



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 2023



Auftraggeber: Lausitzer und Mitteldeutsche
Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH

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

Dezember 2023

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 Gutachten, 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.....	6
2.4 Großmuschelmonitoring.....	8
2.5 Datenverarbeitung und statistische Auswertung.....	12
3. Die Talsperre Spremberg.....	13
3.1 Lage, Entstehung und Nutzung der Talsperre Spremberg	13
3.2 Morphometrische Daten.....	13
3.3 Physikalische und wasserchemische Parameter	17
4. Monitoring des Makrozoobenthos	23
5. Monitoring der Großmuscheln	28
5.1 Erfasste Großmuschelarten	28
5.2 Ergebnisse des Monitorings in den einzelnen Transekten.....	33
5.3 Häufigkeit, Altersstruktur, Besiedlungsdichte, Gefährdung und Begleitfauna.....	49
6. Monitoring Fischbestand.....	56
6.1 Gesamtfischbestand.....	56
6.2 Jungfischmonitoring (Elektrofischerei)	57
6.3 Pelagische Netze.....	60
6.4 Benthische Netze	63
6.5 Längen-Häufigkeitsverteilung.....	67
6.6 Räumliche Verteilung der Fische.....	76
7. Zusammenfassende Bewertung	80
8. Literaturverzeichnis.....	84
9. Anhang	90

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 2022 lag die volumenspezifische Dosierung des Kalks im Mittel bei $7,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ (maximal $12 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$) und des FHM bei $0,17 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ (maximal $0,29 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$) (Uhlmann et al. 2023).

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 2023 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]) 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 2023 durch das Büro Lauria - Büro für ökologische Gutachten - 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 (TA 197 pH, 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 06. und 07. September 2023 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. Beprobt 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 2022 dargestellt und mit den aktuellen Ergebnissen verglichen.

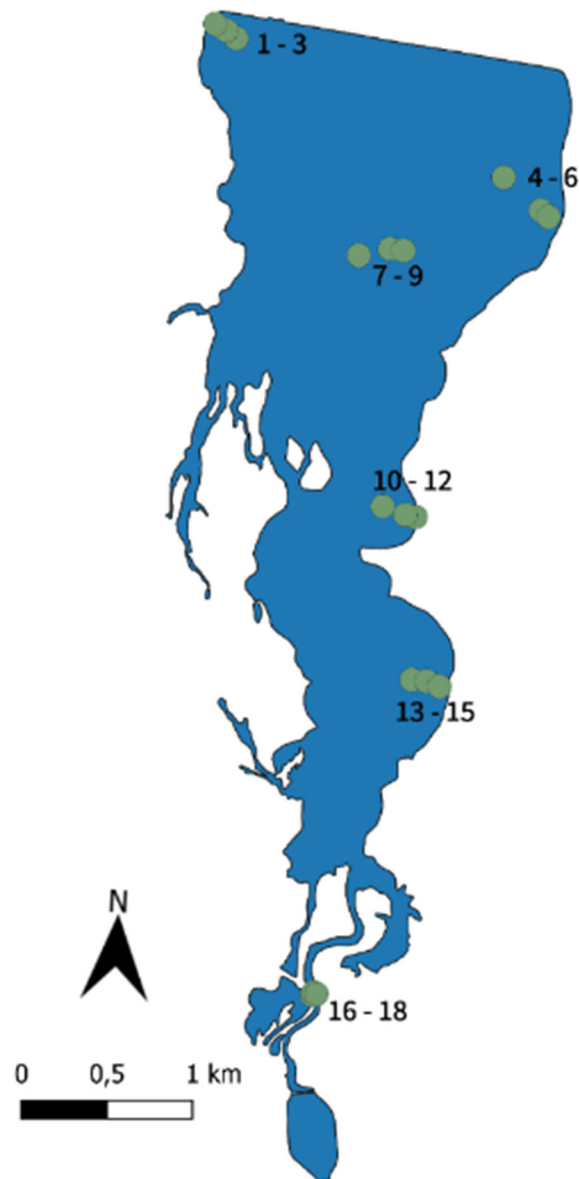


Abb. 1: Lage der Probenahmestellen zur Untersuchung der Benthosorganismen in der Talsperre Spremberg, September 2023 (Karte: Top 50 Brandenburg)

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.

Elektrofischung

Für das Monitoring des Jungfischaufkommens wurden am 07. September 2023 fünf Uferabschnitte mit einer Mindestlänge von 100 m befischt. Insgesamt wurde eine Strecke von 650 m befischt. Eingesetzt wurde ein Elektrofischereigerät der Fa. Grassl (EL 63), welches mit einer Anode mit eingeschlagenem Kescher (40 cm Anodendurchmesser) und einer vier Meter langen Kupferkatode ausgerüstet war.

Die Befischungen erfolgten von einem Boot aus mit Gleichstrom. Dabei wurden gegenüber den Vorjahren vergleichbare Strecken befischt (Abb. 2). Das wiederholte Befischen der gleichen Strecken erlaubt einen Vergleich der Jungfischgemeinschaft an den einzelnen Untersuchungsstandorten.

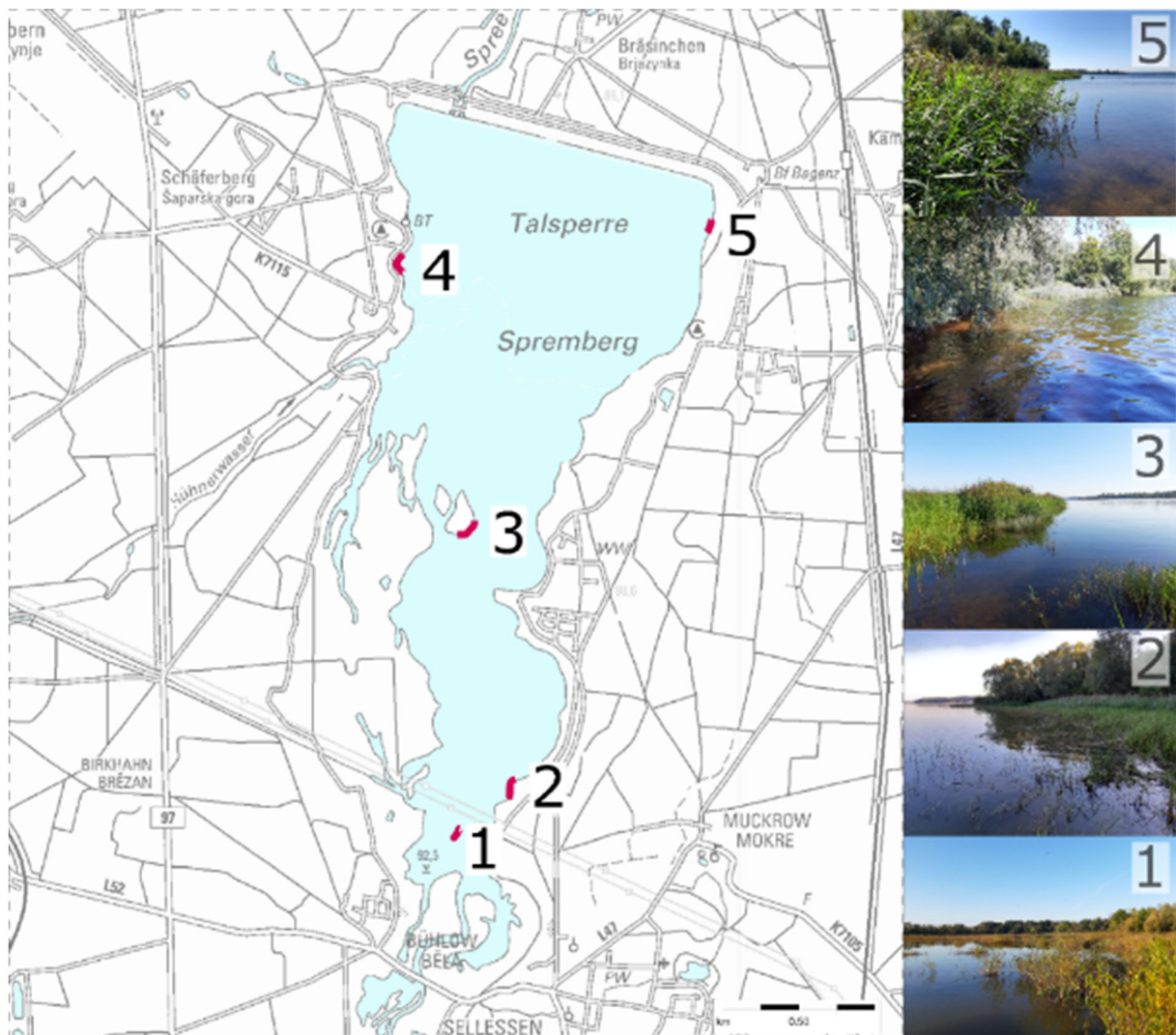


Abb. 2: Probestellen des Jungfischmonitorings in der Talsperre Spremberg im September 2015 bis 2023. Gekennzeichnet sind die fünf mit dem Elektrofischereigerät befischten Strecken. Fotos beschreiben die Situation während der Befischung im Untersuchungsjahr 2023. (Karte: Top 50 Brandenburg).

Stellnetzbefischungen

In der Woche vom 11. bis 15. September 2023 wurden 24 benthische und zwei pelagische Multimaschenstellnetze (Tab. 1) 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 unserer 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 Gesamtlänge der pelagischen Netze betrug 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 und 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 2023 wurden weitere Daten aus früheren Fischbestandsuntersuchungen dargestellt und mit den Ergebnissen der Bestandserfassung 2023 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 2023 sowie Daten der Stellnetzfischerei aus den Jahren 2009 und 2014 bis 2023 in den vorliegenden Monitoringbericht integriert.

2.4 Großmuschelmonitoring

Die Beprobung der Großmuschelfauna in der Talsperre Spremberg erfolgte entlang von Transekten. Bereits im Jahr 2015 wurden durch stichprobenartige qualitative Erfassung der Großmuscheln 13 Untersuchungstransecte festgelegt (Hühn et al. 2015; Abb. 3). Ein Teil dieser Transecte 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 Transecte wurden in den Folgejahren nicht mehr untersucht, weshalb sich die Zahl der Transecte auf zehn reduzierte (Abb. 3, Tab. 1). In den vergangenen Monitoringjahren waren einige Transecte 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 Transecte in tiefen Gewässerbereichen erhöht, ohne dabei den Monitoringaufwand in den flacheren Bereichen zu reduzieren. Darüber hinaus erfolgte 2023 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).

Im aktuellen Monitoring wurden im Zeitraum vom 11. August bis 19. September 2023 insgesamt 15 Transecte untersucht (Tab. 1). Davon wurden sieben Transecte in flachen und acht in tieferen Gewässerbereichen auf Muschelvorkommen geprüft. Während in den tieferen Bereichen die

Beprobung durch Tauchkartierung sowie den Einsatz der Bodendredge erfolgte, konnten die anderen Transekte begangen werden. Acht der untersuchten Transekte befanden sich am Westufer, sieben am Ostufer der Talsperre.

Die Fläche der untersuchten Teilprobeflächen variierte in Abhängigkeit von der Erfassungsmethode. Bei der Erfassung der Großmuscheln durch Beharken und Bekeschern des Gewässergrundes wurden Flächen zwischen 6 und 12 m², bei der Tauchkartierung 8 m² und mit der Bodendredge ca. 2 m² des Gewässeruntergrundes auf Großmuscheln abgesucht.

Bei der stichprobenartigen qualitativen Erfassung der Großmuscheln in durchwatbaren Gewässertransekten wurde in folgenden Schritten vorgegangen (Transekte 1a, 4a, 4b, 8, 9 & 10):

- Abstecken und Eingrenzen der Transekte 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)
- 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 Transekte.

In den tiefen, nicht durchwatbaren Gewässertransekten wurden die folgende Vorgehensweise zur Erfassung der Großmuscheln angewandt (Transekte 1b, 2a, 11a, 11b & 11c):

- Beprobung durch Gerätetauchgänge mit Pressluft
- Abstecken und Eingrenzen der Transekte mit Fluchtstangen und Leinen
- Abtasten der Gewässersohle und Aufsammeln der Großmuscheln und anderer Mollusken
- 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

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 vom Boot
- Sieben des gewonnenen Probematerials mittels Drahtsieb (7 mm Maschenweite)
- Erfassung der Arten, Anzahl und Größe der Mollusken sowie Erfassung der Begleitfauna
- Erfassung der Koordinaten mit Garmin GPSMAP 64 am Ufer gegenüber der Transekte

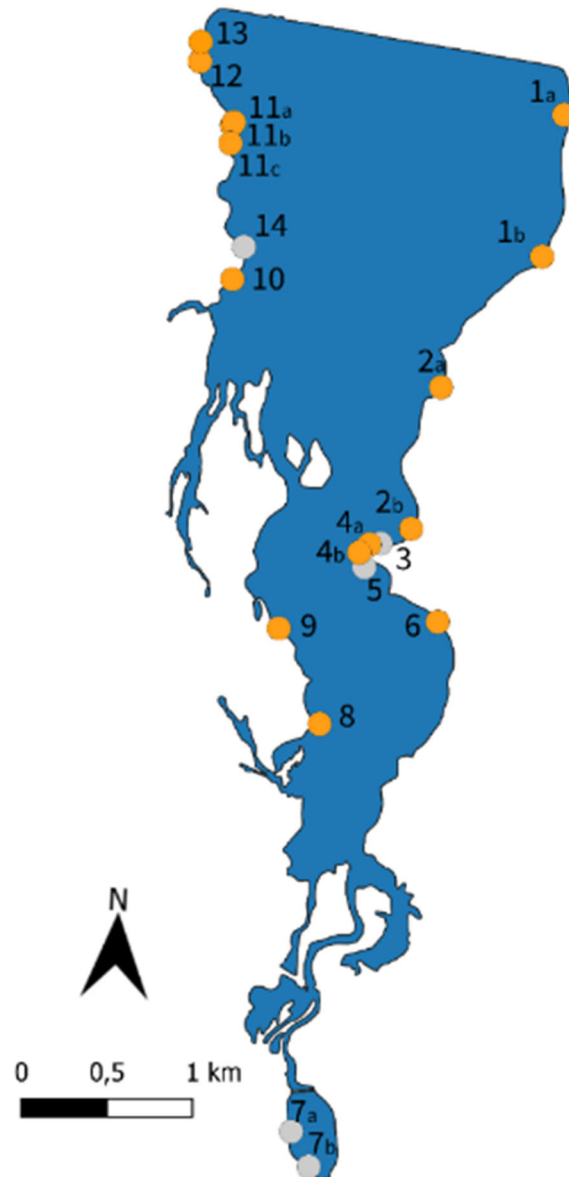


Abb. 3: Lageplan der Untersuchungstransecte der Großmuschelerfassung in den Jahren 2015, 2016, 2017 und 2019 bis 2023 in der Talsperre Spremberg. Mit grau gekennzeichnete Transecte wurden 2023 nicht untersucht. (Karte: Top 50 Brandenburg)

Tabelle 1 gibt Auskunft über die in den einzelnen Transecten angewandten Erfassungsmethoden. Die erfassten Großmuscheln wurden nach Arten sortiert, ausgezählt und fotodokumentiert (siehe Anhang). Informationen zu den einzelnen Untersuchungstransecten sowie deren Lage werden in Kapitel 5 dargestellt.



Abb. 4: Eingesetzte Bodendredge (Fa. Hydrobios, Kiel; links), Einsatz der Bodendredge vom Boot (rechts)

Tab. 1: Untersuchungstransecte und angewandte Erfassungsmethoden an der Talsperre Spremberg 2015 bis 2017 und 2019 bis 2023 (H/K = Beharken und/oder Bekeschern des Sohlssubstrats mit Gartenharke bzw. Drahtsiebkescher, TK = Tauchkartierung)

Transect	Untersuchungsjahr					
	2015	2016	2017	2019 - 2021	2022	2023
T 1a	H/K		H/K	H/K	H/K	H/K
T 1b						TK
T 2a	TK	TK	TK	TK	TK	Dredge
T 2b					TK	TK
T 3	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
T 7a	H/K					
T 7b	H/K					
T 8	H/K	TK	H/K	H/K	H/K	H/K
T 9	TK	TK	H/K	H/K	H/K	H/K
T 10	H/K	H/K	H/K	H/K	H/K	H/K
T 11a	H/K					TK
T 11b						TK
T 11c						TK
T 12	TK	TK	TK	TK	TK	Dredge
T 13	TK	TK	TK	TK	TK	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 Stellnetzfischerei 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 - Häufigkeitsdiagrammen 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 PAST 3.0.1 (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 3 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.

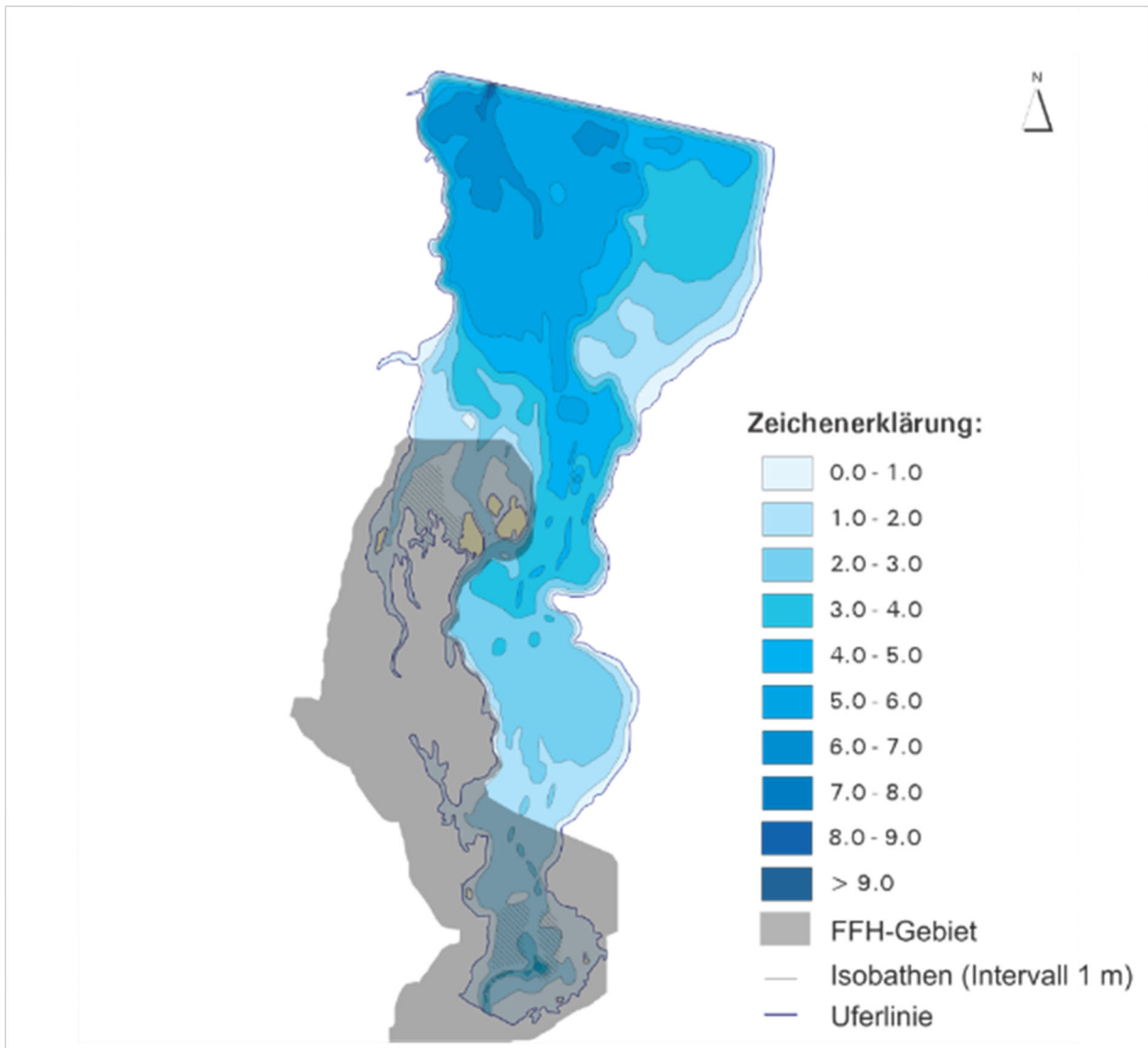


Abb. 5: Tiefenkarte der Talsperre Spremberg (Karte: LfU). Das Flora-Fauna-Habitat-Gebiet in der Talsperre Spremberg ist grau dargestellt.

Abbildung 6 stellt die Variation des Beckenwasserstandes in der Talsperre Spremberg in den Jahren von 2009 bis einschließlich September 2023 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 2021 und 2023 im Vergleich zu den zuvor genannten Jahren geringere Wasserstandsänderungen beobachtet. Im aktuellen Monitoringjahr fiel der Wasserstand deutlich geringer als im Vorjahr.

Im Vergleich zum mittleren Pegel (\pm Standardabweichung) zu den Fischbestandsuntersuchungen in den Untersuchungsjahren 2015 bis 2017, von 9.184 ± 21 cm ü. NN ergaben sich während der Fischbestandsuntersuchungen 2018, 2019, 2020 und 2022 mit jeweils 9.040, 9.051, 9.016 und 9.060 cm ü. NN deutlich niedrigere Pegel. Während des Monitorings 2023 lag der Pegel der Talsperre Spremberg bei 9.152 cm ü. NN und somit deutlich über denen der Vorjahre 2018 bis 2020 und 2022. Wie auch zum Monitoring 2021 (9.191 cm ü. NN) war der Wasserstand 2023 vergleichbar mit dem Mittel der Jahre 2015 bis 2017.

Tab. 2: Morphometrische Daten der Talsperre Spremberg

Gewässerbereich		
Talsperre Spremberg	Stauziel (cm ü. NN)	9.200
	höchstes Stauziel (cm ü. NN)	9.415
	Absenkziel (cm ü. NN)	8.800
	tiefstes Absenkziel (cm ü. NN)	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)

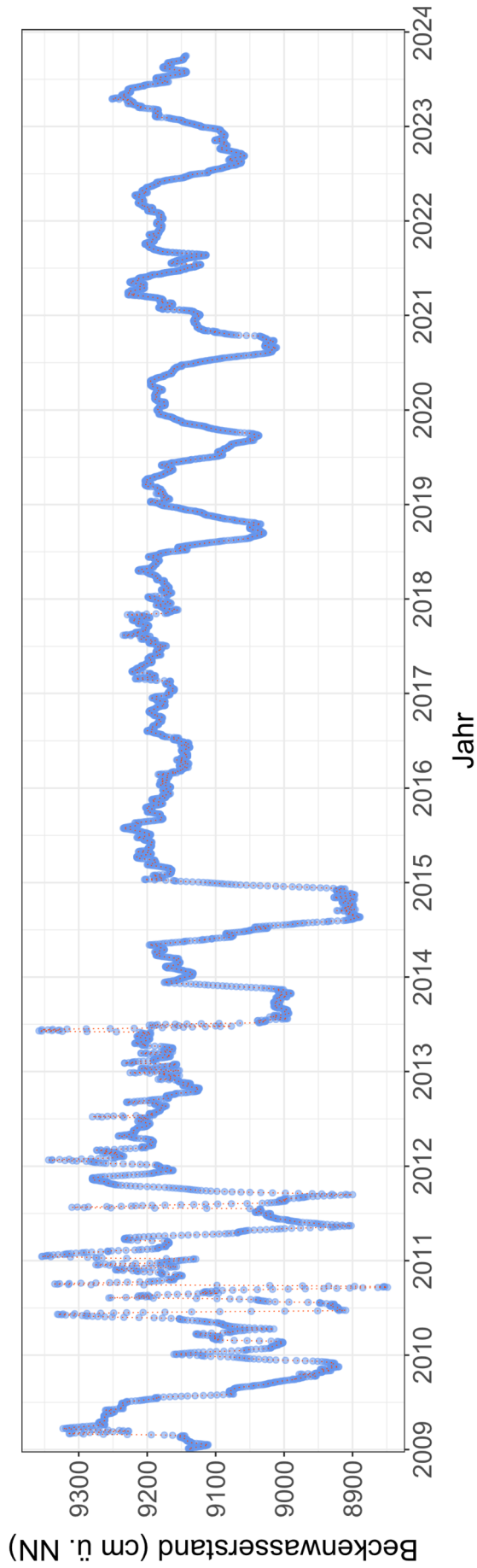


Abb. 6: Beckenwasserstände der Talsperre Spremberg vom 01.01.2009 bis 30.09.2023 (Daten: LfU)

3.3 Physikalische und wasserchemische Parameter

Sauerstoffkonzentration, pH-Wert und Temperaturschichtung

Während der Untersuchung des Fischbestandes 2023 war das Wasser der Talsperre auch am Grund ausreichend mit Sauerstoff versorgt. Die Sauerstoffkonzentrationen lagen zwischen 6,2 und 11,0 mg·l⁻¹ (Abb. 7). Der pH-Wert lag mit 8,0 im schwach alkalischen Bereich. Die Leitfähigkeit betrug 990 µS·cm⁻¹. Die Wassertemperaturen in der Wassersäule variierten geringfügig zwischen 24,9 °C an der Wasseroberfläche und 19,8 °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 für Details).

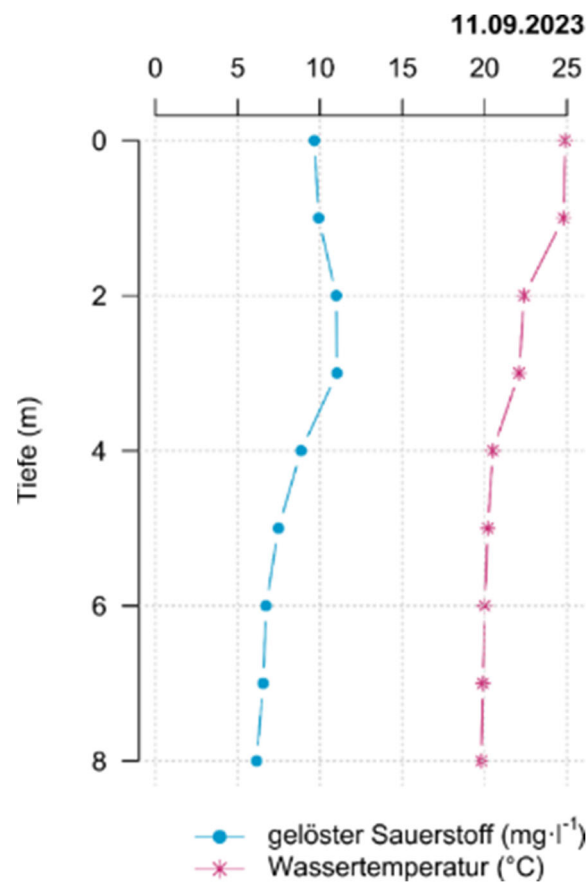


Abb. 7: Tiefenprofil der Wassertemperatur (°C; pink) und der Konzentration des gelösten Sauerstoffs (mg·l⁻¹; blau) am 11.09. 2023

Trophie, Sulfat- und Eisenkonzentrationen

Aufgrund der zufließenden Nährstoffkonzentrationen und der Sichttiefe war die Talsperre Spremberg 2023 als meso- bis leicht eutroph zu bewerten. Die mittlere Gesamtposphorkonzentration (\pm Standardabweichung) im Frühjahr 2023 betrug $0,029 \pm 0,004$ mg·l⁻¹ (Messstelle oberhalb der Talsperre, Spremberg-Wilhelmstal, Tab. 3). Unterhalb der Talsperre, an der Messstelle Bräsinchen, betrug die mittlere Gesamtposphorkonzentration $0,024 \pm 0,005$ mg·l⁻¹. Die mittlere Sulfatkonzentration des Spreewassers oberhalb der Talsperre betrug in der ersten Jahreshälfte 2023

(Januar bis Juli) $357 \pm 49 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, unterhalb der Talsperre war sie mit $348 \pm 41 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 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 2023 bei $3,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Spannweite 2,0 bis 7,0), unterhalb der Vorsperre bei $2,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Spannweite 1,3 bis 2,5) und unterhalb der Talsperre bei $0,43 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Spannweite 0,19 bis 0,81; 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).

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. 4). Gleichzeitig sichert die Talsperre Spremberg die Wasserqualität der stromabwärts gelegenen Spreeabschnitte. 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 fischkritischen Werte. Während die Differenzen beim pH-Wert gering ausgeprägt waren, betrug die Eisenkonzentration in der Spree oberhalb der Talsperre ein Vielfaches im Vergleich zum stromabwärts gelegenen Flussabschnitt unterhalb (Abb. 8, Tab. 3 und 4).

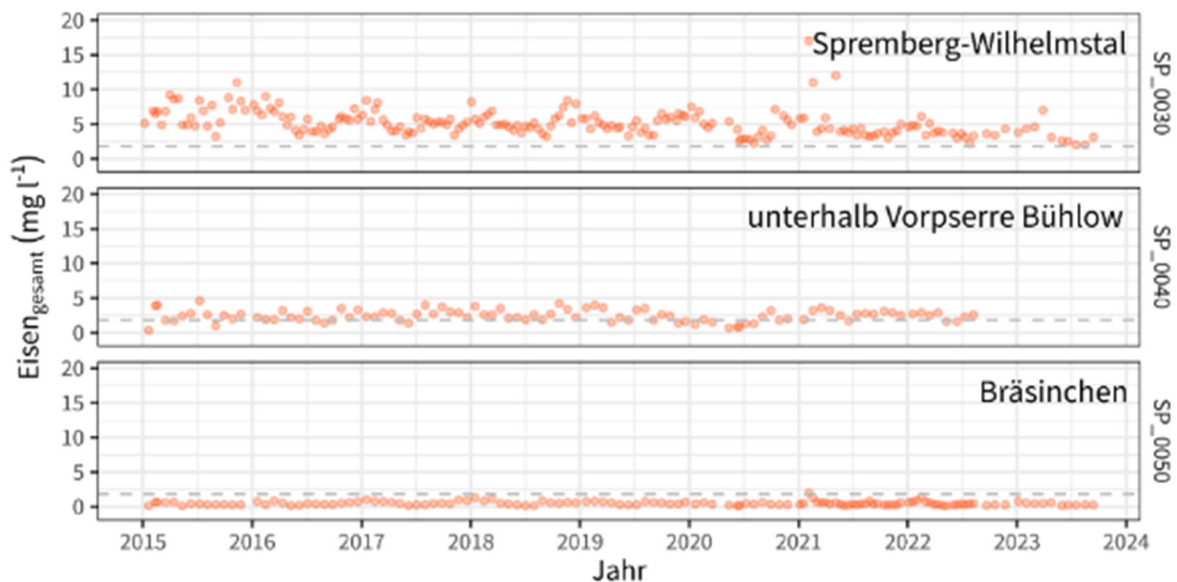


Abb. 8: Gesamteisenkonzentrationen der Spree am Messpunkt Spremberg-Wilhelmstal (SP_030, oberhalb der Talsperre Spremberg), unterhalb der Vorsperre Bühlow (SP_040) und Bräsinchen (SP_050, unterhalb der Talsperre Spremberg) in den Jahren 2015 bis 2023 (Daten: LfU). Für das Jahr 2023 lagen zur Berichtstellung Werte bis einschließlich September 2023 vor.

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 2023 war 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).

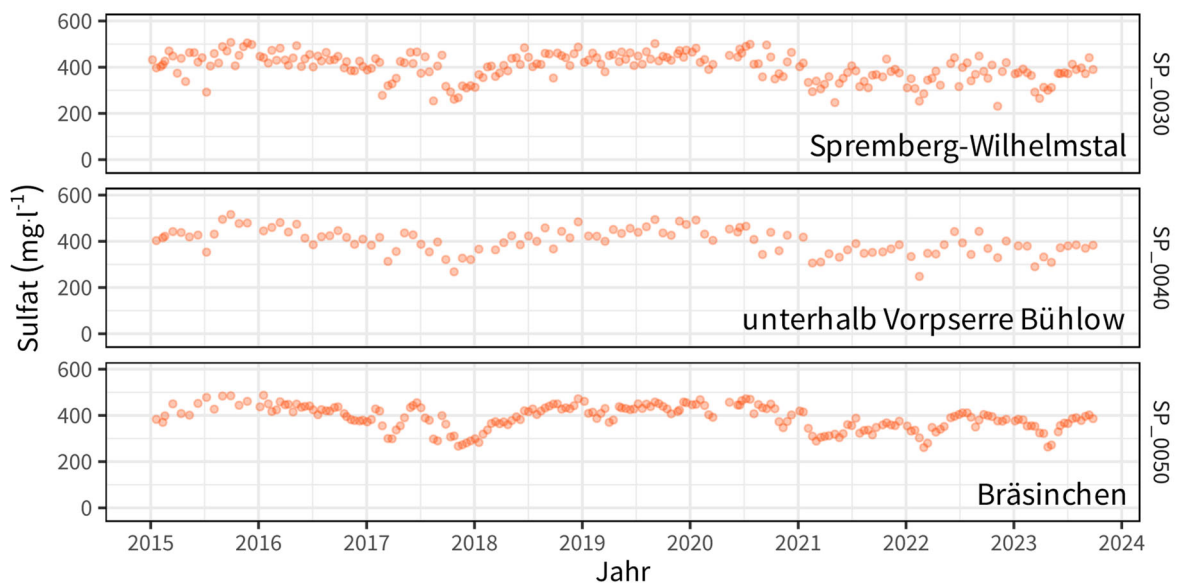


Abb. 9: Sulfatkonzentrationen der Spree am Messpunkt Spremberg-Wilhelmstal (SP_030, oberhalb der Talsperre Spremberg), unterhalb der Vorsperre Bühlow (SP_040) und Bräsinchen (SP_050, unterhalb der Talsperre Spremberg) in den Jahren 2015 bis 2022 (Daten: LfU). Für das Jahr 2023 lagen zur Berichtstellung Werte bis einschließlich September 2023 vor.

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)
04.08.2020			0,65				0,26	2,2	1.087	7,2	413
02.09.2020			1,20				0,47	4,1	899	7,3	358
30.09.2020			0,87				0,55	3,3	1059	7,3	444
28.10.2020			1,20				0,06	33,0	942	7,0	372
25.11.2020			1,10				1,40	5,6	1.02	7,3	423
09.12.2020							0,81	4,9	1.084	7,0	464
06.01.2021	0,41	1,60	1,20	0,05	0,026	0,005	1,00	5,8	986	7,0	402
04.02.2021	0,47	2,90	2,40	0,30	0,072	0,005	0,08	17,0	896	6,9	334
03.03.2021	0,41	2,40	2,00	0,13	0,038	0,005	0,78	3,9	896	6,9	340
31.03.2021	0,33	2,00	1,60	0,11	0,030	0,005	0,20	5,9	860	6,8	326
05.05.2021	0,29	2,60	2,30	0,36	0,079	0,005	0,31	12,0	758	7,3	247
02.06.2021	0,26	1,50	1,20	0,27	0,030	0,005	0,08	4,1	909	7,4	352
01.07.2021	0,33	1,30	0,89	0,28	0,028	0,005	0,08	4,3	998	7,3	406
28.07.2021	0,22	1,40	1,10	0,30	0,024	0,005	0,12	4,4	864	7,3	316
26.08.2021	0,20	1,40	1,20	0,56	0,043	0,005	0,14	3,2	867	7,4	311
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

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)
04.08.2020			0,22				0,015	0,37	1.104	8,0	407
02.09.2020			0,33				0,017	0,61	1.019	8,3	433
30.09.2020			0,54				0,020	0,36	1.063	7,6	449
28.10.2020			1,20				0,016	0,30	940	7,5	373
25.11.2020			1,30				0,027	0,31	915	7,8	374
09.12.2020			1,20						979	7,2	402
06.01.2021	0,22	1,30	1,10	0,14	0,005	0,005	0,015	0,35	1.012	7,5	419
04.02.2021	0,27	2,60	2,30	0,24	0,038	0,005	0,028	2,00	911	7,2	344
03.03.2021	0,22	3,20	3,00	0,4	0,022	0,005	0,026	0,65	835	7,5	289
31.03.2021	0,13	2,10	1,90	0,24	0,022	0,005	0,028	0,61	842	7,3	309
05.05.2021	0,14	1,60	1,40	0,26	0,015	0,005	0,052	0,58	879	8,0	319
02.06.2021	0,10	1,30	1,20	0,30	0,011	0,005	0,021	0,16	862	8,1	321
01.07.2021	0,07	0,84	0,75	0,38	0,019	0,005	0,005	0,37	939	7,9	356
28.07.2021	0,09	1,10	0,95	0,36	0,019	0,005	0,019	0,4	881	7,5	323
26.08.2021	0,06	0,71	0,64	0,48	0,018	0,005	0,018	0,81	902	7,9	337
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	0.964	8,0	355
29.03.2023	0,13	1,70	1,60	0,37	0,018	0,005	0,011	0,48	0.916	8,1	324
26.04.2023	0,10	2,00	1,90	0,40	0,023	0,005	0,043	0,59	0.776	7,8	263
31.05.2023	0,10	1,20	1,10	0,34	0,014	0,005	0,013	0,19	0.898	7,8	329
21.06.2023	0,10	0,87	0,75	0,23	0,018	0,005	0,010	0,24	0.952	7,6	367
18.07.2023	0,07	0,68	0,60	0,23	0,022	0,005	0,009	0,25	0.994	7,8	386

Sichttiefe

Am 07. September 2023 betrug die mittlere Sichttiefe \pm Standardabweichung in der Talsperre Spremberg 251 ± 76 cm. Die gemessene Sichttiefe variierte zur Beprobung im September 2023 zwischen 70 und 320 cm ($n = 15$ Messpunkte; Abb. 10). Somit lag die mittlere Sichttiefe im September 2023 über den Werten der Jahre 2015 und 2017 bis 2020 und 2022 von jeweils 125 ± 61 cm, 173 ± 58 cm, 102 ± 39 cm, 116 ± 38 cm und 181 ± 54 cm. Die mittlere Sichttiefe des aktuellen Monitorings ist vergleichbar mit denen der Jahre 2016 und 2021 mit jeweils 317 ± 159 und 243 ± 151 cm.

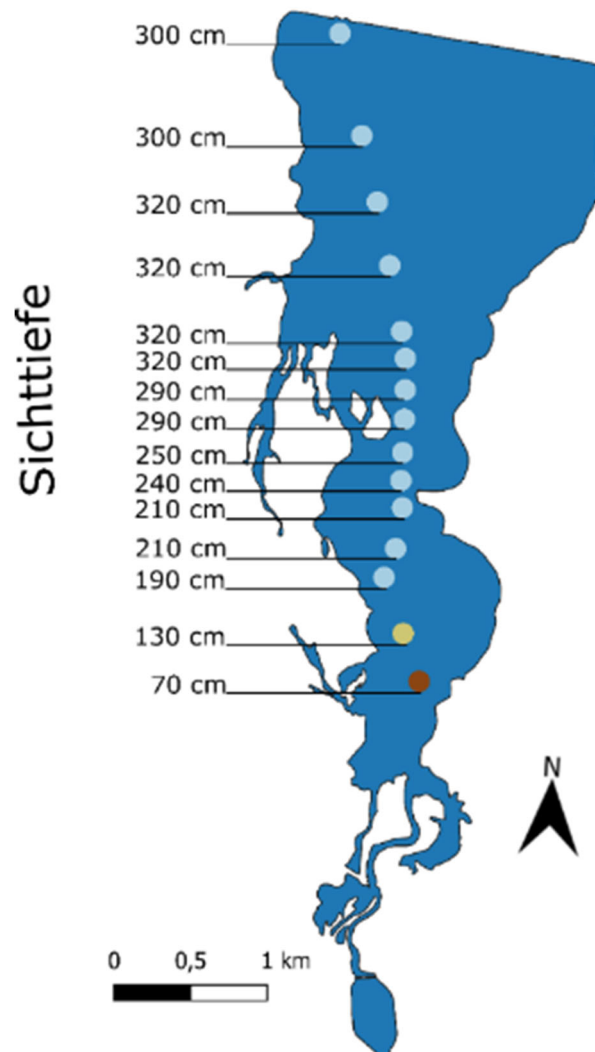


Abb. 10: Sichttiefen (cm) in der Talsperre Spremberg im September 2023

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 war die Ausprägung des Klarwasserbereichs vergleichbar mit denen der Jahre 2016, 2017, 2021 und 2022. Dabei lag die maximale Sichttiefe 2023, wie auch 2022, 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 2023 wurden in allen Bodenproben Benthosorganismen nachgewiesen (Abb. 11, Tab. 5). Insgesamt wurde die Benthosgemeinschaft von Wenigborstern (Oligochaeta), Muscheln (hauptsächlich *Corbicula fluminea*), Chironomiden (v. a. Tanypodinea und Tanytarsini), Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera) und Schnecken (Gastropoda) mit jeweils 44 %, 14 %, 14 %, 12 % bzw. 9 % der Benthosorganismen gebildet (Abb. 11). Nematoden und Köcherfliegenlarven (Trichoptera) bildeten jeweils 3,7 und 1,4 % der Benthosgemeinschaft. Mit jeweils weniger als 1 % 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 12 % 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 9 % der Benthosgemeinschaft geringer als in den Jahren 2017 (17 %), 2019 (37 %), 2021 (21 %) und 2022 (18 %).

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 weiterhin eine gesteigerte Artenvielfalt der Benthosorganismen in der Talsperre Spremberg beobachtet werden.

Die mittlere Benthosdichte \pm Standardabweichung über alle Proben der aktuellen Untersuchung betrug 6.802 ± 6.024 Individuen \cdot m⁻². Ohne Berücksichtigung der Muscheln und Schnecken lag die mittlere Benthosdichte bei 5.239 ± 5.091 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 deutlich unter der im Vorjahr beobachteten (Tab. 6). Auch bei der Betrachtung der Benthosdichte ohne Berücksichtigung der Muscheln und Schnecken fiel die mittlere Benthosdichte 2023 geringer aus als in den beiden Vorjahren. Signifikante Unterschiede der mittleren Benthosdichte wurden zwischen den Untersuchungsjahren beobachtet (einf. ANOVA: $F_{(9, 170)} = 4.429$; $p < 0,001$). Die mittlere Benthosdichte 2023 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: $F_{(9, 170)} = 1.316$; $p = 0,2$) (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 2023 signifikante Unterschiede der mittleren Benthosdichte beobachtet (einf. ANOVA: $F_{(2,15)} = 4,045$; $p = 0,04$). Die mittlere Benthosdichte war im nördlichen Bereich signifikant geringer als im mittleren Bereich (Tukey's Post-hoc-Test: $p = 0,05$). Die mittlere Benthostrockenmasse unterschied sich nicht zwischen den Bereichen (einf. ANOVA: $F_{(2,15)} = 2,863$; $p = 0,09$). In den Jahren 2017 bis 2022 wurden keine Unterschiede der mittleren Benthosdichte zwischen den drei Bereichen der Talsperre beobachtet. Im Gegensatz dazu und in Übereinstimmung mit den aktuellen Ergebnissen wurden 2014 und 2016 im nördlichen Bereich der Talsperre signifikant geringer Benthosorganismen als im südlicheren 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.

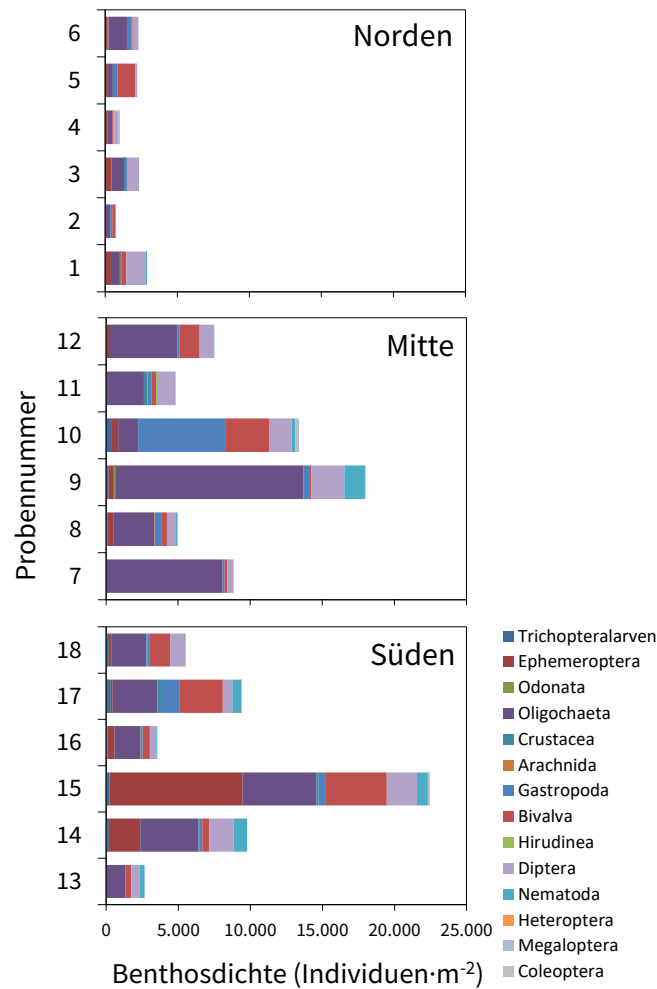


Abb. 11: Benthosdichte (Individuen·m⁻²) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg im September 2023

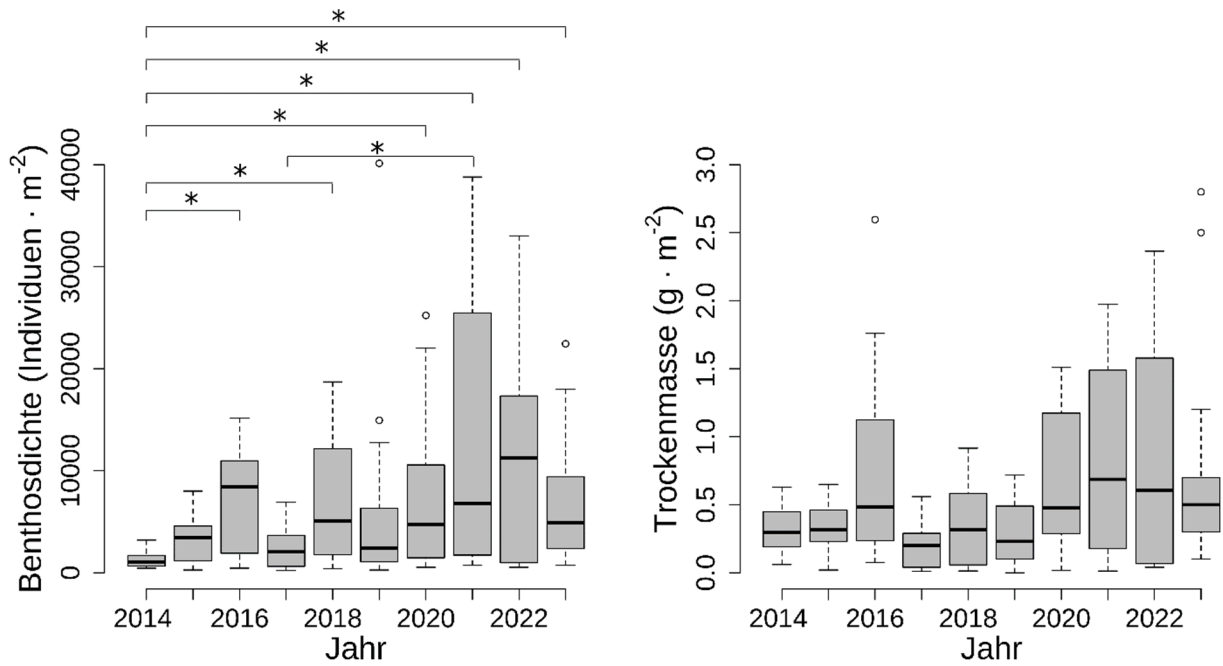


Abb. 12: Mittlere Benthosdichte (Individuen·m⁻², einschließlich Muscheln und Schnecken) und Trockenmasse (g·m⁻², ohne Muscheln und Schnecken) in der Talsperre Spremberg in den Jahren 2014 bis 2023. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. * kennzeichnet signifikant unterschiedliche Mittelwerte.

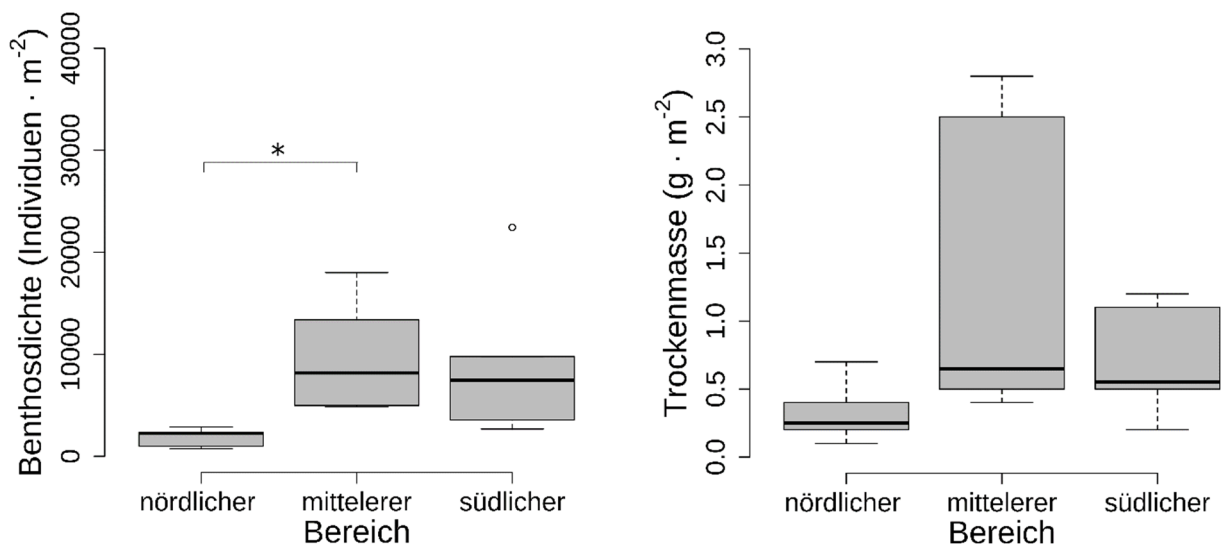


Abb. 13: Benthosdichte (Individuen·m⁻²) und Trockenmasse (g·m⁻², ohne Muscheln und Schnecken) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg 2023. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein.

Tab. 5: Makrozoobenthosdichten und Trockenmassen der 18 Proben aus den drei Untersuchungsgebieten der Talsperre Spremberg im September 2023

#	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	1,5	Schlamm	2.489	0,4	400	1,4
2	Norden	3,9	Kies	400	0,1	356	54,0
3	Norden	1,8	Schlamm	2.222	0,2	133	0,4
4	Norden	6,2	Schlamm	889	0,2	89	0,5
5	Norden	4,2	Schlamm	667	0,3	1.556	1,6
6	Norden	3,6	Schlamm	1.911	0,7	400	48,1
7	Mitte	2,0	Schlamm	8.533	0,5	311	3,1
8	Mitte	1,9	Schlamm	4.133	0,7	844	2,0
9	Mitte	1,2	Schlamm	17.466	2,8	533	4,0
10	Mitte	1,0	Sand	4.267	0,6	9.111	141,1
11	Mitte	2,9	Schlamm	4.267	2,5	578	1,2
12	Mitte	3,1	Schlamm	6.000	0,4	1.511	105,0
13	Süden	3,1	Sand/Schlamm	2.267	0,2	400	133,4
14	Süden	1,9	Sand	9.067	0,6	711	271,5
15	Süden	1,2	Sand	17.689	1,1	4.756	61,2
16	Süden	3,8	Sand	2.933	0,5	622	226,9
17	Süden	2,0	Sand	5.200	1,2	4.222	582,7
18	Süden	4,7	Schlamm	3.911	0,5	1.600	51,0

Tab. 6: Mittlere Benthosdichte ± Standardabweichung (Individuen · m⁻²) in den Untersuchungsjahren 2014 bis 2023

Jahr	Benthosdichte ± Standardabweichung (Individuen · m ⁻²)	
	ohne Muscheln und Schnecken	insgesamt
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.

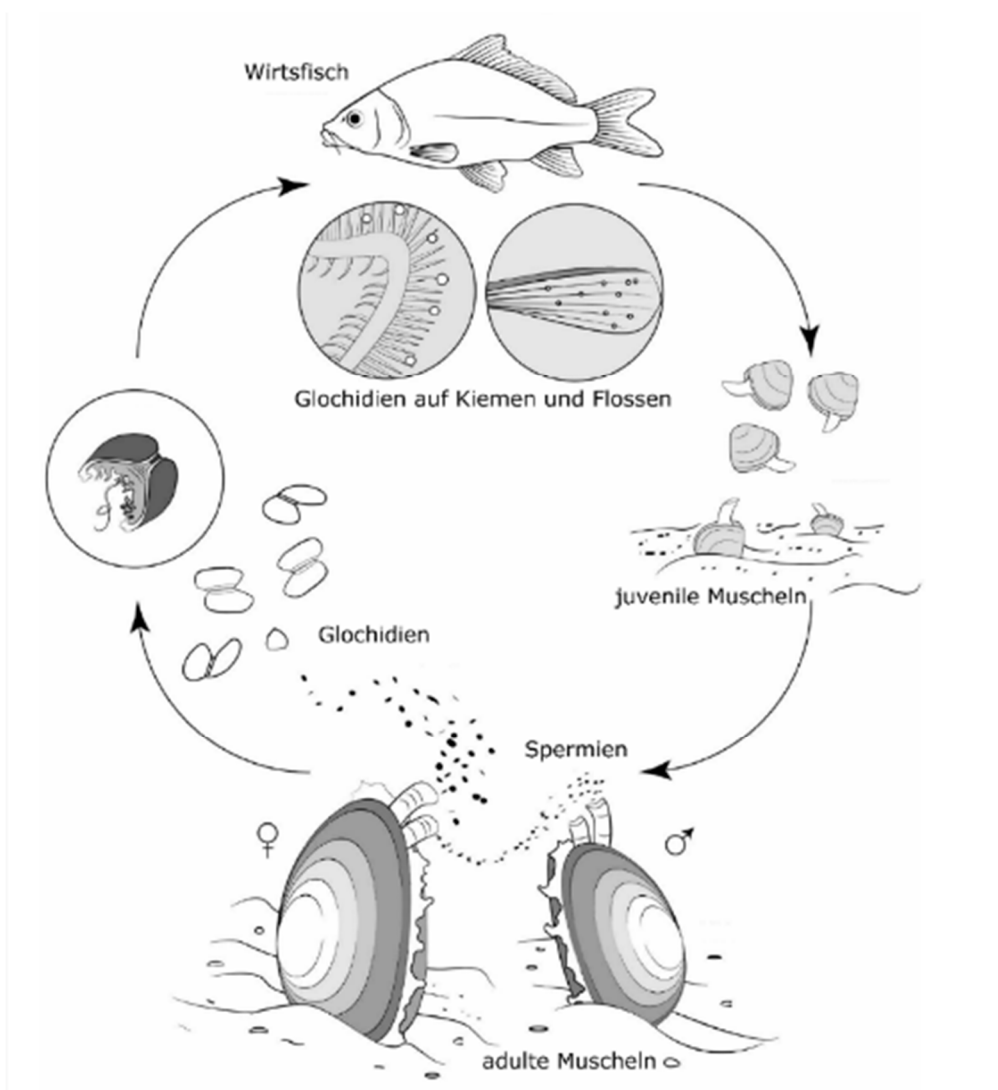


Abb. 14: Lebenszyklus der Najaden (verändert nach Modesto et al. 2018)

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

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 genannten heimischen Großmuschelarten (Tab. 7) wurde die gebietsfremde invasive Chinesische Teichmuschel (*Sinanodonta woodiana*) im Rahmen des Monitorings wiederholt in der Talsperre Spremberg nachgewiesen (Abb. 18). 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-schlackige 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 Gutachten)

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 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 Gutachten)

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 150 mm erreichen (Zettler et al. 2006).

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 Gutachten)

***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 Schlacken 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. 18: *Sinanodonta woodiana* – 2023 erfasstes Tier in der Talsperre Spremberg. Das abgebildete Tier befindet sich im dritten Lebensjahr.

Nachweise der Art erfolgten in Brandenburg im Oder- und Neißengebiet (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 2023 in der Talsperre Spremberg führte, wie in den Vorjahren, zum Nachweis der oben vorgestellten drei Großmuschelarten *U. pictorum*, *U. tumidus* und *A. anatina*. Neben den drei einheimischen Muschelarten wurde ein lebendes Exemplar der Chinesischen Teichmuschel (*S. woodiana*) gefunden.

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. A1 – A32) und die Werte stichprobenartiger Vermessungen von lebenden Muscheln (Tab. A5).

Transekt 1a

Die Probenahmestelle 1a befindet sich am nordöstlichen Ufer in Sichtweite der Staumauer. Die Ufer fallen sehr flach ab, das Gewässer wird an dieser Stelle nur ganz allmählich tiefer. Hinter einem Röhrichtgürtel am Gewässerrand wachsen Weiden, Espen und Kiefern. Zur Beprobung war der Strandbereich in diesem Jahr aufgrund des hohen Wasserpegels überstaut.



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

Koordinaten: N 51.65245° O 14.41355°		Untersuchungsdatum: 18.09.2023
Transektgröße: 12 m ² (2* 6 m ²)		Wassertiefe: 60 – 75, 80 - 90 cm
Entfernung vom Ufer: ca. 60 m		Sichttiefe: 70 cm
Gewässersohle: Feinsandig und stabil mit Steinen verschiedener Größe. Keine Eisenhydroxidablagerungen.		
Aquatische Vegetation: <i>Ceratophyllum</i> sp., <i>Najas marina</i> , fädige Grünalgen		
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	1	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	3	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0 Tier · m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0,08 Tiere · m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0,25 Tiere · m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Potamopyrgus antipodarum</i> , <i>Corbicula fluminea</i> , <i>D. polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Im Transekt 1 wurden lediglich vier lebende Großmuscheln der Arten <i>U. tumidus</i> und <i>A. anatina</i> nachgewiesen, für <i>U. pictorum</i> konnte kein Lebendnachweis erbracht werden. Gegenüber 2022 liegt somit für alle drei Arten eine deutlich geringere Abundanz vor. Es wird ein Zusammenhang mit dem hohen Wasserpegel der Talsperre vermutet, dem die Tiere aus ständig unter Wasser stehenden Bereichen nur sehr langsam zu folgen scheinen. Die drei sehr kleinen Exemplare von <i>A. anatina</i> stammen aus dem Jahr 2023, die nachgewiesene Flussmuschel ist 4 Jahre alt.		

Transekt 1b

Die Probenahmestelle 1b befindet sich im Nordosten der Talsperre am Strand des Campingplatzes Bagenz. Bedingt durch die Lage am Campingplatz ist das Ufer stark von Badegästen frequentiert und mit einem Steg bebaut. Wie fast überall am Ostufer 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.



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

Koordinaten: N 51.64511° | O 14.41080°

Untersuchungsdatum: 22.08.2023

Transektgröße: 8 m²

Wassertiefe: 150 - 200 cm

Entfernung vom Ufer: ca. 80 m

Sichttiefe: 50 cm

Gewässersohle: Feinsandig bis kiesig mit Faulschlammanteilen. Keine Eisenhydroxidablagerungen.

Aquatische Vegetation: *Najas marina* (vereinzelt)

Erfassungsmethode: Tauchkartierung. Gerätetauchgang mit Pressluft.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	3	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	3	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	5	X

Besiedlungsdichte:

U. pictorum = 0,38 Tier · m⁻² | *U. tumidus* = 0,38 Tiere · m⁻² | *A. anatina* = 0,63 Tiere · m⁻²

Begleitfauna: *Corbicula fluminea*, *D. polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Im Transekt 1b wurden alle drei Großmuschelarten in geringer Anzahl lebend nachgewiesen. Die drei Exemplare von *U. pictorum* weisen ein Alter von drei bis vier Jahren auf, bei *U. tumidus* lag das Alter bei drei, vier bzw. fünf bis sechs Jahren. Bei *A. anatina* wurden Altersstufen von drei bis sieben bzw. acht Jahren festgestellt. Sehr kleine Individuen werden bei der Tauchkartierung möglicherweise nicht erfasst. Die natürlichen Bedingungen im Transekt ließen eine höhere Individuendichte bei den Großmuscheln erwarten, als tatsächlich vorgefunden wurde.

Transekt 2a

Die Probenahmestelle 2a befindet sich am Ostufer der Talsperre, südlich des Transekts 1b. Hinter dem breiten Sandstrand beginnt ein Waldstück mit Weiden, Pappeln und Kiefern. Die Bucht weist insgesamt eine geringe Wassertiefe auf.



Uferbereich an Probenahmestelle 2a in einer Bucht am Ostufer der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten, Aufnahmen aus 2021)

Koordinaten: N 51.63866° | O 14.40148° **Untersuchungsdatum:** 06.09.2023

Transektgröße: 2 m² **Wassertiefe:** 300 – 400 m

Entfernung vom Ufer: 20 – 25 m **Sichttiefe:** 300 cm

Gewässersohle: schlammig

Aquatische Vegetation: keine

Erfassungsmethode: Bodendredge vom Boot gezogen

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	5	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	14	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	5	X

Besiedlungsdichte:

U. pictorum = 2,5 Tiere · m⁻² | *U. tumidus* = 7,0 Tiere · m⁻² | *A. anatina* = 2,5 Tiere · m⁻²

Begleitfauna: *Corbicula fluminea*, *D. polymorpha*, *Lymnea stagnalis*, *Radix auricularia*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Im Transekt 2a wurden insgesamt 24 Großmuscheln nachgewiesen. Davon entfallen je 5 Individuen auf *U. pictorum* und *A. anatina*, am häufigsten war *U. tumidus* mit 14 Individuen vertreten. Altersstruktur: *U. pictorum* zwei bis drei Jahre; *U. tumidus* 2x drei bis vier Jahre, 7x ein bis zwei Jahre, 2x ein Jahr und 3x null bis ein Jahr; *A. anatina* 2x vier bis fünf Jahre, 1x drei bis vier Jahre, 1x zwei Jahre und 1x null Jahre. Eine Auszählung von *C. fluminea* ergab insgesamt 269 lebende Tiere. Der Einsatz der Dredge führte zum Nachweis einer höheren Anzahl von Muscheln als bei der Tauchkartierung in den letzten Jahren. Möglicherweise besteht ein Zusammenhang mit den schwierigen Bedingungen bei der Tauchkartierung (extrem schlechte Sicht, Beschaffenheit des Bodensubstrates).

Transekt 2b

Das Transekt 2b befindet sich in der Bucht am „Weißen Berg“ und zeichnet sich weiträumig durch eine sehr geringe Wassertiefe aus. Der feinsandige Strand wird durch einen mehrere Meter hohen Steilhang begrenzt. Landeinwärts schließt sich ein Kiefernwald an. Die Betauchung ist wegen des Schlammes auf der Gewässersohle durch extrem schlechte Sichtverhältnisse geprägt.



Uferbereich an Probenahmestelle 2b am Ostufer der Talsperre.

(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Koordinaten: N 51.63137° | O 14.39806°

Untersuchungsdatum: 22.08.2023

Transektgröße: 8 m²

Wassertiefe: 250 - 300 cm

Entfernung vom Ufer: ca. 30 m

Sichttiefe: 80 cm

Gewässersohle: Die Gewässersohle wies eine ausgeprägte Schlammauflage auf.

Aquatische Vegetation: im Transekt: keine, im Uferbereich: *Najas marina*, *Potamogeton* sp.

Erfassungsmethode: Tauchkartierung. Gerätetauchgang mit Pressluft.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	4	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	7	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	6	X
<i>Sinanodonta woodiana</i> (Lea 1834)	1	-

Besiedlungsdichte:

U. pictorum = 0,5 Tiere · m⁻² | *U. tumidus* = 0,88 Tiere · m⁻² | *A. anatina* = 0,75 Tiere · m⁻²

Begleitfauna: *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Alle drei einheimischen Großmuschelarten wurden im Transekt 2b nachgewiesen. Altersstruktur: *U. pictorum* 1x vier bis fünf Jahre, 3x drei bis vier Jahre; *U. tumidus* 2x fünf bis sechs Jahre, 5x drei bis vier Jahre; *A. anatina* 2x vier Jahre, 3x drei Jahre, 1x ein Jahr. Von beiden Flussmuschelarten wurden damit keine Tiere gefunden, die jünger als im vierten Lebensjahr waren. Auch das jüngste Exemplar von *A. anatina* war bereits zwei Jahre alt. Die Abundanz war bei allen drei Arten in etwa genauso hoch wie bei der ersten Betauchung des Transekts im Vorjahr.

Transekt 4a

Die Probenahmestelle 4a befindet sich auf der Südseite einer am Ostufer weit in das Gewässer hineinragenden Halbinsel am „Weißen Berg“. Weil das Flussbett der Spree dicht am Südufer vorbeiführt, nimmt die Wassertiefe hier sehr schnell zu. Aufgrund ungünstiger Bedingungen in Transekt und der angelfischereilichen Nutzung des Transektes während der Probenahme erfolgte die Aufteilung des früheren Transektes 4 im Monitoringjahr 2023 in Transekt 4a und das am Nordufer der Halbinsel (nahe der Spitze) gelegene Transekt 4b.



Uferbereich an Probenahmestelle 4a am Ostufer der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Koordinaten: N 51.63071° | O 14.39447°

Untersuchungsdatum: 18.09.2023

Transektgröße: 6 m²

Wassertiefe: 65 - 95cm

Entfernung vom Ufer: 6 - 9 m

Sichttiefe: 50 cm

Gewässersohle: Untergrund sandig/kiesig mit hohem Schlammanteil, stabil mit sehr vielen Pflanzenresten und Steinen

Aquatische Vegetation: *Elodea sp.*, *Najas marina*

Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	4	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	16	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	11	X

Besiedlungsdichte:

U. pictorum = 0,67 Tiere · m⁻² | *U. tumidus* = 2,67 Tiere · m⁻² | *A. anatina* = 1,83 Tiere · m⁻²

Begleitfauna: *Lymnea stagnalis*, *Radix auricularia*, *Radix balthica*, *Dreissena polymorpha*, *Corbicula fluminea*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Im Transekt 4a wurde eine verhältnismäßig hohe Anzahl an lebenden Muscheln festgestellt, wobei sich *U. tumidus* als dominierende Art erwies. Das Alter dieser Tiere lag zwischen einem Jahr (11x 1+) und vier Jahren (1x 4+), vier Individuen waren zwei bzw. drei Jahre alt. *U. pictorum* war mit vier Tieren im Alter von zwei bis drei Jahren vertreten. Neben einem vierjährigen Exemplar konnten bei *A. anatina* vor allem sehr junge Tiere aus dem aktuellen Jahr (N = 8) sowie zwei einjährige Tiere nachgewiesen werden.

Transekt 4b

Die Probenahmestelle 4b befindet sich auf der Nordseite der am Ostufer weit in das Gewässer hineinragenden Halbinsel am „Weißen Berg“. Das Transekt 4b liegt nahe der Spitze der Halbinsel. Charakterisiert ist das Transekt durch eine stabile und nicht verschlammte Gewässersohle mit nur sehr geringem Bewuchs mit aquatischer Vegetation.



Uferbereich an Probenahmestelle 4b am Ostufer der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Koordinaten: N 51.63033° | O 14.39355°

Untersuchungsdatum: 19.09.2023

Transektgröße: 6 m²

Wassertiefe: 70 - 95cm

Entfernung vom Ufer: 6 - 8 m

Sichttiefe: 70 cm

Gewässersohle: Untergrund sandig mit vereinzelt Steinen, kaum Pflanzenreste, stabil

Aquatische Vegetation: *Najas marina*

Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	1	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	20	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	7	X

Besiedlungsdichte:

U. pictorum = 0,17 Tiere · m⁻² | *U. tumidus* = 3,33 Tiere · m⁻² | *A. anatina* = 1,17 Tiere · m⁻²

Begleitfauna: *Dreissena polymorpha*, *Corbicula fluminea*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Auch im Transekt 4b war *U. tumidus* am häufigsten anzutreffen. Die 20 lebenden Exemplare wiesen ein Alter von eins bis acht Jahren auf (1x 8, 4x 3 bis 4x 4 bis 5, 4x 2 bis 3 und 7x 1 bis 2 Jahre). Bei *U. pictorum* gab es nur einen Lebendnachweis, das Tier war 1-2 Jahre alt. *A. anatina* war mit sieben Individuen im Alter von null bzw. drei bis vier Jahren vertreten (3x 3 bis 4, 4x 0 Jahre). *U. tumidus* weist im Transekt eine verhältnismäßig hohe Individuendichte auf, dagegen ist *U. pictorum* nur mit einem Exemplar vertreten.

Transekt 6

Das Transekt 6 befindet sich im Südosten der Talsperre in einer weiträumigen Bucht. Aufgrund der geringen Tiefe der Bucht und umfangreicher Schlamm- und Ockerablagerungen im südlichen Bereich musste das Untersuchungstransekt ab 2019 weiter nach Norden verlagert werden. Bei niedrigem Wasserstand ist der Boden instabil und weist eine dicke Schlammschicht auf. Darüber hinaus erschwerte die großflächige Ausbreitung von *N. marina* das Monitoring erheblich.



Uferbereich Transekt 6 am Südostufer der Talsperre (Fotos: D. Hühn, IfB)

Koordinaten: N 51.62639° | O 14.39973°

Untersuchungsdatum: 06.09.2023

Transektgröße: 2 m²

Wassertiefe: 200 – 250 cm

Entfernung vom Ufer: 30 – 40 m

Sichttiefe: 120 cm

Gewässersohle: Gewässersohle mit starker Schlammauflage.

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

Erfassungsmethode: Bodendredge vom Boot gezogen

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	6	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	5	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	0	X

Besiedlungsdichte:

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

Begleitfauna: *Bithynia tentaculata*, *Physa acuta*, *Radix sp.*, *Stagnicola sp.*, *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Im Transekt wurden nur die beiden Flussmuschelarten festgestellt, Lebendnachweise von *A. anatina* fehlen. *U. pictorum* wurde im Alter von zwei bis sechs Jahren (2x 2, 3x 3 bis 4, 1x 6 Jahre) und *U. tumidus* mit zwei sehr kleinen Jungtieren aus diesem Jahr, einem einjährigen, einem drei- bis vierjährigem und einem vier- bis fünfjährigem Exemplar nachgewiesen.

Transekt 8

Das Transekt 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 mit Sumpf- bzw. Wasserpflanzen verschiedener Arten besiedelt. Die Gewässersohle war stark verschlammt und konnte nur dicht am Ufer betreten werden.



Uferbereich an Probestelle 8 im Südwesten der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten, Aufnahmen aus 2021)

Koordinaten: N 51.62150° O 14.38914°	Untersuchungsdatum: 12.09.2023
Transektgröße: 12 m ² (3 * 4 m ²)	Wassertiefe: 50 - 80, 80 - 90, 90 - 110 cm
Entfernung vom Ufer: 10 - 16 m	Sichttiefe: > 80 cm

Gewässersohle: Die Sohle war in Ufernähe feinsandig. In tieferen Bereichen war die Gewässersohle durch eine mächtige Eisenhydroxidschlammschicht geprägt. Wasserpflanzen wurden kaum beobachtet.

Aquatische Vegetation: *Elodea nuttallii*, *Potamogeton natans*, *Najas marina* (wenig)

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	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	5	X

Besiedlungsdichte:

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

Begleitfauna: *Bithynia tentaculata*, *Gyraulus* sp., *Lymnea stagnalis*, *Physa acuta*, *Planorbarius corneus*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Radix balthica*, *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Als einzige Großmuschelart wurde *A. anatina* gefunden. Ein Tier war fünf bis sechs Jahre alt, die anderen fünf waren dem 0+ Jahrgang zuzuordnen.

Transekt 9

Die Probenahmestelle 9 befindet sich im Südwesten der Talsperre. Zum Teil wird der Strand von einem schmalen aufgelockerten Schilfgürtel mit Weiden umgeben, hinter dem ein Wald aus Kiefern, Espen und Birken beginnt. Der Flachwasserbereich ist nur schmal und die Wassertiefe nimmt schnell zu. Die Gewässersohle ist schlammig und stellenweise nicht trittfest. Das Gebiet ist über einen Waldweg von der B97 aus zu erreichen und dient als vielbesuchte Angelstelle.



Uferbereich an Probenahmestelle 9 im Westen der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten, Aufnahmen aus 2021)

Koordinaten: N 51.62667° | O 14.38630°

Untersuchungsdatum: 12.09.2023

Transektgröße: 12 m²

Wassertiefe: 60 - 80 cm

Entfernung vom Ufer: 5 - 7 m

Sichttiefe: 80 cm

Gewässersohle: Die Gewässersohle war feinsandig-kiesig mit Anteilen von Schlamm. Die Eisenhydroxidschlammauflage war mäßig ausgeprägt. Daneben wurde auf der Gewässersohle eine ausgeprägte Auflage aus Steinen, Ästen, Zweigen und Muschelschalen beobachtet.

Aquatische Vegetation: *Najas marina*, fädige Grünalgen

Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	4	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	8	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	16	X

Besiedlungsdichte:

U. pictorum = 0,33 Tiere · m⁻² | *U. tumidus* = 0,67 Tiere · m⁻² | *A. anatina* = 1,33 Tiere · m⁻²

Begleitfauna: *Lymnea stagnalis*, *Planorbarius corneus* (LG), *Radix balthica*, *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Alle drei Großmuschelarten wurden lebend im Transekt nachgewiesen, zahlenmäßig liegt eine Dominanz von *A. anatina* vor. Die Flussmuschelarten sind mit Individuen im Alter von zwei bis sechs Jahren vertreten (*U. pictorum*: 1x 2-3 Jahre, 1x 3 Jahre, 2x 5-6 Jahre; *U. tumidus* 2x 2 Jahre, 5x 3-4 bzw. 4 Jahre, 1x 6 Jahre). Bei *A. anatina* konnten neben drei drei- bis vier-jährigen Individuen auch neun Jungtiere aus diesem Jahr (0+) festgestellt werden. Die Anzahl der Muscheln ist bei allen drei Arten gegenüber dem Vorjahr rückläufig.

Transekt 10

Die Probenahmestelle 10 befindet sich am Westufer der Talsperre und ist gut über kleine Straßen zu erreichen. In der Nähe befinden sich ein Hotel, ein Spielplatz, ein Aussichtsturm, ein kleiner Parkplatz und eine Bootsanlegestelle. Aufgrund dieser Infrastruktur ist der Strandbereich durch Touristen und Angler besonders stark frequentiert. Der Gewässergrund im Uferbereich fällt sehr flach ab. Bei Niedrigwasser bildet sich ein breiter Sandstrand aus, der von Schilf und Weiden besiedelt wurde. Der Gewässergrund variierte von sandig-kiesig bis schlammig.



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

Koordinaten: N 51.64513° | O 14.38457°

Untersuchungsdatum: 19.09.2023

Transektgröße: 12 m²

Wassertiefe: 35 - 45 cm

Entfernung vom Ufer: 4 - 6 m

Sichttiefe: 80 cm

Gewässersohle: Die Gewässersohle war sandig bis kiesig mit geringer Detritusaufgabe und teilweise geringem Bewuchs mit Wasserpflanzen. Mäßige Eisenhydroxidschlammaufgabe.

Aquatische Vegetation: *Najas marina*

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	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	6	X

Besiedlungsdichte:

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

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

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

U. pictorum und *U. tumidus* konnten nicht lebend nachgewiesen werden. Von *A. anatina* wurden lediglich sechs Jungtiere aus diesem Jahr festgestellt, ältere Exemplare fehlten. Die lokal ansässigen (älteren) Muscheln benötigen offenbar eine längere Zeit, um bei höherem Pegelstand wieder in Ufernähe zu gelangen. Das Transekt 10 wird wegen seines flach abfallenden Ufers, ähnlich wie das Transekt 1, besonders von starken Schwankungen des Wasserstandes beeinflusst.

Transekt 11a

Die Probenahmestelle 11 liegt am Nordwestufer der Talsperre. Die drei an dieser Stelle untersuchten Transekte liegen im Bereich des Badestrandes „Nordstrand Talsperre Spremberg“. Die Gewässersohle ist überwiegend sandig bis kiesig mit dünner Detritusauflage bis zu schlammig zu beschrieben.



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

Koordinaten: N 51.65324° | O 14.38526°

Untersuchungsdatum: 11.08.2023

Transektgröße: 8 m²

Wassertiefe: 460 - 470 cm

Entfernung vom Ufer: 30 m

Sichttiefe: 20 cm

Gewässersohle: Die Gewässersohle war von einer mäßigen Schlammauflage geprägt.

Aquatische Vegetation: Im Transekt wurde keine aquatische Vegetation festgestellt. Im Flachwasserbereich wurden *Najas marina*, *Stuckenia* sp. und überflutete Binsen vorgefunden.

Erfassungsmethode: Tauchkartierung. Gerätetauchgang mit Pressluft.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	0	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	2	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	5	X

Besiedlungsdichte:

U. pictorum = 0 Tiere · m⁻² | *U. tumidus* = 0,25 Tiere · m⁻² | *A. anatina* = 0,63 Tiere · m⁻²

Begleitfauna: *Lymnea stagnalis* (am Ufer), *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

U. pictorum konnte nicht lebend nachgewiesen werden, *U. tumidus* war mit zwei Individuen im Alter von zwei bis drei Jahren vertreten. Von *A. anatina* wurden fünf Exemplare gefunden, wobei das älteste mindestens sechs Jahre alt war, die anderen wiesen ein Alter von drei bis fünf Jahren auf (1x 5, 1x 4 und 2x 3-4 Jahre).

Transekt 11b

Die Probenahmestelle 11 liegt am Nordwestufer der Talsperre. Die drei an dieser Stelle untersuchten Transekte liegen im Bereich des Badestrandes „Nordstrand Talsperre Spremberg“. Die Gewässersohle ist überwiegend sandig bis kiesig mit dünner Detritusauflage bis zu schlammig zu beschrieben.



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

Koordinaten: N 51.65324° | O 14.38526°

Untersuchungsdatum: 11.08.2023

Transektgröße: 8 m²

Wassertiefe: 300 - 400 cm

Entfernung vom Ufer: 20 m

Sichttiefe: 50 cm

Gewässersohle: Die Gewässersohle war sandig bis kiesig mit dünner Detritusauflage.

Aquatische Vegetation: Im Transekt wurde keine aquatische Vegetation festgestellt. Im Flachwasserbereich wurden *Najas marina*, *Stuckenia* sp. und überflutete Binsen vorgefunden.

Erfassungsmethode: Tauchkartierung. Gerätetauchgang mit Pressluft.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	5	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	37	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	18	X

Besiedlungsdichte:

U. pictorum = 0,63 Tiere · m⁻² | *U. tumidus* = 4,63 Tiere · m⁻² | *A. anatina* = 2,25 Tiere · m⁻²

Begleitfauna: *Lymnea stagnalis* (im Uferbereich), *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Alle drei Großmuschelarten wurden lebend nachgewiesen, wobei *U. tumidus* am häufigsten auftrat. Neben einem sieben- bis achtjährigen Tier wurden bei dieser Art fünf vierjährige, 24 dreijährige und sieben zwei- bis dreijährige Exemplare gezählt. Auch bei *A. anatina* wurde ein sieben bis acht Jahre altes Tier nachgewiesen, die anderen 17 Exemplare befanden sich im vierten bis siebenten Lebensjahr. Jungtiere dieser Art wurden ab 2021 nicht nachgewiesen. Bei *U. pictorum* lag eine Altersstruktur von drei bis sieben Jahren vor (1x 6-7 Jahre, 2x 3-4 Jahre, 2x 2-3 Jahre).

Transekt 11c

Die Probenahmestelle 11 liegt am Nordwestufer der Talsperre. Die drei an dieser Stelle untersuchten Transekte liegen im Bereich des Badestrandes „Nordstrand Talsperre Spremberg“. Die Gewässersohle ist überwiegend sandig bis kiesig mit dünner Detritusauflage bis zu schlammig zu beschreiben.



Uferbereich an Probenahmestelle 11c am Nordwestufer der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Koordinaten: N 51.65226° | O 14.38525°

Untersuchungsdatum: 11.08.2023

Transektgröße: 8 m²

Wassertiefe: 300 - 400 cm

Entfernung vom Ufer: 20 - 25 m

Sichttiefe: 50 cm

Gewässersohle: Die Gewässersohle war überwiegend sandig bis kiesig mit dünner Detritusauflage.

Aquatische Vegetation: Im Transekt wurde keine aquatische Vegetation festgestellt. Im Flachwasserbereich wurde *Najas marina* vorgefunden.

Erfassungsmethode: Tauchkartierung. Gerätetauchgang mit Pressluft.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	4	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	28	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	10	X

Besiedlungsdichte:

U. pictorum = 0,5 Tiere · m⁻² | *U. tumidus* = 3,5 Tiere · m⁻² | *A. anatina* = 1,25 Tiere · m⁻²

Begleitfauna: *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Auch im Transekt 11c dominierte *U. tumidus* mit 28 Individuen in Bezug auf die Häufigkeit. Von *A. anatina* konnten zehn, von *U. pictorum* vier Individuen (alle drei bis vier Jahre alt) nachgewiesen werden. Bei *U. tumidus* traten drei Altersklassen auf: 12 Tiere waren vier Jahre alt, ebenfalls 12 drei Jahre und vier Tiere waren zwei Jahre alt. Bei *A. anatina* wurden Tiere im Alter von acht (n = 2), sechs bis sieben (n = 4), fünf (n = 2) und drei Jahren (n = 2) erfasst.

Transekte 12

Die Probenahmestelle 12 befindet sich im Nordwesten der Talsperre. Sie stellt neben Transekt 13 die am nächsten an der Staumauer und dem Abfluss der Spree aus der Talsperre gelegene Untersuchungsfläche dar. Am Ufer erhebt sich hinter einem schmalen Streifen aus Weidengebüsch ein Steilhang von etwa 10 m Höhe.



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

Koordinaten: N 51.65666° | O 14.38319°

Untersuchungsdatum: 06.09.2023

Transektgröße: 2 m²

Wassertiefe: 300 - 400 cm

Entfernung vom Ufer: 10 – 15 m

Sichttiefe: 300 cm

Gewässersohle: Feinsandiges Substrat mit geringen Anteilen von Faulschlamm.

Aquatische Vegetation: Im Transekt wurde keine aquatische Vegetation festgestellt. Im Flachwasserbereich waren *Najas marina* und *Potamogeton natans* zu finden.

Erfassungsmethode: Bodendredge vom Boot gezogen

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	2	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	12	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	0	X

Besiedlungsdichte:

U. pictorum = 1 Tiere · m⁻² | *U. tumidus* = 6,0 Tiere · m⁻² | *A. anatina* = 0 Tiere · m⁻²

Begleitfauna: *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Im Transekt 12 wurden nur zwei Großmuschelarten lebend nachgewiesen, *A. anatina* war nicht vertreten. Die beiden Exemplare von *U. pictorum* waren ein bis zwei bzw. zwei bis drei Jahre alt, bei *U. tumidus* variierte die Altersspanne im Bereich von null bis vier Jahren (1x 3-4, 4x 2-3, 3x 1-2 und 1x 0-1 Jahre).

Transekte 13

Die Probenahmestelle 13 befindet sich im Nordwesten der Talsperre. Sie stellt neben Transekt 12 die am nächsten an der Staumauer und dem Abfluss der Spree aus der Talsperre gelegene Untersuchungsfläche dar. Am Ufer erhebt sich hinter einem schmalen Streifen aus Weidengebüsch ein Steilhang von etwa 10 m Höhe.



Uferbereich an Probenahmestelle 12 und 13 im Nordwesten der Talsperre.

(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Koordinaten: N 51.65666° | O 14.38319°

Untersuchungsdatum: 06.09.2023

Transektgröße: 2 m²

Wassertiefe: 450 - 550 cm

Entfernung vom Ufer: 20 - 25 m

Sichttiefe: 300 cm

Gewässersohle: Ausgeprägte Schlammschicht.

Aquatische Vegetation: Im Transekt wurde keine aquatische Vegetation festgestellt. Im Flachwasserbereich waren *Najas marina* und *Potamogeton natans* zu finden.

Erfassungsmethode: Bodendredge vom Boot gezogen

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	1	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	6	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	0	X

Besiedlungsdichte:

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

Begleitfauna: *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Auch im Transekt 13 wurden keine lebenden Exemplare von *A. anatina* nachgewiesen. *U. pictorum* war lediglich mit einem vier- bis fünfjährigen Exemplar vertreten. Die Altersstruktur bei *U. tumidus* umfasste Tiere im Alter von null bis drei Jahren (2x 0-1, 3x 1-2 und 1x 2-3 Jahre).

5.3 Häufigkeit, Altersstruktur, Besiedlungsdichte, Gefährdung und Begleitfauna

Häufigkeit

Insgesamt wurde in der Talsperre Spremberg 2023 eine Fläche von 108 m², aufgeteilt auf 15 Transekte zwischen 2 und 12 m², auf das Vorkommen von Großmuscheln untersucht. Dabei wurden 39 *U. pictorum*, 159 *U. tumidus* und 97 *A. anatina* in den Altersklassen von null bis sieben bzw. acht Jahren nachgewiesen.

Der prozentuale Anteil an der Gesamtzahl aller Großmuscheln (n = 295) liegt folglich bei 13 % für *U. pictorum*, 54 % für *U. tumidus* und 33 % für *A. anatina* (Tab. 8). In den Jahren 2021 und 2022 setzte sich die Großmuschelgemeinschaft aus den drei Arten zu jeweils 7 %, 19 % und 74 % bzw. 13 %, 36 % und 61 % zusammen. Damit war *A. anatina* in den beiden Vorjahren die seit dem Beginn des Monitorings zahlenmäßig dominierende Großmuschelart. Im aktuellen Monitoring war *U. tumidus* die dominierende Art.

Besiedlungsdichte

Über alle beprobten Transekte wurden im Monitoring 2023 durchschnittliche Besiedlungsdichten von 0,36 Muscheln · m⁻² für *U. pictorum*; 1,47 Muscheln · m⁻² für *U. tumidus* sowie 0,9 Muscheln · m⁻² für *A. anatina* ermittelt. Aus den Daten der vergangenen Monitoringjahre wurde für jede der drei Großmuschelarten die Entwicklung der Besiedlungsdichte dargestellt (Abb. 19). Bei der Bewertung der dargestellten Daten ist zu berücksichtigen, dass den Daten unterschiedliche Probennehmer (2015 – 2017 sowie 2019 bis 2023), Erfassungsmethoden (Tauchkartierung, Abharken der Gewässer-sole, 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. 19). Für *U. tumidus* wurden in den Jahren 2020 (4,1 Muscheln · m⁻²) und 2023 (1,47 Muscheln · m⁻²) im Rahmen des Monitorings die höchste Besiedlungsdichte festgestellt. Für die Arten *U. pictorum* und *A. anatina* lagen die ermittelten Bestandsdichten in den untersuchten Transekten der vergangenen drei Jahre im Mittel unten denen der Vorjahre. In der Gegenüberstellung der Ergebnisse der vergangenen drei Monitoringjahre wird deutlich, dass die Werte auf einem vergleichbaren niedrigen Niveau zwischen 0,06 (2021) und 0,5 Muscheln · m⁻² (2022) lagen. Ähnlich stellt sich die Entwicklung der Besiedlungsdichte in den Transekten für *A. anatina* dar. Die ermittelten Besiedlungsdichten von *A. anatina* der vergangenen drei Jahre variierten zwischen 0,6 (2021) und 1,8 Muscheln · m⁻² (2022).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass für die Bestände von *U. pictorum* und *A. anatina* eine rückläufige Entwicklung beobachtet werden muss, sich die Bestände jedoch in den jüngsten Erhebungen auf einem niedrigen, aber stabilen Niveau befinden (Abb. 19). Eine tendenziell gegenläufige Entwicklung ist für *U. tumidus* zu beobachten. Für diese Art wurden in den jüngsten Erhebungen (2020 – 2023) die höchsten Besiedlungsdichten ermittelt.

Trotz großer Unterschiede zwischen den Jahren bleiben die ermittelten Besiedlungsdichten weit hinter den in der Literatur genannten möglichen Individuendichten von 40 bis 50 Muscheln · m⁻² zurück und deuten auf Defizite hinsichtlich der Umweltbedingungen sowie des Lebensraumes

gegenüber den Bedürfnissen der Muscheln hin. Mögliche Ursachen für Einschränkungen der Entwicklung der Muschelbestände werden in den folgenden Kapiteln erläutert.

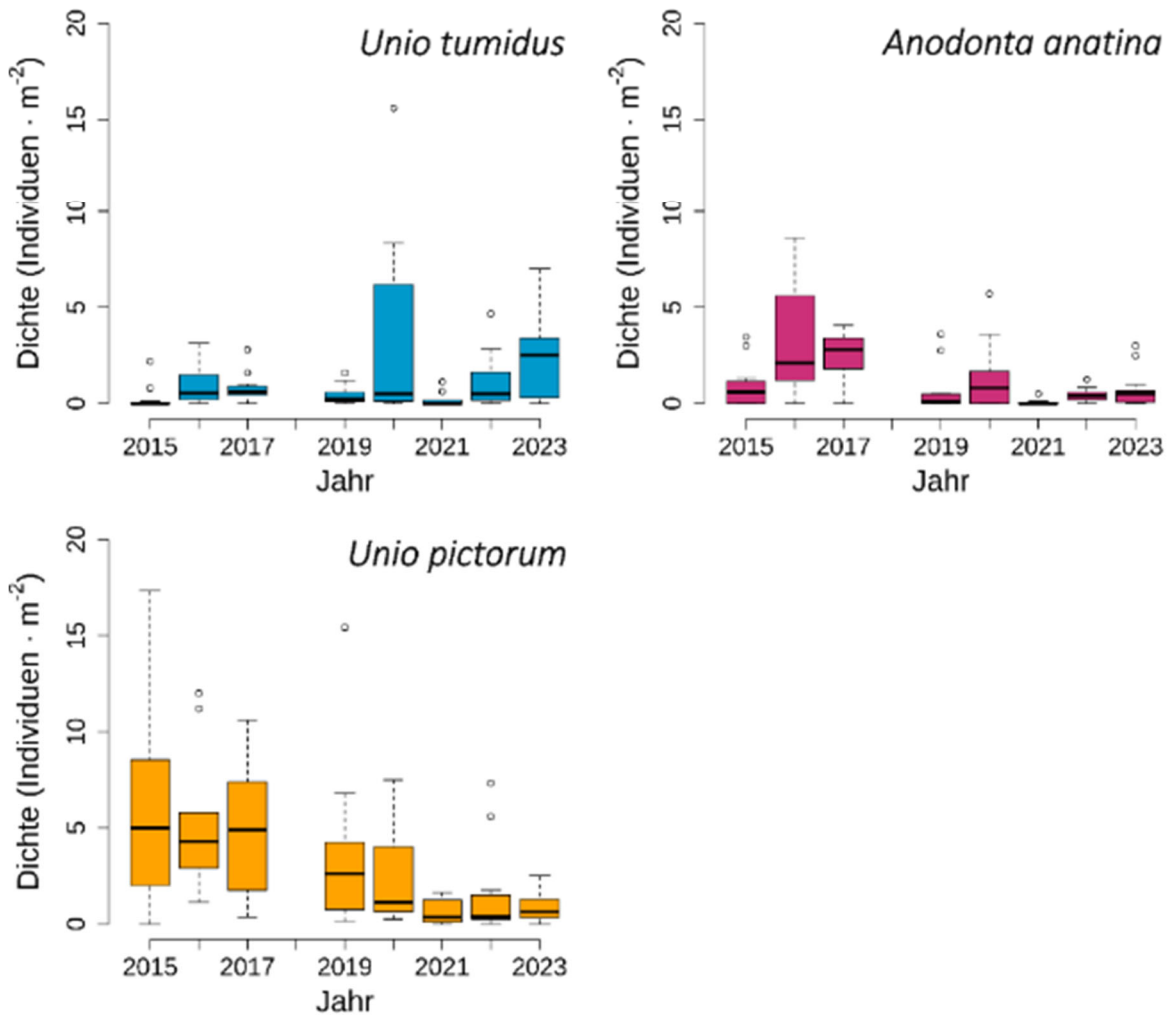


Abb. 19: Besiedlungsdichten der drei nachgewiesenen einheimischen Großmuscheln (Individuen · m⁻²) im Rahmen des Monitorings der Großmuscheln in der Talsperre Spremberg. Die dargestellten Werte wurden zum Teil mit unterschiedlicher Methodik sowie unter unterschiedlichen Umweltbedingungen in den Jahren 2015 bis 2017 sowie 2019 bis 2023 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.

Tab. 8: Erfassungsergebnisse Großmuscheln in der Talsperre Spremberg 2015 bis 2017 und 2019 bis 2023. Grau unterlegte Transekte wurden 2023 nicht beprobt.

Transekt Nr.	<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus, 1758)								<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus, 1758)								<i>Unio tumidus</i> Philipsson, 1788								Besiedlungsdichte Muscheln je m ² (gerundet)								
	2015	2016	2017	2019	2020	2021	2022	2023	2015	2016	2017	2019	2020	2021	2022	2023	2015	2016	2017	2019	2020	2021	2022	2023	2015	2016	2017	2019	2020	2021	2022	2023	
T 1a	0		21	3	17	5	15	3	0		59	0	12	0	6	0	0		12	2	60	0	34	1	0		6	<1	7	<1	5	<1	
T 1b								5																3								1	
T 2a	260	112	159	1	5	2	3	5	52	56	61	0	0	4	2	5	12	15	42	0	1	5	1	14	22	18	18	<1	<1	1	1	12	
T 2b								0	6						5	4							4	7							1	2	
T 3	11	58	83	185	90	15	67		0	86	81	1	20	0	10		0	23	16	3	100	2	56		2	17	9	16	18	1	11		
T 4a	67	45	52	68	10	16	88	11	30	33	28	36	0	0	5	4	1	6	6	12	0	0	22	16	10	11	9	12	<1	1	10	5	
T 4b								7																20								5	
T 5	104	42							7	11							1	2							12	6							
T 6	25	35	7	42	4	1	4	0	0	0	0	5	16	1	6	6	0	1	0	4	9	0	6	5	5	5	1	4	2	<1	1	6	
T 7a	0								0								0								0								
T 7b	0								0								0								0								
T 8	58	26	39	17	31	0	2	5	13	19	14	5	6	0	0	0	6	8	2	1	0	0	0	7	5	12	2	4	0	<1	<1		
T 9	0	29	105	51	52	13	21	16	0	23	43	33	57	0	15	4	0	0	7	7	61	1	17	8	0	5	10	8	17	1	4	2	
T 10	9	9	21	46	48	1	3	6	3	14	21	0	43	0	1	0	0	4	4	119	187	0	2	0	2	3	5	5	24	<1	1	<1	
T 11a	0								5	0							0	0						2	0							1	
T 11b																									37								8
T 11c																									28								5
T 12	246	96	64	9	6	13	2	0	10	47	12	0	0	1	2	2	22	25	8	1	2	9	8	12	28	21	11	1	1	3	2	7	
T 13	22	16	9	6	2	0	3	0	0	6	7	1	1	0	3	1	0	1	3	1	0	0	0	6	4	5	2	1	<1	0	1	4	
T 14			49								24								3							8							
Σ	877	468	609	428	265	66	208	97	150	295	327	81	155	6	53	39	41	83	135	51	421	17	150	159	Ø 9	Ø 10	Ø 8	Ø 5	Ø 8	Ø 1	Ø 4	Ø 4	
%	82,1	55,3	56,8	76,4	31,5	74,2	50,6		14,0	34,8	30,5	14,5	18,4	6,7	12,9		3,8	9,8	12,6	9,1	50,1	19,1	36,5										

Altersstruktur

Die Altersstruktur aller drei Großmuschelarten in der Talsperre umfasste alle Jahrgänge, auch sehr junge Tiere aus dem laufenden Untersuchungsjahr wurden nachgewiesen (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, die ein Alter zwischen sieben und acht Jahren erreichten. Sechsjährige Muscheln kamen bereits häufiger vor. 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. Wie bereits in vorherigen Monitoringberichten dargestellt (vgl. Hühn et al. 2019, 2020), erreichen relativ viele Muscheln die Lebenserwartung nicht, allerdings zeigten die Ergebnisse der jüngsten Erhebungen, dass ein Teil des Bestandes in der Lage ist, das Alterspotenzial auszuschöpfen. Es bleibt abzuwarten, ob auch *A. anatina* die untere Grenze ihrer Lebenserwartung von 10 Jahren erreichen wird.

Neben dem Erreichen der Lebenserwartung der Arten werden regelmäßig sehr junge Exemplare der Großmuschelarten nachgewiesen, was eine wesentliche ökologische Grundlage für das Fortbestehen der Arten in der Talsperre Spremberg darstellt.

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 Aldridge 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 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.

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 Absinken 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 2022, Uhlmann et al. 2023) 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. 20). Der lebende Bewuchs dürfte eine ernsthafte Nahrungskonkurrenz darstellen, möglicherweise gelangt auch weniger Sauerstoff in die Einströmöffnungen der Großmuscheln.



Abb. 20: Beispiel für junge *A. anatina* bereits mit *D. polymorpha* (dunkle Schalen) bewachsen (Transekt 10, 2023) (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Neben *D. polymorpha* wurde auch für *C. fluminea* in der Talsperre Spremberg eine stetig zunehmende Besiedlungsdichte beobachtet (Abb. 21), 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. 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 bei der vom Bergbau beeinflussten 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 Braunkohlentagebau beeinflusst wird und eine Einwanderung von *C. fluminea* in die Talsperre erfolgte.

Im Rahmen des aktuellen Monitorings wurden beispielsweise im Untersuchungsstranekt T 2a mittels Bodendredge auf eine Fläche von ca. 2 m² insgesamt 24 Individuen der Arten *U. Pitorum*, *U. tumidus* und *A. anatina* nachgewiesen. Auf der gleichen Fläche wurden insgesamt 269 *C. fluminea* gezählt. Es ist davon auszugehen, dass die hier beobachtete Dichte von mehr als 130 *C. fluminea* pro m² eine deutliche Wachstumsreduzierung der juvenilen Muscheln im Transekt zur Folge hat (vgl. Ferreira-Rodríguez et al. 2018, Haag et al. 2021).



Abb. 21: Beispiel des ausgesiebten Probenmaterials aus der Bodendredge im Transekt 2a. Deutlich sind die in hoher Anzahl vertretenen *C. fluminea* (gelb-grünliche Schalen) zu erkennen. (Foto: D. Hühn, IfB)

Begleitfauna

Neben den drei heimischen Großmuschelarten und der Chinesischen Teichmuschel wurden in der Talsperre Spremberg noch einige weitere Süßwassermollusken nachgewiesen. Im Rahmen der Untersuchungen 2023 wurden die in Tabelle 9 aufgeführten Arten festgestellt. Wie bereits in den Vorjahren beobachtet, wurde auch 2023 an mehreren Transekten, vor allem im südlichen Teil der Talsperre, eine erhöhte Abundanz von Gastropoden, sowohl auf dem Bodensubstrat als auch frei im Wasser treibend, festgestellt.

Für die Grobgerippte Körbchenmuschel ist erwartungsgemäß eine Etablierung sowie eine deutliche Bestandszunahme im Gewässer festzustellen. Für die bereits in der gesamten Talsperre vorkommende Art wurde 2023 eine weitere Zunahme der Abundanz beobachtet.

Tab. 9: 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>Gyraulus</i> sp.	Posthörnchen
<i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	Spitzhorn-Schlammschnecke
<i>Physa acuta</i> (Draparnaud, 1805)	Spitze Blasenschnecke
<i>Planorbium corneum</i> (Linnaeus, 1758)	Posthornschncke
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (J. E. Gray, 1843)	Neuseeländische Deckelschnecke
<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus, 1758)	Ohrschlammschnecke
<i>Radix balthica</i> (Linnaeus, 1758)	Gemeine Schlammschnecke
<i>Stagnicola</i> sp.	Sumpfschnecke
Bivalvia (Muscheln)	
<i>Corbicula fluminea</i> (O. F. Müller, 1774)	Grobgerippte Körbchenmuschel
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)	Wander-, Dreikant- oder Zebromuschel

6. Monitoring Fischbestand

6.1 Gesamtfischbestand

Im Rahmen des Monitorings des Fischbestandes der Talsperre Spremberg seit 2014 wurden insgesamt 24 Fischarten nachgewiesen (Abb. 22). Im Untersuchungsjahr 2023 konnten durch den Einsatz der Stellnetzfischerei und der Elektrofischerei insgesamt 18 Fischarten dokumentiert werden (Abb. 22, Tab. 10). 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.

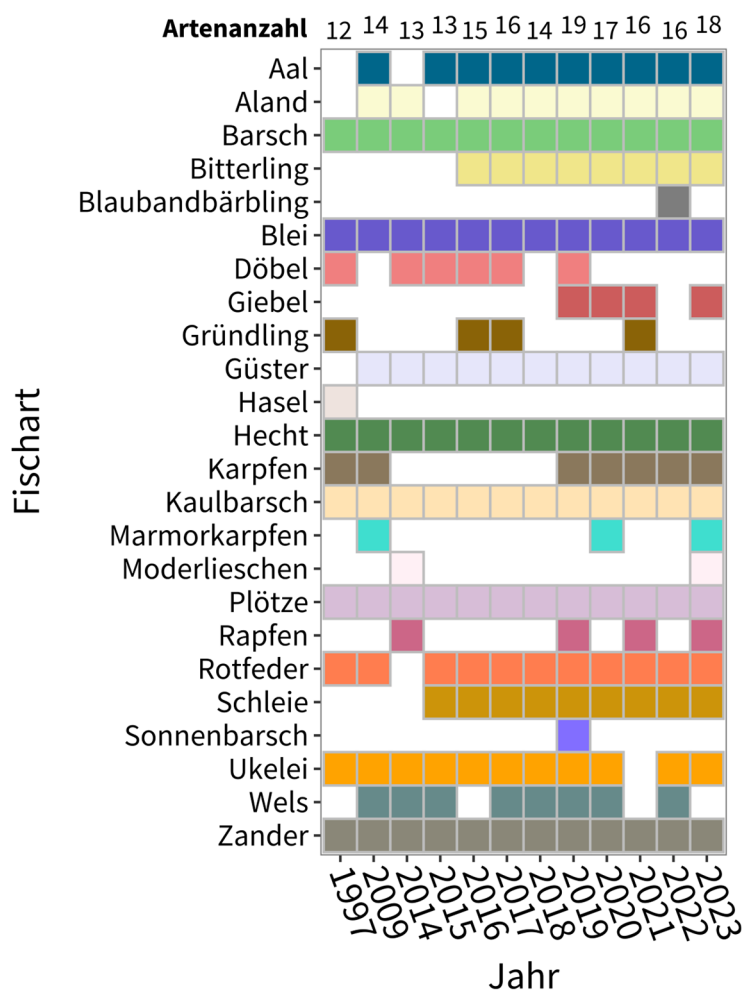


Abb. 22: Nachgewiesene Fischarten in der Talsperre Spremberg in den Jahren 1997, 2009 und 2014 bis 2023.

Der Gesamtfang der aktuellen Fischbestandsuntersuchung wurde in Tabelle A6 im Anhang aufgelistete. Insgesamt wurden 3.484 Fische mit einer Gesamtbiomasse von 274,1 kg gefangen. Der Gesamtfang wurde von den Arten Barsch (53 %), Plötze (15 %), Güster (11 %) und Rotfeder (9 %) dominiert (Tab. 10).

Der fanggeräteübergreifende Diversitätsindex lag 2023 bei $H' = 1,56$ und war damit vergleichbar mit den Werten aus dem Zeitraum 2015 - 2022 (1,59 - 1,74) und 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 0,26 im Jahr 2023, 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. 10: Anzahl und Längenbereich der 2023 nachgewiesenen Fischarten in der Talsperre Spremberg

Fischart	Wissenschaftlicher Name	Anzahl	Totallänge (cm)	
			min.	max.
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	5	11	22
Aland	<i>Leuciscus idus</i>	1		27
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i>	1.830	7	33
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	14	3	5
Blei	<i>Abramis brama</i>	175	5	58
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	1		46
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>	384	5	34
Hecht	<i>Esox lucius</i>	28	12	71
Hybride (Cypriniden)		3	12	24
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	2	88	92
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>	74	5	15
Mamorkarpfen	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	1		120
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>	1		7
Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	516	6	40
Rapfen	<i>Leuciscus aspius</i>	1		69
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	323	3	27
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	22	5	29
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>	72	5	18
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	31	10	45
Σ		3.484		

6.2 Jungfischmonitoring (Elektrofischerei)

Mittels Elektrofischerei entlang der Uferlinie wurden 2023 insgesamt neun Fischarten nachgewiesen. Der Gesamtfang über alle fünf Teilstrecken wurde von den Arten Rotfeder und Barsch dominiert (Tab. 11, Abb. 23 & 24). Alle weiteren sieben Fischarten waren mit Anteilen $\leq 6\%$ im Fang vertreten. Der Fang der Elektrofischerei setzte sich bis auf wenige Ausnahmen aus Jungfischen zusammen (Tab. 11). Basierend auf der Totallänge der Fische ist davon auszugehen, dass diese größtenteils den Jahrgängen 2022 und 2023 angehörten. Somit konnte für die Fischarten Barsch, Hecht, Plötze, Rotfeder und Schleie eine natürliche Reproduktion für diesen Zeitraum nachgewiesen werden. Vom Aal wurden 2023 juvenile Individuen gefangen, die jedoch auf Besatzmaßnahmen zurückgeführt werden können.

Tab. 11. Anzahl und Längenbereich der 2023 mittels Elektrofischerei nachgewiesenen Fischarten in der Talsperre Spremberg

Fischart	Anzahl	Totallänge (cm)	
		min.	max.
Aal	5	11	22
Aland	1		27
Barsch	129	7	17
Bitterling	1		3
Hecht	24	12	71
Plötze	4	6	17
Rotfeder	247	2,5	18
Schleie	22	4,5	29
Ukelei	1		5
Σ	434		

Tab. 12: 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 2023

Fischart	Jahr															
	2023		2022		2021		2020		2019		2018		2017		2016	
	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	0,2			<1	0,1	<1	0,1	<1	0,2					<1	0,7
Barsch	21	29,7	10	24,7	7	5	11	11,4	21	35,6	56	49,5	11	29,9	8	12,9
Bitterling	<1	0,2	<1	1,2	3	2,2	2	2,1	<1	1,3	<1	0,4	<1	0,9		
Blei			<1	2,1			<1	0,4	15	26	1	1			3	4,1
Döbel													1	2,2	<1	1,2
Giebel					<1	0,1	<1	0,3								
Güster			<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	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
Plötze	<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	40	56,9	17	42,4	95	72,4	25	26,4	12	19,7	10	9	17	48,7	29	47,2
Schleie	4	5,1	4	9,9	5	4,1	<1	0,9	2	2,8	1	1,3	1	4	<1	0,7
Sonnenbarsch									2	2,8						
Ukelei	<1	0,2	<1	1,6									<1	0,9	<1	0,2
Wels			<1	1,2												
Gesamt	71		41		131		94		59		114		37		62	

fettgedruckt = eudominate und dominante Anteile (nach Mühlenberg 1993)

Im Jahr 2023 wurden in den Teilstrecken teilweise deutlich unterschiedliche Einheitsfänge erzielt (Abb. 23). Diese Beobachtung kann sehr wahrscheinlich auf strukturelle Unterschiede 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). So wurden beispielsweise in Teilstrecken, strukturiert durch aquatische Vegetation, Rotfedern als dominierende Fischart gefangen. In weniger strukturierten Teilstrecken wurden beispielsweise vermehrt Barsche gefangen. In den Teilstrecken 2 bis 4 waren Rotfedern und in der Teilstrecken 5 Barsche dominierend. Juvenile Hechte wurden in allen Teilstrecken und juvenile Schleien in Teilstrecken 2 bis 4 nachgewiesen.

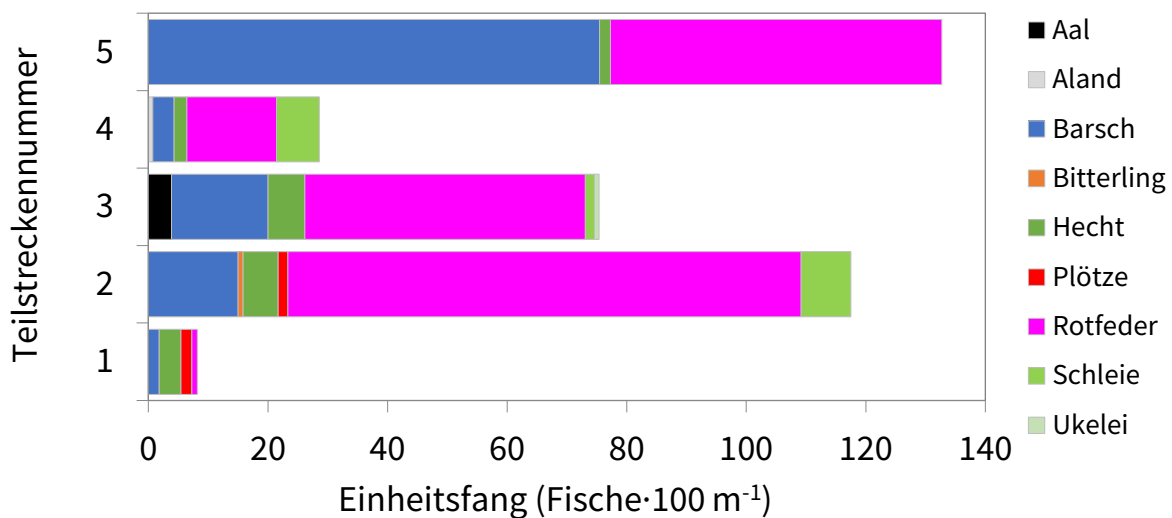


Abb. 23: Zusammensetzung der numerischen Einheitsfänge (Fische·100 m⁻¹ Uferlänge) in den fünf beprobten Uferstrecken im September 2023

Tabelle 12 und Abbildung 24 stellen die Zusammensetzung der Fänge der Elektrofischerei aus früheren Befischungen dar. Auffällig ist bei der Betrachtung, dass der Anteil des Barsches in den letzten vier Monitoringsjahren gegenüber den Jahren davor abgenommen hatte (Tab. 12, Abb. 24). Aktuell wurde wieder ein deutlicher Anstieg des Barschanteils im Fang verzeichnet. Dagegen stieg der Anteil der charakteristischen Litoralart Rotfeder, nach Abnahmen in den Jahren 2018 und 2019, in den vergangenen Jahren wieder an. 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 lag mit 71 Fische·100 m⁻¹ im Jahr 2023 deutlich über dem des Vorjahres, aber noch unter dem von 2020 und 2021 (Tab. 12 und Abb. 24). Dennoch ist der 2023 erzielte numerische Einheitsfang vergleichbar mit dem langjährigen Mittelwert des numerischen Einheitsfangs (2015 - 2022) von 73 ± 35 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.

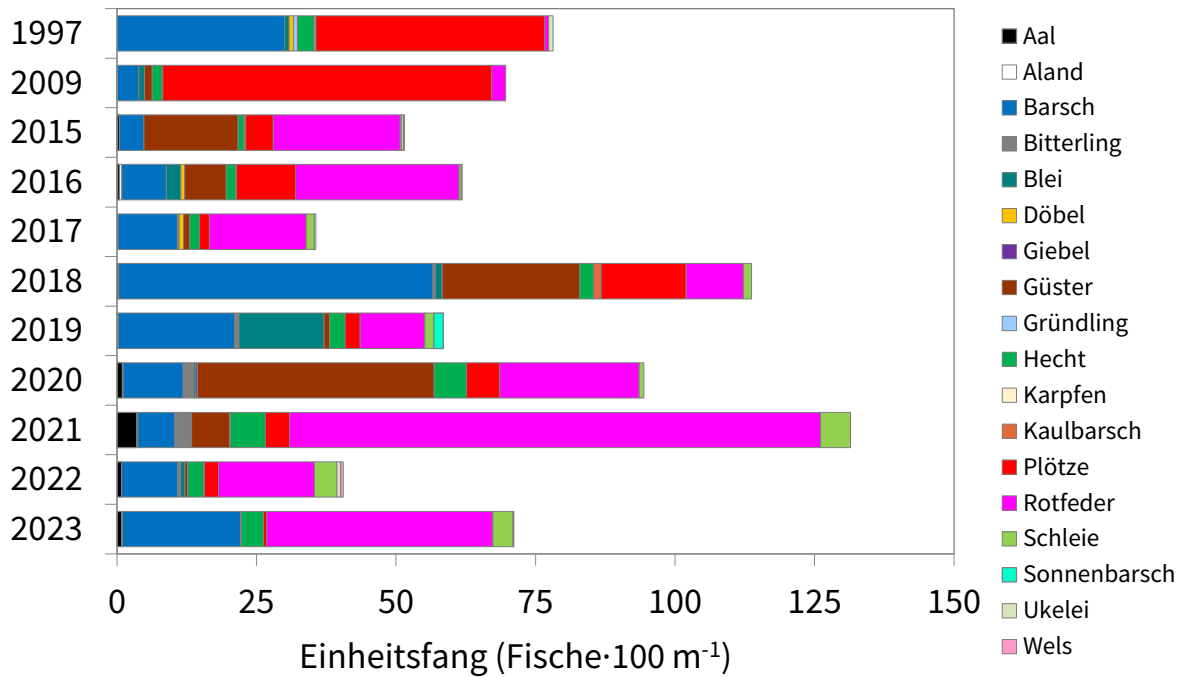


Abb. 24. Zusammensetzung der numerischen Einheitsfänge (Fische·100 m⁻¹ Uferlänge) der Elektrofischerei in den Jahren 1997, 2009 und 2015 bis 2023

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).

6.3 Pelagische Netze

Die Befischung des Freiwasserlebensraumes der Talsperre Spremberg 2023 erfolgte an der tiefsten Stelle des Gewässers nahe der Staumauer mit pelagischen Multimaschenstellnetzen. Mit diesen Netzen wurden insgesamt 420 Fische aus sieben Arten mit einer Gesamtbiomasse von 7,2 kg gefangen (Tab. 13). Der Fang wurde mit 92 % von Barschen dominiert (Tab. 13, Abb. 25). Alle weiteren Arten waren mit jeweils ≤ 3 % im Fang vertreten. Die Biomasse wurde von den Arten Barsch (75 %) und Plötze (9 %) dominiert (Tab. 13, Abb. 26).

Im Vergleich der Ergebnisse über die Untersuchungsjahre wird deutlich, dass der numerische Einheitsfang im Jahr 2023 vergleichbar ist mit dem aus dem Jahr 2020 und Einheitsfang deutlich höher ausfiel als in allen anderen Monitoringjahren (Tab. 13, Abb. 25). Der biomassebezogene Einheitsfang 2023 lag unter dem der Jahre 2020 und 2022 und ist vergleichbar mit denen der Jahre 2018, 2019 und 2021 (Abb. 26). Der hohe numerische Einheitsfang und der moderate biomassebezogene Einheitsfang sind auf den Fang vieler kleiner Barsche zurückzuführen. Aufgrund ihrer strukturierten Oberfläche (sogenannte Kammschuppen, Hartstrahlen in den Flossen und Dornen an den Kiemendeckeln) werden Barsche gegenüber anderen Fischarten selektiver mit Stellnetzen gefangen, weshalb sie in den Fängen häufig überrepräsentiert werden (Prchalová et al.

2008). Die Selektivität der Fanggeräte sollte bei der Interpretation der Entwicklung der Einheitsfänge im Rahmen des Fischbestandsmonitorings berücksichtigt werden.

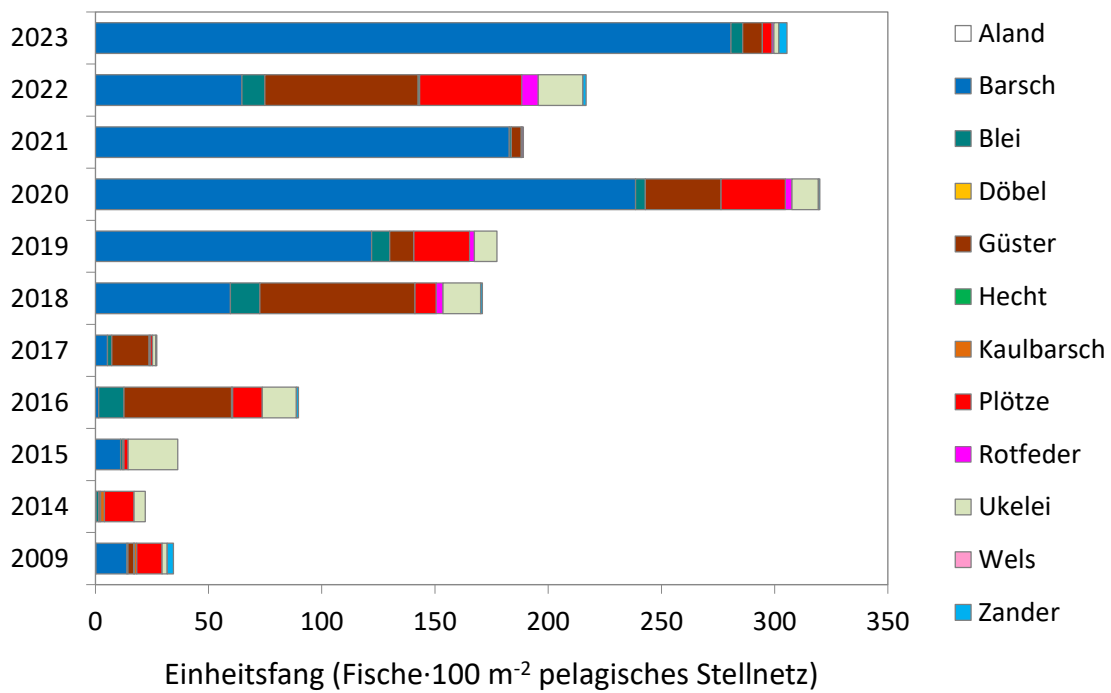


Abb. 25: Numerische Einheitsfänge (Fische·100 m² Netz) der pelagischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2023 in der Talsperre Spremberg

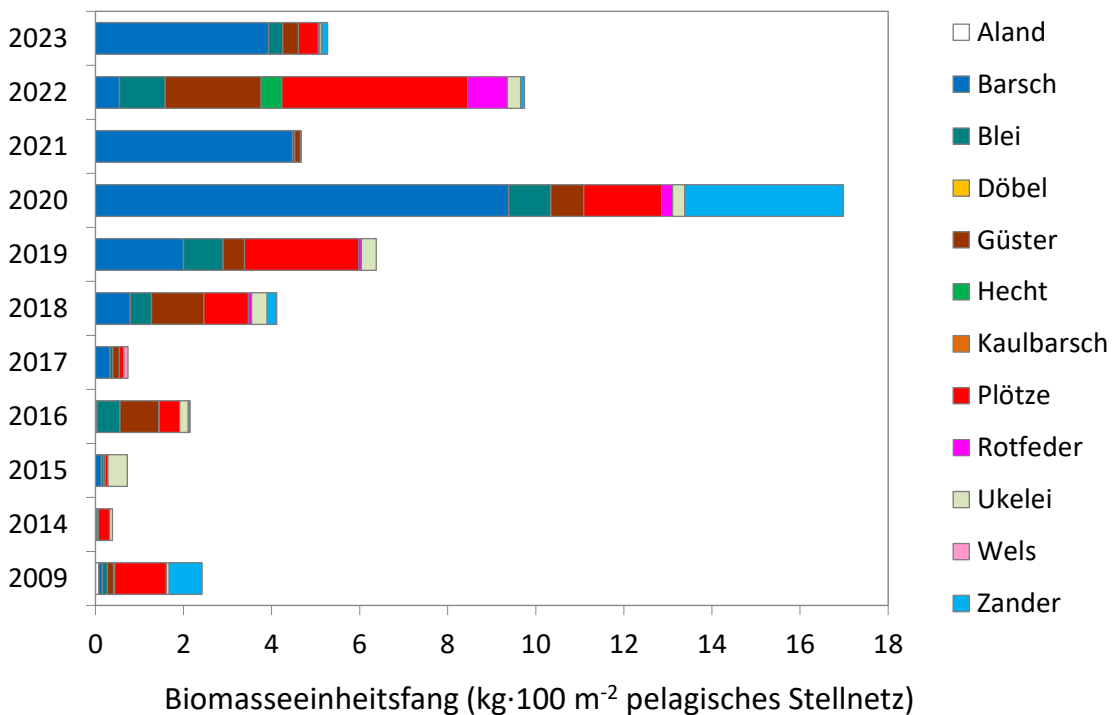


Abb. 26: Biomassebezogene Einheitsfänge (kg·100 m² Netz) der pelagischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2023 in der Talsperre Spremberg

Tab. 13: Prozentuale Fangzusammensetzung der pelagischen Multimaschenstellnetze nach Anzahl gefangener Fische und deren Biomasse in den Jahren 2014 bis 2023

Fischart	Anzahl (%)										Biomasse (%)									
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
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	0,5	18,0	1,6	44,7	18,2	31,4	55,2	95,8	5,6	74,5
Blei	5,0	2,7	12,4	7,1	7,6	4,5	1,4	0,5	4,7	1,7	8,7	7,1	24,3	8,8	11,0	14,1	5,6	1,0	10,7	6,2
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	2,4	5,5	41,4	20,1	27,2	7,7	4,4	2,8	22,4	6,7
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	65,3	8,5	21,6	13,1	23,2	40,7	10,4	0,2	43,3	8,6
Rotfeder					1,7	1,1	0,9	0,3	3,4	0,2					1,7	0,9	1,5	0,2	9,2	0,7
Ukelei	22,3	60,0	16,8	5,4	9,7	5,6	3,6		9,1	0,7	17,4	60,8	9,1	0,3	8,1	5,3	1,6		3,2	0,8
Wels				1,8										12,5						
Zander			1,1		0,4		0,2		0,7	1,2			1,8		4,9		21,2		0,8	2,5

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

6.4 Benthische Netze

Mit den benthischen Multimaschenstellnetzen wurden insgesamt 2.573 Fische aus 12 Arten mit einer Biomasse von 118,6 kg gefangen (Tab. 14). Der daraus errechnete numerische und biomassebezogene Einheitsfang beträgt 238 Fische·100 m⁻² Netz bzw. 10,9 kg·100 m⁻² Netz (Tab. 14). Die numerische Verteilung der Fischarten im Fang zeigt eine Dominanz der Arten Barsch, Plötze und Güster (Tab. 14, Abb. 27). Dabei waren mehr als die Hälfte der Fische Barsche. Alle anderen Arten waren mit jeweils weniger als 5 % im Fang vertreten. In der Zusammensetzung der Biomasse des Gesamtfangs dominierten Plötze, Barsch, Blei und Güster (Tab. 14, Abb. 28). Alle weiteren Arten bildeten jeweils ≤ 3,1 % 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.

Mit den zusätzlich eingesetzten großmaschigen Stellnetzen der Maschenweiten (70 bis 135 mm) wurden die Fischarten Blei, Giebel, Karpfen und Marmorkarpfen gefangen (Tab. 15).

Tab. 14: Anzahl, Biomasse und Längenbereich der 2023 mit den benthischen Multimaschenstellnetzen gefangenen Fischarten in der Talsperre Spremberg

Fischart	Anzahl	Biomasse (kg)	Totallänge (cm)	
			min.	max.
Barsch	1.315	36,9	7	33
Bitterling	13	< 0,1	4	5
Blei	115	15,7	5	54
Güster	372	13,5	5	34
Hecht	4	2,1	32	54
Hybride (Cypriniden)	3	0,2	12	24
Kaulbarsch	74	1,1	5	15
Moderlieschen	1	< 0,1		7
Plötze	506	38,6	6	40
Rapfen	1	3,7		69
Rotfeder	75	3,6	9	27
Ukelei	68	1,5	6	18
Zander	26	1,8	10	45
Σ	2573	118,6		

Tab. 15: Anzahl, Biomasse und Längenbereich der 2023 mit den großmaschigen Grundstellnetzen gefangenen Fischarten in der Talsperre Spremberg

Fischart	Anzahl	Biomasse (kg)	Totallänge (cm)	
			min.	max.
Blei	53	94,3	37	61
Giebel	1	2,1		46
Karpfen	2	27,0	88	92
Marmorkarpfen	1	24,8		120
Σ	57	148,2		

Tab. 16: Prozentuale Fangzusammensetzung der benthischen Multimaschenstellnetze nach Anzahl gefangener Fische und gefangener Biomasse in den Jahren 2014 bis 2023

Fischart	Anzahl (%)										Biomasse (%)									
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
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	8,2	32,5	31,7	34,6	37,0	23,5	36,8	28,6	31,9	31,1
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	6,6	7,0	9,4	7,8	9,9	17,4	9,2	11,2	7,5	13,2
Bitterling			< 0,1			< 0,1	0,1	0,1	< 0,1	0,5			< 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						
Güster	6,5	9,4	41,2	36,0	19,8	9,0	20,4	21,4	16,1	14,5	3,4	13,5	12,8	24,3	13,9	8,5	6,8	11,3	9,6	11,3
Hecht	0,3	0,4	< 0,1	< 0,0	0,1	0,1	< 0,1	0,5	< 0,1	0,2	4,2	1,6	0,4	1,2	0,3	2,2	0,1	5,2	0,3	1,8
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	1,4	3,4	1,3	1,4	2,5	1,9	5,0	1,3	2,4	0,9
Karpfen						0,1		< 0,1								4,6		10,3		
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	58,4	37,1	28,5	22,7	28,5	33,2	40,8	22,4	39,4	32,6
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	< 0,1	< 0,1	1,8	0,6	4,8	2,3	0,6	3,2	5,1	3,0
Schleie				< 0,1				< 0,1						0,4				< 0,1		
Ukelei	2,0	0,8	0,3	8,1	3,5	4,7	0,6		0,5	2,6	1,1	0,7	0,1	3,6	1,0	3,8	0,3		0,3	1,3
Wels	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	
Zander	0,3	1,0	0,5	1,4	0,2	0,5	0,4	0,4	0,5	1,0	7,6	0,7	11,4	1,0	0,3	0,2	0,3	3,4	0,5	1,5

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

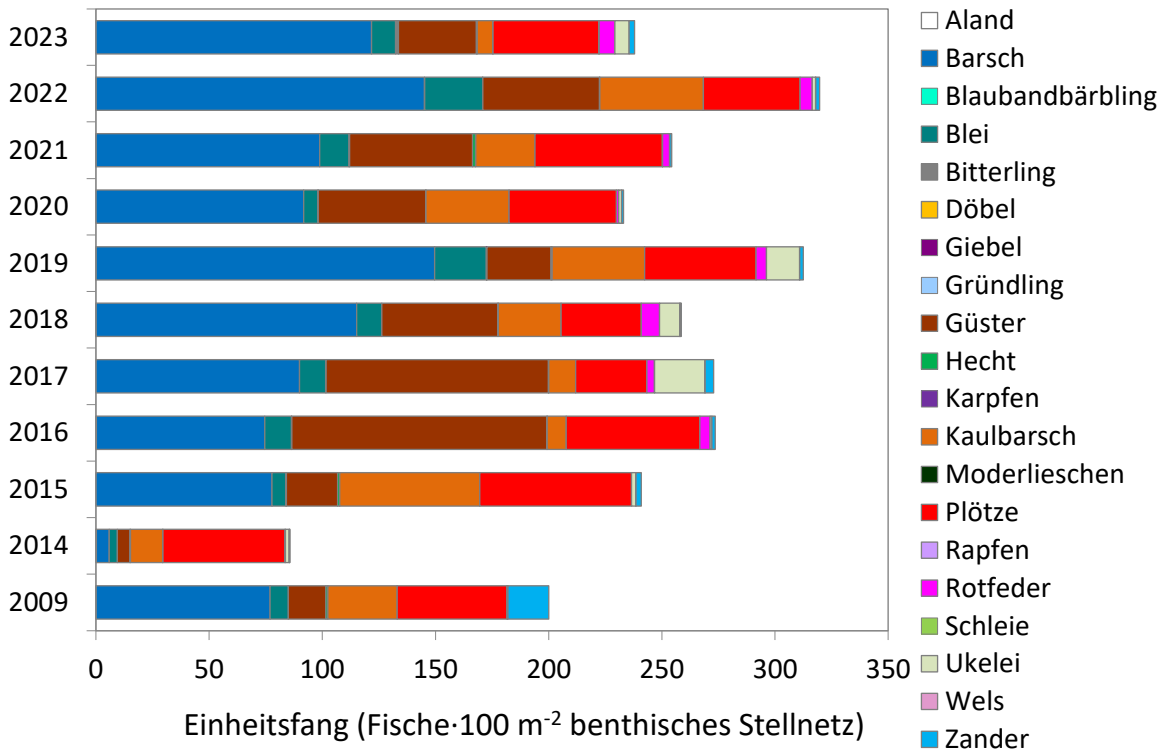


Abb. 27: Numerische Einheitsfänge (Fische·100 m² Netz) der benthischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2023 in der Talsperre Spremberg

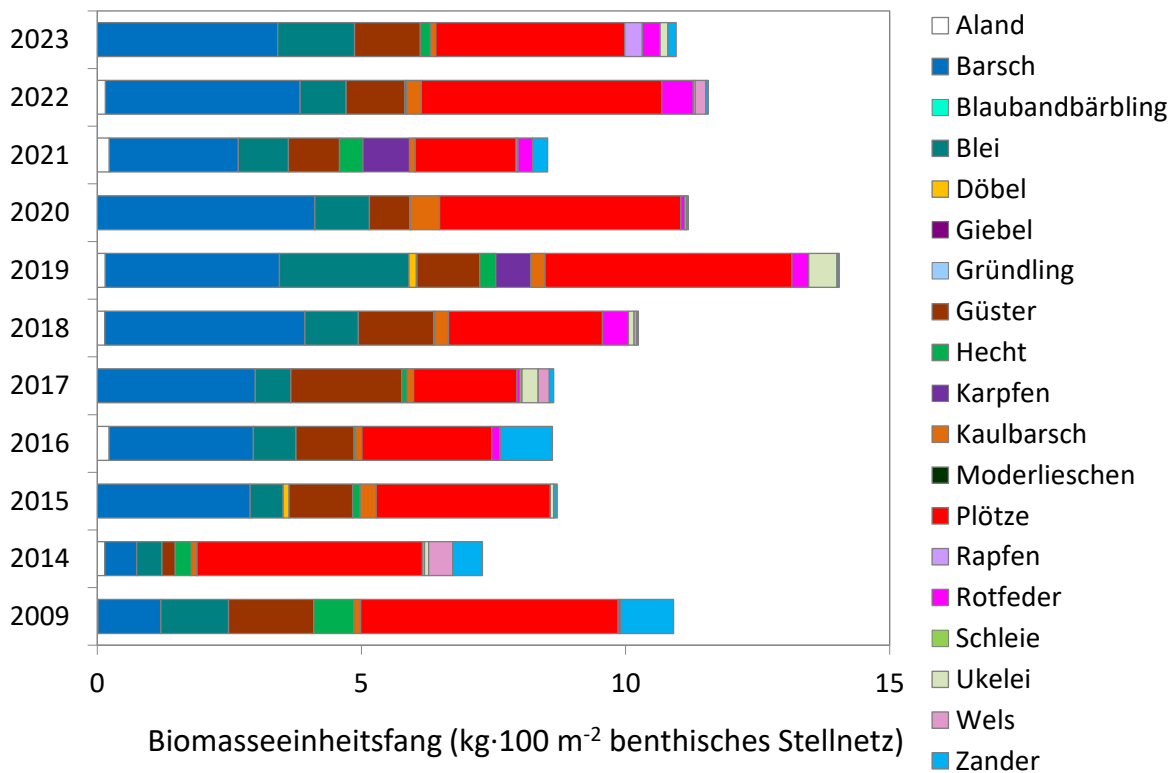


Abb. 28: Biomasseeinheitsfänge (kg·100 m² Netz) der benthischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2023 in der Talsperre Spremberg

Tabelle 16 sowie Abbildung 27 und 28 stellen die numerische und biomassebezogene Zusammensetzung der Fänge aus den Jahren 2014 bis 2023 gegenüber (eine detaillierte Beschreibung der Zusammensetzung der Fänge von früheren Befischungen findet sich u. a. in Hühn et al. 2020, 2021, 2022). 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. 27 und 28). Die mittleren numerischen Einheitsfänge der Jahre 2014 bis 2023 unterscheiden sich signifikant voneinander (einf. ANOVA: $F_{(9,230)} = 7.879$; $p < 0,001$). Dabei war der mittlere numerische Einheitsfang vor Beginn der Konditionierung im Jahr 2014 signifikant niedriger als in den Folgejahren 2015-2023 (Tab. A7, Abb. 29). Zwischen den Untersuchungsjahren wurden ebenfalls signifikante Unterschiede der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge festgestellt (einf. ANOVA: $F_{(9,230)} = 3.05$; $p = 0,002$) (Abb. 29). Die paarweisen Vergleiche zwischen den Jahren belegten einen signifikant höheren mittleren biomassebezogenen Einheitsfang 2019 gegenüber den Jahren 2014, 2016, 2017 und 2021 (Tab. A8, Abb. 29). Alle weiteren Vergleiche zwischen den Jahren ergaben keine signifikanten Unterschiede der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge.

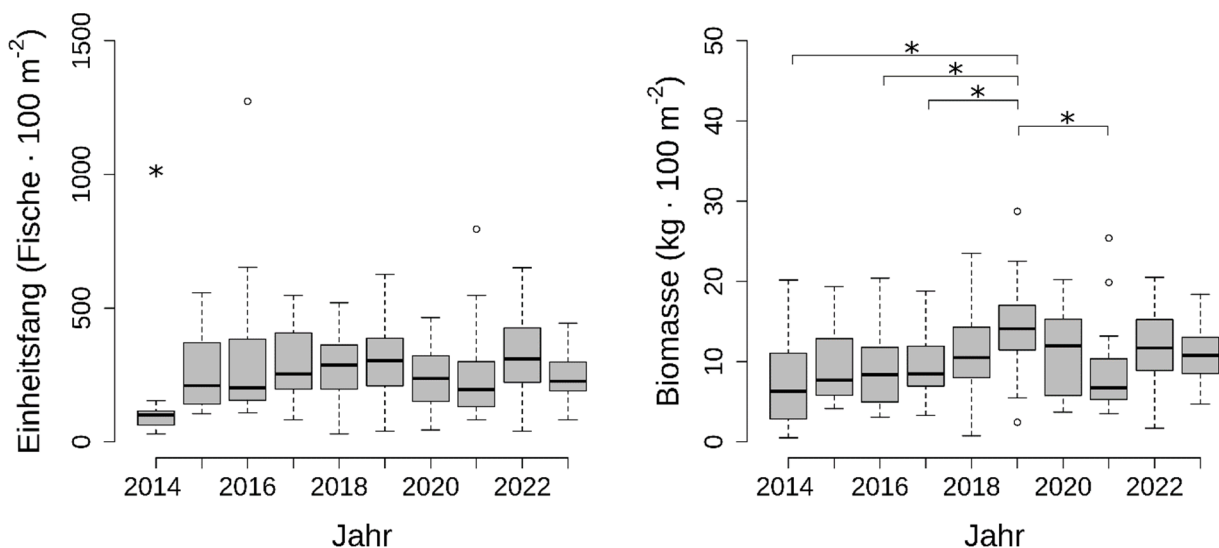


Abb. 29: Numerische und biomassebezogene Einheitsfänge (Fische bzw. kg·100 m⁻² Netz) in der Talsperre Spremberg, erzielt mit benthischen Multimaschenstellnetzen in den Jahren 2014 bis 2023 (n = 24 Netze im Jahr). Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen 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 250 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 2023 in ausreichender Anzahl gefangen, um die Daten in Diagrammen darstellen zu können. Die Längen-Häufigkeits-Verteilungen der Perciden Barsch, Kaulbarsch und Zander sind den Abbildungen 30 - 32 und die der Cypriniden Blei, Güster, Rotfeder und Plötze den Abbildungen 33 - 36 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 2022 und 2023 ausgegangen werden. Auch für die anderen Fischarten Bitterling, Hecht, Schleie und Ukelei wurde durch den Fang von Jungfischen die natürliche Reproduktion nachgewiesen. Kein eindeutiger Nachweis natürlicher Reproduktion konnte für die Arten Aal, Karpfen, Marmorkarpfen, Moderlieschen und die reophilen Arten Aland und Rapfen erbracht werden. 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). Der Aal reproduziert nicht im Süßwasser. Auch der gebietsfremde Marmorkarpfen reproduziert in unseren Gewässern nicht. Somit sind die fehlenden Nachweise natürlicher Reproduktion für die genannten Arten erwartbar und stellen keine Anzeichen für Störungen im Gewässer dar.

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. 30). Wie auch in den Vorjahren waren die Kohorten der Altersklasse 0+ und 1+ im Jahr 2023 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. 31). Die Fänge 2023 können sehr wahrscheinlich mindestens zwei Altersklassen zugeordnet werden, darunter Fische der Altersklasse 0+. Laichfische wurden 2023 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. 32). Auch von der Plötze wurden, neben Jungfischen, mehrere ältere Altersgruppen nachgewiesen (Abb. 33). Ganz ähnlich verhält es sich bei der Betrachtung von Güster, Blei und Rotfeder (Abb. 34 bis 36).

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 Jungfischauftreten charakterisiert waren. Aus diesen Ergebnissen werden keine Beeinträchtigungen der Entwicklung der einzelnen Populationen durch die Konditionierung des Wassers in der Vorsperre Bühlow ersichtlich.

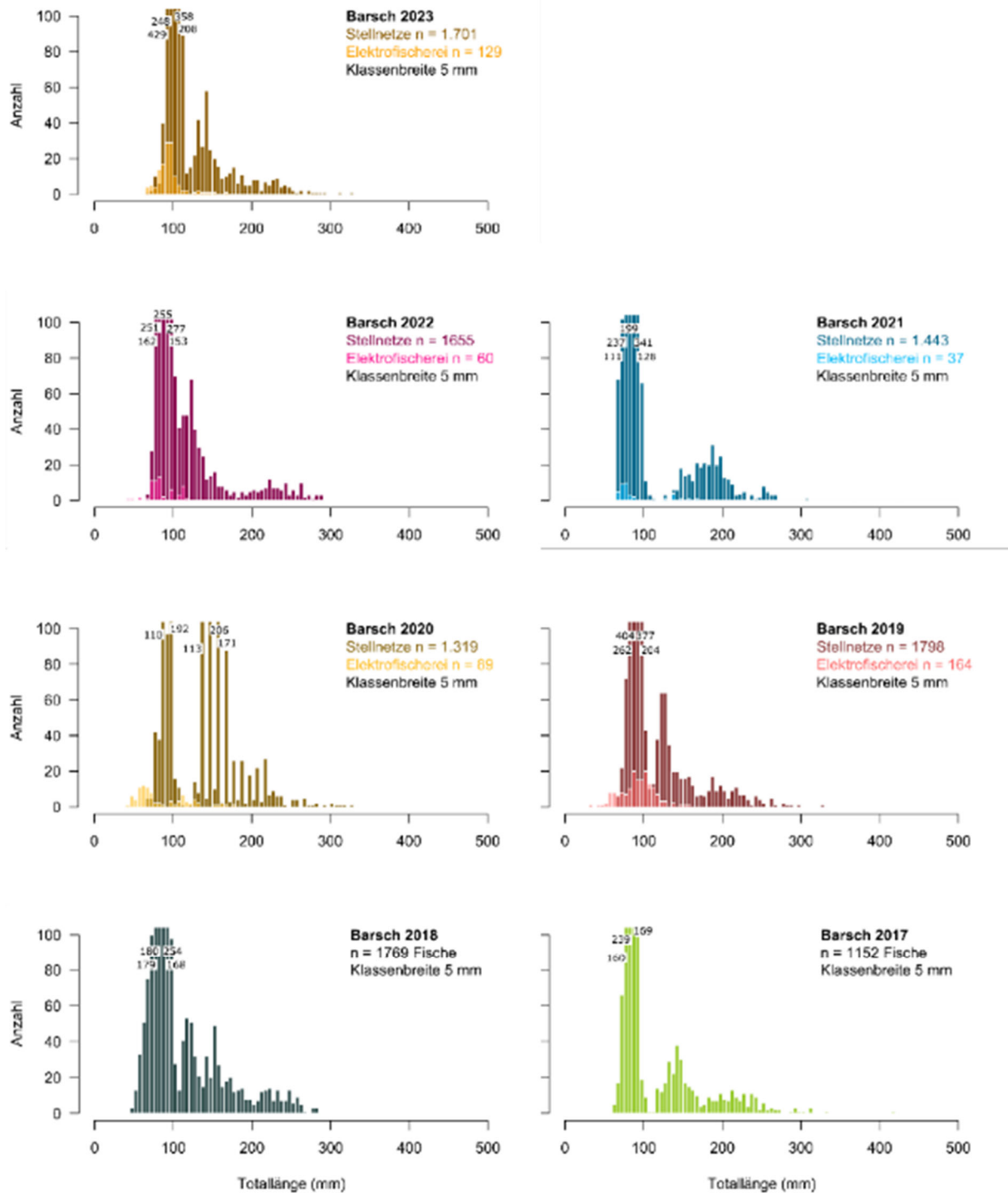


Abb. 30. Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2017 bis 2023 in der Talsperre Spremberg gefangenen Barsche (*Perca fluviatilis*)

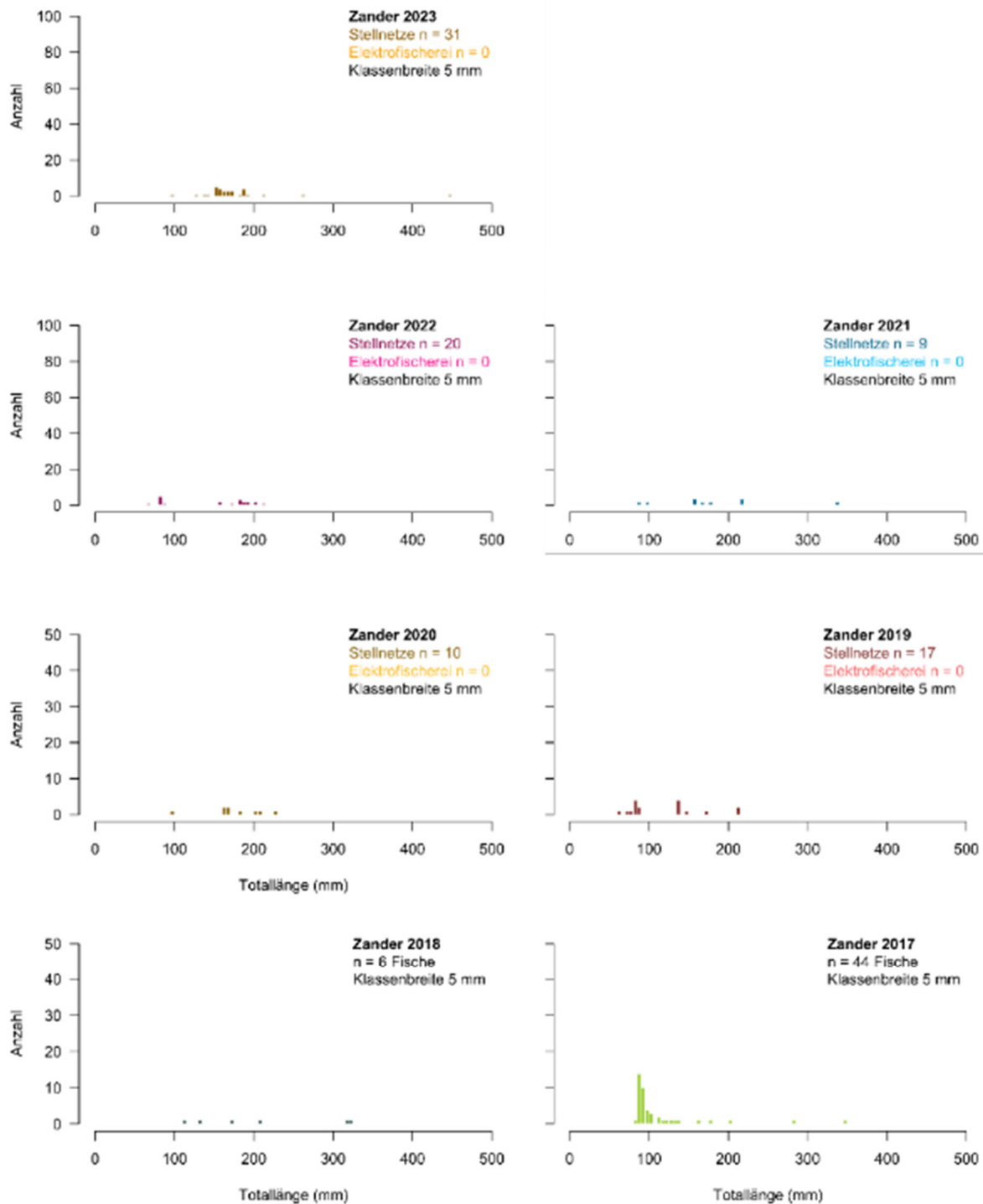


Abb. 31: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2017 bis 2023 in der Talsperre Spremberg gefangenen Zander (*Sander lucioperca*)

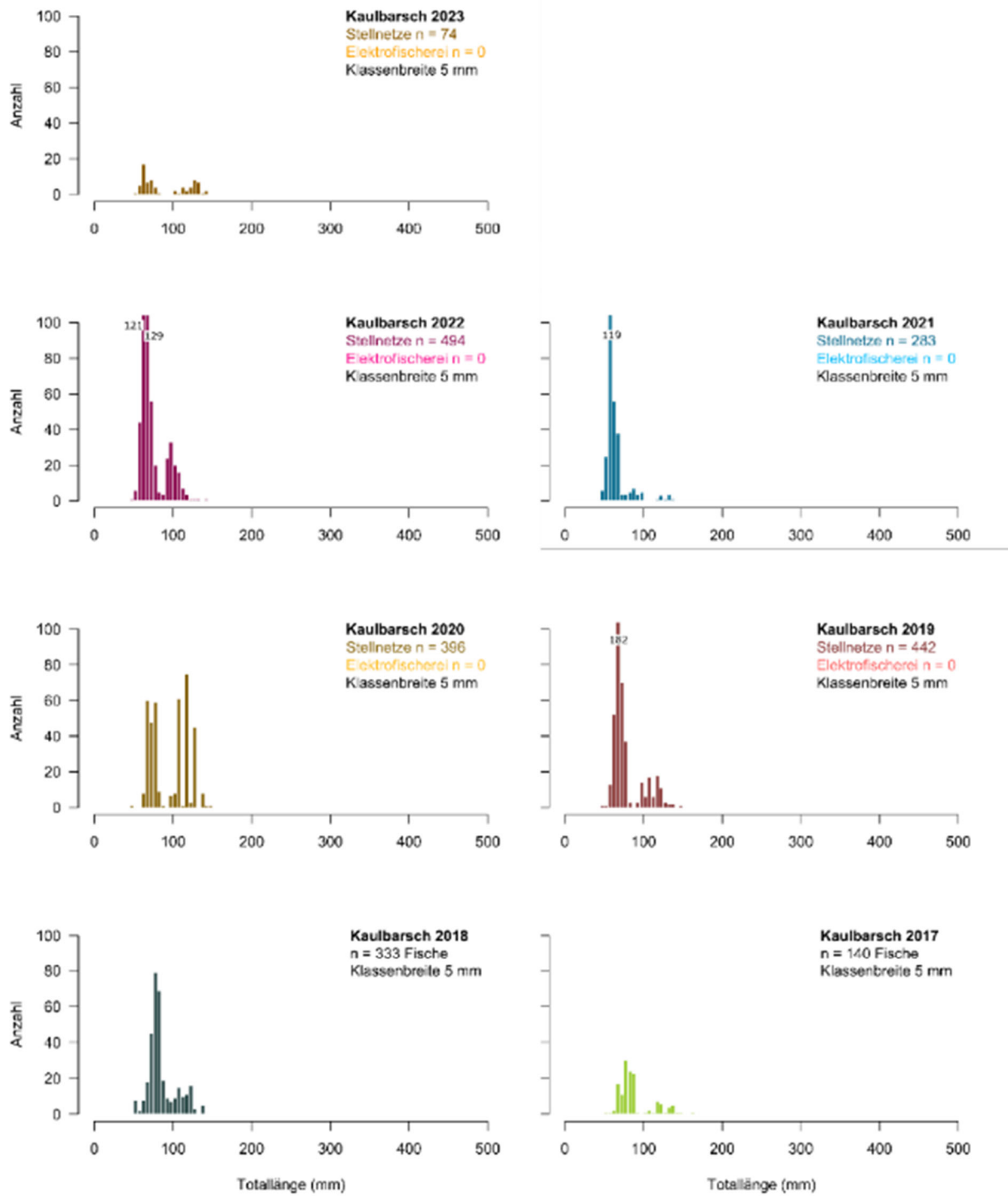


Abb. 32: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2017 bis 2023 in der Talsperre Spremberg gefangenen Kaulbarsche (*Gymnocephalus cernua*)

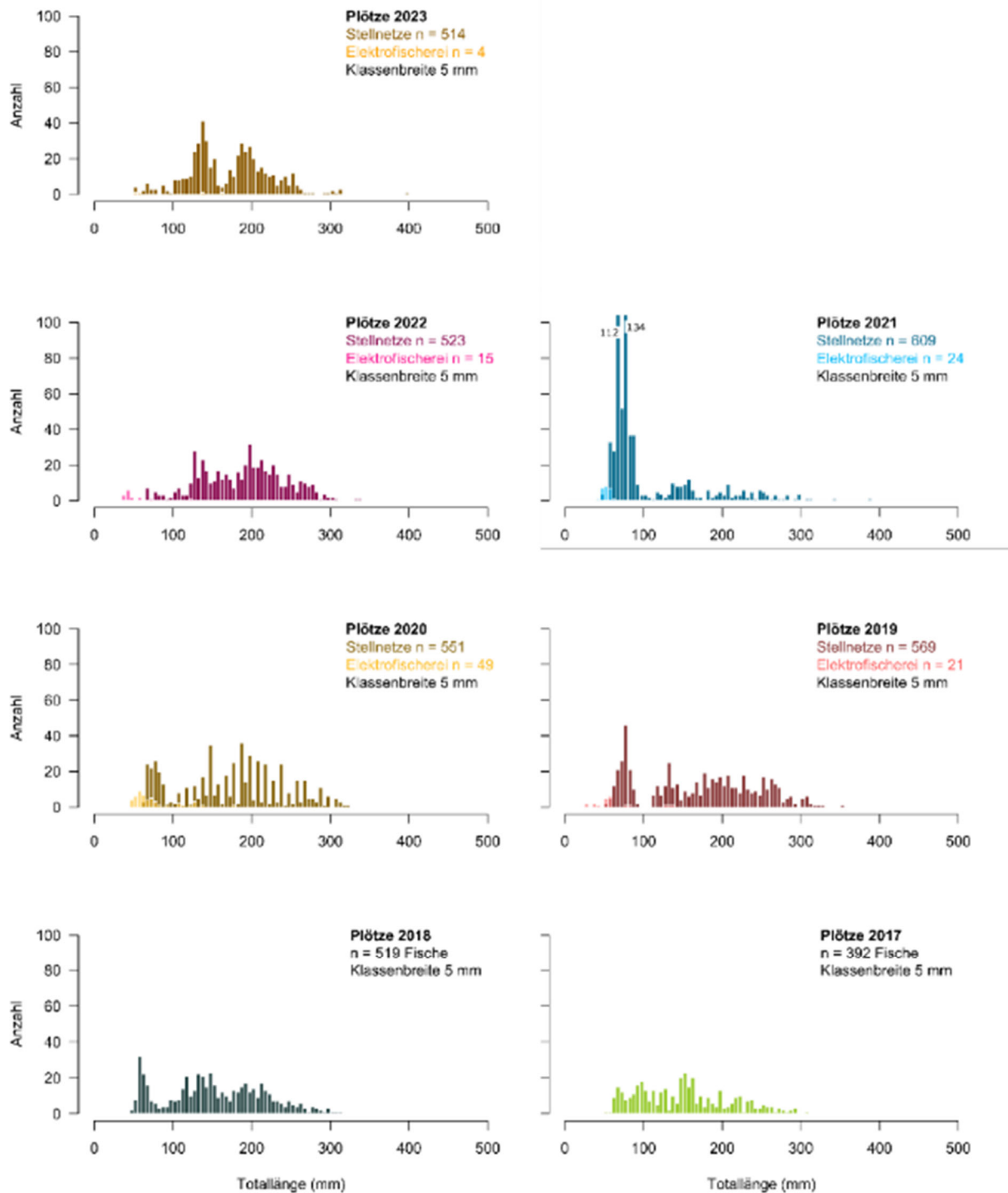


Abb. 33: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2017 bis 2023 in der Talsperre Spremberg gefangenen Plötzen (*Rutilus rutilus*)

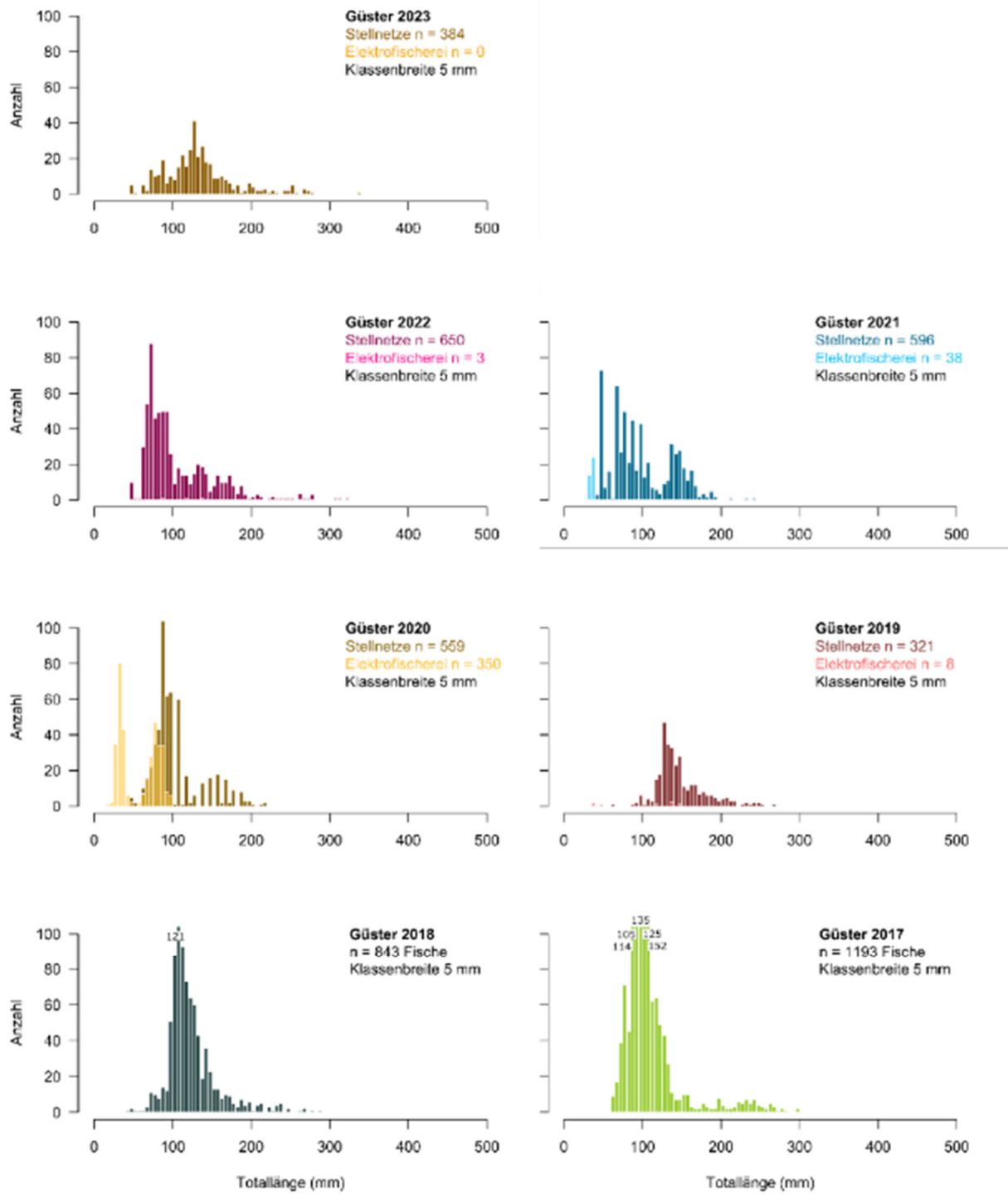


Abb. 34: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2017 bis 2023 in der Talsperre Spremberg gefangenen Güstern (*Abramis bjoerkna*)

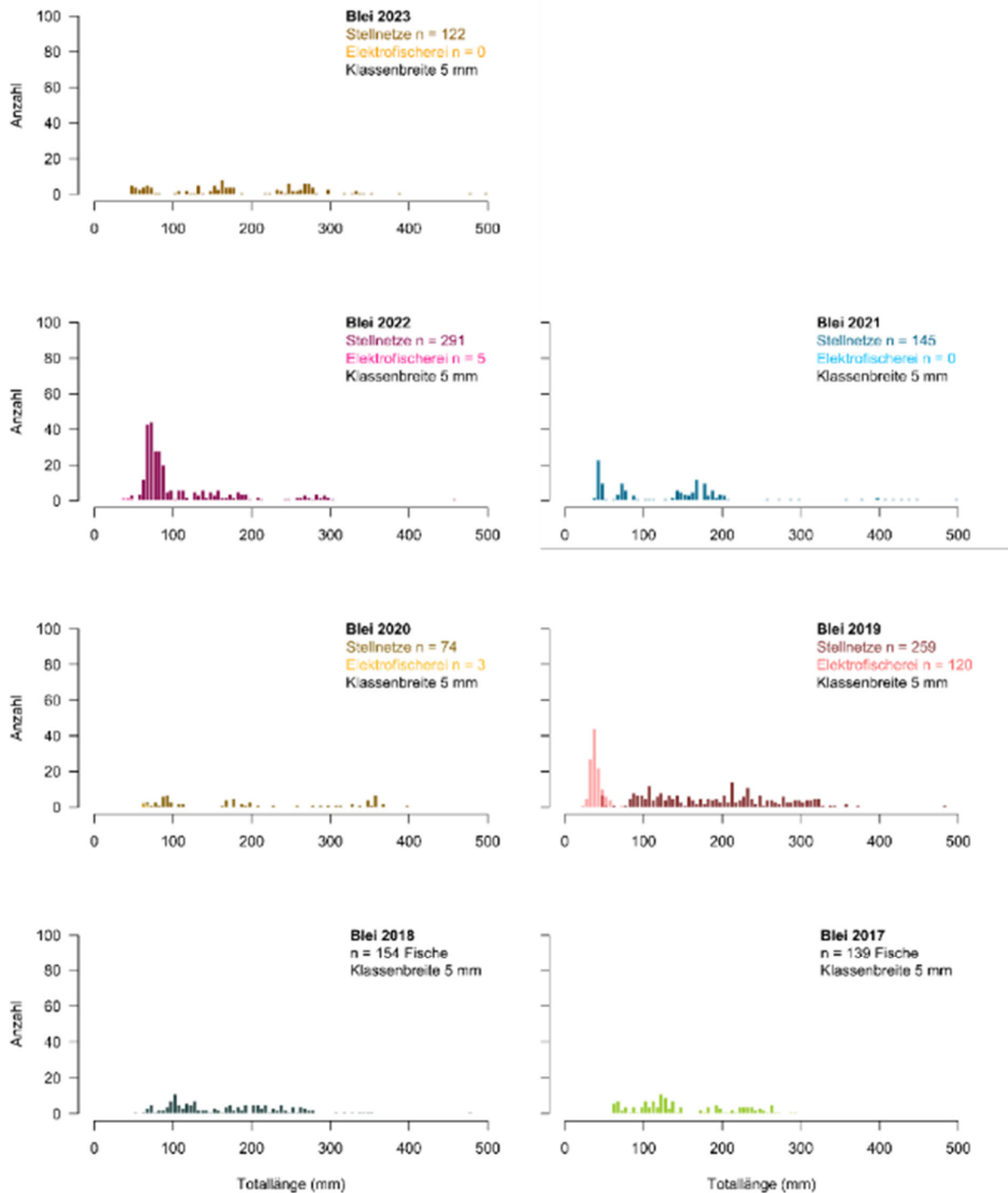


Abb. 35: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2017 bis 2023 in der Talsperre Spremberg gefangenen Bleie (*Abramis brama*)

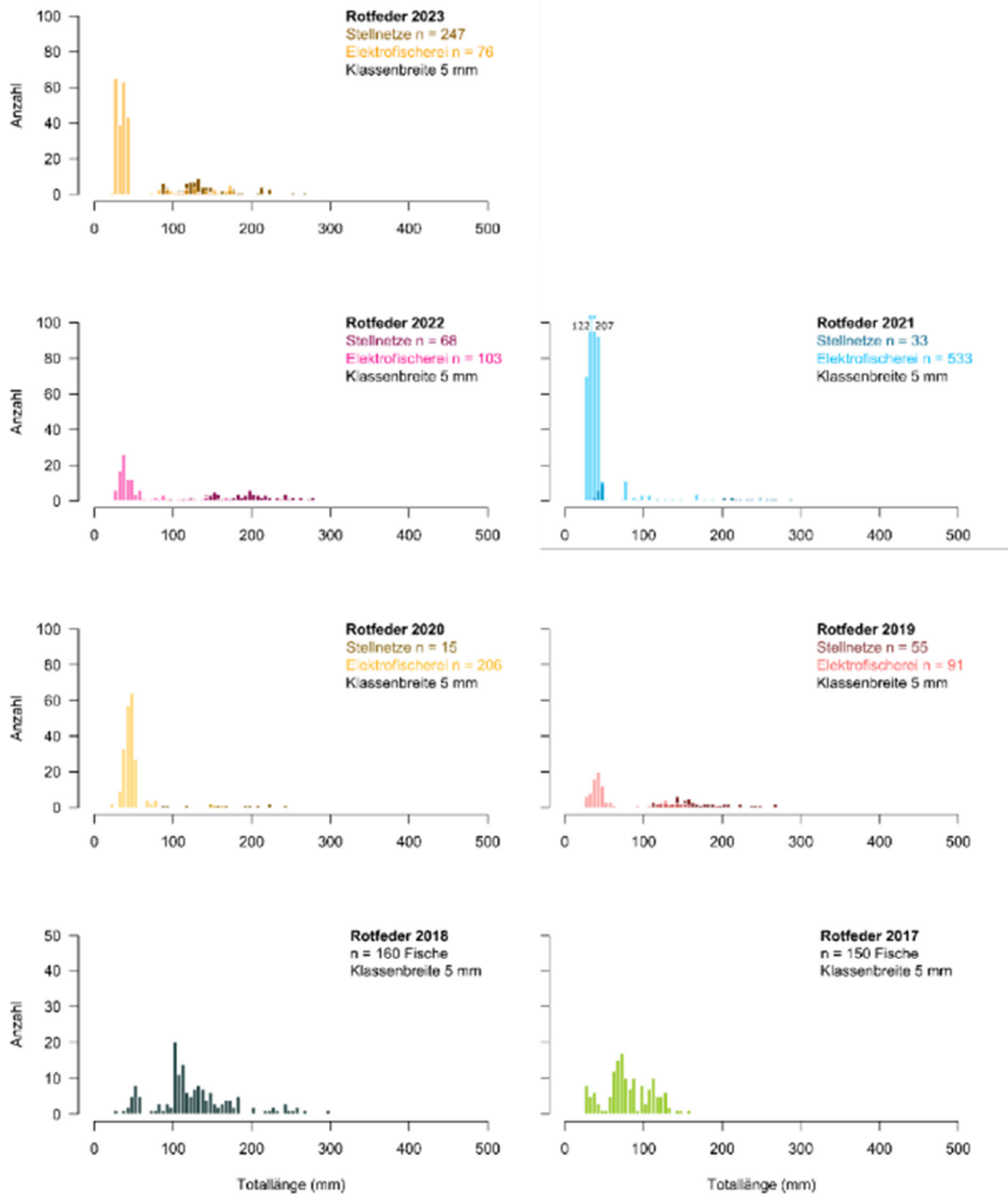


Abb. 36: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2017 bis 2023 in der Talsperre Spremberg gefangenen Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*)

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 2023 ein lokaler Vergleich der Fänge mit den benthischen Stellnetzen. Dazu wurde die Talsperre in drei Bereiche (vgl. Kapitel 3.3) untergliedert (Abb. 37).

Die numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge der einzelnen benthischen Multimaschenstellnetze im Jahr 2023 sind in Tabelle 17 aufgeführt.

Tab. 17: Artenanzahl und Einheitsfänge der benthischen Stellnetze im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg 2023

Bereich	Netznummer	Tiefenbereich (m)	Anzahl Arten	Numerischer Einheitsfang (Fische·100 m ⁻²)	Biomassebezogener Einheitsfang (kg·100 m ⁻²)
Norden	2	3-6	6	444	9,5
	3	3-6	5	169	4,7
	6	3-6	5	120	8,5
	7	0-3	4	189	11,8
	8	0-3	4	127	8,5
	9	0-3	5	233	11,0
	33	3-6	5	340	13,7
	34	3-6	5	216	10,7
	Mitte	24	3-6	8	220
26		3-6	6	238	16,5
27		3-6	6	196	10,8
28		3-6	6	191	7,8
30		3-6	8	296	18,4
31		3-6	5	387	13,9
35		3-6	6	304	12,4
36		0-3	5	178	16,8
Süden	12	0-3	7	244	10,1
	13	0-3	7	251	10,1
	15	0-3	9	311	12,4
	16	0-3	8	267	11,3
	18	0-3	9	300	10,1
	20	3-6	7	82	4,9
	21	3-6	4	202	5,2
	22	3-6	9	213	8,0



Abb. 37: Lage der benthischen Stellnetze in der Talsperre Spremberg bei der Untersuchung im Jahr 2023. Hellblaue Symbole geben die Netze im Bereich ohne Wassereintrübung, beige Symbole mit 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 Einheitsfänge festgestellt (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 0,138$; $p > 0,05$; Abb. 38). Dagegen wurden signifikante Unterschiede der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge ermittelt (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 6,598$; $p = 0,006$). Dabei fielen die biomassebezogenen Einheitsfänge im nördlichen (Tukey's Post-hoc-Test: $p = 0,011$) und südlichen Bereich (Tukey's Post-hoc-Test: $p = 0,011$) gegenüber dem mittleren Bereich signifikant geringer aus (Abb. 38, Tab. A10). Dieses Ergebnis kann mit dem Fang von großen Fischen mit einer hohen Biomasse erklärt werden (u. a. ein Rapfen mit einer Masse von 3,6 kg und zwei Bleie mit einer Masse von jeweils 1,9 und 1,4 kg).

Hinsichtlich der Anzahl der nachgewiesenen Fischarten in den drei Bereichen wurden signifikante Unterschiede festgestellt (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 8,946$; $p = 0,002$). Im Mittel über die gestellten Netze wurden im nördlichen Bereich 4,9, im mittleren Bereich 6,3 und im südlichen Bereich 7,5 Fischarten gefangen. Signifikant unterschied sich die mittlere Fischartenanzahl zwischen dem nördlichen und südlichen Bereich (Tukey's Post-hoc-Test: $p = 0,001$).

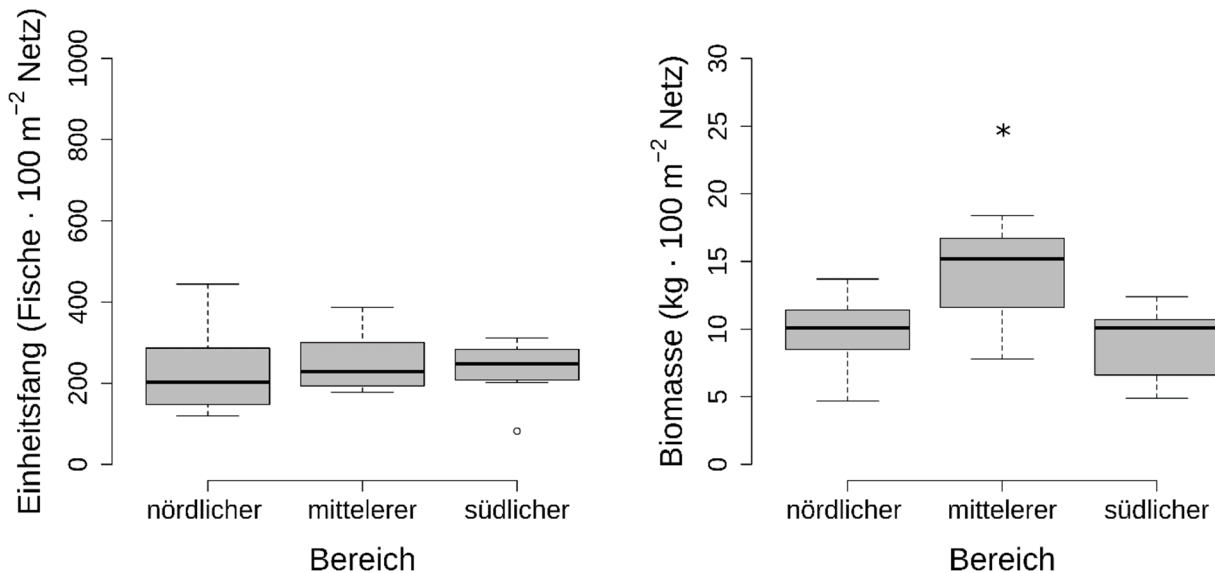


Abb. 38: Verteilung der numerischen Einheitsfänge (Fische·100 m⁻² Netz) und Biomasse-einheitsfänge (kg·100 m⁻² Netz) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg, erzielt mit benthischen Stellnetzen 2022. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. * kennzeichnet signifikant unterschiedliche Mittelwerte.

Für eine Betrachtung der Entwicklung über die Zeit wurden die mittleren numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge der Untersuchungsjahre 2014 bis 2023 in Tabelle 18 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. 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 u. 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 2023 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. 18: Mittlere numerische und biomassebezogene Einheitsfänge (\pm Standardabweichung) der benthischen Multimaschenstellnetze in den drei Teilbereichen der Talsperre Spremberg aus den Jahren 2014 bis 2023

Jahr	Numerischer Einheitsfang (Fische \cdot 100 m ⁻² Netz)			Biomassebezogener Einheitsfang (kg \cdot 100 m ⁻² Netz)		
	Nördlicher Bereich	Mittlerer Bereich	Südlicher Bereich	Nördlicher Bereich	Mittlerer Bereich	Südlicher Bereich
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 mit einem Flockungs- 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 2014 ein Monitoring der Benthosorganismen einschließlich Großmuscheln sowie des Fischbestandes in der Talsperre Spremberg durch. Im Jahr 2023 wurde das jährliche Monitoring fortgesetzt.

In einer erarbeiteten Vorabschätzung zu den potenziellen Auswirkungen der Wasserbehandlung in der Vorsperre Bühlow kamen Lewin & Rümmler (2015) anhand der verfügbaren Fachliteratur zu dem Ergebnis, dass sich der Einsatz des Flockungshilfsmittels sehr wahrscheinlich nicht negativ auf die aquatische Fauna auswirken wird. Der hier vorliegende Zwischenbericht für das Monitoring im Jahr 2023 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.

Die aktuelle Untersuchung des Makrozoobenthos kam zu dem Ergebnis, dass die Benthosgemeinschaft im Jahr 2023, wie bereits in den Vorjahren, erneut artenreicher war und eine höhere Abundanz aufwies als vor Beginn der Wasserbehandlung. Im Längsschnitt der Talsperre wurden 2023 keine signifikanten Unterschiede der Benthosdichte und -trockenmasse beobachtet, die auf einen direkten negativen Einfluss des konditionierten Zulaufwassers auf den Bestand des Makrozoobenthos zurückgeführt werden könnten. Ein Beispiel für eine Änderung der Artenvielfalt ist der seit 2021 festgestellte hohe Anteil von Eintagsfliegenlarven in der Benthosgemeinschaft. 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 2023 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 der 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 acht Jahren und somit eine normale Lebenserwartung erreichten. Trotz geringer ermittelter Bestandsdichten bilden die Großmuscheln in der Talsperre Spremberg altersstrukturierte reproduzierende Bestände aus.

Für alle drei nachgewiesenen Arten wird über den Monitoringzeitraum eine hohe Varianz der Besiedlungsdichte zwischen den Transekten sowie zwischen den Jahren beobachtet. Für *U. tumidus* wurden in den Jahren 2020 und 2023 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.

Insgesamt bleiben die ermittelten Besiedlungsdichten der Großmuscheln weit hinter den in der Literatur genannten möglichen Individuendichten in nicht belasteten Gewässern zurück. Dies deutet auf Defizite hinsichtlich der Umweltbedingungen sowie des Lebensraumes gegenüber den Bedürfnissen der Muscheln hin. Die Großmuscheln sind in der Talsperre Spremberg einer Vielzahl von Stressoren ausgesetzt. Für die Talsperre Spremberg sind geringe Wasserstände und das damit einhergehende wiederholte Trockenfallen der flachen Uferbereiche, sehr hohe Wassertemperaturen in den Sommermonaten sowie eine ausgeprägte interspezifische Konkurrenz mit invasiven Muschelarten als wesentliche Stressoren aufzuführen (vgl. Aldrige et al. 2023). Auch Flockungshilfsmittel (anionische Polyacrylamide) können zu einer gesteigerten Mortalität von Muscheln beitragen (Buczek et al. 2017). Jedoch ist es unwahrscheinlich, dass die in der Vorsperre eingebrachte Konzentration des Flockungshilfsmittels von $0,17 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ (Mittelwert 2022, Uhlmann et al. 2023) eine Steigerung der Sterblichkeit der Muscheln in der Talsperre verursachte. Für verschiedene Süßwassermuscheln aus der Familie der Unionidae zeigten Buczek et al. (2017), dass die letalen Konzentrationen von verschiedenen Flockungshilfsmitteln für Glochidien und Jungmuscheln zwischen 127 und $> 1.000 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ lagen. Da die in die Vorsperre eingebrachten Konzentrationen des Flockungshilfsmittels weit unterhalb der von Buczek et al. (2017) angegebenen letalen Konzentrationen liegen und das Flockungshilfsmittel in der Vorsperre sedimentiert, ist nicht davon auszugehen, dass die beobachteten niedrigen Muscheldichten in der Talsperre auf den Einsatz des Flockungshilfsmittels zurückgeführt werden können. Neben den abiotischen Einflussfaktoren auf die Entwicklung der Großmuschelzönose wurden auch biotische Einflussfaktoren beobachtet. Zusätzlich zur Dreikantmuschel wurde eine starke Zunahme der Grobgerippten Körbchenmuschel, einer weiteren invasiven Muschelart, in der Talsperre Spremberg dokumentiert. Beide 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 Untersuchungsjahr 2023 konnten durch den Einsatz der Stellnetz- und Elektrofischerei insgesamt 18 Fischarten in der Talsperre Spremberg gefangen werden. Somit wurde eine höhere Fischartenanzahl nachgewiesen, als in natürlichen Seen mit vergleichbarer Größe zu erwarten wäre.

Die mit benthischen Multimaschenstellnetzen erzielten numerischen Einheitsfänge im Jahr 2023 fielen – wie in Vorjahren – signifikant höher aus als im Jahr 2014 unmittelbar vor Beginn der Wasser-

konditionierung. Das deutet auf eine höhere Fischdichte im Wasserkörper hin. Die weiterhin hohen Einheitsfänge 2023 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. Im aktuellen Untersuchungsjahr 2023 wurden im Längsschnitt der Talsperre keine signifikant unterschiedlichen numerischen Einheitsfänge festgestellt, weshalb nicht von einer Meidung des südlichen Bereichs durch die Fische als Folge der Wasserkonditionierung auszugehen ist.

Ein Vergleich der 2023 erzielten Einheitsfänge im Freiwasser mit den Werten der Vorjahre zeigt, dass die numerischen Einheitsfänge 2023 vergleichbar mit den hohen Einheitsfängen 2020 sind. Die Schwankungen der erzielten Einheitsfänge können sehr wahrscheinlich auf Änderungen der Fängigkeit der eingesetzten Fanggeräte in Abhängigkeit von verschiedenen Umweltbedingungen sein. Insgesamt ist bei der Interpretation der Ergebnisse jedoch zu beachten, dass sich der Freiwasserlebensraum in der Talsperre aufgrund der geringen maximalen Tiefe nur geringfügig von den flacheren Litoralbereichen unterscheidet und während niedriger Wasserstände nicht mehr, oder nur in geringem Umfang, vorhanden 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 - 2023. 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 der natürlichen Reproduktion der Fischarten. 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 Flockungs- 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 Wasserkonditionierung 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 sehr geringen Wasserstand in der Talsperre in größerem Maße beeinträchtigt. Mit Beginn der Konditionierung wurden die Umweltbedingungen für die aquatische Fauna durch die erfolgreiche Steigerung des Eisenrückhalts in der Vorsperre Bühlow (vgl. Totsche et al. 2015) grundsätzlich verbessert. Das macht eine differenzierte Bewertung möglicher Ursachen für die erzielten Ergebnisse schwierig. Das größte Fragezeichen besteht hinsichtlich der geringen Großmuschelnachweise, wofür aber wahrscheinlich die variierenden Wasserstände, hohe Temperaturen in den Sommermonaten und die zunehmende interspezifische

Konkurrenz verantwortlich sind. Offenbar hat die verbesserte Eisenrückhaltung im Zuge der Konditionierungsmaßnahmen 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., Bespalaya, 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., Zając, 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, *Sinandonta 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 *Sinanonodonta 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.
- 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., 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.
- 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., Litvín, R., Čech, M., Frouzová, J., Hladík, M., Hohausová, E., Peterka, J. & Vašek, M. (2008) Overestimation of percid fishes (Percidae) in gillnet sampling. *Fisheries Research* 91:79-87.

- Prchalová, M., Kubečka, J., Říha, M., Mrkvička, T., Vašek, M., Jůza, T., MichalKratochvíl, 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., Sed'a, 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 Bezirks-kabinett, 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. (2105) 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. (2023) 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 2022. 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

Tab. A1: Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren Benthosdichte aus den Jahren 2014 bis 2023. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall		Signifikanz (p)
		untere Grenze	obere Grenze	
2015-2014	0,296	-0,24	0,84	0,759
2016-2014	0,650	0,11	1,19	0,006
2017-2014	0,146	-0,39	0,69	0,997
2018-2014	0,576	0,04	1,12	0,026
2019-2014	0,354	-0,19	0,89	0,529
2020-2014	0,578	0,04	1,12	0,025
2021-2014	0,748	0,21	1,29	0,001
2022-2014	0,669	0,13	1,21	0,004
2023-2014	0,621	0,08	1,16	0,011
2016-2015	0,353	-0,19	0,89	0,530
2017-2015	-0,151	-0,69	0,39	0,996
2018-2015	0,280	-0,26	0,82	0,815
2019-2015	0,057	-0,48	0,60	1,000
2020-2015	0,282	-0,26	0,82	0,809
2021-2015	0,452	-0,09	0,99	0,188
2022-2015	0,373	-0,17	0,91	0,451
2023-2015	0,325	-0,21	0,86	0,647
2017-2016	-0,504	-1,04	0,04	0,089
2018-2016	-0,074	-0,61	0,47	1,000
2019-2016	-0,296	-0,84	0,24	0,759
2020-2016	-0,072	-0,61	0,47	1,000
2021-2016	0,099	-0,44	0,64	1,000
2022-2016	0,019	-0,52	0,56	1,000
2023-2016	-0,028	-0,57	0,51	1,000
2018-2017	0,430	-0,11	0,97	0,247
2019-2017	0,208	-0,33	0,75	0,966
2020-2017	0,432	-0,11	0,97	0,241
2021-2017	0,603	0,06	1,14	0,016
2022-2017	0,523	-0,02	1,06	0,066
2023-2017	0,476	-0,06	1,02	0,136
2019-2018	-0,222	-0,76	0,32	0,948
2020-2018	0,002	-0,54	0,54	1,000
2021-2018	0,172	-0,37	0,71	0,990
2022-2018	0,093	-0,45	0,63	1,000
2023-2018	0,046	-0,49	0,59	1,000
2020-2019	0,224	-0,32	0,76	0,945
2021-2019	0,395	-0,14	0,93	0,366
2022-2019	0,315	-0,22	0,85	0,686
2023-2019	0,268	-0,27	0,81	0,851
2021-2020	0,170	-0,37	0,71	0,991
2022-2020	0,091	-0,45	0,63	1,000
2023-2020	0,044	-0,50	0,58	1,000
2022-2021	-0,079	-0,62	0,46	1,000
2023-2021	-0,127	-0,67	0,41	0,999
2023-2022	-0,048	-0,59	0,49	1,000

Tab. A2. Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren Benthos-trockenmasse aus den Jahren 2014 bis 2023.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall		Signifikanz (p)
		untere Grenze	obere Grenze	
2015-2014	0,013	-2,07	2,10	1,000
2016-2014	0,424	-1,66	2,51	1,000
2017-2014	-0,103	-2,19	1,98	1,000
2018-2014	0,286	-1,80	2,37	1,000
2019-2014	-0,006	-2,09	2,08	1,000
2020-2014	1,695	-0,39	3,78	0,222
2021-2014	0,643	-1,44	2,73	0,993
2022-2014	0,541	-1,54	2,62	0,998
2023-2014	0,443	-1,64	2,53	1,000
2016-2015	0,410	-1,67	2,49	1,000
2017-2015	-0,117	-2,20	1,97	1,000
2018-2015	0,273	-1,81	2,36	1,000
2019-2015	-0,019	-2,10	2,06	1,000
2020-2015	1,682	-0,40	3,76	0,231
2021-2015	0,630	-1,45	2,71	0,994
2022-2015	0,527	-1,56	2,61	0,998
2023-2015	0,430	-1,65	2,51	1,000
2017-2016	-0,527	-2,61	1,56	0,998
2018-2016	-0,138	-2,22	1,95	1,000
2019-2016	-0,430	-2,51	1,65	1,000
2020-2016	1,271	-0,81	3,35	0,630
2021-2016	0,219	-1,86	2,30	1,000
2022-2016	0,117	-1,97	2,20	1,000
2023-2016	0,020	-2,06	2,10	1,000
2018-2017	0,389	-1,69	2,47	1,000
2019-2017	0,097	-1,99	2,18	1,000
2020-2017	1,798	-0,28	3,88	0,156
2021-2017	0,746	-1,34	2,83	0,979
2022-2017	0,644	-1,44	2,73	0,992
2023-2017	0,547	-1,54	2,63	0,998
2019-2018	-0,292	-2,38	1,79	1,000
2020-2018	1,409	-0,67	3,49	0,482
2021-2018	0,357	-1,73	2,44	1,000
2022-2018	0,255	-1,83	2,34	1,000
2023-2018	0,157	-1,93	2,24	1,000
2020-2019	1,701	-0,38	3,78	0,217
2021-2019	0,649	-1,43	2,73	0,992
2022-2019	0,547	-1,54	2,63	0,998
2023-2019	0,449	-1,63	2,53	1,000
2021-2020	-1,052	-3,13	1,03	0,837
2022-2020	-1,154	-3,24	0,93	0,749
2023-2020	-1,252	-3,33	0,83	0,651
2022-2021	-0,102	-2,19	1,98	1,000
2023-2021	-0,200	-2,28	1,88	1,000
2023-2022	-0,097	-2,18	1,99	1,000

Tab. A3: Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren Benthosdichte aus den Jahren 2014 bis 2023 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2023	n-m	-7673,997	-1.542,43 – -77,43	0,050
	s-m	-696,289	-8.477,73 – 7.055,14	0,970
	s-n	6977,708	-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 2023 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre).

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
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)
1 a	<i>U. tumidus</i>	4,8	2,3	1,8	4
2a	<i>U. pictorum</i>	2,7	1,2	0,9	2-3
	<i>U. pictorum</i>	2,7	1,2	0,8	2
	<i>U. pictorum</i>	2,3	1,1	0,8	2-3
	<i>U. pictorum</i>	1,4	0,8	0,6	2
	<i>U. pictorum</i>	1,4	0,7	0,5	2
	<i>U. tumidus</i>	3,7	1,8	1,3	3-4
	<i>U. tumidus</i>	3,0	1,5	1,1	3-4
	<i>U. tumidus</i>	2,0	1,1	0,8	2
	<i>U. tumidus</i>	1,6	0,9	0,6	1-2
	<i>U. tumidus</i>	1,6	0,9	0,6	1-2
	<i>U. tumidus</i>	1,5	0,8	0,5	2
	<i>U. tumidus</i>	1,4	0,8	0,5	1
	<i>U. tumidus</i>	1,3	0,8	0,6	2
	<i>U. tumidus</i>	1,3	0,7	0,6	2
	<i>U. tumidus</i>	1,3	0,7	0,5	1-2
	<i>U. tumidus</i>	1,3	0,7	0,5	1
	<i>U. tumidus</i>	1,3	0,7	0,5	0-1
	<i>U. tumidus</i>	1,1	0,6	0,5	0-1
	<i>U. tumidus</i>	0,9	0,5	0,4	0-1
	<i>A. anatina</i>	6,2	3,5	2,1	4-5
	<i>A. anatina</i>	6,0	3,7	2,2	4-5
	<i>A. anatina</i>	5,8	3,5	2,0	3-4
	<i>A. anatina</i>	2,8	1,8	0,6	2
	<i>A. anatina</i>	-	-	-	0
4a	<i>U. pictorum</i>	5,1	2,1	1,6	2-3
	<i>U. pictorum</i>	4,0	1,7	1,3	1-2
	<i>U. pictorum</i>	3,9	1,7	1,2	1-2
	<i>U. pictorum</i>	3,2	1,4	1,0	2-3
	<i>U. tumidus</i>	5,9	2,8	2,0	2-3
	<i>U. tumidus</i>	5,5	2,5	1,8	4
	<i>U. tumidus</i>	4,5	2,3	1,7	2-3
	<i>U. tumidus</i>	4,2	2,0	1,5	1-2
	<i>U. tumidus</i>	3,5	1,8	1,3	2-3
	<i>U. tumidus</i>	3,5	1,8	1,4	1-2
	<i>U. tumidus</i>	3,5	1,8	1,3	1-2
	<i>U. tumidus</i>	3,4	1,8	1,3	1-2
	<i>U. tumidus</i>	3,3	1,7	1,3	1-2
	<i>U. tumidus</i>	3,2	1,6	1,7	2-3
	<i>U. tumidus</i>	3,2	1,7	1,2	1-2
	<i>U. tumidus</i>	3,1	1,7	1,6	1
4a	<i>U. tumidus</i>	3,0	1,5	1,1	1
	<i>U. tumidus</i>	2,8	1,5	1,1	1
	<i>U. tumidus</i>	2,8	1,4	1,0	1
	<i>U. tumidus</i>	2,5	1,4	1,0	1
	<i>A. anatina</i>	8,4	4,8	2,5	4

Fortsetzung Tab. A5

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

Fortsetzung Tab. A5

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

Fotodokumentation des Großmuschelmonitorings

Transekt 1a



Abb. A1: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* (oben) und *Anodonta anatina* (unten) aus Transekt 1a (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A2: Leerschalen aus Transekt 1a (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 1b



Abb. A3: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 1b (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A4: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 1b (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A5: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 1b (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



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

Transekt 2a



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



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



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



Abb. A10: Lebend nachgewiesene *Sinanodonta woodiana* aus Transekt 2a (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A11: Leerschalen aus Transekt 2a (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 4a



Abb. A12: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 4a (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A13: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 4a (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A14: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 4a (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A15: Leerschalen aus Transekt 4a (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 4b



Abb. A16: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 4b (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A17: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 4b (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A18: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 4b (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A19: Leerschalen aus Transekt 4b (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 10



Abb. A20: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 10 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A21: Leerschalen aus Transekt 10 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 11a



Abb. A22: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 11a (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A23: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 11a (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A24: Leerschalen aus Transekt 11a (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 11b

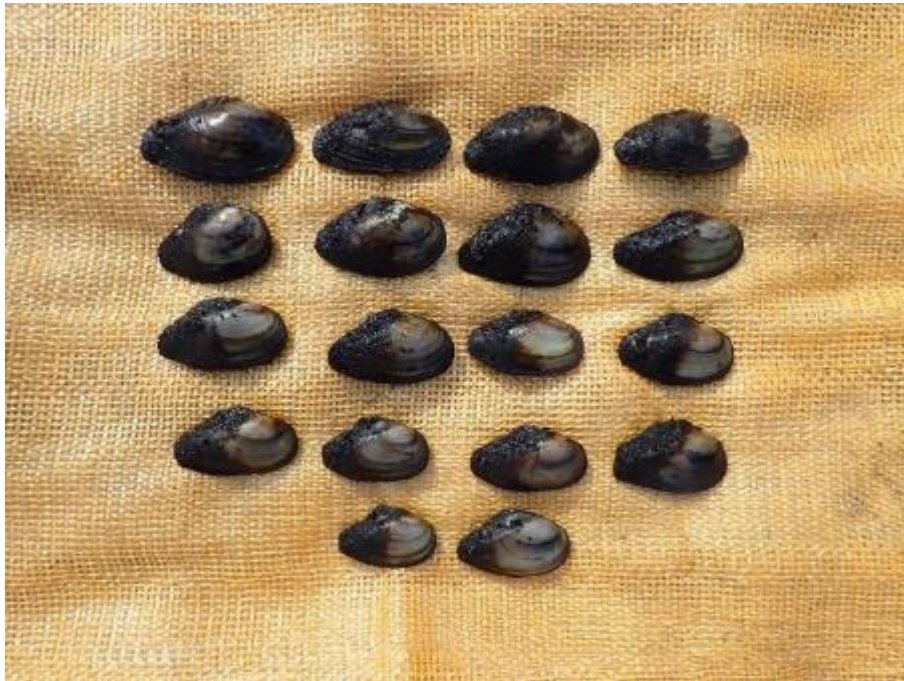


Abb. A25: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 11b (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A26: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 11b (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A27: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 11b (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A28: Leerschalen aus Transekt 11b (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 11c



Abb. A29: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 11c (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A30: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 11c (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A31: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 11c (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A32: Leerschalen aus Transekt 11c (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Tab. A6: Fänge mit den verschiedenen Fanggeräten im September 2023

Fanggerät	Fischart	Längenbereich (mm)	Anzahl	Gesamtmasse	
Elektrofischerei	Aal	10-15	2		
		15-20	1		
		20-25	2		
	Aland	25-30	1		
		Barsch	10-15	53	
			15-20	3	
	5-10		73		
	Bitterling	< 5	1		
		Hecht	10-15	11	
	15-20		4		
	20-25		2		
	25-30		2		
	30-35		2		
	35-40		1		
	50-55		1		
	70-75		1		
	Plötze		5-10	2	
			10-15	1	
		15-20	1		
	Rotfeder	< 5	211		
		5-10	7		
		10-15	15		
		15-20	14		
	Schleie	< 5	1		
		10-15	7		
		15-20	4		
		20-25	4		
		25-30	6		
	Ukelei	5-10	1		
	Benthische	Barsch	5-10	223	2.033
	Multimaschenstellnetze		10-15	904	14.963
			15-20	118	6.698
			20-25	56	8.471
25-30			12	3.631	
30-35			2	1.131	
Bitterling		< 5	8	9	
		5-10	5	7	
Blei		< 5	1	1	
		5-10	24	58	
		10-15	15	316	
		15-20	26	1.193	
		20-25	12	1.566	
		25-30	26	5.139	
		30-35	7	2.746	
		35-40	2	1.340	
		45-50	1	1.400	
50-55		1	1.900		

Fanggerät	Fischart	Längenbereich (mm)	Anzahl	Gesamtmasse	
Benthische Multimaschenstellnetze	Güster	< 5	1	1	
		5-10	75	392	
		10-15	197	4.516	
		15-20	68	3.546	
		20-25	17	2.064	
		25-30	13	2.478	
		30-35	1	454	
	Hecht	30-35	1	186	
		35-40	1	337	
		40-45	1	485	
		50-55	1	1.076	
	Hybride	10-15	2	34	
		20-25	1	168	
	Kaulbarsch	5-10	43	161	
		10-15	31	935	
	Moderlieschen	5-10	1	3	
	Plötze	5-10	26	105	
		10-15	174	4.328	
		15-20	154	10.150	
		20-25	119	14.761	
		25-30	26	5.961	
		30-35	6	2.355	
		35-40	1	948	
		Rapfen	65-70	1	3.652
		Rotfeder	5-10	10	81
			10-15	44	1.191
	15-20		11	713	
	20-25		8	1.136	
	25-30		2	492	
	Ukelei	5-10	5	10	
		10-15	37	642	
		15-20	26	882	
Zander	5-10	1	6		
	10-15	2	34		
	15-20	21	737		
	25-30	1	178		
	40-45	1	799		
Pelagische Multimaschenstellnetze	Barsch	5-10	60	566	
		10-15	316	3.956	
		15-20	7	440	
	Blei	20-25	3	438	
		5-10	2	4	
		15-20	3	103	
	Güster	25-30	2	341	
		5-10	1	8,4	
		10-15	7	206	
		15-20	2	101	
Plötze	20-25	2	172		
	15-20	3	227		

Fanggerät	Fischart	Längenbereich (mm)	Anzahl	Gesamtmasse	
Pelagische	Plötze	20-25	3	393,4	
Multimaschenstellnetze	Rotfeder	15-20	1	48,9	
	Ukelei	10-15	2	35,0	
		15-20	1	26,1	
	Zander	10-15	1	21,2	
		15-20	3	88,2	
		20-25	1	71,4	
Großmaschige Netze 70	Blei	35-40	1	777,6	
		45-50	17	28.092,1	
		50-55	18	39.101,5	
		55-60	2	5.272,8	
Großmaschige Netze 90	Marmorkarpfen	120-125	1	24.800,0	
	Blei	45-50	4	1.847,0	
		50-55	5	9.016,4	
		55-60	5	7.823,9	
	Großmaschige Netze 135	Giebel	45-50	1	2.100,0
		Karpfen	85-90	1	12.000,0
Blei		60-65	1	2.400,0	
	Karpfen	90-95	1	15.000,0	

Tab. A7: Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren numerischen Einheitsfänge der benthischen Multimaschenstellnetze aus den Jahren 2014 bis 2023. 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
2016-2015	0,022	-0,21	0,26	1,000
2017-2015	0,069	-0,17	0,30	0,995
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	0,996
2023-2015	-0,006	-0,24	0,23	1,000
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	0,997
2021-2016	-0,055	-0,29	0,18	0,999
2022-2016	0,044	-0,19	0,28	1,000
2023-2016	-0,028	-0,26	0,21	1,000
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	0,12	0,893
2021-2017	-0,101	-0,34	0,13	0,933
2022-2017	-0,002	-0,24	0,23	1,000
2023-2017	-0,075	-0,31	0,16	0,991
2019-2018	0,025	-0,21	0,26	1,000
2020-2018	-0,074	-0,31	0,16	0,991
2021-2018	-0,066	-0,30	0,17	0,997
2022-2018	0,033	-0,20	0,27	1,000
2023-2018	-0,039	-0,27	0,20	1,000
2020-2019	-0,099	-0,33	0,14	0,940
2021-2019	-0,091	-0,33	0,14	0,966
2022-2019	0,008	-0,23	0,24	1,000
2023-2019	-0,064	-0,30	0,17	0,997
2021-2020	0,009	-0,23	0,24	1,000
2022-2020	0,107	-0,13	0,34	0,905
2023-2020	0,035	-0,20	0,27	1,000
2022-2021	0,099	-0,14	0,33	0,941
2023-2021	0,026	-0,21	0,26	1,000
2023-2022	-0,073	-0,31	0,16	0,993

Tab. A8: Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge der benthischen Multimaschenstellnetze aus den Jahren 2014 bis 2023. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall		Signifikanz (p)
		untere Grenze	obere Grenze	
2015-2014	1,713	-2,91	6,34	0,974
2016-2014	1,410	-3,21	6,03	0,993
2017-2014	1,439	-3,18	6,06	0,992
2018-2014	3,182	-1,44	7,80	0,460
2019-2014	6,145	1,52	10,77	0,001
2020-2014	3,269	-1,35	7,89	0,420
2021-2014	0,605	-4,02	5,23	1,000
2022-2014	3,650	-0,97	8,27	0,262
2023-2014	3,067	-1,56	7,69	0,516
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	0,991
2019-2015	4,432	-0,19	9,05	0,073
2020-2015	1,556	-3,07	6,18	0,987
2021-2015	-1,108	-5,73	3,51	0,999
2022-2015	1,937	-2,69	6,56	0,943
2023-2015	1,354	-3,27	5,98	0,995
2017-2016	0,029	-4,59	4,65	1,000
2018-2016	1,772	-2,85	6,39	0,968
2019-2016	4,735	0,11	9,36	0,040
2020-2016	1,859	-2,76	6,48	0,956
2021-2016	-0,805	-5,43	3,82	1,000
2022-2016	2,240	-2,38	6,86	0,871
2023-2016	1,657	-2,97	6,28	0,979
2018-2017	1,742	-2,88	6,37	0,971
2019-2017	4,705	0,08	9,33	0,042
2020-2017	1,829	-2,79	6,45	0,960
2021-2017	-0,835	-5,46	3,79	1,000
2022-2017	2,211	-2,41	6,83	0,880
2023-2017	1,627	-3,00	6,25	0,982
2019-2018	2,963	-1,66	7,59	0,566
2020-2018	0,087	-4,54	4,71	1,000
2021-2018	-2,577	-7,20	2,05	0,746
2022-2018	0,468	-4,15	5,09	1,000
2023-2018	-0,115	-4,74	4,51	1,000
2020-2019	-2,876	-7,50	1,75	0,608
2021-2019	-5,540	-10,16	-0,92	0,006
2022-2019	-2,495	-7,12	2,13	0,781
2023-2019	-3,078	-7,70	1,54	0,510
2021-2020	-2,664	-7,29	1,96	0,708
2022-2020	0,381	-4,24	5,00	1,000
2023-2020	-0,202	-4,82	4,42	1,000
2022-2021	3,046	-1,58	7,67	0,526
2023-2021	2,462	-2,16	7,08	0,793
2023-2022	-0,583	-5,21	4,04	1,000

Tab. A9: Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren numerischen Einheitsfänge der benthischen Multimaschen-Stellnetze aus den Jahren 2014 bis 2023 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
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 2023 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2022	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