



**Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring
im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die
Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre
Spremburg, Monitoringbericht 2021**



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

Inhaltsverzeichnis

1. Veranlassung und Durchführung	4
2. Methoden	6
2.1 Physikalische und wasserchemische Parameter	6
2.2 Untersuchungen des Makrozoobenthos	6
2.3 Jungfischmonitoring und Gesamtfischbestandsuntersuchung	7
2.4 Großmuschelmonitoring	11
2.5 Datenverarbeitung und statistische Auswertung	14
3. Die Talsperre Spremberg	15
3.1 Lage, Entstehung und Nutzung der Talsperre Spremberg	15
3.2 Morphometrische Daten	15
3.3 Physikalische und wasserchemische Parameter	19
4. Makrozoobenthos	27
5. Großmuscheln	32
5.1 Erfasste Großmuschelarten	32
5.2 Ergebnisse des Monitorings in den einzelnen Transekten	37
5.3 Häufigkeit, Altersstruktur, Besiedlungsdichte, Gefährdung und Begleitfauna	48
6. Fischbestand	54
6.1 Gesamtfischbestand	54
6.2 Jungfischmonitoring (Elektrofischerei)	57
6.3 Pelagische Netze	60
6.4 Benthische Netze	63
6.5 Längen-Häufigkeits-Diagramme ausgewählter Fischarten	67
6.6 Räumliche Verteilung der Fische	76
7. Zusammenfassende Bewertung	80
8. Literatur	84
9. Anhang	88

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 Flockungshilfsmittel wurde nach Angaben der GIP GmbH Dresden mit „Koaret 3230 T“ ein anionisches Polyacrylamid/Polyacrylat eingesetzt. Im Kalenderjahr 2019 lag die volumenspezifische Dosierung des Kalks im Mittel bei $5,1 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Spannweite $0,4$ bis $11,2 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$) und des FHM bei $0,21 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Spannweite $0,04$ bis $0,41 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$) (Uhlmann et al. 2021).

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, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV, heute Landesamt für Umwelt [LfU]) im Jahr 2015 sollten die Konditionierungsanlagen weiter betrieben werden. Mit dem ersten Nachtrag vom 02. Januar 2015 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. Für die FFH-Verträglichkeitsprüfung im Rahmen der Verlängerung der wasserrechtlichen Erlaubnis der beiden Konditionierungsanlagen wurde das Institut für Binnenfischerei (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 2021 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]) 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 2021 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 ($^{\circ}\text{C}$), 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 14. September 2021 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 10 - 15), der mittlere Bereich (6 Proben, Probennummer 7 - 9 und 16 - 18) und der südliche Bereich der Talsperre (6 Proben, Probennummer 1 - 6) (Abb. 1).

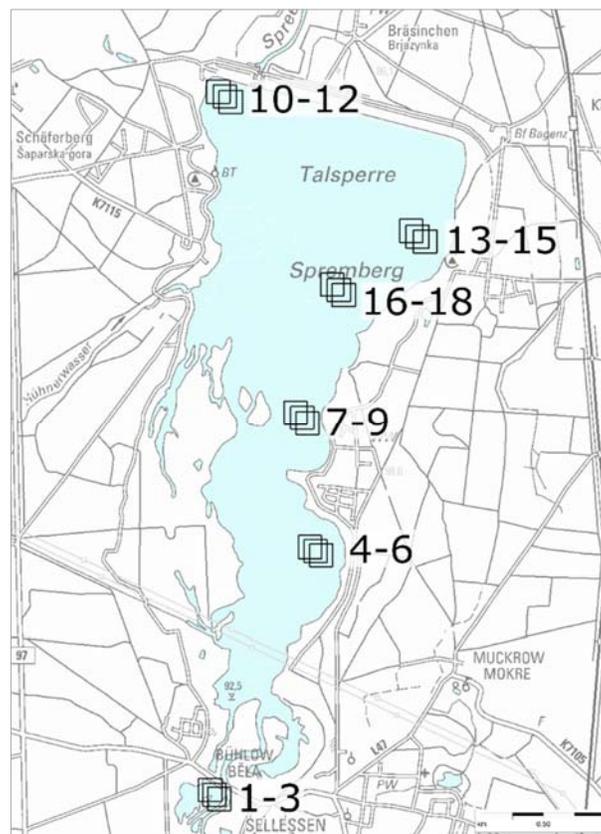


Abb. 1: Lage der Probenahmestellen zur Untersuchung der Benthosorganismen in der Talsperre Spremberg, September 2021 (Karte: Top 50 Brandenburg)

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 2020 dargestellt und mit den aktuellen Daten verglichen.

2.3 Jungfischmonitoring und Gesamtfischbestandsuntersuchung

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

Elektrobefischung

Für das Monitoring des Jungfischaufkommens wurden am 14. und 15. September 2021 fünf Uferabschnitte mit einer Mindestlänge von 100 m mit einem Elektrofischereigerät der Fa. Grassl (EL 63) befischt (Tab. 1). Das Gerät war mit einer Anode mit eingeschlagenem Kescher (40 cm Anodendurchmesser) und einer vier Meter langen Kupferkatode ausgerüstet.

Die Befischungen erfolgten von einem Boot aus mit Gleichstrom. Dabei wurden die gleichen Strecken wie auch in den Jahren vor 2018 befischt (Hühn et al. 2015, 2016, 2017) (Abb. 2). Bedingt durch den niedrigen Wasserstand in den Jahren 2018 bis 2020 (Hühn et al. 2020) mussten die Befischungsstrecken der Uferlinie folgend weiter zur Gewässermitte verlagert werden. Das wiederholte Befischen der gleichen Strecken erlaubt einen Vergleich der Jungfischgemeinschaft an den einzelnen Untersuchungsstandorten. 2021 wurde die Elektrofischerei auf eine Gesamtstrecke von 560 m in der unmittelbaren Uferzone durchgeführt, wobei vor allem die gewässertypischen Strukturen (Ufervegetation, Totholz) befischt wurden.

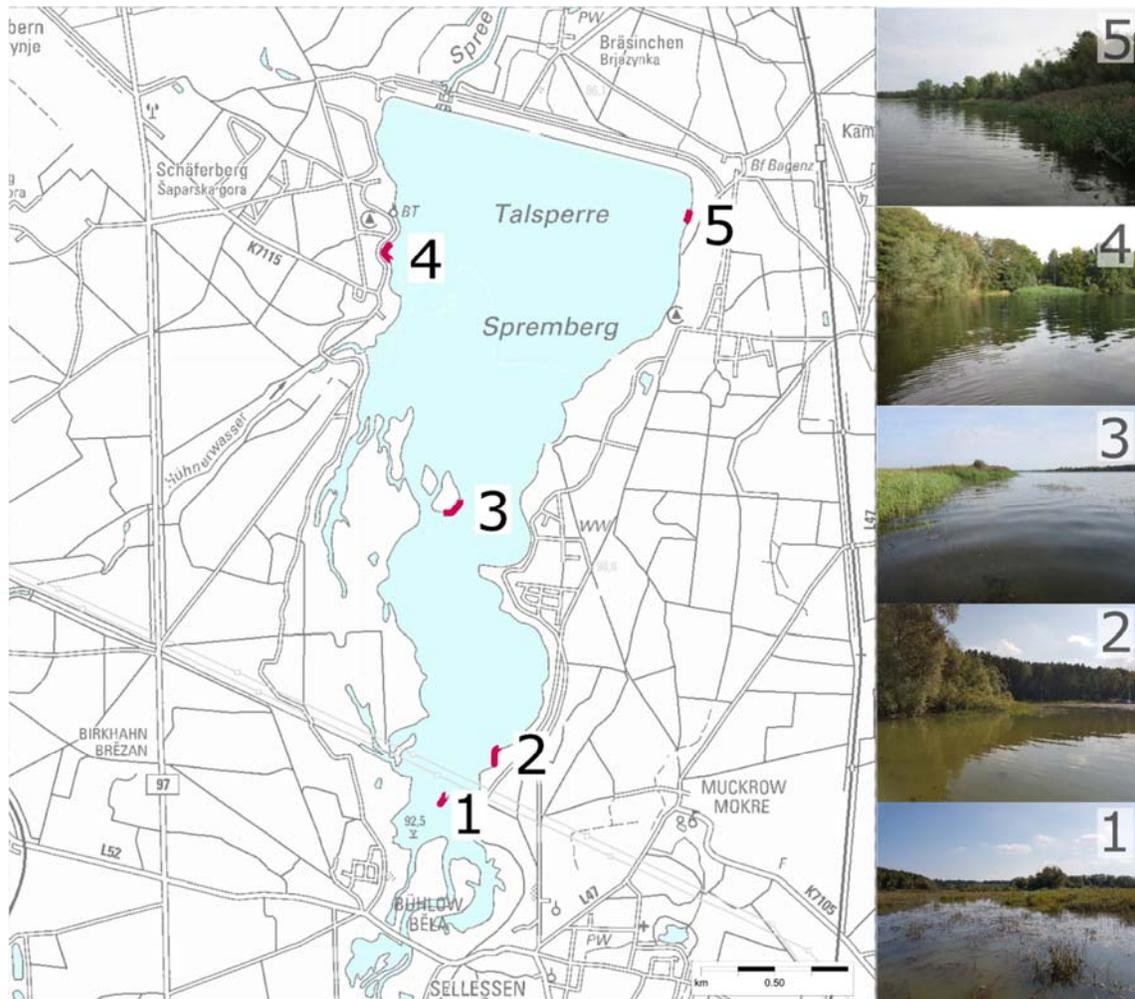


Abb. 2: Probestellen des Jungfischmonitorings in der Talsperre Spremberg im September 2015 bis 2021. Gekennzeichnet sind die fünf mit dem Elektrofischereigerät befischten Strecken. Fotos beschreiben die Situation während der Befischung im Untersuchungsjahr 2021. (Karte: Top 50 Brandenburg).

Stellnetzbefischungen

In der Periode zwischen dem 27. und 30. September 2021 wurden 24 benthische und drei 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. Bei unserer Beprobung wurden die benthischen Multimaschenstellnetze um vier Panele von je 2,5 m Länge der Maschenweiten 70, 90, 110 und 135 mm ergänzt, um auch große Fische nachweisen zu können (vgl. Prchalová et al. 2009). In der Folge wiesen die Netze bei einer Höhe von 1,5 eine Gesamtlänge von 40 m auf. Die Fänge der zusätzlichen Maschenweiten wurden separat erfasst. Die eingesetzten pelagischen Multimaschenstellnetze setzten sich aus 11 Maschenweiten zwischen 6,25 und 70 mm zusammen. Die Netze hatten eine 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 2021 wurden weitere Daten aus früheren Fischbestandsuntersuchungen dargestellt und mit den Ergebnissen der Bestandserfassung 2021 verglichen. Alle älteren Daten zum Fischbestand sowie eine Beschreibung der Methodik sind 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 2021 sowie Daten der Stellnetzfisherei aus den Jahren 2009 und 2014 bis 2021 in den vorliegenden Monitoringbericht integriert.

Tab. 1: In der Talsperre Spremberg eingesetzte Fischereimethoden und -geräte

Datum	Fischereimethode/ -gerät	Streckenanzahl, -länge bzw. Netzzahl und -fläche
Nov. 1997	Elektrofischerei	600 m, 1 Teilstrecke
	MGN (benthische Netze)	1 St., 864 m ² , MW-Spannweite*: 6 - 75 mm
Juni 2009	Elektrofischerei	1.048 m, 6 Teilstrecken
	MMG (benthische Netze)	3 St., 864 m ² , MW-Spannweite*: 30 - 75 mm
	GGN	5 St., je 60 m ² , Maschenweite: 45 mm
	MGN (benthische Netze)	34 St., je 48,75 m ² , MW-Spannweite*: 5 - 70 mm
Mai 2014**	MPN (pelagische Netze)	2 St., je 180 m ² , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
	MGN (benthische Netze)	24 St., je 48,75 m ² , MW-Spannweite*: 5 - 70 mm
Sept. 2015**	MPN (pelagische Netze)	3 St., je 68,75 m ² , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
	Elektrofischerei	664 m, 5 Teilstrecken
Sept. 2016**	MGN (benthische Netze)	24 St., je 48,75 m ² , MW-Spannweite*: 5 - 70 mm
	MPN (pelagische Netze)	3 St., je 68,75 m ² , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
	Elektrofischerei	700 m, 5 Teilstrecken
Sept. 2017**	MGN (benthische Netze)	24 St., je 48,75 m ² , MW-Spannweite*: 5 - 70 mm
	MPN (pelagische Netze)	3 St., je 68,75 m ² , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
	Elektrofischerei	628 m, 5 Teilstrecken
Sept. 2018**	MGN (benthische Netze)	24 St., je 48,75 m ² , MW-Spannweite*: 5 - 70 mm
	MPN (pelagische Netze)	2 St., je 68,75 m ² , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
	Elektrofischerei	604 m, 5 Teilstrecken
Sept. 2019**	MGN (benthische Netze)	24 St., je 60 m ² , MW-Spannweite*: 5 - 55 mm zzgl.
	MPN (pelagische Netze)	2 St., je 68,75 m ² , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
	Elektrofischerei	787 m, 5 Teilstrecken
Sept. 2020**	MGN (benthische Netze)	24 St., je 60 m ² , MW-Spannweite*: 5 - 55 mm zzgl.
	MPN (pelagische Netze)	2 St., je 68,75 m ² , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
	Elektrofischerei	825 m, 5 Teilstrecken
Sept. 2021**	MGN (benthische Netze)	24 St., je 60 m ² , MW-Spannweite*: 5 - 55 mm zzgl.
	MPN (pelagische Netze)	3 St., je 68,75 m ² , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
	Elektrofischerei	560 m, 5 Teilstrecken

MGN, MMG = benthisches Multimaschengrundstellnetz, MPN = pelagisches Multimaschenstellnetz, GGN = großmaschiges Grundstellnetz, * = Spannweite der Maschenweiten, ** = Befischung nach dem europäischer Standard DIN CEN 14757:2015, *** vgl. Prchalová et al. (2009)

2.4 Großmuschelmonitoring

Die Beprobung der Großmuschelfauna in der Talsperre Spremberg erfolgte in allen Jahren entlang von Transekten. Zunächst wurden durch qualitative stichprobenartige Erfassung der Großmuscheln während einer Überblicksbegehung im Jahr 2015 13 Untersuchungstranekte festgelegt (Hühn et al. 2015; Abb. 3). Ein Teil dieser Tranekte wiesen kein Muschelvorkommen auf (siehe Hühn et al. 2015 für Details) und war durch Habitatbedingungen geprägt, die eine schnelle Wiederbesiedelung durch Großmuscheln nicht erwarten lassen. Diese wurden in den Folgejahren nicht mehr untersucht, weshalb sich die Zahl auf zehn bzw. elf Tranekte reduzierte (Abb. 3, Tab. 2). Im Jahr 2021 wurden zwischen dem 30. August bis 28. September 2021 sieben Tranekte in flachen und drei in tieferen Gewässerbereichen auf Muschelvorkommen geprüft, jeweils die Hälfte der Tranekte befindet sich am West- bzw. am Ostufer der Talsperre. Während in den drei tieferen Bereichen die Beprobung durch Tauchkartierung erfolgte, konnten die anderen sieben Tranekte begangen werden. Die Größe der untersuchten Teilprobeflächen wurde an allen zehn Untersuchungspunkten gegenüber der methodischen Vorgabe zur Mindestgröße (5 m²) erweitert, um die Aussagekraft der erhaltenen Daten zu verbessern. Es wurde an jedem Untersuchungspunkt eine Fläche zwischen 8 und 12 m² beprobt.

Bei der qualitativen stichprobenartigen Erfassung der Großmuscheln in durchwatbaren Gewässertransekten wurde in folgenden Schritten vorgegangen:

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

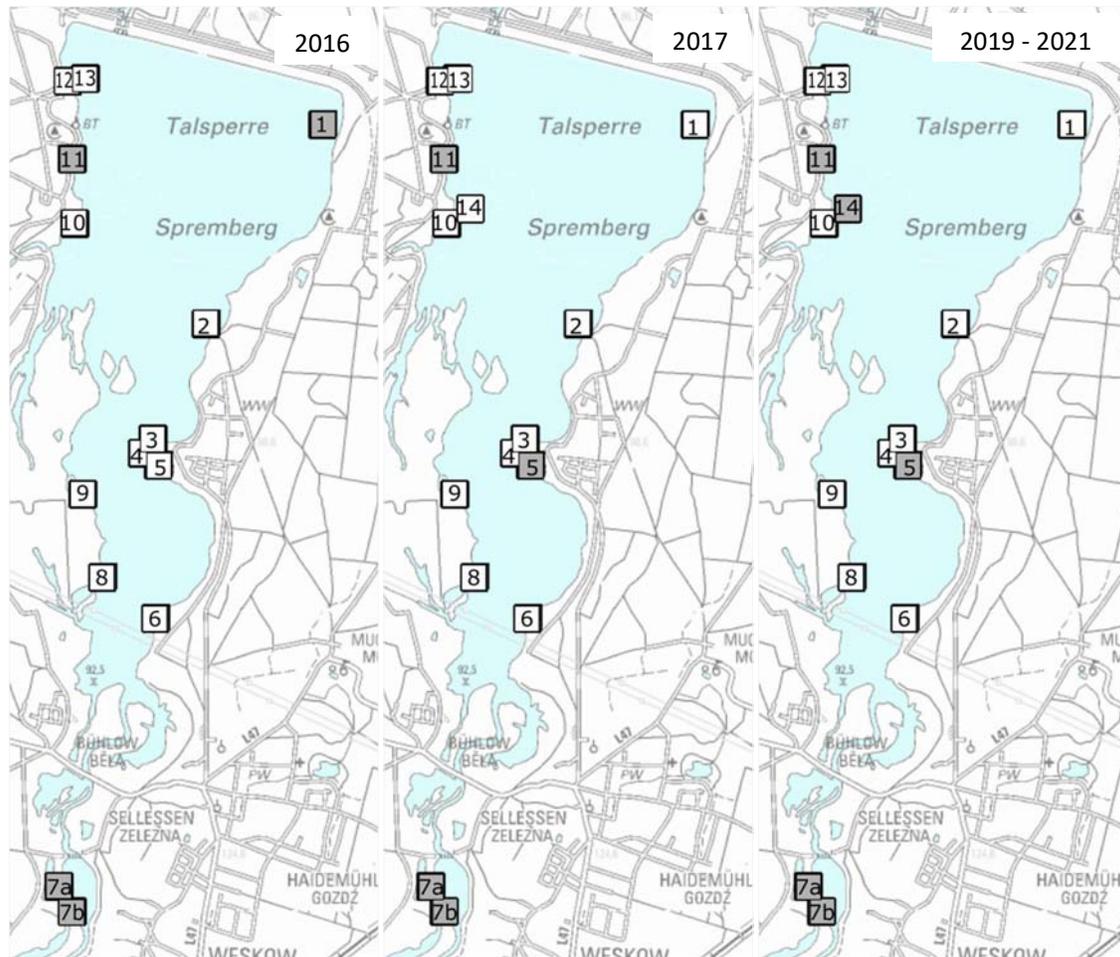


Abb. 3: Lageplan der Untersuchungstransecte der Großmuschelerfassung in den Jahren 2016, 2017 und 2019 bis 2021 in der Talsperre Spremberg. Transecte mit grau hinterlegten Ziffern wurden ausschließlich 2015 untersucht. (Karte: Top 50 Brandenburg)



Abb. 4: Vorbereitung und Abstecken der Untersuchungstransecte (Transect 8, links und Transecte 12 und 13, rechts) (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

In den tiefen, nicht durchwatbaren Gewässertransekten wurden die folgende Vorgehensweise zur Erfassung der Großmuscheln angewandt:

- 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

Tabelle 2 gibt Auskunft über die in den einzelnen Transekten angewandten Erfassungsmethoden. Die erfassten Großmuscheln wurden nach Arten sortiert, ausgezählt und fotodokumentiert (siehe Anhang). Informationen zu den einzelnen Untersuchungstransekten sowie deren Lage werden in Kapitel 5 dargestellt.

Tab. 2: Untersuchungstransekte und angewandte Erfassungsmethoden an der Talsperre Spremberg 2015 bis 2017 und 2019 bis 2021

Transekt	Untersuchungsjahr			
	2015	2016	2017	2019 bis 2021
T 1	Bekeschering		Bekeschering	Bekeschering
T 2	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung
T 3	Bekeschering	Bekeschering	Bekeschering	Bekeschering
T 4	Bekeschering	Bekeschering	Bekeschering	Bekeschering
T 5	Tauchkartierung	Tauchkartierung		
T 6	Bekeschering	Bekeschering	Bekeschering	Bekeschering
T 7a	Bekeschering			
T 7b	Bekeschering			
T 8	Bekeschering	Tauchkartierung	Bekeschering	Bekeschering
T 9	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Bekeschering	Bekeschering
T 10	Bekeschering	Bekeschering	Bekeschering	Bekeschering
T 11	Bekeschering			
T 12	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung
T 13	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung
T 14			Tauchkartierung	

2.5 Datenverarbeitung und statistische Auswertung

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

Längen-Häufigkeits-Diagramme erlauben Aussagen über den Größenklassenaufbau der entsprechenden Population und damit indirekt auch über die Altersstruktur der Population. Bei einer ausreichenden Anzahl gefangener Fische einer Art wurden die Längen in 5 mm - Klassen eingeteilt und die Häufigkeiten der entsprechenden Klassen in Längen - 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 (log₁₀) 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 des letzten Jahrhunderts 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, Versumpfungsfächen). 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-WRRL, <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. Nur in den tiefen Bereichen nahe dem Grundablass kann es temporär zu einer thermischen Schichtung kommen.

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.

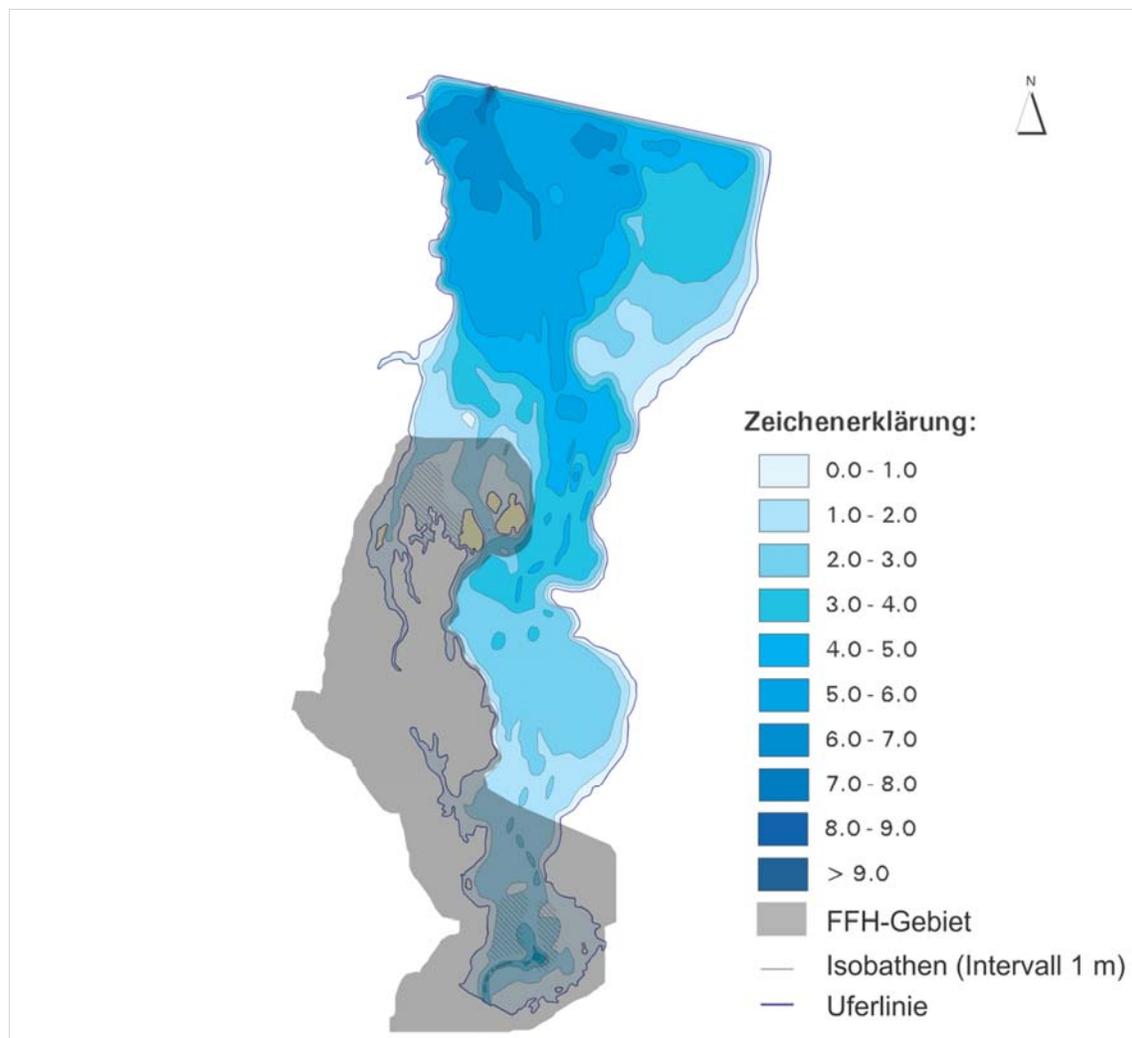


Abb. 5: Tiefenkarte der Talsperre Spremberg (Karte: LfU). Das Flora-Fauna-Habitat-Gebiet in der Talsperre Spremberg ist grau dargestellt.

Tab. 3: 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 ²)	4,28	
	maximale Wassertiefe (m)	10	
	Vorsperre Bühlow	mittlere Tiefe (m)	2,5 - 3,0
		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)

Abbildung 6 stellt die Variation des Beckenwasserstandes in der Talsperre Spremberg in den Jahren 2009 bis 2021 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 Untersuchungsjahren 2018, 2019 und 2020 wurden erneut niedrige Wasserstände in der Talsperre Spremberg beobachtet. Im Untersuchungsjahr 2021 wurden im Vergleich zu den direkten Vorjahren konstantere Wasserstände beobachtet. Die niedrigen Wasserstände 2018 bis 2020 waren auf die klimatischen Bedingungen zurückzuführen, die im Vergleich zum mittleren Pegel (\pm Standardabweichung) der Untersuchungsjahre 2015 bis 2017 von 9.184 ± 21 cm ü. NN zu deutlich niedrigeren Pegeln während der Fischbestandsuntersuchungen 2018, 2019 und 2020 von jeweils 9.040, 9.051 und 9.016 cm ü. NN. Daraus ergeben sich um jeweils 1,3 m, 1,4 m bzw. 1,7 m niedrigere Wasserstände während der Untersuchungen gegenüber dem Mittel der Vorjahre in der Talsperre Spremberg. Im aktuellen Untersuchungsjahr war der Pegel zur Fischbestandsuntersuchung im September bei 9.191 m Ü.NN und somit vergleichbar mit dem Mittel der Jahre 2015 bis 2017.

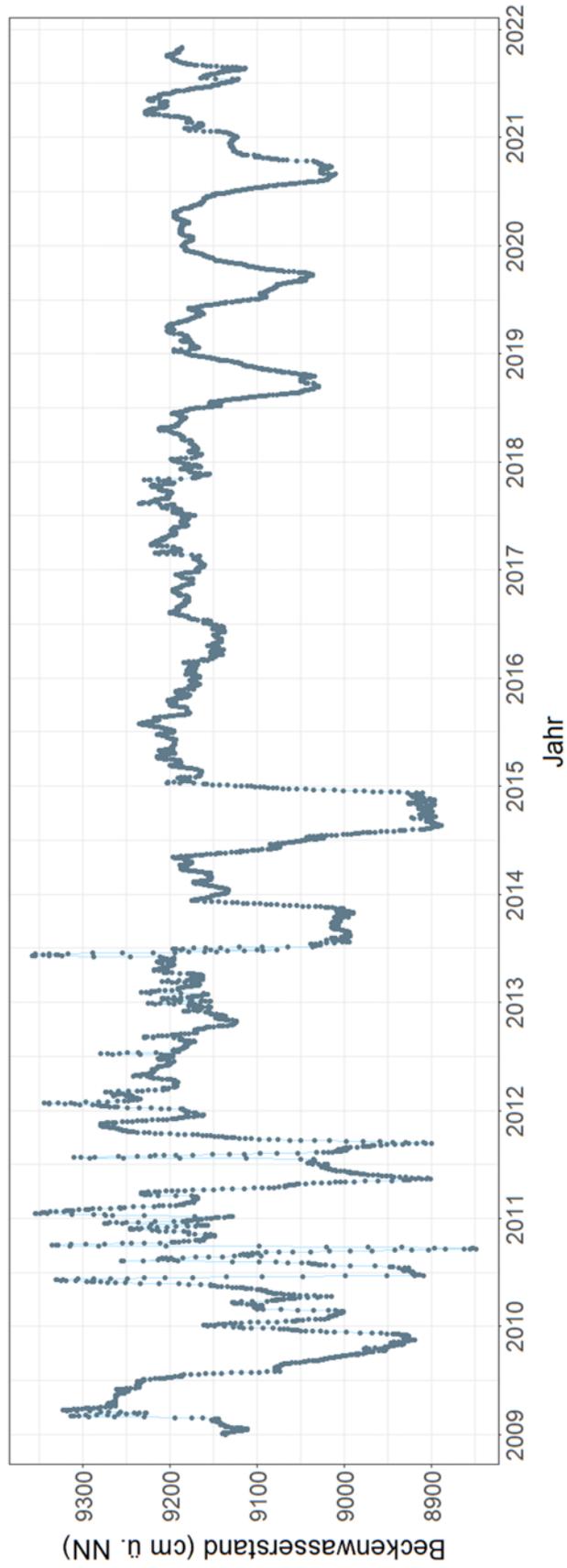


Abb. 6: Beckenwasserstände der Talsperre Spremberg vom 01.01.2009 bis 31.10.2021 (Daten: LfU)

3.3 Physikalische und wasserchemische Parameter

Sauerstoffkonzentration, pH-Wert und Temperaturschichtung

Während aller Untersuchungen 2021 war das Wasser der Talsperre auch über Grund ausreichend mit Sauerstoff versorgt. Die Sauerstoffkonzentrationen lagen zwischen 8,6 und 9,9 mg·l⁻¹ (Abb. 7). Der pH-Wert lag mit 8,0 im schwach alkalischen Bereich. Die Leitfähigkeit betrug 849 μS·cm⁻¹. Die Wassertemperaturen in der Wassersäule variierten geringfügig zwischen 18,3 °C an der Wasseroberfläche und 15,8 °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 für Details).

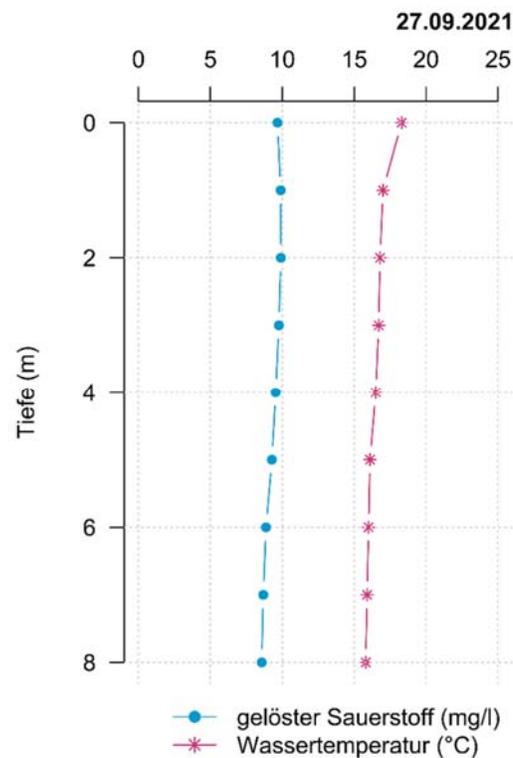


Abb. 7: Tiefenprofil der Wassertemperatur (°C; pink) und der Konzentration des gelösten Sauerstoffs (mg·l⁻¹; blau) am 27.09. 2021

Trophie, Sulfat- und Eisenkonzentrationen

2021 war die Talsperre Spremberg anhand der zufließenden Nährstoffkonzentrationen und der Sichttiefe als meso- bis leicht eutroph zu bewerten. Die mittlere Gesamthosphorkonzentration (\pm Standardabweichung) im Frühjahr 2021 betrug $0,045 \pm 0,024 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Messstelle oberhalb der Talsperre, Spremberg-Wilhelmstal, Tab. 4). Unterhalb der Talsperre, an der Messstelle Bräsinchen, betrug die mittlere Gesamthosphorkonzentration $0,021 \pm 0,016 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Die mittlere Sulfatkonzentration des Spreewassers oberhalb der Talsperre betrug 2021 (Januar bis Oktober) $346 \pm 43 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, unterhalb der Talsperre war sie mit $337 \pm 37 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ nahezu identisch (LfU; Tab. 5). Weitere wichtige Wasserparameter sind in den Tabellen 4 und 5 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 2021 (Januar bis Oktober) bei $5,7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Spannweite 3,2 bis 17,0), unterhalb der Vorsperre bei $2,7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Spannweite 1,7 bis 3,6) und unterhalb der Talsperre bei $0,57 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Spannweite 0,16 bis 2,0; 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 höchsten Eisenkonzentrationen im Zeitraum zwischen Januar und Oktober 2021 wurden im Februar 2021 an der Messstelle oberhalb der Talsperre beobachtet. Diese sind auf Hochwasserereignisse Anfang Februar zurückzuführen. In den vergangenen Jahren war eine gleichbleibende niedrige durchschnittliche Eisenkonzentration unterhalb der Talsperre Spremberg (Messstelle Bräsinchen) zu verzeichnen (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 Eisenkonzentrationen in der Spree oberhalb der Talsperre ein Vielfaches im Vergleich zum stromabwärts gelegenen Flussabschnitt (Abb. 8, Tab. 4 und 5).

Die Sulfatkonzentrationen in der Spree sind seit den 1990er Jahren in Folge von Grubenwassereinleitungen 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 zehn Monate 2021 war geringer als in den Vorjahren (Abb. 9, Tab. 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).

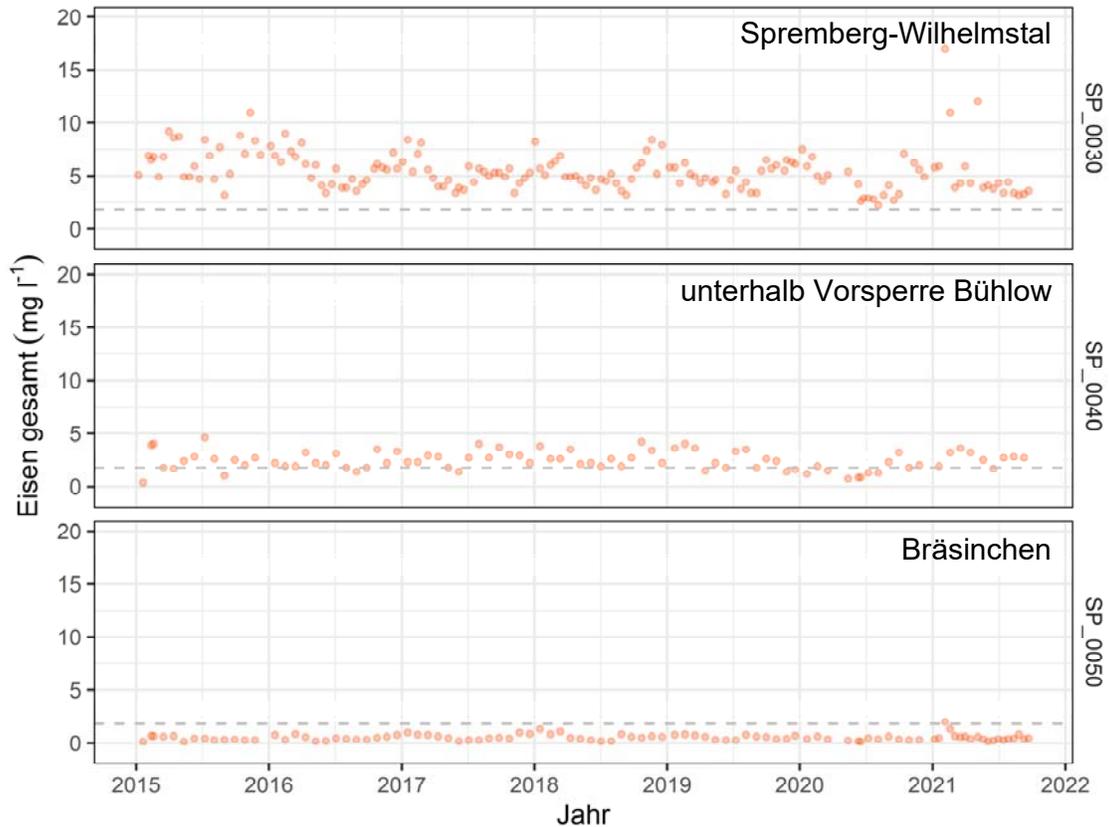


Abb. 8: Gesamteisenkonzentrationen der Spree am Messpunkt Spremberg-Wilhelmstal (SP_030, oberhalb der Talsperre Spremberg), unterhalb der Vorsperre Bühlow (SP_040) und Bräsinchen (SP_050, unterhalb der Talsperre Spremberg) in den Jahren 2015 bis 2021 (Daten: LfU). Für das Jahr 2021 lagen zur Berichtstellung Werte bis einschließlich 31.10.2021 vor.

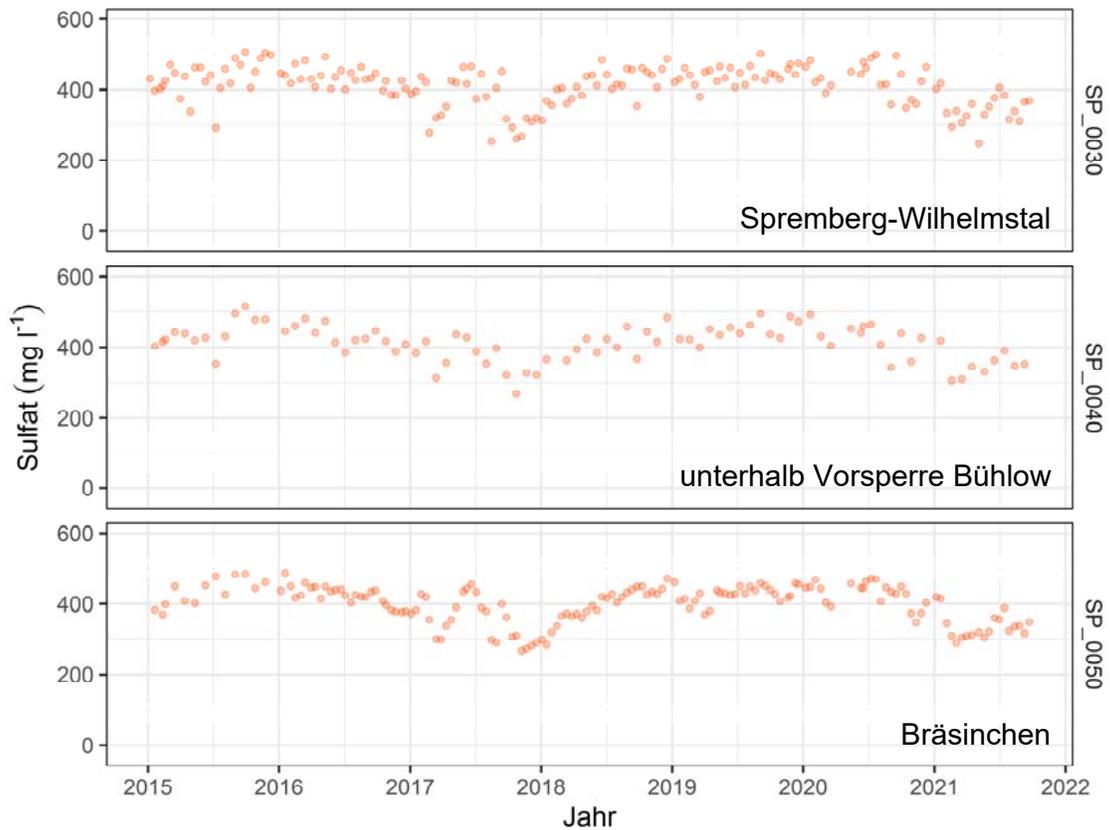


Abb. 9: Sulfatkonzentrationen der Spree am Messpunkt Spremberg-Wilhelmstal (SP_030, oberhalb der Talsperre Spremberg), unterhalb der Vorsperre Bühlow (SP_040) und Bräsinchen (SP_050, unterhalb der Talsperre Spremberg) in den Jahren 2015 bis 2021 (Daten: LfU). Für das Jahr 2021 lagen zur Berichterstellung Werte bis einschließlich 31.10.2021 vor.

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 oberhalb der Talsperre Spremberg (Messstelle Spremberg-Wilhelmstal, Daten: LfU)

Probenahme- datum	NH ₄ -N (mg·l ⁻¹)	anorg.-N (mg·l ⁻¹)	NO ₃ -N (mg·l ⁻¹)	org.-N (mg·l ⁻¹)	TP (mg·l ⁻¹)	o-PO ₄ -P (mg·l ⁻¹)	Fe gelöst (mg·l ⁻¹)	Fe gesamt (mg·l ⁻¹)	Leitfähig- keit (μS·cm ⁻¹)	pH- Wert	SO ₄ (mg·l ⁻¹)
22.01.2019	0,44	2,50	2,00	0,34	0,040	0,005	2,5	5,8	983	7,2	431
19.02.2019	0,28	1,50	1,20	1,2	0,031	0,005	2,6	6,2	998	7,1	441
19.03.2019	0,31	2,70	2,40	0,05	0,020	0,005	1,1	4,9	845	6,9	380
16.04.2019	0,51		0,92		0,005	0,005	0,75	4,8	1.012	7,1	455
14.05.2019	0,27	0,64	0,36		0,005	0,005	0,98	4,6	1.049	7,1	466
12.06.2019	0,24	0,62	0,36	0,8	0,021	0,005	0,071	3,3	1.044	7,3	462
09.07.2019	0,24	0,72	0,46	0,7	0,031	0,005	0,23	5,5	1.029	7,1	448
06.08.2019	0,13	0,32	0,19	0,91	0,034	0,005	0,058	4,4	1.010	7,2	467
04.09.2019	0,26	0,56	0,29	0,61	0,017	0,005	0,42	3,4	1.107	7,0	502
01.10.2019	0,25	0,62	0,36	0,65	0,020	0,005	0,3	6,5	996	7,2	447
29.10.2019	0,39	0,78	0,38	0,42	0,023	0,057	0,84	6,0	1.030	7,1	430
26.11.2019	0,21	0,36	0,15	1,1	0,018	0,005	2,2	6,5	1.148	7,1	472
19.12.2019	0,46	1,50	1,00	0,05	0,034	0,005	2,1	6,1	1.104	7,2	474
21.01.2020	0,60	1,40	0,81	0,05	0,032	0,005	2,1	5,9	1.120	7,1	482
19.02.2020	0,51	1,60	1,10	0,05	0,033	0,005	1,4	5,0	1.003	7,1	433
18.03.2020	0,49	1,50	0,96	0,05	0,016	0,005	1,7	5,1	1.003	7,1	412
13.05.2020	0,45	1,10	0,67	0,17	0,021	0,005	1,1	5,4	1.039	7,1	451
17.06.2020	0,40	1,10	0,69	0,05	0,005	0,005	0,55	2,6	1.086	7,2	478
08.07.2020	0,35	1,10	0,72	0,05		0,005	0,44	2,9	1.088	6,8	490
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				0,056	33,0	942	7,0	372
25.11.2020			1,1				1,4	5,6	1.02	7,3	423
09.12.2020							0,81	4,9	1.084	7,0	464
06.01.2021	0,41	1,6	1,2	0,05	0,026	0,005	1,0	5,8	986	7,0	402
04.02.2021	0,47	2,9	2,4	0,3	0,072	0,005	0,075	17,0	896	6,9	334
03.03.2021	0,41	2,4	2	0,13	0,038	0,005	0,78	3,9	896	6,9	340
31.03.2021	0,33	2	1,6	0,11	0,03	0,005	0,2	5,9	860	6,8	326
05.05.2021	0,29	2,6	2,3	0,36	0,079	0,005	0,31	12,0	758	7,3	247
02.06.2021	0,26	1,5	1,2	0,27	0,03	0,005	0,084	4,1	909	7,4	352
01.07.2021	0,33	1,3	0,9	0,28	0,028	0,005	0,083	4,3	998	7,3	406
28.07.2021	0,22	1,4	1,1	0,3	0,024	0,005	0,12	4,4	864	7,3	316
12.08.2021							0,079	3,4	903	7,5	339
26.08.2021			1,2				0,14	3,2	867	7,4	311
22.09.2021			1,0				0,15	3,6	949	7,3	368

Tab. 5: Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff (NH₄-N), anorganischem Stickstoff (anorg.-N), Nitrat-Stickstoff (NO₃-N), organischem Stickstoff (org.-N), Gesamtphosphor (TP), ortho-Phosphat-Phosphor (o-PO₄-P), Sulfat (SO₄), gelöstem Eisen (Fe gelöst) und Gesamteisen (Fe gesamt) sowie Leitfähigkeit und pH-Wert für die Spree unterhalb der Talsperre Spremberg (Messstelle Bräsinchen, Daten: LfU)

Probenahme- datum	NH ₄ -N (mg·l ⁻¹)	anorg.-N (mg·l ⁻¹)	NO ₃ -N (mg·l ⁻¹)	org.-N (mg·l ⁻¹)	TP (mg·l ⁻¹)	o-PO ₄ -P (mg·l ⁻¹)	Fe gelöst (mg·l ⁻¹)	Fe gesamt (mg·l ⁻¹)	Leitfähig- keit (µS·cm ⁻¹)	pH- Wert	SO ₄ (mg·l ⁻¹)
22.01.2019	0,18	1,10	0,93	1,30	0,028	0,005	0,03	0,77	945	7,8	409
19.02.2019	0,17	1,50	1,30	1,20	0,021	0,005	0,021	0,81	935	7,6	387
19.03.2019	0,13	2,50	2,4	0,05	0,010	0,005	0,008	0,71	911	7,3	430
16.04.2019	0,06		1,30		0,005	0,005	0,015	0,58	933	7,8	380
14.05.2019	0,09	0,53	0,44	0,77	0,012	0,005	0,020	0,31	1.000	7,6	432
12.06.2019	0,10	0,40	0,29	0,60	0,015	0,005	0,011	0,28	994	7,8	425
09.07.2019	0,06	0,36	0,30	0,71	0,024	0,005	0,023	0,29	1.026	8,3	450
06.08.2019	0,08	0,23	0,15	0,82	0,036	0,005	0,031	0,77	1.011	7,5	449
04.09.2019	0,07	0,25	0,18	0,59	0,040	0,005	0,024	0,61	1.022	8,4	458
01.10.2019	0,10	0,29	0,19	0,80	0,005	0,005	0,023	0,57	1.002	7,5	439
29.10.2019	0,10	0,31	0,21	0,72		0,005	0,023	0,40	1.008	7,4	407
26.11.2019	0,12	0,34	0,22	0,81	0,017	0,017	0,025	0,41	1.041	8,0	423
19.12.2019	0,21	1,20	0,96	0,05	0,015	0,005	0,024	0,68	1.073	8,1	455
21.01.2020	0,25	1,30	1,00	0,29	0,029	0,005	0,010	0,40	1.073	7,9	448
19.02.2020	0,27	1,60	1,30	0,10	0,030	0,005	0,024	0,61	1.036	7,6	443
18.03.2020	0,19	1,50	1,30	0,05	0,022	0,005	0,012	0,36	955	8,0	392
13.05.2020	0,11	0,82	0,70	0,26	0,023	0,005	0,018	0,24	1.054	8,1	457
17.06.2020	0,16	0,64	0,46	0,19	0,011	0,005	0,008	0,14	1.048	7,4	445
08.07.2020	0,05	0,45	0,39	0,36	0,024	0,005	0,021	0,47	1.070	7,4	472
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			1,2						979	7,2	402
06.01.2021	0,22	1,3	1,1	0,14	0,005	0,005	0,015	0,35	1.012	7,5	419
04.02.2021	0,27	2,6	2,3	0,24	0,038	0,005	0,028	2	911	7,2	344
03.03.2021	0,22	3,2	3,0	0,4	0,022	0,005	0,026	0,65	835	7,5	289
31.03.2021	0,13	2,1	1,9	0,24	0,022	0,005	0,028	0,61	842	7,3	309
05.05.2021	0,14	1,6	1,4	0,26	0,015	0,005	0,052	0,58	879	8	319
02.06.2021	0,10	1,3	1,2	0,3	0,011	0,005	0,021	0,16	862	8,1	321
01.07.2021	0,07	0,8	0,8	0,38	0,019	0,005	0,005	0,37	939	7,9	356
28.07.2021	0,09	1,1	1,0	0,36	0,019	0,005	0,019	0,4	881	7,5	323
12.08.2021							0,011	0,44	893	7,9	335
26.08.2021			0,6				0,018	0,81	902	7,9	337
22.09.2021			1,0				0,026	0,47	922	7,6	348

Sichttiefe

Die mittlere Sichttiefe \pm Standardabweichung in der Talsperre Spremberg betrug am 15. September 2021 243 ± 151 cm und variierte zwischen 40 und 480 cm ($n = 17$ Messpunkte; Abb. 10). Somit lag sie im September 2021 über den ermittelten mittleren Sichttiefen der Jahre 2015 und 2017 bis 2020 von jeweils 125 ± 61 cm, 173 ± 58 cm, 102 ± 39 cm und 116 ± 38 cm. Die mittlere Sichttiefe aus dem September 2016 von 317 ± 159 cm wurde aktuell nicht erreicht.

In Übereinstimmung mit der Gliederung der das Wasserkörpers anhand der vorherrschenden Strömungen (Kapitel 3.2) wurde der Wasserkörper 2015 basierend auf der Trübung des Wassers in die folgenden drei Bereiche eingeteilt: (1) Klarwasserbereich im Norden der Talsperre, (2) leicht eingetrübter mittlerer Bereich, nördlich bis südöstlich der Insel und (3) den stark eingetrübten Bereich der Talsperre südlich der Insel. Die beobachtet Nord-Süd-Ausdehnung der Trübung während er Untersuchungen variierte zwischen Jahren beträchtlich (Abb. 10). 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 und 2020. Dabei ist die maximal Sichttiefen 2021 mit 480 cm vergleichbar mit der des Jahres 2016 (560 cm). Bei der Interpretation der dargestellten Sichttiefenverhältnisse in der Talsperre ist zu berücksichtigen, dass die angegebenen Sichttiefen jährlich wiederholte einmalige Beobachtungen darstellen, die durch unterschiedlichste Umweltbedingungen temporär beeinflusst sein können.

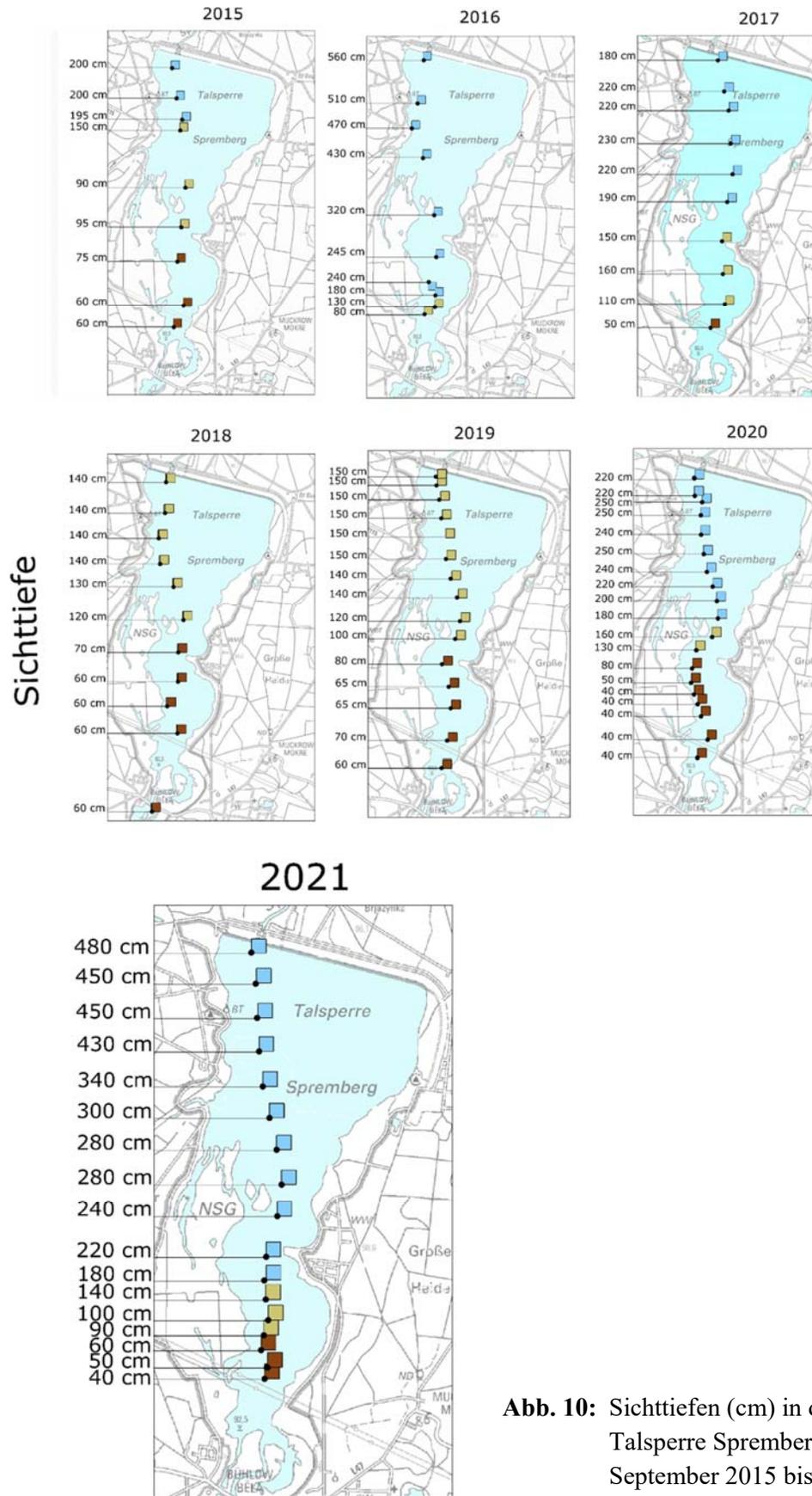


Abb. 10: Sichttiefen (cm) in der Talsperre Spremberg im September 2015 bis 2021

4. Makrozoobenthos

Im Untersuchungsjahr 2021 wurden in allen Bodenproben Benthosorganismen nachgewiesen (Abb. 11, Tab. 6). Die Benthosgemeinschaft wurde dominiert von Muscheln (v.a. *Dreissena polymorpha* und *Corbicula fluminea*), Wenigborstern (Oligochaeta), Schnecken (Gastropoda) und Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera; u. a. *Caenis luctuosa* und *Caenis robusta*) mit jeweils 25 %, 24 %, 21 % bzw. 17 % der Benthosorganismen (Abb. 11). Chironomiden (v. a. Tanytodinae und Tanytarsini) und Köcherfliegenlarven (Trichoptera; u. a. *Anabolia nervosa* und *Ecnomus tenellus*) bildeten jeweils 8 % und 3 % der Benthosgemeinschaft. Mit jeweils weniger als 2 % waren Krebstiere (Crustacea; v. a. der *Gammarus tigrinus*), Libellenlarven (Odonata), Spinnen, Nematoden, Schlammfliegen- und Käferlarven vertreten.

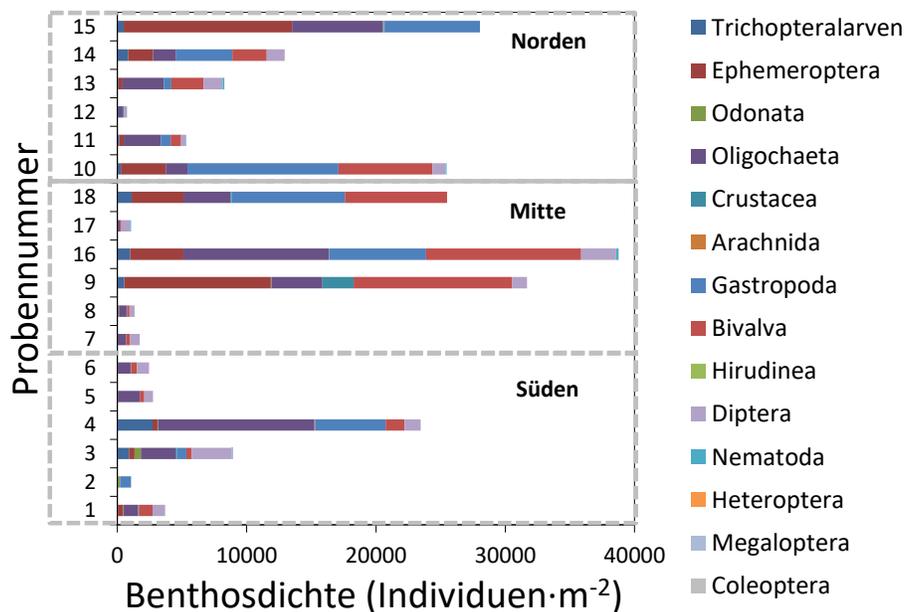


Abb. 11: Benthosdichte (Individuen·m⁻²) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg im September 2021

Gegenüber den Monitoringergebnissen der Vorjahre ist eine starke Zunahme der Muscheln und Schnecken in der Benthosgemeinschaft zu verzeichnen. Weitere Unterschiede gegenüber früheren Beprobungen stellt die Zunahme der Eintagsfliegenlarven und der Nachweis von Gammariden dar. Die Zunahme 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. 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.

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. Langfristig kann eine Steigerung der Artenvielfalt beobachtet werden.

Tab. 6: Makrozoobenthosdichten und Trockenmassen der 18 Proben aus den drei Untersuchungsgebieten der Talsperre Spremberg im September 2021

Lage	Wasser- tiefe (m)	Substrat	Makrozoobenthos ohne Muscheln und Schnecken		Muscheln und Schnecken	
			Dichte (Stück·m ⁻²)	Trocken- masse (g·m ⁻²)	Dichte (Stück·m ⁻²)	Trocken- masse (g·m ⁻²)
1 Süden	1,0	Schlamm, org. Material	2.622	0,3	1.067	2,4
2 Süden	4,0	Kies, Sand, EHS	222	0,1	844	3,1
3 Süden	1,8	Schlamm, org. M., EHS	7.821	0,9	1.111	2,4
4 Süden	1,4	Schlamm, org. Material	16.532	4,7	6.933	22,6
5 Süden	1,8	Schlamm	2.400	0,3	356	0,4
6 Süden	2,0	Schlamm	1.955	0,2	489	0,9
7 Mitte	3,2	Schlamm, org. Material	1.422	0,1	311	40,1
8 Mitte	3,3	Schlamm, org. Material	1.111	0,2	222	0,3
9 Mitte	1,4	Schlamm, Sand	19.420	1,9	12.265	107,7
16 Mitte	1,2	Sand	19.331	1,6	19.465	70,7
17 Mitte	4,5	Schlamm	933	0,1	133	0,4
18 Mitte	1,9	Sand	9.999	2,0	19.954	98,1
10 Norden	1,3	Sand	6.533	0,8	18.931	54,9
11 Norden	3,9	Sand, Schlamm	3.777	0,6	1.555	5,8
12 Norden	5,6	Schlamm, org. Material	711	0,1	44	0,1
13 Norden	3,0	Sand	5.244	0,8	3.022	5,7
14 Norden	2,1	Sand	5.911	1,5	7.022	162,3
15 Norden	1,0	Sand	21.820	1,3	15.554	73,7

Im Monitoringjahr 2014 konnten durch die Untersuchung der Benthosgemeinschaft keine Schnecken nachgewiesen werden. 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 21 % der Benthosgemeinschaft geringer als im Jahr 2019. Jedoch ist er vergleichbar mit den Anteilen im Jahr 2017 (19 %).

Die mittlere Benthosdichte \pm Standardabweichung über alle Proben der aktuellen Untersuchung betrug 13.169 ± 13.845 Individuen·m⁻². Ohne Berücksichtigung der Muscheln und Schnecken lag die mittlere Benthosdichte bei 7.098 ± 7.256 Individuen·m⁻². Im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchungen der Makrozoobenthosgemeinschaft, variierten die festgestellten mittleren Benthosdichten zwischen 1.280 ± 732 Individuen·m⁻² (2014) und 13.169 ± 13.845

Individuen·m⁻² (2021) (Tab. 7), dies entspricht einer Steigerung um den Faktor 10. Signifikante Unterschiede der mittleren Benthosdichte wurden zwischen den Untersuchungsjahren beobachtet (einf. ANOVA: $F_{(7, 136)} = 5,026$; $p < 0,001$). Die mittlere Benthosdichte 2021 war signifikant höher als in den Jahren 2014 und 2017. Gegenüber dem Jahr 2014 wurden darüber hinaus signifikant höhere Benthosdichten in den Jahren 2016, 2018 und 2020 festgestellt (Tab. A1 im Anhang, Abb. 12). Signifikant unterschiedliche mittlere Trockenmassen des Benthos wurden nicht beobachtet (einf. ANOVA: $F_{(7, 136)} = 1,38$; $p = 0,2$) (Tab. A2, Abb. 12).

Tab.7. Mittlere Benthosdichte \pm Standardabweichung (Individuen·m⁻²) in den Untersuchungsjahren 2014 bis 2021

Jahr	Benthosdichte \pm Standardabweichung (Individuen·m ⁻²)	
	ohne Muscheln und Schnecken	insgesamt
2021	7.098 \pm 7.256	13.169 \pm 13.845
2020	4.889 \pm 4.089	7.533 \pm 7.531
2019	2.946 \pm 2.954	5.970 \pm 2.954
2018	4.328 \pm 3.709	6.817 \pm 5.894
2017	1.770 \pm 1.687	2.602 \pm 2.343
2016	2.442 \pm 2.585	7.385 \pm 4.977
2015	2.810 \pm 2.337	3.257 \pm 2.295
2014	1.275 \pm 735	1.280 \pm 732

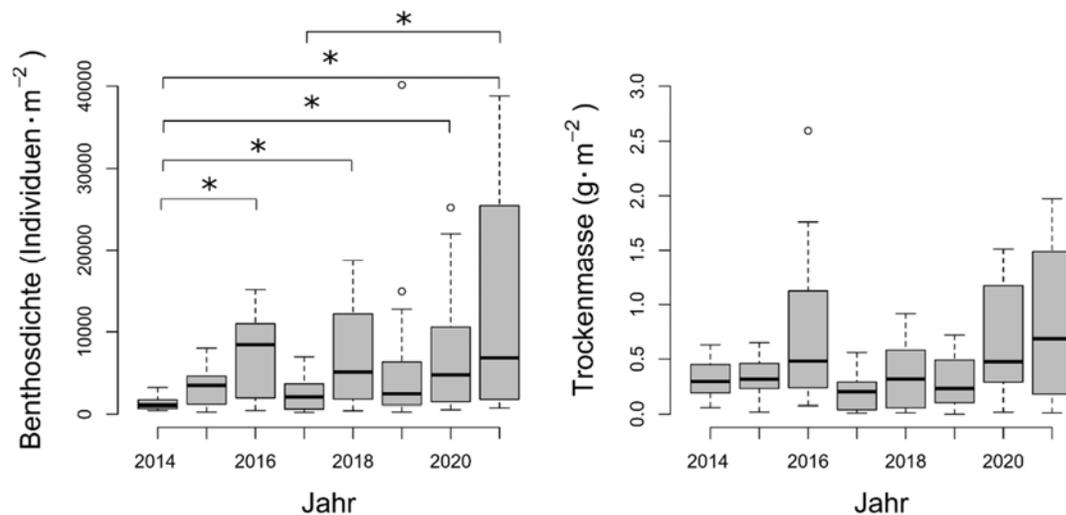


Abb. 12: Mittlere Benthosdichte (Individuen·m⁻², einschließlich Muscheln und Schnecken) und Trockenmasse (g·m⁻², ohne Muscheln und Schnecken) in der Talsperre Spremberg in den Jahren 2014 bis 2021. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. * kennzeichnet signifikant unterschiedliche Mittelwerte.

Neben dem Vergleich der Ausprägung der Benthosgemeinschaft zwischen den Jahren wurde ebenfalls auf Unterschiede zwischen den Teilbereichen der Talsperre geprüft. Im Ergebnis wurden 2021 keine signifikanten Unterschiede der mittleren Benthosdichte (einf. ANOVA: $F_{(2,15)} = 0,912$; $p = 0,4$) und mittleren Benthostrockenmasse (einf. ANOVA: $F_{(2,15)} = 0,056$; $p = 0,9$) festgestellt (Tab. A3 und A4, Abb. 13). Ein vergleichbares Ergebnis war bereits im Zeitraum 2017 - 2020 dokumentiert worden. Im Gegensatz dazu war noch in den Jahren 2014 und 2016 die Dichte der Benthosorganismen bzw. die Benthostrockenmasse im nördlichen Bereich der Talsperre signifikant geringer im Vergleich zum südlicheren Bereich (Tab. A3 und A4).

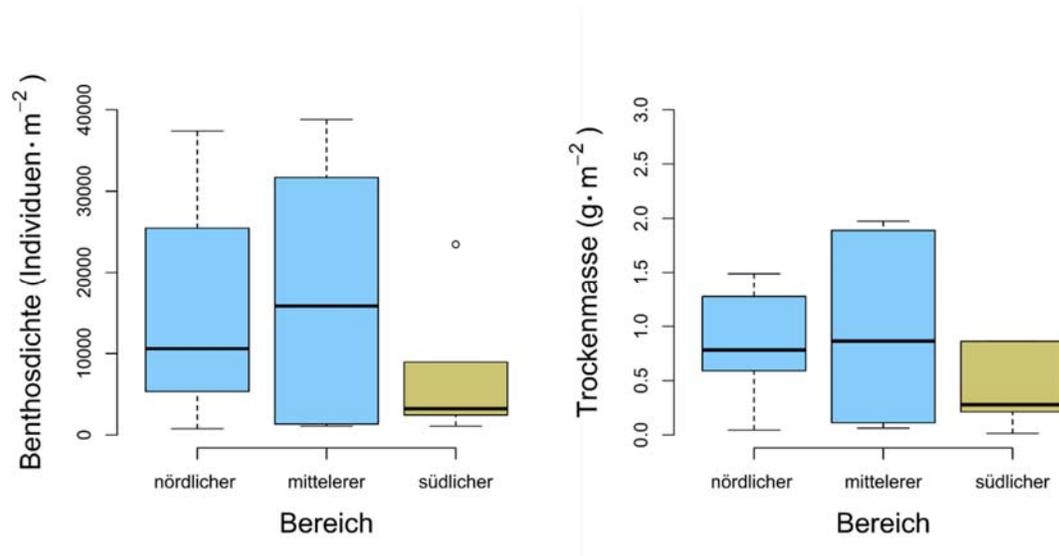


Abb. 13: Benthosdichte (Individuen·m⁻²) und Trockenmasse (g·m⁻², ohne Muscheln und Schnecken) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg 2021. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. Die hellblauen Kästen stellen die Proben im Bereich ohne Wassereintrübung, die beigen Kästen die mit einer geringen bis starken Eintrübung des Wassers dar.

Im Ergebnis ist festzustellen, dass die Messwerte seit dem Jahr 2017 eine vergleichbare qualitative und quantitative Besiedlung der Talsperre mit Makrozoobenthos im Längsverlauf belegen. Die vor sowie unmittelbar nach dem Beginn des Einsatzes von Fällungs- und Flockungshilfsmitteln in den Jahren 2014 und 2016 beobachteten Unterschiede zwischen dem oberen und unteren Bereich der Talsperre traten danach nicht wieder auf.

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 wurden im Jahr 2014, vor Beginn der Wasserkonditionierung, die geringste Benthosdichte beobachtet werden. Damit geben die

Ergebnisse keinen Anhaltspunkt für einen negativen Einfluss der Fällungs- und Flockungsmittel auf die Artendiversität und die Bestandsdichte 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.

5. 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. 8, Abb. 15, 16, 17). Dabei handelt es sich um die Malermuschel, die Große Flussmuschel und die Gemeine Teichmuschel.

Alle Unioniden, auch als Najaden bezeichnet, durchlaufen in ihrer Individualentwicklung ein parasitäres Larvenstadium an Fischen (Abb. 14). Ist diese 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.

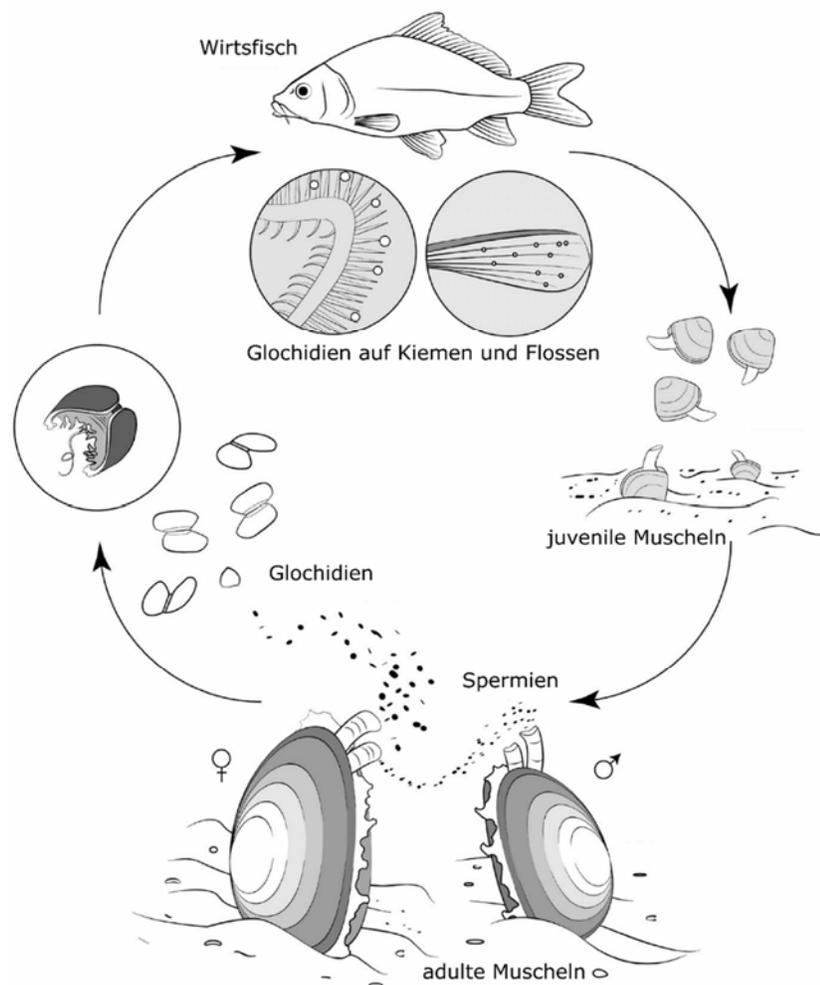


Abb. 14: Lebenszyklus der Najaden (verändert nach Modesto et al. 2018)

Tab. 8: Erfasste Großmuschelarten und deren aktuelle Gefährdungseinstufung (Herdam & Illig 1992, Jungbluth & Knorre 2011)

Muschelart	RL Bdg.	RL D	Lebend-nachweis	Schalenfund
<i>Anodaonta 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

Die durch zahlreiche Eingriffe des Menschen belasteten Gewässer bieten oftmals nicht mehr die entsprechenden Bedingungen für das Überleben von Großmuscheln. Erhebliche Rückgänge der Individuenzahlen oder das Aussterben ganzer Populationen, besonders dramatisch am Beispiel der Flussperlmuschel zu erkennen, führte in Deutschland zur Unterschutzstellung aller Großmuscheln.

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

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



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

Unio pictorum kann sowohl Fließgewässer als auch Stillgewässer besiedeln. Nach Glöer (2017) kommt die Art in nicht zu stark bewegtem Wasser bis in 6 m Tiefe vor. Zettler et al. (2006) geben als bevorzugten Siedlungsbereich in Seen das durch Wellenschlag bewegte Litoral bis hin zur Großmuschelzone in mehreren Metern Tiefe an. An ihren Lebensraum stellt *U. pictorum* keine besonderen Ansprüche: Sie besitzt eine hohe Anpassungsfähigkeit an ihre Umgebung und scheint keine Präferenzen für bestimmte Habitate aufzuweisen. Bevorzugt werden jedoch sandig-schlickige Sedimente besiedelt. Häufig ist eine Vergesellschaftung mit *U. tumidus* zu beobachten. Unter günstigen Bedingungen können Dichten bis zu 40 Individuen·m⁻² erreicht werden (Zettler et al. 2006).

Ein entscheidender Faktor für das Überleben von Großmuscheln in einem Gewässer ist der Fischbestand, da ihre Larven, die als Glochidien bezeichnet werden, an den Fischkiemen parasitieren. Als Wirtsfische für die Larvalentwicklung von *U. pictorum* sind Barsch, Döbel, Gründling, Schleie, Stichling, Plötze und Rotfeder bekannt (Zettler et al. 2006).

Die Malermuschel ist hauptsächlich in Mitteleuropa sowie im Westen, Osten und Nordosten Europas bis zum Ural verbreitet. Außer im Süden Schwedens und Finnland 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).

Nach der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV), Anhang I zählt die Malermuschel zu den besonders geschützten Weichtieren. In der Roten Liste Deutschland wird sie in der Vorwarnliste geführt. In Brandenburg gilt die Art entsprechend der Roten Liste als regional gefährdet.

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. In Brandenburg gilt die Art entsprechend der Roten Liste als regional gefährdet.

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

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

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).

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. In Brandenburg gilt die Art entsprechend der Roten Liste als regional gefährdet.

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



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

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. In Brandenburg gilt die Art entsprechend der Roten Liste als nicht gefährdet.

5.2 Ergebnisse des Monitorings in den einzelnen Transekten

Das Großmuschelmonitoring 2021 in der Talsperre Spremberg führte zum Nachweis der oben vorgestellten drei Großmuschelarten *U. pictorum*, *U. tumidus* und *A. anatina*. Nachfolgend werden die Ergebnisse der Untersuchungen für jedes Transekt einzeln dargestellt. Der sich dem Bericht anschließende Anhang beinhaltet die Fotodokumentation der Lebendnachweise (Abb. A1 – A26) sowie einiger Leerschalenfunde und die Werte stichprobenartiger Vermessungen von lebenden Muscheln (Tab. A5).

Transekt 1

Die Probenahmestelle 1 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. Der in den letzten Monitoringjahren trockenengefallene Uferbereich war 2021 komplett überflutet.



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

Koordinaten: N 51.65255° | O 14.41372° **Untersuchungsdatum:** 30.08.2021

Transektgröße: 12 m²

Wassertiefe: 60 - 70 cm

Entfernung vom Ufer: 25 - 28 m

Sichttiefe: 60 cm

Gewässersohle: Auf dem sandig-kiesigen Gewässergrund liegen vereinzelt Steine bis etwa 15 cm Größe. Sehr geringfügige Verockerung, keine Schlammschicht.

Aquatische Vegetation: *Najas marina*

Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung, Absuchen des Bodens im Transekt und dessen Umgebung mit einem Aquascop

Nachgewiesene Großmuscheln:

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

Besiedlungsdichte:

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

Begleitfauna: *Potamopyrgus antipodarum*, *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Im untersuchten Transekt konnten 2021 kaum Großmuscheln nachgewiesen werden. Es ist davon auszugehen, dass eine Besiedlung der zuvor trockenengefallenen Strandabschnitte mit Muscheln noch nicht wieder eingetreten war. Im Transekt befanden sich nur fünf lebende Jungtiere von *A. anatina* aus diesem Jahr. Damit bleibt die Anzahl der nachgewiesenen Tiere weit hinter dem Ergebnis vom Vorjahr 2020 zurück. Leerschalen von Großmuscheln wurden im Transekt nicht festgestellt. Außerhalb des Untersuchungstransekts wurden unter Verwendung eines Aquascopes einige Leerschalen von *U. pictorum* gesichtet.

Transekt 2		
<p>Die Probenahmestelle 2 befindet sich am Ostufer der Talsperre, nahezu zwei Kilometer südlich des Transekts 1. Aufgrund einer überwiegend gut ausgebauten Anfahrtsmöglichkeit und eines Parkplatzes wird der Uferbereich in starkem Maße als Bootsanlegestelle von Anglern frequentiert. Gleich hinter dem Strand beginnt ein Waldstück mit Weiden, Pappeln und Kiefern.</p>		
		
<p>Uferbereich an Probenahmestelle 2 in einer Bucht am Ostufer der Talsperre. (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)</p>		
Koordinaten: N 51.63898° O 14.40175°		Untersuchungsdatum: 03.09.2021
Transektgröße: 8 m ²		Wassertiefe: 3,5 m
Entfernung vom Ufer: > 60 m		Sichttiefe: 100 cm
Gewässersohle: Schlammig bis feinsandig Untergrund mit geringer Schlammauflage.		
Aquatische Vegetation: <i>Najas marina</i> , <i>Myriophyllum</i> sp., <i>Ranunculus fluitans</i>		
Erfassungsmethode: Tauchkartierung. Gerätetauchgang mit Pressluft.		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	4	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	5	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	2	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0,5 Tiere·m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0,625 Tiere·m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0,25 Tiere·m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
<p>Neben dem Lebendnachweise aller drei Großmuscheln wurden mehrere frische Leerschalen, die meisten von <i>U. pictorum</i>, gefunden. Die gefunden <i>U. pictorum</i> und <i>U. tumidus</i> hatten ein Alter von drei bis vier Jahre erreicht. Für <i>A. anatina</i> wurden Individuen mit einem Alter von vier bis fünf Jahren aufgefunden. Während im Vorjahr an dieser Probenahmestelle <i>A. anatina</i> dominierte, sind 2021 die Flussmuscheln etwas häufiger.</p>		

Transekt 3		
<p>Die Probenahmestelle 3 befindet sich auf der Nordseite einer am Ostufer weit in das Gewässer hineinragenden Halbinsel am „Weißen Berg“. Der Uferbereich ist durch einen etwa 4-5 m hohen Steilhang vom Kiefernwald im Zentrum der Halbinsel getrennt. Im Gegensatz zur Südseite der Halbinsel ist hier ein allmähliches Abfallen des Gewässerbodens zu verzeichnen, wodurch eine breite Flachwasserzone gebildet wird.</p>		
		
<p style="text-align: center;">Uferbereich an Probenahmestelle 3 am Ostufer der Talsperre. (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)</p>		
Koordinaten: N 51.63060° O 14.39584°		Untersuchungsdatum: 06.09.2021
Transektgröße: 12 m ²		Wassertiefe: 55 - 90 cm
Entfernung vom Ufer: 4 - 8 m		Sichttiefe: 70 cm
<p>Gewässersohle: Das Bodensubstrat ist sandig bis kiesig. Es wurden keine Schlamm- und Eisenockerauflagen beobachtet.</p>		
<p>Aquatische Vegetation: <i>Myriophyllum</i> sp., <i>Najas marina</i>, <i>Ranunculus fluitans</i></p>		
<p>Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung.</p>		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	0	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	2	
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	15	
<p>Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0 Tiere·m⁻² <i>U. tumidus</i> = 0,17 Tiere·m⁻² <i>A. anatina</i> = 1,25 Tiere·m⁻²</p>		
<p>Begleitfauna: <i>Lymnea stagnalis</i>, <i>Potamopyrgus antipodarum</i>, <i>Radix auricularia</i>, <i>Radix balthica</i>, <i>Stagnicola</i> sp., <i>Corbicula fluminea</i>, <i>Dreissena polymorpha</i></p>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
<p>Dem zahlreichen Lebendnachweisen aus dem Monitoring 2020 stehen 2021 nur wenige Individuen der Arten <i>U. tumidus</i> und <i>A. anatina</i> gegenüber. Die beiden Exemplare von <i>U. tumidus</i> befinden sich im zweiten bzw. dritten Jahr. Von <i>A. anatina</i> sind verschiedene Altersgruppen mit einem Alter zwischen zwei und sechs Jahren nachgewiesen wurden. Darüber hinaus wurden auch sehr junge <i>A. anatina</i> (Altersklasse 0+) gefunden. Leerschalen wurden lediglich von <i>U. pictorum</i> nachgewiesen.</p>		

Transekt 4

Die Probenahmestelle 4 befindet sich auf der Südseite einer am Ostufer weit in das Gewässer hineinragenden Halbinsel am „Weißen Berg“. Der Uferbereich ist auch auf dieser Seite durch einen etwa 4-5 m hohen Steilhang vom Kiefernwald im Zentrum der Halbinsel abgegrenzt. Weil das Flussbett der Spree dicht am Südufer vorbeiführt, nimmt die Wassertiefe hier sehr schnell zu.



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

Koordinaten: N 51.62981° O 14.39413°		Untersuchungsdatum: 08.09.2021
Transektgröße: 12 m ²		Wassertiefe: 80 - 100 cm
Entfernung vom Ufer: 8 - 10 m		Sichttiefe: 70 cm
Gewässersohle: Untergrund kiesig/steinig mit großen Steinen und wenigen Pflanzen.		
Aquatische Vegetation: <i>Elodea</i> sp., <i>Myriophyllum</i> sp., <i>Najas marina</i>		
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)	16	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0 Tiere·m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0 Tiere·m ⁻² <i>A. anatina</i> = 1,33 Tiere·m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Lymnea stagnalis</i> , <i>Planorbis planorbis</i> , <i>Radix auricularia</i> , <i>Dreissena polymorpha</i> , <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Musculium lacustre</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Unter den 16 Individuen von <i>A. anatina</i> befindet sich nur ein adultes Tier im Alter von vier Jahren. Die 15 Jungtiere sind den Altersklassen 0+ bzw. 1+ zuzuordnen. Eine genaue Unterscheidung zwischen den Altersklassen 0+ und 1+ war abschließend nicht möglich.		

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 2021 gegenüber den Vorjahren weiter nach Norden verlagert werden. Somit konnte das Monitoring erstmals auf vollständig stabilem Bodengrund durchgeführt werden.



Uferbereich Transekt 6 am Südostufer der Talsperre
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Koordinaten: N 51.62727° O 14.39780°		Untersuchungsdatum: 01.09.2021
Transektgröße: 12 m ²		Wassertiefe: 85 - 100 cm
Entfernung vom Ufer: 10 - 12 m		Sichttiefe: < 40 cm
Gewässersohle: Sandig-kiesig mit ockerhaltigem Schlamm bedeckt. Die Gewässersohle war mit <i>Najas marina</i> bewachsen.		
Aquatische Vegetation: <i>Cerastium</i> sp., <i>Najas marina</i> , <i>Potamogeton</i> sp.		
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	0	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	1	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0,08 Tiere·m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0 Tiere·m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0,08 Tiere·m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Bithynia tentaculata</i> , <i>Lymnea stagnalis</i> , <i>Radix balthica</i> , <i>Dreissena polymorpha</i> , <i>Musculium lacustre</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Auch im Transekt 6 führte der erst seit kurzem gestiegene Wasserpegel zu einer sehr geringen Abundanz von Großmuscheln. Es wurden lediglich eine <i>U. pictorum</i> im vierten Lebensjahr sowie eine sehr junge <i>A. anatina</i> aus diesem Jahr 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.		
		
Uferbereich an Probestelle 8 im Südwesten der Talsperre. (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)		
Koordinaten: N 51.62145° O 14.38905°	Untersuchungsdatum: 07.09.2021	
Transektgröße: 12 m ²	Wassertiefe: 50 - 100 cm	
Entfernung vom Ufer: 14 - 18 m	Sichttiefe: 70 cm	
Gewässersohle: Die Sohle war überwiegend feinsandig bis sandig mit höherem Eisenockeranteil sowie mit einer Auflage von verrotteten Laubblättern.		
Aquatische Vegetation: <i>Ceratophyllum demersum</i> , <i>Najas marina</i> , <i>Potamogeton lucens</i> , <i>Potamogeton</i> sp.		
Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung.		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	0	
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	0	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	0	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0 Tiere·m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0 Tiere·m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0 Tiere·m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Bithynia tentaculata</i> , <i>Gyraulus albus</i> , <i>Gyraulus laevis</i> , <i>Lymnea stagnalis</i> , <i>Physa acuta</i> , <i>Potamopyrgus antipodarum</i> , <i>Radix balthica</i> , <i>Stagnicola</i> sp.		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Im Transekt wurden keine lebenden Großmuscheln gefunden.		

Transekt 9

Die Probenahmestelle 9 befindet sich im Südwesten der Talsperre. Zum Teil wird der Strand von einem schmalen auf-gelockerten 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. Das Gebiet ist über einen Waldweg von der B97 aus zu erreichen und dient als vielbesuchte Angelstelle.



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

Koordinaten: N 51.62670° O 14.38624°		Untersuchungsdatum: 07.09.2021
Transektgröße: 12 m ²		Wassertiefe: 85 - 105 cm
Entfernung vom Ufer: 8 - 10 m		Sichttiefe: 60 cm
Gewässersohle: Die Gewässersohle war sandig-kiesig mit einem hohen Eisenockeranteil und locker mit Wasserpflanzen bewachsen.		
Aquatische Vegetation: <i>Najas marina</i>		
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)	13	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0 Tiere·m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0,08 Tiere·m ⁻² <i>A. anatina</i> = 1,08 Tiere·m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Bithynia tentaculata</i> , <i>Lymnea stagnalis</i> , <i>Potamopyrgus antipodarum</i> , <i>Radix balthica</i> , <i>Stagnicola</i> sp., <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Die in den letzten beiden Jahren zahlreich auftretende <i>U. pictorum</i> konnte nicht lebend nachgewiesen werden. <i>U. tumidus</i> war nur durch ein Exemplar im Alter von zwei bis drei Jahren vertreten. Das älteste Exemplar von <i>A. anatina</i> war drei bis vier Jahre alt. Des Weiteren konnten Tiere in den Altersklassen 0+ bis 3+ nachgewiesen werden.		

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.



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

Koordinaten: N 51.64500° O 14.38467°	Untersuchungsdatum: 28.09.2021	
Transektgröße: 12 m ²	Wassertiefe: 85 - 100 cm	
Entfernung vom Ufer: 19 - 22 m	Sichttiefe: 100 cm	
Gewässersohle: Die Gewässersohle ist sandig bis kiesig mit geringer Schlammauflage und starkem Bewuchs mit Wasserpflanzen. Keine Verockerung.		
Aquatische Vegetation: <i>Najas marina</i> , <i>Myriophyllum</i> sp. (teilweiser Bewuchs der Gewässersohle mit überfluteten Weidenschösslingen, Gräsern und Schilf)		
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)	1	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0 Tiere·m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0 Tiere·m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0,08 Tiere·m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Lymnea stagnalis</i> , <i>Physa acuta</i> , <i>Potamopyrgus antipodarum</i> , <i>Radix auricularia</i> , <i>R. balthica</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Im Transekt 10 wurde lediglich eine lebende <i>A. anatina</i> , ein Jungtier im ersten Lebensjahr, gefunden. Wie auch im Transekt 1, wurden die Muscheln von den weitläufigen flachen Uferbereichen durch die Niedrigwasserereignisse der vergangenen Jahre verdrängt. Durch das flach abfallende Ufer müssen die Muscheln für eine Wiederbesiedelung weite Wegstrecken zurücklegen. Die aktuellen Ergebnisse zeigen, dass in den Vorjahren trockengefallenen Bereiche noch nicht erfolgreich wiederbesiedelt werden konnten.		

Transekte 12 und 13

Die Probenahmestellen 12 und 13 befinden sich im Nordwesten der Talsperre. Sie stellen 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. Südlich des Transekts befindet sich eine Bootsanlegestelle (mit Rampe), einige Boote liegen im Wasser. Der Strandbereich wird sehr rege von Anglern genutzt.



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

Transekt 12

Koordinaten: N 51.65668° O 14.38316°	Untersuchungsdatum: 02.09.2021	
Transektgröße: 8 m ²	Wassertiefe: 3,5 - 4 m	
Entfernung vom Ufer: ca. 20 m	Sichttiefe: > 100 cm	
Gewässersohle: Sehr feinsandiges helles Substrat mit geringen Anteilen von Faulschlamm, keine Verockerung. Wenige Steine und Pflanzenreste auf dem Gewässerboden.		
Aquatische Vegetation: Im Transekt wurde keine aquatische Vegetation festgestellt. Im Flachwasserbereich waren <i>Najas marina</i> , <i>Myriophyllum</i> sp., <i>Potamogeton lucens</i> , <i>Potamogeton natans</i> , <i>Stuckenia</i> sp. zu finden.		
Erfassungsmethode: Tauchkartierung. Gerätetauchgang mit Pressluft.		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	1	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	9	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	13	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0,125 Tiere·m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 1,125 Tiere·m ⁻² <i>A. anatina</i> = 1,625 Tiere·m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Im Vergleich zu den Vorjahren wurden 2021 etwas mehr Muscheln gefunden. Wie auch schon 2019 und 2020 war <i>A. anatina</i> die häufigste Art in den größeren Gewässertiefen. Die einzige lebende <i>U. pictorum</i> wies ein Alter von zwei Jahren auf. <i>U. tumidus</i> und <i>A. anatina</i> waren in mehreren		

Altersstufen vertreten. Von <i>U. tumidus</i> wurden Individuen im Alter zwischen zwei und fünf Jahren nachgewiesen. Das Alter der <i>A. anatina</i> variierte zwischen zwei und sechs Jahren.		
Transekt 13		
Koordinaten: N 51.65668° O 14.38316°	Untersuchungsdatum: 02.09.2021	
Transektgröße: 8 m ²	Wassertiefe: 6 - 6,5 m	
Entfernung vom Ufer: ca. 60 m	Sichttiefe: > 100 cm	
Gewässersohle: Die Gewässersohle ist von einer dicken schwarzen Faulschlammschicht bedeckt, die bei geringsten Wasserbewegungen sofort aufgewirbelt wird. Nur sehr feines Substrat, keine Steine oder Pflanzenreste, keine Verockerung.		
Aquatische Vegetation: Im Transekt wurde keine aquatische Vegetation festgestellt. Im Flachwasserbereich waren <i>Najas marina</i> , <i>Myriophyllum</i> sp., <i>Potamogeton lucens</i> , <i>Potamogeton natans</i> , <i>Stuckenia</i> sp. zu finden.		
Erfassungsmethode: Tauchkartierung. Gerätetauchgang mit Pressluft.		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus, 1758)	0	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson, 1788	0	
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus, 1758)	0	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0 Tiere·m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0 Tiere·m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0 Tiere·m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Im Transekt wurden keine lebenden Großmuscheln gefunden. Die relativ frischen Leerschalen von <i>A. anatina</i> wiesen ein Alter von zwei bis vier Jahren auf. Die beiden <i>U. pictorum</i> wurden drei bis vier Jahre alt.		

5.3 Häufigkeit, Altersstruktur, Besiedlungsdichte, Gefährdung und Begleitfauna

Insgesamt wurde in der Talsperre Spremberg eine Fläche von 108 m², aufgeteilt auf 10 Transekte zwischen 8 und 12 m², auf das Vorkommen von Großmuscheln untersucht. Dabei wurden 6 *U. pictorum*, 17 *U. tumidus* und 66 *A. anatina* in den Altersklassen von 0 bis 5 Jahren nachgewiesen. Lediglich bei *A. anatina* waren einzelne Exemplare im Alter von sechs Jahren zu beobachten. Der prozentuale Anteil an der Gesamtzahl aller Großmuscheln (n = 89) liegt bei 6,7 % für *U. pictorum*, 19,1 % für *U. tumidus* und 74,2 % für *A. anatina* (Tab. 9). In den Jahren 2019 und 2020 setzte sich die Großmuschelgemeinschaft aus den drei Arten zu jeweils 14,5 %, 9,1 % und 76,4 % bzw. 18,4 %, 50,1 % und 31,5 % zusammen.

Die ältesten, lebend nachgewiesenen *A. anatina* waren bei den diesjährigen Untersuchungen wie bereits 2020 etwa sechs Jahre alt. Fünfjährige Individuen traten bei allen drei Arten auf. Sehr junge Muscheln der Altersklassen 0+ bis 3+ traten mit 31 Individuen von 66 am häufigsten bei *A. anatina* auf. Bei den Flussmuscheln konnten 2021 so junge Tiere nicht nachgewiesen werden. Nur sehr wenige Exemplare waren zwei Jahre alt. Präzisere Angaben zur Altersstruktur können den Dokumentationen für die einzelnen Transekte sowie den Tabellen A1 bis A6 im Anhang entnommen werden.

Bezogen auf alle Transekte ergibt sich eine Besiedlungsdichte von 0,06 Tieren·m⁻² für *U. pictorum*, 0,16 Tiere·m⁻² für *U. tumidus* und 0,61 Tiere·m⁻² für *A. anatina* (Tab. 9). In den Jahren 2019 und 2020 wurden mit jeweils 0,78 bzw. 1,49 *U. pictorum*·m⁻², 0,49 bzw. 4,05 *U. tumidus*·m⁻² und 4,11 bzw. 2,55 *A. anatina*·m⁻² höhere Besiedlungsdichten beobachtet. Trotz großer Unterschiede zwischen den Jahren bleiben die ermittelten Besiedlungsdichten weit hinter den möglichen Individuendichten, die in der Literatur genannt werden, zurück und deuten auf gewisse Defizite des Lebensraumes gegenüber den Bedürfnissen der Muscheln hin.

Es kann davon ausgegangen, 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. Im Verlauf des Monitorings der Großmuscheln in der Talsperre Spremberg seit 2015 wurde 2021 bisher der geringste Besiedlungsdichte der Großmuscheln dokumentiert. Der beobachtete erhebliche zahlenmäßige Rückgang kann das Ergebnis verschiedener Einflüsse sein. Als einen der Wesentlichsten sind sehr wahrscheinlich die stark schwankenden Wasserstände in den Sommermonaten der vergangenen Jahre zu nennen (siehe Abb. 6, Kapitel 3.2). Durch niedrige Wasserstände fielen in den vergangenen Jahren weite Bereiche der Talsperre trocken und gingen als Lebensraum für die Muscheln verloren. Im aktuellen Untersuchungsjahr wurden gegenüber den Jahren 2018 bis 2020 deutlich geringe Schwankungen des Wasserstandes festgestellt. Allerdings können sich auch diese geringeren Schwankungen in den flachen Uferbereichen auf die Wiederbesiedlung, deren Eignung als Muschellebensraum und somit auch auf die Monitoringergebnisse ausgewirkt haben (Abb. 18). Das Monitoring erfolgte nach einer Periode mit niedrigem Wasserstand, weshalb gerade die flache Untersuchungstransekte durch den sommerliche Niedrigwasserstand beeinflusst wurden. Für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung die ufernahen Bereiche ist eine mehrjährige kontinuierlich Flutung dieser Bereiche Voraussetzung.

Auch anionische Polyacrylamide können zu einer gesteigerten Mortalität von Muscheln beitragen. Jedoch ist es unwahrscheinlich, dass die in der Vorsperre eingebrachten Konzentrationen von $0,21 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Mittelwert 2020, Uhlmann et al. 2021) eine Steigerung der Sterblichkeit der Muscheln verursachten. Für verschiedene Süßwassermuscheln aus der Familie der Unionidae zeigten Buczek et al. (2017), dass die letalen Konzentrationen (LC50s) verschiedener anionischen Polyacrylamide für Glochidien und Jungmuscheln zwischen 127 und $> 1000 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ lagen. Da die in die Vorsperre eingebrachten Konzentrationen des FHM weit unterhalb der von Buczek et al. (2017) angegebenen letalen Konzentrationen liegen 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.

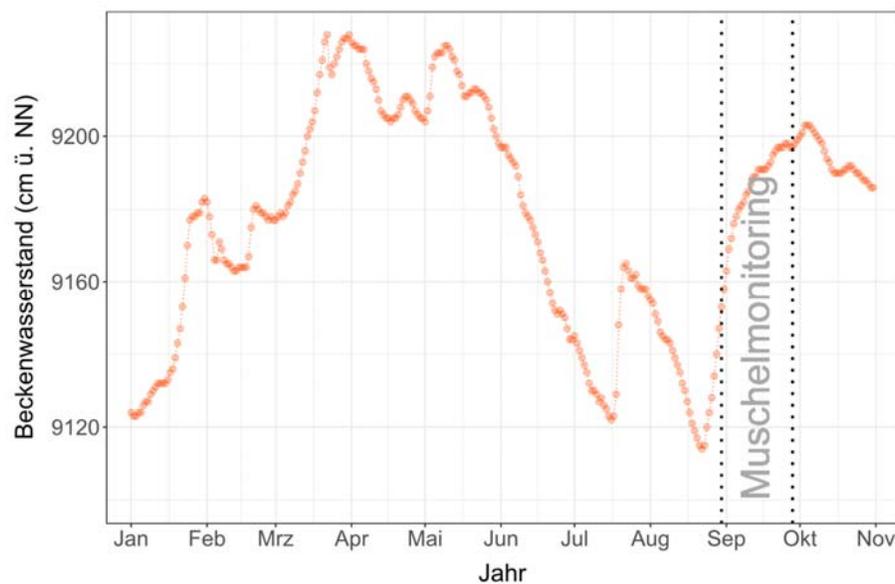


Abb. 18: Beckenwasserstand der Talsperre Spremberg vom 01.01.2021 bis 31.10.2021 (Daten: LfU). Senkrechte gepunktete Linien markieren den Zeitraum des Großmuschelmonitorings zwischen dem 30.08.2021 und 28.09.2021.

Tab. 9: Erfassungsergebnisse Großmuscheln in der Talsperre Spremberg 2015 bis 2017 und 2019 bis 2021, n. b. = nicht berücksichtigt, T = Untersuchungstransect, Schal. = ausschließlich Schalenfunde der Art im Transect, keine Lebendnachweise

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

Neben den dargestellten abiotischen Faktoren können ebenfalls biotische Faktoren die Großmuschelgemeinschaft beeinflussen. Eine Ursache für das geringe Alter 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. 19). Der lebende Bewuchs dürfte eine ernsthafte Nahrungskonkurrenz darstellen, möglicherweise gelangt auch weniger Sauerstoff in die Einströmöffnungen der Großmuscheln.

Auch die Ausbreitung von *C. fluminea* könnte sich durch Raum- und Nahrungskonkurrenz auf die Bestände der Großmuscheln auswirken. Haag et al. (2021) untersuchten den Einfluss von Wassertemperatur, Wasserchemie und Häufigkeit des Auftretens von *Corbicula 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 Abundanzen 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 Braunkohletagebau beeinflusst wird und eine Einwanderung von *C. fluminea* in die Talsperre erfolgte.



Abb. 19: Von *D. polymorpha* befallene *A. anatina* aus Transekt 1, 2020 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Begleitfauna

Neben den drei Großmuschelarten kommen in der Talsperre Spremberg noch einige weitere Süßwassermollusken vor. Bei den Untersuchungen 2021 wurden die in Tabelle 10 aufgeführten Arten festgestellt. An mehreren Transekten, vor allem im südlichen Teil der Talsperre, wurde eine erhöhte Abundanz von Gastropoden, sowohl auf dem Bodensubstrat als auch frei im Wasser treibend, festgestellt. Erstmals wurden die Häubchenmuschel und die Gemeine Tellerschnecke festgestellt.

Für die Grobgerippte Körbchenmuschel ist erwartungsgemäß eine Etablierung im Gewässer festzustellen. Die Art wurde 2021 in vier Transekten nachgewiesen, erreichte aber lediglich in den Transekten 1 und 12 höhere Abundanzen (Abb. 20).

Tab. 10: 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 albus</i> (Müller 1774)	Weißes Posthörnchen
<i>Gyraulus laevis</i> (Alder 1838)	Glattes Posthörnchen
<i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus 1758)	Spitzhorn-Schlamm Schnecke
<i>Physa acuta</i> (Draparnaud 1805)	Spitze Blasenschnecke
<i>Planorbis planorbis</i> (Linnaeus 1758)	Gemeine Tellerschnecke
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Gray 1843)	Neuseeländische Deckelschnecke
<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus 1758)	Ohrschlamm Schnecke
<i>Radix balthica</i> (Linnaeus 1758)	Gemeine Schlamm Schnecke
<i>Stagnicola</i> sp.	Sumpfschnecke
Bivalvia (Muscheln)	
<i>Corbicula fluminea</i> (Müller 1774)	Grobgerippte Körbchenmuschel
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas 1771)	Wander-, Dreikant- oder Zebra muschel
<i>Musculium lacustre</i> (Müller 1774)	Häubchenmuschel
<i>Pisidium</i> sp.	Erbsenmuschel



Abb. 20: Lebend bzw. als Leerschalen nachgewiesene *Corbicula fluminea* in den Transekten 1 (links, alle Individuen) und 12 (rechts, Auswahl). Bei allen von *D. polymorpha* besiedelten Exemplaren handelt es sich um Leerschalen. (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

6. Fischbestand

6.1 Gesamtfischbestand

In der Talsperre Spremberg wurden bei Fischbestandsuntersuchungen in den vergangenen Jahren insgesamt 24 Fischarten nachgewiesen (Abb. 20). Im Untersuchungsjahr 2021 konnten durch den Einsatz der Stellnetzfischerei und der Elektrofischerei insgesamt 16 Fischarten dokumentiert werden (Abb. 20, Tab. 11). Nach der von Eckmann (1995) erarbeiteten exponentiellen Arten-Areal-Beziehung sind für ein Stillgewässer in der Größe der Talsperre 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.

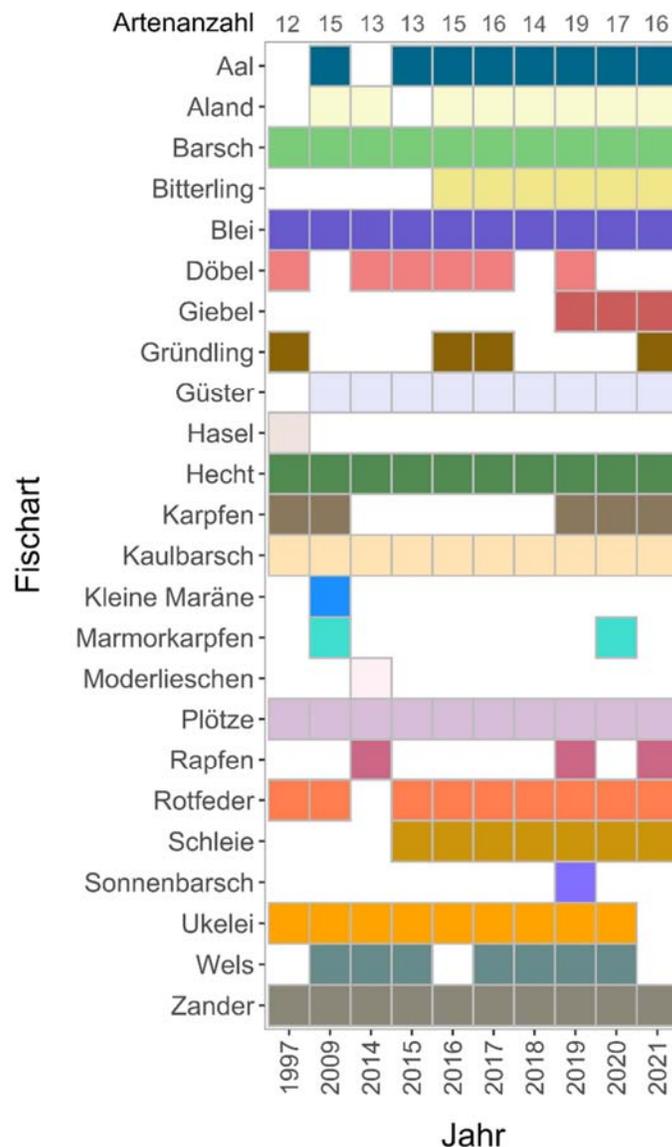


Abb. 21: Nachgewiesene Fischarten in der Talsperre Spremberg in den Jahren 1997, 2009 und 2014 bis 2021.

Der Gesamtfang der aktuellen Fischbestandsuntersuchung wurde in Tab. A6 im Anhang aufgelisteten. Mit 3.144 Individuen mit einer Gesamtbiomasse von 132,3 kg stammte der weitaus überwiegende Teil des Fanges aus Stellnetzen. Zusätzlich konnten mit der Elektrofischerei weitere 736 Fische gefangen werden. Der Gesamtfang wurde von den Arten Barsch (38 %), Güster (16 %), Plötze (16 %) und Rotfeder (15 %) dominiert (Tab. 11).

Tab. 11: Anzahl und Längenbereich der 2021 nachgewiesenen Fischarten in der Talsperre Spremberg

Fischart	Wissenschaftlicher Name	Anzahl	Totallänge (cm)	
			min.	max.
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	20	8,5	34
Aland	<i>Leuciscus idus</i>	2	9	57
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i>	1.480	7	30,8
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	19	3	5
Blei	<i>Abramis brama</i>	145	4	50
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	1		20
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	1		7
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>	634	3,5	24,5
Hecht	<i>Esox lucius</i>	49	12	76
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	5	48	81
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>	283	5	14
Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	633	4,5	39
Rapfen	<i>Aspius aspius</i>	1		32,5
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	566	3	29
Schleie	<i>Tinca Tinca</i>	31	3,5	21
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	10	8,9	67
Σ		3.880		

Der fanggeräteübergreifende Diversitätsindex lag 2021 bei $H' = 1,74$ und war damit vergleichbar mit bzw. etwas über den Werten aus dem Zeitraum 2015 - 2020 (1,59 - 1,71) 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 0,36 im Jahr 2021, 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 nach Anzahl und Biomasse sowie die daraus gebildeten Einheitsfänge der eingesetzten Fanggeräte sind in Tabelle 12 dargestellt. Die Fänge der unterschiedlichen Fanggeräte werden in den folgenden Kapiteln erläutert.

Tab. 12: Die Fänge und Einheitsfänge (NPUE = numerischer Einheitsfang, BPUE = biomassebezogener Einheitsfang) der Elektrofischerei sowie der Stellnetze in der Talsperre Spremberg 2009 und 2014 bis 2021.

Jahr	Fanggerät	Fang		Einheitsfänge		
		Anzahl (Stück)	Biomasse (kg)	NPUE (Stück·100 m ⁻¹ Uferstrecke)	NPUE (Stück·100 m ⁻² Netz)	BPUE (Stück·100 m ⁻² Netz)
2021	Elektrofischerei	736		131,4		
	MGN	2.747	92,1		254,4	8,5
	MPN	390	9,6		189,1	4,7
2020	Elektrofischerei	779		94,4		
	MGN	2.517	120,8		233,1	11,2
	MPN	440	23,4		320,0	17,0
2019	Elektrofischerei	461		59,0		
	MGN	3.376	151,9		312,6	14,1
	MPN	266	9,6		177,3	6,4
2018	Elektrofischerei	687		113,7		
	MGN	3.027	119,9		258,7	10,2
	MPN	236	6,0		171,6	4,4
2017	Elektrofischerei	224		37,0		
	MGN	3.193	101,1		272,9	8,6
	MPN	56	1,5		27,2	0,7
2016	Elektrofischerei	434		62,0		
	MGN	3.201	100,8		273,6	8,6
	MPN	185	4,4		89,7	2,1
2015	Elektrofischerei	342		51,5		
	MGN	2.831	104,0		242,0	8,9
	MPN	75	1,5		36,4	0,7
2014	MGN	1.005	85,8		85,9	7,3
	MPN	121	13,5		22,0	0,4
2009	Elektrofischerei	730		96,8		
	MMG	284	81,6		32,9	9,5
	MGN	2.343	128,0		200,3	10,9
	GGN	185	94,4		47,2	25,2
	MPN	125	8,7		34,7	2,4

MGN, MMG = benthisches Multimaschengrundstellnetz, MPN = pelagisches Multimaschenstellnetz, GGN = großmaschiges Grundstellnetz,

6.2 Jungfischmonitoring (Elektrofischerei)

Mittels Elektrofischerei wurden 2021 entlang der Uferlinie insgesamt elf Fischarten nachgewiesen. Der Gesamtfang über alle fünf Teilstrecken wurde von der Rotfeder dominiert (Tab. 13, Abb. 22). Alle weiteren zehn Fischarten waren mit Anteilen von weniger als 6 % im Fang vertreten. Der Fang der Elektrofischerei setzte sich bis auf wenige Ausnahmen aus Jungfischen zusammen. Basierend auf der Totallänge der Fische ist davon auszugehen, dass diese größtenteils den Jahrgängen 2020 und 2021 angehören. Somit konnte für die Fischarten Barsch, Blei, Güster, Hecht, Plötze, Rotfeder und Schleie eine natürliche Reproduktion für diesen Zeitraum nachgewiesen werden. Die gefangenen Giebel, im Rahmen dieses Monitorings erstmals 2019 nachgewiesen, waren aufgrund ihrer Totallänge von 20 cm nicht mehr den Jungfischen zuzuordnen. Auch vom Aal wurden 2021 juvenile Individuen gefangen, die jedoch auf Besatzmaßnahmen zurückgeführt werden können.

Tab. 13: Fischartenspezifische numerische Einheitsfänge (NPUE; Fische·100 m⁻¹ Uferlänge) und prozentuale Zusammensetzung der Einheitsfänge der Elektrofischerei in der Talsperre Spremberg in den Untersuchungsjahren 2015 bis 2021

Fischart	Jahr													
	2021		2020		2019		2018		2017		2016		2015	
	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%
Aal	4	2,7	<1	1	<1	0,2	<1	0,3	<1	0,4	<1	0,7	<1	0,9
Aland	<1	0,1	<1	0,1	<1	0,2					<1	0,7		
Barsch	7	5	11	11,4	21	35,6	56	49,5	11	29,9	8	12,9	4	8,5
Bitterling	3	2,2	2	2,1	<1	1,3	<1	0,4	<1	0,9				
Blei			<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	7	5,2	42	49,9	1	1,7	25	21,7	1	3,1	7	12	17	32,7
Gründling	<1	0,1												
Hecht	6	4,8	6	6,2	3	4,8	2	2,2	2	4,9	2	2,8	1	2
Kaulbarsch							1	1,2			<1	0,2	<1	0,6
Plötze	4	3,3	6	6,3	3	4,6	15	13,4	2	4,9	11	17,1	5	9,6
Rapfen					<1	0,2								
Rotfeder	95	72,4	25	26,4	12	19,7	10	9	17	48,7	29	47,2	23	44,2
Schleie	5	4,1	<1	0,9	2	2,8	1	1,3	1	4	<1	0,7	<1	0,6
Sonnenbarsch					2	2,8								
Ukelei									<1	0,9	<1	0,2	<1	0,6
Wels													<1	0,3
Gesamt	131		94		59		114		37		62		52	

Tabelle 13 und Abbildung 22 stellend die Zusammensetzung der Fänge der Elektrofischerei aus früheren Befischungen zusammen. Auffällig ist bei der Betrachtung, dass der Anteil des Barsches in den jüngeren Befischungen wieder abgenommen hat. Dagegen stieg der Anteil der charakteristischen Litoralart Rotfeder nach Abnahmen in den Jahren 2018 und 2019 aktuell wieder an. Es ist davon auszugehen, dass sich durch die in den Jahren 2020 und 2021 gegenüber 2018 und 2019 höheren Sichttiefen vermehrt Makrophyten im Uferbereich entwickelten und sich dies positiv auf den Anteil von Rotfedern in den Fängen im Litoral auswirkte.

Der numerische Einheitsfang (Fische·100 m⁻¹) lag 2021 deutlich über denen der Vorjahre (Tab. 13 und Abb. 21). Es ist davon auszugehen, dass Fangergebnisse der Jahre 2018 bis 2020 durch die niedrigen Wasserstände beeinflusst wurden. Im Untersuchungsjahr 2021 blieben die in den Vorjahren beobachteten niedrigen Wasserstände aus. Die Fangergebnisse zeigen deutlich, dass sich die geringen Wasserstandsschwankungen 2021 positiv auf die Reproduktion der Rotfeder auswirkten.

Insgesamt können aus den Ergebnissen des Jungfischmonitorings derzeit keine Auffälligkeiten der litoralen Fischgemeinschaft festgestellt werden. Darüber hinaus bleibt zu berücksichtigen, dass die Ergebnisse einmaliger Elektrobefischungen methodisch bedingt sehr starken Schwankungen unterliegen können.

Im Jahr 2021 war gegenüber den Vorjahren lediglich geringe Unterschiede in den Einheitsfänge der Teilstrecken 1 bis 5 zu beobachten (Abb. 23). Auch diese Beobachtung kann sehr wahrscheinlich auf die geringen Schwankungen des Wasserstandes und der damit einhergehenden hohen Verfügbarkeit und Qualität der litoralen Lebensräume zurückgeführt werden. Dennoch weisen die befischten Teilstrecken strukturelle Unterschiede auf, die sich auch in der Artenzusammensetzung der Fänge widerspiegeln. So wurden beispielsweise in der südlichsten Teilstrecke 1, geprägt durch geringe Sichttiefen, deutlich mehr benthische Cypriniden (Güster) gefangen als in den Teilstrecken die durch hohe Sichttiefen und damit einhergehender Entwicklung aquatischer Vegetation charakterisiert waren. In den Teilstrecken 2 bis 5 war die Rotfeder dominierend.

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

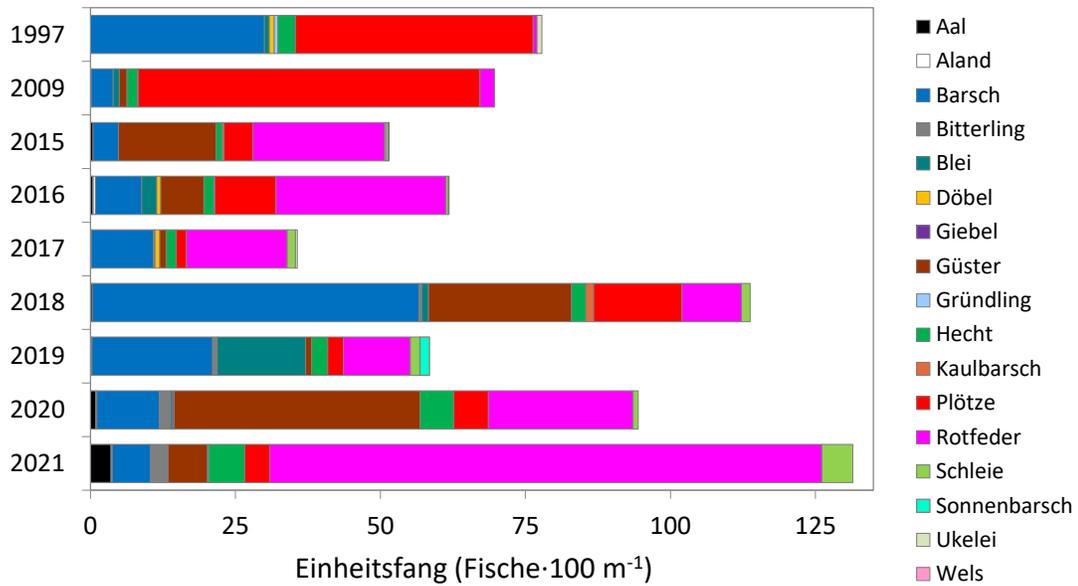


Abb. 22: Zusammensetzung der numerischen Einheitsfänge (Fische·100 m⁻¹ Uferlänge) der Elektrofischerei in den Jahren 1997, 2009 und 2015 bis 2021

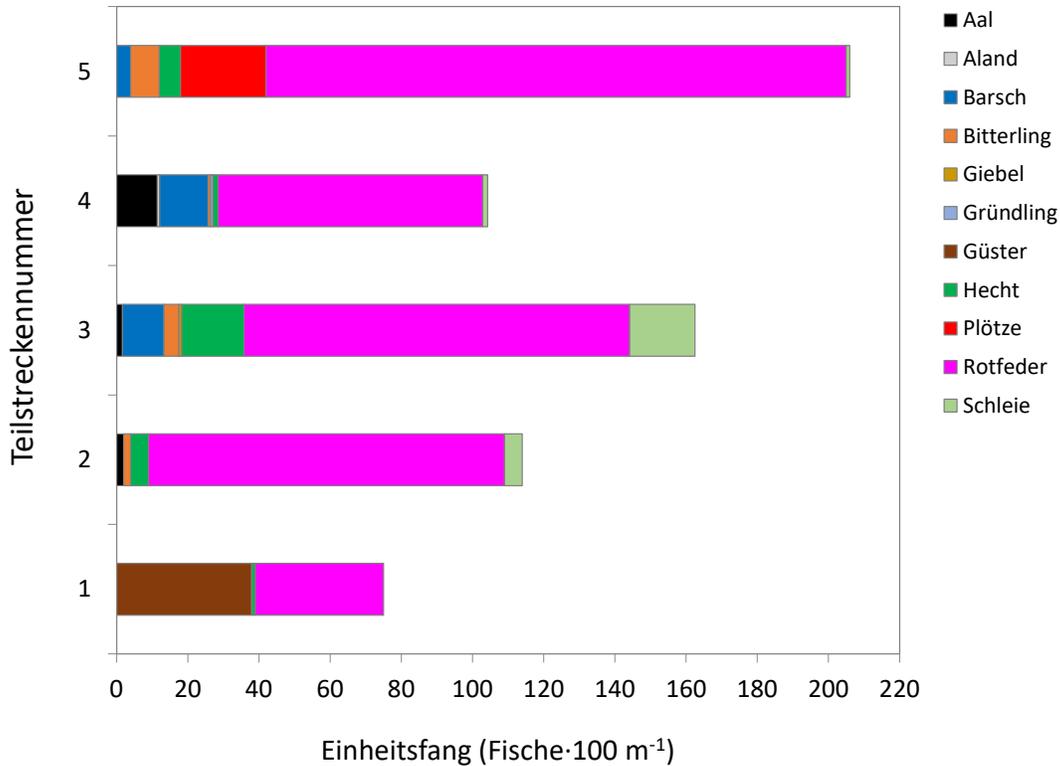


Abb. 23: Zusammensetzung der numerischen Einheitsfänge (Fische·100 m⁻¹ Uferlänge) in den fünf befisheten Uferstrecken im September 2021

6.3 Pelagische Netze

Die Befischung des Freiwasserlebensraumes der Talsperre Spremberg 2021 erfolgte an der tiefsten Stelle des Gewässers nahe der Staumauer mit pelagischen Multimaschenstellnetzen. Mit diesen Netzen wurden insgesamt 390 Fische aus sieben Arten mit einer Gesamtbiomasse von 9,6 kg gefangen (Tab. 11). Barsche dominierten den Fang (Tab. 14, Abb. 24). Alle weiteren Arten waren mit jeweils weniger als 3 % im Fang vertreten. Auch die Biomasse wurde vom Barsch dominiert (Tab. 14, Abb. 25).

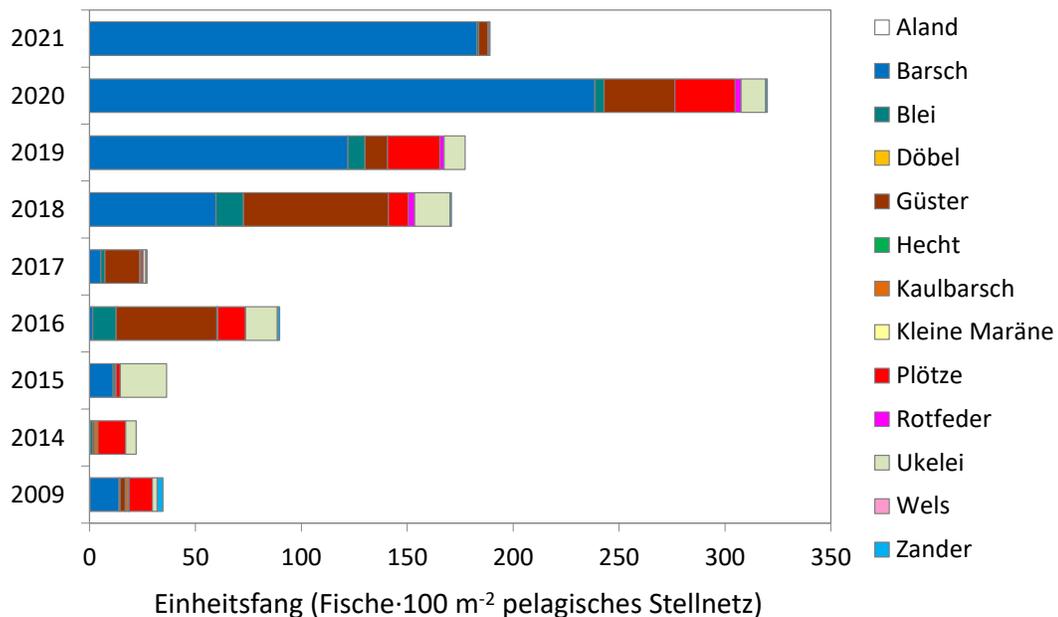


Abb. 24: Numerische Einheitsfänge (Fische·100 m⁻² Netz) der pelagischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2021 in der Talsperre Spremberg

Im Vergleich der Ergebnisse über die Untersuchungsjahre wird deutlich, dass der numerische und biomassenbezogene Einheitsfang im Jahr 2021 vergleichbar mit den Jahren 2018 und 2019 war und deutlich niedriger ausfiel als im Vorjahr 2020.

Durch niedrige Wasserstände in während der Sommerperiode in den Jahren 2018 bis 2020 war der Freiwasserlebensraum mit seinen Charakteristika nicht mehr oder nur in geringem Umfang vorhanden. Die bis 2020 zunehmenden Einheitsfänge, sind sehr wahrscheinlich auf eine gesteigerte Fischdichte infolge des niedrigen Wasserstandes zurückzuführen. Im Sommer 2021 wurden sehr niedrige Wasserstände vergleichbar mit den Vorjahren nicht beobachtet (vgl. Kapitel 3.2). Dies sollte bei der Interpretation der Entwicklung der Einheitsfänge der vergangenen Jahre berücksichtigt werden.

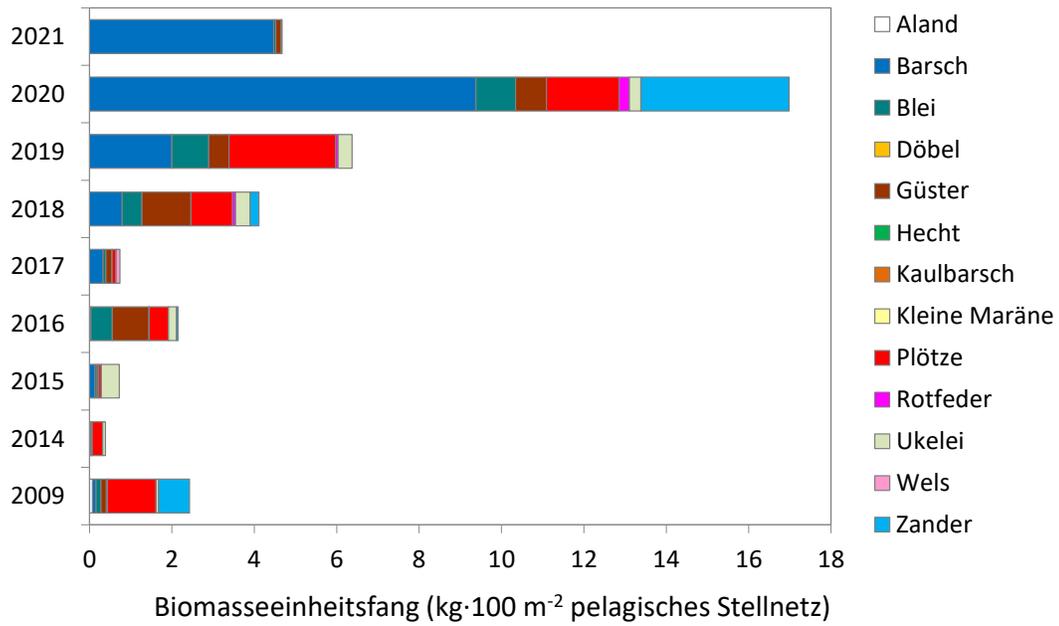


Abb. 25: Biomassebezogene Einheitsfänge ($\text{kg} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$ Netz der pelagischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2021 in der Talsperre Spremberg

Tab. 14: Prozentuale Fangzusammensetzung der pelagischen Multimaschenstellnetze nach Anzahl gefangener Fische und deren Biomasse in den Jahren 2014 bis 2021

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

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

6.4 Benthische Netze

Mit den benthischen Multimaschenstellnetzen wurden insgesamt 2.747 Fische aus 13 Arten mit einer Biomasse von 92,1 kg gefangen (Tab. 11). Der daraus errechnete numerische und biomassebezogene Einheitsfang beträgt 254,4 Fische·100 m⁻² Netz bzw. 8,5 kg·100 m⁻² Netz (Tab. 11). Die numerische Verteilung der Fischarten im Fang zeigt eine Dominanz der Arten Barsch, Güster, Plötze und Kaulbarsch (Tab. 15, Abb. 26). Mit Ausnahme des Bleies (5,1 %) waren alle anderen Arten mit jeweils weniger als 2 % vertreten. In der Zusammensetzung der Biomasse des Gesamtfangs dominierten Barsch, Plötze, Güster, Blei und Karpfen (Tab. 15, Abb. 27). Alle weiteren Arten bildeten jeweils weniger als 6 % der gefangenen Biomasse.

Wie bereits in den Vorjahren, wurden mit den benthischen Netzen auch juvenile Zander gefangen, was eine erfolgreiche natürliche Reproduktion der Art in der Talsperre belegt.

Mit den zusätzlich eingesetzten großen Maschenweiten (70 - 135 mm) wurden im Jahr 2021 insgesamt drei Bleie mit einer Gesamtmasse von 2,8 kg und vier Karpfen mit einer Gesamtmasse von 27,7 kg gefangen.

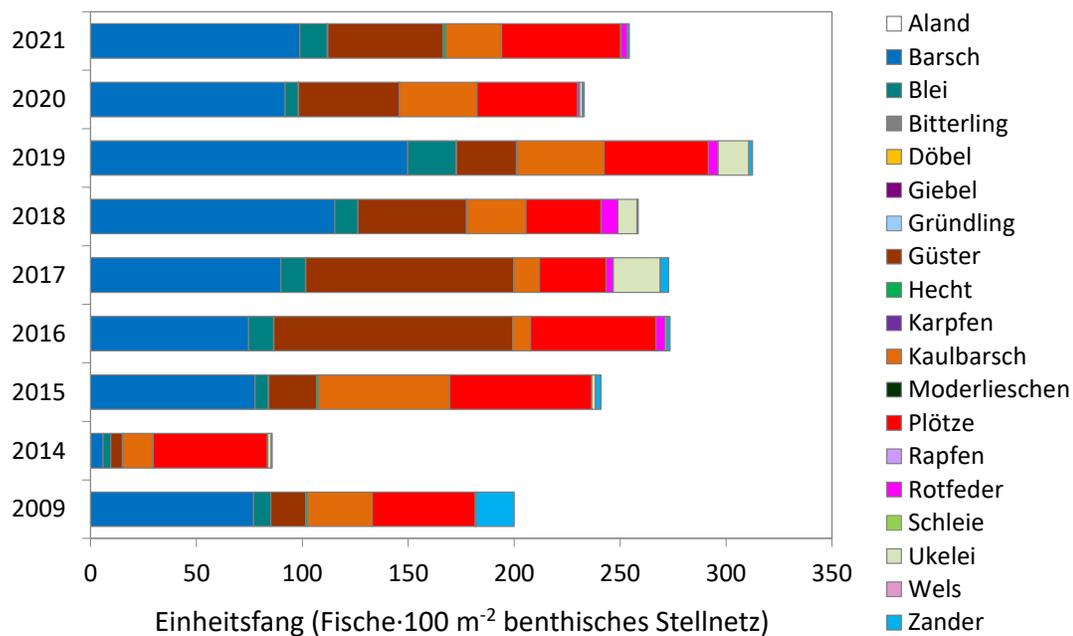


Abb. 26: Numerische Einheitsfänge (Fische·100 m⁻² Netz) der benthischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2021 in der Talsperre Spremberg

Tabelle 14 sowie Abbildung 25 und 26 stellen die numerische und biomassebezogene Zusammensetzung der Fänge aus den Jahren 2009 und 2014 bis 2021 gegenüber (eine detaillierte Beschreibung der Zusammensetzung der Fänge in früheren Befischungen findet sich u. a. in Hühn et al. 2019, 2020). 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.

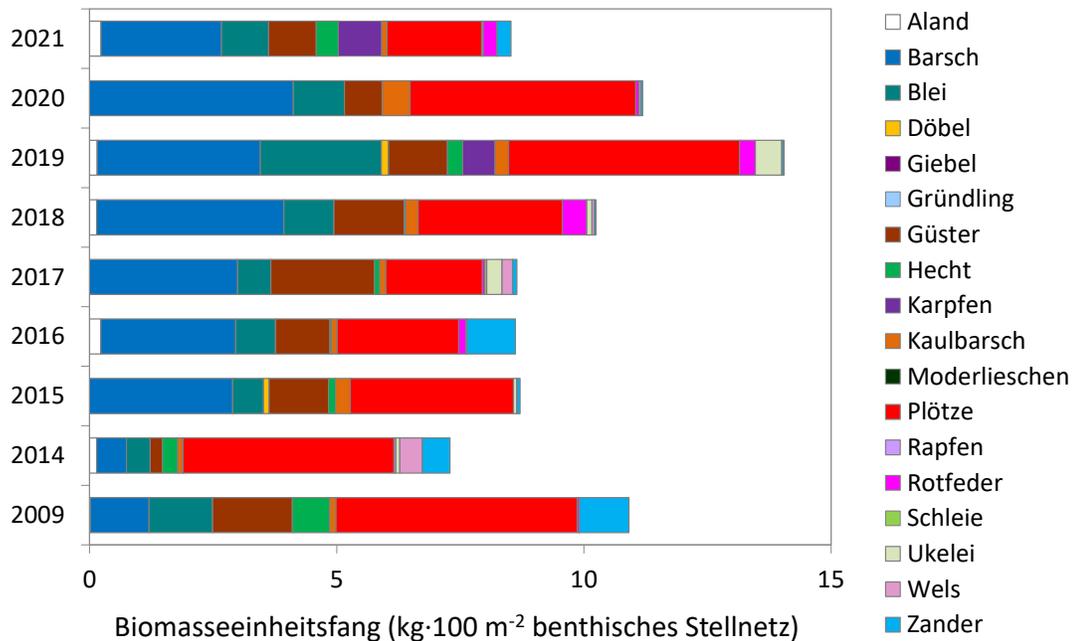


Abb. 27: Biomasseeinheitsfänge (kg·100 m⁻² Netz) der benthischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2021 in der Talsperre Spremberg

Der Vergleich der numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge der benthischen Netze zeigt einen zunehmenden Trend seit Beginn der Wasserconditionierung, auch wenn in der aktuellen Untersuchung etwas geringere Werte als im Vorjahr beobachtet wurden (Abb. 25 und 26). Die mittleren numerischen Einheitsfänge der Jahre 2014 bis 2021 unterscheiden sich signifikant voneinander (einf. ANOVA: $F_{(7,184)} = 9,576$; $p < 0,001$). Dabei waren die mittleren numerischen Einheitsfänge der Jahre 2015 - 2020 signifikant höher als vor Beginn der Conditionierung im Jahr 2014 (Tab. A7, Abb. 28). Zwischen den Untersuchungsjahren wurden ebenfalls signifikante Unterschiede der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge festgestellt (einf. ANOVA: $F_{(7,184)} = 3,448$; $p = 0,002$) (Abb. 26). 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. 28). Alle weiteren Vergleiche zwischen den Jahren ergaben keine signifikanten Unterschiede der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge.

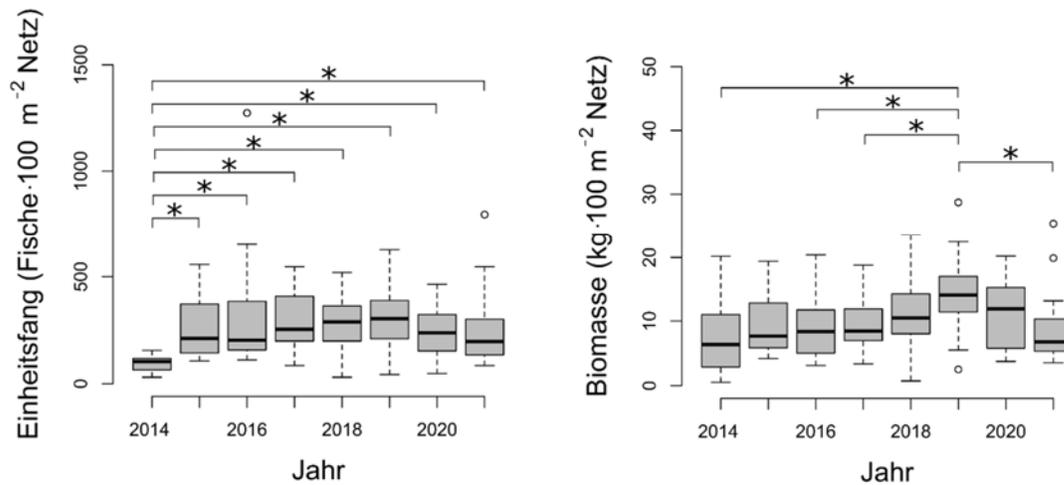


Abb. 28: Numerische und biomassebezogene Einheitsfänge (Fische bzw. $\text{kg}\cdot 100\text{ m}^{-2}\text{ Netz}$) in der Talsperre Spremberg, erzielt mit benthischen Stellnetzen in den Jahren 2014 bis 2021 ($n = 24$ Netze im Jahr). Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale 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 Fischen bzw. 9 bis 10 $\text{kg}\cdot 100\text{ m}^{-2}\text{ Netz}$ ergeben sich keine Anzeichen für negative Auswirkungen der Wasserkonditionierung auf den Fischbestand.

Tab. 15: Prozentuale Fangzusammensetzung der benthischen Multimaschenstellnetze nach Anzahl gefangener Fische und gefangener Biomasse in den Jahren 2014 bis 2021

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

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

6.5 Längen-Häufigkeits-Diagramme ausgewählter Fischarten

Längen-Häufigkeits-Diagramme erlauben Aussagen über den Größenklassenaufbau der entsprechenden Fischpopulation und damit indirekt auch zur 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 2021 in ausreichender Anzahl gefangen, um die Daten in Diagrammen darstellen zu können. Die Längen-Häufigkeits-Verteilung der Perciden Barsch, Kaulbarsch und Zander sind den Abbildungen 29 - 31 und die Cypriniden Blei, Güster, Rotfeder und Plötze den Abbildungen 32 - 35 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 2020 und 2021 ausgegangen werden. Auch für die anderen Fischarten Aland, Bitterling, Hecht und Schleie wurde durch den Fang von Jungfischen die natürliche Reproduktion nachgewiesen. Kein eindeutiger Nachweis natürlicher Reproduktion konnte für die Arten Giebel, Karpfen und Aal erbracht werden. Bei erstgenannter Art ist jedoch nicht von einer Beeinträchtigung der Reproduktion auszugehen, da diese Art zu den Fischarten mit geringen Lebensraumsansprüchen auch in Bezug auf die Fortpflanzung gehört. Karpfen reproduzieren nur in wenigen Seen und Fließgewässern Norddeutschlands. Allerdings werden mit zunehmender Veränderung der klimatischen Bedingungen Meldungen erfolgreichen natürlichen Karpfenaufkommens außerhalb von Teichwirtschaften erwartet. Der Aal reproduziert nicht im Süßwasser. Somit sind die fehlenden Nachweise natürlicher Reproduktion für die genannten Arten mit Ausnahme des Giebels 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. 29). Wie auch in den Vorjahren war die Kohorte der Altersklasse 0+ im Jahr 2021 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. 30). Die Fänge 2021 können sehr wahrscheinlich mindestens zwei Altersklassen zugeordnet werden, darunter Fische der Altersklasse 0+ sowie ein Laichfisch mit einer Totallänge von 67 cm. Nach einem Abgleich mit den Besitzstatistiken des Landesanglerverbandes Brandenburg e. V. ist das Jungfischaufkommen in der Talsperre sehr wahrscheinlich größtenteils auf natürliche Reproduktion zurückzuführen.

Kaulbarsche wurden ebenfalls in allen Untersuchungsjahren in mehreren Größenklassen nachgewiesen (Abb. 31). Auch bei der Plötze dürften mehrere Altersgruppen zur Reproduktion

beitragen (Abb. 32). In allen Untersuchungsjahren wurden Jungfische nachgewiesen. Ganz ähnlich verhält es sich bei der Betrachtung von Güster, Blei und Rotfeder (Abb. 33 bis 35).

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

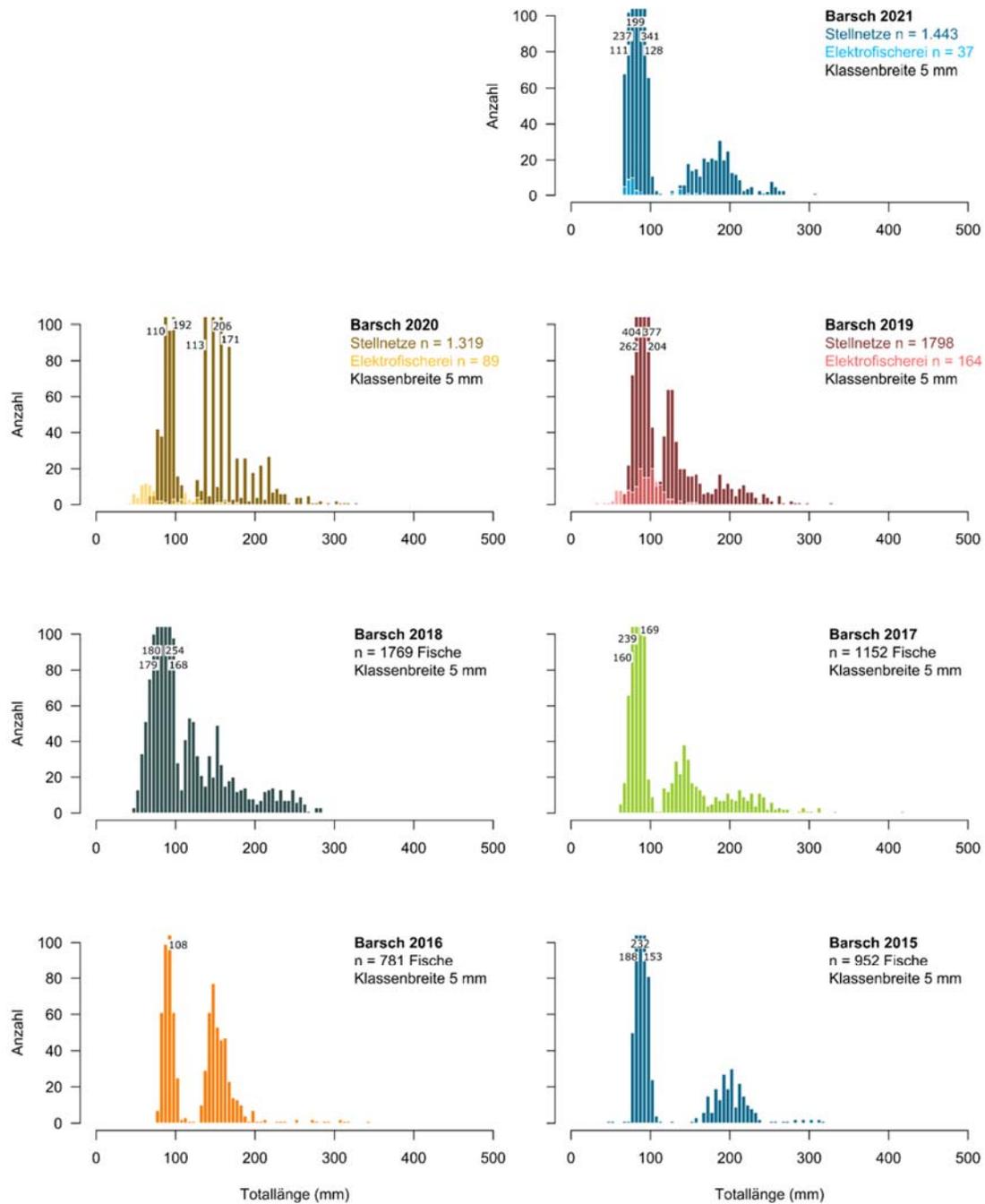


Abb. 29: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2015 bis 2021 in der Talsperre Spremberg gefangenen Barsche (*Perca fluviatilis*)

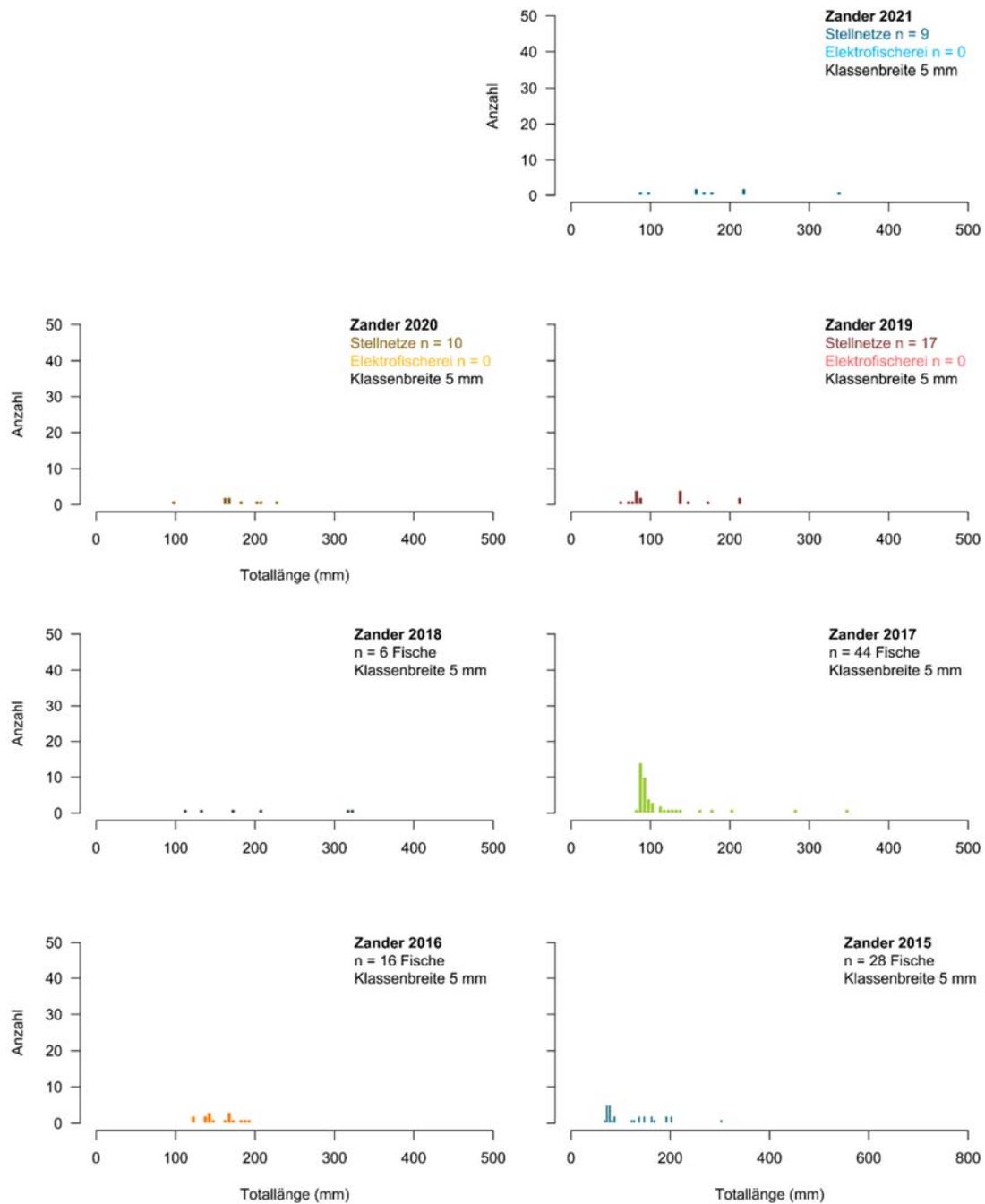


Abb. 30: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2015 bis 2021 in der Talsperre Spremberg gefangenen Zander (*Sander lucioperca*)

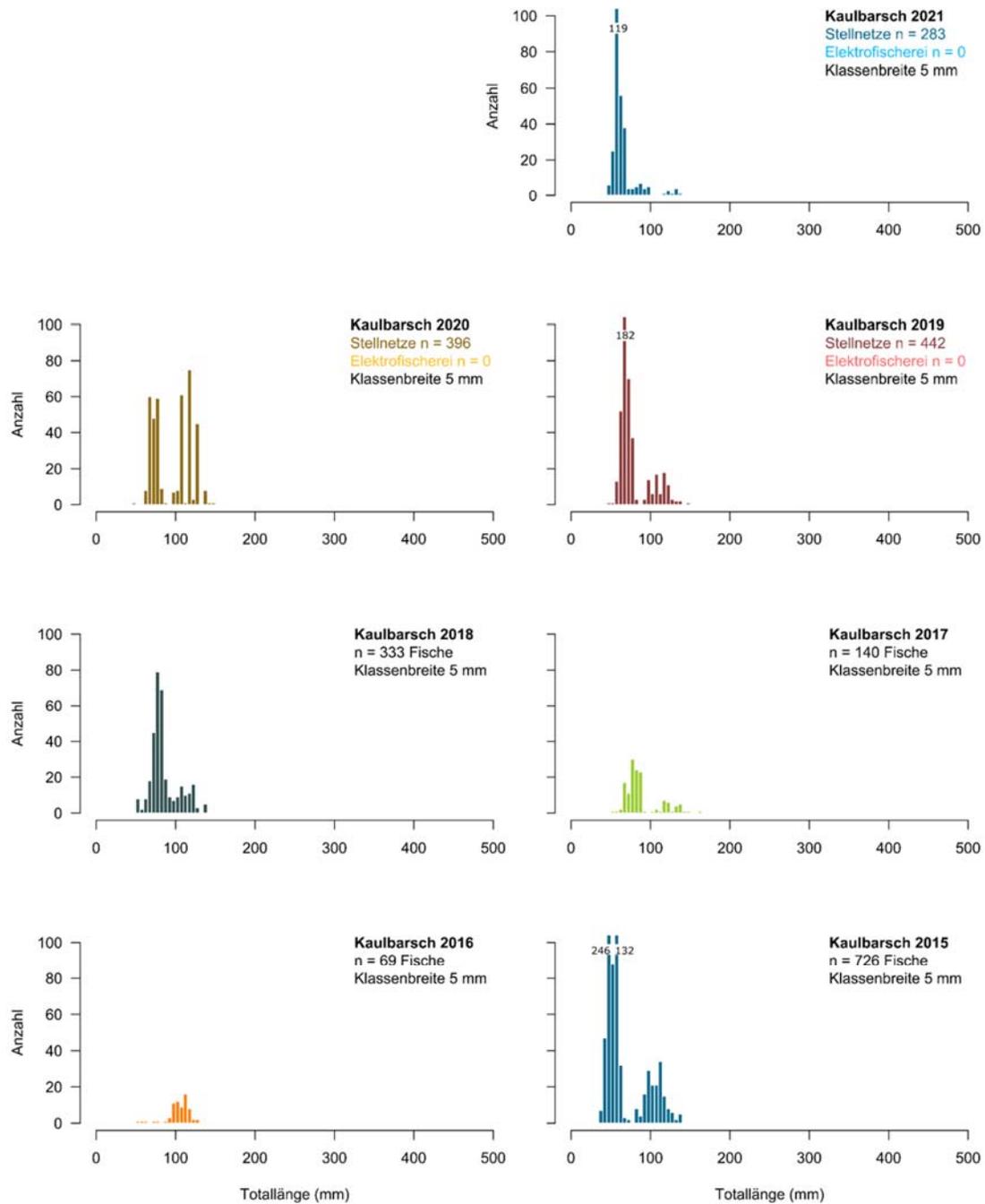


Abb. 31: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2015 bis 2021 in der Talsperre Spremberg gefangenen Kaulbarsche (*Gymnocephalus cernua*)

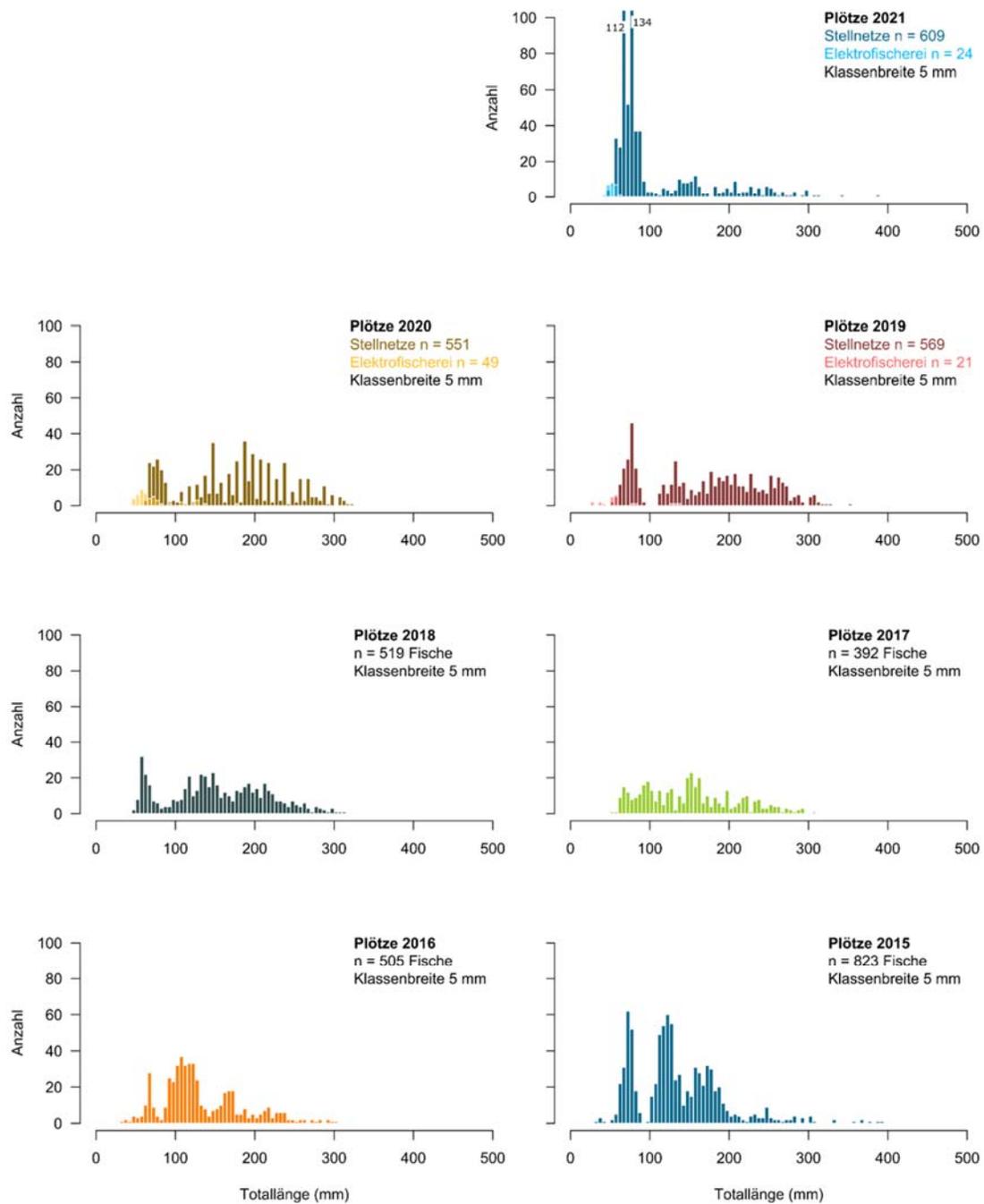


Abb. 32: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2015 bis 2021 in der Talsperre Spremberg gefangenen Plötzen (*Rutilus rutilus*)

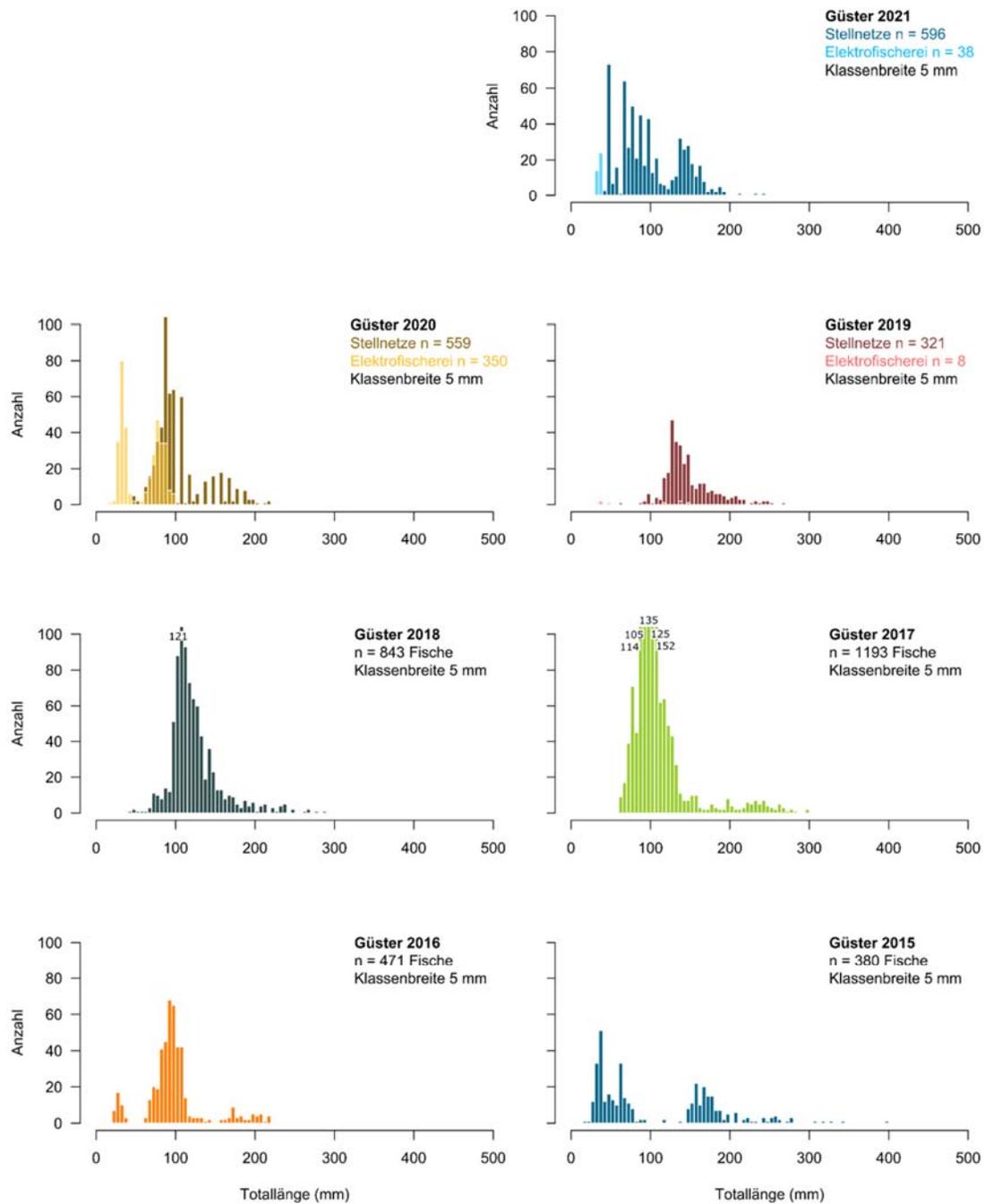


Abb. 33: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2015 bis 2021 in der Talsperre Spremberg gefangenen Güster (*Abramis bjoerkna*)

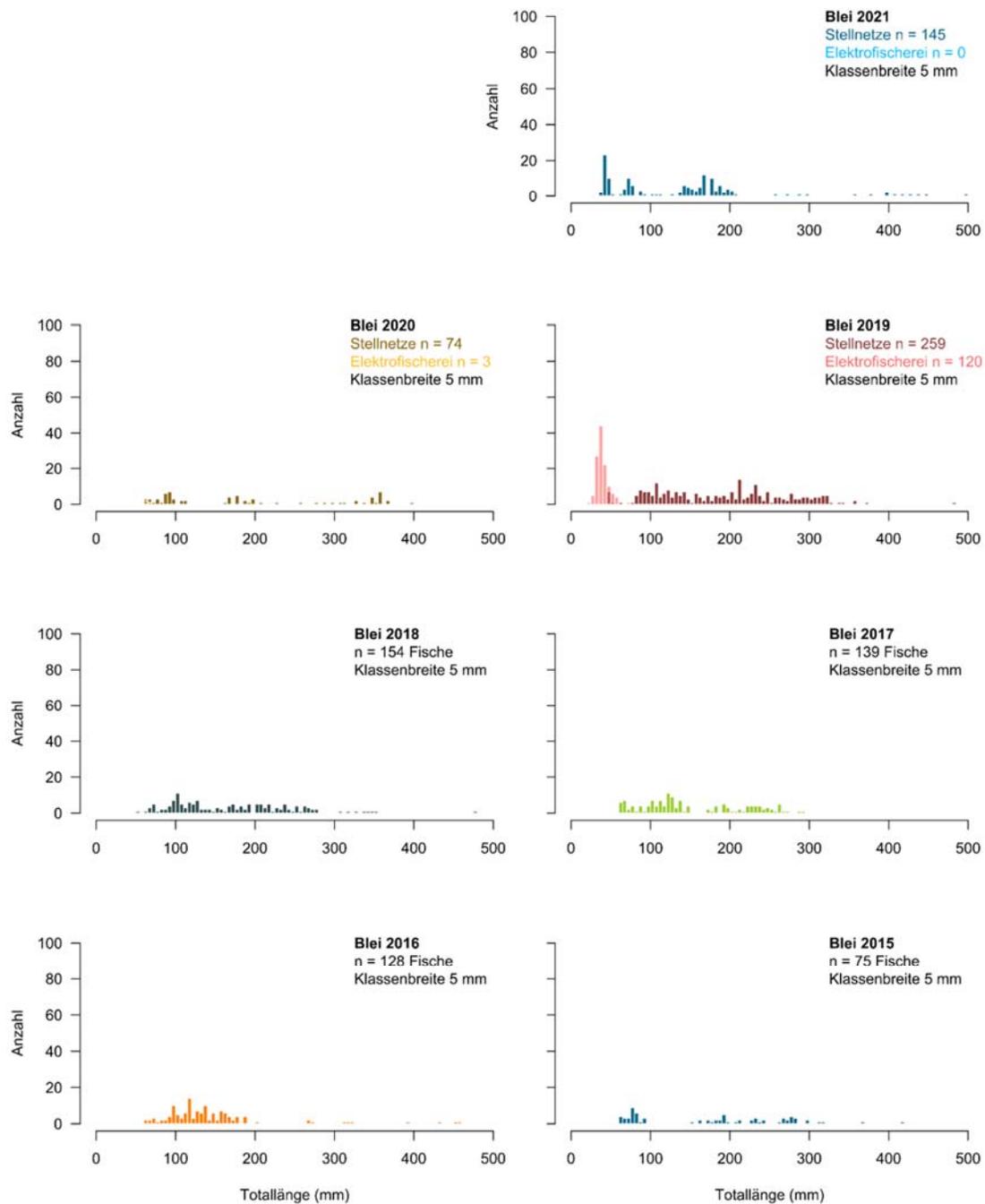


Abb. 34: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2015 bis 2021 in der Talsperre Spremberg gefangenen Bleie (*Abramis brama*)

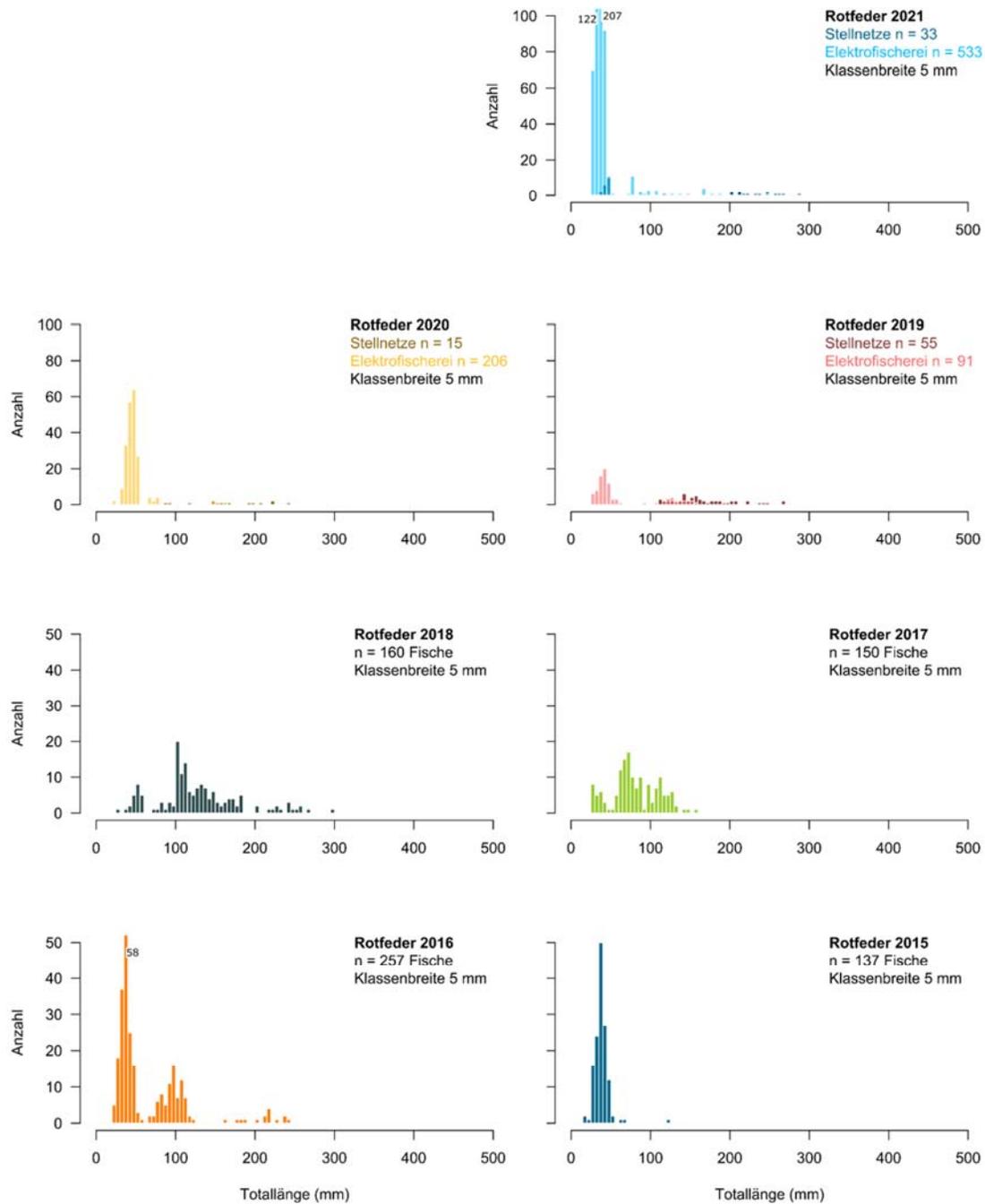


Abb. 35: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2015 bis 2021 in der Talsperre Spremberg gefangenen Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*), 2014 wurden keine Rotfedern in der Talsperre nachgewiesen (LEWIN & RÜMMLER, 2014)

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 (s. a. Abb. 10). Da in den Untersuchungen der vorhergehenden Jahre Unterschiede in der Ausprägung der Fischbestände zwischen den verschiedenen Trübungsbereichen festgestellt wurden, erfolgte auch 2021 ein lokaler Vergleich der Fänge mit den benthischen Stellnetzen. Dazu wurde die Talsperre in drei Bereiche (vgl. Kapitel 3.3) untergliedert (Abb. 36).

Die numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge der einzelnen Netze im Jahr 2021 sind in Tabelle 16 zusammengestellt.

Tab. 16: Artenanzahl und Einheitsfänge der benthischen Stellnetze im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg 2021

Bereich	Netznummer	Tiefenbereich (m)	Anzahl Arten	Numerischer Einheitsfang (Fische·100 m ⁻²)	Biomasseeinheitsfang (kg·100 m ⁻²)
Norden	2	0-3	5	546,7	4,9
	3	3-6	5	93,3	4,7
	4	3-6	6	195,6	7,0
	5	3-6	4	115,6	6,4
	6	3-6	5	82,2	13,2
	7	0-3	6	224,4	5,7
	8	0-3	4	84,4	5,6
	27	3-6	4	117,8	5,0
Mitte	19	3-6	6	282,2	6,9
	20	3-6	5	168,9	10,5
	21	3-6	5	264,4	6,2
	22	0-3	6	117,8	4,1
	23	3-6	5	173,3	8,5
	24	3-6	7	164,4	11,2
	25	0-3	6	237,8	3,5
Süden	26	3-6	6	146,7	10,1
	10	3-6	5	391,1	6,6
	11	3-6	5	195,6	5,7
	12	0-3	6	188,9	3,9
	13	0-3	7	200,0	25,4
	14	0-3	9	317,8	7,9
	15	0-3	8	544,4	19,9
	16	0-3	7	795,6	8,8
18	0-3	7	455,6	12,8	

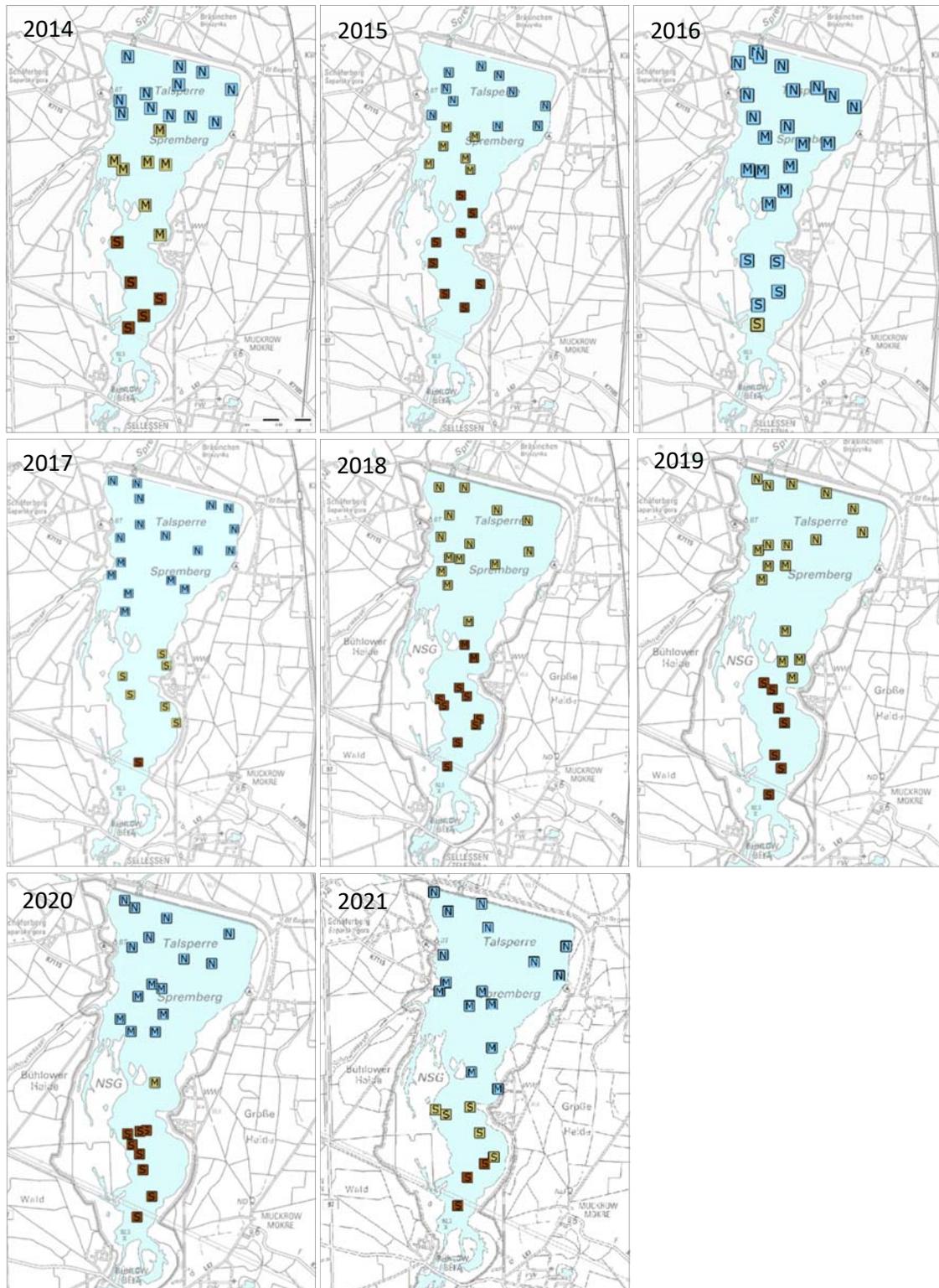


Abb. 36. Lage der benthischen Stellnetze in der Talsperre Spremberg bei den Untersuchungen in den Jahren 2014 - 2021. Hellblaue Symbole geben die Netze im Bereich ohne Wassereintrübung, beige Symbole mit geringer und braune Symbole mit starker Eintrübung des Wassers wieder (vgl. Kapitel 3.3); N = Netze im nördlichen Bereich, M = Netze im mittleren Bereich und S = Netze im südlichen Bereich der Talsperre. (Karten: Top 50 Brandenburg)

Zwischen den drei Bereichen wurden unterschiedliche numerischen Einheitsfänge festgestellt (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 4,322$; $p = 0,027$; Abb. 37). Dabei wurden im südlichen Bereich ein signifikant höherer numerischer Einheitsfang als im nördlichen Bereich der Talsperre erzielt (Tukey's Post-hoc-Test: $p = 0,041$). Weitere signifikante Unterschiede des numerischen Einheitsfangs zwischen den Bereichen wurden nicht beobachtet (Tab. A9). Für die biomassebezogenen Einheitsfängen konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei Bereichen festgestellt werden ((einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 2,082$; $p = 0,15$; Abb. 37, Tab. A10).

Signifikante Unterschiede zwischen den drei Bereichen wurden ebenfalls für die Fischartenanzahl beobachtet (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 6,76$; $p = 0,005$). Im südlichen Bereich wurden im Mittel mit 7 Fischarten signifikant mehr Arten gefangen als im nördlichen Bereich ($n = 5$ Fischarten; Tukey's Post-hoc-Test: $p = 0,003$). Weitere Unterschiede hinsichtlich der Fischartenanzahl zwischen den drei Bereichen wurden nicht festgestellt.

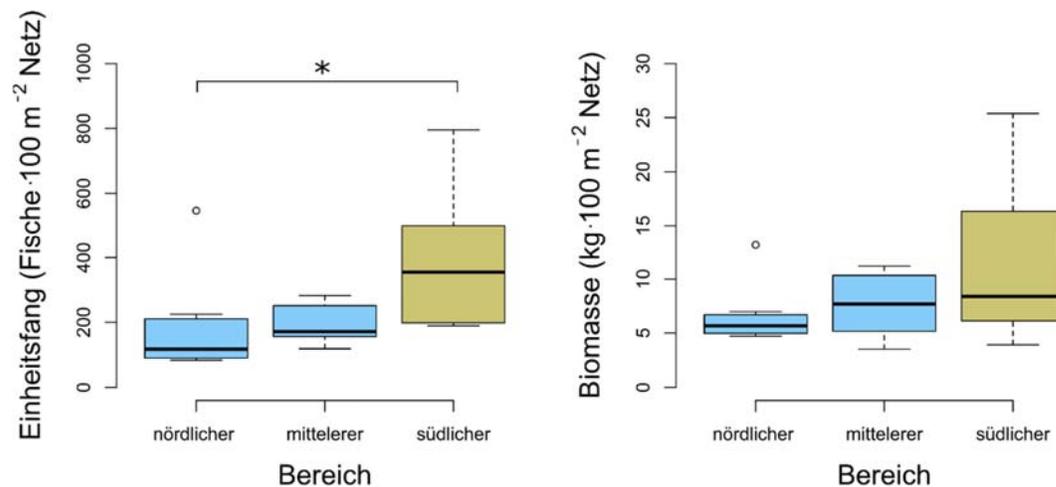


Abb. 37: Verteilung der numerischen Einheitsfänge (Fische · 100 m⁻² Netz) und Biomasseeinheitsfänge (kg · 100 m⁻² Netz) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg, erzielt mit benthischen Stellnetzen 2021. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. Die hellblauen Kästen stellen die Netze im Bereich ohne Wassereintrübung, die beigen Kästen mit einer geringen und die braunen Kästen mit starker Eintrübung des Wassers dar. * kennzeichnet signifikant unterschiedliche Mittelwerte.

Für eine Betrachtung der Entwicklung über die Zeit wurden die mittleren numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge der Untersuchungsjahre 2014 bis 2021 in Tabelle 17 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 hinweist. 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. 4 u. 5). Diese diversen Nahrungsquellen können die Fische durch die rückläufige Eisentrübungen 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 ist nicht von einer Meidung des südlichen Bereiches der Talsperre durch die Fische auszugehen.

Tab. 17. Mittler numerische und biomassebezogene Einheitsfänge (\pm Standardabweichung) der benthischen Multimaschenstellnetze in den drei Teilbereichen der Talsperre Spremberg aus den Jahren 2014 bis 2021

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
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

Basierend auf einer umfangreichen Literaturrecherche kamen Lewin & Rümmler (2015) im Rahmen einer Vorabschätzung zu den potenziellen Auswirkungen der Wasserkonditionierung mit dem Fällungsmittel Weißkalkhydrat in Kombination mit dem Flockungshilfsmittel Koaret PA 3230 in der Vorsperre Bühlow zu dem Ergebnis, dass sich der Einsatz der Flockungshilfsmittel sehr wahrscheinlich nicht negativ auf die aquatische Fauna auswirken wird. Für die wasserrechtliche Erlaubnis zum Betreiben der beiden Konditionierungsanlagen erfolgt ein jährliches ökologisches Monitoring, um eventuelle Auswirkungen der Wasserbehandlung auf Fische und Mollusken in der Talsperre Spremberg auszuschließen. Im Jahr 2021 wurde das im Jahr 2014 begonnene Monitoring der Entwicklung von Benthosorganismen einschließlich Großmuscheln und Fischen fortgesetzt. Der hier vorliegende Zwischenbericht stellt die dabei erzielten Ergebnisse vor und vergleicht sie mit denen der Vorjahre. Bei zusammenfassender Betrachtung ergeben sich keine Hinweise auf direkte negative Zusammenhänge zwischen dem Betrieb der Konditionierungsanlage und den Fisch-, Benthos- und Großmuschelbeständen in der Talsperre Spremberg.

Die Untersuchungen des Makrozoobenthos kamen zu dem Ergebnis, dass die Benthosgemeinschaft im Jahr 2021, wie bereits in den Vorjahren, erneut artenreicher war und eine höhere Abundanz aufwies, als vor Beginn der Wasserkonditionierung. Auffällig dabei war die festgestellte hohe Abundanz der Eintagsfliegenlarven in der Benthosgemeinschaft. Eintagsfliegenlarven reagieren bereits auf geringe Eisenkonzentrationen mit einer Abnahme der Häufigkeit (Kotalik et al. 2019). Somit könnte die beobachtete Zunahme der Eintagsfliegenlarven als ein Hinweis für eine gesteigerte Wasserqualität interpretiert werden. Im Längsschnitt der Talsperre wurden keine signifikanten Unterschiede der Benthosdichte und -trockenmasse beobachtet. Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass das konditionierte Zulaufwasser keinen direkten negativen Einfluss auf den Bestand des Makrozoobenthos hatte. 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 2021 drei geschützte Großmuschelarten in der Talsperre Spremberg nachgewiesen. Dabei handelt es sich um die Malermuschel, die Große Flussmuschel und die Gemeine Teichmuschel. Die Besiedelungsdichten der drei Arten in den Untersuchungstransekten waren 2021 gegenüber den Vorjahren geringer. Dieser Rückgang kann sehr wahrscheinlich auf das wiederholte Trockenfallen der flachen Uferbereiche in den vergangenen Jahren sowie kurzfristige Änderungen des Wasserstands vor der Probenahme zurückgeführt werden. Lebende Exemplare der *Unio*-Arten erreichten ein Alter von bis zu fünf Jahren, bei *A. anatina* von bis zu sechs Jahren. Obwohl alle drei Arten reproduzierende Bestände ausbilden, gelingt es den Tieren zum großen Teil nicht, ihr potenziell mögliches Lebensalter zu erreichen. Eine hohe Mortalitätsrate in den ersten

Jahren ermöglicht den Tieren nur einen kurzen Reproduktionszeitraum und lässt sie teilweise bereits vor der Geschlechtsreife absterben. Die Großmuscheln sind in der Talsperre Spremberg einer Vielzahl von Stressoren ausgesetzt. Hauptsächlich zählen dazu die geringen Wasserstände während der Sommermonate in den vergangenen Jahren und die extremen Wassertemperaturen während dieser Zeit. Auch anionische Polyacrylamide können zu einer gesteigerten Mortalität von Muscheln beitragen. Jedoch ist es unwahrscheinlich, dass die in der Vorsperre eingebrachten Konzentrationen von $0,21 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Mittelwert 2020, Uhlmann et al. 2021) eine Steigerung der Sterblichkeit der Muscheln verursachten. Für verschiedene Süßwassermuscheln aus der Familie der Unionidae zeigten Buczek et al. (2017), dass die letalen Konzentrationen (LC50s) verschiedener anionischen Polyacrylamide für Glochidien und Jungmuscheln zwischen 127 und $> 1000 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ lagen. Da die in die Vorsperre eingebrachten Konzentrationen des FHM weit unterhalb der von Buczek et al. (2017) angegebenen letalen Konzentrationen liegen und die FHM in der Vorsperre sedimentieren ist nicht davon auszugehen, dass die beobachteten abgestorbenen Muscheln in der Hauptsperre auf den Einsatz des FHM zurückgeführt werden können. Neben den abiotischen Einflussfaktoren auf die Entwicklung der Großmuschelzönose wurden auch biotische Einflussfaktoren beobachtet. Zusätzlich zur Dreikant-, Zebra- bzw. Wandermuschel wurde die Etablierung 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. Sousa et al. 2011, Haag et al. 2021, Müller et al. 2021).

Im Untersuchungsjahr 2021 konnten durch den Einsatz der Stellnetz- und Elektrofischerei insgesamt 16 Fischarten in der Talsperre Spremberg gefangen werden. Insgesamt wurde eine höhere Fischartenanzahl registriert, als sie in natürlichen Seen mit vergleichbarer Größe zu erwarten wäre.

Die mit benthischen Multimaschenstellnetzen erzielten numerischen Einheitsfänge im Jahr 2021 fielen – ähnlich wie in Vorjahren – signifikant höher aus als im Jahr 2014 unmittelbar vor Beginn der Wasserkonditionierung. Das deutet auf eine höhere Fischdichte im Wasserkörper hin. Gleichzeitig ist zu beachten, dass während der Befischungen in den Jahren 2018 bis 2020 die Wasserstände in der Talsperre deutlich reduziert waren, was zu einer Konzentration der Fische im verbliebenen Wasserkörper führte. Dieser Umstand könnte eine Abnahme der absoluten Fischanzahl in diesen Zeitraum maskiert haben. Allerdings lassen die weiterhin hohen Einheitsfänge 2021 nicht auf einen Rückgang des Fischbestandes 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. Dies Talsperre war geprägt durch einen starken Gradienten der Eisenockerfrachten bzw. -ablagerungen. Dieses Gefälle der Wassertrübung sowie die Unterschiede in der Verteilung des Fischbestandes (numerischer Einheitsfang) waren in den Jahren 2015 - 2018 sowie 2020 statistisch nicht mehr nachweisbar. In den Untersuchungsjahren 2016, 2017 und 2021 wurden dagegen im südlichen Bereich signifikant höhere numerische Einheitsfänge nachgewiesen als im nördlichen Bereich der

Talsperre. In diesen Jahren war die Talsperre durch sehr hohe Sichttiefen im nördlichen Bereich gekennzeichnet, wodurch die Ergebnisse erklärt werden können (vgl. Du Four et al. 2019).

Der Vergleich der im Jahr 2021 erzielten Einheitsfänge im Freiwasser (pelagische Netze) mit den Vorjahren zeigt deutlich geringere Einheitsfänge gegenüber 2020, aber vergleichbare Einheitsfänge gegenüber den Jahren 2018 und 2019. Somit ist mit Ausnahme des Vorjahres 2020 von einem konstanten Fischbestand im Freiwasser auszugehen. 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 Stellnetzfischerei und die abschließenden Betrachtungen der Längen-Häufigkeits-Diagramme bestätigen ein natürliches Jungfischauftreten für die meisten der nachgewiesenen Fischarten in den Jahren 2015 - 2021. Für Arten ohne einen solchen Nachweis ist das mit Ausnahme des Giebels aufgrund ihrer Autökologie erklärbar. Insgesamt lieferten die im vorliegenden Bericht dargestellten Untersuchungen keinen Anhaltspunkt für negative Einflüsse der Wasserkonditionierung auf die natürliche Reproduktion der nachgewiesenen Fischarten. Diese Aussage bezieht sich im Wesentlichen auf eine qualitative Beurteilung. Eventuelle quantitative Auswirkungen können aufgrund starker methodischer Limitierungen beim Nachweis der Reproduktionshöhe kaum beurteilt werden. Der Anstieg von Einheitsfängen auch in älteren Kohorten vieler Arten im betrachteten Zeitraum macht starke quantitative Rückgänge in der Reproduktion unwahrscheinlich.

Zusammenfassend über alle untersuchten Arten bzw. Artengruppen lassen die vorgestellten Ergebnisse keine direkte Beeinträchtigung der Fisch-, Makrozoobenthos- und Großmuschelgemeinschaft durch den Einsatz der Fällungs- und Flockungshilfsmittel erkennen. Ein direkter Vorher-Nachher-Vergleich zur Abschätzung ist allerdings nur sehr eingeschränkt möglich, da die Lebensbedingungen der aquatischen Organismen vor dem Einsatz der Wasserkonditionierung nicht mit den Umweltbedingungen in den Untersuchungsjahren 2015 - 2021 vergleichbar waren. Im Jahr 2014 waren die Fische und Benthosorganismen durch starke Eisenkonzentrationen und Eisenockerbildung (Lewin & Rümmler 2014) sowie einen geringen Wasserstand in der Talsperre in größerem Maße beeinträchtigt. Mit Beginn der 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.

Hinzu kommt, dass in den Untersuchungsjahren 2018 - 2020 sehr niedrige Wasserstände zu verzeichnen waren. Das resultierte in einer Verringerung der zur Verfügung stehenden Lebensräume für Fische und Muscheln. Insbesondere die Uferhabitate waren nicht mehr in vollem Umfang zugänglich. Niedrige Wasserstände führen zu einer Limitation der Rückzugsgebiete für Jungfische und haben eine Erhöhung der Fischdichte im verbleibenden Wasserkörper zur Folge. Dies ist bei der Interpretation der erzielten Fänge zu berücksichtigen.

Insgesamt ergeben die Untersuchungsergebnisse keinen Hinweis auf direkte Schädigungen der erfassten Arten- und Artengruppen einschließlich ihrer Reproduktion. Das größte Fragezeichen besteht hinsichtlich der geringen Großmuschelnachweise sowie der hohen Sterblichkeit bei Großmuscheln in frühen Jahren, wofür aber wahrscheinlich geringe Wasserstände und hohe Temperaturen verantwortlich sind. Offenbar hat die verbesserte Eisenrückhaltung im Zuge der Konditionierungsmaßnahmen in der Summe einen positiven Effekt auf die Entwicklung von Benthos- und Fischgemeinschaften (vgl. Kotalik et al. 2019). Ob sich darunter ein möglicherweise auf einzelne Arten begrenzter und durch den verringerten Eisengehalt überdeckter negativer Einfluss der eingesetzten Fällungs- und Flockungsmittel verbirgt, kann durch die Untersuchungen nicht vollständig ausgeschlossen werden.

Die Abschätzung und Erfassung von Umweltrisiken aus einzelnen Untersuchungen über kurze Zeiträume (hier in den Jahren 2015 - 2021) ist nur sehr begrenzt möglich. Deshalb ist die Fortsetzung des Monitorings der Benthosorganismen, des Jungfischaufkommens und des Gesamtfischbestands erforderlich. Dies ermöglicht eine genauere Einschätzung der potenziellen Auswirkungen des Einsatzes der Flockungshilfsmittel und der Verbesserung der Wasserqualität sowie der damit verbundenen Entwicklung der aquatischen Fauna. Weiterhin wären auch gezielte Expositionsversuche von Arten für eine detailliertere Einschätzung möglicher Auswirkungen hilfreich.

8. Literatur

- Bilek, F. & Koch, C. (2012) Eisenretention in der Talsperre Spremberg - Abschlussbericht, GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden, Dresden, 99 S.
- 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.
- 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.
- Eckmann R. (1995) Fish species richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 4: 62-69.
- 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. ConchBooks, 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) Weichtiere (Mollusca, Gastropoda & Bivalvia). In: Gefährdete Tiere in Brandenburg. Rote Liste. - MUNR Brandenburg (Hrsg.): 39-48.
- 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., 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.
- 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. & D. Von Knorre (2011) Rote Liste und Gesamtartenliste der Binnenmollusken Schnecken und Muscheln; Gatropoda et Bivalvia) Deutschlands. Naturschutz und biologische Vielfalt 70: 647-708
- 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.
- 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 vorkommen den 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.
- 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/>
- Schmedtje, U. & Kohmann, F. (1992) Bestimmungsschlüssel für Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen) Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Informationsbericht 2/88, München.
- Scholz, E. (1962) Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. Pädagogisches Bezirkskabinett, Potsdam.
- 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.
- 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. (2021) 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 2020. 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 2021. Um die Voraussetzung der Varianzhomogenität zu erfüllen, erfolgte eine logarithmische Transformation (log10) der Daten. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2015-2014	0,296	-0,21 - 0,8	0,626
2016-2014	0,649	0,14 - 1,15	0,003
2017-2014	0,145	-0,36 - 0,65	0,987
2018-2014	0,575	0,06 - 1,08	0,015
2019-2014	0,353	-0,15 - 0,86	0,396
2020-2014	0,577	0,07 - 1,09	0,014
2021-2014	0,748	0,24 - 1,26	0,001
2016-2015	0,353	-0,156 - 0,86	0,396
2017-2015	-0,150	-0,65 - 0,35	0,984
2018-2015	0,279	-0,22 - 0,78	0,693
2019-2015	0,057	-0,45 - 0,56	0,999
2020-2015	0,281	-0,22 - 0,79	0,685
2021-2015	0,451	-0,05 - 0,96	0,121
2017-2016	-0,503	-1,01 - 0,01	0,054
2018-2016	-0,073	-0,58 - 0,43	0,999
2019-2016	-0,296	-0,80 - 0,21	0,627
2020-2016	-0,071	-0,58 - 0,43	0,999
2021-2016	0,098	-0,41 - 0,61	0,998
2018-2017	0,430	-0,07 - 0,93	0,164
2019-2017	0,207	-0,30 - 0,71	0,912
2020-2017	0,4321	-0,07 - 0,94	0,160
2021-2017	0,602	0,09 - 1,11	0,008
2019-2018	-0,222	-0,73 - 0,28	0,880
2020-2018	0,001	-0,50 - 0,51	1,000
2021-2018	0,172	-0,33 - 0,68	0,967
2020-2019	0,224	-0,28 - 0,73	0,875
2021-2019	0,394	-0,11 - 0,90	0,256
2021-2020	0,170	-0,33 - 0,67	0,969

Tab. A2. Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren Benthostrockenmasse aus den Jahren 2014 bis 2021.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2015-2014	0,013	-2,19 -2,21	1,000
2016-2014	0,424	-1,78 -2,63	0,999
2017-2014	-0,103	-2,3 -2,1	1,000
2018-2014	0,286	-1,92 -2,49	1,000
2019-2014	-0,006	-2,21 -2,2	1,000
2020-2014	1,695	-0,51 -3,9	0,264
2021-2014	0,643	-1,56 -2,84	0,986
2016-2015	0,410	-1,79 -2,61	0,999
2017-2015	-0,117	-2,32 -2,08	1,000
2018-2015	0,273	-1,93 -2,47	1,000
2019-2015	-0,019	-2,22 -2,18	1,000
2020-2015	1,682	-0,52 -3,88	0,274
2021-2015	0,630	-1,57 -2,83	0,987
2017-2016	-0,527	-2,73 -1,67	0,996
2018-2016	-0,138	-2,34 -2,06	1,000
2019-2016	-0,430	-2,63 -1,77	0,999
2020-2016	1,271	-0,93 -3,47	0,636
2021-2016	0,219	-1,98 -2,42	1,000
2018-2017	0,389	-1,81 -2,59	0,999
2019-2017	0,097	-2,1 -2,3	1,000
2020-2017	1,798	-0,4 -4	0,198
2021-2017	0,746	-1,46 -2,95	0,967
2019-2018	-0,292	-2,49 -1,91	1,000
2020-2018	1,409	-0,79 -3,61	0,506
2021-2018	0,357	-1,84 -2,56	1,000
2020-2019	1,701	-0,5 -3,9	0,260
2021-2019	0,649	-1,55 -2,85	0,985
2021-2020	-1,052	-3,25 -1,15	0,821

Tab. A3. Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren Benthosdichte aus den Jahren 2014 bis 2021 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
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 2021 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre).

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
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 2021

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

Fortsetzung Tab. A5.

Transekt	Art	Länge (cm)	Breite (cm)	Dicke (cm)	Alter (Jahre, geschätzt), Bemerkung
4	<i>A. anatina</i>	3,7	2,6	0,9	0 – 1
	<i>A. anatina</i>	3,5	2,4	0,9	0 – 1
	<i>A. anatina</i>	3,5	2,5	0,9	0 – 1
	<i>A. anatina</i>	3,3	2,3	0,9	0 – 1
	<i>A. anatina</i>	3,2	2,2	0,8	0 – 1
	<i>A. anatina</i>	3,2	2,2	0,8	0 – 1
	<i>A. anatina</i>	3,0	2,2	0,8	0 – 1
	<i>A. anatina</i>	2,8	1,9	0,7	0 – 1
	<i>A. anatina</i>				Beim Keschern beschädigt
	<i>A. anatina</i>				Beim Keschern beschädigt
6	<i>U. pictorum</i>	6,8	2,7	1,9	3 – 4
	<i>A. anatina</i>	1,6	1,0	0,3	0
9	<i>U. tumidus</i>	3,4	1,7	1,3	2 – 3
	<i>A. anatina</i>	5,7	3,4	1,8	3 – 4
	<i>A. anatina</i>	5,6	3,6	1,9	3
	<i>A. anatina</i>	5,4	3,4	1,5	3
	<i>A. anatina</i>	5,3	3,3	1,7	2
	<i>A. anatina</i>	5,0	3,1	1,5	2
	<i>A. anatina</i>	5,0	3,0	1,5	3
	<i>A. anatina</i>	4,4	2,8	1,3	3
	<i>A. anatina</i>	4,3	2,7	1,3	2
	<i>A. anatina</i>	3,3	2,0	0,8	2
	<i>A. anatina</i>				Nicht vermessen, 0-1
	<i>A. anatina</i>				Nicht vermessen, 0-1
	<i>A. anatina</i>				Nicht vermessen, 0-1
	<i>A. anatina</i>				Nicht vermessen, 0-1
12	<i>U. pictorum</i>	4,4	1,9	1,4	2
	<i>U. tumidus</i>	6,0	3,0	2,1	5
	<i>U. tumidus</i>	5,9	2,7	2,0	3
	<i>U. tumidus</i>	5,7	2,7	2,0	4
	<i>U. tumidus</i>	4,2	2,0	1,6	3
	<i>U. tumidus</i>	4,1	2,1	1,6	4
	<i>U. tumidus</i>	4,1	2,0	1,5	3

Fortsetzung Tab. A5.

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

Fotodokumentation des Großmuschelmonitorings und stichprobenartige Vermessung der Großmuscheln

Transekt 1



Abb. A1: Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 1 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A2: Größenvergleich der Tiere aus Abb. A1 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A3: Lebende *C. fluminea* aus Transekt 1 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 2

Abb. A4: Lebend nachgewiesene *U. pictorum* aus Transekt 2. Das rechte Exemplar wurde erst nachträglich unter den Leerschalen entdeckt (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A5: Lebend nachgewiesene *U. tumidus* aus Transekt 2 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A6: Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 2 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A7: Leerschalen aus Transekt 2 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

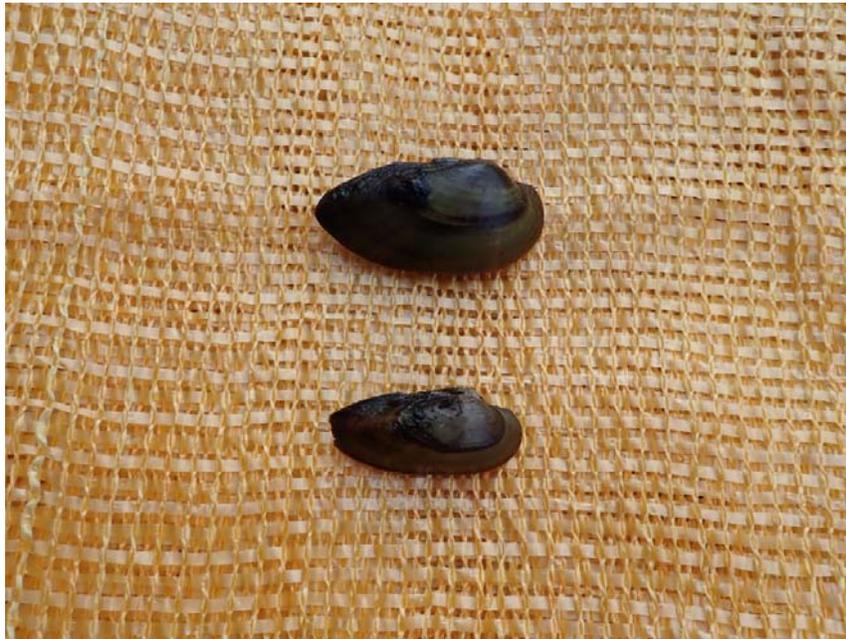
Transekt 3

Abb. A8: Lebend nachgewiesene *U. tumidus* aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A9: Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A10: Leerschalen aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 4



Abb. A11: Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 4 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A12: Leerschalen aus Transekt 4 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 6



Abb. A13: Lebend nachgewiesene *U. pictorum* aus Transekt 6 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A14: Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 6 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A15: Leerschalen aus Transekt 6 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 8



Abb. A16: Leerschalen aus Transekt 8 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 9



Abb. A17: Lebend nachgewiesene *U. tumidus* aus Transekt 9 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A18: Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 9 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A19: Leerschalen aus Transekt 9 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 10



Abb. A20: Leerschalen aus Transekt 10, einschließlich der einzigen lebenden *A. anatina* (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 12



Abb. A21: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 12 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A22: Lebend nachgewiesene *U. tumidus* aus Transekt 12 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A23: Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 12 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A24: Leerschalen aus Transekt 12 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A25: *C. fluminea* (lebend und Leerschalen, Auswahl) aus Transekt 12 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 13



Abb. A26: Leerschalen aus Transekt 13 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Tab. A6. Fänge mit den verschiedenen Fanggeräten im September 2021

Fanggerät	Fischart	Längenbereich (mm)	Anzahl	Gesamtmasse (g)	
Elektrofischerei	Aal	5-10	2		
		10-15	11		
		15-20	4		
		25-30	1		
		30-35	2		
	Aland	5-10	1		
	Barsch	5-10	29		
		10-15	6		
		15-20	2		
	Bitterling	0-5	16		
	Giebel	15-20	1		
	Gründling	5-10	1		
	Güster	0-5	38		
	Hecht	10-15	9		
		20-25	14		
		25-30	8		
		30-35	3		
		35-40	1		
	Plötze	0-5	8		
		5-10	16		
	Rotfeder	0-5	500		
		10-15	7		
		15-20	6		
		20-25	1		
		5-10	19		
	Schleie	0-5	2		
		5-10	4		
		10-15	12		
		15-20	11		
		20-25	1		
	MPN	Barsch	5-10	311	2.456
			10-15	11	401
			15-20	29	2.408
20-25			21	2.740	
25-30			5	1.224	
Blei		5-10	1	8	
		15-20	1	90	
Güster		0-5	1	1	
		5-10	1	4	
		10-15	6	220	
		15-20	1	45	
Plötze		10-15	1	16	
Rotfeder		10-15	1	20	
MGN		Aland	55-60	1	2.483
		Barsch	5-10	815	4.542
			10-15	37	1.096

Fortsetzung Tab. A6.

Fanggerät	Fischart	Längenbereich (mm)	Anzahl	Gesamtmasse (g)	
MGN	Barsch	15-20	168	12.184	
		20-25	31	4.525	
		25-30	14	3.547	
		30-35	1	443	
	Bitterling	0-5	3	4	
		Blei	0-5	35	28
	5-10		25	99	
	10-15		17	469	
	15-20		48	2.754	
	20-25		4	376	
	25-30		4	978	
	35-40		4	2.600	
	40-45		2	1.727	
	45-50		1	1.250	
	Güster		0-5	75	89
			5-10	290	1.738
			10-15	151	4.321
		15-20	68	3.800	
	Hecht	20-25	3	469	
		25-30	8	1.021	
		30-35	4	835	
		35-40	1	252	
	Karpfen	75-80	1	2.700	
		Kaulbarsch	70-75	1	9.500
	Plötze		0-5	6	10
		5-10	267	881	
		10-15	10	292	
		0-5	4	4	
		5-10	445	1.935	
		10-15	46	1.223	
		15-20	47	2.873	
	Rapfen	20-25	40	6.009	
		25-30	22	6.187	
		30-35	3	1.496	
		35-40	1	900	
		30-35	1	352	
	Rotfeder	0-5	18	17	
		20-25	10	1.745	
		25-30	4	1.226	
	Schleie	0-5	1	2	
Zander		5-10	2	11	
	15-20	4	124		
	20-25	2	154		
	30-35	1	367		
	65-70	1	2.435		

Fortsetzung Tab. A6.

Fanggerät	Fischart	Längenbereich (mm)	Anzahl	Gesamtmasse (g)
MGN 70-135	Karpfen	45-50	1	2.800
		55-60	1	3.438
		70-75	1	9.500
		80-85	1	12.000
	Blei	40-45	3	2.807

MPN = pelagisches Multimaschenstellnetz; MGN = benthisches Multimaschengrundstellnetz, MGN 70-135 = zusätzlich eingesetzte Maschenweiten 70, 90, 110 und 135 mm

Tab. A7. Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren numerischen Einheitsfänge der benthischen Multimaschen-Stellnetze aus den Jahren 2014 bis 2021. Um die Voraussetzung der Varianzhomogenität zu erfüllen, erfolgte eine logarithmische Transformation (\log_{10}) der Daten. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2015-2014	0,425	0,2 -0,65	< 0,001
2016-2014	0,447	0,22 -0,67	< 0,001
2017-2014	0,494	0,27 -0,72	< 0,001
2018-2014	0,458	0,23 -0,68	< 0,001
2019-2014	0,483	0,26 -0,71	< 0,001
2020-2014	0,384	0,16 -0,61	< 0,001
2021-2014	0,393	0,17 -0,62	< 0,001
2016-2015	0,022	-0,2 -0,25	1,000
2017-2015	0,069	-0,16 -0,29	0,982
2018-2015	0,033	-0,19 -0,26	1,000
2019-2015	0,058	-0,17 -0,28	0,993
2020-2015	-0,041	-0,27 -0,18	0,999
2021-2015	-0,033	-0,26 -0,19	1,000
2017-2016	0,046	-0,18 -0,27	0,998
2018-2016	0,011	-0,21 -0,24	1,000
2019-2016	0,036	-0,19 -0,26	1,000
2020-2016	-0,063	-0,29 -0,16	0,989
2021-2016	-0,055	-0,28 -0,17	0,995
2018-2017	-0,036	-0,26 -0,19	1,000
2019-2017	-0,010	-0,24 -0,21	1,000
2020-2017	-0,110	-0,33 -0,12	0,810
2021-2017	-0,101	-0,33 -0,12	0,867
2019-2018	0,025	-0,2 -0,25	1,000
2020-2018	-0,074	-0,3 -0,15	0,972
2021-2018	-0,066	-0,29 -0,16	0,986
2020-2019	-0,099	-0,32 -0,13	0,878
2021-2019	-0,091	-0,32 -0,13	0,921
2021-2020	0,009	-0,22 -0,23	1,000

Tab. A8. Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge der benthischen Multimaschen-Stellnetze aus den Jahren 2014 bis 2020. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2015-2014	1,713	-2,83 - 6,26	0,943
2016-2014	1,410	-3,13 - 5,95	0,980
2017-2014	1,439	-3,1 - 5,98	0,978
2018-2014	3,182	-1,36 - 7,72	0,389
2019-2014	6,145	1,6 - 10,69	0,001
2020-2014	3,269	-1,27 - 7,81	0,353
2021-2014	0,605	-3,94 - 5,15	1,000
2016-2015	-0,303	-4,85 - 4,24	1,000
2017-2015	-0,273	-4,82 - 4,27	1,000
2018-2015	1,469	-3,07 - 6,01	0,975
2019-2015	4,432	-0,11 - 8,97	0,061
2020-2015	1,556	-2,99 - 6,1	0,966
2021-2015	-1,108	-5,65 - 3,43	0,995
2017-2016	0,029	-4,51 - 4,57	1,000
2018-2016	1,772	-2,77 - 6,31	0,932
2019-2016	4,735	0,19 - 9,28	0,034
2020-2016	1,859	-2,68 - 6,4	0,914
2021-2016	-0,805	-5,35 - 3,74	0,999
2018-2017	1,742	-2,8 - 6,28	0,938
2019-2017	4,705	0,16 - 9,25	0,036
2020-2017	1,829	-2,71 - 6,37	0,920
2021-2017	-0,835	-5,38 - 3,71	0,999
2019-2018	2,963	-1,58 - 7,51	0,485
2020-2018	0,087	-4,46 - 4,63	1,000
2021-2018	-2,577	-7,12 - 1,97	0,661
2020-2019	-2,876	-7,42 - 1,67	0,525
2021-2019	-5,540	-10,08 - -1	0,006
2021-2020	-2,664	-7,21 - 1,88	0,622

Tab. A9. Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren numerischen Einheitsfänge der benthischen Multimaschen-Stellnetze aus den Jahren 2014 bis 2021 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
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 2021 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
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