	Lossow	Reitwein	Aurith	Lebus	Bleyen
Luscinia svecica	0	0	0	1	0
Miliaria calandra	0,5	3	2	1	2
Milvus migrans	0	0	0	0	0
Milvus milvus	0	0,5	0	0	0
Motacilla alba	1	1	1	1	0
Muscicapa striata	1	0	0	0	0
Oriolus oriolus	0,5	1	1	0	1
Pandion haliaetus	0	0	0	0	0
Parus ater	0	0	0	0	0
Parus caeruleus	6	1	4	0	2
Parus major	5	1	4	0	2
Parus palustris	0	0	0	0	0
Passer domesticus	0	0	0	0	0
Passer montanus	0	0	0	0	0
Phalacrocorax carbo	0	0	0	0	0
Phasianus colchicus	2	1	0	0	1
Phoenicurus phoenicurus	0	0	0	0	0
Phylloscopus collybita	4	0	0	0	0
Pica pica	0	0	0	0	0
Picus viridis	1	0	0	0	1
Regulus ignicapillus	0	0	0	0	0
Riparia riparia	0	0	0	0	0
Saxicola rubicola	0	0	0	1	0
Serinus serinus	0	0	0	0	0
Sitta europaea	3	0	0	0	0
Sterna hirundo	0	0	0	0	0
Streptopelia turtur	0	0	0	0	0
Sturnus vulgaris	3	0	1	0	2,5
Sylvia atricapilla	4	0	1	0	0

Artname	Lossow	Reitwein	Aurith	Lebus	Bleyen
Sylvia communis	1	1	1,5	0	1
Sylvia curruca	0	0	0	0	0
Sylvia nisoria	0	0	0	0	0
Tachybaptus ruficollis	0	1	0	0	0
Tringa ochropus	0	0	0	0	0
Troglodytes troglodytes	2	0	0	0	0
Turdus merula	2	0,5	0	0	0
Turdus philomelos	1	0	0	0	0
Turdus pilaris	0	0	0	0	2
Upupa epops	0	0	0	0	0
Vanellus vanellus	0	0	0	0,5	0

Tab. A5.4.1: Übersicht zu den Methoden der Ökosystemleistungs-Berechnungen

<table>
<tr><th>Ökosystemleistung</th><th>Berechnungs-grundlage</th><th>Anpassung</th><th>Räumliche Daten</th></tr>
<tr><td>Biomasse aus Kultur-pflanzenanbau und Ackerbau (Ertragspo-tenzial)</td><td>Stäps et al. 2022</td><td>Verwendung der BONARES- Bodenwert-zahlen für Acker mit Skalierung 0 bis 100:
<table><tr><th>Bodenwert</th><th>RESI- Klasse</th></tr><tr><td>0</td><td>1</td></tr><tr><td>> 0 bis 25</td><td>2</td></tr><tr><td>> 25 bis 50</td><td>3</td></tr><tr><td>> 50 bis 75</td><td>4</td></tr><tr><td>> 75</td><td>5</td></tr></table></td><td>CORINE Landnut-zungsdaten, BONARES- Boden-wertzahlen für Äcker</td></tr>
<tr><td>Biomasse von Wiesen und Weiden (Ertrags-potenzial)</td><td>Stäps et al. 2022</td><td>Verwendung der BONARES- Bodenwert-zahlen für Grünland mit Skalierung 0 bis 88:
<table><tr><th>Bodenwert</th><th>RESI- Klasse</th></tr><tr><td>0</td><td>1</td></tr><tr><td>> 0 bis 22</td><td>2</td></tr><tr><td>> 22 bis 44</td><td>3</td></tr><tr><td>> 44 bis 66</td><td>4</td></tr><tr><td>> 66</td><td>5</td></tr></table></td><td>CORINE Landnut-zungsdaten, BONARES- Boden-wertzahlen für Grünland</td></tr>
<tr><td>Hochwasserregula-tion</td><td>Podschun et al. 2018</td><td>Berechnung der Volumina der rezenten Aue und Altaue durch Verwendung ei-nes Datensatzes zu Überflutungstiefen bei mittlerem Risiko (HQ100). Zuord-nung der Überflutungstiefen:
<table><tr><th>Überflu-tungs-klasse</th><th>Tiefen-klasse [m]</th><th>Mittlere Tiefe [m]</th></tr><tr><td>11</td><td>0– 0,5</td><td>0,25</td></tr><tr><td>12</td><td>> 0,5–1</td><td>0,75</td></tr><tr><td>13</td><td>> 1–2</td><td>1,5</td></tr><tr><td>14</td><td>> 2–4</td><td>3,0</td></tr><tr><td>15</td><td>> 4</td><td>4,5</td></tr></table>Anschließende Berechnung des Teilindi-kators HW_1 wie im Handbuch.</td><td>HQ 100 mit Über-flutungstiefen, Fließgewässer-Strukturgütekartie-rung</td></tr>
</table>

Ökosystemleistung	Berechnungs-grundlage	Anpassung	Räumliche Daten
		Für die Berechnung des Teilindikators HW_2 mussten die Parameter „Uferstruktur“ und „Sohlestruktur“ rekonstruiert werden, da diese Parameter bei der letzten FSG- Kartierung der Oder nicht erhoben wurden. Die **Uferstruktur** wurde berechnet als arithmetisches Mittel der Parameter „Uferbewuchs“ und „Uferverbau“. Beide Parameter wurden auf einer Skala 1-7 bewertet, daher erfolgte eine Reskalierung in den Wertebereich 1-5. Die **Sohlestruktur** wurde abgeleitet aus den Parametern Linienführung (mit hoher Gewichtung), Strukturbildungsvermögen und Tiefenerosion. Diese Parameter steuern maßgeblich die laterale und longitudinale Morphodynamik des Gewässerbettes und damit die Entstehung von Sohlstrukturen wie Kolken, Riffles und Ablagerungsformen. Die Linienführung hat einen starken Einfluss, weil sie maßgeblich bestimmt, ob überhaupt natürliche Sohlenformen wie Kolke, Riffles und variierende Tiefen entstehen können. Das Strukturbildungsvermögen (kombinierter Einfluss von Uferverbau, Abflussregelung und Querbauwerken) modifiziert diese Einschätzung: gute Strukturbildung kann eine ungünstige Linienführung etwas abmildern, aber nicht vollständig kompensieren, und umgekehrt kann eine ungünstige Strukturbildung eine gute Linienführung verschlechtern. Folgende Tab. zeigt die Wertezuordnung:	

Linien-führung	Struktur-bildung	Sohle-struk-tur
1	1	1 (gut)
1	3	2
1	5 oder 7	3
3	1	2
3	3	3
3	5 oder 7	4
5	1	3
5	3	4

Ökosystemleistung	Berechnungs-grundlage	Anpassung	Räumliche Daten
		5 5 oder 7 5 (schlecht) Die Tiefenerosion wird als Malus berücksichtigt: liegt Tiefenerosion vor, wird die zuvor ermittelte Sohlestruktur um eine Klasse verschlechtert. Für die „**Land**“-Bewertung wurde der Parameter „Auedynamik“ verwendet. Die Auedynamik verrechnet in der FGSK die Einzelparameter Hochwasserschutzbauwerke, Ausuferungsvermögen, Auenutzung und Uferstreifen. Die Bewertung liegt im Wertebereich 1-7 vor und wurde in den Bereich 1-5 transformiert. Für die weitere Berechnung wurde das arithmetische Mittel aus den Ufer-, Land- und Sohlebewertungen für jedes Auensegment gebildet. Unterschiedliche Bewertungen von Kartierabschnitten innerhalb eines Auensegmentes wurde dabei längengewichtet berücksichtigt. Die weitere Berechnung von $HW_{2,}$ Ind_{HW} und die Zuordnung des RESI-Wertes für die Hochwasserregulation erfolgte gemäß der Anleitung im RESI-Handbuch.	
Niedrigwasserregulation	Podschun et al. 2018	Die Bewertungen der Parameter Sohle und Ufer wurden angepasst (siehe Anpassung Hochwasserregulation).	Fließgewässer-Strukturgütekartierung
Sedimentregulation	Podschun et al. 2018	Die Auswirkung von Querbauwerken als Berechnungsparameter entfällt, da der Hauptstrom im Untersuchungsgebiet keine Querbauwerke aufweist. In der Westoder bei Widuchowa befindet sich ein Absturz, jedoch wurde hier ohnehin der schlechteste Wert für die Sedimentregulation berechnet. Die Bewertung der Sohlestruktur lag in der FGSK nicht vor, deswegen wurde hierfür ein eigener Proxy entwickelt (siehe Anpassung Hochwasserregulation).	Fließgewässer-Strukturgütekartierung
Moorbodenbildung	Podschun et al. 2018	Der Grundwasserflurabstand wurde mithilfe von punktuellen Messdaten und einer räumlichen Thin-Plate-Spline-Interpolation (1000m Suchradius, 1-20 Stützpunkte) räumlich auf die Auenfläche transferiert.	Moore Brandenburgs, Mittlere Grundwasserflurabstände, CORINE-Landnutzungsdaten, RESI-Ergebnis Sediment-regulation

Ökosystemleistung	Berechnungs-grundlage	Anpassung	Räumliche Daten
Rückhalt von Treib-hausgasen	Podschun et al. 2018	Keine Anpassung	Moore Branden-burgs, Mittlere Grundwasserflur-abstände, CORINE-Landnutzungs-da-ten
Regionaler Kühleffekt	Podschun et al. 2018	Nutzung von Sattelitenbild-abgeleiteten Daten der realen und potentiellen Eva-potranspiration aus 8-Tage-Kompositen im Sommer (1.4.–30.9.) für einen 20-jäh-rigen Mittelwert (2002–2021). Die wei-tere Berechnung von Ind_{KW} und die Zu-ordnung des RESI-Wertes erfolgte ge-mäß der Anleitung im RESI-Handbuch.	MODIS/ Aqua Net Evapotranspiration (ET und ETP)
Habitatbereitstellung Auen	Podschun et al. 2018	Keine Anpassung	FFH- und Vogel-schutzgebiete, CO-RINE-Landnut-zungsdaten, Feuchtlebens-räume, Querbau-werke
Habitatbereitstellung Fluss	Stäps et al. 2022	Die Bewertung der Sohlestruktur, des Ufers, der Durchgängigkeit und der Strö-mung lagen in der FGSK nicht vor, des-wegen wurden hierfür Proxys entwi-ckelt: - für „**Sohle“** und **„Ufer“** siehe Anpas-sung Hochwasserregulation - Für“ **Strömung“** wird der Parameter Gewässerbettdynamik verwendet, da er die maßgeblichen morphologischen und hydraulischen Einflussgrößen der Strö-mungsverhältnisse zusammenführt. Der Index basiert vorrangig auf der Linien-führung, die die morphologische Lau-fentwicklung und damit die Ausprägung der Strömungsdiversität bestimmt. Gleichzeitig berücksichtigt er über das Strukturbildungsvermögen technische Eingriffe wie Querbauwerke und Ab-flussregelungen, die als limitierende Faktoren wirken und die Ausbildung na-türlicher Strömungsstrukturen ein-schränken können. Ergänzend fließt der Uferbewuchs als struktureller Randpara-meter mit geringerer Gewichtung ein. - Die „**Durchgängigkeit“** wird über den Parameter Querbauwerke bewertet, da dieser physische Barrieren und damit die longitudinale Konnektivität des Flus-ses direkt abbildet. Weitere Barrieren sind im Datensatz nicht enthalten; im	Fließgewässer-Strukturgütekartie-rung, Europäische Wasserrahmen-richtlinie (WRRL)

<table>
<tr><th>Ökosystemleistung</th><th>Berechnungs-grundlage</th><th>Anpassung</th><th>Räumliche Daten</th></tr>
<tr><td></td><td></td><td>betrachteten Oder-Hauptstrom ist lediglich ein Sohlabsturz am Übergang zur Westoder vorhanden, der in der FGSK nicht als Querbauwerk kartiert ist und daher nicht als maßgebliche Barriere berücksichtigt wird.</td><td></td></tr>
<tr><td>Landschaftsbild</td><td>Podschun et al. 2018</td><td>Für die Bewertung wurde der aktualisierte Datensatz nach Hermes et al. (2023) verwendet. Dieser stellt eine Weiterentwicklung von Hermes et al. (2018) dar.

Da die meisten Besucher der Oderauen Tages oder Wochenendbesucher sind, ist die Landschaftsästhetik vor allem im regionalen Kontext relevant. Daher wurde keine deutschlandweite Skalierung vorgenommen, sondern eine Normierung auf die Referenzregion Berlin Brandenburg. Diese Region bildet auch eine große Bandbreite an Landschaftstypen ab, jedoch ohne Gebirgslandschaften, die nach Hermes et al. (2018, 2023) als besonders attraktiv bewertet werden.

Die flächengewichteten Mittelwerte wurden für die jeweiligen Fluss-Auen-Kompartimente berechnet und anschließend mithilfe von Quintilgrenzen aus der Rasterwertverteilung der Region Berlin Brandenburg in die fünfstufige RESI Bewertungsskala eingestuft.

<table><tr><th>Ästhetik-Wert</th><th>RESI-Klasse</th></tr><tr><td>0–43</td><td>1</td></tr><tr><td>> 43–51</td><td>2</td></tr><tr><td>> 51–58</td><td>3</td></tr><tr><td>> 58–66</td><td>4</td></tr><tr><td>> 66</td><td>5</td></tr></table></td><td>Bewertung der Landschaftsästhetik (Hermes et al. 2023)</td></tr>
<tr><td>Natur- und Kulturdenkmäler</td><td>Podschun et al. 2018</td><td>Keine Anpassung</td><td>Naturdenkmäler, Baudenkmäler, Bodendenkmäler</td></tr>
<tr><td>Möglichkeiten für wassergebundene Erholung</td><td>Stäps et al. 2022</td><td>Da in der Untersuchungsregion keine Sandflächen und Sandbänke im Landbedeckungsmodell verzeichnet sind, es jedoch einige bekannte Badestellen in der Untersuchungsregion gibt, wurden</td><td>Landbedeckungs-modell (Basis-DLM AAA), Badestellen (OSM)</td></tr>
</table>

Ökosystemleistung	Berechnungs-grundlage	Anpassung	Räumliche Daten
		Badestellen für die Berechnung des Subindikators DSB aus OpenStreetMap mit folgender Abfrage gewonnen: "leisure"="bathing_place"; "amenity"="public_bath"; "designation"="bathing_water"; "natural"="beach"; "leisure"="beach_resort"; "leisure"="swimming_area"; "swimming"="designated"; fehlende bekannte, aber wilde Badestellen wurden vorher in OSM eingetragen. Die Werte wurden in ein Raster mit 100 m x 100 m Auflösung eingetragen und es wurde eine Nachbarschaftsanalyse mit 1000 m Suchradius durchgeführt. Anschließend wurde das Ergebnis auf den Wertebereich zwischen 0 und 100 reskaliert. Die Berechnung der Subindikatoren NMB und MB erfolgte wie im UFZ-Handbuch beschrieben. Das Ergebnisraster (Summe aus DSB, NMB und MB) wurde innerhalb des Untersuchungsraums (Oderauen) auf den Bereich 0–100 skaliert, die Interpretation der vorliegenden Ergebnisse erfolgt damit relativ innerhalb der Region. Um die Bewertung in die 5-stufige Resi-Skala zu übertragen, wurden je Fluss-Auen-Kompartiment der flächengewichtete Mittelwert berechnet. Folgende Quintilgrenzen wurden für die Region ermittelt und angewendet:	

Ind_{WA} Quintilgrenzen	RESI- Klasse
0–4,37	1
> 4,37–7,48	2
> 7,48–14,26	3
> 14,26–23,67	4
> 23,67–66,67	5

Tab. A5.4.2: Übersicht zu den verwendeten Daten

Geodaten	Herausgeber	Datentyp und ggf. Raster-Auflösung	Aktualität
Auen (Auenzustand, Auenerfassung, Bilanzierung, Biotopauswertung, Landnutzung)	Bundesanstalt für Gewässerkunde	WFS	27.01.2022
Uferdaten (Riparian Zones)	Europäische Umweltagentur, (EEA), Copernicus Land Monitoring Service	ESRI File-Geodatabase	20.01.2022
CORINE Landnutzungsdaten - Version 2020_20u1	Europäische Umweltagentur, (EEA), Copernicus Land Monitoring Service	GeoTiff (100 m x 100 m)	24.02.2020
FFH-Gebiete Deutschland und Vogelschutzgebiete	Bundesamt für Naturschutz	WFS	FFH- und Vogelschutzgebiete: 2019; Nationalparke, Nationale Naturmonumente, Naturparke, Biosphärenreservate: 2024; Naturschutzgebiete, Landschaftsschutzgebiete:2022
Feuchtlebensräume	Bundesamt für Naturschutz	ESRI File-Geodatabase	27.12.2021
Querbauwerke in Fließgewässern	Landesamt für Umwelt Brandenburg	ESRI-Shapedatei	16.05.2023
Moorböden im Land Brandenburg (mit und ohne besonderer Funktionsausprägung)	Landesamt für Umwelt Brandenburg	ESRI-Shapedateien	18.03.2022
Grundwassermessdaten (Hauptwerte, langjähriger Mittelwert)	Landesamt für Umwelt Brandenburg	Tab.n mit Messwerten	04.03.2025
Grundwassermessstellen	Landesamt für Umwelt Brandenburg	ESRI-Shapedatei	20.06.2013
Strukturgüte von Fließgewässern des Landes Brandenburg	Landesamt für Umwelt Brandenburg	ESRI-Shapedatei	22.03.2007
Flusshochwasser Brandenburg, mittleres Gefahren-Szenario (HQ100) mit Angabe der Wassertiefen in 5 Klassen	Bundesanstalt für Gewässerkunde	ESRI-Shapedatei	01.04.2020
BONARES- Bodenwertzahlen für Acker und Grünland	Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts-forschung	ESRI File-Geodatabase	03.09.2020
Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland (Basis-DLM AAA)	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie	ESRI File-Geodatabase	05.10.2022

Geodaten	Herausgeber	Datentyp und ggf. Raster-Auflösung	Aktualität
Digitales Geländemodell	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie	GRID-ASCII (5 m x 5 m)	2016 (Eingangsdaten Brandenburg: 2002-2015)
MODIS/Aqua Net Evapotranspiration & Potential Evapotranspiration (Gap-Filled 8-Day L4 Global, MYD16A2GF.061)	NASA EOSDIS Land Processes DAAC	GeoTiff (500 m x 500 m)	Download am 21.02.2026
Badestellen	OpenStreetMap contributors	GeoJSON	12.02.2026
Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL): biologische und chemische Bewertung	Landesamt für Umwelt Brandenburg	WFS	16.02.2026
Landschaftsästhetik (KOeSL--Geodaten)	Johannes Hermes	GeoTiff (1 km x 1 km)	04.08.2023

Tab. A5.5.1: Übersicht zu den verwendeten Eingangsdaten, deren räumlicher und zeitlicher Auflösung und zu den berücksichtigten Parametern aus den verschiedenen Datenquellen. Quelle: IGB

Name	Beschreibung	Quelle
Landnutzung	Landnutzungsklassen: Wasser, Ackerland, Grünland, Wald, Tagebau, Offene Fläche, Feuchtgebiet, urbane Flächen, 100*100 m	CORINE (2018)
Höhenmodell	digitales Höhenmodell, 30*30 m horizontale Auflösung	SRTM30 (2023)
Drainierte landwirtschaftliche Flächen	prozentualer Anteil der drainierten landwirtschaftlichen Fläche, durch die beteiligten Länder Berichtete Daten ergänzt durch abgeleitete Flächen, 100 * 100 m	Balzer (2010), Venohr et al. (2010)
Versiegelungsgrad der bebauten Flächen	Satellitenbildbasierte versiegelte Fläche für das Jahr 2018, 10 * 10 m	EEA (2020)
C-Faktor	Faktor zu Berücksichtigung der Pflanzenbedeckung des Bodens, berücksichtigter Bedeckungsgrad des Bodens, 250 * 250 m	eigene Berechnungen, basierend auf Panagos et al. (2015)
P-Gehalt in landwirtschaftlichen Böden	P-Gehalt in landwirtschaftlichen Böden, basierend auf 22.000 Bodendaten der Jahre 2011 bis 2019, 500 * 500 m	Panagos et al. (2022)
N-Gehalt Boden	Stickstoffgehalt im Oberboden, basierend auf 20,000 Bodendaten 250 * 250 m	Ballabio et al. (2019) l
Stickstoffüberschuss auf landwirtschaftlichen Flächen	jährliche N-Bilanzüberschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen im Zeitraum 1950-2020, Kreisebene	Batool et al. (2022)
Bodenart	Anteile von Sand, Ton und Schluff, 250*250 m	SoilGrids (2023)

Name	Beschreibung	Quelle
Pedo-Hydrologie	Feldkapazität, Welkepunkt und Wassergehalt bei Sättigung, 250*250 m	Tóth et al. 2017)
Pedo-chemische Eigenschaften	pH-Wert des Bodenwassers, organischer Kohlenstoff, Lagerungsdichte, 250 * 250 m	SoilGrids (2023)
Bodenabtrag	Bodenabtrag nach ABAG für Europa, 100 * 100 m	Lemm et al. (2021)
Atmosphärische Stickstoff Deposition	monatliche Stickstoffdeposition von EMEP, als feuchte und nasse Deposition von NH_y und NO_x, ~ 7 * 7 km	Fagerli et al. (2022)
Niederschlag	täglicher Niederschlag, 1 km² Auflösung, Tage mit > 10 mm Niederschlag = Starkniederschlagstage	Rauthe et al. (2013)
Lufttemperatur	tägliche Lufttemperatur in 2m Höhe, ~ 7 * 7 km	Cornes et al. (2018)
Verdunstung	Satellitengestützte Daten nach MODIS „MYD16A2GF061“, 8-tägige Zeitreihe, 500 * 500 m, Datenlücken (Städte oder Wasserflächen) wurden mit Mittelwerten der benachbarten Zellen aufgefüllt	Running et al. (2021)
Bevölkerung	jährliche Bevölkerungsdichte, 100 * 100 m	Stevens et al (2015)
Anschluss der Bevölkerung an Abwassersammlung und Behandlung	Statistische Angaben auf Ländereben zu den Anteilen der Bevölkerung deren Abwasser über die Kanalisation, kommunale Kläranlagen oder Kleinkläranlagen entsorgt wird. Disaggregiert nach Bevölkerungsdichte	EUROSTAT (2024) und eigene Berechnungen nach Lemm et al. (2021)
Trenn- und Mischkanalisation	Abschätzung nach hydrogeologischen Einheiten: Festgestein = Mischkanalisation und Lockergestein = Trennkanalisation	Eigene Berechnung nach Venohr et al. (2011) und Lemm et al. (2021)
Speichervolumen	geschätztes mittleres Speichervolumen von 11.7 m³/ha angeschlossene versiegelte Fläche	Lemm et al. (2021)
Wasserverbrauch	Wasserbereitstellung auf Landesebene in l/Einwohner und Tag, Werte der 2019 und 2020 Jahre	EUROSTAT (2024)
Kläranlageninventar	jährliche TN- und TP-Frachten aus Venohr et al. (2010) und UWWTD, Werte für Jahre ohne Daten wurden linear interpoliert	Venohr et al. (2010), UWWTD (2025)
Hydrogeologie	IHME1500 - Internationale hydrogeological Karte von Europa, 1:1.500.000	IHME (2018)
hydrologische Teileinzugsgebiete (Analysegebiete (Analytical Units, AU))	hydrologische Teileinzugsgebiete (Functional Elementary Catchments - FEC) mit einer mittleren Größe von etwa 50 km²	ECRINS (2012), modifiziert nach Lemm et al. (2021)
Wasserflächen	Wasserflächen und Linienelemente (Flüsse), Abschätzung der Breite nach Abfluss und Einzugsgebietseigenschaften	ECRINS (2012), modifiziert nach Venohr et al. (2005), Venohr et al. (2011)
Abflüsse, gemessen	tägliche Pegelabflüsse	GRDC (2025), LfU-BB (2025)

Name	Beschreibung	Quelle
Wassergüte, gemessen	Gütedaten zu Messstellen in der Nähe von Pegeln	GEMstat (2025), LfU-BB (2025)

Tab. A5.5.2: Mittel, Minimum und Maximum der jährlichen Tagestemperaturen (T), Niederschlagssummen (RR), Evapotranspiration (ET), klimatischen Wasserbilanz (KWB = Niederschlag minus Evapotranpiration) und Summe der Starniederschlagstage (SNT = RR > 10 mm/Tag) im gesamten Oder-Einzugsgebiet. Ermittelt für den Untersuchungszeitraum 2003–2020 bzw. das trockenste und feuchteste Jahr. Quelle: IGB

		T in °C	RR in mm/a	ET in mm/a	KWB in mm/a	SNT10 in Tagen
Mittelwert		9,4	488	480	8	10,4
Minimum		7,6	335	447	-154	5,4
Maximum		10,6	702	505	215	17,9
Trockenstes Jahr	2018	10,2	341	496	-154	7,6
Feuchtestes Jahr	2010	7,6	702	486	215	17,9

Tab. A5.5.3: Monatliche Änderungen von Temperatur, Niederschlag und Verdunstung abgeleitet aus Klimareport-Brandenburg (nach MLUK-BB 2024)

Monat	Temperaturänderung in °C		Niederschlagsänderung in %		Verdunstungsänderung in %	
	RCP 2.6	RCP 8.5	RCP 2.6	RCP 8.5	RCP 2.6	RCP 8.5
Jan	1,23	2,42	1,33	6,05	2	5,13
Feb	1,21	2,36	2,16	6,53	2	5,07
Mer	1,16	2,13	5,5	8,42	2	4,8
Apr	1,06	1,7	11,47	11,76	2	4,29
Mai	0,99	1,52	11,71	11,17	2	3,95
Jun	0,96	1,57	6,82	7,07	2	3,76
Jul	0,97	1,87	-3,59	-0,76	2	3,75
Aug	1,07	1,96	-7,87	-3,53	2	3,94
Sep	1,26	1,88	-6,54	-1,7	2	4,31
Okt	1,48	1,66	0,78	4,98	2	4,84
Nov	1,46	1,82	4,11	8,01	2	5,08
Dez	1,26	2,22	4,11	8,01	2	5,08

Tab. A5.5.4: Phosphorkonzentrationen im Ablauf von Kläranlagen mit und ohne Phosphorfällung und angenommene Konzentrationen für die Szenarioberechnungen. Quelle: IGB

Einwohnergleich-werte	Median der Konzentrationen mit P-Fällung nach Kläranlageninventar	Median der Konzentrationen ohne P-Fällung nach Kläranlageninventar	Angenommene Konzentration ohne P-Fällung
> 100.000	0,34 mg P/l	0,66 mg P/l	1 mg P/l
> 100.000–10.000	0,61 mg P/l	3,88 mg P/l	2 mg P/l
> 10.000–2.000	1,84 mg P/l	4,01 mg P/l	4 mg P/l

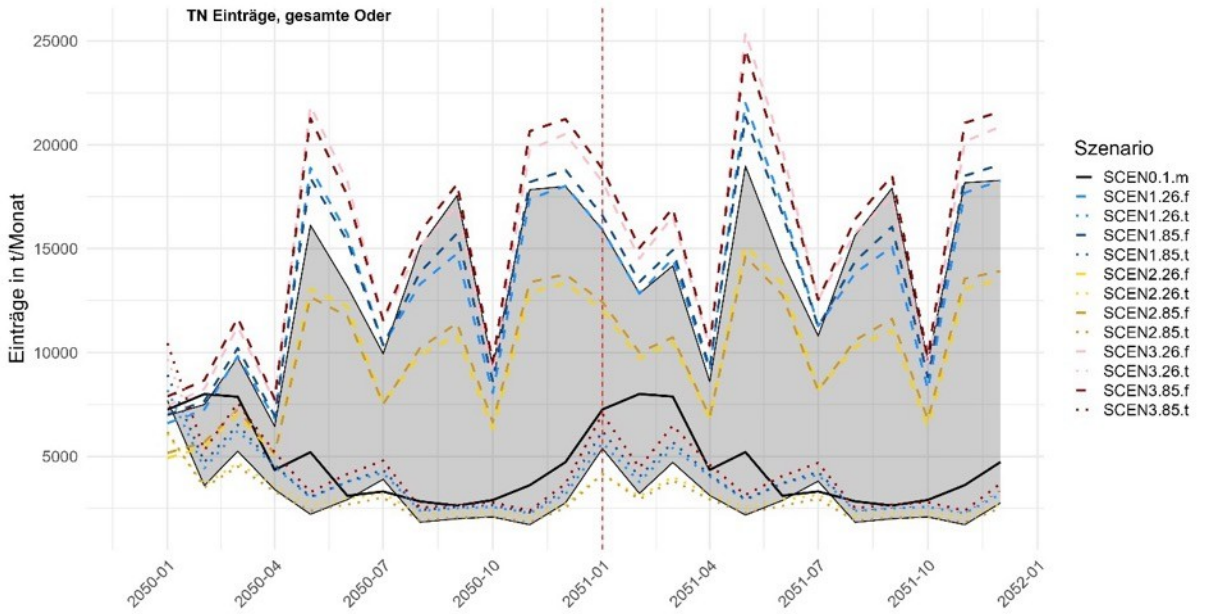


Abb. A5.5.1: Monatliche TP-Einträge im gesamten Oder-Einzugsgebiet unter Szenariobedingungen im Vergleich zu den Einträgen unter mittleren, trockenen und feuchten Bedingungen. Quelle: IGB

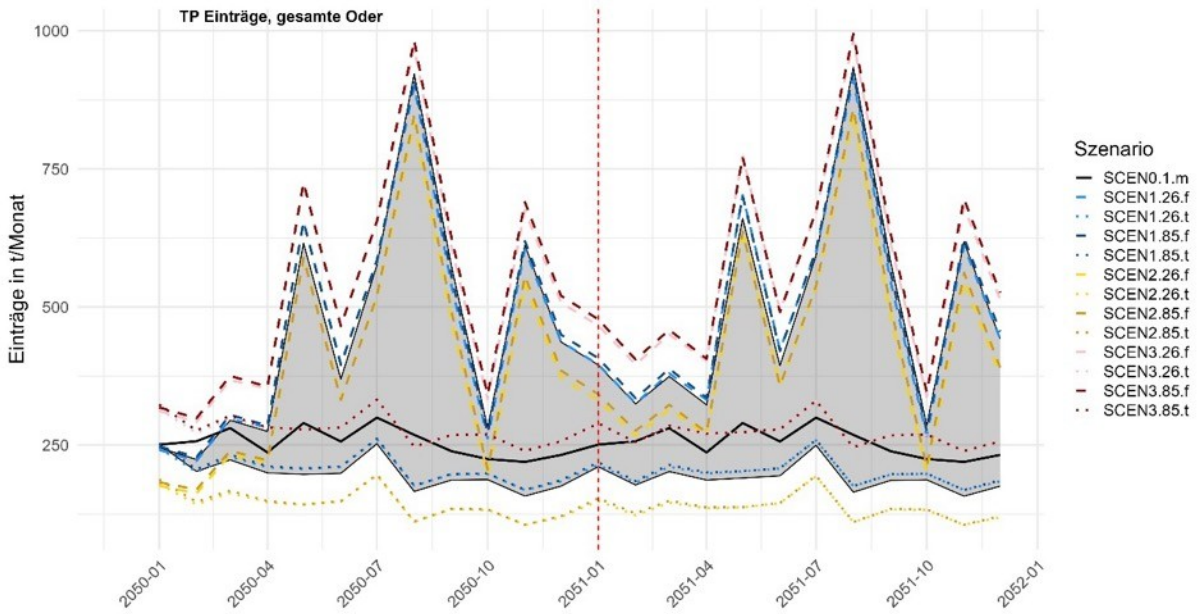


Abb. A5.5.2: Monatliche TP-Einträge im gesamten Oder-Einzugsgebiet unter Szenariobedingungen im Vergleich zu den Einträgen unter mittleren, trockenen und feuchten Bedingungen. Quelle: IGB

Tab. A5.5.5: Stickstoffeinträge als Mittel der Jahre 2050 und 2051 im deutschen Oder-Einzugsgebiet unter den verschiedenen Entwicklungsszenarien unterschieden nach Eintragspfaden. Quelle: IGB

SZ	RCP	KWB		AD	SR	ER	TD	GW	US	PS	Gesamt
SCEN0	0	T	t/a	214	120	15	410	732	239	214	1944
		M	t/a	214	117	44	621	1280	244	214	2733
		F	t/a	214	114	122	1139	4847	257	214	6908
Eintragsänderung im Vergleich zum SCEN0 bei gleicher KWB											
SCEN1	2.6	T	%	0,0	0,2	0,0	-0,7	73,6	0,0	0,0	27,6
		M	%	0,0	0,2	0,0	1,0	30,5	0,0	0,0	14,5
		F	%	0,0	0,3	0,0	1,1	-3,3	-0,2	0,0	-2,1
	8.5	T	%	0,0	0,3	0,0	7,9	88,6	0,1	0,0	35,1
		M	%	0,0	0,3	0,0	4,7	41,6	0,1	0,0	20,6
		F	%	0,0	0,4	0,0	-2,5	2,4	0,2	0,0	1,3
Eintragsänderung im Vergleich zum SCEN1 bei gleicher KWB											
SCEN2	2.6	T	%	0,0	0,1	0,0	-0,7	65,8	0,0	0,0	24,6
		M	%	0,0	0,2	0,0	-2,8	25,0	-36,5	0,0	7,8
		F	%	0,0	0,3	0,0	-2,8	-7,1	-34,8	0,0	-6,7
	8.5	T	%	0,0	0,3	0,0	2,1	75,0	-37,1	0,0	24,1
		M	%	0,0	0,3	0,0	-0,8	31,9	-36,4	0,0	11,5
		F	%	0,0	0,4	0,0	-2,5	-4,2	-34,5	0,0	-4,6
SCEN3	2.6	T	%	0,0	0,2	0,0	82,5	122,2	0,0	0,0	63,4
		M	%	0,0	0,2	0,0	71,4	70,3	0,0	0,0	49,2

SZ	RCP	KWB		AD	SR	ER	TD	GW	US	PS	Gesamt
		F	%	0,0	0,3	0,0	58,6	28,6	-0,2	0,0	29,7
		T	%	0,0	50,7	0,0	88,4	134,7	0,1	0,0	72,5
	8.5	M	%	0,0	50,4	0,0	75,0	79,3	0,1	0,0	56,3
		F	%	0,0	50,5	0,0	59,5	32,8	0,2	0,0	33,7

Tab. A5.5.6: Phosphoreinträge als Mittel der Jahre 2050 und 2051 im deutschen Oder-Einzugsgebiet unter den verschiedenen Entwicklungsszenarien unterschieden nach Eintragspfaden, Quelle: IGB

SZ	RCP	KWB		AD	SR	ER	TD	GW	US	PS	Gesamt
		t	t/a	12	3	11	8	43	46	17	139
SCEN0	0	m	t/a	12	4	31	16	54	47	17	180
		f	t/a	12	5	87	33	136	50	17	340
Eintragsänderung im Vergleich zum SCEN0 bei gleicher KWB											
SCEN1		t	%	0,0	2,2	0,0	5,0	-0,4	0,0	0,0	0,2
	2.6	m	%	0,0	1,8	0,0	3,0	-1,9	0,0	0,0	-0,3
		f	%	0,0	0,8	0,0	1,8	-2,4	-0,2	0,0	-0,8
		t	%	0,0	5,4	0,0	###	5,9	0,1	0,0	2,7
	8.5	m	%	0,0	4,9	0,0	9,4	4,3	0,1	0,0	2,2
		f	%	0,0	4,1	0,0	6,2	2,5	0,2	0,0	1,7
Eintragsänderung im Vergleich zum SCEN1 bei gleicher KWB											
		t	%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-35,5	0,0	-11,8
	2.6	m	%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-34,7	0,0	-9,1
		f	%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-32,6	0,0	-4,9
SCEN2		t	%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-35,5	0,0	-11,5
	8.5	m	%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-34,7	0,0	-8,9
		f	%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-32,4	0,0	-4,7
		t	%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	197,2	24,1
	2.6	m	%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	197,2	18,7
		f	%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	197,2	10,0
SCEN3		t	%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	197,2	23,5
	8.5	M	%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	197,2	18,2
		f	%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	197,2	9,7

Die „BfN-Schriften“ sind eine seit 1998 unperiodisch erscheinende Schriftenreihe in der institutionellen Herausgeberschaft des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) in Bonn. Sie sind kurzfristig erstellbar und enthalten u. a. Abschlussberichte von Forschungsvorhaben, Workshop- und Tagungsberichte, Arbeitspapiere oder Bibliographien. Viele der BfN-Schriften sind digital verfügbar. Printausgaben sind auch in kleiner Auflage möglich.

DOI 10.19217/skr777

Bundesamt für Naturschutz