

Regionales Artenschutzkonzept Flussperlmuschel

Analyse der Habitatsprüche, Bestandssituation
und Gefährdungspotentiale der Flussperlmuschel
(*Margaritifera margaritifera*) in Sachsen. Teilbericht
aus dem Verbundprojekt ArKoNaVera



Autoren: M. Sc. Alexander Erdbeer^{1,2}, Dr. Helmut Bayerl³, M. Sc. Felix Eissenhauer¹, Thomas Findeis⁴, Prof. Dr. Jürgen Geist³, M. Sc. Felix Grunicke^{1,2}, Dipl.-Biol. Thomas Schiller¹, Dr. Jana Schneider¹, Sara Schubert¹, Dr. Annekatriin Wagner¹, M. Sc. Daniel Linke¹, M. Sc. Luisa Kaurert¹, M. Sc. Christoph Köbsch¹, Prof. Dr. Thomas U. Berendonk¹

¹ Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie

² Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Department für Fließgewässerökologie

³ Technische Universität München, Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie

⁴ Landratsamt Vogtlandkreis, Amt für Umwelt, Sachgebiet Naturschutz

Der vorliegende Bericht resultiert aus Arbeiten, die im Verbundprojekt ArKoNaVera in Kooperation der Projektpartner TU Dresden, GWT-TUD GmbH (Auftragnehmer der Sächsischen Landesstiftung für Natur und Umwelt - LaNU), Vogtlandkreis, TU München und UFZ Magdeburg durchgeführt wurden.

Bei dieser Version handelt es sich um eine geschwärzte Variante. Zum Schutz der Muschelpopulationen wurden Ortsangaben unkenntlich gemacht. Die ungeschwärzte Originalversion kann auf Anfrage durch die Autoren zur Verfügung gestellt werden.

Zitiervorschlag:

Erdbeer A., Bayerl H., Eissenhauer F., Findeis T., Geist J., Grunicke F., Schiller T., Schneider J., Schubert S., Wagner A., Linke D., Kauert L., Köbsch C., Berendonk T. U. (2021) Regionales Artenschutzkonzept Flussperlmuschel - Analyse der Habitatansprüche, Bestandssituation und Gefährdungspotentiale der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) in Sachsen. Teilbericht aus dem Verbundprojekt ArKoNaVera

Redaktionsschluss: 15.08.2022

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	5
Tabellenverzeichnis	7
Abkürzungsverzeichnis	8
Vorwort	10
Hintergrund zur Gefährdung der Flussperlmuschel in Sachsen	11
1 Allgemeine Strategie	13
1.1 Ziele des Artenschutzkonzeptes	13
1.2 Gesetzliche Grundlagen und Zuständigkeiten	14
1.2.1 Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie	15
1.2.2 Wasserrahmenrichtlinie	15
1.2.3 Bundesnaturschutzgesetz	15
1.2.4 Sächsisches Naturschutzgesetz	16
1.2.5 Sonstige Gesetze und Verordnungen	16
1.2.6 Zuständigkeiten	17
2 Biologie der Flussperlmuschel	18
3 Allgemeiner Stand der Schutzbemühungen	21
3.1 Gebietsbeschreibung	21
3.2 Aktueller Bestand und Vorkommensgebiete	21
3.3 Populationsgenetik	25
3.4 Sächsisches Flussperlmuschel-Nachzuchtprogramm	31
3.5 Sondierung von ehemaligen und potentiellen Habitaten	41
4 Ziele für den Zeitraum 2021 bis 2030	47
4.1 Populationsziele	47
4.2 Ziele für die Nachzucht	49
4.3 Gewässerziele	51
5 Primäre Handlungsfelder im Artenschutzkonzept	53
5.1 Physikalisch/chemische Gefährdungsfaktoren	53
5.2 Anthropogene Einflüsse im Einzugsgebiet	56
5.2.1 Kommunale Abwässer und industrielle Einträge	56
5.2.2 Landwirtschaft	57
5.2.3 Fischerei/Teichwirtschaft	58
5.2.4 Waldbewirtschaftung	59
5.3 Ökologischer Gewässerzustand	59
5.3.1 Voraussetzungen und Ist-Zustand der vogtländischen Gewässer	59
5.3.2 Naturschutzkonforme Maßnahmen/Management	64
5.4 Stoffeinträge	65
5.4.1 Ist-Zustand	65
5.4.1.1 Feinsedimenteintrag	65
5.4.1.2 Nährstoffeinträge	69
5.4.1.3 Schwermetalle, Pestizide und weitere Mikroschadstoffe	70
5.4.2 Naturschutzkonforme Maßnahmen/Management zur Minderung der Stoffeinträge	73

5.4.3	Anstehende Untersuchungen zum Management/Maßnahmen	77
5.5	Wasserregime und Wassertemperatur	77
5.5.1	Ist-Zustand	77
5.5.2	Prognose	82
5.5.3	Naturschutzkonforme Maßnahmen/Management	85
5.5.4	Anstehende Untersuchungen zum Management/Maßnahmen	87
5.6	Wirtsfische	87
5.6.1	Ist-Zustand	87
5.6.2	Prognose	89
5.6.3	Naturschutzkonforme Maßnahmen/Management	89
5.6.4	Anstehende Untersuchungen zum Management/Maßnahmen	90
5.7	Nahrungsversorgung der Flussperlmuscheln	91
6	Gebietsbezogene Handlungsschwerpunkte für zukünftige Maßnahmen	95
6.1		95
6.2		97
6.3		99
6.4		101
6.5		103
7	Ökologische Evaluierung der Auswilderungsstellen und Maßnahmen	104
7.1	Bioindikation	104
7.2	Hydraulische Messung und Modellierung	105
7.3	Biomonitoring ausgewilderter Flussperlmuscheln	106
7.4	Prüfung der aktiven Habitatwahl mit PIT-Tag besenderten Flussperlmuscheln	107
	Zusammenfassung	108
	Nachtrag nach Redaktionsschluss	109
	Literaturverzeichnis	110

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Filterierende semi-adulte Flussperlmuscheln.	14
Abbildung 2:	Lebenszyklus der Flussperlmuschel. GRUNICKE, unveröffentlicht	18
Abbildung 3:	Entwicklungsstadien der Flussperlmuschel.	19
Abbildung 4:	Flussperlmuschelgewässer im Vogtland.	24
Abbildung 5:	Darstellung der individuellen genetischen Konstitution von Flussperlmuscheln basierend auf der Genotypisierung von 9 Mikrosatelliten und der Diskriminanzanalyse von Hauptkomponenten (DAPC).	26
Abbildung 6:	Scatterplot der ersten zwei Hauptkomponenten basierend auf der Genotypisierung von 9 Mikrosatelliten und DAPC-Analyse von Flussperlmuschel-Populationen.	27
Abbildung 7:	Schematische Zeichnung der Muschelzuchtanlage zum Auffangen abgefallener Jungmuscheln vom Wirtsfisch.	34
Abbildung 8:	Hälterungskäfige für Jungmuscheln.	36
Abbildung 9:	Hälterung juveniler Flussperlmuscheln in Lochplatten und Kiesboxen.	38
Abbildung 10:	Metallkäfige zur Hälterung semi-adulter oder adulter Flussperlmuscheln.	38
Abbildung 11:	Markierung semi-adulter Flussperlmuscheln.	39
Abbildung 12:	Die drei möglichen Endzustände des individuenbasierten Modells in Abhängigkeit von adulter und juveniler Überlebensrate.	42
Abbildung 13:	Nachgezüchtete und auswanderungsfähige semi-adulte Flussperlmuscheln.	43
Abbildung 14:	Eintragspfad von Feinsediment ins Gewässer.	58
Abbildung 15:	Flächen- und Ufererosion.	60
Abbildung 16:	Lochplatte mit starkem Biofilmbewuchs.	61
Abbildung 17:	Maßnahmen zur Minderung des Feinsediment- und Nährstoffeintrags aus drainierten, landwirtschaftlich genutzten Flächen.	67
Abbildung 18:	Mittlere Wassertemperatur im Sommer (Juni – August) in potentiellen Aufzucht- und Auswanderungsgewässern im Vogtland.	70
Abbildung 19:	Täglicher Niederschlag (A) der Monate März bis August (Wetterstation Sohl) sowie Abfluss (B) der Fließgewässer [REDACTED], [REDACTED], [REDACTED] und [REDACTED] und Verlauf des maximalen Grundwasserflurabstandes (C).	72
Abbildung 20:	Niedrig- und Hochwassersituation.	73
Abbildung 21:	Trendanalyse der mittleren Lufttemperatur und Niederschlagssumme in Sohl (Vogtland) im Sommer (Juni – August) in den Jahren 1950 bis 1980 sowie 1980 bis 2020.	75
Abbildung 22:	Trend zu sinkenden Grundwasserflurabständen.	76
Abbildung 23:	Abundanz der Bachforelle (BF) in etablierten und potenziellen Auswanderungsgewässern im Vogtland.	80

Abbildung 24: Wiesendetritus aus einer Quelle im unmittelbaren Gewässerumfeld (A) und Bachdetritus in strömungsberuhigtem Bereich (B).	85
Abbildung 25: Gewässernahe Beweidung am [REDACTED].	89
Abbildung 26: Ufererosion am [REDACTED].	93
Abbildung 27: Uferbewuchs des [REDACTED] mit Drüsigem Springkraut (<i>Impatiens glandulifera</i>).	94
Abbildung 28: Simulation der maximalen Schubspannung eines Abschnittes des [REDACTED] (WAGU 2018, unveröffentlicht).	98

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Populations-Codes und Herkunft sowie Zuordnung zur genetischen (gen.) Linie untersuchter Flussperlmuschel-Populationen. (D) Deutschland; (CZ) Tschechische Republik; (AUT) Österreich; (EZG) Einzugsgebiet; (NZ) Nachzucht. 26

Tabelle 2: Durchschnittliche FST-Werte der Populationen [REDACTED] (D-WE), [REDACTED] (D-ZI) und [REDACTED] (D-WB) zu den Populationen der 4 identifizierten genetischen Linien. 27

Tabelle 3: Datenbasis und Bewertungskriterien der Entscheidungsrelevanten Parameter des EHW-QGIS-Modells 42

Tabelle 4: Entscheidungsrelevante Parameter des EHW-QGIS-Modells 43

Tabelle 5: Modellparameter des individuenbasierten Modells. 48

Tabelle 6: Zielbereiche (jeweils oberer und unterer Zielwert) zur Wasserbeschaffenheit in Flussperlmuschel (FPM)-Gewässern. Zielbereiche ergeben sich jeweils für sehr gute Überlebens- und Wachstumsraten von 0+ Flussperlmuscheln (Hruska 1995, 1999) sowie semi-adulter Flussperlmuscheln (8 – 18+) (Bauer 1988; Österling et al. 2010); die Zielbereiche in der letzten Spalte gelten für alle Altersstadien. 53

Tabelle 7: Zielbereiche (jeweils oberer und unterer Zielwert) für physikalische und hydrologische Parameter in Flussperlmuschel-Gewässern. Die Zielbereiche ergeben sich jeweils aus sehr guten Überlebens- und Wachstumsraten von 0+ Flussperlmuscheln (Hruska 1995, 1999) sowie semi-adulter Flussperlmuscheln (8 – 18+) (Bauer 1988; Österling et al. 2010) in Bioindikationsexperimenten (2016 – 2020, 5 – 7 Gewässer im Vogtland) sowie aus Ergebnissen eines 3-monatigen Experiments zur aktiven Habitatwahl von semi-adulten Flussperlmuscheln in 4 Gewässern im Vogtland. (FW) Fließende Welle; (Int.) Interstitial in 5 – 10 cm Tiefe. 54

Tabelle 8: Auszug aus Bewirtschaftungsplan Elbe und Oder (LfULG (2015), Anlage V, Tab. 10-1). (OWK) Oberflächenwasserkörper. 61

Tabelle 9: Ist-Zustand der untersuchten potenziellen Auswilderungsgewässer anhand der chemischen und physikalischen Wasserbeschaffenheit der Jahre 2016 – 2020 sowie der zugehörigen Ergebnisse der Bioindikation. Hälterung der 0+ Flussperlmuscheln (FPM) in Lochplatten (LP) bzw. in Drahtgitterröhrchen im Interstitial (Int.). [REDACTED]; [REDACTED]; [REDACTED]; [REDACTED]; [REDACTED]; [REDACTED]; [REDACTED]. 63

Tabelle 10: Ergebnissen der hefebasierten Reportergergen-Tests zum Nachweis von hormonaktiven und Dioxin-ähnlichen Potentialen in den untersuchten Gewässerproben zweier Probenahmen (PN). [REDACTED]; [REDACTED]; [REDACTED]; [REDACTED]; [REDACTED]; [REDACTED]; [REDACTED]; (n.a.) nicht analysiert; (LOQ) Bestimmungsgrenze (limit of quantification); (*) aus Schubert et al. (2019). 72

Tabelle 11: Übersicht möglicher Maßnahmen zur Minderung von Feinsediment- und Nährstoffeinträgen aus drainierten, landwirtschaftlich genutzten Flächen. 76

Abkürzungsverzeichnis

ANOVA	Engl.: <i>analysis of variances</i>
BArtSchV	Bundesartenschutzverordnung
BfUL	Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft
BNatSchg	Bundesnaturschutzgesetz
BPA	Bisphenol A
BSB5	Biochemischer Sauerstoffbedarf
Ca	Calcium
CEN	Europäische Komitee für Normung
CPUE	Engl.: <i>catch per unit effort</i>
DAPC	Engl.: <i>Discriminant Analysis of Principle Components</i>
DDE	Dichlorodiphenyldichloroethylene
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
DEET	Diethyltoluamid
DEHP	Di-(2-ethylhexyl)phthalate
DGR	Drahtgitterröhrchen
DWD	Deutscher Wetterdienst
EU	Europäische Union
EZG	Einzugsgebiet
Fa.	Firma
FFH	Fauna-Flora-Habitat
FPM	Flussperlmuschel
FW	Fließende Welle
HQ	Hochwasserabfluss
IBM	Individuenbasiertes Modell
Int.	Interstitial
Jh.	Jahrhundert
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LfUG	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LP	Lochplatten
Mg	Magnesium

MW	Mittelwert
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PIT	Engl.: <i>passive integrated transponder</i>
PVC	Polyvinylchlorid
SächsNatSchG	Sächsisches Naturschutzgesetz
SMEKUL	Sächsisches Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft
SMUL	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft
STRUKA	Gewässerstrukturgütekartierung
StUFA	Staatliches Umweltfachamt Plauen
TEZG	Teil-Einzugsgebiet
TM	Trockenmasse
TP	gesamter Phosphor
TU	Technische Universität
UFZ	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung
WAGU	Gesellschaft für Wasserwirtschaft, Gewässerökologie und Umweltplanung mbH
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
YAAS	Yeast Anti-Androgen Screen
YAES	Engl.: <i>Yeast Anti-Estrogen Screen</i>
YAS	Engl.: <i>Yeast Androgen Screen</i>
YDS	Engl.: <i>Yeast Dioxin-like Screen</i>
YES	Engl.: <i>Yeast Estrogen Screen</i>

Vorwort

Durch anthropogene Veränderungen brachen die Bestände der einst zahlreich im Vogtland vorkommenden Flussperlmuschel bereits im Laufe des 19. Jahrhunderts zusammen. Bis heute hat sich der Bestandsrückgang fortgesetzt. Die noch bestehenden Populationen sind überaltert bzw. bereits ausgestorben. Erste Untersuchungen zum Bestandsrückgang der vom Aussterben bedrohten Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) wurden in Sachsen in den 1960er Jahren durchgeführt (LfULG 2009). Der extreme Populationsrückgang und die fehlende Reproduktion der Muscheln führten dazu, dass im Jahr 1999 das erste Sächsische Artenschutzkonzept für die Flussperlmuschel erarbeitet wurde, dessen Umsetzung bis zum Jahr 2012 erfolgte. In der Zeit konnte, durch die vom Anglerverband Südsachsen Mulde/Elster e. V. bewerkstelligte Nachzucht, eine Sicherung der Saale- und Elster-Linie erreicht sowie erste Populationsstützungen bzw. der Aufbau neuer Bestände im [REDACTED] erreicht werden. Unter Berücksichtigung der erreichten Maßnahmen und geänderten gesetzlichen Rahmenbedingungen wurde 2012 ein weiteres Strategiepapier zur Fortführung der Artenschutzmaßnahmen bis 2020 aufgesetzt (NAGEL 2012). Die Kooperationsvereinbarung für die Jahre 2012 bis 2020 zwischen Sächsische Landesstiftung Natur und Umwelt, Vogtlandkreis, Anglerverband Südsachsen Mulde/Elster e.V., Naturpark Erzgebirge/Vogtland e.V. und Natur- und Umweltzentrum Vogtland e.V. bekräftigte das gemeinsame Bestreben und die Verantwortung zum Erhalt der Flussperlmuschel im Vogtland. In den Jahren 2015 bis 2021 konnten durch das ArKoNaVera Verbundvorhaben eine weitere Bestandsstabilisierung erreicht und Auswilderungsstrategien erarbeitet sowie noch vorhandene Defizite in den Gewässern benannt werden. Die vogtländischen Gewässer befinden sich nach wie vor noch nicht in einem solchen guten ökologischen Zustand, dass eine erfolgreiche Reproduktion und ein langfristiges Bestehen der Flussperlmuschelpopulationen sichergestellt werden kann. Das vorliegende Artenschutzkonzept für den Erhalt der Flussperlmuschel in Sachsen basiert auf den Vorarbeiten von BAER (1993) und StUFA Plauen/LfUG/SMUL (SMUL 1999) sowie den neuesten Erkenntnissen aus dem ArKoNaVera-Projekt (2015 – 2021) und deckt den Betrachtungshorizont bis 2030 ab.

Angesichts der weltweiten Gefährdung der Art stellen Schutz und Revitalisierung der Flussperlmuschel-Bestände Deutschlands eine Verpflichtung der Bundesrepublik gegenüber der Europäischen Gemeinschaft dar. Dies wirkt sich zudem vorteilhaft auf viele weitere bedrohte Arten in den entsprechenden Habitaten aus.

Aufgrund der in diesem Artenschutzkonzept enthaltenen sensiblen Informationen zu Bestandsvorkommen sind diese Daten vertraulich zu behandeln. Den ämterübergreifenden offenen Umgang mit diesen Informationen betrachten die Autoren aber als Notwendigkeit, um von vornherein über Erfolgchancen, mögliche Gefahren, Risiken sowie Konsequenzen in der Landnutzung innerhalb der angedachten bzw. notwendigen Projekte und Maßnahmen aufzuklären.

Hintergrund zur Gefährdung der Flussperlmuschel in Sachsen

Die Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) ist eine im Süßwasser lebende Großmuschel mit holarktischer Verbreitung. Das Verbreitungsgebiet der Flussperlmuschel umfasst den Nordosten Nordamerikas und reicht in Europa vom Norden der Iberischen Halbinsel über die Britischen Inseln, Mitteleuropa, Skandinavien bis nach Westrussland. Während nordamerikanische Populationen einigermaßen stabil sind und teils große Bestände aufweisen, sind nahezu alle europäischen Populationen der Flussperlmuschel inklusive der sächsischen Populationen im Vogtland vom Aussterben bedroht (GEIST 2010; YOUNG *et al.* 2001).

Aufgrund ihrer Fähigkeit zur Perlbildung war die Flussperlmuschel in Deutschland von großer kulturhistorischer Bedeutung. Die kostbaren Perlen zierten über die Jahrhunderte die Kleidung von Fürstinnen und Fürsten, denn das Tragen von Schmuck und Gold war ein Privileg des Adels und ein Vorrecht der Kirche. So florierte beispielsweise im sächsischen Vogtland das Geschäft mit der Flussperlmuschel. Die ersten Perlsuchenden in Diensten des sächsischen Adels (die Perlenfischerei unterlag dem landesrechtlichen Hoheitsrecht, Perlregal genannt) sind aus dem Jahr 1445 bekannt. Sie hatten nicht nur für die verlustarme Ernte zu sorgen, sondern hielten auch die Ufer frei und das Wasser sauber, überführten gefährdete Muschelbänke an günstigere Standorte und besetzten Bäche und Mühlgräben neu. Im Vogtland spielten Mühlgräben in der Vergangenheit eine große Rolle für die Perlenengewinnung der Flussperlmuscheln und wurden daher regelmäßig besetzt. JAHN (1854) benennt zahlreiche Mühlgräben im Einzugsgebiet (EZG) der Weißen Elster mit reichen Beständen an Flussperlmuscheln. Er begründet die guten Bestände damit, dass das Wasser dort ruhig und gleichmäßig floss und die Flussperlmuscheln sowohl gegen alle zufälligen Hindernisse wie Eisfahrten, Floßhölzer, Überschwemmungen, niedrigen Wasserstand gesichert, als auch dem „boshaften Frevel der Menschen und der Raubbegier wilder Thiere und Raub durch Krähen und Raubvögeln bei trockener Jahreszeit und niedrigem Wasserstande“ weniger ausgesetzt sind. Die Mühlgräben bildeten geschützte Habitate, in welche sowohl ausgezeichnete, im Wachstum begriffene Perlen, als auch gute für die Fortpflanzung geeignete Muscheln versetzt wurden.

Der Höhepunkt der sächsischen Perlenfischerei wurde im Jahr 1897 erreicht, als eine Summe von 22.732 Perlen geerntet wurde. Mit dem Rückgang der Perlenenerträge wurden zunehmend auch die Leerschalen von abgestorbenen vogtländischen Flussperlmuscheln und importierten Muscheln verwendet. Hieraus entstanden Geldbörsen oder Schmuck, das Perlmutter wurde aber auch für den Musikinstrumentenbau verwendet. Dieser hatte im Vogtland lange Tradition und sorgte, neben der Perlenfischerei, für Reichtum und Wohlstand in der Region (LfULG 2009). In anderen Regionen Deutschlands erlosch das Perlregal mit dem Einmarsch der napoleonischen Truppen im Jahr 1794, wodurch ein Raubbau ermöglicht wurde, welcher für den Bestandsrückgang der Flussperlmuschel mitverantwortlich war (GUMPINGER *et al.* 2002). Durch die zunehmende Industrialisierung, den Waldumbau zu Fichtenmonokulturen sowie die Zunahme an städtischen Siedlungen im 19. Jahrhundert wurde das Habitat der Flussperlmuschel zunehmend degradiert und die Bestände dezimiert. Hinzu kamen im 20. Jahrhundert weitere Gefährdungsursachen durch die Intensivierung der Landwirtschaft, die

steigende Nutztierhaltung sowie die zunehmende Abwassereinleitung in die Muschelgewässer, welche in späteren Kapiteln vorgestellt und vertieft werden (LFULG 2009). Somit haben die Flussperlmuschel-Bestände, trotz intensiver Schutzbemühungen, drastisch abgenommen und die Flussperlmuschel wird weltweit als "im gesamten Verbreitungsgebiet gefährdet" eingestuft, in Europa sogar als stark gefährdet (MOORKENS *et al.* 2017).

Bis 1920 waren die Muschelbänke im Vogtland in großer Zahl im Hyporhithral (z.B. Weiße Elster) anzutreffen. Seitdem wurden sie, durch die zunehmende Habitatdegradierung in die Oberläufe (Epirhithral und Krenal) verdrängt. Die Oberläufe, in denen Muschelpopulationen bis heute überlebten oder gezielt wiederangesiedelt wurden, weisen zwar häufig im Vergleich zu dem Bereich des Hyporhithrals eine bessere Wasserqualität und Strukturgüte auf, sind jedoch im Zuge des Klimawandels viel stärker vor Austrocknung oder Überhitzung bedroht. Dies kann auch eine Abwanderung der Bachforelle als Wirtsfisch und eine Nahrungslimitation (von hoher Nahrungsqualität der Fraktion < 30 µm) bedeuten.

Daher ist eine umfassende Habitatrestaurierung, welche sowohl die Habitatansprüche der Flussperlmuschel als auch ihrer Wirtsfische berücksichtigt, entlang ehemaliger und bestehender Flussperlmuschelgewässer im Vogtland unabdingbar. Diese dürfen nicht auf das Gewässer beschränkt bleiben, sondern müssen ebenso die Gewässeraue und das erweiterte Gewässerumfeld mitberücksichtigen. Nur so können in Zukunft selbstreproduzierende und resiliente Populationen erhalten werden, die den zukünftigen Herausforderungen gewachsen sind.

1 Allgemeine Strategie

1.1 Ziele des Artenschutzkonzeptes

Das oberste Ziel des Artenschutzkonzeptes ist es, dass die Flussperlmuschel auch zukünftig in Sachsen heimisch ist, sich selbstreproduzierende Populationen entwickeln und diese auch ohne das menschliche Eingreifen langfristig stabil bleiben. Allein aufgrund der langen Generationszeit (15 – 20 Jahre) und Lebensdauer (70 – 90 Jahre) der Flussperlmuschel, ist dieses Ziel auch für den Menschen eine generationenübergreifende Aufgabe, die entsprechend geplant und langfristig verfolgt werden muss.

Für die nächsten Jahre bedeutet dies, dass die folgenden übergreifenden Ziele für das Vorkommen der Flussperlmuschel im sächsischen Vogtland verfolgt werden müssen:

- (A) Schutz und Monitoring der einzig verbleibenden Altmuscheln aus dem [] im [].
- (B) Schutz und Erhalt der beiden genetischen Linien "Elster" und "Saale", wobei den Elstermuscheln eine besondere Bedeutung zukommt, da in [] und [] seit 2013 keine reproduzierenden Adultmuscheln mehr vorhanden sind.
- (C) Etablierung und weitere Stützung der Populationen im [], [], [] und [], welche der halbnatürlichen Nachzucht entstammen (dabei ist auf die Trennung der genetischen Linien zu achten: [] (Elster-Linie); [], [] und [] (Saale-Linie).
- (D) Etablierung von mindestens 2 – 3 Muschelbank-ähnlichen Beständen pro Auswilderungsgewässer.
- (E) Regelmäßige Evaluierung der ausgewilderten Flussperlmuscheln über PIT-Tag-Nachweis ([], [], []) und/oder visuelle Suche ([]).
- (F) Nachweis des sukzessiven Trächtigwerdens der aus der Nachzucht stammenden Populationen in den Bächen [], [], [] und [].
- (G) Glochidiengewinnung von Muscheln aus dem [] zur Nachzucht weiterer Muscheln der genetischen Linie "Elster".
- (H) Nachweis von infizierten Bachforellen in den Auswilderungsgewässern als erster Schritt zu sich selbst erhaltenden Flussperlmuschel-Populationen.

Diese Ziele sind auf Dauer nur zu erreichen, wenn mittelfristig die folgenden zwei Bedingungen

- (1)** Die Perlmuschelgewässer müssen die Lebensansprüche aller Entwicklungsstadien der Muschel sowie der Bachforelle (als Wirtsfisch) erfüllen. Dazu gehören eine hohe Wasserqualität, ein geringer Nährstoff- und Feinsedimenteintrag, geeignetes Substrat und Sohlstabilität, ausreichende Nahrungsverfügbarkeit und vor allem dauerhaft ausreichende Wasserführung der Bäche und Struktur-reichtum.
- (2)** Das genetische Potential der gegenwärtigen Vorkommen muss gesichert werden.

erfüllt sind:

Die Verfolgung dieser Ziele kommt dabei nicht nur den Flussperlmuschel-Beständen zugute. Bäche mit stabilen Flussperlmuschel-Beständen sind in ihrer Qualität gleichzeitig Referenzbiotope für Gewässer in einem natürlichen Zustand und sichern damit die Existenz vieler weiterer bedrohter Reinwasserarten. Demzufolge wirken sich besonders habitatverbessernde Maßnahmen auch positiv auf eine Vielzahl mit der Flussperlmuschel assoziierter Arten aus.



Abbildung 1: Filtrierende semi-adulte Flussperlmuscheln.

Die Ziele für die Populationsentwicklung, die Nachzucht und die Gewässerentwicklung in den Jahren 2021 bis 2030 sind in Kapitel 0 näher erläutert.

1.2 Gesetzliche Grundlagen und Zuständigkeiten

Zum Schutz der Flussperlmuscheln existieren mehrere naturschutzrechtliche Instrumente. Auf Ebene der Europäischen Union (EU) ist ihr Schutz durch die Bestimmungen der Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Richtlinie geregelt. Auch die europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) gibt strengere Schutzvorgaben für Gewässerabschnitte mit besonderer ökologischer Bedeutung vor, wobei Habitats der Flussperlmuschel hier einzuordnen sind. Auf Bundesebene ist sie durch das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) in Verbindung mit der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV) streng geschützt. Die einzelnen Schutzbestimmungen der verschiedenen Ebenen und die daraus resultierenden Verantwortlichkeiten sind im Folgenden im Detail beschrieben.

1.2.1 Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie

Die im Jahr 1992 von den Mitgliedstaaten der Europäischen Union verabschiedete FFH-Richtlinie hat zum Ziel, wildlebende Arten, deren Lebensräume und die europaweite Vernetzung dieser Lebensräume zu sichern und zu schützen. Die Flussperlmuschel wird durch die FFH-Richtlinie unter Schutz gestellt, indem sie im Anhang II sowie im Anhang V aufgeführt wird: Der Anhang II listet für Deutschland 141 Tier- und Pflanzenarten auf für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen. Im Anhang V werden für Deutschland 110 Tier- und Pflanzenarten geführt deren Rückgang und Gefährdung vor allem durch die Entnahme aus der Natur verursacht wurde und die daher vor weiterer unkontrollierter Entnahme geschützt werden müssen.

Die Länder haben sich verpflichtet, die natürlichen Lebensräume nach Anhang I und die Artvorkommen nach Anhang II der Richtlinie in einem günstigen Erhaltungszustand zu erhalten oder diesen wiederherzustellen. Sie sind verpflichtet, in einem 6-jährigen Turnus der EU-Kommission Bericht zu erstatten. Projekte und Maßnahmen, die sich erheblich auf die Schutzgüter der FFH-Gebiete auswirken können, sind vor deren Zulassung oder Durchführung auf ihre Verträglichkeit in Hinblick auf die Erhaltungsziele zu überprüfen. Sind sie nicht mit den Schutzziele in Übereinklang zu bringen, sind sie unzulässig (§ 34 BNatSchG, § 23 SächsNatSchG).

1.2.2 Wasserrahmenrichtlinie

Die WRRL verpflichtet alle EU-Mitgliedsstaaten die Gewässer bis spätestens zum Jahr 2027 in einen "guten" ökologischen und chemischen Zustand zu überführen. Der gute ökologische Zustand orientiert sich dabei an der natürlichen Vielfalt von Pflanzen und Tieren in naturnahen Gewässern sowie der vom Menschen unbeeinträchtigten Qualität des Oberflächen- und Grundwassers, einem sogenannten „Referenzzustand“. Diese Bemühungen können sich auch auf den Schutz der Flussperlmuschel auswirken, indem sie geeignete Habitate schaffen und schützen. Allerdings gehen die Anforderungen der Flussperlmuschel an die Wasser- und Habitatqualität zum Teil über die Anforderungen der WRRL hinaus, weswegen ein nach WRRL "gut" bewertetes Flussperlmuschel-Gewässer nicht zwangsläufig ein geeignetes Habitat für die Flussperlmuschel darstellen muss.

1.2.3 Bundesnaturschutzgesetz

Das BNatSchG bildet die rechtliche Basis für den Schutz von Natur und Landschaft in Deutschland, einschließlich des allgemeinen und speziellen Artenschutzes. Gemäß Anlage 1 der BArtSchV ist die Flussperlmuschel (heimische Populationen) eine nach § 7 BNatSchG streng geschützte Art. Damit gelten für sie die Schutzmaßnahmen die in § 44 BNatSchG festgelegt wurden: Zum einen umfasst dies Zugriffsverbote (z. B. Tötungsverbote, Entnahmeverbote oder Verletzungsverbote), Besitzverbote und Vermarktungsverbote. Des Weiteren gelten für streng geschützte Arten, und somit auch für die Flussperlmuschel, Störungsverbote: Erhebliche Störungen sind während der Fortpflanzungs- und Überwinterungszeit zu unterlassen. Diese liegen vor, wenn sich durch die Störung der Erhaltungszustand der lokalen Population

verschlechtert. Außerdem umfasst das allgemeine Artenschutzrecht den Schutz der Lebensräume besonders und streng geschützter Arten vor Beschädigung und Zerstörung.

Weiterhin ist in § 40 BNatSchG die Ausbringung von Pflanzen und Tieren geregelt, was für potenzielle Auswilderungen der Flussperlmuschel relevant ist. Demnach bedarf das Ausbringen von Tieren in der Natur eine Genehmigung der zuständigen Behörde (siehe Kapitel 1.2.6). Ausgenommen davon sind allerdings unter anderem Tiere, die dem Jagd- oder Fischereirecht unterliegen, sofern die Art in dem betreffenden Gebiet in freier Natur in den letzten 100 Jahren vorkommt oder vorkam. Beides trifft auf die Flussperlmuschel im Vogtland zu, sodass Auswilderungen in FFH-Gebieten, in denen die Flussperlmuschel bereits in den Erhaltungszielen genannt wird, ohne spezifische Genehmigung durchgeführt werden können. Bei Auswilderungen in FFH-Gebiete, in denen die Flussperlmuschel nicht in den Erhaltungszielen genannt wird, muss die Flussperlmuschel entsprechend in die Erhaltungsziele und das landesweite Monitoring mit aufgenommen werden und der Standarddatenbogen des FFH-Gebietes geändert werden. Des Weiteren ist eine Kommunikation gegenüber Eigentümer:innen und Nutzungsberechtigten notwendig.

1.2.4 Sächsisches Naturschutzgesetz

Auf das Artenschutzrecht bezogen gibt es im Sächsischen Naturschutzgesetz (SächsNatSchG) keine über das BNatSchG hinausgehende Schutzbestimmungen für die Flussperlmuschel. Allerdings sind in §§ 46 – 48 SächsNatSchG die Zuständigkeiten geregelt (siehe Kapitel 1.2.6).

1.2.5 Sonstige Gesetze und Verordnungen

Sächsische Fischereiverordnung

Nach sächsischer Fischereiverordnung gilt für alle heimischen Großmuschelarten eine ganzjährige Schonzeit.

Wasserhaushaltsgesetz

Das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) verpflichtet zu einer nachhaltigen Bewirtschaftung von Oberflächengewässern, so dass ein guter ökologischer und chemischer Zustand erreicht wird bzw. Verschlechterungen des Zustandes vermieden werden (Verschlechterungsverbot). Diese Bewirtschaftungsziele werden flankiert von grundsätzlichen Vorgaben zur

- Mindestwasserführung,
- Durchgängigkeit,
- Reinhaltung von Gewässern,
- Gewässerrandstreifen / Bewirtschaftung von geeigneten Flächen in Gewässernähe.

Diese Vorgaben schützen damit direkt und indirekt die Habitate und Lebensgrundlagen der Flussperlmuschel.

Sächsisches Wassergesetz

Das sächsische Wassergesetz (SächsWG) ergänzt und konkretisiert die wasserrechtlichen Vorgaben des Bundes (Wasserhaushaltsgesetz). Von unmittelbarer Relevanz für die Flussperlmuschel ist u.a. die Verschärfungen der WHG-Vorgaben zu Gewässerrandstreifen (5 m im Außenbereich). Im SächsWG sind Gewässerrandstreifen von 10 m Breite (Außenbereich) bzw. 5 m Breite (Ortslage) vorgeschrieben.

1.2.6 Zuständigkeiten

In Sachsen obliegt die Durchführung der naturschutzrechtlichen Vorschriften den Naturschutzbehörden. Die Zuständigkeiten sind in §§ 46 – 48 SächsNatSchG geregelt. Demnach sind, soweit nicht anders bestimmt, die entsprechenden unteren Naturschutzbehörden zuständig. Die muschelschutzrelevanten Aufgaben der unteren Naturschutzbehörden umfassen:

- Festsetzung von Naturschutzgebieten;
- die Mitwirkung bei der Aufstellung von Landschaftsrahmenplänen und Landschaftsplänen sowie Fachplänen und landschaftspflegerischen Begleitplänen;
- die Prüfung von Projekten und Plänen in Hinblick auf ihre Verträglichkeit mit den Schutzziele der FFH-Richtlinie (auch grenzüberschreitend);
- die Mitwirkung bei der Biotopkartierung nach den Richtlinien des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG).

Unterstellt sind die unteren Naturschutzbehörden der oberen Naturschutzbehörde in der Landesdirektion Sachsen sowie der obersten Naturschutzbehörde im Sächsischen Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft (SMEKUL). Zu den muschelschutzrelevanten Aufgaben der oberen Naturschutzbehörde gehören:

- die Bestimmung von FFH-Schutzgebieten;
- die Mitarbeit an FFH-Managementplänen;
- die Mitwirkung an der Aufstellung von Landschaftsplänen.

Weiterhin erfolgen Entscheidungen der Sächsischen Fischereibehörde, die artenschutzrelevante Auswirkungen haben können im Benehmen mit der oberen Naturschutzbehörde.

Des Weiteren gibt es in Sachsen mit dem LfULG eine Naturschutzfachbehörde, welche insbesondere Aufgaben der Beratung, angewandten Forschung, Förderung, Überwachung, Berichterstattung und Dokumentation wahrnimmt. So übernimmt etwa das LfULG die Entwicklung von Artenschutzprojekten sowie von regionalen Konzepten und Umsetzungsstrategien für die Pflege und den Erhalt von Biotopen.

2 Biologie der Flussperlmuschel

Die Flussperlmuschel hat wie alle Großmuschelarten einen komplexen Lebenszyklus (siehe Abbildung 2). Neben der adulten Phase umfasst dieser eine parasitäre Phase auf den Kiemen von Wirtsfischen sowie die anschließende Jungmuschelphase im Interstitial. Diese drei Lebensphasen sind von unterschiedlichen Habitatansprüchen geprägt.

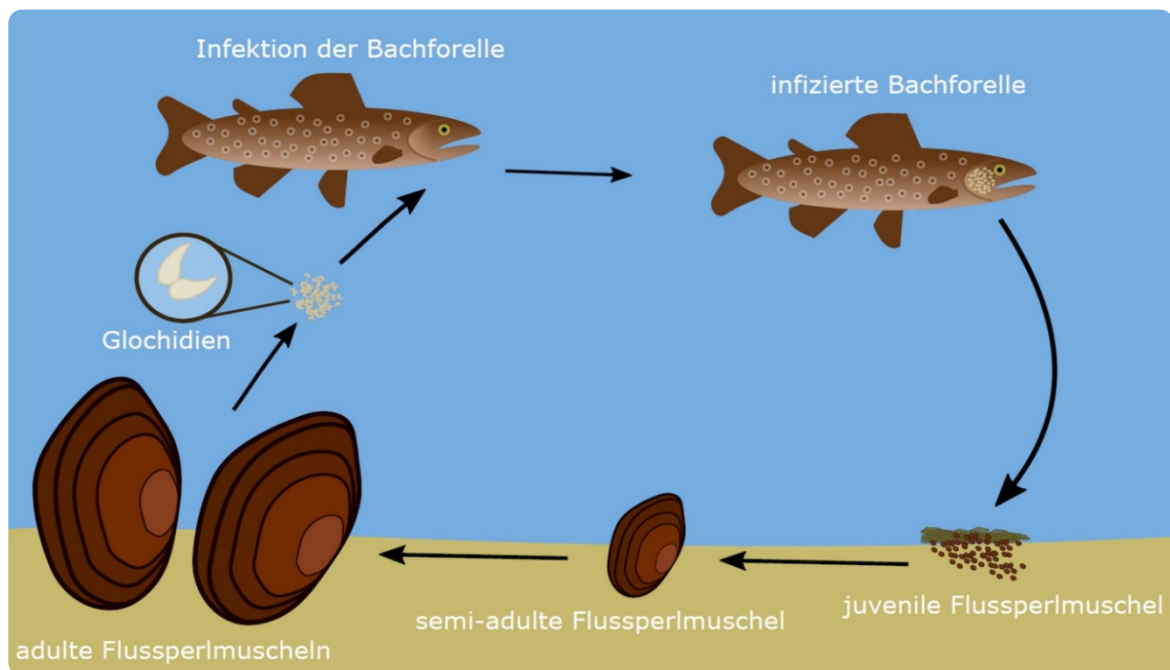


Abbildung 2: Lebenszyklus der Flussperlmuschel. GRUNICKE, unveröffentlicht

Die **Adultmuscheln** leben filtrierend am Gewässergrund von kalten, nährstoffarmen Gewässern. Dabei bevorzugen sie grobsandiges oder grobkiesiges, durch große Steine stabilisiertes, Sediment (HASTIE *et al.* 2000). Flussperlmuscheln können sehr alt werden, das in Mitteleuropa beobachtete Maximalalter beträgt 132 Jahre (BAUER 1992), im Norden Schwedens wurden sogar 280 Jahre alte Individuen gefunden (DUNCA *et al.* 2011). Mit einem Alter von 15 – 20 Jahren werden Flussperlmuscheln geschlechtsreif und bleiben bis zum Tod fortpflanzungsfähig. Dabei sind Muscheln fakultativ hermaphroditisch. Bei geringen Dichten sind die Weibchen in der Lage männliches Gonadengewebe auszubilden und sich selbst zu befruchten. Während der Fortpflanzungszeit zwischen April und Juni bilden weibliche Muscheln einen Teil ihrer Kiemen zu Bruttaschen, den sogenannten Marsupien, um. Dort werden die gebildeten Eier eingelagert und im Zeitraum Juni bis Juli durch die, mit dem Atemwasser aufgenommenen, Spermien der männlichen Muscheln befruchtet. Im Folgenden entwickeln sich die befruchteten Eier in den Marsupien zu reifen Glochidien (Muscellarven). Dabei nehmen nicht alle Weibchen an der jährlichen Fortpflanzung teil. Im Durchschnitt sind ca. 30 % einer Population trüchtige Weibchen (BAUER 1987).

Nach 4 – 6 Wochen (im August - Anfang September) werden die reifen Glochidien in großer Menge (im Mittel $4,2 \times 10^6$ Glochidien pro weiblicher Muschel) von den Adultmuscheln

ausgestoßen und treten in die **parasitäre Phase** ein (YOUNG UND WILLIAMS 1984a). Die ins Freiwasser ausgestoßenen Glochidien werden zum Teil von Fischen mit dem Atemwasser aufgenommen. Dabei infizieren sie die Kiemen geeigneter Wirtsfische (siehe Abbildung 3, A und B), welche in Europa Bachforelle (*Salmo trutta fario*), Meerforelle (*Salmo trutta trutta*), Lachs (*Salmo salar*), Seesaibling (*Salvelinus alpinus*) und Huchen (*Hucho hucho*) sind (TAEUBERT UND GEIST 2017). Um zu überleben, müssen die Glochidien innerhalb weniger Stunden einen geeigneten Wirtsfisch finden und dessen Kiemen infizieren. Der Glochidienbefall führt bei den Fischen zu einer starken Immunreaktion, was dazu führt, dass einmal infizierte Fische in den Folgejahren nur sehr schwach oder gar nicht infiziert werden können. Daher sind in natürlichen Gewässern vor allem Jungfische (Altersklassen 0+, 1+) als Wirtsfisch geeignet. An den Kiemen vollziehen die Glochidien eine Metamorphose zu juvenilen Muscheln und wachsen von etwa 70 auf 350 µm Länge. Die Abwehrreaktionen (Gewebe- und Immunreaktionen) der Wirtsfische bedingen eine hohe Mortalität der Glochidien, sodass lediglich 5 – 12 % der enzystierten Glochidien die parasitäre Phase überleben (YOUNG UND WILLIAMS 1984b).



Abbildung 3: Entwicklungsstadien der Flussperlmuschel. **(A und B)** enzystierte Glochidien auf dem Kiemen einer Bachforelle; **(C)** von den Kiemen abgefallene juvenile Flussperlmuscheln (Alter: 0+); **(D)** juvenile Flussperlmuscheln (Alter: 1+).

Ein Teil der **Jungmuscheln** löst sich schon im Winter von ihren Wirten, der andere Teil fällt in natürlichen Gewässersystemen erst im Mai/Juni des folgenden Jahres vom Wirtsfisch ab. Die Dauer der parasitären Phase ist stark temperaturabhängig und benötigt i. d. R. ca. 1700 – 3400 Tagesgrade (TAEUBERT *et al.* 2013). Die abgefallenen Muscheln (siehe Abbildung 3, C) graben sich einige Zentimeter tief in das Sediment des Gewässergrundes ein, kommen bei Sauerstoffmangel aber auch an die Oberfläche (HRUSKA 1999). Während der ersten Jahre, in

denen die post-parasitären Muscheln von 0,4 mm Größe zu einigen Millimetern heranwachsen (siehe Abbildung 3, D), entwickeln sich die Kiemen von einfachen Filamenten zu komplex gefalteten Strukturen. Damit einher geht ein Umstieg der Ernährungsweise, nicht aber der Größe der Futterpartikel. Es wird davon ausgegangen, dass Partikel der Größenfraktion $< 30 \mu\text{m}$ bevorzugt werden. Während der Kiemenapparat noch nicht vollständig ausgebildet ist, nehmen Jungmuscheln Nahrungspartikel mit ihrem Fuß auf (*pedal feeding*). Sobald der Filterapparat ausgebildet ist, steigen sie auf eine filtrierende Ernährungsweise um (LAVICTOIRE *et al.* 2018; SCHARTUM *et al.* 2017). Sowohl der gesteigerte Energiebedarf aufgrund der Morphogenese des Kiemenapparates als auch ein erhöhter Fraßdruck aufgrund der noch weichen Schale der juvenilen Muscheln führen zu einer hohen Mortalität. So ist die Mortalität auch in gesunden Populationen sehr hoch und beträgt beispielsweise in Schottischen Gewässern ca. 95 % (YOUNG UND WILLIAMS 1984a). Unter halbnatürlichen Zuchtbedingungen werden nur ca. 20 % der aufgezogenen Jungmuscheln drei Jahre und älter (HRUSKA 1999). Nach den ersten drei Jahren nimmt die Mortalität dann zunehmend ab, Muscheln verbringen nun die meiste Zeit filtrierend an der Sedimentoberfläche. Um dies in der Nomenklatur zu berücksichtigen, hat sich neben dem Begriff "juvenile Flussperlmuschel" der Begriff "semi-adulte Flussperlmuschel" etabliert. Damit werden Flussperlmuscheln bezeichnet, die noch nicht geschlechtsreif sind aber deren Kiemenapparat bereits vollständig ausgebildet ist. Sie weisen eine geringe Mortalität und eine Schalenlänge von ca. 20 – 65 mm auf.

3 Allgemeiner Stand der Schutzbemühungen

3.1 Gebietsbeschreibung

Im 17. und 18. Jahrhundert waren noch 13 Bäche im Vogtland sowie viele zugehörige Mühlgräben mit einer Gesamtstrecke von ca. 125 km nachweislich von Flussperlmuscheln besiedelt (LFULG 2009). Die letzten sächsischen Vorkommensgebiete der Flussperlmuschel liegen heute in mittelhohen Lagen des Vogtlandes. Zahlreiche Bäche haben hier ein stark reliefiertes Tal-Riedel-Gebiet geschaffen, das durch seine abwechslungsreiche Wald-Offenland-Verteilung geprägt ist. Der Waldanteil beträgt fast 50 %. Die Landwirtschaft ist die vorwiegende Nutzungsform der Bachauen, nur in größeren Tälern befinden sich auch Standorte mit Klein- und Mittelindustrie.

Der Großteil der Sächsischen Perlmuschelbäche haben EZG von ca. 20 – 50 km² und einen sommerlichen Niedrigwasser-Abfluss von 15 – 80 l/s. Während auch kleinere Bäche mit EZG-Größen von 5 – 15 km² und Niedrigwasser-Abflüssen von 5 – 10 l/s in der Vergangenheit Populationen beherbergen konnten (z. B. [REDACTED]), ist dies durch das Auftreten von Austrocknungsereignissen in jüngster Vergangenheit nicht mehr möglich.

Die Perlmuschelbäche fließen in ausgeprägten Mäandern durch Wiesenauen. Der Bodengrund besteht aus, für die Muscheln tragfähigen, kiesig-steinigen bis lehmig-tonigen Substraten, mitunter fixiert durch größere Geröllblöcke. Das Ausgangsgestein ist relativ kalkarm. In intakten Perlmuschelgewässern ist die Konzentration an Eisenionen gering, sodass eine Ausflockung von Eisen (III)-oxidhydrat am Bachgrund auch im Frühjahr nicht beobachtet wird.

Im Vogtland finden sich zwei genetische Linien der Flussperlmuschel: Die Saale-Linie aus dem Flussgebiet der Saale sowie die Elster-Linie aus dem Flussgebiet der Weißen Elster. Elster-Muscheln unterscheiden sich auch äußerlich durch ihre große dickwandige Schale von den Saale-Muscheln (LFULG 2009).

3.2 Aktueller Bestand und Vorkommensgebiete

Trotz intensiver Schutzbemühungen der letzten Jahrzehnte, ist der Bestand an Altmuscheln in Sachsen weiterhin dramatisch zurückgegangen. Die letzte autochthone, natürliche Population im Vogtland wurde im Jahr 2018 während eines mehrmonatigen Austrocknungsereignisses zur Rettung aus dem [REDACTED] entnommen. Der aktuelle vogtländische Flussperlmuschel-Bestand setzt sich aus jungen und im Rahmen des Bestandsaufbaus ausgewilderten Muschelpopulationen aus dem Sächsischen Nachzuchtprogramm zusammen. Dieser verteilt sich auf die Bäche [REDACTED]. Im [REDACTED] finden sich darüber hinaus noch wenige adulte Flussperlmuscheln, welche aus dem [REDACTED] stammen (Stand Mai 2021).

Das frühere Perlmuschelgewässer [REDACTED] ist ein relativ kleiner, abflussarmer Wiesenbach (siehe Abbildung 4, A). Er bildet den [REDACTED] und entwässert über die [REDACTED] zur Saale. Die Ufer sind seit langem gehölzfrei und daher zeitweise anfällig für Mäanderdurchbrüche, vor allem

aber auch aufgrund der fehlenden Beschattung sehr anfällig für eine starke Aufwärmung und hohe Tagesamplituden der Wassertemperatur.

Die größte sächsische Flussperlmuschel-Population im [REDACTED], die zur Jahrtausendwende noch ca. 1500 Tiere umfasste (SMUL 1999), musste aufgrund des beschriebenen Austrocknungsereignis des [REDACTED] im Jahr 2018 in ein Nebengerinne des [REDACTED] (Flussperlmuschel-Zuchtgraben auf tschechischer Seite des [REDACTED]) überführt werden. Einige Individuen, welche die Austrocknung 2018 in Restwasserpflützen überdauern konnten und 2018 nicht gefunden wurden, wurden 2019 im Rahmen einer erneuten Suchaktion aus dem [REDACTED] entnommen, teilweise in den [REDACTED] überführt und teilweise ebenfalls in den tschechischen Flussperlmuschel-Zuchtgraben am [REDACTED] verbracht. Der [REDACTED] ist seit 2019 damit frei von adulten Flussperlmuscheln. Es ist jedoch nicht ausgeschlossen, dass auch bei der 2. Evakuierung 2019 noch einzelne Muscheln übersehen wurden und somit noch ein Restbestand von wenigen einzelnen Individuen im [REDACTED] vorhanden ist.

Aufgrund der wiederholten und z. T. langanhaltenden Austrocknungsereignisse in den letzten Jahren (2003, 2012, 2015, 2018 und 2019) und der vergleichsweise schlechten Überlebensraten juveniler Flussperlmuscheln im [REDACTED] (10 – 80 % Überleben in Lochplatten (LP), 0 % in Drahtgitterröhrchen (DGR) im Interstitial; Bioindikationsexperimente – Institut für Hydrobiologie TU (Technische Universität) Dresden 2016 – 2018; Details siehe Tabelle 9) wird davon abgesehen die Population zurück in den [REDACTED] zu überführen. Nach Beschluss der Kernarbeitsgruppe Flussperlmuschel-Schutz (Adorf 22.01.2020) soll die Population, welche ca. 380 adulte Flussperlmuscheln umfasst, aufgeteilt werden. Die Hälfte davon verbleibt in der Tschechischen Republik, während die andere Hälfte in den sächsischen [REDACTED] umgesiedelt werden soll.

Der [REDACTED] gehört zum EZG der Weißen Elster (siehe Abbildung 4, B). Seine Ufer sind im Oberlauf vorwiegend gehölzbestanden, an die sich Weideflächen anschließen. Im Oberlauf befindet sich ein Teich, der mit Fischen bewirtschaftet wird.

Die letzte Suche nach Altmuscheln im [REDACTED] fand 2013 statt, wobei vier lebende Flussperlmuscheln im Bereich des Muscheldepots gefunden wurden (LANGE, mündliche Mitteilung). Im Zuge von Erhaltungsmaßnahmen der letzten Jahrzehnte wurden seit 2007 ca. 1500 semi-adulte Flussperlmuscheln in vier Gewässerabschnitten im [REDACTED] ausgewildert. Die Muscheln stammen aus der halbnatürlichen Nachzucht (siehe Kapitel 3.4) und sind alle der genetischen Linie Elster zugehörig. Ein Teil der ausgewilderten Muscheln dürfte derweil die reproduktive Lebensphase erreicht haben, weshalb die Population reproduktionsfähig sein bzw. in den nächsten 2 Jahren werden müsste.

Trotz der Gefährdung [REDACTED], wird davon ausgegangen, dass die Elstermuscheln mit weiteren populationsstabilisierenden Maßnahmen am natürlichen Standort überleben können.

Der [REDACTED] entwässert ein 40 km² großes EZG in die Weiße Elster und ist strukturell dem [REDACTED] ähnlich (siehe Abbildung 4 C).

Die autochthone Elstermuschel ist fast vollständig verschwunden. Im [REDACTED] fand die letzte Kontrolle des Perlmuschelbestandes 2019 statt (SCHMIDT UND VANDRÉ 2019). Im Juli 2019 wurden bei Niedrigwasser im bestehenden Muscheldepot oberhalb [REDACTED] acht lebende Flussperlmuscheln gefunden. Das Habitat wies hohe Feinsedimentauflagen auf und keine der Flussperlmuscheln zeigte Anzeichen einer bestehenden Trächtigkeit. Oberhalb des Depots wurde eine weitere Flussperlmuschel entdeckt, deren Alter zwischen 20 bis 25 Jahre geschätzt wird.

Ursachen für das Aussterben der Population waren die hohe kommunale Abwasserbelastung und diffuse Stoffeinträge aus der Umgebung, insbesondere aus bachbegleitenden Landwirtschaftsflächen. Im Detail werden folgende Ursachen und deren zeitliche Abfolge

Störung der Wasserführung und Reduzierung des Abflusses:

- Nutzung Wasserkraft (19. Jh.)
- Rodung großer Waldflächen (Kahlflächen, Monokulturen von Fichten) (ab 1860)
- verstärkte Entnahme von Trinkwasser
- Entnahme von Betriebswasser (seit 1900)
- Bau von Drainagen zur Entwässerung der Feuchtwiesen und Waldflächen (ab 1930)
- Ausleitung von Abwasser aus EZG (20. Jh.)

Veränderung der Bodenstruktur

- Intensivierung der Land- und Forstwirtschaft (ab 2. Hälfte 19. Jh.)
- Kalkung und mineralische Düngung
- Abschwemmung von Boden

Eintrag von Giftstoffen

- Kupfergrube in [REDACTED] (18. und 19. Jh.)
- Einleiten von Haushalts- und Betriebswässern (18. und 19. Jh.)
- Flussspatschürfungen und -abwässer aus [REDACTED] (1950 – 1954)
- Düngung und Pflanzenschutzmittel

benannt:

Von 1962 bis 1966 erhöhte sich die Sterblichkeit am Mittellauf des [REDACTED] infolge von Kultureinflüssen von 3 % auf 92 % (BAER 1995). Als Hauptursache benennt BAER die Einführung der intensiven Beweidung der Auwiesen durch Rinder und den Abfluss von Silage und Jauche aus Großställen. Während die Gefährdung durch den Abfluss der Silagen und Jauche beseitigt wurde und auch die Beweidung nur noch extensiv erfolgt, werden die für Flussperlmuschel kritischen Zielwerte für Nitrat permanent und für Calcium, Ammonium, pH-Wert und Trübung zeitweise überschritten.

Durch die Umsetzung verschiedenster Renaturierungsmaßnahmen sowie der Umsetzung von Maßnahmen zur Nutzungsänderung (in Abstimmung mit den Landwirten, allen voran dem [REDACTED]) können im [REDACTED] mehrere für die Auswilderung von Flussperlmuscheln geeignete Bachabschnitte geschaffen werden, sodass das Gewässer ein großes Potenzial für die Wiederansiedlung der Flussperlmuschel bietet. Die Ergebnisse von Bioindikationsexperimenten (2016 – 2020) sowie die erfolgreiche Aufzucht von Jungmuscheln im [REDACTED] erscheinen vielversprechend. Im Jahr 2020 wurde eine erste Wiederansiedlung von 30 semi-adulten Saalemuscheln aus der halbnatürlichen Nachzucht erprobt und im Juni 2021 wurden weitere 654 semi-adulte Flussperlmuscheln im [REDACTED] ausgewildert.

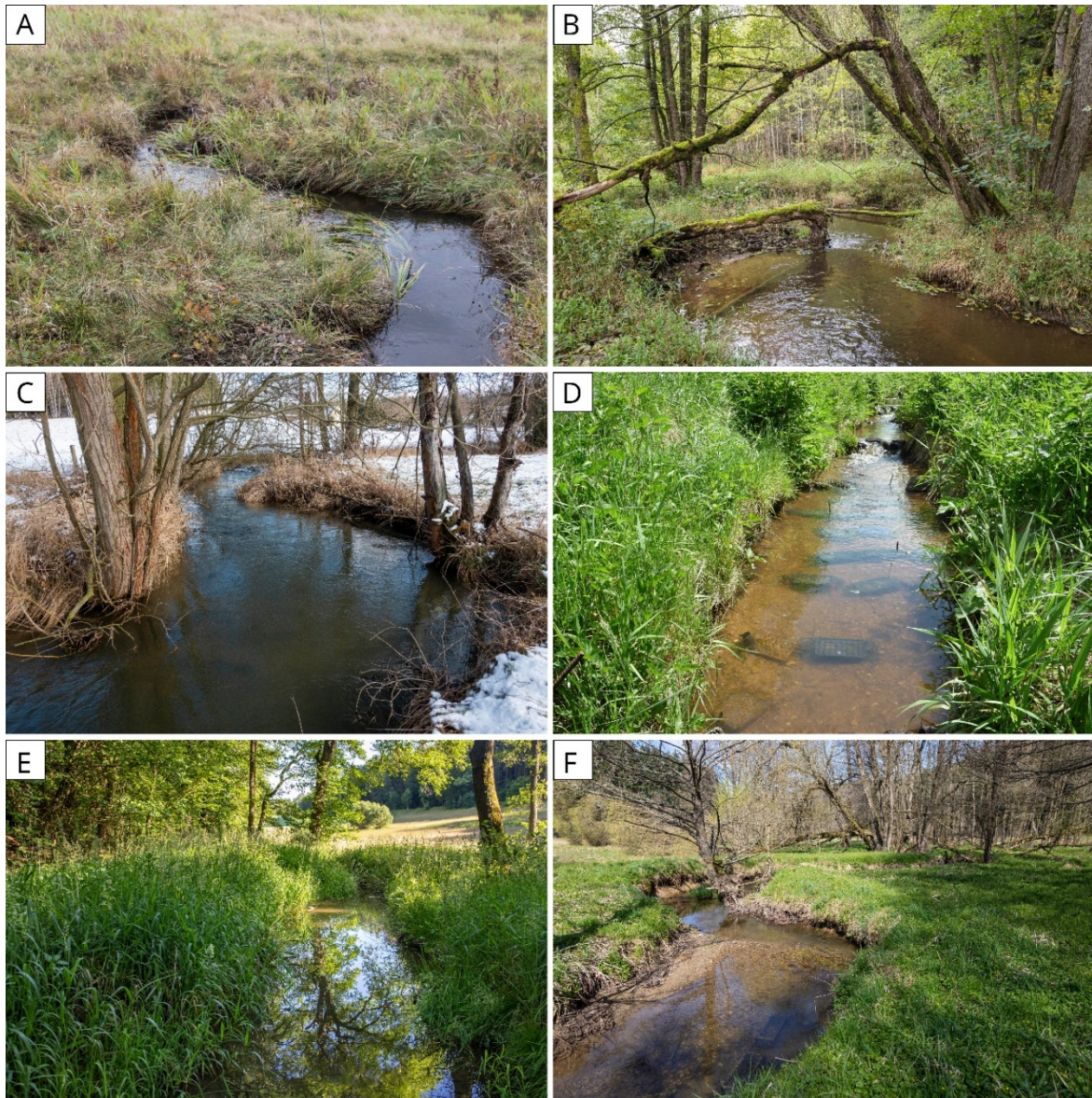


Abbildung 4: Flussperlmuschelgewässer im Vogtland. (A) [REDACTED]; (B) [REDACTED]; (C) [REDACTED]; (D) [REDACTED]; (E) [REDACTED]; (F) [REDACTED].

Weitere Aufzuchtgewässer umfassen derzeit den [REDACTED] (vor Mündung in [REDACTED]), den [REDACTED] sowie den [REDACTED] (siehe Abbildung 4, E – F). Der bis 2017 ausschließlich für die Aufzucht genutzte Gewässerabschnitt im oberen [REDACTED] (sehr gute Bedingungen für LP und Käfige; siehe Abbildung 4, D), wird aufgrund des Auftretens von wiederholten Niedrigwassersituationen in den Jahren 2018 und 2019 nicht mehr genutzt. Basierend auf den Ergebnissen von Bioindikationsexperimenten (2016 – 2020) und der pilothaften Wiederansiedlung von jeweils 30 semi-adulten Saalemuscheln im Jahr 2020, wird eine Wiederansiedlung im [REDACTED] und [REDACTED] ebenfalls als erfolgversprechend eingeschätzt.

Im Juni 2021 wurden daher in den [REDACTED] 340 und in den [REDACTED] 199 weitere semi-adulte Saalemuscheln ausgewildert. Eine detaillierte Übersicht, der aktuellen Bestände ausgewildelter Flussperlmuscheln in diesen Gewässern liegt dem LfULG, Referat Artenschutz sowie der unteren Naturschutzbehörde des Vogtlandkreises vor.

3.3 Populationsgenetik

Populationsstruktur

GEIST UND KUEHN (2005; 2008) konnten zeigen, dass die rezente Populationsstruktur der mitteleuropäischen Flussperlmuschel-Populationen auf den Einfluss verschiedener Faktoren zurückzuführen ist. Das Muster genetischer Vielfalt und Differenzierung ist zum einen auf die sehr spezifischen Habitatansprüche der Flussperlmuschel und das damit verbundene limitierte geografische Verbreitungsgebiet zurückzuführen, zum anderen aber auch auf die anthropogen bedingten Bestandseinbrüche und die Fragmentierung von Populationen. In diesem Zusammenhang wurden signifikante *Bottleneck*-Effekte festgestellt und es konnte nachgewiesen werden, dass die gegenwärtige Populationsstruktur durch genetische Drift beeinflusst ist. Hierdurch kommt es teilweise auch kleinräumig zu einer starken Differenzierung von Populationen. Weiterhin ist die mitteleuropäische Populationsstruktur durch die Einflüsse nacheiszeitlicher Rekolonisierung aus verschiedenen Refugialgebieten überprägt, sodass in der nacheiszeitlichen Kontaktzone der EZG von Donau, Main und Elbe keine strikte genetische Trennung der heutigen EZG gegeben ist (GEIST UND KUEHN 2005).

Basierend auf der Genotypisierung von 9 Mikrosatelliten (GEIST *et al.* 2003; GEIST UND KUEHN 2005, 2008) gliedern sich die Flussperlmuschel-Populationen der EZG von Donau, Elbe und Rhein in der Region Sachsen-Bayern-Tschechien-Österreich in 4 genetische Hauptlinien (siehe Tabelle 1, Abbildung 5 und 6). Die Zuordnung dieser Populationen zu den genetischen Linien erfolgte durch Clusteranalysen in STRUCTURE 2.3.4 (PRITCHARD *et al.* 2000) und wurde durch die multivariate Diskriminanzanalyse von Hauptkomponenten (DAPC) (JOMBART *et al.* 2010) bestätigt. Die identifizierten genetischen Linien decken sich dabei wie beschrieben nur teilweise mit den genannten Haupteinzugsgebieten. Linie 1 umfasst die Gewässer [REDACTED] (jeweils EZG Elbe), [REDACTED] (jeweils EZG Donau) sowie den [REDACTED] aus dem EZG Rhein. Linie 2 umfasst die Gewässer [REDACTED] aus dem EZG Elbe. Linie 3 umfasst die Gewässer [REDACTED] (EZG Elbe/Tschechische Republik), [REDACTED] (EZG Donau) und [REDACTED] (EZG Donau, Österreich). Linie 4 bilden die Gewässer des Kamp-Systems und der [REDACTED] (jeweils EZG Donau, Österreich).

Basierend auf der Genotypisierung der jeweiligen natürlichen Populationen zeigen die Populationen aus den Systemen der Weißen Elster (genetische Linie 1) und der Sächsischen Saale ([REDACTED], genetische Linie 2) eine deutliche Differenzierung zueinander. Der durchschnittliche F_{ST} -Wert dieser drei Population zu den Populationen der jeweils anderen genetischen Linie liegt mit $F_{ST} = 0,158$ bis $0,266$ deutlich über den Werten als zu Populationen, die derselben Linie zugeordnet wurden ($F_{ST} = 0,048$ bis $0,079$). Die höchsten Werte der genetischen Differenzierung ergaben sich zur genetischen Linie 4 mit den österreichischen Populationen [REDACTED] (siehe Tabelle 2).

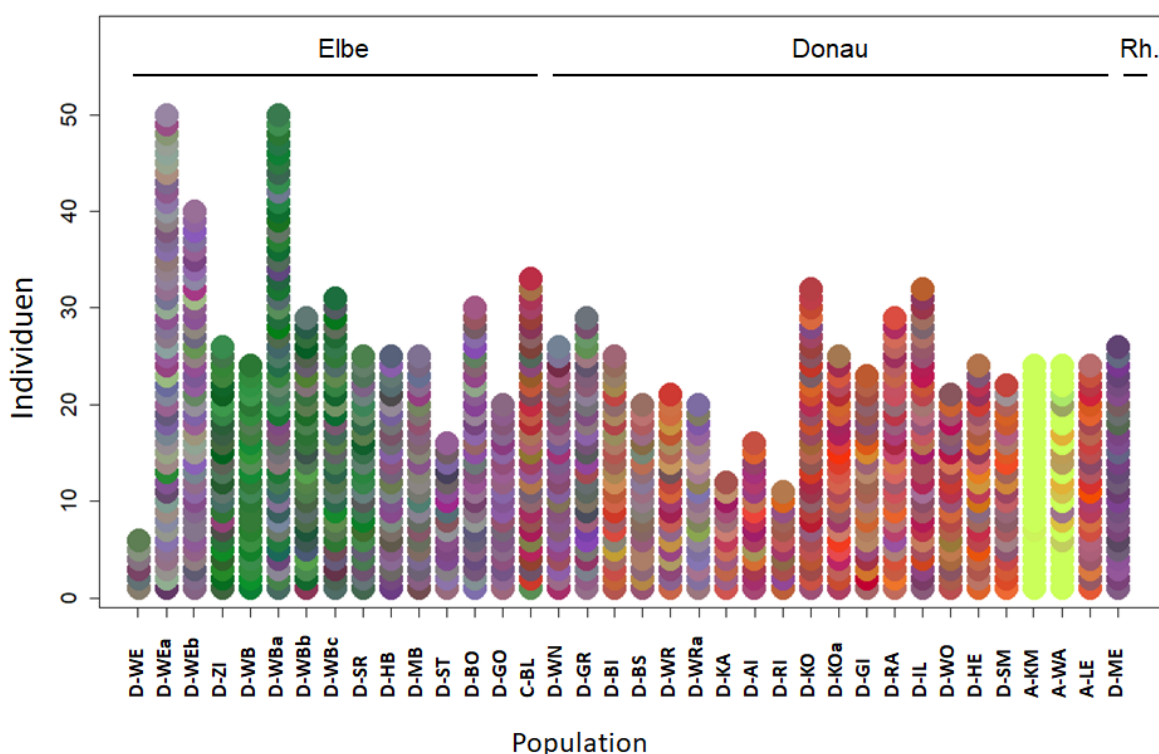


Abbildung 5: Darstellung der individuellen genetischen Konstitution von Flussperlmuscheln basierend auf der Genotypisierung von 9 Mikrosatelliten und der Diskriminanzanalyse von Hauptkomponenten (DAPC). Ähnliche Farben entsprechen einer ähnlichen genetischen Konstitution. Populations-Codes entsprechend Tabelle 1; die Zugehörigkeit der Gewässer zu den Haupteinzugsgebieten Elbe, Donau und Rhein (Rh.) ist durch Querstriche gekennzeichnet.

Tabelle 1: Populations-Codes und Herkunft sowie Zuordnung zur genetischen (gen.) Linie untersuchter Flussperlmuschel-Populationen. **(D)** Deutschland; **(CZ)** Tschechische Republik; **(AUT)** Österreich; **(EZG)** Einzugsgebiet; **(NZ)** Nachzucht.

Code	Land	EZG	Gen. Linie	Gewässer	Code	Land	EZG	Gen. Linie	Gewässer
D-WE	D	Elbe	1		D-BS	D	Donau	1	
D-WEa	D	Elbe	1	(NZ)	D-WR	D	Donau	3	
D-WEb	D	Elbe	1	(NZ)	D-WRa	D	Donau	1	(NZ)
D-ZI	D	Elbe	2		D-KA	D	Donau	3	
D-WB	D	Elbe	2		D-AI	D	Donau	3	
D-WBa	D	Elbe	2	(NZ)	D-RI	D	Donau	3	
D-WBb	D	Elbe	2	(NZ)	D-KO	D	Donau	3	
D-WBc	D	Elbe	2	(NZ)	D-KOa	D	Donau	3	
D-SR	D	Elbe	2		D-GI	D	Donau	3	
D-HB	D	Elbe	1		D-RA	D	Donau	3	
D-MB	D	Elbe	1		D-IL	D	Donau	3	
D-ST	D	Elbe	1		D-WO	D	Donau	3	
D-BO	D	Elbe	1		D-HE	D	Donau	3	
D-GO	D	Elbe	1		D-SM	D	Donau	3	
C-BL	CZ	Elbe	3		A-KM	AUT	Donau	4	
D-WN	D	Donau	1		A-WA	AUT	Donau	4	
D-GR	D	Donau	1		A-LE	AUT	Donau	3	
D-BI	D	Donau	3		D-ME	D	Rhein	1	

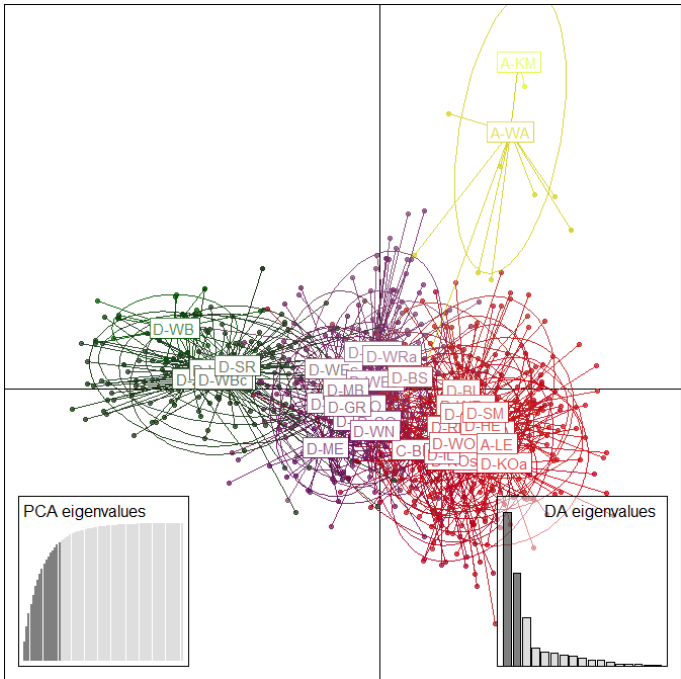


Abbildung 6: Scatterplot der ersten zwei Hauptkomponenten basierend auf der Genotypisierung von 9 Mikrosatelliten und DAPC-Analyse von Flussperlmuschel-Populationen. Die Farbgebung basiert auf den Ergebnissen der DAPC und entspricht jeweils der durchschnittlichen genetischen Konstitution einer Population. Individuen sind als Punkte dargestellt. Populations-Codes entsprechend

Tabelle 2: Durchschnittliche F_{ST} -Werte der Populationen [redacted] (D-WE), [redacted] (D-ZI) und [redacted] (D-WB) zu den Populationen der 4 identifizierten genetischen Linien.

	Linie 1	Linie 2	Linie 3	Linie 4
D-WE (Linie 1)	0,079	0,158	0,114	0,630
D-ZI (Linie 2)	0,172	0,048	0,214	0,551
D-WB (Linie 2)	0,266	0,069	0,301	0,597

Die Population [redacted] zeigt mit F_{ST} -Werten von 0,155 bzw. 0,255 zu den Populationen [redacted] und [redacted] eine deutliche genetische Differenzierung. Die beiden letztgenannten Populationen zeichnet mit $F_{ST} = 0,058$ eine geringe Differenzierung aus. Dies bestätigt die festgestellte Zuordnung der Populationen zu verschiedenen genetischen Linien (siehe Abbildung 5 und 6). Diese Erkenntnis sollte in der Umsetzung des halbnatürlichen Populationsverbundes berücksichtigt und die genetischen Linien als getrennte Managementeinheiten betrachtet werden, um lokale Adaptionen dieser Populationen zu erhalten.

Umsetzung des halbnatürlichen Populationsverbundes

Das Konzept des halbnatürlichen Populationsverbundes wurde im Projektverlauf dahingehend angepasst, dass die Nachzuchtstämme basierend auf Elterntieren aus der [redacted] und dem [redacted] (Sächsische Saale-System) aufgrund ihrer genetischen Differenzierung als getrennte Managementeinheiten behandelt werden. Von einer parallelen Auswilderung oder Hälterung geschlechtsreifer Nachzucht-Individuen dieser beiden Stämme in die Zielgewässer wurde daher abgesehen. Diese Anpassung wurde als notwendig erachtet, da die Erkenntnisse der Populationsgenetik bei der Etablierung der Nachzucht noch nicht berücksichtigt werden konnten und eine pragmatische Vorgehensweise, auch bezüglich der Auswahl und Verfügbarkeit trächtiger Weibchen zur Glochidiengewinnung notwendig war.

Die Methodik der im Rahmen des Verbundprojekts praktizierten Nachzuchtbemühungen von Flussperlmuscheln hat sich dahingehend als zielführend und geeignet erwiesen, dass sich bei den produzierten Jungmuscheln keine nachteiligen Effekte, wie genetische Drift bzw. Inzucht, einstellten und sie den Gesamtgenpool ihrer Ursprungspopulationen sehr gut repräsentieren. Die drei identifizierten genetischen Linien und daraus abgeleitete Managementeinheiten sollten bei der Umsetzung des halbnatürlichen Populationsverbundes berücksichtigt und die Populationen der verschiedenen Linien im Rahmen der Nachzuchtbemühungen nicht untereinander gekreuzt werden. Innerhalb der genetischen Linien sollten bevorzugt diejenigen Populationen und Individuen mit der höchsten genetischen Variabilität für die Nachzucht verwendet werden. So sollten beispielsweise Flussperlmuscheln der Südlichen Regnitz als Zuchtstamm für das gesamte System [REDACTED] aufgrund ihrer höheren genetischen Variabilität im Vergleich zu den restlichen Populationen des Gewässersystems verwendet werden. Für die Glochidiengewinnung verwendete Elterntiere sollten dabei individuell markiert und wie auch die verschiedenen Jahrgänge nachgezüchteter Jungmuscheln genetisch charakterisiert werden. Hierdurch lässt sich der Zusammenhang der genetischen Konstitution der Elterntiere und ihrer Nachkommen erfassen und bei Bedarf kann eine Anpassung der Nachzuchtmethodik vorgenommen werden. Eine Rotation der verwendeten Elterntiere zwischen den verschiedenen Nachzuchtjahrgängen wird empfohlen, um den Gesamtgenpool im Rahmen der Zuchtmaßnahmen möglichst vollständig zu erhalten.

Um die Funktionalität des Populationsverbundes auch unter natürlichen Bedingungen erreichen zu können, stellte die populationsgenetische Analyse der zu erhaltenden Populationen einen ersten wichtigen Schritt zur Bestandsaufnahme dar. Aufgrund der Langlebigkeit der Flussperlmuschel hat man in der weiteren Zuchtphase noch die Möglichkeit, Anpassungen vorzunehmen und für bestmögliche Startbedingungen des Populationsverbundes im Sinne einer Bestandsstützung mit autochthonen, genetisch diversen Jungmuscheln zu sorgen. Zusätzlich spielt sowohl die Verwendung geeigneter Bachforellenstämme in der Nachzucht als auch ein geeigneter Wirtsfischbestand in den Auswilderungsgewässern eine wichtige Rolle bei der Umsetzung der Nachzuchtbemühungen und der Etablierung des Populationsverbundes. Die deutlich unterschiedlichen Generationszeiten der Flussperlmuscheln und ihrer Wirtsfische sowie deren große Verbreitungsgebiete begünstigen lokale Adaptionen in der Koevolution dieses Wirt-Parasit-Systems (TAEUBERT UND GEIST 2017). Hierdurch sind Selektionseffekte auf die Flussperlmuschel durch die Auswahl der verwendeten Bachforellenstämme möglich. So konnten TAEUBERT *et al.* (2010) z.B. zeigen, dass Bachforellen aus dem natürlichen Verbreitungsgebiet der Flussperlmuschel signifikant höhere Infektionsraten mit Glochidien aufwiesen und diese auch die höchsten Wachstumsraten zeigten. Eine populationsgenetische Analyse der verwendeten Wirtsfischstämme und nachgezüchteter Flussperlmuscheln ist daher dringend erforderlich. ÖSTERLING UND LARSEN (2013) fanden zusätzlich Hinweise, dass ein höherer Konditionsfaktor der Wirtsfische positiv mit den für enzystierte Glochidien zur Verfügung stehenden Energieressourcen und negativ mit ihrer Immunantwort korreliert ist. In Auswilderungsgewässern ist daher darauf zu achten, dass ein autochthoner Bachforellenbestand mit einer natürlichen Altersstruktur als Wirtsfisch¹ für die Flussperlmuschel zur Verfügung steht.

Empfehlungen für die Nachzuchtmethodik

Optimierungen der Nachzuchtmethodik von Flussperlmuscheln sind aus populationsgenetischer Sicht darauf hin auszurichten, genetische Drift der Jungmuschelkohorten zu vermeiden, durch die sich diese genetisch von ihrer Ursprungspopulation differenzieren. Genetische Drift der Jungmuschelkohorten kann durch verschiedene Faktoren verursacht werden, wie z. B. eine unglückliche Auswahl der Elterntiere, die den zugrundeliegenden Genpool der Gesamtpopulation nicht vollständig repräsentieren, die Auswahl der Wirtsfischstämme oder die Hälterungsbedingungen in der Nach- und Aufzucht. Um derartige unerwünschte Drifteffekte erkennen und vermeiden zu können, ist es notwendig, natürliche Populationen, die durch die Nachzuchtmaßnahme gestützt werden sollen, zunächst genetisch zu charakterisieren und den Genpool, der erhalten werden soll zu erfassen, sofern dieser noch nicht bekannt ist. Elterntiere bzw. Mütter, die für die Gewinnung von Glochidien herangezogen werden, sollten nach Möglichkeit ebenfalls genetisch charakterisiert und markiert werden, um eventuell notwendige Anpassungen bei der Auswahl der Elterntiere zu erleichtern. Die Jungmuschelkohorten jedes Jahrgangs sollten nach dem Abfallen von den Wirtsfischen und vor der Auswilderung genetisch charakterisiert werden, um überprüfen zu können, zu welchem Anteil sie den Gesamtgenpool der Ursprungspopulation repräsentieren und, ob sich während der Aufzuchtphase bestimmte genetische Linien durchgesetzt haben bzw. verloren gegangen sind. Eventuelle Verwechslungen bei der Zuordnung der Jungmuschelkohorten zu ihren Ursprungspopulationen während der Aufzucht können damit gegebenenfalls detektiert und vor der Auswilderung korrigiert werden. Wie aus weiteren europäischen Flussperlmuschel-Zuchtanlagen bekannt ist, können sich einzelne Nachzuchtjahrgänge desselben Zuchtstamms in ihrer genetischen Konstitution stark unterscheiden. Ziel ist es daher, über die Dauer von mehreren Jahren und Nachzuchtjahrgängen auswilderungsfähige Jungmuscheln zu produzieren, die in ihrer Summe den Gesamtgenpool der Ursprungspopulation repräsentieren. Es wird empfohlen die Nachzuchtmaßnahmen in Form eines Zuchtbuchs umfassend zu dokumentieren.

Eine Mindestanzahl an Müttern, die im Rahmen der Nachzuchtbemühungen für die Glochidiengewinnung eingesetzt werden sollte, kann nicht pauschal angegeben werden. Dies ist darin begründet, dass jedes Muttertier Spermien mehrerer Männchen für die Befruchtung der Eier aufgenommen haben kann. Vielmehr empfiehlt sich, die genetische Konstitution aller Elterntiere des Zuchtstamms zu erfassen und zu protokollieren, welche Elterntiere für die Nachzucht pro Jahrgang verwendet wurden. Die Tiere des Zuchtstamms sollten dabei den Gesamtgenpool der zu stützenden Population bestmöglich repräsentieren. Ein Abgleich der genetischen Konstitution der Jungmuscheln mit den Elterntieren kann zudem klären, ob in bestimmten Nachzuchtjahrgängen genetische Drifteffekte aufgetreten sind.

Die zwei in den sächsischen Flussperlmuschel-Populationen identifizierten genetischen Linien und die daraus abgeleiteten Managementeinheiten sollten bei der Umsetzung des halbnatürlichen Populationsverbundes berücksichtigt und Populationen der beiden Linien im Rahmen der Nachzuchtbemühungen nicht untereinander gekreuzt werden. Innerhalb der genetischen Linien sollten bevorzugt diejenigen Populationen und Individuen mit der höchsten genetischen Variabilität im Sinne der Wiederherstellung der Konnektivität fragmentierter Flussperlmuschel-Populationen und der Auffrischung der genetischen Diversität für die

Nachzucht verwendet werden. So sollten beispielsweise Flussperlmuscheln der Südlichen Regnitz als Zuchtstamm für das gesamte System [REDACTED] aufgrund ihrer höheren genetischen Variabilität im Vergleich zu den restlichen Populationen des Gewässersystems verwendet werden. Für die Glochidiengewinnung verwendete Elterntiere sollten dabei individuell markiert und wie auch die verschiedenen Jahrgänge nachgezüchteter Jungmuscheln genetisch charakterisiert werden. Hierdurch lässt sich der Zusammenhang der genetischen Konstitution der Elterntiere und ihrer Nachkommen erfassen und bei Bedarf eine Anpassung der Nachzuchtmethodik vornehmen. Eine Rotation der verwendeten Elterntiere zwischen den verschiedenen Nachzuchtjahrgängen wird empfohlen, um den Gesamtgenpool im Rahmen der Zuchtmaßnahmen möglichst vollständig zu erhalten.

Die Anzahl an Nachzuchtjahrgängen, die für eine erfolgreiche Bestandsstützung durch Auswilderung genetisch möglichst diverser Jungmuscheln erforderlich ist, ist individuell am Nachzuchterfolg im Sinne der Anzahl benötigter und auswilderungsfähiger Jungmuscheln sowie an den Ergebnissen des genetischen Monitorings der Jungmuschelkohorten auszurichten, wie es im Projekt ArKoNaVera umgesetzt wurde. Dadurch besteht die Möglichkeit, während der Nachzuchtmaßnahmen z. B. unerwünschten Drifteffekten entgegenzuwirken und abschätzen zu können, wie gut die Gesamtheit der verschiedenen Nachzuchtjahrgänge den Genpool der Ursprungspopulation widerspiegelt.

Im Rahmen der Nachzuchtbemühungen in Sachsen und Passau konnten leichte Drifteffekte festgestellt werden, wobei diese in der Nachzuchtanlage in Passau etwas stärker ausfielen. Dies kann teilweise auf natürliche Selektion während der Hälterungsphase zurückzuführen sein. DENIC *et al.* (2015) exponierten frisch abgefallene juvenile Flussperlmuscheln verschiedener Herkunft aus den EZG von Donau, Rhein und Elbe in Buddensiek-Käfigen (BUDDENSIEK 1995) in Flussperlmuschel-Gewässern mit unterschiedlicher Habitatqualität und unterschiedlichem Rekrutierungserfolg der lokalen Flussperlmuschel-Populationen. Die Autoren konnten zeigen, dass sowohl der Zuchtstamm als auch die Habitatbedingungen wie Wassertemperatur, Konzentration organischen Kohlenstoffs und das Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis des Detritus einen signifikanten Einfluss auf Wachstums- und Überlebensraten frisch abgefallener juveniler Flussperlmuscheln haben. Beim Einsatz von Holzboxen und Lochplatten als Hälterungssysteme von Jungmuscheln in natürlichen Gewässern kann davon ausgegangen werden, dass z. B. durch unterschiedliche Schwebstofffrachten in den Gewässern, die verwendeten Maschenweiten der Hälterungssysteme und Reinigungsintervalle unterschiedliche Mikrohabitatbedingungen geschaffen werden, die ebenfalls einen Selektionsfaktor für die Jungmuscheln darstellen. Nach diesen Erkenntnissen sollte die Hälterung nachgezüchteter Jungmuscheln bereits in den angestrebten Auswilderungsgewässern erfolgen, wobei Selektionseffekte durch die Hälterungsbedingungen bei keinem System ausgeschlossen werden können. Auch in diesem Zusammenhang ist die genetische Charakterisierung der Jungmuscheln ein wichtiges Instrument, eventuellen Selektions- oder Drifteffekte durch die Nach- und Aufzuchtbedingungen zu erkennen und bei Bedarf gegenzusteuern.

Die Methodik der sächsischen Nachzuchtbemühungen hat sich dahingehend als zielführend und geeignet erwiesen, dass sich bei den produzierten Jungmuscheln keine nachteiligen Effekte genetischer Drift einstellten und sie den Gesamtgenpool ihrer Ursprungspopulationen sehr gut repräsentieren. Die identifizierten genetischen Linien und daraus abgeleitete

Managementeinheiten sollten bei der Umsetzung des halbnatürlichen Populationsverbunds berücksichtigt werden. Die für die Glochidiengewinnung verwendeten Elterntiere sollten genetisch charakterisiert und markiert werden. Hierdurch lässt sich der Zusammenhang der genetischen Konstitution der Elterntiere und ihrer Nachkommen erfassen und es können bei Bedarf weitere Elterntiere in den Zuchtstamm aufgenommen werden, um den Gesamtgenpool möglichst vollständig zu erhalten.

3.4 Sächsisches Flussperlmuschel-Nachzuchtprogramm

Die Nachzucht von Flussperlmuscheln ist ein aufwendiger und langwieriger Prozess, der sich bis zur Auswilderung der nachgezüchteten Muscheln erstreckt und zwischen 5 und 10 Jahre pro Flussperlmuschel-Jahrgang in Anspruch nimmt. Das primäre Ziel der Nachzucht ist es die kritische Phase der ersten ca. 5 Jahre, d. h. von der Infizierung der Wirtsfische bis zu der Lebensphase, welche die vom Wirtsfisch abgefallenen juvenilen Flussperlmuscheln im Sediment des Fließgewässers verbringen, zu unterstützen. Diese Phase ist von hohen Mortalitätsraten der Muscheln geprägt und ist höchstwahrscheinlich der kritische Punkt, an dem eine natürliche Reproduktion im Gewässer bisher scheitert (BAUER 1989). Die Erhaltungszucht muss daher diese Phase überbrücken und nach Möglichkeit eine höherer Überlebensrate der Muscheln ermöglichen als unter natürlichen Bedingungen. Ein weiteres Ziel der Nachzucht, die Rettung beider vorkommenden genetischen Linien von Flussperlmuscheln vor dem Zeitpunkt des Aussterbens, konnte für beide Linien erreicht werden, wobei bereits seit 2013 keine Nachzucht der Elstermuscheln mehr möglich ist.

Im Vogtland werden seit 2001 Flussperlmuscheln nach der von Jaroslav Hruška entwickelten Methode zur halbnatürlichen Nachzucht von Flussperlmuscheln nachgezüchtet. Bereits im Oktober 2007 konnten damals die ersten 303 Jungtiere ausgewildert werden (LFULG 2009).

Nachfolgend sind die einzelnen Schritte entsprechend der aktuell gültigen Handlungsempfehlungen für die halbnatürliche Nachzucht am Beispiel der vogtländischen Flussperlmuschelnachzucht aufgelistet und anschließend im Detail beschrieben.

- 1) Gewinnung von Glochidien (Muschellarven)
- 2) Infektion der Wirtsfische
- 3) Hälterung der infizierten Wirtsfische über den Winter
- 4) Vorbereitung und Besatz der Muschelzuchtanlage mit infizierten Wirtsfischen
- 5) Auffangen juveniler, vom Wirtsfisch abgefallener Flussperlmuscheln
- 6) Hälterung von Flussperlmuscheln in Aufzuchtboxen
- 7) Überführung juveniler Flussperlmuscheln in Freilandkäfige
- 8) Pflege der Freilandkäfige
- 9) Auswilderung der semi-adulten Flussperlmuscheln

Gewinnung von Glochidien

Die Nachzucht von Flussperlmuscheln startet mit der Gewinnung der Glochidien (Muschellarven) von trächtigen Alttieren. Diese geben ihre Glochidien im Juli/August in das Freiwasser des Bachs ab. In schwach strömenden Gewässern können somit zum richtigen Zeitpunkt frei im Wasser schwebende Glochidienmassen eingesammelt bzw. aufgesaugt werden.

Andernfalls ist es auch möglich trächtige Weibchen zu entnehmen und diese in einem separaten Gefäß durch vorsichtiges Erhöhen der Temperatur zum Ausstoß der Muschellarven zu veranlassen. Die so gewonnenen Glochidiensuspension sollte bis zur Infektion der Wirtsfische gekühlt und belüftet werden.

Wirtsfischinfektion mit Glochidien und Hälterung der Wirtsfische über den Winter

Die Infektion der Wirtsfische erfolgt in der Fischzuchtanlage, die auch die Wirtsfische für die Flussperlmuschelnachzucht bereitstellt. Dazu werden die Wirtsfische in ein separates Becken überführt in welches die Glochidiensuspension hinzugegeben wird.

Um die notwendige Menge an zuzugebender Glochidiensuspension abschätzen zu können und die Fische weder zu schwach noch zu stark zu infizieren, bedarf es, wie auch bei der Gewinnung der Glochidien, sehr viel Erfahrung. Im vogtländischen Nachzuchtprogramm wurde dieser Schritt, ebenso wie die Gewinnung der Glochidien, in der Vergangenheit immer an einen externen Auftragnehmer (wie Schmidt & Partner GbR) vergeben.

Als Wirtsfisch wird in der Regel die Bachforelle genutzt, wobei sich auch die Seeforelle als geeignet erwiesen hat. Die Wirtsfische werden als 0+ Fische mit einer Anzahl von 200 – 700 Glochidien pro Fisch, als 1+ Fische mit einer Anzahl von 1.000 – 3.000 Glochidien pro Fisch infiziert (Abbildung 3, B und C).

Die Hälterung der infizierten Wirtsfische über den Winter erfolgt in der Fischzucht bei Wassertemperaturen von 6 – 8 °C. Anfang März können dann die ersten Wirtsfische in die Muschelzuchtstation überführt werden. Zuvor sollten sie aber in der Fischzucht hinsichtlich Infektion mit Glochidien kontrolliert werden, um nur gut infizierte Wirtsfische zu überführen.

Für die Zukunft ist es anzustreben die Effizienz bei der Wirtsfischinfektion und dem Glochidien-Output noch weiter zu steigern. Dazu ist eine engmaschige Überwachung und entsprechende Steuerung des Temperaturregimes in den Wirtsfischbecken notwendig. Ferner sollten Zuchtbücher geführt werden, welche Informationen zur Flussperlmuschel- und Wirtsfischgenetik enthalten sowie über die Anzahl und Qualität der abfallenden Jungmuscheln. Der Einsatz von autochthonen Bachforellen als Wirtsfisch ist anzustreben und zu erproben.

Start Flussperlmuschel-Zuchtdurchlauf

Die juvenilen Flussperlmuscheln fallen nach Vollendung ihrer Metamorphose mit einer Länge zwischen 380 und 450 µm von den Kiemen der Wirtsfische ab und würden in einem natürlichen System anschließend in das Interstitial des Fließgewässers wandern. Im Rahmen der Nachzucht

werden die abfallenden Jungmuscheln aufgefangen und in künstlichen Systemen gehältert, bis sie eine auswilderungsfähige Größere erreicht haben.

Die Dauer der Metamorphose der Jungmuscheln ist temperaturabhängig und erfolgt nach ca. 1700 – 3400 Tagesgraden (TAEUBERT *et al.* 2013). Daher lässt sich die Metamorphose im Rahmen der Nachzucht sehr gut über die Wassertemperatur in den Fischhälterungsbecken steuern. Um die juvenilen Muscheln auffangen zu können, werden die infizierten Wirtsfische (Bachforellen) in die Muschelzuchtanlage (siehe Abbildung 7) überführt. In dieser können die infizierten Wirtsfische gehältert werden. Die abfallenden Jungmuscheln werden mit dem Abfluss der Hälterungsbecken über ein Sieb (siehe Abbildung 7, 10 – 11) gespült und in diesem zurückgehalten. Das Sieb wird einmal am Tag mit Hilfe eines Saugschlauches abgesaugt und damit gesäubert. Das abgesaugte Material (Fischexkremente, Fischschuppen und Jungmuscheln) wird daraufhin über eine Siebkaskade (900 – 560 – 300 – 180 µm) gegeben. Anschließend werden die Jungmuscheln unter einem Binokular separiert.

Bevor die Anlage mit infizierten Wirtsfischen besetzt wird, wird sie im trockenen Zustand einmal komplett desinfiziert und anschließend mehrfach gespült. Zur Desinfektion hat sich das Desinfektionsmittel Virkon® S als sehr geeignet erwiesen.

Um die Hautschleimproduktion der Wirtsfische anzuregen und damit ihre Abwehrkräfte zu stärken hat sich die Durchführung eines Salzbadens mit den Fischen vor Besatz der Anlage bewährt. Dazu werden die Fische für eine Stunde in ein separates belüftetes Becken gegeben in dem die Leitfähigkeit durch Zugabe von Natriumchlorid auf einen Wert von 30 mS/cm erhöht wird. Anschließend werden die Fische auf die Fischbecken in der Muschelzuchtanlage verteilt. Je nach Alter und Größe der Fische können die Becken (80 l) mit 1 bis 8 Fischen bestückt werden.

In den darauffolgenden Tagen wird die Temperatur in den Fischbecken (siehe Abbildung 7, 8.1 – 8.3) von der Ausgangstemperatur (entsprechend der Hälterungstemperatur in der Fischzucht) schrittweise um 1 °C pro Tag auf 15 °C erhöht. Einmal pro Tag findet darüber hinaus ein Wasserwechsel statt bei dem ca. 2/3 des Wasservolumens durch frisches Bachwasser (■■■■■) ausgetauscht wird. Um das Bachwasser bereits an die Temperatur in der Anlage anzupassen und größere Trübstoffe absedimentieren zu lassen, wird dieses bereits 24h zuvor in Vorratsbehälter (siehe Abbildung 7, 2) der Zuchtanlage gepumpt. Es wird empfohlen in dem Vorratsbehälter eine (Dauer)messsonde für Leitfähigkeit und Wassertemperatur zu installieren, um bei Havarien den Wasserwechsel zu vermeiden.

Pflege der Jungmuscheln in Aufzuchtboxen

Die Jungmuscheln, welche vom Wirtsfisch abfallen, haben i. d. R. eine Größe von 380 bis 450 µm. Da das Überleben der Jungmuscheln im ersten Winter von der Größe der Jungmuscheln zu Beginn des Herbstes im 1. Lebensjahr abhängt, ist es wichtig, dass diese im ersten Sommer möglichst gut wachsen (> 6,5 µm/d). Eine Länge von 1 mm zu Beginn des ersten Winters ist hierbei als Minimalziel anzustreben. Deutlich bessere Überlebenswahrscheinlichkeiten weisen Muscheln mit einer Länge von größer 1,3 – 1,5 mm auf.

Aus diesem Grund werden die vom Wirtsfisch abgefallenen Jungmuscheln in der vogtländischen Flussperlmuschelzuchtstation zu Beginn für 1 – 2 Monate in Aufzuchtboxen (500 ml) mit einem Detritus-Algen-Gemisch gefüttert, bis sie eine Größe von 0,7 – 0,9 mm erreicht haben.

Die Futtermischung setzt sich wie folgt zusammen:

- 1 Teil Detritus (Bachdetritus oder hochqualitativer Wiesendetritus, der oftmals leichter zu gewinnen ist) in einer Fraktion kleiner 100 µm
- 9 Teile Bachwasser, ebenfalls in der Fraktion kleiner 100 µm
- 0,02 % *Nannochloropsis* sp. (Omega-3-reiche marine Mikroalge)

Insgesamt ist anzustreben, dass der Kohlenstoffgehalt der Futtermischung in der Fraktion < 30 µm zwischen 100 und 300 mg C/l liegt. Die Futtermischung sollte alle 2 – 3 Tage ausgetauscht werden und pro Box sollten maximal 200 – 300 Jungmuscheln gehältert werden (EYBE *et al.* 2013).

Zu jedem Futterwechsel wird der Inhalt der Aufzuchtboxen durch eine Siebkaskade (900 – 560 – 300 – 180 µm) gespült, um die Jungmuscheln vom Futter zu separieren. Die Muscheln werden anschließend unter einem Binokular kontrolliert, wobei tote und verpilzte Muscheln regelmäßig aussortiert werden. Um Verluste an Jungmuscheln beim Futterwechsel zu vermeiden, müssen die Gefäße/Petrischalen/Siebe sehr gründlich mit einer Spritzflasche gespült und anschließend kontrolliert werden.

Die Muscheln werden bei einer Temperatur zwischen 15 und 18 °C gehältert. Wobei die Hälterung bei 18 °C gegenüber 15 °C bereits zu einer deutlichen Steigerung der Wachstumsraten führt und daher anzustreben ist.

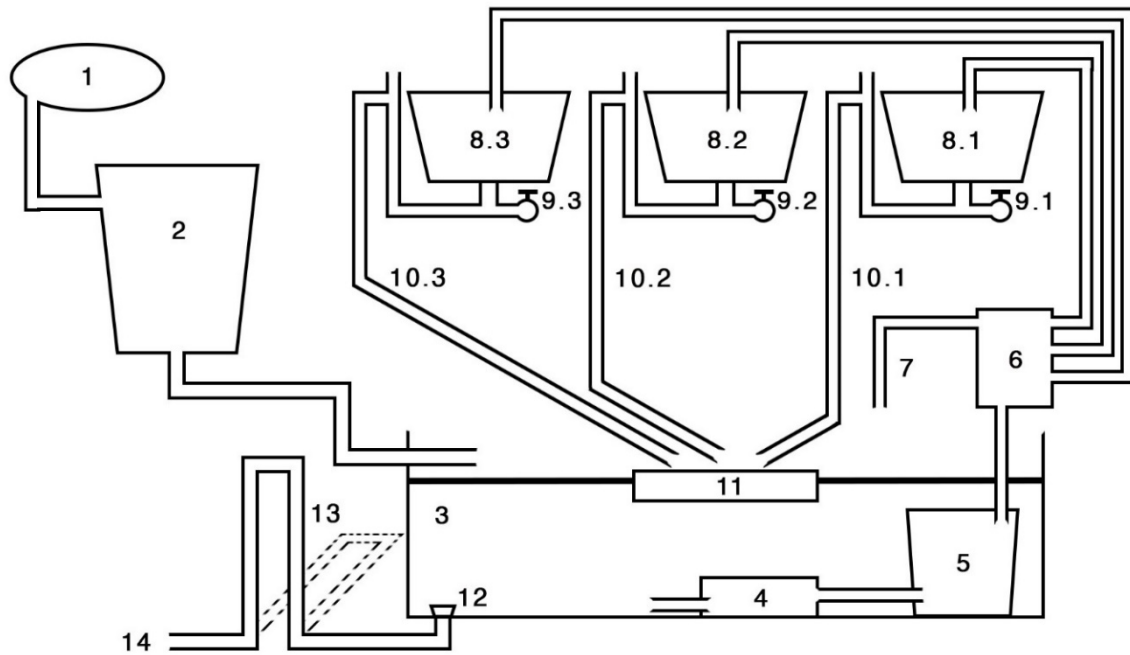


Abbildung 7: Schematische Zeichnung der Muschelzuchtanlage zum Auffangen abgefallener Jungmuscheln vom Wirtsfisch. (1) Bachwasser; (2) Wasservorratsbehälter in der Zuchtstation; (3) großes Wasserbecken; (4) Pumpe; (5) Wasserfilter; (6) Verteiler; (7) Wasserrückführung zum Sauerstoffeintrag; (8.1 - 8.3) Fischbecken; (9.1 - 9.3) manueller Tiefenablass aus Fischbecken; (10.1 - 10.3) kontinuierlicher Tiefenabfluss; (11) Auffangsieb für Jungmuscheln; (12 - 14) Ablass von großem Wasserbecken.

Ausbringen der Jungmuscheln in Hälterungskäfige

Mit einer Größe von 0,75 – 1,0 mm werden die Jungmuscheln aus der Zuchtstation in Hälterungskäfige überführt, welche anschließend in die Bäche eingebracht werden. Diese sind so konzipiert, dass die Muscheln aus diesen nicht abwandern aber gleichzeitig ein kontinuierlicher Wasseraustausch mit dem Freiwasser des Baches bzw. dem Interstitialwasser besteht. Durch diesen kontinuierlichen Wasseraustausch ist auch eine kontinuierliche Versorgung mit natürlichen Futterpartikeln für die Jungmuscheln gewährleistet sowie der Abtransport der Stoffwechselendprodukte.

Zur Hälterung der Jungmuscheln bis zu einer Größe von maximal 8 mm haben sich im vogtländischen Flussperlmuschelzuchtprogramm vor allem die von (BUDDENSIEK 1995) beschriebenen Käfige (Buddensiek-Käfige im Folgenden auch **Lochplatten** (LP) genannt) bewährt (siehe Abbildung 8, A). Eine Lochplatte besteht aus drei Plexiglasplatten, in welche im selben Muster jeweils 50 Löcher (Durchmesser 10 mm, Höhe 10 mm) eingebohrt sind und zwei Gazen mit einer Maschenweite von 250 oder 500 µm (in Abhängigkeit von der minimalen Größe der eingebrachten Jungmuscheln). Durch eine Sandwichartige Anordnung von Plexiglasplatte – Gaze – Plexiglasplatte entstehen 50 einzelne kleine Hälterungskammern, in welche die Jungmuscheln eingebracht werden können. Pro Loch bzw. Kammer sollten maximal 4 – 5 Jungmuscheln (< 2 mm) bzw. 1 Jungmuschel > 2 mm eingefüllt werden, sodass eine Lochplatte maximal 200 – 250 Jungmuscheln aufnehmen kann. Diese Platten werden mit Draht an ins Sediment eingeschlagene Metallstangen befestigt und so positioniert, dass sie nicht direkt auf dem Gewässersediment aufliegen und gut von der

fließenden Welle des Bachs angeströmt werden (siehe Abbildung 8, A). Um unmittelbar nach dem Einbringen der Flussperlmuscheln in die Lochplatte eine gute Futterverfügbarkeit zu gewährleisten wurden die Lochplatten bereits eine Woche zuvor im Gewässer exponiert, sodass bereits ein natürlicher Biofilm vorhanden ist.

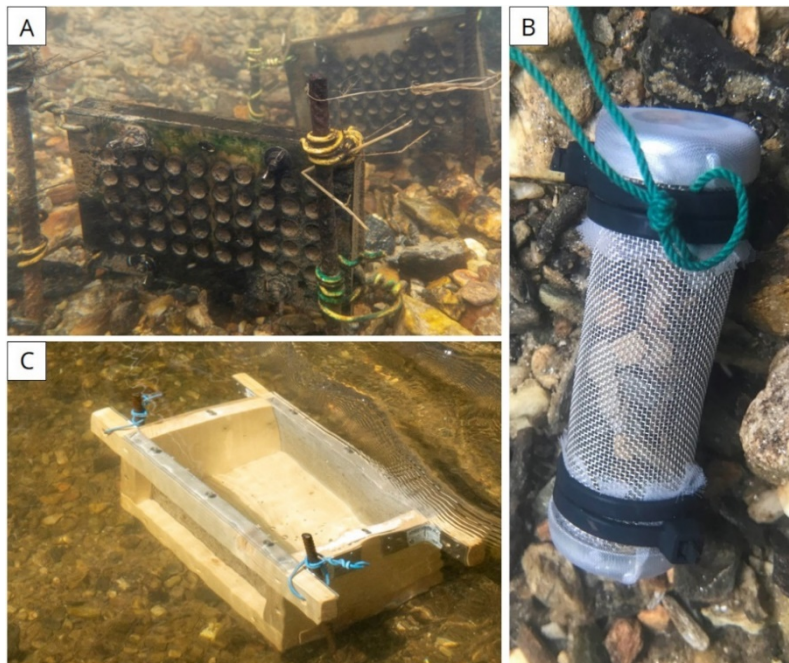
Eine weitere Art von Hälterungskäfigen sind die sogenannten **Holzkisten** (siehe Abbildung 8, B). Diese besitzen eine sehr große Hälterungskammer, die ebenso von zwei Seiten mit Gaze bestückt ist, sodass ein kontinuierlicher Austausch von Wasser und Futterpartikeln gewährleistet werden kann. Prinzipiell können die Muscheln in diesen Boxen bis zum Erreichen einer auswanderungsfähigen Größe gehältert werden, wobei es sich empfiehlt in Abhängigkeit von der aktuellen Größe der gehälterten Muscheln eine entsprechend gröbere Gaze zu verwenden, um einen besseren Austausch mit dem Freiwasser zu gewährleisten. Der große Vorteil der Holzboxen besteht in der recht großen Kapazität an Jungmuscheln, die aufgenommen werden können. Pro Holzbox können bis zu 10.000 Jungmuscheln gehältert werden.

Diese Art der Hälterung wird vor allem im niederbayerischen Flussperlmuschelzuchtprogramm bevorzugt genutzt, da sie es ermöglicht mit großen Mengen an juvenilen Flussperlmuscheln umzugehen und sich dort als Methode sehr bewährt hat. Im vogtländischen Flussperlmuschelzuchtprogramm wurde diese Methode der Hälterung 2018 ausprobiert, erwies sich jedoch leider als wenig geeignet, da es bereits in den ersten Monaten zu sehr hohen Mortalitäten von bis zu 100 % kam. Das Jahr 2018 stellte sich jedoch allgemein als schlechtes Jahr für die Flussperlmuschelnachzucht im Vogtland dar. Auch in den Lochplatten wurden sehr hohe Mortalitätsraten verzeichnet, diese waren in den Holzkisten allerdings nochmals stark erhöht.

Worin die Ursache für die eher schlechte Eignung der Holzkisten im Vogtland im Vergleich zur niederbayerischen Flussperlmuschelnachzucht liegt, konnte nicht abschließend geklärt werden. Auffällig war der hohe Eintrag und Verbleib von Feinsediment in die Holzkisten, welches regelmäßig entfernt werden muss (siehe Pflege der Hälterungskäfige), da es ansonsten in den Holzkisten durch mikrobielle Sauerstoffzehrung zu sehr niedrigen Sauerstoffkonzentrationen kommt. Möglicherweise sind die Holzkisten nur in trübstoffarmen Gewässern gut zur Hälterung von Jungmuscheln geeignet.

Als dritte Art der Hälterung sei hier noch der Einsatz von sogenannten **Drahtgitterröhrchen** (DGR) im Bachsediment erwähnt (siehe Abbildung 8, C). Dabei handelt es sich um Edelstahlkäfige, die direkt ins Sediment des Baches und damit das natürliche Habitat der Jungmuscheln eingebracht werden können.

Als Käfige werden hierfür Edelstahlschutzhüllen (siehe Abbildung 4; Länge: 6,5 cm, Durchmesser: 2 cm, Maschenweite: 400 x 400 µm) für Aquarienfilter verwendet. Ihre runde Form und die umlaufende Außenwand aus einer durchlässigen Edelstahlgaze ermöglichen das einfache Einbringen dieser DGR ins Sediment und gewährleisten einen optimalen Ein- und Ausstrom von Interstitialwasser. Für die Vorbereitung der DGR werden diese zuerst mit Sediment aus dem jeweiligen Gewässer vollständig gefüllt. Das Sediment wird dafür zuvor auf das Größenspektrum 2 – 6,3 mm fraktioniert. Dies hat den Vorteil, dass die juvenilen Flussperlmuscheln am Ende des Biomonitorings wieder recht einfach durch eine Siebung vom Sediment getrennt werden können. 50 – 80 juvenile Flussperlmuscheln mit einer Größe von > 600 µm werden anschließend in jedes DGR überführt und diese mit einer Gaze (Maschenweite: 250 µm) verschlossen. Die Gaze wird mit zwei Kabelbindern um die DGR herum fixiert. Zusätzlich wird an den Kabelbindern eine Schlaufe einer Schnur (Länge ca. 30 cm) aus



reisfestem Netzgarn befestigt (siehe Abbildung 4). Die DGR werden anschließend vertikal/schräg in den oberen 10 cm des Bachsediments vergraben und mit Hilfe des Netzgarns an einer ins Bachsediment eingeschlagenen Metallstange befestigt.

Diese Art der Halterung kommt dem natürlichen Habitat der Jungmuscheln von allen Methoden vermutlich am nächsten, ist jedoch eher zur Bioindikation (also zum Testen der Eignung eines

Abbildung 8: Halterungskäfige für Jungmuscheln. (A) Im Bach befestigte, saubere Lochplatten (Buddensiek-Käfige); (B) Mit Sediment befülltes Drahtgitterröhrchen vor der Einbringung ins Interstitial; (C) Mittels Eisenstangen im Gewässer befestigte Holzkiste.

Habitats) geeignet als zur dauerhaften Halterung juveniler Flussperlmuscheln. Die Methode wurde in den Jahren 2017 – 2019 im Rahmen des Projekts ArKoNaVera zur Bioindikation genutzt. In guten Habitaten () konnten damit vergleichbar gute Überlebens- und Wachstumsraten der Jungmuscheln gemessen werden wie in den Lochplatten. In den meisten Habitaten lagen die Werte jedoch unter denen der Lochplatten.

Eine Anzahl von 10.000 – 15.000 Jungmuscheln pro Jahr kann noch durch den Einsatz von Lochplatten als Halterungssystem bewerkstelligt werden. Ab einer Anzahl von über 50 notwendigen Lochplatten empfiehlt es sich zusätzlich auf die Holzboxen als Halterungssystem, die dann in Gewässer mit geringer Trübung ausgebracht werden, zurückzugreifen. Eine gute Ausbeute an auswilderungsfähigen Muscheln ist neben einer guten Pflege dann zu erwarten, wenn auch in dem Aufzuchtgewässer Wassertemperaturen von 15 °C (Sommermittelwert) überschritten werden ().

Pflege der Hälterungskäfige

Sowohl die **Lochplatten** als auch die Holzkisten bedürfen regelmäßiger Pflege. Beide Systeme sind anfällig für Treibgut (Holz, Laub und anthropogener Müll), welches sich gerne an diesen staut oder verklemmt und damit auch die Einstromöffnung der Käfige blockiert. Dadurch ist ein kontinuierlicher Wasseraustausch mit dem Inneren der Käfige nicht mehr gegeben. Derselbe Effekt kann durch einen starken Biofilmaufwuchs auf der Außenseite der Käfige, oder durch eine hohe Feinsedimentfracht entstehen.

Um dem entgegenzuwirken müssen die Käfige in einem regelmäßigen Rhythmus (alle 1 – 2 Wochen) äußerlich gesäubert werden. Dies kann durch einfaches Abbürsten der Außenseite erfolgen.

Die **Holzkisten** müssen darüber hinaus auch regelmäßig (abhängig von der Feinsedimentfracht des Baches einmal bis mehrmals pro Monat) innerlich vom Feinsediment befreit werden. Dazu wird der Deckel abgenommen und die Box mit Wasser gespült, während man gleichzeitig mit einer Küchenbürste die Gaze äußerlich abbürstet (der Wasserspiegel in der Box darf nicht über den Rand der Box steigen). Durch das Eingießen von Wasser wird das Feinsediment aufgewirbelt und mit dem Wasser durch die freigebürstete Gaze abtransportiert, während die Muscheln im Inneren verbleiben. Dies wird so lange wiederholt, bis das Feinsediment aus der Box entfernt ist.

Während der stärkeren Durchflüsse im Winter und nach Hochwassern müssen die Käfige regelmäßig auf ihre Stabilität hin überprüft werden und gegebenenfalls vom überlagerten Sediment befreit werden. Da die Käfige so platziert werden, dass sie gut angeströmt werden können, bilden sie auch immer ein Strömungshindernis und damit einen Strömungsschatten hinter dem Käfig. In diesem kommt es naturgemäß zu stärkerer Sedimentation und damit nach und nach zur Versandung des Käfigs. Dies kann entweder durch regelmäßiges Aufwirbeln des sedimentierten Materials entfernt werden oder dadurch verhindert werden, indem die Käfige nicht direkt auf dem Sediment aufgesetzt platziert werden. So kann das Wasser den Käfig auch unterhalb durchströmen.

Überführung juveniler Flussperlmuschel aus Lochplatten in Kiesboxen

Ein- bis zweimal pro Jahr werden im Rahmen einer Inventur alle Hälterungskäfige geöffnet und die Anzahl und Größe der lebenden Muscheln bestimmt. Haben die Muscheln in den Lochplatten eine Größe von 8 mm erreicht (siehe Abbildung 9, A), werden sie in Kiesboxen überführt, in denen sie bis zum Erreichen einer auswanderungsfähigen Größe heranwachsen können. Bei den Kiesboxen handelt es sich um

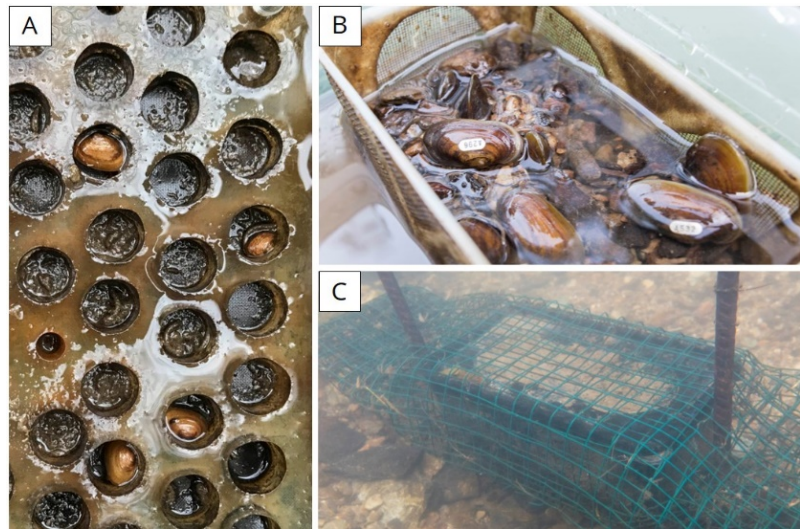


Abbildung 9: Hälterung juveniler Flussperlmuscheln in Lochplatten und Kiesboxen. **(A)** Geöffnete Lochplatte zur Überführung der Flussperlmuschel in Kiesboxen; **(B)** Blick in eine geöffnete Kiesbox mit semi-adulten Flussperlmuscheln; **(C)** Im Bach befestigte und mit Wühlmausgitter umwickelte Kiesbox.

Plastikboxen, deren Seiten aufgeschnitten und mit Gaze (Maschenweite 500 – 1000 µm) beklebt sind (siehe Abbildung 9, B). Diese werden bis zur Hälfte mit Kies aus dem Bachsediment der Korngröße 2 – 15 mm befüllt (siehe Abbildung 9, B). Zum zusätzlichen Schutz werden diese Boxen mit Wühlmausgitter umwickelt und ebenfalls mit Metallstangen im Bach befestigt (siehe Abbildung 9, C). Die Pflege erfolgt analog zu den Lochplatten.

Um das individuelle Wachstum der Muscheln nachverfolgen zu können, ist es ab einer Schalenlänge von 2 – 2,5 cm möglich die Muscheln mit *Glue-on Shellfish Tags* (Fa. hallprint, Australien), zu markieren (siehe Abbildung 11, A).

Überführung junger Flussperlmuscheln aus Kiesboxen in Metallkäfige

Ab einer Schalenbreite von mindestens 1,5 cm können die Muscheln auch in Metallkäfige (siehe Abbildung 10) überführt werden, welche ebenfalls bis zur Hälfte mit Bachsediment gefüllt sind und eine Maschenweite von 1 cm aufweisen. Diese bieten den Muscheln ein noch natürlicheres Habitat und sind aufgrund ihrer Größe und ihres Gewichts robuster gegenüber hohen Durchflüssen und Treibgut. Nichtsdestotrotz, müssen auch diese regelmäßig äußerlich von Treibgut, Laub, starkem Biofilmbewuchs und anthropogenem Müll gereinigt werden.

Diese Metallkäfige müssen zwingend in gut beschatteten Gewässerabschnitten installiert



Abbildung 10: Metallkäfige zur Hälterung semi-adulter oder adulter Flussperlmuscheln.

werden, da es ansonsten im Sommer zu einer zu starken Aufwärmung kommen kann.

Im Mai 2018 konnte der Nachweis erbracht werden, dass die empfohlenen Hälterungssysteme bei entsprechender Befestigung auch bei einem 10- bis 100-jährigen Hochwasser (HQ 10 – 100) weder verdriftet noch zerstört werden. Eine Ausnahme bilden hier nur die Holzkisten, die z.T. aus dem Gewässer getragen wurden. Generell ist zu empfehlen, nach einem Hochwasser mit bordvollem Abfluss den Bereich neben den Stellen mit den Hälterungskäfigen auf eventuell ausgetragene Käfige zu kontrollieren, um diese möglichst rasch wieder in das Gewässer zu überführen.

Im Winter muss darauf geachtet werden, dass sich die Käfige nicht im Bereich einer möglichen Grundeisbildung installiert werden.

Auswilderung semi-adulter Flussperlmuscheln

Mit einer Schalenlänge von 3 – 4 cm haben die Muscheln nach 5 – 10 Jahre eine auswilderungsfähige Größe erreicht und können an einer geeigneten Stelle ausgewildert werden. Um langfristiges Monitoring der Populationen zu erleichtern empfiehlt es sich die Muscheln zuvor mit individuellen Nummern (siehe Abbildung 11, A) zu markieren, die Muscheln zu vermessen und die Daten entsprechend zu dokumentieren. Somit kann zu einem späteren Zeitpunkt für jede ausgewilderte Muschel das Zuchtjahr, die genetische Linie und das Wachstum nachvollzogen werden.

Um ausgewilderte Muscheln individuell genau und ohne Störung detektieren zu können, sollten einige Muscheln zusätzlich mit einem PIT (*passive integrated transponder*)-Tag (Fa. Biomark, USA) markiert werden (siehe Abbildung 11, B). Mit der entsprechenden Antenne ist es möglich einen Bachabschnitt sehr zeiteffizient abzusuchen und das gesuchte Individuum exakt wiederzufinden.

Beide Markierungsmethoden wurden im Projekt ArKoNaVera von der TU Dresden und dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) Magdeburg erfolgreich getestet und für Forschungszwecke angewandt.

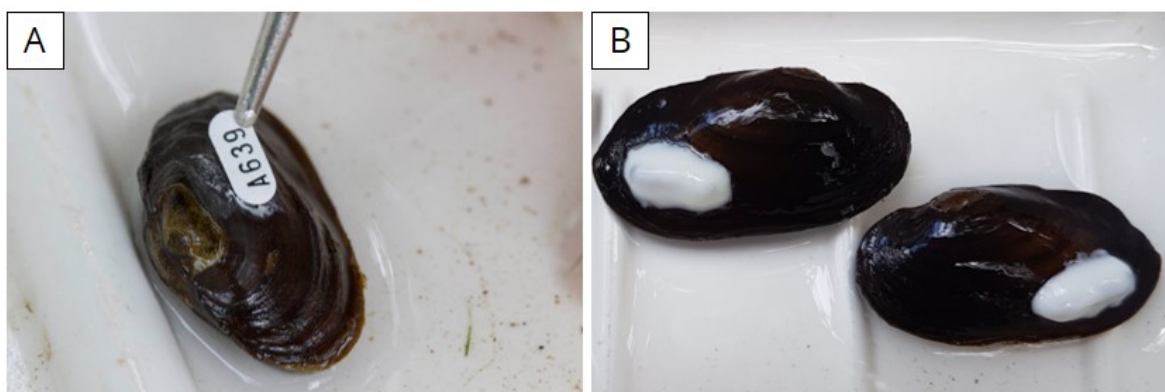


Abbildung 11: Markierung semi-adulter Flussperlmuscheln. (A) Anbringen eines *Glue-on Shellfish Tags*; (B) Mit einem PIT-Tag markierte Flussperlmuscheln.

3.5 Sondierung von ehemaligen und potentiellen Habitaten

Ehemalige Habitate der Flussperlmuschel im sächsischen Vogtland

Die Flussperlmuschel (FPM) kam historisch in vielen Gewässern in Sachsen vor, wobei das Vogtland bis zuletzt den Schwerpunkt des Verbreitungsgebiets darstellte. Um 1800 konnten im Vogtland noch ein besiedeltes Habitat von ca. 125 Flusskilometer festgestellt werden (BAER 1995). Bis zum Beginn der 1960er Jahre gingen die dortigen Bestände weiter stark zurück, sodass zu diesem Zeitpunkt nur noch ca. 25.000 Individuen in einigen Zuflüssen der [REDACTED] vorhanden waren (u.a. [REDACTED]). Bis in die 1990er Jahre gingen die Bestände aufgrund fehlendem Jungmuschelaufkommen auf wenige hundert Tiere im [REDACTED] (Saale-Linie) und Einzeltiere in [REDACTED] (beide Elster-Linie) zurück.

Entscheidungshilfswerkzeug zur Auswahl von Gewässerabschnitten für den Besatz mit Flussperlmuscheln

Als neues Instrument zur abgestuften Bewertung der Eignung von Fließgewässern für die Wiederansiedlung von Flussperlmuscheln wurde im Rahmen des Verbundvorhabens ArKoNaVera (2015-2021) ein GIS-basiertes Entscheidungshilfswerkzeug (EHW) erarbeitet und angewendet. Das EHW ermöglicht es, mit Hilfe von standardisierten Bewertungskriterien innerhalb des hunderte Kilometer umfassenden Teilzugsgebiets „Obere Weiße Elster“ ausreichend lange und aufgrund ihrer morphologischen und physikochemischen Beschaffenheit als Habitate von Flussperlmuscheln geeignete Gewässerabschnitte zu identifizieren und deren Lage zu visualisieren. Die Auswahl von Gewässerabschnitten, die für die Auswilderung von Flussperlmuscheln aus dem Sächsischen Nachzuchtprogramm zur Etablierung langfristig stabiler, sich selbst reproduzierender Populationen geeignet sind, gehört zu den **wichtigsten Entscheidungen in einem Schutzprojekt**.

Das Entscheidungshilfswerkzeug basiert zum einen auf einem von L. Jöckel und T. Schmidt (WAGU GmbH – Gesellschaft für Wasserwirtschaft, Gewässerökologie, Umweltplanung, Kassel) aufgebauten GIS-Modell sowie hydrologischen Modellierungen und zum anderen auf der Definition von spezifischen Zielwerten bzw. Zielbereichen für die Flussperlmuschel. Dazu wurde bereits vorhandenes Fachwissen aus der publizierten Literatur, aus Berichten, Anleitungen der Länder und der EU genutzt und dieses mit neuen Erkenntnissen aus Labor- und Feldexperimenten im Rahmen von ArKoNaVera ergänzt. Das Kernelement bilden die **Bioindikationsexperimente**, die in den Jahren 2016 bis 2020 in jeweils fünf bis sieben Fließgewässern im Vogtland mit postparasitären, juvenilen und semiadulten Flussperlmuscheln aus dem Sächsischen Nachzuchtprogramm durchgeführt wurden. Aus der statistischen Auswertung der biotischen und abiotischen Kriterien konnten die **primären Steuerfaktoren für Wachstum und Überleben** der Flussperlmuscheln abgeleitet sowie **Zielwerte bzw. Zielbereiche für chemisch-physikalische Parameter** sowie für die Habitatqualität definiert werden. Dabei wurden nicht nur die Ansprüche der adulten Flussperlmuscheln berücksichtigt, sondern jeweils auch eine Zielwertübereinstimmung für juvenile Flussperlmuscheln sowie den Wirtsfisch Bachforelle geprüft.

Funktionsweise des EHW

Das EHW umfasst:

(1) ein **QGIS-Modell** zum Vergleich von Gewässer-spezifischen Messdaten aus Datenbanken und GIS-Shapes mit den Zielwerten für FPM und

(2) **Vor-Ort-Verfahren**.

Die topologische Grundeinheit als Bezugsgröße für die Bewertung der Eignung bilden die 100 m-Abschnitte aus der Gewässerstrukturgütekartierung (Link: <https://www.wasser.sachsen.de/strukturkartierung-12669.html>), welche als Träger sämtlicher relevanter Geodaten dienen. Der Aufbau des EHWs erfolgte mit dem Open-Source-Geoinformationssystem QGIS (www.qgis.org). Das Fließgewässernetz wurde als Kanten- und Knotenmodell aufgebaut. Zusätzlich wurden Polygone erzeugt, die einen rund 200 m breiten Vorlandkorridor abbilden, für welchen jeweils die anteilige Landnutzung auf Grundlage der ATKIS-Daten berechnet wurde.

Die Bewertungsverfahren des EHW basieren auf der weitestgehend automatisierten Auswertung von Datenbanken und GIS-Shapes (z.B. www.wasser.sachsen.de/geodatendownload-12834.html), die der Freistaat Sachsen im Rahmen der WRRL-Untersuchungen erhebt und zum großen Teil öffentlich zur Verfügung stellt (Tabelle 1). Ein wesentlicher Entwicklungsschritt des EHWs wurde durch die Einbindung der im Rahmen der sächsischen Strukturgütekartierung nicht berücksichtigten kleinen Fließgewässer erzielt, da dadurch auch potentielle Gefahrenquellen in deren Einzugsgebieten, wie insbesondere die ackerbauliche Nutzung von gewässernahen Flächen, als sogenannte Prüf-Parameter in die Entscheidungsfindung einbezogen werden können.

Tabelle 3: Datenbasis und Bewertungskriterien der Entscheidungsrelevanten Parameter des EHW - QGIS-Modells

Datenbasis	Bewertungskriterien
iDA-Sachsen.de WRRL-Messstellen, Daten 2009-2020	Chemisch-physikalische Parameter (Wasserbeschaffenheit) Wassertemperatur
AKTIS-Daten STRUKA 2016	Ortslage Ackerlandnutzung in Gewässernähe Habitateignung anhand von Bewertungsmatrix
Sächsisches Fischartenkataster für die Jahre 2000-2019 (LfULG, Königswartha)	Wirtsfisch (Bachforelle) vorhanden

Die Bewertung der 100 m-Gewässerabschnitte erfolgt anhand von entscheidungsrelevanten Parametern, die zum einen „**K.O.-Kriterien**“ und zum anderen „**Struktur-Parameter**“ umfassen (siehe Tabelle 2). Die dritte Kategorie verwendeter Parameter bilden Prüf-Parameter, die aber nicht entscheidungsrelevant sind, sondern als informelle Hinweise auf potentielle

Gefährdungsursachen dienen. Während die K.O.-Kriterien jeweils nur für den Gewässerabschnitt bzw. die Flächen in Gewässernähe ausgewertet werden, beziehen sich die Prüf-Parameter (anteilige ackerbauliche Landnutzung; Kommunale Kläranlagen) für jeden Gewässerabschnitt auf das flussaufwärts liegende Teileinzugsgebiet. Diese Prüf-Parameter dienen als Warnhinweise, um potenzielle Bedrohungen der Abschnittseignung z.B. aufgrund oberhalb befindlicher Kläranlagen oder Ackernutzungsflächen im Gewässerumfeld der Seitengewässer zielgerichtet überprüfen zu können.

Tabelle 4: Entscheidungsrelevante Parameter des EHW-QGIS-Modells

K.O.-Kriterien	Struktur-Parameter
▪ keine Wirtsfische ▪ Direkte Ortslage > 20 % besiedelt (Ortschaft oder sonstige bauliche Anlagen) ▪ Ackerlandnutzung in Gewässernähe >30% ▪ Ungeeignete chemisch-physikalische Parameter (Wasserbeschaffenheit) ▪ Ungeeignete Wassertemperatur	▪ Strömungsdiversität ▪ Tiefenvarianz ▪ Substratdiversität ▪ Bes. Sohlenstrukturen ▪ Sohlenbelastung ▪ Sohlensubstrat ▪ Sohlverbau

- Das EHW klassifiziert alle Gewässerabschnitte als ungeeignet für den Besatz mit Flussperlmuscheln, in denen mindestens eines der **K.O.-Kriterien** zutrifft. Alle übrigen 100 m- Abschnitte gelten als potenziell geeignete Habitate für die Flussperlmuscheln.
- Dazu erfolgt zunächst anhand der GIS-Shapes die Prüfung der Kriterien: Ortslage, Ackerlandnutzung in Gewässernähe, keine Bachforellen vorhanden. Danach wird geprüft, ob die Gewässer-spezifischen Messdaten zu **chemisch-physikalischen Parametern** (wie Gesamthärte, Konzentration von Calcium, Magnesium, Gesamt-Phosphor, Nitrat-N, Ammonium-N, Nitrit-N und Sauerstoff sowie Leitfähigkeit, Trübung, Biochemischer Sauerstoffbedarf, Sauerstoffsättigung, pH-Wert, Wassertemperatur) innerhalb der Grenzen der für die Flussperlmuschel definierten Zielbereiche für den „sehr guten“ oder „guten“ Zustand liegen.
- Im weiteren Auswahlprozess wird der **Habitateignungsparameter** (Wert zwischen 1 und 8) durch eine Bewertungsmatrix aus den **acht Struktur-Parametern** in Tabelle 2 ermittelt. Die 100 m-Abschnitte, die mit „gut“ und „sehr gut“ bewertet werden, gelten als potenziell geeignete Habitate für die Flussperlmuscheln.
- Die Ergebnisdarstellung erfolgt in QGIS in der aus der Bewertung der biologischen Gewässergüte bekannten Farbskala von blau bis rot (Link https://gewaesserbewertung.de/index.php?article_id=138&clang=0).

Die Vor-Ort-Verfahren basieren auf der Kombination von verschiedenen **Methoden der Begehung, Bewertung und Kartierung von den Gewässerabschnitten, die mit Hilfe des**

QGIS-Modells als potenziell für die Auswilderung der Flussperlmuschel geeignet, eingestuft wurden. Das Ziel ist ein **Ranking der Eignung der Gewässerabschnitte** und Mesohabitate im **Teileinzugsgebiet der Oberen Weißen Elster** als Lebensraum für juvenile und adulte Flussperlmuscheln sowie den Wirtsfisch Bachforelle. Dazu sind folgende Teilschritte zu bearbeiten:

I. Auswahl einer durchgängig geeigneten Gewässerstrecke >>100 m:

Begehung zur Erfassung von Beeinträchtigungen in den mindestens als „gut“ bewerteten Gewässerabschnitten anhand eines **Auswertungsbogen mit 11 Prüf- bzw. Ausschlusskriterien**.

II. Ranking der Habitateignung für die FPM innerhalb der Gewässerstrecke > 100m:

Kartierung der potentiell geeigneten Gewässerstrecke in 25 m-Teilabschnitten anhand einer **Kartieranleitung mit 14 Kriterien und dreistufiger Bewertungsskala**

III. Prüfung der Eignung der Mesohabitate für FPM und ihren Wirtsfisch Bachforelle

- a. Prüfung der **Habitatqualität im Interstitial** durch den Vergleich der physiko-chemischen Kriterien zwischen Fließender Welle und Interstitialwasser.
- b. **Prognose der kleinräumigen Stabilität des Sohlensubstrates:**
Durchführung einer Hydraulischen Modellierung (WAGU GmbH)
- c. **Evaluierung der Eignung der Mesohabitate** durch Ausbringen von FDX-PIT-Tag-markierten FPM (Empfänger, z.B. HPR Plus™ Handheld Reader) und Verfahren der Bioindikation

Neben der Auswahl der potentiell geeigneten Gewässerabschnitte werden beim Durchlaufen des EHW auch die Kriterien benannt, die dazu führen, dass ein Gewässer(abschnitt) aktuell als Auswilderungshabitat nicht in Frage kommt. Diese **Defizitanalyse** bietet die Grundlage, um (a) auch Gewässerstrecken zu identifizieren, die mit verhältnismäßigem Aufwand zu FPM-Habitaten entwickelt werden können und (b) sehr gezielt Managementmaßnahmen abzuleiten und zu priorisieren, um derzeit als „befriedigend“ bewertete Abschnitte in den „guten“ bis „sehr guten“ Zustand zu überführen.

Wenn das Gewässer, in welches Flussperlmuscheln besetzt werden sollen, bereits im Vorfeld bekannt ist, kann man direkt die Vor-Ort-Verfahren (I., II. und III.) mit dem Ziel des Rankings der Eignung der Gewässerabschnitte durchführen.

Sondierung geeigneter Habitate im Teileinzugsgebiet der oberen Weißen Elster

Auf der Grundlage der festgelegten Kriterien und Bewertungsfaktoren wurde eine Auswertung für das Teileinzugsgebiet der Oberen Weißen Elster, dem historischen Verbreitungsgebiet der Flussperlmuschel im sächsischen Vogtland, durchgeführt. Beim Durchlaufen der automatisierten Bewertung mit dem QGIS-Modell wurden von den 43 WRRL-pflichtigen Fließgewässern des Teileinzugsgebiets Obere Weiße Elster mit einer Gewässerstrecke von insgesamt 456 km bereits 36 Gewässer (84%) bzw. eine Fließstrecke von 417 km (91%) als

„aktuell nicht geeignet“ für die Wiederbesiedlung mit Flussperlmuscheln charakterisiert und damit vom weiteren Auswahlprozess, den **Vor-Ort-Verfahren** ausgeschlossen.

Im Ergebnis der Prüfung der Zielwerterfüllung von FPM-spezifischen Grenzwerten für ausgewählte physikalisch-chemische Parameter in Bezug auf eine potentielle Eignung der Gewässer als Wiederbesiedlungsgewässer der FPM ist festzustellen, dass

- kein Gewässer eine sehr gute Wasserbeschaffenheit aufweist,
- nur 9 Gewässer (10 WRRL-Messstellen) abschnittsweise eine gute - mäßige Bewertung erreichen und damit potentiell geeignet sind.

Infolgedessen sind 71% der WRRL-pflichtigen Gewässer aufgrund ihrer chemisch-physikalischen Belastung derzeit nicht als FPM-Gewässer geeignet. Damit stellt diese Belastungskomponente auch im Vergleich zu den anderen Parametern aus Tabelle 2, das gravierendste K.O.-Kriterium im Teileinzugsgebiets der Obere Weiße Elster dar.

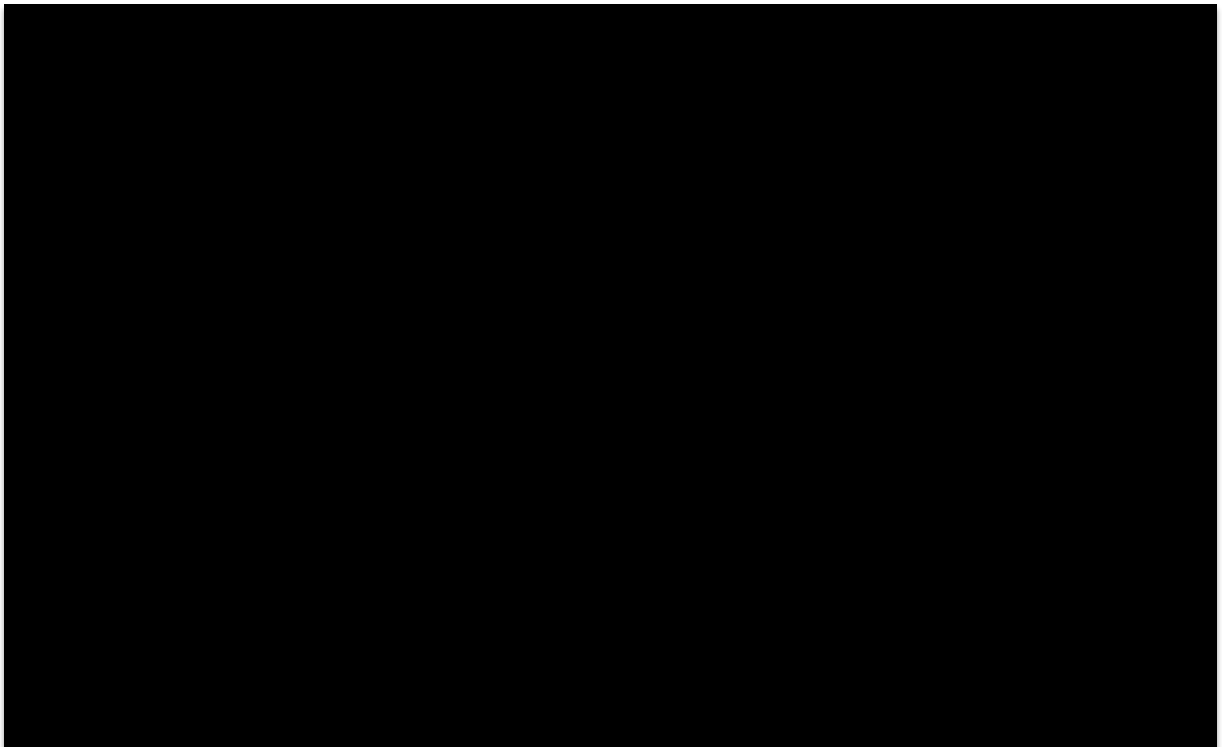


Abbildung 12: Visualisierung der GIS-basierten Bewertung der Weißen Elster und ihrer Nebengewässer für die Wiederansiedlung von Flussperlmuscheln im sächsischen Vogtland anhand der entscheidungsrelevanten Parameter physik.-chem. Kriterien, Wirtsfisch, Direkte Ortslage, Landnutzung in Gewässernähe sowie Habitateignung. Qgis-Karte der Fließgewässer im Teileinzugsgebiet der Oberen Weißen (Datengrundlage EHW-QGIS-Modell: WAGU-GmbH, Datengrundlage Talsperren & Vorsperren: WasserBLiCK/BfG & Zuständige Behörden der Länder, 2022-04-04.)

An vier Gewässern, für die im Ergebnis der GIS-basierten Bewertung jeweils zusammenhängende geeignete Gewässerabschnitte mit einer Länge von mindestens 1-2 km Länge identifiziert wurden, wurden 2020 die Vor-Ort-Verfahren durchgeführt. Im Ergebnis konnten für die Gewässer [REDACTED] jeweils 1-3 Mesohabitate (25 m) mit guter Gesamtbewertung für die Auswilderung empfohlen werden. Untersuchungen mit PIT-Tag markierten semiadulten FPM haben gezeigt, dass Muscheln durch aktive, ungerichtete Migration innerhalb eines Mesohabitats ein geeignetes Mikrohabitat auswählen und dort verbleiben (Eissenhauer, 2021).

Entsprechend der Ergebnisse des EHW für das TEZG „Obere Weiße Elster“ wurden für die etwa 1400 auswilderungsfähigen FPM aus der Sächsischen Nachzucht fünf Mesohabitate mit guter Gesamtbewertung für die Wiederbesiedlung ausgewählt. Die Auswilderung der teils mit FDX-PIT-markierten FPM erfolgte im Sommer/Herbst 2020 sowie im Juni 2021. Anschließend wurde in regelmäßigen Abständen die Eignung der Habitate evaluiert und die Anzahl und Migration der PIT-Tag-markierten-FPM erfasst.

4 Ziele für den Zeitraum 2021 bis 2030

4.1 Populationsziele

Aufgrund der langen Generationszeit der Flussperlmuschel ist es wenig zielführend, Populationsziele bis zum Jahr 2030 aufzustellen. Dieser Zeitraum ist schlicht zu kurz, um konkrete Populationsgrößen anzustreben. Von höherem Interesse für die Schutzbemühungen im Zeitraum 2021 bis 2030 sind zum einen die Gewässerziele, welche im nächsten Kapitel beschrieben werden, und zum anderen der Umfang der Auswilderung und Bestandsstützung bis zum Jahr 2030. Nur wenn die Gewässerziele umgesetzt werden, herrschen in den Gewässern die notwendigen Voraussetzungen, damit die ausgewilderten Populationen überleben und sich erfolgreich reproduzieren können. Zur Prüfung einer erfolgreichen Reproduktion sollten sowohl die Trächtigkeit der > 18-jährigen Flussperlmuscheln kontrolliert, eine Erfassung der *in situ*-Dichten der Glochidien unterhalb der Auswilderungsstellen durchgeführt sowie eine mögliche Infizierung der Bachforelle im Bereich der Auswilderungsstellen untersucht werden.

Im Rahmen einer studentischen Forschungsarbeit an der TU Dresden wurde ein individuenbasiertes Modell (IBM) erstellt, welches mit einer großen Bandbreite von Überlebensraten der juvenilen und adulten Flussperlmuscheln die Entwicklung der Population über die nächsten 130 Jahre abschätzt und in drei mögliche Zustände einteilt: 1. Population überlebt und wächst; 2. Population überlebt aber nimmt ab; 3. Population stirbt aus. Diese Zustände lassen sich anschließend den bekannten Überlebensraten der juvenilen und semi-adulten Flussperlmuscheln in den vier Gewässern ■■■■, ■■■■, ■■■■ und ■■■■ zuordnen. Hiermit ist es möglich den langfristigen Erfolg der Auswilderungsmaßnahmen in Sachsen abzuschätzen.

Im IBM wird für jedes Jahr ausgehend von einem definierten Anfangsbestand (500 ausgewilderte Muscheln pro Bach) auf Basis der Überlebensraten der einzelnen Entwicklungsstadien die Anzahl der Individuen jeder Altersklasse für die nächsten 130 Jahre berechnet. Die zugrundeliegenden Parameter wurden der Literatur entnommen oder mit Hilfe aktueller Daten aus der Langzeitbioindikation (2016 – 2020) abgeschätzt (siehe Tabelle 5).

In einer Simulation wurden nun alle möglichen Kombinationen aus den Überlebensraten adulter (0,84 – 0,99; in 0,01 Schritten) und juveniler Flussperlmuscheln (0,2 – 0,8; in 0,01 Schritten) gebildet. Hieraus wurde jeweils 400-mal eine Populationsgröße nach 130 Jahren modelliert, um die Stochastizität zu berücksichtigen. Durch eine statistische Auswertung der resultierenden Populationsgrößen war es möglich die Grenzen zwischen den drei möglichen Zuständen zu ziehen und die vier sächsischen Bäche hier einzuordnen.

Tabelle 5: Modellparameter des individuenbasierten Modells.

Parameter	Erläuterung	Quelle
jährliche Überlebensrate der semi-adulten Muscheln		
0,92	Mittelwerte aus Bioindikationsexperimenten in sächsi- schen Gewässern (2016 – 2020)	ArKoNaVera, unveröffent- lichte Daten
0,995		
0,98		
0,95		
Simulation: 0,84 – 0,99 (in 0,01 Schritten)		
Jährliche Trächtigkeitsrate der Gesamtpopulation		
0,32	Mittelwert aus sieben bayerischen Populationen	BAUER (1987)
Anzahl Glochidien pro trächtigem Weibchen		
4.200.000	Mittelwert aus sieben bayerischen Populationen	BAUER (1987)
Anteil der Glochidien die einen geeigneten Wirtsfisch infizieren		
optimistisch: 4×10^{-4}	anhand der Glochidienzahl von 8 Muscheln und der Infek- tionsrate von 36 Fischen in einem schottischen Gewässer nach Originaldaten von Young und Williams (1984a) neu berechnet	YOUNG UND WIL- LIAMS (1984a)
pessimistisch: 3×10^{-6}		LIEGL UND SCHÄFF- LER (2000)
Überlebensrate der Glochidien während der parasitären Phase		
optimistisch: 0,12	obere Werte aus einem schottischen Gewässer.	YOUNG UND WIL- LIAMS (1984b)
pessimistisch: 0,05	untere Werte aus einem schottischen Gewässer.	YOUNG UND WIL- LIAMS (1984b)
Anteil der juvenilen Muscheln die sich erfolgreich im Sediment etablieren		
0,05	Werte aus einem schottischen Gewässer	YOUNG UND WIL- LIAMS (1984a)
Jährliche Überlebensrate der Jungmuscheln (1. – 4. Lebensjahr)		
0,45	Mittelwerte aus Bioindikationsexperimenten in sächsi- schen Gewässern (2016 – 2020)	ArKoNaVera, unveröffent- lichte Daten
0,37		
0,53		
0,8		
Simulation: 0,2 – 0,8 (in 0,01 Schritten)		
Alter bei Trächtigkeit		
19 Jahre	Dem zugrunde liegt eine Trächtigkeitsgröße von 65 mm (HASTIE 1999). Mithilfe eines von-Bertalanffy-Wachstums- models wurde das Alter ermittelt mit welchem sächsische Muscheln diese Größe erreichen (Datengrundlage: 177 vermessene sächsische Flussperlmuscheln)	ArKoNaVera, unveröffent- lichte Daten
Maximales Alter		
93 +/- 9 Jahre	Mittelwerte aus 17 bayerischen Populationen	BAUER (1987)

Bei der Analyse und Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass die zugrundeliegenden Parameter z. T. auf einer relativ geringen Datenlage beruhen und großen Schwankungen unterworfen sein können. Sie können damit naturgemäß nur von einer begrenzten Genauigkeit sein. So ist etwa die Anzahl der pro Weibchen ausgestoßenen Glochidien sehr variabel (BAUER 1989) und der Anteil der Glochidien die einen geeigneten Wirtsfisch infizieren lediglich grob geschätzt (YOUNG UND WILLIAMS 1984a). Hinzu kommt, dass das IBM weder eine demographische Variabilität berücksichtigt noch die Umweltstochastizität

in vollem Umfang abbildet. Diese können teils erhebliche, negative Auswirkungen auf die Überlebenswahrscheinlichkeit von Populationen haben. Bei der Prognose der Populationsentwicklung wurde daher sowohl eine optimistische (siehe Abbildung 13, A) als auch eine pessimistische Schätzung vorgenommen (siehe Abbildung 13, B). Beide Schätzungen unterscheiden sich in dem Anteil der Glochidien die einen Wirtsfisch infizieren und der Überlebensrate der Glochidien während der parasitären Phase (siehe Tabelle 5).

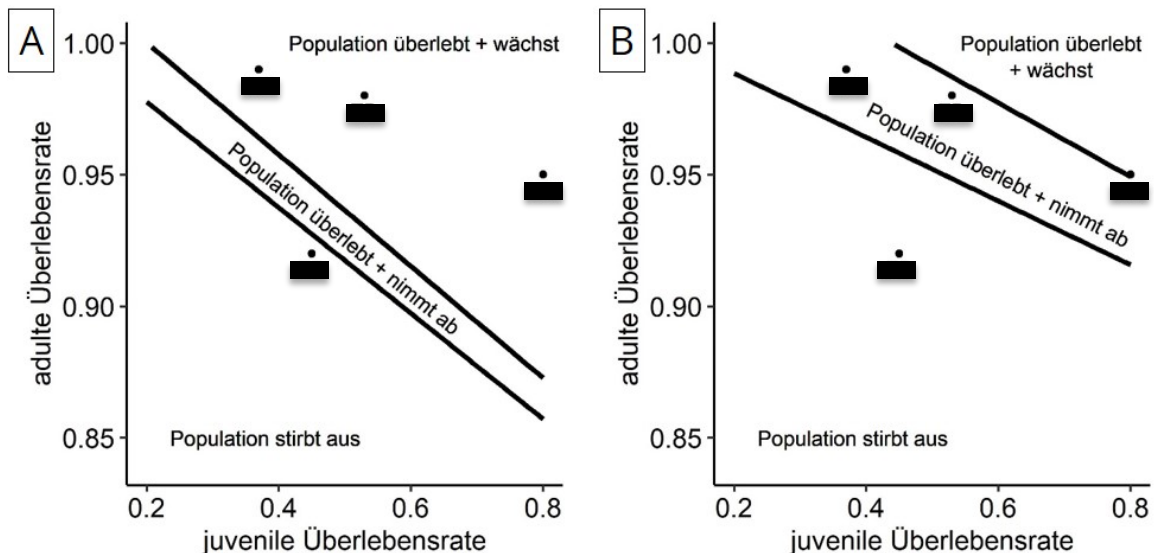


Abbildung 13: Die drei möglichen Endzustände des individuenbasierten Modells in Abhängigkeit von adulten und juvenilen Überlebensrate. **(A):** optimistische Schätzung; **(B):** pessimistische Schätzung; [REDACTED]

Es zeigt sich, dass die aktuellen Überlebensraten der Flussperlmuscheln in sächsischen Gewässern einen langfristigen Bestandsschutz prinzipiell möglich machen. Dies ist aber stark abhängig von dem Reproduktionserfolg der Flussperlmuscheln, welcher durch viele Faktoren beeinflusst wird. Lediglich im [REDACTED] scheinen die derzeitigen Überlebensraten der adulten und juvenilen Muscheln nicht ausreichend zu sein, eine ausgewilderte Population könnte hier aussterben. Da der [REDACTED] dennoch gute Habitate für die Flussperlmuschel bietet, wird, auch in Anbetracht der aufgezeigten Unsicherheiten des IBMs, dieser ebenfalls als Auswilderungsgewässer genutzt.

4.2 Ziele für die Nachzucht

Das Ziel der Flussperlmuschelnachzucht im sächsischen Vogtland muss nach wie vor in der Durchführung einer Erhaltungszucht bestehen, um die stark überalterte und nicht mehr selbst reproduzierende Population vor dem Aussterben zu bewahren.

Aufgrund der populationsgenetischen Untersuchungen im Rahmen des Projekts ArKoNaVera durch die TU München wird empfohlen die beiden genetischen Linien "Saale" und "Elster" als getrennte Managementeinheiten zu betrachten und die Populationen voneinander räumlich getrennt zu erhalten. Daher werden aktuell und sollten auch zukünftig die nachgezüchteten

Muscheln der genetischen Linie "Elster" nur im [REDACTED]-EZG ausgewildert werden, während die nachgezüchteten Muscheln der genetischen Linie "Saale" im [REDACTED] -, [REDACTED] - und [REDACTED]-EZG ausgewildert werden.

Aktuell (Stand 2021) gibt es im Vogtland keine adulten Flussperlmuscheln der genetischen Linie "Elster" und die Zucht beschränkt sich allein auf die Nachzucht von Flussperlmuscheln der genetischen Linie "Saale". Im [REDACTED] konnten aber in den vergangenen 2 Jahrzehnten bereits einige tausend Flussperlmuscheln der genetischen Linie "Elster" ausgewildert werden. Diese Muscheln müssten in den nächsten Jahren geschlechtsreif werden und sollten dahingehend regelmäßig kontrolliert werden. Ab dem Einsetzen der Geschlechtsreife sollte versucht werden auch diese genetische Linie wieder in das Nachzuchtprogramm zu integrieren, um auch diese Population durch Nachzucht weiter zu stützen.

In guten Zuchtjahren können sehr gut infizierte Bachforellen pro Jahr bis zu 100.000 Jungmuscheln abwerfen (Gesamtwert pro Zuchtsaison mit ca. 40 – 50 infizierten Wirtsfischen). Bei einem schlechten Infizierungsgrad oder Kondition der Bachforellen kann die Ausbeute jedoch auch auf wenige 1.000 Jungmuscheln beschränkt bleiben, wobei 10.000 – 20.000 eine gute und anzustrebende Ausbeute pro Jahr darstellt.

Für den langfristigen Erfolg der Nachzucht sind jedoch die Überlebensraten in den Hälterungskäfigen im Gewässer von entscheidender Bedeutung. Diese werden vor allem durch die Futterqualität im Gewässer, durch die Wassertemperatur und das Auftreten bzw. Ausbleiben von Niedrigwassersituationen oder gar Austrocknungsereignissen beeinflusst (siehe Kapitel 5).

Für das Überleben des ersten Winters ist besonders der ontogenetische Entwicklungsstand der juvenilen Muscheln zum Beginn des Winters entscheidend, welcher positiv mit der Größe der Muscheln korreliert (LAVICTOIRE *et al.* 2018; SCHATUM *et al.* 2017). Je größer die Muscheln sind, desto höher ist deren Überlebenschance für den ersten Winter (GUM *et al.* 2011; WAGNER, unveröffentlicht). Daher ist es anzustreben die Muscheln bereits in der Zuchtstation bis zu einer Größe von ca. 1 mm wachsen zu lassen und sie dann in die Hälterungskäfige auszubringen.

Da in Hinsicht auf die Überlebensraten besonders die ersten 3 Jahre kritisch sind (LAVICTOIRE *et al.* 2018), ist es notwendig, dass die

juvenilen Flussperlmuscheln im Bach konstant gute Bedingungen vorfinden.



Abbildung 14: Nachgezüchtete und auswilderungsfähige semi-adulte Flussperlmuscheln.

4.3 Gewässerziele

Die Flussperlmuschel-Gewässer im sächsischen Vogtland haben nach wie vor das Problem einer hohen **Feinsedimentbelastung aus internen und externen Quellen sowie eines erhöhten externen Nährstoffeintrags**. Für den Betrachtungshorizont bis 2030 ist anzustreben diese Einträge weiter zu reduzieren.

Als eine entscheidende Voraussetzung für die Sicherung der Flussperlmuschel-Bestände muss in den nächsten Jahren der Wasserrückhalt in der Fläche (vor allem in den angrenzenden Wiesenbereichen) in den Teileinzugsgebieten (TEZG) der Auswilderungsgewässer verbessert werden. Während im [REDACTED] die Abflussbedingungen auch bei langanhaltender Hitze bzw. Dürre noch relativ stabil sind, kommt es in [REDACTED], [REDACTED] und [REDACTED] bei Trockenphasen (wie in 2018 und 2019) jeweils mit einer Zeitverzögerung zu einem Absinken des Abflusses. Der Abfluss unterschreitet dann den kritischen Wert von 5 – 10 l/s bzw. ist im Bereich der Riffle mit partiellen Austrocknungsereignissen verbunden. Dieser Gefahr muss vor allem am [REDACTED] und [REDACTED] durch Maßnahmen zur Erhöhung des **Wasserrückhalts in der Fläche und zur Wiedervernässung** der Gewässeraue entgegengewirkt werden mit dem Ziel auch in Trockenperioden einen kontinuierlicheren Abfluss zu sichern (vergleichbar zu [REDACTED], siehe Abbildung 20, B). Dies würde auch die Vernetzung des Gewässers mit terrestrischen Futterquellen im Auenbereich der Gewässer fördern, welche einen wichtigen Bestandteil der Flussperlmuschel-Nahrung darstellen.

Sedimenteinträge in die Flussperlmuschel-Gewässer aus angrenzenden Flächen bzw. aus Flächen oberhalb bestehender Flussperlmuschel-Populationen müssen vor allem durch Veränderungen der Flächenbewirtschaftungsformen langfristig und nachhaltig verringert werden. Das Errichten von 10 m breiten Pufferstreifen, hangparallele Bodenbearbeitung und Schlagteilungen, sind nur einige exemplarisch aufgeführte Maßnahmen. Insbesondere die Beweidung in Gewässernähe ist kritisch zu sehen und nur bei Einhaltung eines Pufferstreifens zum Gewässer zuzulassen. Der Zugang der Tiere zum Gewässer muss generell dauerhaft unterbunden werden. Gerade an heißen Sommertagen suchen Weiderinder im Bereich der Ufervegetation von Gewässern Schatten. Dadurch wird der Boden in Gewässernähe besonders stark beansprucht und oftmals freigelegt, sodass bei einem nachfolgenden Starkregenereignis große Mengen Sediment abgetragen und ins Gewässer gespült werden können. Durch die Einhaltung eines Pufferstreifens zum Gewässer kann und sollte dies vermieden werden.

Eine weitere Quelle des Feinsediment- und Nährstoffeintrags in die Gewässer sind die **Drainagesysteme** landwirtschaftlich genutzter Flächen, welche oftmals direkt im Gewässer münden. Eine mögliche Steuerung (temporärer Verschluss) oder die Verlegung der Drainagemündung in die Gewässeraue hätte das Potenzial positive Effekte hinsichtlich Sediment-, Nährstoff- und Wasserrückhalt zu entfalten.

Gewässerinterne Feinsedimentquellen sind einerseits eine Folge der aus der z.T. noch erhöhten Trophie resultierenden Primärproduktion/Absterben der Biomasse, andererseits auch aus der **Ufererosionen** (vor allem am [REDACTED], [REDACTED] und [REDACTED]). Als dritte Ursache ist der aus der Eintiefung der Gewässer resultierende stark gestörte, reduzierte Austrag der Feinsedimente zu nennen. Während der erste Pfad durch Maßnahmen zur Reduzierung des Nährstoffeintrags (vor allem Nitrat im [REDACTED] sowie Phosphor im [REDACTED]) und Beschattung der

Gewässer reduziert werden kann, sind Ufererosionen und reduzierter Austrag nur durch Renaturierungsmaßnahmen, wie Uferabflachungen zu beseitigen. Eine Uferabflachung bzw. eine Aufweitung des Gewässers verhindert nicht nur die Ufererosion und damit den Eintrag von Sedimenten, sondern schafft auch wieder eine verstärkte **Anbindung des Gewässers an die Aue**. In Zeiten erhöhter Durchflüsse (z.B. Winterhochwasser) kann das Gewässer somit leichter über die Ufer treten und dabei auch große Mengen Feinsediment aus dem Gewässer austragen. Daher ist die verstärkte Anbindung der Gewässer an die Aue ein Ziel, welches bei zukünftigen Renaturierungsmaßnahmen mit berücksichtigt und forciert werden sollte.

Renaturierungsmaßnahmen im Gewässer sollten immer so gestaltet sein, dass sie die Habitatsprüche der Flussperlmuschel und Bachforelle gleichermaßen berücksichtigen. Nur wenn sich die Bachforellen in räumlicher Nähe zu den Flussperlmuschel-Populationen aufhalten, kann eine Selbstreproduktion der Flussperlmuscheln in Gang kommen. Neben einer hohen Diversität in Bezug auf die Hydromorphologie (z.B. Strömungsgeschwindigkeit, Wassertiefe), sind zusätzlich für die Bachforellen eine höchstmögliche Anzahl an Unter- und Estandmöglichkeiten (z. B. Totholz, Steine, Wurzeln) im Gewässerabschnitt der Flussperlmuschel-Populationen entscheidend.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass alle zukünftigen Maßnahmen an den Flussperlmuschel-Gewässern im Vogtland folgende Ziele verfolgen sollten:

- Stärkere Anbindung der Gewässer an die Aue,
- Wiedervernässung von gewässernahen Feuchtflächen und damit Verstärkung des Wasserrückhalts in der Gewässeraue,
- Reduktion von internen und externen Feinsedimenteinträgen,
- Reduktion von Nährstoffeinträgen aus der umgebenden Fläche,
- Steigerung der Habitatqualität für Flussperlmuschel und Bachforelle gleichermaßen.

5 Primäre Handlungsfelder im Artenschutzkonzept

Bei der Bewertung von Gefährdungsfaktoren ist eine Differenzierung zwischen adulten und juvenilen Flussperlmuscheln nötig, da die unterschiedlichen Lebensweisen und -räume zu Unterschieden in ihren Ansprüchen führen.

5.1 Physikalisch/chemische Gefährdungsfaktoren

Die Verschlechterung der Wasserqualität war unter anderem eine der wesentlichen Ursachen für den Rückgang der Flussperlmuschel im Vogtland (BAER 1995; BAUER 1988). In den letzten Jahren konnte eine gewisse Verbesserung der Wasserqualität erreicht werden. Jedoch entspricht diese und insbesondere der chemisch/physikalische Zustand des Interstitials, in Bezug zu den Zielwerten der Flussperlmuschel (Vgl. Tabelle 4 und 7), aufgrund von punktuellen und diffusen Stoffeinträgen in keinem der Flussperlmuschel-Gewässer einem sehr guten Zustand. EU-weit wurden ein CEN-Standard, unter anderem zum Monitoring und zur Definition von chemisch/physikalischer Wasserqualitätsparameter entwickelt (BOON *et al.* 2019; BRITISH STANDARDS INSTITUTION 2017). Die in diesem Artenschutzkonzept dargestellten Grenzwerte beruhen jedoch auf durchgeführten Bioindikationsexperimenten und sind speziell für das Vogtland gültig.

Bisher wurde angenommen, dass juvenile Flussperlmuscheln generell anfälliger gegenüber einem Anstieg sowie Schwankungen von Trophieanzeigern und insbesondere gegenüber Sauerstoffmangel sind. Adulten Flussperlmuscheln wurde hingegen ein breiteres ökologisches Spektrum als juvenilen Flussperlmuscheln zugeschrieben. Im Rahmen von Bioindikationsexperimenten in 7 Gewässern im Vogtland (2016 – 2020) konnte erstmalig nachgewiesen werden, dass entgegen der bisherigen Annahme die Ansprüche der (semi-)adulten Tiere in Bezug auf alle Trophieanzeiger und Sauerstoff signifikanter höher sind, als die der juvenilen Flussperlmuscheln (siehe Tabelle 6).

Tabelle 6: Zielbereiche (jeweils oberer und unterer Zielwert) zur Wasserbeschaffenheit in Flussperlmuschel (FPM)-Gewässern. Zielbereiche ergeben sich jeweils für sehr gute Überlebens- und Wachstumsraten von 0+ Flussperlmuscheln (HRUSKA 1995, 1999) sowie semi-adulter Flussperlmuscheln (8 – 18+) (BAUER 1988; ÖSTERLING *et al.* 2010); die Zielbereiche in der letzten Spalte gelten für alle Altersstadien.

Parameter	Einheit	LfUG Sachsen ¹⁾	ArKoNaVera		
			0+ FPM	8 – 16+ FPM	Zielwerte alle FPM
Gesamthärte	dH	1,0 – 2,4	> 2	< 5,5	$\geq 2 \leq 5,5$
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0,02 – 0,06	< 0,05	< 0,05	$\leq 0,05$
Nitrit-Stickstoff	mg/l	0,01 ²⁾	< 0,01	< 0,01	$\leq 0,01$
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0,5 – 1,5	< 3	< 2,9	≤ 3
Magnesium	mg/l	< 4 ³⁾	> 4	< 9	$\geq 4 \leq 9$
Calcium	mg/l	2 – 6,8	> 8	< 17	$\geq 8 \leq 17$
Gesamt-Phosphor	mg/l	0,03 – 0,06	> 0,04	< 0,08	$\geq 0,04 \leq 0,08$
Leitfähigkeit	µS/cm	70 – 200	> 165 < 360	114 < 250	$\geq 120 \leq 300$
BSB5	mg/l	1,4	< 1,5	< 1,5	$\leq 1,6$
Trübung	NTU	n. a.	> 4 < 20	< 9	$\geq 4 \leq 15$
pH-Wert		6,3 – 7,0	> 7,0 < 7,3	> 6,5 < 7,5	$> 6,8 \leq 7,5$

¹⁾ LFUG (2008); ²⁾ MOOG *et al.* (1993); ³⁾ BUDDENSIEK (1991)

Tabelle 7: Zielbereiche (jeweils oberer und unterer Zielwert) für physikalische und hydrologische Parameter in Flussperlmuschel-Gewässern. Die Zielbereiche ergeben sich jeweils aus sehr guten Überlebens- und Wachstumsraten von 0+ Flussperlmuscheln (HRUSKA 1995, 1999) sowie semi-adulter Flussperlmuscheln (8 – 18+) (BAUER 1988; ÖSTERLING *et al.* 2010) in Bioindikationsexperimenten (2016 – 2020, 5 – 7 Gewässer im Vogtland) sowie aus Ergebnissen eines 3-monatigen Experiments zur aktiven Habitatwahl von semi-adulter Flussperlmuscheln in 4 Gewässern im Vogtland. **(FW)** Fließende Welle; **(Int.)** Interstitial in 5 – 10 cm Tiefe.

Zone	Parameter	Einheit	Zielwerte
FW	Wassertemperatur Sommer Mittelwert	°C	14,5 - 18
FW	Wassertemperatur Maximum	°C	21
FW	pH-Wert		> 6,8 < 7,5
FW → Int.	Relative Abnahme pH	%	< 4
FW	Sauerstoffsättigung Mittelwert	%	> 93
FW	Mittlere Sauerstoffkonzentration	mg/l	> 8,5
FW	Sauerstoffsättigung Minimum	%	> 85
Int.	Sauerstoffsättigung Mittelwert	%	> 50 < 70
Int.	Sauerstoffsättigung Minimum	%	> 16
FW → Int.	Relative Abnahme Sauerstoffkonzentration	%	< 25
FW	Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	> 120 < 300
FW → Int.	Relative Abnahme elektrische Leitfähigkeit	%	< 10
FW	Froude-Zahl		> 0,25
FW	Wassertiefe Mittelwert	cm	> 10 < 25
FW	Strömungsgeschwindigkeit Mittelwert	m/s	> 0,13 < 0,6
FW	Strömungsgeschwindigkeit Minimum	m/s	> 0,07
FW	Abfluss Mittelwert	l/s	> 60
FW	Abfluss Minimum	l/s	> 8
Int.	d50 (Korngrößenmedian)	mm	10 - 50
Int.	Feinsediment (< 1 mm)	%	> 10 < 25

Ergebnisse aus dem Projekt ArKoNaVera untermauern, dass juvenile und insbesondere post-parasitäre Flussperlmuscheln sogar unter leicht erhöhten Trophiebedingungen besser wachsen und überleben und auch mehrmonatige Phasen mit sehr geringen Sauerstoffkonzentrationen (< 2 mg/l) überleben und ein Wachstum verzeichnen. Im Detail wirken sich bei den juvenilen Flussperlmuscheln höhere TP-, Ca-, Mg-Konzentrationen, Leitfähigkeit und Wassertemperatur positiv auf Wachstum und Überleben aus. Für die semi-adulter Flussperlmuscheln haben hohe Sauerstoffkonzentrationen den stärksten positiven Einfluss auf das Überleben. Eine Abnahme im Überleben für alle Alters- und Entwicklungsstadien von Flussperlmuscheln resultiert primär aus einem Anstieg der Konzentrationen von Nitrit oder Ammonium sowie einer Zunahme der maximalen Grundwasserflurabstände. Zusätzlich reduzieren erhöhte TP-Konzentration, pH-Werte und Trübungen das Überleben der (semi-)adulten Flussperlmuscheln (siehe auch ÖSTERLING *et al.* 2008, 2010). Optimale Bedingungen für alle Altersklassen liegen im pH-Gradienten zwischen 7,0 und 7,5 vor. Hinsichtlich der Nitratbelastung wird der von BAUER (1988) definierte Grenzwert für Flussperlmuscheln in fast allen Gewässern überschritten (siehe Tabelle 9), allerdings resultiert daraus kein direkter negativer Effekt für die Flussperlmuscheln. Für die Altersklasse bis 18 Jahre

ergab sich aus den erhöhten Nitratwerten kein Anstieg der Mortalität. Für Flussperlmuscheln der Altersklasse 30 – 80 Jahre gibt BAUER (1988) Nitrat-bedingte Mortalitätsraten von bis zu 80 % an. Von akuten toxischen Effekten ist dabei weniger auszugehen. Es scheinen vielmehr folgende Effekte relevant zu sein: 1) chronische Effekte, 2) die erhöhte Produktion toxischer Abbauprodukte im Zuge der Denitrifikation, wie Nitrit und Ammonium, 3) generell negative Effekte erhöhter landwirtschaftlicher Landnutzung im Einzugsgebiet, die positiv mit einer erhöhten Nitrat-Belastung korrelieren (Douda 2010).

Inwieweit Grenzwertüberschreitungen der chemisch-physikalischen Zielwerte zu einer Verringerung der Trächtigkeitsrate und anderen Fortpflanzungsstörungen bei den adulten Flussperlmuscheln, wie z. B. die verfrühte Abgabe der Glochidien oder der Ausstoß fehlentwickelter Glochidien führen, kann derzeit noch nicht bewertet werden, da dieses Adultstadium der Flussperlmuscheln noch nicht erreicht ist. Hohe Sauerstoffkonzentrationen sind insbesondere von Juni bis August, d. h. in der Phase der Trächtigkeit für die Flussperlmuschel essenziell (da alle 4 Kiemen als Marsupium genutzt werden), um hohe Überlebensraten der Glochidien und Mütter zu sichern.

Basierend auf dem vorhandenen Expertenwissen (LFUG 2008; NAGEL 2012; SMUL 1999) und den Erkenntnissen aus dem Projekt ArKoNaVera (2015 – 2021) wurden Zielbereiche der vogtländischen Flussperlmuschel-Gewässer (oberer und unterer Zielwert) für chemisch-physikalische Parameter abgeleitet (siehe Tabelle 4 und 5), sodass diese nun sowohl für post-parasitäre, juvenile, als auch semi-adulte Flussperlmuscheln angewandt werden können. Prinzipiell sollten diese Werte in intakten Flussperlmuschel-Gewässern zu keinem Zeitpunkt über- bzw. unterschritten werden. Diese Bedingungen kann in Flussperlmuschel-Gewässern im Vogtland bisher nicht erfüllt werden, da in allen Gewässern zeitweise der ein oder andere Parameter überschritten wird. Inwieweit die Flussperlmuscheln durch solche kurzfristigen Überschreitungen nachhaltig geschädigt werden oder beispielsweise durch das Schließen der Schalen oder der Abwanderung ins Interstitial reagieren, ist noch nicht bekannt.

Weiterhin muss bei Schutzmaßnahmen für Flussperlmuscheln stets auf die Notwendigkeit des Wirtsfisches Bachforelle hingewiesen werden. Für eine erfolgreiche Reproduktion ist es notwendig, dass während des Glochidienausstoßes der Flussperlmuscheln Bachforellen in den entsprechenden Gewässerabschnitten vorkommen: Bereits eine Fischdichte von 10 Individuen/100 m² gilt als ausreichend, um eine erfolgreiche Reproduktion zu gewährleisten (GEIST *et al.* 2006). Aufgrund der Wirtspopulationen sollten in der Regel keine Einschränkungen für die Wiederansiedlung von Flussperlmuscheln entstehen. Mit Ausnahme der Oberläufe ist die Bachforelle weit verbreitet und weist, mit Ausnahme der physikalischen Parameter Wassertemperatur, Wassertiefe und Abfluss, ein breiteres ökologisches Spektrum als die Flussperlmuschel auf (INOUE *et al.* 2017; MOORKENS 1999). Allerdings ist gerade die erfolgreiche natürliche Reproduktion die größte Schwierigkeit beim Schutz der Flussperlmuschel und hängt nicht ausschließlich von der Verfügbarkeit der Bachforelle ab. Auch die Überlebensrate der Glochidien an den Kiemen und die erfolgreiche Etablierung der abfallenden Jungmuscheln im Sediment unterliegen starken Schwankungen. Je größer die reproduzierende Muschelpopulation ist, desto höher sind folglich auch die Chancen für eine erfolgreiche natürliche Reproduktion. Für Sachsen bedeutet dies, dass auch in Zukunft die Populationen

durch nachgezüchtete Flussperlmuscheln gestützt werden müssen, bis die Populationen in den Bächen groß genug sind, um sich selber zu erhalten.

Während die Flussperlmuscheln offensichtlich bei hohen Sauerstoffkonzentrationen auch bei Wassertemperaturen von 20 – 22 °C noch hohe Überlebens- und Wachstumsraten zeigen, liegt der Optimumbereich der Bachforelle in einem Temperaturbereich zwischen 10 – 18 °C. Bei Überschreitung einer Wassertemperatur von 20 °C emigrieren die Bachforellen (ALABASTER UND DOWNING 1966), bei Temperaturen zwischen 21 – 25 °C überleben die Wirtsfische nur etwa eine Woche (ELLIOTT 1981). Daher sollte das Maximum der Tagesmittelwerte in der Auswilderungsstelle 20 °C nicht überschreiten, um sicherzustellen, dass sich die Bachforellen in der Phase des Glochidienausstoßes im Sommer auch im Bereich der Muschelpopulation aufhalten.

In der Zusammenschau legen die Untersuchungen nahe, dass für alle Altersstadien von Flussperlmuscheln und für die Bachforelle die Konzentration an Ammonium, Nitrit und Sauerstoff sowie pH-Wert und Wassertemperatur die entscheidenden Prädiktoren für das Überleben sind. Die z. T. noch zeitweise auftretenden hohen Ammonium-Konzentrationen deuten zusammen mit der hohen TP-Konzentration und den BSB5-Werten auf einen anthropogenen Eintrag aus dem Siedlungsbereich hin. Besonders kritisch für die Flussperlmuschel-Stadien ist auch die zeitweise Überschreitung einer Nitrit-Konzentration von 0,01 mg/l in ■■■■■, ■■■■■ und ■■■■■ zu bewerten.

Im Rahmen des ArKoNaVera-Projekts wurde eine Großmuschel-Datenbank erstellt, in welcher die Grenzwerte biotischer und abiotischer Parameter nationaler und internationaler Flussperlmuschel-Vorkommen aus der Literatur und den Ergebnissen aus ArKoNaVera zusammengeführt wurden. Diese wird dem Artenschutzkonzept beigelegt.

5.2 Anthropogene Einflüsse im Einzugsgebiet

Neben der früheren Perlenfischerei sind die Ursachen des Populationsrückgangs und der ausbleibenden Reproduktion in der veränderten Landnutzung ab dem 19. Jahrhundert zu suchen. Eine intensivere Waldnutzung, die zunehmende Einleitung kommunaler Abwässer und die Intensivierung der Landwirtschaft führten zu einer Habitatdegradation und zum Aussterben der Flussperlmuschel in der Weißen Elster. Die Restpopulationen in den Mittel- und Oberläufen der Zuflüsse sind ebenfalls ausgestorben bzw. wurden stark dezimiert und sind vom Aussterben bedroht (LFULG 2009). Punktuell kann auch die Teichwirtschaft Einfluss auf die Habitatqualität haben (HOESS UND GEIST 2021) und wird daher in die nachfolgende detaillierte Betrachtung mit eingeschlossen.

5.2.1 Kommunale Abwässer und industrielle Einträge

Die stoffliche Belastung war ursprünglich zu einem großen Anteil dem Eintrag industrieller und kommunaler Abwässer zuzuschreiben (LFULG 2009). Durch die fortschreitende Industrialisierung und städtische Besiedlung ab dem 19. Jahrhundert wurden insbesondere die Flussperlmuschelpopulationen der Unterläufe dezimiert. Im 20. Jahrhundert standen auch die Quell- und Zuflüsse der ■■■■■ zunehmend unter dem Einfluss von Industrie- und

Kommunalabwässern. In den Jahren 2006/2007 erfolgte die abwasserseitige Sanierung zur Ausleitung kommunaler Abwässer von Ebmath im EZG des [REDACTED]. Im Jahr 2013 wurde die Abwassersanierung in den EZG des [REDACTED] und [REDACTED] abgeschlossen. Die Abwasserbehandlung von [REDACTED] erfolgt im Wesentlichen über die Kläranlage Oelsnitz, zu geringen Anteilen über vollbiologische Kläranlagen vor Ort. [REDACTED] ist ebenfalls an eine vollbiologische Kläranlage angeschlossen. Nach erfolgreichem Abschluss der Abwassersanierung im Jahr 2013 unterliegen die Flussperlmuschelgewässer nicht mehr dem Einfluss der Einleitung unbehandelter kommunaler Abwässer. Da jedoch die Anforderung der Flussperlmuschel an die Wasserqualität höher sind als die der WRRL für einen guten chemischen Zustand von Fließgewässern, sollten die Zuflüsse der Flussperlmuschelgewässer regelmäßig überwacht werden. So können mögliche Belastungsquellen identifiziert und behoben werden. Ebenfalls sollte die anforderungsgerechte Funktionsfähigkeit der einleitenden Kläranlagen regelmäßig kontrolliert werden. Auch bei Einhaltung der Grenzwerte gemäß WRRL ist eine Minderung anzustreben, um neue Flussperlmuschelhabitate zu schaffen. Im Falle einer Wasserausleitung darf diese nicht zu Veränderungen in der Quantität (Wasserbilanz) im Gewässer führen.

5.2.2 Landwirtschaft

- Großflächige Formen der Bodennutzung,
- Systematische Entwässerung von Flächen,
- Anwendung schwerer Technik und ungeeigneter Verfahren in der Landwirtschaft,
- Einsatz von Düngemitteln und Herbiziden/Insektiziden,
- Veränderung im Bewuchs der Gewässerrandstreifen.

Neben den Stoffeinträgen aus Abwässern trug die Intensivierung der Landwirtschaft im 20. Jahrhundert zunehmend zu einer Habitatdegradation bei. Die Anlage von Großställen, wie beispielsweise eine Rinderzucht- und Schweinemastanlage im EZG des [REDACTED], führte zu einem starken Eintrag von Silage und Jauche in die Gewässer (BAER 1995; LFULG 2009). Dies hatte in Kombination mit der intensivierten Landnutzung Auswirkungen auf mehreren Ebenen:

Durch die Aufgabe besagter Stallanlagen in Ebmath im Jahr 1989 konnte eine Punktquelle erhöhter Nährstoffeinträge abgestellt werden. Diffuse Nährstoffeinträge sowie Feinsedimenteinträge und Strukturen, die die Wasserverknappung fördern sind jedoch nach wie vor vorhanden.

Dies führt zu einer **Störung der Vernetzung zwischen Gewässer und Aue** sowie zu einer **Förderung der Kolmation des Interstitials** und einer **Minderung der chemischen Wasserqualität**. Auf die entsprechenden Maßnahmen zur Minderung dieser Habitatdefizite wird in den nachfolgenden Kapiteln im Detail eingegangen (siehe Kapitel 5.4 und 5.5)

5.2.3 Fischerei/Teichwirtschaft

Fischereilich genutzte Teichanlagen haben einen eher punktuellen, aber dennoch konstanten und direkten Einfluss auf die Flussperlmuschelgewässer. Häufig sind Teichanlagen in den Oberläufen zwischengeschaltet oder entwässern über Nebenzuflüsse. Während des Abfischens und/oder Ablassens können sie daher einen deutlichen Effekt auf die Trübung durch zeitweise extrem hohe Feinsedimentfrachten und je nach Nutzung auch auf den Nährstoffeintrag haben (HOESS UND GEIST 2021). Bei naturschutzkonformer Nutzung können diese jedoch durch aktives Management in den Flussperlmuschelschutz z. B. durch die Niedrigwassererhöhung integriert werden.

Folgende Voraussetzungen sollten für eine naturschutzkonforme Nutzung gegeben sein:

- Überprüfung der bau- und naturschutzrechtlichen Genehmigung der Anlage.
- Zur Minderung des Sedimenteintrags während des Abfischens sollten Sedimentationsbecken oder Nachklärteiche ohne Besatz vorhanden sein.
- Entfernung des Teichschlamms nach Teichablass und gewässerferne Entsorgung.
- Besatz mit Arten, bei denen es keiner Zufütterung bedarf, im Optimalfall extensive Forellenhaltung.
- Die Nutzung von Desinfektionsmitteln, Düngung und Kalkung sind zu vermeiden.
- Die Wasserentnahme darf nicht zur Verknappung in Trockenperioden führen.
- Das Vorkommen der Bisamratte an den Teichanlagen muss überwacht und gegebenenfalls reguliert werden, da diese als Neozoen Prädatoren der Flussperlmuschel sind.

Eine regelmäßige Überwachung der Nährstoff- und Feinsedimenteinträge wird darüber hinaus in jedem Fall empfohlen.

5.2.4 Waldbewirtschaftung

Bereits zu Beginn der 19. Jahrhunderts konnte ein deutlicher Bestandseinbruch der Flussperlmuschel verzeichnet werden, der im Zusammenhang des Waldumbaus hin zu Fichtenmonokulturen steht (LFULG 2009). Im Vergleich zu Laubblättern sind Nadelblätter schwerer abbaubar, wodurch Fichtenwälder keine gute Nahrungsgrundlage für die Flussperlmuscheln bieten. Die zunehmende Versauerung der Böden bewirkt eine Absenkung des pH-Wertes der angrenzenden Fließgewässer und führt zu einer Rücklösung von Aluminium (DRISCOLL UND SCHECHER 1990; JENSEN 2007). Wegen ihrer dichten, immergrünen Benadelung bieten Fichten eine besonders große Angriffsfläche für die anthropogene Versauerung der Waldböden und des oberflächennahen Grundwassers (BRECHTEL 1989). Dadurch kann die Überlebensrate der Glochidien und juveniler Muscheln negativ beeinflusst werden (TASKINEN *et al.* 2011). Bei fehlendem Unterwuchs ist die Erosionsanfälligkeit des Bodens in Fichtenmonokulturen, insbesondere nach der Holzentnahme deutlich erhöht und kann einen erhöhten Feinsedimenteintrag zur Folge haben (ROSÉN *et al.* 1996). Daher ist langfristig ein Waldumbau hin zu naturnahen Mischwäldern anzustreben. Mittelfristig sollten Fichten in einem 10 – 20 m breiten Streifen entlang der Flussperlmuschelgewässer entnommen werden und eine Erlenaufforstung erfolgen.

Nach aktuellem Stand sollte eine Auswilderung in den vogtländischen Gewässern erst 100 m oberhalb einer Nadelbaummonokultur durchgeführt werden. Dies trifft insbesondere dann zu, wenn Nadelbäume an beiden Ufern bis an die Wasserfront herantreten und über keinen ausgeprägten Unterwuchs (Kraut oder Moosschicht) verfügen.

5.3 Ökologischer Gewässerzustand

5.3.1 Voraussetzungen und Ist-Zustand der vogtländischen Gewässer

Flussperlmuschelgewässer sind strukturreiche Bäche oder kleine Flüsse mit natürlichem oder naturnahem Verlauf mit folgenden Kennzeichen:

- Ausgeprägte Tiefenvarianz und hohe Strömungsdiversität
- Wassertiefen von 30 – 40 cm welche auch während Niedrigwasser im Sommer nicht stark unterschritten werden
- Fließgeschwindigkeiten von 0,25 – 0,75 m/s
- Sediment mit hoher Substratdiversität, dominiert von kiesigem Substrat und durch große Steine stabilisiert
- Anbindung an die Aue zum Sedimentaustrag und Eintrag von Wiesendetritus
- Fehlen von Längs-/Querverbauungen sowie Sohlbefestigungen

Innerhalb dieser Gewässer werden folgende Gewässerabschnitte bzw. gewässernahe Strukturen als ungeeignet für Flussperlmuscheln angesehen:

- Ortslage
- Abschnitte mit > 20 % Flächenanteil Industrie-, Gewerbe- oder Bergbaunutzung
- Ackerlandnutzung in Gewässernähe
- keine Bachforellen vorhanden
- Tiefe schlammige Pools mit tiefen Ein- und Ausgängen und hohen Verweilzeiten
- Lange, sehr flache Rifflezone ohne erkennbare Fließrinne
- Hohes unterhöhltes Ufer bzw. Uferabbrüche
- Größere Flächen mit offenliegendem Erdreich in Gewässernähe
- Einleitungen mit schlechterer Wasserqualität und/oder starker Sedimenteintrag (z. B. aus Zuflüssen, Drainagen, Abwasserreinigungssysteme, Kläranlagen, Gewässern mit Badenutzung, Bergbau, Teichen, (Wald-)Wege, Baustellen)
- Hindernisse im Gewässer (Wasserkraft, Querbauwerke, Damm)
- Partielle Austrocknung des Gewässers
- Fichtenmonokultur ohne Krautschicht
- Prädation, z.B. durch Bisamratte, Waschbär, Mink, Nutria (Schalenfunde)
- Gewässerunterhaltung/-ausbau (künstlich veränderte Abflussregulierung, Uferverbau, Grundräumung etc., künstlichen Sohlbefestigungen)

Die Gewässerstrukturkartierung im Rahmen der WRRL liefert auch für die Flussperlmuschel ein adäquates Gütemaß der Gewässerstruktur. Demnach wurden die (potenziellen) Flussperlmuschel-Gewässer im Vogtland folgendermaßen bewertet:

- [REDACTED]: deutlich verändert (Güteklasse IV von VII) ¹
- [REDACTED]: mäßig verändert (Güteklasse III von VII) ²
- [REDACTED]: mäßig verändert (Güteklasse III von VII) ³
- [REDACTED]: gering verändert (Güteklasse II von VII) ⁴

¹ [REDACTED]: zuletzt abgerufen am 21.06.2021

² [REDACTED]: zuletzt abgerufen am 21.06.2021

³ [REDACTED]: zuletzt abgerufen am 21.06.2021

⁴ [REDACTED]: zuletzt abgerufen am 21.06.2021

Tabelle 8: Auszug aus Bewirtschaftungsplan Elbe und Oder (LfULG (2015), Anlage V, Tab. 10-1). (OWK) Oberflächenwasserkörper.

Identifikationsnummer des OWK	Name des OWK	Kategorie ¹⁾	Gewässertyp ²⁾	Gewässerstruktur ³⁾	Ökologischer Zustand/Potential ⁴⁾	Biologischer Zustand Gesamt ⁴⁾	Makrophyten/Phytobenthos ⁴⁾	Benthische wirbellose Fauna ⁴⁾	Fische ⁴⁾
DESN 566132		NWB	5	2	3	3	3	2	3
DESN 5661332		NWB	5	3	3	3	3	2	1
DESN_566116		NWB	5	3	3	3	3	3	2
DESN_5661166		NWB	5	4	3	3	3	2	2
DESN_566138		NWB	5	4	3	3	3	2	3
DESN_56144 CZ		NWB	5	4	3	2	2	2	2

¹⁾ NWB = natürlicher Wasserkörper; HMWB = erheblich veränderter Wasserkörper

²⁾ 5 = silikatische Mittelgebirgsbäche

³⁾ 2 = gering verändert; 3 = mäßig verändert; 4 = deutlich verändert

⁴⁾ 1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht

Die Gewässerstrukturgüte ist über den gesamten Bachverlauf sehr variabel. Mit Hilfe eines im Rahmen von ArKoNaVera entwickelten Entscheidungswerkzeugs kann die Habitateignung jeweils für alle Gewässer im TEZG „Obere Weiße Elster“ auf der Ebene der 100 m-Gewässerabschnitte entsprechend der Gewässerstrukturgütekartierungs (STRUKA)-Daten zur WRRRL standardisiert bewertet werden. Die Bewertung der Habitateignung basiert auf einer Entscheidungsmatrix mit 8 Kriterien (Strömungsdiversität, Tiefenvarianz, Substratdiversität, besondere Sohlstrukturen, Sohlbelastung, Sohlsubstrat, Sohlverbau, Landnutzung im direkten Gewässerumfeld) zur Wichtung der Kriterien. Aus der Gesamtbewertung der Einzelparameter durch Gewichtung ergibt sich ein Habitateignungswert zwischen 1,0 und 8,0. Im Ergebnis können die 100 m-Teilabschnitte selektiert werden, die potenziell als Auswilderungshabitat der Flussperlmuschel geeignet sind. Dem schließt sich zwingend noch eine Vor-Ort-Begehung der potenziell geeigneten Abschnitte an, um nicht geeignete Habitate auszuschließen sowie um innerhalb der 100 m-Teilabschnitte jeweils das für die Auswilderung beste Mesohabitat (10 m) zu identifizieren. Die Details des Verfahrens sowie die Beschreibung der Auswahlkriterien ist der Dokumentation des Entscheidungshilfswerkzeugs zu entnehmen (ArKoNaVera, in Bearbeitung).

Die Sicherung und weitere Verbesserung der Gewässerstruktur mit einem Zielzustand von mindestens Güteklasse II ist für die Gewässer mit Flussperlmuschel-Beständen anzustreben. Die Gewässerstruktur weist vor allem Defizite im Gewässerumfeld durch fehlende Randstreifen, eine fehlende Anbindung der Gewässer an die Aue und gewässernahe Nutzungen auf. Hierbei ist wichtig, dass der direkte Nutzungsdruck im Bereich des Randstreifens vermindert wird und dem Gewässer Platz zur Entwicklung eingeräumt wird.

Im Rahmen des ArKoNaVera-Projekts wurden mögliche Auswilderungs- und Aufzuchtgewässer hinsichtlich ihrer chemisch-physikalischen Wasserbeschaffenheit untersucht. Mittels Bioindikationsexperimenten wurden in diesen Gewässern die Überlebens- und

Wachstumsraten juveniler Flussperlmuscheln in LP in der fließenden Welle und DGR im Interstitial sowie die Überlebens- und Wachstumsraten semi-adulter Flussperlmuscheln in Kiesboxen untersucht (siehe Tabelle 9). Hinsichtlich der chemisch/physikalischen Parameter sind in allen Gewässern Defizite vorhanden, wobei insbesondere die hohe Nitrit- und Ammoniumkonzentrationen im [REDACTED] kritisch gesehen werden. Im [REDACTED] übersteigen die Nitratkonzentration und Trübung den Zielwert für die Flussperlmuschel, was auf eine landwirtschaftliche Belastung des Gewässers hindeutet. Der [REDACTED] hat sich als gutes Aufzuchtgewässer für juvenile Flussperlmuscheln etabliert, weist jedoch erhöhte Gesamt-Phosphor-Konzentrationen und elektrische Leitfähigkeit auf. Für hohe Überlebens- und Wachstumsraten semi-adulter Flussperlmuscheln erwiesen sich [REDACTED] und [REDACTED] als geeignet. Defizite im Zustand der Gewässersohle sind jedoch nahezu in allen Gewässern hinsichtlich der Sauerstoffsättigung oder dem Feinsedimentanteil vorhanden. Die mittlere Wassertemperatur des [REDACTED] ist für ein optimales Wachstum juveniler Flussperlmuscheln im Sommer tendenziell etwas zu kalt, wohingegen [REDACTED], [REDACTED] und [REDACTED] zur Überhitzung und Austrocknung neigen. Nachfolgend werden kurz Maßnahmen zur Minderung dieser Defizite angerissen, im Detail wird auf diese in Kapitel 5.4 und 5.5, sowie auf konkrete gebietsbezogene Maßnahmen in Kapitel 6 eingegangen.

Tabelle 9: Ist-Zustand der untersuchten potenziellen Auswilderungsgewässer anhand der chemischen und physikalischen Wasserbeschaffenheit der Jahre 2016 – 2020 sowie der zugehörigen Ergebnisse der Bioindikation. Hälterung der 0+ Flussperlmuscheln (FPM) in Lochplatten (LP) bzw. in Drahtgitterröhrchen im Interstitial (Int.).

Parameter	Einheit	Zielwert für FPM							
Gesamthärte	dH	> 2 < 5,5	3,1	4,4	2,6	3,2	4,2	5,1	3,1
Ammonium-Stickstoff	mg/l	< 0,05	0,06	0,11	0,04	0,04	0,04	0,04	0,06
Nitrit-Stickstoff	mg/l	< 0,01	0,012	0,015	0,006	0,006	0,010	0,008	0,004
Nitrat-Stickstoff	mg/l	< 3	2,6	4,1	2,0	1,9	3,4	2,2	0,9
Magnesium	mg/l	> 4 < 9	5,3	7,5	5,2	6,1	6,0	8,9	4,6
Calcium	mg/l	> 8 < 17	13,8	19,3	10,1	12,6	19,5	21,6	11,6
Gesamt-Phosphor	mg/l	> 0,04 < 0,08	0,09	0,19	0,05	0,06	0,06	0,16	0,06
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	> 120 < 300	188	202	160	200	222	322	167
BSB5	mg/l	< 1,6	1,39	1,65	0,98	1,15	1,14	1,34	1,08
Trübung	NTU	> 4 < 15	7,5	6,9	8,4	12,4	15,8	16,1	12,3
Sauerstoffsättigung Mittelwert	%	93	95	84	98	97	93	99	98
Sauerstoffkonzentration Minimum	mg/l	> 7,5	6,2	3,1	7,9	6,4	7,1	7,6	6,3
Sauerstoffkonzentration Mittelwert	mg/l	> 8,5	8,9	8,6	9,2	9,2	8,6	9,1	8,7
pH-Wert Mittelwert		> 6,9 < 7,5	7,2	7,0	7,2	7,2	7,2	7,3	7,0
pH-Wert Minimum		> 6,5	6,1	6,5	6,3	6,1	6,1	6,5	6,2
pH-Wert Maximum		< 7,5	7,9	7,8	7,6	7,7	7,7	7,9	7,3
Sauerstoffsättigung Int.	%	> 60	65	46	40	67	55	72	54
Abnahme Redoxpotential FW → Int.	%	20 ¹⁾	25	24	26	26	26	23	37
Wassertemperatur Sommer Mittelwert	°C	> 14,5	15,0	14,4	15,0	14,4	15,6	15,6	14,8
Wassertemperatur Maximum	°C	< 21	20,5	19,9	20,7	20,1	21,7	22,5	24,5
Anteil Feinsediment im Substrat	%	18 ¹⁾	16	11	17	23	20	18	16
Sedimentationsrate < 1 mm	gTM/m ² * d	87 ²⁾	109	187		207	198		156
Minimaler Abfluss	l/s	8	4,5	1,1	10,1	29,4	5,6	4,2	0,1
Bioindikation Sommer	Einheit	Zielwert für FPM							
Mittelwert Überleben LP 0+ FPM	%	57 ³⁾	70%	70%	72%	62%	68%	67%	51%
Mittelwert Wachstum LP 0+ FPM	µm/d	6,5 ⁴⁾	5,1	2,8	5,2	4,7	4,5	7,2	2,7
Maximum Wachstum 0+ FPM	µm/d	6,5 ⁴⁾	7,6	4,3	7,8	7,5	7,0	8,3	3,4
Int. Überleben 0+ FPM	%	57 ³⁾	47%		48%	46%	51%	63%	0%
Int. Wachstum 0+ FPM	µm/d	6,5 ⁴⁾	2,6		1,6	2,2	4,2	4,8	
Überleben semi-adulte FPM	%	98 ⁵⁾	97%	98%	99%	100%	98%	97%	100%
Maximum Wachstum semi-adulte FPM	mm/Jahr	5 ⁶⁾	4,5	4,0	3,2	5,1	5,3	4,7	3,4

¹⁾ GEIST UND AUERSWALD (2007); ²⁾ DENIC UND GEIST (2015);

³⁾ HRUSKA (1999); ⁴⁾ HRUSKA (1995); ⁵⁾ BAUER (1988);

⁶⁾ ÖSTERLING *et al.* (2010)

	Zielwert eingehalten
	Zielwert leicht überschritten (Abweichung < 30 %)
	Zielwert permanent überschritten (Abweichung 30 – 70 %)
	Zielwerte stark überschritten (Abweichung > 70 %)

5.3.2 Naturschutzkonforme Maßnahmen/Management

Um den sehr hohen ökologischen Ansprüchen der Flussperlmuscheln gerecht zu werden sind in den aktuellen Flussperlmuschelgewässern Renaturierungsmaßnahmen notwendig und sinnvoll. Diese Maßnahmen führen zu einer Aufwertung der Gewässerstrukturgüte und fördern damit nicht nur die Flussperlmuscheln, sondern auch eine Vielzahl an Begleitarten.

Als wichtigster Punkt kann hierbei die Anbindung der Gewässer an die Gewässeraue betrachtet werden. Dies kann in der Regel durch Uferabflachungen, Sohlanhebungen oder die Wiederherstellung eines mäandrierenden Gewässerlaufs, bei zuvor begradigten Gewässerstrecken erreicht werden. Im gleichen Zuge können dadurch gewässerinterne Erosionsquellen (z. B. Ufererosionen) abgeschwächt bzw. unterbunden werden. Eine Wiederanbindung des Gewässers an die Gewässeraue hat die Folge, dass das Gewässer bei erhöhten Wasserständen schneller ausufern und dabei sehr viel Feinsediment in die Gewässeraue austragen kann. Gleichzeitig wird dadurch die Gewässeraue regelmäßig vernässt und kann somit als Wasserspeicher fungieren, welcher zwar zeitverzögert aber dafür kontinuierlich Wasser ins Gewässer einträgt und somit Niedrigwasserständen entgegenwirkt. Zusätzlich ermöglicht dies die Ausbildung von ausgedehnten Feuchtfeldern und damit die Bildung von Detritusquellen. Dieser Detritus trägt, wenn er ins Gewässer gespült wird, zum Bachdetritus bei und stellt damit eine wichtige Grundlage des Futters der Flussperlmuscheln dar. Eine wichtige Voraussetzung dafür ist die Ausbildung einer natürlichen Ufervegetation mit standortstypischen, Calcium-reichen Pflanzengesellschaften und die Unterbindung der Ausbreitung von invasiven Neophyten (wie z. B. dem Drüsigen Springkraut (*Impatiens glandulifera*)).

Die Vegetationsbestände in den Überschwemmungswiesen der Aue sollten von Süßgräsern wie *Alopecurus pratensis* und *Poa trivialis* dominiert werden (HRUSKA 1995). Zur Vermeidung einer Aufwärmung des Gewässers > 21 °C ist eine abschnittsweise Beschattung durch Erlen- oder Weiden Bestockung am Gewässer sinnvoll.

Gewässerintern können Maßnahmen wie das Einbringen von Totholz und Störsteinen zur Erhöhung der Struktur- und Strömungsvielfalt beitragen und somit wertvolle Habitate für die Flussperlmuschel und ihre assoziierten Wirtsfische schaffen. Dabei ist besonders die Schaffung von Unterständen für die Bachforelle ein wichtiger Punkt. Für eine erfolgreiche Infektion der Wirtsfische müssen sich diese möglichst in räumlicher Nähe zu den trächtigen Muscheln befinden, sodass bei Maßnahmen zur Erhöhung der Strukturgüte auch immer die Anforderungen der Fische mit berücksichtigt werden müssen. Dasselbe gilt für Querbauwerke, die eine Durchgängigkeit des Gewässers verhindern. Sie schränken u. a. die Wanderung der Bachforelle ein und können auch zur Falle für verdriftete Flussperlmuscheln werden, da durch die Beruhigung der oberhalb liegenden Gewässerabschnitte der Fließgewässercharakter verloren geht. Daher sollten noch bestehende Querbauwerke in den Flussperlmuschel-Gewässern rückgebaut werden.

5.4 Stoffeinträge

Einen entscheidenden Anteil der Gefährdung der Flussperlmuschel hatten und haben Stoffeinträge physikalischer und chemischer Natur. Dies können externe und gewässerinterne Feinsedimenteinträge, Nähr- und Schadstoffeinträge aus der Landwirtschaft sowie Belastungen aus kommunalen oder industriellen Abwässern sein.

5.4.1 Ist-Zustand

5.4.1.1 FEINSEDIMENTEINTRAG

Einfluss der Einträge auf die Flussperlmuschelbestände

Das Kieslückensystem des Bachgrundes (Interstitial) als Lebens- und Entwicklungsstätte der Jungmuscheln ist für den natürlichen Ablauf des Reproduktionszyklus entscheidend. Darüber hinaus bietet das Interstitial Adultmuscheln einen Schutzraum vor Verdriftung und Austrocknung. Für die Überlebensfähigkeit der Jungmuscheln ist ein hoher Austausch des Interstitials mit der fließenden Welle unabdingbar (GEIST und AUERSWALD 2007). Dieser Austausch liefert Frischwasser mit Sauerstoff und Nahrung bis in tiefere Sedimentschichten. Durch einen erhöhten Feinsedimenteintrag in die Fließgewässer kann, infolge einer dadurch bedingten verstärkten Sedimentation, dieser Prozess jedoch entscheidend gestört werden. Als Feinsediment werden nachfolgend die Korngrößenfraktionen (Sand, Schluff und Ton) $< 1 \text{ mm}$ bezeichnet. Die Sedimentation dieser Partikel kann zu einer Kolmation des Interstitials führen, wobei in eine innere und äußere Kolmation unterschieden werden kann. Für die innere Kolmation sind in erster Linie kohäsive Partikel wie Schluff oder Ton mit einer Korngröße $< 0,063 \text{ mm}$ verantwortlich. Die Partikel lagern sich unterhalb der Deckschicht ab und verfestigen dadurch die Sohle. Bei der äußeren Kolmation lagern sich Schwebstoffe im Kieslückensystem ab und können zu einer Sohlbedeckung und einer verminderten Durchlässigkeit führen. Durch einen hohen Anteil kohäsiver Partikel wird die Sohlverfestigung verstärkt. In unbeeinflussten Fließgewässern mit naturnahen EZG und geringem Feinsedimenteintrag ist die Kolmation als unproblematisch anzusehen, da unverfestigte sedimentierte Partikel bei Hochwasser leicht wieder abgetragen werden können (SCHÄLCHLI 2002). Ein erhöhter externer Feinsedimenteintrag führt jedoch zu einer stärkeren Kolmation des Interstitials, sodass die reinigende Wirkung der Hochwasser beeinträchtigt ist. Daneben existiert eine biogene Kolmation, die durch erhöhte Nährstoffeinträge bedingt ist. Beide Formen führen zu einer entscheidenden Habitatdegradation und werden als eine der wesentlichen Ursachen des Bestandsrückganges der Flussperlmuschel angesehen.

Identifizierung von Eintragsmengen und -quellen

Zur Quantifizierung des Sedimenteintrags eignen sich in die Bachsohle vergrabene Sedimentfallen (DENIC UND GEIST 2015; ÖSTERLING *et al.* 2010). Für funktionale Bestände sollte ein Feinsedimentanteil von 18 – 25 % (DEGERMAN *et al.* 2009; GEIST UND AUERSWALD 2007) sowie eine tägliche Sedimentationsrate von $87 \text{ g TM}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ Feinsediment nicht überschritten werden (DENIC UND GEIST 2015). Im Rahmen des ArKoNaVera-Projekts wurde in einem 3-monatigen

Experiment die aktive Habitatwahl der Muscheln untersucht. Der Feinsedimentanteil der letztendlich gewählten Habitate lag zwischen 10 und 25 % und damit im Rahmen der Grenzwerte für funktionale Bestände. Untersuchungen der täglichen Sedimentationsraten ergaben, dass die Werte in allen Gewässern oberhalb des Grenzwertes lagen. Lediglich im [REDACTED] waren diese nur in geringen Maße erhöht, jedoch überwiegen in diesem die Anteile der Korngrößen Schluff und Ton deutlich. Sowohl im [REDACTED] als auch im [REDACTED] lag der Feinsedimenteintrag 2016 etwa über das 2-fache über dem Grenzwert. Für den [REDACTED] ist dabei ein hoher Feinsandanteil, für den [REDACTED] ein hoher Schluffanteil charakteristisch.

Die Untersuchungen in 5 Gewässern im Vogtland haben einen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Feinsedimentanteil in gewässerinternen Sedimentboxen und im Substrat der Gewässer ergeben (siehe Abbildung 15, B), wobei 2016 im Mittel nur etwa 1/3 des Feinsedimenteintrags festgelegt und 2/3 stromabwärts transportiert wurden. Die hohe Korrelation der Schluff- und Sandanteile zwischen Boden im Gewässerumfeld und in den Sedimentboxen gibt einen Hinweis auf die Eintragspfade des Feinsediments ins Gewässer (Abbildung 15, A).

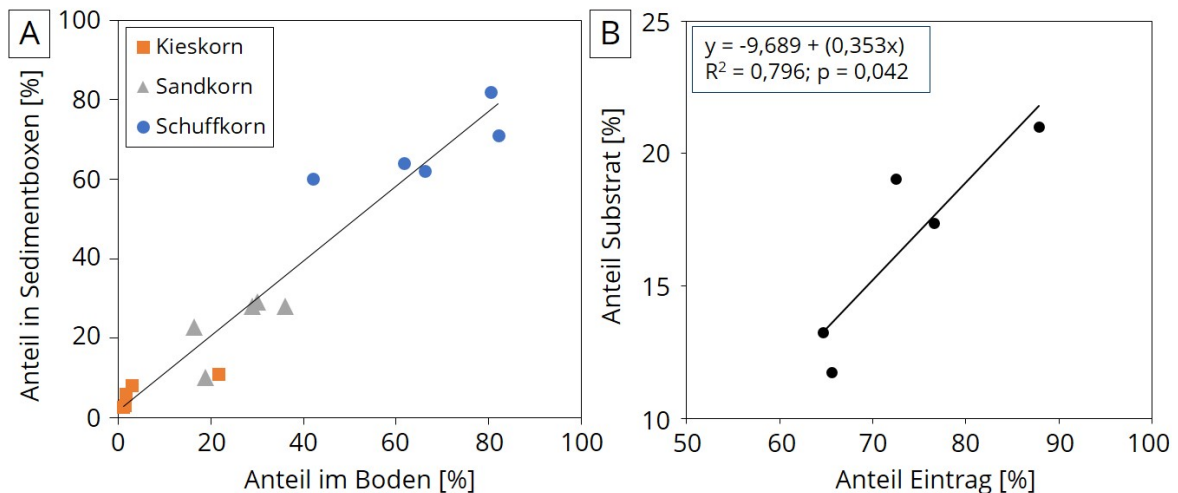


Abbildung 15: Eintragspfad von Feinsediment ins Gewässer. **(A)** Vergleich des Anteils von Feinsediment (< 1 mm, unterteilt in Schluff, Sand und Kies) im Boden (Abstand 10 m von Gewässer) und in Sedimentfallen, die bündig zur Substratoberkante in der Bachsohle eingegraben sind; **(B)** Vergleich des Anteils von Feinsediment (< 1 mm) in Sedimentfallen und im Substrat der Gewässer (Probenahme obere 15 cm mit Hess-Sampler).

Neben den Anforderungen der Flussperlmuschel sind auch jene der Wirtsfische zu beachten. Die Bachforelle benötigt für eine erfolgreiche Fortpflanzung ebenfalls eine ungestörte Sedimentstruktur mit einer hohen Substratdurchlässigkeit (STERNECKER UND GEIST 2010).

Ein unmittelbarer Effekt des Feinsedimenteintrags ist der Anstieg der Trübung bzw. Schwebstoffkonzentration. Langfristig sollte in Flussperlmuschelgewässern eine Schwebstoffkonzentration von 10 mg/l, kurzfristig von 30 mg/l nicht überschritten werden (VALOVIRTA 1998). Eine zu starke Trübung führt zur Einstellung der Filtration der Muscheln. Hält dieser Zustand über einen längeren Zeitraum an, kann es zum Tod der Muschel durch Sauerstoffmangel führen (BRITISH STANDARDS INSTITUTION 2017). Für eine erfolgreiche Reproduktion sollte die Trübung im Schnitt 0,96 nicht überschreiten, bereits ab einer durchschnittlichen Trübung von 4,1 wurde keine erfolgreiche Reproduktion mehr beobachtet

(ÖSTERLING *et al.* 2010). Untersuchungen in den vogtländischen Gewässern haben gezeigt, dass die Trübung mit Werten zwischen 6 und 24 NTU (jeweils Sommermittelwerte) die Vorgaben von ÖSTERLING *et al.* (2010) in vielen Fällen deutlich überschreitet. In Bezug auf Wachstum und Überleben konnte für die untersuchten Gewässer im Vogtland bis zu einer mittleren Trübung von 9 NTU (semi-adulte Flussperlmuscheln) und 20 NTU (juvenile Flussperlmuscheln) kein negativer Einfluss nachgewiesen werden. Bisher konnte jedoch noch nicht untersucht werden, ob unter diesen Bedingungen in den vogtländischen Gewässern eine erfolgreiche Reproduktion möglich ist.

- Durch Bodenumbrüche gewässernaher, bei Hanglage auch gewässerferner landwirtschaftlich genutzter Flächen besteht bei Regenereignissen die Gefahr eines direkten Sedimenteintrags durch Oberflächenabläufe (siehe Abbildung 16, A).
- Untersuchungen im ArKoNaVera-Projekt haben gezeigt, dass landwirtschaftliche Flächen, die über Drainagen entwässert werden einen hochrelevanten Eintragspfad darstellen. Insbesondere bei Starkregenereignissen wurden im Drainagezufluss sowohl von Grünlandflächen als auch von umgebrochenen Flächen deutlich erhöhte Sedimentationsraten festgestellt.
- Abschwemmungen über die gewässernahe Weidehaltung.
- Viehtritt kann bei gewässernaher Beweidung sowohl zu direkter Ufererosion als auch zu zertretenen Weideflächen und somit zu Feinsedimenteinträgen nach Regenereignissen führen (siehe Abbildung 16, B).
- Durch Bachtränken und unbefestigte Furten wird die Ufererosion und die Sedimentresuspension im Gewässer begünstigt.
- Abtrag entlang des sekundären Gewässernetzes (Wege, Straßen); Wege/Straßen wirken beschleunigend, während Grünland Bodenabtrag zurückhalten kann (GEIST UND AUERSWALD 2019).

Ein erhöhter Feinsedimenteintrag ist in erster Linie durch die landwirtschaftliche Nutzung des EZG bedingt:

- Großflächig angelegte nadelholzreiche Waldbestände mit fehlendem Unterwuchs bergen das Risiko des Feinsedimenteintrags durch Bodenerosion nach Regenereignissen, insbesondere nach Holzentnahme.
- Die Abfischung bewirtschafteter Teichanlagen mit direktem Gewässeranschluss kann zu einem erhöhten Feinsedimenteintrag führen (HOESS UND GEIST 2021).
- Erosion am Gewässerbett und Ufererosion bei eingeschnittenen Gewässer (siehe Abbildung 16, C).
- Feinsedimenteinträge infolge von Bauprojekten.
- Restbelastungen aus Kleinkläranlagen und sonstigen Einleitungen.
- Emissionen aus Steinbrüchen und Halden.
- Umverteilung nach partiellem Austrocknungsereignis im Gewässer (z. B. aus Oberläufen, wie im [REDACTED] 2020).

Weitere Feinsedimenteintragspfade:



Abbildung 16: Flächen- und Ufererosion: **(A)** von offen-liegendem Erdreich infolge eines Starkregenereignisses; **(B)** durch Viehtritt bei gewässernaher Beweidung; **(C)** durch Uferabbrüche tief eingeschnittener Gewässer.

Die Vermeidung der Feinsedimenteinträge aus den aufgeführten Pfaden ist für die Bestandsstabilisierung und für die Etablierung funktionaler Bestände der Flussperlmuschel von zentraler Bedeutung. In naturnahen Gewässern mit unbeeinflussten Auen und EZG ist die Kolmation ein natürlich ablaufender Prozess, die mit der Dekolmation im Gleichgewicht steht. Durch Hochwasserereignisse, infolge von Regenereignissen oder Schneeschmelze, wird die durch Feinsedimentablagerung verfestigte Sohle wieder gereinigt. Anthropogen-bedingte Feinsedimenteinträge führen zunehmend zu einer Verschiebung des Gleichgewichts, sodass die reinigende Wirkung der beschriebenen Ereignisse vermindert wird. Hochwasser durch Regenereignisse beinhalten zudem deutlich höhere Feinsedimentkonzentrationen aus externen Quellen als Schmelzwasser-bedingte Hochwasser. Letztere zeichnen sich daher durch ein erhöhtes Reinigungspotential der Sohle aus (HOESS UND GEIST 2020). Da klimatisch bedingt in der Zukunft mit schneeärmeren Wintern zu rechnen ist (LFULG 2020), ist die Vermeidung anthropogener Feinsedimenteinträge unabdingbar, um den reinigenden Effekt periodischer Hochwasser wieder aufzuwerten.

5.4.1.2 NÄHRSTOFFEINTRÄGE

Bei dem Eintrag von Nährstoffen in die Flussperlmuschelgewässer ist zwischen Punktquellen und diffusen Quellen zu unterscheiden. Punktquellen stellen zumeist Einleitungen aus kommunalen Abwässern oder Teichanlagen dar. Durch Oberflächenabläufe und Versickerungen können Nährstoffe ebenfalls aus diffusen Quellen (z. B. landwirtschaftlich genutzten Flächen) in die Gewässer gelangen.

Einfluss der Einträge auf die Flussperlmuschelbestände

Die Effekte eingetragener Nährstoffe auf die Muscheln können vielschichtiger Natur sein. Nährstoffe, wie Nitrat oder Phosphat, können zu einer Eutrophierung der Gewässer führen. Hohe Nährstofffrachten können ein starkes Bakterienwachstum und in Kombination mit erhöhten Gewässertemperaturen und einer



Abbildung 17: Lochplatte mit starkem Biofilmbewuchs.

hohen Strahlungsintensität ein starkes Algenwachstum bewirken. Dies kann zu einem erhöhten Biofilmbewuchs auf den Käfigen (siehe Abbildung 17) führen, was den Wasseraustausch mit der fließenden Welle erheblich beeinträchtigt und einen erhöhten Pflegeaufwand erfordert. Die Eutrophierung fördert zudem die biogene Kolmation (Vgl. Kolmation Feinsediment, Kapitel 5.4.1.1) durch Biofilmaufwuchs und die Sedimentation abgestorbenen Materials. Die Wasserqualität wird durch die Anreicherung mit Stoffwechselprodukten und einer Sauerstoffzehrung herabgesetzt. Erhöhte Nitratwerte (im Vergleich zu international gültigen Grenzwerten) scheinen auf das Überleben der Muscheln keinen unmittelbaren Effekt zu haben (siehe Tabelle 6 und 7). Bei Sauerstoffmangel und erhöhten Gewässertemperaturen wird der Prozess der Denitrifikation gefördert. Die dadurch erhöhten Nitrit- und Ammoniumkonzentrationen haben einen direkten negativen Effekt auf das Überleben der Flussperlmuschel. Insbesondere, wenn Ammonium bei erhöhten Temperaturen und hohem pH in ionisierter Form als Ammoniak vorliegt, sind direkte toxische Effekte auf Süßwassermuscheln und Fische zu erwarten (NEWTON UND BARTSCH 2007).

Identifizierung von Eintragsmengen und -quellen

Für den [REDACTED] und dessen Zuflüsse wurde eine umfangreiche Studie zur Identifizierung von Nährstoffeinträgen durchgeführt (KRANICH UND ULRICH 2019). Der [REDACTED] weist erhöhte BSB5-, Phosphat-, Ammonium- und Nitratwerte auf, was auf die Belastung mit kommunalem Abwasser hindeutet. Im Zufluss [REDACTED] wurden ebenfalls Hinweise auf eine Belastung mit

kommunalem Abwasser gefunden. Punktuell erhöhte TP- und Nitratwerte deuten auf Einträge aus Teichanlagen und Belastungen über Weidetierhaltungen hin. Durch eine allgemein erhöhte Nitratbelastung ist von diffusen Einträgen aus der Landwirtschaft auszugehen. Die detaillierte Analyse zuführender Drainagesysteme ist bisher nicht erfolgt.

Vergleichbare Analysen der Eintragspfade aus den jeweiligen EZG von [REDACTED], [REDACTED], [REDACTED] und [REDACTED] wurden bisher nicht durchgeführt. In den entsprechenden EZG sind ebenfalls Teichanlagen vorhanden, jene im [REDACTED] wurden z. T. als Karpfenteiche genutzt (STUFA PLAUEN 2005). Das Quellgebiet des [REDACTED] unterliegt dem unmittelbaren Einfluss der Stadt [REDACTED] mit einer zugehörigen Kläranlage in der Tschechischen Republik.

Seit dem Abschluss der Abwassersanierung im Jahr 2013 unterliegen die Flussperlmuschelgewässer nicht mehr dem Einfluss der Einleitung unbehandelter kommunaler Abwässer. Da jedoch die Anforderung der Flussperlmuschel an die Wasserqualität höher ist als die der WRRL für einen guten chemischen Zustand von Fließgewässern, sollten die Zuflüsse der Flussperlmuschelgewässer regelmäßig überwacht werden. So können mögliche Belastungsquellen identifiziert und behoben werden. Ebenfalls sollte die anforderungsgerechte Funktionsfähigkeit der einleitenden Kläranlagen regelmäßig kontrolliert werden. Auch bei Einhaltung der Grenzwerte gemäß WRRL ist eine Minderung anzustreben, um neue Flussperlmuschelhabitate zu schaffen. Im Falle einer Wasserausleitung darf diese jedoch nicht zur Veränderung der Quantität (Wasserbilanz) im Gewässer führen, da Wassermangel im Sommer wahrscheinlich zunehmend als kritischster Gefährdungsfaktor der Flussperlmuschel Bestände anzusehen ist.

5.4.1.3 SCHWERMETALLE, PESTIZIDE UND WEITERE MIKROSCHADSTOFFE

Ähnlich wie Nährstoffe können Mikroschadstoffe ebenfalls aus Punktquellen bzw. diffusen Quellen stammen. Dies können kommunale und industrielle Abwässer sein, aber auch Einträge aus der Landwirtschaft und privaten Haushalten sollten, ebenfalls wie eine geologische Hintergrundbelastung, in Betracht gezogen werden.

Einfluss der Einträge auf die Flussperlmuschelbestände

Oberflächengewässer werden durch Punkt- und diffuse Quellen mit einer Vielzahl an Mikroschadstoffen belastet. Prioritär überwacht werden dabei vor allem Substanzen bzw. deren Metabolite oder Abbauprodukte aus den Bereichen der Pestizide, Schwermetalle, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), aber auch Arzneistoffe. Die Belastung von aquatischen Organismen mit Mikroschadstoffen wie endokrinen Disruptoren kann verschiedene negative Folgen auf Fisch- und Muschelpopulationen haben. Bereits eine Exposition von 5 – 6 ng/l des synthetischen Östrogens 17 α -Ethinylöstradiol (EE2), ein Wirkstoff der Antibabypille, führte über einen Zeitraum von mehreren Jahren letztlich zu einem Zusammenbruch der Wildpopulation an Dickkopf-Elritzen (*Pimephales promelas*) in kanadischen Seen (Kidd *et al.* 2007). Bei Grünmuscheln (*Perna viridis*) wurden gentoxische, immuntoxische und neurotoxische Effekte, als auch Effekte von endokriner Disruption festgestellt, nachdem die Muscheln mit Bisphenol A (BPA), dem Arzneistoff Carbamazepin und/oder dem Herbizid

Atrazin exponiert wurden (JUHEL *et al.* 2017). In der Brackwasser-Muschel *Corbicula japonica* konnte eine Bioakkumulation von BPA festgestellt werden (HAYASHI *et al.* 2008). Die Süßwassermuschel (*Elliptio complanata*) zeigte in einem 1-jährigen Expositionsexperiment mit Abwasser eines Kläranlagenablaufes neben einer Beeinträchtigung des Wachstums deutlich Effekte einer Verweiblichung der Population (BLAISE *et al.* 2003).

Von Schwermetallen und Insektiziden ist ein Einfluss auf den Calcium-Metabolismus bekannt. In bayerischen Muschelpopulationen wurden deutlich erhöhte Konzentrationen des früher häufig genutzten Insektizids Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) bzw. dessen Abbauprodukt Dichlorodiphenyldichloroethylene (DDE) gefunden (FRANK UND GERSTMANN 2007). Aufgrund der Interaktion von DDT/DDE mit dem Calcium-Metabolismus ist eine Beeinflussung des Schalen-Aufbaus denkbar (FRANK UND GERSTMANN 2007). Cadmium interferiert ebenfalls mit dem Calcium-Metabolismus. Durch Bindung an die Calcium-Bindestellen wird die Calcium-Aufnahme verringert. Weiterhin beeinflusst es die Calcium-Homöostase auf mehreren Ebenen, was zu einer Störung des Schalenaufbaus führen kann (MACHADO UND LOPES-LIMA 2011).

Effekte in verschiedenen Süßwassermuscheln und deren Entwicklungsstadien gegenüber Chemikalien wie Metalle, Ammonium und aus Pestiziden stammende Wirkstoffe zeigten, dass vor allem eine hohe akute Sensitivität bei vielen Arten gegenüber Alachlor, Ammonium, Chlorid, Kalium, Sulfat, Kupfer, Nickel und Zink vorliegt und dies in der Weiterentwicklung von Wasserqualitätskriterien Berücksichtigung finden sollte (WANG *et al.* 2017).

Identifizierung von Eintragsmengen und -quellen

Im Rahmen des ArKoNaVera-Projekts erfolgte die Untersuchung ausgewählter Gewässer im Vogtland zur Erfassung endokrin wirksamer und mutagener Substanzen. Wasserproben wurden über eine Festphasenextraktion angereichert (10.000-fach), sodass trotz der zu erwartenden geringen Schadstoffbelastung im Gewässer gegenüber Abwasser dennoch die Wirkschwelle der Biotests erreicht werden kann. Folgende *in vitro*-Biotests wurden eingesetzt:

Hefereportergergen-Tests: erfassen östrogenes (YES, *Yeast Estrogen Screen*), anti östrogenes (YAES, *Yeast Anti-Estrogen Screen*), androgenes (YAS, *Yeast Androgen Screen*), anti-androgenes (YAAS, *Yeast Anti-Androgen Screen*) und dioxinähnliches (YDS, *Yeast Dioxin-like Screen*) Potential. Hierbei werden endokrin aktive Substanzen wie Hormone, Weichmacher, Insektizide oder andere chemisch völlig unterschiedliche Substanzen bzw. Substanzgruppen erfasst.

Ames-Tests (*Bacterial Reverse Mutation Test*) erfassen mutagenes Potential. Mutagene Substanzen können hier beispielsweise polyzyklische PAKs oder Schwermetalle sein.

Östrogenes, anti-östrogenes und Dioxin-ähnliches Potential konnte häufig in den untersuchten Gewässerproben aus dem Vogtland nachgewiesen werden (siehe Tabelle 10). Mutagenes Potential wurde in keinen der untersuchten Proben festgestellt.

Die Gewässer [REDACTED] und [REDACTED] zeigten häufige Nachweise bzw. ein hohes anti-östrogenes Potential, sodass hier die Prüfberichte der Staatlichen Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL) ab Juli 2017 auf auffällige Schadstoffvorkommen untersucht wurden.

Tabelle 10: Ergebnissen der hefebasierten Reportergergen-Tests zum Nachweis von hormonaktiven und Dioxin-ähnlichen Potentialen in den untersuchten Gewässerproben zweier Probenahmen (PN). [REDACTED]; [REDACTED]; [REDACTED]; [REDACTED]; [REDACTED]; [REDACTED]; (n.a.) nicht analysiert; (LOQ) Bestimmungsgrenze (limit of quantification); (*) aus SCHUBERT *et al.* (2019).

Gewässer	YES Östrogenität		YAES Anti-Östrogenität		YAS Androgenität		YAAS Anti-Androgenität		YDS Dioxin-ähnliche Aktivität	
	1. PN	2. PN	1. PN	2. PN	1. PN	2. PN	1. PN	2. PN	1. PN	2. PN
[REDACTED]					n.a.			n.a.		n.a.
[REDACTED]					n.a.			n.a.		n.a.
[REDACTED]					n.a.			n.a.		n.a.
[REDACTED]					n.a.			n.a.		n.a.
[REDACTED]					n.a.			n.a.		n.a.
[REDACTED]	n.a.		n.a.		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
[REDACTED] *										

< LOQ, nicht nachweisbar

≥ LOQ, moderat belastet

≥ LOQ, moderat belastet

Im [REDACTED] konnten verschiedene Arzneistoffe in höheren Konzentrationen nachgewiesen werden. Vor allem die Metabolite des Schmerzmittels Metamizol (4-Formylaminoantipyrin und N-Acetyl-4-aminoantipyrin) wurden in mittleren ng/l-Bereich nachgewiesen. Weitere Wirkstoffe wie Metformin (Anti-Diabetikum; bis 470 ng/l), Blutdrucksenker wie Valsartan (bis 140 ng/l) und Metoprolol (bis 70 ng/l), Antiepileptika wie Carbamazepin oder Gabapentin, aber auch weitere Schmerzmittel wie Diclofenac und Ibuprofen weisen auf den Einfluss von häuslichem Abwasser in dem Bach hin. Diethyltoluamid (DEET), ein Insektizid, als auch BPA wurden in diesem Gewässer im niedrigen ng/l-Bereich festgestellt, beide können östrogene Effekte hervorrufen. Auch schädliche Industriechemikalien wurden in diesem Bach nachgewiesen, Benzotriazol kommt im mittleren ng/l-Bereich vor.

Im [REDACTED] wurde ein geringeres Spektrum an Mikroschadstoffen im Routinemonitoring der BfUL gemessen. In den einzelnen Proben mit größerem Messspektrum wurden neben Arzneistoffen wie das Antidiabetikum Metformin (bis 310 ng/l) und das Schmerzmittel Diclofenac sowie die Metabolite von Metamizol und Blutdrucksenker wie Valsartan auch Antibiotika wie Sulfamethoxazol (59 ng/l) nachgewiesen. Daneben wurden im August 2017 Pestizide bzw. deren Metabolite nachgewiesen: Metazachlorsäure (46 ng/l), Metazachlorsulfonsäure (810 ng/l), Metolachlorsulfonsäure (97 ng/l), Dimethenamidsulfonsäure (52 ng/l), Dimethachlorsulfonsäure (20 ng/l). Ebenfalls wurde die östrogen aktive Substanz Di-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP; 120 ng/l) nachgewiesen, die als Weichmacher in Polyvinylchlorid (PVC), in Farben, aber auch in Kosmetikprodukten (Nagellack) und in Schädlingsbekämpfungsmitteln beigesetzt wird und global vorkommt. Des Weiteren konnten im [REDACTED] auch diverse PAK wie Fluoranthren, Phenanthren oder Pyren im niedrigen ng/l-Bereich nachgewiesen werden. Die Belastung an Mikroschadstoffen im [REDACTED] setzt sich demnach aus häuslichem Abwasser, aber auch aus landwirtschaftlichen und industriellen Quellen zusammen.

Am [REDACTED] und dessen Zuflüsse erfolgten Untersuchung zum Eintrag ausgewählter Schadstoffe. Bei [REDACTED] erfolgen Einleitungen aus dem aktiven Steinbruch und ehemaligen Stollen mit erhöhter Leitfähigkeit sowie erhöhten Sulfat- und Calciumwerten. Im Zufluss [REDACTED] wurden erhöhte Cadmium-Werte festgestellt (KRANICH UND ULRICH 2019).

5.4.2 Naturschutzkonforme Maßnahmen/Management zur Minderung der Stoffeinträge

Viele Maßnahmen zur Vermeidung von Feinsediment- und Nährstoffeinträge sind eng verzahnt und bedingen sich gegenseitig. So können durch Oberflächenabläufe oder Beweidung sowohl Feinsediment- als auch Nährstoffe eingetragen werden. Dementsprechend sind nachfolgend Maßnahmen zur Minderung beider Stoffeinträge aufgeführt:

- Zur Wiederherstellung der Pufferfunktion der Aue und zur Vermeidung von Viehtritten ist die Einrichtung bzw. Bewahrung eines Gewässerrandstreifens von mind. 10 m beidseitig der Flussperlmuschelgewässer entscheidend. Der Gewässerrandstreifen sollte aus der landwirtschaftlichen Nutzung ausgeschlossen sein bzw. extensiv als Dauergrünland ohne Beweidung bewirtschaftet werden.
- Ein Gewässerrandstreifen von 10 m mit oben benannter Bewirtschaftung sollte ebenfalls entlang der hydrologisch relevanten Zuflüsse der Flussperlmuschelgewässer oder einleitenden Drainagegräben eingehalten werden.
- Extensive Grünlandnutzung und Verzicht des chemischen Pflanzenschutzes auf landwirtschaftlich genutzten Flächen im unmittelbaren Umfeld von Flussperlmuschelgewässern und Minimierung von Düngung und Kalkung sowie Vermeidung der Düngung in Niederschlagsphasen.
- Auf angrenzenden Flächen von Zuflüssen sollte die Düngung reduziert und chemische Pflanzenschutzmittel nur punktuell nach Bedarf eingesetzt werden. Es ist eine extensive Grünlandnutzung anzustreben.
- Trinkwagen sind bei Beweidung gewässerfern aufzustellen und Weidetiere sollten keinen Zutritt zu Gewässern erhalten (Einhaltung des Gewässerrandstreifens).
- Drainagegräben können eine hohe Feinsediment- und Nährstofffracht transportieren und sollten daher zurückgebaut bzw. verschlossen werden. Im Rahmen des ArKoNaVera Projekts hat sich jedoch gezeigt, dass Drainageabflüsse während Trockenperioden, insbesondere in den Oberläufen der Gewässer, zeitweise den einzigen aktiven Zufluss zum [REDACTED] bilden und damit einen gewissen Abfluss sicherstellen. Daher sollte individuell geprüft werden, ob der Drainagezufluss mittels einer gesteuerten Drainage geregelt werden kann. Der Drainageabfluss ist in diesem Fall jedoch über einen Sedimentfang oder sonstige geeignete Strukturen (siehe Abbildung 18 und Tabelle 11) abzuleiten.
- Rückbau bzw. Befestigung unbefestigter Furten zur Vermeidung von Feinsedimenteintrag und Sedimentresuspension.
- Begrünung von Abflussmulden, wenn möglich in Kombination mit Sedimentfallen oder Feuchtflächen zur Denitrifikation.

Flächige erosionsmindernde Maßnahmen im EZG:

- Schlagteilung und Errichtung von Pufferstreifen durch Anpflanzung ökologisch wertvoller Hecken an besonders erosionsgefährdeten Flächen, insbesondere vor Straßen, um Straßenabläufe zu vermeiden.
- Konservierende (nicht-wendende), hangparallele Bodenbearbeitung, zur Steigerung der Infiltrationskapazität des Bodens und zur Verringerung der Bodenerosion durch Oberflächenabläufe.
- Erhöhung des Bodenbedeckungsgrades durch Zwischenfruchtanbau und Untersaaten.
- Wiedervernässung von Feuchtflächen zur Absetzung von Erosionsmaterial und zur Förderung der Denitrifikation.

Maßnahmen zur Minderung von Stoffeinträgen aus weiteren Quellen:

- Vermeidung von Kahlschlägen in der Waldwirtschaft, Förderung eines Pufferstreifens (mind. 10 m) durch Unterwuchs unmittelbar am Gewässer, Umbau von Fichtenmonokulturen zu Laub- oder Mischwald.
- Bepflanzung vegetationsloser Uferschabschnitte mit einheimischen, tiefwurzelnden Gehölzen, beispielsweise der Schwarz-Erle. Dadurch wird eine Uferstabilisierung und somit verminderter Feinsedimenteintrag erreicht. Zudem wird ein kühlender Effekt durch Beschattung erreicht und die Wurzeln bieten Rückzugsbereiche für Wirtsfische.
- Ist die naturschutzkonforme Nutzung von Teichanlagen (siehe Kapitel 5.2.3) gegeben, kann mit Hilfe dieser eine Pufferwirkung gegenüber Stoffeinträgen erreicht werden.
- Vermeidung des Feinsedimenteintrags infolge von Bauprojekten.
- Förderung von Randstreifen entlang des sekundären Gewässernetzes (Wege, Straßen) und Wiederbegrünung der Hangmulden oder „Bahnungen“, in denen der Abfluss sich konzentriert (Nutzung als Dauergrünland oder Blühwiesen).
- Durchführung einer Substratrestauration an geeigneten Stellen.

Neben der Vermeidung von Stoffeinträgen aus Ufererosionen bieten **Uferabflachungen, Maßnahmen zur Reduzierung der Eintiefung der Gewässer und allgemein Maßnahmen zur Anbindung der Gewässer an die Aue** die Möglichkeit auch Nährstoffe und Feinsedimente wieder aus dem Gewässer auszutragen. **Diese sollten daher bei zukünftigen Maßnahmen immer mit berücksichtigt werden.**

Zur effizienten Minderung des Nährstoffeintrags sind im Allgemeinen abflussverzögernde Strukturen zur Erhöhung der hydraulischen Verweilzeit geeignet. Diese sollten beispielsweise Drainageausflüssen oder Abflussmulden, in denen sich abfließendes Wasser von landwirtschaftlich genutzten Flächen konzentriert, nachgeschaltet werden. Ein reduzierter Stickstoff-Eintrag in das Gewässer wird in erster Linie durch eine erhöhte Denitrifikation erreicht. Die Effizienz ist temperaturabhängig und an anoxische Bedingungen sowie das Vorhandensein von organischen Kohlenstoffverbindungen geknüpft. Einige Strukturen haben zusätzlich das Potential eines positiven Effekts für den Rückhalt von partikulärem Phosphat, in der Regel durch die Sedimentation von Schwebstoffen. Je nach Geländestruktur und Platzverfügbarkeit bieten sich unterschiedliche Strukturen zur Minimierung des Nährstoffeintrags an. Diese zielen in erster Linie darauf ab das Wasser im Boden anzureichern, anoxische Bedingungen zu schaffen und organischen Kohlenstoff bereitzustellen (CARSTENSEN *et al.* 2020). Deren unterschiedliche Spezifikationen sind in Tabelle 11 und Abbildung 18

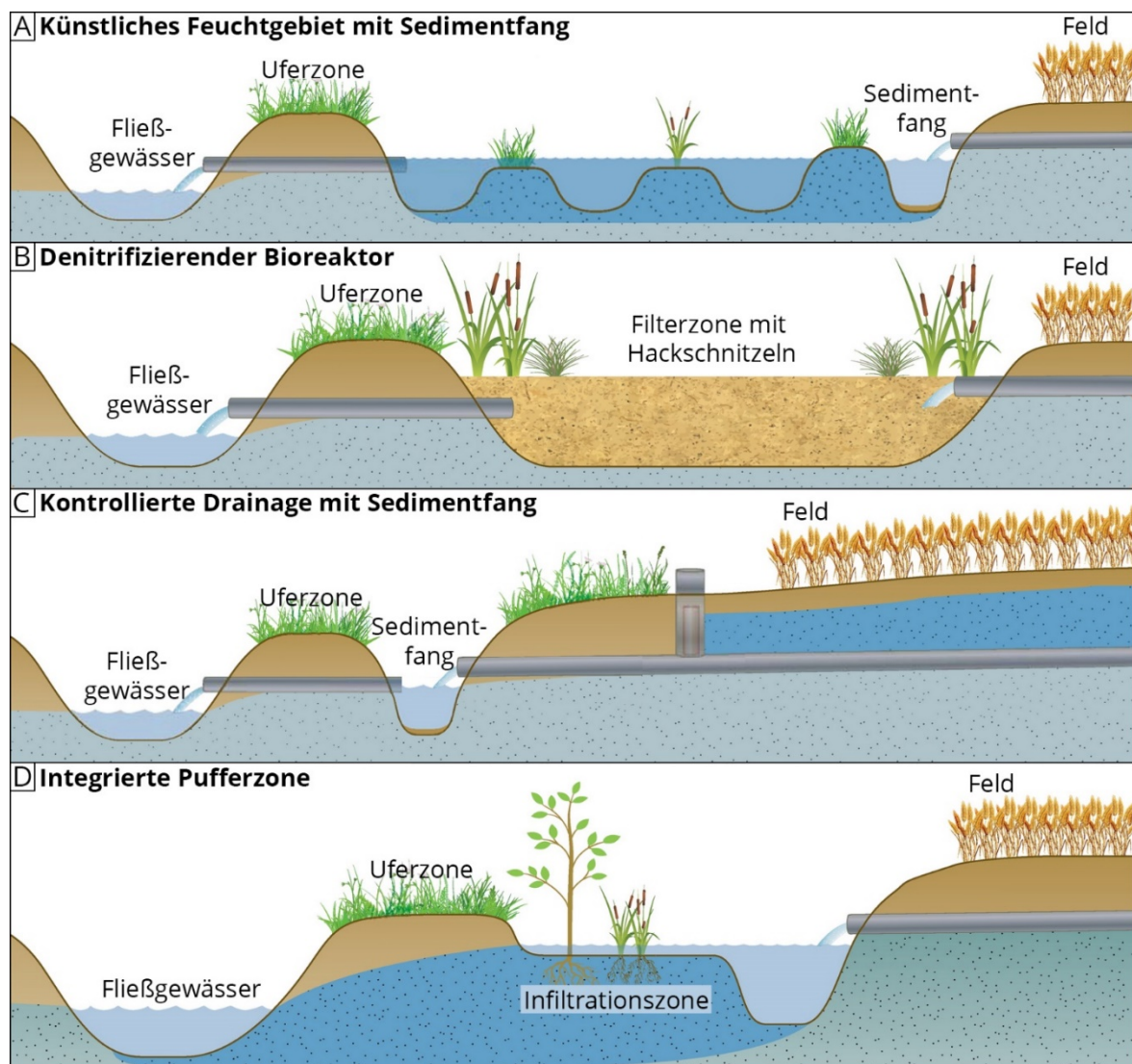


Abbildung 18: Maßnahmen zur Minderung des Feinsediment- und Nährstoffeintrags aus drainierten, landwirtschaftlich genutzten Flächen, CARSTENSEN *et al.* (2020), modifiziert. dargestellt.

Letztendlich sind die Anwendbarkeit und Effizienz der unterschiedlichen Systeme gegeneinander abzuwägen. Dabei sollten auch die weiteren Anforderungen, welche für einen guten ökologischen Gewässerzustand unabdingbar sind (siehe Kapitel 5.5), mit einbezogen werden, um größtmögliche Synergieeffekte zu erreichen.

Die Umstrukturierung bestehender Teichanlagen hin zu einer naturschutzkonformen Nutzung mit der Option zur Niedrigwasseraufhöhung in den Flussperlmuschel-Gewässern (siehe Kapitel 5.2.3 kann eine Minderung des Nährstoffeintrags bewirken und eine Pufferfunktion gegenüber Stoffeinträgen übernehmen sowie Austrocknungsereignisse vermeiden.

Tabelle 11: Übersicht möglicher Maßnahmen zur Minderung von Feinsediment- und Nährstoffeinträgen aus drainierten, landwirtschaftlich genutzten Flächen.

	Künstliches Feuchtgebiet mit Sedimentfang	Denitrifizierender Bioreaktor	Kontrollierte Drainage mit Sedimentfang	Integrierte Pufferzone
Wirkweise	Wasserrückhalt durch tiefe Bereiche; anoxische Bedingungen und Kohlenstoffbereitstellung durch flache Vegetationszonen	Mit kohlenstoffreichem Filtersubstrat (z. B. Hackschnitzel) gefülltes Becken in welches der Drainageausfluss eingeleitet wird	Grundwasseranhebung im Feld zur Wasserspeicherung und Förderung der Denitrifikation; vom Kohlenstoffgehalt im Boden abhängig; ausreichend Modulation des Drainageausflusses möglich	Wasserrückhalt in einem künstlichen Teich, Infiltration in anoxische, kohlenstoffreiche Bereiche.
Effekt	Denitrifikation; möglicherweise Phosphatreduktion; Feinsedimentrückhalt	Denitrifikation; Phosphatreduktion und Sedimentrückhalt nicht ausreichend untersucht	Nitratreduktion; ohne Sedimentfang Phosphatreduktion und Sedimentrückhalt vorwiegend durch Reduktion des Drainageausflusses. Ein Sedimentationsbecken bietet die Möglichkeit zur Sediment- und Phosphatreduktion	Nitratreduktion, Feinsedimentrückhalt und wahrscheinlich Phosphatreduktion. Bisher nur experimentelle Anwendung.
Praktische Anwendung	Hangneigung 2 – 3 %; hoher Flächenbedarf	Hangneigung 2 – 3 %; relativ geringer Flächenbedarf	Hangneigung < 1 %; geringer Flächenbedarf	Hangneigung > 4 %; moderater Flächenbedarf
Literatur	CARSTENSEN <i>et. al</i> (2020)	CARSTENSEN <i>et. al</i> (2020); CHRISTIANSON <i>et. al</i> (2012)	CARSTENSEN <i>et. al</i> (2020); CARSTENSEN <i>et. al</i> (2019)	CARSTENSEN <i>et. al</i> (2020); ZAK <i>et. al</i> (2018)

5.4.3 Anstehende Untersuchungen zum Management/Maßnahmen

Anhand von Wasserproben und mittels der beschriebenen, in die Bachsohle eingegrabenen, Sedimentfallen können Nähr-/Schadstoff- und Feinsedimenteinträge in den Gewässern erfasst werden. Somit können gezielt potenzielle Eintragspfade im EZG, wie Drainagegräben, umgebrochene Flächen ohne Pufferstreifen, Teichabflüsse, erosionsgefährdete Gewässerufer und weitere Zuflüsse analysiert und gegebenenfalls Defizite identifiziert werden. Anschließend ist zu prüfen, ob sich die Konzentrationen in einem für Flussperlmuscheln kritischen Bereich befinden und Maßnahmen zur Minderung erforderlich sind. Dies sollte in regelmäßigen Abständen erfolgen, um die räumliche und zeitliche Dynamik zu erfassen. Somit können auch nicht-offensichtliche und neue Eintragspfade identifiziert und der Erfolg der durchgeführten Maßnahmen analysiert werden. Der [REDACTED] ist als genutztes Aufzucht- und Auswilderungsgewässer durch mehrere Quellen mit Mikroschadstoffen belastet. Es wird empfohlen, in diesem Gewässer ein häufigeres chemisches Monitoring mit erhöhtem Substanzspektrum durchzuführen und so die Wasserqualität engmaschiger zu überwachen. Für die übrigen Aufzucht- und Auswilderungsgewässer wird ebenfalls empfohlen ein regelmäßiges Screening auf Mikroschadstoffe durchzuführen.

Unterstützend sollten geeignete Modelle (z. B. Erosion 3D) zur räumlichen und zeitlichen Simulation der Bodenerosion im EZG genutzt werden. Auf dieser Grundlage kann die Wirkung geeigneter Maßnahmen simuliert werden, um die Stoffeinträge in die Gewässer durch Bodenerosion nachhaltig zu minimieren bzw. zu vermeiden.

Zur Analyse der Kolmation eignen sich Messungen des Redoxpotentials, Sauerstoffgehalts, pH-Werts und der Leitfähigkeit. Dabei werden die entsprechenden Werte des Interstitialwassers in 5 – 10 cm Tiefe mit jenen der fließenden Welle verglichen (siehe Kapitel 5.1). Durch die Analyse des Feinsedimentanteils und des Korngrößenmedians können langfristige Veränderungen der Substratqualität überwacht werden. Dabei bietet sich ebenfalls eine räumlich/zeitliche Überwachung fixer Messpunkte an.

5.5 Wasserregime und Wassertemperatur

5.5.1 Ist-Zustand

Auf der Basis von Bioindikations- und Laborexperimenten im Rahmen von ArKoNaVera konnte gezeigt werden, dass vor allem bei juvenilen aber auch bei semi-adulten Flussperlmuscheln das Wachstum im Sommer bei mittleren Wassertemperaturen < 14,5 °C (Sommermittelwert) von der Temperatur limitiert wird. Im Rahmen von Laborexperimenten unter definierten Temperaturbedingungen im Bereich von 12 bis 25 °C, konnte ein signifikanter Anstieg des Wachstums der juvenilen Flussperlmuscheln mit dem Temperaturgradienten von 12 bis 21 °C nachgewiesen werden. Daraus kann man für den Flussperlmuschelschutz schlussfolgern, dass Gewässerabschnitte in den Krenal- und Epirhithral-Bereichen der Gewässer bzw. in kleineren Zuflüssen z. T. als Auswilderungs- oder auch Aufzuchtgewässer nicht geeignet sind (siehe Abbildung 19). Dies betrifft z. B. den [REDACTED] und den [REDACTED] sowie den Oberlauf des [REDACTED], da in diesen Abschnitten die Mindestwassertemperatur von 14,5 °C häufig nicht erreicht wird.

Durch den Klimawandel treten aber immer häufiger extreme Hitzewellen auf. Gleichzeitig nimmt der Niederschlag im Sommer ab. Das Niederschlagsdefizit lag 2018 trotz des Extrem-Niederschlagsereignis im Mai/Juni in Sachsen beispielsweise bei - 33 % (LfULG – FRANKE, Vortrag) Durch Niederschlagsdefizite und hohe Temperaturen sinken die Bodenfeuchte und Flusswasserstände bis zum Eintreten einer hydrologischen Dürre. Ein geeignetes Maß zur Bewertung der Wasserknappheit stellt neben dem Wasserdargebot, der integrierende Parameter Dürre dar (der monatlich vom UFZ-Dürremonitor für ganz Deutschland dokumentiert wird) sowie der Grundwasserflurabstand (siehe Pegel Adorf B12/5/62, iDA-Portal Sachsen) als Trockenheitsindikator für das TEZG der Flussperlmuschel-Gewässer im Vogtland. Erst wenn das Bodenwasserdefizit abgebaut ist, kommt es zu nachhaltiger Erholung der Wasserführung. Dieser Zustand ist in den Jahren 2018 bis 2020 nicht eingetreten.

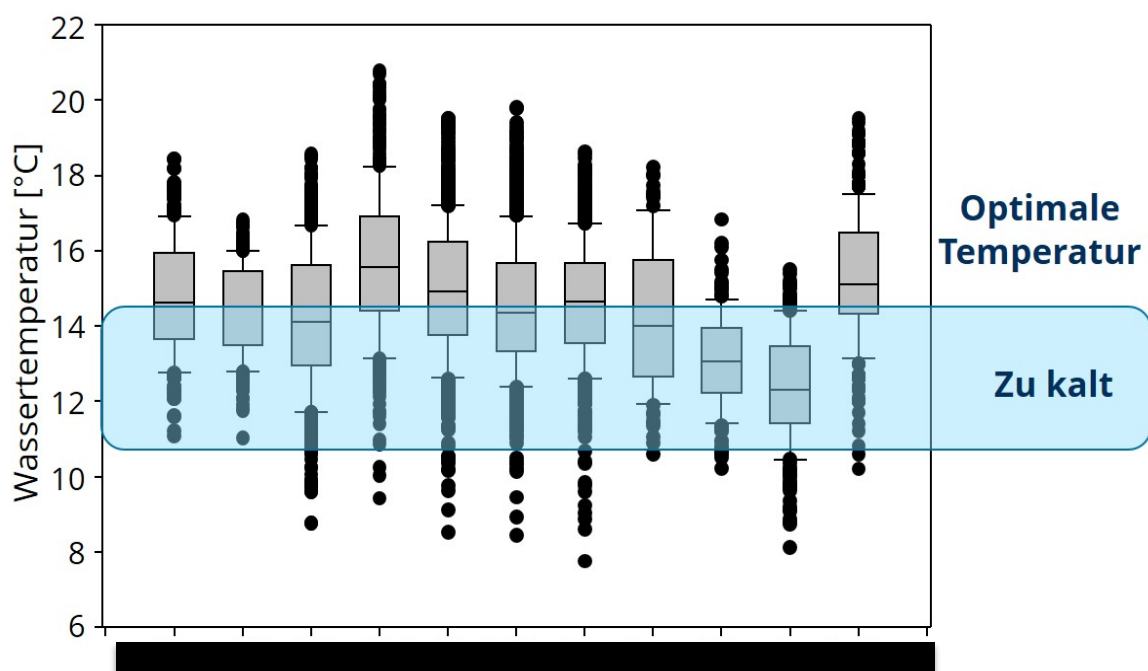


Abbildung 19: Mittlere Wassertemperatur im Sommer (Juni – August) in potentiellen Aufzucht- und Auswilderungsgewässern im Vogtland im Vergleich zur Lutter (Niedersachsen; reproduzierende Population). [redacted]; [redacted]; [redacted]; [redacted]; [redacted]; [redacted]; [redacted] 2003 – 2017; [redacted] ab 2018; [redacted]; [redacted]. Daten: ARKoNAVERA, unveröffentlicht; LANGE, unveröffentlicht; ALTMÜLLER unveröffentlicht.

Eine für den Flussperlmuschel-Schutz gravierende Folge ist neben der starken Aufwärmung nicht-beschatteter Gewässerabschnitte auch, dass in den letzten Jahren immer häufiger Gewässerabschnitte abschnittsweise austrocknen, oder nur noch aus einigen mit Wasser gefüllten, aber kaum durchströmten Pools bestehen (siehe Abbildung 21, A). Dies betrifft insbesondere die Oberläufe, aber auch zunehmend das Rhitral kleinerer Fließgewässer. Als kritisch gilt in den kleineren Mittelgebirgsbächen eine Abflussmenge von < 8 l/s. Durch die Verdrängung der Flussperlmuschel-Populationen in die Oberläufe, die zwar häufig eine bessere Wasserqualität und Strukturvielfalt aufweisen, ist die Gefahr der Austrocknung der Muschelhabitate noch weiter angestiegen.

Während der [REDACTED] seit dem Jahr 2000 in 6 Jahren partiell im Bereich der Altmuschelpopulationen ausgetrocknet ist (2003, 2012, 2015, 2018, 2019, 2020), sind darüber hinaus in den Hitzesommern 2018 und 2019 auch der [REDACTED], der Oberlauf des [REDACTED] (oberhalb [REDACTED]) sowie der [REDACTED] im Bereich von Riffles quasi trockengefallen. Wenn der Grundwasserflurabstand auf > 120 cm fällt, ist die Gefahr der partiellen Austrocknung der Bäche besonders hoch. Gleichzeitig korreliert eine Zunahme der maximalen Grundwasserflurabstände auch signifikant mit einer Abnahme von Überleben und Wachstum, vor allem bei den juvenilen, aber auch bei den semi-adulten Flussperlmuscheln.

Infolge sich häufender Austrocknungsereignisse wurden die Altmuscheln im Juli 2018 aus dem [REDACTED] evakuiert und nach aktueller Beschlusslage aufgrund der überdurchschnittlichen Austrocknungsgefahr dauerhaft umgesiedelt.

In den Flussperlmuschel-Gewässern wurde seit 2016 eine kontinuierliche Erfassung der Wassertemperatur (alle 15 Minuten) mit Datenloggern (Fa. Tinytag und Hobo) durchgeführt (Tagesmittel im Sommer (Juni – August), siehe Abbildung 19). In den Gewässern [REDACTED], [REDACTED], [REDACTED] und [REDACTED] wurde sowohl in beschatteten, als auch nicht-beschatteten Bereichen, eine maximale Tagestemperatur von 22°C nicht überschritten. In den Hitzesommern 2018 – 2020 stieg das Tagesmaxima in nicht-beschatteten Pools und Run-Bereichen im [REDACTED] auf 26°C (Juli 2019, August 2020) und im [REDACTED] auf $24,5^{\circ}\text{C}$ (Juni 2017). Durch eine adäquate Beschattung wurde hingegen auch in diesen Bächen erreicht, dass eine Maximaltemperatur von 22°C nicht überschritten wurde.

Für die juvenilen Flussperlmuscheln führten diese Extrembedingungen (Wassertemperatur $25 - 26^{\circ}\text{C}$) zu einer sehr hohen Mortalität (im Laborexperiment $95 - 100\%$). Bei den semi-adulten Flussperlmuscheln führten Wassertemperaturmaxima im Bereich zwischen 21 und 25°C zu einer signifikanten Abnahme der Wachstumsrate im Vergleich zu Wassertemperaturmaxima zwischen 18 und 21°C . Eine erhöhte Mortalität trat insbesondere dann auf, wenn zusätzlich zu hohen Temperaturen der Abfluss 10 l/s unterschreitet. In Niederbayern wurde in den Jahren mit sehr warmen Sommern mit niedrigen Abflüssen und Wassertemperaturen, die zeitweise $> 22^{\circ}\text{C}$ lagen, in einzelnen Gewässern auch eine etwas verringerte Trächtigkeit der Altmuscheln beobachtet.

Limitierend in Bezug auf die maximal tolerierbare Wassertemperatur in Gewässerabschnitten mit Flussperlmuscheln ist aber letztlich die Temperaturtoleranz der Bachforelle. Als Referenzwert bezüglich der Temperaturanforderungen für Fischgemeinschaften in Salmoniden-geprägten Gewässern wird von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) ein Temperaturmaximum von 20°C für Epi- und Metarhithal und von $21,5^{\circ}\text{C}$ im Hyporhithal angegeben. Der Optimumbereich der Bachforelle liegt in einem Temperaturbereich zwischen 10 und 18°C , wobei die Nahrungsaufnahme bei 18 bis 19°C noch möglich ist. ELLIOTT (1981) ermittelte einen Temperaturbereich von 21 bis 25°C , bei denen die Bachforellen etwa 1 Woche überlebten. ALABASTER UND DOWNING (1966) konnten nachweisen, dass bei Überschreitung von 20°C die Bachforellen verstärkt emigrieren. Daher sollte das Maximum der Tagesmittelwerte von Gewässerabschnitten mit Flussperlmuscheln 20°C nicht überschreiten, um sicherzustellen, dass sich die Bachforellen in der Phase des Glochidienausstoßes im Sommer im Bereich der Muschelpopulation aufhalten.

Daher wird empfohlen, in Flussperlmuschel-Gewässern Datenlogger zur kontinuierlichen Messung der Wassertemperatur (vor allem Juni – August) zu installieren. Es ist ausreichend in dem zu prüfenden Gewässerabschnitt einen Logger in der fließenden Welle etwa 5 cm oberhalb des Substrats zu exponieren und diesen einmalig am Ende der Exposition auszulesen. Sofern vorhanden, könnte ein zweiter Logger etwa 5 – 7 cm in das Substrat eingegraben oder in einem Abschnitt der nicht oder nicht vollständig beschattet ist exponiert werden.

Neben dem direkten Einfluss der Wassertemperatur auf die Flussperlmuschel, hat die Wassertemperatur auch indirekt einen Einfluss über die reduzierte Löslichkeit des Sauerstoffs sowie auf einen Anstieg des pH-Wertes und der Trübung infolge erhöhter Primärproduktion.

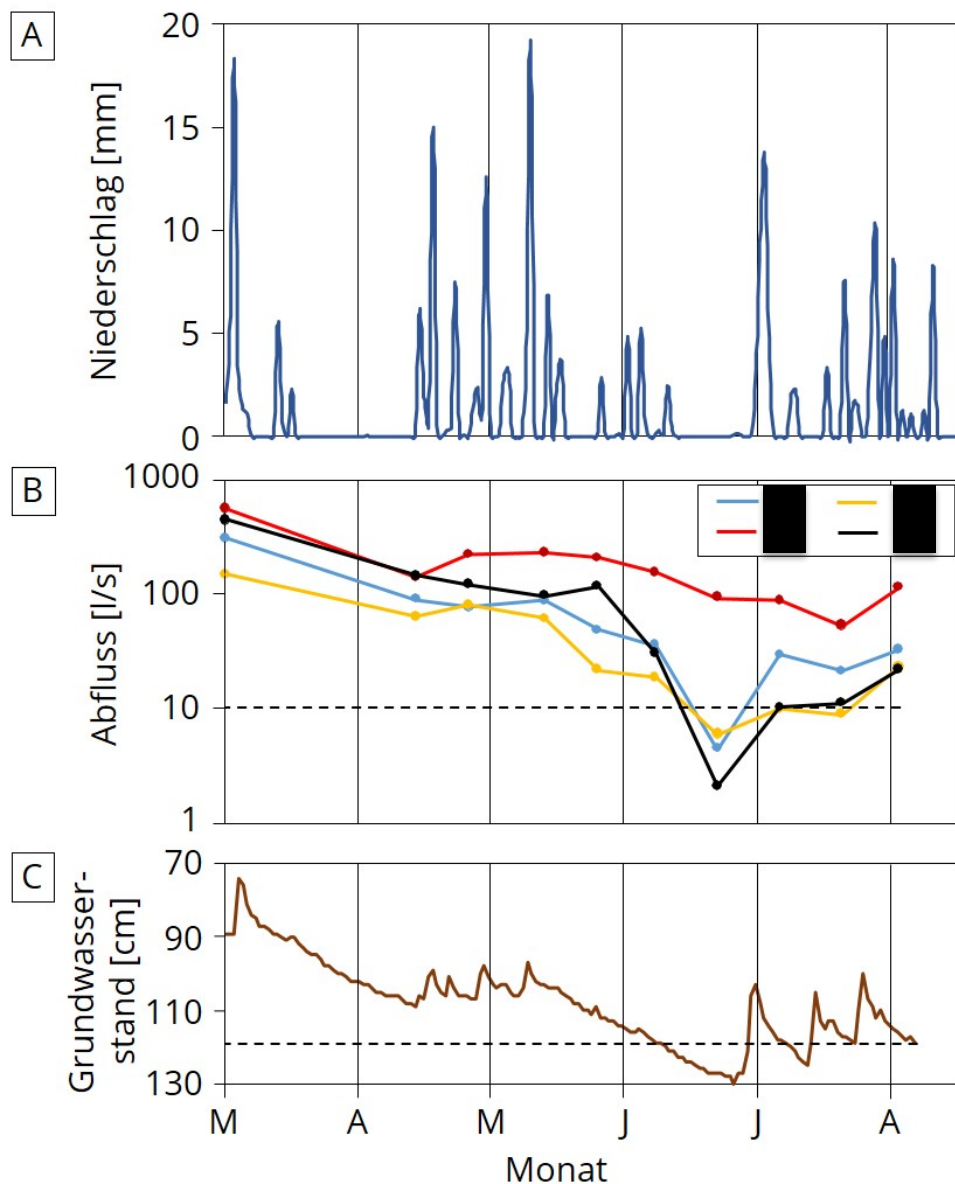


Abbildung 20: Täglicher Niederschlag (A) der Monate März bis August (Wetterstation Sohl) sowie Abfluss (B) der Fließgewässer [REDACTED], [REDACTED], [REDACTED] und [REDACTED] und Verlauf des maximalen Grundwasserflurabstandes (C) (Pegel Adorf B12/5/62). Die gestrichelte Linie kennzeichnet den kritischen Abfluss von 10 l/s bzw. den kritischen Grundwasserflurabstand > 120 cm. Daten: sklima.de, ARKoNAVERA, unveröffentlicht; iDA-Sachsen.

Es gibt Hinweise darauf, dass starke Flussperlmuschel-Jahrgänge nur dann zu erwarten sind, wenn in den ersten 4 Lebensjahren der Muscheln im Sommer an mindestens 10 Tagen pro Monat moderater Niederschlag ($> 1,1$ mm) auftritt. Betrachtet man den Trend der Anzahl der Regentage im Sommer (1950-2020), ist bei großer jährlicher Schwankung ein leichter (nicht-signifikanter) Rückgang der Niederschlagstage zu beobachten. Betrachtet man den Zeitraum seit Beginn des Sächsischen Nachzuchtprogramms, dann wird deutlich, dass in der 1. Phase (2003 – 2008) 5 von 6 Jahren, in der 2. Phase (2009 – 2014) noch 4 von 6 Jahren und in der 3. Phase (ArKoNaVera, 2015 – 2020) nur 1 von 6 Jahren im Juli und August mindestens 20 Regentage aufwiesen. Infolgedessen war der Netto-Output an juvenilen Flussperlmuscheln nach Durchlaufen der Hälterungsperiode in den Gewässern in der 3. Phase deutlich geringer als in der 1. Phase.

Während bereits Niederschlagsmengen von 1 – 2 mm einen Einfluss auf Abfluss und das Überleben der Flussperlmuscheln haben, zeigte sich, dass Niederschlagssummen > 5 mm/d zu keiner Abnahme des Grundwasserflurabstandes führen (siehe Abbildung 20). Während im TEZG des [REDACTED], [REDACTED] und [REDACTED] der Abfluss infolge des fehlenden Niederschlags im Juni 2019 kontinuierlich abnimmt, bleibt der Abflusswert im [REDACTED] relativ stabil (siehe Abbildung 20, B). Dies resultiert wahrscheinlich aus Unterschieden in der Bewirtschaftung der Fläche und dem daraus resultierenden Wasserrückhaltevermögen. Je feuchter der Boden ist, desto höher ist die hydraulische Leitfähigkeit und damit auch die Aufnahmekapazität des Niederschlags im Boden (KYSELÝ UND BERANOVÁ 2009).

Zu einer Veränderung des Wasserregimes hat bereits die Intensivierung der Landwirtschaft im 20. Jahrhundert beigetragen. Durch die Trockenlegungen von Feuchtwiesen und Mooren ging auch deren Pufferleistung zur Abflussregulierung verloren. Mittels unterirdischer Drainagen oder Entwässerungsgräben wird das Wasser konstant von landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgeleitet. Dadurch wird die Infiltrationskapazität prinzipiell erhöht und Oberflächenabläufe vermieden (BALLANTINE UND TANNER 2013). Die konstante Entwässerung bewirkt jedoch eine Grundwasserabsenkung (GRAMLICH *et al.* 2018) und somit eine gegebenenfalls unzureichende Wasserabgabe während Trockenperioden. Zusätzlich wird die Situation durch gewerbliche und private Wasserentnahme verschärft (KRANICH UND ULRICH 2019).



Abbildung 21: Niedrig- und Hochwassersituation. **(A)** Fast vollständige Austrocknung des [REDACTED] im Juli 2019; **(B)** Ausufern des [REDACTED] während eines Hochwassers im Mai 2018.

Für die Regeneration des Interstitiallebensraums haben Hochwasser eine entscheidende Bedeutung. Das abgelagerte Sediment wird ausgewaschen und gegebenenfalls durch Ausuferung ausgetragen (siehe Abbildung 21, B). Somit kann eine adäquate Durchströmung des Interstitials sichergestellt werden. Extremhochwasser bergen jedoch die Gefahr größerer Sedimentumlagerungen bei geringer Substratstabilität. Muscheln können gegebenenfalls in weniger geeignete Habitate verdriftet oder aus dem Gewässer ausgetragen werden (HASTIE *et al.* 2001). Durch die verminderte Pufferkapazität des EZG wird der Effekt der Starkregenereignisse zusätzlich verstärkt, da das Wasser nur bedingt in der Landschaft gehalten werden kann und es unmittelbar zu Spitzenabflüssen kommt. In den vogtländischen Flussperlmuschel-Gewässern stellten Extremhochwasser bisher nur eine untergeordnete Gefahr dar. Jedoch wurden bereits bei moderatem Hochwasser Verdriftungen ausgewilderter Flussperlmuscheln beobachtet, daher werden ebenfalls Maßnahmen zur Abminderung des Effekts von Extremhochwassern empfohlen.

5.5.2 Prognose

Durch den anthropogenen Klimawandel bedingt sind in Europa in der Zukunft häufigere und extremere Trockenperioden zu erwarten (SPINONI *et al.* 2018). Daher ist davon auszugehen, dass sich die Wassersituation in den Böden und in den Fließgewässern, insbesondere den Oberläufen, zunehmend verschärfen wird. Da die Flussperlmuschel als nicht-mobile Art nicht die Möglichkeit hat kurzfristig auf Austrocknungsereignisse zu reagieren ist für das Überleben der Flussperlmuschel-Populationen im Vogtland die Umsetzung entsprechender Maßnahmen zur Sicherung eines adäquaten Wasserdurchflusses unabdingbar. Beobachtungen im [REDACTED] haben gezeigt, dass adulte Flussperlmuscheln bei Austrocknungsereignissen eine vertikale Wanderung in tiefere Substratschichten durchführen und in dem feuchten (eventuell auch durchflossenen) Substrat 1 – 2 Wochen überleben können. Die Frequenz von Starkregenereignissen in Sachsen zeigt im Trend eine Abnahme im Frühjahr und eine Zunahme im Sommer (SCHALLER *et al.* 2020). Die Kombination zunehmend trockener Sommer und die Häufung sommerlicher Starkregenereignisse birgt die Gefahr häufiger auftretender Extremhochwasser infolge der verminderten Infiltrationskapazität trockener Böden (KYSELÝ UND BERANOVÁ 2009). Somit ist zunehmend die Gefahr struktureller Änderungen der Fließgewässer durch Sedimentumlagerung, Ufererosion oder Mäanderdurchbrüchen gegeben. Dies kann eine Verminderung der Substratqualität, das Überlagern von Flussperlmuschel-Beständen durch größere Uferabbrüche oder das Verdriften der Muscheln in weniger geeignete Habitate zur Folge haben.

Beobachtungen im Auswilderungsbereich des [REDACTED] nach dem Extremhochwasser im Mai/Juni 2018 ergaben, dass zumindest der Großteil der Flussperlmuscheln in der Lage war, sich so zu verankern, dass eine deutliche Verdriftung verhindert wurde. Darüber hinaus zeigte sich, dass das Hochwasser eine Durchspülung der oberen Substratschicht bewirkt hat, die einerseits zum Abtransport des Feinsediments und andererseits in Bereichen mit geringer Sohlstabilität zur Umlagerung des Substrats (vor allem Sand und Kies) geführt hat. Allerdings zeigte sich auch, dass bereits nach wenigen Wochen die ursprüngliche Substratstruktur (von vor dem Hochwasser) wieder vorherrschend war. Als extrem ungünstig für die Flussperlmuscheln hat sich erwiesen, dass sich an das Extremhochwasser unmittelbar eine langanhaltende

Trockenperiode (ohne Niederschlag) angeschlossen hat, infolgedessen keine allochthonen Futterressourcen neu in die Gewässer eingetragen wurden. Die Futterlimitation führte zu einem sehr geringen Wachstum und erhöhten Mortalitätsraten, vor allem bei den juvenilen Flussperlmuscheln.

Anhand von Daten der Wetterstation in Sohl (1950 – 2020) sowie hydrologischer Daten und Daten zum Grundwasserpegel (Station Adorf, iDA-Sachsen, 1970 – 2020) wurden langfristige regionale Trends für das Vogtland abgeleitet. Die Untersuchungsjahre zur Bioindikation (2016 – 2020) waren durch einen großen Gradienten im Muster der Lufttemperaturen und Niederschläge gekennzeichnet.

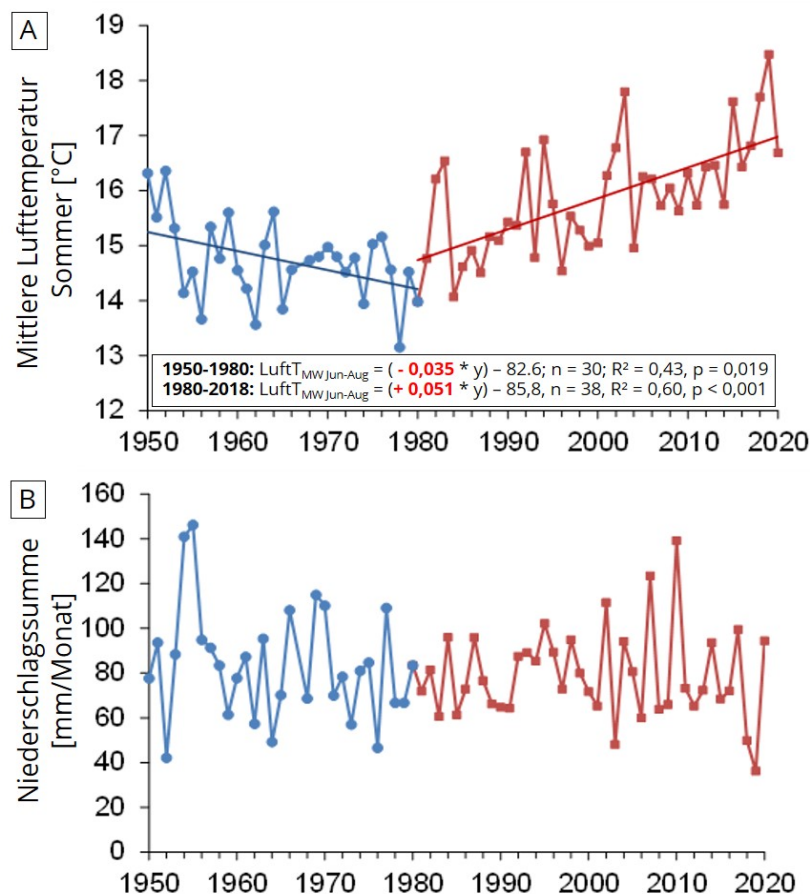


Abbildung 22: Trendanalyse der mittleren Lufttemperatur in Sohl (Vogtland) im Sommer (Juni – August) in den Jahren 1950 bis 1980 sowie 1980 bis 2020 (A). Trendanalyse der mittleren Niederschlagssumme im Sommer in Sohl (Vogtland) 1950-2020 (B). Es gibt weder für die Periode von 1950 bis 1980, noch für die Periode seit 1980 einen signifikanten Trend in Bezug auf die Niederschlagssumme. Datenquelle: DWD.

Der Temperaturtrend wird durch die lineare Regression der monatlichen Mittelwerte bestimmt. Die Lufttemperaturen blieben in den 1960er und 1970er Jahren relativ kühl, in den letzten 50 Jahren sind die Durchschnittstemperaturen um 0,51 °C pro Jahrzehnt wärmer geworden. Die mittleren Lufttemperaturen sind in den letzten 50 Jahren im Vogtland um 0,5 °C/Dekade gestiegen (siehe Abbildung 22, A). Im gleichen Zeitraum haben sich die jährlichen Niederschläge und die Niederschläge im Winter von 1950 bis 2020 nicht signifikant verändert (siehe Abbildung 22, B). Ein signifikanter Rückgang der monatlichen Niederschläge wurde nur während des

Monats April (um 3,1 mm/Dekade) beobachtet. Außerdem stieg die Häufigkeit des Auftretens von Jahren, in denen in der Sommerperiode weniger als 60 mm Regen gefallen sind von 1950 bis 2020 an. Dies führte in den Jahren seit 2000 in einigen Gewässern zu einem Absinken unter einen kritischen Abfluss von 5 l/s sowie zunehmend zu partiellen Austrocknungsereignissen in den Flussperlmuschel-Gewässern (siehe oben). Es wurde der Unterschied für die Sommerperiode zwischen Jahren mit (2003, 2012, 2015, 2018, 2019, 2020) und ohne partielle Austrocknung (2004, 2006, 2007, 2008, 2009, 2011, 2013, 2014, 2016, 2017) durch eine einseitige ANOVA analysiert: Neben dem monatlichen Niederschlag wurden auch signifikante Unterschiede für die Lufttemperaturen mit einem oberen Schwellenwert bei 17 °C sowie für die Minima der relativen Luftfeuchtigkeit mit einem unteren Schwellenwert von 45 % gefunden. Als Beispiel für einen hydrologischen Parameter wurde der maximale Grundwasserflurabstand im Sommer am Pegel Adorf verwendet. Wenn das Grundwasser auf > 120 cm fällt, ist die Gefahr der partiellen Austrocknung der Bäche besonders hoch. In den letzten 10 Jahren war im vogtländischen Projektgebiet ein deutliches Absinken des maximalen Grundwasserspiegels zu beobachten (siehe Abbildung 23).

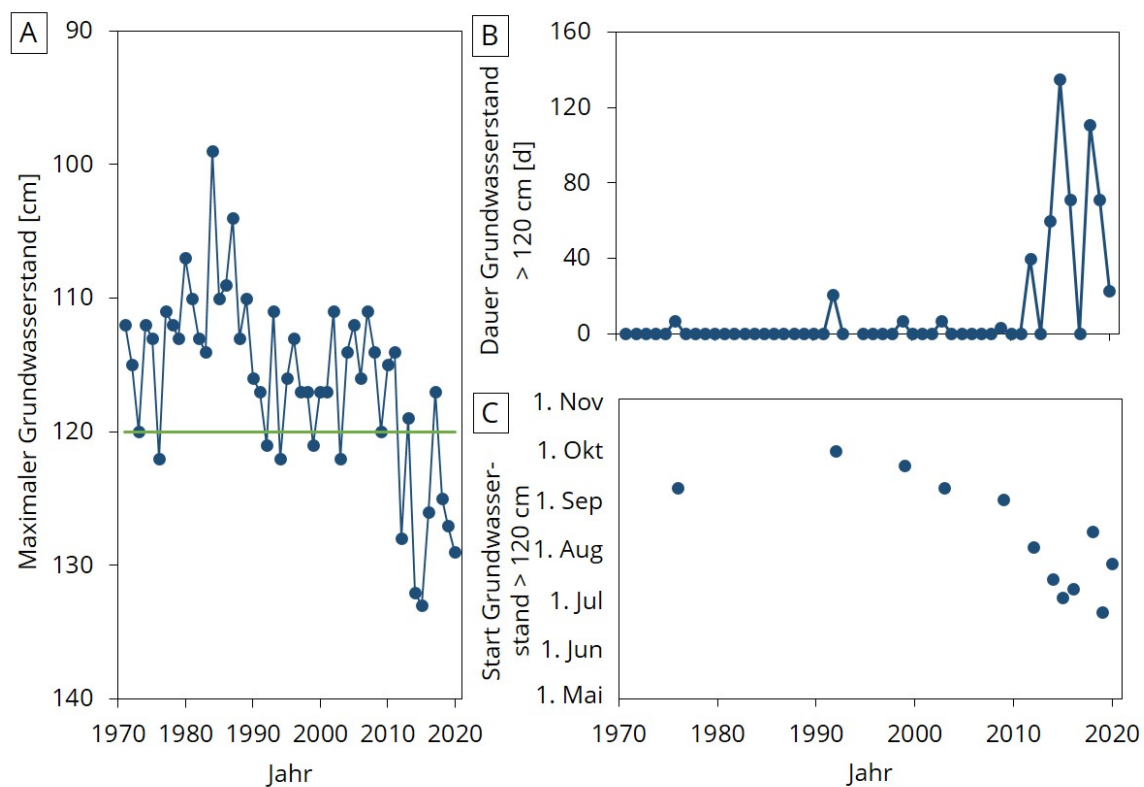


Abbildung 23: Trend zu sinkenden Grundwasserflurabständen; **(A)** Die Phasen mit extremen Absinken des Grundwassers (> 120 cm) dauern seit 2010 immer länger an **(B)** und beginnen immer früher im Jahr **(C)**. Daten: iDa-Sachsen; Grundwassermessstelle Adorf, B 12/5/62.

5.5.3 Naturschutzkonforme Maßnahmen/Management

Für einen effektiven Schutz der Flussperlmuschelpopulation sind flächige Maßnahmen im Gewässereinzugsgebiet zur Senkung der maximalen Wassertemperatur und der anthropogen- und klimatisch-bedingter Niedrig- bzw. Hochwassersituationen entscheidend. Diese zielen insbesondere darauf ab den Grundwasserspiegel und das Wasserrückhaltevermögen im EZG zu erhöhen, sodass durch eine Pufferwirkung Spitzenabflüsse vermieden, und während Trockenperioden ein Mindestabfluss sichergestellt werden kann:

- Eine Erhöhung des Grundwasserspiegels landwirtschaftlich genutzter Flächen kann langfristig durch den Rückbau von Drainagen erreicht werden. Durch eine **kontrollierte Drainagesteuerung** bietet sich jedoch ebenfalls die Möglichkeit den Wassergehalt des Bodens zu erhöhen und individuell anzupassen. Somit könnte ein konstanter, kühlender Grundwasserzufluss gewährleistet werden. Zusätzlich könnte während Niedrigwasserperioden, durch Anpassung des Wassergehalts des Bodens, das gespeicherte Wasser gezielt zur Erhöhung des Durchflusses genutzt werden (Carstensen et. al 2019). Dabei sollten geeignete Strukturen zur Minderung des Stoffeintrags, mindestens jedoch ein Sedimentfang vor der Einleitung in die Fließgewässer zwischengeschaltet werden. Durch einen erhöhten Wassergehalt des Bodens steigt die Gefahr von Oberflächenabläufen infolge von Regenereignissen. Um einen direkten Abfluss in Fließgewässer zu vermeiden ist ein 10 m breiter Gewässerrandstreifen zu Fließgewässern und Drainagegräben einzuhalten. Die Eignung der Nutzung eines Drainagemanagements ist im Vorfeld individuell zu prüfen.
- Die Bewahrung und Wiedervernässung gewässernaher Feuchtwiesen fördert den Wasser- und Feinsedimentrückhalt und erhöht somit die Pufferkapazität der Aue gegenüber Extremereignissen, wie Trockenperioden, Starkregenereignissen und Hitzeperioden. Durch eine solche Förderung eines oberflächennahen Grundwasserzustroms kann im Winter ebenfalls die Bildung von Grundeis vermieden werden.
- Durch eine konservierende Bodenbearbeitung lässt sich die Infiltrationskapazität des Bodens steigern. Durch den Erhalt senkrechter Makroporen (Regenwurm- oder Wurzelgänge) werden zudem Oberflächenabflüssen vermieden und die Erosionsanfälligkeit nimmt ab (siehe Feinsediment).
- Durch Begrünung von Hangmulden, Schlagteilung und Anpflanzung geeigneter Heckenstreifen kann der Wasserrückhalt gefördert werden. Besonderes Augenmerk sollte auf Bereiche mit starkem Gefälle oder anderen abflussbegünstigenden Strukturen, beispielsweise Wege und Straßen, gelegt werden.
- Bei naturschutzkonformer Nutzung von Teichanlagen im EZG (siehe Kapitel 5.2.3), ist eine Etablierung der Teiche als Wasserreservoirs für Niedrigwasserzeiten anzustreben.

Folgende punktuelle Maßnahmen sind geeignet, um eine zusätzliche Verschärfung der Niedrigwassersituation und einen Anstieg der maximalen Wassertemperatur während Trockenperioden zu vermeiden:

- Eine bedeutende Minderung der Wassertemperatur kann durch eine adäquate Beschattung durch die Anpflanzung von Ufervegetation erreicht werden. Die Beschattung offener Gewässerbereiche birgt selbst bei wärmerem Klima mit geringerem Durchfluss im Sommer ein großes Potential zur Senkung der Wassertemperatur (WONDZELL *et al.* 2018).
- Förderung einer kompakten Niedrigwasserrinne zur Gewährleistung einer ausreichenden Wassertiefe.
- Entfernung von Querverbauungen, insbesondere derer, die der privaten Wasserentnahme dienen.
- Wasserrechtlich genehmigte Wasserentnahmen dürfen nicht zur Verknappung im Fließgewässer führen; Einhaltung und Überprüfung der wasserrechtlichen Genehmigungen der Wasserentnahme.
- Wasserentnahmeverbote in Trockenperioden.*
- Installierung alternativer Löschwasserentnahmestellen (z.B. Hydranten).

Da Flussperlmuscheln aus Wiederaufzuchtprogrammen bis zur Auswilderung in Lochplatten, Holzboxen oder Käfigen gehalten werden, in welchen ein künstliches Habitat oberhalb des Sohlsubstrats geschaffen wird, sind diese stärker von Niedrigwasserständen bedroht. Gegebenenfalls sind Evakuierungsmaßnahmen in weniger austrocknungsgefährdete Gewässerabschnitte durchzuführen. Sollten Flussperlmuschel-Populationen trotz durchgeführter Maßnahmen von der Austrocknung bedroht sein, ist kurzfristig die Eignung folgender Maßnahmen zu prüfen:

- Externe Wassereinspeisung aus Teichen, Stauseen oder mittels Tanklastern.*
- Bergung der Muscheln und Zwischenhälterung.
- Gegebenenfalls Evakuierung der Muscheln in weniger austrocknungsgefährdete Gewässerabschnitte bzw. in andere Fließgewässer.

In jedem Fall sollten im Vorfeld alternative Gewässerabschnitte bzw. Ausweichgewässer identifiziert werden, um ein schnelles Handeln im Havariefall sicherzustellen.

Die oben benannten flächigen Maßnahmen zur Erhöhung des Wasserrückhalts im EZG dienen in erster Linie zur Vermeidung von Niedrigwasserphasen. Dementsprechend kann bei Starkregenereignissen mehr Wasser zurückgehalten werden, was die Gefahr von unmittelbaren Extremhochwassern minimiert. Zur Vermeidung von Substratumlagerungen

* Wurde in oberfränkischen Flussperlmuschel-Gewässern bereits umgesetzt.

und Verdriftungsereignissen von Muscheln eignet sich die Einbringung größerer Blöcke oder Steine in das Sohlsubstrat sowie Uferabflachungen, um ein frühzeitiges Ausufern des Fließgewässers zu gewährleisten.

Für Pegel, Abfluss und Wassertemperatur der Flussperlmuschelgewässer sollte die Etablierung eines automatisierten Echtzeitüberwachungssystems angestrebt werden, um Havariefälle zeitnah zu erkennen und entsprechende Gegenmaßnahmen einleiten zu können.

5.5.4 Anstehende Untersuchungen zum Management/Maßnahmen

Der Schwerpunkt zukünftiger Untersuchungen zur Erhöhung der Resilienz gegen die Auswirkungen des Klimawandels sollte die Eignung eines dynamischen Teich- und Drainagemanagements im EZG der Flussperlmuschelgewässer sein. Fischereilich bewirtschaftete Teichanlagen sind jedoch hinsichtlich ihrer naturschutzkonformen Nutzung dahingehend zu überprüfen, ob durch diese eine Verschlechterung der Wasserqualität und des Interstitials durch Nährstoffeinträge bzw. Feinsedimenteinträge hervorgerufen wird (siehe Kapitel 5.2.3). Es sollten regelmäßige Wasseranalysen und Sedimentationsanalysen (Stoffeinträge) vorgenommen werden. Sind diese Grundvoraussetzungen erfüllt kann in enger Abstimmung mit den verantwortlichen Teichbewirtschaftern eine Anpassung des Wasserstandes während Niedrigwassersituationen vorgenommen werden. Bei drainierten landwirtschaftlich genutzten Flächen ist die Nutzungsmöglichkeit kontrollierter Drainagen zu prüfen, insbesondere das Maß einer potenziellen Durchflusserhöhung sowie der Modulation der Bodenfeuchte.

5.6 Wirtsfische

5.6.1 Ist-Zustand

Für die Sicherung der erfolgreichen Reproduktion der Flussperlmuscheln ist es entscheidend, dass eine ausreichend hohe Abundanz an Wirtsfischen in den Gewässerabschnitten ausgewildeter Muscheln vorhanden ist. In Sachsen und generell in Mitteleuropa ist die Bachforelle (*Salmo trutta fario*) der entscheidende (einzige) Wirtsfisch, der für die Glochidien der Flussperlmuscheln als Wirtsfisch agiert.

Funktionale Perlmuschelhabitate sind aufgrund der geringen Produktivität der Gewässer typischerweise durch eine geringe Anzahl von Fischarten und vergleichsweise geringe Fischdichten gekennzeichnet. Der von GEIST *et al.* (2006) ermittelte mittlere Dichtebereich von Bachforellen in europäischen Perlmuschelbächen (funktional und nicht-funktional) lag bei 29 Individuen pro 100 m² (funktionalen Perlmuschelpopulationen < 20 Individuen pro 100 m²), mit einem durchschnittlichen Anteil von 31 % 0+ Fischen. Andere Autoren haben auch Bachforellendichten in der Größenordnung von 10 Individuen (ZIUGANOV *et al.* 1994), 10 – 20 Individuen pro 100 m² (BAUER *et al.* 1991) oder 5 – 30 Individuen pro 100 m² (SKINNER *et al.* 2003) vorgeschlagen. Da die Überlebensrate der Glochidien auf jüngeren Bachforellen deutlich höher ist, muss ein ausreichender Anteil an Jungfischen (Altersklasse 0+ und 1+) vorhanden sein (mindestens 2 – 3 Individuen/10 m² (GEIST UND KUEHN 2008)). In den vogtländischen Gewässern

wird von einer ausreichenden Abundanz der Bachforelle ausgegangen (siehe Abbildung 24). Neben der Abundanz ist die genetische Eignung der Bachforelle, deren Fitness (Versorgen von Glochidien während Metamorphose und Wachstum mit Nährstoffen) und das Ausbleiben einer Immunität, die zur Abstoßung der Glochidien führen würde, von Bedeutung. Sofern es sich um einen autochthonen Bestand an Bachforellen handelt, ist von einer Eignung auszugehen. Im Detail wird dieser Zusammenhang aktuell noch wissenschaftlich untersucht. Um auszuschließen, dass die Infizierung, Enzystierung und Metamorphose der Flussperlmuscheln nicht erfolgreich ist, wird im Rahmen der Evaluierung der Auswilderung (nachdem eine Trächtigkeit der ausgewilderten Flussperlmuscheln beobachtet wurde) eine vorsichtige Elektrofischung im Bereich der Auswilderungsstelle durchgeführt, um die Anzahl und Qualität der Infizierung der Bachforellen zu prüfen.

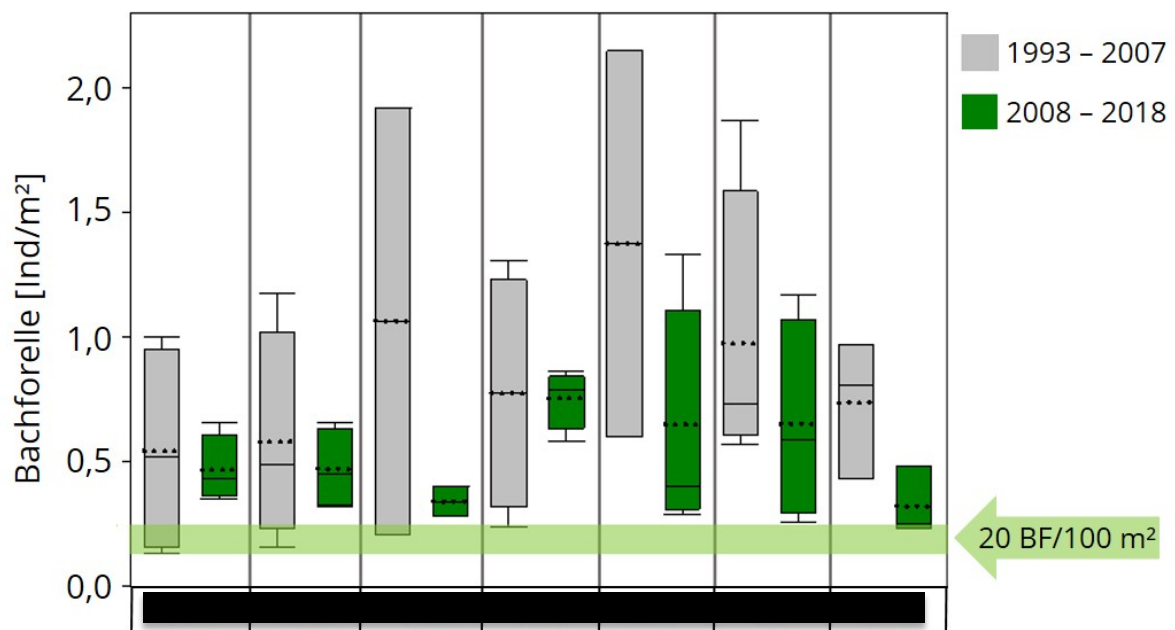


Abbildung 24: Abundanz der Bachforelle (BF) in etablierten und potenziellen Auswilderungsgewässern im Vogtland. [redacted]; [redacted]; [redacted]; [redacted]; [redacted]; [redacted]; [redacted]. Daten: Einzelabfrage der Fischart Bachforelle aus dem Sächsischen Fischartenkataster für die Jahre 1992 – 2018 (LfULG, Königswartha).

Da die Glochidien nach deren Ausstoß nur etwa 24 – 48 h und ausschließlich flussabwärts infektiös sind (JANSEN *et al.* 2001), ist es entscheidend, dass sich die Bachforellen unmittelbar unterhalb der adulten Flussperlmuscheln aufhalten. YOUNG UND WILLIAMS (1984a) konnte belegen, dass von 1 Milliarde Glochidien etwa 4000 von Bachforellen eingeatmet werden und sich auf den Kiemen enzystieren können, wo sie 10 – 11 Monate als obligate Kiemenparasiten vom Blut leben und dabei von 70 auf 350 µm wachsen und eine Metamorphose zur Muschel vollziehen. Daher ist neben der Abundanz und Immunantwort der Bachforellen auch entscheidend, dass ein zeitliches und räumliches Zusammentreffen von trächtigen Flussperlmuscheln und Bachforellen während des Glochidienausstoßes gewährleistet ist, in denen sich die Muschelbank befindet bzw. in welchen sich hohe Flussperlmuschel-Dichten befinden.

5.6.2 Prognose

Während die Flussperlmuscheln Wassertemperaturen $> 20^{\circ}\text{C}$ (bis maximal 24°C) überleben, führen Wassertemperaturen $> 19^{\circ}\text{C}$ bei der Bachforelle bereits zur Migration aus dem Gewässerabschnitt und Wassertemperaturen zwischen 21 bis 25°C schon nach etwa einer Woche zum Tod (ELLIOTT 1981). Hohe Wassertemperaturen korrelieren im Gewässer häufig mit einer Abnahme des Abflusses, was ebenfalls zur Abwanderung der Bachforellen führt. Daher besteht hier die Gefahr, dass ein räumliches Zusammentreffen von Flussperlmuschel und Bachforelle für die Zeit des Glochidienausstoßes (Juli/August) nicht gegeben ist. Insbesondere nach partiellen Austrocknungsereignissen muss in einem Gewässer geprüft werden, ob nach dem Ereignis eine natürliche Wiederbesiedlung mit mindestens 10 Bachforellen/100 m² erfolgt ist. Die Trendanalysen der Lufttemperatur sowie zum Grundwasserstand im Gebiet belegen eindeutig, dass die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten dieser kritischen Phasen (mit Wassertemperaturen $> 20^{\circ}\text{C}$ und partieller Austrocknung) zunimmt.

Infolge der mit dem Klimawandel einhergehenden starken Erwärmung, wurde der Referenzwert der Temperaturanforderungen für Bachforellen (mit Temperaturmaxima von 20°C) 2018 – 2020 in einzelnen Gewässerabschnitten (insbesondere, wenn keine Beschattung vorlag) zeitweise um bis zu 4 K überschritten. Partielle Austrocknungsereignisse im Gewässer können Arealverschiebungen der Bachforellenpopulation innerhalb eines Fließgewässersystems auslösen. Daher sollte als Option zur Prognose der Trend hinsichtlich der Abundanz der Bachforellen geprüft werden.

5.6.3 Naturschutzkonforme Maßnahmen/Management

Folgende Maßnahmen werden zum Schutz der Wirtsfischbestände und der Interaktion von Flussperlmuschel und Wirtsfisch empfohlen:

- Herstellung einer ausreichenden Beschattung der Gewässer, zur Vermeidung von Extremtemperaturen (über 21°C) im Gewässer (Vergleich Kapitel 5.5).
- Vermeidung der Auswilderung von Flussperlmuscheln in den Oberläufen der Gewässer aufgrund der hohen Anfälligkeit für Niedrigwassersituationen und der damit einhergehenden Abwanderung der Wirtsfische.
- Erhöhung des Wasserrückhalts in der Fläche (Vergleich Kapitel 5.5).
- Durchführung von gewässerinternen Maßnahmen wie das Einbringen von Störsteinen zur Erhöhung der Strömungsdiversität und der Anzahl von Einständen für Bachforelle.
- Entfernen von Querbauwerken, die noch als Wanderungshindernisse der Bachforelle wirken.

- Regelmäßiges Monitoring der Bachforellen-Abundanz in Bereichen der Flussperlmuschel-Populationen (besonders nach Austrocknungsereignissen) und gegebenenfalls Nachzucht von autochthonen Bachforellen, um einen Bestand von > 10 Individuen/100 m² absichern zu können.
- Verbot der Angelnutzung in Flussperlmuschel-Gewässern.
- Falls notwendig nur Besatz mit autochthonen Bachforellen.
- Wasserentnahmeverbote in Trockenperioden.
- Installierung alternativer Löschwasserentnahmestellen (z.B. Hydranten).

5.6.4 Anstehende Untersuchungen zum Management/Maßnahmen

Die Wirtsfischbestände sollten in der Umgebung der Auswilderungsstellen regelmäßig überwacht werden. Die Elektrobefischung wird weithin als die beste und kostengünstigste Methode zur Überwachung von Fischpopulationen in flachen Bächen und Flüssen empfohlen (Cowx 1995).

In Sachsen werden alle Befischungen, die im Rahmen der WRRL-Untersuchung durchgeführt werden, seit 1992 in der Datenbank des Sächsischen Fischartenkataster (LfULG, Königswartha) erfasst. Es sollten nur Befischungen einbezogen werden mit einer minimalen Befischungsstrecke von 50 m, wobei die Befischungsstrecke in räumlicher Nähe zur Auswilderungsstrecke stehen sollte (im besten Fall 50 – 100 m unter und oberhalb der Auswilderungsstrecke). Um eine Schädigung der ausgewilderten Flussperlmuscheln zu vermeiden, sollten Befischungen im Bereich von Auswilderungshabitaten zukünftig immer von einem Flussperlmuschel-Experten begleitet werden (Aquascope, bzw. PIT-Tag Signalerfassung). Von diesen Stellen werden anschließend mittlere jährlichen Einheitsfänge (CPUE – *catch per unit effort* – gefangene Individuen pro 100 m befischter Strecke) ermittelt und mit dem Zielwert verglichen. Da die effektive Befischungsbreite beim Elektrofischfang ca. 2 m beträgt und man in kleineren Fließgewässern (wie in den Auswilderungsgewässern) eine durchschnittliche Fangquote von ca. 50 % (Flucht, Scheuchwirkung usw.) annimmt, ergibt sich eine reale Beprobung von 1 m Breite. Somit kann der Zahlenwert CPUE (Individuen/100 m) beim Elektrofischen analog als Abundanz (Individuen/100 m²) angesehen und für Vergleiche verwendet werden.

Sofern im Rahmen der WRRL-Befischung keine geeigneten Gewässerabschnitte beprobt werden bzw. die Terminierung nicht passt, sollte an Gewässerabschnitten mit Flussperlmuscheln eine gezielte zusätzliche Elektrobefischung durchgeführt werden, einerseits um die Dichte und Altersverteilung der Bachforellen und andererseits auch deren Infizierungsgrad mit Glochdieren zu analysieren.

Neben der Abundanz der Bachforellen sollten darüber hinaus noch folgende Kriterien geprüft werden:

- Altersstruktur der Bachforellenpopulation (für die Infizierung und Metamorphose der Glochidien sind zwar primär Bachforellen der Altersklasse 0+ und 1+ entscheidend, dennoch kann nur über eine ausgewogene Altersstruktur eine langfristig hohe Abundanz von Jungfischen gesichert werden).
- Prüfung ob räumliches und zeitliches Zusammentreffen der Bachforelle und trächtiger Flussperlmuscheln gewährleistet ist.
- Prüfung einer erfolgreichen *in situ*-Infizierung und des Infizierungsgrades der Bachforellen durch vorsichtige Kontrolle der Kiemen bei einzelnen mit Elektrofischerei gefangenen Bachforellen (bevorzugt im Mai, da dann Glochidien bereits makroskopisch gut sichtbar sind).

5.7 Nahrungsversorgung der Flussperlmuscheln

Flussperlmuscheln ernähren sich durch Filtration von Wasser. Mit Hilfe ihrer feinmaschig aufgebauten Kiemen können sie eingestrudelt Wasser filtrieren und so die darin enthaltenen Schwebstoffe auffangen und zu ihrem Verdauungstrakt weiterleiten. Eine Sonderform der Nahrungsaufnahme tritt bei den juvenilen Flussperlmuscheln mit einer Größe kleiner 1,5 – 2,2 mm auf. Deren Kiemenapparat entwickelt sich erst in den ersten Lebensjahren vollständig aus, sodass eine effiziente Ernährung mittels Filtration auch erst ab einer Schalenlänge von 2,2 mm möglich wird (LAVICTOIRE *et al.* 2018; SCHARTUM *et al.* 2017). Zuvor ernähren sich die juvenilen Muscheln durch sogenanntes *pedal feeding*, also die Aufnahmen von Nahrungspartikeln mit Hilfe ihres Fußes. Der Fuß der juvenilen Flussperlmuscheln ist dafür mit unzähligen kleinen Wimpern (Cilien) besetzt mit welchem Nahrungspartikel zum einen wie auf einem Förderband ins Schaleninnere transportiert werden können und zum anderen ein ins Schaleninnere gerichteter Wasserstrom erzeugt wird (LAVICTOIRE *et al.* 2018).

Die Entwicklung des Kiemenapparates ist dabei nicht alters- sondern größenabhängig und damit höchstwahrscheinlich auch abhängig von der vorhandenen Nahrungsqualität. Je höher diese ist, desto besser und schneller können die juvenilen Flussperlmuscheln wachsen, ihren Kiemenapparat entwickeln und desto eher können sie ihre Ernährungsform vom "*pedal feeding*" zur Filtration umstellen (LAVICTOIRE *et al.* 2018; SCHARTUM *et al.* 2017).

Ontogenetische Studien legen nahe, dass Flussperlmuscheln in der Lage sind auch sehr kleine Partikel (< 2 µm) aus dem Wasser herauszufiltern und die juvenilen Muscheln das gleiche Größenspektrum bevorzugen wie die adulten Muscheln (LAVICTOIRE *et al.* 2018; SCHARTUM *et al.* 2017). Die maximale Partikelgröße wird aufgrund von elektronischenmikroskopischen Aufnahmen der Mundregion von juvenilen Flussperlmuscheln (LAVICTOIRE *et al.* 2018) auf < 30 µm geschätzt. Darüber hinaus haben Hälterungs- und Futterexperimente mit juvenilen Flussperlmuscheln im Labor im Rahmen des Projekts ArKoNaVera gezeigt, dass die besten Überlebensraten von juvenilen Flussperlmuscheln nach Fraktionierung des Futters auf die Größenfraktion < 30 µm erzielt werden konnten.

Bei der Nahrung filtrierender Flussperlmuscheln handelt es sich um Seston der Größenfraktion $< 30 \mu\text{m}$. Juvenile, sich über „*pedal feeding*“ ernährende Flussperlmuscheln, konsumieren primär Detritus (absedimentiertes Seston am Gewässergrund) derselben Größenfraktion. Im Rahmen des Projekts ArKoNaVera konnte durch die Analyse stabiler Isotope gezeigt werden, dass juvenile, in Lochplatten gehälterte, Flussperlmuscheln (im ersten Jahr nach Abfallen vom Wirtsfisch) und semi-adulte (10-jährige) Flussperlmuscheln dieselbe Nahrungsquelle konsumieren und der Kohlenstoff dieser Nahrung zum großen Anteil terrestrischen Ursprungs ist (BRAUNS *et al.* 2021).

Detritus wurde bereits von HRUSKA (1999) als Hauptnahrungsquelle der Flussperlmuschel beschrieben. Dieser setzt sich naturgemäß aus einer Vielzahl verschiedener Komponenten zusammen. Einen Großteil bildet das abgestorbene organische Material, welches in einem Fließgewässer entsteht oder in dieses eingetragen wird (z. B. Laub, Wurzeln, Totholz, tote Insekten und andere Tiere). In den vogtländischen Flussperlmuschel-Gewässern ist hierbei besonders Laub der Gattungen *Alnus sp.* (Erle) und *Salix sp.* (Weide) sowie der Art *Phalaris arundinacea* (Rohrglanzgras) zu erwähnen, welche die Gewässerränder dominieren. Als wichtige Calciumquellen spielen hierbei besonders das Laub der Gattungen *Alnus sp.* (15 mg Ca/kg TM) und *Salix sp.* (24 mg Ca/kg TM) eine große Rolle für die Nahrungsqualität der Flussperlmuschel.

Die Art *Phalaris arundinacea* ragt häufig mit ihren Wurzeln direkt ins Gewässer und bildet somit eine Quelle für abgebrochenes und dadurch ins Gewässer eingetragenes Wurzelwerk. Im Rahmen eines Abbauxperimentes im Projekt ArKoNaVera hat sich besonders dieses Wurzelwerk als sehr gut zersetzbar herausgestellt, sodass aus diesem sehr schnell Partikel in der für die Flussperlmuschel fressbaren Fraktion gebildet werden können.

All dieses Material wird im Gewässer durch Shredder (Makrozoobenthos wie Gammariden) sowie Destruenten wie Makrozoobenthos, Pilze und Bakterien weiter zersetzt und mehrfach recycelt. Demzufolge ist der Detritus darüber hinaus auch reich an Bakterien und Pilzen. Entsteht der Detritus in Feuchtstellen im unmittelbaren Gewässerumfeld, wird er als Wiesendetritus bezeichnet (siehe Abbildung 25, A). Dieser ist naturgemäß noch stärker durch terrestrisches Material geprägt und kann aufgrund seiner Gewässernähe bei Regenereignissen in die Gewässer eingespült werden oder durch unterirdische Fließwege ins Gewässer eingetragen werden. Auch dieser wird durch Zersetzungsvorgänge im Gewässer weiter umgewandelt.

Neben den allochthonen Einträgen von organischem Material spielen aber auch autochthone Quellen wie Diatomeen und Grünalgen eine wichtige Rolle in der Zusammensetzung des Bachdetritus (siehe Abbildung 25, B). Pelagische Algen können sich entweder in strömungsberuhigten Bereichen der Bäche (mit höherer Verweilzeit) sowie in Wiesendetritusquellen bilden oder durch den Zustrom von Wasser aus angeschlossenen Teichen in die Bäche eingetragen werden. Den vermutlich größeren Anteil bilden die benthischen Algen, welche als Biofilm auf diversen Substraten wie z. B. Steinen, Totholz oder Wurzeln wachsen und durch die Strömung von diesen abgelöst und somit ebenfalls Teil des Sestons werden können.



Abbildung 25: Wiesendetritus aus einer Quelle im unmittelbaren Gewässerumfeld **(A)** und Bachdetritus in strömungsberuhigtem Bereich **(B)**.

Im Rahmen zahlreicher Laborexperimente mit juvenilen Flussperlmuscheln im Projekt ArKoNaVera hat sich gezeigt, dass Bachdetritus (Detritus, welcher in strömungsberuhigten Bereichen direkt vom Bachgrund abgesaugt wird) eine bessere Nahrungsquelle für juvenile Flussperlmuscheln darstellt als Wiesendetritus (Detritus aus Feuchtstellen im direkten Gewässerumfeld) oder Interstitialdetritus (Detritus, welcher mit Hilfe einer 50 ml Spritze direkt aus dem Interstitial des Baches gewonnen wurde). Dies äußerte sich besonders in der gesteigerten Wachstumsrate der juvenilen Flussperlmuscheln. Des Weiteren konnte gezeigt werden, dass das Schalenwachstum juveniler Flussperlmuscheln, welche in 100 ml Aufzuchtboxen kultiviert werden, mit der zugegebenen Futtermenge positiv korreliert ist. Gleichzeitig war jedoch bei Flussperlmuscheln von 1 – 2 mm die gemessene Konsumptionsrate des aus dem Futter aufgenommenen Kohlenstoffs sehr gering und steht damit scheinbar im Widerspruch zu der vorhergehenden Beobachtung. Diese Beobachtungen lassen sich nur durch den Schluss erklären, dass juvenile Flussperlmuscheln in der Lage sind selektiv hochqualitative Nahrungspartikel aufzunehmen und es damit nicht ausschließlich auf die Quantität der Nahrung, sondern auch die Qualität der selbigen ankommt. Dass einige juvenile Muscheln der Ordnung Unionida in der Lage sind selektiv zu fressen, konnte 2020 von (FUNG UND ACKERMAN 2020) gezeigt werden, sodass es wahrscheinlich erscheint, dass auch juvenile Flussperlmuscheln dazu in der Lage sind.

Im Rahmen einer Vergleichsuntersuchung verschiedenster natürlicher potenzieller Nahrungsquellen juveniler Flussperlmuscheln hat sich gezeigt, dass besonders der Gehalt an mehrfach ungesättigten Fettsäuren im Futter einen entscheidenden Einfluss auf das Wachstum der Muscheln zu haben scheint. In dieser Untersuchung wurden insgesamt 8 verschiedene Futterquellen (4 Wiesendetritus- und 4 Bachdetritusquellen) getestet. Hierbei zeigte sich ein positiver linearer Zusammenhang zwischen dem Anteil an Omega-3 Fettsäuren im Futter und der Wachstumsrate juveniler Flussperlmuscheln. Des Weiteren wurde ebenfalls ein positiver linearer Zusammenhang zwischen dem Verhältnis von Omega-3 zu Omega-6 Fettsäuren im Futter nachgewiesen. Je höher der Anteil an Omega-3 Fettsäuren gegenüber den Omega-6

Fettsäuren war, desto höher war die beobachtete Wachstumsrate der juvenilen Flussperlmuscheln.

Im Rahmen des regulären Zuchtbetriebes konnte diese Beobachtung auch in der sächsischen Flussperlmuschel-Nachzuchtstation bestätigt werden. Frisch vom Wirtsfisch abgefallene Muscheln, welche mit Wiesendetritus und einem Zusatz von 0,02 % einer Omega-3-Fettsäurereichen Alge (*Nannochloropsis sp.*) gefüttert wurden (siehe Kapitel 3.4, Pflege der Jungmuscheln in Aufzuchtboxen), wiesen um 40 % erhöhte Wachstumsraten gegenüber Jungmuscheln, die nur mit reinem Wiesendetritus gefüttert wurden, auf.

Die entscheidende Frage ist jedoch, was natürliche Quellen für langkettige Omega-3-Fettsäuren in den sächsischen Flussperlmuschel-Gewässern sind. Hierbei spielen sehr wahrscheinlich die benthischen Diatomeen (z. B. der Gattung *Navicula sp.*) eine wichtige Rolle. Diese Frage sollte aber definitiv Gegenstand zukünftiger Forschung zum Thema Ernährung der Flussperlmuscheln sein. Genauso wie die Frage wie man diese natürlichen Quellen fördern kann.

Des Weiteren sind auch zusätzliche Futterqualitätsmerkmale wie z. B. der Calciumgehalt des Futters zu prüfen. Es ist nicht zu erwarten, dass der Anteil an Omega-3-Fettsäuren im Futter der alleinige Steuerfaktor des Wachstums juveniler Flussperlmuscheln ist, wenngleich er von hoher Bedeutung in der Ernährung juveniler Flussperlmuscheln zu sein scheint.

Im Zuge einer Analyse der Muster stabiler Isotope im Gewebe von semi-adulten Flussperlmuscheln und deren potenziellen Nahrungsressourcen bzw. deren organischen Vorstufen hat sich gezeigt, dass besonders Kohlenstoff, welcher aus terrestrischen Quellen ins Gewässer eingetragen wird, einen wichtigen Anteil an der Nahrung der Muscheln hat. Dieses Ergebnis unterstreicht erneut die Bedeutung des gesamten EZG eines Muschelgewässers, besonders der Gewässeraue mit ihren Feuchtflächen und spezifischen Vegetationen, welche im Zuge von Flussperlmuschel-Schutzmaßnahmen immer mitberücksichtigt werden muss und daher ebenso Ziel von Renaturierungsmaßnahmen sein sollte.

Neben den terrestrischen Quellen hat sich im Zuge dieser Untersuchungen aber auch das benthische organische Material als eine ebenso wichtige Futterquelle für die Flussperlmuscheln herausgestellt. Dies unterstützt die Beobachtungen aus den Laborexperimenten, wonach die juvenilen Flussperlmuscheln besonders gut mit Bachdetritus als Futterquelle wachsen können. Die Ergebnisse zeigen ferner, dass sowohl juvenile als auch semi-adulte Flussperlmuscheln trotz ihrer verschiedenen Nahrungsaufnahmemechanismen dieselben Futterressourcen benötigen und damit sehr ähnliche Nahrungsansprüche zu haben scheinen. Einen detaillierten Überblick über die Ergebnisse der stabilen Isotopenanalyse gibt die Publikation von BRAUNS *et al.* (2021), welche im Rahmen des ArKoNaVera-Projekts entstanden ist.

6 Gebietsbezogene Handlungsschwerpunkte für zukünftige Maßnahmen

Im Folgenden werden für die vier vogtländischen Flussperlmuschel-Gewässer (■■■■, ■■■■, ■■■■ und ■■■■) und den für die Nachzucht wichtigen ■■■■ gebietsbezogene Handlungsschwerpunkte aufgezeigt, welche im Rahmen zukünftiger Maßnahmen adressiert werden sollten. Eine detaillierte Problembeschreibung für die verschiedenen Handlungsschwerpunkte findet sich in Kapitel 5, auf welches an entsprechender Stelle verwiesen wird.

6.1 ■■■■

Im ■■■■ existiert zurzeit die einzige verbliebene Flussperlmuschel-Population des genetischen Typs "Elster". Aufgrund dieser Tatsache hat der ■■■■ in Bezug auf den vogtländischen Flussperlmuschel-Schutz eine besondere Bedeutung und ist unbedingt vor jeglichen (anthropogenen) Einflüssen zu schützen. Durch den parallelen Verlauf zur Bundesstraße ■■■■ besteht ein besonderes Risiko von Havarien (z. B. Gewässerverunreinigung durch auslaufendes Öl oder Kraftstoff infolge eines Verkehrsunfalls) und ein erhöhtes Risiko durch den Eintrag von Straßenabwässern, den Eintrag von Streusalzen und Reifenabrieb. Ferner ist bei notwendigen Straßenbaumaßnahmen noch stärker als ohnehin schon auf den Schutz des Gewässers zu achten und der Eintrag von Feinsediment oder sonstigen Stoffen bzw. Abwässern unbedingt zu verhindern.

Auf Grund der oben genannten Havarierisiken empfiehlt es sich daher dringend **Notfallkonzepte** (Havariepläne) zu erstellen, welche ein schnelles Sichern der Muschelpopulation im Havariefall ermöglichen. Eine Möglichkeit wäre z. B. die Muscheln im Havariefall aus dem Gewässer zu entnehmen und in dafür vor Ort bereitstehende Metallkäfige zu überführen, welche temporär in dem sehr nah gelegenen ■■■■ installiert werden könnten. Im Falle einer Gewässerbelastung, welche aus dem ■■■■ kommt, wäre es genauso möglich die Muscheln in Metallkäfige in den ■■■■ oberhalb der Mündung mit dem ■■■■ zu versetzen. Um jedoch im Falle des Falles schnell reagieren zu können benötigt es zum einen eine kontinuierliche Gewässerüberwachung und zum anderen einen/eine Ansprechpartner/-in vor Ort, welcher im Falle eines Notfalls sehr schnell handeln kann. Eine kontinuierliche Gewässerüberwachung ließe sich mit Hilfe eines **Fernwarnsystems** realisieren, welches kontinuierlich die elektrische Leitfähigkeit, den Wasserstand und die Wassertemperatur erfasst, diese Werte per Mobilfunk live zugänglich macht und bei Abweichung von definierten Wertebereichen einen Alarm auslöst.

Um die derzeit recht hohen **Frachten von Sand und Feinkies**, welche die Zielwerte für Flussperlmuschel-Gewässer deutlich überschreiten, zu reduzieren, sollte der ■■■■ im Zuge zukünftig anstehender Gewässerunterhaltungsmaßnahmen oder Renaturierungen stärker an die Aue angebunden werden. Derzeit sind die Eintragspfade der Feinsedimente im oberen ■■■■ noch unklar (z. B. Prüfung Eintrag aus Teich ■■■■). Diese müssten zur Reduzierung des Eintrags an der Quelle identifiziert und behoben werden. Bei Nutzung der Gewässeraue als

Viehweide (z. B. Pferdekoppeln in [REDACTED]) ist unbedingt auf die Einhaltung eines ausreichend großen Gewässerrandstreifens von 10 m zu achten, da es ansonsten durch Viehtritt zur Freilegung des Oberbodens kommen kann, welcher bei Starkregenereignissen in den Bach gespült werden kann und somit auch einen möglichen Eintragspfad für Feinsediment darstellt. Der Austrag von Feinsediment könnte z. B. durch Uferabflachungen in Bereichen mit erhöhter Ufererosion erfolgen. Im Zuge von erhöhten Durchflüssen oder Winterhochwassern können dann größere Mengen Feinsediment ausgetragen und in der Aue abgelagert werden (siehe Kapitel 5.4). Mit der Reduzierung der Feinsedimentbelastung im [REDACTED] ist davon auszugehen, dass damit auch die Gefahr für zeitweise auftretende Unterschreitungen der Zielwerte für die Sauerstoffkonzentration sowie Überschreitungen der Abnahme des Redoxpotentials im Substrat sowie des pH-Werts deutlich reduziert werden kann. Zusätzlich führt eine Uferabflachung zur **Vernässung der Auenbereiche** und damit zu einem stärkeren unterirdischen Wasserzustrom ins Gewässer sowie einer Vernässung der Wiesendetritusquellen im unmittelbaren Uferbereich. Deren Erhalt, eine kontinuierliche Befeuchtung und der temporäre Anschluss ans Gewässer ist für die Nahrungsversorgung der Flussperlmuscheln ebenfalls von großer Bedeutung, da er vermutlich eine Grundlage für die Bildung des Bachdetritus darstellt. Besonders die Detritusquelle am Holzplatz (Koordinaten: [REDACTED]) sollte gut geschützt und erhalten werden. Aus dieser werden jährlich größere Mengen Detritus gewonnen, welche die Grundlage des Futters in der Flussperlmuschel-Zuchtstation bilden. Durch die unmittelbar benachbarte Freifläche, welche als Parkplatz und illegale Mülldeponie genutzt wird, ist diese Quelle jedoch besonders vor Verunreinigungen gefährdet.

Weitere Maßnahmen zur Vernässung der Auenbereiche, insbesondere im Bereich der Auswilderungsstelle sind anzustreben, um die Entstehung weiterer Wiesendetritusquellen und damit die Nahrungsversorgung der Flussperlmuscheln im Gewässer zu fördern. Dies könnte z. B. durch die Renaturierung kleiner Zuflüsse erreicht werden oder durch das temporäre oder dauerhafte Verschließen von Drainagen im direkten Uferbereich (siehe Kapitel 5.5). Ein positives Beispiel für die Renaturierung eines Zuflusses in den [REDACTED] stellt der [REDACTED] dar, der im Rahmen von ArKoNaVera renaturiert wurde. Es ist zu prüfen, ob eine Ausweitung des Gewässerrandstreifens auf 20 m im Bereich der Auswilderungsstrecke möglich ist. Die Vegetation des Gewässerrandstreifens sollte aus Calcium-reichen Pflanzen bestehen (siehe Kapitel 5.7), während Vorkommen des Drüsigen Springkrauts zu eliminieren sind.

Maßnahmen zur Reduzierung der **Wassertemperatur** sind im [REDACTED] zurzeit nicht notwendig. Dieser ist tendenziell aufgrund der starken Beschattung im Oberlauf für ein optimales Wachstum juveniler Flussperlmuscheln eher etwas zu kühl ist (siehe Kapitel 5.5). Daher wäre zu prüfen, ob abschnittsweise gehölzfreie Bereiche sinnvoll sind, allerdings nicht im Bereich der Auswilderung. Wie im Kapitel 5.5 (Wasserregime und Wassertemperatur) ausgeführt, treten bisher keine gravierenden Defizite in Bezug auf Abflussminima im Sommer auf.

6.2

Dem [REDACTED] kommt für den Flussperlmuschel-Schutz in Sachsen ähnlich wie dem [REDACTED] eine besondere Bedeutung zu. Im [REDACTED] wurden in den Jahren 2020 und 2021 über 600 semi-adulte Flussperlmuscheln der genetischen Linie "Saale" ausgewildert. Zusätzlich bietet der Bach seit 2019 einem Teil der letzten verbliebenen adulten Flussperlmuscheln aus dem [REDACTED] ein Refugium. Als potenziell geeignetes Flussperlmuschel-Gewässer erweist sich im [REDACTED] aktuell der Gewässerabschnitt zwischen km 9,2 und km 7,2 sowie eventuell km 4,6 und km 0,8 (Ergebnis Entscheidungshilfewerkzeug ArKoNaVera, 2021).

Zur Verringerung der **Feinsedimenteinträge** (vor allem von Schluff und Ton) sollten im [REDACTED] zum einen die gewässerinternen Quellen in Form von Ufererosion reduziert werden, zum anderen sollte das Gewässer vor weiteren Feinsedimenteinträgen aus der umgebenden Fläche geschützt werden. Dem Gewässer sollte die Möglichkeit gegeben werden bei erhöhten Durchflüssen und im Rahmen von Winterhochwassern in die Fläche auszuufern und somit Feinsediment aus dem Gewässer in die Aue auszutragen (siehe Kapitel 5.4). Der Ufererosion könnte und sollte mit Uferabflachungen in Bereichen stark erodierender Ufer entgegengewirkt werden. Dies würde nicht nur die Ufererosion mindern, sondern auch dem Gewässer die Möglichkeit geben in die Aue auszuufern und damit Feinsediment auszutragen. Der Eintrag von Feinsediment aus der umgebenden Fläche kann und sollte durch eine Nutzungsänderung der anliegenden landwirtschaftlichen Fläche reduziert werden. Hierfür wären Maßnahmen wie die Verkleinerung der Schläge, Hangparalleles Pflügen, Anlage von extensiv genutzten Wiesen oder Dauergrünland und die Anlage und Pflege von Sedimentfängen an besonders gefährdeten Standorten geeignet. Außerdem ist auf die Einhaltung eines ausreichend breiten (mind. 10 m) Gewässerrandstreifens zu achten und diesen gegebenenfalls neu herzustellen. Dieser würde darüber hinaus auch vor Uferabbrüchen und Flächenerosion durch Viehtritt und den damit verbundenen verstärkten Sediment- und Nährstoffeintrag durch gewässernahe Beweidung schützen. In den vergangenen Jahren, gab es in dieser Hinsicht leider immer wieder Probleme durch die gewässernahe Beweidung in der [REDACTED] unterhalb der Ortschaft [REDACTED] (siehe Abbildung 26).



Abbildung 26: Gewässerrandstreifen am [REDACTED].

Im Bereich des Gewässerrandstreifens sollten sich Calcium-reiche Wiesenpflanzen entwickeln, wobei bei Nutzung als Mahdgut eine ein- bis zweimalige Mahd pro Jahr möglich ist. Raue Bodenoberfläche und die Ausprägung des erweiterten Gewässerrandstreifens als flache Mulde sind günstig für den Stoffrückhalt. Im Bereich von Steillagen kann durch die Anlage von

zusätzlichen Pufferstreifen (z. B. Hecken) das Risiko von Durchbrüchen direkt ins Gewässer gemindert werden.

Oberhalb des [REDACTED] sind einige schmale Steillagen mit Erosionsgefährdung entlang des [REDACTED] vorhanden. Weiterhin finden sich derartige Flächen am [REDACTED], am Zulauf [REDACTED] sowie am Rand des EZG bei [REDACTED].

Die Nitratbelastung im [REDACTED] resultiert aus diffusen Einträgen im EZG, sodass weitergehende Maßnahmen zur Nitratreduzierung in der Landwirtschaft bzw. Minimierung des Eintrags von Nitratreichem Wasser in den [REDACTED] zu empfehlen sind. Eine Reduktion der **Nährstofffracht** (vor allem Nitrat und Calcium) würde gleichsam der Eutrophierung des Gewässers entgegenwirken und vor allem das temporäre massenhafte Auftreten fädiger Grünalgen reduzieren. Diese können zum einen die Nachzucht massiv behindern, indem sie die Hälterungskäfige mit einer dicken Biofilmschicht überwachsen und damit den kontinuierlichen Austausch des Inneren der Käfige mit der fließenden Welle unterbinden (siehe Kapitel 5.4, Abbildung 17). Zum anderen führen derartige Massenentwicklungen aber auch zu biogener Kolmation und damit zu einem verminderten Wasseraustausch zwischen dem Interstitial und der fließenden Welle, sowie zu einem Anstieg von pH-Wert und Trübung und nach Absterben der Biomasse zu Perioden mit zu geringen Sauerstoffkonzentrationen.

Des Weiteren bringen die Zuflüsse des [REDACTED] teilweise erhebliche Nährstoffkonzentrationen und Nährstofffrachten mit sich und führen damit ebenso zu einer entsprechenden Nährstoffbelastung des Baches. Entsprechend der Ergebnisse von KRANICH UND ULRICH (2019) findet ein signifikanter Eintrag von Nitrat und Ammonium über den [REDACTED], den Zufluss der ehemaligen [REDACTED] sowie den [REDACTED] statt, während Phosphor vor allem über den [REDACTED] und den [REDACTED] in den [REDACTED] eingetragen wird. Ein wesentlicher Schwerpunkt bei der Umsetzung von Maßnahmen sollte daher auf der Schaffung von Feuchtflächen zur Denitrifikation und Abflussverzögerung für austretendes Drainagewasser sowie zum Absetzen von Erosionsmaterial aus Ackerlagen liegen. Die Veränderungen der Wasserbeschaffenheit bei [REDACTED], insbesondere der Calcium-Konzentration und weiterer Parameter, stellen wahrscheinlich derzeit eine chemische Barriere für eine Wiederbesiedlung des Unterlaufs durch die Flussperlmuschel dar. Hervorzuheben ist der Eintrag aus dem [REDACTED], der mit 110 mg/l die höchste Calcium-Konzentration (Zielwert für Flussperlmuscheln 17 mg/l) aufwies (KRANICH UND ULRICH 2019).

Nach wie vor im [REDACTED] vorhandene **Querbauwerke** (KRANICH UND ULRICH 2019) sollten im Sinne der Passierbarkeit für die Bachforelle zurückgebaut werden.

Die extreme Trockenwetterperiode im Sommer und Herbst 2019 führte zum Austrocknen des [REDACTED] vom Quellbereich bis nach [REDACTED]. Im Sommer 2020 wurde ebenfalls eine partielle Austrocknung im oberen [REDACTED] beobachtet. Im Bereich der Auswilderungsstrecke lagen die Abflussminima 2018 bei 10 l/s, 2019 bei 6 l/s und 2020 bei 20 l/s. Potenzielle Ausleitungen von Wasser aus dem [REDACTED] an Fischteiche, private Anlieger in den Ortschaften, Viehtränke u. a. sollten daher in diesen Phasen unterbunden werden. Im Nachgang einer solchen Austrocknungsphase (wie 2019) ist zu prüfen, inwieweit sich eine geeignete Dichte und Altersstruktur der Bachforelle wieder eingestellt hat.

Um den Wasserrückhalt zu gewährleisten und kritische **Niedrigwasserbedingungen** zu vermeiden, sollten ufernahe Feuchthflächen geschaffen bzw. wiedervernässt werden. Dies könnte z. B. durch das temporäre oder auch dauerhafte Verschießen von **Drainagen** im Auenbereich erfolgen. Das Drainagewasser würde somit nicht direkt in den Bach geleitet werden, sondern würde unterirdisch aus den entstehenden Feuchthflächen in den Bach fließen. Dies führt zu einer Verlangsamung des abfließenden Wassers und bietet das Potenzial zu einer ersten Nährstoffreduktion durch die Bodenpassage. Somit werden zum Teil temporär erhöhte Wasserstände nach Starkregenereignissen abgeflacht und Niedrigwasserstände durch einen verzögerten Abfluss abgepuffert. Dieses Drainagemanagement muss jedoch durch eine ständige Kontrolle des Wasserstandes überwacht werden, da der Zufluss über Drainagen in Trockenperioden zum Teil den einzigen Zufluss zum Bach darstellt. Dies war z. B. 2020 im oberen [REDACTED] (Koordinaten: [REDACTED]) der Fall. Hier war der eigentliche oberhalb verlaufende [REDACTED], welcher aus dem Quellgebiet kommt, im August komplett trockengefallen und wurde erst ab dieser Stelle durch den Zufluss des Drainagewassers gespeist. In diesem Fall hätte ein Verschießen der Drainage temporär zu einer Verschärfung der Niedrigwassersituation unterhalb des Zuflusses geführt.

Durch den Einsatz eines **Fernwarnsystems**, welches in der Nähe der ausgewilderten Flussperlmuscheln bzw. der Hälterungskäfige für die Zucht, installiert werden könnte, ließen sich die Parameter Wassertemperatur, Wasserstand und elektrische Leitfähigkeit überwachen. Diese Werte könnten über das Mobilfunknetz den Akteur:innen live zugänglich gemacht werden und bei Abweichung von definierten Wertebereichen einen Alarm auslösen. Dies würde im gleichen Zuge einen/eine Ansprechpartner/-in vor Ort und entsprechende Havariepläne für z. B. Niedrigwassersituationen erfordern, um schnell geeignete Maßnahmen ergreifen zu können.

6.3 [REDACTED]

Der [REDACTED] stellt ein sehr gutes Aufzuchtgewässer für juvenile Flussperlmuscheln dar. Diese wachsen in den Hälterungskäfigen im [REDACTED] sehr gut und überleben dort i. d. R. auch gut. Dies liegt vermutlich unter anderem in der vergleichsweise erhöhten Wassertemperatur des Baches begründet. Als potenziell geeignet erweist sich im [REDACTED] aktuell der Gewässerabschnitt zwischen km 5,4 und km 0,8 (Ergebnis Entscheidungshilfewerkzeug ArKoNaVera, 2021). In diesem Bereich wurden in den Jahren 2020 und 2021 über 300 semi-adulte Flussperlmuscheln der genetischen Linie "Saale" ausgewildert.

Zur Verringerung der **Feinsedimenteinträge** sollten im [REDACTED] zum einen die gewässerinternen Quellen in Form von Ufererosion abgestellt werden, zum anderen sollte das Gewässer vor weiteren Feinsedimenteinträgen aus der umgebenden Fläche geschützt werden. Ferner sollte dem Gewässer die Möglichkeit gegeben werden bei erhöhten Durchflüssen und im Rahmen von Winterhochwassern in die Fläche auszuufern und somit Feinsediment aus dem Gewässer in die Aue auszutragen (siehe Kapitel 5.4). Der Ufererosion könnte und sollte mit Uferabflachungen in Bereichen stark erodierender Ufer entgegengewirkt werden. Dies würde nicht nur die Ufererosion mindern, sondern auch dem Gewässer die Möglichkeit geben in die Aue auszuufern und damit Feinsediment auszutragen. Der Eintrag von Feinsediment aus der

umgebenden Fläche kann und sollte durch eine Nutzungsänderung der anliegenden landwirtschaftlichen Fläche reduziert werden. Hierfür wären Maßnahmen wie die Verkleinerung der Schläge, hangparalleles Pflügen und die Anlage und Pflege von Sedimentfängen an besonders gefährdeten Standorten geeignet. Ein Defizit am [REDACTED] ist der fehlende Gewässerrandstreifen zwischen Viehweide bzw. Grünland (Mahd mit schwerer Technik) und dem Gewässer, sodass es z. T. zu vermeidbaren Uferabbrüchen kommt. Daher ist auf die Ausweisung und Einhaltung eines 10 m breiten Gewässerrandstreifen zu achten.

Als kritisch sind im [REDACTED] in Bezug auf die Wasserqualität vor allem die Konzentration an Gesamtposphor (MW 0,16 mg/l), gelöstem Calcium (MW 21,6 mg/l) sowie die Leitfähigkeit (MW 322 $\mu\text{S}/\text{cm}$) zu nennen. Infolge der hohen Nährstoffverfügbarkeit treten in Phasen mit hoher Primärproduktion auch unerwünscht hohe Peaks von pH-Wert und Trübung auf. Es ist davon auszugehen, dass die in einigen Jahren aufgetretenen nicht optimalen Überlebensraten der semi-adulten Flussperlmuscheln primär durch die Überschreitung der genannten Parameter verursacht wurden. Hier wären Konzepte zu erarbeiten, die zu einer Reduzierung der Einträge in den Bereich der Zielwerte führen.

Einer der Gründe für das sehr gute Heranwachsen juveniler Flussperlmuscheln im [REDACTED] liegt vermutlich in der vergleichsweise hohen Wassertemperatur begründet. Dies bringt aber auch die Gefahr von temporären **Extremtemperaturen** während der Sommermonate in nicht oder wenig beschatteten Gewässerabschnitten mit sich. Besonders wenn die Wassertemperatur auf Werte über 21 – 25 °C steigt, birgt das sowohl Gefahren für die Flussperlmuscheln als auch für die Bachforellen. Ein Trend der gerade hinsichtlich des Klimawandels immer mehr zunehmen könnten. Um dem entgegenzuwirken, empfiehlt es sich am Gewässer weiterhin für ausreichend Beschattung durch Uferbewuchs zu sorgen und Ersatzpflanzungen durchzuführen, wenn Gehölze entfernt werden oder absterben (siehe Kapitel 5.6).

Um den Zustrom kühlenden Grundwassers zu gewährleisten und kritische **Niedrigwasserbedingungen** zu vermeiden, sollten ufernahe Feuchtflächen geschaffen bzw. wiedervernässt werden. Dies könnte z. B. durch das temporäre oder auch dauerhafte verschließen von **Drainagen** im Auenbereich erfolgen. Das Drainagewasser würde somit nicht direkt in den Bach geleitet werden, sondern würde unterirdisch aus den entstehenden Feuchtflächen in den Bach fließen. Dies führt zu einer Verlangsamung des abfließenden Wassers und hat das Potenzial ersten Nährstoffreduktion durch die Bodenpassage. Somit werden zum Teil temporär erhöhte Wasserstände nach Starkregenereignissen abgeflacht und Niedrigwasserstände durch einen verzögerten Abfluss abgepuffert. Dieses Drainagemanagement muss jedoch durch eine ständige Kontrolle des Wasserstandes überwacht werden (siehe Kapitel 5.5).

Durch den Einsatz eines **Fernwarnsystems**, welches in der Nähe der ausgewilderten Flussperlmuscheln bzw. der Hälterungskäfige für die Zucht, installiert werden würde, ließen sich die Parameter Wassertemperatur, Wasserstand und elektrische Leitfähigkeit überwachen. Diese Werte könnten über das Mobilfunknetz für die Akteur:innen live zugänglich gemacht werden und bei Abweichung von definierten Wertebereichen einen Alarm auslösen. Dies würde jedoch zusätzlich bedeuten, dass es einen/eine Ansprechpartner/-in vor Ort und entsprechende Havariepläne für z. B. Niedrigwassersituationen geben muss, um schnell geeignete Maßnahmen ergreifen zu können.

6.4

Im [REDACTED] wurden in den Jahren 2020 und 2021 über 300 semi-adulte Flussperlmuscheln der genetischen Linie "Saale" ausgewildert.

Zur Verringerung der Feinsedimenteinträge (Lehm, Schluff und Sand) sollten im [REDACTED] zum einen die gewässerinternen Quellen in Form von Ufererosion abgestellt werden, zum anderen sollte das Gewässer vor weiteren Feinsedimenteinträgen aus der umgebenden Fläche geschützt werden. Ferner sollte dem Gewässer die Möglichkeit gegeben werden bei erhöhten Durchflüssen und im Rahmen von Winterhochwassern in die Fläche auszuufern und somit Feinsediment aus dem Gewässer in die Aue auszutragen. Die im [REDACTED] besonders stark auftretenden Ufererosion (siehe Abbildung 27) sollte durch Uferabflachungen in Bereichen stark erodierender Ufer entgegengewirkt werden. Dies würde nicht nur die Ufererosion mindern, sondern auch dem Gewässer die Möglichkeit geben in die Aue auszuufern und damit Feinsediment auszutragen. Ein Defizit am [REDACTED] im Bereich der Auswilderungsstrecke ist der auf der linken Seite häufig fehlende Gewässerrandstreifen zwischen Viehweide (Kuhweide) und dem Gewässer, sodass es zu vermeidbaren Uferabbrüchen kommt, die eine Gefahr für die Muscheln darstellen. Demzufolge ist auf die Einhaltung bzw. Wiederherstellung eines ausreichend breiten Gewässerrandstreifen (mind. 10 m) zu achten. Dieser würde vor Uferabbrüchen und Flächenerosion durch Viehtritt und den damit verbundenen verstärkten Sediment- und Nährstoffeintrag durch gewässernahe Beweidung schützen (siehe Kapitel 5.4). Es sollte auch geprüft werden, ob die Furt, an der die Kühe den [REDACTED] durchqueren, eine Gefahr für die Flussperlmuscheln darstellt.



Abbildung 27: Ufererosion am [REDACTED].

Im Vergleich zu den anderen vogtländischen Flussperlmuschel-Gewässern existieren am [REDACTED] (besonders im Mittelauf zwischen [REDACTED] und [REDACTED]) noch die größten **Feuchtf Flächen** mit entsprechenden Detritusquellen in unmittelbarer Gewässernähe. Diese sollten durch entsprechende Schutzbemühungen unbedingt erhalten bleiben und durch Maßnahmen wie

z. B. Uferabflachungen besser an das Gewässer angebunden werden. In den Hitzesommern 2018 und 2019 kam es trotz der Feuchtgebiete zu einer deutlichen Abnahme des Abflusses (siehe Abbildung 20, B).

Ferner sollten Bemühungen unternommen werden, dass am [REDACTED] massenhaft auftretende neophytische Drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*) zu bekämpfen (siehe Abbildung 28) und eine natürliche autochthone Gewässerbegleitflora zu fördern. Im [REDACTED] traten zeitweise (insbesondere oberhalb Straßenquerung) Schneckenegel (*Glossiphonia complanata*) auf, die juvenile Flussperlmuscheln schädigen können. Daher sollte das Auftreten des Schneckenegels makroskopisch am Rande der Gewässer, unter Steinen, an Wasserpflanzen oder an den Kieskäfigen kontrolliert werden. Daneben sollte auch das gehäufte Auftreten der als Zwischenwirt fungierenden Wasserschnecke *Radix peregra* (makroskopisch an Ufern und auf Steinen zu erkennen) als Warnsignal angesehen werden.

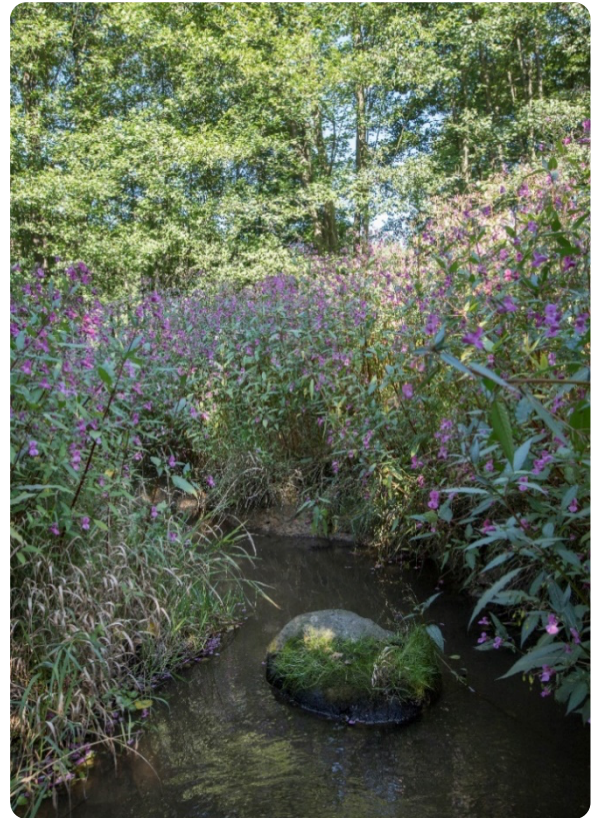


Abbildung 28: Uferbewuchs des [REDACTED] mit Drüsigem Springkraut (*Impatiens glandulifera*).

Als kritisch zu betrachten sind im [REDACTED] in Bezug auf die Wasserqualität vor allem die zeitweise starke Überschreitung der Zielwerte von Nitrit- und Ammoniumkonzentrationen. Beide Parameter wurden als besonders kritisch in Bezug auf die Überlebensraten aller Altersklassen von Flussperlmuscheln eingestuft (siehe Kapitel 5.1, Tabelle 6). Wenngleich die Nitrat-Konzentration im Sommermittelwert im Bereich des Zielwertes für Flussperlmuscheln liegen, würde eine Reduzierung der Nitratreinträge auch das Risiko für die Umwandlung in Nitrit und Ammonium (z. B. in Phasen mit Sauerstofflimitation) reduzieren. Es ist davon auszugehen, dass Nitrit oder Ammonium-Peaks für die Flussperlmuschel letal wirken können. Hier wären Konzepte zu erarbeiten, die zu einer Reduktion der Einträge in den Bereich der Zielwerte führen.

Die aktuellen Messwerte zu physikalisch-chemischen Parametern im [REDACTED] werden von der LfULG ausschließlich an der Oberflächenmessstelle unterhalb der Ortschaft von [REDACTED] erhoben, sodass die Wasserqualität möglicherweise im Bereich der Flussperlmuschel-Auswilderung auch besser ist. Es wird daher dringend empfohlen, die Messstelle der LfULG stromaufwärts zu verlegen bzw. eine neue Messstelle zu installieren. Dafür würde sich z. B. der Bereich des [REDACTED] direkt oberhalb von [REDACTED] anbieten (z. B. an der Stelle [REDACTED]; bzw. 20 m stromauf- oder stromabwärts). Dieser ist über den parallel verlaufenden Feldweg gut

zugänglich und hinsichtlich der Wasserqualität repräsentativer für die Flussperlmuschel-Auswilderungsstrecke als der Bereich unterhalb von [REDACTED].

Durch den Einsatz eines **Fernwarnsystems**, welches in der Nähe der ausgewilderten Flussperlmuscheln bzw. der Hälterungskäfige für die Zucht, installiert werden würde, ließen sich die Parameter Wassertemperatur, Wasserstand und elektrische Leitfähigkeit überwachen. Diese Werte könnten über das Mobilfunknetz für die Akteur:innen live zugänglich gemacht werden und bei Abweichung von definierten Wertebereichen einen Alarm auslösen. Dies würde jedoch ferner bedeuten, dass es einen/eine Ansprechpartner/-in vor Ort und entsprechende Havariepläne für z. B. Niedrigwassersituationen geben muss, um schnell geeignete Maßnahmen ergreifen zu können.

6.5 [REDACTED]

Der [REDACTED] ist das Einzige der 5 vogtländischen Flussperlmuschel-Gewässer in dem in den Jahren 2020 und 2021 keine semi-adulten Flussperlmuscheln ausgewildert wurden. Nichtsdestotrotz handelt es sich beim [REDACTED] um ein gutes Aufzuchtgewässer für juvenile Flussperlmuscheln in Lochplatten. Die abiotischen Bedingungen (besonders der Sauerstoffgehalt) im Interstitial ermöglichen im unteren [REDACTED] leider kein dauerhaftes Überleben juveniler Flussperlmuscheln in diesem Habitat. Ursächlich hierfür sind vermutlich die Kolmation des Interstitials und der verstärkte Zustrom sauerstoffarmen Grundwassers.

Der Eintrag von Nährstoffen und Feinsediment aus der umgebenden Fläche kann und sollte durch die Einhaltung eines ausreichend breiten (mind. 10 m) Gewässerrandstreifen reduziert werden. Dieser würde darüber hinaus auch vor Uferabbrüchen und Flächenerosion durch Viehtritt und den damit verbundenen verstärkten Sediment- und Nährstoffeintrag durch gewässernahe Beweidung schützen (siehe Kapitel 5.4).

Eine Reduktion der **Nährstofffracht** würde gleichsam der Eutrophierung des Gewässers entgegenwirken und vor allem das temporäre massenhafte Auftreten fädiger Grünalgen reduzieren. Diese können zum einen die Nachzucht massiv behindern, indem sie die Hälterungskäfige mit einer dicken Biofilmschicht überwachsen und damit den kontinuierlichen Austausch des Inneren der Käfige mit der fließenden Welle unterbinden. Zum anderen führen derartige Massenentwicklungen aber auch zu biogener Kolmation und damit zu einem verminderten Wasseraustausch zwischen dem Interstitial und der fließenden Welle und letztlich zu Sauerstoffmangel und hoher Trübung.

Durch den Einsatz eines **Fernwarnsystems**, welches in der Nähe der Hälterungskäfige installiert werden würde, ließen sich die Parameter Wassertemperatur, Wasserstand und elektrische Leitfähigkeit überwachen. Diese Werte könnten über das Mobilfunknetz für die Akteur:innen live zugänglich gemacht werden und bei Abweichung von definierten Wertebereichen einen Alarm auslösen. Dies würde natürlich auch bedeuten, dass es einen/eine Ansprechpartner/-in vor Ort und entsprechende Havariepläne für z. B. Niedrigwassersituationen geben muss, um schnell geeignete Maßnahmen ergreifen zu können.

7 Ökologische Evaluierung der Auswilderungsstellen und Maßnahmen

Alle getroffenen Maßnahmen zum Schutz der Flussperlmuschel sollten so gestaltet werden, dass diese im Nachgang auch hinsichtlich ihres Erfolges evaluiert werden können. Da der Flussperlmuschel-Schutz aufgrund der Reproduktionszeiten dieser Art ein langwieriger Prozess ist, sollten die Evaluierung so gestaltet werden, dass an diese auch problemlos nach längerer Zeit und eventuellen personellem Wechsel wieder angeknüpft werden kann. Zu diesem Zwecke ist es notwendig standardisierte Methoden zu verwenden, wie sie im Folgenden vorgeschlagen werden.

7.1 Bioindikation

Die Bioindikation dient dem Zweck herauszufinden, ob ein Bach bzw. eine spezielle Stelle im Bach für das Ausbringen von nachgezüchteten Flussperlmuscheln prinzipiell geeignet ist und die Flussperlmuschel an dieser Stelle auch langfristig die Chance hat sich zu etablieren und zu reproduzieren. Ebenso kann die Bioindikation genutzt werden, um die Habitatverbesserung in Folge einer umgesetzten Maßnahme zu beurteilen. Dazu werden nachgezüchtete Flussperlmuscheln an diesen Stellen in Käfigen ausgebracht und ihr Wachstum und Überleben innerhalb eines definierten Zeitraums überwacht. Je nach Lebensstadium der Muscheln und des untersuchten Habitats haben sich hierfür verschiedene Hälterungssysteme bewährt.

Semi-adulten Flussperlmuscheln (Alter: 10 – 15 Jahre, die noch nicht geschlechtsreif sind) können in sogenannten Kiesboxen gehalten werden. Diese bestehen aus Plastikboxen (20 x 10 x 10 cm) in deren Seiten und Deckel größere Fenster geschnitten werden, welche dann wiederum mit einer Gaze (Maschenweite 500 µm) beklebt werden. Diese Boxen werden zu 1/3 mit Bachsediment gefüllt und bieten Platz für bis zu 15 semi-adulte Flussperlmuscheln. Zum weiteren Schutz werden diese Kiesboxen anschließend mit Maschendraht (Maschenweite ca. 1 cm) umwickelt und mit Hilfe von Metallstangen am Bachgrund befestigt.

Juvenilen Flussperlmuscheln (Alter: 1 – 2 Monate nach Abfall vom Wirtsfisch) können zum einen in LP (BUDDENSIEK 1995) in der freien Welle gehalten werden und zum anderen in DGR (Edelstahlschutzhüllen für Aquarienfilter mit einer Länge von 6,5 cm, einem Durchmesser von 2 cm und einer Maschenweite von 400 x 400 µm), welche in den oberen 10 cm des Bachgrundes eingegraben werden und ebenfalls mit Sediment gefüllt sind. Während über die Lochplatten vor allem die chemische Eignung des Baches für die Flussperlmuschel mittels Bioindikation überprüft wird, dienen die DGR dazu auch die Interstitialbedingungen für die Flussperlmuschel zu überprüfen. Das Interstitial stellt den natürlichen Lebensraum der Flussperlmuschel in den ersten Lebensjahren nach dem Abfallen vom Wirtsfisch dar und sollte daher auch Teil der Bioindikation sein.

Um eine gute Vergleichbarkeit zu früheren und nachfolgenden Untersuchungen herzustellen, sollte die Bioindikation immer im Zeitraum 1. Juni bis 31. August (± 5 Tage) erfolgen, da in

diesem Zeitraum auch das größte Schalenwachstum im Jahresverlauf stattfindet. Ferner sollte die Bioindikation sowohl mit juvenilen Flussperlmuscheln als auch mit semi-adulten Flussperlmuscheln durchgeführt werden, da sich gezeigt hat, dass sich die Ansprüche der verschiedenen Altersstadien teilweise stark unterscheiden können.

Da es lediglich für die semi-adulten Muscheln möglich ist diese durch das Aufkleben eines eindeutigen Nummern-*Tags* zu individualisieren, sollten die Hälterungskäfige für juvenile Flussperlmuscheln mindestens in einer Replikatzahl von $n = 3$ ausgebracht werden. Somit lassen sich mittlere Wachstums- und Überlebensraten für die jeweilige Stelle bestimmen.

7.2 Hydraulische Messung und Modellierung

Ein weiteres wichtiges Kriterium für Auswahl von Fließgewässerstrecken, die für die Auswilderung der Flussperlmuscheln geeignet sind, bilden deren hydraulische und morphologische Verhältnisse. Daher sollte für die Habitatqualität potenziell bedeutsame Parameter im Bereich der für die Auswilderung (oder auch Maßnahmen) vorgesehene Gewässerabschnitte ermittelt werden. Dazu erfolgt eine sehr engmaschige tachymetrische Vermessungen der Sohlenstrukturen und der Gerinnegeometrie. Diese bildeten die Grundlage für die Erstellung von digitalen Gewässerabschnittsmodellen. Zudem werden die aktuellen Wasserspiegellagenhöhen sowie vertikale und horizontale Strömungsgeschwindigkeitsprofile aufgenommen. Unter Verwendung der in der wasserwirtschaftlichen Praxis etablierten Software HYDRO_AS-2D ist es möglich aus diesen Messdaten hochauflösende, zweidimensionale hydrodynamisch-numerische Modelle zu erstellen, um sohlennahe Strömungsverhältnisse für hydraulische Situationen vom Niedrigwasser- bis zum Hochwasserabfluss und die daraus resultierenden Sohlensubstratverhältnisse kleinräumig prognostizieren zu können. Mit dem Modell ist es möglich, auf der Basis der Messdaten zu Strömungsgeschwindigkeiten, Wasserspiegellagen und Sohlensubstratbeschaffenheit Veränderungen zu prognostizieren, die bei Abflüssen bis zum bordvollen Hochwasserereignis zu erwarten sind (siehe Abbildung 29). Anhand der Berechnungsergebnisse, die die Wassertiefen, die Fließgeschwindigkeiten und -richtungen und die Sohlenschubspannungen umfassen, kann im Dezimeterbereich differenziert werden, in welchem Maße die Sohlensubstrate bei bettbildenden Abflüssen umgelagert werden. Im Rahmen von ArKoNaVera wurde diese Methode durch die WAGU entwickelt und optimiert. Entsprechende Ergebnisse liegen daher bereits für einzelne Gewässerabschnitte im [REDACTED], [REDACTED], [REDACTED] und [REDACTED] vor. Diese kleinskalige hydromorphologische Modellierung wird als ein Instrument für die Auswahl von Mesohabitaten zum Besatz nachgezüchteter Flussperlmuscheln empfohlen. Für weitere potenziell geeignete Auswilderungsabschnitte wird empfohlen eine solche hydraulische Messung und Modellierung bei der WAGU in Auftrag zu geben.

Zum Zweiten kann die Methode auch angewendet werden, um die Auswirkungen von baulichen Maßnahmen zur Strukturverbesserung zu prognostizieren und im Nachgang den Erfolg zu kontrollieren.

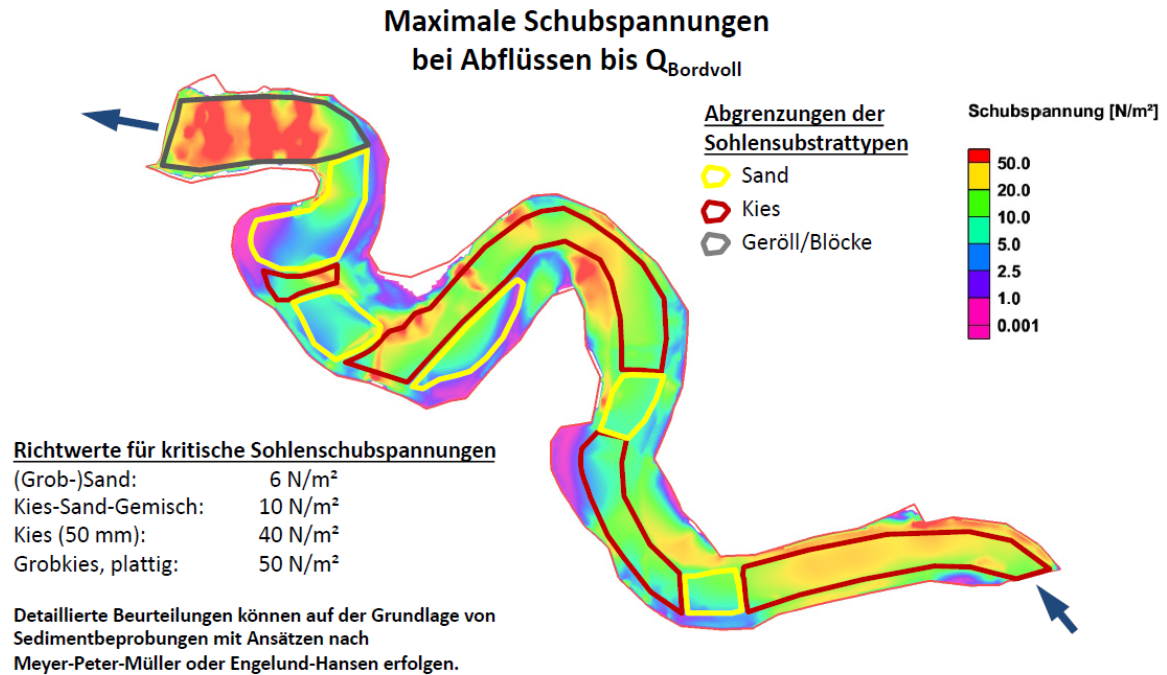


Abbildung 29: Simulation der maximalen Schubspannung eines Abschnittes des [REDACTED] (WAGU 2018, unveröffentlicht).

7.3 Biomonitoring ausgewilderter Flussperlmuscheln

Ausgewilderte Flussperlmuscheln sollten einem langfristigen Monitoring unterzogen werden, um zu prüfen, ob:

- die Population wächst, stabil bleibt oder schrumpft
- die Muscheln an der ausgebrachten Stelle ein geeignetes Mikrohabitat finden oder abwandern bzw. sich verdriften lassen
- die Muscheln trüchtig werden.

Um diese Fragen zu beantworten und vor allem verlässliche Aussagen zur Bestandsgröße zu bekommen, ist es wichtig die ausgebrachten Muscheln zu markieren. Semi-adulten Flussperlmuscheln können durch das Aufkleben eines Plastik-*Tags* individuell markiert werden (siehe Kapitel 3.4, Überführung juveniler Flussperlmuscheln in die Kiesboxen), sodass für diese Muscheln auch individuelle Wachstumsraten bestimmt werden können und Mehrfachzählungen bei einem wiederholten Monitoring ausgeschlossen werden können.

Um die Stelle der ausgebrachten Muscheln schnell und eindeutig wiederfinden zu können, empfiehlt es sich neben der Aufnahme der GPS-Koordinaten der Auswilderungsstelle auch einen Anteil von 10 – 25 % der ausgebrachten Muscheln mit PIT-*Tags* zu versehen (siehe Kapitel 3.4, Auswilderung semi-adulter Flussperlmuscheln). Dadurch können auch abgewanderte Muscheln sehr zuverlässig und zeiteffizient wiedergefunden werden und man bekommt in sehr kurzer Zeit einen Überblick über die lokale Verbreitung der ausgewilderten Muscheln. Außerdem lassen sich so auch Muscheln detektieren, welche im Sediment vergraben sind und

somit bei einem klassischen visuellen Monitoring nicht erfasst werden würden. Es ist dennoch aus Kostengründen und, da eine leichte Beeinträchtigung der Flussperlmuscheln durch die Sender nicht ausgeschlossen werden kann, darauf zu verzichten mehr als 25 % der Population zu besendern.

Im Zuge des Monitorings der ausgewilderten Flussperlmuscheln ist besonders auf das Einsetzen der Trächtigkeit der Muscheln zu achten. Dazu empfiehlt es sich in einem ersten Schritt eine Elektrofischung im Gewässerabschnitt kurz unterhalb der Flussperlmuschel-Populationen durchzuführen und die Bachforellen hinsichtlich einer Infektion mit Glochidien zu überprüfen. Zeitlich bietet sich dafür die erste Maihälfte an, da die Glochidien zu dieser Zeit bereits makroskopisch sichtbar sind und damit eine Kontrolle der Bachforellen recht leicht im Gewässer erfolgen kann. Eine frühere Kontrolle ist aufgrund der Schonzeit der Bachforellen (1. Oktober bis 30. April) in Sachsen nicht möglich. Da die Muscheln in natürlichen Gewässersystemen ab Anfang Juni vom Wirtsfisch abfallen ist eine zu späte Kontrolle zu vermeiden. Sobald die adulten Muscheln eine ausreichend hohe Stabilität der Schalenränder aufweisen, kann von einer qualifizierten Fachkraft mit einer speziellen Zange die Kiementrächtigkeit der Flussperlmuscheln geprüft werden (vorrangig im Juli).

7.4 Prüfung der aktiven Habitatwahl mit PIT-Tag besenderten Flussperlmuscheln

Die 2016 bis 2019 ermittelten Zielwerte wurden für die semi-adulten Flussperlmuscheln 2020 evaluiert, indem in drei Gewässer im Vogtland PIT-Tag markierte Flussperlmuscheln in verschiedene Habitate (steinig, kiesig, hoher Feinsedimentanteil) eingebracht wurden. Mit einem Empfänger wurde alle 14 Tage der Standort jedes Individuums sowie die zugehörigen Habitateigenschaften ermittelt (über 3 Monate). Damit konnte geprüft werden, welche Habitateigenschaften jeweils für die Migration bzw. den Verbleib der Flussperlmuscheln in einem Mikrohabitat entscheidend sind.

Die Untersuchungen mit PIT-Tag markierten semi-adulten Flussperlmuscheln haben gezeigt, dass Muscheln durch aktive (horizontale), ungerichtete Migration innerhalb von 2 – 4 Wochen in einem Gewässerabschnitt von etwa 10 m Fließstrecke, ein geeignetes Meso-/Mikrohabitat auswählen und dort verbleiben. Dazu bewegen sich die Flussperlmuscheln aktiv mit dem Fuß (aber nicht zielgerichtet) mit einer mittleren Geschwindigkeit von 1,8 – 4,2 cm/Tag sowohl stromauf- als auch stromabwärts durch die Substratoberfläche vorwärts (EISENHAUER 2021). Als entscheidender Steuerfaktor erwies sich dabei die Substratzusammensetzung und der pH-Wert (EISENHAUER 2021). Es zeigte sich, dass alle Zielwerte (siehe Tabelle 6 und 5) durch die aktive Habitatwahl der Flussperlmuschel bestätigt werden konnten.

Zusammenfassung

Der Lebensraum der Flussperlmuschel unterlag in den vergangenen Jahrhunderten einer Vielzahl anthropogener Einflüsse. Einige dieser negativen Einflüsse konnten in der Vergangenheit beseitigt werden, ein Großteil ist jedoch persistent bzw. nimmt, wie beispielsweise der Klimawandel, an Relevanz zu. Da die Flussperlmuschel sich als begrenzt mobile Art mit einem komplexen Lebenszyklus und einer langen Generationszeit nur in begrenztem Maße an schnell ablaufende Umweltveränderungen anpassen kann, sind gezielte Schutzmaßnahmen für die in Sachsen vom Aussterben bedrohte Art notwendig. Nur durch umfangreiche Maßnahmen zur Bestandsstützung, welche die Nachzucht und Auswilderung umfassen, konnte in den vergangenen Jahren das Aussterben der genetischen Linie „Elster“ verhindert werden. Bei adulten Flussperlmuscheln der genetischen Linie „Saale“ wurde in den letzten Jahren keine natürliche Reproduktion mehr beobachtet. Auch bei dieser Linie ist weiterhin ein umfangreiches Nachzucht-Programm nötig, um das Aussterben zu verhindern.

In allen Flussperlmuschel-Gewässern im Vogtland werden die Zielwerte ein oder mehrerer chemisch/physikalischer Parameter überschritten. Um eine erfolgreiche Reproduktion der nachgezüchteten Flussperlmuscheln zu ermöglichen sind nach wie vor umfangreiche Maßnahmen zur Habitatverbesserung im Gewässer und im EZG notwendig. Dies betrifft insbesondere eine Reduktion des Feinsediment- und Nährstoffeintrags sowie eine Erhöhung der Resilienz der Fließgewässer gegenüber den Auswirkungen des anthropogenen Klimawandels, wie Austrocknung und Anstieg der Wassertemperatur. Diese Punkte können vor allem durch eine Veränderung der Landnutzung im EZG realisiert werden. Dabei sollte das Gewässer wieder stärker mit der Aue verknüpft werden, um den Feinsedimentaustrag bei Hochwassern zu fördern. Der Wasserrückhalt in der Fläche kann durch die Wiedervernässung gewässernaher Flächen realisiert werden. Dabei ist zu prüfen, ob die bestehende Infrastruktur, wie Drainagesysteme oder Teichanlagen, welche i. d. R. eine negative Auswirkung auf das Gewässer hat, durch eine Anpassung der Nutzungsform in den Flussperlmuschel-Schutz integriert werden kann. Aber auch die Wiederherstellung einer naturnahen Gewässerstruktur und die Förderung geeigneter Gewässerbegleitflora zur Bereitstellung von Nahrung sollten beachtet werden. Zusätzlich sind die Anforderungen der Bachforelle, insbesondere an die Wassertemperatur, zu berücksichtigen, da die unmittelbare Nähe der Bachforelle zu den Flussperlmuschel-Populationen zum Zeitpunkt des Glochidienausstoßes essentiell ist.

Der Schwerpunkt in kommenden Jahren liegt in der Umsetzung entsprechender Maßnahmen im EZG, der Weiterführung der Bestandsstützung, wobei auch die genetische Linie „Elster“ wieder in das Nachzuchtprogramm aufgenommen werden sollte sowie der Evaluierung der durchgeführten Maßnahmen.

Um die entsprechenden habitatverbessernden Maßnahmen durchführen zu können sind eine enge Zusammenarbeit mit den entsprechenden Landnutzer:innen sowie eine umfangreiche Umweltbildung entscheidend. Nur so kann das anspruchsvolle Vorhaben, der Schutz der Flussperlmuschel im Vogtland, erfolgreich realisiert werden.

Nachtrag nach Redaktionsschluss

Im August 2022 kam es, ähnlich wie bereits in den Jahren 2018-2020, zu einer akuten Niedrigwassersituation am [REDACTED]. Dabei trocknete der Bach Ende August 2022 im Bereich der Auswilderungsstelle teilweise und im Zuchtabschnitt (Mündungsbereich in zur [REDACTED]) vollständig aus. Bereits einige Tage vor dem Austrocknen wurden vermehrt tote Muscheln an der Auswilderungsstelle aufgefunden. Die erfassten Wasserstandsdaten legen nahe, dass in diesem Zeitraum mindestens zweimal illegale Wasserentnahmen stattfanden, welche den Pegel kurzzeitig drastisch abgesenkt haben. Dies könnte eine Ursache für das vermehrte Absterben der Muscheln an der Auswilderungsstelle darstellen. Als Reaktion erfolgte eine Evakuierung der auffindbaren ausgewilderten Muscheln sowie der Nachzuchtinfrastruktur (Lochplatten, Käfige etc.). Da auch in Zukunft immer wieder mit niedrigen Wasserständen bzw. Trockenfallen in Verbindung mit hohen Wassertemperaturen gerechnet werden muss, wurde gemeinsam mit den sächsischen Projektpartnern in MARA sowie den zuständigen Behörden entschieden, den [REDACTED] aus dem andauernden Auswilderungsprogramm auszuschließen. In diesem Zusammenhang wird erneut deutlich, wie wichtig die in Kapitel 5.5.3 aufgeführten Maßnahmen zum Problemkomplex Wasserregime/Wassertemperatur für den Erfolg der Schutzbemühungen sind.

Literaturverzeichnis

- Alabaster, J.S. und Downing, A.L. 1966. "A field and Laboratory Investigation of heated effluents on fish", *Fish Invest., Ministr. Agric. Fish Food, (U.K.)*, Vol. **6** No. 4.
- Baer, O. 1993. "Konzeption eines Artenschutzprogrammes für die Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.) in Sachsen. - Auftragsarbeit LfUG."
- Baer, O. 1995. "Die Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera* (L.). Ökologie, umweltbedingte Reaktionen und Schutzproblematik einer vom Aussterben bedrohten Tierart. 2. Auflage. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 619. Westarp Wissenschaften Verlagsgesellschaft. Hohenwarsleben."
- Ballantine, D.J. und Tanner, C.C. 2013. "Controlled drainage systems to reduce contaminant losses and optimize productivity from New Zealand pastoral systems", *New Zealand Journal of Agricultural Research*, Vol. **56** No. 2, pp. 171–185.
- Bauer, G. 1987. "Reproductive Strategy of the Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera*", *Journal of Animal Ecology*, Vol. **56** No. 2, pp. 691–704.
- Bauer, G. 1988. "Threats to the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. in Central Europe", *Biological Conservation*, Vol. **45** No. 4, pp. 239–253.
- Bauer, G. 1989. "Die bionomische Strategie der Flußperlmuschel", *Biologie in unserer Zeit*, Vol. **19** No. 3, pp. 69–75.
- Bauer, G. 1992. "Variation in the Life Span and Size of the Freshwater Pearl Mussel", *The Journal of Animal Ecology*, Vol. **61** No. 2, p. 425.
- Bauer, G., Hochwald, S. und Silkenat, W. 1991. "Spatial distribution of freshwater mussels: the role of host fish and metabolic rate", *Freshwater Biology*, Vol. **26** No. 3, pp. 377–386.
- Blaise, C., Gagné, F., Salazar, M., Salazar, S., Trottier, S. und Hansen, P.-D. 2003. "Experimentally-induced feminisation of freshwater mussels after long-term exposure to a municipal effluent", *Fresenius Environmental Bulletin*, Vol. **12**, pp. 865–870.
- Boon, P.J., Cooksley, S.L., Geist, J., Killeen, I.J., Moorkens, E.A. and Sime, I. 2019. "Developing a standard approach for monitoring freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) populations in European rivers", *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, Vol. **29** No. 8, pp. 1365–1379.
- Brauns, M., Berendonk, T., Berg, S., Grunicke, F., Kneis, D., Krennek, S., Schiller, T., et al. 2021. "Stable isotopes reveal the importance of terrestrially derived resources for the diet of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*)", *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, Vol. **n/a** No. n/a, available at: <https://doi.org/10.1002/aqc.3619>.
- Brechtel, H.M. 1989. "Bulk Precipitation Deposition of Inorganic Chemicals in Forest Areas and Its Influence on Water Quality in the Federal Republic of Germany. Atmospheric Deposition", *Proceedings of the Baltimore Symposium*, IAHS Publ. No. 179, 221–228.
- British Standards Institution. 2017. "Water quality – Guidance standard on monitoring freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) populations and their environment. BS EN 16859:2017. London: BSI."

- Buddensiek, V. 1991. "Untersuchungen zu den Aufwuchsbedingungen der Flußperlmuschel *Margaritifera margaritifera* LINNAEUS (Bivalvia) in ihrer frühen postparasitären Phase. Dissertation an der Tierärztlichen Hochschule Hannover."
- Buddensiek, V. 1995. "The culture of juvenile freshwater pearl mussels *Margaritifera margaritifera* L. in cages: A contribution to conservation programmes and the knowledge of habitat requirements", *Biological Conservation*, Vol. **74** No. 1, pp. 33–40.
- Carstensen, M.V., Børgesen, C.D., Ovesen, N.B., Poulsen, J.R., Hvid, S.K. und Kronvang, B. 2019. "Controlled Drainage as a Targeted Mitigation Measure for Nitrogen and Phosphorus", *Journal of Environmental Quality*, Vol. **48** No. 3, pp. 677–685.
- Carstensen, M.V., Hashemi, F., Hoffmann, C., Zak, D., Audet, J. und Kronvang, B. 2020. "Efficiency of mitigation measures targeting nutrient losses from agricultural drainage systems: A review", *Ambio*, Vol. **49**, available at: <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01345-5>.
- Christianson, L., Helmers, M. und Bhandari, A. 2012. "A Practice-oriented Review of Woodchip Bioreactors for Subsurface Agricultural Drainage", *Applied Engineering in Agriculture*, Vol. **28**, pp. 861–874.
- Cowx, I.G. 1995. "Fish stock assessment - biological basis for sound ecological management. In: D.M. Harper & A.J.D. Ferguson (eds) The ecological basis for river management. Chichester: Wiley. pp 375–388."
- Degerman, E., Alexanderson, S., Bergengren, J., Henrikson, L. und Söderberg, H. 2009. "Restoration of freshwater pearl mussel streams. WWF Sweden, Solna."
- Denic, M. und Geist, J. 2015. "Linking Stream Sediment Deposition and Aquatic Habitat Quality in Pearl Mussel Streams: Implications for Conservation", *River Research and Applications*, Vol. **31** No. 8, pp. 943–952.
- Denic, M., Taeubert, J.-E., Lange, M., Thielen, F., Scheder, C., Gumpinger, C. und Geist, J. 2015. "Influence of stock origin and environmental conditions on the survival and growth of juvenile freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera*) in a cross-exposure experiment", *Limnologia*, Vol. **50**, pp. 67–74.
- Douda, K. 2010. "Effects of nitrate nitrogen pollution on Central European unionid bivalves revealed by distributional data and acute toxicity testing", *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, Vol. **20** No. 2, pp. 189–197.
- Driscoll, C.T. und Schecher, W.D. 1990. "The chemistry of aluminum in the environment", *Environmental Geochemistry and Health*, Vol. **12** No. 1–2, pp. 28–49.
- Dunca, E., Söderberg, H. und Norrgrann, O. 2011. "Shell growth and age determination in the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in Sweden: natural versus limed streams // Ferrantia. V. 64. P. 48-58."
- Eissenhauer, F. 2021. "Migration of the Freshwater Pearl Mussel (*Margaritifera margaritifera*) in Four Streams in the Vogtland."
- Elliott, J.M. 1981. "Some aspects of thermal stress on fresh-water teleosts.", *Stress and Fish.*, pp. 209–245.
- Eybe, T., Bohn, T., Thielen, F. und Sures, B. 2013. "The first millimetre – rearing juvenile freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.) in plastic boxes", *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, Vol. **23**, available at: <https://doi.org/10.1002/aqc.2384>.

- Frank, H. und Gerstmann, S. 2007. "Declining Populations of Freshwater Pearl Mussels (*Margaritifera margaritifera*) Are Burdened with Heavy Metals and DDT/DDE", *Ambio*, Vol. **36**, pp. 571–4.
- Fung, V. und Ackerman, J.D. 2020. "The Effects of River Algae and Pore Water Flow on the Feeding of Juvenile Mussels", *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, Vol. **125** No. 1, available at: <https://doi.org/10.1029/2019JG005302>.
- Geist, J. 2010. "Strategies for the conservation of endangered freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.): a synthesis of Conservation Genetics and Ecology", *Hydrobiologia*, Vol. **644** No. 1, pp. 69–88.
- Geist, J. und Auerswald, K. 2007. "Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*)", *Freshwater Biology*, Vol. **52** No. 12, pp. 2299–2316.
- Geist, J. und Auerswald, K. 2019. "Synergien im Gewässer-, Boden-, Arten- und Klimaschutz am Beispiel von Flussauen", *Wasserwirtschaft*, Vol. **109**, pp. 12–17.
- Geist, J. und Kuehn, R. 2005. "Genetic diversity and differentiation of central European freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) populations: implications for conservation and management", *Molecular Ecology*, Vol. **14** No. 2, pp. 425–439.
- Geist, J. und Kuehn, R. 2008. "Host-parasite interactions in oligotrophic stream ecosystems: the roles of life-history strategy and ecological niche", *Molecular Ecology*, Vol. **17** No. 4, pp. 997–1008.
- Geist, J., Porkka, M. und Kuehn, R. 2006. "The status of host fish populations and fish species richness in European freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) streams", *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, Vol. **16** No. 3, pp. 251–266.
- Geist, J., Rottmann, O., Schröder, W. und Kühn, R. 2003. "Development of microsatellite markers for the endangered freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. (Bivalvia: Unionoidea)", *Molecular Ecology Notes*, Vol. **3** No. 3, pp. 444–446.
- Gramlich, A., Stoll, S., Aldrich, A., Stamm, C., Walter, T. und Prasuhn, V. 2018. *Einfluss Landwirtschaftlicher Drainage Auf Den Wasserhaushalt, Auf Nährstoffflüsse Und Schadstoffaustrag*.
- Gum, B., Lange, M. und Geist, J. 2011. "A critical reflection on the success of rearing and culturing juvenile freshwater mussels with a focus on the endangered freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.): FRESHWATER MUSSEL CULTURING", *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, Vol. **21** No. 7, pp. 743–751.
- Gumpinger, C., Heinisch, W., Moser, J., Ofenböck, T. und Stundner, C. 2002. „Die Flussperlmuschel in Österreich.“ - Umweltbundesamt Austria, Monographien 159: 1–53, Vol. 159.
- Hastie, L., Boon, P.J., Young, M.R. und Way, S. 2001. "Effects of a major flood on an endangered freshwater mussel population", *Biological Conservation*, Vol. **98**, pp. 107–115.
- Hastie, L.C. 1999. "Conservation and ecology of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) (Ph.D.). University of Aberdeen."
- Hastie, L.C., Boon, P.J. und Young, M.R. 2000. "Physical microhabitat requirements of freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (L.)", *Hydrobiologia*, Vol. **429** No. 1, pp. 59–71.

- Hayashi, O., Kameshiro, M., Masuda, M. und Satoh, K. 2008. "Bioaccumulation and Metabolism of [14C] Bisphenol A in the Brackish Water Bivalve *Corbicula japonica*", *Bioscience, Biotechnology, and Biochemistry*, Vol. **72** No. 12, pp. 3219–3224.
- Hoess, R. und Geist, J. 2020. "Spatiotemporal variation of streambed quality and fine sediment deposition in five freshwater pearl mussel streams, in relation to extreme drought, strong rain and snow melt", *Limnologica*, Vol. **85**, p. 125833.
- Hoess, R. und Geist, J. 2021. "Effect of fish pond drainage on turbidity, suspended solids, fine sediment deposition and nutrient concentration in receiving pearl mussel streams", *Environmental Pollution*, Vol. **274**, p. 116520.
- Hruska, J. 1995. "Problematik der Rettung ausgewählter oligotropher Gewässersysteme und deren natürlicher Lebensgemeinschaften in der Tschechischen Republik", *Lindberger Hefte*, Vol. **5**, pp. 98–123.
- Hruska, J. 1999. "Nahrungsansprüche der Flussperlmuschel und deren halbnatürliche Aufzucht in der Tschechischen Republik", *Heldia*, Vol. **4** No. 6, pp. 69–79.
- Inoue, K., Stoeckl, K. und Geist, J. 2017. "Joint species models reveal the effects of environment on community assemblage of freshwater mussels and fishes in European rivers", *Diversity and Distributions*, Vol. **23** No. 3, pp. 284–296.
- Jahn, J.G. 1854. „Die Perlenfischerei Im Vogtlande.“ Selbstverlag J. G. JAHN, Oelsnitz.
- Jansen, W., Bauer, G. und Zahner-Meike, E. 2001. "Glochidial Mortality in Freshwater Mussels", *Ecol. Stud.*, Vol. 145, pp. 185–211.
- Jensen, A. 2007. "Is there a link between forestry and the decline of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in central Sweden? Karlstads universitet. Degree project of 20 credit points."
- Jombart, T., Devillard, S. und Balloux, F. 2010. "Discriminant analysis of principal components: a new method for the analysis of genetically structured populations", *BMC Genetics*, Vol. **11** No. 1, p. 94.
- Juhel, G., Bayen, S., Goh, C., Lee, W.K. und Kelly, B.C. 2017. "Use of a suite of biomarkers to assess the effects of carbamazepine, bisphenol A, atrazine, and their mixtures on green mussels, *Perna viridis*", *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. **36** No. 2, pp. 429–441.
- Kidd, K.A., Blanchfield, P.J., Mills, K.H., Palace, V.P., Evans, R.E., Lazorchak, J.M. und Flick, R.W. 2007. "Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen", *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol. **104** No. 21, pp. 8897–8901.
- Kranich, U. und Ulrich, K.-U. 2019. "Erstellung eines Vorhabens- und Sanierungsplans (VoSa) zur Umsetzung der WRRL für den Oberflächenwasserkörper [REDACTED] in der Altbergbauregion Vogtland. Im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Unveröffentlicht."
- Kysely, J. und Beranová, R. 2009. "Climate-change effects on extreme precipitation in central Europe: uncertainties of scenarios based on regional climate models", *Theoretical and Applied Climatology*, Vol. **95** No. 3, pp. 361–374.
- Lavictoire, L., Ramsey, A., Moorkens, E., Souch, G. und Barnhart, M. 2018. "Ontogeny of juvenile freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (Bivalvia: Margaritiferidae)", *PLoS ONE*, Vol. **13**, available at: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193637>.

- LfUG. 2008. "Kartier- und Bewertungsschlüssel von FFH-Anhang II-Arten in SCI, 1029 Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*). Landesamt für Umwelt und Geologie".
- LfULG. 2009. "Perle der Natur - Schutz der Flussperlmuschel in Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)."
- LfULG. 2015. "Bericht über die sächsischen Beiträge zu den Bewirtschaftungsplänen der Flussgebiets-einheiten Elbe und Oder nach § 83 WHG bzw. Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den Zeitraum von 2016 bis 2021".
- LfULG. 2020. "Bericht zum Skigebiet Schöneck; zuletzt abgerufen am 15.06.2021 unter https://www.klima.sachsen.de/download/klima/Bericht_sg51.pdf".
- Liegl, A. und Schäffler, B. 2000. "Artenhilfsprogramm 'Flussperlmuschel' in Bayern: Stand und Perspektiven. Ergebnisse des Kongresses vom 16.-18.10.2000 in Hof; pp. 21–31."
- Machado, J. und Lopes-Lima, M. 2011. "Calcification mechanism in freshwater mussels: Potential targets for cadmium", *Toxicological and Environmental Chemistry*, Vol. **93**, available at: <https://doi.org/10.1080/02772248.2010.503656>.
- Moog, O., Nesemann, H., Ofenböck, T. und Stundner, C. 1993. "Grundlagen zum Schutz der Flußperlmuschel in Österreich", *Schrr. Bristol-Stiftung, Ruth Und Herbert Uhl-Forschungsstelle Für Natur- Und Umweltschutz, Liechtenstein*, Vol. **Heft 3**, p. 240p.
- Moorkens, E. 1999. "Conservation management of the freshwater pearl mussel : *Margaritifera margaritifera*. Part 1, Biology of the species and its present situation in Ireland", *Undefined*, available at: /paper/Conservation-management-of-the-freshwater-pearl-%3A-Moorkens/376ab01acf816cc2139bbb94ecb0a26be51196e7 (accessed 14 June 2021).
- Moorkens, E., Cordeiro, J., Seddon, M.B., von Proschwitz, T. und Woolnough, D. 2017. "*Margaritifera margaritifera* (errata version published in 2018). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T12799A128686456."
- Nagel, C. 2012. "Strategien für den Flussperlmuschelschutz in Sachsen bis 2020, unveröffentlicht".
- Newton, T.J. und Bartsch, M.R. 2007. "Lethal and sublethal effects of ammonia to juvenile *Lampsilis* mussels (Unionidae) in sediment and water-only exposures", *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. **26** No. 10, pp. 2057–2065.
- Österling, M., Greenberg, L.A. and Arvidsson, B.L. 2008. "Relationship of biotic and abiotic factors to recruitment patterns in *Margaritifera margaritifera*", *Biological Conservation*, Vol. **141** No. 5, pp. 1365–1370.
- Österling, M.E., Arvidsson, B.L. und Greenberg, L.A. 2010. "Habitat degradation and the decline of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera*: influence of turbidity and sedimentation on the mussel and its host", *Journal of Applied Ecology*, Vol. **47** No. 4, pp. 759–768.
- Österling, M.E. und Larsen, B.M. 2013. "Impact of origin and condition of host fish (*Salmo trutta*) on parasitic larvae of *Margaritifera margaritifera*", *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, Vol. **23** No. 4, pp. 564–570.
- Pritchard, J.K., Stephens, M. und Donnelly, P. 2000. "Inference of Population Structure Using Multilocus Genotype Data", *Genetics*, Vol. **155** No. 2, pp. 945–959.
- Rosén, K., Aronson, J.-A. und Eriksson, H.M. 1996. "Effects of clear-cutting on streamwater quality in forest catchments in central Sweden", *Forest Ecology and Management*, Vol. **83** No. 3, pp. 237–244.

- Schälchli, U. 2002. "Kolmation - Methoden zur Erkennung und Bewertung. Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Zürich."
- Schaller, A.S., Franke, J. und Bernhofer, C. 2020. "Climate dynamics: temporal development of the occurrence frequency of heavy precipitation in Saxony, Germany", *Meteorologische Zeitschrift*, pp. 335–348.
- Schartum, E., Mortensen, S., Pittman, K. und Jakobsen, P.J. 2017. "From pedal to filter feeding: ctenidial organogenesis and implications for feeding in the postlarval freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus, 1758)", *Journal of Molluscan Studies*, Vol. **83** No. 1, pp. 36–42.
- Schmidt, C. und Vandr , R. 2019. Artenhilfsma nahmen F r Die Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera* (L.) in Sachsen.
- Schubert, S., Rosolowski, J. und Jungmann, D. 2019. "Schadstoffe - Ermittlung von Belastungspfaden Teil: Biotests f r ein effektbasiertes Monitoring. Abschlussbericht. Auftraggeber: S chsisches Landesamt f r Umwelt, Landwirtschaft und Geologie LfULG,  ber GWT TUD GmbH".
- Skinner, A., Young, M. und Hastie, L. 2003. "Ecology of the freshwater pearl mussel; Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 2 English Nature, Peterborough".
- SMUL. 1999. "Artenschutzprogramm f r die Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) in Sachsen, unver ffentlicht."
- Spinoni, J., Vogt, J.V., Naumann, G., Barbosa, P. und Dosio, A. 2018. "Will drought events become more frequent and severe in Europe?", *International Journal of Climatology*, Vol. **38** No. 4, pp. 1718–1736.
- Sternecker, K. und Geist, J. 2010. "The effects of stream substratum composition on the emergence of salmonid fry", *Ecology of Freshwater Fish*, Vol. **19** No. 4, pp. 537–544.
- StUFA Plauen. 2005. "FFH-Managementplan f r das FFH-Meldegebiet [REDACTED], Vogtlandkreis".
- Taeubert, J.-E., Denic, M., Gum, B., Lange, M. und Geist, J. 2010. "Suitability of different salmonid strains as hosts for the endangered freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.)", *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, Vol. **20** No. 7, pp. 728–734.
- Taeubert, J.-E. und Geist, J. 2017. "The relationship between the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) and its hosts", *Biology Bulletin*, Vol. **44** No. 1, pp. 67–73.
- Taeubert, J.-E., Gum, B. und Geist, J. 2013. "Variable development and excystment of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) at constant temperature", *Limnologica*, Vol. **43** No. 4, pp. 319–322.
- Taskinen, J., Berg, P., Saarinen-Valta, M., V lil , S., M enp  , E., Myllynen, K. und Pakkala, J. 2011. "Effect of pH, iron and aluminum on survival of early life history stages of the endangered freshwater pearl mussel, *Margaritifera margaritifera*", *Toxicological & Environmental Chemistry*, Vol. **93**, pp. 1764–1777.
- Valovirta, I. 1998. "Conservation methods for populations of *Margaritifera margaritifera* (L.) in Finland", *Journal of Conchology*, Vol. **Special Publication** No. 2, pp. 251–256.
- Wang, N., Ivey, C.D., Ingersoll, C.G., Brumbaugh, W.G., Alvarez, D., Hammer, E.J., Bauer, C.R., et al. 2017. "Acute sensitivity of a broad range of freshwater mussels to chemicals with different modes of toxic action", *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. **36** No. 3, pp. 786–796.

- Wondzell, S.M., Diabat, M. und Haggerty, R. 2019. "What Matters Most: Are Future Stream Temperatures More Sensitive to Changing Air Temperatures, Discharge, or Riparian Vegetation?", *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, Vol. **55** No. 1, pp. 116–132.
- Young, M. und Williams, J. 1984a. "The reproductive biology of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (Linn.) in Scotland. I: Field studies", *The Reproductive Biology of the Freshwater Pearl Mussel Margaritifera Margaritifera (Linn.) in Scotland. I: Field Studies*, Vol. **99** No. 4, pp. 405–422.
- Young, M. und Williams, J. 1984b. "The reproductive biology of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (Linn.) in Scotland. II: Laboratory studies", *The Reproductive Biology of the Freshwater Pearl Mussel Margaritifera Margaritifera (Linn.) in Scotland. II: Laboratory Studies*, Vol. **100** No. 1, pp. 29–43.
- Young, M.R., Cosgrove, P.J. und Hastie, L.C. 2001. "The Extent of, and Causes for, the Decline of a Highly Threatened Naiad: *Margaritifera margaritifera*", in Bauer, G. and Wächtler, K. (Eds.), *Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida*, Vol. 145, Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 337–357.
- Zak, D., Kronvang, B., Carstensen, M.V., Hoffmann, C.C., Kjeldgaard, A., Larsen, S.E., Audet, J., et al. 2018. "Nitrogen and Phosphorus Removal from Agricultural Runoff in Integrated Buffer Zones", *Environmental Science & Technology*, Vol. **52** No. 11, pp. 6508–6517.
- Ziuganov, V., Zotin, A., Nezlin, L. und Tretiakov, V. 1994. "The freshwater pearl mussels and their relationships with salmonid fish. VNIRO, Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography, Moscow, 104 pp".