



**Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring
im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die
Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre
Spremberg, Monitoringbericht 2019**



Auftraggeber: Lausitzer und Mitteldeutsche
Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH
Knappenstr. 1
01968 Senftenberg

Bearbeiter: M.Sc. D. Hühn
Dr. F. Rümmler
M. Hennicke
CTA S. Schiewe
Fischerei-Ing. F. Weichler

Inhaltsverzeichnis

1. Veranlassung und Durchführung	5
2. Methoden	7
2.1 Physikalische und wasserchemische Parameter	7
2.2 Untersuchungen des Makrozoobenthos.....	7
2.3 Jungfischmonitoring und Gesamtfischbestandsuntersuchung.....	7
2.4 Großmuschelmonitoring	10
2.5 Datenverarbeitung und statistische Auswertung	10
3. Die Talsperre Spremberg	14
3.1 Lage, Entstehung und Nutzung der Talsperre Spremberg.....	14
3.2 Morphometrische Daten	14
3.3 Physikalische und wasserchemische Parameter	18
4. Makrozoobenthos.....	25
5. Großmuscheln	31
6. Fischbestand.....	57
6.1 Gesamtfischbestand.....	57
6.2 Jungfischmonitoring (Elektrofischerei).....	62
6.3 Pelagische Netze.....	68
6.4 Benthische Netze	71
6.5 Längen-Häufigkeitsdiagramme ausgewählter Fischarten	75
6.6 Räumliche Verteilung der Fische	84
7. Zusammenfassende Bewertung	91
8. Literatur.....	96
9. Anhang	100

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, Eisenerkennung) 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 „Koaret 3230“ ein anionisches Polyacrylamid in einer Menge von rund $200 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$ eingesetzt.

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 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 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 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. In dem vorliegenden Bericht über die Auswirkungen der Konditionierungsanlage im Zulauf der Talsperre Spremberg auf den Fischbestand und die Mollusken wurden 2019 umfangreiche Fischbestandsuntersuchungen einschließlich einem Jungfischmonitoring, eine Erfassung des Makrozoobenthos und ein Großmuschelmonitoring durchgeführt.

Zur Untersuchung des Fischbestandes der Talsperre Spremberg wurden eine Elektrobefischung sowie eine Befischung mit pelagischen und benthischen Stellnetzen durchgeführt. Aus diesen Fängen und der Gegenüberstellung früherer Befischungen (zusammengestellt in LEWIN & RÜMMLER, 2014 und HÜHN *et al.*, 2015, 2016, 2017, 2018) 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 Benthosdichte 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 beinhaltet eine qualitative und quantitative Erfassung der Muschelbestände und wurde 2015 bis 2017 durch das Gewässerökologische Büro Torsten Berger in Potsdam bzw. 2019 durch Dr. Andrea Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten als Nachauftragnehmer 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 ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) 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 10. September 2019 insgesamt 18 Bodenproben entnommen. Die Orte der Probenahme wurden in Transekte über das Gewässer verteilt angeordnet, so dass Proben aus unterschiedlichen Gewässerbereichen und -tiefen genommen werden konnten.

Zur Abschätzung eines potenziellen Einflusses des eingebrachten Flockungshilfsmittels und des Kalkhydrates werden zusätzlich zu den im Jahr 2019 erhobenen Daten der Bodentierbesiedlung Daten aus den Jahren 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018 (LEWIN & RÜMMLER, 2014; HÜHN *et al.*, 2015, 2016, 2017, 2018) dargestellt und mit den aktuellen Daten verglichen.

Die Bodenproben wurden mit einem Bodengreifer nach EKMANN-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 m^2 Gewässergrund bezogen.

2.3 Jungfischmonitoring und Gesamtfischbestandsuntersuchung

Für das Monitoring des Jungfischaufkommens in der Talsperre Spremberg wurden am 10.09.2019 fünf Uferabschnitte von einer Mindestlänge von 100 m mit dem Elektrofischereigerät befischt (Tab. 1). Dabei wurde versucht, die gleichen Befischungsstrecken wie in den Vorjahren 2015 bis 2018 zu befischen (HÜHN *et al.*, 2015, 2016, 2017, 2018), um einen Gesamteindruck über das Jungfischaufkommen in der gesamten Talsperre zu erhalten (Abb. 17). Aufgrund des niedrigen Wasserstandes in der Talsperre zum Zeitpunkt der Befischung im September 2019 (Details können dem Kapitel 3.2 sowie Abb. 2 und Abb. A1 entnommen werden) mussten die Befischungsstrecken der Uferlinie folgend weiter zur Gewässermitte verlagert werden. Da weite Bereiche der früheren Uferlinie trocken lagen war es 2018 und 2019, abweichend zu den Vorjahren, nicht möglich die unmittelbare Uferzone mit gewässertypischen Strukturen (Ufervegetation, Totholz) zu befischen. Im Idealfall erlaubt das

wiederholte Befischen der gleichen Strecken einen Vergleich der Jungfischgemeinschaft an den einzelnen Untersuchungsstandorten. Die Elektrobefischungen wurden von einem Boot aus mit Gleichstrom durchgeführt. Verwendet wurde dazu ein Elektrofischereigerät der Fa. Grassl (EL 63), das mit einer Anode mit eingeschlagenem Kescher (40 cm Anodendurchmesser) und einer vier Meter langen Kupferkatode ausgerüstet war. Von allen gefangenen Fischen wurde die Art bestimmt und die Totallänge (mm) gemessen. Aufgrund der geringen zu erwartenden Stückmassen von weniger als einem Gramm (z. B. Cypriniden der Altersklasse 0+), wurde auf eine Dokumentation der Stückmassen verzichtet.

Die Elektrofischerei ist eine bewährte Methode zur Untersuchung der Fischbestände in den Uferregionen (Litoral) von Gewässern, sie eignet sich aber nicht für die Erhebung von Fischbeständen im Freiwasser (Pelagial). Nicht alle juvenilen Lebensstadien der in der Talsperre Spremberg vorkommenden Fischarten bevorzugen das durch Unterwasserpflanzen geprägte Litoral. So bevorzugen gerade die barschartigen Fische (Perciden: Barsch [Flussbarsch, *Perca fluviatilis*], Kaulbarsch [*Gymnocephalus cernua*], Zander [*Sander lucioperca*]) in ihren frühen und teilweise auch älteren Lebensstadien das Pelagial oder Profundal (der sich an das Litoral anschließende, lichtarme bis lichtlose Bodenbereich des Süßwassers (Benthal), der frei von wurzelnden Pflanzen ist). Als typischer Bewohner des Litorals ist zum Beispiel die Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) zu nennen.

Zur repräsentativen Beurteilung des Jungfischauftkommens sind weitere Fangmethoden, über die Elektrofischerei hinaus, notwendig. Daten der Fänge mit benthischen und pelagischen Stellnetzen (Europäische Norm DIN EN 14757:2015) aus der 2019 durchgeführten Fischbestandsuntersuchung wurden ergänzend zur Elektrofischerei dargestellt und ausgewertet, um den Jungfisch- und Gesamtfischbestand einschätzen zu können.

Für die Untersuchung des Gesamtfischbestandes wurden benthische und pelagische Multimaschenstellnetze (Tab. 1) über Nacht, d. h. ab etwa 19:00 bis ca. 8:00 Uhr des Folgetages, gestellt. Die Standorte der Multimaschennetze wurden mittels GPS - Ortung (SIMRAD NSS EVO3, Garmin Oregon 610) dokumentiert. Von allen gefangenen Fischen wurden die Art, die Totallänge (mm) und die Masse (g) bestimmt.

Zusätzlich zur Auswertung der Stellnetzfisherei im Jahr 2019 wurden weitere Daten aus früheren Fischbestandsuntersuchungen dargestellt und mit den Ergebnissen der Bestandserfassung 2019 verglichen. Dieser Vergleich erlaubt eine Abschätzung der Entwicklung des Fischbestandes in der Talsperre Spremberg. Alle älteren Daten zum Fischbestand vor 2019 sowie eine Beschreibung der Methodik sind in LEWIN & RÜMLER (2014) und HÜHN *et al.* (2015, 2016, 2017 2018) zusammengefasst. Vergleiche wurden nur bei einheitlicher Methodik durchgeführt. Im Detail wurden Daten der Elektrofischerei aus den Jahren 1997, 2009, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019 sowie Daten der Stellnetzfisherei aus den Jahren 2009, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019 in den vorliegenden Monitoringbericht integriert. Die in den jeweiligen Jahren eingesetzten Fischereimethoden bzw. Fanggeräte sind in Tabelle 1 dargestellt. Im Oktober 1997 wurden in der Talsperre Spremberg eine Elektrobefischung der Uferbereiche und eine Befischung mit

Multimaschengrundstellnetzen (MGN) durchgeführt. Eine weitere Elektrofischung sowie eine Befischung mit benthischen und pelagischen Multimaschennetzen (MGN, MMG, MPN) erfolgten im Juni 2009. Ergänzend wurden dazu fünf großmaschige Grundstellnetze (GGN) mit 45 mm Maschenweite gestellt. Die Fischbestandsuntersuchung im Mai 2014 (19. - 21. Mai 2014) erfolgte nach dem europäischen Standard DIN EN 14757:2015 mit benthischen und pelagischen Multimaschennetzen (MGN, MPN). Eine Elektrofischung war 2014 nicht vorgesehen. Die Untersuchungen in den Jahren 2015, 2016, 2017 und 2018 erfolgte in gleicher Art und Weise wie sie für 2019 beschreiben wurde.

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

Datum	Fischereimethode/ -gerät	Streckenanzahl, -länge bzw. Netzanzahl 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
	MPN (pelagische Netze)	2 St., je 180 m ² , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
Mai 2014**	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
Sept. 2015**	Elektrofischerei	664 m, 5 Teilstrecken
	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
Sept. 2016**	Elektrofischerei	700 m, 5 Teilstrecken
	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
Sept. 2017**	Elektrofischerei	628 m, 5 Teilstrecken
	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
Sept. 2018**	Elektrofischerei	604 m, 5 Teilstrecken
	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
Sept. 2019**	Elektrofischerei	787 m, 5 Teilstrecken
	MGN (benthische Netze)	24 St., je 60 m ² , MW-Spannweite*: 5 - 70 mm
	MPN (pelagische Netze)	2 St., je 68,75 m ² , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm

MGN, MMG = benthisches Multimaschengrundstellnetz, MPN = pelagisches Multimaschenstellnetz, GGN = großmaschiges Grundstellnetz, * = Spannweite der Maschenweiten, ** = Befischung nach dem europäischer Standard DIN CEN 14757:2015

2.4 Großmuschelmonitoring

Zur Erfassung der Großmuschelfauna in der Talsperre Spremberg wurde zwischen dem 21. August und 07. Oktober 2019 eine quantitative Detailerfassung in zehn über die gesamte Talsperre verteilte Untersuchungstransecte durchgeführt.

Die Lage von insgesamt 13 Untersuchungstransecten wurde durch qualitative stichprobenartige Erfassung der Großmuscheln während einer Überblicksbegehung im Jahr 2015 festgelegt (HÜHN *et al.*, 2015; Abb. 1). Ein Teil dieser Transecte wiesen 2015 kein Muschelvorkommen auf (siehe HÜHN *et al.*, 2016 für Details) und sind durch Habitatbedingungen geprägt, die eine schnelle Wiederbesiedelung durch Großmuscheln nicht erwarten lassen. Aus diesem Grund wurden in den Monitoringjahren zehn oder elf Transecte untersucht (Abb. 1, Tab. 2). Zusätzlich wurde 2017 das Transect T14 beprobt.

Die 2019 beprobten Untersuchungstransecte lagen in flachen ($n = 7$) und tieferen Gewässerbereichen ($n = 3$). Jeweils die Hälfte der Transecte befindet sich am West- bzw. am Ostufer der Talsperre. Drei der zehn Untersuchungsflächen waren durch Tauchkartierung zu beproben, die anderen sieben lagen in Flachwasserbereichen und konnten begangen werden. Die Größe der untersuchten Teilprobeflächen wurde an allen zehn Untersuchungspunkten gegenüber der methodischen Vorgabe zur Mindestgröße (5 m^2) erweitert, um die Aussagekraft der erhaltenen Daten zu verbessern. Es wurde an jedem Untersuchungspunkt eine Fläche zwischen 8 und 12 m^2 beprobt.

Bei der qualitativen stichprobenartigen Erfassung der Großmuscheln in durchwatsbaren Gewässertransecten wurde in folgenden Schritten vorgegangen:

- Abstecken und Eingrenzen der Transecte mit Fluchtstangen und Leinen (vgl. Abb. 2)
- Beharken und/oder Bekeschern des Sohlssubstrats mit Gartenharke (Zinkenabstand $1,0 \text{ cm}$) bzw. Drahtsiebkescher (Maschenweite 9 mm)
- Abtasten des Sohlssubstrats und Entnahme der Muscheln mit den Händen in sehr flachem Wasser ($< 40 \text{ cm}$)
- 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 Transecte.

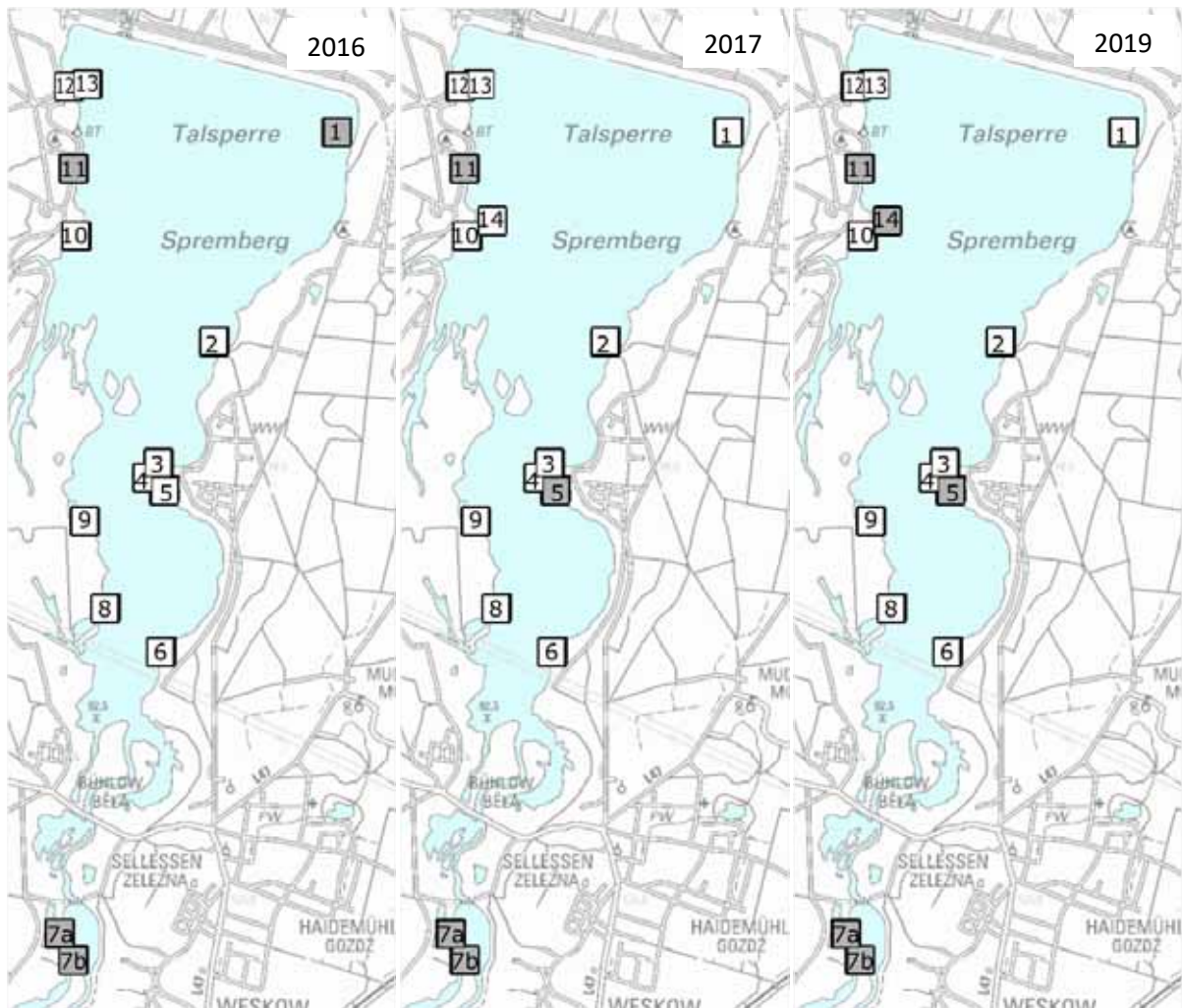


Abb. 1. Lageplan der Untersuchungstransecte der Großmuschelerfassung in den Jahren 2016, 2017 und 2019 in der Talsperre Spremberg. Transecte mit grau hinterlegten Ziffern wurden ausschließlich 2015 untersucht. (Karte: Top 50 Brandenburg)



Abb. 2. Vorbereitung und Abstecken der Untersuchungstransecte (Transect 1) (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, 2016, 2017 und 2019

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

2.5 Datenverarbeitung und statistische Auswertung

Die Fänge der Fischbestandserhebungen wurden in Einheitsfänge, d. h. in Fänge (Stückzahl bzw. Masse) pro Aufwandseinheit umgerechnet. Einheitsfänge, als relatives Maß der Fischbestandsgröße, erlauben 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.

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 der SHANNON-Index berechnet, der nicht nur die Artenanzahl, sondern auch die Verteilung der Individuen berücksichtigt. Der SHANNON-Index H' wurde gemäß der Formel berechnet:

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

Dabei sind n = Gesamtzahl der Individuen aller gefundenen Arten und n_i = Anzahl der Individuen einer Art. Die Werte können von 0 für Gemeinschaften mit nur einer Art bis zu hohen Werten für Gemeinschaften mit vielen Arten und jeweils nur wenigen Individuen reichen. 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 einfaktoriellen Varianzanalysen (ANOVA) auf statistische Unterschiede zwischen den drei Trübungsbereichen bzw. zwischen den Jahren getestet. Die Daten wurden mit dem Levene-Test auf Varianzhomogenität getestet. 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 Heidefeld 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. 3) und beinhaltet Lebensraumtypen der Still- und Fließgewässer sowie Feuchtgebiete (Naßwälder, feuchte Hochstaudenfluren, Versumpfungsfelder). 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. Die Erddamm-Talsperre hat einen Gesamtstauraum von 42,7 Mio. m³. Die effektive Länge beträgt rund 5,8 km und die effektive Breite rund 2,1 km. Das Einzugsgebiet ist rund 2.225 km² groß (Steckbrief Seen EG-WRRRL, <http://www.lugv.brandenburg.de/~>). Die maximale Tiefe liegt bei 10 Metern. Wesentliche morphometrische Daten der Talsperre sind in Tabelle 3 dargestellt.

Aufgrund der geringen Wassertiefe (Abb. 3) 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. Die Verweilzeiten des Wassers liegen in Abhängigkeit von Klima und Zufluss zwischen 10 und 30 Tagen. Die stromaufwärts gelegene Vorsperre Bühlow (Fläche: 118.000 m², Volumen: 292.000 m³) schützt die Talsperre vor dem Eintrag von Geschiebe.

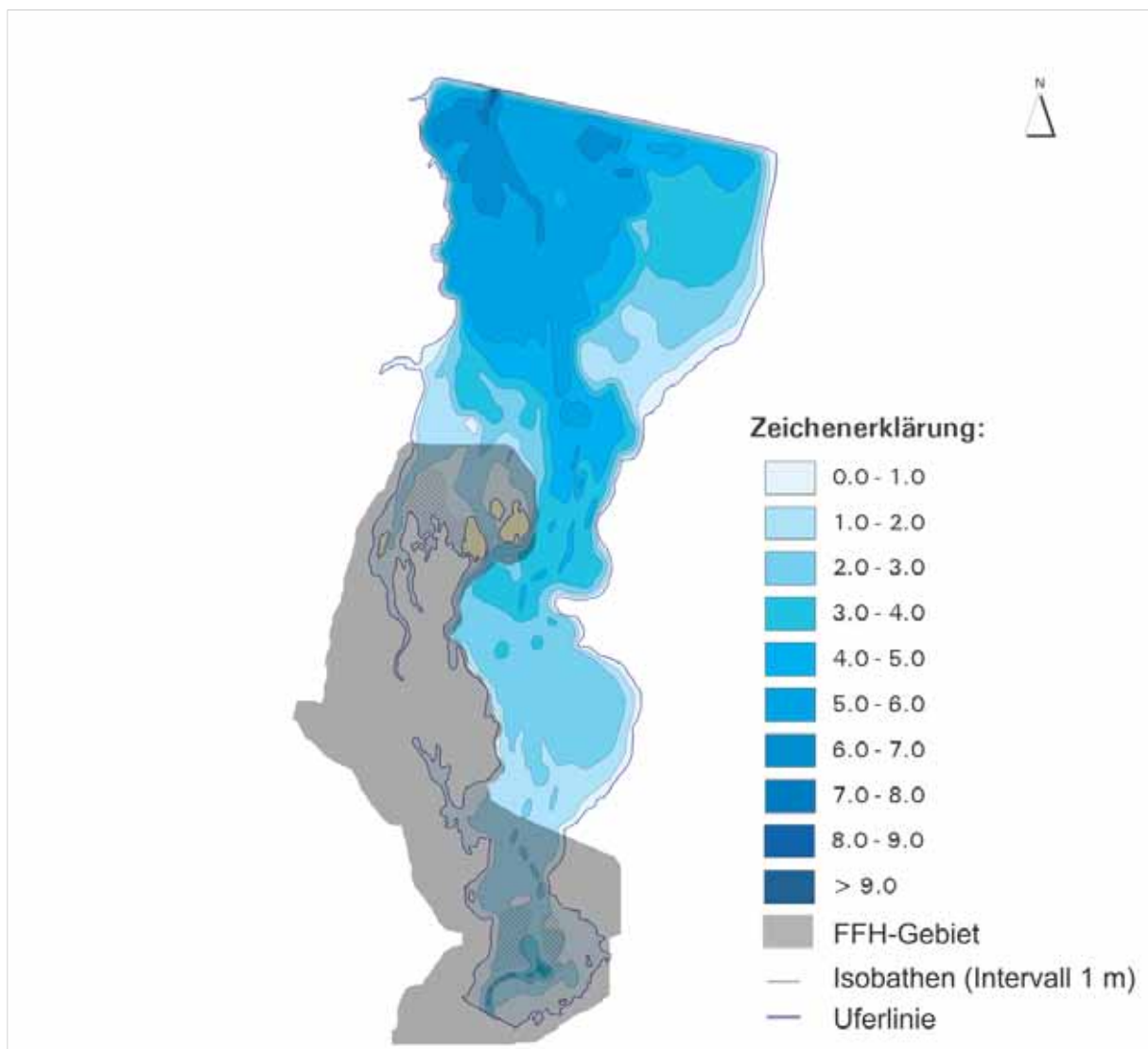


Abb. 3: Tiefenkarte der Talsperre Spremberg (Karte: LfU). Das Flora-Fauna-Habitat-Gebiet in der Talsperre Spremberg ist grau dargestellt.

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)	4,28	
	maximale Wassertiefe (m)	10	
	effektive Länge (m)	5.773	
	effektive Breite (m)	2.066	
	effektive Achsenlänge (m)	3.920	
	theoretische Epilimniontiefe (m)	8,52	
	Schichtdicke Epilimnion (m)	8,05	
	Tiefengradient	1,17	
	Verweilzeit unter Normalbetrieb (d)	8 - 20	
	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 4 stellt die Variation des Beckenwasserstandes in der Talsperre Spremberg in den Jahren 2009 bis 2019 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. 4). In den Untersuchungsjahren 2018 und 2019 wurden erneut niedrige Wasserstände in der Talsperre Spremberg beobachtet. Diese sind auf die klimatischen Bedingungen zurückzuführen. Die extremen Umweltbedingungen führten im Vergleich zum mittleren Pegel (\pm Standardabweichung) der Untersuchungsjahre 2015 bis 2017 von 9.184 ± 21 cm ü. NN zu einem Pegel von 9.040 cm ü. NN bzw. 9.051 ± 5 cm ü. NN während der Fischbestandsuntersuchungen 2018 bzw. 2019 (Abb. 4). Daraus ergibt sich ein, um 1,3 bzw. 1,4 m niedriger Wasserstand gegenüber dem Mittel der Vorjahre in der Talsperre Spremberg.

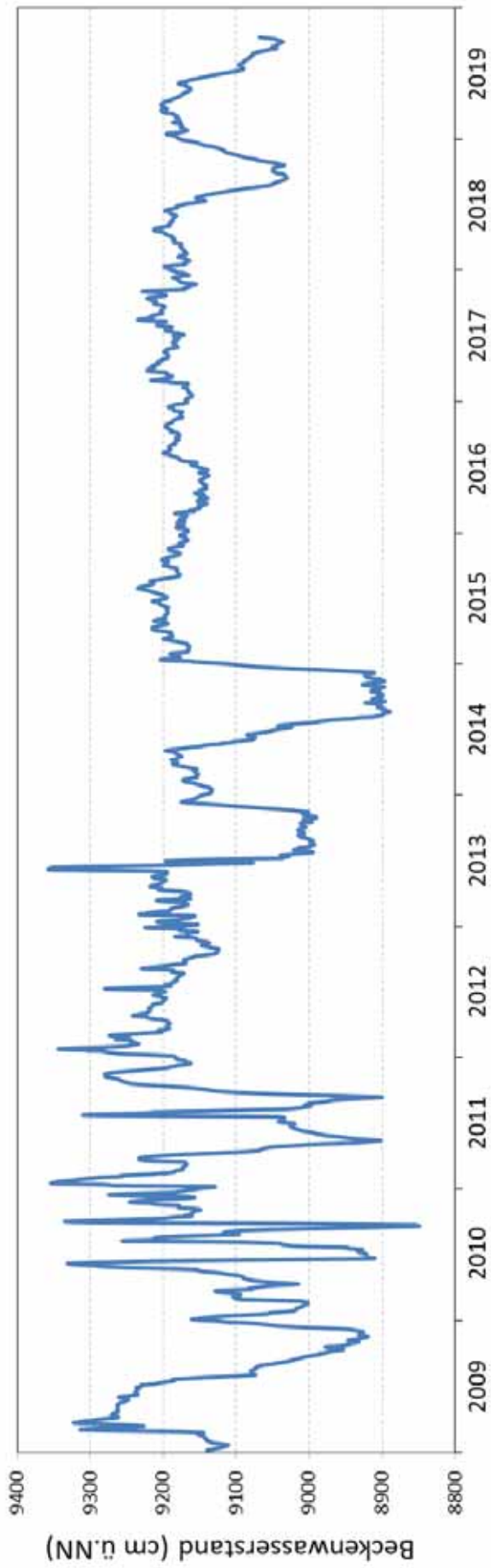


Abb. 4: Beckenwasserstände der Talsperre Spremberg vom 01.01.2009 bis 01.10.2019 (Daten: LfU)

3.3 Physikalische und wasserchemische Parameter

Sauerstoffkonzentration, pH-Wert und Temperaturschichtung

2019 war das Wasser der Talsperre während aller Untersuchungen auch über Grund ausreichend mit Sauerstoff versorgt. Die Sauerstoffkonzentrationen lagen zwischen 4,9 und 8,6 mg·l⁻¹ (Abb. 5). Der pH-Wert lag mit 8,4 im schwach alkalischen Bereich. Die Leitfähigkeit betrug 1.038 µS·cm⁻¹. Die Wassertemperaturen in der Wassersäule variierten geringfügig zwischen 23,4 °C an der Wasseroberfläche und 22,7 °C in Grundnähe. Während der Beprobung wies das Wasser der Talsperre keine stabile Temperaturschichtung auf (Abb. 5). Auch in den Vorjahren waren zu den Beprobungszeitpunkten keine Auffälligkeiten hinsichtlich der Sauerstoffversorgung des Wassers in der Talsperre Spremberg festzustellen (Abb. 5).

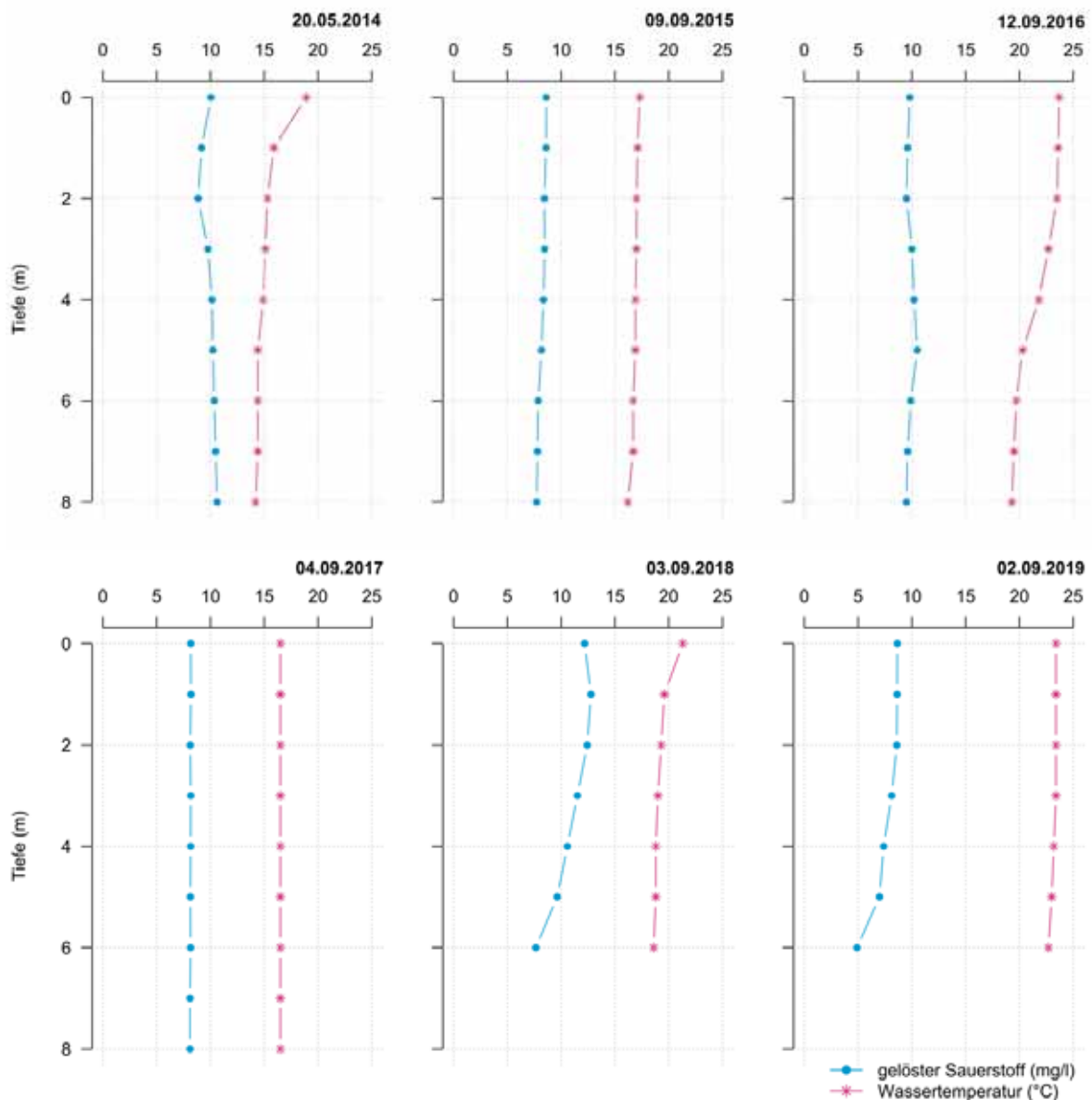


Abb. 5: Tiefenprofile der Wassertemperatur (°C; pink) und der Konzentration des gelösten Sauerstoffs (mg·l⁻¹; blau) in den Jahren 2013 - 2019 (Daten: IfB)

Trophie, Sulfat- und Eisenkonzentrationen

2019 war die Talsperre Spremberg anhand der zufließenden Nährstoffkonzentrationen und der Sichttiefe als eutroph zu bewerten. Die mittlere Gesamtposphorkonzentration (\pm Standardabweichung) im Frühjahr 2018 betrug $0,056 \pm 0,008 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Messstelle oberhalb der Talsperre, Spremberg-Wilhelmstal, Tab. 4). Im Vergleich zu den Vorjahren wurde 2019 eine unveränderte Trophie in der Talsperre Spremberg festgestellt.

Die Sulfatkonzentration des Spreewassers oberhalb der Talsperre lag in den ersten drei Quartalen 2019 im Mittel bei $444 \pm 29 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Unterhalb der Talsperre betrug die mittlere Sulfatkonzentration $422 \pm 28 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (LfU; Tab. 5). Weitere wichtige Wasserparameter sind in den Tabellen 4 und 5 dargestellt.

Abbildung 7 zeigt die mittlere Gesamteisenkonzentration an der Messstelle Bräsinchen unterhalb sowie an der Messstelle Spremberg-Wilhelmstal oberhalb der Talsperre Spremberg. Die mittlere Eisenkonzentration der Spree oberhalb der Talsperre lag in den ersten drei Quartalen 2018 im Mittel bei $4,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Spannweite 3,3 bis 6,2; Daten: LfU) und unterhalb der Talsperre bei $0,57 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Spannweite 0,28 bis 0,81; Daten: LfU). In den vergangenen Jahren war eine gleichbleibende durchschnittliche Eisenkonzentration unterhalb der Talsperre Spremberg (Messstelle Bräsinchen) zu verzeichnen (Abb. 7).

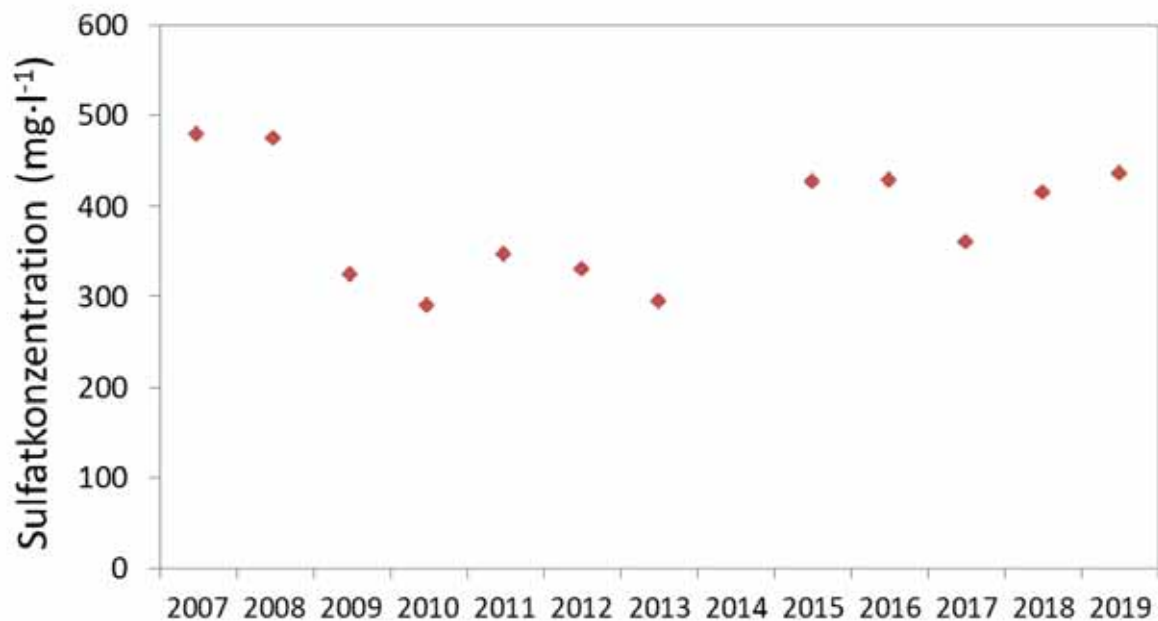


Abb. 6: Mittlere Sulfatkonzentrationen der Spree am Messpunkt Spremberg-Wilhelmstal in den Jahren 2007 bis 2013 sowie 2015 bis 2019 (Daten: LfU). Für das Jahr 2019 wurde ein Mittelwert aus den Werten des chemischen Monitorings der Talsperre Spremberg (Januar bis August 2019) gebildet.

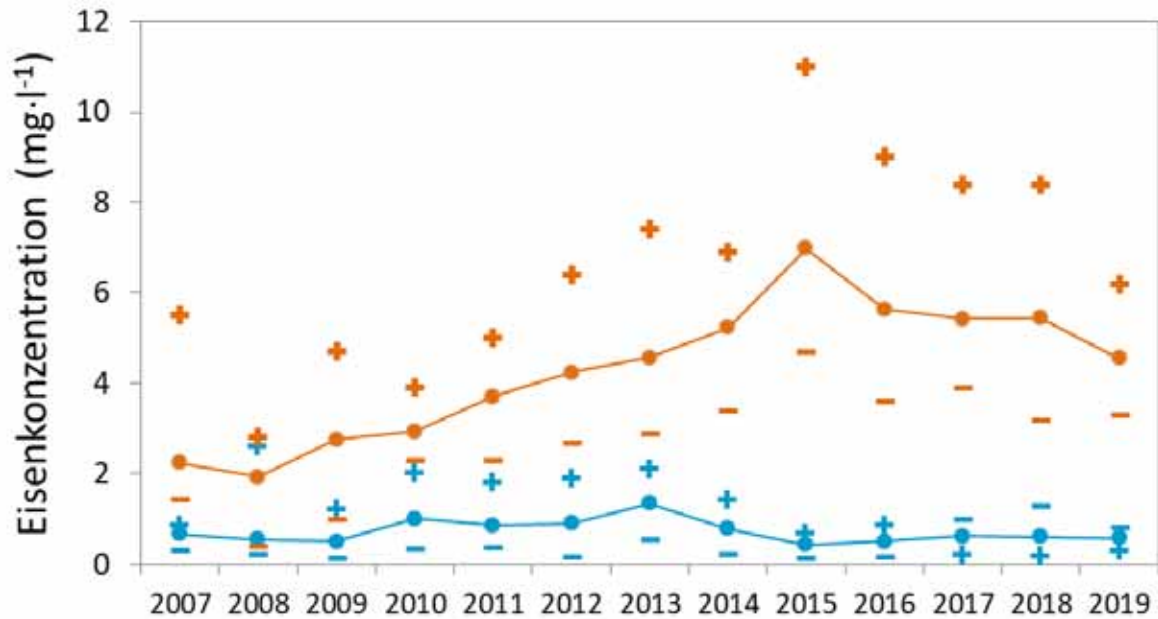


Abb. 7: Mittlere Eisenkonzentrationen der Spree oberhalb (Messstelle Spremberg-Wilhelmstal; orange) und unterhalb der Talsperre Spremberg (Messstelle Bräsinchen; hellblau) für die Jahre 2007 bis 2019. Die Werte für das Jahr 2019 beschreiben den Mittelwert über die Monate Januar bis September. „+“ und „-“ geben die Spannweite der Daten an (Daten: LfU).

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. 7, 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, wohingegen die Eisenkonzentrationen in der Spree oberhalb der Talsperre höher waren als im stromabwärts gelegenen Flussabschnitt (Abb. 7, Tab. 4 u. 5). Die pH-Werte erreichten allerdings auch oberhalb der Talsperre keine fischkritischen Werte.

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 (JANNECK *et al.*, 2009) und liegen deutlich unter den Konzentrationen, die unter ungünstigen Bedingungen (geringe Wasserhärte, erhöhte Kaliumkonzentration) Fische und Zooplanktonarten beeinträchtigen könnten (vgl. MOUNT *et al.*, 1997; SOUCEK & KENNEDY, 2005). Die mittlere Sulfatkonzentration der ersten drei Quartale 2018 liegt leicht unterhalb der Konzentrationen der Jahre 2015 und 2016 (Abb. 6, Tab. 4). Künftig könnten steigende Sulfatfrachten aus aktiven Braunkohletagebauen und Braunkohletagebauseen allerdings ein Risiko bilden. Ein höheres Risiko geht aber von steigenden Eisenfrachten und sinkenden pH-Werten aus (JANNECK *et al.*, 2009; 2010).

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)
17.01.2017	0,37	1,40	1,00	1,30	0,050	0,012	2,40	8,4	1.004	7,3	395
14.02.2017	0,43	1,50	1,10	1,10	0,056	0,007	2,90	7,1	993	7,1	421
14.03.2017	0,19	2,60	2,40	0,94	0,046	0,005	1,20	5,6	852	7,0	320
11.04.2017	0,21	1,10	0,90	1,70	0,036	n.b.	0,64	4,0	911	7,2	352
09.05.2017	0,43	1,60	1,10	0,39	0,025	n.b.	1,10	4,6	1.012	7,2	419
07.06.2017	0,29	1,10	0,82	0,64	0,028	n.b.	0,45	3,9	987	7,2	416
04.07.2017	0,23	0,89	0,64	1,10	0,072	0,008	0,11	5,9	909	7,2	374
29.08.2017	0,27	0,92	0,63	0,73	0,044	0,009	0,17	5,0	979	7,3	405
26.09.2017	0,25	0,98	0,71	1,00	0,066	0,006	0,32	5,3	828	7,1	317
24.10.2017	0,17	1,80	1,60	0,47	0,110	0,012	0,24	5,7	732	7,3	261
21.11.2017	0,37	2,00	1,60	0,38	0,049	0,008		4,3	843	7,1	319
19.12.2017	0,27	2,60	2,30	0,51	0,055	0,007		5,3	844	7,1	320
16.01.2018	0,32	2,70	2,30	0,28	0,047	0,005	1,90	5,7	906	7,3	368
14.02.2018	0,40	1,60	1,20	0,77	0,043	0,008	2,10	6,0	955	7,0	401
13.03.2018	0,30	1,10	0,83	1,30	0,059	0,005	1,20	6,9	902	7,2	360
10.04.2018	0,38	1,60	1,20	0,55	0,037	0,006	0,33	4,9	957	7,2	408
07.05.2018	0,39	1,10	0,65	0,70	0,031	0,009	0,36	4,6	1040	7,2	438
05.06.2018	0,24	0,76	0,50	0,52	0,036	0,01	0,14	4,8	1009	7,1	412
03.07.2018	0,30	1,0	0,69	0,49	0,031	0,012	0,29	4,7	1071	7,0	443
31.07.2018	0,20	0,76	0,54	0,55	0,036	0,008	0,03	5,2	999	7,2	415
28.08.2018	0,29	1,10	0,76	0,29	0,023	0,009	0,30	3,6	1051	7,1	460
25.09.2018	0,23	0,77	0,53	0,70	0,038	0,01	0,40	4,7	1.048	7,1	353
23.10.2018	0,29	0,58	0,28	0,86		0,007	1,50	6,2	1.073	7,0	450
20.11.2018	0,26	0,54	0,28	1,10	0,0280	0,003	2,20	8,4	1.023	7,2	407
18.12.2018	0,45	1,20	0,79	0,05	0,030	0,003	2,90	7,9	1.074	7,1	487
22.01.2019	0,44	2,50	2,00	0,34	0,040	0,005	2,10	5,8	983	7,2	431
19.02.2019	0,28	1,50	1,20	1,20	0,031	0,005	2,60	6,2	998	7,1	441
19.03.2019	0,31	2,70	2,40	0,05	0,020	0,005	1,10	4,9	845	6,9	380
16.04.2019	0,51				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	0,80	0,021	0,005	0,07	3,3	1.044	7,3	462
09.07.2019	0,24	0,72	0,46	0,70	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	0,06	4,4	1.010	7,2	467
04.09.2019							0,005	0,42	3,4	1.107	7,0

n.b. = nicht bestimmbar

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 (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)
17.01.2017	0,29	1,40	1,10	1,30	0,022	0,017	0,032	1,00	986	7,7	382
14.02.2017	0,23	1,00	0,77	1,40	0,018	0,006	0,013	0,78	996	7,4	419
14.03.2017	0,14	3,00	2,90	0,89	0,019	0,006	0,036	0,76	826	7,7	300
11.04.2017	0,10	1,10	0,94	1,70	0,021	n.b.	0,014	0,63	891	8,1	337
09.05.2017	0,11	0,95	0,83	0,95	0,022	n.b.	0,019	0,48	953	7,8	390
07.06.2017	0,10	0,59	0,49	0,80	0,017	n.b.	0,008	0,19	1.027	8,1	443
04.07.2017	0,09	0,86	0,76	0,38	0,019	0,007	0,011	0,28	991	8	433
29.08.2017	0,08	0,65	0,56	0,84	0,033	0,008	0,028	0,46	797	7,9	290
26.09.2017	0,16	0,96	0,78	0,35	0,023	0,007	0,035	0,51	907	7,7	362
24.10.2017	0,11	0,53	0,42	1,20	0,023	0,010	0,070	0,44	819	7,7	311
21.11.2017	0,21	1,70	1,50	0,67	0,028	0,008		0,98	789	7,6	273
19.12.2017	0,26	2,30	2,00	0,47	0,018	0,009		0,87	800	7,8	290
16.01.2018	0,19	3,50	3,30	0,17	0,033	0,006		1,30	778	7,8	283
14.02.2018	0,20	1,40	1,20	1,20	0,019	0,008		0,83	865	7,4	337
13.03.2018	0,27	1,20	0,96	1,20	0,022	0,006		1,10	915	7,6	373
10.04.2018	0,22	1,60	1,40	0,80	0,014	0,006		0,50	916	7,9	372
07.05.2018	0,18	1,30	1,10	0,40	0,028	0,009		0,41	944	7,7	378
05.06.2018	0,19	0,71	0,50	0,65	0,021	0,014		0,28	1003	7,4	382
03.07.2018	0,11	0,54	0,43	0,47		0,016		0,17	1035	7,7	416
31.07.2018	0,15	0,59	0,43	0,35	0,018	0,010		0,19	997	7,5	404
28.08.2018	0,12	0,50	0,37	0,52	0,039	0,010		0,83	1019	8,0	432
25.09.2018	0,09	0,46	0,36	0,62	0,033	0,010	0,032	0,58	1.030	8	449
23.10.2018	0,11	0,34	0,23	0,87	0,026	0,008	0,031	0,51	1.033	7,6	427
20.11.2018	0,18	0,54	0,35	0,92	0,020	0,003	0,031	0,64	1.055	7,8	429
18.12.2018	0,23	0,71	0,47	0,71	0,020	0,005	0,020	0,58	1.060	7,7	472
22.01.2019	0,18	1,10	0,93	1,30	0,028	0,005	0,030	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	2,40	0,05	0,010	0,005	0,008	0,71	911	7,3	430
16.04.2019	0,062				0,005	0,005	0,015	0,58	933	7,8	380
14.05.2019	0,094	0,53	0,44	0,77	0,012	0,005	0,020	0,31	1000	7,6	432
12.06.2019	0,099	0,40	0,29	0,60	0,015	0,005	0,011	0,28	994	7,8	425
09.07.2019	0,055	0,36	0,30	0,71	0,024	0,005	0,023	0,29	1.026	8,3	450
06.08.2019	0,076	0,23	0,15	0,82	0,036	0,005	0,031	0,77	1.011	7,5	449
04.09.2019						0,005	0,024	0,61	1.022	8,4	

n.b. = nicht bestimmbar

Sichttiefe

Die mittlere Sichttiefe \pm Standardabweichung (SD) in der Talsperre Spremberg betrug am 10. September 2019 116 ± 38 cm und variierte zwischen 60 und 150 cm ($n = 15$ Messpunkte; Abb. 8). Somit lag die mittlere Sichttiefe im September 2019 deutlich unter den ermittelten mittleren Sichttiefen in den Jahren 2017, 2016 und 2015 von jeweils 173 ± 58 cm, 317 ± 159 cm und 125 ± 61 cm. Jedoch ist die mittlere Sichttiefe 2019 vergleichbar mit der 2018 dokumentierten Sichttiefe von 102 ± 39 cm. Die zu Beginn des Monats September in den Jahren 2016 und 2017 beobachteten hohen Sichttiefen von jeweils maximal 560 und 230 cm, konnten 2018 und 2019 nicht erreicht werden. Das 2015 deutlich erkennbare Nord-Südgefälle der Sichttiefe, mit hohen Sichttiefen im Norden und geringen Werten im Süden der Talsperre wurde in den Folgejahren in geringerer Ausprägung festgestellt (Abb. 8).

Basierend auf der Trübung des Wassers konnte der Wasserkörper 2015 in die folgenden drei Bereiche eingeteilt werden: (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. 2016 waren die 2015 beobachteten Trübungsbereiche nicht mehr in vergleichbarem Ausmaß sichtbar, wurden aber 2017 im Vergleich zu 2016 wieder etwas deutlicher. Eine ausgeprägte Trübung konnte 2017 lediglich im Süden nahe des Einlaufs der Spree beobachtet werden (Abb. 8). Im aktuellen Untersuchungszeitraum wurde der in den Vorjahren 2015 bis 2017 beobachtete Klarwasserbereich im Norden der Talsperre nicht mehr in vergleichbarem Ausmaß festgestellt. Die Sichttiefe im nördlichen Bereich der Talsperre wurde für den Untersuchungszeitraum als leicht eingetrübt beschrieben. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass diese Entwicklung mit den Folgen der klimatischen Bedingungen 2018 und 2019 sowie möglicherweise mit der Räumung der Vorsperre einhergegangen ist. 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.

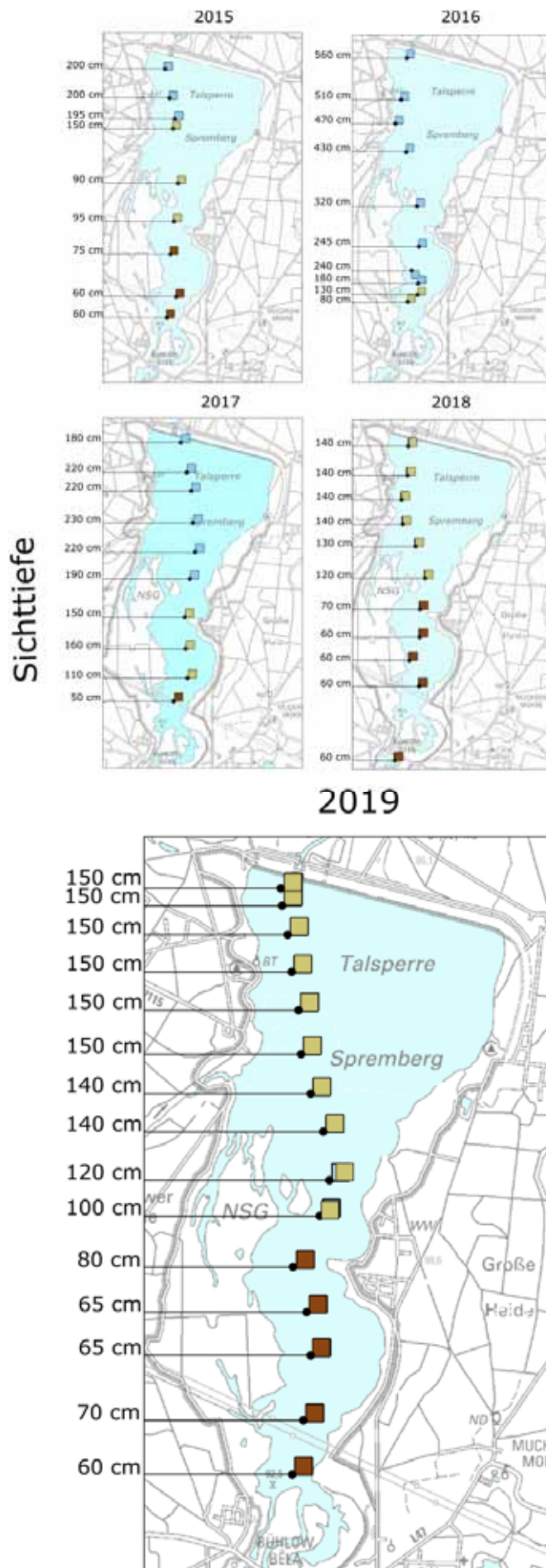


Abb. 8: Sichttiefen (cm) in der Talsperre Spremberg im September 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019

4. Makrozoobenthos

Zur Untersuchung der Benthosorganismen wurden im September 2019 insgesamt 18 Bodenproben genommen. Die Orte der Probenahme wurden in Transekte über das Gewässer verteilt angeordnet, 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 Spremberg (6 Proben, Probennummer 1 - 6) (Abb. 9).

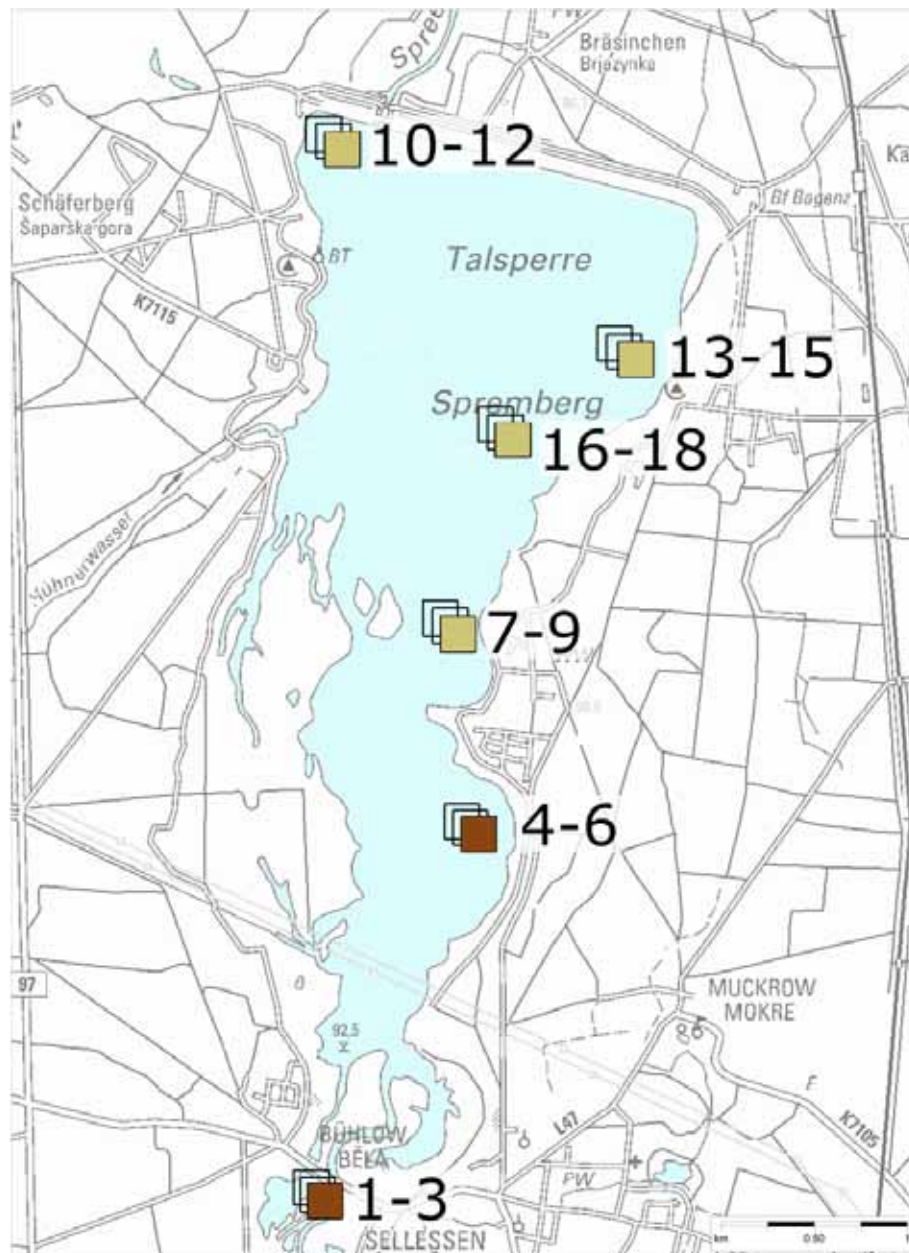


Abb. 9: Lage der Probenahmestellen zur Untersuchung der Benthosorganismen in der Talsperre Spremberg, September 2019 (Karte: Top 50 Brandenburg)

In allen Bodenproben wurden 2019 Benthosorganismen nachgewiesen (Abb. 10, Tab. 6). Dominiert wurde die Benthosgemeinschaft 2019, wie auch schon im Vorjahr, von Oligochaeten (Wenigborster) und Chironomiden (v. a. Arten der Tanypondiea und Tanytarsini) mit 31 bzw. 11 % der Benthosorganismen (Abb. 10). Darüber hinaus stellten Muscheln (v. a. Körbchenmuscheln und juvenile Unionidae sowie *Dreissena polymorpha*) und Schnecken weitere 14 % bzw. 37 % der Benthosgemeinschaft. Eintagsfliegen (Ephemeroptera, *Baetidae*) bildeten 3,2 % des Benthos. Arten anderer Tiergruppen (Larven der Köcherfliegen (Trichoptera), Gnizzen (*Ceratopogonidae*, *Bezzia* sp.), Nematoden) wurden nur vereinzelt gefunden ($\leq 2,1$ %). Schnecken waren in einzelnen Proben die dominierenden Benthosorganismen. 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 & RÜMLER (2014)) dominiert wird. Die Zusammensetzung der Benthosgemeinschaft 2019 war vergleichbar mit der ermittelten Gemeinschaft in den Untersuchungsjahren 2016, 2017 und 2018. Gegenüber den Vorjahren zeigte sich 2019 eine zunehmende Abundanz der Schnecken. 2015 bildeten Schnecken lediglich 0,5 % der Benthosorganismen, 2016 bereits 12 % und 2017 19 % der Benthoslebewesen. Nachdem der Anteil der Schnecken an der Benthosgemeinschaft im Untersuchungsjahr 2018 leicht zurückging, bildeten Schnecken in der Untersuchung 2019 etwa ein Drittel (37 %) der nachgewiesenen Organismen. Die Dichte, Abtropfmasse und Trockenmasse des Makrozoobenthos sind in Tabelle 6 sowie Abbildung 10 und 11 dargestellt.

Zwischen den drei Teilbereichen der Talsperre unterschieden sich weder mittlere Benthosdichte (einf. ANOVA: $F_{(2,15)} = 0,114$; $p = 0,9$) noch mittlere Benthostrockenmasse (einf. ANOVA: $F_{(2,15)} = 0,207$; $p = 0,9$) signifikant voneinander (Abb. 11). Ebenfalls wurden in den Untersuchungsjahren 2018 (Benthosdichte: einf. ANOVA: $F_{(2,15)} = 1,619$; $p = 0,2$; Benthostrockenmasse: einf. ANOVA: $F_{(2,15)} = 0,874$; $p = 0,4$) und 2017 (Benthosdichte: einf. ANOVA: $F_{(2,15)} = 0,746$; $p = 0,5$; Benthostrockenmasse: einf. ANOVA: $F_{(2,15)} = 0,472$; $p = 0,6$) keine signifikanten Unterschiede der mittleren Benthosdichten bzw. -trockenmassen zwischen den drei Bereichen der Talsperre festgestellt. Auch 2016 unterschied sich die mittlere Benthosdichte zwischen den drei untersuchten Bereichen nicht signifikant voneinander (einf. ANOVA: $F_{(2,15)} = 0,318$; $p = 0,7$) (Abb. 11). Die 2016 ermittelte mittlere Trockensubstanzmasse im südlichen Bereich war gegenüber der im nördlichen (einf. ANOVA: $F_{(2,15)} = 5,26$; $p = 0,019$; Tukey's Post-hoc-Test: $p = 0,03$) und mittleren Bereich signifikant erhöht (Tukey's Post-hoc-Test: $p = 0,03$) (Abb. 11). 2015 unterschieden sich weder die Dichte noch die Trockenmasse des Makrozoobenthos signifikant zwischen den drei 2015 wahrzunehmenden Trübungsbereichen (einf. ANOVA: Benthosdichte: $F_{(2,15)} = 0,503$, $p = 0,39$; Trockenmasse: $F_{(2,15)} = 0,895$, $p = 0,43$) (Abb. 11). Tendenziell nahm die Benthosdichte 2015 mit zunehmender Wassertiefe, unabhängig vom Bodensubstrat ab. Die Dichte der Benthosorganismen war 2014 im nördlichen Bereich der Talsperre signifikant geringer im Vergleich zum südlicheren Bereich (einf. ANOVA: $F_{(2,15)} = 4,37$, $p = 0,032$; Tukey's Post-hoc-Test $p = 0,04$). 2014 wurden keine signifikanten Unterschiede in der Benthostrockenmasse zwischen den Bereichen festgestellt (Abb. 11).

Bei dieser Betrachtung der unterschiedlichen Bereiche der Talsperre in den sechs Untersuchungsjahren konnte insgesamt kein direkter negativer Einfluss der Wasserkonditionierung auf das Makrozoobenthos festgestellt werden.

2019 betrug die mittlere Benthosdichte \pm SD 3.025 ± 7.406 Individuen \cdot m⁻². Damit entspricht die 2019 ermittelte Benthosdichte ca. 50 % der 2018 erfassten mittleren Benthosdichte von 6.817 ± 5.894 Individuen \cdot m⁻². 2017 betrug die mittlere Benthosdichte \pm SD 2.602 ± 2.343 Individuen \cdot m⁻². Im Vergleich zum Untersuchungsjahr 2017 ist eine Steigerung der mittleren Benthosdichte um ca. 260 % für 2018 und eine Steigerung um 16 % für 2019 zu verzeichnen.

Während in den Untersuchungsjahren 2016 (7.385 ± 4.977 Individuen \cdot m⁻²) und 2018 relativ hohe Benthosdichten nachgewiesen werden konnten, fielen die mittleren Benthosdichten in den Jahren 2015 (3.257 ± 2.295 Individuen \cdot m⁻²), 2017 und 2019 deutlich geringer aus. Im Frühjahr 2014, vor Beginn der Wasserkonditionierung und somit nicht direkt vergleichbar mit den Folgejahren, betrug die mittlere Benthosdichte \pm SD 977 ± 620 Individuen \cdot m⁻² (Abb. 12).

Signifikant unterschiedliche mittlere Benthosdichten wurden zwischen den Jahren 2014 und 2018 (einf. ANOVA: $F_{(5, 102)} = 4,984$; $p < 0,001$; Tukey's Post-hoc-Test: $p = 0,005$) sowie 2014 und 2016 (Tukey's Post-hoc-Test: $p < 0,001$) festgestellt (Abb.12). Weiterhin unterschieden sich die mittleren Benthosdichten zwischen den Jahren 2016 und 2017 (Tukey's Post-hoc-Test: $p = 0,02$). Signifikant unterschiedliche mittlere Trockenmassen des Benthos wurden nicht festgestellt (einf. ANOVA: $F_{(5, 102)} = 2,038$; $p = 0,079$) (Abb. 12).

In der Gesamtbetrachtung der Benthoserhebung wird deutlich, dass die Benthosgemeinschaft 2019 vergleichbar mit denen in den Untersuchungen der Jahre 2015 und 2017 war. Deutlich höhere Benthosdichten als im aktuellen Untersuchungsjahr konnten in den Jahren 2016 und 2018 beobachtet werden. Jedoch spiegelten sich die erhöhten Benthosdichten lediglich 2016 auch in einer gegenüber den anderen Untersuchungsjahren höheren Trockenmasse wider.

Die Benthosgemeinschaft unterliegt in ihrer Ausprägung natürlichen Schwankungen, die durch verschiedene biotische (z. B. Fraßdruck durch Fische) und abiotische Faktoren (z. B. Nährstoffverfügbarkeit, Wassertemperaturen, Wasserstand) beeinflusst werden. Dies wird auch bei der Betrachtung der Benthosuntersuchungen in der Talsperre Spremberg deutlich. So kann davon ausgegangen werden, dass die im Vergleich zum Vorjahr niedrige Benthosdichte 2019 auf Bestandsschwankungen infolge von v. a. niedrigen Wasserständen in den Sommermonaten der Jahre 2018 und 2019 und den damit einhergehenden Veränderungen der Umweltbedingungen für die Benthosorganismen in der Talsperre zurückzuführen sind. Ein weiterführendes Monitoring kann Aussagen über die langfristige Entwicklung der Benthosgemeinschaft in der Talsperre Spremberg erbringen.

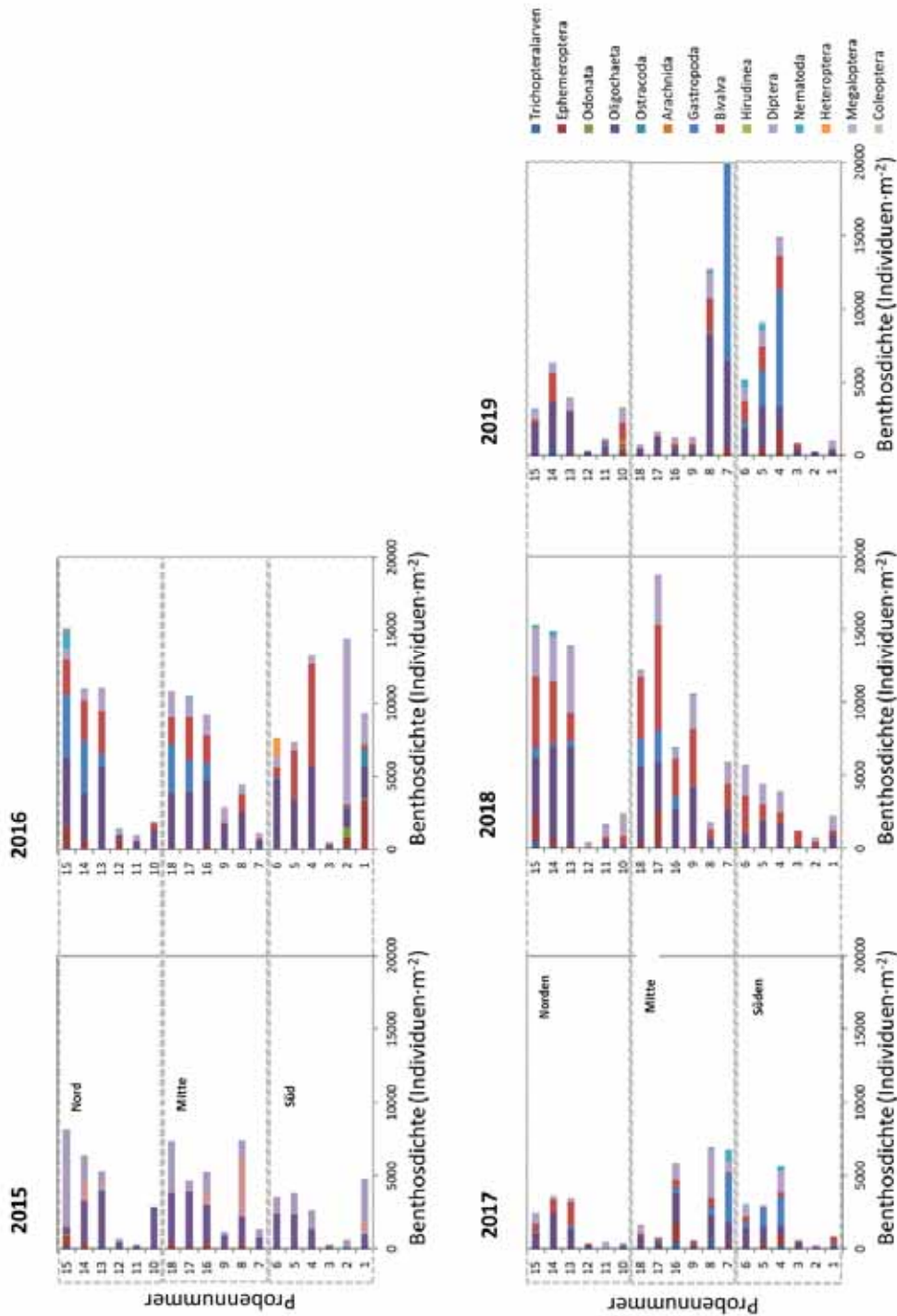


Abb. 10: Benthosdichte (Individuen·m⁻²) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg im September 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019

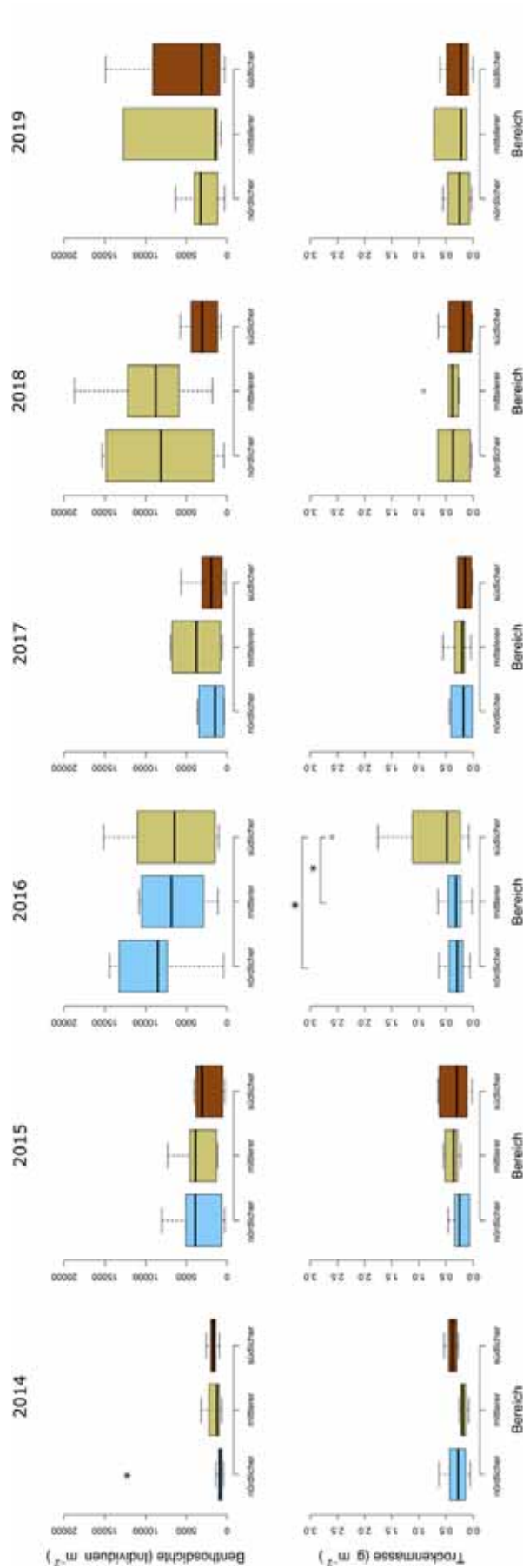


Abb. 11: Benthosdichte (Individuen·m⁻²) und Trockenmasse (g·m⁻²) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg in den Jahren 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. Die hellblauen Kästen stellen die Proben im Bereich ohne Wassereintrübung, die beige Kästen die mit einer geringen und die braunen Kästen die mit starker Eintrübung des Wassers dar. * kennzeichnet signifikante unterschiedliche Mittelwerte.

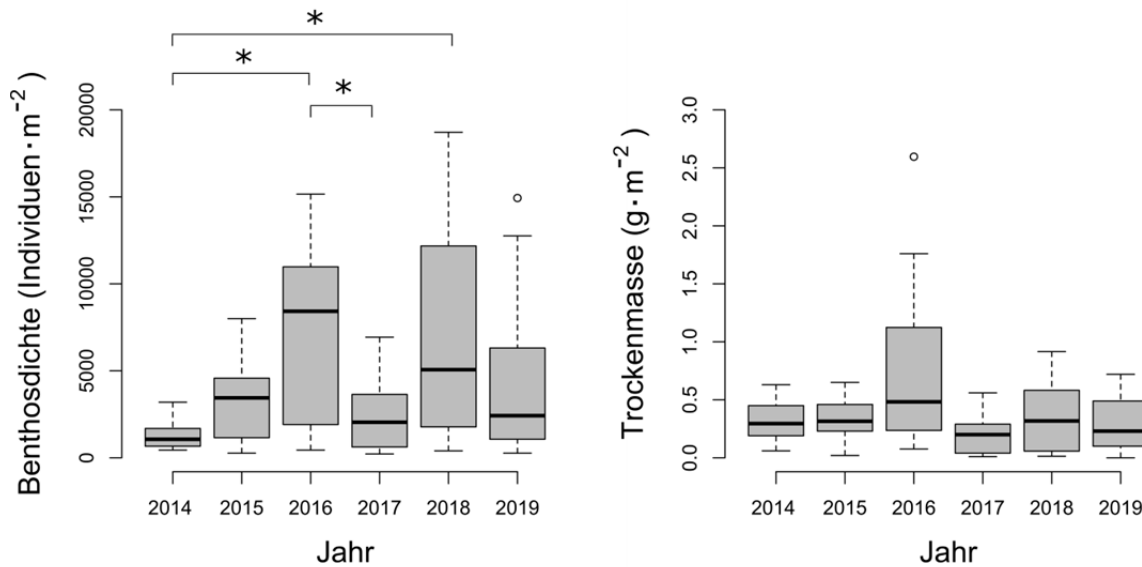


Abb. 12: Mittlere Benthosdichte (Individuen·m⁻²) und Trockenmasse (g·m⁻²) in der Talsperre Spremberg in den Jahren 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. * kennzeichnet signifikante unterschiedliche Mittelwerte.

Tab. 6: Makrozoobenthosdichten, Abtropf- und Trockenmassen der 18 Proben aus den drei Untersuchungsgebieten der Talsperre Spremberg im September 2019

Lage	Wasser- tiefe (m)	Substrat	Makrozoobenthos ohne Muscheln und Schnecken			Muscheln und Schnecken			
			Dichte (Stück·m ⁻²)	Abtropf- masse (g·m ⁻²)	Trocken- masse (g·m ⁻²)	Dichte (Stück·m ⁻²)	Abtropf- masse (g·m ⁻²)	Trocken- masse (g·m ⁻²)	
1	Süden	0,5	Schlamm	1.111	0,46	0,10	2.178	5,34	1,92
2	Süden	2,0	Sand	356	0,87	0,09	800	0,68	0,28
3	Süden	3,5	Kies	133	0,07	0,00	178	0,11	0,04
4	Süden	0,7	Schlamm	89	3,44	0,49	3.911	0,18	0,07
5	Süden	0,7	Schlamm	2.044	2,05	0,36	4.267	2,31	1,18
6	Süden	0,7	Schlamm	178	4,00	0,61	3.022	0,22	0,12
7	Mitte	1,9	Schlamm	222	0,76	0,12	978	1,18	0,09
8	Mitte	1,9	Schlamm	89	1,79	0,30	1.556	0,19	0,08
9	Mitte	1,8	Schlamm	0	0,87	0,15	756		
16	Mitte	0,5	Sand	3.978	4,02	0,72	9.156	95,87	60,61
17	Mitte	2,4	Sand	2.356	3,30	0,72	10.400	5,83	2,06
18	Mitte	3,4	Schlamm	222	0,81	0,12	1.022	1,5	0,56
10	Norden	6,0	Schlamm	178	0,45	0,07	889	0,68	0,38
11	Norden	4,5	Schlamm	0	0,26	0,03	267		
12	Norden	2,5	Sand	311	0,78	0,16	578	0,16	0,08
13	Norden	0,6	Sand	10.311	1,91	0,34	4.622	50,34	32,51
14	Norden	1,3	Sand	4.089	2,58	0,56	5.022	19,47	12,8
15	Norden	1,6	Sand	1.778	1,72	0,47	3.422	3,18	1,97

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. 7, Abb. 13, 14, 15). Alle Unioniden, auch als Najaden bezeichnet, durchlaufen in ihrer Individualentwicklung ein parasitäres Larvenstadium an Fischen. 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.

Tab. 7: Erfasste Großmuschelarten und deren aktuelle Gefährdungseinstufung 2019 (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*

Schutzstatus

- Gesetzlicher Schutz EU: ---
- Gesetzlicher Schutz Deutschland: besonders geschützte Art nach BArtSchV (Anhang I)
- Rote Liste BRD: innerhalb der Vorwarnliste aufgeführt
- Rote Liste Brandenburg: „regional gefährdet“



Abb. 13: *Unio pictorum* - Beispiele für erfasste Tiere in der Talsperre Spremberg (Foto: T. Berger, Gewässerökologisches Büro - Torsten Berger)

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 pro m² 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 (*Leuciscus cephalus*), Gründling (*Gobio gobio*), Schleie (*Tinca tinca*), Stichling (*Gasterosteus* sp.), Plötze (*Rutilus rutilus*) 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.

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

Schutzstatus

- Gesetzlicher Schutz EU: ---
- Gesetzlicher Schutz Deutschland: besonders geschützte Art nach BArtSchV (Anhang I)
- Rote Liste BRD: „stark gefährdet“
- Rote Liste Brandenburg: „regional gefährdet“



Abb. 14. *Unio tumidus* - Beispiele für erfasste Tiere in der Talsperre Spremberg (Foto: T. Berger, Gewässerökologisches Büro - Torsten Berger)

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 pro Quadratmeter 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.

Nach der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV), Anhang I zählt die Große Flussmuschel 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

Schutzstatus

- Gesetzlicher Schutz EU: ---
- Gesetzlicher Schutz Deutschland: besonders geschützte Art nach BArtSchV (Anhang I)
- Rote Liste BRD: innerhalb der Vorwarnliste aufgeführt
- Rote Liste Brandenburg: ---



Abb. 15: *Anodonta anatina* - Beispiele für erfasste Tiere in der Talsperre Spremberg (Foto: T. Berger, Gewässerökologisches Büro - Torsten Berger)

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 (*Leuciscus idus*), Bachforelle (*Salmo trutta*), Barsch, Döbel, Gründling, Güster (*Blicca bjoerkna*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*), Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*), Mühlkoppe (*Cottus gobio*), Rotfeder, Schleie, Stichling, Stint (*Osmerus eperlanus*) 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).

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 2019 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. A4 - A36) sowie einiger Leerschalenfunde und die Werte stichprobenartiger Vermessungen von lebenden Muscheln (Tab. A2).

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. Der weit von der Wasserlinie entfernt liegende Uferbereich (bei höherem Wasserstand) ist mit einem schmalen Schilfgürtel versehen. Dahinter wachsen Weiden, Espen und Kiefern. Auf dem trockenengefallenen Bereich haben sich kleinwüchsige Seggen angesiedelt. Der Strandabschnitt wird als „wilde“ Badestelle genutzt.



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

Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.65146° | O 14.41306° **Untersuchungsdatum:** 27.08.2019

Transektgröße: 12 m² (3 x 4 m) **Wassertiefe:** 40 - 50 cm

Entfernung vom Ufer: 10 - 13 m **Sichttiefe:** ca. 60 cm

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

Aquatische Vegetation: Am Gewässerrand liegende Steine sind mit fädigen Grünalgen bewachsen. Keine anderen Wasserpflanzen.

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	2	X
<i>Anodonta anatina</i> (LINNAEUS, 1758)	3	X

Besiedelungsdichte:

U. tumidus = 0,17 Tiere·m⁻² | *A. anatina* = 0,25 Tiere·m⁻²

Begleitfauna: *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Von allen drei Arten wurden zahlreiche Leerschalen gefunden, darunter die meisten von *U. pictorum* (auch Jungtiere). Es ist daher mit einem Rückgang des Bestandes von *U. pictorum* zu rechnen, die sich dort zurzeit offenbar nur bedingt verjüngen kann. Das einzige lebende Exemplar aus dem Transekt befindet sich wahrscheinlich noch im ersten Lebensjahr. Von *U. tumidus* wurde ebenfalls nur ein Tier (2. Lebensjahr) im Transekt gefunden. Die drei nachgewiesenen Exemplare von *A. anatina* befinden sich im ersten bzw. zweiten Lebensjahr. Außerhalb des Transektes wurden im Flachwasserbereich mehrere Jungtiere von *A. anatina*, überwiegend im ersten Lebensjahr, beobachtet.

Transekt 2

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.



Uferbereich an Probenahmestelle 2 in einer Bucht am Ostufer der Talsperre.

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

Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.63867° | O 14.40124° **Untersuchungsdatum:** 07.10.2019

Transektgröße: 8 m² (1 x 4 m + 1 x 4 m)

Wassertiefe: 3 m

Entfernung vom Ufer: ca. 20 m

Sichttiefe (Ufer/ Transekt): 40 cm/0 cm

Gewässersohle: Mit Pflanzenresten, Steinen und sehr viel Schlamm bedeckt.

Aquatische Vegetation: Im Süden der Bucht viel Großes Nixenkraut (*Najas marina*). Die Einstiegsstelle war nahezu ohne Vegetation. Dennoch befinden sich zahlreiche Pflanzenreste auf der Gewässersohle.

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	X
<i>Anodonta anatina</i> (LINNAEUS, 1758)	1	-

Besiedlungsdichte:

A. anatina = 0,125 Tiere·m⁻²

Begleitfauna: *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Eine realistische Einschätzung des Bestandes kann nicht erfolgen. Es wurde nur ein einziges lebendes Tier von *A. anatina* im Alter von etwa vier Jahren nachgewiesen. Das Transekt wartet, bedingt durch eine geringen Sichttiefe, mit äußerst schwierigen Bedingungen für eine Betauchung auf. Zudem ist die Gewässersohle mit zahlreichen Pflanzenresten und Steinen bedeckt, wodurch das Abtasten erschwert wird. Dennoch lässt sich die Aussage treffen, dass an dieser Stelle des Gewässers offenbar viele Muscheln absterben, teils bevor sie das reproduktionsfähige Alter erreicht haben. Die Anzahl der frisch abgestorbenen Tiere übertrifft die der lebenden deutlich.

Transekt 3

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 5 m hohen Steilhang vom Kiefernwald im Zentrum der Halbinsel getrennt. Die Talsperre wird auch hier von zahlreichen Anglern genutzt.



Uferbereich an Probenahmestelle 3 am Ostufer der Talsperre.

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

Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.63063° | O 14.39455° **Untersuchungsdatum:** 11.09.2019

Transektgröße: 12 m² (2 x 4 m + 2 x 2 m) **Wassertiefe:** 10 - 30 cm bzw. 40 - 70 cm

Entfernung vom Ufer: 0,5 - 2,5 m bzw. 2 - 4 m **Sichttiefe:** ca. 55 cm

Gewässersohle: Das Bodensubstrat ist sandig bis kiesig und mit einer dünnen Eisenockerauflage bedeckt. Keine Schlammschicht (im Flachwasser).

Aquatische Vegetation: Lückenhafter Gürtel aus Großem Nixenkraut.

Erfassungsmethode: Abtasten des Gewässerbodens mit Handaufsammlung im größeren Teiltransekt. Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung im kleineren Teiltransekt.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (LINNAEUS, 1758)	1	X
<i>Unio tumidus</i> PHILIPSSON, 1788	3	X
<i>Anodonta anatina</i> (LINNAEUS, 1758)	185	X

Besiedlungsdichte:

$U. pictorum = 0,08 \text{ Tiere} \cdot \text{m}^{-2}$ | $U. tumidus = 0,25 \text{ Tiere} \cdot \text{m}^{-2}$ | $A. anatina = 15,42 \text{ Tiere} \cdot \text{m}^{-2}$

Begleitfauna: *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Einem sehr geringen Bestand von *U. tumidus* und *U. pictorum* steht eine sehr große Anzahl von Teichmuscheln gegenüber. Diese resultiert vor allem aus der äußerst zahlreichen Nachkommenschaft aus dem Jahr 2019. Die fünf größeren Tiere sind zwei bis vier Jahre alt. Der hohen Reproduktionsrate von *A. anatina* am Transekt stehen zahlreiche, mehrheitlich frisch abgestorbene Individuen aller drei Großmuschelarten gegenüber. Die Anzahl der Leerschalen ist besonders bei den beiden Flussmuschelarten sehr hoch und umfasst neben einigen sehr jungen Tieren überwiegend drei- bis vierjährige Exemplare. Diese Tiere hatten gerade erst ein Alter erreicht, in dem sie mit der Fortpflanzung beginnen konnten (erste oder zweite Saison).

Transekt 4

Die Probenahmestelle 4 befindet sich auf der Südseite einer am Ostufer weit in das Gewässer hineinragenden Halbinsel am „Weißen Berg“. Nördlich der Hochspannungsleitung befindet sich hier die Stelle mit der geringsten Gewässerbreite des Staubeckens. Die Talsperre wird auch hier von zahlreichen Anglern genutzt.



Uferbereich an Probenahmestelle 4 am Ostufer der Talsperre.

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



Uferbereich an Probenahmestelle 4 und Spülsaum mit ockerhaltigem Schaum und Großem Nixenkraut.

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

Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.62973° | O 14.39423°

Untersuchungsdatum: 28.08.2019

Transektgröße: 10 m² (2 x 4 m + 1 x 2 m)

Wassertiefe: 30 - 80 cm

Entfernung vom Ufer: 2 - 6 m

Sichttiefe: ca. 40 cm

Gewässersohle: Untergrund kiesig/steinig, ab etwa 70 cm schwarzschlammig, sehr viele Steine, kleine Äste und Pflanzenreste. Deutlich sichtbare Verockerung (auch auf den Muschelschalen).

Aquatische Vegetation: Dichter Bestand von Großem Nixenkraut.

Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung.

Fortsetzung Transekt 4		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (LINNAEUS, 1758)	36	X
<i>Unio tumidus</i> PHILIPSSON, 1788	12	X
<i>Anodonta anatina</i> (LINNAEUS, 1758)	68	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 3,6 Tiere·m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 1,2 Tiere·m ⁻² <i>A. anatina</i> = 6,8 Tiere·m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Lymnea stagnalis</i> , <i>Planorbarius corneus</i> , <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
<p>Im Vergleich zu anderen Probenahmestellen sind hier alle drei Großmuschelarten relativ häufig. Die höchste Individuenzahl wird von <i>A. anatina</i> erreicht, zudem ist bei dieser Art auch eine kontinuierliche Reproduktion festzustellen. Es wird eingeschätzt, dass die ältesten Tiere vier Jahre alt sind. Die jüngsten Exemplare von <i>U. pictorum</i> befinden sich im zweiten Lebensjahr, weitere im dritten und vierten. Die ältesten Tiere sind vier, möglicherweise auch fünf Jahre alt. Ebenso ist die Situation bei <i>U. tumidu</i>. Zwei der nachgewiesenen Tiere befinden sich im ersten, drei im zweiten, drei im dritten, eine im vierten und zwei im fünften Lebensjahr. Das größte Exemplar ist etwa fünf Jahre alt.</p> <p>Insgesamt wird festgestellt, dass im Transekt 4 bei allen drei Großmuschelarten eine regelmäßige Reproduktion stattfindet. Es sollte jedoch nicht übersehen werden, dass den lebend nachgewiesenen Muscheln auch eine große Anzahl Leerschalen von Tieren entgegensteht, die ihre potenzielle Altersgrenze nicht erreichen konnten.</p>		

Transekt 6

Die ursprünglich vorgesehene Probenahmestelle, die auch 2017 untersucht wurde, konnte im Jahr 2019 nicht beprobt werden. Vergleichbar mit den Transekten 1 und 10, die ebenfalls über eine sehr flach abfallende Uferzone verfügen, war das Wasser hier weit zurückgewichen. Während an anderen Probenahmestellen das Transekt jedoch einfach weiter in das Gewässer hinein verlegt werden konnte, war dies hier aufgrund der dicken Schlammschicht am Boden nicht durchführbar. Zudem war die Flachwasserzone sehr dicht mit Wasserpflanzen bewachsen. Als alternative Probenahmestelle wurde schließlich ein Uferbereich weiter nördlich in der gleichen Bucht ausgewählt, wo sich die Beschaffenheit des Untergrundes günstiger gestaltete.

Die ersatzmäßig ausgewählte Probestelle befindet sich am Südostufer der Talsperre. Am Rande des breiten, mit Seggen und Knöterich bewachsenen Strandes zieht sich ein Schilfgürtel entlang hinter dem das Gelände allmählich um einige Meter ansteigt. Am Strand bzw. auf dem Wasser liegen einige Boote.



Ursprüngliche Probenahmestelle 6 am Bootssteg des Segelsportvereins.
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



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

Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.62696° O 14.39847°	Untersuchungsdatum: 19.09.2019
Transektgröße: 12 m ² (3 x 4 m)	Wassertiefe: 20 - 40 cm
Entfernung vom Ufer: 2 - 6 m	Sichttiefe: ca. 30 cm
Gewässersohle: Kiesig und fest, mit zunehmendem Abstand vom Ufer dicker werdende aufgelagerte schwarze Schlammschicht mit Ockeranteilen sowie Zunahme von Pflanzenresten (Blätter, kleinere Äste, Rinde, Eicheln und Kiefernzapfen).	
Aquatische Vegetation: Am Ufer: Seggen und Knöterich (<i>Persicaria</i>), im Transekt: Großes Nixenkraut.	

Fortsetzung Transekt 6		
Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung.		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (LINNAEUS, 1758)	5	X
<i>Unio tumidus</i> PHILIPSSON, 1788	4	X
<i>Anodonta anatina</i> (LINNAEUS, 1758)	42	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0,42 Tiere·m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0,33 Tiere·m ⁻² <i>A. anatina</i> = 3,5 Tiere·m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Bithynia tentaculata</i> , <i>Lymnea stagnalis</i> , <i>Physa acuta</i> , <i>Planorbarius corneus</i> , <i>Potamopyrgus antipodarum</i> , <i>Radix auricularia</i> , <i>Radix balthica</i> , <i>Stagnicola</i> sp., <i>Dreissena polymorpha</i> , <i>Pisidium</i> sp.		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
<p>Auch in diesem Transekt ist <i>A. anatina</i> am zahlreichsten vertreten, während nur wenige Flussmuscheln nachgewiesen wurden. Die fünf Exemplare von <i>U. pictorum</i> befinden sich im zweiten bis vierten Lebensjahr. Die drei kleineren Tiere von <i>U. tumidus</i> sind über ein Jahr alt, das größte wird auf ein Alter von drei bis vier Jahren geschätzt. Da noch kleinere Jungtiere schwerer zu finden sind, ist bei den Flussmuscheln beider Arten von einer kontinuierlichen Reproduktion auszugehen.</p> <p>Bei <i>A. anatina</i> sind alle Jahrgänge bis zum fünften Lebensjahr vertreten. Die jüngsten Tiere sind erst wenige Monate alt. Dieser erfreulichen Entwicklung stehen jedoch wiederum zahlreiche frische Leerschalen aller drei Arten gegenüber.</p>		

Transekt 8

Das Transekt befindet sich am südwestlichen Ufer der Talsperre Spremberg und stellt die südlichste Untersuchungsfläche dar. In Sichtweite überquert eine Hochspannungsleitung das Gewässer. Die Ufer sind bewaldet (gewässernah mit Weiden und Espen), der Strand- und Flachwasserbereich ist mit zahlreichen Wasserpflanzen verschiedener Arten (z. B. Pfeilkraut, Igelkolben, Wasserfenchel und Schwanenblume) besiedelt. An der Probenahmestelle endet ein genutzter Waldweg.



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

Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.62159° O 14.38900°		Untersuchungsdatum: 27.08.2019
Transektgröße: 10 m ² (4 x 2 m + 1 x 2 m)		Wassertiefe: 60 - 100 cm
Entfernung vom Ufer: 4 - 6 m		Sichttiefe: ca. 30 - 35 cm
Gewässersohle: Im Uferbereich noch überwiegend sandig/kiesig, jedoch schnelle Zunahme von Schlack und Schlamm. Grund instabil und nachgebend, mit leichter Eisenockerauflage.		
Aquatische Vegetation: Am Ufer dicht und artenreich: z. B. Gewöhnliches und Breitblättriges Pfeilkraut (<i>Sagittaria sagittifolia</i> , <i>S. latifolia</i>), Igelkolben (<i>Sparganium</i>), Großer Wasserfenchel (<i>Oenanthe aquatica</i>) und Schwanenblume (<i>Butomus umbellatus</i>). Nur im Wasser: Großes Nixenkraut.		
Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung.		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (LINNAEUS, 1758)	5	X
<i>Unio tumidus</i> PHILIPSSON, 1788	2	X
<i>Anodonta anatina</i> (LINNAEUS, 1758)	17	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0,5 Tiere·m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0,2 Tiere·m ⁻² <i>A. anatina</i> = 1,7 Tiere·m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Bithynia tentaculata</i> , <i>Lymnea stagnalis</i> , <i>Physa acuta</i> , <i>Radix auricularia</i> , <i>Radix balthica</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		

Fortsetzung Transekt 8**Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:**

Obwohl *A. anatina* auch in diesem Transekt die höchste Individuenzahl erreichte, war die Anzahl der Jungtiere vergleichsweise gering. Nur zwei Muscheln befinden sich im ersten Lebensjahr, der Jahrgang von 2018 scheint ganz zu fehlen bzw. nur durch ein Exemplar vertreten zu sein. Der größte Teil der Muscheln ist im dritten bis fünften Lebensjahr. Die Nachkommen von *U. pictorum* sind zwei und drei Jahre alt. Ein großes Exemplar von *U. tumidus* befindet sich im vierten oder fünften Lebensjahr, ein kleineres (untypisch aussehendes) im zweiten oder dritten. Sehr junge Tiere fehlen bei beiden Flussmuschelarten.

Nach den zahlreichen Leerschalen zu urteilen, muss die Individuendichte bei den Flussmuscheln in den Vorjahren größer gewesen sein. Der hohe Anteil abgestorbener Tiere, in Verbindung mit dem niedrigen Reproduktionserfolg, deutet auf ungünstige Bedingungen für die beiden Arten in der Talsperre hin.

Transekt 9

Die Probenahmestelle 9 befindet sich im Südwesten der Talsperre. Der Flachwasserbereich war nahezu geschlossen mit einem wenige Meter breiten Streifen aus Großem Nixenkraut bedeckt. Dahinter nahm die Wassertiefe schnell zu. Zum Teil wird der Strand von einem schmalen aufgelockerten Schilfgürtel mit Weiden umgeben, hinter dem ein Wald aus Kiefern, Espen und Birken beginnt. 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. Wegen eines sehr starken Bestandes des Großen Nixenkraut kamen nur wenige Stellen für eine Beprobung in Frage. (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.62690° | O 14.38603° **Untersuchungsdatum:** 21.08.2019

Transektgröße: 12 m² (3 x 4 m)

Wassertiefe: 70 - 100 cm

Entfernung vom Ufer: 4 - 7 m

Sichttiefe: ca. 40 cm

Gewässersohle: Die Gewässersohle war mit zahlreichen Pflanzenresten, größeren und kleineren Ästen und Steinen sowie einer Schlammschicht bedeckt, Grund instabil und nachgebend, geringe Eisenockerablagerungen.

Aquatische Vegetation: Ausgedehnte Bestände von Großem Nixenkraut.

Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (LINNAEUS, 1758)	33	X
<i>Unio tumidus</i> PHILIPSSON, 1788	7	-
<i>Anodonta anatina</i> (LINNAEUS, 1758)	51	X

Besiedlungsdichte:

$U. pictorum = 2,75 \text{ Tiere} \cdot \text{m}^{-2}$ | $U. tumidus = 0,58 \text{ Tiere} \cdot \text{m}^{-2}$ | $A. anatina = 4,25 \text{ Tiere} \cdot \text{m}^{-2}$

Begleitfauna: *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Alle drei Großmuschelarten sind im Vergleich zu anderen Probenahmestellen relativ häufig und erzeugen regelmäßig Nachkommen. Nur im Transekt 4 wurden noch ähnlich hohe Bestandsdichten bei den zwei Flussmuschelarten erreicht. Bei *U. pictorum* und *U. tumidus* sind Jungtiere im ersten bis dritten Lebensjahr zu beobachten. Die beiden größten *U. tumidus*-Exemplare sind drei bis vier Jahre alt. Von *A. anatina* befinden sich 20 Tiere im ersten und zweiten, weitere im dritten Lebensjahr. Allerdings starben auch viele Tiere aller Jahrgänge in der Vergangenheit ab. Am Ufer lagen zahlreiche Leergehäuse von *A. anatina* und *U. pictorum*. Von *U. tumidus* wurden keine Leerschalen gefunden.

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 Uferbereich ist hier sehr flach, weshalb sich beim vorherrschenden Niedrigwasser ein breiter Sandstrand ausgebildet hat.



Uferbereich an Probenahmestelle 10 am Westufer der Talsperre. Durch einen Schilfgürtel führt ein Weg zum Strand. (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Blick auf die Strandbereiche links und rechts der Probenahmestelle. (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.64516° O 14.38525°	Untersuchungsdatum: 10.09.2019
Transektgröße: 12 m ² (3 x 4 m)	Wassertiefe: 60 - 90 cm
Entfernung vom Ufer: 5 - 8 m	Sichttiefe: ca. 60 cm
Gewässersohle: Die Gewässersohle besteht aus einer sehr festen Kiesschicht mit einer etwa 10 cm hohen Sandauflagerung. Sehr kleine Jungmuscheln, die nur in diesem Transekt beobachtet wurden, können hier offenbar nicht in tiefere Bodenschichten eindringen. Keine Schlammauflage oder Verockerung vorhanden.	
Aquatische Vegetation: Großes Nixenkraut, Vorkommen weniger ausgedehnt als bei anderen Transekten.	
Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung.	

Fortsetzung Transekt 10		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (LINNAEUS, 1758)	-	X
<i>Unio tumidus</i> PHILIPSSON, 1788	19	X
<i>Anodonta anatina</i> (LINNAEUS, 1758)	46	X
Besiedlungsdichte: <i>U. tumidus</i> = 1,58 Tiere·m ⁻² <i>A. anatina</i> = 3,83 Tiere·m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Potamopyrgus antipodarum</i> , <i>Radix auricularia</i> , <i>Radix balthica</i> , <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i> , <i>Pisidium sp.</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
<p>Im Transekt 10 wurde die größte Anzahl von Tieren der Art <i>U. tumidus</i> beobachtet. Die meisten Lebendnachweise entfallen bei <i>U. tumidus</i> und <i>A. anatina</i> auf sehr junge Exemplare - bei beiden Arten sind für die Saison 2019 hohe Reproduktionsraten zu verzeichnen. Lebende <i>U. pictorum</i> fehlen dagegen völlig.</p> <p>Die ältesten Teichmuscheln sind etwa vier Jahre alt. Seitdem hat eine regelmäßige jährliche Reproduktion stattgefunden. Eine größere Zahl von Jungtieren befindet sich im ersten bzw. zweiten Lebensjahr. Wie bereits oben erwähnt, steht das Auffinden sehr kleiner Muscheln, vor allem von <i>U. tumidus</i>, bei beiden Arten wahrscheinlich mit dem harten Bodensubstrat im Zusammenhang. Diese Beschaffenheit des Gewässerbodens erlaubt es den Jungtieren nicht, sich tiefer einzugraben.</p> <p>Zwei ältere Exemplare von <i>U. tumidus</i> sind etwa vier Jahre alt. Im Gegensatz zu <i>A. anatina</i> kann jedoch keine kontinuierliche Reproduktion festgestellt werden. Neben 16 einjährigen Tieren befindet sich nur eines im zweiten Lebensjahr. Die Alterskohorten zweites und drittes Lebensjahr fehlen damit fast völlig.</p>		

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. Trotz des sehr niedrigen Wasserstandes ist der Strandbereich nur wenige Meter breit. Hinter einem schmalen Streifen aus Weidengebüsch erhebt sich ein Steilhang von etwa 10 m Höhe. Die Stelle ist daher mit Tauchausrüstung schwer zugänglich. Südlich des Transekts befindet sich eine Bootsanlegestelle (mit Rampe), einige Boote liegen im Wasser.



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



Blick auf die Uferbereiche links und rechts der Probenahmestelle.
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 12		
Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.65661° O 14.38338°		Untersuchungsdatum: 29.08.2019
Transektgröße: 8 m ² (1 x 4 m + 1 x 4 m)		Wassertiefe: 2,5 - 3,5 m
Entfernung vom Ufer: ca. 15 m		Sichttiefe (Ufer/Transekt): 60/30 cm
Gewässersohle: Sehr feinsandiges helles Substrat, keine Verockerung. Keine Steine oder Pflanzenreste auf dem Gewässerboden. Ab etwa 4 m Wassertiefe beginnt Ablagerung von Faulschlamm.		
Aquatische Vegetation: Im Flachwasserbereich: Aufgelockerter Gürtel aus Großem Nixenkraut, wenig Tausendblatt (<i>Myriophyllum</i>). Im Transekt: Keine.		
Erfassungsmethode: Tauchkartierung. Gerätetauchgang mit Pressluft.		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (LINNAEUS, 1758)	-	X
<i>Unio tumidus</i> PHILIPSSON, 1788	1	X
<i>Anodonta anatina</i> (LINNAEUS, 1758)	9	-
Besiedelungsdichte: <i>U. tumidus</i> = 0,125 3,83 Tiere·m ⁻² <i>A. anatina</i> = 1,125 3,83 Tiere·m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Physa acuta</i> , <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
<p>Die dicht beieinander liegenden Transekte zeichnen sich allgemein durch das Vorkommen weniger Muscheln aus. Am häufigsten ist noch <i>A. anatina</i>. Das älteste Exemplar dieser Art dürfte mindestens fünf Jahre alt sein (und damit geschätzt das älteste lebend nachgewiesene Tier überhaupt), das jüngste befindet sich im zweiten oder dritten Lebensjahr. Es wird eingeschätzt, dass sich der überwiegende Teil der Muscheln (sieben Exemplare) im vierten Lebensjahr befindet. Damit ist im Vergleich zu anderen Transekten eine verminderte oder gar nicht mehr stattfindende Reproduktion in den vergangenen zwei Jahren festzustellen.</p> <p><i>U. pictorum</i> ist nur durch Leerschalen vertreten. Das einzige Exemplar von <i>U. tumidus</i> befindet sich im vierten Lebensjahr. Auch hier scheint in den letzten Jahren keine Reproduktion stattgefunden zu haben.</p> <p>Ein Trockenfallen des Lebensraumes kann als Ursache ausgeschlossen werden, da es sich hier um einen tieferen, auch in den letzten Jahren immer mit Wasser bedeckten Bereich handelt. Außerdem ist von einer nahezu vollständigen Erfassung der Muscheln auszugehen, da diese noch gesehen und im weichen Substrat sehr gut ertastet werden konnten.</p> <p>Neben den hohen Wassertemperaturen, zumindest in den letzten zwei Sommern, ist noch ein weiterer Aspekt zu berücksichtigen. Neben der Nahrungskonkurrenz durch <i>D. polymorpha</i> könnte die sich die etablierende Population der Grobgerippte Körbchenmuschel (<i>C. fluminea</i>) ebenfalls eine wachsende Beeinträchtigung darstellen. <i>C. fluminea</i> war an den Probenahmestellen 12 und 13 besonders ausgeprägt.</p>		

Transekt 13		
Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.65661° O 14.38338°		Untersuchungsdatum: 29.08.2019
Transektgröße: 8 m ² (1 x 4 m + 1 x 4 m)		Wassertiefe: 5 m
Entfernung vom Ufer: ca. 30 m		Sichttiefe (Ufer/Transekt): 60/10 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 Flachwasserbereich: Aufgelockerter Gürtel aus Großem Nixenkraut, wenig Tausendblatt. Im Transekt: Keine.		
Erfassungsmethode: Tauchkartierung. Gerätetauchgang mit Pressluft.		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (LINNAEUS, 1758)	1	X
<i>Unio tumidus</i> PHILIPSSON, 1788	1	X
<i>Anodonta anatina</i> (LINNAEUS, 1758)	6	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0,125 Tiere·m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0,125 Tiere·m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0,75 Tiere·m ⁻²		
Begleitfauna: Im Transekt: <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i> / Im Flachwasser: <i>Lymnea stagnalis</i> , <i>Planorbarius corneus</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Insgesamt ist der Muschelbestand im Transekt 13 gering. Wie auch im Transekt 12 ist hier zudem eine fehlende oder eingeschränkte Reproduktion in den vergangenen zwei bis drei Jahren festzustellen. Die größeren <i>A. anatina</i> sind drei und vier, das jüngste Exemplar zwei Jahre alt. Die beiden Flussmuscheln befinden sich im dritten, maximal im vierten Lebensjahr. Anhand der Leerschalen lässt sich beobachten, dass sowohl ältere, reproduktionsfähige Tiere, als auch Jungtiere in den letzten Monaten abgestorben sind. Siehe auch Anmerkungen zu Transekt 12.		

5.3 Häufigkeit, Altersstruktur, Besiedlungsdichte, gewässerspezifische Verteilung und Begleitfauna

Insgesamt wurde in der Talsperre Spremberg eine Fläche von 104 m², aufgeteilt auf 10 Transekte zwischen 8 und 12 m², auf das Vorkommen von Großmuscheln untersucht. Dabei wurden 81 *U. pictorum*, 51 *U. tumidus* und 428 *A. anatina* in den Altersklassen von 0 bis 5 Jahren nachgewiesen. Der prozentuale Anteil an der Gesamtzahl aller Großmuscheln (n = 560) liegt bei 14,5 % für *U. pictorum*, 9,1 % für *U. tumidus* und 76,4 % für *A. anatina* (Tab. 8).

Bezogen auf alle Transekte ergibt sich daraus eine Besiedlungsdichte von 0,78 Tieren· m⁻² für *U. pictorum*; 0,49 Tiere· m⁻² für *U. tumidus* und 4,11 Tiere· m⁻² für *A. anatina* (Tab. 8). Diese Werte bleiben 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. Insbesondere scheinen die Bedingungen für *U. tumidus* nicht optimal zu sein, die Art mit den höchsten Ansprüchen an den Lebensraum.

Altersstruktur, Gefährdungen und Bestandserhaltung

Die ältesten, lebend nachgewiesenen Tiere waren bei den diesjährigen Untersuchungen vier bis fünf Jahre alt. Diese Altersstruktur korreliert mit der Angabe, dass im Jahr 2014 der Wasserstand in der Talsperre erheblich abgesenkt wurde. Infolge dieser Maßnahme, waren die in den Jahren ab 2015 durchgeführten Untersuchungen von einer Wiederbesiedelung der Außenbereiche des Staubeckens geprägt.

Jungtiere aus dem Jahr 2019 wurden, gemessen an der Gesamtzahl der Muscheln, zahlreich beobachtet. Auch aus dem Zeitraum 2015 - 2018 wurden Jungtiere nachgewiesen. Obwohl Unterschiede hinsichtlich des Fortpflanzungserfolges an den Probenahmestellen bestehen, ist doch insgesamt eine regelmäßige Reproduktion aller drei Arten festzustellen. Besonders die Population von *A. anatina* zeichnet sich durch eine zahlreiche Nachkommenschaft aus.

Dennoch sind die Bestände keineswegs als gesichert anzusehen, da offenbar vor allem innerhalb des letzten Jahres zahlreiche Tiere aller Jahrgänge abstarben. Beim Monitoring ist der Eindruck entstanden, dass alle drei Großmuschelarten in der Talsperre ihr Alterspotenzial nicht ausschöpfen können und die Tiere daher kaum eine Möglichkeit zur Fortpflanzung haben. Eine längere Reproduktionszeit (Jahre) wäre jedoch äußerst wichtig für die Stabilisierung der Bestände, die durch Schwankungen des Wasserstandes bedeutend gestresst werden und sich immer wieder neu anpassen müssen. Wie bereits an anderer Stelle im Bericht angesprochen wird, dürfte die Verockerung des Gewässers hierbei keine negative Rolle spielen, da diese rückläufig ist und besonders viele Muscheln in den am stärksten betroffenen Transekten siedeln.

Tab. 8: Erfassungsergebnisse Großmuscheln in der Talsperre Spremberg 2015, 2016, 2017 und 2019, n. b. = nicht berücksichtigt, T = Untersuchungstransect, Schal. = ausschließlich Schalenfunde der Art im Transect, keine Lebendnachweise

Transect Nr.	Untersuchungsfläche ca. (m ²)				<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	2015	2016	2017	2019	2015	2016	2017	2019	2015	2016	2017	2019	2015	2016	2017	2019	2015	2016	2017	2019
T 1	10	n.b.	15	12	0	n.b.	21	3	0	n.b.	0	0	0	n.b.	59	0	0	n.b.	12	2	0	n.b.	6	<1
T 2	15	10	15	8	260	112	159	1	0	0	0	0	52	56	61	0	12	15	42	0	22	18	18	<1
T 3	5	10	20	12	11	58	83	185	0	0	0	0	0	86	81	1	0	23	16	3	2	17	9	16
T 4	10	8	10	10	67	45	52	68	0	0	0	0	30	33	28	36	1	6	6	12	10	11	9	12
T 5	1	10	n.b.	n.b.	104	42	n.b.	n.b.	0	0	n.b.	0	7	11	n.b.	n.b.	1	2	n.b.	n.b.	12	6	n.b.	n.b.
T 6	5	8	20	12	25	35	7	42	0	0	0	0	0	0	0	5	0	1	0	4	5	5	1	4
T 7a	4	n.b.	n.b.	n.b.	Schal.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	0	Schal.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.
T 7b	4	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	0	0	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.
T 8	10	10	5	10	58	26	39	17	0	0	0	0	13	19	14	5	0	6	8	2	7	5	12	2
T 9	10	10	15	12	Schal.	29	105	51	0	0	0	0	Schal.	23	43	33	Schal.	0	7	7	0	5	10	8
T 10	5	8	10	12	9	9	21	46	0	0	0	0	3	14	21	0	0	4	4	119	2	3	5	5
T 11	10	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	0	0	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.
T 12	10	8	8	8	246	96	64	9	0	0	1	0	10	47	12	0	22	25	8	1	28	21	11	1
T 13	5	5	10	8	22	16	9	6	0	0	0	0	0	6	7	1	0	1	3	1	4	5	2	1
T 14	n.b.	n.b.	10	n.b.	n.b.	n.b.	49	n.b.	n.b.	n.b.	0	0	n.b.	n.b.	24	n.b.	n.b.	n.b.	3	n.b.	n.b.	n.b.	8	n.b.
∑	113	87	138	104	877	468	609	428	0	0	1	0	150	295	327	81	41	83	135	51	∅ 9	∅ 10	∅ 8	∅ 5
%					82,1	55,3	56,8	76,4	0	0	0,1	0	14,0	34,8	30,5	14,5	3,8	9,8	12,6					

Wichtig wäre dagegen, die Ergebnisse der physikalischen und wasserchemischen Untersuchungen im Hinblick auf den Rückgang des Muschelbestandes zu beleuchten. Auch die erhöhte Wassertemperatur, verursacht durch die Hitzeperioden in den letzten Sommern, könnte eine Rolle bei der Dezimierung der Muscheln gespielt haben. Des Weiteren ist der enorme Bewuchs der Großmuscheln mit *D. polymorpha* zu beachten. Die Ausbreitung von *C. fluminea* sollte in den nächsten Jahren mit der Bestandsentwicklung der Großmuscheln abgeglichen werden. Möglich ist natürlich auch ein Komplex von Bedingungen, der den Ansprüchen der Muscheln (insbesondere von *U. tumidus*) entgegensteht und sich im Zusammenhang mit den wiederholten Veränderungen des Wasserstandes negativ auswirkt. Zur Gewinnung weiterer Daten wird vorgeschlagen, der Altersstruktur der abgestorbenen Tiere in Zukunft mehr Beachtung zu schenken.

Begleitfauna

Neben den drei Großmuschelarten kommen in der Talsperre Spremberg noch einige weitere Süßwassermollusken vor. Bei den Untersuchungen wurden die in Tabelle 9 aufgeführten Arten festgestellt.

Tab. 9: Begleitfauna (Mollusca) der drei Großmuschelarten in der Talsperre Spremberg (alphabetisch geordnet).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name
Gastropoda (Schnecken)	
<i>Bithynia tentaculata</i> (LINNAEUS, 1758)	Gemeine Schnauzenschnecke
<i>Lymnae stagnalis</i> (LINNAEUS, 1758)	Spitzhorn-Schlammschnecke
<i>Physa acuta</i> (DRAPARNAUD, 1805)	Spitze Blasenschnecke
<i>Planorbarius corneus</i> (LINNAEUS, 1758)	Posthornschncke
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (GRAY, 1843)	Neuseeländische Deckelschnecke
<i>Radix auricularia</i> (LINNAEUS, 1758)	Ohrschlammschnecke
<i>Radix balthica</i> (LINNAEUS, 1758)	Gemeine Schlammschnecke
<i>Stagnicola</i> sp.	Sumpfschnecke
Bivalvia (Muscheln)	
<i>Corbicula fluminea</i> (MÜLLER, 1774)	Grobgerippte Körbchenmuschel
<i>Dreissena polymorpha</i> (PALLAS, 1771)	Wander-, Dreikant- oder Zebramuschel
<i>Pisidium</i> sp.	Erbasmuschel

5.4 Gegenüberstellung der Monitoringergebnisse aus dem Jahr 2019 mit 2017

Bezugsgröße für die vorliegenden Untersuchungsbedingungen und Ergebnisse ist der Bericht über das Großmuschelmonitoring von 2017. Im Jahr 2018 erfolgte kein Großmuschelmonitoring. Im Vergleich zum Monitoringjahr 2017 hat sich die Anzahl der Probenahmestellen um eine auf zehn verringert. Entfallen ist hierbei das Transekt 14, das 2017 noch mittels Tauchkartierung untersucht wurde.

Als gravierendster Unterschied zu den vor zwei Jahren erfolgten Untersuchungen, ist der wesentlich niedrigere Wasserstand der Talsperre im Jahr 2019 zu erwähnen. Mit Ausnahme der zu betauchenden Transekte, befanden sich inzwischen ein bedeutender Teil der Untersuchungsflächen von 2017 nicht mehr unter Wasser, sondern auf dem nun verbreiterten Strandbereich. Zur Probenahme mussten daher weiter vom ursprünglichen Ufer entfernte Bereiche ausgewählt werden. Die ehemals mit Wasser bedeckten Flächen wiesen ein sandiges bis kiesiges Bodensubstrat auf und waren zum Teil mit Pflanzen bewachsen. Schlamm- bzw. Ockerablagerungen waren nicht mehr vorhanden. Eine Ausnahme hiervon bildete der Uferbereich am Transekt 6 der mit einer dicken Schlammschicht bedeckt war. Das an dieser Stelle besonders weit zurückgewichene Wasser konnte aufgrund der lokalen ungünstigen Bedingungen nicht erreicht werden. Als Ersatz wurde eine Probenahmestelle weiter nördlich in der gleichen Bucht ausgewählt, wo der Schlammboden allmählich wieder in einen sandigen Untergrund überging.

Die im Bericht von 2017 häufig erwähnten Eisenockerablagerungen (HÜHN *et al.* 2017) sind bis 2019 offenbar deutlich zurückgegangen. An den meisten Transekten, vor allem im nördlichen Bereich des Staubeckens, waren Verockerungen kaum noch auszumachen. Lediglich in den Transekten 4 und 6 waren derartige Ablagerungen auf dem Gewässerboden, aber auch auf Steinen und Muschelschalen deutlich erkennbar. Die hohen Sterberaten der Muscheln, ersichtlich an zahlreichen frischen Leerschalen, dürften daher nicht im ursächlichen Zusammenhang mit Ockerablagerungen stehen.

Wie auch 2017 wurde bei allen drei Großmuschelarten ein starker Bewuchs mit der Wander-, Dreikant- oder Zebramuschel festgestellt. Dieser muss zum Teil als extrem bezeichnet werden (vor dem Fotografieren, spätestens jedoch vor dem Zurücksetzen der Tiere ins Wasser, wurden die Zebramuscheln entfernt). Ein solcher Bewuchs mit *Dreissena* kann eine mögliche Ursache für das frühe Absterben vieler Muscheln betrachtet werden. An allen Transekten war eine massenhafte Besiedelung fester Substrate wie Steine, Äste und Muschelschalen mit *D. polymorpha* zu beobachten.

Das Einwandern der Grobgerippten Körbchenmuschel, eines weiteren invasiven Neozoons, in die Talsperre Spremberg, könnte die Situation für die Großmuscheln durch Raum- und Nahrungskonkurrenz verschärfen. Die Große Teichmuschel (*Anodonta cygnea*) oder die Chinesische Teichmuschel (*Sinanodonta woodiana*), 2017 als Einzelexemplare aufgefunden, wurden 2019 nicht erneut nachgewiesen.

Insbesondere ist bei einem Vergleich auf die wesentlich geringere Dichte der Muscheln im Jahr 2019 hinzuweisen. Während der Bestand 2017 bei durchschnittlich acht Individuen je Quadratmeter lag (keine Auftrennung nach Arten), wurden 2019 lediglich Werte von 0,78 Tiere·m⁻² für *U. pictorum*, 0,49 Tiere·m⁻² für *U. tumidus* und 4,11 Tiere·m⁻² für *A. anatina* erreicht. Es kann nicht vollständig ausgeschlossen werden, dass dafür auch Unterschiede in den Erfassungsmethoden, vor allem Lageänderungen der Probenahmestellen aufgrund niedriger Wasserstände, verantwortlich sind. Zusätzlich deutet jedoch auch die große Anzahl von Leerschalen in den Transekten auf das vermehrte Absterben von Tieren hin, was zu einer reduzierten Dichte geführt haben kann.

Zusammengefasst lassen sich im Vergleich zu 2017 eine wesentlich geringere Verockerung, eine deutlich geringere Dichte von Großmuscheln trotz überwiegend regelmäßiger Reproduktion und ebenfalls ein ausgeprägter Bewuchs der Großmuscheln mit *D. polymorpha* feststellen. Neu nachgewiesen wurde *C. fluminea*, deren zu erwartende Vermehrung sich negativ auf die Großmuschelpopulation auswirken könnte.

6. Fischbestand

6.1 Gesamtfischbestand

In der Talsperre Spremberg wurden bei Fischbestandsuntersuchungen in den vergangenen Jahren insgesamt die 24 Fischarten Aal (*Anguilla anguilla*), Aland, Barsch, Blei (*Abramis brama*), Bitterling (*Rhodeus amarus*), Döbel, Giebel (*Carassius gibelio*), Gründling, Güster, Hasel (*Leuciscus leuciscus*), Hecht (*Esox lucius*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Kaulbarsch, Kleine Maräne (*Coregonus albula*), Marmorkarpfen (*Hypophthalmichthys nobilis*), Moderlieschen, Plötze, Rapfen (*Aspius aspius*), Rotfeder, Schleie, Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*), Ukelei (*Alburnus alburnus*), Wels (*Silurus glanis*) und Zander sowie einige Hybriden (Cypriniden) nachgewiesen (Tab. 10). Nach der von ECKMANN (1995) erarbeiteten exponentiellen Arten-Areal-Beziehung sind für ein Stillgewässer dieser Größe 14 Fischarten zu erwarten, allerdings dürften in einer Talsperre infolge des Fließgewässereinflusses mehr Fischarten zu erwarten sein. Aland, Döbel, Gründling, Hasel und Rapfen dürften aus der Spree in die Talsperre gelangt sein.

Tab. 10: Fischartennachweise in der Talsperre Spremberg

Fischart	Lateinische Bezeichnung	1997	2009	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>		(x)		(x)	(x)	(x)	(x)	(x)
Aland [#]	<i>Leuciscus idus</i>		x	(x)		x	x	(x)	(x)
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
Blei	<i>Abramis brama</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>					(x)	(x)	(x)	x
Döbel [#]	<i>Leuciscus cephalus</i>	x		(x)	(x)	x	x		(x)
Gründling [#]	<i>Gobio gobio</i>	x				(x)	(x)		
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>								(x)
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>		x	x	x	x	x	x	x
Hasel [#]	<i>Leuciscus leuciscus</i>	(x)							
Hecht	<i>Esox lucius</i>	x	x	(x)	x	x	x	x	x
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	(x)	(x)						(x)
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
Kleine Maräne	<i>Coregonus albula</i>		(x)						
Marmorkarpfen [*]	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>		(x)						
Moderlieschen	<i>Leucaspius delineatus</i>			(x)					
Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
Rapfen	<i>Aspius aspius</i>			(x)					(x)
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	x	x		x	x	x	x	x
Schleie	<i>Tinca Tinca</i>				(x)	(x)	x	x	x
Sonnenbarsch [*]	<i>Lepomis gibbosus</i>								x
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
Wels	<i>Silurus glanis</i>		(x)	(x)	(x)		(x)	(x)	(x)
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	(x)	x	(x)	x	x	x	x	x
Hybride (Cyprinide)		x	(x)	(x)	x	(x)		(x)	(x)
Anzahl Arten		12	15	13	13	15	16	14	19

[#] = Flussfischart, ^{*} = Fremdart, (x) = nur drei oder weniger Exemplare gefangen

Im Untersuchungsjahr 2019 konnten durch den Einsatz der Stellnetzfisherei und der Elektrofischerei insgesamt 19 Fischarten in der Talsperre Spremberg gefangen werden. Nachgewiesen wurden die Fischarten Aal, Aland, Barsch, Blei, Bitterling, Döbel, Giebel, Güster, Hecht, Karpfen, Kaulbarsch, Plötze, Rapfen, Rotfeder, Schleie, Sonnenbarsch, Ukelei, Wels und Zander (Abb. 16., Tab. 10). Der Einsatz der Elektrofischerei 2019 erlaubte es, charakteristische Litoralfischarten (am Ufer lebend) wie Rotfeder und Schleie sowie die juvenilen Lebensstadien weiterer Fischarten nachzuweisen. Auch der Aal wird mit Stellnetzen methodisch bedingt kaum gefangen, wodurch der fehlende Nachweis im Jahr 2014 zu erklären ist.

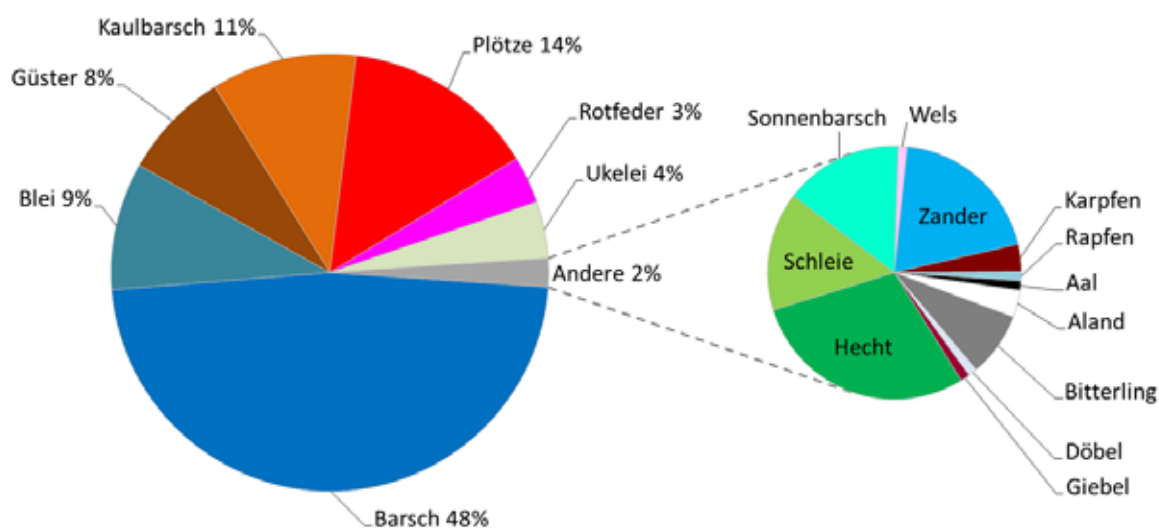


Abb. 16: Relative Häufigkeit der im September 2019 in der Talsperre Spremberg gefangenen Fischarten nach Anzahl. Zusammengefasste Fänge der Stellnetz- und Elektrofischerei

Der Gesamtfang mit allen eingesetzten Fanggeräten im Untersuchungsjahr 2019 wurde von den Fischarten Barsch (48 %), Plötze (14 %), Kaulbarsch (11 %), Blei (9 %) und Güster (8 %) dominiert (Abb. 16). Rezente Anteile am Gesamtfang stellten Ukelei (4 %) und Rotfeder (3 %). Die Anteile der anderen Arten waren jeweils ≤ 1 %. Die Gesamtbiomasse wurde hauptsächlich von den Fischarten Plötze (31 %), Barsch (22 %), Blei (21 %), Güster (8 %) und Karpfen (6 %) gebildet. Die Biomasseanteile der weiteren Arten betragen jeweils ≤ 4 %.

2018 wurden die 14 Fischarten Aal, Aland, Barsch, Blei, Bitterling, Güster, Hecht, Kaulbarsch, Plötze, Rotfeder, Schleie, Ukelei, Wels und Zander in der Talsperre Spremberg nachgewiesen (Tab. 10). Der Gesamtfang wurde von den Fischarten Barsch (45 %), Güster (21 %), Plötze (13 %) und Kaulbarsch (9 %) dominiert. Blei (4 %), Rotfeder (4 %) und Ukelei (3 %) stellten rezente Anteile am Gesamtfang. Weitere Arten waren mit jeweils ≤ 1 % im Fang vertreten. Die Gesamtbiomasse wurde von den Fischarten Barsch (36 %), Plötze (28 %), Güster (15 %) und Blei (10 %) gebildet. Die jeweiligen Biomasseanteile der anderen Arten betrug ≤ 5 %.

Bei der Fischbestandsuntersuchung 2017 wurden in der Talsperre Spremberg die 16 Fischarten Aal, Aland, Barsch, Blei, Bitterling, Döbel, Gründling, Güster, Hecht, Kaulbarsch, Plötze, Rotfeder, Schleie, Ukelei, Wels und Zander nachgewiesen (Tab. 10). Am häufigsten waren Güster (33,8 %), Barsch (32,7 %), Plötze (11,1 %) und Ukelei (7,5 %). Die Anteile der anderen Arten lagen jeweils unter 5 %. Die Gesamtbiomasse wurde von Barsch (34,8 %), Güster (24,2 %) und Plötze (22,5 %) dominiert. Mit Ausnahme des Blei (7,8 %) lagen die Biomasseanteile der weiteren Arten jeweils unter 4 %.

Im Untersuchungsjahr 2016 wurden die 15 Fischarten Aal, Aland, Barsch, Blei, Bitterling, Döbel, Gründling, Güster, Hecht, Kaulbarsch, Plötze, Rotfeder, Schleie, Ukelei und Zander nachgewiesen (Tab. 10). Am häufigsten waren Güster (38,4 %), Barsch (24,3 %), Plötze (20,7 %) und Rotfeder (6,7 %). Die Anteile der anderen Arten lagen jeweils unter 5 %. Die Gesamtbiomasse wurde von Barsch (30,4 %), Plötze (28,3 %), Güster (14,0 %), Zander (11,0 %) und Blei (10,0 %) dominiert. Alle weiteren Arten trugen jeweils mit weniger als 3 % zur Gesamtbiomasse bei.

2015 wurden die 13 Fischarten Aal, Barsch, Blei, Döbel, Güster, Hecht, Kaulbarsch, Plötze, Rotfeder, Schleie, Ukelei, Wels und Zander nachgewiesen. Der Fang wurde durch Barsch (29,6 %), Plötze (25,3 %), Kaulbarsch (22,4 %) und Güster (11,6 %) dominiert. Die Anteile der anderen Arten lagen jeweils unter 5 %. Die größten Anteile der Biomasse wurden von Plötze (36,7 %), Barsch (32,3 %) und Blei (7,0 %) gebildet, die Biomasseanteile der anderen Arten lagen jeweils unter 4 % (z. B. Kaulbarsch 3,3 %).

2014 wurden die 13 Arten Aland, Barsch, Blei, Döbel, Güster, Hecht, Kaulbarsch, Moderlieschen, Plötze, Rapfen, Ukelei, Wels und Zander nachgewiesen (Tab. 10). Am häufigsten waren Plötze (62,4 %), Kaulbarsch (15,5 %) und Barsch (6 %), die Anteile der anderen Arten lagen jeweils unter 5 %. Die größten Anteile der Biomasse wurden von Plötze (60,3 %), Blei (7,9 %), Barsch (71 %), Zander (6,6 %) und Wels (5,4 %) gebildet. Die Biomasseanteile der anderen Arten lagen jeweils unter 4 %. Vom Wels wurde nur ein adultes Exemplar mit einer Länge von 94 cm gefangen, vom Zander wurden drei adulte Exemplare gefangen.

2009 wurden die 15 Arten Aal, Aland, Barsch, Blei, Güster, Hecht, Karpfen, Kaulbarsch, Kleine Maräne, Marmorkarpfen, Plötze, Rotfeder, Ukelei, Wels und Zander nachgewiesen (Tab. 10). Plötze und Barsch waren mit rund 37 % bzw. 27,6 % am häufigsten. Die größten Anteile der Biomasse der Netzfänge wurden von Plötze (33,6 %), Güster (15,1 %), Blei (14,3 %) und Zander (13,6 %) gebildet. Der Biomasseanteil des Barsches betrug 7,8 %, die Anteile der anderen Arten lagen jeweils zumeist deutlich unter 5 %. Vom Marmorkarpfen und von der Kleinen Maräne wurde jeweils ein Exemplar gefangen.

In der Talsperre wurden 1997 mittels Elektrofischerei und Stellnetzeinsatz 636 Fische mit einer Gesamtbiomasse von 32,6 kg gefangen und 12 Fischarten sowie einige Hybriden (Cypriniden) nachgewiesen (Tab. 10). Der Fang wurde hinsichtlich der Anzahl von Plötze (54,2 %) und Barsch (29,9 %) dominiert. Die Anteile der anderen Arten lagen jeweils zumeist deutlich unter 5 %. Die größten Anteile der Biomasse der Netzfänge wurden von Plötze

(41,0 %), Hecht (19,8 %), Blei (16,1 %) und Barsch (14,9 %) gebildet. Die Masseanteile der anderen Arten lagen jeweils unter 1%.

Der fanggeräteübergreifende Diversitätsindex lag 2019 bei $H' = 1,68$ und war damit vergleichbar mit dem Index 2015, 2016, 2017 und 2018 ($H'_{2015} = 1,71$; $H'_{2016} = 1,59$; $H'_{2017} = 1,70$; $H'_{2018} = 1,60$) und insgesamt höher als der der Jahre 2014 mit $H' = 1,29$, 2009 mit $H' = 1,52$ und 1997 mit $H' = 1,25$. Somit wurde in den Jahren 2015 bis 2019 für die Fischartengemeinschaft in der Talsperre Spremberg unter Einbeziehung der Artenzahl und der relativen Individuenhäufigkeit eine gegenüber den Vorjahren gesteigerte Diversität festgestellt. Dennoch bestätigt die Evenness, als ein Maß der Verteilung der Arten, mit $E = 0,28$ im Jahr 2019, dass die Fischgemeinschaft in der Talsperre weiterhin von wenigen Arten dominiert wird. Auch in den Jahren zuvor wurde die Dominanz weniger Arten belegt ($E_{2018} = 0,33$; $E_{2017} = 0,34$; $E_{2016} = 0,31$; $E_{2015} = 0,40$; $E_{2014} = 0,26$; $E_{2009} = 0,35$; $E_{1997} = 0,29$).

Die Fänge nach Anzahl und Biomasse sowie die daraus gebildeten Einheitsfänge der eingesetzten Fanggeräte sind in Tabelle 11 dargestellt. Die Fänge der unterschiedlichen Fanggeräte werden in den folgenden Kapiteln erläutert.

Tab. 11: Die Fänge und Einheitsfänge der Elektrofischerei sowie der benthischen und pelagischen Stellnetze in der Talsperre Spremberg 1997, 2009, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019. Eine Beschreibung der Fanggeräte ist in Tabelle 1 dargestellt.

Jahr	Fanggerät	Fang		Einheitsfang	
		Anzahl (Stück)	Biomasse (kg)	numerischer Einheitsfang (Stück·100 m ⁻²)	biomassebezogener Einheitsfang (kg·100 m ⁻²)
2019	Elektrofischerei	461		48,0*	
	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
1997	Elektrofischerei	471	18,5	78,5*	3,1
	MGN	165	14,1	59,8	5,1

* 100 m Elektrofischereistrecke

6.2 Jungfischmonitoring (Elektrofischerei)

Für das Monitoring des Jungfischaufkommens in der Talsperre Spremberg wurden am 10. 09. 2019 fünf Uferabschnitte mit einer Mindestlänge von jeweils 100 m mit dem Elektrofischereigerät befischt. Um einen Gesamteindruck über das Jungfischaufkommen in der Talsperre Spremberg zu erhalten, wurden diese Befischungstrecken über die gesamte Talsperre verteilt. Die Lage der befischten Uferabschnitte ist in Abbildung 17 dargestellt.

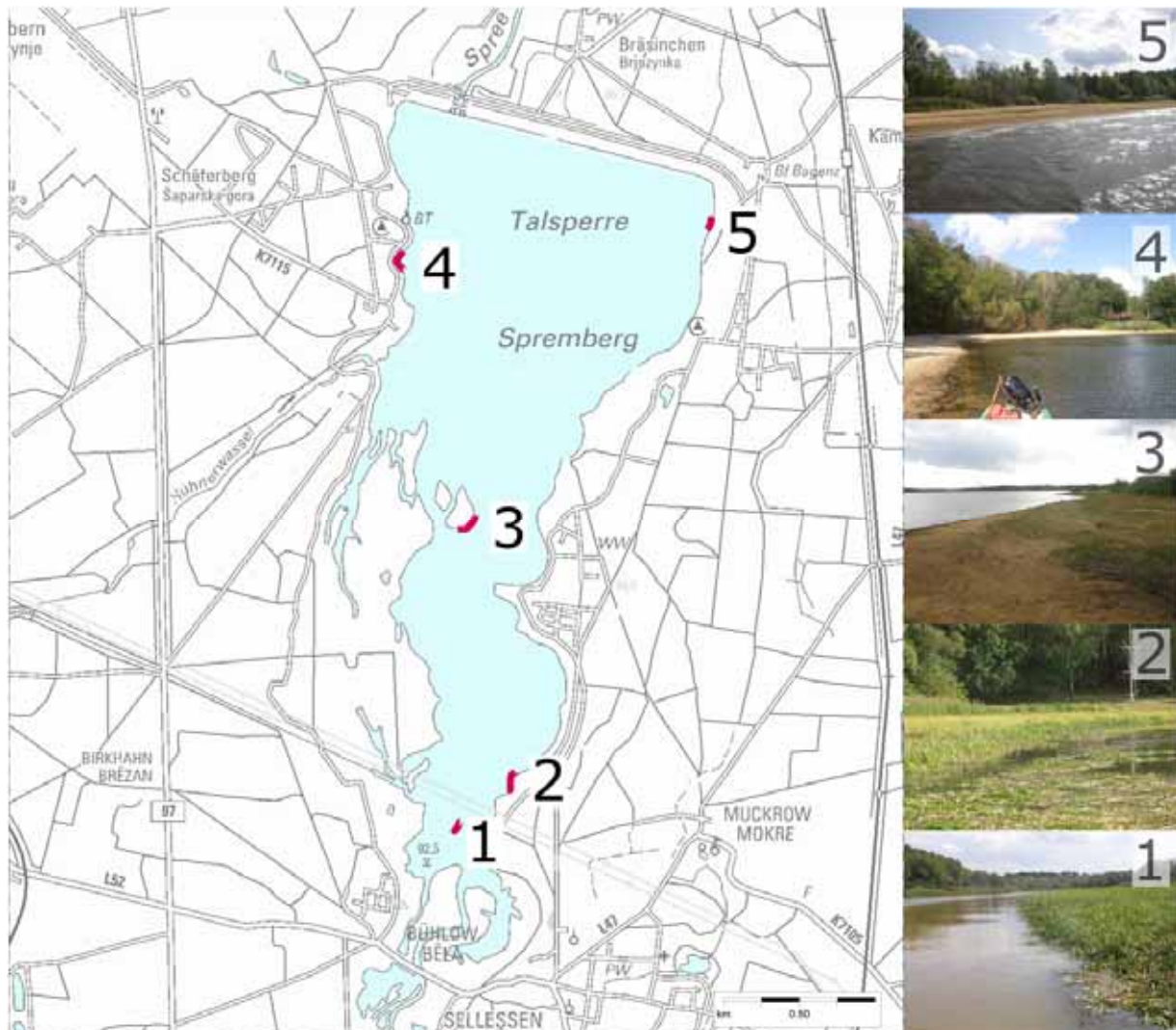


Abb. 17: Probestellen des Jungfischmonitorings in der Talsperre Spremberg im September 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019. Gekennzeichnet sind die fünf mit dem Elektrofischereigerät befischten Strecken. Fotos beschreiben die Situation während der Befischung im Untersuchungsyear 2019. (Karte: Top 50 Brandenburg).

Um die Befischungsergebnisse mit denen der Vorjahre vergleichen zu können, wurde versucht, die gleichen Strecken wie in den Vorjahren zu befischen. Aufgrund des niedrigen Wasserstandes war dies jedoch nur bedingt möglich, da die frühere Uferlinie größtenteils trockengefallen war. Auch im Vorjahr der aktuellen Untersuchung, 2018, lagen weite Uferbereiche trocken. Die 2019 und 2018 befischten Strecken lagen im Vergleich zu den

Vorjahren dementsprechend einige Meter weiter in der Gewässermitte und waren im Vergleich zu früheren Befischungen deutlich weniger durch Uferstrukturen, wie zum Beispiel Totholz, Steinpackungen oder Röhricht, charakterisiert (Abb. 17 u. A1).

Mittels Elektrofischerei wurden 2019 entlang der Uferlinie insgesamt zwölf Fischarten nachgewiesen. Dabei handelte es sich um die Arten Aal, Aland, Barsch, Bitterling, Blei, Güster, Hecht, Plötze, Rapfen, Rotfeder, Schleie und Sonnenbarsch. Der Gesamtfang, über alle fünf Teilstrecken wurde von den Arten Barsch (35,6 %), Blei (26,0 %) und Rotfeder (19,7 %) dominiert (Tab. 12). Alle weiteren Arten waren jeweils mit weniger als 5 % vertreten. Der Fang der Elektrofischerei setzte sich bis auf wenige Ausnahmen aus Jungfischen zusammen. Basierend auf der Totallänge der Fische ist davon auszugehen, dass die gefangenen Fische jeweils Jungfische der Jahrgänge 2018 und 2019 darstellten. Somit konnte für die Fischarten Barsch, Bitterling, Blei, Güster, Hecht, Kaulbarsch, Plötze, Rotfeder, Schleie und Sonnenbarsch eine natürliche Reproduktion anhand des Jungfischauftommens nachgewiesen werden. Eine Auflistung aller gefangenen Fische ist im Anhang (Tab. A1) dargestellt.

Erstmals in der Talsperre Spremberg wurde der Sonnenbarsch (Abb. A2 und A3) gefangen. Der Sonnenbarsch ist eine gebietsfremde Fischart, sein natürliches Verbreitungsgebiet liegt im östlichen Nordamerika. Bereits 1928 wurden Sonnenbarsche in der Oder, Warthe, Netze, Neiße, Lubst und Bober nachgewiesen. Neben der Neiße wurde die Art im Jahr 1957 auch in der Malxe nachgewiesen (SCHARF *et al.*, 2011). In den vergangenen Jahren wurde die Art im Einzugsgebiet der Spree (z. B. Spree, Priorgraben, Greifenhainer Fließ, Hammergraben, Jether Grenzfließ) regelmäßig gefangen (Daten: IfB).

Der Wärme liebende Sonnenbarsch erreicht gewöhnlich Körperlängen von 10 - 15 cm und ernährt sich überwiegend von Insektenlarven, wobei gelegentlich auch Plankton und Fischbrut aufgenommen werden (SCHARF *et al.*, 2011). Zur Laichzeit von Mai bis Juli wählen die Männchen an flachen Uferstellen Laichreviere aus, wo sie durch schnelle Bewegungen der Schwanzflosse kleine Laichgruben anlegen. In diese legt das Weibchen in mehreren Schüben bis zu 5.000 Eier ab, die bis zum Schlupf der Larven durch beide Elterntiere bewacht werden (SCHARF *et al.*, 2011). Die 2019 in der Talsperre Spremberg nachgewiesenen Exemplare konnten zwei Längenklassen zugeordnet werden (4 Individuen mit einer Totallänge zwischen 9,4 und 11,0 cm sowie 6 Individuen mit einer Totallänge zwischen 4,8 und 5,3 cm) (Abb. A2 u. A3), weshalb von einer natürlichen Reproduktion dieser Art in der Talsperre Spremberg ausgegangen werden kann. Wirtschaftlich sowie aus Sicht der Angelfischerei besitzt die Art keine Bedeutung und aus ökologischer Sicht ist eine weitere Verbreitung der Art nicht wünschenswert.

2018 wurden im Vergleich zu 2019 zwei Fischarten weniger mittels Elektrofischerei nachgewiesen. Unter den nachgewiesenen Arten befanden sich 2018 Aal, Barsch, Bitterling, Blei, Güster, Hecht, Kaulbarsch, Plötze, Rotfeder und Schleie. Der Gesamtfang über alle fünf Teilstrecken wurde von den Arten Barsch (49,5 %), Güster (21,7 %), Plötze (13,4 %) und Rotfeder (9,0 %) dominiert. Alle weiteren Arten waren jeweils mit weniger als 1,5 % vertreten. Der Fang der Elektrofischerei setzte sich hauptsächlich aus Jungfischen zusammen.

Bei der Elektrofischerei wurden 2017 die zehn Fischarten Aal, Barsch, Bitterling, Döbel, Güster, Hecht, Plötze, Rotfeder, Schleie und Ukelei gefangen. Der Gesamtfang wurde zu

48,7 % und zu 29,9 % von Fischen der Arten Rotfeder und Barsch dominiert, gefolgt von Plötze, Hecht und Schleie mit jeweils 4,9 %, 4,9 % und 4,0 % (Tab. 12). Alle anderen Arten waren mit weniger als 4 % vertreten. Der Fang der Elektrofischerei setzte sich bis auf wenige Ausnahmen aus Jungfischen zusammen.

2016 wurden bei der Elektrofischerei die 12 Fischarten Aal, Aland, Barsch, Blei, Döbel, Güster, Hecht, Kaulbarsch, Plötze, Rotfeder, Schleie und Ukelei gefangen. Der Gesamtfang wurde zu 47,2 % und zu 17,1 % von Fischen der Arten Rotfeder und Plötze dominiert, gefolgt von Barsch und Güster mit jeweils 12,9 % und 12,0 % (Tab. 12). Alle anderen Arten waren mit weniger als 5 % vertreten. Der Fang der Elektrofischerei setzte sich mit Ausnahme des Aals und des Kaulbarsches zum Großteil aus Jungfischen zusammen.

Im Vergleich zum Vorjahr wurden 2019 weniger Fische, v. a. der Arten Barsch, Güster und Plötze, in den befischten Uferabschnitten gefangen (Abb. 18). Die charakteristische Litoralart Rotfeder, die in den Jahren 2015, 2016 und 2017 einen erheblichen Anteil des Fanges stellte, bildete 2019 und 2018 im Vergleich zu den Vorjahren einen geringeren Anteil am Gesamtfang. Diese Beobachtung kann sehr wahrscheinlich mit der wasserstandsbedingten Veränderung der Uferstruktur in den Untersuchungsjahren 2018 und 2019 erklärt werden. Weiterhin ergaben die Ergebnisse des Jungfischmonitorings 2019 einen Anstieg der Anzahl der einsömmrigen Bleie bei gleichzeitigem Rückgang der Anzahl der einsömmrigen Güstern (Abb. 18). Blei und Güster sind nahe verwandte Arten, die sehr ähnlich Nischen im aquatischen Ökosystem einnehmen, weshalb unterschiedlich starke Jahrgänge der Arten zwischen den Jahren auftreten können. Auch sind Hybriden der beiden Arten in vielen Gewässern, so auch in der Talsperre Spremberg (vgl. Tab. 10), anzutreffen.

Der numerische Einheitsfang (Fische·100 m⁻¹) lag 2019 deutlich unter dem im Untersuchungsjahr 2018, in dem ein hoher Einheitsfang ermittelt wurde. Der numerische Einheitsfang ist in seiner Ausprägung vergleichbar mit den Untersuchungsjahren 2015 und 2016 (Abb. 18 u. Tab. 12). Allerdings ist dabei zu beachten, dass der niedrige Wasserstand 2018 potenziell zu einer gesteigerten Fischdichte in den Flachwasserbereichen führte, wodurch sich die Fängigkeit des Fanggerätes erhöhte. Weiterhin kann vermutet werden, dass der im Vergleich zum Vorjahr niedrigere numerische Einheitsfang 2019 ebenfalls durch den niedrigen Wasserstand und die damit verbundenen Veränderungen der Lebensräume und Umweltbedingungen beeinflusst wurde. 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.

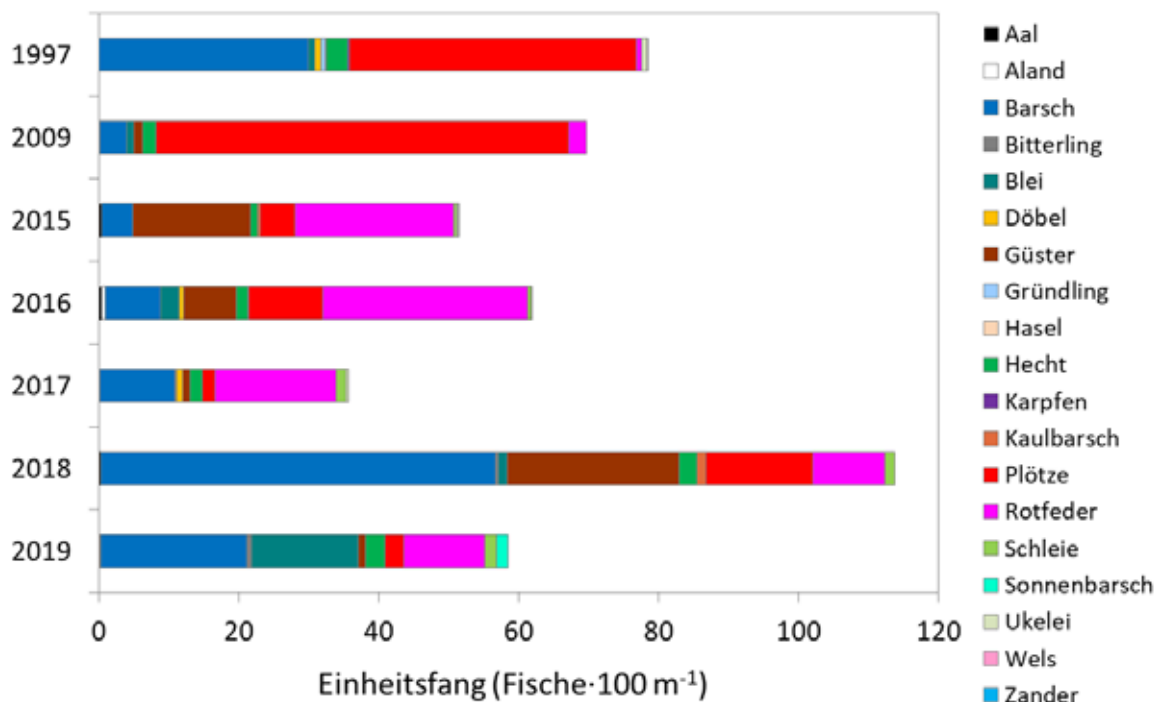


Abb. 18: Zusammensetzung der numerischen Einheitsfänge (Fische·100 m⁻¹ Uferlänge) der Elektrofischerei in der Talsperre Spremberg in den Jahren 1997, 2009, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019

Im Jahr 2019 betragen die Einheitsfänge in den Teilstrecken 1 bis 5 jeweils 156, 55, 72, 58 und 2 Fische·100 m⁻¹ Elektrofischerei am Ufer (Abb. 19). Die Einheitsfänge werden deutlich von Barsch, Blei und Rotfeder dominiert. Der in den Jahren 2018 und 2019 gegenüber den Jahren 2015 bis 2017 geringere Anteil der Rotfeder kann sehr wahrscheinlich auf die veränderte Uferstruktur zurückgeführt werden, da die Rotfeder von aquatischen Makrophyten dominierte Uferbereiche bevorzugt. Besonders deutlich wird der Unterschied zwischen den Jahren 2017 und 2018 sowie 2019 bei der Betrachtung der Einheitsfänge der unterschiedlichen Teilstrecken. So war zum Beispiel Teilstrecke 1 im Jahr 2017 westlich des Flussbettes der Spree gelegen und wies eine Wassertiefe von ca. 1 m auf. In den Untersuchungsjahren 2018 und 2019 lag dieser Bereich vollständig trocken, sodass die Untersuchung 2018 und 2019 im alten Flusslauf der Spree durchgeführt werden musste. Bei den Befischungen 2018 und 2019 bildete die Spree in ihrem Flussbett die Wasserfläche im südlichen Teil der Talsperre (Abb. A1). Demzufolge ist es nicht untypisch, dass sich die Fänge zwischen den Jahren deutlich voneinander unterscheiden.

Auch der sehr geringe numerische Einheitsfang der 2019 in der Teilstrecke 5 beobachtet wurde, kann auf den niedrigen Pegel und das damit einhergehende Trockenfallen breiter Uferbereiche erklärt werden. Zum Zeitpunkt der Befischung herrschte zudem ein starker Westwind, sodass das Ufer stark durch Wellenschlag beeinträchtigt wurde. Gerade Jungfische meiden bei fehlenden Strukturen solche turbulenten Bereiche (siehe Abb. A1 für Details), wodurch der geringe Fang zu erklären ist.

In den litoralen Jungfischgemeinschaften sind natürlicherweise wenige Individuen der barschartigen Fische, wie Zander und Kaulbarsch, vorzufinden. Diese Fischarten bevorzugen als Jungfische das Freiwasser (Pelagial) 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).

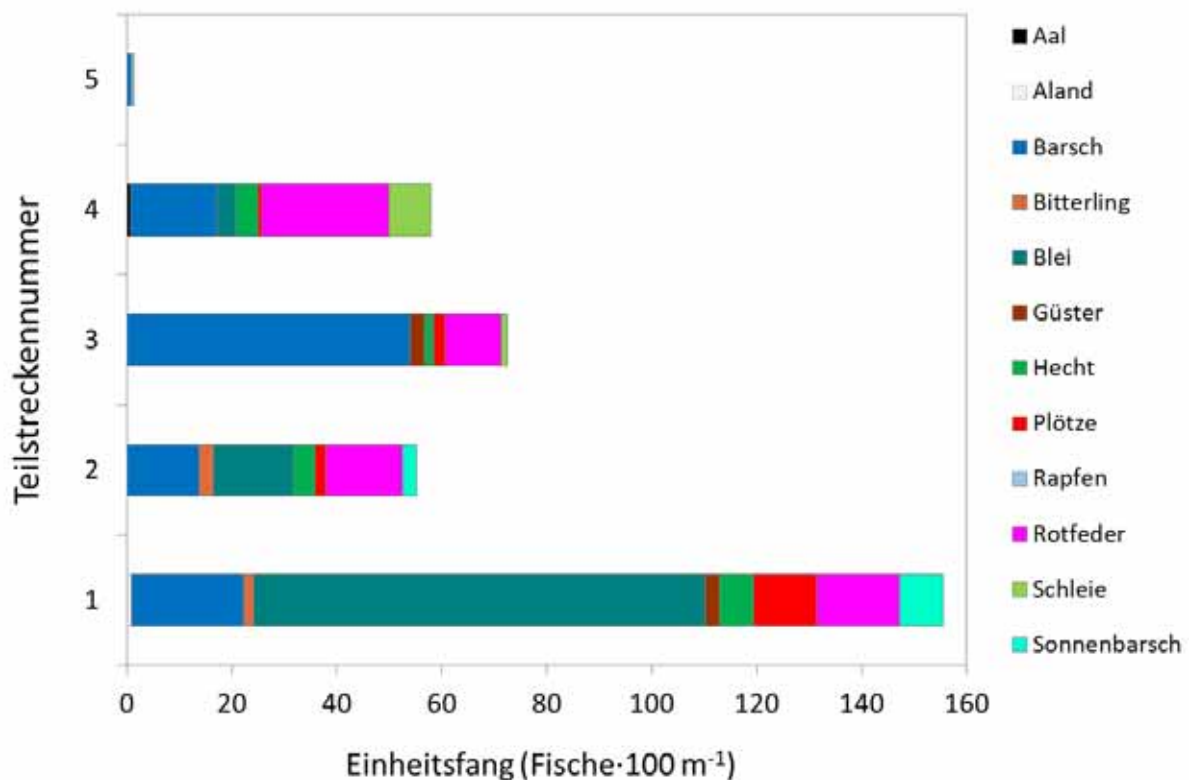


Abb. 19: Zusammensetzung der numerischen Einheitsfänge (Fische · 100 m⁻¹ Uferlänge) in den fünf befisheten Uferstrecken im September 2019

2017 war eine abnehmende Dominanz der Barsche in den Fängen der Elektrofischerei innerhalb der befisheten Teilstrecken von Norden nach Süden zu beobachten. Dies ging einher mit der Struktur und den prägenden Sedimenten der Teilstrecken. So wurden in den nördlichen strukturarmen, von Sand und Kies geprägten Teilstrecken vermehrt Barsche gefangen und in den südlichen, durch aquatische Vegetation strukturierten Teilstrecken vermehrt Rotfedern nachgewiesen. Da sich die Uferstruktur 2018 sowie 2019 im Vergleich zu 2017 änderte und sich die Teilstrecken infolge des niedrigen Wasserstandes strukturell nur wenig voneinander unterschieden, konnte die strukturabhängige Zusammensetzung der Fänge in den einzelnen Teilstrecken weniger deutlich beobachtet werden.

Tab. 12: Fischartenspezifische numerische Einheitsfänge (NPUE; Fische·100 m⁻¹ Uferlänge) und prozentuale Zusammensetzung der Einheitsfänge der Elektrofischerei in der Talsperre Spremberg in den einzelnen Untersuchungsjahren

Fischart	Jahr											
	2019		2018		2017		2016		2015		2009	
	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%
Aal	< 1	0,2	< 1	0,3	< 1	0,4	< 1	0,7	< 1	0,9	< 1	0,1
Aland	<1	0,2					< 1	0,7				
Barsch	21	35,6	56	49,5	11	29,9	8	12,9	4	8,5	4	5,5
Bitterling	1	1,3	< 1	0,4	< 1	0,9						
Blei	15	26	1	1			3	4,1			1	1,5
Döbel					1	2,2	< 1	1,2				
Güster	1	1,7	25	21,7	1	3,1	7	12	17	32,7	1	1,9
Gründling												
Hasel												
Hecht	3	4,8	2	2,2	2	4,9	2	2,8	1	2	2	2,6
Karpfen												
Kaulbarsch			1	1,2			< 1	0,2	< 1	0,6	< 1	0,1
Plötze	3	4,6	15	13,4	2	4,9	11	17,1	5	9,6	59	84,7
Rapfen	<1	0,2										
Rotfeder	12	19,7	10	9	17	48,7	29	47,2	23	44,2	2	3,6
Schleie	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		
Zander												
Gesamt	59		114		37		62		52		70	

6.3 Pelagische Netze

Die Befischung des Freiwasserlebensraumes (Pelagial) der Talsperre Spremberg 2019 erfolgte an der tiefsten Stelle des Gewässers nahe der Staumauer mit pelagischen Multi-maschenstellnetzen. Mit diesen im Freiwasser gestellten Netzen wurden insgesamt 266 Fische mit einer Gesamtbiomasse von 9,6 kg gefangen (Tab. 11). Der Fang setzte sich aus den Fischarten Barsch, Blei, Güster, Plötze, Rotfeder und Ukelei zusammen. Barsch (68,8 %) und Plötze (13,9 %) dominierten den Fang mit den pelagischen Netzen (Abb. 20). Güster (6,0 %), Ukelei (5,6 %) und Blei (4,5 %) bildeten subdominante Anteile im Fang. Die Rotfeder war mit weniger als 2 % im Fang vertreten. Die Biomasse der gefangenen Fische wurde durch Plötze (40,7 %), Barsch (31,6 %) und Blei (14,1 %) dominiert (Abb. 21). Güster, Ukelei und Rotfeder bildeten jeweils 7,6 %, 5,3 % und 0,9 % der Biomasse des Fanges.

Im Untersuchungs-jahr 2018 wurden mit den pelagischen Multimaschenstellnetzen insgesamt 236 Fische mit einer Gesamtbiomasse von 6,0 kg gefangen (Tab. 11). Der Fang setzte sich aus den Arten Barsch, Blei, Güster, Plötze, Rotfeder, Ukelei und Zander zusammen. Güster und Barsch dominierten mit jeweils 39,8 % und 34,7 % den Fang (Abb. 20). Ukelei (9,7 %), Blei (7,6 %) und Plötze (5,5 %) bildeten dominante bzw. subdominante Anteile im Fang. Rotfeder und Zander waren jeweils mit weniger als 2 % im Fang vertreten. Die Biomasse der gefangenen Fische wurde durch Güster (27,2 %), Plötze (23,2 %), Barsch (18,2 %) und Blei (11,0 %) dominiert (Abb. 21). Ukelei, Zander und Rotfeder bildeten jeweils 8,1 %, 4,9 % und 1,7 % der Biomasse des Fanges.

2017 wurden insgesamt 56 Fische mit einer Gesamtbiomasse von 0,7 kg gefangen (Tab. 11). Es handelte sich dabei um die Fischarten Barsch, Blei, Güster, Kaulbarsch, Plötze, Ukelei und Wels. Der Fang war von Güstern (60,7 %) und Barschen (19,6 %) dominiert (Abb. 20). Blei (7,1 %) und Ukelei (5,4 %) bildeten subdominante Anteile im Fang. Plötze, Kaulbarsch und Wels stellten jeweils weniger als 4 % der gefangenen Fische. Die Biomasse des Fangs wurde durch Barsch (44,7 %), Güster (20,1 %), Plötze (13,1 %) und Wels (12,5 %) dominiert (Abb. 21). Blei bildete 8,8 % und Ukelei weniger als 1 % der Biomasse des Fanges.

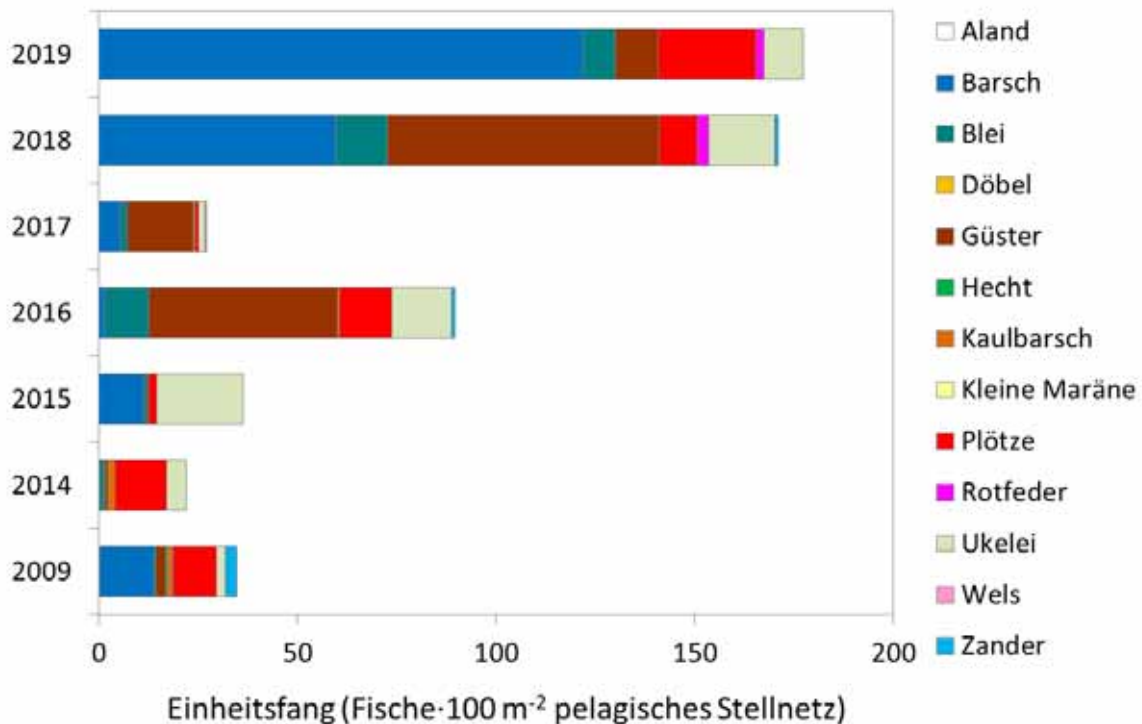


Abb. 20: Numerische Einheitsfänge (Fische·100 m⁻² Netz) der pelagischen Netze in den Jahren 2009, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019 in der Talsperre Spremberg

Im Untersuchungsjahr 2016 wurde der Fang von Güstern (53,0 %) dominiert (Abb. 20). Weitere dominante Arten waren Ukelei (16,8 %), Plötze (14,6 %) und Blei (12,4 %). Barsch und Zander stellten jeweils weniger als 2 % der gefangenen Fische. Die Biomasse der gefangenen Fische wurde durch Güster (41,4 %), Blei (24,3 %) und Plötze (21,6 %) dominiert (Abb. 21). Ukelei bildete 9,1 % der Biomasse sowie Barsch und Zander jeweils weniger als 2 %.

2015 wurde der Fang mit den pelagischen Netzen von Ukelei (60,0 %) und Barsch (30,7 %) dominiert und setzte sich weiterhin aus den Fischarten Blei, Güster und Plötze zusammen (Abb. 20). Auch im Hinblick auf den Biomasseeinheitsfang dominierten Ukelei (60,8 %) und Barsch (18,0 %), gefolgt von Plötze (8,5 %) und Blei (7,1 %) (Abb. 21).

2014 setzte sich der Fang mit den pelagischen Netzen aus den acht Fischarten Aland, Barsch, Blei, Döbel, Güster, Kaulbarsch, Plötze und Ukelei zusammen (Abb. 20). Der Fang wurde hinsichtlich der Anzahl von Plötze (59,5 %), Ukelei (22,3 %) und Kaulbarsch (7,4 %) sowie nach Biomasse von Plötze (72,6 %) und Blei (16,2 %) dominiert. Die Mengen- bzw. Biomasseanteile der anderen Arten lagen jeweils unter 5 %.

2009 wurden die 10 Fischarten Aland, Barsch, Blei, Güster, Hecht, Kaulbarsch, Kleine Maräne, Plötze, Ukelei und Zander nachgewiesen. Barsch (39,2 %), Plötze (32 %) und Zander (8 %) waren am häufigsten. Die größten Anteile der Biomasse wurden von Plötze (48,5 %), Zander (30,9 %) und Güster (5,5 %) gebildet (Abb. 21).

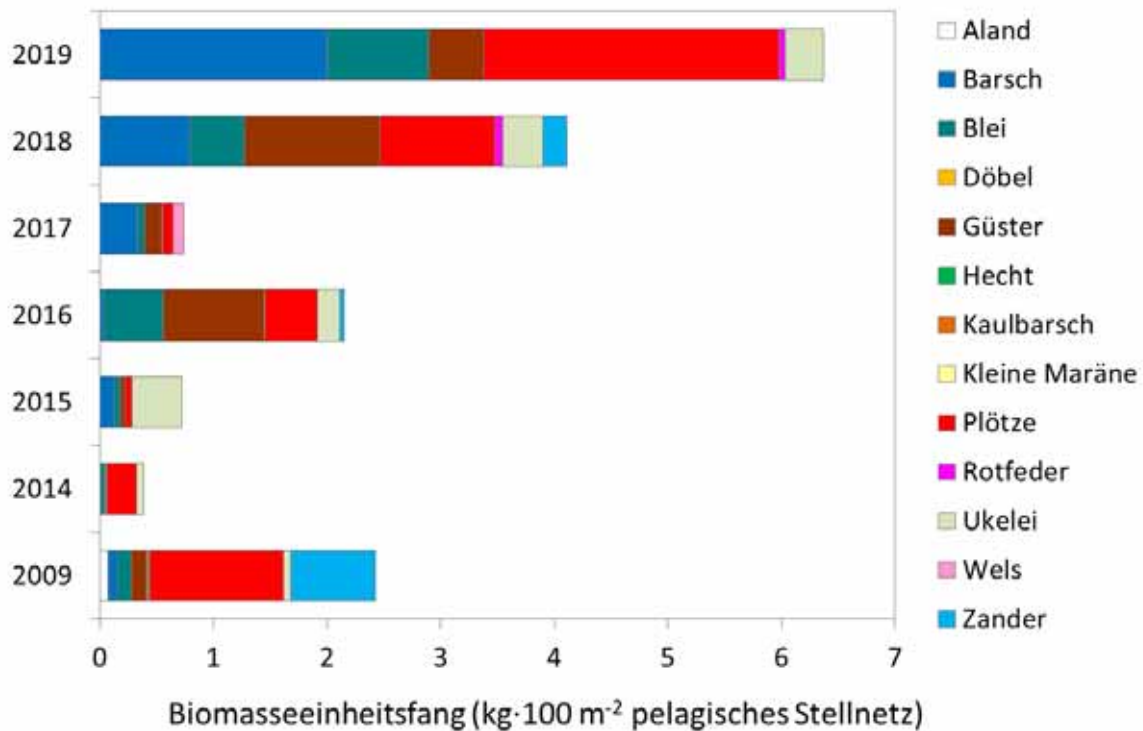


Abb. 21: Biomasseeinheitsfänge ($\text{kg} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$ Netz der pelagischen Netze in den Jahren 2009, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019 in der Talsperre Spremberg

Der Vergleich der Einheitsfänge zwischen den Jahren 2015 bis 2019 zeigt eine deutliche Steigerung der numerischen sowie der biomassebezogenen Einheitsfänge in den Jahren 2018 und 2019. Dabei sind die erzielten Einheitsfänge der Jahre 2018 und 2019 vergleichbar hoch. Gegenüber 2017 stiegen die numerischen Einheitsfänge 2018 bzw. 2019 von 27,2 auf 171,6 bzw. 177,3 Fische $\cdot 100 \text{ m}^{-2}$ Netz (Tab. 11). Dies entspricht einer Steigerung des Einheitsfanges 2018 bzw. 2019 gegenüber 2017 von über 600 %. Eine vergleichbare Steigerung wurde für die Änderung des biomassebezogenen Einheitsfanges zwischen den Jahren 2017 und 2018 ermittelt. Die Steigerung des biomassebezogenen Einheitsfanges 2019 gegenüber 2017 beträgt über 900 %. In den vergangenen beiden Untersuchungsjahren 2018 und 2019 überstiegen die numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge ebenfalls die Einheitsfänge aus den Jahren 2015 und 2016 (Abb. 20 u. 21).

Zusammenfassend wurden 2019 die höchsten Einheitsfänge seit Beginn der Wasserkonditionierung in der Talsperre Spremberg ermittelt. Zurückgeführt werden kann der gesteigerte Einheitsfang auf eine gesteigerte Fischdichte infolge des niedrigen Wasserstandes. Dies führt zu einer gesteigerten Fängigkeit der Fanggeräte und dadurch zu erhöhten Einheitsfängen. Darüber hinaus unterschied sich der Freiwasserbereich hinsichtlich der Wassertiefe aufgrund des niedrigen Wasserstands im Sommer nicht von den flacheren Litoralbereichen. Somit war der Freiwasserlebensraum mit seinen Charakteristika während der Sommer 2018 und 2019 nicht mehr oder nur in geringem Umfang vorhanden. Dies sollte bei der Interpretation der Entwicklung der Einheitsfänge der vergangenen Jahre berücksichtigt werden.

6.4 Benthische Netze

Für das Monitoring der Fische in der Talsperre Spremberg wurden im September 2019 über vier Nächte insgesamt 24 benthische Multimaschenstellnetze im tiefen Litoral/Sublitoral (Tiefenschichten 0 - 3 und 3 - 6 m) gestellt. Mit den benthischen Multimaschenstellnetzen wurden insgesamt 3.376 Fische mit einer Biomasse von 151,9 kg gefangen. Der daraus errechnete numerische Einheitsfang und der Biomasseeinheitsfang betragen 312,6 Fische·100 m⁻² Netz und 14,1 kg·100 m⁻² Netz (Tab. 11). Es wurden die 13 Fischarten Aland, Barsch, Blei, Bitterling, Döbel, Güster, Hecht, Kaulbarsch, Plötze, Rotfeder, Ukelei, Wels und Zander gefangen. Die numerische Verteilung der Fischarten im Fang zeigt eine Dominanz des Barsches (47,9 %), gefolgt von Plötze (15,5 %), Kaulbarsch (13,1 %), Güster (9,0 %) und Blei (7,3 %) (Abb. 22). Alle anderen Arten waren mit jeweils weniger als 5 % vertreten. In der Zusammensetzung der Biomasse des Gesamtfangs zeigt sich mit der Dominanz von Plötze (34,9 %), Barsch (24,6 %), Blei (18,3 %) und Güster (8,9 %) (Abb. 23). Alle weiteren Arten bildeten jeweils weniger als 4 % der gefangenen Biomasse (Abb. 23). Die Arten Aland, Bitterling, Döbel, Hecht, Wels und Zander wurden nur in geringer Stückzahl oder als Einzelindividuen gefangen. Vom Zander wurden, wie auch schon in den Vorjahren, juvenile Individuen gefangen, weshalb von einer natürlichen Reproduktion des Zanders in der Talsperre Spremberg auszugehen ist. Die Fänge der juvenilen Fische ergänzen das Jungfischmonitoring mittels Elektrofischerei durch den Nachweis der natürlichen Reproduktion weiterer wichtiger Arten in der Talsperre Spremberg.

Bei den Befischungen 2018 wurden insgesamt 3.027 Fische mit einer Biomasse von 119,9 kg gefangen. Der numerische und biomassebezogene Einheitsfang der benthischen Netze betrug 258,7 Fische·100 m⁻² Netz und 10,2 kg·100 m⁻² Netz (Tab. 11). Der Fang setzte sich aus den elf Fischarten Aland, Barsch, Blei, Güster, Hecht, Kaulbarsch, Plötze, Rotfeder, Ukelei, Wels und Zander zusammen. Es dominierten Barsch (44,5 %), gefolgt von Güster (19,8 %), Plötze (13,7 %) und Kaulbarsch (10,7 %) (Abb. 22). Alle anderen Arten waren mit jeweils weniger als 5 % vertreten. In der Zusammensetzung der Biomasse des Gesamtfanges zeigt sich mit der Dominanz von Barsch (37,0 %), Plötze (28,5 %), Güster (13,9 %) und Blei (9,9 %) ein mit der numerischen Verteilung der Fischarten vergleichbares Bild (Abb. 23). Alle weiteren Arten bildeten jeweils weniger als 3 % der gefangenen Biomasse (Abb. 23).

2017 wurden mit gleichem Aufwand insgesamt 3.193 Fische mit einer Biomasse von 101,1 kg gefangen. Der errechnete numerische Einheitsfang und der Biomasseeinheitsfang betrug 272,9 Fische·100 m⁻² Netz und 8,6 kg·100 m⁻² Netz (Tab. 11). Es wurden die 12 Fischarten Barsch, Blei, Gründling, Güster, Hecht, Kaulbarsch, Plötze, Rotfeder, Schleie, Ukelei, Wels und Zander gefangen. Nach Stückzahl dominierten Güster (36,0 %), Barsch (32,9 %), Plötze (11,6 %) und Ukelei (8,1 %) (Abb. 17). Alle anderen Arten waren mit jeweils weniger als 5 % vertreten. Die Biomasse des Fanges wurde von Barsch (34,6 %), Güster (24,3 %) und Plötze (22,7 %) dominiert, gefolgt von Blei mit 7,8 % und den anderen Fischarten, deren Biomasseanteil jeweils unter 4 % lag (Abb. 18).

Im Jahr 2016 wurden mit den benthischen Stellnetzen insgesamt 3.201 Fische mit einer Biomasse von 100,8 kg gefangen. Der errechnete numerische Einheitsfang und der Biomasseeinheitsfang betragen 273,6 Fische·100 m⁻² Netz und 8,6 kg·100 m⁻² Netz (Tab. 11). Der Fang wurde von den Fischarten Güster (41,2 %), Barsch (27,2 %) und Plötze (21,6 %) dominiert (Abb. 22). Alle anderen Arten waren mit jeweils weniger als 5 % vertreten. Die Biomasse des Fanges wurde von Barsch (31,7 %) und Plötze (28,6 %) dominiert, gefolgt von Güster, Zander und Blei mit 12,8%, 11,4 % bzw. 9,4 % und den anderen Fischarten, deren Biomasseanteil jeweils unter 3 % lag (Abb. 23).

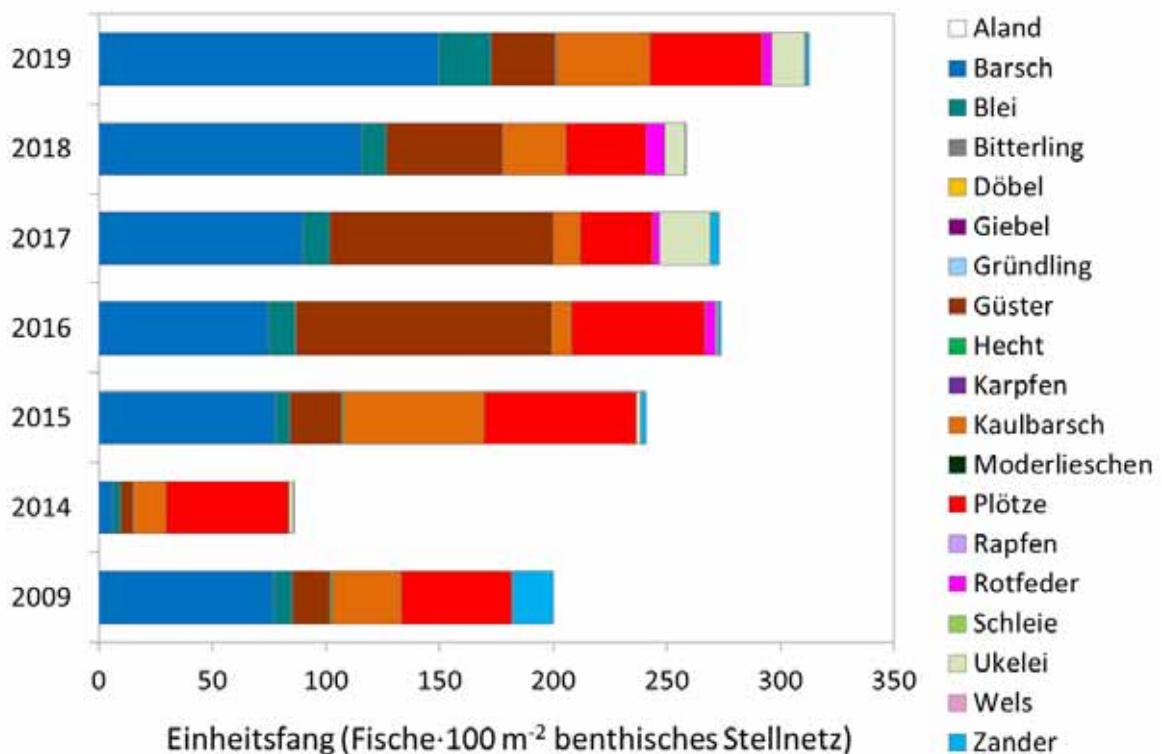


Abb. 22: Numerische Einheitsfänge (Fische·100 m⁻² Netz) der benthischen Netze in den Jahren 2009, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019 in der Talsperre Spremberg

2015 wurden insgesamt 2.834 Fische mit einer Biomasse von 104,0 kg gefangen. Der errechnete numerische Einheitsfang und der Biomasseeinheitsfang betragen 242 Fische·100 m⁻² Netz und 8,9 kg·100 m⁻² Netz (Tab. 11). Der Fang wurde von den zehn Fischarten Barsch, Blei, Döbel, Güster, Hecht, Kaulbarsch, Plötze, Ukelei, Wels und Zander gebildet. Nach Stückzahl dominierten Barsch (32,1 %), Plötze (27,7 %) und Kaulbarsch (25,6 %) (Abb. 22). Alle anderen Arten waren mit weniger als 3 % vertreten. Die Biomasse des Fanges wurde von Plötze (37,1 %) und Barsch (32,5 %) dominiert, gefolgt von Güster und Blei mit 13,5 % bzw. 7,0 % und den anderen Fischarten, deren Biomasseanteil unter 4 % lag (Abb. 23).

2014 wurden mit den benthischen Netzen die zwölf Arten Aland, Barsch, Blei, Güster, Hecht, Kaulbarsch, Moderlieschen, Plötze, Rapfen, Ukelei, Wels und Zander sowie einige Hybriden

(Cypriniden) nachgewiesen. Der numerische Einheitsfang 2014 betrug mit 86 Fischen·100 m⁻² Netz lediglich ein Drittel des 2015 errechneten Einheitsfanges. Der numerische Einheitsfang setzte sich dominierend aus den Arten Plötze (62,8 %), Kaulbarsch (16,5 %), Barsch (5,7 %) und Güster (6,5 %) zusammen. Aland, Hecht, Moderlieschen, Rapfen, Wels und Zander wurden nur als Einzelexemplare gefangen. Die Plötze bildete mit 58,4 % den größten Anteil des Biomasseeinheitsfanges (Abb. 23). Weitere wesentliche Biomasseanteile wurden von Barsch (8,2 %), Zander (7,6 %), Güster (6,6 %) und Wels (6,3 %) gebildet. Vom Wels wurde allerdings nur ein adultes Exemplar gefangen.

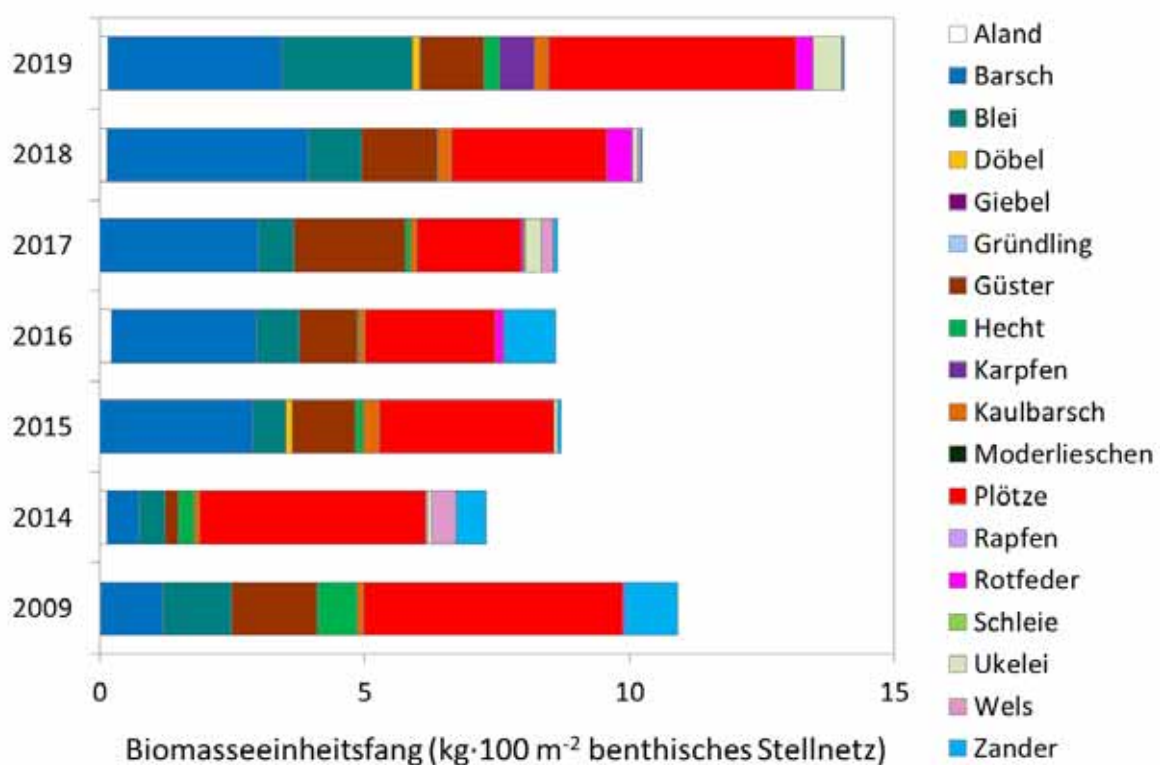


Abb. 23: Biomasseeinheitsfänge (kg·100 m⁻² Netz) der benthischen Netze in den Jahren 2009, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019 in der Talsperre Spremberg

2009 und 1997 wurden unterschiedliche Netztypen (Tab. 1) verwendet. Aus diesem Grund ist ein direkter Vergleich der Jahre 2009 und 1997 mit den Jahren 2014 bis 2016 nicht möglich. Dennoch sollen hier die Daten dargestellt werden, da sie Einblicke in die Fischartengemeinschaft erlauben.

2009 wurden die 13 Arten Aland, Barsch, Blei, Güster, Hecht, Karpfen, Kaulbarsch, Marmor-karpfen, Plötze, Rotfeder, Ukelei, Wels und Zander sowie einige Hybriden (Cypriniden) nachgewiesen. Am häufigsten waren Barsch (32,8 %), Plötze (24,8 %), Kaulbarsch (12,7 %) und Güster (11,0 %) (Abb. 22). Die größten Biomasseanteile wurden von Plötze (33,1 %), Güster (15,4 %), Blei (14,5 %) und Zander (13,1 %) gebildet (Abb. 23).

1997 wurden insgesamt sechs Fischarten Barsch, Blei, Kaulbarsch, Plötze, Ukelei, Zander und einige Hybriden (Cypriniden) gefangen. Plötze (60 %), Blei (14,5 %) und Kaulbarsch (12,1 %) wurden am häufigsten nachgewiesen. Die größten Anteile der Biomasse bildeten Plötze (36,2 %), Blei (27,1 %) und Barsch (26,1 %).

Der Vergleich der numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge der benthischen Netze zwischen den Jahren 2009 und 2019 zeigt (Abb. 22 u. 23), dass die Einheitsfänge 2019 über den Einheitsfängen der Jahre 2009 bis 2018 liegen. In den Jahren seit Beginn der Wasserkonditionierung (Monitoring ab 2015) bis heute wurde eine stete Zunahme der Fischbestände in der Talsperre Spremberg nachgewiesen. Bei einer detaillierten Betrachtung der Artenzusammensetzung zeichnet sich über die vergangenen Jahre eine weiter zunehmende Dominanz des Barsches in der Talsperre Spremberg ab. Tendenziell rückläufig stellt sich der Anteil der Güster dar. Jedoch kann eine zunehmende Entwicklung der Anteile von Blei und Kaulbarsch beobachtet werden. Blei, Güster und Kaulbarsch gehören zu den benthivoren Fischarten, die die gleichen Nahrungsressourcen nutzen, weshalb zwischenartliche Interaktionen durchaus natürlichen Ursprungs sein können.

Der erzielte biomassebezogene Einheitsfang im Untersuchungsjahr 2019 lag in seiner Ausprägung über denen der Untersuchungsjahre 2015 bis 2019. Diese Steigerung kann auf höhere Biomasseanteile v. a. der Arten Plötze und Blei sowie den Fang von drei Karpfen mit einer Gesamtbiomasse von 11,4 kg erklärt werden. Besonders stieg der Biomasseanteil der Plötze. Zander wurden in den vergangenen Untersuchungsjahren nur als Jungfische gefangen, weshalb der Zander gerade hinsichtlich der Biomasse eine untergeordnete Rolle spielt. Der recht hohe Biomasseanteil des Zanders 2016 ist auf den Fang weniger aber schwerer Individuen zurückzuführen (vgl. HÜHN *et al.*, 2016).

Abschließend ist auch bei der gesamtheitlichen Betrachtung der Fänge 2018 sowie 2019 eine potenzielle Veränderung der Fängigkeit der eingesetzten Fanggeräte aufgrund des niedrigen Wasserstandes zu berücksichtigen. Einerseits führte der niedrige Wasserstand zu einer Steigerung der Fischdichte im verbleibenden Wasserkörper und somit möglicherweise zu einer Überschätzung des Fischbestandes. Andererseits erlaubten die teilweise geringen Wassertiefen es nicht immer, dass die Netze vollständig senkrecht in der Wassersäule standen. Abschließend wird aus der Betrachtung der numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge unter Berücksichtigung der möglichen Limitationen deutlich, dass in der Talsperre Spremberg ein in seiner Größe verhältnismäßig gleichbleibender Fischbestand zu beobachten ist.

6.5 Längen-Häufigkeits-Diagramme ausgewählter Fischarten

Längen-Häufigkeit-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 einer abnehmenden 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 2019 in ausreichender Anzahl gefangen, um die Daten in Diagrammen darstellen zu können. Die Längen-Häufigkeits-Verteilung der Perciden (Barschartige: Barsch, Kaulbarsch und Zander) sind in den Abbildungen 24, 25 und 26 und die Cypriniden (Karpfenartige: Blei, Güster, Rotfeder und Plötze) in den Abbildungen 27, 28, 29 und 30 dargestellt.

Für das Untersuchungsjahr 2019 zeigen die Diagramme (Abb. 24 bis 30) der einzelnen Fischarten in unterschiedlich starker Ausprägung eine deutliche Struktur der Häufigkeit der Totallängen, was auf unterschiedliche Altersklassen innerhalb der Populationen schließen lässt. Basierend auf den Längenangaben der in den Diagrammen (Abb. 24 bis 30) dargestellten Fischarten kann durch den Nachweis von Jungfischen der Altersklasse 0+ von einer natürlichen Reproduktion der Bestände von Barsch, Blei, Güster, Kaulbarsch, Plötze, Rotfeder und Zander im Jahr 2019 ausgegangen werden. Auch für die anderen Fischarten Hecht, Ukelei, Schleie, Sonnenbarsch und Wels wurde durch den Fang von Jungfischen die natürliche Reproduktion nachgewiesen. Ausnahmen davon stellen der Aal, der sich nicht im Süßwasser reproduziert sowie Aland, Döbel, Rapfen, die keine typischen Vertreter einer Fischgemeinschaft stehender Gewässer sind, dar.

Kein eindeutiger Nachweis natürlicher Reproduktion konnte für die Arten Bitterling, Giebel und Karpfen erbracht werden. Die gefangenen Bitterlinge waren adulte Exemplare. Es ist jedoch nicht davon auszugehen, dass sich der Bitterling nicht in der Talsperre Spremberg reproduziert, da für die Reproduktion notwendige Muscheln ausreichend vorhanden sind. Wahrscheinlicher ist es, dass die sehr kleinen Jungfische der Art infolge der Größen-selektivität der eingesetzten Fanggeräte nicht nachgewiesen werden konnten. Der Giebel wurde als Einzelexemplar nachgewiesen, weshalb eine Einschätzung der Reproduktion nicht möglich ist. Es ist jedoch nicht von einer Beeinträchtigung der möglichen Reproduktion des Giebels auszugehen, da diese Art zu den Fischarten mit geringen Lebensraumansprüchen gehört. Der Karpfen reproduziert sich im Allgemeinen in unseren Oberflächengewässern nicht erfolgreich. Allerdings werden die Meldungen erfolgreichen natürlichen Karpfenaufkommens außerhalb von Teichwirtschaften immer häufiger. Ob dies auch in der Talsperre Spremberg der Fall ist, kann anhand der drei gefangenen adulten Karpfen (Totallänge zwischen 58 und 63 cm) nicht bewertet werden, da der Nachweis von Jungfischen nicht erfolgte.

Für die Barsche zeigte sich in allen Untersuchungsjahren mit Ausnahme des Jahres 2014, dass sich der Barschbestand aus mehreren Größen- bzw. Altersklassen zusammensetzt und durch ein starkes Aufkommen von Jungfischen charakterisiert ist (Abb. 24). Gegenüber den Vorjahren war die Kohorte der Altersklasse 0+ 2019 besonders zahlreich im Fang vertreten, was

für sehr gute Reproduktionsbedingungen des Barsches in der Talsperre Spremberg spricht. Der geringe Fang von Jungfischen der Altersklasse 0+ im Jahr 2014 ist auf den frühen Zeitpunkt der Fischbestandsuntersuchung zurückzuführen. Jedoch ist aus den Längen-Häufigkeits-Diagrammen der Folgejahre kein Ausbleiben der natürlichen Reproduktion der Barsche 2014 erkennbar.

Auch für den Zander konnten in den vergangenen Jahren Jungfische nachgewiesen werden (Abb. 25). Die Fänge 2019 können sehr wahrscheinlich mindestens zwei Altersklassen zugeordnet werden. Nach einem Abgleich mit den Besatzstatistiken des Landesanglerverbandes Brandenburg e. V. ist das Jungfischaufkommen in der Talsperre Spremberg größtenteils auf natürliche Reproduktion zurückzuführen.

Kaulbarsche wurden ebenfalls in allen Untersuchungsjahren in mehreren Größenklassen nachgewiesen (Abb. 26). Nach einem starken Bestand des Kaulbarsches im Untersuchungsjahr 2015 wurden bei den Untersuchungen in den Folgejahren weniger Kaulbarsche gefangen. 2018 sowie 2019 wurden jedoch wieder vermehrt Jungfische nachgewiesen, sodass von einer erfolgreichen natürlichen Reproduktion und einem Anstieg der Kaulbarschpopulation auszugehen ist.

Auch bei der Plötze dürften mehrere Altersgruppen zur Reproduktion beitragen (Abb. 27). In allen Untersuchungsjahren wurden Jungfische der Plötze nachgewiesen. Ganz ähnlich verhält es sich bei der Betrachtung der Güstern und Bleie (Abb. 28 u. 29). Gegenüber der Güstern scheint der Bleie offensichtlich günstigere Reproduktionsbedingungen in der Talsperre Spremberg vorzufinden, was sich in einem stärker ausgeprägten Jungfischaufkommen widerspiegelt.

Rotfedern wurden 2014 nicht nachgewiesen. Ab 2015 zeigte sich jedoch ein deutliches Aufkommen von Jungfischen sowie eine natürliche Größenklassenstruktur der Population (Abb. 30). Während 2015 ein Nachweis adulter Rotfedern ausblieb, konnten ab 2016 jedes Jahr mehrere Größenklassen gefangen werden, die zum Erhalt der Art beitragen können.

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.

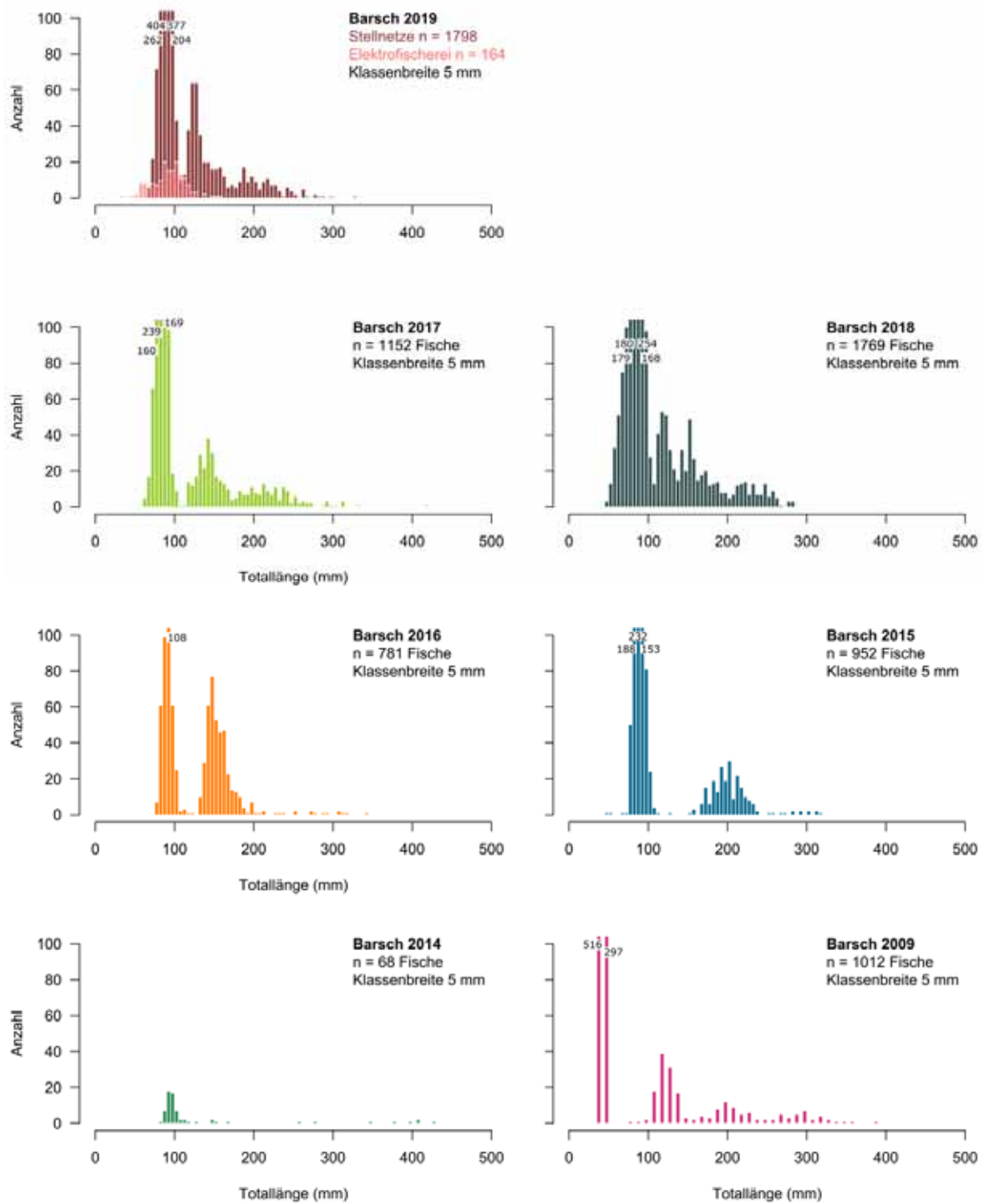


Abb. 24: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2009, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019 in der Talsperre Spremberg gefangenen Barsche (*Perca fluviatilis*)

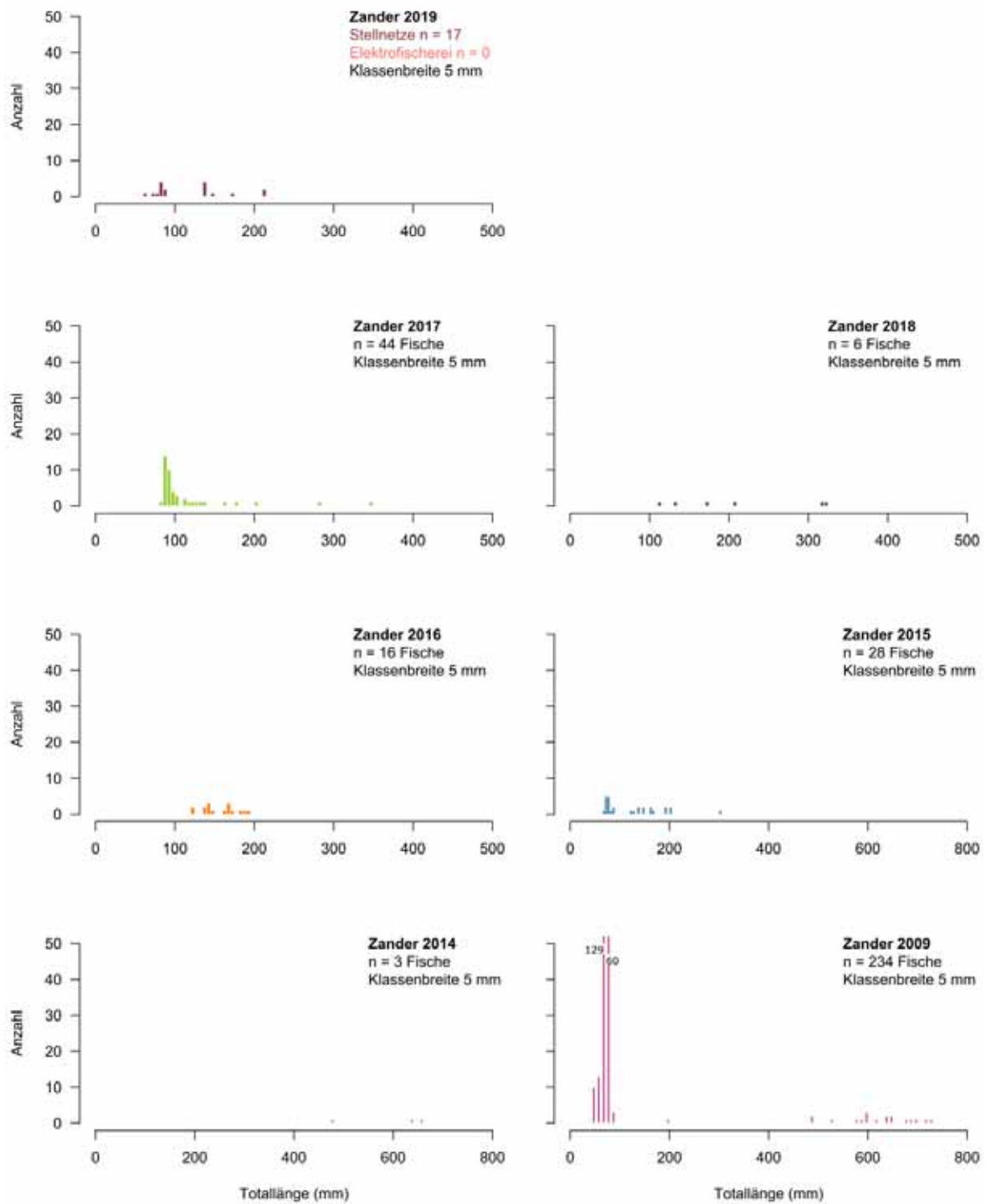


Abb. 25: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2009, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019 in der Talsperre Spremberg gefangenen Zander (*Sander lucioperca*)

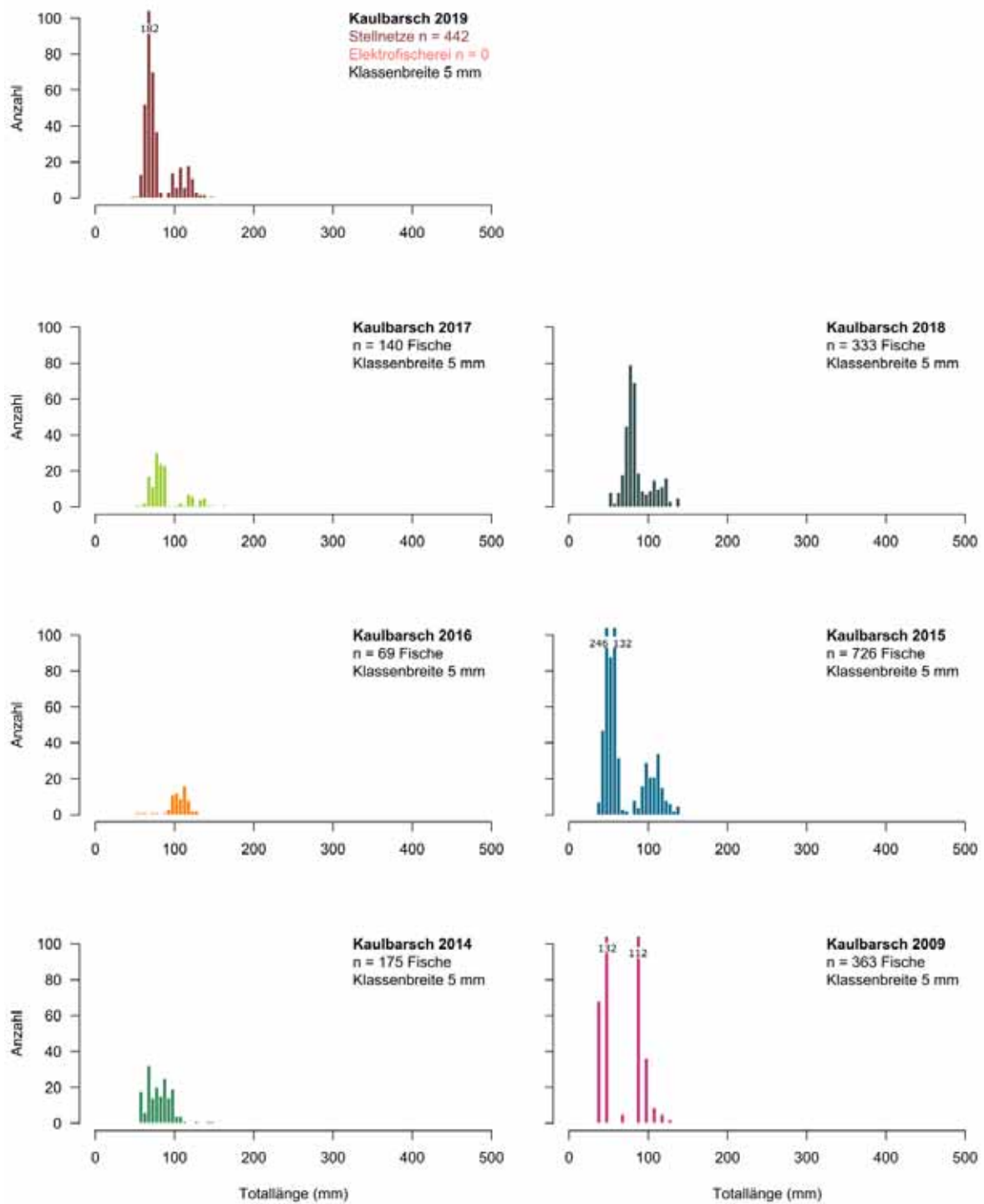


Abb. 26: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2009, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019 in der Talsperre Spremberg gefangenen Kaulbarsche (*Gymnocephalus cernua*)

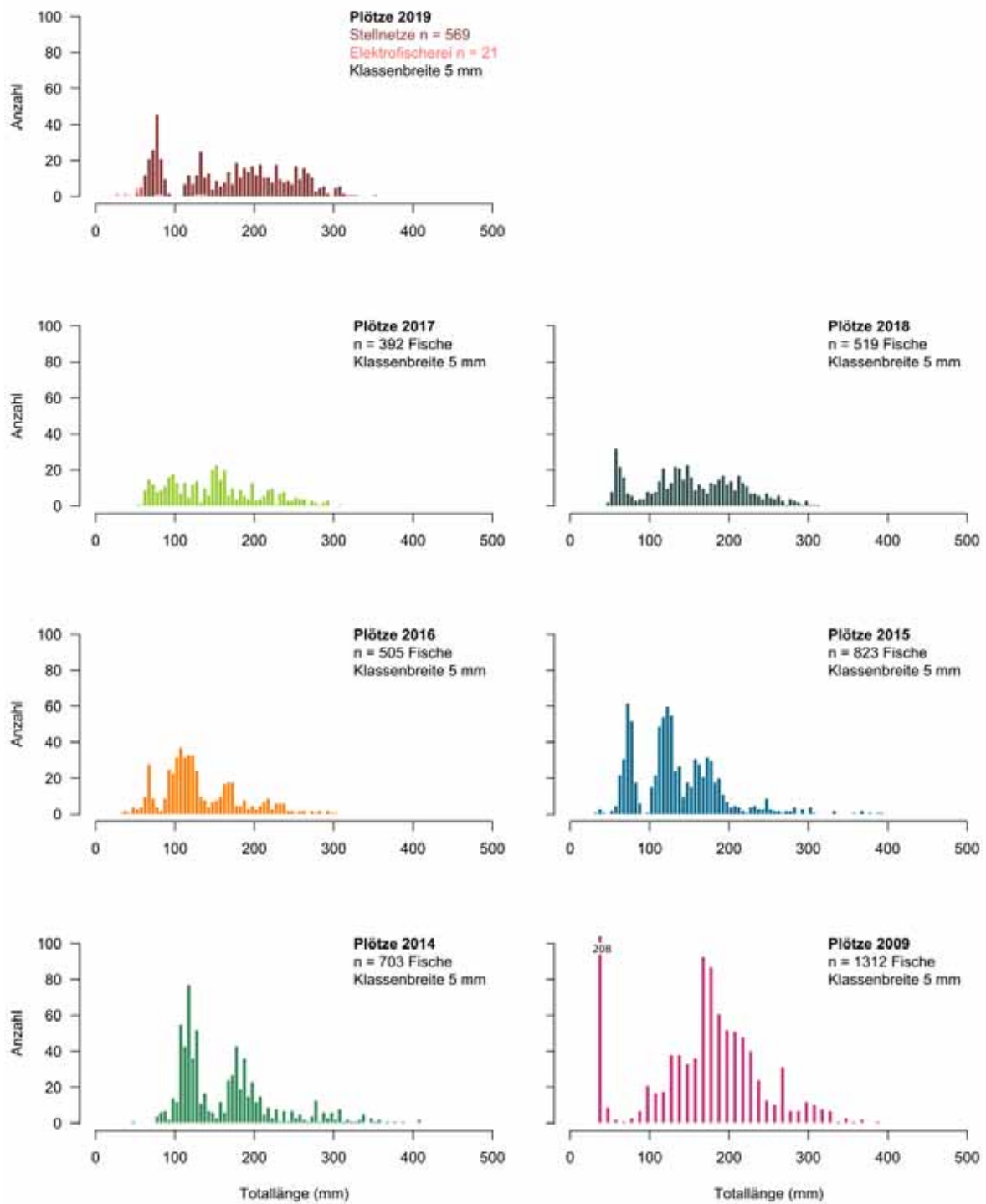


Abb. 27: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2009, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019 in der Talsperre Spremberg gefangenen Plötzen (*Rutilus rutilus*)

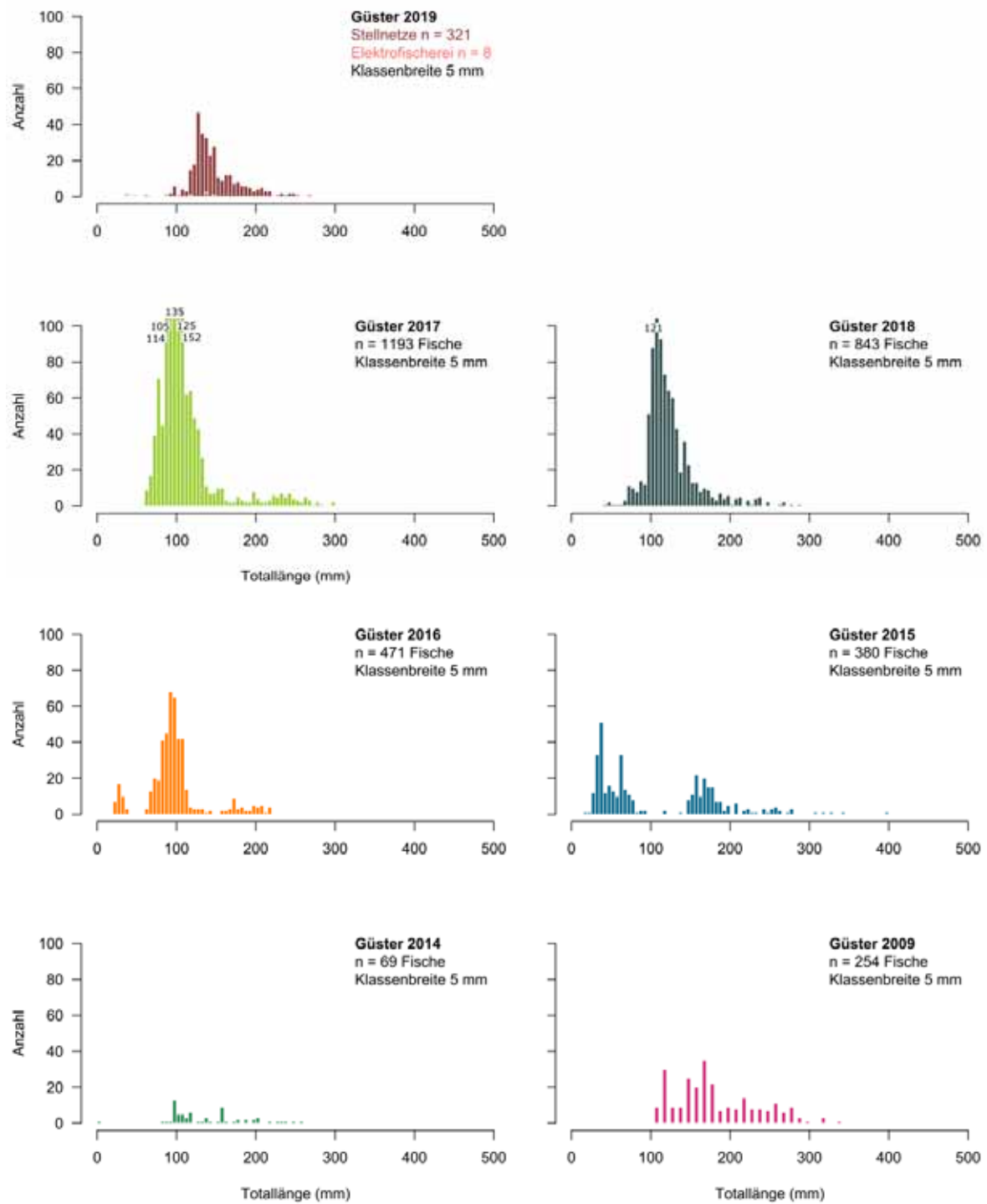


Abb. 28: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2009, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019 in der Talsperre Spremberg gefangenen Güstern (*Abramis bjoerkna*)

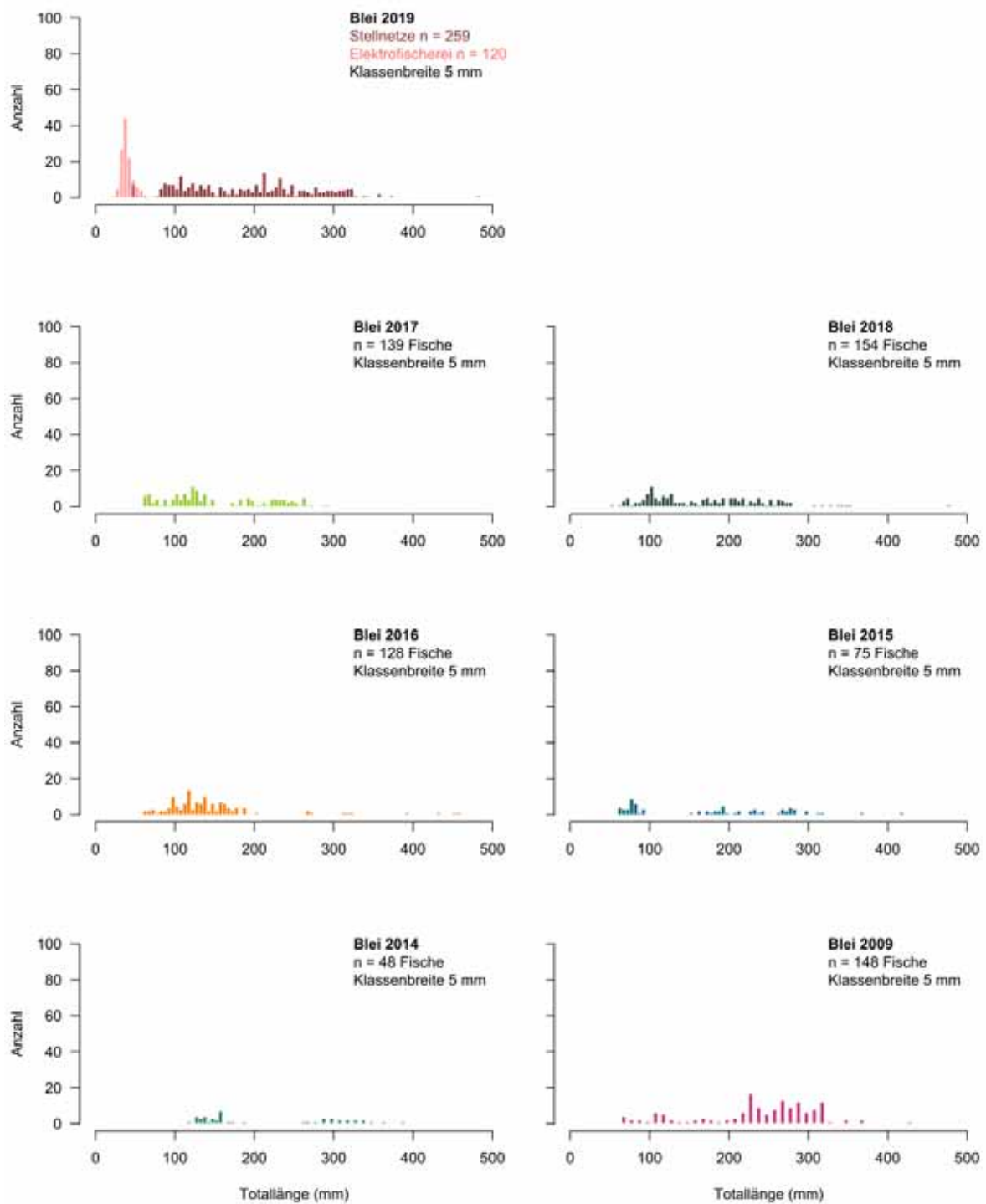


Abb. 29: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2009, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019 in der Talsperre Spremberg gefangenen Bleie (*Abramis brama*)

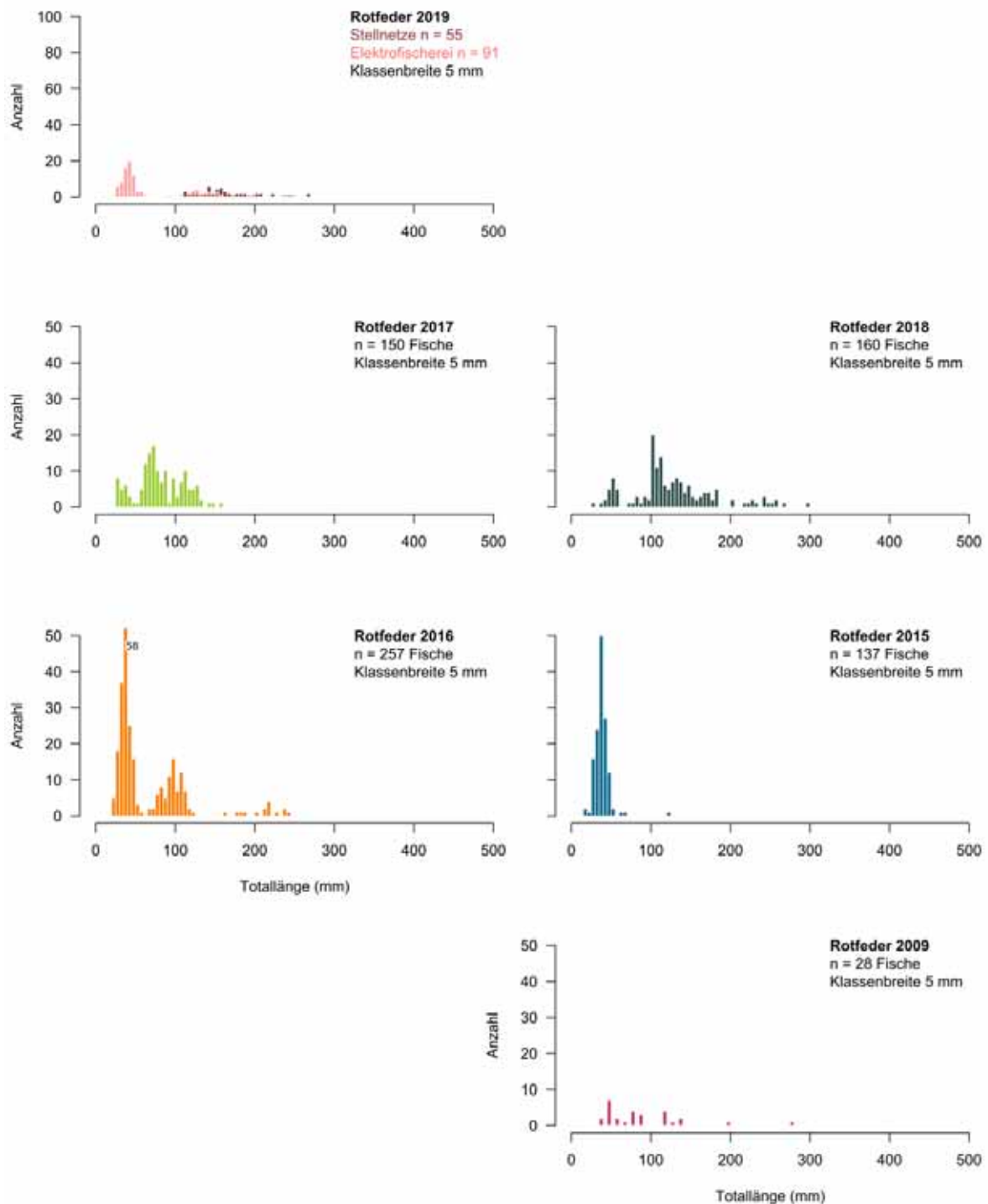


Abb. 30: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2009, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019 in der Talsperre Spremberg gefangenen Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*), 2014 wurden keine Rotfedern in der Talsperre nachgewiesen (LEWIN & RÜMMLER, 2014)

6.6 Räumliche Verteilung der Fische

Innerhalb der Talsperre zeigte sich in den Untersuchungsjahren 2014 und 2015 eine deutlich ausgeprägte Trübungsfähne entlang der Fließrinne bis in die nördlichen, tieferen Bereiche der Talsperre (s. a. Abb. 8). Da in den Untersuchungen der vorhergehenden Jahre (siehe folgend) Unterschiede in der Ausprägung der Fischbestände zwischen den verschiedenen Trübungsbereichen festgestellt wurden, erfolgte auch 2019 ein Vergleich der Fänge mit den benthischen Stellnetzen in den unterschiedlichen Bereichen der Talsperre. Dazu wurde die Talsperre in drei Bereiche (vgl. Kapitel 3.3) untergliedert (Abb. 31)

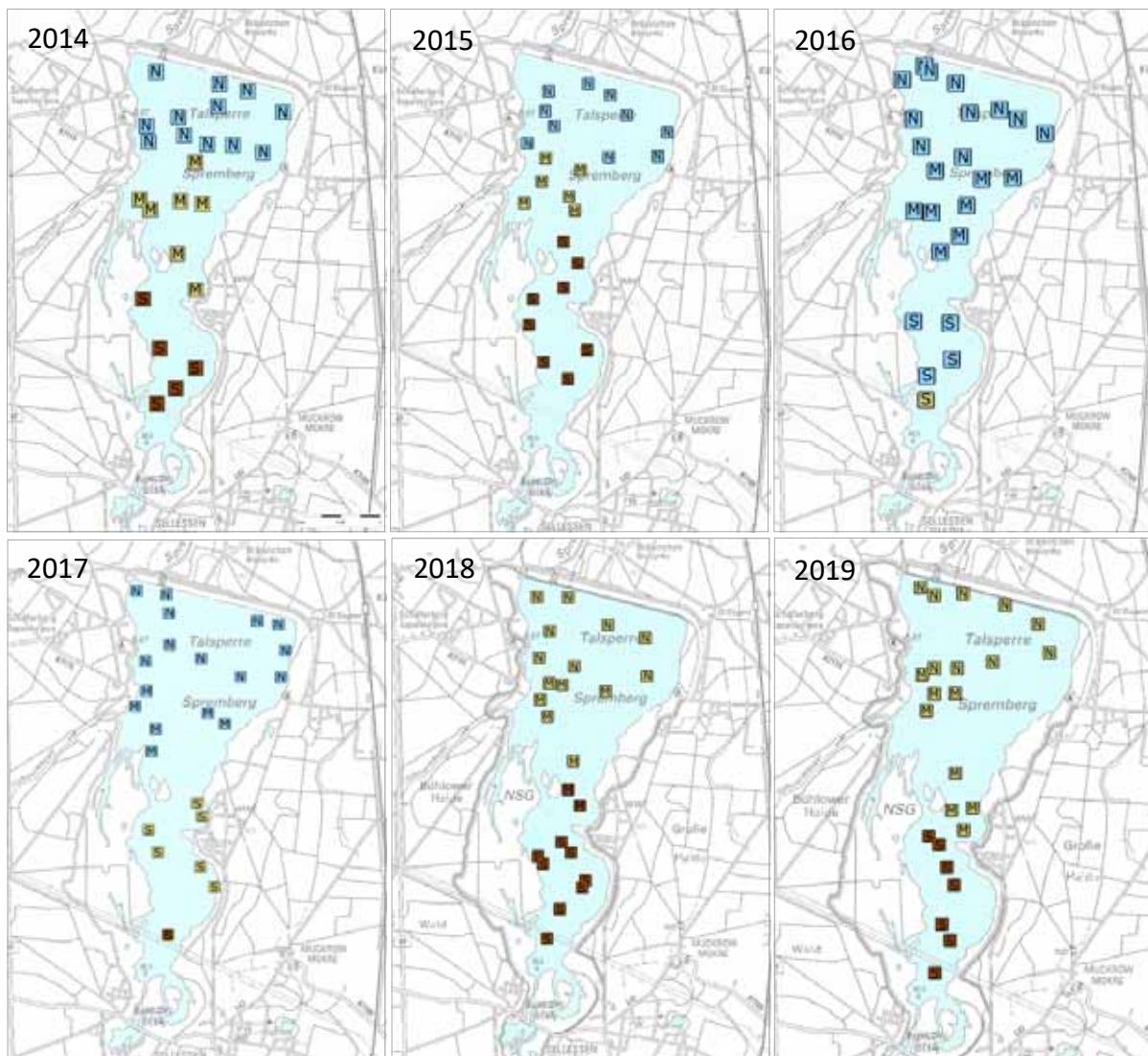


Abb. 31: Lage der benthischen Stellnetze in der Talsperre Spremberg bei den Untersuchungen in den Jahren 2014 - 2019. Hellblaue Symbole geben die Netze im Bereich ohne Wassereintrübung, beige Symbole mit geringer und braune Symbole mit starker Eintrübung des Wassers wieder (vgl. Kapitel 3.3); N = Netze im nördlichen Bereich, M = Netze im mittleren Bereich und S = Netze im südlichen Bereich der Talsperre. (Karten: Top 50 Brandenburg)

Die numerischen Einheitsfänge und die Biomasseeinheitsfänge der einzelnen Netze sind in Tabelle 13 zusammengestellt. 2019 lag der mittlere numerische bzw. biomassebezogene Einheitsfang (\pm SD) der im nördlichen Bereich gestellten benthischen Netze bei 306 ± 58 Fische \cdot 100 m⁻² Netz bzw. $15,9 \pm 5,9$ kg \cdot 100 m⁻² Netz und der Einheitsfang der im mittleren Bereich gestellten Netze bei 449 ± 171 Fische \cdot 100 m⁻² Netz bzw. $114,9 \pm 4,9$ kg \cdot 100 m⁻² Netz. Im südlichen Bereich betrug der numerische bzw. biomassebezogene Einheitsfang 164 ± 110 Fische \cdot 100 m⁻² Netz bzw. $10,8 \pm 5,5$ kg \cdot 100 m⁻² Netz (Abb. 32). Signifikante Unterschiede wurden zwischen den numerischen Einheitsfängen zwischen dem mittleren und dem südlichen Bereich festgestellt (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 10,44$; $p < 0,001$; Tukey's Post-hoc-Test: $p = < 0,001$) (Abb. 32). Keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei Bereichen wurden bei der Betrachtung der biomassebezogenen Einheitsfänge (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 1,86$; $p = 0,18$) (Abb. 32) und der Anzahl der nachgewiesenen Fischarten (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 3,009$; $p = 0,07$) festgestellt.

Bei der Untersuchung 2018 lagen der mittlere numerische bzw. biomassebezogene Einheitsfang (\pm SD) der im nördlichen Bereich gestellten benthischen Netze bei 279 ± 64 Fische \cdot 100 m⁻² Netz bzw. $10,2 \pm 3,1$ kg \cdot 100 m⁻² Netz und der Einheitsfang der im mittleren Bereich gestellten Netze bei 284 ± 126 Fische \cdot 100 m⁻² Netz bzw. $11,3 \pm 5,0$ kg \cdot 100 m⁻² Netz. Im südlichen Bereich betrug der numerische bzw. biomassebezogene Einheitsfang 191 ± 118 Fische \cdot 100 m⁻² Netz bzw. $8,7 \pm 6,1$ kg \cdot 100 m⁻² Netz (Abb. 32). Zwischen den Bereichen wurden keine signifikanten Unterschiede des numerischen Einheitsfangs festgestellt (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 1,69$; $p = 0,2$) (Abb. 32). Ebenfalls wurden keine signifikanten Unterschiede der biomassebezogenen Einheitsfänge oder der Anzahl der nachgewiesenen Fischarten zwischen den untersuchten Bereichen vorgefunden (biomassebezogener Einheitsfang, einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 0,55$; $p = 0,6$; Anzahl Fischarten, einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 0,781$; $p = 0,5$) (Abb. 32).

2017 betragen die mittleren numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge (\pm SD) der im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich gestellten benthischen Netze jeweils 203 ± 89 Fische \cdot 100 m⁻² Netz bzw. $8,0 \pm 4,0$ kg \cdot 100 m⁻² Netz, 305 ± 111 Fische \cdot 100 m⁻² Netz bzw. $10,8 \pm 4,4$ kg \cdot 100 m⁻² Netz und 355 ± 125 Fische \cdot 100 m⁻² Netz bzw. $7,8 \pm 2,0$ kg \cdot 100 m⁻² Netz (Abb. 32). Zwischen den Bereichen wurden signifikante Unterschiede des numerischen Einheitsfangs festgestellt (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 4,77$, $p = 0,02$). Mit den im südlichen Teil der Talsperre gestellten Netzen wurden im Vergleich zu den Netzen im nördlichen Teil signifikant mehr Fische gefangen (Tukey's Post-hoc-Test: $p = 0,0192$) (Abb. 33). Alle weiteren Vergleiche zwischen den Bereichen unterschieden sich nicht signifikant voneinander. Die biomassebezogenen Einheitsfänge zwischen den untersuchten Bereichen unterschieden sich 2017 nicht signifikant voneinander (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 1,34$, $p = 0,2$) (Abb. 32).

Im Untersuchungsjahr 2016 lagen die mittleren numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge (\pm SD) des nördlichen, mittleren und südlichen Bereichs jeweils bei 139 ± 29 Fische \cdot 100 m⁻² Netz bzw. $8,3 \pm 5,6$ kg \cdot 100 m⁻² Netz, 291 ± 88 Fische \cdot 100 m⁻² Netz

bzw. $8,6 \pm 4,5 \text{ kg} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$ Netz und $543 \pm 390 \text{ Fische} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$ Netz bzw. $9,4 \pm 4,0 \text{ kg} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$ Netz (Abb. 32). Signifikant unterschiedlich waren die mittleren numerischen Einheitsfänge zwischen dem nördlichen und südlichen Bereich (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 8,83$, $p < 0,002$; Tukey's Post-hoc-Test: $p < 0,002$). Die biomassebezogenen Einheitsfänge zwischen den untersuchten Bereichen unterschieden sich 2016 nicht signifikant voneinander (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 0,08$, $p = 0,9$) (Abb. 32).

2015 betrug der mittlere Einheitsfang (\pm SD) der im nördlichen Bereich gestellten benthischen Netze $283 \pm 147 \text{ Fische} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$ Netz bzw. $11,3 \pm 4,2 \text{ kg} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$ Netz, der mittlere Einheitsfang der im mittleren Bereich gestellten Netze lag bei $217 \pm 142 \text{ Fische} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$ Netz bzw. $7,6 \pm 3,6 \text{ kg} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$ Netz und der mittlere Einheitsfang im südlichen Bereich betrug $177 \pm 74 \text{ Fische} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$ Netz bzw. $4,9 \pm 0,9 \text{ kg} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$ Netz. Die Netzfänge aus den drei Bereichen unterschieden sich nicht signifikant voneinander (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 1,268$; $p = 0,30$). Der Biomasseeinheitsfang unterschied sich signifikant zwischen den untersuchten Bereichen der Talsperre Spremberg (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 6,243$; $p = 0,007$). Die Biomasse im südlichen Teil der Talsperre war signifikant geringer im Vergleich zur Biomasse im nördlichen Bereich (Tukey's Post-hoc-Test: $p = 0,008$) (Abb. 32).

2014 betrug der Einheitsfang im nördlichen Bereich $100 \text{ Fische} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$ Netz bzw. $10,4 \text{ kg} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$ Netz und der Einheitsfang der im mittleren Bereich gestellten Netze lag bei $108 \text{ Fische} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$ Netz bzw. $8,9 \text{ kg} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$ Netz (LEWIN & RÜMMLER, 2014). Der Einheitsfang im südlichen Bereich betrug $52 \text{ Fische} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$ Netz bzw. $2,3 \text{ kg} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$ Netz (LEWIN & RÜMMLER, 2014). Zwischen den Einheitsfängen der drei Bereiche gab es signifikante Unterschiede (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 15,38$, $p < 0,001$). Der numerische Einheitsfang im südlichen Bereich der Talsperre war signifikant geringer im Vergleich zum Einheitsfang des nördlichen (Tukey's Post-hoc-Test: $p < 0,001$) und des mittleren Bereiches (Tukey's Post-hoc-Test: $p < 0,001$). Im Hinblick auf die gefangene Biomasse wurden ebenfalls signifikante Unterschiede festgestellt (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 9,84$, $p < 0,001$). Dabei wurde ein signifikant niedrigerer Biomasseeinheitsfang im südlichen Teil im Vergleich zum nördlichen (Tukey's Post-hoc-Test: $p = 0,001$) und mittleren Teil (Tukey's Post-hoc-Test: $p = 0,01$) festgestellt.

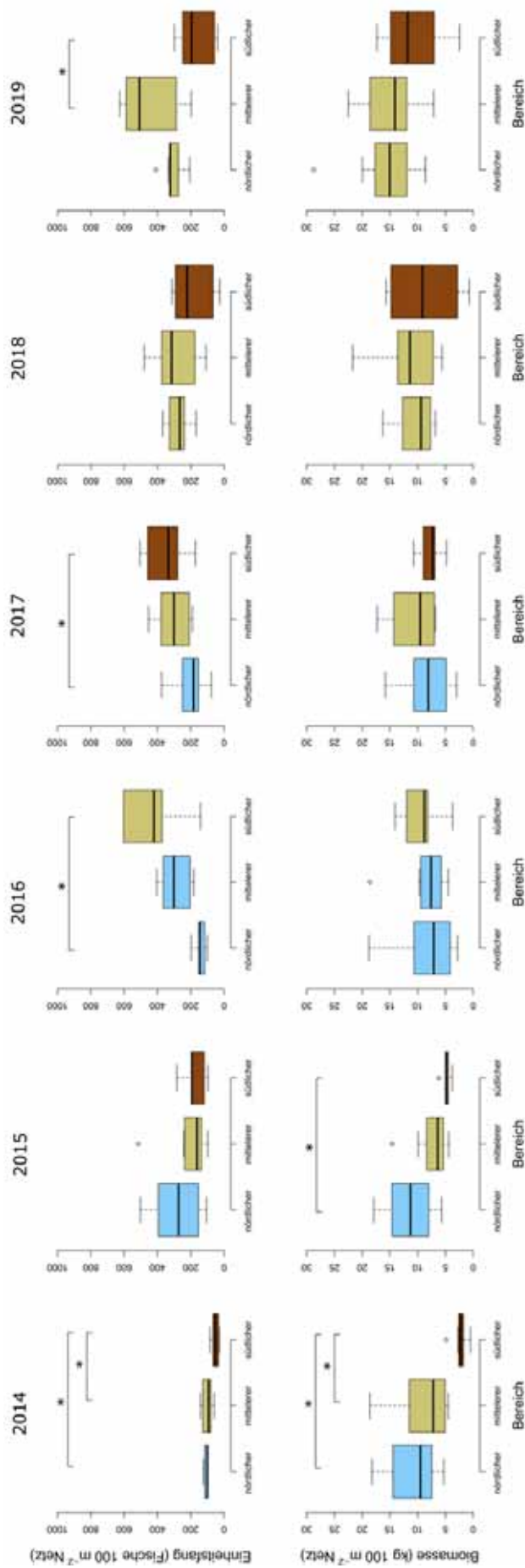


Abb. 32: Verteilung der numerischen Einheitsfänge (Fische·100 m⁻² Netz) und Biomasseeinheitsfänge (kg·100 m⁻² Netz) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg, erzielt mit benthischen Stellnetzen in den Jahren 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019. Die Kästen repräsentieren 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 beige Kästen mit einer geringen und die braunen Kästen mit starker Eintrübung des Wassers dar. * kennzeichnet signifikante unterschiedliche Mittelwerte.

Die mittleren numerischen Einheitsfänge der Jahre 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019 unterscheiden sich signifikant voneinander (einf. ANOVA: $F_{(5,138)} = 13,37$; $p < 0,001$) (Abb. 33). Dabei waren die mittleren numerischen Einheitsfänge der Jahre 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019 signifikant höher als im Untersuchungsjahr 2014 (Tukey's Post-hoc-Test: $p < 0,001$; für alle Vergleiche mit dem Jahr 2014). Ebenfalls wurden signifikante Unterschiede der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge zwischen den Jahren festgestellt (einf. ANOVA: $F_{(5,138)} = 4,202$; $p = 0,001$) (Abb. 33). Dabei war der mittlere biomassebezogene Einheitsfang 2019 signifikant größer als in den Jahren 2014, 2015, 2016 und 2017 (Tukey's Post-hoc-Test: $p < 0,03$; für die Vergleiche mit dem Jahr 2019). Gegenüber dem im Untersuchungsjahr 2018 erzielten biomassebezogenen Einheitsfang ergab sich kein signifikanter Unterschied zum Untersuchungsjahr 2019 (Tukey's Post-hoc-Test: $p > 0,3$). Bei der Interpretation der Daten ist zu berücksichtigen, dass Einheitsfänge ein relatives Maß für die Bestandsgröße darstellen, das voraussetzt, dass die Fängigkeit der Fanggeräte konstant bleibt. Jedoch ist davon auszugehen, dass die Fängigkeit, bedingt durch sehr geringe Sichttiefen und sowie Niedrigwassersituationen, innerhalb des Gewässers sehr wahrscheinlich nicht konstant war. Aus diesem Grund kann nicht von einer Meidung des südlichen Bereiches oder einer Bestandssteigerung per se ausgegangen werden.

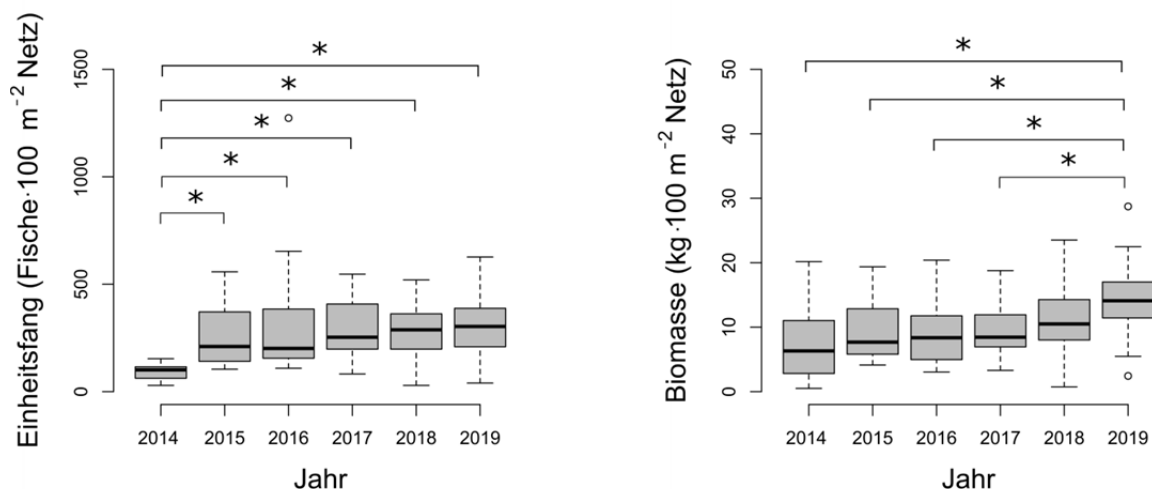


Abb. 33: Numerische und biomassebezogene Einheitsfänge (Fische bzw. kg·100 m⁻² Netz) in der Talsperre Spremberg, erzielt mit benthischen Stellnetzen in den Jahren 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 und 2019 (n = 24 Netze im Jahr). Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. * kennzeichnet signifikante unterschiedliche Mittelwerte

Das 2014 und 2015 beobachtete Nord-Süd-Gefälle der Einheitsfänge war 2016 und 2017 nicht mehr in der gleichen Form festzustellen (Abb. 32). Vielmehr wurden im südlichen Teil die höchsten numerischen Einheitsfänge im Vergleich zu den Fängen im nördlichen und

mittleren Teil erzielt. Die 2016 und 2017 im Vergleich zu den Vorjahren deutlich geringeren numerischen Einheitsfänge im nördlichen Teil könnten auf einen geringeren Fischbestand in diesem Teil im Vergleich zu den beiden anderen Gewässerbereichen hinweisen. 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. Dass sich die beobachteten unterschiedlichen numerischen Einheitsfänge zwischen den Bereichen in den Jahren 2016 und 2017 nicht in den biomassebezogenen Einheitsfängen widerspiegeln, kann unter anderem durch den Fang weniger, aber dafür größerer Fische in den Netzen im nördlichen Bereich erklärt werden. Im Jahr 2018 wurden keine signifikant unterschiedlichen numerischen oder biomassebezogenen Einheitsfänge zwischen den Bereichen der Talsperre Spremberg festgestellt. In der aktuellen Untersuchung war der numerische Einheitsfang im südlichen Bereich der Talsperre am geringsten. Dass die 2016 und 2017 beobachteten unterschiedlichen numerischen Einheitsfänge zwischen den Bereichen 2018 und 2019 nicht in gleicher Ausprägung nachgewiesen wurden, kann sehr wahrscheinlich auf eine Veränderung der Fängigkeit der Netze zurückgeführt werden. Wie bereits erläutert, wirken sich die Sichttiefe sowie der geringe Wasserstand auf die Fängigkeit der Fanggeräte aus und sollten deshalb bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden. Insgesamt ist nicht von einer Meidung des südlichen Bereiches der Talsperre Spremberg durch die Fische auszugehen.

Tab. 13: Artenzahl und Einheitsfänge der benthischen Stellnetze im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg 2019

Bereich	Netz- nummer	Tiefen- bereich (m)	Anzahl Arten	Nummerischer Einheitsfang (Fische·100 m ⁻²)	Biomasse- einheitsfang (kg·100 m ⁻²)
Norden	3	3-6	6	41	1,1
	4	3-6	8	42	3,6
	5	3-6	7	51	1,8
	6	0-3	5	34	2,2
	7	0-3	6	31	2,0
	8	0-3	6	41	2,5
	21	3-6	7	41	1,9
	22	3-6	7	38	1,4
	26	3-6	6	26	1,5
	Mitte	16	0-3	7	65
17		0-3	8	23	1,3
18		0-3	8	59	1,5
19		0-3	9	66	2,3
20		3-6	6	54	1,6
23		0-3	7	70	1,9
24		3-6	7	22	0,8
25		3-6	9	40	1,3
Süden	9	0-3	6	10	1,2
	10	0-3	5	6	0,3
	11	0-3	8	7	0,8
	12	0-3	8	33	2,0
	13	0-3	7	43	1,7
	14	0-3	7	28	2,3
	15	0-3	7	38	2,5

7. Zusammenfassende Bewertung

Basierend auf einer umfangreichen Literaturrecherche kamen LEWIN & RÜMMLER (2015) im Rahmen einer Vorabschätzung zu den potenziellen Auswirkungen der Wasserkonditionierung mit dem Flockungshilfsmittel 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.

Im hier vorliegenden Zwischenbericht für das Jahr 2019 wurde der Bestand der Benthosorganismen und der Fische unter den Bedingungen des Einsatzes der Flockungshilfsmittel untersucht. Die Ergebnisse der Untersuchung der Benthosorganismen und des Fischbestandes 2019 wurden zusätzlich mit den Ergebnissen der Bestandssituation des Benthos und der Fische in den Jahren 2014 - 2018, d. h. im Jahr vor und in vier Jahren nach Inbetriebnahme der Konditionierungsanlage und der Anwendung von Flockungshilfsmitteln in der Vorsperre Bühlow verglichen. Für die Großmuscheln erfolgte ein Vergleich der Untersuchungsergebnisse der Jahre 2015 - 2017 und 2019.

Die Ergebnisse des vorliegenden Gutachtens sowie der Zwischenberichte aus den Jahren 2015 - 2018 (HÜHN *et al.*, 2015, 2016, 2017, 2018) bestätigen die Vorabschätzung von LEWIN & RÜMMLER (2015). Zusammenfassend konnte kein direkter negativer Zusammenhang zwischen dem Betrieb der Konditionierungsanlage und den derzeitigen Fisch-, Benthos- und Großmuschelbeständen in der Talsperre Spremberg festgestellt werden.

Die Untersuchungen des Makrozoobenthos kamen zu dem Ergebnis, dass die Benthosgemeinschaft 2019 vergleichbar mit denen in den Untersuchungen der Jahre 2015 und 2017 war. Deutlich höhere Benthosdichten als im aktuellen Untersuchungsjahr konnten in den Jahren 2016 und 2018 beobachtet werden. Jedoch spiegelten sich die erhöhten Benthosdichten lediglich 2016 auch in einer gegenüber den anderen Untersuchungsjahren höheren Trockenmasse wider. Ein Einfluss der Eisenockerbildung auf die Benthosdichte konnte im Berichtsjahr 2019, wie auch schon 2015 bis 2018, nicht festgestellt werden. Die Benthosgemeinschaft unterliegt in ihrer Ausprägung natürlichen Schwankungen, die durch verschiedenen biotische (z. B. Fraßdruck durch Fische) und abiotische Faktoren (z. B. Nährstoffverfügbarkeit, Wassertemperaturen, Wasserstand) beeinflusst werden. Dies wird auch bei der Betrachtung der Benthosuntersuchungen in der Talsperre Spremberg deutlich. So kann davon ausgegangen werden, dass die im Vergleich zum Vorjahr niedrige Benthosdichte im Jahr 2019 auf Bestandsschwankungen infolge von v. a. niedrigen Wasserständen in den Sommermonaten der Jahre 2018 und 2019 und den damit einhergehenden Veränderungen der Umweltbedingungen für Benthosorganismen in der Talsperre Spremberg zurückzuführen sind.

Im Rahmen des Großmuschelmonitorings wurden 2019 drei geschützte Großmuschelarten in der Talsperre Spremberg nachgewiesen. Dabei handelt es sich um die Malermuschel, die Große Flussmuschel und die Gemeine Teichmuschel, die in Brandenburg weit verbreitet sind und geringe ökologische Ansprüche aufweisen. Es wurde festgestellt, dass die Muscheln nur

geringe Besiedlungsdichten aufweisen und der Bestand gegenüber 2017 offenbar rückläufig ist. Obwohl alle drei Arten reproduzierende Bestände ausbilden, gelingt es den Tieren zum großen Teil nicht, ihre potenzielle Lebenserwartung zu erreichen. Die im Alter von null bis fünf Jahren befindlichen Muschelbestände besitzen eine hohe Mortalitätsrate, die den Tieren nur einen kurzen Reproduktionszeitraum ermöglicht, bzw. sie bereits vor der Geschlechtsreife absterben lässt. Die seit dem Jahr 2015 begonnene Wiederbesiedelung trockengefallener Strandabschnitte ist nach den aktuellen Ergebnissen rückläufig oder zumindest stagnierend. Die Verockerung des Gewässers spielt hierbei keine negative Rolle, da diese in den meisten Untersuchungstransekten rückläufig ist und besonders viele Muscheln in den am stärksten betroffenen Transekten siedeln.

Die Großmuscheln sind in der Talsperre Spremberg einer Vielzahl von Stressoren ausgesetzt. Hauptsächlich zählen dazu die geringen Wasserstände während der Sommermonate in den vergangenen zwei Jahren sowie die extremen Wassertemperaturen während dieser Zeit. Die hohe Sterblichkeit der Muscheln, die die 2014 großflächig trocken gefallen Bereiche in den Folgejahren wiederbesiedelten (Alter 2019 4 - 5 Jahre), in den vergangenen Sommern (2018 und 2019) ist ein Beleg dafür. Neben diesen abiotischen Einflussfaktoren auf die Entwicklung der Großmuschelzönose wurden auch biotische Einflussfaktoren beobachtet. Zusätzlich zur Dreikant-, Zebra- bzw. Wandermuschel wurde das Aufkommen 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.

Im Untersuchungsjahr 2019 konnten durch den Einsatz der Stellnetzfisherei und der Elektrofischerei insgesamt die 19 Fischarten Aal, Aland, Barsch, Blei, Bitterling, Döbel, Giebel, Güster, Hecht, Karpfen, Kaulbarsch, Plötze, Rapfen, Rotfeder, Schleie, Sonnenbarsch, Ukelei, Wels und Zander in der Talsperre Spremberg gefangen werden. Damit wurden in der aktuellen Untersuchung deutlich mehr Arten in der Talsperre nachgewiesen als in den Vorjahren (zwischen 12 und 16 Arten). Im Rahmen des dargestellten Monitorings erfolgte der Erstnachweis der Arten Giebel, Sonnenbarsch und Karpfen. Dabei ist anzumerken, dass Karpfen aufgrund ihrer Größe und Kraft nur zufällig mit den eingesetzten Multi-maschenstellnetzen gefangen werden können. Aus diesem Grund wurden Karpfen, die schon seit vielen Jahren in der Talsperre bewirtschaftet werden, bisher nicht nachgewiesen.

Aus der Erhebung des Fischbestandes wird deutlich, dass die numerischen Einheitsfänge in den Jahren 2015 - 2019 im Vergleich zu denen im Jahr 2014 signifikant höher ausfielen. Dies belegt einen größeren Fischbestand in den Jahren ab 2015 im Vergleich zum Untersuchungsjahr 2014. Der biomassebezogene Einheitsfang der aktuellen Untersuchung war signifikant höher als in den Jahren 2014 - 2017. Da jedoch die numerischen Einheitsfänge, als relatives Maß für die Bestandsgröße, in den Jahren ab 2015 konstant geblieben ist, ist davon auszugehen, dass der höhere biomassebezogene Einheitsfang 2019 auf den Fang von größeren Fischen mit höheren Massen zurückzuführen ist. Darüber hinaus ist aber durch die

niedrigen Wasserstände während der Befischungen von einer veränderten Fängigkeit der Fanggeräte auszugehen, was den ausbleibenden Unterschied der biomassebezogenen Einheitsfänge zwischen den Jahren 2018 und 2019 erklären könnte.

Die Verteilung der Fische in der Talsperre Spremberg ergab 2014 ein sehr starkes Nord-Süd-Gefälle mit signifikant weniger Fischen im südlichen Bereich der Talsperre, geprägt durch einen starken Gradienten der Eisenockerfrachten bzw. -ablagerungen. Dieses Gefälle der Wassertrübung sowie die Unterschiede in der Verteilung des Fischbestandes (numerischer Einheitsfang) waren 2015 - 2018 statistisch nicht mehr nachweisbar. Im aktuellen Untersuchungsjahr war der numerische Einheitsfang im südlichen Bereich geringer als im mittleren Bereich der Talsperre. Sehr wahrscheinlich ist dies auf den geringen Wasserstand zum Zeitpunkt der Untersuchung zurückzuführen. In den Untersuchungsjahren 2016 und 2017 wurden dagegen im südlichen Bereich signifikant höhere numerische Einheitsfänge nachgewiesen als im nördlichen Bereich der Talsperre. In den Jahren 2016 und 2017 war die Talsperre durch stabile Pegel sowie sehr hohe Sichttiefen, vor allem im nördlichen Bereich, gekennzeichnet, wodurch die Ergebnisse erklärt werden können (vgl. DUFOUR *et al.*, 2019).

Der Vergleich der Einheitsfänge im Freiwasser (pelagische Netze) zwischen den Jahren 2015 - 2019 zeigt eine deutliche Steigerung der numerischen sowie der biomassebezogenen Einheitsfänge im Jahr 2019 gegenüber den Vorjahren. 2019 wurden die höchsten Einheitsfänge seit Beginn der Wasserkonditionierung in der Talsperre Spremberg ermittelt. Das kann auf eine gesteigerte Fischdichte infolge des niedrigen Wasserstandes zum Zeitpunkt der Befischung zurückgeführt werden. Dadurch kommt es zu einer gesteigerten Fängigkeit der Fanggeräte und zu erhöhten Einheitsfängen. Darüber hinaus unterschied sich die Wassertiefe des Freiwasserbereiches aufgrund des niedrigen Wasserstands im Sommer nur geringfügig von den flacheren Litoralbereichen. Somit war der Freiwasserlebensraum mit seinen Charakteristika während der Sommer 2018 und 2019 nicht mehr oder nur in geringem Umfang vorhanden.

Im tiefen Litoral (benthische Netze) wurden im Vergleich zu den Vorjahren Einheitsfänge erzielt, die über denen der Jahre 2009 - 2018 liegen, was auf einen stabilen und tendenziell zunehmenden Fischbestand hinweist. Insgesamt wurden in den Jahren seit Beginn der Wasserkonditionierung größere Fischbestände in der Talsperre Spremberg nachgewiesen als in den Jahren vor Beginn der Maßnahme (vor 2015). Dominiert wurde der Fischbestand 2019 durch die Arten Barsch, Blei, Güster, Plötze und Kaulbarsch. Hinsichtlich der Artenzusammensetzung ist zu beobachten, dass der Anteil des Barsches im Fang zugenommen hat. Der rückläufige Anteil der Güster scheint sich positiv auf die Anteile von Blei und Kaulbarsch in der Talsperre Spremberg auszuwirken. Blei, Güster und Kaulbarsch gehören zu den benthivoren Fischarten, die die gleichen Nahrungsressourcen nutzen, weshalb zwischenartliche Interaktionen durchaus natürlichen Ursprungs sein können.

Der erzielte biomassebezogene Einheitsfang im Untersuchungsjahr 2019 lag über dem der Untersuchungsjahre 2015 - 2018. Diese Steigerung kann auf höhere Biomasseanteile v. a. der

Arten Plötze und Blei sowie den Fang von Karpfen erklärt werden. Besonders stieg der Biomasseanteil der Plötze.

Die Ergebnisse der Elektrofischerei, der Stellnetzfisherei und die abschließenden Betrachtungen der Längen-Häufigkeits-Diagramme der einzelnen Fischarten bestätigen ein natürliches Jungfischauftreten für die meisten der nachgewiesenen Fischarten in den Jahren 2015 - 2019. Eine Ausnahme hiervon bilden der Aal, der sich nicht im Süßwasser reproduziert sowie einige Fließgewässerarten (Aland, Rapfen, Döbel). Aufgrund von Einzelnachweisen oder reproduktionsbiologischen Gründen konnte für die Arten Bitterling, Giebel und Karpfen kein eindeutiger Nachweis einer natürlichen Reproduktion erbracht werden. Insgesamt konnte anhand der in dem vorliegenden Bericht dargestellten Untersuchungen kein negativer Einfluss auf die natürliche Reproduktion der nachgewiesenen Fischarten festgestellt werden.

Die vorgestellten Ergebnisse lassen keine direkte Beeinträchtigung der Fisch-, Makrozoobenthos- und Großmuschelgemeinschaft durch den Einsatz der Flockungshilfsmittel erkennen. Allerdings ist festzuhalten, dass ein direkter Vorher-Nachher-Vergleich zur Abschätzung der Auswirkungen der Flockungshilfsmittel nicht möglich ist, da die Lebensbedingungen der aquatischen Organismen vor dem Einsatz der Flockungshilfsmittel nicht mit den Umweltbedingungen in den Untersuchungsjahren 2015 - 2019 vergleichbar sind. Im Jahr 2014 waren die Fische und Benthosorganismen durch starke Eisenkonzentrationen und Eisenoxydhydratbildung (LEWIN & RÜMMLER, 2014) sowie einen geringen Wasserstand in der Talperre in größerem Maße beeinträchtigt. Mit dem Einsatz der Flockungshilfsmittel wurden die Umweltbedingungen für die aquatische Fauna durch die erfolgreiche Steigerung des Eisenerückhalts in der Vorsperre Bühlow (vgl. TOTSCHKE *et al.*, 2015) verbessert, wodurch der in seiner Größe stabile Fischbestand zu erklären ist.

In den Untersuchungsjahren 2018 und 2019 wurde die aquatische Fauna, vor allem in den Sommermonaten, durch niedrige Wasserstände bedeutend beeinflusst. Hauptsächlich wirkte sich dies auf die zur Verfügung stehenden Lebensräume aus, d. h. der Lebensraum der Fische und Muscheln verringerte sich und die Uferhabitate waren nicht mehr in vollem Umfang zugänglich. Gerade anhand des Monitorings der Muscheln wird der enorme Einfluss der niedrigen Wasserstände an zwei aufeinander folgenden Jahren deutlich, da erhebliche Sterblichkeiten der Muscheln festgestellt wurden.

Niedrige Wasserstände führen zu einer Limitation der Rückzugsgebiete für Jungfische und haben eine Erhöhung der Fischdichte im verbleibenden Wasserkörper zur Folge. Durch die Ansammlung der Fische kann es möglicherweise zu einer Erhöhung der Fängigkeit der Fanggeräte und somit zu überschätzten Einheitsfängen kommen. Dies ist bei der Interpretation der erzielten Fänge zu berücksichtigen.

Insgesamt kann, im Einklang mit der Vorabschätzung zu den potenziellen Auswirkungen des Einsatzes der Flockungshilfsmittel, der Schluss gezogen werden, dass die Vorteile einer verbesserten Eisenerückhaltung die mit den Wasserkonditionierungsmaßnahmen eventuell noch

vorhandenen Restrisiken für Fische und andere aquatische Organismen bei weitem überwiegen.

Die Abschätzung und Erfassung von Umweltrisiken aus einzelnen Untersuchungen über kurze Zeiträume (hier in den Jahren 2015 - 2019) ist nur sehr begrenzt möglich. Deshalb ist die Fortsetzung des Monitorings der Benthosorganismen, des Jungfischauftommens 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.

8. Literatur

- BILEK, F. & KOCH, C. (2012) Eisenretention in der Talsperre Spremberg - Abschlussbericht, GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden, Dresden, 99 S.
- DUFOR, M. R., QIAN, S. S., MAYER, C. M., & VANDERGROOT, C. S. (2019) Evaluating catchability in a large-scale gillnet survey using hydroacoustics: making the case for coupled surveys. *Fisheries Research* 211: 309-318.
- DIN EN 14757. Wasserbeschaffenheit – Probenahme von Fisch mittels Multi-Maschen-Kiemennetzen; Deutsche Fassung EN 14757:2015-08.
- 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.
- 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., 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, Zwischenbericht 2018. 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; (Gastropoda et Bivalvia) Deutschlands. Naturschutz und biologische Vielfalt 70: 647-708
- 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., BESPALAYA, 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.
- 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.
- MÜLLER, H.J. (1985) Bestimmung wirbelloser Tiere im Gelände. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- NAGEL, K. O. (2002) Mensch, Muschel und Landschaft - Zusammenhänge zwischen Landnutzung und Bestandsentwicklung bei Flussmuscheln. Naturschutz und Landschaftsplanung 34: 261-269.

- 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.
- PFEIFER, M. & NAGEL, K.O. (2010) Schauen, tasten, graben -Strategien und Methoden für die Erfassung von Bachmuscheln. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42: 171- 179.
- 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/>
- SCHARF, J., BRÄMICK, U., FREDRICH, F., ROTHE, U., SCHUHR, H., TAUTENHAHN, M., WOLTER, C. & ZAHN, S. (2011). *Fische in Brandenburg*. Hrsg.: Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Potsdam.
- SCHMEDITJE, U. & KOHMANN, F. (1992) Bestimmungsschlüssel für Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen) Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Informationsbericht 2/88, München.
- SCHOLZ, E. (1962): *Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs*. Pädagogisches Bezirkskabinett, Potsdam.
- SCHWALB, A. (2004) Horizontale und vertikale Bewegungen von Großmuscheln (Bivalvia, Unionidae) in der Spree. Diplomarbeit am Leibnitzinstitut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin.
- 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.
- TOTSCHKE, 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., 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.
- 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: Fänge mit den verschiedenen Fanggeräten im September 2019

Fanggerät	Fischart	Längenbereich (mm)	Anzahl	Gesamtmasse (g)	
Elektrofischerei	Aal	101-150	1		
	Aland	251-300	1		
	Barsch	0-50	3		
			51-100	99	
			101-150	60	
			151-200	2	
		Bitterling	0-50	6	
		Blei	0-50	109	
			51-100	11	
		Güster	0-50	3	
			101-150	5	
		Hecht	101-150	3	
			151-200	8	
			201-250	4	
			251-300	4	
			301-350	1	
			351-400	1	
			501-550	1	
		Plötze	0-50	5	
			51-100	13	
			101-150	3	
		Rapfen	651-700	1	
		Rotfeder	0-50	62	
			51-100	8	
			101-150	17	
			151-200	4	
		Schleie	101-150	3	
			151-200	7	
			201-250	3	
		Sonnenbarsch	0-50	8	
			51-100	4	
			101-150	1	
	MGN	Aland	501-550	1	1.660
Barsch		51-100	1.144	9.885	
		101-150	296	6.615	

Fortsetzung Tab. A1

Fanggerät	Fischart	Längenbereich (mm)	Anzahl	Gesamtmasse (g)	
MGN	Barsch	151-200	102	6.497	
		201-250	60	8.547	
		251-300	12	3.475	
		301-350	1	604	
	Bitterling	0-50	1		
	Blei	0-50	6	7	
		51-100	26	173	
		101-150	60	1.228	
		151-200	37	2.093	
		201-250	60	6.746	
		251-300	32	7.020	
		301-350	22	6.916	
		351-400	3	1.205	
		451-500	1	1.046	
		Döbel	451-500	1	1.516
		Giebel	151-200	1	102
		Güster	51-100	9	71
	101-150		199	5.263	
	151-200		73	4.320	
	201-250		23	3.007	
	251-300		1	199	
	Hecht	351-400	1	309	
		551-600	1	1.164	
		651-700	1	1.855	
	Karpfen	551-600	1	3.268	
		601-650	1	3.789	
	Kaulbarsch	0-50	1	1	
		51-100	375	1.698	
		101-150	66	1.246	
	Plötze	51-100	128	568	
		101-150	90	2.046	
		151-200	119	8.068	
		201-250	106	14.245	
251-300		72	18.270		
301-350		16	6.608		
351-400		1	687		
Rotfeder		101-150	19	510	
	151-200	19	1.174		

Fortsetzung Tab. A1

Fanggerät	Fischart	Längenbereich (mm)	Anzahl	Gesamtmasse (g)	
MPN	Rotfeder	201-250	9	1.257	
		251-300	2	486	
	Ukelei	51-100	4	13	
		101-150	20	478	
		151-200	133	5235	
		201-250	1	94	
		251-300	1	137	
	Wels	251-300	1	137	
	Hybride	251-300	1	181	
	Zander	51-100	9	27	
		101-150	5	127	
		151-200	1	34	
		201-250	2	138	
		251-300	1	316	
	Barsch	51-100	143	1.218	
		101-150	27	428	
		151-200	9	602	
		201-250	3	433	
		251-300	1	316	
		Blei	0-50	1	1
			51-100	4	29
			101-150	1	12
			201-250	2	178
			251-300	2	401
	301-350		2	724	
	Güster	51-100	1	9	
		101-150	8	215	
		151-200	6	306	
		251-300	1	205	
	Plötze	51-100	17	87	
101-150		1	24		
151-200		2	164		
201-250		6	922		
251-300		11	2.694		
Rotfeder	101-150	1	14		
	151-200	2	73		
Ukelei	101-150	5	115		
	151-200	10	390		

MGN = benthisches Multimaschengrundstellnetz, MPN = pelagisches Multimaschenstellnetz

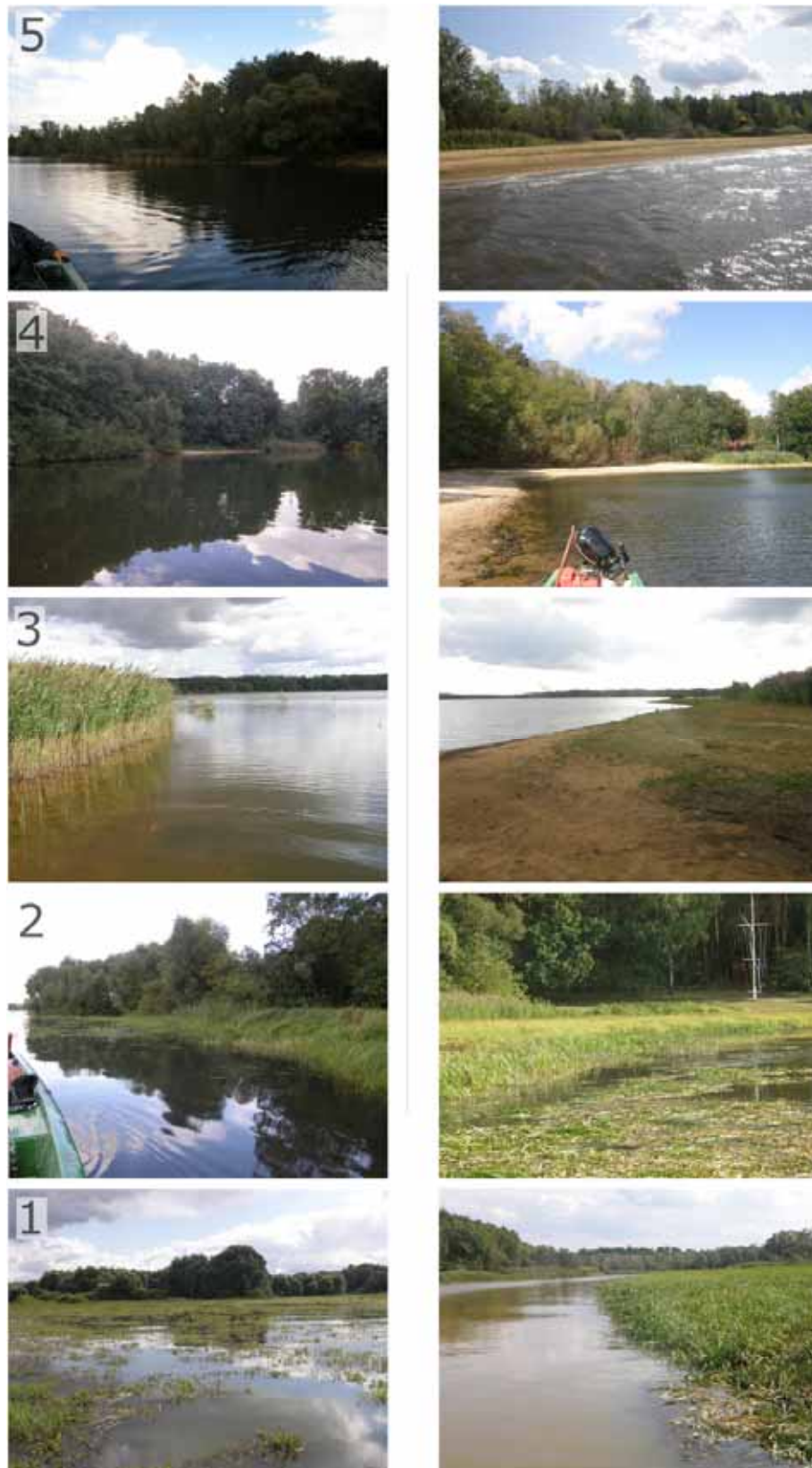


Abb. A1: Fotodokumentation der 2019 gegenüber den Vorjahren veränderten Lage der mittels Elektrofischerei befischten Uferstrecken (1 - 5) (links 2015 bis 2017; rechts 2019) (Fotos: D. Hühn, IfB)



Abb. A2: Adulter Sonnenbarsch (Foto: D. Hühn, IfB)



Abb. A3: Juvenile Sonnenbarsche (Foto: D. Hühn, IfB)

Fotodokumentation des Großmuschelmonitorings und stichprobenartige Vermessung der Großmuscheln

Transekt 1



Abb. A4: Lebend nachgewiesene Großmuscheln aus Transekt 1. Links: *A. anatina* (3), rechts: *U. tumidus* (2) (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 2



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

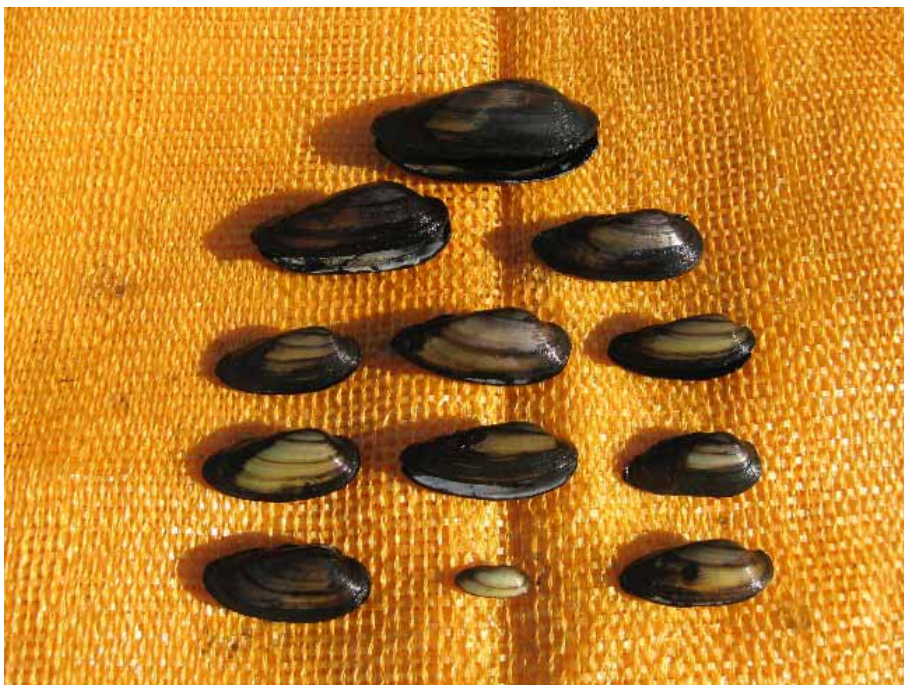


Abb. A6: Frische Leerschalen von *U. pictorum* (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A7: Frische Leerschalen von *U. tumidus* (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 3

Abb. A8: Lebend nachgewiesen *A. anatina* aus Transekt 3 (drei- bis vierjährige Tiere)
(Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A9: Lebend nachgewiesen *A. anatina* aus Transekt 3 (Jungtiere im ersten Lebensjahr)
(Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A10: Größenvergleich junger *A. anatina* aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A11: Lebend nachgewiesene Großmuscheln der Gattung *Unio* aus Transekt 3 (oben: *U. tumidus*, unten: *U. pictorum*) (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A12: Leerschalen aller drei Großmuschelarten aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 4

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



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



Abb. A15: *A. anatina* (Teil 1, ältere Tiere) aus Transekt 4 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A16: Lebend nachgewiesene *A. anatina* (Teil 2, jüngere Tiere) aus Transekt 4. Drei beim Harken durchbohrte Jungtiere fehlen auf dem Foto (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A17: Leerschalen aller drei Großmuschelarten aus Transekt 4 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 6

Abb. A18: Lebend nachgewiesene Großmuscheln der Gattung *Unio* aus Transekt 6 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A19: Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 6 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A20: Leerschalen aller drei Großmuschelarten aus Transekt 6 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 8

Abb. A21: Lebend nachgewiesene Großmuscheln der Gattung *Unio* aus Transekt 8 (links oben: *U. tumidus*) (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A22: Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 8 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A23: Leerschalen aller drei Großmuschelarten aus Transekt 8 (von links nach rechts: *U. pictorum*, *U. tumidus*, *A. anatina*) (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 9

Abb. A24: Lebend nachgewiesenen *U. pictorum* aus Transekt 9 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A25: Lebend nachgewiesene *U. tumidus* aus Transekt 9 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A26: Ältere Exemplare von *A. anatina* im Transekt 9 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A27: Jüngere Exemplare von *A. anatina* im Transekt 9 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 10

Abb. A28: Lebend nachgewiesene *A. anatina* (ältere Exemplare) aus Transekt 10 (vor Entfernung des *Dreissena*-Bewuchses) (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A29: Lebend nachgewiesene *A. anatina* (Jungtiere) aus Transekt 10. Das Durchharken des Bodensubstrates stellt eine Gefahr für sehr kleine Jungmuscheln dar, die mit den Zinken aufgespießt werden können (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A30: Lebend nachgewiesene *U. tumidus* aus Transekt 10. Die Tiere unterhalb des Maßstabes befinden sich im ersten Lebensjahr (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A31: Kleinste Jungmuscheln von *U. tumidus* (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 12

Abb. A32: Lebend nachgewiesene Großmuscheln im Transekt 12 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A33: Leerschalen von *U. tumidus* (links) und *U. pictorum* (rechts) im Transekt 12 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A34: Einige lebende *C. fluminea* in verschiedenen Alters-Kohorten aus Transekt 12
(Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 13



Abb. A35: Lebend nachgewiesene Groszmuscheln aus Transekt 13 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



Abb. A36: Leerschalen aller drei Groszmuschelarten aus Transekt 13 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Tab. A2: Stichprobenartige Vermessung von Großmuscheln im Rahmen des Großmuschelmonitorings 2019

Transekt	Art	Länge [cm]	Breite [cm]	Dicke [cm]
1	<i>Unio tumidus</i>	2,6	1,4	1,0
		3,3	1,7	1,2
3	<i>Unio pictorum</i>	2,9	1,5	1,1
		4,1	1,8	1,2
		5,7	2,7	2,0
	<i>Unio tumidus</i>	2,7	1,4	1,0
	<i>Anodonta anatina</i>	2,2	1,5	0,5
		2,3	1,5	0,6
		2,3	1,5	0,5
		4,2	2,8	1,0
		4,2	2,9	1,0
			4,3	3,0
		8,2	5,0	2,7
4	<i>Unio pictorum</i>	2,2	1,0	0,7
		2,5	1,2	0,7
		2,8	1,7	0,9
		3,0	1,3	1,0
		3,0	1,3	1,0
		3,0	1,4	1,0
		3,0	1,4	1,0
	<i>Unio tumidus</i>	1,9	1,0	0,7
		2,1	1,1	0,8
		2,5	1,2	0,9
		2,6	1,4	1,0
		6,3	3,2	2,2
10	<i>Unio tumidus</i>	2,2	1,2	0,8
		6,6	3,2	2,3
		7,5	3,8	2,7
	<i>Anodonta anatina</i>	2,1	1,5	0,5
		2,4	1,6	0,6
		2,7	1,9	0,7
		8,7	5,4	3,0
		8,7	5,2	3,0
		9,3	5,7	3,5
12	<i>Unio tumidus</i>	5,0	2,7	2,0
	<i>Anodonta anatina</i>	10,1	6,0	3,3
		5,7	4,0	1,7
13	<i>Anodonta anatina</i>	4,8	3,4	1,3
		7,5	5,2	2,6