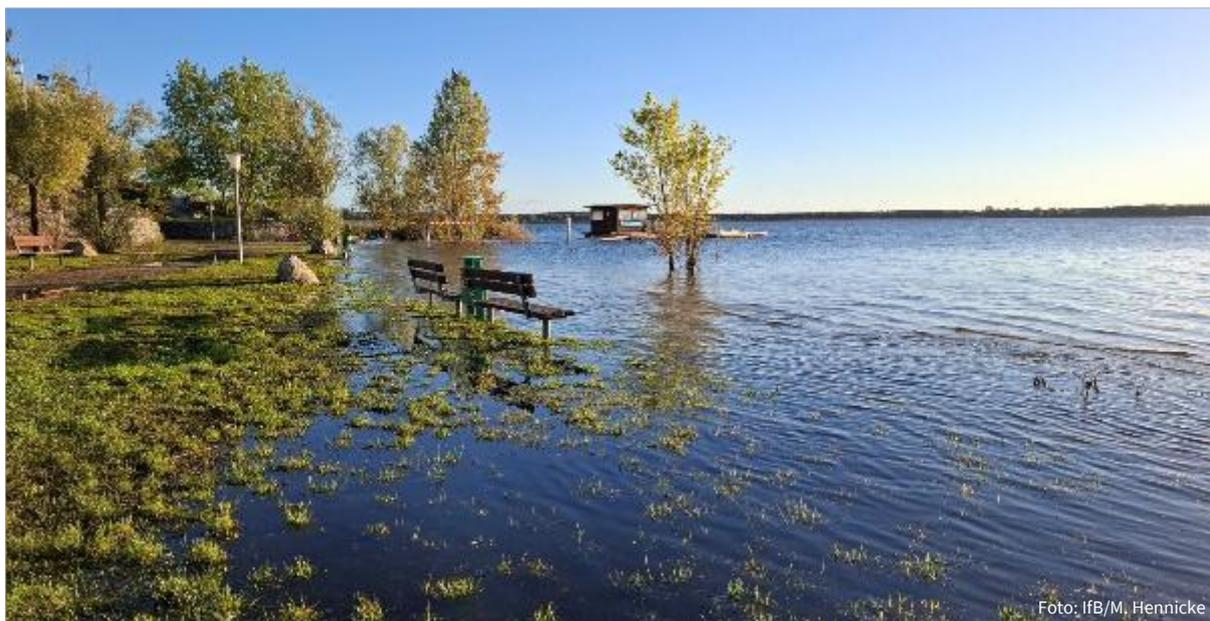




Institut für Binnenfischerei e.V. (IfB)
Potsdam - Sacrow
Im Königswald 2 · 14469 Potsdam

**Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im
Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die
Ausbringung von Flockungsmitteln in der
Talsperre Spremberg**

Monitoringbericht 2024



Auftraggeber: Lausitzer und Mitteldeutsche
Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH

Bearbeiter: Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow

Januar 2025

Auftraggeber	Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH Knappenstr. 1 01968 Senftenberg
Auftragnehmer	Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow Im Königswald 2 14469 Potsdam
Bearbeiter	Hühn ¹ , D. & Pohl ² , A. ¹ Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow, Potsdam ² Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen, Dresden (Großmuschelmonitoring)
Technische Bearbeitung	M. Hennicke CTA S. Schiewe Fischerei-Ing. F. Weichler

Inhalt

1. Veranlassung und Durchführung	4
2. Methoden	5
2.1 Physikalische und wasserchemische Parameter	5
2.2 Untersuchungen des Makrozoobenthos.....	5
2.3 Jungfischmonitoring und Gesamtfischbestandsuntersuchung.....	7
2.4 Großmuschelmonitoring.....	9
2.5 Datenverarbeitung und statistische Auswertung.....	13
3. Die Talsperre Spremberg.....	14
3.1 Lage, Entstehung und Nutzung der Talsperre Spremberg	14
3.2 Morphometrische Daten.....	14
3.3 Physikalische und wasserchemische Parameter	18
4. Monitoring des Makrozoobenthos	24
5. Monitoring der Großmuscheln	29
5.1 Erfasste Großmuschelarten	29
5.2 Ergebnisse des Monitorings in den einzelnen Transekten.....	35
5.3 Häufigkeit, Altersstruktur, Besiedlungsdichte, Gefährdung und Begleitfauna.....	48
6. Monitoring Fischbestand.....	58
6.1 Gesamtfischbestand.....	58
6.2 Jungfischmonitoring (Elektrofischerei).....	60
6.3 Pelagische Netze.....	63
6.4 Benthische Netze.....	66
6.5 Längen-Häufigkeitsverteilung.....	70
6.6 Räumliche Verteilung der Fische.....	79
7. Zusammenfassende Bewertung	83
8. Literaturverzeichnis.....	87
9. Anhang	93

1. Veranlassung und Durchführung

Die hydrologischen Veränderungen in den Gebieten des Braunkohletagebaus, insbesondere die ansteigenden Grundwasserspiegel und die veränderte Qualität der Oberflächenwasserströme, haben in einigen Gewässern zu schnellen und umfangreichen Veränderungen der Wasserqualität geführt. Diese Veränderungen (u. a. sinkende pH-Werte, erhöhte Sulfat- und Eisenkonzentrationen, Eisenockerbildung) können die Entwicklung der aquatischen Fauna beeinflussen. In der Lausitz sind vor allem die Spree, ihre Zuflüsse und demzufolge auch die Flachlandtalsperre Spremberg von den Veränderungen betroffen. In der Talsperre Spremberg und vor allem in der Vorsperre Bühlow wird ein Großteil der Eisenfracht der Spree durch Sedimentation zurückgehalten. Daher hat die Talsperre eine wichtige Schutzfunktion für die im Abstrom gelegenen Flussabschnitte (u. a. für den Spreewald).

Um die Sedimentationsgeschwindigkeit und den Eisenrückhalt in der Vorsperre zu erhöhen, wurden zwei Anlagen konzipiert (GIP GmbH Dresden), mittels derer Kalkmilch aus Kalkhydrat zur Anhebung des pH-Wertes und ein Flockungshilfsmittel (FHM) in die Vorsperre eingeleitet werden. Um eine ausreichend gute Durchmischung des Spreewassers mit der Kalkmilch zu erreichen, wurde die Kalkung an der Brücke in Spremberg-Wilhelmstal und die FHM-Dosierung vor dem Einlauf in die Vorsperre Bühlow installiert (Uhlmann 2015).

Die Behandlung des Spreewassers im Einlaufbereich der Vorsperre soll das Flockungsverhalten des Eisens verbessern und seine Sedimentation bei kürzeren Aufenthaltszeiten des Wassers erhöhen (Luckner et al. 2014). Als FHM wurde nach Angaben der GIP GmbH Dresden mit „Koaret PA 3230 T“ ein anionisches Polyacrylamid/Polyacrylat eingesetzt. Im Kalenderjahr 2023 lag die volumenspezifische Dosierung des Kalks bei $7,2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ und des FHM im Mittel bei $0,17 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ (maximal $0,25 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$) (Uhlmann et al. 2024).

Der Betrieb der Anlage begann im August 2014 und war zunächst bis Ende des Jahres vorgesehen. Nach erfolgter Sanierung der Talsperre Spremberg durch das Landesamt für Umwelt (LfU) im Jahr 2015 sollten die Konditionierungsanlagen weiter betrieben werden. Mit dem zweiten Nachtrag vom 03. November 2020 zur wasserrechtlichen Erlaubnis mit Reg.- Nr. 70.2-01-612-001-14 vom 25.06.2014 wurde die Erlaubnis zum Betrieb der Konditionierungsanlagen auf die LMBV mbH übertragen. Bis heute erfolgt eine kontinuierliche Konditionierung des Spreewassers in der Vorsperre Bühlow. Zur Erfüllung der Nebenbestimmungen der wasserrechtlichen Erlaubnis und naturschutzfachlichen Genehmigung zum Betreiben der beiden Konditionierungsanlagen wurde das Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow (IfB) durch die LMBV mbH beauftragt, das vorliegende fischereibiologische Monitoring durchzuführen, um eventuelle Auswirkungen der Wasserbehandlung auf Fische und Mollusken festzustellen bzw. auszuschließen.

Aus der fachlichen Vorabschätzung über die möglichen Auswirkungen der Flockungsmittel Weißkalkhydrat in Kombination mit dem Flockungshilfsmittel Koaret PA 3230 T auf den Fischbestand der Talsperre Spremberg (Lewin & Rümmler 2015) geht hervor, dass durch die Substanzen selbst sowie die ausgebrachten Mengen, die weit unterhalb kritischer Grenzwerte liegen, von keinen negativen Einflüssen auf den Fischbestand ausgegangen wird (z. B. Kerr et al. [2014], Buczek et al. [2017] oder Lewin & Rümmler [2015] für weitere Informationen). Im vorliegenden Bericht über die Auswirkungen der Wasserkonditionierung im Zulauf der Talsperre

Spremberg auf den Fischbestand und die Mollusken wurden im Jahr 2024 umfangreiche Fischbestandsuntersuchungen einschließlich eines Jungfischmonitorings, einer Erfassung des Makrozoobenthos und eines Großmuschelmonitorings durchgeführt.

Zur Untersuchung des Fischbestandes erfolgten eine Elektrobefischung sowie eine Befischung mit pelagischen und benthischen Multimaschenstellnetzen. Aus diesen Fängen und der Gegenüberstellung früherer Befischungen (zusammengestellt in Lewin & Rümmler [2014] und Hühn et al. [2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023]) werden Aussagen zum derzeitigen Fischbestand einschließlich des Jungfischaufkommens und seiner Entwicklung in der Talsperre Spremberg abgeleitet.

Zum Monitoring des Makrozoobenthos wurden Bodenproben auf die Artenzusammensetzung und die Individuendichte untersucht. Die generierten Daten werden mit Daten aus den Vorjahren verglichen. Aus den Bestandsaufnahmen und dem Vergleich zwischen den Jahren werden Aussagen über die derzeitige Makrozoobenthosbesiedlung abgeleitet.

Das Monitoring der Großmuscheln beinhaltete eine qualitative und quantitative Erfassung der Muschelbestände und wurde 2019 bis 2024 durch das Büro Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen - durchgeführt.

2. Methoden

2.1 Physikalische und wasserchemische Parameter

Während der Untersuchung der aquatischen Lebewesen in der Talsperre Spremberg wurden die Parameter Wassertemperatur (°C), pH-Wert, Leitfähigkeit ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) und gelöster Sauerstoff ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) als vertikales Profil mit Sonden der Fa. WTW (Elektrode SensoLyt® 900-P, TetraCon® 925-P, FDO® 925-P) bestimmt. Weiterhin wurde die Sichttiefe (cm) mit einer Secchi-Scheibe (Hydrobios, Kiel) ermittelt.

2.2 Untersuchungen des Makrozoobenthos

Zur Untersuchung der Benthosorganismen wurden am 18. September 2024 insgesamt 18 Bodenproben entnommen. Die Probenahme erfolgte entlang von sechs Transekten über das Gewässer, so dass Proben aus unterschiedlichen Gewässerbereichen und -tiefen genommen werden konnten. Beprobte wurde der nördliche Bereich (6 Proben, Probennummer 1 bis 6), der mittlere Bereich (6 Proben, Probennummer 7 bis 12) und der südliche Bereich der Talsperre (6 Proben, Probennummer 13 bis 18) (Abb. 1).

Die Bodenproben wurden mit einem Bodengreifer nach Ekman-Birge (Kantenlänge 15 cm) entnommen, ausgesiebt (0,5 mm Maschenweite), weitgehend vom Wasser getrennt und mit 100%igem Ethanol fixiert. Das Makrozoobenthos aus den Siebrückständen wurde im Labor unter einer Stereolupe ausgelesen und die taxonomischen Gruppen bestimmt. Als Bestimmungsliteratur wurden Müller (1985), Schmedtje & Kohmann (1992), Glöer (2002), Heidemann & Seidenbusch (2002), Neu & Tobias (2004) und Ohrendt & Spies (2009) verwendet. Anschließend wurden Abtropf- und Trockenmasse (Trocknung über 12 h bei 105 °C) bestimmt. Die Anzahl der Benthosorganismen sowie die Trockenmasse wurden auf 1 m² Gewässergrund bezogen.

Zur Abschätzung eines potenziellen Einflusses des eingebrachten Flockungshilfsmittels und des Kalkhydrates werden im vorliegenden Bericht mit gleicher Methodik gewonnene Daten aus den Jahren 2014 bis 2023 dargestellt und mit den aktuellen Ergebnissen verglichen.

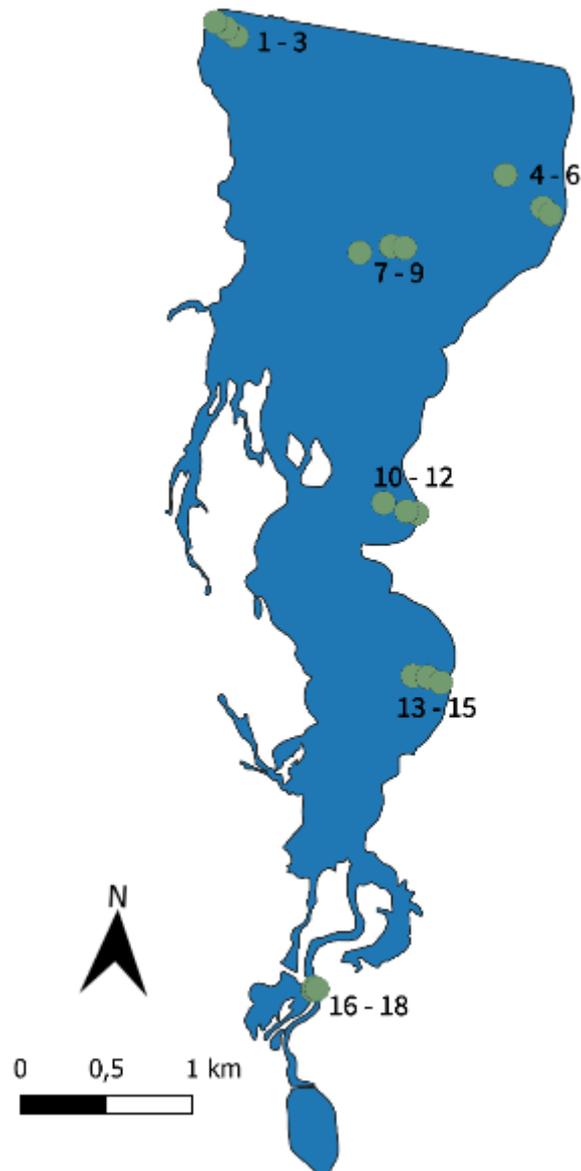


Abb. 1: Lage der Probenahmestellen zur Untersuchung der Benthosorganismen in der Talsperre Spremberg, September 2024

2.3 Jungfischmonitoring und Gesamtfischbestandsuntersuchung

Das Monitoring des Fischbestandes in der Talsperre Spremberg erfolgte über eine Kombination aus Elektrofischerei und Multimaschen-Stellnetzen. Während die Elektrofischerei eine bewährte Methode zur Untersuchung von Fischbeständen in den Uferregionen (Litoral) von Gewässern darstellt und aufgrund ihrer aktiven Fangwirkung auch die Herstellung von quantitativen Bezügen zu beprobten Flächen erlaubt, eignet sie sich nicht für die Erhebung von Fischbeständen im Freiwasser (Pelagial). Daher erfolgte des Weiteren ein Einsatz benthischer und pelagischer Stellnetze im freien Wasserkörper unter Anwendung der Europäischen Norm DIN EN 14757:2015.

Elektrobefischung

Für das Monitoring des Jungfischaufkommens wurden am 18. September 2024 fünf Uferabschnitte mit einer Mindestlänge von je 100 m befischt. Insgesamt wurde eine Strecke von 605 m befischt. Eingesetzt wurde ein Elektrofischereigerät der Fa. Grassl (EL 63), welches mit einer Anode mit angeschlagenem Kescher (40 cm Anodendurchmesser) und einer vier Meter langen Kupferkatode ausgerüstet war.

Die Befischungen erfolgten von einem Boot aus mit Gleichstrom. Durch das Hochwasser waren die Ufer deutlich überschwemmt, weshalb eine entsprechende Anpassung der Lage der Befischungstrecken erfolgte (Abb. 2 und Abb. A1 im Anhang).

Stellnetzbefischungen

In der Woche vom 23. bis 27. September 2024 wurden 24 benthische und zwei pelagische Multimaschenstellnetze über Nacht, d. h. ab etwa 19:00 bis ca. 8:00 Uhr des Folgetages gestellt. Die benthischen Netze der Europäischen Norm setzen sich aus 12 Maschenweiten zwischen 5 und 55 mm zusammen. Die Netze hatten eine Höhe von 1,5 m und eine Länge von 30 m (CEN 14757:2025). Bei dieser Beprobung wurden zusätzlich 12 großmaschige benthische Stellnetze gestellt, um auch große Fische nachweisen zu können (vgl. Prchalová et al. 2009). Die jeweilige Maschenweite der 50 m langen und 1,5 m hohen großmaschigen Netze betrug 70, 90, 110 und 135 mm (3 Netze je Maschenweite). Die eingesetzten pelagischen Multimaschenstellnetze setzten sich aus 11 Maschenweiten zwischen 6,25 und 70 mm zusammen. Die pelagischen Netze hatten eine Gesamtlänge von 27,5 m und waren 2,5 m hoch.

Die Standorte der Netze wurden mittels GPS - Ortung (SIMRAD NSS EVO3) dokumentiert.

Fangaufnahme und Vergleiche

Von allen gefangenen Fischen wurde die Art bestimmt sowie die Totallänge (mm) und Masse (g) gemessen. Aufgrund der geringen zu erwartenden Stückmassen von weniger als einem Gramm (z. B. Cypriniden der Altersklasse 0+) bei der auf juvenile Exemplare ausgerichteten Elektrofischerei wurde auf eine Dokumentation der Stückmassen verzichtet.

Zusätzlich zur Auswertung der Fänge im Jahr 2024 wurden weitere Daten aus früheren Fischbestandsuntersuchungen dargestellt und mit den Ergebnissen der Bestandserfassung 2024 verglichen. Alle älteren Daten zum Fischbestand sowie eine Beschreibung der Methodik sind in den früheren Monitoringberichten zusammengefasst. Vergleiche wurden nur bei einheitlicher Methodik durchgeführt. Im Detail wurden Daten der Elektrofischerei aus den Jahren 1997, 2009 und 2015 bis

2024 sowie Daten der Stellnetzfischerei aus den Jahren 2009 und 2014 bis 2024 in den vorliegenden Monitoringbericht integriert.

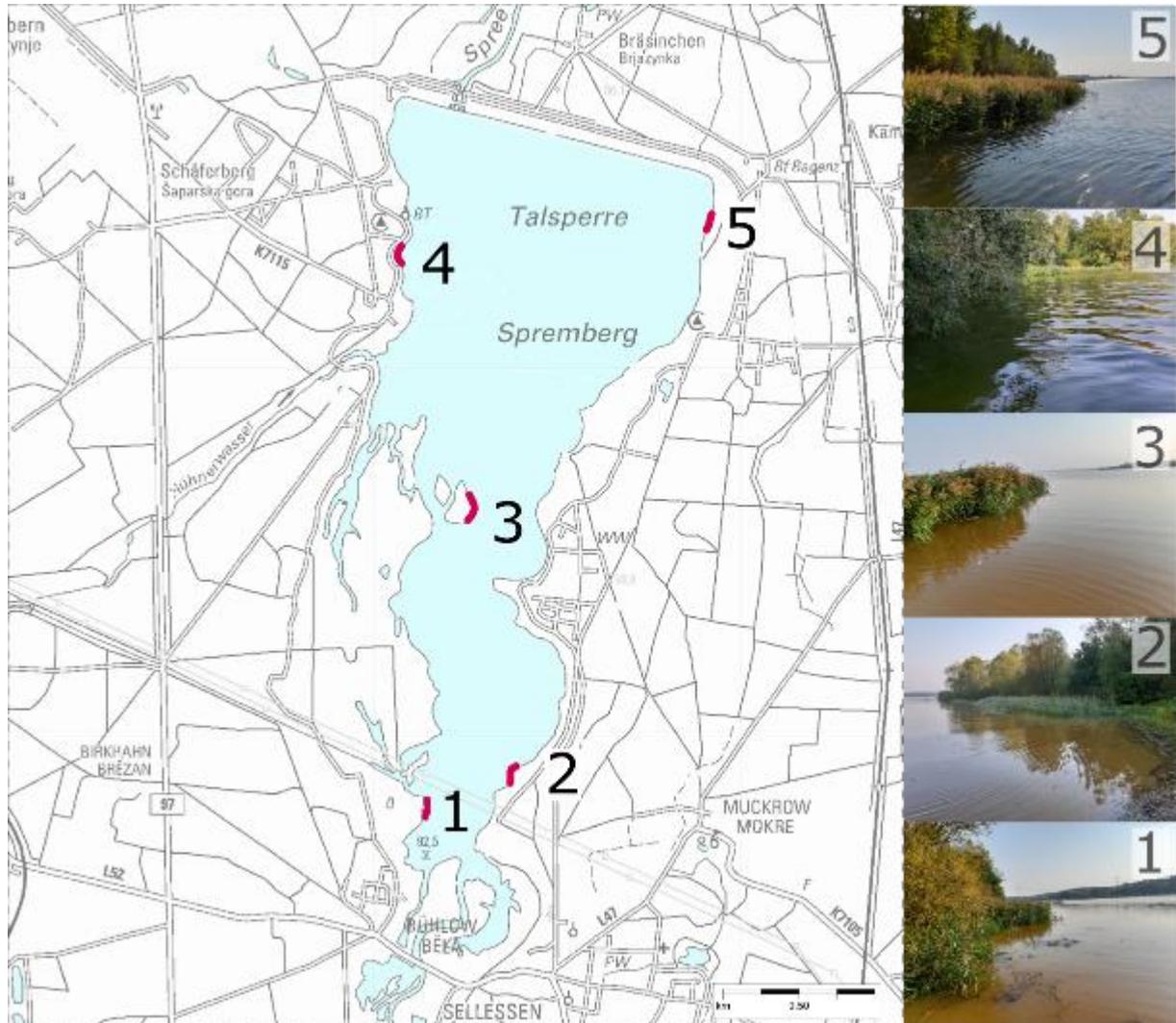


Abb. 2: Probestellen des Jungfischmonitorings in der Talsperre Spremberg im September 2015 bis 2024. Gekennzeichnet sind die fünf mit dem Elektrofischereigerät befischten Strecken. Fotos beschreiben die Situation während der Befischung im Untersuchungsjahr 2023. (Karte: Top 50 Brandenburg).

2.4 Großmuschelmonitoring

Die quantitative Erfassung der Großmuschelfauna in der Talsperre Spremberg erfolgte entlang von Transekten. Bereits im Jahr 2015 wurden durch eine stichprobenartige qualitative Erfassung der Großmuscheln 13 Untersuchungstranekte festgelegt (Hühn et al. 2015; Abb. 3). Ein Teil dieser Tranekte wies kein Muschelvorkommen auf (siehe Hühn et al. 2015 für Details) und war durch Habitatbedingungen geprägt, die eine schnelle Wiederbesiedelung durch Großmuscheln nicht erwarten ließen. Diese Tranekte wurden in den Folgejahren nicht mehr untersucht, weshalb sich die Anzahl der Tranekte zunächst reduzierte (Abb. 3, Tab. 1). In den vergangenen Monitoringjahren waren einige Tranekte stark durch niedrige Wasserstände beeinträchtigt. Um zu vermeiden, dass die Monitoringergebnisse übermäßig durch Effekte variierender Wasserstände beeinflusst werden (vgl. Hühn et al. 2021, 2022), wurde die Anzahl der Tranekte in tiefen Gewässerbereichen erhöht, ohne dabei den Monitoringaufwand in den flacheren Bereichen zu reduzieren. Darüber hinaus erfolgte 2024, wie auch schon im Vorjahr, zusätzlich der Einsatz einer Bodendredge (Abb. 4), die eine Beprobung unabhängig von Wasserstand und Sicht, gerade in tieferen Bereichen der Talsperre, ermöglicht (vgl. Hühn et al. 2022, 2023).

Im aktuellen Monitoring wurden im Zeitraum vom 09. August bis 20. September 2024 insgesamt 12 Tranekte untersucht (Tab. 1). Davon wurden drei Tranekte in flachen und neun in tieferen Gewässerbereichen auf Muschelvorkommen geprüft. Während in den tieferen Bereichen die Beprobung durch Tauchkartierung sowie den Einsatz der Bodendredge erfolgte, konnten die anderen Tranekte begangen werden.

Die untersuchten Gesamtfläche betrug 110 m², wobei die Fläche der untersuchten Teilprobeflächen in Abhängigkeit von der Erfassungsmethode variierte. Bei der Erfassung der Großmuscheln durch Beharken und Bekeschern des Gewässergrundes wurden je Transekt 12 m², bei der Tauchkartierung 8 m² und mit der Bodendredge zwischen 8 und 10 m² des Gewässeruntergrundes auf Großmuscheln abgesucht.

Bei der stichprobenartigen qualitativen Erfassung der Großmuscheln in durchwatbaren Gewässertransekten wurde in folgenden Schritten vorgegangen (Tranekte 1a, 3 und 8):

- Abstecken und Eingrenzen der Tranekte mit Fluchtstangen und Leinen (vgl. Abb. 4)
- Beharken und/oder Bekeschern des Sohlssubstrats mit Gartenharke (Zinkenabstand 1,0 cm) bzw. Drahtsiebkescher (Maschenweite 9 mm)
- Abtasten des Sohlssubstrats und Entnahme der Muscheln mit den Händen in sehr flachem Wasser (< 40 cm)
- Art- und Altersbestimmung, Fotodokumentation und Größenmessung
- Erfassung der Begleitfauna durch „Beifänge“ beim Keschern bzw. Harken und Aufsammeln am Strand in der Nähe der Untersuchungsflächen
- Erfassung der Koordinaten der Probennamestelle mittels GPS - Ortung (Garmin GPSMAP 64) in der Mitte der abgesteckten Tranekte
- Wiederaussetzen der erfassten Großmuscheln

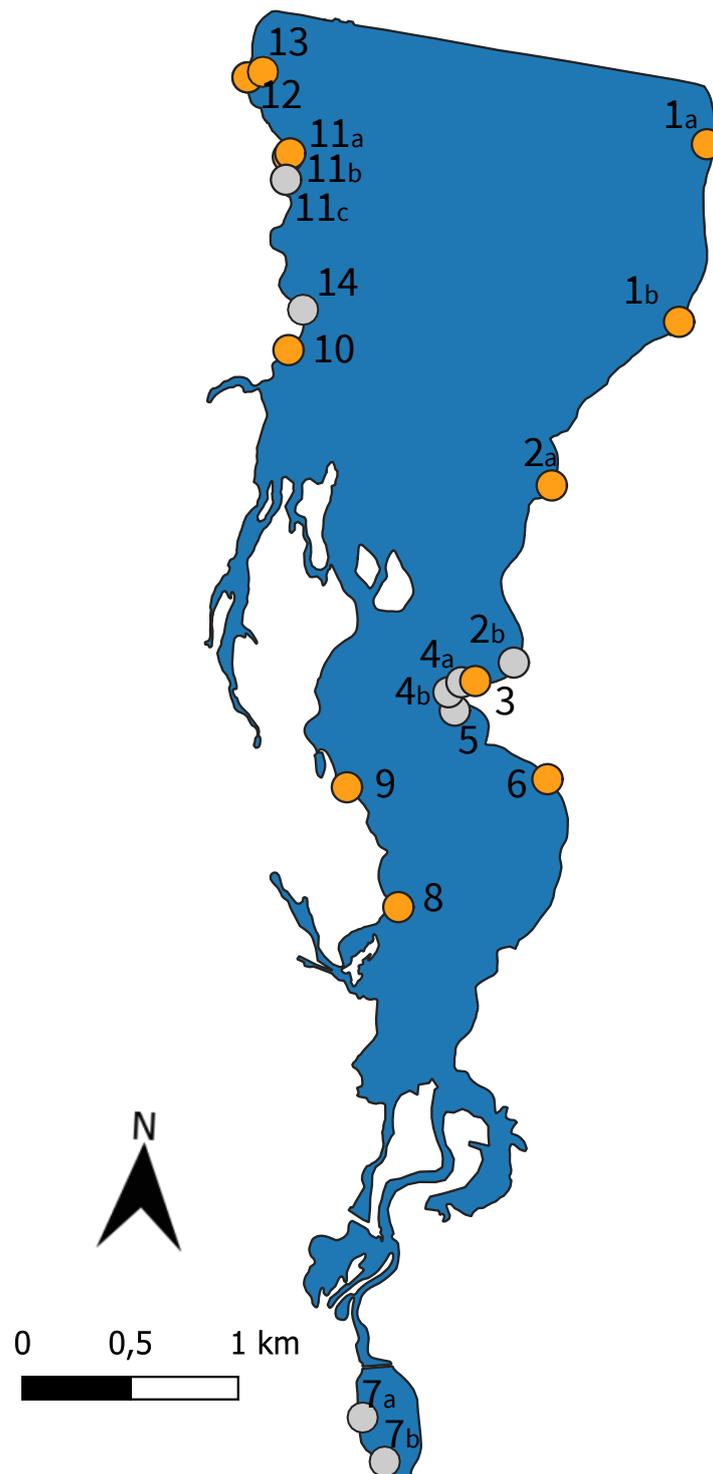


Abb. 3: Lageplan der Untersuchungstransecte der Großmuschelerfassung in den Jahren 2015, 2016, 2017 und 2019 bis 2024 in der Talsperre Spremberg. Mit grau gekennzeichnete Transecte wurden 2024 nicht untersucht. (Karte: Top 50 Brandenburg)

In den tiefen, nicht durchwatbaren Gewässertransekten wurde die folgende Vorgehensweise zur Erfassung der Großmuscheln angewandt (Transekte 1b, 11a und 11b):

- Beprobung durch Gerätetauchgänge mit Pressluft
- Abstecken und Eingrenzen der Transekte mit Fluchtstangen und Leinen
- Abtasten der Gewässersohle und Aufsammeln der Großmuscheln und anderer Mollusken
- Art- und Altersbestimmung, Fotodokumentation und Größenmessung
- Erfassung der Begleitfauna durch Aufsammeln am Strand in der Nähe der Untersuchungsflächen
- Erfassung der Koordinaten der Probennamestelle mittels GPS - Ortung (Garmin GPSMAP 64) an der Einstiegsstelle am Ufer
- Wiederaussetzen der erfassten Großmuscheln

Als weitere Erhebungsmethode in hauptsächlich tiefen, nicht durchwatbaren Gewässertransekten erfolgte der Einsatz der Bodendredge (Transekte 2b, 6, 12 & 13):

- Beprobung durch Ziehen der Bodendredge (Gesamtmasse = 9,5 kg, Netzbeutelöffnung 50 x 20 cm, 6 mm Maschenweite des Netzbeutels) über den Gewässergrund
- Sieben des gewonnenen Probematerials mittels Drahtsieb (7 mm Maschenweite)
- Art- und Altersbestimmung, Fotodokumentation und Größenmessung
- Erfassung der Begleitfauna
- Erfassung der Koordinaten mit Garmin GPSMAP 64 am Ufer gegenüber der Transekte
- Wiederaussetzen der erfassten Großmuscheln



Abb. 4: Eingesetzte Bodendredge (Fa. Hydrobios, Kiel) vom Boot

Tab. 1: Untersuchungstransecte und angewandte Erfassungsmethoden an der Talsperre Spremberg 2015 bis 2017 und 2019 bis 2024 (H/K = Beharken und/oder Bekeschern des Sohlsubstrats mit Gartenharke bzw. Drahtsiebkescher, TK = Tauchkartierung)

Transekt	Untersuchungsjahr						
	2015	2016	2017	2019 - 2021	2022	2023	2024
T 1a	H/K		H/K	H/K	H/K	H/K	H/K
T 1b						TK	TK
T 2a	TK	TK	TK	TK	TK	Dredge	Dredge
T 2b					TK	TK	
T 3	H/K	H/K	H/K	H/K	H/K		H/K
T 4a	H/K	H/K	H/K	H/K	H/K	H/K	
T 4b						H/K	
T 5	TK	TK					
T 6	H/K	H/K	H/K	H/K	H/K	Dredge	Dredge
T 7a	H/K						
T 7b	H/K						
T 8	H/K	TK	H/K	H/K	H/K	H/K	H/K
T 9	TK	TK	H/K	H/K	H/K	H/K	Dredge
T 10	H/K	H/K	H/K	H/K	H/K	H/K	Dredge
T 11a	H/K					TK	TK
T 11b						TK	TK
T 11c						TK	
T 12	TK	TK	TK	TK	TK	Dredge	Dredge
T 13	TK	TK	TK	TK	TK	Dredge	Dredge
T 14			TK				

2.5 Datenverarbeitung und statistische Auswertung

Die Fänge der Fischbestandserhebungen wurden in Einheitsfänge, d. h. in Fänge (Stückzahl bzw. Masse) pro Aufwandseinheit umgerechnet. Als relatives Maß der Fischbestandsgröße erlauben Einheitsfänge eine vergleichende Betrachtung zwischen unterschiedlichen Beprobungsstellen und -zeitpunkten. Die Einheitsfänge der Elektrofischerei geben die Anzahl der gefangenen Fische pro 100 m elektrisch gefischter Strecke wieder (Fische·100 m⁻¹). Die Fänge der Stellnetzfisherei wurden in den numerischen Einheitsfang (Fische·100 m⁻² Stellnetzfläche) und den biomassenbezogenen Einheitsfang (Fischbiomasse bzw. kg·100 m⁻² Netz) je Stellnetznacht umgerechnet. Zur Errechnung der Einheitsfänge der benthischen Multimaschenkiemennetze wurden nur die Fänge und Netzflächen der Maschenweiten 5 - 55 mm berücksichtigt.

Längen-Häufigkeits-Diagramme erlauben Aussagen über den Größenklassenaufbau der entsprechenden Population und damit indirekt auch über die Altersstruktur der Population. Bei einer ausreichenden Anzahl gefangener Fische einer Art wurden die Längen in 5 mm - Klassen eingeteilt und die Häufigkeiten der entsprechenden Klassen in Längen - Häufigkeits-Diagrammen dargestellt.

Zur Beschreibung von Fischgemeinschaften dient neben der Anzahl der Fischarten auch die Artendiversität. Dazu wurde unter Anwendung nachfolgender Gleichung der SHANNON-Index berechnet, der nicht nur die Artenanzahl, sondern auch die Verteilung der Individuen berücksichtigt.

$$H' = -\sum \frac{n_i}{n} \ln \frac{n_i}{n}$$

Dabei ist n = Gesamtzahl der Individuen aller gefundenen Arten und n_i = Anzahl der Individuen einer Art. Die Ergebnisse variieren zwischen sehr geringen Werten für Gemeinschaften mit nur einer Art bis zu hohen Werten für Gemeinschaften mit vielen Arten und jeweils nur wenigen Individuen. Die „Evenness“ E ist ein Maß für die Gleichverteilung der Individuen einer Stichprobe auf die Arten und berechnet sich aus dem Diversitäts-Index gemäß der Formel:

$$E = H' / \log (\text{Artenzahl}).$$

Die Evenness kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen. Je näher die Werte bei 1 liegen, desto geringere Unterschiede bestehen in der relativen Häufigkeit der Arten. Die Indizes (H' , E) wurden mit der Software PAST4.17 (Hammer et al. 2001) berechnet.

Benthosdichten und -trockenmassen sowie die numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge aus den benthischen Stellnetzen wurden mittels einfaktorieller Varianzanalysen (ANOVA) auf statistische Unterschiede zwischen den drei Trübungsbereichen bzw. zwischen den Jahren getestet. Die Daten wurden mit dem Levene-Test auf Varianzhomogenität geprüft. Um die Voraussetzung der Varianzhomogenität zu erfüllen, erfolgte eine logarithmische Transformation (\log_{10}) der Daten. Multiple Vergleiche wurden mit dem Tukey's HSD Post-hoc-Test durchgeführt. Statistische Tests erfolgten mit der Statistiksoftware R (R Development Core Team 2013) Version 3.0.1 (Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$).

3. Die Talsperre Spremberg

3.1 Lage, Entstehung und Nutzung der Talsperre Spremberg

Die im oberen Mittellauf der Spree gelegene Talsperre Spremberg befindet sich ca. 13 km südöstlich von Cottbus im Landkreis Spree-Neiße im Bundesland Brandenburg. Naturräumlich liegt die Talsperre im eiszeitlich (Elster-, Saale-, Weichseleiszeit) geprägten Altmoränengebiet des Norddeutschen Tieflandes in der naturräumlichen Groseinheit Lausitzer Becken- und Heideland im Bereich der Cottbusser Sandplatte. Diese besteht aus flachwelligen und zumeist sandigen Grundmoränen und Geschiebesandflächen in 75 bis 155 m Höhe (m NN). Die Cottbusser Sandplatte wird von der Spree durchquert, die durch die Talsperre Spremberg, die am Durchbruchtal der Spree durch den Niederlausitzer Grenzwall angelegt wurde, aufgestaut wird. Östlich der Spree liegen viele Muldentäler. Die sandigen Böden sind durch Kiefernwälder und landwirtschaftliche Nutzflächen geprägt. Im Süden schließt sich der Lausitzer Grenzwall an, im Norden ein Schwemmsandfächer, der ins Baruther Urstromtal führt (Scholz 1962).

Die zwischen 1958 und 1965 errichtete Talsperre wurde zur Stromgewinnung, zum Hochwasserschutz und zur Erhöhung des Niedrigwasserabflusses der Spree in Zeiten geringer Niederschläge angelegt. Bis in die 1990er Jahre wurde die Talsperre auch für die Wasserversorgung der inzwischen stillgelegten Kraftwerke Lübbenau und Vetschau genutzt.

Der südliche Bereich der Talsperre (344 ha Fläche) ist als FFH-Gebiet „Talsperre Spremberg“ (Gebietsnr. 4352-301) ausgewiesen (Abb. 5) und beinhaltet Lebensraumtypen der Still- und Fließgewässer sowie Feuchtgebiete (Nasswälder, feuchte Hochstaudenfluren, Versumpungsflächen). Darüber hinaus ist die gesamte Wasserfläche der Talsperre Spremberg Teil eines Naturschutzgebietes mit einer Größe von 987 Hektar (GVBl.II/04, [Nr. 25]). An den Stausee schließt sich dem Verlauf der Spree folgend das FFH-Gebiet „Biotopverbund Spreeaue“ (Gebietsnr. 4252-302) an. Des Weiteren ist der Stausee ein wichtiges Naherholungsgebiet und das größte Angelgewässer in der Region.

3.2 Morphometrische Daten

Mit einer Fläche von 683 ha ist die Talsperre Spremberg die größte Talsperre in Brandenburg. Der Gesamtstauraum beträgt 42,7 Mio. m³, die effektive Länge rund 5,8 km und die effektive Breite rund 2,1 km. Das Einzugsgebiet ist rund 2.225 km² groß (Steckbrief Seen EG-WRRRL, <http://www.lugv.brandenburg.de/~>). Die maximale Tiefe liegt bei 10 Metern. Wesentliche morphometrische Daten der Talsperre sind in Tabelle 2 dargestellt.

Aufgrund der geringen Wassertiefe (Abb. 5) ist die Talsperre Spremberg polymiktisch geschichtet.

Die Talsperre lässt sich in drei Bereiche gliedern. In Folge der Windexposition weisen der nördliche und der mittlere Bereich ein geschlossenes und rotierendes Strömungsfeld auf. Der flache südliche Bereich ist hingegen durch eine süd-nord gerichtete Strömung gekennzeichnet. Diese Struktur beeinflusst den Wasseraustausch zwischen den Bereichen und kann zur Ausbildung chemischer Gradienten in der Talsperre beitragen (Bilek & Koch 2012).

Die Spree ist der wesentlichste Zufluss der Talsperre. Sie mündet südlich in das Staubecken und setzt sich im Norden unterhalb des Grundablasses fort. Von weitaus geringerer Bedeutung ist der in die Talsperre mündende Bach Hühnerwässerchen. Die Verweilzeiten des Wassers in der Talsperre liegen in Abhängigkeit von Wetter und Zufluss zwischen 10 und 40 Tagen. Die stromaufwärts gelegene Vorsperre Bühlow schützt die Talsperre vor dem Eintrag von Geschiebe.

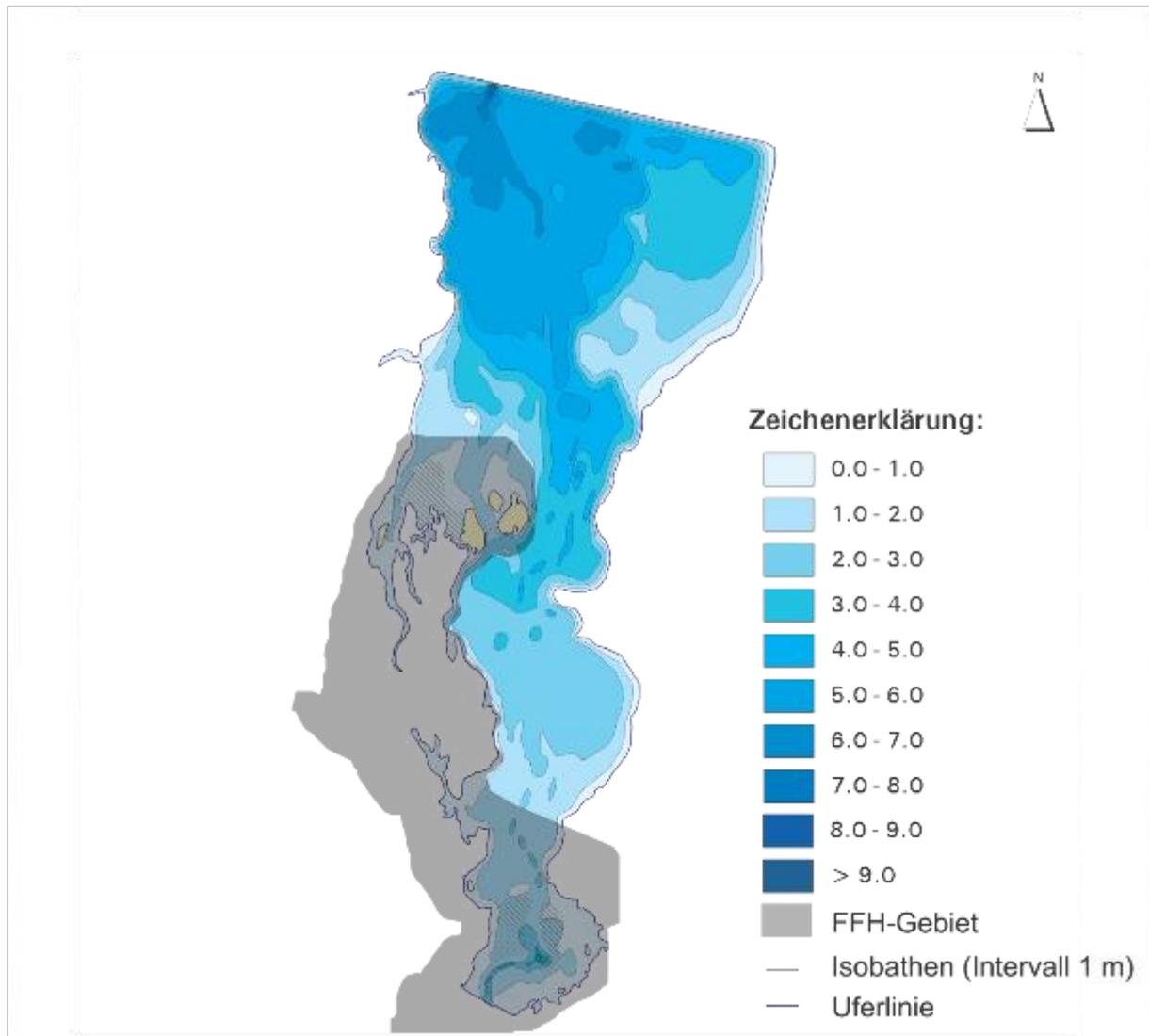


Abb. 5: Tiefenkarte der Talsperre Spremberg (Karte: LfU). Das Flora-Fauna-Habitat-Gebiet in der Talsperre Spremberg ist grau dargestellt.

Abbildung 6 stellt die Variation des Beckenwasserstandes in der Talsperre Spremberg in den Jahren von 2009 bis einschließlich September 2024 dar. Daraus wird ersichtlich, dass die Talsperre in den vergangenen Jahren durch starke Wasserstandsschwankungen beeinflusst wurde. Deutlich zu erkennen sind auch die Wasserstandsabsenkungen in den Jahren 2013 und 2014 zur Durchführung von Baumaßnahmen am Staubauwerk. Während der sehr starken Absenkung im Jahr 2014 wurde mit der Konditionierung des Spreewassers begonnen, da bei einem solch niedrigen Wasserstand die Verweilzeit des Wassers zu gering ausfiel, um eine natürliche Sedimentation der Eisenfrachten der Spree in der Talsperre zu gewährleisten. In den Folgejahren der Staubauwerkssanierung wurden bis einschließlich 2017 relativ konstante Beckenwasserstände dokumentiert (Abb. 6). In den Unter-

suchungsjahren 2018, 2019, 2020 und 2022 wurden erneut niedrige Wasserstände in der Talsperre Spremberg beobachtet. Dagegen wurden in den Jahren 2015 bis 2017, 2021, 2023 und 2024 im Vergleich zu den zuvor genannten Jahren höhere Wasserstandsänderungen beobachtet. Im Rahmen des hier dargestellten Monitorings wurde während der Datenausnahme 2024 mit 9.291 cm ü. NHN der höchsten Pegel festgestellt. In den Vorjahren ab 2015 variierten die Pegel zwischen 9.016 cm ü. NN im Jahr 2020 und 9.203 cm ü. NN zum Monitoring 2017. Somit unterschieden sich die Pegel der verschiedenen Jahre zum aktuellen Monitoring um 275 bzw. 83 cm. Dies verdeutlicht die besondere Situation zum Monitoring 2024.

Tab. 2: Morphometrische Daten der Talsperre Spremberg

Gewässerbereich		
Talsperre Spremberg	Stauziel (cm ü. NHN)	9.200
	höchstes Stauziel (cm ü. NHN)	9.415
	Absenkziel (cm ü. NHN)	8.800
	tiefstes Absenkziel (cm ü. NHN)	8.500
	Speicherinhalt Stauziel (Mio. m ³)	21,06
	Speicherinhalt höchstes Stauziel (Mio. m ³)	38,47
	Wasserfläche Stauziel (m ²)	6.814.668
	Wasserfläche höchstes Stauziel (m ²)	8.990.876
	mittlere Tiefe Stauziel (m)	3,09
	mittlere Tiefe höchstes Stauziel (m)	4,28
	maximale Wassertiefe (m)	10
	Vorsperre Bühlow	mittlere Tiefe (m)
Länge (m)		ca. 520
Breite (m)		ca. 275
Volumen (m ³)		300.000
Verweilzeit (h)		< 1 - 8

(Daten: Bilek & Koch 2012, Gerbothe et al. 2013, Uhlmann et al. 2013)

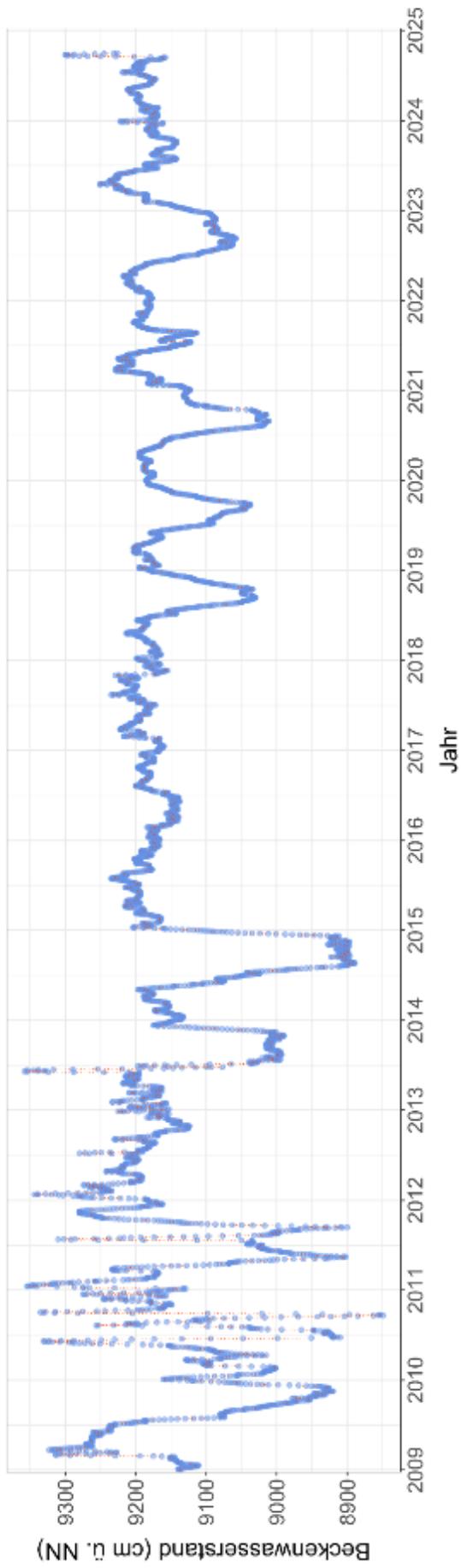


Abb. 6: Beckenwasserstände der Talsperre Spremberg vom 01.01.2009 bis 30.09.2024 (Daten: LFU)

3.3 Physikalische und wasserchemische Parameter

Sauerstoffkonzentration, pH-Wert und Temperaturschichtung

Während der Untersuchung des Fischbestandes 2024 war das Wasser der Talsperre auch am Grund ausreichend mit Sauerstoff versorgt. Die Konzentration des gelösten Sauerstoffs lag zwischen $8,2$ und $9,8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Abb. 7). Der pH-Wert lag mit $7,8$ im neutralen Bereich. Die Leitfähigkeit betrug $884 \text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Die Wassertemperaturen in der Wassersäule variierten geringfügig zwischen $16,5 \text{ }^\circ\text{C}$ an der Wasseroberfläche und $15,4 \text{ }^\circ\text{C}$ in Grundnähe. Während der Beprobung wies das Wasser der Talsperre keine stabile Temperaturschichtung auf. Auch in den Vorjahren waren zu den Beprobungszeitpunkten keine Auffälligkeiten hinsichtlich der Sauerstoffversorgung des Wassers festzustellen (siehe Hühn et al. 2020, 2021, 2022, 2023 für Details).

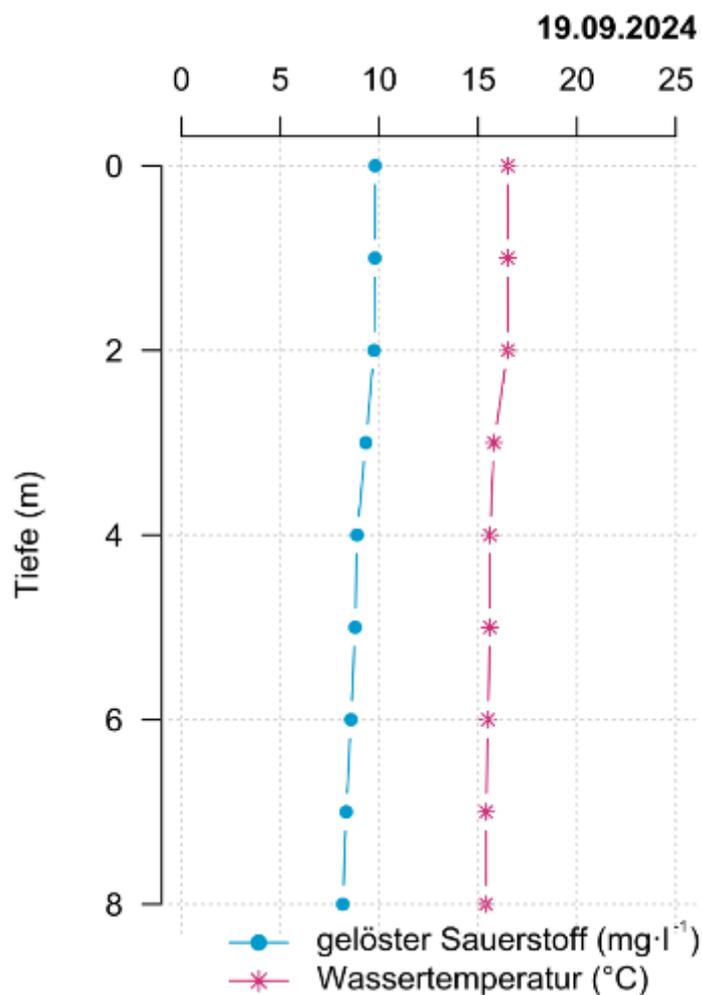


Abb. 7: Tiefenprofil der Wassertemperatur ($^\circ\text{C}$; pink) und der Konzentration des gelösten Sauerstoffs ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$; blau) am 19.09.2024

Trophie, Sulfat- und Eisenkonzentrationen

Aufgrund der zufließenden Nährstoffkonzentrationen und der Sichttiefe war die Talsperre Spremberg 2024 als meso- bis leicht eutroph zu bewerten. Die mittlere Gesamtposphorkonzentration (\pm Standardabweichung) im Frühjahr 2024 betrug $0,103 \pm 0,121 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Messstelle oberhalb der Talsperre, Spremberg-Wilhelmstal, Tab. 3). Unterhalb der Talsperre, an der Messstelle Bräsinchen, betrug die mittlere Gesamtposphorkonzentration $0,035 \pm 0,016 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Die mittlere Sulfatkonzentration des Spreewassers oberhalb der Talsperre betrug 2024 (Januar bis September) $329 \pm 114 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, unterhalb der Talsperre war sie mit $329 \pm 79 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ nahezu identisch (Tab. 3 und 4). Weitere wichtige Wasserparameter sind in den Tabellen 3 und 4 dargestellt.

Abbildung 8 zeigt die Gesamteisenkonzentration an den Messstellen Bräsinchen (unterhalb der Talsperre Spremberg), unterhalb der Vorsperre Bühlow und Spremberg-Wilhelmstal (oberhalb der Talsperre Spremberg). An letzterer lag sie im Mittel der ersten drei Quartale 2024 bei $5,6 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Spannweite 2,5 bis 8,0), unterhalb der Vorsperre bei $2,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Spannweite 1,3 bis 3,5) und unterhalb der Talsperre bei $0,70 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Spannweite 0,19 bis 1,4; Daten: LfU). Aus diesen Daten lässt sich das Eisenrückhaltevermögen in der Vorsperre sowie in der Talsperre selbst ableiten (Abb. 8). Unterhalb der Talsperre Spremberg lagen die Eisengesamtkonzentrationen in den vergangenen Jahren meist unter der Sichtbarkeitsgrenze von $1,8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Abb. 8).

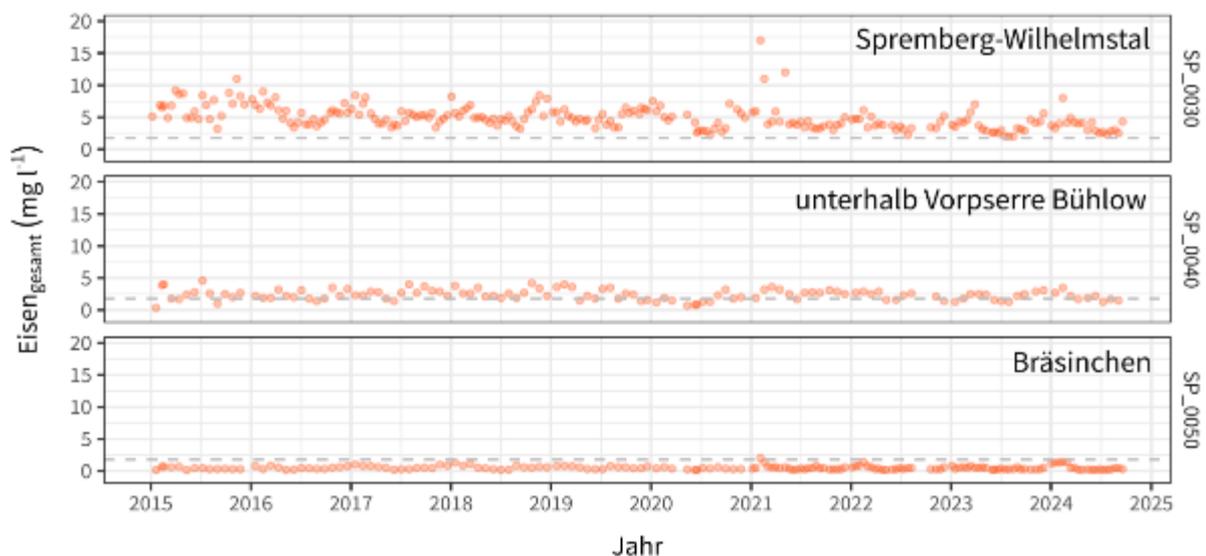


Abb. 8: Gesamteisenkonzentrationen der Spree am Messpunkt Spremberg-Wilhelmstal (SP_030, oberhalb der Talsperre Spremberg), unterhalb der Vorsperre Bühlow (SP_040) und Bräsinchen (SP_050, unterhalb der Talsperre Spremberg) in den Jahren 2015 bis 2024 (Daten: LfU). Für das Jahr 2024 wurden zur Berichtserstellung Werte bis einschließlich September 2024 betrachtet.

Die Wasserqualität der Talsperre Spremberg wird durch den oberhalb der Talsperre gelegenen Spreeabschnitt bestimmt, dessen Wasserqualität zwischen den Ortschaften Uhyst und Spremberg durch den ehemaligen Braunkohletagebau beeinflusst wird. Dieser Einfluss wird vor allem bei den

Eisenkonzentrationen deutlich (Abb. 8, Tab. 3). Gleichzeitig sichert die Talsperre Spremberg die Wasserqualität der stromabwärts gelegenen Spreeseabschnitte. Die pH-Werte der Spree oberhalb der Talsperre waren etwas niedriger als in dem Fließabschnitt unterhalb der Talsperre, sie erreichten allerdings auch oberhalb der Talsperre keine für Fische kritischen Werte.

Die Sulfatkonzentrationen in der Spree sind seit den 1990er Jahren in Folge von Grubenwasser-einleitungen aus dem aktiven Bergbau, Einträgen aus Braunkohletagebauseen und durch diffuse Einträge aus dem Einzugsgebiet deutlich angestiegen (Janneck et al. 2009, 2010). Die derzeitigen Konzentrationen sind als moderat zu bewerten und liegen deutlich unter den Konzentrationen, die unter ungünstigen Bedingungen (geringe Wasserhärte, erhöhte Calciumkonzentration) Fische und Zooplanktonarten beeinträchtigen könnten (vgl. Mount et al. 1997, Soucek & Kennedy 2005, Zak et al. 2021). Die mittlere Sulfatkonzentration der ersten drei Quartale 2024 war etwas geringer als in den Vorjahren (Abb. 9, Tab. 3 und 4). Künftig könnten steigende Sulfatfrachten aus aktiven Braunkohletagebauen und Braunkohletagebauseen allerdings ein Risiko darstellen. Ein höheres Risiko geht aber von steigenden Eisenfrachten und sinkenden pH-Werten aus (Janneck et al. 2009, 2010).

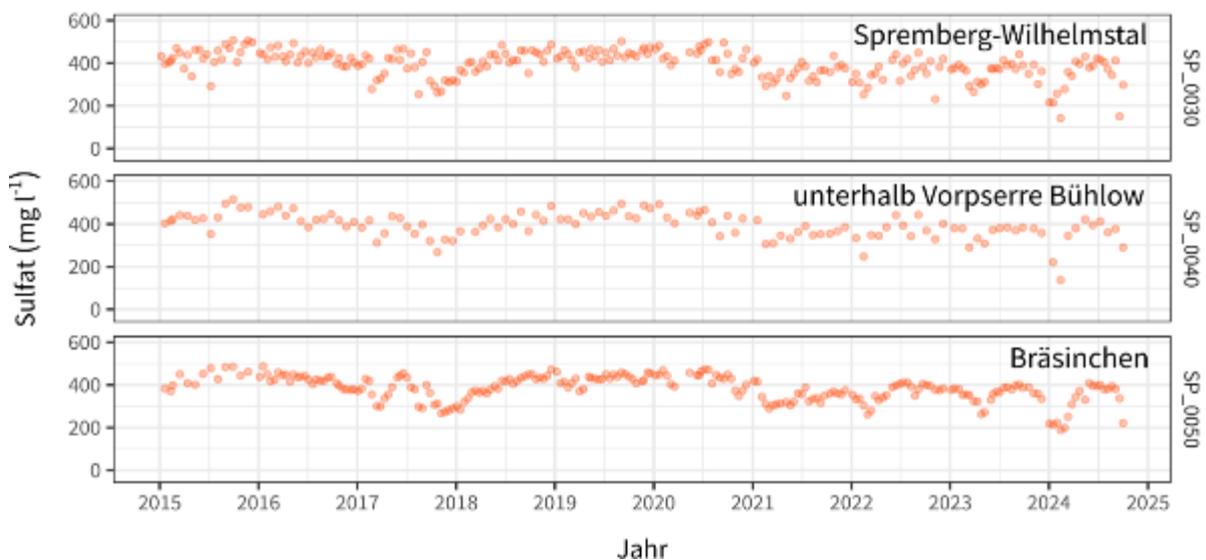


Abb. 9: Sulfatkonzentrationen der Spree am Messpunkt Spremberg-Wilhelmstal (SP_030, oberhalb der Talsperre Spremberg), unterhalb der Vorsperre Bühlow (SP_040) und Bräsinchen (SP_050, unterhalb der Talsperre Spremberg) in den Jahren 2015 bis 2024 (Daten: LfU). Für das Jahr 2024 wurden zur Berichtserstellung Werte bis einschließlich September 2024 betrachtet.

Tab. 3: Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff (NH₄-N), anorganischem Stickstoff (anorg.- N), Nitrat-Stickstoff (NO₃-N), organischem Stickstoff (org.-N), Gesamtphosphor (TP), ortho-Phosphat-Phosphor (o-PO₄-P), Sulfat (SO₄), gelöstem Eisen (Fe gelöst) und Gesamteisen (Fe gesamt) sowie Leitfähigkeit und pH-Wert für die Spree oberhalb der Talsperre Spremberg (Messstelle Spremberg-Wilhelmstal, Daten: LfU)

Probenahme- datum	NH ₄ -N (mg·l ⁻¹)	anorg.-N (mg·l ⁻¹)	NO ₃ -N (mg·l ⁻¹)	org.-N (mg·l ⁻¹)	TP (mg·l ⁻¹)	o-PO ₄ -P (mg·l ⁻¹)	Fe gelöst (mg·l ⁻¹)	Fe gesamt (mg·l ⁻¹)	Leitfähig- keit (μS·cm ⁻¹)	pH- Wert	SO ₄ (mg·l ⁻¹)
22.09.2021	0,22	1,20	0,97	0,25	0,012	0,005	0,15	3,6	949	7,3	368
27.10.2021	0,34	1,20	0,79	0,15	0,030	0,005	0,24	3,0	1.055	7,4	435
25.11.2021	0,34	1,40	1,00	0,26	0,005	0,005	0,98	4,0	1.006	7,3	391
05.01.2022	0,30	2,00	1,70	0,27	0,046	0,005	0,36	4,6	892	7,4	311
31.01.2022	0,32	2,40	2,10	0,12	0,045	0,005	0,53	4,7	879	7,3	308
02.03.2022	0,31	2,00	1,70	0,17	0,035	0,005	0,72	3,4	796	7,3	285
30.03.2022	0,30	1,70	1,40	0,27	0,048	0,005	0,34	3,7	925	7,3	352
27.04.2022	0,32	1,60	1,30	0,36	0,037	0,005	0,37	3,8	891	7,3	322
01.06.2022	0,37	1,30	0,88	0,13	0,026	0,005	0,16	3,7	1.090	7,2	416
29.06.2022	0,19	1,00	0,83	0,17	0,028	0,005	0,06	3,6	852	7,3	316
27.07.2022	0,24	0,98	0,71	0,19	0,025	0,005	0,10	2,2	1.048	7,5	419
24.08.2022	0,23	0,99	0,73	0,25	0,033	0,005			950	7,3	369
21.09.2022	0,28	1,10	0,77	0,21	0,030	0,005			988	7,4	382
19.10.2022	0,29	1,20	0,91	0,20	0,037	0,005	0,19	3,4	1.042	7,3	409
23.11.2022	0,38	1,40	0,99	0,14	0,036	0,005	0,63	4,3	1.015	7,3	381
05.01.2023	0,40	1,50	1,10	0,05	0,025	0,005	0,61	3,8	1.024	7,4	371
01.02.2023	0,49	1,80	1,30	0,05	0,032	0,005	0,97	4,3	1.069	7,3	392
01.03.2023	0,42	2,00	1,60	0,11	0,029	0,005	1,10	4,6	953	7,3	364
29.03.2023	0,29	2,30	2,00	0,65	0,079	0,005	0,13	7,0	804	7,4	265
26.04.2023	0,29	2,00	1,70	0,23	0,036	0,005	0,31	3,1	817	7,2	300
31.05.2023	0,28	1,20	0,90	0,23	0,018	0,005	0,17	2,6	960	7,2	374
21.06.2023	0,26	1,10	0,84	0,16	0,018	0,005	0,06	2,5	963	7,3	376
18.07.2023	0,21	1,10	0,85	0,15	0,022	0,005	0,06	2,0	1.037	7,3	413
17.08.2023	0,17	0,23	0,80	0,99	0,02	0,005	0,07	2,0	1.006	7,2	397
13.09.2023	0,22	0,18	0,87	1,10	0,027	0,005	0,09	3,1	1.102	7,2	441
18.10.2023	0,26	0,26	0,63	0,91	0,037	0,005	0,22	4,6	934	7,3	350
22.11.2023	0,30	0,24	1,20	1,50	0,042	0,005	0,27	4,3	849	7,3	302
03.01.2024	0,28	0,05	2,80	3,10	0,075	0,005	0,41	3,7	691	7,3	216
16.01.2024	0,32	0,25	2,20	2,50	0,065	0,005	0,65	3,3	678	7,3	214
13.02.2024	0,16	0,47	4,00	4,20	0,243	0,005	0,45	8,0	566	7,1	142
12.03.2024	0,41	0,18	1,30	1,70	0,037	0,005	1	4,9	931	7,1	359
09.04.2024	0,41	0,05	0,85	1,30	0,029	0,005	0,25	4,0	1.014	7,2	408
14.05.2024	0,35	0,12	0,87	1,30	0,026	0,005	0,13	3,0	1.049	7,3	430
11.06.2024	0,30	0,20	0,73	1,10	0,024	0,005	0,06	2,9	1.004	7,4	388
09.07.2024	0,27	0,17	0,79	1,10	0,021	0,005	0,06	2,7	1.037	7,2	417
06.08.2024	0,24	0,15	0,94	1,20	0,033	0,005	0,14	2,8	934	7,1	372
03.09.2024			0,70				0,15	2,5	1.046	7,2	412
18.09.2024			4,90				0,33	4,3	566	7,4	150

Tab. 4: Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff (NH₄-N), anorganischem Stickstoff (anorg.- N), Nitrat-Stickstoff (NO₃-N), organischem Stickstoff (org.-N), Gesamtphosphor (TP), ortho-Phosphat-Phosphor (o-PO₄-P), Sulfat (SO₄), gelöstem Eisen (Fe gelöst) und Gesamteisen (Fe gesamt) sowie Leitfähigkeit und pH-Wert für die Spree unterhalb der Talsperre Spremberg (Messstelle Bräsinchen, Daten: LfU)

Probenahme- datum	NH ₄ -N (mg·l ⁻¹)	anorg.- N (mg·l ⁻¹)	NO ₃ -N (mg·l ⁻¹)	org.-N (mg·l ⁻¹)	TP (mg·l ⁻¹)	o-PO ₄ -P (mg·l ⁻¹)	Fe gelöst (mg·l ⁻¹)	Fe gesamt (mg·l ⁻¹)	Leitfähig -keit (μS·cm ⁻¹)	pH- Wert	SO ₄ (mg·l ⁻¹)
22.09.2021	0,11	1,10	0,97	0,25	0,020	0,005	0,026	0,47	922	7,6	348
27.10.2021	0,08	0,95	0,85	0,19	0,020	0,005	0,019	0,27	950	8,1	368
25.11.2021	0,11	1,00	0,90	0,27	0,010	0,005	0,028	0,29	960	8,0	356
05.01.2022	0,22	1,70	1,50	0,17	0,016	0,005	0,019	0,59	968	8,0	354
31.01.2022	0,19	1,90	1,70	0,19	0,016	0,005	0,028	0,85	936	7,9	336
02.03.2022	0,11	2,60	2,50	0,15	0,027	0,005	0,090	0,69	786	8,1	261
30.03.2022	0,13	1,80	1,70	0,15	0,018	0,005	0,012	0,31	917	8,0	348
27.04.2022	0,10	1,30	1,20	0,32	0,013	0,005	0,013	0,17	917	8,1	340
01.06.2022	0,06	0,81	0,73	0,26	0,016	0,005	0,014	0,25	1.024	7,8	390
29.06.2022	0,09	0,63	0,52	0,32	0,025	0,005	0,006	0,43	1.009	7,8	404
27.07.2022	0,08	0,55	0,46	0,25	0,025	0,005	0,008	0,43	1.014	7,8	411
24.08.2022	0,14	0,66	0,50	0,30	0,045	0,005			907	7,6	350
21.09.2022	0,10	0,66	0,55	0,21	0,023	0,005			1.017	8,0	404
19.10.2022	0,19	0,90	0,69	0,20	0,021	0,005	0,010	0,28	1.013	7,9	395
23.11.2022	0,21	1,00	0,81	0,17	0,021	0,005	0,017	0,28	1.007	8,0	375
05.01.2023	0,27	1,40	1,10	0,05	0,025	0,005	0,013	0,80	1.046	8,1	376
01.02.2023	0,27	1,40	1,10	0,05	0,019	0,005	0,011	0,54	1.061	8,0	381
01.03.2023	0,21	1,60	1,40	0,21	0,029	0,005	0,011	0,47	964	8,0	355
29.03.2023	0,13	1,70	1,60	0,37	0,018	0,005	0,011	0,48	916	8,1	324
26.04.2023	0,10	2,00	1,90	0,40	0,023	0,005	0,043	0,59	776	7,8	263
31.05.2023	0,10	1,20	1,10	0,34	0,014	0,005	0,013	0,19	898	7,8	329
21.06.2023	0,10	0,87	0,75	0,23	0,018	0,005	0,010	0,24	952	7,6	367
18.07.2023	0,07	0,68	0,60	0,23	0,022	0,005	0,009	0,25	994	7,8	386
17.08.2023	0,07	0,66	0,58	0,23	0,020	0,005	0,011	0,3	976	7,7	378
13.09.2023	0,07	0,64	0,56	0,25	0,019	0,005	0,007	0,26	1.020	7,9	402
18.10.2023	0,11	0,71	0,59	0,19	0,018	0,005	0,010	0,23	1.008	7,8	390
22.11.2023	0,18	0,99	0,80	0,21	0,013	0,005	0,021	0,28	942	7,8	359
03.01.2024	0,19	3,50	3,30	0,05	0,039	0,005	0,140	1,20	712	7,8	218
31.01.2024	0,25	2,90	2,60	0,30	0,032	0,005	0,120	1,30	708	7,8	223
28.02.2024	0,13	3,00	2,80	0,05	0,041	0,005	0,100	1,40	661	7,6	198
26.03.2024	0,10	1,70	1,60	0,31	0,048	0,005	0,011	0,52	857	8,1	309
24.04.2024	0,10	1,20	1,10	0,13	0,017	0,005	0,011	0,19	961	7,9	372
29.05.2024	0,09	0,83	0,73	0,21	0,019	0,005	0,009	0,20	1.014	7,8	409
26.06.2024	0,09	0,76	0,66	0,19	0,019	0,005	0,009	0,27	1.009	7,7	395
24.07.2024	0,09	0,68	0,58	0,23	0,017	0,005	0,022	0,20	954	7,6	378
21.08.2024			0,51				0,021	0,43	975	7,7	394
03.09.2024							0,009	0,44	958	7,7	381
18.09.2024			0,80				0,036	0,30	898	7,7	337

Sichttiefe

Am 20. September 2024 betrug die mittlere Sichttiefe \pm Standardabweichung in der Talsperre Spremberg 87 ± 43 cm. Die gemessene Sichttiefe variierte zur Beprobung im September 2024 zwischen 50 und 180 cm ($n = 18$ Messpunkte; Abb. 10). Somit lag die mittlere Sichttiefe im September 2024 deutlich untern den Werten der Jahre 2015 bis 2023 125 ± 61 cm, 317 ± 159 cm, 173 ± 58 cm, 243 ± 151 cm, 102 ± 39 cm, 116 ± 38 cm, 181 ± 54 cm und 251 ± 76 cm. Die beobachteten geringen Sichttiefen zum Monitoring 2024 sind auf die Hochwassersituation zurückzuführen.

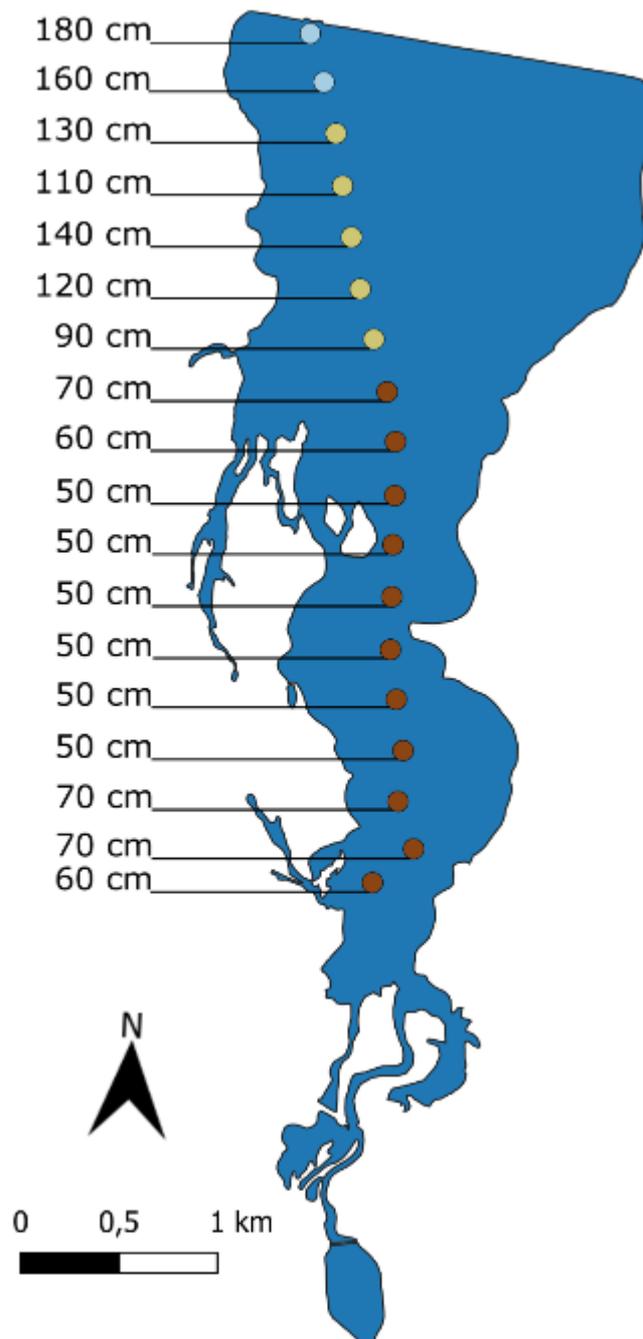


Abb. 10: Sichttiefen (cm) in der Talsperre Spremberg am 20. September 2024

In Übereinstimmung mit der Gliederung des Wasserkörpers anhand der vorherrschenden Strömungen (Kapitel 3.2) wurde der Wasserkörper 2015 aufgrund der Wassertrübung in die folgenden drei Bereiche eingeteilt: (1) Klarwasserbereich im Norden der Talsperre, (2) leicht eingetrübter mittlerer Bereich, nördlich bis südöstlich der Insel und (3) stark eingetrübter Bereich der Talsperre südlich der Insel. Die beobachtete Nord-Süd-Ausdehnung der Trübung während der Untersuchungen variierte zwischen den Jahren beträchtlich (vgl. Hühn et al. 2021). 2016 waren die 2015 beobachteten Trübungsbereiche nicht mehr in vergleichbarem Ausmaß sichtbar, da das Wasser sehr hohe Sichttiefen aufwies. Mit Ausnahme der Jahre 2018 und 2019 war ab dem Jahr 2017 ein deutlicher Trübungsverlauf über die gesamte Talsperre zu beobachten. Die Jahre 2018 und 2019 waren durch sehr geringe Sichttiefen gekennzeichnet. Im aktuellen Untersuchungsjahr wurden bei einem sehr hohen Wasserstand relativ geringe Sichttiefen von weniger als 2 m beobachtet. Vergleichbare Werte wurden zum Monitoring in den Jahren 2015, 2017 bis 2020 beobachtet. Dabei lag die maximale Sichttiefe 2024 deutlich unter der der Jahre 2016 mit 560 cm und 2021 mit 480 cm. Bei der Interpretation der dargestellten Sichttiefenverhältnisse in der Talsperre ist zu berücksichtigen, dass die angegebenen Sichttiefen einmalige Beobachtungen darstellen, die durch unterschiedlichste Umweltbedingungen temporär beeinflusst sein können.

4. Monitoring des Makrozoobenthos

Im Untersuchungsjahr 2024 wurden in allen Bodenproben Benthosorganismen nachgewiesen (Abb. 11, Tab. 5). Insgesamt wurde die Benthosgemeinschaft von Wenigborstern (Oligochaeta), Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera), Chironomiden (v. a. Tanypodinea und Tanytarsini) und Muscheln (hauptsächlich *Corbicula fluminea*) mit jeweils 49 %, 16 %, 11 % bzw. 10 % der Benthosorganismen gebildet (Abb. 11). Schnecken (Gastropoda), Nematoden und Köcherfliegenlarven (Trichoptera) bildeten jeweils 4,7, 4,0 und 3,1 % der Benthosgemeinschaft. Mit jeweils weniger als 1,2 % waren Libellenlarven (Odonata), Krebstiere (Crustacea, v. a. der *Gammarus tigrinus*), Spinnen, Egel, Schlammfliegenlarven (Megaloptera) und Käfer (Coleoptera) vertreten.

2021 wurde mit 17 % der Benthosorganismen ein hoher Anteil von Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera; u. a. *Caenis luctuosa* und *Caenis robusta*) beobachtet. Im aktuellen Monitoring bildeten Eintagsfliegenlarven 11 % der Benthosorganismen. Der erfolgreiche Nachweis der Eintagsfliegenlarven seit 2021 kann ein Hinweis auf eine verbesserte Wasserqualität sein. So zeigten Kotalik et al. (2019) einen negativen Zusammenhang zwischen der Abundanz von Eintagsfliegenlarven und zunehmenden Eisenkonzentrationen. Die Autoren diskutieren als mögliche Ursache für ein reduziertes Wachstum und Überleben der Insekten die Akkumulation des Eisens in den Larven; weisen diesbezüglich allerdings auf weiteren Forschungsbedarf hin.

Wie auch in den Vorjahren beobachtet, bildeten Muscheln und Schnecken auch im aktuellen Monitoring wesentliche Bestandteile der Benthosgemeinschaft. Dabei wurden die Muscheln von den als gebietsfremd zu bezeichnenden Arten Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) und Grobgerippte Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) dominiert. Es ist auffällig, dass die Grobgerippte Körbchenmuschel gegenüber der Dreikantmuschel deutlich zunimmt.

Im Monitoringjahr 2014 wurden keine Schnecken nachgewiesen. Die in den Folgejahren beobachtete zunehmende Abundanz der Schnecken erreichte 2019 mit einem Anteil von 37 % den

höchsten Wert im Rahmen des durchgeführten Monitorings (Hühn et al. 2019). In der aktuellen Untersuchung war der Anteil der Schnecken mit 5 % der Benthosgemeinschaft geringer als in den Jahren 2017 (17 %), 2019 (37 %), 2021 (21 %), 2022 (18 %) und 2023 (9 %).

Im Vergleich zu den Vorjahren entwickelte sich in der Talsperre eine Benthosgemeinschaft, die nicht mehr nur von einzelnen Organismengruppen (z. B. 92 % Chironomiden 2014, Lewin & Rümmler 2014) dominiert wird. Insgesamt konnte, vergleichbar mit den Vorjahren, eine gesteigerte Artenvielfalt der Benthosorganismen in der Talsperre Spremberg beobachtet werden.

Die mittlere Benthosdichte \pm Standardabweichung über alle Proben der aktuellen Untersuchung betrug 7.254 ± 6.545 Individuen $\cdot m^{-2}$. Ohne Berücksichtigung der Muscheln und Schnecken lag die mittlere Benthosdichte bei 6.183 ± 6.134 Individuen $\cdot m^{-2}$. Im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchungen der Makrozoobenthosgemeinschaft variierten die festgestellten mittleren Benthosdichten zwischen 1.280 ± 732 Individuen $\cdot m^{-2}$ im Jahr 2014 und 13.169 ± 13.845 Individuen $\cdot m^{-2}$ im Jahr 2021 (Tab. 6), dies entspricht einer Steigerung um den Faktor 10. Im aktuellen Monitoring lag die mittlere Benthosdichte etwas über der im Vorjahr beobachteten (Tab. 6). Auch bei der Betrachtung der Benthosdichte ohne Berücksichtigung der Muscheln und Schnecken lag die mittlere Benthosdichte 2024 über der aus dem Jahr 2023. Signifikante Unterschiede der mittleren Benthosdichte wurden zwischen den Untersuchungsjahren beobachtet (einf. ANOVA: $F_{(10,187)} = 4,105$; $p < 0,001$). Die mittlere Benthosdichte 2024 war signifikant höher als im Jahr 2014. Gegenüber dem Jahr 2014 wurden darüber hinaus signifikant höhere Benthosdichten in den Jahren 2016, 2018, 2020, 2021 und 2022 festgestellt (Tab. A1 im Anhang, Abb. 12). Signifikant unterschiedliche mittlere Trockenmassen des Benthos wurden nicht beobachtet (einf. ANOVA: $F_{(10,187)} = 0,852$; $p = 0,5$) (Tab. A2, Abb. 13).

Neben dem Vergleich der Ausprägung der Benthosgemeinschaft zwischen den Jahren wurde ebenfalls auf Unterschiede zwischen den Teilbereichen der Talsperre geprüft. Im Ergebnis wurden 2024 keine signifikanten Unterschiede der mittleren Benthosdichte beobachtet (einf. ANOVA: $F_{(2,15)} = 0,045$; $p = 0,4$). Die mittlere Benthostrockenmasse unterschied sich nicht zwischen den Bereichen (einf. ANOVA: $F_{(2,15)} = 0,923$; $p = 0,4$). Auch in den Jahren 2017 bis 2022 wurden keine Unterschiede der mittleren Benthosdichte zwischen den drei Bereichen der Talsperre beobachtet. Im Gegensatz dazu wurden 2014, 2016 und 2023 im nördlichen Bereich der Talsperre signifikant geringer Benthosorganismen als im südlicheren bzw. mittleren Bereich beobachtet (Tab. A3 und A4). Im Ergebnis ist festzustellen, dass die Messwerte in den vergangenen Jahren eine vergleichbare qualitative und quantitative Besiedlung der Talsperre mit Makrozoobenthos im Längsverlauf belegen. In der Gesamtbetrachtung des Monitorings wird deutlich, dass die Benthosgemeinschaft über die vergangenen Jahre hinsichtlich Diversität und Abundanz stetig zugenommen hat. Im Rahmen des durchgeführten Monitorings wurde im Jahr 2014, vor Beginn der Wasserkonditionierung, die niedrigste Benthosdichte beobachtet. Damit geben die Ergebnisse keinen Anhaltspunkt für einen negativen Einfluss der Fällungs- und Flockungsmittel auf die Artendiversität und die Besiedlungsdichte des Makrozoobenthos. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist gleichzeitig zu beachten, dass die Benthosgemeinschaft in ihrer Ausprägung natürliche, zeitliche und örtliche Schwankungen durch biotische (z. B. Fraßdruck durch Fische) und abiotische Einflüsse (z. B. Nährstoffverfügbarkeit, Wassertemperaturen, Wasserstand) aufweist, die zu einer hohen

Varianz der Messwerte führen können. Daher sind Tests auf signifikante Unterschiede in ihrer Sensitivität eingeschränkt.

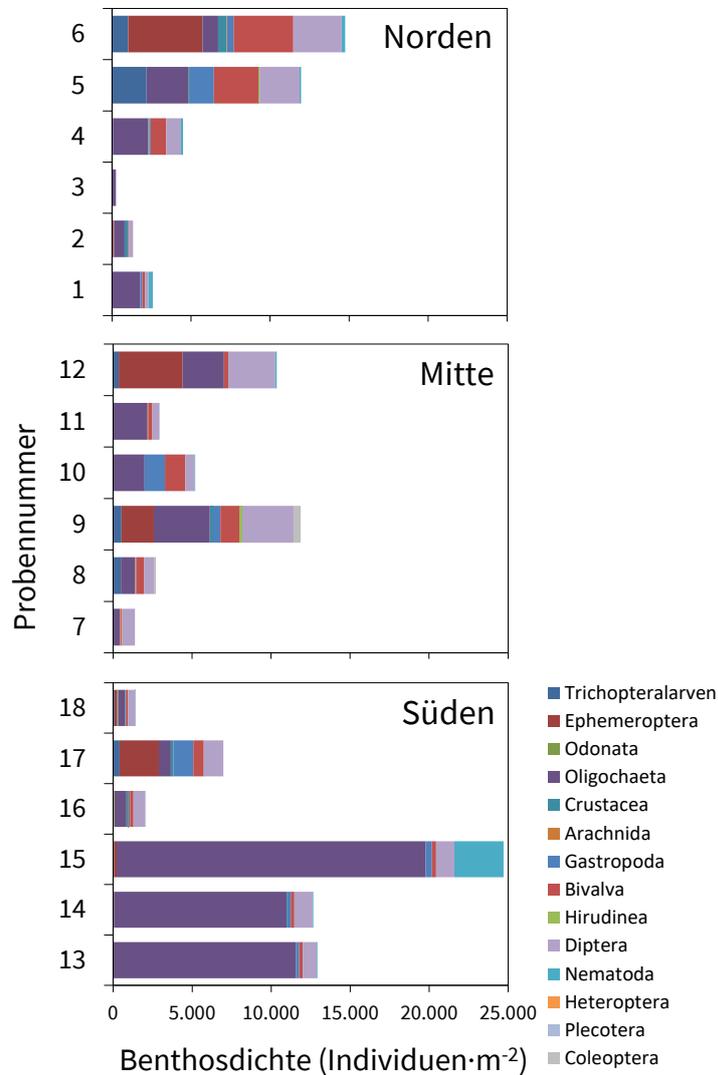


Abb. 11: Benthosdichte (Individuen·m⁻²) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg im September 2024

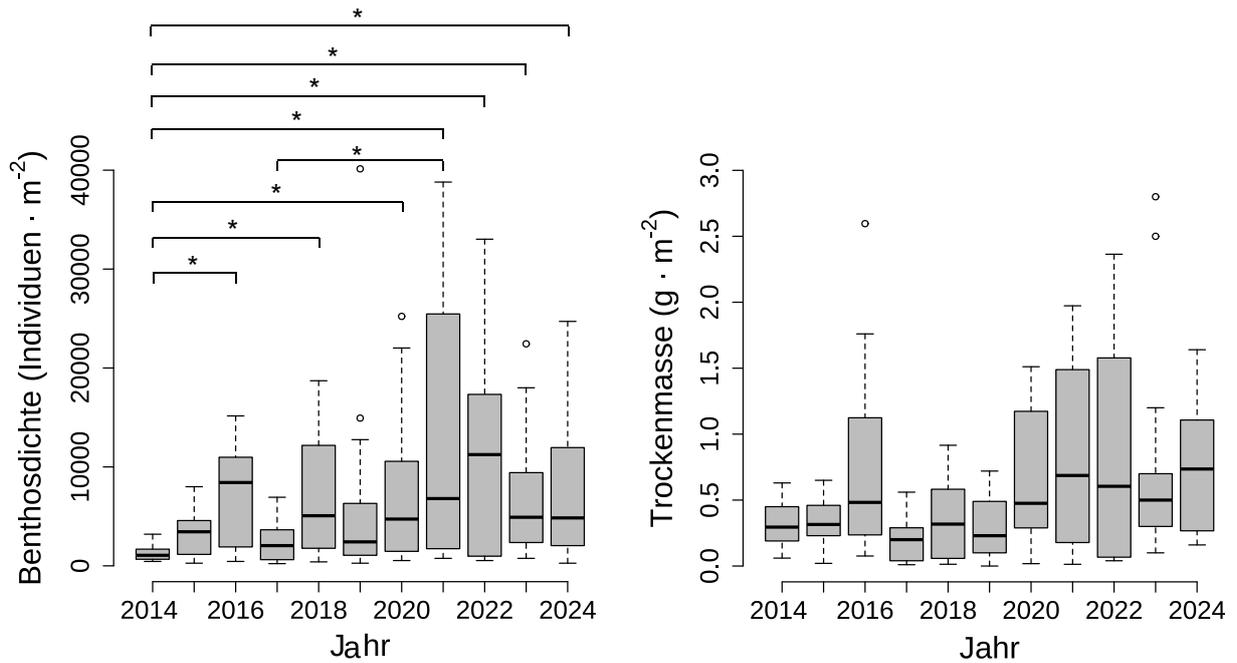


Abb. 12: Mittlere Benthosdichte (Individuen·m⁻², einschließlich Muscheln und Schnecken) und Trockenmasse (g·m⁻², ohne Muscheln und Schnecken) in der Talsperre Spremberg in den Jahren 2014 bis 2024. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. * kennzeichnet signifikant unterschiedliche Mittelwerte.

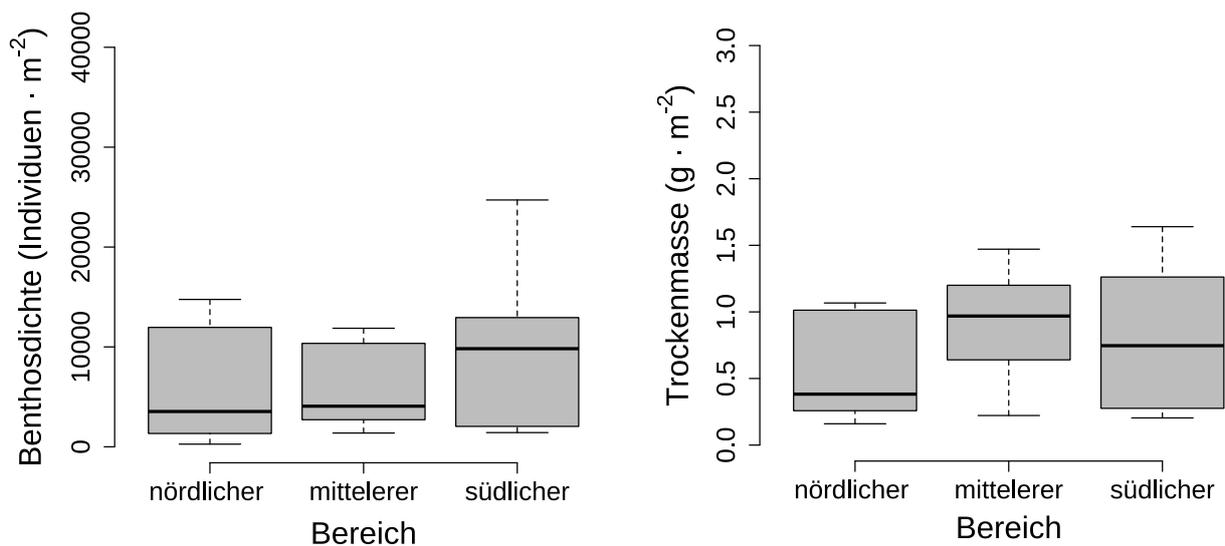


Abb. 13: Benthosdichte (Individuen·m⁻²) und Trockenmasse (g·m⁻², ohne Muscheln und Schnecken) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg 2024. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein.

Tab. 5: Makrozoobenthosdichten und Trockenmassen der 18 Proben aus den drei Untersuchungsgebieten der Talsperre Spremberg im September 2024

# Lage	Wassertiefe (m)	Substrat	Makrozoobenthos ohne Muscheln und Schnecken		Muscheln und Schnecken	
			Dichte (Stück·m ⁻²)	Trockenmasse (g·m ⁻²)	Dichte (Stück·m ⁻²)	Trockenmasse (g·m ⁻²)
1 Norden	4,4	Schlamm	2.267	0,3	311	240,7
2 Norden	5,5	Schlamm	1.289	0,3	44	392,7
3 Norden	6,5	Schlamm	267	0,2	0	0,0
4 Norden	3,9	Sand	3.422	0,5	1.067	1.294,9
5 Norden	2,9	Sand	7.600	1,0	4.356	522,8
6 Norden	1,5	Sand	10.578	1,1	4.178	37,9
7 Mitte	6,2	Schlamm	1.289	0,2	89	154,2
8 Mitte	5,6	Schlamm	2.178	0,6	533	117,5
9 Mitte	2,8	Sand	10.178	1,2	1.689	59,5
10 Mitte	4,1	Schlamm	2.622	0,8	2.578	0,8
11 Mitte	4,0	Schlamm	2.667	1,5	267	0,1
12 Mitte	2,0	Sand	10.089	1,1	267	625,9
13 Süden	3,1	Schlamm	12.489	1,1	444	0,2
14 Süden	3,1	Schlamm	12.222	1,3	444	0,8
15 Süden	2,0	Sand	24.044	1,6	667	1,9
16 Süden	1,9	Schlamm	1.733	0,3	311	1,1
17 Süden	1,6	Schlamm	5.067	0,4	1.911	11,8
18 Süden	3,5	Kies	1.289	0,2	133	0,1

Tab. 6: Mittlere Benthosdichte ± Standardabweichung (Individuen · m⁻²) in den Untersuchungsjahren 2014 bis 2024

Jahr	Benthosdichte ± Standardabweichung (Individuen · m ⁻²)	
	ohne Muscheln und Schnecken	insgesamt
2024	6.183 ± 6.134	7.254 ± 6.545
2023	5.239 ± 5.091	6.802 ± 6.024
2022	7.281 ± 6.091	10.800 ± 9.837
2021	7.098 ± 7.256	13.169 ± 13.845
2020	4.889 ± 4.089	7.533 ± 7.531
2019	2.946 ± 2.954	5.970 ± 2.954
2018	4.328 ± 3.709	6.817 ± 5.894
2017	1.770 ± 1.687	2.602 ± 2.343
2016	2.442 ± 2.585	7.385 ± 4.977
2015	2.810 ± 2.337	3.257 ± 2.295
2014	1.275 ± 735	1.280 ± 732

5. Monitoring der Großmuscheln

5.1 Erfasste Großmuschelarten

Von den sieben einheimischen Großmuschelarten, die zu den Gattungen *Margaritifera*, *Unio*, *Anodonta* und *Pseudanodonta* (alle Familie Unionidae - Fluss- und Teichmuscheln) gehören, kommen drei in der Talsperre Spremberg vor (Tab. 7, Abb. 15, 16, 17). Dabei handelt es sich um die Malermuschel (*Unio pictorum*), die Große Flussmuschel (*Unio tumidus*) und die Gemeine Teichmuschel (*Anodonta anatina*).

Alle Unioniden, auch als Najaden bezeichnet, durchlaufen in ihrer Individualentwicklung ein parasitäres Larvenstadium an Fischen (Abb. 14). Ist dieses weit genug vorangeschritten, verlassen die winzigen Jungmuscheln ihren Wirt und fallen auf den Gewässerboden. Für das Überleben der Muschelnachkommen sind ganz bestimmte Bedingungen hinsichtlich der Bodenstruktur, des Sauerstoffgehaltes, der Temperatur und des Nahrungsangebotes erforderlich. Bei Abweichungen von den erforderlichen Bedingungen sterben die Tiere ab. Dieser Zeitraum stellt die kritischste Phase im Lebenszyklus dieser Muscheln dar.

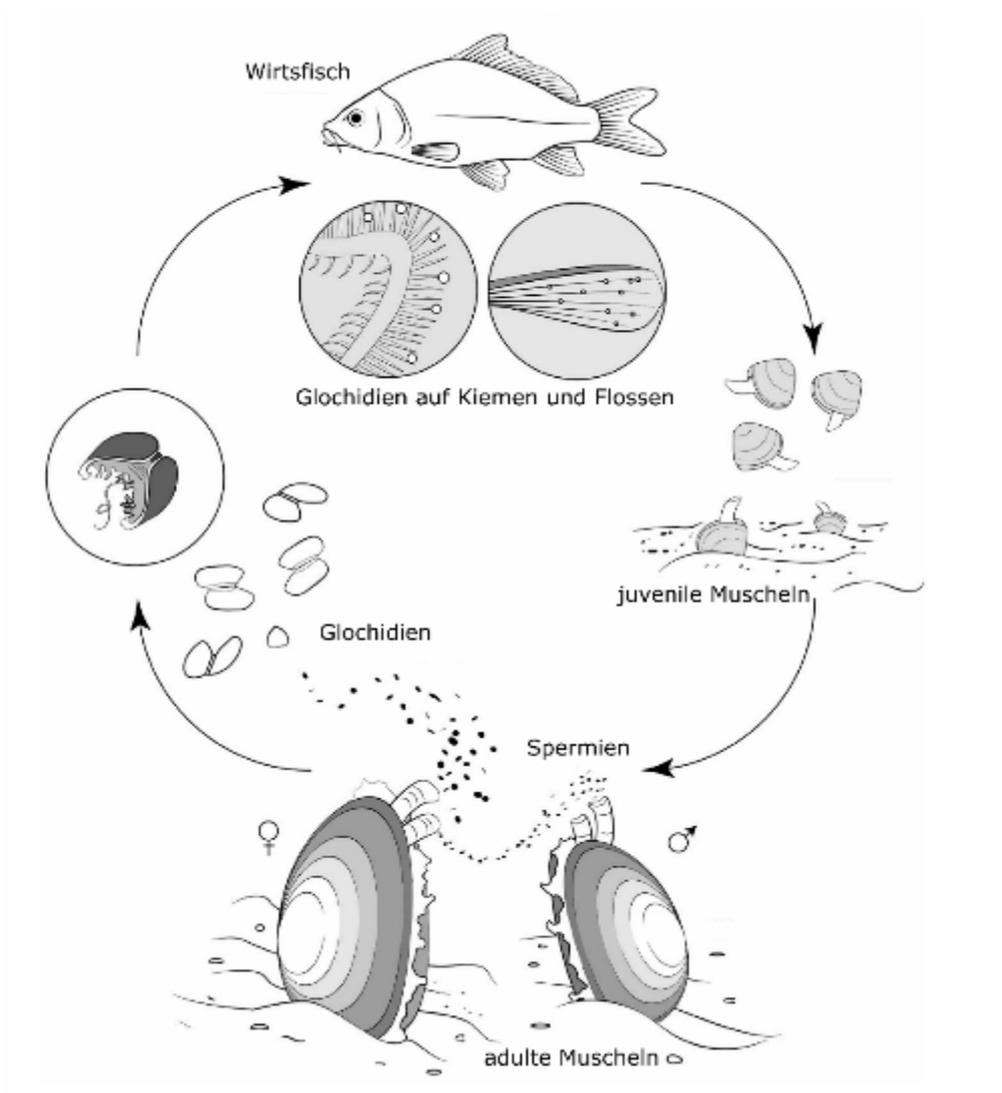


Abb. 14: Lebenszyklus der Najaden (verändert nach Modesto et al. 2018)

Tab. 7: Erfasste Großmuschelarten und deren aktuelle Gefährdungseinstufung (Herdam & Illig 1992, Jungbluth & Knorre 2011)

Muschelart	RL Bdg.	RL D	Lebend-nachweis	Schalenfund
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus, 1758)	---	V	erfolgreich	erfolgreich
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus, 1758)	R	V	erfolgreich	erfolgreich
<i>Unio tumidus</i> Philipsson, 1788	R	2	erfolgreich	erfolgreich
<i>Anodonat cygnea</i> (Linnaeus, 1758)	3	3	Kein Nachweis	erfolgreich

RL = Rote Liste, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste, R = in Brandenburg regional gefährdet

Als Folge vielfältiger anthropogener Beeinträchtigung der Oberflächengewässer verlieren Großmuscheln zunehmend geeignete Lebensräume. Erhebliche Rückgänge der Individuenzahlen oder das Aussterben ganzer Populationen, besonders dramatisch am Beispiel der Flussperlmuschel zu erkennen, führte in Deutschland zur Unterschutzstellung aller Großmuscheln.

Neben drei nachgewiesenen heimischen Großmuschelarten wurde im Rahmen des aktuellen Monitorings eine Leerschale von *Anodonta cygnea* (Große Teichmuschel) festgestellt. Die Art wurde in den Monitoringjahren 2016 und 2017 als Einzelindividuum in der Talsperre Spremberg nachgewiesen (siehe auch Hühn et al. 2017, Abb. 18).

Neben den genannten heimischen Arten (Tab. 7) wurden in den vergangenen Jahren vereinzelt Individuen der gebietsfremden invasiven Chinesischen Teichmuschel (*Sinanodonta woodiana*) nachgewiesen. Bei der aktuellen Untersuchung wurde *S. woodiana* nicht nachgewiesen. Weitere regelmäßig nachgewiesene gebietsfremde invasive Muschelarten in der Talsperre Spremberg sind *Corbicula fluminea* und *Dreissena polymorpha*.

Nachfolgend werden die in der Talsperre Spremberg nachgewiesenen Großmuschelarten kurz vorgestellt.

Unio pictorum (Linnaeus, 1758) - **Malermuschel**

Unio pictorum kann sowohl Fließgewässer als auch Stillgewässer besiedeln. Nach Glöer (2017) kommt die Art in nicht zu stark bewegtem Wasser bis in 6 m Tiefe vor. Zettler et al. (2006) geben als bevorzugten Siedlungsbereich in Seen das durch Wellenschlag bewegte Litoral bis hin zur Großmuschelzone in mehreren Metern Tiefe an. An ihren Lebensraum stellt *U. pictorum* keine besonderen Ansprüche. Sie besitzt eine hohe Anpassungsfähigkeit an ihre Umgebung und scheint keine Präferenzen für bestimmte Habitate aufzuweisen. Bevorzugt werden jedoch sandig-schlickige Sedimente besiedelt. Häufig ist eine Vergesellschaftung mit *U. tumidus* zu beobachten. Unter günstigen Bedingungen können Dichten bis zu 40 Individuen·m⁻² erreicht werden (Zettler et al. 2006). Ein entscheidender Faktor für das Überleben von Großmuscheln in einem Gewässer ist der Fischbestand, da ihre Larven, die als Glochidien bezeichnet werden, an den Fischkiemen parasitieren. Als Wirtsfische für die Larvalentwicklung von *U. pictorum* sind Barsch, Döbel, Gründling, Schleie, Stichling, Plötze und Rotfeder bekannt (Zettler et al. 2006).

Die Malermuschel ist hauptsächlich in Mitteleuropa sowie im Westen, Osten und Nordosten Europas bis zum Ural verbreitet. Außer im Süden Schwedens und Finnlands fehlt sie in Skandinavien, in Irland, Schottland, Spanien und Italien. In ihrem mittleren Verbreitungsgebiet hat sie eine Lebenserwartung von 5 - 15 Jahren und erreicht mit 2 - 3 Jahren die Geschlechtsreife. In den Monaten April bis Juli verlassen die nun für ein eigenständiges Leben weit genug entwickelten Jungmuscheln ihre Wirtsfische (Lopes-Lima et al. 2017). Die Schale der Malermuschel erreicht allgemein Längen von 72 bis 90 mm (Glöer 2017), unter bestimmten ökologischen Bedingungen und in Abhängigkeit vom Verbreitungsgebiet können wesentlich größere Exemplare, bis zu 140 mm Schalenlänge, auftreten (Lopes-Lima et al. 2017).



Abb. 15: *Unio pictorum* - Beispiele für erfasste Tiere in der Talsperre Spremberg (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

Innerhalb der EU wird der Malermuschel kein gesetzlicher Schutzstatus zugewiesen. Nach der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV), Anhang I, zählt sie zu den besonders geschützten Weichtieren. In der Roten Liste Deutschland wird sie in der Vorwarnliste geführt (Jungblut & Knorre 2011). In Brandenburg gilt die Art entsprechend der Roten Liste als regional gefährdet (Herdam & Illig 1992).

***Unio tumidus* Philipsson, 1788 - Aufgeblasene oder Große Flussmuschel**

Unio tumidus lebt sowohl in Seen als auch Fließgewässern, scheint aber Seen zu bevorzugen. Dort besiedelt die Art besonders die bewegte Zone des Litorals, in der sie oft vergesellschaftet mit *U. pictorum* vorkommt. Ebenso ist sie in mehreren Metern Wassertiefe bis zur Großmuschelzone zu finden (Zettler et al. 2006). Glöer (2017) gibt als Lebensraum hauptsächlich in der Ebene gelegene Flüsse, Altwässer und Seen mit möglichst ruhigem Wasser an, wo *U. tumidus* einen Bereich bis etwa 9 m Wassertiefe besiedelt. Insgesamt scheint die Art stärker auf stehende und beruhigte Gewässer angewiesen zu sein als *U. pictorum*. In Seen kann die Große Flussmuschel Dichten von über 50 Individuen·m⁻² erreichen.

Die Entwicklung der Schale ist abhängig vom jeweiligen Lebensraum. In stärker von Strömung betroffenen Gewässerbereichen sind die Tiere oft klein und dickschalig (Zettler 2000). Neben sandig-

kiesigen Untergründen können auch schlickhaltige Sedimente besiedelt werden. An den Lebensraum stellt *U. tumidus* wahrscheinlich höhere Ansprüche als *U. pictorum*. Für die Entwicklung der Glochidien sind Fischarten wie Barsch, Kaulbarsch, Plötze, Rotfeder, Schleie und Stichling geeignet (Zettler et al. 2006).



Abb. 16: *Unio tumidus* - Beispiele für erfasste Tiere in der Talsperre Spremberg (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

Das Verbreitungsgebiet von *U. tumidus* ist nahezu deckungsgleich mit demjenigen von *U. pictorum*, die Lebenserwartung liegt ebenfalls bei 5 - 15 Jahren (Lopes-Lima et al. 2017). In der Quelle fehlen Angaben zum Zeitpunkt der Geschlechtsreife im zentralen Verbreitungsgebiet, für den Süden werden jedoch 2 - 3 Jahre angegeben. Die parasitäre Phase, in der die Jungmuscheln ihren Wirt verlassen, endet im Zeitraum April bis Juli. Die Große Flussmuschel erreicht im Durchschnitt eine Schalenlänge zwischen 70 und 80 mm (Glöer 2017), Lopes-Lima et al. (2017) geben für das mittlere Verbreitungsgebiet 90 - 120 mm an.

Innerhalb der EU wird der Großen Flussmuschel kein gesetzlicher Schutzstatus zugewiesen. Nach der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV), Anhang I, zählt sie zu den besonders geschützten Weichtieren. In der Roten Liste Deutschland wird sie in der Kategorie 2 (= stark gefährdet) geführt (Jungbluth & Knorre 2011). In Brandenburg gilt die Art entsprechend der Roten Liste als regional gefährdet (Herdam & Illig 1992).

***Anodonta anatina* (Linnaeus, 1758) - Gemeine (Kleine) Teichmuschel**

Zum Lebensraum von *Anodonta anatina* gehören stehende und fließende Gewässer. Die Art toleriert unterschiedliche Umweltbedingungen und kann sowohl in oligotrophen als auch stark eutrophen Gewässern leben (Zettler et al. 2006). Diese hohe Anpassungsfähigkeit erlaubt die Besiedelung unterschiedlichster Biotope, weshalb die Gemeine Teichmuschel die am häufigsten in Brandenburg und anderen Teilen Deutschlands vorkommende Großmuschel ist.

Allerdings bewirken weniger günstige Lebensumstände auch Nachteile. So führt z. B. ein hohes Nährstoffangebot zu schnellerem Wachstum, dünneren Schalen und einer größeren Mortalitätsrate (Zettler et al. 2006). Die besiedelten Gewässersedimente können sandig bis schlammig sein.

Das Artenspektrum der Wirtsfische ist breiter als bei den Flussmuschelarten und umfasst Aland, Bachforelle, Barsch, Döbel, Gründling, Güster, Hasel, Moderlieschen, Mühlkoppe, Rotfeder, Schleie, Stichling, Stint und Plötze (Zettler et al. 2006).

Das Verbreitungsgebiet von *A. anatina* ist ausgedehnter als das der beiden Flussmuscheln. Außer in Italien und Norwegen sowie Teilen von Griechenland und Finnland ist die Art nahezu flächendeckend in Europa vertreten. In ihrem mittleren Verbreitungsgebiet hat sie eine Lebenserwartung von 10 - 15 Jahren und erreicht mit über drei Jahren die Geschlechtsreife. In den Monaten Januar bis April verlassen die Jungmuscheln ihre Wirtsfische (Lopes-Lima et al. 2017). Die Schalenlänge der Gemeinen Teichmuschel beträgt zwischen 76 und 95 mm (Glöer 2017), kann maximal aber auch bis zu 160 mm erreichen (Zettler et al. 2006, Lopes-Lima et al. 2017).

Innerhalb der EU wird der Gemeinen Teichmuschel kein gesetzlicher Schutzstatus zugewiesen. Nach der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV), Anhang I, zählt die Gemeine Teichmuschel zu den besonders geschützten Weichtieren. In der Roten Liste Deutschland wird sie in der Vorwarnliste geführt (Jungbluth & Knorre 2011). In Brandenburg gilt die Art entsprechend der Roten Liste als nicht gefährdet (Herdam & Illig 1992).



Abb. 17: *Anodonta anatina* - Beispiele für erfasste Tiere in der Talsperre Spremberg (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

***Anodonta cygnea* (Linnaeus, 1758) - Große Teichmuschel/ Schwanenmuschel**

Anodonta cygnea ist vorwiegend in Stillgewässern in Seen, Altwässern, Baggerseen oder langsam fließenden, gestauten Bereichen sommerwarmer Bäche und Flüsse anzutreffen, besiedelt werden vor allem aber abgeschlossene und kleinere Gewässer wie Weiher, Sölle, Torfstiche und Teiche (Zettler 2000, Zettler et al. 2006). Auf schlammig - feinsandigem Untergrund erreicht sie die höchsten Bestandsdichten. Durch die dünnwandigen Schalen „schwimmt“ die Muschel in der Grenzfläche zwischen Sediment und Wasser (Killeen et al. 2004), weshalb die Art erhebliche Verschlammungen der Gewässersohle tolerieren kann. Gegenüber ungünstigen Umweltbedingungen gilt sie jedoch als empfindlicher als *A. anatina* oder auch *Unio pictorum* (Zettler 2000).

Das Verbreitungsgebiet von *A. cygnea* erstreckt sich über Mittel- und Nordeuropa, das gesamte Donaueinzugsgebiet und den Balkan bis in den Kaukasus (Lopes-Lima et al. 2017). Darüber hinaus existieren Vorkommen der Art auch in Portugal und Spanien. Als Wirtsfischart dienen relativ viele Fischarten, wie beispielsweise Bachforelle, Regenbogenforelle, Blei, Elritze, Güster, Hasel, Laube, Nerfling, Rotfeder, Barsch, Zander, Hecht, Mühlkoppe, Dreistachliger Stichling oder Moderlieschen (Lopes-Lima et al. 2017). *A. cygnea* ist mit einer Schalenlänge von bis zu 26 cm die größte unter unseren heimischen Muschelarten. Sie können bis zu 30 Jahren alt werden (siehe Lopes-Lima et al. 2017). In einem Alter von 2 bis 3 Jahren werden die Muscheln geschlechtsreif und geben in den Monaten von Februar und April die Glochidien ab (Lopez-Lima et al. 2017).

Innerhalb der EU wird der Große Teichmuschel kein gesetzlicher Schutzstatus zugewiesen. Nach der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV), Anhang I, zählt *A. cygnea* zu den besonders geschützten Weichtieren. In der Roten Liste Deutschland sowie der Roten Liste Brandenburg wird die Art in die Kategorie 3 (= gefährdet) eingestuft.



Abb. 18: *Anodonta cygnea* - Beispiele für ein erfasstes Tier in der Talsperre Spremberg 2017 (Foto: Gewässerökologisches Büro Torsten Berger, Potsdam)

***Sinanodonta woodiana* (Lea 1834) – Chinesische Teichmuschel**

S. woodiana ist eine invasive nach Europa eingeschleppte Großmuschel, die ursprünglich in Ostasien beheimatet ist. Die Muschel bevorzugt stehende oder langsam fließende Gewässer mit Schlickern und schlickigen Sanden als Siedlungssubstrat (Zettler et al. 2006). Glöer (2017) gibt eutrophe Gewässer mit schlammigem Grund als geeigneten Lebensraum für die Art an. Als wichtigste Wirtsfischarten sind bisher Gras- und Silberkarpfen bekannt.

Neben der Einschleppung und Verbreitung über Satzfisher spielt wohl auch der Handel der Art für Zierfischteiche eine Rolle bei der Ausbreitung der Art (Dümpelmann 2012). Der erste Nachweis wild lebender Chinesischer Teichmuscheln erfolgte 1998 im Seilersee bei Iserlohn (Reichling 1999). Vermutlich mit Gras- und Silberkarpfen, die aus Ungarn importiert und dort erstmals Ende der 1960er Jahre zur Bekämpfung der Wasserpest ausgesetzt worden waren, in den See gelangt (Reichling 1999). Heute kommt die chinesische Teichmuschel in verschiedenen Bundesländern vor (zusammengefasst u. a. in Bössneck & Klingelhöfer 2011 und Dümpelmann 2012).



Abb. 19: *Sinanodonta woodiana* – 2023 erfasstes Tier in der Talsperre Spremberg. Das abgebildete Tier befindet sich im dritten Lebensjahr. (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

Nachweise der Art erfolgten in Brandenburg im Oder- und Neißegebiet (u. a. Domagała et al. 2007, Jakob & Müller 2018). Auch in der Oberlausitzer Teichlandschaft im Einzugsgebiet der Spree wurden bereits Chinesische Teichmuscheln festgestellt (Pfeiffer 2002). In der Talsperre Spremberg wurde im Rahmen des ökologischen Monitorings der Großmuscheln 2016 eine chinesische Teichmuschel nachgewiesen (Hühn et al. 2016). Sowohl 2016 als auch 2023 wurden relativ junge Individuen nachgewiesen, weshalb eine erfolgreiche natürliche Reproduktion der Art in Spree und der Talsperre nicht ausgeschlossen werden kann.

Ob und welche ökologischen Auswirkungen sich durch die eingeschleppte Art für die einheimische Fauna ergeben werden, muss beobachtet werden. Als sicher gilt jedoch, dass unsere heimischen Bitterlingsbestände (*Rhodeus amarus*) negativ von der Chinesischen Teichmuschel beeinflusst werden können (Dümpelmann 2012).

5.2 Ergebnisse des Monitorings in den einzelnen Transekten

Das Großmuschelmonitoring 2024 in der Talsperre Spremberg führte, wie in den Vorjahren, zum Nachweis der vorgestellten drei Großmuschelarten *U. pictorum*, *U. tumidus* und *A. anatina*. Die heimische *A. cygnea* und die nicht heimische *S. woodiana* konnten 2024 nicht anhand von lebenden Individuen nachgewiesen werden.

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Untersuchungen für jedes Transekt einzeln dargestellt. Der sich dem Bericht anschließende Anhang beinhaltet die Fotodokumentation der Lebendnachweise sowie einiger Leerschalenfunde (Abb. A2 – A40 im Anhang) und die Werte stichprobenartiger Vermessungen von lebenden Muscheln (Tab. A5).

Transekt 1a

Die Probenahmestelle 1a befindet sich am nordöstlichen Ufer in Sichtweite der Staumauer. Der Gewässerboden fällt sehr flach ab, wodurch das Wasser an dieser Stelle nur ganz allmählich tiefer wird. Bei Niedrigwasser ist das Transekt durch einen breiten Strandbereich charakterisiert. Das Ufer ist fast durchgängig mit einem Röhrichtgürtel aus Schilf bewachsen.



Uferbereich an Probenahmestelle 1a im Nordosten der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.65268° | O 14.41376° **Untersuchungsdatum:** 06.09.2024

Transektgröße: 12 m² **Wassertiefe:** 80 – 90 cm

Entfernung vom Ufer: ca. 35-40 m **Sichttiefe:** > 100 cm

Gewässersohle: stabiler Boden mit feinsandiger Auflage, stellenweise etwas Faulschlamm

Aquatische Vegetation: *Najas marina*, *Stuckenia pectinata*

Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	0	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	0	-
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	2	(außerhalb des Transekts)

Besiedlungsdichte:

U. pictorum = 0 Tier · m⁻² | *U. tumidus* = 0 Tiere · m⁻² | *A. anatina* = 0,17 Tiere · m⁻²

Begleitfauna: *Lymnea stagnalis*, *Physa acuta*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Radix auricularia*, *Corbicula fluminea* (zahlreich), *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Im Transekt wurden lediglich zwei lebende junge *A. anatina* aus dem Jahr 2023 nachgewiesen. Der Muschelbestand ist weiterhin als gering zu bezeichnen (2023 vier Individuen von zwei Arten), wobei das aktuelle Ergebnis sehr wahrscheinlich auch durch den hohen Wasserpegel zur Probenahme beeinflusst wurde. Um nach einem niedrigen Wasserstand wieder in den Uferbereich zu gelangen, müssen die Tiere weite Strecken auf dem allmählich ansteigenden Gewässerboden zurücklegen. Auf *C. fluminea* scheinen diese Veränderungen weniger Einfluss zu haben.

Transekt 1b

Die Probenahmestelle 1b befindet sich im Nordosten der Talsperre am Strand des Campingplatzes Bagenz. Bedingt durch die Lage am Campingplatz wird das Ufer stark von Badegästen frequentiert und ist mit einem Steg bebaut. Wie fast überall am Nordostufer ist auch hier eine sehr allmählich abfallende Gewässersohle mit geringer Wassertiefe charakteristisch. Um einen Gewässerbereich zu beproben, der ständig unter Wasser liegt, wurde daher ein weit vom Ufer entferntes Transekt ausgewählt. Hervorzuheben ist eine relativ gute Sicht beim Tauchgang.



Uferbereich an Probenahmestelle 1b im Nordosten der Talsperre.
(Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.64578° O 14.41065°		Untersuchungsdatum: 09.08.2024
Transektgröße: 8 m ²		Wassertiefe: 200 - 220 cm
Entfernung vom Ufer: ca. 80 m		Sichttiefe: > 100 cm
Gewässersohle: feinsandig bis sandig mit geringen Faulschlammanteilen, wenige Pflanzen		
Aquatische Vegetation: <i>Myriophyllum spicatum</i> , <i>Najas marina</i>		
Erfassungsmethode: Tauchkartierung, Gerätetauchgang mit Pressluft		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	1	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	4	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	2	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0,12 Tier · m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0,5 Tiere · m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0.25 Tiere · m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Im Transekt wurden alle drei Großmuschelarten in geringer Anzahl lebend nachgewiesen (leichter Rückgang gegenüber 2023). Die Exemplare von <i>U. pictorum</i> und <i>U. tumidus</i> wiesen ein Alter von 4 bzw. 5 Jahren auf. Eine Leerschale von <i>U. tumidus</i> wurde auf 8 Jahre geschätzt. Bei den beiden <i>A. anatina</i> wurden ebenfalls höhere Altersklassen von 7-8 bzw. 8-9 Jahren festgestellt. Es wurden insgesamt 185 lebende Exemplare von <i>C. fluminea</i> nachgewiesen.		

Transekt 2a

Die Probenahmestelle 2a befindet sich am Ostufer der Talsperre in einer weiten Bucht mit geringer Wassertiefe. Der breite Sandstrand wird nur bei sehr hohem Wasserpegel überflutet. Für die von 2019 bis 2022 praktizierte Tauchkartierung lagen hier äußerst schwierige Bedingungen vor, die insbesondere auf die extrem schlechte Sicht zurückzuführen waren. 2023 erfolgt die Probenahme in diesem Transekt mittels Dredge.



Uferbereich an Probenahmestelle 2a in einer Bucht am Ostufer der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.639014° O 14.401442°		Untersuchungsdatum: 19.09.2024
Transektgröße: 8 m ²		Wassertiefe: 350 cm
Entfernung vom Ufer: 35 m		Sichttiefe: 50 cm
Gewässersohle: schlammig und mit großen Mengen leerer Muschelschalen (vor allem <i>D. polymorpha</i>) und Pflanzenresten (<i>N. marina</i> , Zweige, Holzstückchen) bedeckt		
Aquatische Vegetation: <i>Najas marina</i>		
Erfassungsmethode: Bodendredge vom Boot gezogen		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	7	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	19	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	6	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0,88 Tiere · m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 2,38 Tiere · m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0,75 Tiere · m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Im Transekt wurden insgesamt 32 Großmuscheln nachgewiesen, was einem leichten Anstieg der Individuenzahlen gegenüber dem Vorjahr entspricht. Am häufigsten war <i>U. tumidus</i> mit 19 lebenden Exemplaren vertreten, darunter drei vierjährige und 16 zweijährige Tiere. Bei <i>U. pictorum</i> waren Exemplare aus den Jahren 2021 bis 2023 zu verzeichnen, darunter vier dreijährige Tiere. Die Altersstruktur bei <i>A. anatina</i> umfasste die Jahrgänge 2022 bis 2024. Neben zwei sehr jungen Individuen aus dem Jahr 2024 wurden vier ein- bzw. zweijährige Individuen festgestellt. <i>C. fluminea</i> war im Transekt mit 460 lebenden Exemplaren vertreten.		

Transekt 3

Die Probenahmestelle 3 befindet sich an der Nordseite der Halbinsel am „Weißen Berg“, nahe der Spitze der Halbinsel. Am Ufer wachsen neben Schilf auch Rohrkolben und Seggen. Charakterisiert ist das Transekt durch eine stabile, sandig-kiesige Gewässersohle und das zahlreiche Auftreten von Hydrophyten. Seit dem Beginn des Großmuschelmonitorings wird das Transekt durch Bekeschering beprobt.



Uferbereich an Probenahmestelle 3 am Ostufer der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.63083° | O 14.39370°

Untersuchungsdatum: 04.09.2024

Transektgröße: 12 m²

Wassertiefe: 70 – 110 cm

Entfernung vom Ufer: 8 – 12 m

Sichttiefe: 100 cm

Gewässersohle: sandig bis kiesig mit mäßigem Eisenhydroxid- und Faulschlammanteil, besonders im tieferen Bereich viele Pflanzenreste (*Phragmites australis*, *N. marina*)

Aquatische Vegetation: *Ceratophyllum* sp., *Najas marina*, *Potamogeton* sp.

Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschering

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	5	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	36	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	10	X

Besiedlungsdichte:

U. pictorum = 0,42 Tiere · m⁻² | *U. tumidus* = 3,0 Tiere · m⁻² | *A. anatina* = 0,83 Tiere · m⁻²

Begleitfauna: *Lymnea stagnalis*, *Physa acuta*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Stagnicola* sp., *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Als häufigste Großmuschelart wurde *U. tumidus* mit 36 lebenden Exemplaren festgestellt. Besonders stark waren die Alterskohorten von 5 bis 6 Jahren und aus dem Jahr 2023 vertreten, zwei Jungtiere stammten aus dem Jahr 2024. *U. pictorum* war mit ein- bis vierjährigen Individuen vertreten (siehe Tab. A5). Bei *A. anatina* wurden null- bis vierjährige Tiere (Tab. A5) nachgewiesen. Bei allen drei Arten konnte gegenüber 2023 eine höhere Individuenzahl nachgewiesen werden. Besonders deutlich war dies bei *U. tumidus* erkennbar (Tab. 10).

Transekt 6

Die Probenahmestelle 6 befindet sich im Südosten der Talsperre in einer weiträumigen Bucht. Aufgrund der geringen Wassertiefe der Bucht und umfangreicher Schlamm- und Eisenhydroxidablagerungen im südlichen Bereich, musste das Transekt ab 2019 weiter nach Norden verlagert werden. Auch hier führten die instabile schlammige Gewässersohle sowie die starke Ausbreitung von *N. marina* zu schwierigen Bedingungen beim Keschern. Aus diesem Grund wurde das Transekt seit 2023 mittels Dredge beprobt.



Uferbereich an Probenahmestelle 6 am Südostufer der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.62599° O 14.39943°	Untersuchungsdatum: 19.09.2024
Transektgröße: 10 m ²	Wassertiefe: 280 – 300 cm
Entfernung vom Ufer: 60 m	Sichttiefe: 50 cm

Gewässersohle: mit Faulschlamm bedeckt

Aquatische Vegetation: keine, am Ufer *Phragmites australis*

Erfassungsmethode: Bodendredge vom Boot gezogen

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	13	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	19	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	4	X

Besiedlungsdichte:

$U. pictorum = 1,3 \text{ Tiere} \cdot \text{m}^{-2}$ | $U. tumidus = 1,9 \text{ Tiere} \cdot \text{m}^{-2}$ | $A. anatina = 0,4 \text{ Tiere} \cdot \text{m}^{-2}$

Begleitfauna: *Radix auricularia*, *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Nachdem an dieser Stelle 2023 keine Teichmuscheln nachgewiesen wurden, erfolgten im aktuellen Untersuchungsjahr wieder Nachweise aller drei Großmuschelarten. Dazu kommt eine deutlich höhere Abundanz bei den Flussmuscheln (Tab. 10). Bei *U. pictorum* wurden überwiegend Tiere im Alter von 2 und 3 Jahren nachgewiesen, ein Tier war 4 Jahre alt, ein weiteres erst wenige Monate. Ein größeres Altersspektrum mit Exemplaren aus den Jahren 2018/19 bis 2024 wurde bei *U. tumidus* beobachtet. Bei *A. anatina* wurden außer einem Individuum aus dem Vorjahr sowie drei sechs- bis siebenjährige Tiere festgestellt. Die untersuchte Fläche war mit 8 m² deutlich größer als 2023.

Transekt 8

Die Probenahmestelle 8 befindet sich am südwestlichen Ufer der Talsperre Spremberg und stellt die südlichste Untersuchungsfläche dar. Die Ufer sind bewaldet (gewässernah mit Weiden und Espen), der Strand- und Flachwasserbereich ist bei Niedrigwasser mit Sumpf- bzw. Wasserpflanzen verschiedener Arten besiedelt. Die Gewässersohle war stark verschlammmt und instabil, wodurch die Probeahme erschwert wurde.



Uferbereich an Probenahmestelle 8 im Südwesten der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.62154° O 14.38913°		Untersuchungsdatum: 05.09.2024
Transektgröße: 12 m ²		Wassertiefe: 60 - 80 cm
Entfernung vom Ufer: 11 - 14 m		Sichttiefe: 40 cm
Gewässersohle: sandig mit höheren Anteilen von Eisenhydroxid- und Faulschlamm		
Aquatische Vegetation: <i>Najas marina</i> (wenig), <i>Potamogeton</i> sp.		
Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	2	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	9	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	17	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0,17 Tiere · m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0,75 Tiere · m ⁻² <i>A. anatina</i> = 1,42 Tiere · m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Bithynia tentaculata</i> , <i>Lymnea stagnalis</i> , <i>Physa acuta</i> , <i>Pisidium</i> sp., <i>Planorbarius corneus</i> (LG), <i>Planorbis planorbis</i> , <i>Potamopyrgus antipodarum</i> , <i>Radix</i> sp., <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Nachdem in diesem Transekt 2023 keine Flussmuscheln nachgewiesen wurden, konnten im aktuellen Untersuchungsjahr wieder zwei Individuen von <i>U. pictorum</i> und neun von <i>U. tumidus</i> (Tab. A5) beobachtet werden. Besonders hervorzuheben ist hierbei das höhere Alter von zwei Exemplaren der Art <i>U. tumidus</i> . Die Altersstruktur von <i>A. anatina</i> umfasst die Jahrgänge 2021 bis 2024 (Tab. A5). Die Anzahl der Individuen war insgesamt deutlich höher als im Vorjahr, was vor allem für <i>A. anatina</i> und <i>U. tumidus</i> zutrifft (Tab. 8 und 10).		

Transekt 9

Die Probenahmestelle 9 befindet sich im Südwesten der Talsperre. Der Uferbereich ist über einen Waldweg von der B97 aus zu erreichen und dient als vielbesuchte Angelstelle. Der Flachwasserbereich ist nur schmal und die Wassertiefe nimmt schnell zu. Die Gewässersohle ist schlammig und stellenweise nicht trittfest. Im aktuellen Untersuchungsjahr lag der Strandbereich unter Wasser, weshalb die Beprobung mittels Dredge erfolgte.



Uferbereich an Probenahmestelle 9 im Westen der Talsperre.
(Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.62687° O 14.38641°	Untersuchungsdatum: 19.09.2024	
Transektgröße: 8 m ²	Wassertiefe: 310 cm	
Entfernung vom Ufer: 30 – 35 m	Sichttiefe: 50 cm	
Gewässersohle: mit Faulschlamm bedeckt		
Aquatische Vegetation: <i>Ceratophyllum demersum</i> , <i>Ceratophyllum</i> sp., <i>Elodea nuttallii</i> , <i>Najas marina</i> , <i>Potamogeton</i> sp.		
Erfassungsmethode: Bodendredge vom Boot gezogen		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	2	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	2	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	1	X
<i>Anodonta cygnea</i> (Linnaeus 1758)	0	einzelne Schalenklappen
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0,25 Tiere · m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0,25 Tiere · m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0,125 Tiere · m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Radix auricularia</i> (LG), <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Alle drei Großmuschelarten wurden in sehr geringer Abundanz lebend im Transekt nachgewiesen. <i>U. pictorum</i> war mit zwei Individuen im Alter von 3 bzw. 4 bis 5 Jahren vertreten, <i>U. tumidus</i> mit zwei Individuen im Alter von 3 Jahren bzw. wenigen Monaten (Tab. A5). Das einzige Exemplar von <i>A. anatina</i> war 3 Jahre alt. Die Anzahl der Muscheln ist bei allen drei Arten gegenüber dem Vorjahr rückläufig, besonders deutlich ist das bei <i>A. anatina</i> der Fall (Tab. 8).		

Transekt 10

Die Probenahmestelle 10 befindet sich am Westufer der Talsperre und ist gut über den Anfahrtsweg zum Hotel „Waldhütte“ zu erreichen. Aufgrund der vorhandenen Infrastruktur ist der Strandbereich durch Touristen und Angler besonders stark frequentiert. Das Transekt wird wegen seines flach abfallenden Ufers besonders von den starken Schwankungen des Wasserstandes beeinflusst. Bei Niedrigwasser bildet sich ein breiter Sandstrand aus. Im aktuellen Untersuchungsjahr lag der Strandbereich vollständig unter Wasser, weshalb das Transekt mittels Dredge beprobt wurde. Der Gewässergrund variiert von sandig-kiesig bis schlammig.



Uferbereich an Probenahmestelle 10 am Westufer der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.64505° | O 14.38522°

Untersuchungsdatum: 20.09.2023

Transektgröße: 8 m²

Wassertiefe: 350 cm

Entfernung vom Ufer: 30 m

Sichttiefe: 100 cm

Gewässersohle: sandig bis schlammig mit starkem Bewuchs von *N. marina*

Aquatische Vegetation: *Najas marina*

Erfassungsmethode: Bodendredge vom Boot gezogen

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	2	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	10	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	2	X

Besiedlungsdichte:

U. pictorum = 0,25 Tiere · m⁻² | *U. tumidus* = 1,25 Tiere · m⁻² | *A. anatina* = 0,25 Tiere · m⁻²

Begleitfauna: *Physa acuta*, *Radix auricularia*, *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Im Gegensatz zum Vorjahr, in dem nur *A. anatina* nachgewiesen wurde, wurden 2024 alle drei Großmuschelarten nachgewiesen. *U. pictorum* wurde durch zwei Individuen im Alter von 4 bzw. 2 bis 3 Jahren nachgewiesen. Bei *U. tumidus* traten Tiere aus den Jahrgängen 2020 und 2022-2024 auf (Tab. A5). Die beiden Individuen von *A. anatina* waren sehr junge Tiere aus dem Jahr 2024. Damit fehlten in diesem Transekt wiederum ältere Tiere dieser Art.

Transekt 11a

Die Probenahmestelle 11 liegt am Nordwestufer der Talsperre im Bereich des Badestrandes „Nordstrand Talsperre Spremberg“. Die Gewässersohle ist überwiegend sandig bis kiesig mit dünner Detritusauflage, ab etwa 4 m Wassertiefe wurde vermehrt Faulschlamm beobachtet.



Uferbereich an Probenahmestelle 11 (links 11a, rechts 11b) am Nordwestufer der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.65247° | O 14.38513°

Untersuchungsdatum: 09.08.2024

Transektgröße: 8 m²

Wassertiefe: 400 – 450 cm

Entfernung vom Ufer: etwa 40 m

Sichttiefe: > 50 cm

Gewässersohle: feinsandig und mit einer geringen Schlamm- bzw. Detritusauflage bedeckt

Aquatische Vegetation: keine aquatische Vegetation im Transekt, im Flachwasserbereich *N. marina* und überflutete Binsen

Erfassungsmethode: Tauchkartierung, Gerätetauchgang mit Pressluft

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	4	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	25	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	6	X

Besiedlungsdichte:

U. pictorum = 0,5 Tiere · m⁻² | *U. tumidus* = 3,12 Tiere · m⁻² | *A. anatina* = 0,75 Tiere · m⁻²

Begleitfauna: *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Im Transekt wurden alle drei Großmuschelarten nachgewiesen. Die Anzahl der Individuen war insgesamt höher als im Vorjahr, ein besonders starker Anstieg liegt bei *U. tumidus* vor (Tab. 10). *U. pictorum* war mit vier Individuen im Alter von 3 bis 5 Jahren vertreten. Die Altersstruktur von *U. tumidus* umfasste die Jahrgänge 2018 bis 2022 (Tab. A5). Bei *A. anatina* wurden ausschließlich ältere Tiere zwischen 5 und 8 Jahren festgestellt (Tab. A5).

Transekt 11b

Die Probenahmestelle 11 liegt am Nordwestufer der Talsperre im Bereich des Badestrandes „Nordstrand Talsperre Spremberg“. Die Gewässersohle ist überwiegend sandig bis kiesig mit dünner Detritusauflage, a b etwa 4 m Wassertiefe wurde vermehrt Faulschlamm beobachtet.



Uferbereich an Probenahmestelle 11 (links 11a, rechts 11b) am Nordwestufer der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.65260° O 14.38546°	Untersuchungsdatum: 09.08.2024	
Transektgröße: 8 m ²	Wassertiefe: 400 – 450 cm	
Entfernung vom Ufer: etwa 35 m	Sichttiefe: > 50 cm	
Gewässersohle: feinsandig und mit einer geringen Schlamm- bzw. Detritusauflage bedeckt		
Aquatische Vegetation: keine aquatische Vegetation im Transekt, im Flachwasserbereich <i>N. marina</i> und überflutete Binsen		
Erfassungsmethode: Tauchkartierung, Gerätetauchgang mit Pressluft		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	2	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	14	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	6	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0,0,25 Tiere · m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 1,75 Tiere · m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0,75 Tiere · m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Alle drei Großmuschelarten wurden lebend nachgewiesen. Im Gegensatz zum Transekt 11a wurde 2024 bei allen eine geringere Individuendichte festgestellt, was insbesondere für <i>U. tumidus</i> zutrifft. Das Alter der beiden <i>U. pictorum</i> betrug 3-4 bzw. 4-5 Jahre. Die Altersstruktur von <i>U. tumidus</i> war verhältnismäßig homogen und umfasste die Jahrgänge 2019 bis 2021 (Tab. A5). Ältere bzw. sehr junge Muscheln fehlten. Bei <i>A. anatina</i> traten vier- bis siebenjährige Tiere auf (Tab. A5).		

Transekte 12

Die Probenahmestellen 12 und 13 befinden sich im Nordwesten der Talsperre. Sie stellen die am nächsten an der Staumauer und dem Spree-Abfluss gelegenen Probenahmestellen dar. Am Ufer erhebt sich hinter einem schmalen Streifen aus Weidengebüsch ein Steilhang von etwa 10 m Höhe. Zur Probenahme war die Ufervegetation durch bei hohem Wasserstand überspült.



Uferbereich an Probenahmestelle 12 und 13 im Nordwesten der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.65676° O 14.38352°		Untersuchungsdatum: 19.09.2024
Transektgröße: 8 m ²		Wassertiefe: 660 cm
Entfernung vom Ufer: 30 m		Sichttiefe: 180 cm
Gewässersohle: feinsandiges Substrat mit geringen Anteilen von Faulschlamm		
Aquatische Vegetation: keine aquatische Vegetation		
Erfassungsmethode: Bodendredge vom Boot gezogen		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	12	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	38	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	3	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 1,5 Tiere · m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 4,75 Tiere · m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0,375 Tiere · m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Alle drei Großmuschelarten wurden lebend nachgewiesen. Die Anzahl der Individuen war bei allen drei Arten, insbesondere jedoch bei <i>U. tumidus</i> , höher als 2023 (Tab. 10). <i>U. pictorum</i> war lediglich mit ein- bis zweijährigen Individuen vertreten. Bei <i>U. tumidus</i> lag eine Altersstruktur von Tieren aus den Jahren 2019 bis 2023 vor (Tab. A5). Ein Individuum von <i>A. anatina</i> war 4 Jahre, die anderen beiden erst wenige Monate alt.		

Transekt 13

Die Probenahmestellen 12 und 13 befinden sich im Nordwesten der Talsperre. Sie stellen die am nächsten an der Staumauer und dem Spree-Abfluss gelegenen Probenahmestellen dar. Am Ufer erhebt sich hinter einem schmalen Streifen aus Weidengebüsch ein Steilhang von etwa 10 m Höhe. Zur Probenahme war die Ufervegetation durch bei hohem Wasserstand überspült.



Uferbereich an Probenahmestelle 12 und 13 im Nordwesten der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.65664° O 14.38398°	Untersuchungsdatum: 20.09.2024	
Transektgröße: 8 m ²	Wassertiefe: 700 cm	
Entfernung vom Ufer: 60 m	Sichttiefe: 150 cm	
Gewässersohle: mit ausgeprägter Schlammschicht bedeckt		
Aquatische Vegetation: keine aquatische Vegetation		
Erfassungsmethode: Bodendredge vom Boot gezogen		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	2	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	11	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	0	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0,25 Tiere · m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 1,375 Tiere · m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0 Tiere · m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Wie auch bereits im Vorjahr erfolgten keine Lebendnachweise von <i>A. anatina</i> . <i>U. pictorum</i> war lediglich mit zwei Individuen im Alter von 2 Jahren vertreten. Die elf lebenden Exemplare von <i>U. tumidus</i> konnten den Jahrgängen 2019 bis 2024 zugeordnet werden (Tab. A5).		

5.3 Häufigkeit, Altersstruktur, Besiedlungsdichte, Gefährdung und Begleitfauna

Häufigkeit

Insgesamt wurde in der Talsperre Spremberg 2024 eine Fläche von 110 m², aufgeteilt auf 12 Transekte zwischen 8 und 12 m², auf das Vorkommen von Großmuscheln untersucht. Dabei wurden 52 *U. pictorum*, 187 *U. tumidus* und 59 *A. anatina* in den Altersklassen von null bis acht bzw. neun Jahren nachgewiesen.

Der prozentuale Anteil an der Gesamtzahl aller Großmuscheln (n = 298) liegt folglich bei 20 % für *A. anatina*, 17 % für *U. pictorum* und 63 % für *U. tumidus* (Tab. 8 - 10). In den Jahren 2021, 2022 und 2023 setzte sich die Großmuschelgemeinschaft aus den drei Arten zu jeweils 7 %, 19 % und 74 % bzw. 13 %, 36 % und 51 % bzw. 13 %, 54 % und 33 % zusammen. In den Jahren 2021 und 2022 war *A. anatina* die am häufigsten nachgewiesene Großmuschelart. Im Jahr 2023 und im aktuellen Monitoring stellte *U. tumidus* die dominanten Anteile unter den nachgewiesenen Großmuscheln. Dagegen blieb der Anteil von *U. pictorum* in den vergangenen Jahren relativ konstant.

Besiedlungsdichte

Über alle beprobten Transekte wurden im Monitoring 2024 durchschnittliche Besiedlungsdichten von 0,5 Muscheln · m⁻² für *U. pictorum*; 1,7 Muscheln · m⁻² für *U. tumidus* sowie 0,5 Muscheln · m⁻² für *A. anatina* ermittelt (Tab. 8, 9 und 10). Aus den Daten der vergangenen Monitoringjahre wurde für jede der drei Großmuschelarten die Entwicklung der Besiedlungsdichte dargestellt (Abb. 20). Bei der Bewertung der dargestellten Daten ist zu berücksichtigen, dass den Daten unterschiedliche Probennehmer bzw. -bearbeiter (2015 – 2017 sowie 2019 – 2024), Erfassungsmethoden (Tauchkartierung, Abharken der Gewässersohle, Bodendredge) sowie zum Teil zwischen den Jahren stark variierende Umweltbedingungen (Wasserstand, Wassertemperatur, Sichttiefe) zugrunde liegen.

Für alle drei Arten wird über den Monitoringzeitraum eine hohe Varianz zwischen den Transekten sowie zwischen den Jahren deutlich (Abb. 20). Seit Beginn des Monitorings variierte die Besiedlungsdichte *A. anatina* zwischen 0,6 (2021) und 7,1 (2015) Individuen · m⁻² (Tab. 8), von *U. pictorum* zwischen Werten von 0,1 (2021) und 3,4 (2016) Individuen · m⁻² (Tab. 9) und von *U. tumidus* zwischen 0,2 (2021) bis 4,1 (2020) Individuen · m⁻² (Tab. 10).

Für *U. tumidus* wurden in den Jahren 2020 (4,1 Muscheln · m⁻²), 2023 (1,5 Muscheln · m⁻²) und 2024 (1,7 Muscheln · m⁻²) im Rahmen des Monitorings die höchsten Besiedlungsdichten festgestellt. Für die Arten *U. pictorum* und *A. anatina* lagen die ermittelten Bestandsdichten in den untersuchten Transekten der vergangenen fünf bzw. sechs Jahre im Mittel unten denen der Vorjahre (2015 – 2017) (Tab. 8 und 9). In der Gegenüberstellung der Ergebnisse der vergangenen Monitoringjahre wird deutlich, dass die Werte auf einem vergleichbaren niedrigen Niveau zwischen 0,1 und 1,5 Muscheln · m⁻² für *U. pictorum* bzw. 0,5 und 1,8 Muscheln · m⁻² für *A. anatina* lagen (Tab. 8 und 9).

Über den gesamten Monitoringzeitraum betrachtet wäre festzustellen, dass für die Bestände von *U. pictorum* und *A. anatina* über den gesamten Monitoringzeitraum eine rückläufige Entwicklung beobachtet werden muss (Abb. 20). Aufgrund eines Wechsels des Bearbeiters sind die Daten nicht über den gesamten Zeitraum untereinander vergleichbar. Bei ausschließlicher Betrachtung der Daten aus den Monitoringjahren ab 2019, wird für die beiden Arten, in Abhängigkeit von der Erfassungsmethode, eine rückläufige bzw. konstant niedrige Besiedlungsdichte deutlich (Abb. 20).

Für *U. tumidus* kann, unabhängig von der Erfassungsmethode, eine tendenzielle Zunahme der Besiedlungsdichte beobachtet werden. Unterschiede zwischen den Monitoringjahren 2015 – 2017 und 2019 – 2024 werden nicht deutlich. Abschließend ist darzustellen, dass bei der Betrachtung der vergleichbaren Monitoringjahre, das heißt ab 2019 bis 2024, für *A. anatina* und *U. pictorum* konstant niedrige und für *U. tumidus* eine leicht steigende Besiedlungsdichte in der Talsperre Spremberg beobachtet wurde (Abb. 20).

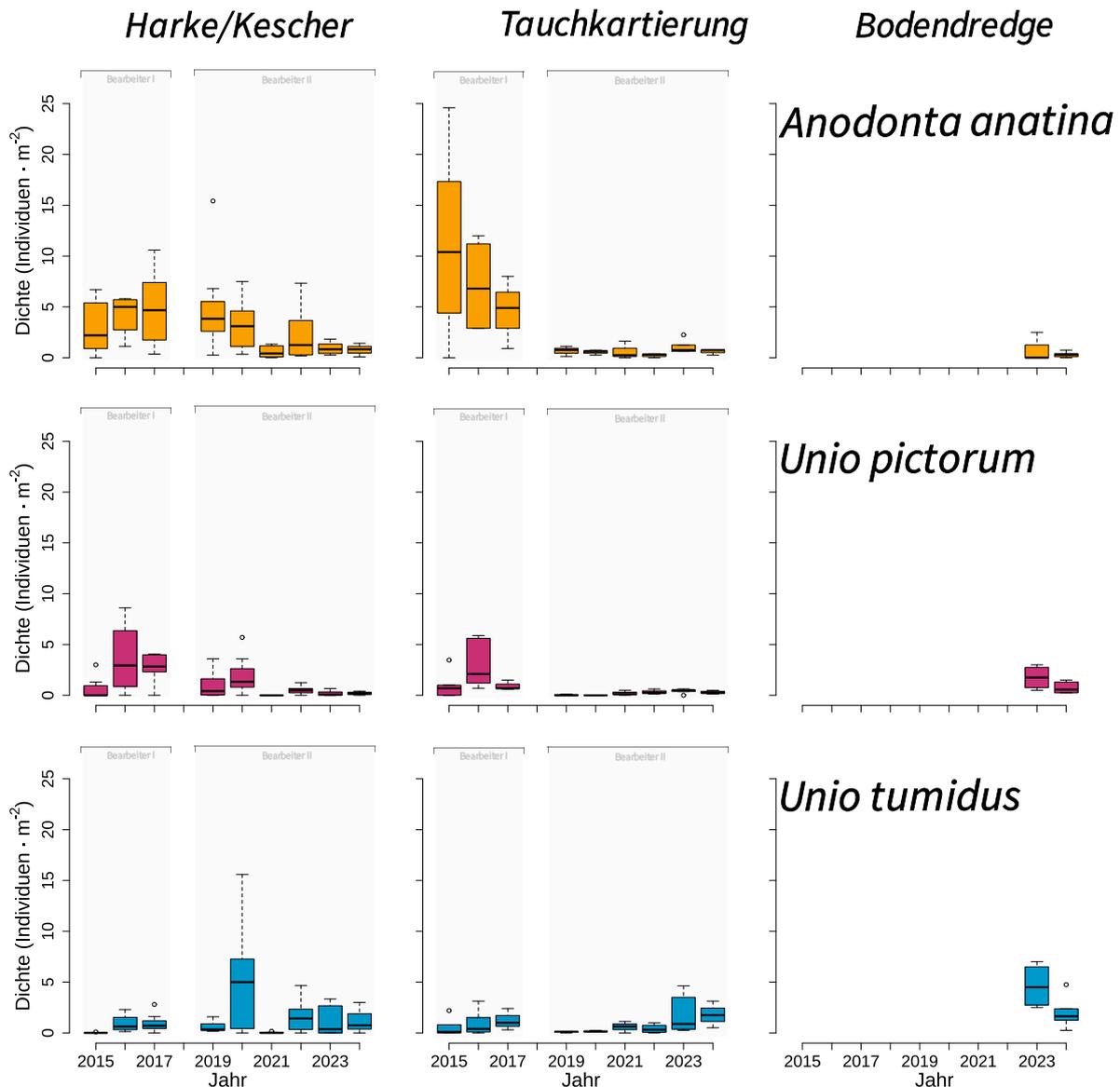


Abb. 20: Besiedlungsdichten der drei nachgewiesenen einheimischen Großmuscheln (Individuen · m⁻²) nach Erhebungsmethode (Harke/Bekeschern, Tauchkartierung und Bodendredge) in der Talsperre Spremberg. Die dargestellten Werte wurden zum Teil mit unterschiedlicher Methodik sowie unter unterschiedlichen Umweltbedingungen in den Jahren 2015 bis 2017 sowie 2019 bis 2024 erhoben. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. Bei der Interpretation der Daten ist der Wechsel des Probennehmers bzw. -bearbeiters zum Monitoring der Großmuscheln ab 2019 zu berücksichtigen.

Im Rahmen des im Jahr 2015 begonnen Monitorings blieben die ermittelten Besiedlungsdichten trotz großer Unterschiede in der Besiedlungsdichte zwischen den Jahren, den Erfassungsmethoden und Probenehmern bzw. -bearbeitern weit hinter den in der Literatur genannten möglichen Individuendichten von 40 bis 50 Muscheln \cdot m² zurück. Dies deutet auf Defizite hinsichtlich der Umweltbedingungen sowie des Lebensraumes gegenüber den Bedürfnissen der Muscheln hin. Ob die beobachtete Entwicklung der Großmuschelbestände auf den Einsatz des Flockungshilfsmittels zurückzuführen ist, kann mit den verfügbaren Daten nicht abschließend bewertet werden. Für eine sichere Einschätzung möglicher Auswirkungen der Flockungshilfsmittel auf die Großmuschelzönose sind Informationen zur Großmuschelzönose der Talsperre aus den Jahren vor Beginn der Wasserkonditionierung oder aber Daten aus Vergleichsgewässern in denen keine Konditionierung des Wassers erfolgt notwendig. Ungünstiger Weise sind weder Daten aus Vergleichsgewässern noch Vergleichsdaten aus der Talsperre verfügbar. Mögliche plausible Ursachen für Einschränkungen der Entwicklung der Muschelbestände werden in den folgenden Kapiteln erläutert.

Tab. 8. Erfassungsergebnisse für *Anodonta anatina* in der Talsperre Spremberg 2015 bis 2017 und 2019 bis 2024. Grau unterlegte Transekte wurden 2024 nicht beprobt.

Transekt Nr.	2015	2016	2017	2019	2020	2021	2022	2023	2024
T 1a	0		21	3	17	5	15	3	2
T 1b								5	2
T 2a	260	112	159	1	5	2	3	5	6
T2b							0	6	
T 3	11	58	83	185	90	15	67		10
T 4a	67	45	52	68	10	16	88	11	
T 4b								7	
T 5	104	42							
T 6	25	35	7	42	4	1	4	0	4
T 7a	0								
T 7b	0								
T 8	58	26	39	17	31	0	2	5	17
T 9	0	29	105	51	52	13	21	16	1
T 10	9	9	21	46	48	1	3	6	2
T 11a	0							5	6
T 11b								18	6
T 11c								10	
T 12	246	96	64	9	6	13	2	0	3
T 13	22	16	9	6	2	0	3	0	0
T 14			49						
Σ Individuen	802	468	609	428	265	66	208	97	59
Fläche (m²)	113	87	138	104	104	108	116	108	110
Ind.m⁻²	7,1	5,4	4,4	4,1	2,5	0,6	1,8	0,9	0,5

Tab. 9. Erfassungsergebnisse für *Unio pictorum* in der Talsperre Spremberg 2015 bis 2017 und 2019 bis 2024. Grau unterlegte Transekte wurden 2024 nicht beprobt.

Transekt Nr.	2015	2016	2017	2019	2020	2021	2022	2023	2024
T 1a	0		59	0	12	0	6	0	0
T 1b								3	1
T 2a	52	56	61	0	0	4	2	5	7
T2b							5	4	
T 3	0	86	81	1	20	0	10		5
T 4a	30	33	28	36	0	0	5	4	
T 4b								1	
T 5	7	11							
T 6	0	0	0	5	16	1	6	6	13
T 7a	0								
T 7b	0								
T 8	13	19	14	5	6	0	0	0	2
T 9	0	23	43	33	57	0	15	4	2
T 10	3	14	21	0	43	0	1	0	2
T 11a	0							0	4
T 11b								5	2
T 11c								4	
T 12	10	47	12	0	0	1	2	2	12
T 13	0	6	7	1	1	0	3	1	2
T 14			24						
Σ Individuen	115	295	350	81	155	6	55	39	52
Fläche (m²)	113	87	138	104	104	108	116	108	110
Ind.m⁻²	1,0	3,4	2,5	0,8	1,5	0,1	0,5	0,4	0,5

Tab. 10. Erfassungsergebnisse für *Unio tumidus* in der Talsperre Spremberg 2015 bis 2017 und 2019 bis 2024. Grau unterlegte Transekte wurden 2024 nicht beprobt.

Transekt Nr.	2015	2016	2017	2019	2020	2021	2022	2023	2024
T 1a	0		12	2	60	0	34	1	0
T 1b								3	4
T 2a	12	15	42	0	1	5	1	14	19
T2b							4	7	
T 3	0	23	16	3	100	2	56		36
T 4a	1	6	6	12	0	0	22	16	
T 4b								20	
T 5	1	2							
T 6	0	1	0	4	9	0	6	5	19
T 7a	0								
T 7b	0								
T 8	0	6	8	2	1	0	0	0	9
T 9	0	0	7	7	62	1	17	8	2
T 10	0	4	4	19	187	0	2	0	10
T 11a	0							2	25
T 11b								37	14
T 11c								28	
T 12	22	25	8	1	2	9	8	12	38
T 13	0	1	3	1	1	0	0	6	11
T 14			3						
Σ Individuen	36	83	109	51	423	17	150	159	187
Fläche (m²)	113	87	138	104	104	108	116	108	110
Ind.m⁻²	0,3	1,0	0,8	0,5	4,1	0,2	1,3	1,5	1,7

Tab. 11. Besiedlungsdichten der Großmuscheln in der Talsperre Spremberg 2015 bis 2017 und 2019 bis 2024. Grau unterlegte Transekte wurden 2024 nicht beprobt.

Transekt Nr.	2015	2016	2017	2019	2020	2021	2022	2023	2024
T 1a	0,0		0,7	0,1	0,9	0,1	0,5	< 0,1	< 0,1
T 1b								0,1	0,1
T 2a	2,9	2,1	1,9	< 0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,3
T2b							0,1	0,2	
T 3	0,1	1,9	1,3	1,8	2,0	0,2	1,2		0,5
T 4a	0,9	1,0	0,6	1,1	0,1	0,2	1,0	0,3	
T 4b								0,3	
T 5	1,0	0,6							
T 6	0,2	0,4	0,1	0,5	0,3	< 0,1	0,1	0,1	0,3
T 7a	0,00								
T 7b	0,00								
T 8	0,6	0,6	0,4	0,2	0,4		< 0,1	0,1	0,3
T 9		0,6	1,1	0,9	1,6	0,1	0,5	0,3	0,1
T 10	0,1	0,3	0,3	0,6	2,7	< 0,1	0,1	0,1	0,1
T 11a	0,0							0,1	0,3
T 11b								0,6	0,2
T 11c								0,4	
T 12	2,5	1,9	0,6	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,5
T 13	0,2	0,3	0,1	0,1	< 0,1	0,0	0,1	0,1	0,1
T 14			0,6						
Ø Ind.m⁻²	0,7	1,0	0,7	0,5	0,8	0,1	0,3	0,2	0,2

Altersstruktur

Die Altersstruktur aller drei Großmuschelarten in der Talsperre umfasste verschiedene Jahrgänge, auch sehr junge Tiere aus dem laufenden Untersuchungsjahr wurden nachgewiesen (Abb. 21, Tab. A5). Es kann davon ausgegangen werden, dass der Großmuschelbestand nach dem sanierungsbedingten Ablass der Talsperre 2014 weitgehend zusammengebrochen war. Aus den überlebenden Muscheln begann sich seit 2015 ein Großmuschelbestand zu entwickeln.

Zunehmend werden bei allen drei Arten auch ältere Exemplare nachgewiesen. Im aktuellen Monitoring konnten *A. anatina* mit einem Alter von bis zu acht bzw. neun Jahren nachgewiesen werden. Von *U. tumidus* und *U. pictorum* wurden Individuen im Alter von null bis sechs bzw. ein bis fünf festgestellt. Somit konnten für die beiden Flussmuschelarten Individuen nachgewiesen werden, die ein Alter innerhalb der normalen Lebenserwartung von 5 bis 15 Jahren (Lopes-Lima et al. 2017) erreichten. Es bleibt abzuwarten, ob auch *A. anatina* die untere Grenze ihrer Lebenserwartung von 10 Jahren (Lopes-Lima et al. 2017) erreichen wird.

Wie bereits in vorherigen Monitoringberichten dargestellt (vgl. Hühn et al. 2019, 2020), erreichen relativ viele Muscheln die Lebenserwartung nicht, jedoch zeigten die Ergebnisse der jüngsten Erhebungen, dass ein Teil des Bestandes in der Lage ist, das Alterspotenzial auszuschöpfen.

Eine grundlegende Bedingung für das Fortbestehen der Populationen stellt eine regelmäßige und erfolgreiche natürliche Reproduktion dar. Diese konnte im aktuellen Monitoring erneut für alle drei Großmuschelarten bestätigt werden. Für *A. anatina* ist anzumerken, dass sehr junge Individuen aus den Jahren 2023 und 2024 zahlenmäßig nur in geringem Umfang vertreten waren.

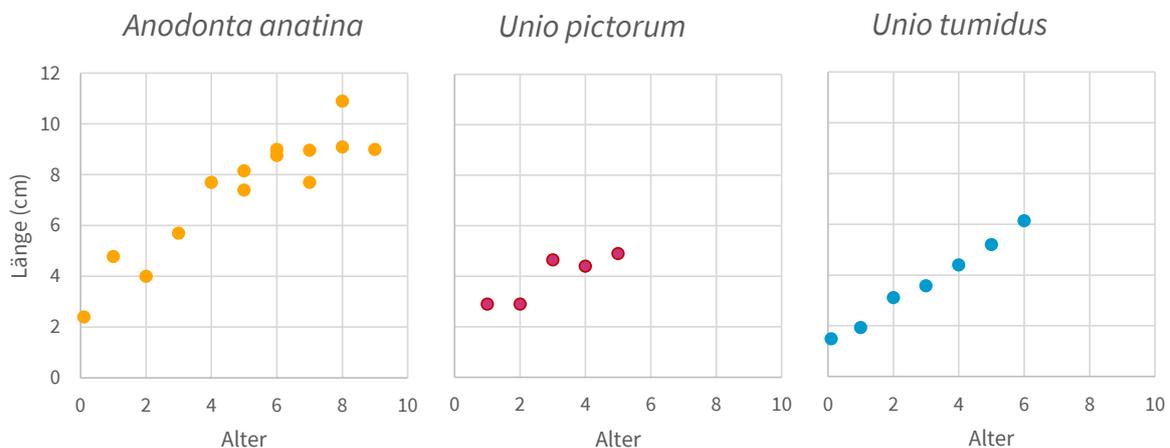


Abb.21. Alters-Längen-Beziehung der drei nachgewiesenen Großmuschelarten in der Talsperre Spremberg 2024. Datengrundlage bilden Alterseinschätzungen im Freiland.

Gefährdungsursachen

Global wird ein Rückgang der Süßwassermuscheln (Bivalvia, Unionida) dokumentiert (Böhm et al. 2021, Aldridge et al. 2023). Als die Hauptfaktoren für diese Feststellungen werden der Verlust von

Lebensräumen, Verschmutzung, invasive nichtheimische Arten und die Auswirkungen des Klimawandels aufgeführt (zusammengefasst in Aldrige et al. 2023).

Aus den jüngsten Großmuschelerhebungen in der Talsperre Spremberg ist abzuleiten, dass die Bestände sich aus mehreren Altersklassen einschließlich Jungmuscheln zusammensetzen, aber sich die Besiedlungsdichte mit Großmuscheln auf einem niedrigen Niveau befindet. Für die beschriebene Bestandssituation der Großmuscheln in der Talsperre Spremberg müssen vielfältige Faktoren in Betracht gezogen werden. Als die wesentlichen sind sehr wahrscheinlich die stark schwankenden Wasserstände und hohe Wassertemperaturen (vgl. Hühn et al. 2022) in den Sommermonaten der vergangenen Jahre zu nennen (siehe Abb. 6, Kapitel 3.2). Besonders in den Jahren 2018 bis 2020 und 2022 wurden sehr niedrige Wasserstände in der Talsperre beobachtet. Durch diese niedrigen Wasserstände fielen weite Bereiche der Talsperre trocken und gingen temporär als Lebensraum für die Muscheln verloren. Gołąb et al. (2010) beschreiben aus einer polnischen Talsperre, dass die Staureglung bzw. die Wasserabgabe zu massiven Verlusten der Muschelpopulationen führte. Hauptursache für die hohen Verluste waren die flachen Ufer der Talsperre. Das geringe Gefälle der Ufer erlaubt es den Muscheln nicht das Gefälle zu erkennen und sich bei sinkenden Wasserständen in tiefere Bereiche zurückzuziehen.

In Untersuchungen zum Wanderverhalten der hier betrachteten Großmuschelarten in der Müggelspree wurde während der Vegetationsperiode durch diese eine mittlere Strecke von 11 ± 15 cm pro Woche zurückgelegt (Schwalb & Pusch 2007). Beim Absenken des Wasserstandes in der Talsperre Spremberg verbleibt den Muscheln selten ausreichend Zeit, um sich von den ausgedehnten Flachwasserbereichen in tiefere Gewässerbereiche zurückziehen zu können. Gerade die juvenilen Individuen besiedeln bevorzugt die flachen nicht schlammigen Gewässerbereiche. In der Folge verenden die Tiere beim Trockenfallen, ohne sich reproduziert und somit zum Bestandserhalt beigetragen zu haben.

Auch anionische Polyacrylamide können zu einer gesteigerten Mortalität von Muscheln beitragen. Jedoch ist aufgrund wissenschaftlicher Erkenntnisse (Buczek et al. 2017) davon auszugehen, dass die in der Vorsperre eingebrachte Konzentration von $0,17 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ (Mittelwert 2023, Uhlmann et al. 2024) nicht zu einer Steigerung der Sterblichkeit der Muscheln führt. Für verschiedene Süßwassermuscheln aus der Ordnung der Unionida zeigten Buczek et al. (2017), dass die letalen Konzentrationen (LC_{50} = Konzentration einer Substanz, die voraussichtlich bei 50 % der exponierten Tiere zum Tode führt) verschiedener anionischer Polyacrylamide für Glochidien und Jungmuscheln zwischen 127 und $> 1000 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ lagen. Da die in die Vorsperre eingebrachte Konzentration des FHM weit unterhalb der von Buczek et al. (2017) angegebenen letalen Konzentrationen liegt und die FHM in der Vorsperre sedimentieren, ist nicht davon auszugehen, dass die beobachteten geringen Besiedlungsdichten in der Hauptsperre auf den Einsatz des FHM zurückgeführt werden können.

Neben den dargestellten abiotischen Faktoren können ebenfalls biotische Faktoren die Großmuschelgemeinschaft beeinflussen. So wird die Konkurrenz der heimischen Arten mit invasiven gebietsfremden Arten um Nahrungsquellen und Lebensraum als wesentlicher Faktor für den Rückgang heimischer Muschelarten verantwortlich gemacht (z. B. Modesto et al. 2021).

Eine Ursache für den Rückgang der Großmuscheln könnte in der Besiedlung der Großmuscheln mit *D. polymorpha* liegen (vgl. Sousa et al. 2011, Müller et al. 2021). Bereits im Alter von ein bis zwei

Jahren waren die Tiere in der Talsperre Spremberg mit mehreren Individuen von *D. polymorpha* bedeckt, deren Anzahl und Größe im Laufe der Jahre zunimmt (Abb. 22). Der lebende Bewuchs dürfte eine ernsthafte Nahrungskonkurrenz darstellen, möglicherweise gelangt auch weniger Sauerstoff in die Einströmöffnungen der Großmuscheln.



Abb. 22: Beispiel für junge *A. anatina* bereits mit *D. polymorpha* (dunkle Schalen) bewachsen (Transekt 8, 2024) (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

Neben *D. polymorpha* wurde auch für *C. fluminea* in der Talsperre Spremberg eine stetig zunehmende Besiedlungsdichte beobachtet (Abb. 23), die sich durch Raum- und Nahrungskonkurrenz negativ auf die Bestände der Großmuscheln auswirkt (z. B. Ferreira-Rodríguez et al. 2018, Haag et al. 2021, Modesto et al. 2021). Ferreira-Rodríguez et al. 2018 stellten fest, dass hohe *C. fluminea*-Dichten bei Großmuscheln zu einem geringeren Wachstum, einer schlechteren physiologischen Kondition und einer höheren Bewegungsaktivität führten. Es ist anzunehmen, dass diese Beobachtungen auch für die Großmuscheln in der Talsperre zutreffen. Darüber hinaus untersuchten Haag et al. (2021) den Einfluss von Wassertemperatur, Wasserchemie und Häufigkeit des Auftretens von *C. fluminea* auf das Überleben und das Wachstum juveniler Muscheln von vier Arten aus der Familie Unionidae in einem Flusssystem in Kentucky, USA. Bei den Untersuchungen ergaben sich negative Auswirkungen auf das Wachstum der Jungmuscheln bei höheren Abundanz der Körbchenmuschel, während sich keine negativen Auswirkungen durch die vom Bergbau beeinflusste Wasserchemie feststellen ließen. Nach Auffassung der Autoren weisen die Ergebnisse der Studie darauf hin, dass der Einfluss der invasiven Körbchenmuschel bisher unterschätzt wurde, während dieser für *D. polymorpha* bereits hinreichend belegt ist. Speziell im Untersuchungsgebiet in Kentucky wurde der Rückgang einheimischer Süßwassermuscheln bis dahin lediglich mit dem Kohlebergbau in Verbindung gebracht. Die Studie weist daher eine gewisse Relevanz zum Flusssystem der Spree mit der Talsperre Spremberg auf, da auch dieses stark vom Braunkohlebergbau beeinflusst wird und eine Einwanderung von *C. fluminea* in die Talsperre erfolgte.



Abb. 23: *Corbicula fluminea* war mit 185 Exemplaren im Transekt 1b vertreten. (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

Begleitfauna

Neben den drei heimischen Großmuschelarten wurden in der Talsperre Spremberg noch einige weitere Süßwassermollusken nachgewiesen. Im Rahmen der Untersuchungen 2024 wurden die in Tabelle 12 aufgeführten Arten festgestellt. Außerdem wurden Leergehäuse von *P. corneus* und *A. cygnea* gefunden. Für die Grobgerippte Körbchenmuschel ist erwartungsgemäß eine Etablierung sowie eine deutliche Bestandszunahme im Gewässer festzustellen.

Tab. 12: Begleitfauna (Mollusca) der drei Großmuschelarten in der Talsperre Spremberg (alphabetisch geordnet).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name
Gastropoda (Schnecken)	
<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus 1758)	Gemeine Schnauzenschnecke
<i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus 1758)	Spitzhorn-Schlammschnecke
<i>Physa acuta</i> (Draparnaud 1805)	Spitze Blasenschnecke
<i>Planorbarius corneus</i> (Linnaeus 1758)	Posthornschncke
<i>Planorbis planorbis</i>	Gemeine Tellerschnecke
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (J. E. Gray 1843)	Neuseeländische Deckelschnecke
<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus 1758)	Ohrschlammschnecke
<i>Stagnicola</i> sp.	Sumpfschnecke
Bivalvia (Muscheln)	
<i>Anodonta cygnea</i> (Linnaeus 1758)	Große Teichmuschel
<i>Corbicula fluminea</i> (O. F. Müller 1774)	Grobgerippte Körbchenmuschel
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas 1771)	Wander-, Dreikant- oder Zebra- muschel
<i>Pisidium</i> sp.	Erbsenmuschel

6. Monitoring Fischbestand

6.1 Gesamtfischbestand

Im Rahmen des Monitorings des Fischbestandes der Talsperre Spremberg seit 2014 wurden insgesamt 26 Fischarten nachgewiesen (Abb. 24). Im Untersuchungsjahr 2024 konnten durch den Einsatz der Stellnetzfischerei und der Elektrofischerei insgesamt 21 Fischarten dokumentiert werden (Abb. 24, Tab. 13, Tab. A6). Dies ist seit Beginn des Monitorings die höchste Artenanzahl (Abb. 24). Nach der von Eckmann (1995) erarbeiteten exponentiellen Arten-Areal-Beziehung sind für ein Stillgewässer in der Größe der Talsperre bis zu 14 Fischarten zu erwarten. Die Präsenz der rheophilen Arten Aland, Döbel, Gründling, Hasel und Rapfen in den Beprobungen zeigt jedoch den besonderen Charakter von Talsperren als Mischlebensraum mit strömenden und Stillwasserbereichen. Neben den heimischen Fischarten wurden 2024 die Arten Sibirischer Stör, Marmorkarpfen, Sonnenbarsch und Streifenbarschhybrid als gebietsfremde bzw. invasive Fischarten nachgewiesen.

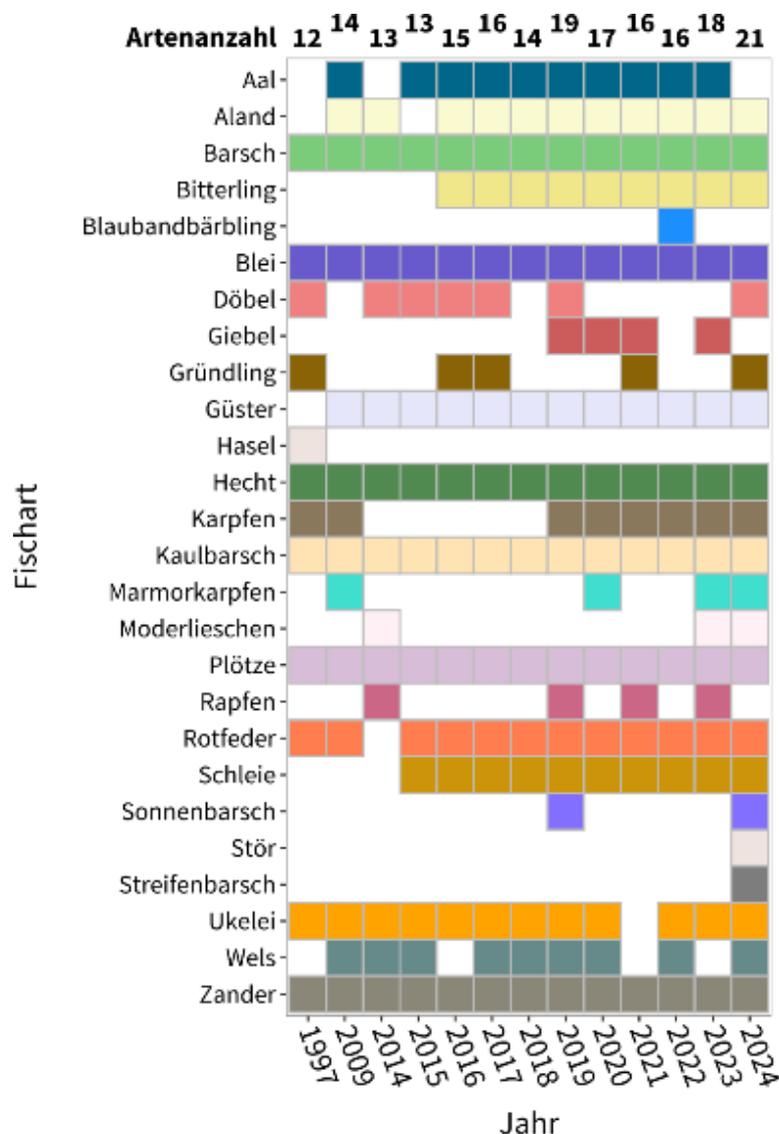


Abb. 24: Nachgewiesene Fischarten in der Talsperre Spremberg in den Jahren 1997, 2009 und 2014 bis 2024.

Der Gesamtfang der aktuellen Fischbestandsuntersuchung wurde in Tabelle A6 im Anhang aufgelistete. Insgesamt wurden 2.965 Fische mit einer Gesamtbiomasse von 295 kg gefangen. Der Gesamtfang wurde von den Arten Barsch (25 %), Blei (24 %), Plötze (14 %) und Güster (12 %) dominiert (Tab. 13).

Der fanggeräteübergreifende Diversitätsindex lag 2024 bei $H' = 1,97$ und war damit etwas höher als im Zeitraum 2015 - 2023 (1,56 - 1,74) und somit auch höher als in den Jahren vor dem Beginn der Einbringung von Fällungs- und Flockungsmitteln (1,25 - 1,52). Dennoch bestätigt die Evenness mit einem Wert von 0,34 im Jahr 2024, dass die Fischgemeinschaft in der Talsperre weiterhin von wenigen Arten dominiert wird. Auch in den Jahren zuvor wurde die Dominanz weniger Arten belegt ($E = 0,26 - 0,40$).

Die Fänge der unterschiedlichen Fanggeräte werden in den folgenden Kapiteln erläutert.

Tab. 13: Anzahl und Längenbereich der 2024 nachgewiesenen Fischarten in der Talsperre Spremberg

Fischart	Wissenschaftlicher Name	Anzahl	Totallänge (cm)	
			min.	max.
Aland	<i>Leuciscus idus</i>	6	4,0	6,0
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i>	742	6,0	33,5
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	45	3,0	6,4
Blei	<i>Abramis brama</i>	720	4,0	53,0
Döbel	<i>Leuciscus cephalus</i>	1	14,0	
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	1	46,0	
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	1	8,7	
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>	368	4,0	28,2
Hecht	<i>Esox lucius</i>	20	17,0	100,0
Hybride (Cypriniden)		3	11,5	24,0
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	12	9,6	91,0
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>	253	6,2	47,0
Marmorkarpfen	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	1	93,0	
Moderlieschen	<i>Leucaspius delineatus</i>	5	3,0	4,0
Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	417	4,0	37,8
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	264	3,0	27,9
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	24	3,0	32,0
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	5	3,9	5,8
Sibirischer Stör	<i>Acipenser baerii</i>	1	77,0	
Streifenbarschhybrid	<i>Morone saxatilis x M. chrysops</i>	1	61,0	
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>	30	4,0	15,2
Wels	<i>Silurus glanis</i>	3	16,0	130,0
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	42	8,7	26,0
Σ		2.965		

6.2 Jungfischmonitoring (Elektrofischerei)

Mittels Elektrofischerei entlang der Uferlinie wurden 2024 insgesamt 11 Fischarten nachgewiesen. Der Gesamtfang über alle fünf Teilstrecken wurde von den Arten Rotfeder, Plötze und Blei dominiert (Tab. 14, Abb. 25 & 26). Alle weiteren sieben Fischarten waren mit Anteilen $\leq 8\%$ im Fang vertreten. Der Fang der Elektrofischerei setzte sich bis auf wenige Ausnahmen aus Jungfischen zusammen (Tab. 14). Basierend auf der Totallänge der Fische ist davon auszugehen, dass diese größtenteils den Jahrgängen 2023 und 2024 angehörten. Somit konnte für die Fischarten Aland, Barsch, Bitterling, Güster, Hecht, Moderlieschen, Plötze, Rotfeder, Schleie und Sonnenbarsch eine natürliche Reproduktion für diesen Zeitraum nachgewiesen werden.

Tab. 14. Anzahl und Längenbereich der 2024 mittels Elektrofischerei nachgewiesenen Fischarten in der Talsperre Spremberg

Fischart	Anzahl	Totallänge (cm)	
		min.	max.
Aland	6	4,0	6,0
Barsch	10	6,0	14,0
Bitterling	35	3,0	6,0
Blei	51	4,0	8,0
Döbel	1	14,0	
Güster	14	4,0	15,0
Hecht	16	17,0	54,0
Moderlieschen	5	3,0	4,0
Plötze	69	4,0	9,0
Rotfeder	235	3,0	22,0
Schleie	20	3,0	32,0
Sonnenbarsch	2	4,0	5,0
Ukelei	10	4,0	14,0
Σ	474		

Tab. 15: Fischartenspezifische numerische Einheitsfänge (NPUE; Fische·100 m⁻¹ Uferlänge) und prozentuale Zusammensetzung der Einheitsfänge der Elektrofischerei in der Talsperre Spremberg in den Untersuchungsjahren 2016 bis 2024

Fischart	Jahr																	
	2024		2023		2022		2021		2020		2019		2018		2017		2016	
	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%
Aal			<1	1,2	<1	2,1	4	2,7	<1	1	<1	0,2	<1	0,3	<1	0,4	<1	0,7
Aland	1	1,3	<1	0,2			<1	0,1	<1	0,1	<1	0,2					<1	0,7
Barsch	2	2,1	21	29,7	10	24,7	7	5	11	11,4	21	35,6	56	49,5	11	29,9	8	12,9
Bitterling	6	7,4	<1	0,2	<1	1,2	3	2,2	2	2,1	<1	1,3	<1	0,4	<1	0,9		
Blei	8	10,8			<1	2,1			<1	0,4	15	26	1	1			3	4,1
Döbel	<1	0,2													1	2,2	<1	1,2
Giebel							<1	0,1	<1	0,3								
Güster	2	3,0			<1	1,2	7	5,2	42	49,9	1	1,7	25	21,7	1	3,1	7	12
Gründling							<1	0,1										
Hecht	3	3,4	4	5,5	3	7,0	6	4,8	6	6,2	3	4,8	2	2,2	2	4,9	2	2,8
Karpfen					<1	0,4												
Kaulbarsch													1	1,2			<1	0,2
Moderlieschen	1	1,1																
Plötze	11	14,6	<1	0,9	3	6,2	4	3,3	6	6,3	3	4,6	15	13,4	2	4,9	11	17,1
Rapfen												<1	0,2					
Rotfeder	39	49,6	40	56,9	17	42,4	95	72,4	25	26,4	12	19,7	10	9	17	48,7	29	47,2
Schleie	3	4,2	4	5,1	4	9,9	5	4,1	<1	0,9	2	2,8	1	1,3	1	4	<1	0,7
Sonnenbarsch	<1	0,4									2	2,8						
Ukelei	2	2,1	<1	0,2	<1	1,6									<1	0,9	<1	0,2
Wels					<1	1,2												
Gesamt	78		71		41		131		94		59		114		37		62	

fettgedruckt = eudominate und dominante Anteile (nach Mühlenberg 1993)

Im Jahr 2024 wurden in der Teilstrecken 3 gegenüber den anderen Teilstrecken deutlich höhere Einheitsfänge erzielt (Abb. 25). Diese Beobachtung kann sehr wahrscheinlich auf strukturelle Unterschiede während der Hochwassersituation der beprobten Teilstrecken zurückgeführt werden, die sich auch in der Artenzusammensetzung der Fänge widerspiegeln (vgl. Matern et al. 2021, Maday et al. 2023, Sajdlová et al 2023).

Tabelle 15 und Abbildung 26 stellen die Zusammensetzung der Fänge der Elektrofischerei aus früheren Befischungen dar. Auffällig ist bei der Betrachtung, dass der Anteil des Barsches in den zwischen den Jahren deutlich schwankte (Tab. 15, Abb. 26). Aktuell wurde ein sehr geringer Anteil des Barsches an der litoralen Fischgemeinschaft festgestellt. Dagegen waren der Anteil der charakteristischen Litoralart Rotfeder vergleichbar mit den Vorjahren hoch. Es ist davon auszugehen, dass die beobachteten Schwankungen der Fischbestandszusammensetzung mit den festgestellten unterschiedlichen Wasserständen und somit mit unterschiedlichen Lebensraumeigenschaften sowie einer variierenden Fängigkeit der eingesetzten Technik erklärt werden kann.

Der numerische Einheitsfang 2024 betrug 78 Fische·100 m⁻¹ und ist damit vergleichbar mit dem 2023 erzielten Wert. Einheitsfänge mit Werten über 100 Fische·100 m⁻¹ wurden in den Jahren 2018 und

2021 beobachtet (Tab. 15 und Abb. 26). Dennoch ist der 2024 erzielte numerische Einheitsfang vergleichbar mit dem langjährigen Mittelwert des numerischen Einheitsfangs (2015 - 2023) von 73 ± 33 Fische·100 m⁻¹.

Insgesamt können aus den Ergebnissen des Jungfischmonitorings derzeit keine Auffälligkeiten der litoralen Fischgemeinschaft abgeleitet werden. Bei der Interpretation der Daten ist zu berücksichtigen, dass die Ergebnisse einmaliger Elektrofischungen methodisch bedingt sehr starken Schwankungen unterliegen können.

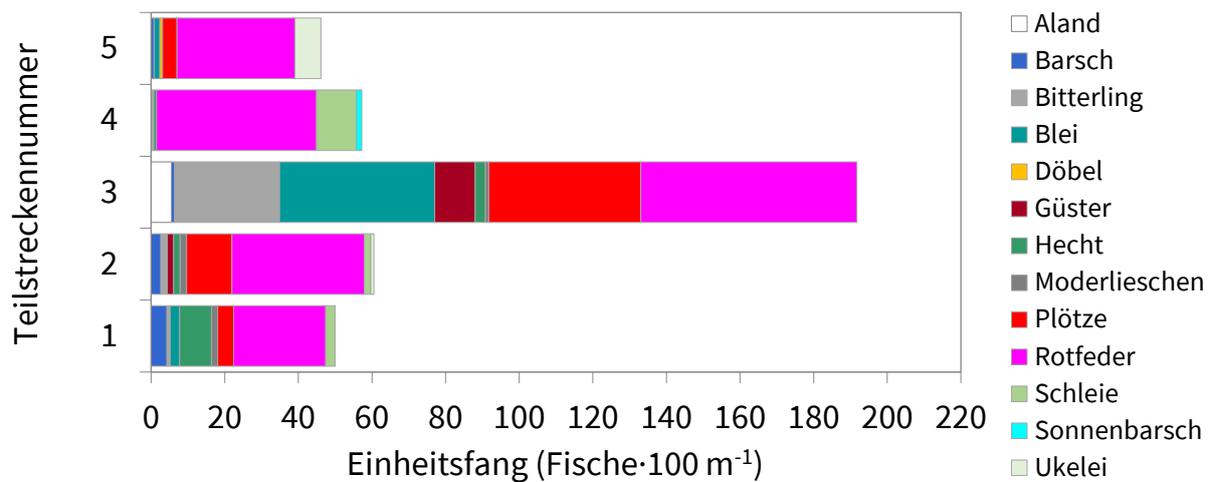


Abb. 25: Zusammensetzung der numerischen Einheitsfänge (Fische·100 m⁻¹ Uferlänge) in den fünf befischten Uferstrecken im September 2024

In den litoralen Jungfischgemeinschaften sind natürlicherweise wenige Individuen aus der Familie Perciden (Barsch (0+), Zander und Kaulbarsch) vorzufinden. Diese Fischarten bevorzugen als Jungfische das Freiwasser oder aber benthische Lebensräume, die durch die hier dargestellte Elektrofischerei am Ufer nicht abgedeckt wurden. Es ist jedoch davon auszugehen, dass bei einer natürlichen Reproduktion die Jungfische dieser Fischarten in den Stellnetzfangen vertreten sind (siehe folgende Kapitel).

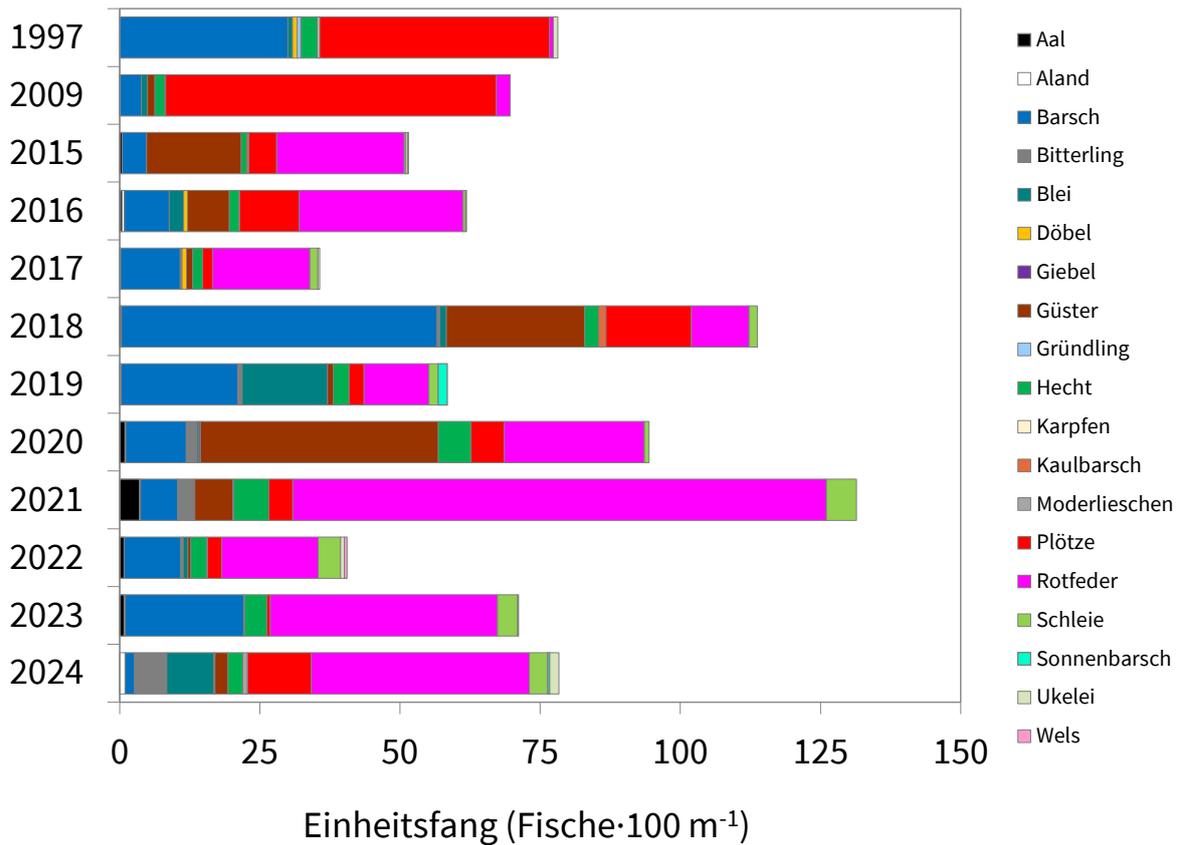


Abb. 26. Zusammensetzung der numerischen Einheitsfänge (Fische·100 m⁻¹ Uferlänge) der Elektrofischerei in den Jahren 1997, 2009 und 2015 bis 2024

6.3 Pelagische Netze

Die Befischung des Freiwasserlebensraumes der Talsperre Spremberg 2024 erfolgte an der tiefsten Stelle des Gewässers nahe der Staumauer mit pelagischen Multimaschenstellnetzen. Mit diesen Netzen wurden insgesamt 153 Fische aus sieben Arten mit einer Gesamtbiomasse von 7,6 kg gefangen (Tab. 13). Der Fang wurde von Barsch, Blei, Rotfeder und Ukelei dominiert (Tab. 16, Abb. 27). Alle weiteren Arten waren mit jeweils $\leq 8\%$ im Fang vertreten. Die Biomasse wurde von den Arten Barsch, Blei, Güster, Plötze und Rotfeder dominiert (Tab. 16, Abb. 28).

Im Vergleich der Ergebnisse über die Untersuchungsjahre wird deutlich, dass der numerische Einheitsfang im Jahr 2024 unter den Werten der Jahre ab 2018 liegt (Abb. 27 und 28). Der biomassebezogene Einheitsfang 2024 lag deutlich unter den Einheitsfängen der Jahre 2020 und 2022, ist jedoch vergleichbar mit denen der Jahre 2019, 2021 und 2023. Im Vorjahr wurde der Fang im Pelagial von kleinen Barschen stark dominiert, während in der aktuellen Erhebung Barsche nur einen geringen Anteil stellten. Es ist davon auszugehen, dass die beobachteten Änderungen der Einheitsfänge im Pelagial durch die Hochwassersituation zur Befischung beeinflusst wurden.

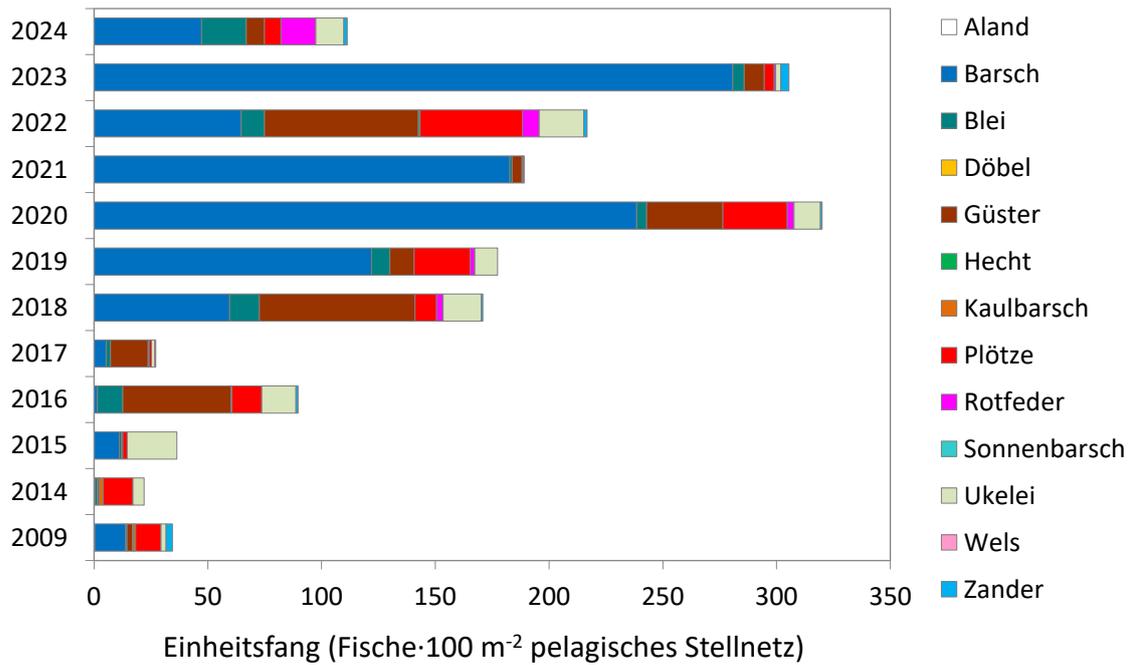


Abb. 27: Numerische Einheitsfänge (Fische·100 m⁻² Netz) der pelagischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2024 in der Talsperre Spremberg

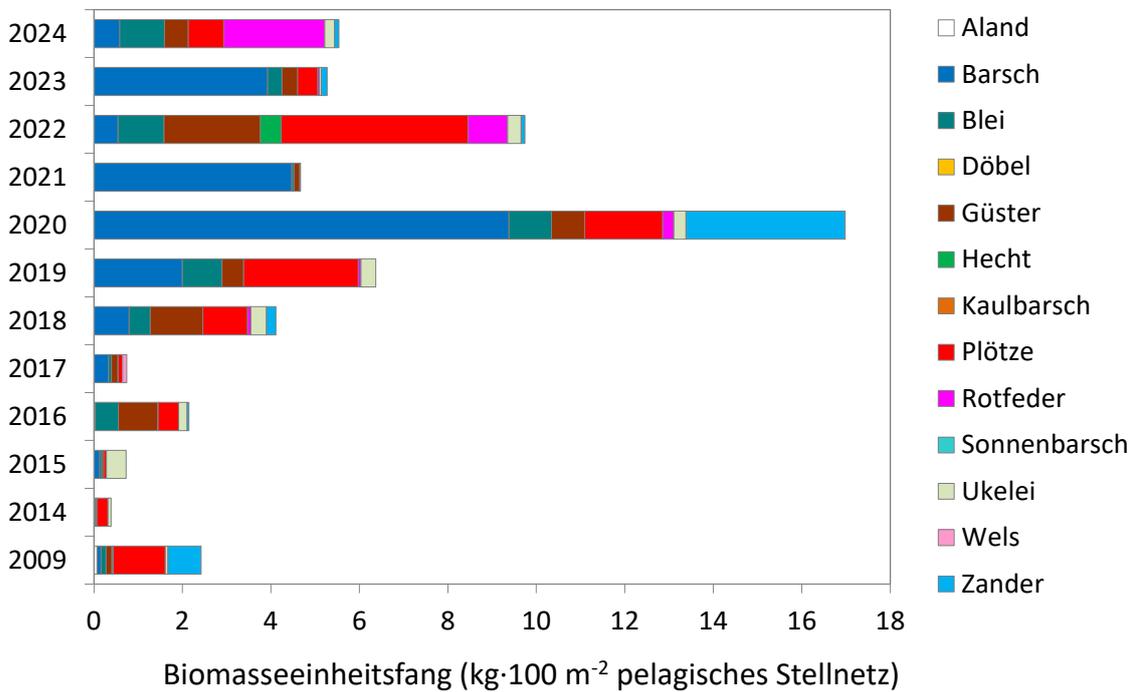


Abb. 28: Biomassebezogene Einheitsfänge (kg·100 m⁻² Netz) der pelagischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2024 in der Talsperre Spremberg

Tab. 16: Prozentuale Fangzusammensetzung der pelagischen Multimaschenstellnetze nach Anzahl gefangener Fische und deren Biomasse in den Jahren 2014 bis 2024

Fischart	Anzahl (%)											Biomasse (%)										
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
Aland	0,8											1,6										
Barsch	0,8	30,7	1,6	19,6	34,7	68,8	74,5	96,7	29,9	91,9	42,5	0,5	18,0	1,6	44,7	18,2	31,4	55,2	95,8	5,6	74,5	10,5
Blei	5,0	2,7	12,4	7,1	7,6	4,5	1,4	0,5	4,7	1,7	17,6	8,7	7,1	24,3	8,8	11,0	14,1	5,6	1,0	10,7	6,2	18,2
Döbel	0,8											1,2										
Güster	3,3	1,3	53,0	60,7	39,8	6,0	10,5	2,3	31,2	2,9	7,2	2,4	5,5	41,4	20,1	27,2	7,7	4,4	2,8	22,4	6,7	9,7
Hecht									0,3											4,8		
Hybride*					0,4										5,7							
Kaulbarsch	7,4		0,5	1,8								2,9		0,2	0,4							
Plötze	59,5	5,3	14,6	3,6	5,5	13,9	8,9	0,3	20,8	1,4	6,5	65,3	8,5	21,6	13,1	23,2	40,7	10,4	0,2	43,3	8,6	14,5
Rotfeder					1,7	1,1	0,9	0,3	3,4	0,2	13,7				1,7	0,9	1,5	0,2	9,2	0,7	41,2	
Ukelei	22,3	60,0	16,8	5,4	9,7	5,6	3,6		9,1	0,7	11,1	17,4	60,8	9,1	0,3	8,1	5,3	1,6		3,2	0,8	4,0
Wels				1,8											12,5							
Zander			1,1		0,4		0,2		0,7	1,2	1,3			1,8		4,9		21,2		0,8	2,5	1,8

* = Cyprinidenhybride; fettgedruckt = eudominate und dominante Anteile (nach Mühlenberg 1993)

6.4 Benthische Netze

Mit den benthischen Multimaschenstellnetzen wurden insgesamt 2.302 Fische aus 15 Arten mit einer Biomasse von 101,6 kg gefangen (Tab. 17). Der daraus errechnete numerische und biomassebezogene Einheitsfang beträgt 213 Fische·100 m² Netz bzw. 9,4 kg·100 m² Netz. Die numerische Verteilung der Fischarten im Fang zeigt eine Dominanz der Arten Barsch, Blei, Güster, Plötze und Kaulbarsch (Tab. 19, Abb. 29). Dabei waren etwa ein Drittel der gefangenen Fische Barsche. Alle anderen Arten waren mit jeweils weniger als 0,5 % im Fang vertreten. In der Zusammensetzung der Biomasse des Gesamtfangs dominierten Plötze, Barsch, Blei und Güster (Tab. 19, Abb. 30). Alle weiteren Arten bildeten jeweils ≤ 7,5 % der gefangenen Biomasse.

Wie bereits in den Vorjahren wurden mit den benthischen Multimaschenstellnetzen auch juvenile Zander gefangen, was eine erfolgreiche natürliche Reproduktion der Art in der Talsperre belegt. Vom Karpfen wurde im aktuellen Monitoring, nach dem Monitoring im Jahr 2022, das zweite Mal ein juveniles Exemplar nachgewiesen (Tab. 17). Karpfen reproduzieren nur in wenigen Seen und Fließgewässern Norddeutschlands. Allerdings werden mit zunehmender Veränderung der klimatischen Bedingungen Meldungen eines erfolgreichen natürlichen Karpfenaufkommens außerhalb von Teichwirtschaften erwartet (vgl. Souza et al. 2022). Für die Talsperre Spremberg ist für den Karpfen von einer natürlichen Reproduktion auszugehen, wenn gleich diese als unregelmäßig und in geringem Umfang einzuschätzen ist.

Mit den zusätzlich eingesetzten großmaschigen Stellnetzen der Maschenweiten (70 bis 135 mm) wurden die Fischarten Blei, Hecht, Karpfen, Stör, Streifenbarschhybrid und Wels gefangen (Tab. 18, siehe auch Abb. A41 bis A45 im Anhang). Darunter dominierte der Karpfen mit einer gefangenen Biomasse von 125 kg. Die Individuelle Stückmasse der Karpfen variierte zwischen 7,0 kg und 18,5 kg (Tab. A6 im Anhang).

Tab. 17: Anzahl, Biomasse und Längenbereich der 2024 mit den benthischen Multimaschenstellnetzen gefangenen Fischarten in der Talsperre Spremberg

Fischart	Anzahl	Biomasse (kg)	Totallänge (cm)	
			min.	max.
Barsch	667	21,8	6,3	33,5
Bitterling	10	< 0,1	4,4	6,4
Blei	625	18,0	5,1	42,0
Gründling	1	< 0,1	8,7	
Güster	343	11,7	5,2	28,2
Hecht	3	1,5	42,5	55,0
Karpfen	2	7,6	9,6	73,0
Kaulbarsch	253	4,1	6,2	47,0
Plötze	338	32,9	5,7	37,8
Rotfeder	8	1,3	17,4	26,7
Schleie	4	< 0,1	4,5	7,6
Sonnenbarsch	3	< 0,1	3,9	5,8
Ukelei	3	0,1	13,6	15,2
Wels	2	0,4	16,0	37,4
Zander	40	2,2	8,7	26,0
Σ	2.302	101,6		

Tab. 18: Anzahl, Biomasse und Längenbereich der 2024 mit den großmaschigen Grundstellnetzen gefangenen Fischarten in der Talsperre Spremberg (Abb. A41 bis A45 im Anhang)

Fischart	Anzahl	Biomasse (kg)	Totallänge (cm)	
			min.	max.
Blei	18	37,8	37,0	93,0
Hecht	1	7,5	100,0	
Karpfen	10	125,2	71,0	91,0
Stör	1	2,0	77,0	
Streifenbarschhybrid	1	4,4	61,0	
Wels	1	9,0	130,0	
Σ	32	185,7		

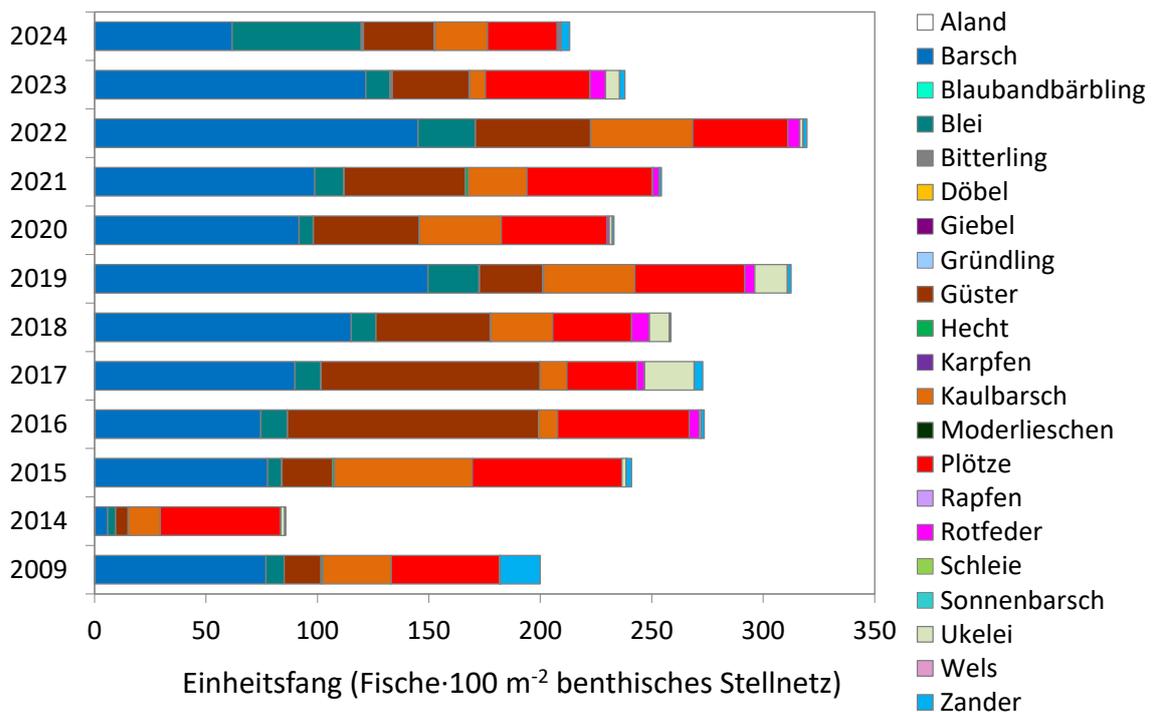


Abb. 29: Numerische Einheitsfänge (Fische·100 m⁻² Netz) der benthischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2024 in der Talsperre Spremberg

Tab. 19: Prozentuale Fangzusammensetzung der benthischen Multimaschenstellnetze nach Anzahl gefangener Fische und gefangener Biomasse in den Jahren 2014 bis 2024

Fischart	Anzahl (%)												Biomasse (%)											
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024		
Aland	0,2		0,1		< 0,1	< 0,1		< 0,1	< 0,1			2,0		2,6		1,4	1,1		2,7	1,4				
Barsch	6,7	32,1	27,2	32,9	44,5	47,8	39,4	38,8	45,4	51,1	29,0	8,2	32,5	31,7	34,6	37,0	23,5	36,8	28,6	31,9	31,1	21,4		
Blaubandbärbling									< 0,1												< 0,1			
Blei	4,2	2,6	4,3	4,2	4,3	7,3	2,7	5,1	8,0	4,5	27,2	6,6	7,0	9,4	7,8	9,9	17,4	9,2	11,2	7,5	13,2	17,7		
Bitterling			< 0,1			< 0,1	0,1	0,1	< 0,1	0,5	0,4			< 0,1				< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1		
Döbel		0,1				< 0,1							1,3				1,0							
Giebel						< 0,1											0,1							
Gründling			< 0,1	0,1							< 0,1			< 0,1	< 0,1							< 0,1		
Güster	6,5	9,4	41,2	36,0	19,8	9,0	20,4	21,4	16,1	14,5	14,9	3,4	13,5	12,8	24,3	13,9	8,5	6,8	11,3	9,6	11,3	11,6		
Hecht	0,3	0,4	< 0,1	< 0,0	0,1	0,1	< 0,1	0,5	< 0,1	0,2	0,1	4,2	1,6	0,4	1,2	0,3	2,2	0,1	5,2	0,3	1,8	1,5		
Hybride*	0,2	0,4			0,1	< 0,1				0,1		0,3	2,1		0,1	0,1					0,2			
Kaulbarsch	16,5	25,6	3,1	4,4	10,7	13,1	15,7	10,3	14,3	2,9	11,0	1,4	3,4	1,3	1,4	2,5	1,9	5,0	1,3	2,4	0,9	4,1		
Karpfen						0,1		< 0,1			0,1						4,6		10,3			7,5		
Moderlieschen	0,1									< 0,1		< 0,1										< 0,1		
Plötze	62,8	27,7	21,6	11,6	13,7	15,8	20,3	22,1	13,4	19,7	14,7	58,4	37,1	28,5	22,7	28,5	33,2	40,8	22,4	39,4	32,6	32,4		
Rapfen	0,2							< 0,1		< 0,1		0,5							0,4		3,1			
Rotfeder			1,6	1,2	3,1	1,5	0,4	1,2	1,7	2,9	0,3	< 0,1	< 0,1	1,8	0,6	4,8	2,3	0,6	3,2	5,1	3,0	1,3		
Schleie				< 0,1				< 0,1			0,2			0,4					< 0,1			< 0,1		
Sonnenbarsch											0,1											< 0,1		
Ukelei	2,0	0,8	0,3	8,1	3,5	4,7	0,6		0,5	2,6	0,1	1,1	0,7	0,1	3,6	1,0	3,8	0,3		0,3	1,3	0,1		
Wels	0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	0,1	< 0,1			< 0,1		0,1	6,2	< 0,1	< 0,1	2,5	0,5	0,1			1,7		0,4		
Zander	0,3	1,0	0,5	1,4	0,2	0,5	0,4	0,4	0,5	1,0	1,7	7,6	0,7	11,4	1,0	0,3	0,2	0,3	3,4	0,5	1,5	2,1		

* = Cyprinidenhybride; fettgedruckt = eudominate und dominante Anteile (nach Mühlenberg 1993)

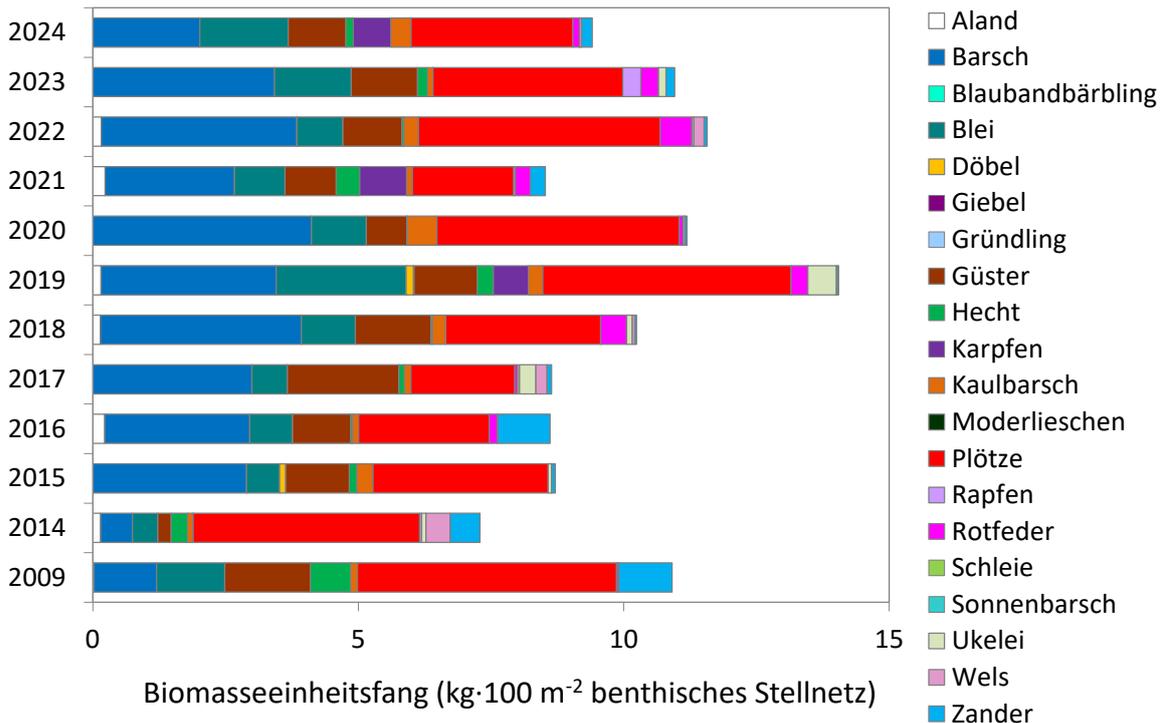


Abb. 30: Biomasseeinheitsfänge (kg·100 m⁻² Netz) der benthischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2024 in der Talsperre Spremberg

Tabelle 19 sowie Abbildung 29 und 30 stellen die numerische und biomassebezogene Zusammensetzung der Fänge aus den Jahren 2014 bis 2024 gegenüber (eine detaillierte Beschreibung der Zusammensetzung der Fänge von früheren Befischungen findet sich u. a. in Hühn et al. 2020, 2021, 2022, 2023). Dabei wird augenscheinlich, dass die Fischartengemeinschaft im tiefen Litoral/Sublitoral der Talsperre in ihrer Zusammensetzung in den vergangenen Jahren relativ stabil war. Barsch, Kaulbarsch und die Cypriniden Blei, Güster und Plötze dominieren im gesamten Zeitraum. Hecht und Zander wurden regelmäßig nachgewiesen.

Der Vergleich der numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge der benthischen Netze belegt seit Beginn der Wasserkonditionierung (2015 und ff.) einen relativ konstanten Fischbestand in der Talsperre Spremberg (Abb. 29 und 30). Die mittleren numerischen Einheitsfänge der Jahre 2014 bis 2024 unterscheiden sich signifikant voneinander (einf. ANOVA: $F_{(10,253)} = 7,409$; $p < 0,001$). Dabei war der mittlere numerische Einheitsfang vor Beginn der Konditionierung im Jahr 2014 signifikant niedriger als in den Folgejahren 2015-2024 (Tab. A7, Abb. 31). Zwischen den Untersuchungsjahren wurden ebenfalls signifikante Unterschiede der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge festgestellt (einf. ANOVA: $F_{(10,253)} = 2,92$; $p = 0,002$) (Abb. 31). Die paarweisen Vergleiche zwischen den Jahren belegten einen signifikant höheren mittleren biomassebezogenen Einheitsfang 2019 gegenüber den Jahren 2014, 2016, 2017, 2021 und 2024 (Tab. A8, Abb. 31). Alle weiteren Vergleiche zwischen den Jahren ergaben keine signifikanten Unterschiede der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge.

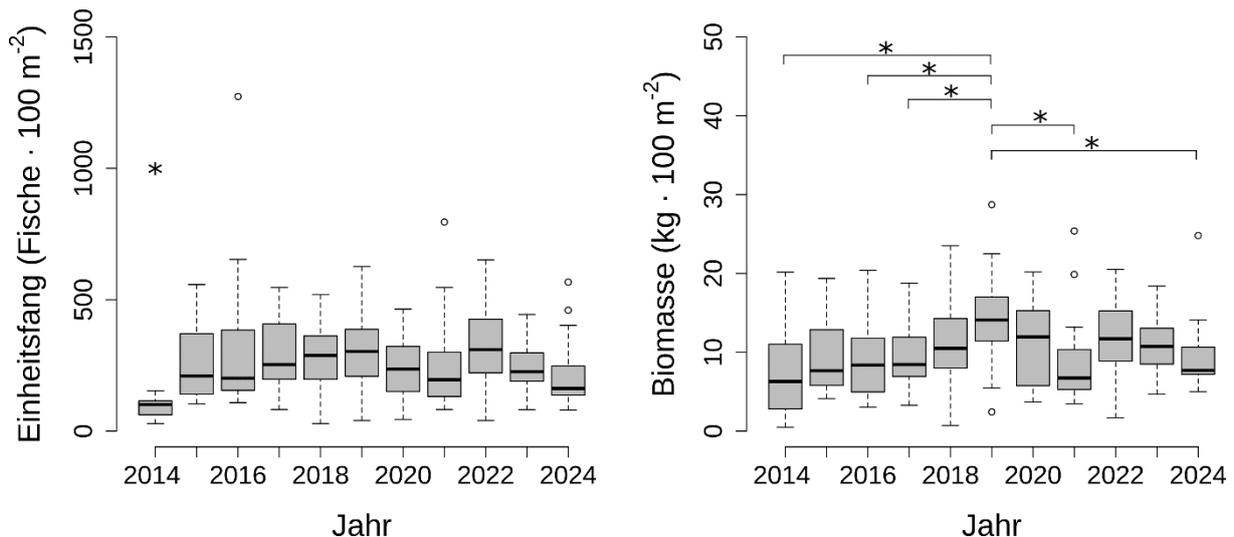


Abb. 31: Numerische und biomassebezogene Einheitsfänge (Fische bzw. kg·100 m⁻² Netz) in der Talsperre Spremberg, erzielt mit benthischen Multimaschenstellnetzen in den Jahren 2014 bis 2024 (n = 24 Netze im Jahr). Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. * kennzeichnet signifikant unterschiedliche Mittelwerte

Abschließend wird aus der Betrachtung der numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge unter Berücksichtigung der möglichen Limitationen deutlich, dass in der Talsperre Spremberg seit 2015 ein in seiner Größe verhältnismäßig gleichbleibender Fischbestand zu beobachten ist. Aus den verhältnismäßig stabilen Einheitsfängen von etwa 200 bis 300 Fischen bzw. 9 bis 12 kg·100 m⁻² Netz ergeben sich keine Anzeichen für negative Auswirkungen der Wasserkonditionierung auf den Fischbestand.

6.5 Längen-Häufigkeitsverteilung

Längen-Häufigkeits-Diagramme erlauben Aussagen über den Größenklassenaufbau der entsprechenden Fischpopulation und damit indirekt auch über die Altersstruktur. Dabei ist die Frequenz von Größenklassen bzw. Jahrgängen in einer Fischpopulation natürlicherweise durch ein Maximum bei Jungfischen und eine abnehmende Anzahl der Fische in zunehmenden Längen- bzw. Altersklassen gekennzeichnet. Die Fischarten Barsch, Blei, Güster, Kaulbarsch, Plötze und Zander wurden in früheren sowie der aktuellen Befischung im Jahr 2024 in ausreichender Anzahl gefangen, um die Daten in Diagrammen darstellen zu können. Die Längen-Häufigkeits-Verteilungen der Perciden Barsch, Zander und Kaulbarsch sind den Abbildungen 32 - 34 und die der Cypriniden Plötze, Güster, Blei und Rotfeder den Abbildungen 35 - 38 zu entnehmen.

Basierend auf den Längenfrequenzen der in den genannten Abbildungen dargestellten Fischarten kann von einer natürlichen Reproduktion der Bestände von Barsch, Blei, Güster, Kaulbarsch, Plötze, Rotfeder und Zander in den Jahren 2023 und 2024 ausgegangen werden. Auch für die anderen Fischarten Bitterling, Hecht, Karpfen, Moderlieschen, Schleie, Ukelei und Wels wurde durch den Fang von Jungfischen die natürliche Reproduktion nachgewiesen. Kein eindeutiger Nachweis natürlicher Reproduktion konnte für die Arten Aal und die rheophilen Arten Aland, Döbel und

Gründling erbracht werden. Von den gebietsfremden Arten konnte für den Sonnenbarsch eine natürliche Reproduktion belegt werden. Für die weiteren gebietsfremden Arten (Streifenbarschhybrid, Sibirischer Stör und Marmorkarpfen) ist aufgrund ihrer Reproduktionsbiologie nicht von einer natürlichen Reproduktion in der Talsperre Spremberg auszugehen. Der Karpfen reproduziert nur in wenigen Seen und Fließgewässern Norddeutschlands. Allerdings werden mit zunehmender Veränderung der klimatischen Bedingungen Meldungen eines erfolgreichen natürlichen Karpfenaufkommens außerhalb von Teichwirtschaften erwartet (vgl. Souza et al. 2022). In der Talsperre Spremberg gelang es zum wiederholten Mal Jungfische, die sehr wahrscheinlich aus natürlicher Reproduktion der Art stammen, nachzuweisen.

Für den Barsch zeigte sich in allen Untersuchungsjahren, dass sich der Bestand aus mehreren Größen- bzw. Altersklassen zusammensetzt und durch ein starkes Aufkommen von Jungfischen charakterisiert ist (Abb. 32). Wie auch in den Vorjahren waren die Kohorten der Altersklasse 0+ und 1+ im Jahr 2024 besonders zahlreich im Fang vertreten, was für einen sehr guten Reproduktionserfolg spricht.

Auch für den Zander konnten in den vergangenen Jahren Jungfische nachgewiesen werden (Abb. 33). Die Fänge 2024 können sehr wahrscheinlich mindestens zwei Altersklassen zugeordnet werden, darunter Fische der Altersklasse 0+. Laichfische wurden 2024 mit Ausnahme eines Fisches mit einer Totallänge von 45 cm nicht nachgewiesen. Nach einem Abgleich mit den Besatzstatistiken des Landesanglerverbandes Brandenburg e. V. ist das Jungfischaufkommen in der Talsperre sehr wahrscheinlich auf natürliche Reproduktion der Zander zurückzuführen.

Kaulbarsche wurden ebenfalls in allen Untersuchungsjahren in mehreren Größenklassen nachgewiesen (Abb. 34). Auch von der Plötze wurden, neben Jungfischen, mehrere ältere Altersgruppen nachgewiesen (Abb. 35). Ganz ähnlich verhält es sich bei der Betrachtung von Güster, Blei und Rotfeder (Abb. 36 bis 38).

Zusammenfassend wurden für die sieben dargestellten Fischarten in der Talsperre Spremberg Populationen nachgewiesen, die sich aus mehreren Größen- bzw. Altersklassen zusammensetzen und durch ein zahlreiches Jungfischaufkommen charakterisiert waren. Aus diesen Ergebnissen werden keine Beeinträchtigungen der Entwicklung der einzelnen Populationen durch die Konditionierung des Wassers in der Vorsperre Bühlow ersichtlich.

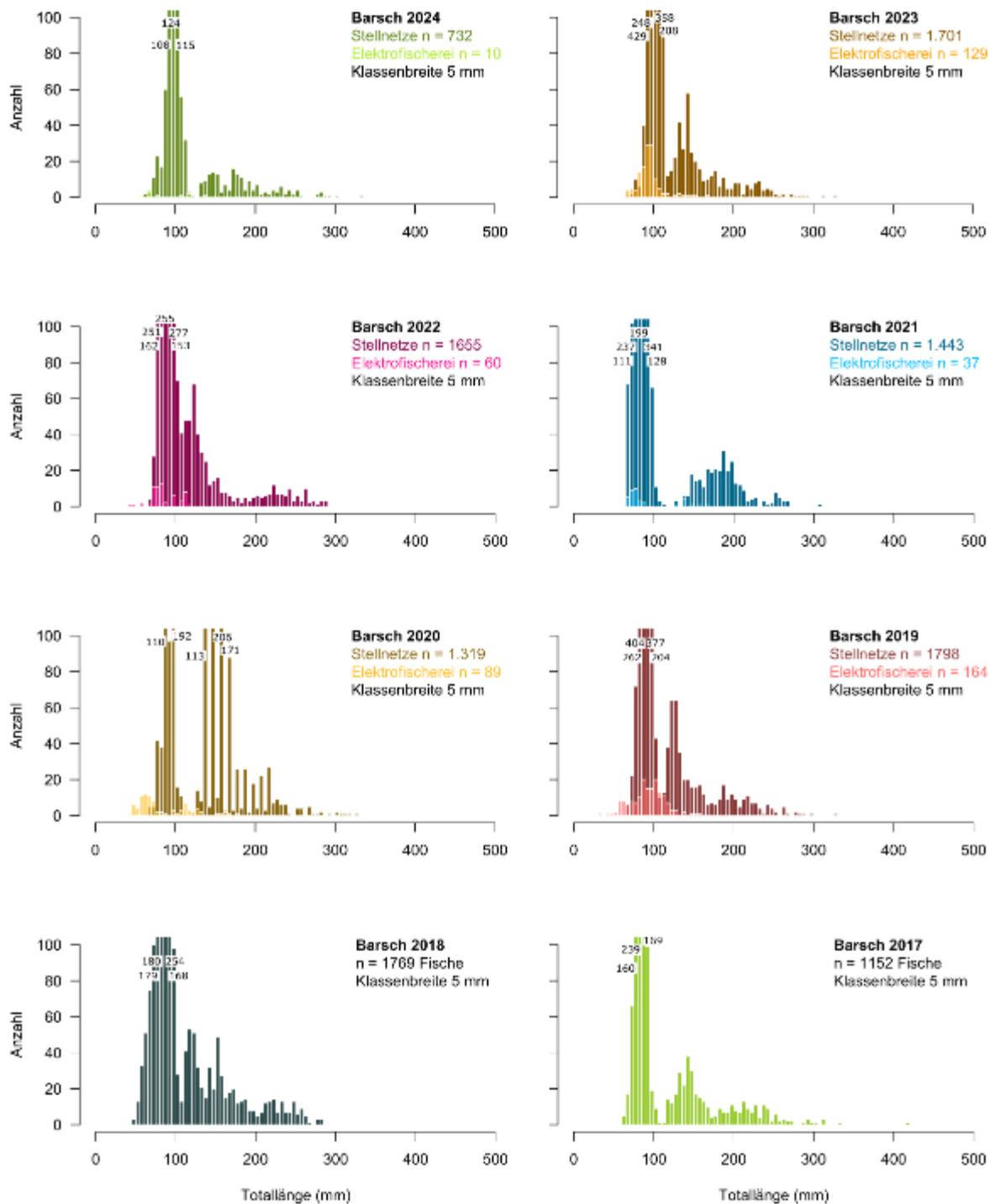


Abb. 32. Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2017 bis 2024 in der Talsperre Spremberg gefangenen Barsche (*Perca fluviatilis*)

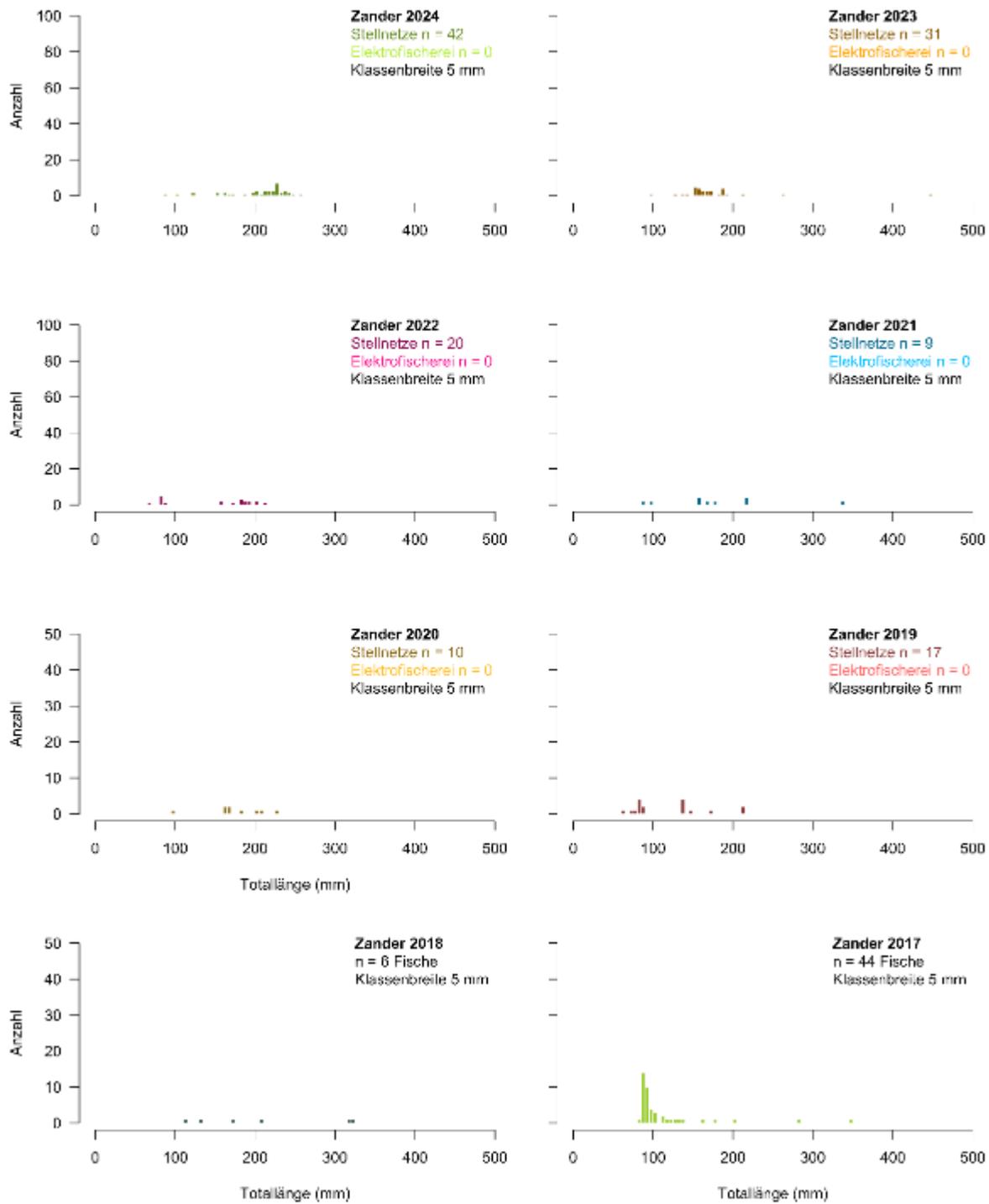


Abb. 33: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2017 bis 2024 in der Talsperre Spremberg gefangenen Zander (*Sander lucioperca*)

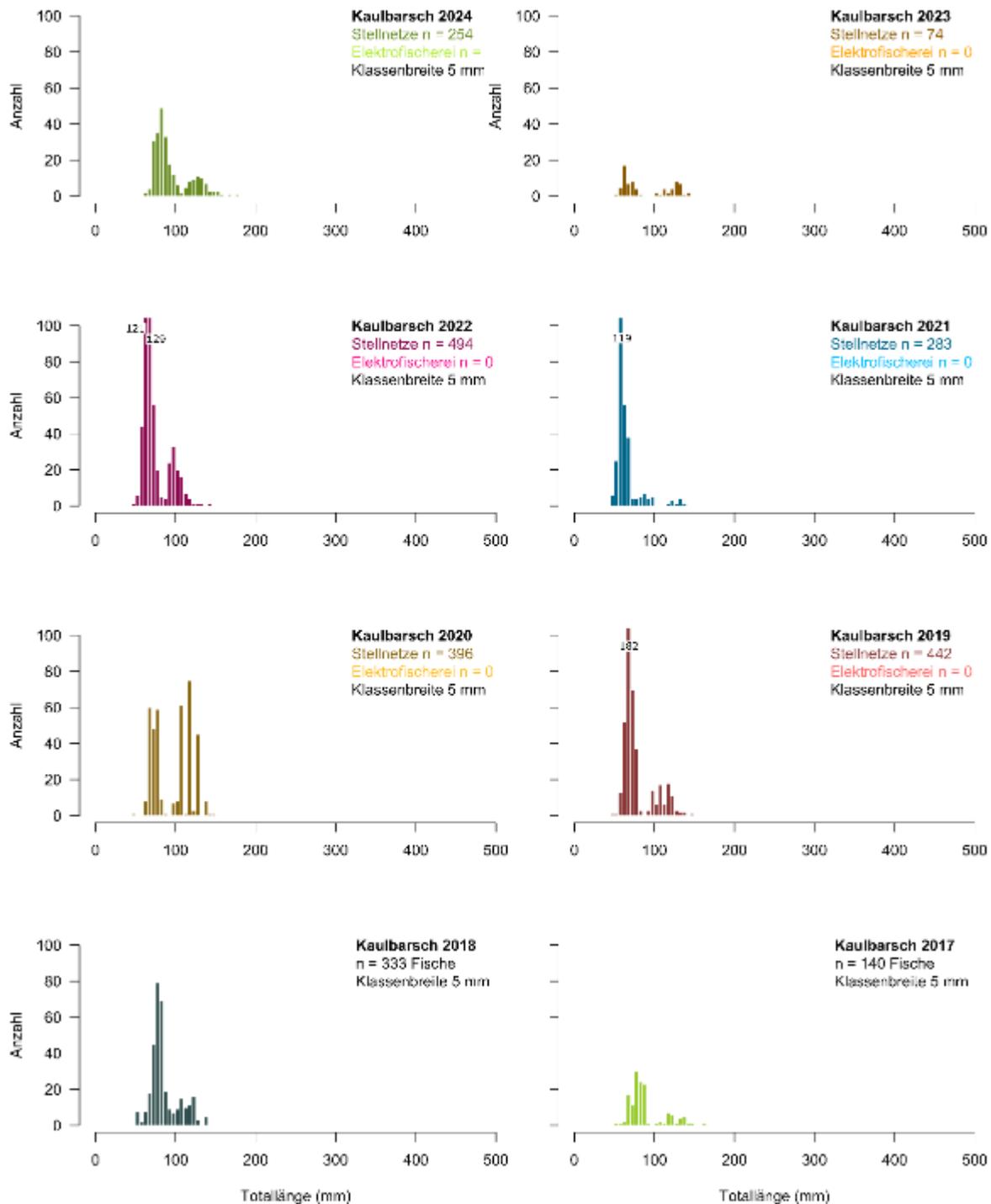


Abb. 34: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2017 bis 2024 in der Talsperre Spremberg gefangenen Kaulbarsche (*Gymnocephalus cernua*)

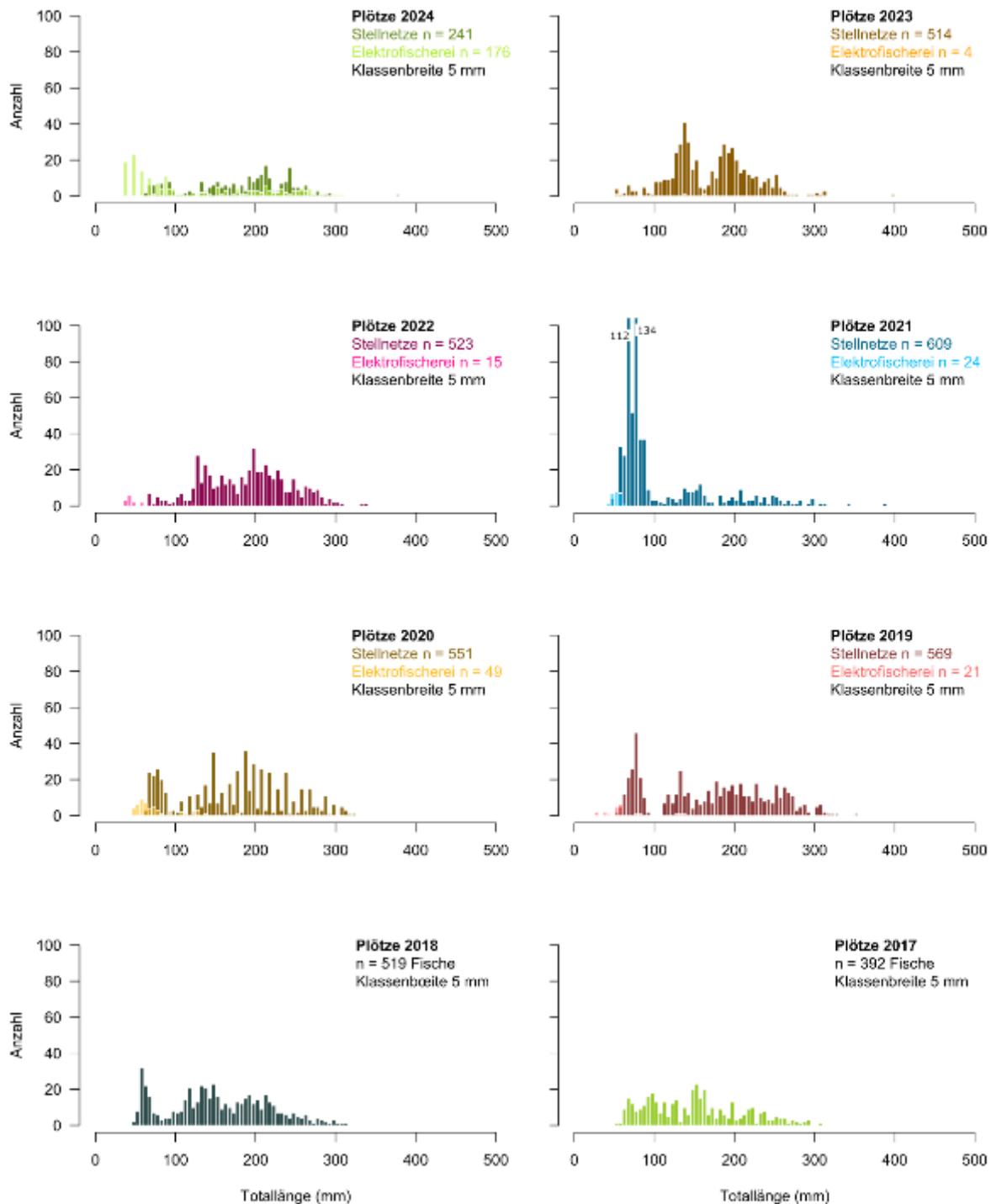


Abb. 35: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2017 bis 2024 in der Talsperre Spremberg gefangenen Plötzen (*Rutilus rutilus*)

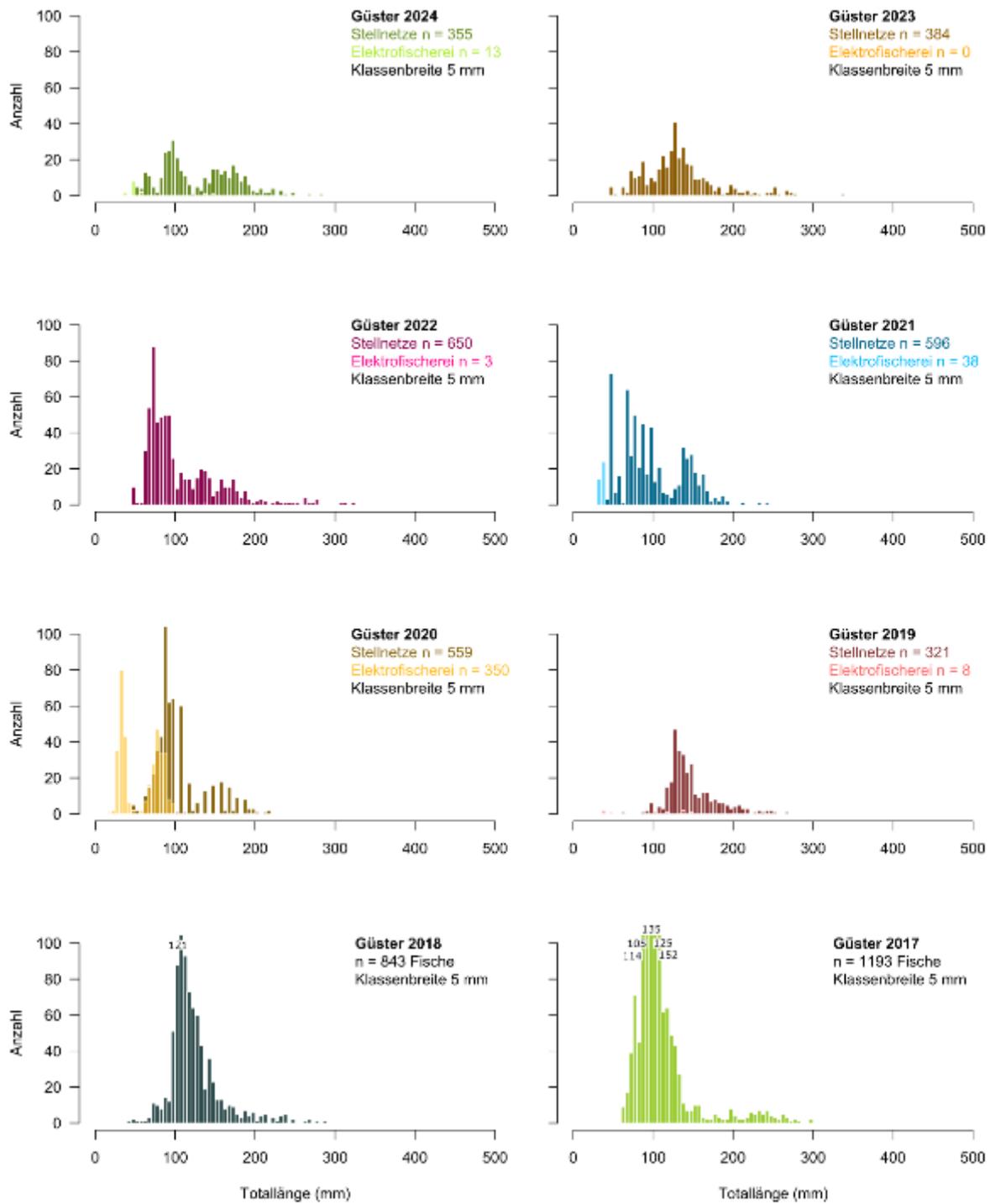


Abb. 36: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2017 bis 2024 in der Talsperre Spremberg gefangenen Güster (*Abramis bjoerkna*)

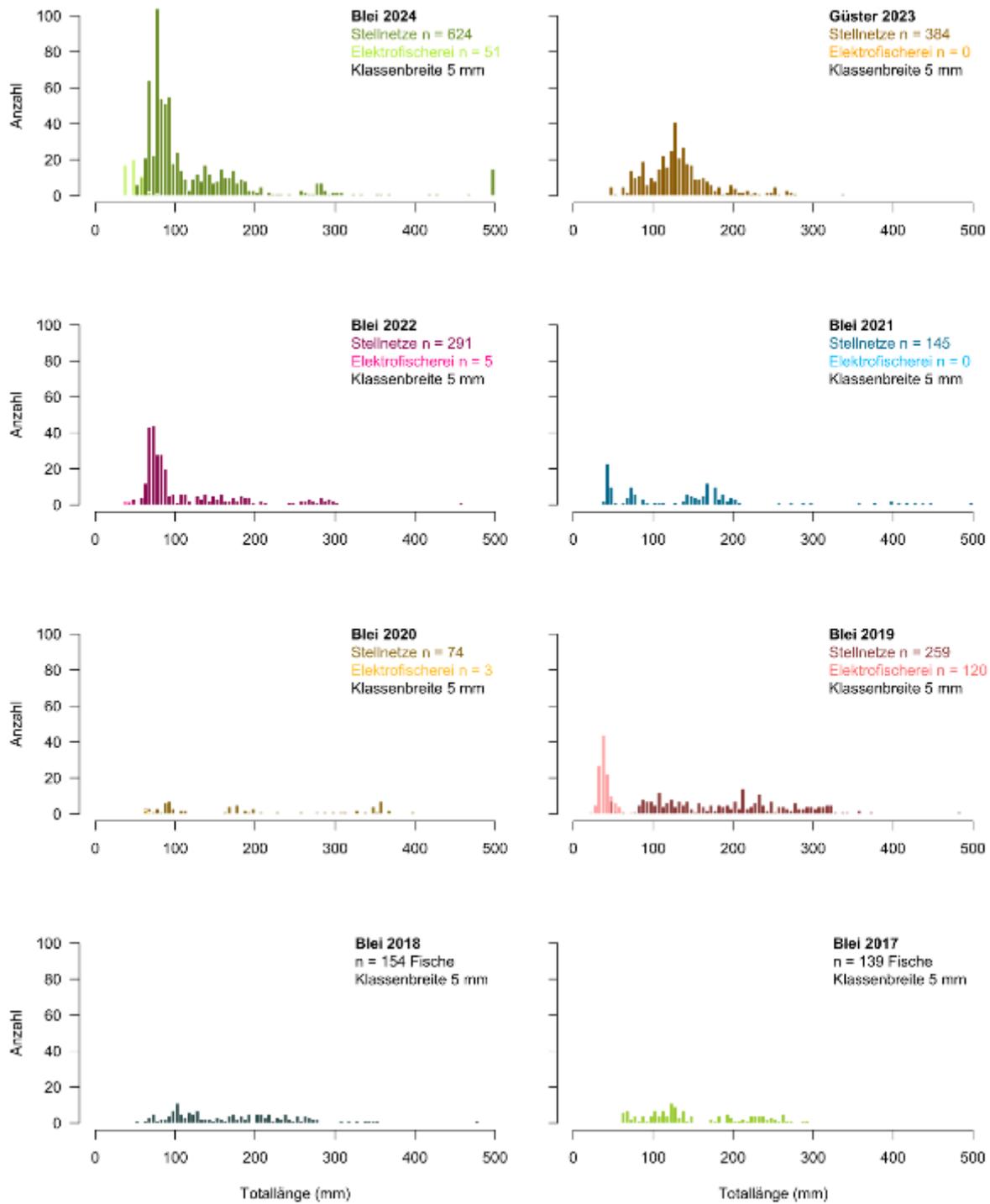


Abb. 37: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2017 bis 2024 in der Talsperre Spremberg gefangenen Bleie (*Abramis brama*)

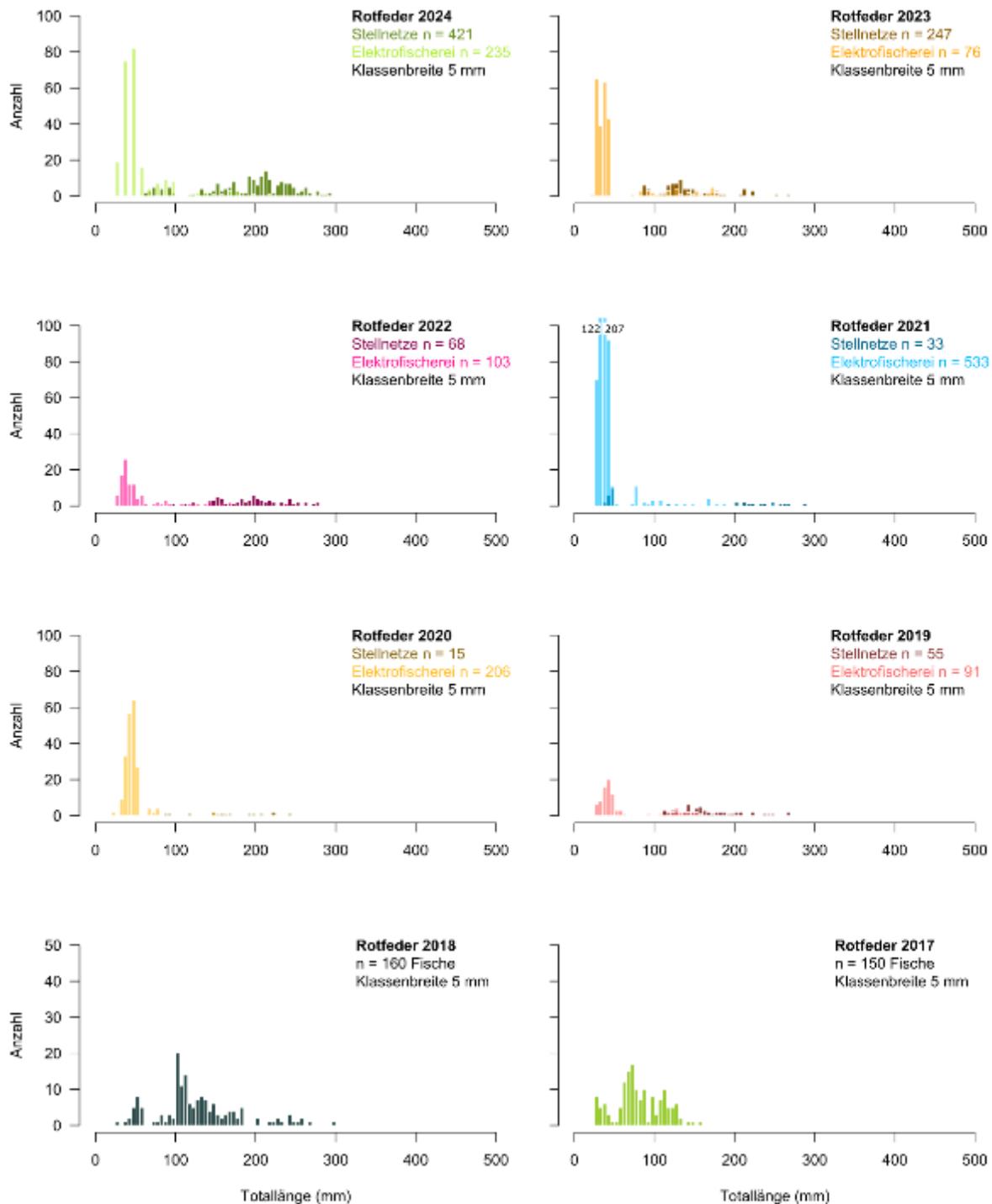


Abb. 38: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2017 bis 2024 in der Talsperre Spremberg gefangenen Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*)

6.6 Räumliche Verteilung der Fische

Innerhalb der Talsperre zeigte sich in den Untersuchungsjahren 2014 und 2015 eine deutlich ausgeprägte Trübungsfahne entlang der Fließrinne bis in die nördlichen tieferen Bereiche (vgl. Hühn et al. 2015). Da in früheren Untersuchungen Unterschiede in der Ausprägung der Fischbestände zwischen den verschiedenen Trübungsbereichen festgestellt wurden, erfolgte auch 2024 ein lokaler Vergleich der Fänge mit den benthischen Stellnetzen. Dazu wurde die Talsperre in drei Bereiche (vgl. Kapitel 3.3) untergliedert (Abb. 39).

Die numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge der einzelnen benthischen Multimaschenstellnetze im Jahr 2024 sind in Tabelle 20 aufgeführt.

Tab. 20: Artenanzahl und Einheitsfänge der benthischen Stellnetze im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg 2024

Bereich	Netz- nummer	Tiefen- bereich (m)	Anzahl Arten	Numerischer Einheitsfang (Fische·100 m⁻²)	Biomasse- bezogener Einheitsfang (kg·100 m⁻²)
Norden	2	3 - 6*	7	80	7,2
	4	3 - 6*	6	162	7,4
	6	3 - 6*	5	162	7,2
	8	3 - 6	5	120	6,8
	9	0 - 3	7	402	9,2
	10	0 - 3	8	367	11,9
	37	3 - 6	4	142	10,2
	38	3 - 6*	6	173	9,9
Mitte	26	3 - 6	7	164	8,0
	27	3 - 6	7	144	5,0
	29	3 - 6	8	300	10,6
	30	3 - 6	7	138	24,8
	32	3 - 6	7	136	6,8
	33	3 - 6*	6	136	7,2
	35	3 - 6	6	151	10,7
	36	0 - 3	5	200	7,2
Süden	13	3 - 6	7	567	12,7
	14	3 - 6	6	460	14,1
	16	0 - 3	9	209	7,3
	18	0 - 3	8	133	9,5
	20	3 - 6	6	116	7,1
	22	0 - 3	8	287	11,9
	23	3 - 6	8	209	6,0
	24	3 - 6	7	158	7,2

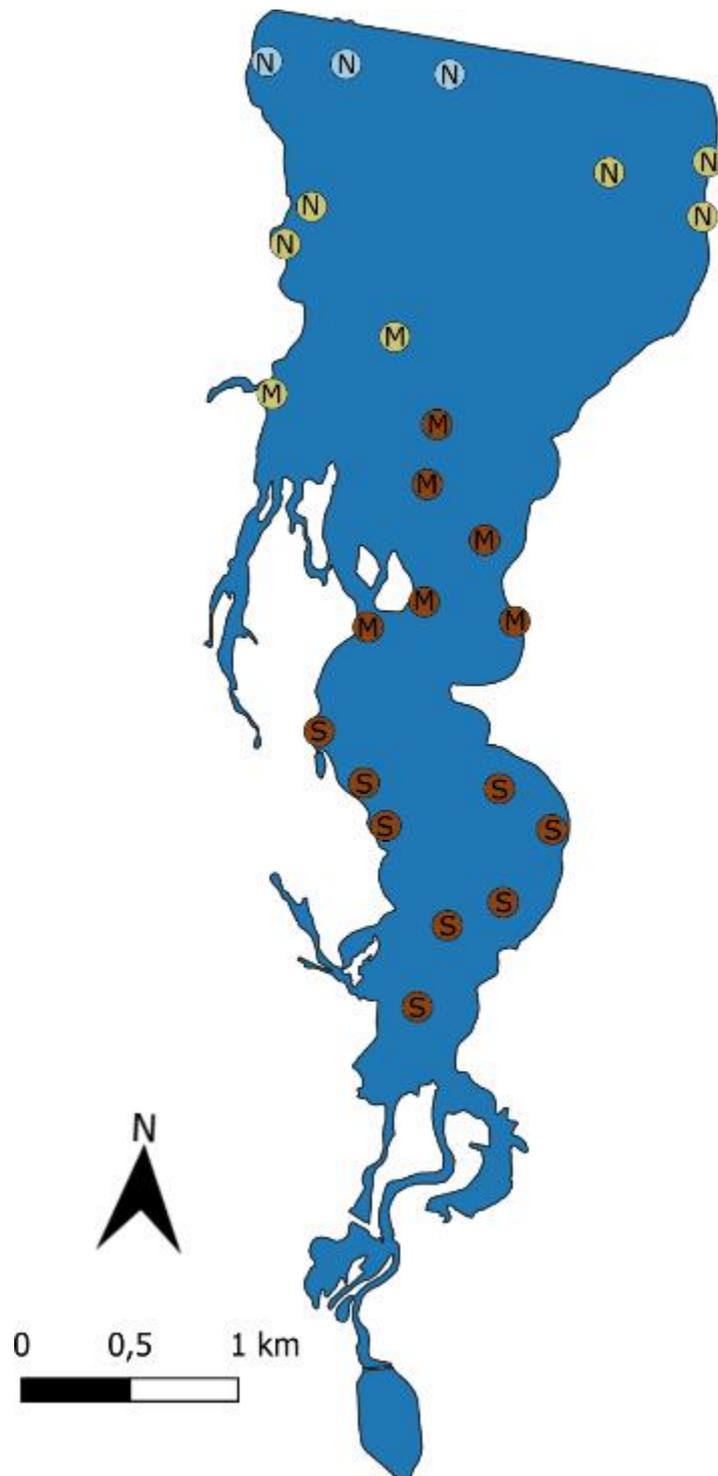


Abb. 39: Lage der benthischen Stellnetze in der Talsperre Spremberg bei der Untersuchung im Jahr 2024. Hellblaue Symbole geben die Netze im Bereich ohne Wassereintrübung, beige Symbole mit geringer und braune Symbole mit starker Eintrübung des Wassers wieder (vgl. Kapitel 3.3); N = Netze im nördlichen Bereich, M = Netze im mittleren Bereich und S = Netze im südlichen Bereich der Talsperre Spremberg.

Zwischen den drei Bereichen wurden keine Unterschiede der mittleren numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge festgestellt (numerische Einheitsfänge: einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 0,133$; $p > 0,05$; biomassebezogenen Einheitsfänge: einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 0,199$; $p > 0,05$; Abb. 40, Tab. A9 und A10). Auch hinsichtlich der Anzahl der nachgewiesenen Fischarten wurden 2024 keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den drei Bereichen festgestellt (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 3,092$; $p = 0,065$). Im Mittel über die gestellten Netze wurden 6,0 Fischarten im nördlichen Bereich, im mittleren Bereich 6,6 und im südlichen Bereich 7,4 Fischarten gefangen.

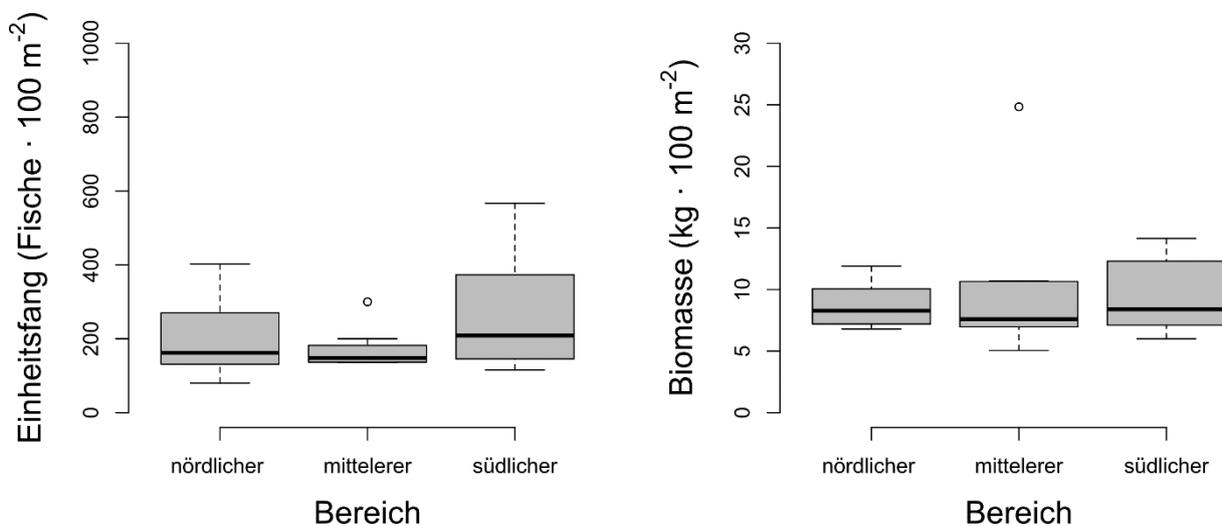


Abb. 40: Verteilung der numerischen Einheitsfänge (Fische·100 m⁻² Netz) und Biomasse-einheitsfänge (kg·100 m⁻² Netz) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg, erzielt mit benthischen Stellnetzen 2024. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein.

Für eine Betrachtung der Entwicklung über die Zeit wurden die mittleren numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge der Untersuchungsjahre 2014 bis 2024 in Tabelle 21 dargestellt. Daraus wird ersichtlich, dass in den Jahren ab 2016 das zuvor beobachtete Nord-Süd-Gefälle der Einheitsfänge nicht mehr feststellbar war. Vielmehr wurden ab diesem Zeitpunkt im südlichen Teil die höchsten numerischen Einheitsfänge im Vergleich zum nördlichen und mittleren Teil erzielt (Tab. 21, Tab. A9), was auf einen höheren Fischbestand im Vergleich zu den beiden anderen Gewässerbereichen hinwies. Zwei Erklärungen könnten dafür angeführt werden. Zum einen könnten bessere Nahrungsressourcen im südlichen Bereich durch die Einträge von Nährstoffen und organischer Substanz aus der Spree dafür verantwortlich sein (vgl. Tab. 3 und 4). Diese diversen Nahrungsquellen können die Fische durch die rückläufige Eisentrübung zunehmend besser nutzen. Zum anderen kann die Fängigkeit der Netze durch die höhere Sichttiefe im nördlichen Bereich geringer ausfallen als in den eingetrübten Bereichen. Insgesamt war nicht von einer Meidung des

südlichen Bereiches der Talsperre durch die Fische auszugehen. Auch für das aktuelle Untersuchungsjahr 2024 ist nicht von einer Meidung des südlichen Bereichs durch die Fische auszugehen. Unter Berücksichtigung der aufgeführten Limitationen ist auch aus den aktuellen Monitoringergebnissen keine Meidung des südlichen Bereichs durch die Fische abzuleiten.

Tab. 21: Mittlere numerische und biomassebezogene Einheitsfänge (\pm Standardabweichung) der benthischen Multimaschenstellnetze in den drei Teilbereichen der Talsperre Spremberg aus den Jahren 2014 bis 2024

Jahr	Numerischer Einheitsfang (Fische·100 m ⁻² Netz)			Biomassebezogener Einheitsfang (kg·100 m ⁻² Netz)		
	Nördlicher Bereich	Mittlerer Bereich	Südlicher Bereich	Nördlicher Bereich	Mittlerer Bereich	Südlicher Bereich
2024	202 \pm 117	171 \pm 56	267 \pm 163	8,7 \pm 1,9	10,0 \pm 6,3	9,5 \pm 3,1
2023	230 \pm 111	251 \pm 72	234 \pm 72	9,8 \pm 2,7 ^a	14,2 \pm 3,6 ^b	9,0 \pm 2,7 ^a
2022	291 \pm 67 ^a	474 \pm 100 ^b	194 \pm 156 ^a	13,8 \pm 4,2 ^a	13,9 \pm 4,1 ^a	7,1 \pm 4,3 ^b
2021	183 \pm 156 ^a	194 \pm 59 ^{ab}	386 \pm 211 ^b	6,6 \pm 2,8	7,6 \pm 2,9	11,4 \pm 7,6
2020	233 \pm 86	246 \pm 123	220 \pm 103	13,6 \pm 4,4	11,9 \pm 4,4	8,1 \pm 6,0
2019	306 \pm 58 ^{ab}	449 \pm 171 ^a	164 \pm 110 ^b	15,9 \pm 5,9	14,9 \pm 4,9	10,8 \pm 5,5
2018	279 \pm 64	284 \pm 126	191 \pm 118	10,2 \pm 3,1	11,3 \pm 5,0	8,7 \pm 6,1
2017	203 \pm 89 ^a	305 \pm 111 ^{ab}	355 \pm 125 ^b	8,0 \pm 4,0	10,8 \pm 4,4	7,8 \pm 2,0
2016	139 \pm 29 ^a	291 \pm 88 ^{ab}	543 \pm 390 ^b	8,3 \pm 5,6	8,6 \pm 4,5	9,4 \pm 4,0
2015	283 \pm 147	217 \pm 142	177 \pm 74	11,3 \pm 4,2 ^a	7,6 \pm 3,6 ^{ab}	4,9 \pm 0,9 ^b
2014	106 \pm 11 ^a	100 \pm 29 ^a	52 \pm 21 ^b	10,8 \pm 4,8 ^a	8,8 \pm 4,9 ^a	2,3 \pm 1,3 ^b

unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tab. A9 und A10)

7. Zusammenfassende Bewertung

In der Lausitz sind vor allem die Spree, ihre Zuflüsse und demzufolge auch die Talsperre Spremberg von einer hohen Eisenbelastung betroffen. Seit 2014 wird ein Großteil der Eisenfracht der Spree durch Sedimentation hauptsächlich in der der Talsperre vorgelagerten Vorsperre Bühlow zurückgehalten. Dazu erfolgt eine Behandlung des Spreewassers mittels Kalkmilch aus Kalkhydrat und einem Flockungshilfsmittel. Um eventuelle Auswirkungen der Wasserbehandlung auf Fische und Mollusken festzustellen bzw. auszuschließen führt das Institut für Binnenfischerei e. V. seit Beginn der Wasserbehandlung ein Monitoring der Benthosorganismen, einschließlich Großmuscheln, sowie des Fischbestandes in der Talsperre Spremberg durch. Im Jahr 2024 wurde das im Jahr 2014 begonnene Monitoring nun bereits im zehnten Jahr fortgesetzt. Der hier vorliegende Zwischenbericht stellt die dabei erzielten Ergebnisse vor und vergleicht sie mit denen der Vorjahre.

Im Rahmen einer Vorabschätzung zu den potenziellen Auswirkungen der Wasserconditionierung in der Vorsperre Bühlow kamen Lewin & Rümmler (2015) anhand der verfügbaren Fachliteratur zu dem Ergebnis, dass sich der Einsatz des Flockungsmittels sehr wahrscheinlich nicht negativ auf die aquatische Fauna auswirken wird. Der hier vorliegende Zwischenbericht für das Monitoring im Jahr 2024 stellt die erzielten Ergebnisse vor und vergleicht sie mit denen der Vorjahre. Bei zusammenfassender Betrachtung ergeben sich in Einklang mit Lewin & Rümmler (2015) keine Hinweise auf direkte negative Zusammenhänge zwischen der Wasserbehandlung und den Fisch-, Benthos- und Großmuschelbeständen in der Talsperre Spremberg.

In der aktuellen Untersuchung des Makrozoobenthos wurde eine, gegenüber den Jahren vor Beginn der Wasserconditionierung, artenreiche Makrozoobenthosgemeinschaft, in einer gesteigerten Abundanz festgestellt. Im Längsschnitt der Talsperre wurden keine signifikanten Unterschiede der Benthosdichte und -trockenmasse beobachtet, die auf einen direkten negativen Einfluss des konditionierten Zulaufwassers auf den Bestand des Makrozoobenthos zurückzuführen sind. Ein Beispiel für eine Änderung der Artenvielfalt ist der seit 2021 festgestellte hohe Anteil von Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera; u. a. *Caenis luctuosa* und *Caenis robusta*) in der Makrozoobenthosgemeinschaft. Der wiederholt erfolgreiche Nachweis der Eintagsfliegenlarven kann ein Hinweis auf eine verbesserte Wasserqualität sein. So zeigten Kotalik et al. (2019) einen negativen Zusammenhang zwischen der Abundanz von Eintagsfliegenlarven und zunehmenden Eisenkonzentrationen. Insgesamt betrachtet unterliegt die Benthosgemeinschaft in ihrer Ausprägung natürlichen Schwankungen, die durch verschiedene biotische (z. B. Fraßdruck durch Fische) und abiotische Faktoren (z. B. Nährstoffverfügbarkeit, Wassertemperaturen, Wasserstand) beeinflusst werden. Das resultiert in einer hohen zeitlichen und örtlichen Varianz von Beprobungswerten, was die Sensitivität von statistischen Vergleichen beschränkt.

Im Rahmen des Großmuschelmonitorings wurden auch im Jahr 2024 drei geschützte Großmuschelarten in der Talsperre Spremberg nachgewiesen. Dabei handelt es sich um die Malermuschel (*U. pictorum*), die Große Flussmuschel (*U. tumidus*) und die Gemeine Teichmuschel (*A. anatina*). Die Altersstruktur aller drei erfassten Großmuschelarten umfasste mehrere Jahrgänge, auch sehr junge Tiere aus dem laufenden Untersuchungsjahr wurden nachgewiesen. Zunehmend wurden bei allen

drei Arten auch ältere Exemplare vorgefunden, die ein Alter von bis zu neun Jahren und somit eine normale Lebenserwartung erreichten.

Für alle drei nachgewiesenen Arten wurde über den Monitoringzeitraum eine hohe Varianz der Besiedlungsdichte zwischen den Transekten sowie zwischen den Jahren beobachtet. Für *U. tumidus* wurden in den Jahren 2020, 2023 und 2024 die höchsten Besiedlungsdichten festgestellt. Für die Arten *U. pictorum* und *A. anatina* lagen die ermittelten Bestandsdichten der vergangenen drei Jahre im Mittel unten denen der Vorjahre. Somit ist festzustellen, dass für die Bestände von *U. pictorum* und *A. anatina* über den gesamten Monitoringzeitraum, unabhängig von der Erfassungsmethode, eine rückläufige Entwicklung bzw. konstant niedrige Besiedlungsdichten beobachtet wurden. Für *U. tumidus* wurde eine tendenzielle Zunahme der Besiedlungsdichte beobachtet.

Insgesamt blieben die im Rahmen des Monitorings ermittelten Besiedlungsdichten weit hinter den in der Literatur genannten möglichen Individuendichten zurück. Dennoch bilden die Großmuscheln in der Talsperre Spremberg altersstrukturierte reproduzierende Bestände aus. Dies stellt eine grundlegende Bedingung für das Fortbestehen der Bestände dar.

Die Entwicklung der Großmuschelbestände deutet auf Defizite hinsichtlich der Umweltbedingungen sowie des Lebensraumes gegenüber den Bedürfnissen der Muscheln hin. In der Talsperre Spremberg sind die Großmuscheln einer Vielzahl von Stressoren ausgesetzt. Als die bedeutendsten Stressoren sind die temporär geringen Wasserstände und das damit einhergehende wiederholte Trockenfallen der flachen Uferbereiche, sehr hohe Wassertemperaturen in den Sommermonaten sowie eine ausgeprägte interspezifische Konkurrenz mit invasiven Muschelarten zu nennen (vgl. Aldrige et al. 2023). Auch anionische Polyacrylamide können zu einer gesteigerten Mortalität von Muscheln beitragen. Eine sichere Einschätzung einer möglichen Wirkung des Flockungsmittels auf die Besiedlungsdichte der Großmuscheln in der Talsperre Spremberg ist aufgrund fehlender Vergleichsdaten nicht möglich, da weitere potenzielle Einflussfaktoren so nicht ausgeschlossen werden können. Basierend auf Angaben in der Fachliteratur ist es jedoch unwahrscheinlich, dass die in der Vorsperre eingebrachte Konzentration von $0,17 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ (Mittelwert 2022, Uhlmann et al. 2024) eine gesteigerte Sterblichkeit der Muscheln in der Talsperre verursachen und somit für die geringen Besiedlungsdichten der Großmuschelarten verantwortlich sind. Für verschiedene Süßwassermuscheln aus der Familie der Unionidae zeigten Buczek et al. (2017), dass die letalen Konzentrationen verschiedener anionischer Polyacrylamide Konzentrationen von $400 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ für Glochidien bzw. über $127 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ für Jungmuscheln überschritten. Da die in die Vorsperre eingebrachten Konzentrationen des Flockungsmittels weit unterhalb der von Buczek et al. (2017) angegebenen letalen Konzentrationen liegen und die Flockungsmittels in der Vorsperre sedimentieren, ist nicht davon auszugehen, dass die beobachteten niedrigen Muscheldichten in der Hauptsperre auf den Einsatz des Flockungsmittels zurückgeführt werden können. Neben den abiotischen Einflussfaktoren auf die Entwicklung der Großmuschelzönose wurden auch biotische Einflussfaktoren beobachtet. Zusätzlich zur Dreikantmuschel wurde in den vergangenen Jahren eine starke Zunahme der Grobgerippten Körbchenmuschel, einer weiteren invasiven Muschelart, in der Talsperre Spremberg dokumentiert. Beide invasiven Arten stehen in starker Konkurrenz zu unseren heimischen Großmuschelarten, weshalb sich eine starke Zunahme der Neozoen negativ auf

die Bestandsentwicklung der heimischen Arten auswirken kann (vgl. Ferreira-Rodríguez et al. 2018, Modesto et al. 2021, Haag et al. 2021, Müller et al. 2021).

Im Monitoringjahr 2024 konnten im Rahmen der Fischbestandserhebung mit verschiedenen Fanggeräten insgesamt 21 Fischarten in der Talsperre Spremberg gefangen werden. Somit wurde aktuell die höchste Artenanzahl seit Beginn des Monitorings nachgewiesen. Diese Steigerung ist jedoch vor allem auf den Fang der gebietsfremden und invasiven Fischarten Sibirischer Stör, Marmorkarpfen, Sonnenbarsch und Streifenbarschhybrid zurückzuführen. Dennoch wurden in der Talsperre mehr heimische Arten nachgewiesen, als sie in natürlichen Seen mit vergleichbarer Größe zu erwarten wäre.

Die mit benthischen Multimaschenstellnetzen erzielten numerischen Einheitsfänge im Jahr 2024 fielen – wie in Vorjahren – signifikant höher aus als im Jahr 2014 unmittelbar vor Beginn der Wasserkonditionierung. Das deutet auf eine gesteigerte Fischdichte in der Talsperre Spremberg hin. Die weiterhin hohen Einheitsfänge 2024 lassen auf einen in seiner Ausprägung stabilen Fischbestand schließen.

Die Verteilung der Fische in der Talsperre ergab 2014 ein sehr starkes Nord-Süd-Gefälle mit signifikant weniger Fischen im südlichen Bereich der Talsperre. Die Talsperre war geprägt durch einen starken Gradienten der Eisenockerfrachten bzw. -ablagerungen. Dieses Gefälle der Wassertrübung sowie die Unterschiede in der Verteilung des Fischbestandes waren in den Jahren 2015 - 2018 sowie 2020, 2021, 2023 und 2024 statistisch nicht mehr nachweisbar. In den Untersuchungsjahren 2016, 2017 und 2021 wurden dagegen im südlichen Bereich signifikant höhere numerische Einheitsfänge nachgewiesen als im nördlichen bzw. mittleren Bereich der Talsperre. In diesen Jahren war die Talsperre durch sehr hohe Sichttiefen im nördlichen Bereich gekennzeichnet. Hohe Sichttiefen können in einer reduzierten Fängigkeit der Fanggeräte führen (vgl. Du Four et al. 2019), weshalb die Ergebnisse sehr wahrscheinlich auf die hohen Sichttiefen zurückzuführen sind. Im aktuellen Untersuchungsjahr 2024 wurden keine signifikante unterschiedliche numerische oder biomasse-bezogenen Einheitsfänge festgestellt, weshalb nicht von einer Meidung des südlichen Bereichs durch die Fische als Folge der Wasserkonditionierung auszugehen ist.

Die Ergebnisse der Elektrofischerei, der Stellnetzfisherei und die abschließenden Betrachtungen der Längen-Häufigkeits-Diagramme der gefangenen Fische bestätigen ein natürliches Jungfischauftreten für die meisten der nachgewiesenen Fischarten in den Jahren 2015 - 2024. Für Arten ohne einen solchen Nachweis ist dies aufgrund ihrer Autökologie erklärbar. Insgesamt lieferten die im vorliegenden Bericht dargestellten Untersuchungen keinen Anhaltspunkt für negative Einflüsse der Wasserkonditionierung auf die natürliche Reproduktion der nachgewiesenen Fischarten. Diese Aussage bezieht sich im Wesentlichen auf eine qualitative Beurteilung. Eventuelle quantitative Auswirkungen können aufgrund starker methodischer Limitierungen beim Nachweis der Reproduktionshöhe kaum beurteilt werden. Doch der Anstieg von Einheitsfängen auch in älteren Kohorten vieler Arten im betrachteten Zeitraum macht starke quantitative Rückgänge in der Reproduktion unwahrscheinlich.

Zusammenfassend über alle untersuchten Arten bzw. Artengruppen lassen die vorgestellten Ergebnisse keine direkte Beeinträchtigung der Fisch-, Makrozoobenthos- und Großmuschelgemeinschaft durch den Einsatz der Fällungs- und Flockungshilfsmittel erkennen. Ein direkter Vorher-Nachher-Vergleich zur Abschätzung ist allerdings nur sehr eingeschränkt möglich, da die Lebensbedingungen der aquatischen Organismen vor dem Einsatz der Wasserconditionierung nicht mit den Umweltbedingungen in den Untersuchungsjahren 2015 - 2023 vergleichbar waren. Im Jahr 2014 waren die Fische und Benthosorganismen durch starke Eisenkonzentrationen und Eisenockerbildung (Lewin & Rümmler 2014) sowie einen geringen Wasserstand in der Talsperre in größerem Maße beeinträchtigt. Mit Beginn der Conditionierung wurden die Umweltbedingungen für die aquatische Fauna durch die erfolgreiche Steigerung des Eisenrückhalts in der Vorsperre Bühlow (vgl. Totsche et al. 2015) grundsätzlich verbessert. Dadurch wird eine differenzierte Bewertung möglicher Ursachen für die erzielten Ergebnisse erschwert.

Insgesamt ergeben die Untersuchungsergebnisse keinen Hinweis auf direkte Schädigungen der erfassten Arten- und Artengruppen einschließlich ihrer Reproduktion. Das größte Fragezeichen besteht hinsichtlich der geringen Großmuschelnachweise, wofür aber sehr wahrscheinlich die variierenden Wasserstände, hohe Temperaturen in den Sommermonaten und die zunehmende interspezifische Konkurrenz verantwortlich sind. Offenbar hat die verbesserte Eisenrückhaltung im Zuge der Conditionierungsmaßnahmen in der Summe einen positiven Effekt auf die Entwicklung von Benthos- und Fischgemeinschaften. Ob sich darunter ein möglicherweise auf einzelne Arten begrenzter und durch den verringerten Eisengehalt überdeckter negativer Einfluss der eingesetzten Fällungs- und Flockungshilfsmittel verbirgt, kann durch die Untersuchungen nicht vollständig ausgeschlossen werden.

8. Literaturverzeichnis

- Aldridge, D. C., Ollard, I. S., Bernal, Y. V., Bolotov, I. N., Douda, K., Geist, J., Haag, W. R., Klunzinger, M. W., Lopes-Lima, M., Mlambo, M. C., Riccardi, N., Sousa, R., Strayer, D. L., Torres, S. H., Vaughn, C. C., Zajac, T. & Zieritz, A. (2023) Freshwater mussel conservation: A global horizon scan of emerging threats and opportunities. *Global Change Biology* 29:575-589.
- Bilek, F. & Koch, C. (2012) Eisenretention in der Talsperre Spremberg - Abschlussbericht, GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden, Dresden, 99 S.
- Böhm, M., N. I. Dewhurst-Richman, M. Seddon, S. E. H. Ledger, C. Albrecht, D. Allen, A. E. Bogan, J. Cordeiro, K. S. Cummings, A. Cuttelod, G. Darrigran, W. Darwall, Z. Fehér, C. Gibson, D. L. Graf, F. Köhler, M. Lopes-Lima, G. Pastorino, K. E. Perez, K. Smith, D. van Damme, M. V. Vinarski, T. von Proschwitz, T. von Rintelen, D. C. Aldridge, N. A. Aravind, P. B. Budha, C. Clavijo, D. Van Tu, O. Gargominy, M. Ghamizi, M. Haase, C. Hilton-Taylor, P. D. Johnson, Ü. Kebapçı, J. Lajtner, C. N. Lange, D. A. W. Lepitzki, A. Martínez-Ortí, E. A. Moorkens, E. Neubert, C. M. Pollock, V. Prié, C. Radea, R. Ramirez, M. A. Ramos, S. B. Santos, R. Slapnik, M. O. Son, A.-S. Stensgaard & Collen, B. (2021) The conservation status of the world's freshwater molluscs. *Hydrobiologia* 848: 3231-3254.
- Bössneck, U. & Klingelhöfer, J. (2011) Erstnachweis der Chinesischen Teichmuschel, *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) aus Thüringen. *Mitteilungen der deutschen malakozoologischen Gesellschaft* 85: 11-16.
- Buczek, S. B., Cope, W. G., McLaughlin, R. A. & Kwak, T. J. (2017) Acute toxicity of polyacrylamide flocculants to early life stages of freshwater mussels. *Environmental Toxicology and Chemistry* 36(10): 2715-2721.
- DIN EN 14757. Wasserbeschaffenheit – Probenahme von Fisch mittels Multi-Maschen-Kiemennetzen; Deutsche Fassung EN 14757:2015-08.
- Domagała, J., Labecka, A., Migdalska, B. & Pilecka-Rapacz, M. (2007) Colonisation of the Channels of Międzyodrze (North-Western Poland) by *Sinanodonta Woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae). *Polish Journal of Natural Science*. 22: 679-690.
- Du Four, M. R., Qian, S. S., Mayer, C. M., & Vandergoot, C. S. (2019) Evaluating catchability in a large-scale gillnet survey using hydroacoustics: making the case for coupled surveys. *Fisheries Research* 211: 309-318.
- Dümpelmann, C. (2012) Erste Freilandnachweise der Chinesischen Teichmuschel *Sinanodonta woodiana* (Lea) in Hessen mit Anmerkung zu den Konsequenzen ihrer Verbreitung (Bivalvia: Unionidae). *Lauterbornia* 74: 117-124.
- Eckmann R. (1995) Fish species richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 4: 62-69.
- Ferreira-Rodríguez, N., Sousa, R. & Pardo, I. (2018) Negative effects of *Corbicula fluminea* over native freshwater mussels. *Hydrobiologia* 810:85-95.

- Gerbothe, D., Wohlfarth, K. & Lehmann, R. (2013) Talsperre Spremberg - Prüfung von Maßnahmenvorschlägen zur baulichen Veränderung der Vorsperre Bühlow - Machbarkeitsstudie, IBTW Ingenieurbüro Tief- und Wasserbau GmbH, Dresden, 6 S.
- Glöer, P. (2002) Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. Die Tierwelt Deutschland 73. Teil. Conch Books, Hackenheim.
- Glöer, P. (2017) Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Muscheln und Schnecken im Süßwasser der Bundesrepublik Deutschland. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (Hrsg.), Göttingen.
- Gołąb, M., Lipińska, A. & Ćmiel, A. (2010) The consequences of water release from a dam reservoir for freshwater mussel survival: recommendations for improved management. *Ekologia* 29: 454-459.
- Haag, W. R., Culp, J., Drayer, A. N., Mcgregor, M. A., White, D. E. J. & Price, S. J. (2021). Abundance of an invasive bivalve, *Corbicula fluminea*, is negatively related to growth of freshwater mussels in the wild. *Freshwater Biology*, 66: 447-457.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. (2001) "PAST-Palaeontological Statistics."
- Heidemann, H. & Seidenbusch, R. (2002) Die Libellenlarven Deutschlands. Die Tierwelt Deutschland, 72. Teil, Goecke & Evers, Keltern.
- Herdam, V. & Illig, J. (1992) Rote Liste Weichtiere (Mollusca, Gastropoda & Bivalvia). -- In: Rote Liste. Gefährdete Tiere im Land Brandenburg: - 39-48, Potsdam (Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg).
- Hühn, D., Pohl, A., Schiewe, S., Hennicke, M. & Weichler, F. (2020) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Monitoringbericht 2020. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Hühn, D., Pohl, A., Schiewe, S., Hennicke, M. & Weichler, F. (2021) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Monitoringbericht 2021. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Hühn, D., Pohl, A., Schiewe, S., Hennicke, M. & Weichler, F. (2022) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Monitoringbericht 2022. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Hühn, D., Pohl, A., Schiewe, S., Hennicke, M. & Weichler, F. (2023) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Monitoringbericht 2023. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Hühn, D., Rümmler, F., Schiewe, S. & Weichler, F. (2015) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung

- von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Zwischenbericht 2015. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Hühn, D., Rümmler, F., Schiewe, S. & Weichler, F. (2016) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Zwischenbericht 2016. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Hühn, D., Rümmler, F., Schiewe, S. & Weichler, F. (2017) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Zwischenbericht 2017. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Hühn, D., Rümmler, F., Schiewe, S. & Weichler, F. (2018) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Monitoringbericht 2018. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Hühn, D., Rümmler, F., Schiewe, S. & Weichler, F. (2019) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Monitoringbericht 2019. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Jakob, M. & Müller, O. (2018) Untersuchung der Großmuschelbestände (Bivalvia: Unionidae) in ausgewählten Gewässern Ostbrandenburgs unter besonderer Beachtung von *Unio crassus* (Philipsson 1788). *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 27: 4-10.
- Janneck, E., Glombitza, F., Martin, Kahnt, R. & Klapper, H. (2009) Durchführung von speziellen Untersuchungen bezüglich Sulfat im brandenburgischen Einzugsgebiet der Spree unter den Bedingungen des Sanierungs- und des aktiven Bergbaus. Modellierung des Sulfattransports in der Spree. G.E.O.S Ingenieurgesellschaft mbH, Halsbrücke.
- Janneck, E., Martin, M., Renker, S. & Kahnt, R. (2010) Modellierung des Sulfattransports in der Spree. G.E.O.S Ingenieurgesellschaft mbH, Halsbrücke.
- Jungbluth, J.H. & Knorre, D. von (2011) Rote Liste und Gesamtartenliste der Binnenmollusken (Schnecken und Muscheln; Gastropoda et Bivalvia) Deutschlands. – In: Binot-Hafke, M.; Balzer, S.; Becker, N.; Gruttke, H.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G.; Matzke-Hajek, G. & Strauch, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). – Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (3): 647-708.
- Kerr, J. L., Lumsden, J. S., Russell, S. K., Jasinska, E. J. & Goss, G. G. (2014). Effects of anionic polyacrylamide products on gill histopathology in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 33: 1552-1562.
- Killeen, I., Aldridge, D. & Oliver, G. (2004) Freshwater bivalves of Britain and Ireland. National Museum of Wales Occasional Publication 82: 1–114.

- Kotalik, C. J., P. Cadmus & W. H. Clements. (2019) Indirect Effects of Iron Oxide on Stream Benthic Communities: Capturing Ecological Complexity with Controlled Mesocosm Experiments. *Environmental Science & Technology*.
- Lewin, W.-C. & Rümmler, F. (2014) Untersuchungen zur Dynamik von Fischbeständen und fischereilich relevanten Wasserparametern in bergbaulich beeinflussten Seen der Lausitz: Die Fischfauna der Talsperre Spremberg. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Lewin, W.-C. & Rümmler, F. (2015) Vorabschätzung zu möglichen Auswirkungen der Flockungsmittel Weißkalkhydrat in Kombination mit dem Flockungshilfsmittel Koaret PA 3230 T auf den Fischbestand in der Talsperre Spremberg. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Lopes-Lima, M., Sousa, R., Geist, J., Aldridge, D. C., Araujo, R., Bergengren, J., Bernal, Y., Bódis, E., Burlakova, L. & Van Damme, D. (2017) Conservation status of freshwater mussels in Europe: state of art and future challenges. *Biol. Rev.* 92: 572-607.
- Luckner, T., Uhling, U., Schmidt, A. & Pötschke, A. (2014) Konzept Konditionierungsanlage Zulauf Talsperre Spremberg. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, GIP Grundwasseringenieurbau-Planung GmbH, Dresden, 30 S.
- Maday, A., Matern, S., Monk, C.T., Klefoth, T., Wolter, C. & Arlinghaus, R. (2023) Seasonal and diurnal patterns of littoral microhabitat use by fish in gravel pit lakes, with special reference to supplemented deadwood brush piles. *Hydrobiologia* 850:1557-1581.
- Matern, S., Klefoth, T., Wolter, C. & Arlinghaus, R. (2021) Environmental determinants of fish abundance in the littoral zone of gravel pit lakes. *Hydrobiologia*.
- Modesto, V., Dias, E., Ilarri, M., Lopes-Lima, M., Teixeira, A., Varandas, S., Castro, P., Antunes, C. & Sousa, R. (2021) Trophic niche overlap between native freshwater mussels (Order: Unionida) and the invasive *Corbicula fluminea*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31:2058-2071.
- Modesto, V., M. Ilarri, A. T. Souza, M. Lopes-Lima, K. Douda, M. Clavero & R. Sousa. (2018) Fish and mussels: Importance of fish for freshwater mussel conservation. *Fish and Fisheries* 19(2): 244-259.
- Mount, D.R., Gulley, D.D., Hockett, J.R., Garrison, T.D. & Evans, J.M. (1997) Statistical models to predict the toxicity of major ion to *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna* and *Pimephales promelas* (Fathead minnow). *Environmental Toxicology and Chemistry* 16, 2009-2016.
- Mühlenberg M. (1993) Freilandökologie (3. Aufl.). UTB Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden.
- Müller, H. J. (1985) Bestimmung wirbelloser Tiere im Gelände. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Müller, T., A. M. Labecka, K. Zajac & Czarnoleski, M. (2021) Growth patterns of the pan-European freshwater mussel, *Anodonta anatina* (Linnaeus, 1758) (Bivalvia: Unionidae), vary with sex and mortality in populations. *Ecology and Evolution* 11: 2907-2918.
- Neu, P.J. & Tobias, W. (2004) Die Bestimmung der in Deutschland vorkommenden Hydropsychidae (Insecta: Trichoptera). *Lauterbornia* 51: 1-68.

- Ohrendt, C. & Spies, M. (2009) Illustrierter Bestimmungsschlüssel für die Larven der Unterfamilie Chironominae Tribus Chironomini unter Verwendung vorwiegend makroskopischer Merkmale. Entwurf, 2009.
- Pfeiffer, M. 2002. Chinesische Teichmuschel, *Sinandonta woodiana* (Lea, 1834), nun auch in der Oberlausitz. Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz 10: 67-71.
- Prchalová, M., Kubečka, J., Říha, M., Mrkvička, T., Vašek, M., Jůza, T., Michal Kratochvíl, M., Peterka, J., Draštík, V. & Křížek, J. (2009) Size selectivity of standardized multimesh gillnets in sampling coarse European species. Fisheries Research 96, 51-57.
- R Development Core Team (2013) R: a language and environment for statistical computing [online]. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from <http://www.R-project.org/>
- Reichling, H.-J. (1999) Erstnachweis der Chinesischen Teichmuschel *Sinanodonta woodiana* in Deutschland – Bemerkenswerte Molluskenfunde im Seilersee der Stadt Iserlohn. NABU Märkischer Kreisverband, Infoheft 1999: 24-32.
- Sajdlová, Z., Jůza, T., Draštík, V., Seda, J. & Čech, M. (2023). The effect of littoral complexity on the diel distribution of early juvenile fish communities in temperate freshwater reservoirs. Ecology of Freshwater Fish 32:783-794.
- Schmedtje, U. & Kohmann, F. (1992) Bestimmungsschlüssel für Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen) Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Informationsbericht 2/88, München.
- Scholz, E. (1962) Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. Pädagogisches Bezirkskabinett, Potsdam.
- Schwalb, A. N. & Pusch, M. T. (2007) Horizontal and vertical movements of unionid mussels in a lowland river. Journal of the North American Benthological Society 26:261-272.
- Soucek, D.J. & Kennedy, A.D. (2005) Effects of hardness, chloride, and acclimatisation on the acute toxicity of sulfate to freshwater invertebrates. Environmental Toxicology and Chemistry 24, 1204-1210.
- Sousa, R., Pilotto, F. & Aldridge, D. C. 2011. Fouling of European freshwater bivalves (Unionidae) by the invasive zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). Freshwater Biology 56: 867-876.
- Souza, A. T., Argillier, C., Blabolil, P., Děd, V., Jarić, I., Monteoliva, A. P., Reynaud, N., Ribeiro, F., Ritterbusch, D., Sala, P., Šmejkal, M., Volta, P. & Kubečka, J. (2022) Empirical evidence on the effects of climate on the viability of common carp (*Cyprinus carpio*) populations in European lakes. Biological Invasions.
- Totsche, O. (2015) Bergbauverursachte Fließgewässerverockerung im Einzugsgebiet der Spree - Teil 2: Gegenmaßnahmen. In MERKEL, B. & HOYER, M. Innovative methods in mine water treatment, geothermal energy utilization and in-situ leaching. Proceedings of the Mine Water Symposium 2015, Freiberg, Germany, Freiberg Online Geology 40.

- Uhlmann, W. (2015) Zusammenfassender Bericht für 2014 zur Eisenbelastung der Spree und der Talsperre Spremberg, Berichtsperiode August 2014 bis Dezember 2014, Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden.
- Uhlmann, W., Hiekel, R. & Giering, N. (2024) Weiterführung der Untersuchungen zur Exfiltration von eisenhaltigem, saurem Grundwasser auf die Fließgewässer der Lausitz: Monitoring der Eisenbelastung in der Spree und in der Talsperre Spremberg - Jahresbericht 2023. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden.
- Uhlmann, W., Theiss, S., Zimmermann, K., Nestler, W., Westphal, E & Claus, T. (2013) Fortführung der Studie zur Talsperre Spremberg - Abschlussbericht, Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden.
- Zak, D., M. Hupfer, A. Cabezas, G. Jurasinski, J. Audet, A. Kleeberg, R. McInnes, S. M. Kristiansen, R. J. Petersen, H. Liu & Goldhammer, T. (2021) Sulphate in freshwater ecosystems: A review of sources, biogeochemical cycles, ecotoxicological effects and bioremediation. *Earth-Science Reviews* 212: 103446.
- Zettler, M. (2000) Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern über die Malakofauna als Indikatororganismen. *Natur u. Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern* 35: 3-63.
- Zettler, M. L., Jueg, U., Menzel-Harloff, H., Göllnitz, U., Petrick, S., Weber, E. & Semann, R. (2006) Die Land- und Süßwassermollusken Mecklenburg-Vorpommerns. Obotritendruck Schwerin.

9. Anhang



Abb. A1. Fotodokumentation der veränderten Bedingungen in den befischten Uferstrecken im Monitoringjahr 2020, geprägt durch einen sehr niedrigen Wasserstand, gegenüber der Hochwassersituation zum Monitoring 2024 (Fotos: Hennicke/IfB)

Tab. A1: Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren Benthosdichte aus den Jahren 2014 bis 2024. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall		Signifikanz (p)
		untere Grenze	obere Grenze	
2015-2014	0,296	-0,25	0,84	0,801
2016-2014	0,650	0,10	1,20	0,007
2017-2014	0,146	-0,40	0,69	0,999
2018-2014	0,576	0,03	1,12	0,031
2019-2014	0,354	-0,19	0,90	0,577
2020-2014	0,578	0,03	1,13	0,029
2021-2014	0,748	0,20	1,30	0,001
2022-2014	0,669	0,12	1,22	0,005
2023-2014	0,621	0,07	1,17	0,013
2024-2014	0,599	0,05	1,15	0,020
2016-2015	0,353	-0,19	0,90	0,579
2017-2015	-0,151	-0,70	0,40	0,998
2018-2015	0,280	-0,27	0,83	0,853
2019-2015	0,057	-0,49	0,61	1,000
2020-2015	0,282	-0,27	0,83	0,847
2021-2015	0,452	-0,10	1,00	0,214
2022-2015	0,373	-0,18	0,92	0,497
2023-2015	0,325	-0,22	0,87	0,695
2024-2015	0,302	-0,25	0,85	0,781
2017-2016	-0,504	-1,05	0,04	0,103
2018-2016	-0,074	-0,62	0,47	1,000
2019-2016	-0,296	-0,84	0,25	0,802
2020-2016	-0,072	-0,62	0,48	1,000
2021-2016	0,099	-0,45	0,65	1,000
2022-2016	0,019	-0,53	0,57	1,000
2023-2016	-0,028	-0,58	0,52	1,000
2024-2016	-0,051	-0,60	0,50	1,000
2018-2017	0,430	-0,12	0,98	0,279
2019-2017	0,208	-0,34	0,76	0,978
2020-2017	0,432	-0,12	0,98	0,273
2021-2017	0,603	0,05	1,15	0,018
2022-2017	0,523	-0,03	1,07	0,076
2023-2017	0,476	-0,07	1,02	0,156
2024-2017	0,453	-0,10	1,00	0,212
2019-2018	-0,222	-0,77	0,33	0,964
2020-2018	0,002	-0,55	0,55	1,000
2021-2018	0,172	-0,38	0,72	0,995
2022-2018	0,093	-0,46	0,64	1,000
2023-2018	0,046	-0,50	0,59	1,000
2024-2018	0,023	-0,53	0,57	1,000
2020-2019	0,224	-0,32	0,77	0,962
2021-2019	0,395	-0,15	0,94	0,408
2022-2019	0,315	-0,23	0,86	0,733
2023-2019	0,268	-0,28	0,82	0,884
2024-2019	0,245	-0,30	0,79	0,932
2021-2020	0,170	-0,38	0,72	0,995
2022-2020	0,091	-0,46	0,64	1,000
2023-2020	0,044	-0,50	0,59	1,000
2024-2020	0,021	-0,53	0,57	1,000
2022-2021	-0,079	-0,63	0,47	1,000
2023-2021	-0,127	-0,68	0,42	1,000
2024-2021	-0,150	-0,70	0,40	0,998
2023-2022	-0,048	-0,60	0,50	1,000
2024-2022	-0,070	-0,62	0,48	1,000
2024-2023	-0,023	-0,57	0,53	1,000

Tab. A2. Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren Benthos-trockenmasse aus den Jahren 2014 bis 2024.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall		Signifikanz (p)
		untere Grenze	obere Grenze	
2015-2014	0.013	-2.01	2.04	1.000
2016-2014	0,424	-1,60	2,45	1,000
2017-2014	-0,103	-2,13	1,92	1,000
2018-2014	0,286	-1,74	2,31	1,000
2019-2014	-0,006	-2,03	2,02	1,000
2020-2014	1,695	-0,33	3,72	0,196
2021-2014	0,643	-1,38	2,67	0,994
2022-2014	0,541	-1,48	2,57	0,999
2023-2014	0,443	-1,58	2,47	1,000
2024-2014	0,449	-1,58	2,47	1,000
2016-2015	0,410	-1,61	2,44	1,000
2017-2015	-0,117	-2,14	1,91	1,000
2018-2015	0,273	-1,75	2,30	1,000
2019-2015	-0,019	-2,04	2,01	1,000
2020-2015	1,682	-0,34	3,71	0,205
2021-2015	0,630	-1,40	2,65	0,995
2022-2015	0,527	-1,50	2,55	0,999
2023-2015	0,430	-1,60	2,46	1,000
2024-2015	0,436	-1,59	2,46	1,000
2017-2016	-0,527	-2,55	1,50	0,999
2018-2016	-0,138	-2,16	1,89	1,000
2019-2016	-0,430	-2,45	1,60	1,000
2020-2016	1,271	-0,75	3,30	0,617
2021-2016	0,219	-1,81	2,24	1,000
2022-2016	0,117	-1,91	2,14	1,000
2023-2016	0,020	-2,01	2,04	1,000
2024-2016	0,026	-2,00	2,05	1,000
2018-2017	0,389	-1,64	2,41	1,000
2019-2017	0,097	-1,93	2,12	1,000
2020-2017	1,798	-0,23	3,82	0,133
2021-2017	0,746	-1,28	2,77	0,982
2022-2017	0,644	-1,38	2,67	0,994
2023-2017	0,547	-1,48	2,57	0,998
2024-2017	0,553	-1,47	2,58	0,998
2019-2018	-0,292	-2,32	1,73	1,000
2020-2018	1,409	-0,62	3,43	0,460
2021-2018	0,357	-1,67	2,38	1,000
2022-2018	0,255	-1,77	2,28	1,000
2023-2018	0,157	-1,87	2,18	1,000
2024-2018	0,163	-1,86	2,19	1,000
2020-2019	1,701	-0,32	3,73	0,191
2021-2019	0,649	-1,38	2,67	0,994
2022-2019	0,547	-1,48	2,57	0,998
2023-2019	0,449	-1,58	2,47	1,000
2024-2019	0,455	-1,57	2,48	1,000
2021-2020	-1,052	-3,08	0,97	0,837
2022-2020	-1,154	-3,18	0,87	0,744
2023-2020	-1,252	-3,28	0,77	0,639
2024-2020	-1,246	-3,27	0,78	0,646
2022-2021	-0,102	-2,13	1,92	1,000
2023-2021	-0,200	-2,22	1,83	1,000
2024-2021	-0,194	-2,22	1,83	1,000
2023-2022	-0,097	-2,12	1,93	1,000
2024-2022	-0,091	-2,12	1,93	1,000
2024-2023	0,006	-2,02	2,03	1,000

Tab. A3: Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren Benthosdichte aus den Jahren 2014 bis 2024 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2024	n-m	-0,123	-0,89 - 0,65	0,910
	s-m	0,293	-0,48 - 1,06	0,596
	s-n	0,416	-0,36 - 1,19	0,365
2023	n-m	-7.673,997	-1.542,43 - -77,43	0,050
	s-m	-696,289	-8.477,73 - 7.055,14	0,970
	s-n	6.977,708	-773,72 - 1.429,13	0,080
2022	n-m	0,048	-0,93 - 1,03	0,991
	s-m	-0,359	-1,34 - 0,62	0,618
	s-n	-0,407	-1,39 - 0,57	0,542
2021	n-m	0,251	-1,91 - 2,41	0,951
	s-m	-0,466	-2,62 - 1,69	0,823
	s-n	-0,717	-2,88 - 1,44	0,671
2020	n-m	0,167	-0,64 - 0,97	0,854
	s-m	-0,189	-0,99 - 0,62	0,816
	s-n	-0,356	-1,16 - 0,45	0,500
2019	n-m	-0,166	-1,10 - 0,77	0,890
	s-m	-0,121	-1,06 - 0,81	0,940
	s-n	0,046	-0,89 - 0,98	0,991
2018	n-m	-0,259	-0,97 - 0,45	0,622
	s-m	-0,494	-1,21 - 0,22	0,204
	s-n	-0,235	-0,95 - 0,48	0,675
2017	n-m	-0,337	-1,09 - 0,41	0,492
	s-m	-0,261	-1,01 - 0,49	0,647
	s-n	0,075	-0,68 - 0,83	0,963
2016	n-m	-0,075	-0,82 - 0,67	0,963
	s-m	0,079	-0,67 - 0,83	0,959
	s-n	0,155	-0,59 - 0,90	0,855
2015	n-m	-0,143	-0,87 - 0,58	0,867
	s-m	-0,260	-0,98 - 0,47	0,630
	s-n	-0,117	-0,84 - 0,61	0,908
2014	n-m	-0,237	-0,57 - 0,09	0,183
	s-m	0,074	-0,28 - 0,42	0,849
	s-n	0,311	0,05 - 0,57	0,019

Tab. A4. Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren Benthostrockenmasse aus den Jahren 2014 bis 2024 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre).

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2024	n-m	-0,368	-1,10 - 0,36	0,410
	s-m	-0,099	-0,83 - 0,63	0,933
	s-n	0,269	-0,46 - 0,99	0,613
2023	n-m	-0,933	-1,95 - 0,08	0,075
	s-m	-0,567	-1,58 - 0,45	0,436
	s-n	0,367	-0,65 - 1,38	0,629
2022	n-m	0,115	-1,12 - 1,35	0,967
	s-m	0,242	-0,99 - 1,47	0,867
	s-n	0,127	- 1,10 - 1,36	0,961
2021	n-m	-0,133	-1,96 - 1,69	0,980
	s-m	0,101	-1,72 - 1,92	0,989
	s-n	0,234	-1,59 - 2,05	0,941
2020	n-m	3,932	-4,82 -12,69	0,490
	s-m	0,140	-8,61 - 8,89	0,999
	s-n	-3,792	-12,55 - 4,96	0,514
2019	n-m	-0,083	-0,46 - 0,30	0,839
	s-m	-0,080	-0,46 - 0,30	0,850
	s-n	0,003	-0,38 - 0,38	1,000
2018	n-m	0,641	-1,07 - 2,35	0,605
	s-m	-0,192	-1,91 - 1,52	0,955
	s-n	-0,833	-2,55 - 0,88	0,437
2017	n-m	-0,045	-0,30 - 0,21	0,891
	s-m	-0,095	-0,35 - 0,16	0,605
	s-n	-0,050	-0,30 - 0,20	0,867
2016	n-m	0,006	-0,85 - 0,86	1,000
	s-m	0,927	0,07 - 1,78	0,033
	s-n	0,921	0,07 - 1,78	0,034
2015	n-m	-0,145	-0,43 - 0,14	0,408
	s-m	-0,050	-0,34 - 0,24	0,893
	s-n	0,095	-0,19 - 0,38	0,671
2014	n-m	0,116	-0,16 - 0,39	0,538
	s-m	0,211	-0,08 - 0,51	0,185
	s-n	0,095	-0,12 - 0,31	0,515

Tab. A5. Stichprobenartige Vermessung von Großmuscheln im Rahmen des Großmuschelmonitorings 2023

Transekt	Art	Länge	Breite	Dicke	Alter (Jahre, geschätzt)
1a	<i>A. anatina</i>	5,8	3,8	1,8	1
	<i>A. anatina</i>	5,1	3,4	1,6	1
1b	<i>U. pictorum</i>	5,2	2,2	1,5	4-5
	<i>U. tumidus</i>	5,8	2,7	2,0	5
	<i>U. tumidus</i>	4,9	2,3	1,7	5
	<i>U. tumidus</i>	4,2	2,1	1,6	4
	<i>A. anatina</i>	10,9	6,4	4,1	7-8
	<i>A. anatina</i>	9,0	5,0	3,3	8-9
3	<i>U. pictorum</i>	5,2	2,3	1,7	4
	<i>U. pictorum</i>	4,6	2,0	1,4	3
	<i>U. pictorum</i>	3,4	1,5	1,1	2
	<i>U. pictorum</i>	2,8	1,4	0,9	2
	<i>U. pictorum</i>	2,1	1,0	0,7	1
	<i>U. tumidus</i>	6,5	3,2	2,3	5-6
	<i>U. tumidus</i>	6,1	2,9	2,2	5-6
	<i>U. tumidus</i>	5,8	2,7	2,0	5-6
	<i>U. tumidus</i>	5,8	3,0	2,2	5
	<i>U. tumidus</i>	5,8	2,8	2,1	5
	<i>U. tumidus</i>	5,6	2,9	2,2	5
	<i>U. tumidus</i>	5,6	2,8	2,0	5
	<i>U. tumidus</i>	5,6	2,6	2,0	5
	<i>U. tumidus</i>	5,4	2,8	1,9	5
	<i>U. tumidus</i>	4,3	2,2	1,6	4-5
	<i>U. tumidus</i>	4,3	2,2	1,6	3-4
	<i>U. tumidus</i>	4,2	2,1	1,5	3-4
	<i>U. tumidus</i>	4,1	2,2	1,5	3-4
	<i>U. tumidus</i>	4,1	2,0	1,5	3-4
	<i>U. tumidus</i>	4,1	2,0	1,5	3-4
	<i>U. tumidus</i>	3,7	1,9	1,4	3-4
	<i>U. tumidus</i>	3,2	1,6	1,2	3
	<i>U. tumidus</i>	2,5	1,3	1,0	1-2
	<i>U. tumidus</i>	2,4	1,3	1,2	2
	<i>U. tumidus</i>	2,3	1,2	0,8	1-2
	<i>U. tumidus</i>	2,1	1,2	0,9	1-2
	<i>U. tumidus</i>	2,1	1,1	0,8	1-2
	<i>U. tumidus</i>	1,8	1,0	0,7	1
	<i>U. tumidus</i>	1,7	0,9	0,6	1
	<i>U. tumidus</i>	1,7	0,9	0,6	1
	<i>U. tumidus</i>	1,6	0,9	0,6	1
	<i>U. tumidus</i>	1,4	0,8	0,6	1
	<i>U. tumidus</i>	1,1	-	-	0
<i>U. tumidus</i>	1,1	-	-	0	
<i>A. anatina</i>	7,7	4,6	2,5	3-4	
<i>A. anatina</i>	6,5	4,2	2,4	2-3	

Fortsetzung Tab. A5

Transekt	Art	Länge (cm)	Breite (cm)	Dicke (cm)	Alter (Jahre, geschätzt)
3	<i>A. anatina</i>	5,8	3,6	1,8	2-3
	<i>A. anatina</i>	5,0	3,5	1,6	1-2
	<i>A. anatina</i>	5,0	3,1	1,7	1
	<i>A. anatina</i>	4,8	3,5	1,5	2-3
	<i>A. anatina</i>	3,8	2,6	1,1	1-2
	<i>A. anatina</i>	3,8	2,4	1,1	1-2
	<i>A. anatina</i>	3,4	2,3	1,1	1-2
	<i>A. anatina</i>	2,4	1,5	0,6	0
6	<i>U. tumidus</i>	2,0	1,0	1,0	0
	<i>U. tumidus</i>	1,4	0,7	0,5	0
	<i>A. anatina</i>	10,5	6,2	3,1	6-7
	<i>A. anatina</i>	9,5	4,8	3,4	5-6
	<i>A. anatina</i>	9,2	5,5	3,3	6
	<i>A. anatina</i>	3,2	2,2	0,9	1
8	<i>U. pictorum</i>	3,5	1,5	1,1	1
	<i>U. pictorum</i>	3,1	1,4	1,0	1
	<i>A. anatina</i>	5,0	3,7	1,5	n.b.
9	<i>U. pictorum</i>	5,8	2,5	1,7	4-5
	<i>U. pictorum</i>	4,7	1,9	1,5	3
	<i>U. tumidus</i>	4,9	2,5	1,9	3
	<i>U. tumidus</i>	1,9	1,0	0,7	0
10	<i>U. pictorum</i>	4,3	1,8	1,2	4
	<i>U. pictorum</i>	2,3	1,1	0,7	3
11a	<i>A. anatina</i>	9,1	5,9	3,4	8
	<i>A. anatina</i>	8,8	5,2	3,1	6
	<i>A. anatina</i>	8,4	5,1	3,3	5-6
	<i>A. anatina</i>	8,1	5,1	3,0	5-6
	<i>A. anatina</i>	7,9	4,8	2,8	6-7
	<i>A. anatina</i>	7,4	4,8	2,7	5
11b	<i>U. pictorum</i>	3,6	1,7	1,2	3-4
	<i>U. pictorum</i>	3,7	1,5	1,2	4-5
	<i>U. tumidus</i>	5,5	2,6	1,8	4
	<i>U. tumidus</i>	5,1	2,2	1,7	4
	<i>U. tumidus</i>	5,4	2,4	1,8	4
	<i>U. tumidus</i>	4,4	2,2	1,6	4
	<i>U. tumidus</i>	4,3	2,0	1,5	5
	<i>U. tumidus</i>	4,3	2,1	1,6	4-5
	<i>U. tumidus</i>	4,2	2,0	1,5	4
	<i>U. tumidus</i>	4,2	2,1	1,6	3
	<i>U. tumidus</i>	4,2	1,9	1,6	4

Fortsetzung Tab. A5

Transekt	Art	Länge (cm)	Breite (cm)	Dicke (cm)	Alter (Jahre, geschätzt)
11b	<i>U. tumidus</i>	3,8	1,9	1,5	4
	<i>U. tumidus</i>	3,4	1,6	1,4	4
	<i>U. tumidus</i>	3,9	1,9	1,4	3
	<i>U. tumidus</i>	2,8	1,5	1,1	3
	<i>U. tumidus</i>	2,7	1,4	1,0	3
	<i>A. anatina</i>	8,0	5,1	2,5	4-5
	<i>A. anatina</i>	9,1	5,2	3,2	5-6
	<i>A. anatina</i>	8,5	5,0	3,2	6-7
	<i>A. anatina</i>	8,7	5,0	3,0	5-6
	<i>A. anatina</i>	8,3	4,4	3,0	4-5
	<i>A. anatina</i>	7,7	4,8	2,9	7
13	<i>U. pictorum</i>	3,1	1,4	1,0	2
	<i>U. pictorum</i>	2,3	1,0	0,7	2
	<i>U. tumidus</i>	5,2	2,7	1,9	4
	<i>U. tumidus</i>	5,0	2,7	1,9	2
	<i>U. tumidus</i>	5,0	2,5	2,0	5
	<i>U. tumidus</i>	4,9	2,5	1,9	4
	<i>U. tumidus</i>	4,5	2,3	1,6	2
	<i>U. tumidus</i>	4,0	2,0	1,5	2
	<i>U. tumidus</i>	3,3	1,8	1,4	2-3
	<i>U. tumidus</i>	2,9	1,5	1,2	1
	<i>U. tumidus</i>	2,4	1,3	0,9	1
	<i>U. tumidus</i>	1,5	0,8	0,6	0
	<i>U. tumidus</i>	1,4	0,8	0,5	0

Fotodokumentation des Großmuschelmonitorings

Transekt 1a



Abb. A2: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 1a (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A3: Leerschalen aus Transekt 1a (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 1b



Abb. A4: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 1b (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A5: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* und *Unio pictorum* aus Transekt 1b (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A6: Leerschalen aus Transekt 1b (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 2a



Abb. A7: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 2a (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A8: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 2a (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A9: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 2a (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A10: Leerschalen aus Transekt 2a (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 3



Abb. A11: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A12: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A13: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A14: Leerschalen aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 6



Abb. A15: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 6 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A16: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 6 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A17: Leerschalen aus Transekt 6 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 8

Abb. A18: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 8 (ohne null- bis einjährige Tiere) (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A19: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 8 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A20: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 8 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A21: Leerschalen aus Transekt 8 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 9

Abb. A22: Lebend nachgewiesene Muscheln aus Transekt 9: *Anodonta anatina* (oben), *Unio tumidus* (Mitte) und *Unio pictorum* (unten) (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A23: Leerschalen aus Transekt 9 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 10



Abb. A24: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* (oben) und *Anodonta anatina* (unten) aus Transekt 10 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A25: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 10 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A26: Leerschalen aus Transekt 10 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 11a



Abb. A27: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 11a (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A28: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 11a (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A29: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 11a (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A30: Leerschalen aus Transekt 11a (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 11b



Abb. A31: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 11b (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A32: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* (oben) und *Unio pictorum* (unten) aus Transekt 11b (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A33: Leerschalen aus Transekt 11b (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 12



Abb. A34: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 12 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A35: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 12 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A36: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 12 (2. Reihe von oben, ganz links 1 *U. tumidus*) (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A37: Leerschalen aus Transekt 12 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 13



Abb. A38: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 13 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A39: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 13 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A40: Leerschalen aus Transekt 13 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Tab. A6: Fänge mit den verschiedenen Fanggeräten im September 2024

Fanggerät	Fischart	Längenbereich (mm)	Anzahl	Gesamtmasse (g)	
Elektrofischerei	Aland	< 5	2		
		5 - 10	4		
	Barsch	5 - 10	6		
		10 - 15	4		
	Bitterling	< 5	26		
		5 - 10	9		
	Blei	< 5	17		
		5 - 10	34		
	Döbel	10 - 15	1		
		Güster	< 5	2	
			5 - 10	10	
			10 - 15	1	
			15 - 20	1	
	Hecht		15 - 20	3	
			20 - 25	7	
			25 - 30	2	
			30 - 35	2	
			45 - 50	1	
			50 - 55	1	
	Moderlieschen	< 5	5		
		Plötze	< 5	19	
			5 - 10	50	
	Rotfeder	< 5	94		
			5 - 10	118	
			10 - 15	13	
			15 - 20	8	
			20 - 25	2	
	Schleie	< 5	5		
			5 - 10	10	
			10 - 15	1	
			20 - 25	2	
			25 - 30	1	
			30 - 35	1	
Sonnenbarsch		< 5	1		
	5 - 10	1			
Ukelei	< 5	1			
	5 - 10	8			
	10 - 15	1			
Benthische Multimaschenstellnetze	Barsch	5 - 10	224	1.946	
		10 - 15	298	4.549	
		15 - 20	95	5.453	
		20 - 25	36	5.190	
		25 - 30	12	3.552	
	30 - 35	2	1.062		
Bitterling	< 5	2	2		
	5 - 10	8	20		
Blei	5 - 10	390	1.878		

Fanggerät	Fischart	Längenbereich (mm)	Anzahl	Gesamtmasse	
Benthische Multimaschenstellnetze	Blei	10 - 15	124	2.229	
		15 - 20	67	3.238	
		20 - 25	13	1.289	
		25 - 30	26	5.575	
		30 - 35	6	1.813	
		35 - 40	2	1.019	
		40 - 45	1	950	
	Gründling	5 - 10	1	5	
		Güster	5 - 10	106	653
			10 - 15	107	1.924
			15 - 20	109	6.253
			20 - 25	18	2.253
	Hecht	25 - 30	3	666	
		40 - 45	1	472	
		45 - 50	1	850	
	Karpfen	55 - 60	1	1.050	
		5 - 10	1	14	
		70 - 75	1	7.600	
	Kaulbarsch	5 - 10	178	1.288	
		10 - 15	69	1.757	
		15 - 20	6	229	
	Plötze	5 - 10	54	306	
		10 - 15	41	890	
		15 - 20	82	4.938	
		20 - 25	121	16.464	
		25 - 30	37	8.788	
		30 - 35	2	721	
		35 - 40	1	785	
	Rotfeder	15 - 20	2	129	
		20 - 25	4	717	
		25 - 30	2	498	
	Schleie	< 5	1	1	
		5 - 10	3	13	
Sonnenbarsch	< 5	1	1		
	5 - 10	2	4		
Ukelei	10 - 15	2	36		
	15 - 20	1	28		
Wels	15 - 20	1	32		
	35 - 40	1	331		
Zander	5 - 10	1	5		
	10 - 15	3	39		
	15 - 20	6	184		
	20 - 25	29	1.922		
	25 - 30	1			
Pelagische Multimaschenstellnetze	Barsch	5 - 10	16	143	
		10 - 15	48	569	
		20 - 25	1	89	
	Blei	5 - 10	1	6	

Fanggerät	Fischart	Längenbereich (mm)	Anzahl	Gesamtmasse
Pelagische Multimaschenstellnetze	Blei	10 - 15	3	74
		15 - 20	22	1.097
		25 - 30	1	213
	Güster	5 - 10	1	8
		10 - 15	1	12
		15 - 20	7	442
		20 - 25	2	277
		5 - 10	3	19
	Plötze	15 - 20	2	124
		20 - 25	1	87
		25 - 30	4	877
		15 - 20	6	406
	Rotfeder	20 - 25	10	1.361
		25 - 30	5	1.372
		5 - 10	3	10
	Ukelei	10 - 15	12	238
		15 - 20	2	54
		15 - 20	1	31
		20 - 25	1	107
	Großmaschige Grund- Stellnetze (#70 mm)	Blei	35 - 40	1
40 - 45			1	650
45 - 50			1	1.350
50 - 55			2	3.100
Karpfen		85 - 90	1	16.700
Großmaschige Grund- Stellnetze (#90 mm)	Stör	75 - 80	1	1.950
	Blei	50 - 55	11	17.800
	Hecht	100 - 105	1	7500
	Karpfen	85 - 90	1	10.800
		75 - 80	1	11.100
	Marmorkarpfen	90 - 95	1	12.600
	Streifenbarschh.	60 - 65	1	4.350
Großmaschige Grund- Stellnetze (#110 mm)	Blei	50 - 55	1	1.800
	Karpfen	70 - 75	1	10.500
		85 - 90	1	15.500
	Wels	130-135	1	9.000
Großmaschige Grund- Stellnetze (#135 mm)	Karpfen	70 - 75	1	7.000
		80 - 85	3	35.100
		90 - 95	1	18.450



Abb. A41. Beispiel für die mit den großmaschigen Grundstellnetzen gefangenen Karpfen (Masse > 10 kg) (Fotos: IfB/Hennicke)



Abb. A42. Hecht mit einer Totallänge von 100 cm und einer Masse von 7,5 kg (Fotos: IfB/Hennicke)



Abb. A43. Sibirischer Stör mit einer Totallänge von 77 cm und einer Masse von 1,9 kg (Fotos: IfB/Hennicke)



Abb. A44. Streifenbarschhybride mit einer Totallänge von 61 cm und einer Masse von 4,4 kg (Fotos: IfB/Hennicke)



Abb. A45. Wels mit einer Totallänge von 130 cm und einer Masse von 9,0 kg (Fotos: IfB/Hennicke)

Tab. A7: Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren numerischen Einheitsfänge der benthischen Multimaschenstellnetze aus den Jahren 2014 bis 2024. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall		Signifikanz (p)
		untere Grenze	obere Grenze	
2015-2014	0,425	0,19	0,66	< 0,001
2016-2014	0,447	0,21	0,68	< 0,001
2017-2014	0,494	0,26	0,73	< 0,001
2018-2014	0,458	0,22	0,69	< 0,001
2019-2014	0,483	0,25	0,72	< 0,001
2020-2014	0,384	0,15	0,62	< 0,001
2021-2014	0,393	0,16	0,63	< 0,001
2022-2014	0,492	0,26	0,73	< 0,001
2023-2014	0,419	0,18	0,65	< 0,001
2024-2014	0,345	0,11	0,58	< 0,001
2016-2015	0,022	-0,21	0,26	1,000
2017-2015	0,069	-0,17	0,30	0,997
2018-2015	0,033	-0,20	0,27	1,000
2019-2015	0,058	-0,18	0,29	0,999
2020-2015	-0,041	-0,28	0,19	1,000
2021-2015	-0,033	-0,27	0,20	1,000
2022-2015	0,066	-0,17	0,30	0,998
2023-2015	-0,006	-0,24	0,23	1,000
2024-2015	-0,081	-0,32	0,15	0,990
2017-2016	0,046	-0,19	0,28	1,000
2018-2016	0,011	-0,22	0,25	1,000
2019-2016	0,036	-0,20	0,27	1,000
2020-2016	-0,063	-0,30	0,17	0,999
2021-2016	-0,055	-0,29	0,18	1,000
2022-2016	0,044	-0,19	0,28	1,000
2023-2016	-0,028	-0,26	0,21	1,000
2024-2016	-0,103	-0,34	0,13	0,943
2018-2017	-0,036	-0,27	0,20	1,000
2019-2017	-0,010	-0,25	0,22	1,000
2020-2017	-0,110	-0,34	0,13	0,913
2021-2017	-0,101	-0,34	0,13	0,948
2022-2017	-0,002	-0,24	0,23	1,000
2023-2017	-0,075	-0,31	0,16	0,994
2024-2017	-0,149	-0,38	0,09	0,606
2019-2018	0,025	-0,21	0,26	1,000
2020-2018	-0,074	-0,31	0,16	0,995
2021-2018	-0,066	-0,30	0,17	0,998
2022-2018	0,033	-0,20	0,27	1,000
2023-2018	-0,039	-0,27	0,20	1,000
2024-2018	-0,114	-0,35	0,12	0,893
2020-2019	-0,099	-0,33	0,14	0,954
2021-2019	-0,091	-0,33	0,14	0,976
2022-2019	0,008	-0,23	0,24	1,000
2023-2019	-0,064	-0,30	0,17	0,998
2024-2019	-0,139	-0,37	0,10	0,706
2021-2020	0,009	-0,23	0,24	1,000
2022-2020	0,107	-0,13	0,34	0,923
2023-2020	0,035	-0,20	0,27	1,000
2024-2020	-0,039	-0,27	0,20	1,000
2022-2021	0,099	-0,14	0,33	0,955
2023-2021	0,026	-0,21	0,26	1,000
2024-2021	-0,048	-0,28	0,19	1,000
2023-2022	-0,073	-0,31	0,16	0,996
2024-2022	-0,147	-0,38	0,09	0,627
2024-2023	-0,074	-0,31	0,16	0,995

Tab. A8: Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge der benthischen Multimaschenstellnetze aus den Jahren 2014 bis 2024. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall		Signifikanz (p)
		untere Grenze	obere Grenze	
2015-2014	1,713	-2,91	6,34	0,982
2016-2014	1,410	-3,21	6,03	0,996
2017-2014	1,439	-3,18	6,06	0,995
2018-2014	3,182	-1,44	7,80	0,482
2019-2014	6,145	1,52	10,77	0,001
2020-2014	3,269	-1,35	7,89	0,439
2021-2014	0,605	-4,02	5,23	1,000
2022-2014	3,650	-0,97	8,27	0,273
2023-2014	3,067	-1,56	7,69	0,539
2024-2014	1,492	-3,13	6,11	0,994
2016-2015	-0,303	-4,93	4,32	1,000
2017-2015	-0,273	-4,90	4,35	1,000
2018-2015	1,469	-3,15	6,09	0,994
2019-2015	4,432	-0,19	9,05	0,073
2020-2015	1,556	-3,07	6,18	0,991
2021-2015	-1,108	-5,73	3,51	0,999
2022-2015	1,937	-2,69	6,56	0,956
2023-2015	1,354	-3,27	5,98	0,997
2024-2015	-0,221	-4,84	4,40	1,000
2017-2016	0,029	-4,59	4,65	1,000
2018-2016	1,772	-2,85	6,39	0,977
2019-2016	4,735	0,11	9,36	0,040
2020-2016	1,859	-2,76	6,48	0,967
2021-2016	-0,805	-5,43	3,82	1,000
2022-2016	2,240	-2,38	6,86	0,892
2023-2016	1,657	-2,97	6,28	0,986
2024-2016	0,082	-4,54	4,70	1,000
2018-2017	1,742	-2,88	6,37	0,979
2019-2017	4,705	0,08	9,33	0,042
2020-2017	1,829	-2,79	6,45	0,971
2021-2017	-0,835	-5,46	3,79	1,000
2022-2017	2,211	-2,41	6,83	0,900
2023-2017	1,627	-3,00	6,25	0,987
2024-2017	0,052	-4,57	4,68	1,000
2019-2018	2,963	-1,66	7,59	0,591
2020-2018	0,087	-4,54	4,71	1,000
2021-2018	-2,577	-7,20	2,05	0,773
2022-2018	0,468	-4,15	5,09	1,000
2023-2018	-0,115	-4,74	4,51	1,000
2024-2018	-1,690	-6,31	2,93	0,983
2020-2019	-2,876	-7,50	1,75	0,634
2021-2019	-5,540	-10,16	-0,92	0,006
2022-2019	-2,495	-7,12	2,13	0,806
2023-2019	-3,078	-7,70	1,54	0,533
2024-2019	-4,653	-9,28	-0,03	0,047
2021-2020	-2,664	-7,29	1,96	0,735
2022-2020	0,381	-4,24	5,00	1,000
2023-2020	-0,202	-4,82	4,42	1,000
2024-2020	-1,777	-6,40	2,85	0,976
2022-2021	3,046	-1,58	7,67	0,550
2023-2021	2,462	-2,16	7,09	0,819
2024-2021	0,887	-3,74	5,51	1,000
2023-2022	-0,583	-5,21	4,04	1,000
2024-2022	-2,158	-6,78	2,46	0,913
2024-2023	-1,575	-6,20	3,05	0,990

Tab. A9: Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren numerischen Einheitsfänge der benthischen Multimaschen-Stellnetze aus den Jahren 2014 bis 2024 zwischen den drei Teilbereichen (n = nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2024	n-m	30,0	-122,0 - 182,0	0,873
	s-m	96,1	-55,9 - 248,1	0,270
	s-n	66,1	-85,9 - 218,1	0,527
2023	n-m	-21,5	-131,15 - 88,15	0,874
	s-m	-17,5	-127,15 - 92,15	0,915
	s-n	4,0	- 105,65 - 113,65	0,995
2022	n-m	-182,222	-325,75 - -38,69	0,011
	s-m	-279,722	-423,24 - -136,19	< 0,001
	s-n	-97,500	- 241,02 - 46,02	0,224
2021	n-m	-11,944	-207,87 - 183,98	0,987
	s-m	191,667	-4,263 - 387,59	0,055
	s-n	203,611	7,680 - 399,54	0,040
2020	n-m	-13,611	-149,04 - 121,81	0,965
	s-m	-26,389	-161,81 - 109,04	0,876
	s-n	-12,778	-148,20 - 122,65	0,969
2019	n-m	-142,747	- 290,37 - 4,88	0,059
	s-m	-284,722	-441,96 - -127,49	< 0,001
	s-n	-141,975	-295,08 - 11,13	0,072
2018	n-m	-5,222	-129,52 - 119,07	0,994
	s-m	-93,167	-232,13 - 45,80	0,232
	s-n	-87,944	-226,91 - 51,02	0,270
2017	n-m	-101,985	-237,20 - 33,23	0,163
	s-m	49,690	-98,53 - 197,91	0,680
	s-n	151,675	22,86 - 280,49	0,019
2016	n-m	-151,409	-360,67 - 57,85	0,186
	s-m	252,300	-4,44 - 509,04	0,055
	s-n	403,709	160,81 - 646,61	0,001
2015	n-m	66,274	-95,02 - 227,57	0,563
	s-m	-39,943	-238,52 - 158,64	0,869
	s-n	-106,217	-286,74 - 74,30	0,319
2014	n-m	5,625	-21,49 - 32,74	0,861
	s-m	-48,625	-75,74 - -21,51	0,001
	s-n	-54,250	-81,36 - -27,14	< 0,001

Tab. A10. Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge der benthischen Multimaschen-Stellnetze aus den Jahren 2014 bis 2024 zwischen den drei Teilbereichen (n = nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre). Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2024	n-m	-1,314	-6,58 - 3,95	0,805
	s-m	-0,569	-5,83 - 4,69	0,960
	s-n	0,745	-4,52 - 6,01	0,932
2023	n-m	-4,350	-8,19 - -0,51	0,024
	s-m	-5,137	-8,98 - -1,29	0,008
	s-n	-0,787	-4,63 - 3,05	0,863
2022	n-m	-0,056	-5,34 - 5,22	0,999
	s-m	-6,788	-12,07 - -1,50	0,010
	s-n	-6,731	-12,01 - -1,44	0,011
2021	n-m	-1,072	-7,31 - 5,16	0,902
	s-m	3,739	-2,50 - 9,98	0,306
	s-n	4,811	-1,42 - 11,05	0,1513
2020	n-m	1,742	-4,53 - 8,02	0,766
	s-m	-3,755	-10,03 - 2,52	0,307
	s-n	-5,497	-11,77 - 0,78	0,093
2019	n-m	1,061	-5,67 - 7,79	0,917
	s-m	-4,093	-11,26 - 3,07	0,339
	s-n	-5,154	-12,13 - 1,82	0,175
2018	n-m	-1,133	-6,72 - 4,45	0,867
	s-m	-2,606	-8,85 - 3,64	0,553
	s-n	-1,472	-7,72 - 4,77	0,825
2017	n-m	-2,723	-7,39 - 1,95	0,325
	s-m	-2,950	-8,07 - 2,17	0,333
	s-n	-0,227	-4,68 - 4,22	0,991
2016	n-m	-0,306	-6,13 - 5,52	0,990
	s-m	0,773	-6,37 - 7,92	0,960
	s-n	1,078	-5,68 - 7,84	0,915
2015	n-m	3,762	-0,59 - 8,11	0,098
	s-m	-2,691	-8,04 - 2,66	0,428
	s-n	-6,453	-11,32 - -1,59	0,008
2014	n-m	1,963	-3,07 - 7,00	0,596
	s-m	-6,500	-11,53 - -1,47	0,010
	s-n	-8,463	-13,50 - -3,43	0,001