

KOLMATION UND IHRE WIRKUNG AUF RHEOPHILE FISCHARTEN

Abschlussbericht

Gefördert durch die
Deutsche Bundesstiftung Umwelt
AZ 35211/01

Sven Holl, Jacqueline Bruhy, Claudia Zumbroich, Prof. Dr. Thomas Zumbroich,
Planungsbüro Zumbroich, Bonn

Antonio Rogmann, Prof. Dr. Mariele Evers,
Universität Bonn, Geographisches Institut

Laufzeit: 11/2019 – 12/2021



Bonn, im März 2022

Titelblatt: Großsalmoniden-Laichplatz in der Sülz,
Geschlüpfte Lachslarven in einem Brutbehälter),
Projektteam während der Corona-Pandemie
(Fotos Planungsbüro Zumbroich).

06/02		Projektkennblatt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt			
Az	35211/01	Referat	33/2	Fördersumme	124.710 €
Antragstitel		Kolmation und ihre Wirkung auf den Reproduktionserfolg repräsentativer Arten rheophiler Fischlebensgemeinschaften (Kurztitel: Kolmation und ihre Wirkung auf rheophile Fischlebensgemeinschaften)			
Stichworte		Naturschutz/Landschaftsschutz, Wasser/Gewässer Sediment, Fischart, Habitat			
	Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)	
	24 Monate	27.11.2019	26.12.2021		
	Zwischenberichte	26.11.2020			
Bevollziehungsempfänger		Planungsbüro Zumbroich, Bonn		Tel	+49 228 2277770
				Fax	
				Projektleitung	Prof. Thomas Zumbroich
				Bearbeiter	Prof. Thomas Zumbroich
Kooperationspartner		Universität Bonn, Geographisches Institut, Fr. Prof. Mariele Evers, Bonn			
 Zielsetzung und Anlass des Vorhabens Anthropogene Feinsedimenteinträge können ein großes ökologisches Problem für Gewässer darstellen. Sie verstopfen den Lückenraum von Gewässersohlen (das hyporheische Interstitial) und beeinträchtigen dadurch den Wasser- und (Nähr-) Stoffaustausch zwischen frei fließendem und Interstitialwasser. Diese „Kolmation“ gefährdet die ökologische Funktionsfähigkeit von Fließgewässern, einschließlich der Lebensgemeinschaften. Salmoniden wie der Lachs (<i>Salmo salar</i>) legen ihre Eier direkt in diesen Lückenraum ab. Unnatürliche Feinsedimenteinträge können den Schlupferfolg von Eiern hemmen, da es zu Sauerstoffdefiziten, Anreicherung von (Schad-) Stoffen und ggf. weiteren negativen Interaktionen kommen könnte. Das vorliegende Forschungsprojekt „Kolmation und ihre Wirkung auf rheophile Fischarten“ betrachtet die Degradation von Laichhabitaten durch Kolmation und die Auswirkungen auf den Reproduktionserfolg ana-					

dromer Salmoniden an simulierten Laichgruben. Durchgeführt wurden die Untersuchungen an ausgewählten Gewässern des Wanderfischprogramms Nordrhein-Westfalen im Einzugsgebiet der Sieg.

Das Projekt dient auch der Identifikation geeigneter Forschungsansätze zur Beurteilung der Eignung von Gewässern für die Wiederansiedlung anadromer Salmoniden mit Blick auf deren Feinsedimentbelastung.

Die Arbeiten, die in Zuläufen der Unteren Sieg stattfanden, erfolgten im Jahr 2020. Fachlich unterstützt wurde das Projekt durch den Rheinischen Fischereiverband NRW 1880 e.V. Das Lebendmaterial (Lachseier im Augenpunktstadium) wurde durch die Landesfischereianstalt NRW (LANUV NRW, Abteilung Fischereiökologie und Aquakultur) zur Verfügung gestellt.

Mit den Erfahrungen des Projektes soll eine Basis für ein weitergehendes investigatives Monitoring zur Habitataignung von kiesgeprägten Gewässern für rheophile Fischarten gelegt werden.

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

Zu dem Untersuchungsprogramm gehören Laichhabitatkartierungen, Messungen mit dem Kolmameter, optisch-haptische Kartierung von Kiesbänken, chemisch-physikalische Untersuchungen, Makrozoobenthosbewertungen und das Ausbringen von Fischbrutbehältern zur Beobachtung der Laichentwicklung.

Die Auswahl der Probestellen erfolgte aus einer Kombination biotischer und abiotischer Sekundärdaten sowie eigener Begehungen und Kartierungen.

Im Anschluss erfolgten detaillierte Kolmationsmessungen in 13 Untersuchungsbereichen und physikalisch-chemische Untersuchungen des Interstitialwassers und der fließenden Welle (Temperatur, Sauerstoffgehalt und -sättigung, pH-Wert sowie elektrische Leitfähigkeit). Weitere Kolmationsmessungen zur räumlichen Kolmationssituation erfolgten im Rahmen einer universitären Abschlussarbeit. Für die Erfassung der Kolmation wurde u. a. das Messgerät Kolmameter, das als Funktionsmuster zur Verfügung stand, eingesetzt.

Zur Ermittlung des Reproduktionserfolges wurde von der Landesfischereianstalt NRW bereitgestellte lebende Lachsbrut im Augenpunktstadium verwendet. Für die In-Situ-Versuche wurden verschiedenartige Brutbehälter eingesetzt und auf ihre Funktionstüchtigkeit hin getestet. Die Lachsbrut wurde in künstlich angelegte Laichgruben gegeben und nach Erreichen von ca. 500 Tagesgraden aus der Gewässersohle entnommen.

Ergebnisse und Diskussion

Das Schlupfergebnis war sehr unterschiedlich: Auffallend war eine hohe Ausfallrate in Behältern mit eingeschwemmtem Feinsediment. Zeitgleich mit der Entnahme der Brutboxen erfolgten die Kolmametermessungen. Dabei zeigte sich, dass keine der 13 gemessenen Stellen stark kolmatiert war.

Trotz nicht nachweisbarer Kolmation während des Expositionszeitraumes der Eier im Interstitial sammelten sich jedoch Feinsedimente in den Brutbehältern an und führten insbesondere bei Brutbehältern ohne Kieseinlage zu hohen Verlustraten.

Aus dieser Beobachtung lässt sich ableiten, dass die bewegliche Feinsedimentfracht in der fließenden „Interstitialwelle“ während der Brutentwicklung von großer Bedeutung ist. Diese wurde von den Kolmametermessungen möglicherweise nicht erkannt, da das Messprinzip Verstopfungen bzw. Durchströmungswiderstand misst und nicht frei bewegliches Feinsediment.

Dennoch geben Messungen der Kolmation grundlegende Hinweise auf eine generelle Feinsedimentbelastung und sie können als wichtiger Entscheidungsträger beispielsweise zur Eingrenzung weiterer Untersuchungen oder Auswahl geeigneter Gewässerbereiche dienen.

Neue Erkenntnisse zur Kolmationsdynamik in Gewässern lieferte eine in den weiteren Projektverlauf integrierte Diplomarbeit zur räumlichen Kolmationsverteilung im Interstitial. Die Messergebnisse aus punktuellen Messungen lassen bei Übertragung in den dreidimensionalen Raum verschiedene Interpretationen zur

Feinsedimentverteilung zu, wobei die Kolmation tendenziell in die Tiefe zunimmt (Hahn, Lisa 2021, unveröff.). Es konnten Vorschläge für ein Anwendungsverfahren für die räumliche Kolmationserfassung des Interstitialkörpers abgeleitet werden.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Die überregionale Verbreitung der Ergebnisse soll via Tagungen und zielgruppenrelevanter Publikationen, aber auch über Fachzeitschriften erfolgen.

Zudem ist geplant, die Projektergebnisse auf der Jahrestagung 2022 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) im September 2022 vorzustellen.

Fazit

Die gewonnenen Erfahrungen eröffnen weitergehende Fragestellungen und vielversprechende Forschungsperspektiven. So sollten die Brutbehälter konstruktiv mit Blick auf die eingetragenen und zugleich unerwünschten Feinsedimente so angepasst werden, dass sie einerseits die reale Feinsedimentsituation widerspiegeln und andererseits nicht zur unerwünschten Falle für Sedimente werden.

Einen weiteren, gegebenenfalls hochrelevanten Aspekt stellt die mögliche toxische Belastung dar, welche sich aus der Akkumulation von Schadstoffen im Feinsedimentmaterial ergeben könnte. Neben dem quantitativen Ansatz, die Kolmation über die Permeabilität des Interstitials (und somit dem Anteil der kolmatierenden Feinsedimente) zu erheben, würde der Blick vom „wieviel“ (Verstopfung durch Feinsedimente) auf das „was“ (Bestandteile der Feinsedimente) gelenkt werden.

Um diese Fragestellung angehen zu können, wurde während der Projektlaufzeit vom Planungsbüro Zumbroich ein Sampler zur Entnahme von Interstitialwasser und -feinsediment entwickelt. Erste, testweise erhobene Probenahmen und zwei während der Laufzeit im Projektgebiet durchgeführte Bachelorarbeiten zur Schwermetallbelastung der Sedimente bestätigten die Eignung für die Materialgewinnung zur Vor-Ort Analyse des Sediment-Wasser-Gemisches sowie für die chemische Analyse der Feinsedimente im Labor. Bei einer ausreichenden Anzahl an Messpunkten lassen sich Eintragspfade detektieren und Belastungen bis zur Quelle nachverfolgen. Dies betrifft auch möglicherweise toxisch wirkende Schadstoffe aus u. a. Siedlungswassereinträgen.

Es erscheint sinnvoll, bei Fortführung der Fragestellung den Untersuchungsumfang auf weitere Gewässer des Wanderfischprogramms Nordrhein-Westfalen auszuweiten, mit größerem Probenumfang und einem längeren Zeitraum. Dadurch ließen sich gezielte Entwicklungs- und Schutzmaßnahmen zur Habitatqualität ableiten und auch die Priorisierung der Gewässer für die Wiederansiedlung des Lachses justieren.

Abschließend soll nicht unerwähnt bleiben, dass das Projekt während der gesamten Laufzeit von der Corona-Pandemie mit monatelanger Schließung des Präsenz-Universitätsbetriebes und andauernder Kontaktbeschränkungen begleitet wurde. Wir sind froh, dass dennoch ein zielgerichteter Projektablauf, insbesondere bezüglich der Arbeiten im Außenbereich stattfinden konnte. Allen Beteiligten, voran unseren Mitarbeitern und Mitarbeiterinnen, gilt daher ein besonderer Dank.

Deutsche Bundesstiftung Umwelt □ An der Bornau 2 □ 49090 Osnabrück □ Tel 0541/9633-0 □ Fax 0541/9633-190 □ <http://www.dbu.de>

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	9
1 Einführung & Motivation	12
1.1 Problemstellung und Rahmenbedingungen	12
Das Interstitial als sensibles, sauerstoffreiches Bruthabitat	14
Degradation durch Feinsedimenteintrag	16
Wiederansiedlung des Lachses im Sieg-System, NRW.....	17
Lachskontrollstationen an Sieg und Agger	17
1.2 Motivation und Ziele	20
2 Methodik/Vorgehensweise/Projekttablauf	22
2.1 Projekttablauf	22
2.2 Auswahl geeigneter Probestellen (AP 2)	23
2.2.1 Das Projektgebiet als historisches Verbreitungsgebiet	24
2.2.2 Anforderungen des Lachses an das Laichhabitat	24
2.2.3 Auswertung bestehender Daten und Kartierungen	25
Erhebungen zum Naturbrutauflkommen, 2012-2017	26
Kartierung von potenziellen Lachslaichhabitaten, 2002	27
Laichplatzkartierung Großsalmoniden, 2004-2010	28
Jungfischhabitatkartierung Atlantischer Lachs, 2002	29
Gewässerstrukturgütekartierung.....	30
2.2.4 Verifizierung im Gelände und endgültige Auswahl	31
Kartographische Vorauswahl der Probestellen.....	31
Begehung potenzieller Probestellen und Verifizierung im Gelände	31
2.3 Strukturgütekartierung (AP 3.4)	32
2.4 Laichhabitatkartierung zur Verifizierung der Probestellen	32
2.5 Kolmationsmessungen (AP 3.1)	34
2.5.1 Prinzip des Kolmometers	34
2.5.2 Optisch-haptische Kartierung nach Schälchli	36
2.5.3 „Sohlverfestigung“ im Rahmen der Laichhabitatkartierung	37
2.6 Physikalisch-chemische Untersuchungen (AP 3.2)	38
2.6.1 Probenahme mit Interstitialsampler ISZ	38
2.7 Hydraulisch-morphologische Beschreibung der Laichplätze	39
2.8 Biologische Untersuchungen	40
2.8.1 Makrozoobenthos (AP 3.3)	40
2.8.2 Brutbehälter zur Exposition der Fischbrut (AP 3.3)	41
Auswahl geeigneter Brutbehälter	41
Ausbringen der Brutbehälter im Gelände	43
Abstecken des Bereiches zur Anlage des Laichplatzes	44
Auflockerung und Reinigung des Substrates von Feinsedimenten.....	44
Ausheben einer Grube und Einbringen von Platzhaltern	45
Einsetzen der Brutbehälter in die Gewässersohle	46

Erfassung des Bruterfolges	47
3 Projektergebnisse	50
3.1 Auswahl der Probenbereiche.....	50
3.2 Laichhabitatkartierung zur Verifizierung der Probestellen	51
Zwischenfazit: Laichhabitatkartierung.....	53
3.3 Kolmationsmessungen (AP 3.1)	53
3.3.1 Messungen mit dem Kolmameter	53
Situation der Kolmation bei Entnahme der Lachsbrut.....	54
Zwischenfazit: Kolmationsmessung	55
3.3.2 Kolmationsdynamik in verschiedenen Tiefen.....	56
Räumliche Interpretationsvarianten.....	59
Ableitung der Mächtigkeit des offenen Interstitialraumes.....	60
Zwischenfazit: Kolmationsdynamik in verschiedenen Tiefen.....	61
3.3.3 Optisch-haptische Kartierung nach Schälchli	62
3.4 Physikalisch-chemische Untersuchungen (AP 3.2).....	64
3.4.1 Exkurs: Chemische Feinsedimentuntersuchungen.....	67
Methodik	69
Ergebnisse	70
Zwischenfazit: Probenahme von Interstitialsedimenten.....	72
3.5 Hydraulisch-morphologische Erhebungen an Laichplätzen.....	73
Zwischenfazit: hydraulisch-morphologische Beschreibung	75
3.6 Makrozoobenthos.....	76
Modulare Bewertung nach Perloides	76
Untersuchung zusätzlicher Qualitätskomponenten	77
Zwischenfazit: Makrozoobenthos	78
3.7 Reproduktionserfolg der Fischbrut (AP 3.3).....	79
3.7.1 Erfassung des Reproduktionserfolges	79
Kontrollkörbe zur Vitalität der Eier	80
Brutbehälter ohne Kieseinlage	81
Brutbehälter mit Kieseinlage	82
Whitlock-Vibert Boxen.....	82
Auswirkungen hoher Abflüsse.....	83
Zwischenfazit: Erfassung des Reproduktionserfolges	84
4 Fazit/Ausblick	87
4.1 Fazit	87
4.1.1 Methodische Schlussfolgerungen	87
Erfassung des Reproduktionserfolges	87
Kolmationsmessungen.....	89
4.1.2 Fazit zu Forschungsergebnissen	91
Kolmation und Feinsedimentfracht	91
Aussagekraft der Kolmametermessungen für die Laichhabitateignung	91
Ermittlung der Interstitialmächtigkeit mit dem Kolmameter	92
Feinsediment in den Brutbehältern.....	92
Entwicklung der Brut	93

Eignung der Gewässer.....	93
4.2 Ausblick.....	93
Chemische Untersuchung von Feinsedimenten.....	93
Überprüfung des Reproduktionserfolges mit modifizierten Brutbehältern.....	94
5 Öffentlichkeitsarbeit/Veröffentlichungen/Vorträge	96
5.1 Öffentlichkeitsarbeit.....	96
5.2 Publikationen mit Bezug zum Forschungsprojekt.....	96
5.3 Vorträge.....	96
5.4 Betreuung von universitären Abschlussarbeiten	97
6 Danksagung	98
7 Literaturverzeichnis	99
8 Anhang	104
8.1 Auswertung bestehender Daten und Kartierungen	104
Erhebungen zum Naturbrutauflkommen	104
Kartierung von potenziellen Lachslaichhabitaten (Bröl)	104
Kartierung von Großsalmonidenlaichplätzen	105
Jungfischhabitatkartierung Atlanischer Lachs	105
8.2 Beschreibung der Probestellen	106
Agger	106
Sülz	114
Bröl.....	116
Waldbrölbach.....	119
8.3 Ergebnisse der Makrozoobenthos-Auswertung.....	124
8.4 Fachgespräche und Kooperationen – Protokolle.....	125
Fachlicher Austausch mit dem LANUV NRW, Fischereiökologie und Aquakultur	125
Methodenworkshop.....	125
Fachlicher Austausch mit Mitarbeitern des Wanderfischprogramms NRW.....	127
Sieg Fischerei Genossenschaft, Hennef	128
Fachlicher Austausch mit Vertretern des Projektes „Lebendige Alster“	129
Fachlicher Austausch mit der Fischereigenossenschaft Sülz.....	129
8.5 Abflussdaten	130

Zusammenfassung

Anthropogene Feinsedimenteinträge können ein großes ökologisches Problem für Gewässer darstellen. Sie verstopfen den Lückenraum von Gewässersohlen (das hyporheische Interstitial) und beeinträchtigen dadurch den Wasser- und (Nähr-) Stoffaustausch zwischen frei fließendem und Interstitialwasser. Diese „Kolmation“ gefährdet die ökologische Funktionsfähigkeit von Fließgewässern, einschließlich der Lebensgemeinschaften.

Salmoniden wie der Lachs (*Salmo salar*) legen ihre Eier direkt in diesen Lückenraum ab. Unnatürliche Feinsedimenteinträge können den Schlupferfolg von Eiern hemmen, da es zu Sauerstoffdefiziten, Anreicherung von (Schad-) Stoffen und ggf. weiteren negativen Interaktionen kommen könnte.

Das vorliegende Forschungsprojekt „Kolmation und ihre Wirkung auf rheophile Fischarten“ betrachtet die Degradation von Laichhabitaten durch Kolmation und die Auswirkungen auf den Reproduktionserfolg anadromer Salmoniden an simulierten Laichgruben. Durchgeführt wurden die Untersuchungen an ausgewählten Gewässern des Wanderfischprogramms Nordrhein-Westfalen im Einzugsgebiet der Sieg.

Das Projekt dient auch der Identifikation geeigneter Forschungsansätze zur Beurteilung der Eignung von Gewässern für die Wiederansiedlung anadromer Salmoniden mit Blick auf deren Feinsedimentbelastung.

Für die Erfassung der Kolmation wurde u.a. das Messgerät Kolmameter eingesetzt. Zur Ermittlung des Reproduktionserfolges wurde lebende Lachsbrut im Augenpunktstadium verwendet. Für die In-Situ-Versuche wurden verschiedenartige Brutbehälter eingesetzt und auf ihre Funktionstüchtigkeit hin getestet.

Projektergebnisse

Vorab sei erwähnt, dass das Projekt während der gesamten Laufzeit von der Corona-Pandemie mit monatelanger Schließung des Präsenz-Universitätsbetriebes und andauernder Kontaktbeschränkungen begleitet wurde. Wir sind froh, dass dennoch ein zielgerichteter Projektablauf insbesondere bezüglich der Arbeiten im Außenbereich stattfinden konnte. Allen Beteiligten, voran unseren Mitarbeitern und Mitarbeiterinnen, gilt daher ein besonderer Dank.

Die Auswahl der Probestellen erfolgte aus einer Kombination biotischer und abiotischer Sekundärdaten sowie eigener Begehungen und Kartierungen. Dies erwies sich als geeignete, effiziente Methode und könnte in ähnlicher Weise für zukünftige in-situ Untersuchungen zu Lachslaichhabitaten genutzt bzw. im Umfang ausgebaut werden.

Die von der Landesfischereianstalt NRW bereitgestellten Lachsbrut wurde, in perforierte Brutbehälter eingeschlossen, in die Laichgruben gegeben und nach Erreichen von 500 Tagesgraden aus der Gewässersohle entnommen. Das Schlupfergebnis war sehr unterschiedlich: auffallend war eine hohe Ausfallrate in Behältern mit eingeschwemmten Feinsediment.

Zeitgleich mit der Entnahme der Brutboxen erfolgten die Kolmametermessungen. Dabei zeigte sich, dass keine der 13 gemessenen Stellen stark kolmatiert waren.

Trotz nicht nachweisbarer Kolmation während des Expositionszeitraumes der Eier im Interstitial, sammelten sich jedoch Feinsedimente in den Brutbehältern an und führten insbesondere bei Brutbehältern ohne Kieseinlage zu hohen Verlustraten.

Aus dieser Beobachtung lässt sich ableiten, dass die bewegliche Feinsedimentfracht in der fließenden „Interstitialwelle“ während der Brutentwicklung von großer Bedeutung ist. Diese wurde von den Kolmametermessungen möglicherweise nicht erkannt, da das Messprinzip Verstopfungen bzw. Durchströmungswiderstand misst und nicht frei bewegliches Feinsediment.

Dennoch geben Messungen der Kolmation grundlegende Hinweise auf eine generelle Feinsedimentbelastung und sie können als wichtiger Entscheidungsträger beispielsweise zur Eingrenzung weiterer Untersuchungen oder Auswahl geeigneter Gewässerbereiche dienen.

Neue Erkenntnisse zur Kolmationsdynamik in Gewässern lieferte eine in den weiteren Projektverlauf integrierte Diplomarbeit zur räumlichen Kolmationsverteilung im Interstitial. Die Messergebnisse aus punktuellen Messungen lassen bei Übertragung in den dreidimensionalen Raum verschiedene Interpretationen zur Feinsedimentverteilung zu, wobei die Kolmation tendenziell in die Tiefe hin zunimmt (Hahn, Lisa 2021, unveröff).

Dadurch konnten Vorschläge für ein Anwendungsverfahren für die räumliche Kolmationserfassung des Interstitialkörpers abgeleitet werden.

Ausblick

Die gewonnenen Erfahrungen mit dem Kolmameter und den verwendeten Brutbehältern eröffnen weitergehende Fragestellungen und vielversprechende Forschungsperspektiven.

So sollten die Brutbehälter konstruktiv mit Blick auf die eingetragenen und zugleich unerwünschten Feinsedimente so angepasst werden, dass sie einerseits die reale Feinsedimentsituation widerspiegeln und andererseits nicht zur unerwünschten Falle für Sedimente werden.

Einen weiteren, gegebenenfalls hochrelevanten Aspekt stellt die mögliche toxische Belastung dar, welche sich aus der Akkumulation von Schadstoffen im Feinsedimentmaterial ergeben könnte. Neben dem quantitativen Ansatz, die Kolmatierung über die Permeabilität des Interstitials (und somit dem Anteil der kolmatierenden Feinsedimente) zu erheben, würde der Blick vom „wieviel“ (Verstopfung durch Feinsedimente) auf das „was“ (Bestandteile der Feinsedimente) gelenkt werden.

Um diese Fragestellung angehen zu können, wurde während der Projektlaufzeit vom Planungsbüro Zumbroich ein Sampler zur Entnahme von Interstitialwasser und -feinsediment entwickelt. Erste, testweise erhobene Probenahmen und zwei während der Laufzeit im Projektgebiet durchgeführte Bachelorarbeiten zur Schwermetallbelastung der Sedimente bestätigten die Eignung für die Materialgewinnung zur Vor-Ort Analyse des Sediment-Wasser-Gemisches sowie für die chemische Analyse der Feinsedimente im Labor.

Die o.g. Bachelorarbeiten (Wagner, H. 2021, Zurwellen, J. 2021) ergaben, dass der Interstitialsampler eine einfach zu handhabende Möglichkeit der Interstitial-Probengewinnung darstellt und vergleichbare Ergebnisse liefert. Zudem lassen sich bei einer hohen Anzahl an Messpunkten Eintragspfade detektieren und Belastungen bis zur Quelle nachverfolgen. Dies betrifft auch möglicherweise toxisch wirkende Schadstoffe aus u. a. Siedlungswassereinträgen.

Es erscheint sinnvoll, bei Fortführung der Fragestellung den Untersuchungsumfang auf weitere Gewässer des Wanderfischprogramms Nordrhein-Westfalen auszuweiten, mit

größerem Probenumfang und einem längeren Zeitraum. Dadurch ließen sich gezielte Entwicklungs- und Schutzmaßnahmen zur Habitatqualität ableiten und auch die Priorisierung der Gewässer für die Wiederansiedlung des Lachses justieren.

Die Erkenntnisse könnten auch zu einer Weiterentwicklung des Salmonidenleitfadens NRW (MUNLV 2006) genutzt werden.

1 Einführung & Motivation

1.1 Problemstellung und Rahmenbedingungen

Mit Einführung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Jahr 2000 wurde als Ziel für alle europäischen Gewässer das Erreichen des sogenannten guten ökologischen Zustands bis 2015, spätestens bis 2027 formuliert.

Der ökologische Zustand von Oberflächengewässern (Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer) ergibt sich aus deren „Naturnähe“. Dazu werden gewässertypspezifische Referenzbedingungen bzgl. Gewässerfauna und -flora, Hydromorphologie sowie physikalisch-chemische Bedingungen als Bewertungsmaßstäbe herangezogen. Aus dem Grad der Abweichung von diesen gewässertypspezifischen Referenzbedingungen leitet sich der ökologische Zustand ab. Zu Beginn des dritten Bewirtschaftungszyklus der Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2021 konnte lediglich für 8 % der deutschen Oberflächengewässer der ökologische Zustand als „gut“ oder „sehr gut“ bewertet werden (BMUB/UBA 2016, UBA 2017 zit. in UBA 2021). Die Bewertung des ökologischen Zustandes fußt auf Biologische Qualitätskomponenten, darunter die Fischfauna (Tabelle 1).

Tabelle 1: Die biologischen Qualitätskomponenten der verschiedenen Gewässerkategorien (F = Flüsse, S = Seen, Ü = Übergangsgewässer und K = Küstengewässer. Aus: Umweltbundesamt und Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser¹).

Gewässerkategorie				Gruppe	Biologische Qualitätskomponente	Parameter
F	S	Ü	K			
X	X		X	Gewässerflora	Phytoplankton	Artenzusammensetzung, Biomasse
		X	X		Großalgen oder Angiospermen	Artenzusammensetzung, Artenhäufigkeit
X	X	X			Makrophyten / Phytobenthos	Artenzusammensetzung, Artenhäufigkeit
X	X	X	X	Gewässerfauna	Benthische wirbellose Fauna	Artenzusammensetzung, Artenhäufigkeit,
X	X	X			Fischfauna	Artenzusammensetzung, Artenhäufigkeit, Altersstruktur

Die Bewertung der Qualitätskomponente Fischfauna erfolgt über ein fischbasiertes Bewertungssystem (fiBS). Grundlage der Bewertung sind gewässertypspezifische Arteninventare in anthropogen ungestörten Gewässern, welche in Leitarten, typspezifische Arten sowie Begleitarten mit bestimmten relativen Anteilen am Gesamtarteninventar unterteilt sind. Neben dem Arten- und Gildeninventar, letztere umfasst Habitat-, Reproduktions-

¹ https://gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=2&clang=0

und Trophie-Gilden sind u. a. Arten- und Gildenabundanzen, Altersstruktur sowie Migration weitere Qualitätsmerkmale.

Durch die Erhebung der rezenten Fischfauna mittels Elektrofischungen sowie ggfs. Daten aus weiteren Quellen lassen sich Abweichungen vom Referenzzustand berechnen und der ökologische Zustand bzw. das ökologische Potenzial (bei erheblich veränderten oder künstlichen Gewässern) hinsichtlich dieser Qualitätskomponente ableiten (DUSSLING 2009). Die Gesamtbewertung des ökologischen Zustandes eines Fließgewässerabschnittes ergibt sich aus der jeweils am schlechtesten bewerteten Qualitätskomponente.

Der ökologische Zustand der Fischfauna indiziert verschiedene Belastungsfaktoren (Stressoren) wie bspw. die Degradation der Gewässermorphologie, inkl. Feinsedimenteinträgen (Korngrößen < 2 mm). Als hauptsächliche Belastungsfaktoren gilt – neben zu hohen Nähr- und Schadstoffeinträgen sowie Gewässerausbau und -Begradigung – der Eintrag von Feinsedimenten.

Selbst dort, wo teils aufwändige Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt worden sind, kann der gute ökologische Zustand jedoch nicht immer nachgewiesen werden (HAASE et al. 2015). Als Schlüsselparameter hierfür wird die „allgemeine Degradation“ benannt.

Aktuelle Ergebnisse weisen darauf hin, dass hinter einer ausgeprägten „Allgemeinen Degradation“ vor allem die Kolmation, vereinzelt auch andere Stressoren wie stoffliche Einträge stehen (STEIN et al. 2018, DBU-Projekt unter Beteiligung des Antragstellers AZ: 33590/01). Unter Kolmation wird nach BEYER & BANSCHER (1975) „Die Verdichtung eines Gesteins/Erdstoffs durch die Ablagerung von Sinkstoffen, Schwebestoffen und Ausfällungsprodukten des Wassers an der Oberfläche (äußere Kolmation) und/oder in den Klüften/Poren (innere Kolmation)“ verstanden.

In den Gewässern wird dieser eigentlich natürliche Prozess durch hohe anthropogene Feinsedimenteinträge z. B. aus Landwirtschaft- und Siedlungsflächen zu einem ökologischen Problem (Abbildung 1).



Abbildung 1: Bodenabtrag bei Starkregen (Fotos: Th. Zumbroich).

Die eingetragenen Feinsedimente verstopfen das so genannte hyporheische Interstitial, also den Lückenraum innerhalb der fluvialen Ablagerungen unterhalb der Stromsohle, welches in einem hydrologischen und stofflichen Austausch zum Oberflächenwasser und häufig auch zum anliegenden Grundwasser steht (Abbildung 2) (BRUNKE ET AL. 2015). Das hyporheische Interstitial stellt für viele Organismen ein Strömungs-, Temperatur- und Stabilitätsrefugium dar (SCHWOERBEL 1987), dessen Besiedlung u. a. von der kontinuierlichen

Sauerstoffversorgung durch die fließende Welle und somit der Permeabilität des Sohlsubstrats abhängt (HYNES, 1983).

Entsprechend stellt die Verstopfung des hyporheischen Interstitials schotter- und kiesgeprägter Fließgewässer durch unnatürlichen Feinsedimenteintrag und der damit verbundenen Hemmung des Wasser- und (Nähr-)Stoffaustauschs einen erheblichen Schadfaktor für die aquatischen Biozönosen dar und rückt zunehmend in den wissenschaftlichen sowie politischen Fokus (THURMANN & ZUMBROICH 2013). Die Kolmation gefährdet zudem die ökologische Funktionsfähigkeit der Fließgewässer durch Beeinträchtigung der Selbstreinigungskraft und somit der Lebensgemeinschaften (DEBELJAK 2018, WHARTON et al. 2017, ZUMBROICH et al. 2017, BRUNKE et al. 2015, SCHWOERBEL 1987).



Abbildung 2: Starke „Feinsedimentfahne“ nach oberflächlichem Aufwühlen der Gewässersohle. Ein hoher Feinsedimentanteil kann an grobmaterialreichen Bächen zu einer Verstopfung des Kieslückensystems, einer Kolmation, führen. (Foto: Th. Zumbroich)

Das Interstitial als sensibles, sauerstoffreiches Bruthabitat

Salmoniden legen als sog. Interstitiallaicher ihre Eier in selbstgeschlagene Laichgruben, die nach dem Laichakt mit Sediment bedeckt werden (Abbildung 3). In silikatischen Mittelgebirgsbächen und -flüssen, zählen zu diesen neben dem Lachs, die Äsche (*Thymallus thymallus*) und die Europäische Forelle, mit den Ausprägungen der stationären Bachforelle (*Salmo trutta fario*) und der anadromen Meerforelle (*Salmo trutta trutta*). Je nach Salmonidenart werden die Eier in Tiefen von etwa 10 bis 30 cm im Sediment „vergraben“, wobei anadrome Salmoniden, also Lachs und Meerforelle, ähnliche Anforderungen an das Laichhabitat haben.

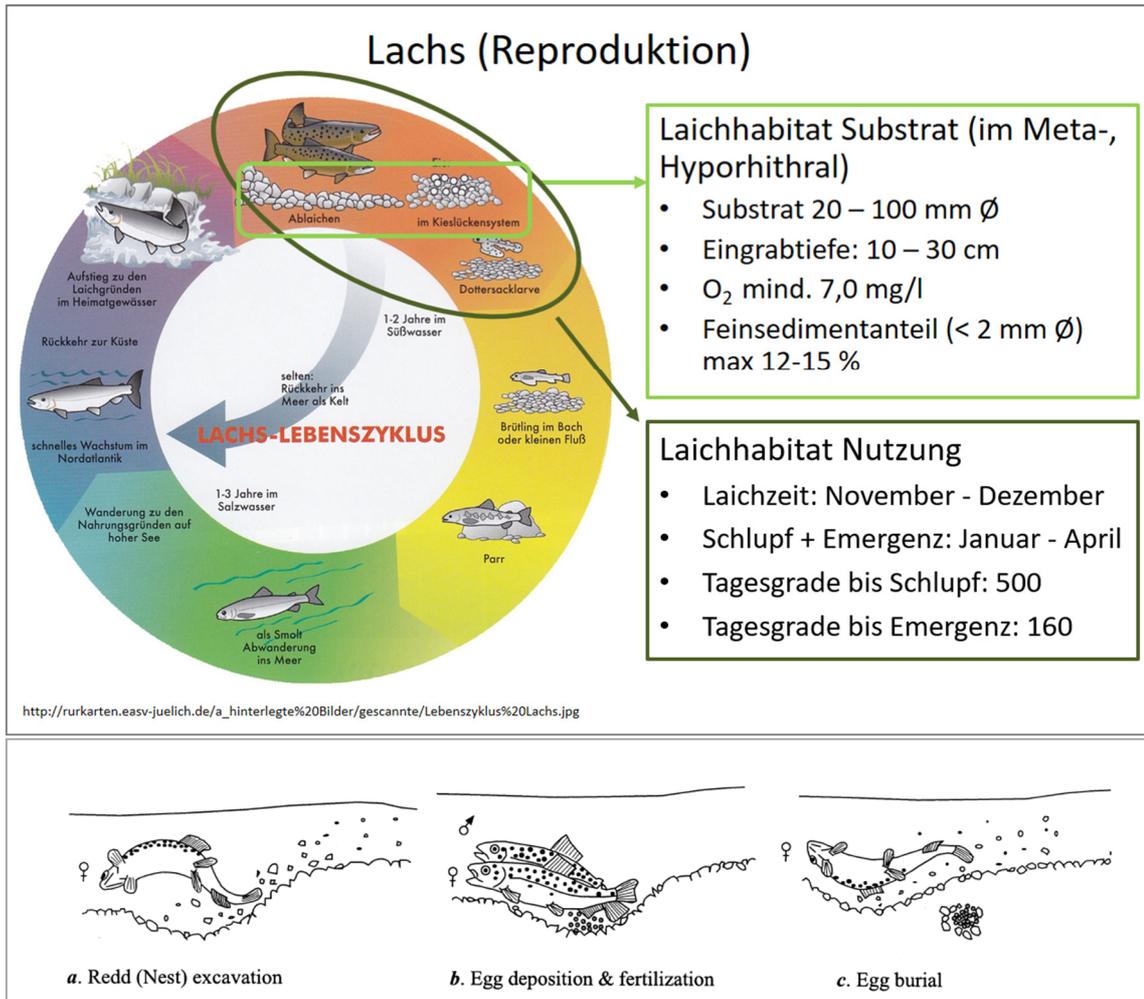


Abbildung 3: Lebenszyklus und Laichvorgang des Lachses. a) Aufschlagen einer Laichgrube b) Ablage der Eier und Besamung c) Durch Aufschlagen einer weiteren Laichgrube in Fließrichtung kurz oberhalb werden die Eier bedeckt und bilden im Auswurfhügel eine „Eitasche“ (untere Abbildung aus SOULSBY et al. 2001).

Die Eier des Atlantischen Lachses benötigen bis zum Schlupf etwa 500 Tagesgrade (d. h. bei bspw. durchgehend 5 °C Wassertemperatur werden 100 Tage bis zum Schlupf benötigt). Wie auch für andere reproduktionsrelevante Parameter gibt es dazu in der Literatur unterschiedliche Angaben. HENDRY & CRAGG (2003) nennen 440 Tagesgrade bis zum Schlupf, andere Quellen proklamieren 480 bis 520 Tagesgrade (BENCHMARK GENETICS 2019). Dies liegt in unterschiedlichen Anpassungen von Stämmen des Atlantischen Lachses begründet. SOLBERG et al. (2014) vergleichen Spannbreiten der Tagesgrade bis zum Schlupf u. a. verschiedener norwegischer Wildstämme des Atlantischen Lachses. Die Unterschiede hinsichtlich des frühestens Beginns des Schupfes variieren mit bis zu 37 Tagesgraden, im Durchschnitt bei ca. 16 Tage.

Nach dem Schlupf verbleiben die Larven bis zum Aufzehren des Dottersacks ca. weitere 160 Tagesgrade im Lückensystem des Interstitials. Der Laich und die Larven der Salmoniden reagieren hochsensibel auf die Durchströmbarkeit des Substrates und damit zusammenhängend auf den Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers.

In der Literatur sind Angaben zu Mindestsauerstoffgehalten für eine erfolgreiche Entwicklung der Lachsbrut uneinheitlich. INGENDAHL (2001, zit. in MUNLV 2006) beispielsweise

ermittelte bei Felduntersuchungen im Rheinsystem eine kritische Sauerstoffkonzentration von 7,0 mg/l für eine erfolgreiche Entwicklung von Meerforellen. PULG (2009) gibt Werte von mindestens 5 mg/l bis 8 mg/l für Forellen an.

LOUHI et al. (2008) zitieren mehrere Autoren hinsichtlich des Sauerstoffbedarfs der Entwicklungsstadien des Lachses. Während frisch befruchtete Eier des Atlantischen Lachses geringe Werte bis zu > 0.8 mg/l tolerieren können (bei 5 °C Wassertemperatur, nach LINDROTH (1942) (zitiert in DAVIS 1975), werden von den zitierten Autoren für schlüpfende Larven Sauerstoffgehalte von 10 mg/l, allerdings bei 17 °C Wassertemperatur, als lebensnotwendig erachtet. Auch für Lachslarven während des Aufenthaltes im Interstitial ist die Spanne erheblich. Während KONDOLF (2000) zwischen 2 bis 8 mg/l für Lachslarven nennt, werden von EVEREST et al. (1987), BJORN & REISER (1991) sowie GIBSON (1993) (alle zitiert in LOUHI et al. 2008) Werte von < 5 mg/l (ohne Temperaturangabe) als kritisch bezeichnet. CRISP (2000) hingegen nennt 7 mg/l O₂ als untere Grenze für Larven des Atlantischen Lachses im Interstitial.

Degradation durch Feinsedimenteintrag

Die Problematik des Einflusses unnatürlicher Feinsedimenteinträge auf die Laichhabitats von Salmoniden ist bereits seit Jahrzehnten Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen. Vor allem in Ländern, in welchen Salmoniden und insbesondere Großsalmoniden wie verschiedene Lachsarten eine wirtschaftlich bedeutendere Rolle spielen, wurden bereits in der ersten Hälfte sowie Mitte des vorigen Jahrhunderts Untersuchungen zum Einfluss von unnatürlichen Feinsedimenten, bspw. aus Rodungen (z. B. HALL & LANTZ 1969) oder Bergbau (z. B. SHAW & MAGA 1943), auf deren Reproduktionsbedingungen durchgeführt.

ELLIS (1937) stellte fest, dass „erosion silt and other suspensoids affect fisheries directly by covering the bottom of the stream with a blanket of material which kills out the bottom fauna, greatly reduces the available food, and covers nests and spawning grounds ...“ (zit. in SHAW & MAGA 1943, S. 29). Der grundsätzliche Zusammenhang zwischen Überlebensraten von Salmonidenlaich und Sauerstoffgehalt im Interstitialwasser wurde bereits etwa ab den 50er Jahren des vorigen Jahrhunderts ausführlich dokumentiert (z. B. WICKETT 1954, WICKETT 1958, VAUX 1962 zit. in LANGER 1980, COOPER 1965, CEDERHOLM et al. 1980). Grundsätzlich wird eine Reduktion des Reproduktionserfolges von Forellen oder Lachsen aufgrund von Kolmation (oft als „siltation“ bezeichnet) festgestellt.

Die Permeabilität des Interstitialsubstrates der Laichhabitats von Großsalmoniden, deren präferierte Korngröße bei, je nach Autor, bei 20 bis 100 mm liegt (CRISP & CARLING 1989, HEGGBERGET et al. 1988, JONES 1959, PETERSON 1978, zit. in MUNLV 2006), wird durch die Menge an Feinsediment beeinflusst.

Als Grenzwerte für den Feinsedimentanteil im Interstitial nennt MILLS (1989) (zit. in MUNLV 2006) 12 bis 15 % für eine erfolgreiche Laichentwicklung von Salmoniden. Außerdem müssen nach dem Schlupf ausreichend große Lücken vorhanden sein, in welche sich die Dottersacklarven zurückziehen können, und die Korngrößenzusammensetzung muss die Emergenz der Jungfische ermöglichen (KONDOLF 2000).

Mehrere Untersuchungen zum Reproduktionserfolg von Salmoniden zeigen graduelle Abstufungen in den Schlupf- und Emergenzraten in Korrelation zum Sauerstoffgehalt im Interstitialwasser. Dieser wird maßgebend durch den Feinsedimentgehalt beeinflusst (u. a.

PULG 2009, OLSSON & PERSSON 1986). Somit sind Laich und Brut besonders empfindlich gegenüber unnatürlichen Kolmatierungsprozessen.

Wiederansiedlung des Lachses im Sieg-System, NRW

Salmoniden, mit der heimischen Bachforelle und dem anadromen Atlantischen Lachs als wohl prominentesten Vertreter in unseren Breiten, stehen aufgrund ihrer Bekanntheit als Angel- und Speisefische im besonderen Fokus der Öffentlichkeit. Ihre hohen Anforderungen an den ökologischen Zustand der Fließgewässer prädestinieren sie somit als öffentlichkeitswirksame „Flaggschiffarten“ für Gewässerschutz- und -sanierungsmaßnahmen, die letztlich der rheophilen Ichthyozönose als Ganzem zugutekommt.

Eine dieser Maßnahmen ist die Wiederansiedlung des Lachses im Rheinsystem durch das 1998 aufgelegte Wanderfischprogramm NRW (MKULNV 2015), mit u. a. der Sieg und einiger ihrer Zuläufe als Pilotgewässer. Das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV NRW), Fachbereich Fischereiökologie und Aquakultur (Kirchhündem-Albaum), ist mit der Durchführung des Wanderfischprogramms beauftragt. Dem Rheinischen Fischereiverband von 1880 e.V. obliegt als Kooperationspartner innerhalb dieses Landesprogramms die Fachbearbeitung für das Siegsystem.

Das Wanderfischprogramm umfasst eine Reihe von Aktivitäten mit dem Ziel, langfristig selbstreproduzierende Bestände der Wanderfische wie den Lachs zu etablieren und zu erhalten. Neben der Ermittlung der Anzahl der Rückkehrer an den Kontroll- und Fangstationen der Programmgewässer und der Gewinnung von Brutmaterial durch Abstreifen zurückgekehrter Lachse für jährliche Besatzmaßnahmen mit Junglachsen (0+) im Siegeinzugsgebiet, werden seit Beginn des letzten Jahrzehnts umfangreiche, teils jährliche Datenerhebungen zu Reproduktionsbedingungen und -Erfolgen durchgeführt. Somit liegen geolokalisierte Zeitreihen zu den Laich- und Reproduktionserfolgen von Großsalmoniden im Siegsystem vor, die als Ausgangspunkt für die Auswahl geeigneter Probestellen in den hier durchgeführten Untersuchungen dienen (siehe Kapitel 2.2.3, S. 25).

Die Aufstiegszahlen laichbereiter Lachse entsprechen jedoch nicht den Erwartungen in Anbetracht der Besatzmaßnahmen sowie zu erwartender natürlicher Reproduktion (Rheinischer Fischereiverband, A. Nemitz, pers. Mitt. 2020).

Lachskontrollstationen an Sieg und Agger

Bis zum Ende der 80er Jahre stellten das Buisdorfer Wehr bei Sankt-Augustin/Siegburg-Buisorf sowie das Aggerwehr bei Troisdorf eine erhebliche Behinderung beim Aufstieg von Wanderfischen dar. Umbauten hin zu funktionalen Fischaufstiegshilfen sowie der Einbau von Kontrollstationen zum Monitoring der Fischaufstiege waren wichtige Schritte zur Verbesserung der Durchgängigkeit von Rhein zu den Laichgewässern des Siegsystems wie die Agger und weiteren Zuläufen wie Bröl, Sülz oder Naafbach (Abbildung 4).

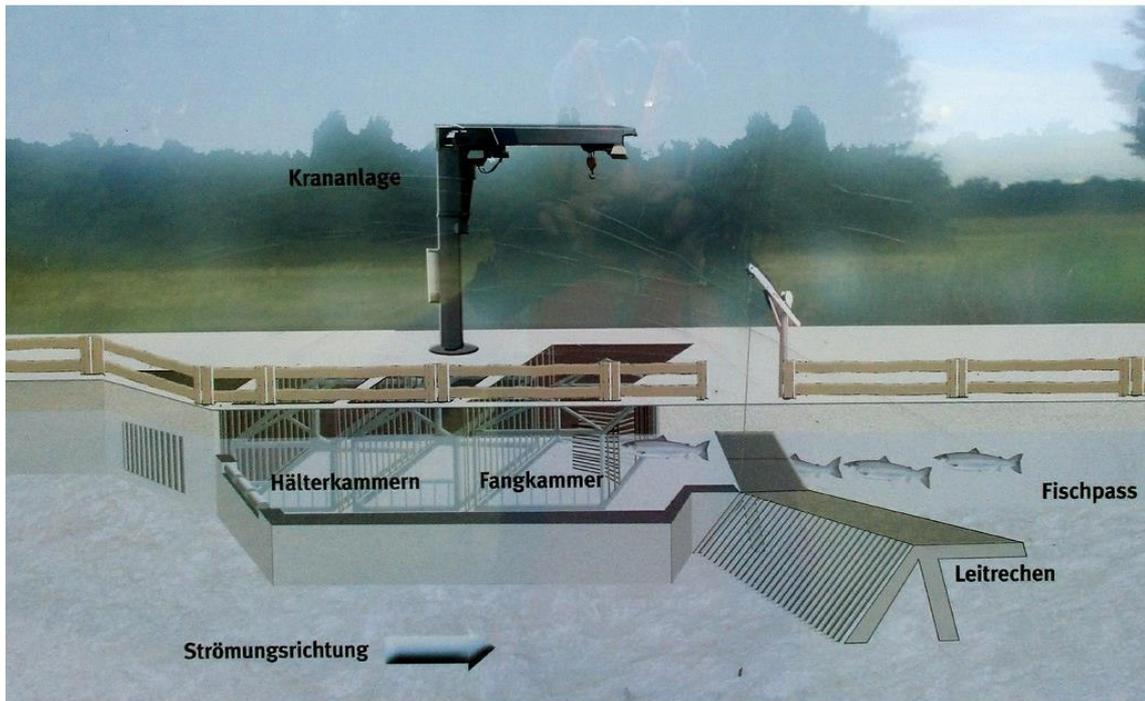


Abbildung 4: Detailbild zur Funktionsweise der Fischtreppe für Wanderfische auf einer Tafel mit Erläuterungen am Siegwehr Sankt-Augustin Buisdorf (Abb.: F.J. Knöchel).

Die Kontrollstationen, welche durch einen Teil der aufstiegswilligen anadromen Salmoniden passiert werden (andere überspringen das Wehr bei höheren Wasserständen), dienen sowohl der Registrierung als auch der Gewinnung von Brutmaterial von Lachsen (Abbildung 5).

Ein Teil der in einer Fangkammer verbleibenden Lachse wird seit 2013 zum von der Stiftung Wasserlauf NRW betriebenen Wildlachszenrum Rhein-Sieg transportiert, abgestreift und deren Eier erbrütet. Jährlich werden so zwischen rund 350.000 bis 600.000 Jungfische von der Dottersacklarve bis zu Individuen mit 0,6 bis 2 g Gewicht besetzt. Beispielsweise wurden laut dem Wildlachszenrum Rhein-Sieg (Fischerwirtschaftsmeister S. Wohlgemuth, pers. Mitt., 2021) im Frühjahr 2021 ca. 120.000 gerade schwimmfähige und 420.000 angefütterte Jungfische des Lachses im Siegsystem besetzt.

Von den besetzten Brütlingen sollten sich etwa 15 % bis zum abwanderungsbereiten Smolt“ (junge Salmoniden, die erstmals ins Meer abwandern) entwickeln (Rheinischer Fischereiverband, A. Nemitz, pers. Mitt. 2021). Von dieser Gruppe sind in stabilen natürlichen Populationen mindestens 2 bis 3 % Rückkehrer zu erwarten. Bei einem gemittelten Besatz von 400.000 Brütlingen ergibt sich damit eine Zahl von etwa 1.500 zu erwartenden Rückkehrern, alleine aus dem Besatz des Jahres 2021. Zu dieser Zahl sind Rückkehrer aus dem Naturbrutaukommen hinzuzurechnen. Diese Erwartungen werden aber zurzeit bei weitem noch nicht erreicht.

Beginnt man mit der Statistik im Jahr 2000, als die Kontrollstationen zur systematischen Erfassung der Lachsrückkehrer in Betrieb gehen konnten, wurden an diesen Kontrollstationen in der Sieg und in der Agger zusammen rund 4.100 Lachse gezählt. Schätzt man eine Fangquote von 50 % des Gesamtaufstieges über die Kontrollstationen, so ergibt sich eine durchschnittliche jährliche Aufstiegszahl von rund 200 laichbereiten Lachsen seit dem Jahr 2000.



Abbildung 5: Links: Blick auf die Kontrollstation mit Fischaufstiegsanlage des Siegwehres Sankt-Augustin Buisdorf (Foto: F. J. Knöchel). Rechts: Gefangener männlicher „Rückkehrer“ (*Salmo salar*) in der Lachskontrollstation im Oktober 2021 (Foto: A. Rogmann).

Somit muss davon ausgegangen werden, dass die natürliche Reproduktion nur einen geringen Beitrag zur nachhaltigen Etablierung der Lachspopulation im Siegsystem liefert.

Mehrjährige Erhebungen zum Naturbrutaukommen untermauern die Annahme von Defiziten bei der natürlichen Reproduktion (siehe Kapitel 2.2.3, S. 25). In den Datensätzen aus der Erhebung zum Naturbrutaukommen sind auffällige Unterschiede im Reproduktionserfolg (gemessen an Bestandsdichten von 0+-Lachsen pro Quadratmeter) anadromer Salmoniden zwischen den Gewässern Bröl, Agger und weiterer Gewässer, wie dem Naafbach oder der Sülz (alle drei Siegsystem), festgestellt worden, deren Ursache in der Kolmationssituation begründet sein könnte (A. Nemitz, pers. Mitt. 2019).

In der Agger und Bröl wurden in den vergangenen Jahren gute Reproduktionserfolge nachgewiesen, wobei diejenigen aus der Bröl im Durchschnitt noch unterhalb jener aus der Agger liegen. Somit boten sich diese zwei Gewässer als Untersuchungsgewässer besonders an.

Ein weiteres geeignetes Gewässer im Siegeinzugsgebiet ist der Naafbach, ein Zulauf der Agger, mit guten Ergebnissen bezüglich des Reproduktionserfolges. Aufgrund eines detaillierten Monitorings des LANUV NRW zum Naturbrutaukommen des Lachses während des Projektzeitraumes stand dieses Gewässer jedoch für die geplanten Untersuchungen nicht zur Verfügung, da die Ergebnisse des Monitorings nicht durch überlebende Jungfische, die im Projekt nach Prüfung der Überlebensrate in das Gewässer entlassen worden wären, verfälscht werden sollten. Als Alternative wurde der Waldbrölbach, ein Zufluss der Bröl, hinzugezogen.

Zu Methodik und Auswahl der Untersuchungsgewässer sowie Probestellen siehe Kapitel 2.2, S. 23.

1.2 Motivation und Ziele

Das vorliegende Forschungsprojekt greift die Problematik der Degradation von Laichhabitaten durch Kolmation in Gewässern des Wanderfischprogramms NRW auf. Es stellt dafür den Reproduktionserfolg anadromer Salmoniden, mit dem Atlantischen Lachs (*Salmo salar*) als repräsentative Art für die lithophile Reproduktionsgilde und empfindliche biologische Qualitätskomponente gem. Wasserrahmenrichtlinie, in den Fokus der wissenschaftlichen Arbeiten.

Die Untersuchungen sind sowohl aus Gründen erheblicher Investitionen bspw. seitens des Wanderfischprogramms NRW als auch im Hinblick auf das Monitoring zur Wasserrahmenrichtlinie zum Erreichen des guten ökologischen Zustands bedeutsam.

Zentrale Fragestellung dieser Studie ist: „Welchen Einfluss hat die Kolmation auf die Qualität eines Fließgewässers als Lebensraum rheophiler Fischarten und wie kann dieser quantitativ beschrieben werden?“

Die konkreten Ziele des vorgeschlagenen Projektes umfassen:

- Die Prüfung, ob Zusammenhänge zwischen dem Reproduktionserfolg anadromer Salmoniden und erhöhter Feinsedimentbelastung, insbesondere bezüglich des Ausmaßes von Kolmation, festgestellt werden können;
- Darauf aufbauend die Ableitung potenzieller Maximalgrenzen und Toleranzbereiche bei der Kolmationsbelastung an Laichplätzen;
- Die Weiterentwicklung des Anwendungsverfahrens des Kolmometers;
- Die Herausstellung von Erkenntnissen im Umgang mit verschiedenen Brutbehältern und in der Anlage simulierter Laichplätze als Beiträge zur Optimierung und Weiterentwicklung aktueller Verfahren und Methoden.

Dafür wurden in mehreren kies- und schottergeprägten Gewässern des Wanderfischprogramms Nordrhein-Westfalen im Einzugsgebiet der Sieg Kolmationsmessungen und Untersuchungen zum Reproduktionserfolg anadromer Salmoniden durchgeführt.

Für die Erfassung der Kolmation wird u. a. das Kolmameter nach Hahn & Zumbroich verwendet. Durch eine Reihe an vorangegangenen Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass es eine quantitative Beurteilung der Kolmation mit erheblich geringerem Aufwand als beispielsweise die Gefrierkernmethode, bei gleichzeitiger minimalinvasiver Messung ermöglicht (STEIN et al. 2018, gefördert durch die DBU, Az. 33590/01).

Zur Ermittlung des Reproduktionserfolges werden verschiedene (neuartige) Brutbehälter in verschiedenen Ausführungen getestet und verwendet, da die aktuellen Standards an Brutboxen in ihrer Bauweise nicht darauf ausgelegt sind, den Bruterfolg direkt nach Schlupf der Larven in den Boxen selbst zu ermitteln.

Gleiches gilt für die Methodik zur Kontrolle des Reproduktionserfolges. Der aktuelle Leitfaden für Salmonidenlaichgewässer nennt für das Monitoring des Reproduktionserfolges folgendes Procedere: (siehe MUNLV 2006, Tab. 7.7, S. 135):

- 1) Systematische Erfassung und Kartierung von Laichgruben;
- 2) Experimentelle Exposition von Salmonideneiern in Inkubationsbehältern unter in-situ-Bedingungen;
- 3) Ermittlung des Schlupferfolges (an natürlichen Laichgruben) durch Überspannen der Laichgruben zum Zeitpunkt der Emergenz sowie

- 4) Ermittlung von Brüttingsdichten nach Emergenz und Dispersion in Jungfischhabitaten.

Folglich können daher zwar die (zukünftige) Entwicklungen von Beständen nachverfolgt werden, inwiefern aber der Bruterfolg bereits bei der Exposition der Eier im Interstitial gestört wird, kann nicht eindeutig nachvollzogen werden, da keine Brutbehälter eingesetzt werden.

Dieser Schritt wird im vorliegenden Projekt ergänzt.

2 Methodik/Vorgehensweise/Projektablauf

Hinweis: Aufgrund der Kontaktbeschränkungen während der Corona-Pandemie insbesondere im Winter 2020/21 konnten einige In-situ-Untersuchungen nur eingeschränkt durchgeführt werden. Dies betraf insbesondere diejenigen Feldarbeiten, die während der Expositionszeit des Lachslachs vorgesehen waren und deshalb nicht auf einen anderen Zeitpunkt verschoben werden konnten.

2.1 Projektablauf

Die Bearbeitung der o. g. Fragestellung erfordert ein mehrstufiges Arbeitskonzept mit aufeinander aufbauenden Arbeitsschritten. Die für dieses Konzept zu erhebende Datenbasis ist in Tabelle 2 zusammengefasst.

Tabelle 2: Zu erhebende Parameter sowie diesen zu Grunde liegenden Daten und Bewertungsklassen.

Parameter	Datenbasis	Bewertungsklassen
Reproduktionserfolg (AS)	Literatur / Monitoring Wanderfischprogramm / eig. Erhebung	Wertbasierte Reproduktionsklassen
Ökologischer Zustand Makrozoobenthos	WRRL-ELWAS Web. / eig. Erhebung	Zustandsklassen nach PERLODES
Kolmation	Eig. Erhebung Kolmometer, Kartiermethode Schälchli	Kolmometerklassen, Schälchli-Klassen
Strukturgüte	GSK / eig. Laichhabitat-Kartierung nach NEMITZ & SEREDSZUS 2002	Strukturgüteklassen/Eignungsklassen pot. Laichhabitat
Makrozoobenthos	WRRL-ELWAS Web, eig. Erhebung	PERLODES/ASTERICS
Ausgewählte allgem. Chem./phys. Parameter ACP	WRRL-ELWAS Web, eig. Erhebung	OGewV 2017

Abbildung 6 illustriert (von links nach rechts) die im Projekt vorgesehenen Arbeitsschritte.

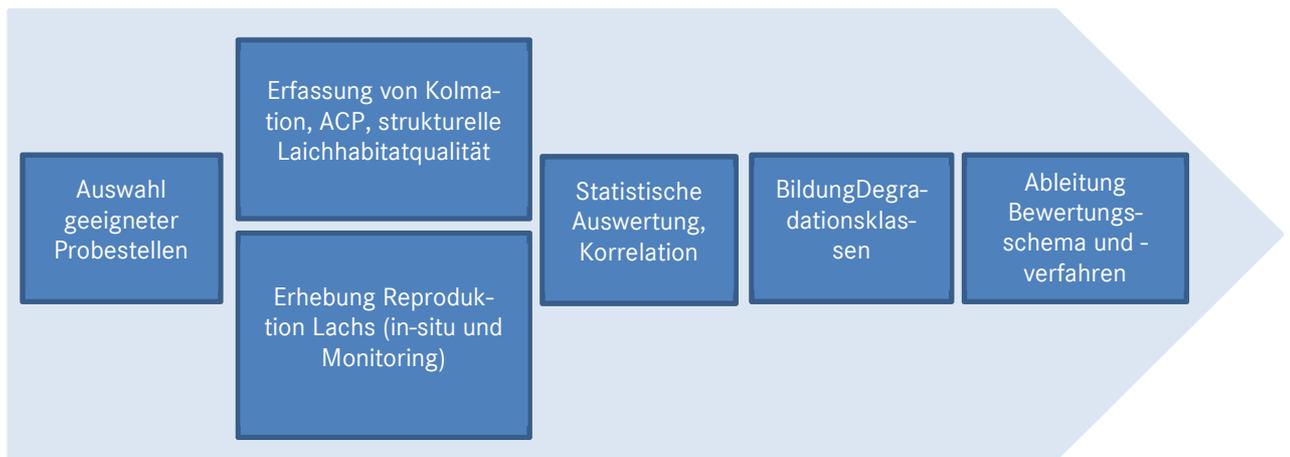


Abbildung 6: Ablaufdiagramm zum Forschungskonzept. Nach Auswahl geeigneter Untersuchungsgewässer und Probestellen werden an diesen die Kolmation sowie weitere Parameter erhoben. Parallel wird Brutmateriale eingebracht und ausgewertet. Im Anschluss erfolgt die Auswertung, welche ggfs. in einem Bewertungsschema und -verfahren für die Qualität von Laichhabitaten auf Basis von Kolmationsmessungen resultiert.

2.2 Auswahl geeigneter Probestellen (AP 2)

Die Auswahl geeigneter Probestellen orientierte sich an bestehenden Daten aus Kartierungen und Untersuchungen sowie anschließenden eigenen Begehungen zur Verifikation im Gelände.

An die Auswahl knüpften sich folgende Auswahlkriterien:

- Historisches Verbreitungsgebiet
- Anforderungen an das Laichhabitat
- Bestehende Untersuchungen und Kartierungen
- Strukturgütekartierung
- Verifizierung im Gelände

2.2.1 Das Projektgebiet als historisches Verbreitungsgebiet

Sämtliche hier untersuchten Gewässer gehören zum System Rhein/Sieg und damit zum historischen Verbreitungsgebiet des Lachses (Abbildung 7)

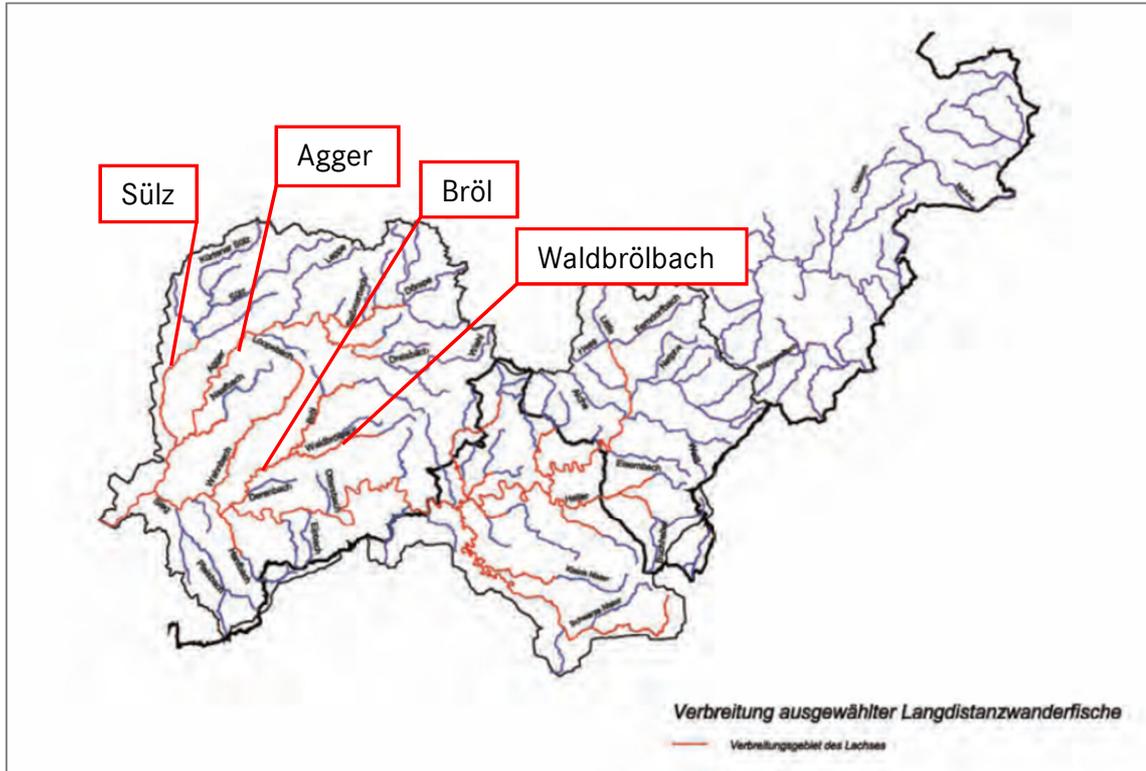


Abbildung 7: Historische Verbreitung des Lachses im Siegsystem (aus MUNLV 2005, verändert).

2.2.2 Anforderungen des Lachses an das Laichhabitat

Inwiefern ein Platz als möglicher Laichplatz und somit Probenbereich in Frage kommt, orientiert sich vor Ort an den Anforderungen des Atlantischen Lachses an sein Laichhabitat (Tabelle 3, Abbildung 8).

Tabelle 3: Kenngrößen eines Lachslaichhabitats (nach Nemitz & Seredszus 2002).

Kenngröße	Ausprägung
Habitattyp	Übergangsbereich von Pool zur „Riffle-Rausche“ in einer Pool-Riffle-Rausche-Pool-Sequenz
Gefälle (%)	0,2 max. 3
Wassertiefe (cm)	15-90 / <100
Fließgeschwindigkeit (m/s)	0,4-0,7 / 0,3-0,5 / 0,1-1
Substrat (Körnung mm), Grobkies bis	10-100, ideal 30-50
Dimensionen der Laichgrube (m)	Grubenmaße: Breite: 1-2, Länge 1-2,
Min. Durchflussgeschwindigkeit im Sub-	>1, >6
Tiefe der Eiplatzierung im Substrat (cm)	5-25

Von Relevanz für die Qualität eines Laichhabitates ist die Erreichbarkeit unterhalb liegender Jungfischhabitats. Die Entfernung zwischen Laich- und Jungfischhabitat könnte die Laichplatzwahl von Lachsen beeinflussen (HENDRY K. & D. CRAGG-HINE 2003).

Ab einer Entfernung von über 250 m sind die Verlustraten der Frys (Entwicklungsstadium des Lachses ab Aufzehrung des Dottersackes bis zum Ende des ersten Sommers) und Parrs (1. Sommer bis zur Abwanderung in das Meer nach erfolgter Smoltifizierung) aufgrund von Verdriftung und Prädation zu hoch (NEMITZ & SEREDSZUS 2002).

Vorzugshabitats juveniler Lachse sind turbulente Bereiche (meist Rauschen und Schnellen) mit geringen Wassertiefen, moderaten bis schnellen Strömungen sowie heterogenem Substrat hauptsächlich aus Grobkies, Schotter und größeren Steinen mit geringen Feinsedimentanteilen (NEMITZ & MOLLS, 1999).

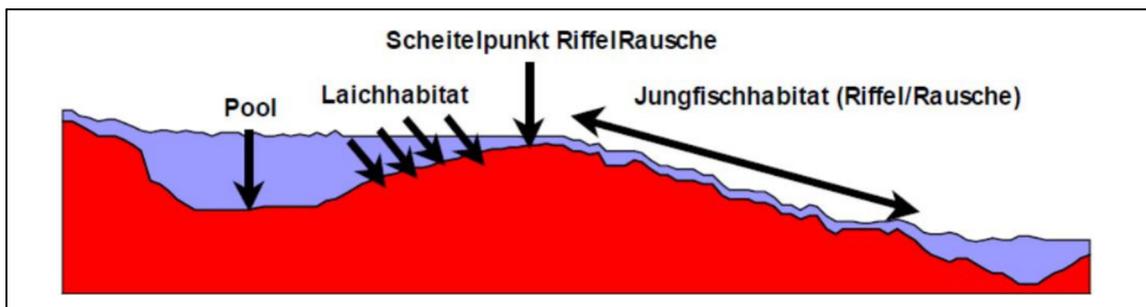


Abbildung 8: Schematisches Längsprofilmodell eines Laich- und Jungfischhabitatkomplexes von Atlantischen Lachsen (aus NEMITZ & SEREDSZUS 2002)

Eine ausgedehnte Schnelle indiziert nicht nur ein mögliches Jungfischhabitat, sondern kurz oberhalb seines Scheitelpunktes infolge der Erhöhung der Sohlhöhe und einer unterhalb folgenden und je nach den lokalen Gegebenheiten mehr oder minder ausgeprägten Erhöhung des Gefälles, einen Sohlbereich, in dem Oberflächenwasser tendenziell in den Sohlkörper einströmt („downwelling“). Dies ist umso ausgeprägter, wenn oberhalb der Schnelle eine Sohlvertiefung, bspw. in Form eines Kolks vorliegt. Das horizontale Eindringen des sauerstoffreichen Oberflächenwassers in den Sedimentkörper bedingt die Verfügbarkeit von Sauerstoff für die Entwicklung des Lachslaiches.

Ein weiteres Kriterium für ein gut geeignetes Laichhabitat ist das Vorhandensein von Kolken, Tiefenrinnen oder Pools sowie Deckungsstrukturen, wie überhängende Ufervegetation oder Totholz in unmittelbarer Nähe, vorzugsweise stromabwärts vom Laichhabitat, in welchem sich die adulten Lachse vor dem Laichakt geschützt sammeln können.

2.2.3 Auswertung bestehender Daten und Kartierungen

Als erster Schritt zur Auswahl geeigneter Probestellen wurde auf vorhandene Daten aus Kartierungen von Laich- und Jungfischhabitats sowie Erhebungen des Naturbrutauflommens zurückgegriffen (Quellen siehe Anhang 8.1, S. 104):

- Erhebungen zum Naturbrutauflommen, 2012-2017 (Agger, Sülz, Bröl, Homburger Bröl, Waldbröl)
- Kartierung von potenziellen Lachslaichhabitats, 2002 (Bröl, Homburger Bröl, Waldbröl)
- Laichplatzkartierung Großsalmoniden, 2006-2010 (Agger, Bröl, Homburger Bröl, Waldbröl)

- Jungfischhabitatkartierung Atlanischer Lachs, 2002 (Agger, Sülz, Bröl, Homburger Bröl, Waldbröl)
- Gewässerstrukturgütekartierung (2011-2013)

Erhebungen zum Naturbrutaufrkommen, 2012-2017

Da juvenile Lachse kurz nach der Emergenz gewässerabwärts möglichst nah an der Schlupfstelle (EGGLISHAW & SHACKLEY 1982, KENNEDY 1982) gelegene, flach überströmte (SYMONS & HELAND 1978, KENNEDY & STRANGE 1982), schnell fließende (Strömungsgeschwindigkeit 50-60 cm/s, EGGLISHAW & SHACKLEY 1982) und mit rauer Sohle aus überwiegend Kies oder Schotter (Korngrößendurchmesser 16-64 mm, SYMONS & HELAND 1978) bestehende Bereiche aufsuchen, kann ein oberhalb liegendes, produktives Laichhabitat ein relativ hohes Naturbrutaufrkommen innerhalb eines Jungfischhabitats indizieren.

Ein kartografischer Abgleich mit den vorliegenden Daten zur Jungfischhabitatkartierung zeigt jedoch, dass ein gemessenes Naturbrutaufrkommen nicht zwingend in einem durch die Laichhabitatkartierung im Siegsystem ausgewiesenen Streckenabschnitt liegen muss.

Die Vorauswahl geeigneter Probestellen für die eigene Begehung und der damit einhergehenden Verifizierung im Gelände (siehe Kapitel 2.2.4, S. 31) orientierte sich, neben der prioritär betrachteten Qualität des potentiellen Laichplatzes, zusätzlich am Vorkommen nachgewiesener Naturbrut in den nächstunterhalb gelegenen Streckenabschnitten.

Für die Bewertung der Untersuchungsstellen wurden die Anzahl angetroffener Individuen sowie die Wiederbenutzung derselben Gelege einbezogen. Hierzu wurden beide Parameter für jede Art miteinander multipliziert und die Ergebnisse je Art in fünf gleichgroße Klassen eingeteilt, die je einen Wert von 1 (geringste Nutzung) bis 5 (höchste Nutzung) zugewiesen wurde (Abbildung 9).

Die Gesamtwertung wurde durch die Summe der artspezifischen Wertungen vergeben.

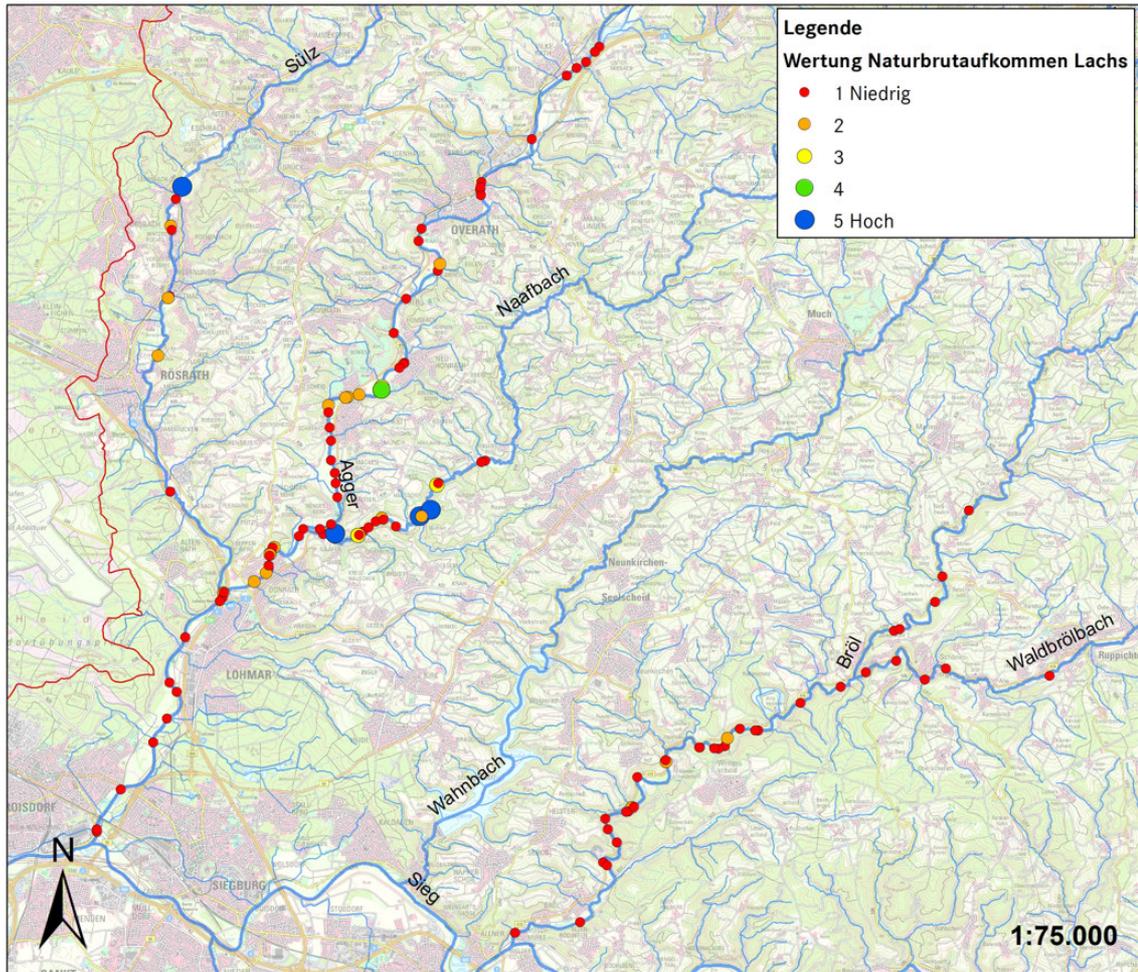


Abbildung 9: Bewertung der Daten des Naturbrutaukommens im Siegeinzugsgebiet aus den Jahren 2012 bis 2017.

Kartierung von potenziellen Lachslaichhabitaten, 2002

Obwohl zum Zeitpunkt der vorliegenden Studie die Kartierung potenzieller Lachslaichhabitate im Brölsystem 18 Jahre zurückliegt, kann davon ausgegangen werden, dass aufgrund der größtenteils wasserbaulich festgelegten Bröl sich keine wesentlichen Änderungen in der lokalen morphologischen Situation ereignet haben.

Somit wurden Strecken mit einer (möglichst) guten Bewertung prioritär bei den nachfolgenden Begehungen und der Verifizierung im Gelände (siehe Kapitel 2.2.4, S. 31) berücksichtigt (Abbildung 10).

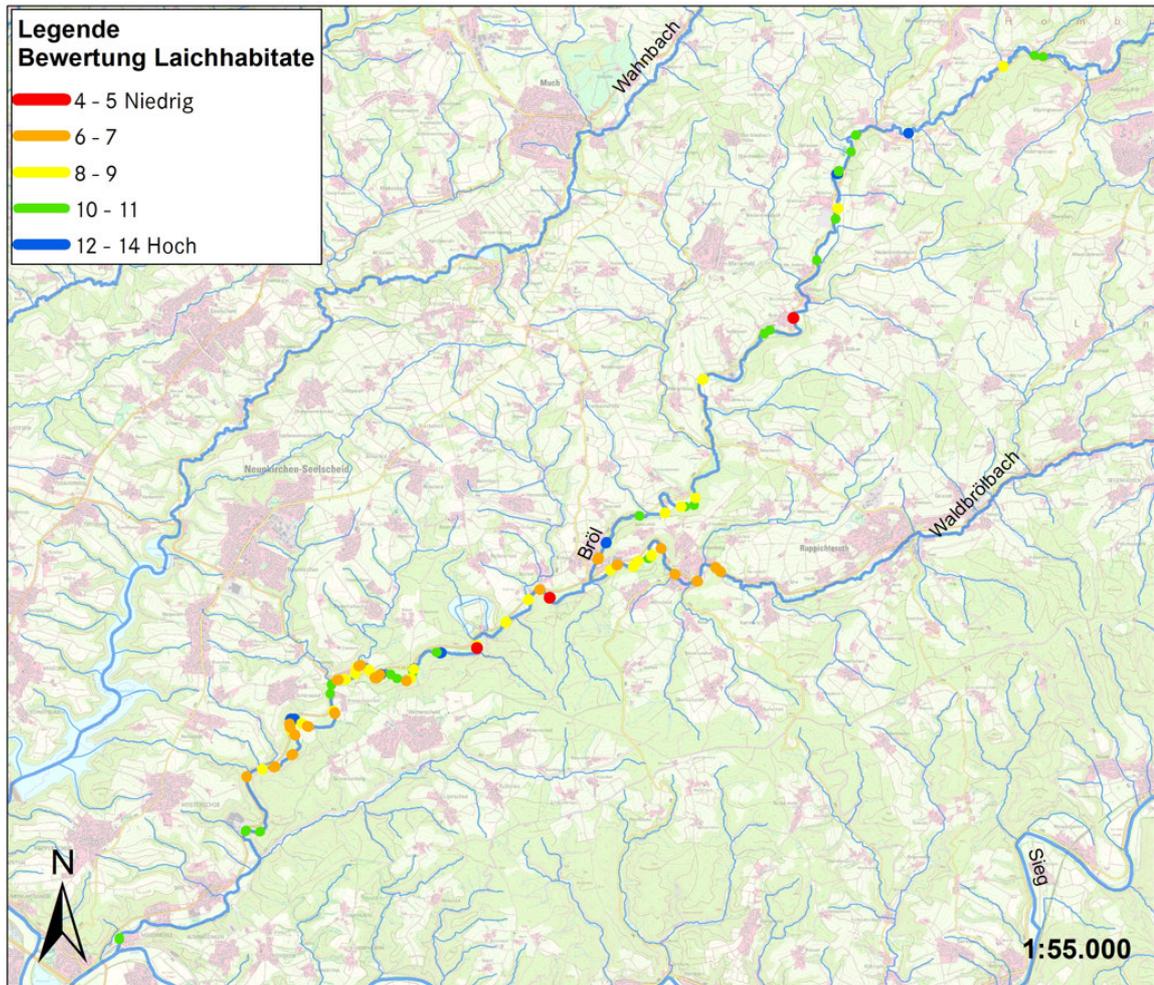


Abbildung 10: Bewertung der Eignung potenzieller Lachslachhabitate an Bröl und Waldbröl aus dem Jahr 2002.

Laichplatzkartierung Großsalmoniden, 2004-2010

Naturgemäß weisen vorgefundene Laichplätze (bzw. Anlageversuche) von Großsalmoniden auf das Vorhandensein von zumindest akzeptablen Laichhabitatbedingungen hin. Erhebungsdaten aus den Untersuchungsgewässern lagen für Agger, Bröl, Homburger Bröl und Waldbröl vor.

Zusätzlich konnten bei den eigenen Begehungen an der Sülz sowie an der Agger aktive Laichplätze gesichtet werden. Allerdings konnte nicht verifiziert werden, ob der Laichakt tatsächlich stattgefunden hatte oder ob es sich lediglich um Laichversuche handelte.

Für die eigene Begehung und der damit einhergehenden Verifizierung im Gelände (siehe Kapitel 2.2.4, S. 31) sollten ausgewählte Probestellen, wenn möglich nahe an ehemaligen bzw. rezenten Laichplätzen (Abbildung 11).

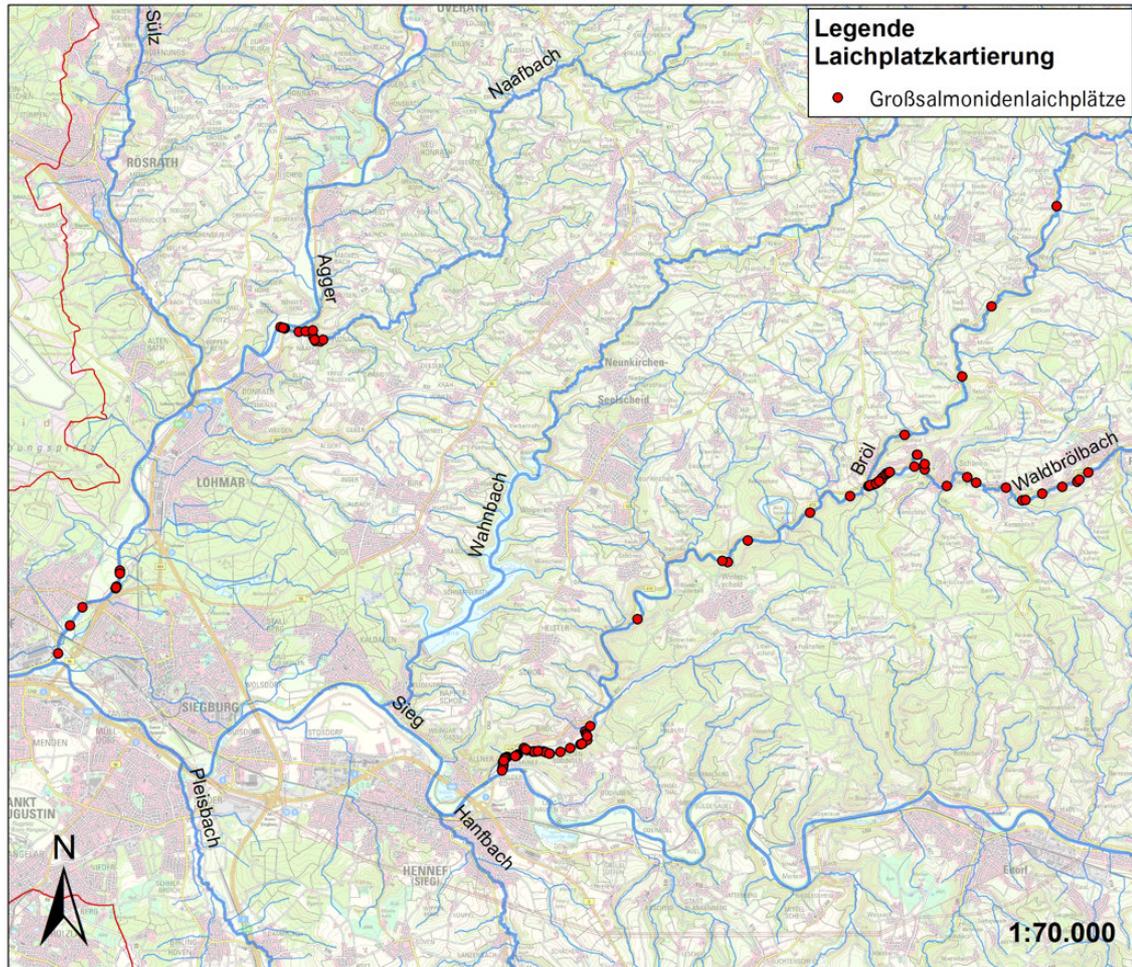


Abbildung 11: Lage von kartierten Großsalmonidenlaichplätzen an Agger, Bröl und Waldbröl aus den Jahren 2004 bis 2010.

Jungfischhabitatkartierung Atlantischer Lachs, 2002

Bei einer Kartierung im Jahre 2002 (NEMITZ 2002, nach NEMITZ & MOLLS 1998) wurden als Lachsjungfischhabitate geeignete Strecken im Siegsystem kartiert, vermessen (Länge, Fläche) und darauf basierend potenzieller Besatz mit Junglachsen berechnet. Die folgenden Karten illustrieren, dass große Teile der Untersuchungsgewässer als Jungfischhabitate geeignet sind.

Die Vorauswahl potenzieller Probestellen für die eigene Begehung und der damit einhergehenden Verifizierung im Gelände (siehe Kapitel 2.2.4, S. 31) sollte möglichst innerhalb einer Distanz von etwa 250 m zum nächstunterhalb gelegenen Jungfischhabitat liegen (Abbildung 12).

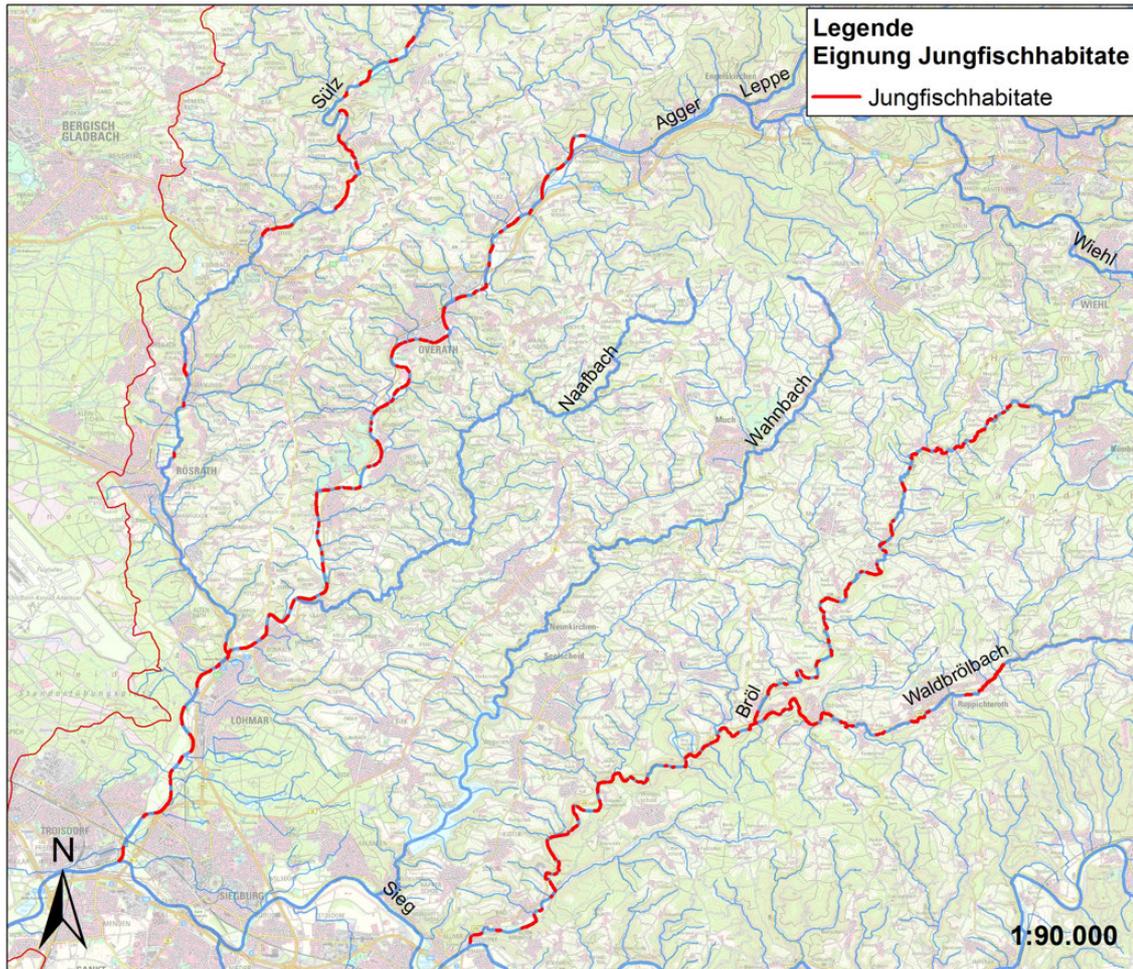


Abbildung 12: Lage geeigneter, potenzieller Jungfischhabitate an Agger, Sülz, Bröl und Waldbröl.

Gewässerstrukturgütekartierung

Zusätzlich wurden relevante Einzelparameter der Gewässerstrukturgüte (GSK), insbesondere aus den Hauptparametern Sohlenstruktur und Längsprofil in die Vorauswahl mit einbezogen, (Kartendienst ELWAS-web, Abruf 2021, Referenzperiode 2011-2013).

Die beiden Hauptparameter repräsentieren die für ein Lachslaichhabitat wesentlichen Parameter hinsichtlich Sohlsubstrat und -Struktur sowie der Abfolge von Schnellen-Stillen-Sequenzen (häufig auch „Pool-Riffle-Sequenz“) im Längsprofil, die wiederum mit Strömungsgeschwindigkeiten und Wassertiefen in Beziehung stehen.

Umso besser die Bewertung in den hier untersuchten Gewässern (LAWA Typ 9), desto eher kann mit natürlichen Schnellen-Stillen-Sequenzen, welche Laich- und Jungfischhabitate begünstigen sowie einer hohen Substratdiversität mit hohen Anteilen an Kies und Schotter (Durchmesser ca. 2 bis 10 cm) gerechnet werden.

2.2.4 Verifizierung im Gelände und endgültige Auswahl

Kartographische Vorauswahl der Probestellen

Die kartografische Vorauswahl der zu begehenden Strecken an den Untersuchungsgewässern Agger, Sülz, Bröl, Homburger Bröl und Waldbrölbach orientierte sich an den im vorigen Abschnitt genannten Daten und Kartierungen (siehe Kapitel 2.2.3, S. 25).

Des Weiteren sollten die Probestellen in geeigneten Gewässerabschnitten großräumlich verteilt liegen, um möglicherweise erste Hinweise über die Kolmationssituation und ihre Auswirkung auf potenzielle Laichhabitats von Großsalmoniden im Längsverlauf der Gewässer gewinnen zu können.

Zuletzt sollten die Probestellen eine gute fußläufige Erreichbarkeit aufweisen.

Begehung potenzieller Probestellen und Verifizierung im Gelände

An jeder potenziellen Probestelle wurden die Anforderungen des Lachses an das Laichhabitat (siehe Kapitel 2.2.2, S. 24) sowie die Bewertung der Gewässerstrukturgütekartierung (siehe Kapitel 2.2.3, S. 30) überprüft.

Zusätzlich wurden mittels einer Gartenhacke Probegrabungen in der Gewässersohle durchgeführt, um die Tiefe des Sedimentkörpers und somit dessen Eignung zur Anlage eines simulierten Laichplatzes zu prüfen. Sofern eine Grabungstiefe > 20 cm gegeben war, erfüllte der Platz das Kriterium „Tiefe des Sedimentkörpers“.

Des Weiteren wurden Wassertiefen gemessen sowie mittels Zollstocks und Stoppuhr eine grobe Einschätzung der Fließgeschwindigkeit (Oberfläche) vorgenommen. Gleichzeitig wurden potenzielle Schwankungen des Wasserstands abgeschätzt und als weiteres Kriterium für die Auswahl geeigneter Probestellen herangezogen, da diese auch bei leicht erhöhten Wasserständen erreichbar sein müssen.

Ergänzend wurde bei jeder Probestelle eine Laichhabitatkartierung nach NEMITZ & SEREDZUS (2002) durchgeführt.

Alle Arbeiten fanden überwiegend bei einem Wasserstand leicht über dem mittleren Niedrigwasser statt. Im Anhang (siehe Kapitel 8.5, S. 130) sind die entsprechenden Wasserstandsdaten in Abdeckung der Termine zur Erhebung bzw. Kartierung der Probestellen sowie der Einbringung der Lebendproben (November 2020 – Januar 2021) grafisch dargestellt (ungeprüfte Rohdaten aus dem Web-basierten Auskunftssystem HYGON² des LANUVs).

² <http://luadb.lids.nrw.de/LUA/hygon/pegel.php>

2.3 Strukturgütekartierung (AP 3.4)

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass gering veränderte Gewässerstrecken des Meta- und Hyporhithrals geeigneter Gewässertypen als potenzielle Laichhabitate am besten geeignet sind. Die morphologische Situation stellt somit einen zentralen Faktor für die Eignung eines Gewässerareals als Laichhabitat für Salmoniden dar.

Wie in Kapitel 2.2.3 dargelegt, wurden Daten aus der Gewässerstrukturgütekartierung bei der Vorauswahl der Probestellen berücksichtigt. Zur morphologischen Bewertung der Laichhabitate erschien aber eine Nachkartierung nicht als zielführend, da das Verfahren 100 m Abschnitte generalisierend bewertet und sich kleinräumige, aber dennoch für Großsalmoniden relevante, hydromorphologische Strukturen nur unzureichend erfassen lassen. Auch wenn die zur Vorauswahl verwendeten Daten aus der Referenzperiode 2011-2013 nicht aktuell sind, kann aufgrund der selten veränderten wasserbaulichen Situation und Umlandnutzung davon ausgegangen werden, dass Folgekartierungen (2020, zum Zeitpunkt der Projektbearbeitung noch nicht veröffentlicht) nur graduelle Unterschiede in den Bewertungsergebnissen zeigen werden.

Auf größerer Maßstabsebene erfolgte stattdessen die Erfassung der morphologischen Strukturen als detaillierte Laichhabitatkartierung nach NEMITZ & MOLLIS (1999), welche eine kleinräumigere Erhebung und Bewertung ermöglichten.

2.4 Laichhabitatkartierung zur Verifizierung der Probestellen

Zur Verifizierung der Probestellen auf ihre Eignung wurde eine Laichhabitatkartierung nach NEMITZ & MOLLIS (2002) durchgeführt.

Diese erfolgt auf Grundlage ökomorphologischer Kenndaten im Gelände (Tabelle 4). Die dabei ermittelten Zahlenwerte werden aggregiert und auf die Klassen „wenig“, „mäßig“ und „gut“ geeignet als potenzielles Laichhabitat eingeordnet (Tabelle 5).

Die erhobenen Parameter gemäß der Gewässerstrukturgütekartierung (GSK) sind Querbauwerke, Rückstau, Strömungsdiversität, Profiltyp, Sohlensubstrat, Substratdiversität, Sohlenverbau und Uferverbau. Die Zustandsmerkmale der GSK wurden, den Jungfischhabitatansprüchen von Lachsen entsprechend, aggregiert bzw. modifiziert.

Als sehr wichtiger Parameter wird außerdem die Verfestigung des Sohlendeckwerkes bzw. Kolmation erhoben. Im Gegensatz zur Erhebung mit dem in diesem Projekt verwendeten Messgerät „Kolmameter“ beruht die Laichhabitatkartierung wie auch die Schälchli-Methode auf einer subjektiven Erfassung (siehe Kapitel 2.5.3).

Tabelle 4: Zu kartierende Kenngrößen von potenziellen Lachslaichhabitaten (aus NEMITZ & SEREDSZUS 2002).

Kenngröße	Ausprägung
Laufende Nummer des Lachslaichhabitates	Nr.
Fließstreckentyp und Nr.	Typ und Nr. nach NEMITZ & MOLLS
Untere Flächengrenze	laufender Fließkilometer und Rechts-Hochwert
Obere Flächengrenze	laufender Fließkilometer und Rechts-Hochwert
Gewässerbreite	in [m]
Breite, Länge und Fläche des potentiellen Laichhabitates (geeignete Schotter- bzw. Kiesfläche)	in [m] und [m ²]
Hauptsubstrattypen des Sohlendeckwerkes (Deckungsgrad >75 %)	Schlamm, Sand, Feinkies, Grobkies, Schotter, Blöcke, Fels
Anteil gut geeignetes Substrat im Sohlendeckwerk (Körnung 30 bis 50 mm)	in %
Verfestigung des Sohlendeckwerkes	Schwimmend bis locker: ohne Anstrengung mit dem Fuß beweglich Mäßig verfestigt: nach einigem Lockern mit dem Fuß beweglich Stark verfestigt: mit dem Fuß so gut wie nicht beweglich
Aufwuchsdichte Sohlendeckwerk	Ohne Aufwuchs: kein bis kaum Aufwuchs erkennbar Aufwuchs mäßig dicht: Aufwuchs (z. B. Kieselalgenfilm) ist deutlich erkennbar. Konturen des Sohlendeckwerkes verschwimmen jedoch nicht Aufwuchs dicht: Aufwuchs (z. B. Fadenalgenmatten) belegt Sohlendeckwerk. Konturen des Sohlendeckwerkes verschwimmen.
Differenz Pooltiefe - Scheitelpunktstiefe	Maximale Wassertiefe des nächsten Pools im Bereich von bis zu 10 m oberhalb des Laichhabitates minus mittlerer Wassertiefe des Scheitelpunktes der unterhalb liegenden Beschleunigungsstrecke (Riffel/Rausche), in [m]

Tabelle 5: Bewertung der Habitatqualität und Klassifizierung von Lachslaich- und zugehörigen Jungfischhabitaten (aus NEMITZ & SEREDSZUS 2002).

Ökomorphologische Kenndaten des potentiellen Laichhabitates	Bewertungspunkte		
	3	2	1
Fläche Laichhabitat [m ²]	>19	12-19	4-11
Anteil geeignetes Substrat [%]	>60	>20-60	10-20
Verfestigung Sohlendeckwerk	schwimmend bis locker	mäßig verfestigt	stark verfestigt
Aufwuchsdichte Sohlendeckwerk	ohne Aufwuchs	mäßig dicht	sehr dicht
Differenz Pooltiefe - Scheitelpunktstiefe [m]	>0,8	>0,40-0,80	0,20-0,40
	Bewertungspunkte		
	6	4	2
Distanz zum Jungfischhabitat [m]	<25	25-100	>100-250
	Bewertungspunkte		
	3	2	1
Morphologische Kenndaten des zugehörigen Jungfischhabitates			
Fläche Jungfischhabitat [m ²]	>1500	>500-1500	200-500
Qualität (Strukturheterogenität der Sohle)	1	2	3

Eignung potentielles Laichhabitat	Σ Bewertungspunkte
wenig	0 bis 8
mäßig	9 bis 12
gut	13 bis 15
Eignung zugehöriges Jungfischhabitat	Σ Bewertungspunkte
wenig	0 bis 8
mäßig	9 bis 10
gut	11 bis 12

2.5 Kolmationsmessungen (AP 3.1)

Zur Erfassung der inneren Kolmation wurden sowohl Messungen mit dem Kolmameter als auch visuell-subjektive Methoden nach SCHÄLCHLI (2002) an trockengefallenen Kiesbänken sowie im Rahmen der Laichhabitatkartierung durchgeführt.

2.5.1 Prinzip des Kolmameters

Das Prinzip der Messung ist die Injektion von Wasser über eine Lanze mit perforierter Spitze in die Gewässersohle unter bestimmtem Druck über bestimmte Zeit. Gemessen wird dabei der Durchfluss, welcher je nach Widerstand des die Spitze umgebenden Substrats variiert. Grundannahme dabei ist, dass sich in gut durchlässige, poröse, nicht kolmatierte Medien unter gleichen Druckbedingungen größere Wassermengen injizieren lassen, als in schlecht durchlässige, kolmatierte Medien (Abbildung 13).

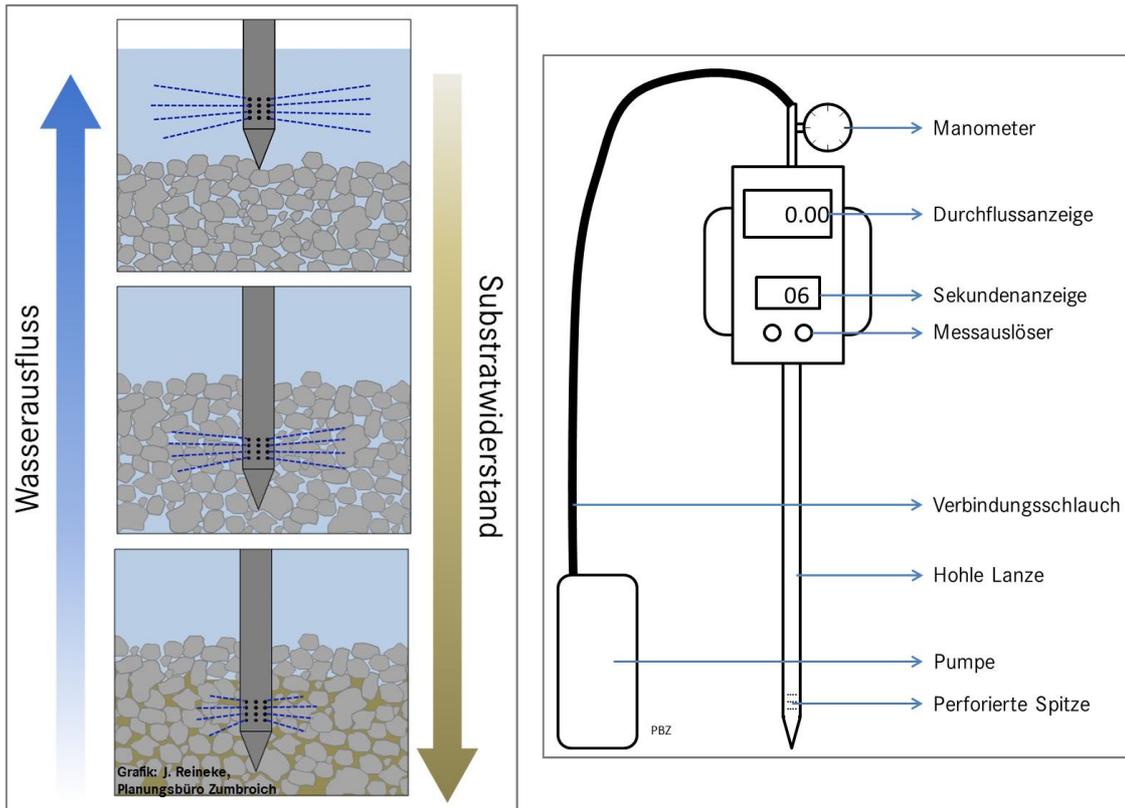


Abbildung 13: Funktionsschema des Kolmeters. Grafik: J. Reineke, Planungsbüro Zumbroich.

Das aktuelle Funktionsmuster des Kolmeters besteht aus drei Modulen: Der Lanze mit austauschbarer Spitze, der Messeinheit und der Pumpe, diese werden über Steckverbindungen miteinander verbunden (Abbildung 13).

Die Pumpe erzeugt einen Überdruck von bis zu 2 bar, welcher an der Anschlussstelle vom Verbindungsschlauch zur Messeinheit über das dort angebrachte Manometer angezeigt wird. Über die Messeinheit wird die Länge des Messintervalls eingestellt (z. B. 6 Sekunden). Ein Durchflussmesser erfasst die Wassermenge, die im Laufe der Messung über bestimmte Zeit unter bestimmtem Druck das Kolmometer durchfließt. Es erfolgt eine Mittelwertbildung über das Messintervall, welche im Anschluss an die Messung angezeigt wird. Die Gesamtlänge von Lanze und Spitze ist variabel, die Anwendungstiefe liegt bei 1,0 m, lässt sich aber beliebig erweitern. Es kann zwischen Spitzen unterschiedlicher Lochanzahl gewechselt werden.

Zur Anwendung wird die Lanze mit angeschraubter Spitze mithilfe eines Schlaggewichts oder Hammers bis in die gewünschte Tiefe in den Untergrund eingebracht. Anschließend werden Messeinheit und Pumpe angeschlossen. Mit der Pumpe wird der gewünschte Überdruck erzeugt, erfahrungsgemäß eignen sich geringe Druckkonfigurationen von 0,2 bis 0,3 bar. Dann wird über den Startknopf die Messung initiiert. Ein zeitgesteuertes Ventil öffnet die Verbindung zwischen Pumpe und Messeinheit, sodass Wasser aus der Pumpe durch die Lanze in das Sediment gepresst wird. Nach Ablauf des eingestellten Zeitintervalls schließt das Ventil und auf der Durchflussanzeige wird das Messergebnis angezeigt.

Für alle Messungen wurden in Anlehnung an THURMANN (2017) und aus der Messerfahrung anderer Projekte mit einem Überdruck von 0,2 bis 0,3 bar über ein Messintervall von 6 Sekunden gemessen.

Aus dem Messwert im Sediment und einem in der fließenden Welle genommenen Referenzwert wird anschließend die Ausflussreduktion berechnet, welche durch den Substratwiderstand im Gegensatz zur Messung in der fließenden Welle entsteht. Dieser werden neben einer der fünf empirisch ermittelten Kolmimeterklassen (THURMANN 2017) zusätzlich einer sechsten (vollständigen Kolmation) zugeordnet (Tabelle 8).

Tabelle 6: Empirisch durch Messungen in Normsubstrat abgeleitete Kolmimeterklassen zur Klassifizierung des Kolmationsgrades (THURMANN 2017, ergänzt mit sechster Kolmimeterklasse).

Abflussreduktion [%]	Kolmimeter-Klasse
≤ 5	1: Keine innere Kolmation
≤ 25	2: Schwache innere Kolmation
≤ 42.5	3: Mittlere innere Kolmation
≤ 60	4: Starke innere Kolmation
> 60	5: Sehr starke innere Kolmation
100	6: Vollständige Kolmation

Durch das Injizieren von Wasser unter definiertem Druck über ein definiertes Zeitintervall wird auf die Permeabilität des Interstitials rückgeschlossen. Damit ist eine reproduzierbare, quantitative und leicht anwendbare in-situ-Messung von Kolmationserscheinungen bzw. Permeabilitätseigenschaften poröser Medien möglich.

2.5.2 Optisch-haptische Kartierung nach Schälchli

Die visuelle Kartierung mit Fingerprobe nach Schälchli (2002) beruht auf der Bewertung der Substratzusammensetzung des unter der Deckschicht gelegenen Lückenraumes. Bei der Bewertung der inneren Kolmation wird der Untersuchungsraum einer von fünf Klassen von vollständig bis nicht kolmatiert zugeordnet (Tabelle 7). Die Einordnung erfolgt über die sichtbaren Anteile der Fraktionen Steine, Kies, Sand, Silt u. Ton (

Tabelle 8), wobei letztgenannte aufgrund ihrer kohäsiven Eigenschaften für das Phänomen Kolmation ausschlaggebend sind.

Tabelle 7: 5-stufige Bewertungsskala der inneren Kolmation mit den maßgebenden Indikatoren (aus SCHÄLCHLI 2002).

Klasse	Bewertung	Indikatoren Substrat und Lückenraum unter der Deckschicht
1	Keine Kolmation	Substrat grobkörnig (Steine, Kies) Nur wenig Sand- und keine kohäsiven Ablagerungen Lückenraum dominant grobporig
2	Schwache Kolmation	Substrat locker und breit abgestuft (Steine, Kies, Sand) Keine kohäsiven Ablagerungen sichtbar (Silt, Ton) Lückenraum grob- bis feinporig
3	Mittlere Kolmation	Substrat leicht verfestigt Kontaktfläche etwa 1/4 mit kohäsiven Feinpartikeln verfüllt, übrige Kontaktfläche v.a. Sand, aber auch Kies und Steine) Lückenraum zu 3/4 feinporig, bei kohäsiven Ablagerungen keine Poren sichtbar
4	Starke Kolmation	Substrat deutlich verfestigt Kontaktfläche etwa zur Hälfte mit kohäsiven Feinpartikeln verfüllt, übrige Kontaktfläche vorwiegend Sand Örtlich noch feinporiger Lückenraum sichtbar
5	Vollständige Kolmation	Substrat stark verfestigt Kontaktfläche praktisch flächendeckend mit kohäsiven Feinpartikeln verfüllt Kein Lückenraum sichtbar

Tabelle 8: Klassifikation der Korngrößen nach DIN 4022 (vgl. z.B. ZANKE (1982)). Grobe Zuteilung der Fraktionen in Geschiebe und Schwebstoffe (aus SCHÄLCHLI 2002).

Fraktion	Ton	Silt	Sand	Kies	Steine
Ø [mm]	< 0.002	0.002 - 0.06	0.06 - 2	2 - 60	60 - 200
Transport als	Schwebstoffe			Geschiebe	

Die Messung der Kolmation nach SCHÄLCHLI (2002) erfolgte grundsätzlich während einer Phase geringen Abflusses, welche zumindest Teile einer Kies- oder Schotterbank trockenfallen ließ. An jedem Probestelle mit Kiesbank wurden je drei Stellen in einem Abstand von wenigen Metern beprobt und die obere Deckschicht als auch das darunter liegende Material fotografisch erfasst.

2.5.3 „Sohlverfestigung“ im Rahmen der Laichhabitatkartierung

Im Rahmen der Laichhabitatkartierung wird der Parameter „Verfestigung des Sohlendeckwerkes“ erhoben (siehe Kapitel 2.4, S. 32). Dafür wird die Gewässersohle mit dem Fuß auf ihre Beweglichkeit überprüft und einer von drei Ausprägungen zugeordnet:

1. Schwimmend bis locker: ohne Anstrengung mit dem Fuß beweglich
2. Mäßig verfestigt: nach einigem Lockern mit dem Fuß beweglich
3. Stark verfestigt: mit dem Fuß so gut wie nicht beweglich

2.6 Physikalisch-chemische Untersuchungen (AP 3.2)

Zum Abgleich mit den Kolmationsmessungsergebnissen sowie den biologischen Daten wurden Wasserproben aus dem Interstitial der Untersuchungsstellen entnommen. Folgende Parameter wurden zur Ermittlung der Sauerstoffzehrung durch organische Substanz gemessen: Temperatur, Sauerstoffgehalt und -Sättigung, pH-Wert sowie elektrische Leitfähigkeit. Zusätzlich werden allgemeine chemisch-physikalische Parameter in der fließenden Welle gemessen.

Zur **Ermittlung des Sauerstoffgehalts** und der Sauerstoffsättigung des Interstitialwassers und des fließenden Wassers wurde das WTW Oxi 3205 Gelöst-Sauerstoff-Messgerät verwendet. Die Messung des Interstitialwassers erfolgte im Auffangbehälter der Pumpe zeitnah nach Entnahme.

Zur **Ermittlung des pH-Wertes** des Interstitialwassers und des fließenden Wassers wurde das WTW pH 315i-Messgerät verwendet. Die Messung des Interstitialwassers erfolgte im Auffangbehälter der Pumpe zeitnah nach Entnahme.

Zur **Ermittlung der Leitfähigkeit** des Interstitialwassers und des fließenden Wassers wurde das WTW TetraCon 315i-Messgerät verwendet. Die Messung des Interstitialwassers erfolgte im Auffangbehälter der Pumpe zeitnah nach Entnahme.

Zur **Ermittlung der Temperatur** des Interstitialwassers und des fließenden Wassers wurden die Temperaturanzeigen des Sauerstoff- und pH-Messgerätes verwendet. Falls vorhanden, erfolgte ein zusätzlicher Abgleich der Wassertemperatur mit den online zur Verfügung stehenden Daten stationärer Messstationen. Die Messung des Interstitialwassers erfolgte im Auffangbehälter der Pumpe zeitnah nach Entnahme.

2.6.1 Probenahme mit Interstitialsampler ISZ

Die Gewinnung des Interstitialwassers erfolgte mittels einer vom Planungsbüro Zumbroich entwickelten Entnahmeverrichtung, dem „Interstitialsampler“. Dabei wird durch eine Lanze mit perforierter Spitze mittels einer Saugpumpe Wasser in einen Pumpenbehälter angesaugt (Abbildung 14). Der perforierte untere Teil der Lanze wird so tief in die Gewässersohle eingeschlagen (ca. 20 bis 25 cm), sodass ausschließlich Interstitialwasser angesaugt wird. Dabei wird auch partikuläres Material angesaugt. Die Messung physikalisch-chemischer Parameter des Interstitialwassers erfolgt zeitnah nach der Entnahme direkt im Pumpenbehälter.

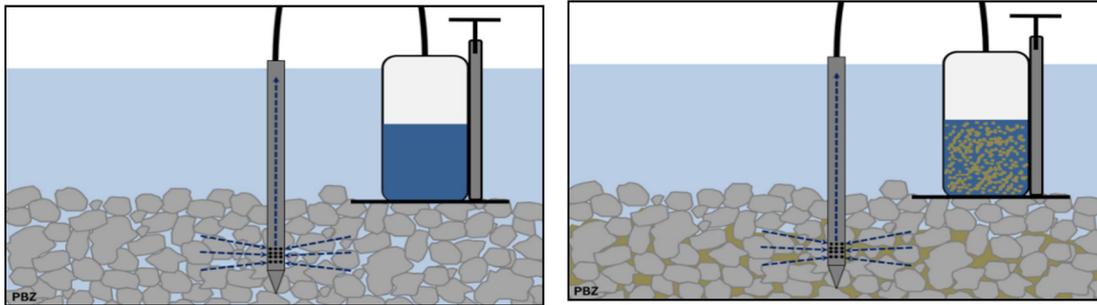


Abbildung 14: Interstitialsampler ISZ mit perforierter Lanze und Auffangbehälter in grobmaterialreicher Gewässersohle (links) bzw. in stark kolmatierter Gewässersohle (rechts). Grafik: S. Holl, Planungsbüro Zumbroich.

2.7 Hydraulisch-morphologische Beschreibung der Laichplätze

Um die morphologischen sowie hydraulischen Gegebenheiten mit möglichen Auswirkungen auf die Kolmationsdynamik bzw. den Durchfluss des Interstitialwassers an den künstlich angelegten Laichplätzen in die Auswertung der Brutexperimente miteinbeziehen zu können, wurden verschiedene Parameter nach Anlage der simulierten Laichgrube erfasst. Dazu zählten Länge, Breite und Höhe des Laichhügels und der Laichgrube.

Anschließend wurden im unmittelbaren Umfeld an fünf Stellen die Wassertiefen (bei gegebenem Abfluss) und Fließgeschwindigkeiten (10 cm über der Gewässersohle mittels Nautilus C 2000/ Sensa Z 300) gemessen (Abbildung 15).

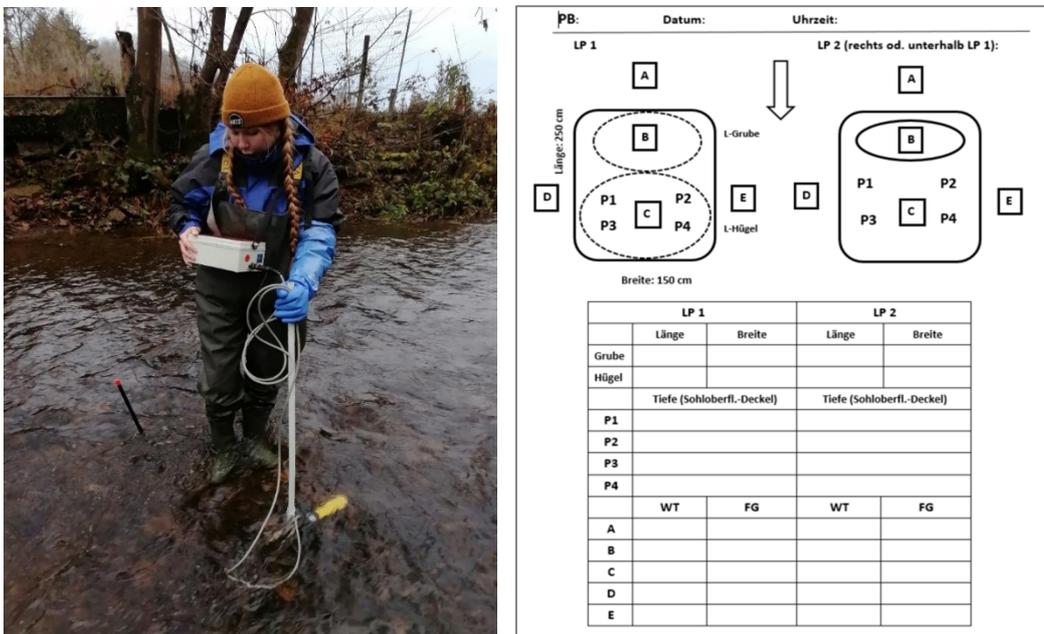


Abbildung 15: Links: Messung der Fließgeschwindigkeit an einem simulierten Laichplatz. Rechts: Feldbogen zur Erhebung von Umgebungsvariablen (WT = Wassertiefe [cm], FG = Fließgeschwindigkeit [m/s], P1-P4 = eingegrabene Brutbehälter, A-E = Messpunkte für WT und FG).

2.8 Biologische Untersuchungen

2.8.1 Makrozoobenthos (AP 3.3)

Zur Untersuchung und Bewertung des ökologischen Zustands der Probestellen auf Basis des Makrozoobenthos wurden im Mai und Juli 2020 an ausgewählten Standorten Proben nach standardisiertem Verfahren entnommen (Abbildung 16). Grundlage für die Probenahme, Aufbereitung und Bewertung bildet das „Methodische Handbuch Fließgewässerbewertung“ (MEIER et al. 2006) sowie die Bewertungssoftware Perlodes³.



Abbildung 16: Links: Makrozoobenthos-Probenahme im Gewässer. Rechts: Verringerung des Probevolumens durch Aufschwimmen und Sieben der Probe. Foto: Johanna Reineke.



Abbildung 17: Links: Binokular zur Bestimmung des Makrozoobenthos. Rechts oben: Köcherfliegenlarve (*Rhyacophila* sp.). Rechts unten: Zweiflüglerlarve (*Atherix ibis*)

³ als Online-Version verfügbar unter <https://www.gewaesser-bewertung.de/>

Die Bestimmung und Auswertung der Makrozoobenthosproben erfolgte im Labor gemäß den Mindestanforderungen der Operationellen Taxaliste oder bei unvollständigen bzw. juvenilen Individuen auf das nächst höhere Niveau (Abbildung 17). Zur Bewertung des ökologischen Zustands wurde die Desktop-Software ASTERICS (Version 4.04) verwendet.

Neben der modularen Bewertung nach Perloides (Allgemeine Degradation, Versauerung, Saprobie) wurden als zusätzliche Qualitätskomponenten der Metric „% Metarhithral“ und der Metric „Habitatpräferenz“, also der prozentuale Anteil an Indikatorarten für ein bestimmtes Habitat (bezogen auf die Substratpräferenz), untersucht.

Der Metric „% Metarhithral“ indiziert Taxa mit einer Zonenpräferenz der „unteren Forellenregion“. Ein hoher Metarhithral-Wert zeigt höhere Strömungsgeschwindigkeiten, grobkörnige Substrate, gute Sauerstoffversorgung und niedrige Sommertemperaturen an, also solche Bedingungen, die nachweislich als Voraussetzung für geeignete Laichhabitats für anadrome Salmoniden gelten. Niedrige Werte zeigen generell potamalische Belastungsarten an, wie beispielsweise hohe organische Belastungen, (Fein-)Sedimenteinträge oder Veränderungen der Strömungsverhältnisse (insbesondere Rückstau).

Der Metric „Habitatpräferenz“ zeigt den prozentualen Anteil an Indikatorarten für ein bestimmtes Habitat (bezogen auf die Substratpräferenz) an.

2.8.2 Brutbehälter zur Exposition der Fischbrut (AP 3.3)

Von entscheidender Bedeutung für die Bearbeitung der Forschungsfragen sind die Funktionalität von geeigneten Brutbehältern und ein einfaches, reproduzierbares methodisches Verfahren zur Erfassung des Reproduktionserfolges von Salmoniden.

Aus diesem Grund fand am 26.08.2020 ein eintägiger Methodenworkshop in der Landesfischereianstalt NRW Kirchhundem-Albun vom Planungsbüro Zumbroich und dem Geographischen Institut der Universität Bonn mit Vertretern der Abteilung Fischereiökologie und Aquakultur (LANUV NRW) sowie des Wanderfischprogramms NRW statt (Detailliertes Protokoll siehe Anhang 8.4 Methodenworkshop, S. 125).

Auswahl geeigneter Brutbehälter

Als Ergebnis des Methodenworkshops und nachfolgenden weiteren Abstimmungen mit dem LANUV und dem Wanderfischprogramm wurden sogenannte Filterkörbe aus dem Sanitärbereich verwendet (Abbildung 18):

- Version 1: Höhe mit Deckel: 7,5 cm, Durchmesser 5 cm, Maschenweite in der Diagonalen 2 mm und in der Breite 1 mm.
- Version 2: Höhe mit Deckel: 10,0 cm, Durchmesser 6,5 cm, Maschenweite in der Diagonalen 2 mm und in der Breite 1 mm.

Diese zweckentfremdeten Brutbehälter zeichnen sich durch eine hohe mechanische Stabilität und leichte Handhabbarkeit bei der Befüllung mit Lachseiern aus. Die Maschenweite soll ein Entweichen der Larven sowie ein übermäßiges Eindringen von Feinsediment verhindern und dabei die Permeabilität für das Interstitialwasser gewährleisten.



Abbildung 18: Als Brutbehälter eingesetzter Filterkorb.

Die Brutbehälter wurden mit 20 (Version 1) bzw. 30 (Version 2) Lachseiern bestückt und zum Zwecke der Wiederauffindung einer Schwimmschnur zur Markierung versehen (Abbildung 19).



Abbildung 19: Mit Lachseiern befüllt kurz vor dem Transport an das Untersuchungs-gewässer (rechts).

Zusätzlich zu den beschriebenen Brutbehältern wurden weitere Brutbehälter ausgebracht, die zu einem Drittel mit einer Schicht aus Kies mittlerer Körnung (1-2 cm \varnothing) befüllt (Abbildung 20). Außerdem kamen so genannte Whitlock-Vibert Boxen zum Einsatz, die speziell für die Aufzucht von Fischen in Gewässern entwickelt worden sind und mit 100 Lachseiern bestückt wurden (Abbildung 21). Diese dienten als zusätzliche Testobjekte hinsichtlich der Funktionalität, um daraus möglichen Verbesserungsmöglichkeiten der Brutbehälter abzuleiten.



Abbildung 20: Mit Kies und Schotter gefüllter Brutbehälter.



Abbildung 21: Im Handel erhältliche „Whitlock-Vibert Box“ als Brutbehälter für Fischeier.

Ausbringen der Brutbehälter im Gelände

Das Ausbringen der mit Lachseiern befüllten Brutbehälter erfolgte in vier Schritten:

1. Abstecken des Bereiches zur Anlage des Laichplatzes,
2. Auflockerung und Reinigung des Substrates von Feinsedimenten,
3. Ausheben einer Grube und Platzierung von Platzhaltern,
4. Einsetzen der Brutbehälter in die Gewässersohle.

Abstecken des Bereiches zur Anlage des Laichplatzes

Der für die Anlage der simulierten Laichplätze vorgesehene Bereich wurde mit vier Markierungsstangen abgesteckt. In Anlehnung an die Maße realer Laichgruben sowie in Abhängigkeit von den örtlich vorgefundenen Gegebenheiten bzw. der Flächengröße des als Laichhabitat in Frage kommenden Bereiches betragen die Abmessungen in der Länge (uferparallel) zwischen 150 und 250 cm und in der Breite zwischen 100 und 150 cm (Abbildung 22). Dies diente zur Orientierung bei der Durchführung der Messungen und den nachfolgenden Grabungen.



Abbildung 22: Absteckung zweier in Fließrichtung hintereinander liegender Bereiche (rot markiert) zur nachfolgenden Anlage simulierter Laichgruben an der Agger.

Auflockerung und Reinigung des Substrates von Feinsedimenten

Im nächsten Schritt wurde das Substrat mittels Gartenhacken bis zu einer Tiefe von etwa 15 cm aufgelockert, sodass die Strömung die aufgewirbelten Feinsedimente ausspülte (Abbildung 23).



Abbildung 23: Auflockern und Reinigen des Substrates am simulierten Laichplatz.

Dieses Vorgehen orientiert sich am Laichverhalten von Großsalmoniden, die mit Hilfe ihres Körpers und vor allem durch das Schlagen mit ihren Schwanzflossen eine Laichgrube ausheben, das Substrat in Richtung Auswurfhügel verfrachten und gleichzeitig den Bereich von Feinsediment befreien (siehe Abbildung 3, S. 15).

Ausheben einer Grube und Einbringen von Platzhaltern

Um eine zu lange Lagerung der mit Lachseiern befüllten Brutbehälter in den Transporteinern zu vermeiden, wurden im Laufe eines Arbeitstages Platzhalter in die simulierten Laichgruben eingebracht, sodass die Brutbehälter bei Anlieferung schnell und unkompliziert eingebracht werden konnten. Ein weiterer Vorteil war, dass die Brutbehälter auf diese Weise aufrecht im Sediment standen, wodurch ein optimaler Durchfluss des Interstitialwassers gewährleistet werden sollte.

Als Platzhalter dienten umfunktionierte Wasserrohre aus Kunststoff mit Muffe sowie einer Länge von 31,5 cm und einem Durchmesser von 7 cm (Abbildung 24). Für die größeren Brutbehälter wurden Rohre gleicher Länge und 11 cm Durchmesser verwendet.



Abbildung 24: Einbringen umfunktionierter Wasserrohre als Platzhalter (oben links) in eine simulierte Laichgrube (oben rechts). Die eingegrabenen Platzhalter standen bis zum Einbringen der Brutbehälter aufrecht im Laichhügel (unten).

Die Rohre wurden nach dem Ausheben einer ca. 20 cm tiefen Grube in zwei Reihen auf einer Fläche von etwa 100 x 100 cm in die künstlich angelegten Laichhügel in 10 bis 20 cm Tiefe (in Abhängigkeit der lokalen Tiefgründigkeit des Substrates) im Bereich des späteren „Laichhügels“ eingebracht und nachfolgend mit dem vorher ausgehobenen und gereinigten Substrat bedeckt, wobei die obere Öffnung des Platzhalters frei blieb.

Nach einer Fixierung der Platzhalter im Sediment wurde unmittelbar oberhalb, im bereits aufgelockerten und gereinigten Substrat, die „Laichgrube“ in Form einer flachen Mulde (ca. 10 cm unter Sohlniveau) ausgehoben und das Substrat um die Platzhalter herum verteilt, so dass die typische Oberflächenstruktur aus Laichgrube und Laichhügel entstand (Abbildung 25). Diese Struktur stellt sicher, dass Oberflächenwasser horizontal in Richtung Eitaschen (bzw. Brutbehälter) einströmen kann.

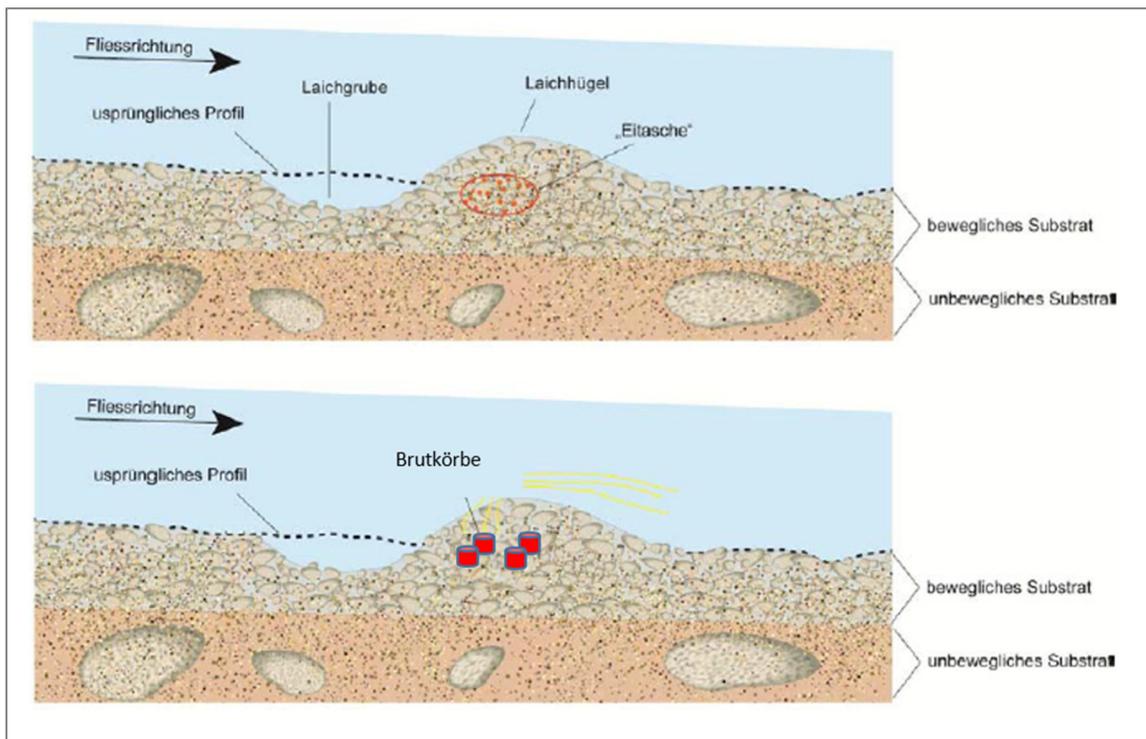


Abbildung 25: Anlage einer Laichgrube mit Expositionslage der Brutbehälter (rot markiert) (aus BECKER et al. 2010, mod.).

Einsetzen der Brutbehälter in die Gewässersohle

Zunächst wurden die mit Lachseiern befüllten Brutbehälter langsam an die Gewässertemperaturen vor Ort angepasst.

Dann wurden die Brutbehälter in die Platzhalter der simulierten Laichgrube eingelassen und mit einem Zollstock bis zum anstehenden Substrat nach unten gedrückt (Abbildung 26). Das Rohr wurde dann vorsichtig über den Zollstock und die an den Brutbehältern angebrachte Markierungsschnur nach oben gezogen und die Eingrabungstiefe zwischen Sohloberfläche und oberem Deckelrand abgegriffen.

Zuletzt wurde visuell überprüft, ob alle Brutbehälter sicher im Sediment vergraben und alle Markierschnüre sichtbar waren (Abbildung 27). Gegebenenfalls wurde die Form des simulierten Laichhügeln und der Grube händisch angepasst.



Abbildung 26: Einbringen der Brutbehälter im Sediment über die vorher eingebrachten Platzhalter.



Abbildung 27: Eingrabene Brutbehälter mit Markierschnur im Laichhügel.

Erfassung des Bruterfolges

Nach einem fachlichen Austausch mit der Abteilung Fischereiökologie und Aquakultur (LANUV) wurden 500 Tagesgrade als Zeitraum der Eientwicklung der Lachsbrut angenommen. Die Phase während der die Larve im Interstitial verharrend den Dottersack aufbraucht erfordert weitere 160 Tagesgrade.

Zur Abschätzung der Schlupf- und Emergenzzeiträume und damit verbundenen Entnahmetermenen der Brutbehälter wurden Temperaturdaten aus dem webbasierten Auskunftssystem HYGON des LANUVs verwendet. Eigene punktuelle Messungen zur Wassertemperatur ergaben eine hohe Übereinstimmung zwischen realer Temperatur an den Probestellen und den Daten aus HYGON. Angaben zu den erreichten Tagesgraden am Tage der Ausbringung wurden durch das LANUV geliefert.

Für die Einschätzung der Qualität des Brutmaterials und somit der Daten aus den Feldversuchen, wurde auf Daten der Brutanstalt zurückgegriffen, welche für jeden Streiftag (Tag des Abstreifens der Lachsweibchen und der Befruchtung der Eier) und über jeden Bruteinsatz eine Statistik über die absoluten und relativen Verluste führt.

Als Ergebnis des Methodenworkshops (detailliertes Protokoll siehe Anhang 8.4 Methodenworkshop, S. 125) sollten die eingebrachten Proben zu zwei Zeitpunkten entnommen werden, um die Überlebensraten der Eier bis zum Schlupf (1. Termin) sowie der Larven bis zur Emergenz (2. Termin) zu ermitteln. Hintergrund war, dass Feinsedimenteinträge in das Interstitial bzw. die Kolmation über den Zeitverlauf und in Abhängigkeit von den Abflussverhältnissen tendenziell zunehmen (GUTKNECHT et al. 1998, SCHÄLCHLI 1993) und somit auch nach dem Schlupf der Larven hohe Feinsedimentbelastungen zu (sub-)letalen Folgen führen könnten.

Nach 500 Tagesgraden (Termin 1: Schlupf der Larven) wurden zunächst zwei Brutbehälter aus den simulierten Laichplätzen entnommen. Die schematisch dargestellte räumliche Lage der Proben zeigt, dass Proben P1 und P2 eine andere Exposition gegenüber der Anströmung im Laichhügel haben als P3 und P4 (Abbildung 28). Somit unterliegen beide Probenpaare möglicherweise unterschiedlichen Bedingungen, was den Eintrag von Stoffen (von bspw. Sauerstoff oder Feinsedimenten) betrifft. Daher wurden am 1. Termin jeweils eine Probe aus dem unteren sowie dem oberhalb liegenden Probenpaar entnommen (P1 und P4 oder P2 und P3).

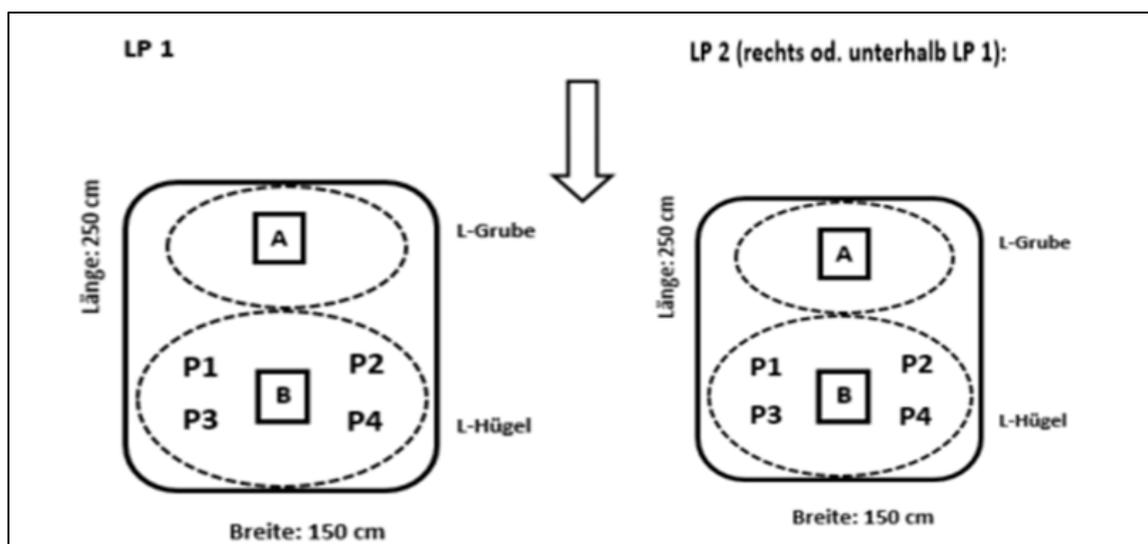


Abbildung 28: Schematische Darstellung der künstlichen Laichplätze mit Laichgrube (A), Laichhügel (B) und den vergrabenen Brutbehältern (P1 bis P4).

Die Erfassung des Bruterfolges geschah direkt im Gelände und wurde zuvor gemeinsam mit Fachleuten des Wildlachscenters des Wanderfischprogramms NRW abgestimmt (detailliertes Protokoll siehe Anhang 8.4 Fachlicher Austausch mit Mitarbeitern des Wanderfischprogramms NRW, S. 127).

Bei der Bergung wurden die Inhalte der Brutbehälter in Petrischalen gegeben und ausgezählt. Die Einschätzung der Vitalität der Eier erfolgte visuell über eine Durchleuchtung mittels eines LED-Strahlers vor einem schwarzen Hintergrund und orientierte sich an einem mit dem Wanderfischprogramm entworfenen Erhebungsbogen, der den Zustand der Eier und Larven anhand folgender Merkmale unterscheidet:

- Zustand der Eier:
 - Abgestorben weiß: Die Eier sind abgestorben, und das in der Eihülle befindliche Eiweiß ist bereits koaguliert. Die Eier erscheinen farblich grau bis weiß und sind völlig intransparent. Das Absterben ist bereits vor etwas längerer Zeit erfolgt.
 - Abgestorben rosa: Die Eier erscheinen farblich noch in rosa Tönen, ähnlich vitalen Eiern, aber die Entwicklung der Embryos ist bereits abgebrochen. Erkennbar an einer noch vorhandenen Transparenz der Eier, aber Augen, Corda und Dottersack sind, in Bezug zum potentiellen Entwicklungsstadium im Verhältnis zu den Tagesgraden, unterentwickelt. Die Farbe der Eier geht in ein blasses rosa über (Abbildung 29)
 - In Entwicklung: Die Brut ist nicht geschlüpft, die Eier sind aber vital.
 - Unklar: Die Vitalität kann nicht abschließend eingeschätzt werden. Ggfs. wird Expertenrat eingeholt (z.B. im LANUV)
- Zustand der Larven:
 - Geschlüpfte Larven: Anzahl der geschlüpften Larven
 - Zustand der Larven (tot/lebendig) über Bewegung und Farbe

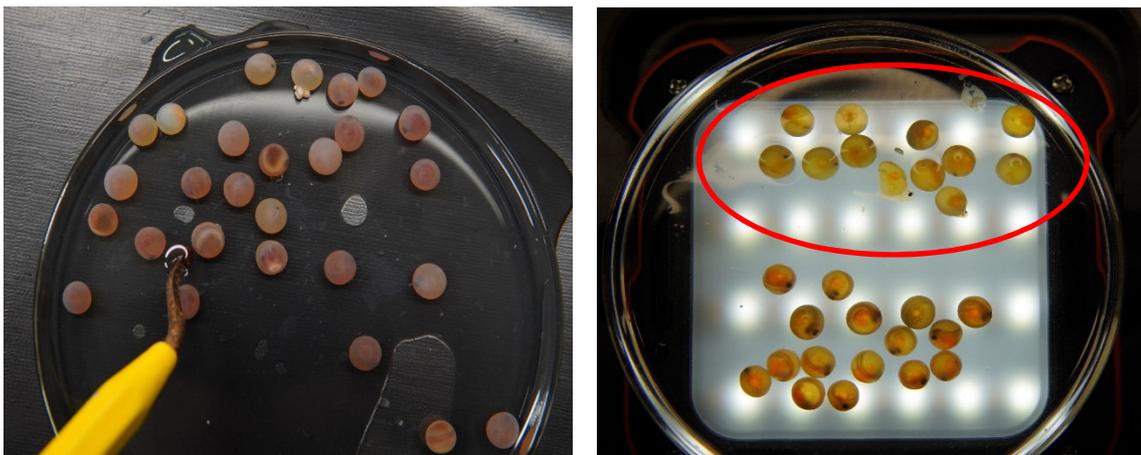


Abbildung 29: Erfassung des Bruterfolges mittels Durchleuchtung nicht geschlüpfter Eier. Rechts: im oberen Bereich sind abgestorbene, weißliche Eier zu erkennen, was auf Eiweiß-Koagulationen in Folge einer Fehlentwicklung hindeutet. Im unteren Bereich sind deutlich die lebendigen orangen Larven mit schwarzem Augenpunkt zu erkennen.

3 Projektergebnisse

3.1 Auswahl der Probenbereiche

Auf Grundlage der detaillierten Auswertung bestehender Daten und Kartierungen (siehe Kapitel 2.2.3, S. 25) wurden insgesamt 33 potenzielle Probenbereiche, die als potenzielle Laichhabitats für Salmoniden in Frage kamen, identifiziert.

Aus den Vor-Ort-Begehungen im November 2020 zur Kartierung der Probestellen ergaben sich letztendlich 21 geeignete Bereiche an 13 verschiedenen Stellen für die Anlage von simulierten Laichgruben (Tabelle 9 und Abbildung 30).

Tabelle 9: Identifizierte Probestellen (PB) für die Anlage simulierter Laichplätze (LP) im Projektgebiet. LHK = Laichhabitatkartierung mit Bewertungspunkten durch und nach Nemitz & Seredszus (2002) sowie eigene Erhebung nach ebd. (2021), NB in 250 = Bewertung Naturbrutaukommen innerhalb einer Distanz von 250 m, LP-K = Laichplätze Großsalmoniden aus Laichplatzmonitoring sowie aktive Laichplätze aus eigener Begehung 2020. Gewässerstrukturgütekartierung (2011-2013).

Gewässer	PB	RW	HW	LHK Bröl 2002	LHK 2021	NB in 250	GSK Sohle	GSK Längsprofil	LP-K. Großsalmo.
Agger	A-1	374263	5634783		12	1	2	2	Nein
Agger	A-2	375320	5635727		11	1	1	2	Nein
Agger	A-3	376825	5636496		13	1	3	3	Nein
Agger	A-4	378233	5639929		11	1	4	3	Nein
Agger	A-5	378250	5639967		9	1	4	3	Aktiv (ev.)
Agger	A-6	380035	5644104		12	1	4	3	Ja
Sülz	S-1	373040	5637223		7	1	5	3	Nein
Bröl	BH-1	381468	5627373	12	8		5	5	Ja
Bröl	BH-3	383501	5630724	9	9		2	3	Nein
Waldbrölbach	BW-1	389327	5633389		9	1	2	4	Nein
Waldbrölbach	BW-2	389323	5633415		8	1	2	4	Nein
Waldbrölbach	BW-3	389529	5633310		9		3	3	Ja
Waldbrölbach	BW-4	391561	5632649		8		4	6	Ja

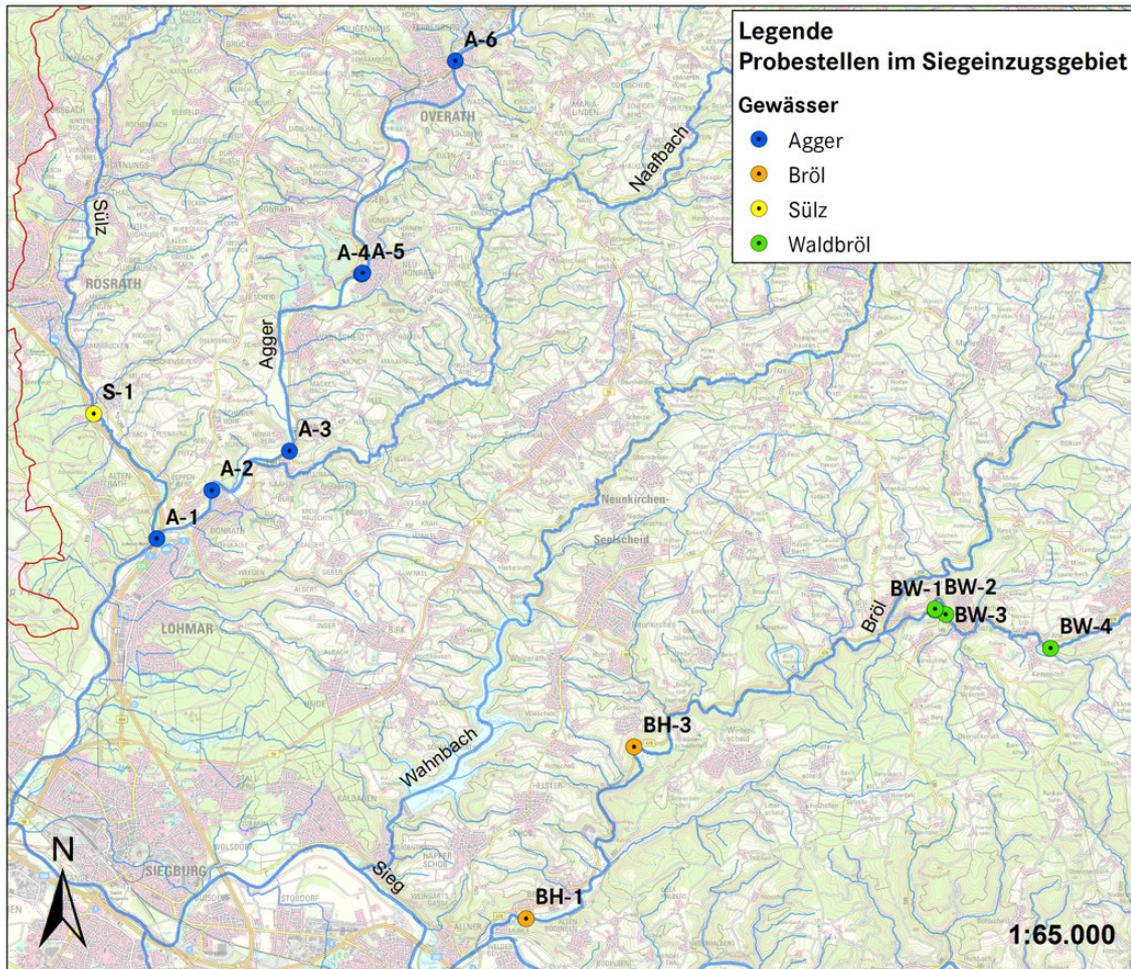


Abbildung 30: Lage der bearbeiteten Probestellen im Einzugsgebiet der Sieg.

3.2 Laichhabitatkartierung zur Verifizierung der Probestellen

Die Probestellen der Agger sind gemäß der Laichhabitatkartierung mit Ausnahme von Probestelle A-6 „mäßig“ bis „gut“ als potenzielle Laichhabitate geeignet (Tabelle 10). Probestelle A-6 ist zwar als „wenig geeignet“ einzustufen, liegt aber mit 8 erreichten Bewertungspunkten nur knapp unter einer „mäßigen“ Eignungsklasse. Defizite finden sich in den in Fließrichtung unterhalb der Probestellen liegenden Jungfischhabitate, die an drei von sechs Stellen als wenig geeignet einzustufen sind. Zwei der sechs Probestellen weisen eine „mäßige“ Eignung als Jungfischhabitate auf und der Probestelle A-5 gilt als „gut“ geeignet.

Gemäß der Laichhabitatkartierung weist 1 der 13 Probestellen eine „gute“ Eignung als potenzielles Laichhabitat auf (Tabelle 10). Weitere 7 Probestellen wurden mit der Eignungsklasse „mäßig“ bewertet. Die restlichen 5 Probestellen sind zwar als „wenig“ geeignet einzustufen, jedoch liegen die Bewertungen außer an der Sülz (S-1) nur einen Bewertungspunkt unter einer „mäßigen“ Eignung als potenzielles Laichhabitat.

Tabelle 10: Ermittelte Eignungsklassen für potenzielle Laich- und Jungfischhabitate an den Probestellen sowie die Entfernung zwischen potenziellem Laich- und dem in Fließrichtung unterhalb anschließendem potenziellen Jungfischhabitat.

Gewässer	Probe-stelle	Laichhabitate 2021	Laichhabitate 2002	Jungfischhabitate 2021	Entfernung LH-JH (m)
Agger	A-1	12		10	0
Agger	A-2	11		7	200
Agger	A-3	13		5	100
Agger	A-4	11		10	0
Agger	A-5	9		11	22
Agger	A-6	8		7	120
Sülz	S-1	6		6	220
Waldbröl	BW-1	9	9	10	0
Waldbröl	BW-2	8		10	0
Waldbröl	BW-3	9		11	10
Waldbröl	BW-4	8		0	800
Bröl	BH-1	8		10	0
Bröl	BH-3	9	12	11	15
Legende					
Eignung potenzielles Laichhabitat			Summe Bewertungspunkte		
Wenig			0 bis 8		
Mäßig			9 bis 12		
Gut			13 bis 15		
Eignung zugehöriges Jungfischhabitat			Summe Bewertungspunkte		
Wenig			0 bis 8		
Mäßig			9 bis 10		
Gut			11 bis 12		

Ausschlaggebend für die geringe Anzahl gut geeigneter Laichhabitate an den Probestellen war insbesondere der geringe Anteil geeigneter Substratkorngrößen mit Durchmessern zwischen 10 und max. 100 mm.

Selbst in den naturnahen, überwiegend unverbauten Abschnitten (bspw. Bröl oberhalb der Einmündung des Derenbaches [Stat.-Km. 3.4 bis 7.6] oder auf der Höhe von Winterscheid [Stat.-Km. 8.6 bis etwa 14]) dominierten zum Zeitpunkt der Begehung weitflächig Korngrößen von 80 mm bis 250 mm, wenn nicht sogar Grundgestein anstand.

Dies steht im Widerspruch zu Bewertungen der etwa 20 Jahre früher erfolgten Kartierung durch NEMITZ & SEREDSZUS (2002), in der sich in diesen Bereichen potenzielle Laichhabitate, wenn auch überwiegend als „wenig“ bis „mäßig“ geeignet bewertet, konzentrieren.

Das Defizit an geeigneten Laichsubstraten der Bröl und Waldbröl wird von NEMITZ & SEREDSZUS (2002, S. 10) unter anderem auf eine ungenügende Geschiebedonation aufgrund der Lauffestlegungen zurückgeführt. Gegebenenfalls ist dieses Defizit auch auf die anderen Gewässer übertragbar, die ebenfalls durch Lauffestlegungen, sohnnahe Querbauwerke wie Sohlschwellen bzw. auch massive Stauwehre (u. a. Stauwehr Ehreshoven an der Agger) Einschränkungen aufweisen. Als Folge könnte sich die Situation in den letzten 20 Jahren weiter verschlechtert haben, was auf eine kontinuierliche Ausdünnung bestimmter Substratkorngrößen mit der Folge einer Degradation potenzieller Laichhabitate hinweisen würde.

Die unterhalb der Laichhabitate liegenden Jungfischhabitate weisen an drei Probestellen eine „gute“, in fünf Bereichen eine „mäßige“ und an weiteren fünf Stellen eine „geringe“

Eignung als Jungfischhabitate auf. Insbesondere das Jungfischhabitat unterhalb BW-4 ist aufgrund der hohen Entfernung zum Laichhabitat als „ungeeignet“ einzustufen.

Zwischenfazit: Laichhabitatkartierung

Die Laichhabitatkartierung erfolgte zur Verifizierung der auf Grundlage vorhandener Daten vorausgewählter Probestellen.

Die Klassifizierung ergab eine durchschnittlich mäßige Eignung als Laich- und Jungfischhabitat. Es gilt dabei festzuhalten, dass selbst an Stellen, die entsprechend der bestehenden Daten und Kartierungen zu Laich- und Jungfischhabitaten sowie Naturbrutauflkommen das größte Potenzial für Laichhabitate aufweisen, in der Realität dennoch morphologische Defizite festzustellen sind.

Hintergrund könnte eine ungenügende Geschiebedonation der Gewässer sein, sodass im Laufe der Zeit beispielsweise durch Hochwasserereignisse mehr Material ausgespült wird, als aus oberhalb liegenden Gebieten nachgeliefert wird. Folglich fehlen an potenziellen Laichhabitaten großflächige kiesige Sohlbereiche geeigneter Substratkorngößen, in denen u. a. Lachse ihre Laichgruben schlagen können.

Aus diesem Grund konnten im vorliegenden Projekt ausschließlich kleinere grobmateriareiche Sohlbereiche für die Brutversuche ausgewählt werden.

3.3 Kolmationsmessungen (AP 3.1)

3.3.1 Messungen mit dem Kolmameter

Aufgrund der Kontaktbeschränkungen während der Corona-Pandemie im Winter 2020/21 konnten die geplanten Kolmametermessungen nicht im vorgesehenen Zeitplan in vollem Umfang durchgeführt werden und mussten deshalb zum Teil ausfallen. Es wurden durch die HZ GbR als externer Dienstleister 13 Messungen durchgeführt.

Es kann davon ausgegangen werden, dass das Aufwühlen und Umgraben des Sediments beim Einbringen bei der Vorbereitung der Laichgruben zu einer Auflockerung und damit zu einer Dekolmation der Gewässersohle führte. In diese gelockerte Sohle wurden im Anschluss die Brutbehälter mit Lachseiern eingegraben.

Am Ende des Expositionszeitraumes wurde dann das Ausmaß der Kolmation bei Entnahme der Brutbehälter gemessen. Die Messungen erfolgten mittig der simulierten Laichgruben (Abbildung 31).



Abbildung 31: Kolmatometermessung an einer simulierten Laichgrube am Ende des Expositionszeitraumes. Rechts sind auf der Gewässersohle die Markierschnüre der einzelnen Brutbehälter zu erkennen, die in der simulierten Laichgrube vergraben wurden.

Situation der Kolmation bei Entnahme der Lachsbrut

Zum Termin des Ausgrabens der Brutbehälter erfolgte eine Messung zur Feststellung des Ausmaßes der Kolmation.

Tabelle 11: Ergebnisse der Kolmationsmessungen bei Entnahme der Brutbehälter an den Gewässern Agger (A-1 bis A-6), Sülz (S-1), Bröl (BH-1 und BH-3) und Waldbrölbach (BW-1 bis BW-4). Dargestellt ist die durchschnittliche mittlere Abflussreduktion mit Zuordnung zu einer bestimmten Kolmatometerklasse.

Durchschnittliche Abflussreduktion [%] bei Entnahme der Brutbehälter an Laichplätzen												
A-1	A-2	A-3	A-4*	A-5	A-6	S-1*	BH-1	BH-3	BW-1	BW-2	BW-3	BW-4
3,9	15,1	11,0		-4,6	-1,75		18,6	-0,3	10,0	26,8	5,3	8,2
Abflussreduktion [%]						Kolmatometerklasse						
< 5						1: keine innere Kolmation						
≤ 25						2: schwache innere Kolmation						
≤ 42,5						3: mittlere innere Kolmation						
≤ 60						4: starke innere Kolmation						
> 60						5: sehr starke innere Kolmation						
100						6: vollständige innere Kolmation						

Bis auf Probestelle BW-2 mit einer mittleren inneren Kolmation fanden sich an allen Probestellen entweder keine oder nur eine schwache innere Kolmation.

An drei Stellen (A-5, A-6 und BH-3) wurden negative durchschnittliche Abflussreduktionen festgestellt, das heißt die Referenz- bzw. Nullmessung in der fließenden Welle war geringfügig niedriger als die Messung in der Sohle. Nach gründlicher Prüfung aller Geräte konnte ein Defekt ausgeschlossen werden. Nach genauerer Betrachtung der Stellen war den Messpunkten der Nullmessung eine vergleichsweise starke Strömung gemein, die möglicherweise zu einem sehr leichten zusätzlichen Widerstand beim Ausströmen des Wassers in der fließenden Welle geführt haben könnte, die in einer freien Sohle ohne Strömung nicht vorhanden war. Für zukünftige Messungen wird daher das Anwendungsverfahren angepasst und eine Referenzmessung an Luft durchgeführt. Zusätzlich erfolgt diese sowohl vor als auch nach den Messungen in der Sohle, um kleinste Unterschiede noch genauer darzustellen.

Die Gewässer waren während des Untersuchungszeitraums im Januar bzw. Februar 2021 von einem starken Hochwasser betroffen (siehe Abbildung 50, S. 84), das unter anderem dazu geführt hat, dass die simulierten Laichgruben an der Sülz (S-1) sowie an Probestelle Agger A-4 vollständig zerstört wurden, sodass hier keine Messungen bei Entnahme der Brutbehälter durchgeführt werden konnten.

Da sowohl an Probestelle A-5 unmittelbar (50 m) oberhalb der Probestelle A-4 als auch und auch standortübergreifend an allen weiteren Standorten keine nennenswerte Zunahme der Kolmation festgestellt werden konnte, ist davon auszugehen, dass dies auch auf Probestellen A-4 und S-1 zutrifft.

Die nicht vorhandene Zunahme der Kolmation während des Expositionszeitraumes könnte u. a. auch durch die Kraft des Hochwassers und die damit verbundene Umlagerung der obersten Sedimentschichten zurückzuführen sein. Das Hochwasser könnte zu einer ähnlichen Dekolmation der betroffenen Bereiche wie bei der Anlage der simulierten Laichgruben geführt haben, sodass sich keine Verfestigungen bilden konnten. Anhaltspunkte für diese Möglichkeit ist die Tatsache, dass am Tag der Entnahme an einigen Stellen der oberste Teil der vergrabenen Brutbehälter offen lag, also demnach die oberste Schicht abgetragen wurde.

Ein weiterer Grund für die beobachtete Entwicklung der Kolmationsdynamik könnte die geringe Zeitspanne zwischen Eingraben und Entnahme der Brutbehälter sein. Möglicherweise stellt sich eine Verdichtung, wie sie vor der Anlage der Laichgruben anzunehmen war, erst nach deutlich längerer Zeit ein. Der Zeitraum kann dabei stark variieren und ist wahrscheinlich von weiteren Umweltfaktoren abhängig, wie beispielsweise u. a. Sedimenteintrag, Hoch- und Niedrigwasserereignissen und Sohlbeschaffenheit.

Diese Annahme korrespondiert mit Untersuchungen des Planungsbüro Zumbroich in der Alster an künstlichen Kiesbetten in den Jahren 2019 bis 2021 (PLANUNGSBÜRO ZUMBROICH 2021, unveröff.)

Zwischenfazit: Kolmationsmessung

Durch ein manuelles Aufwühlen und Umgraben des Sedimentes erfolgte eine Auflockerung des Substrats, was zu einer Verbesserung der Durchlässigkeit führte. Auch nach mehreren Wochen stellte sich keine erneute Verdichtung der betroffenen Bereiche ein.

Auf die Forschungsfrage, ob signifikante Korrelationen zwischen Reproduktionserfolg rheophiler Fischarten und dem Ausmaß von Kolmation abgeleitet werden können, ließen sich hingegen keine eindeutigen Antworten treffen.

Ein Großteil der angelegten Laichplätze wurde morphologisch durch ein Hochwasserereignis im Februar 2021 stark verändert, sodass die obersten Sedimentschichten umgelagert bzw. abgetragen wurden. Dadurch wurden Brutbehälter teilweise freigelegt mit der Folge, dass der Austausch mit Wasser aus der fließenden Welle ungehindert stattfinden konnte. Eine möglicherweise zuvor stattgefundenen Verdichtung der obersten Horizonte ließ sich nun nicht mehr nachweisen.

3.3.2 Kolmationsdynamik in verschiedenen Tiefen

Im Rahmen einer Diplomarbeit, die in dem vorliegenden Projekt integriert war, wurde die Kolmation an drei Messstellen an der Agger in verschiedenen Tiefen gemessen (HAHN, LISA 2021, unveröff)

In der Arbeit wurde insbesondere den Fragen nachgegangen, ob sich generell Kolmationshorizonte feststellen lassen und welche Mächtigkeit das Interstitial besitzt. Darüber hinaus wurde untersucht, wie sich die Kolmation in verschiedenen Tiefen im Jahresverlauf unter verschiedenen Abflussverhältnissen verhält, insbesondere in und um die Laichhabitate.

Die Untersuchungen fanden an drei verschiedenen Messstellen im Unterlauf der Agger statt. Messstelle 1 entspricht A-4 im Rahmen des DBU-Projektes, Messstelle 2 befindet sich am Aggerbogen und Messstelle 3 entspricht A-3.

An jeder Messstelle wurden jeweils drei Messpunkte ausgewählt. Im Bereich einer Stille-Sequenz, einer Rausche-Sequenz und im Bereich eines potentiellen Laichhabitates von Salmoniden. An jedem Messpunkt wurde die Kolmation, je nach Festigkeit des Untergrundes und Wasserstandes, in verschiedenen Tiefen bis zu 50 cm der Gewässersohle gemessen. Es wurden Intervalle von 5-10 cm gewählt. Die Höchstgrenze von 50 cm resultierte aus den technischen Möglichkeiten der verwendeten Geräte. Um die Abflussverhältnisse im Jahresverlauf gut abbilden zu können, werden die Messungen in regelmäßigen Abständen (drei-fünf-wöchentlich) durchgeführt.

In Abbildung 32 ist die zeitliche Kolmationsdynamik in Bezug zur Abflussganglinie der Agger an den drei verschiedenen Messstellen dargestellt. Die Messergebnisse der jeweils drei Messpunkte, Stille, Rausche und Laichhabitat sind hier in Form eines gebildeten Mittelwertes zusammengefasst. Die dargestellten Messungen wurden im Zeitraum von Oktober 2020 bis Juni 2021 durchgeführt.

Die Unterschiede zwischen den Messstellen sind auf einen Blick deutlich zu erkennen. Messstelle 2 weist im Vergleich zu den anderen beiden Messstellen den höchsten Anteil hoher Kolmometerklassen auf, Messstelle 3 den geringsten.

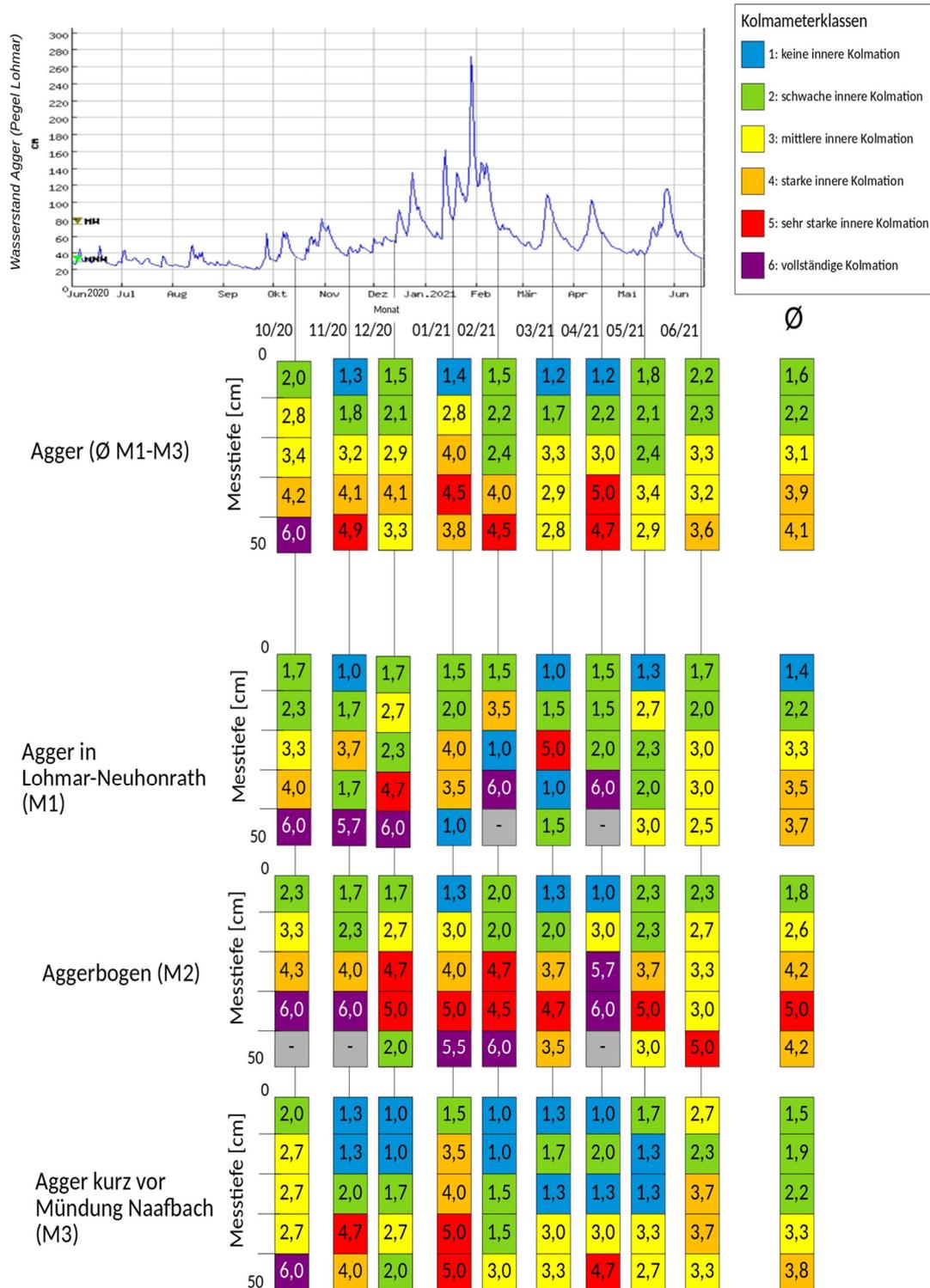


Abbildung 32: Zeitliche Kolmationsdynamik in Bezug zur Abflussganglinie der Agger. An den einzelnen Messstellen 1 bis 3 und insgesamt über alle drei Messstellen (Quelle Abflusspegel: LANUV, Einteilung der Kolmometerklassen nach ZUMBROICH & HAHN (2018) mit sechster Kolmationsklasse ergänzt).

Festzuhalten gilt, dass für alle Messstellen ein tendenzieller Anstieg der Kolmometerklasse mit zunehmender Messtiefe festgestellt wurde.

Dieser Zusammenhang ist auch in der Zusammenfassung über alle Messstellen deutlich erkennbar. Je tiefer die Messung, desto höher ist die gemessene Kolmationsklasse.

In Bezug zur Abflussganglinie der Agger am Pegel Lohmar ist an Messstelle 3 der deutlichste Einfluss zu erkennen. Nach dem Abflussmaximum Ende Januar 2021 findet dort in allen gemessenen Tiefen eine Reduzierung der Kolmationsklasse statt. An Messstelle 1 und 2 sind tendenziell nach dem Abflussmaximum höhere Kolmometerklassen anzutreffen.

Bildet man einen Mittelwert über den gesamten Messzeitraum je Messtiefe lässt sich zusammenfassend festhalten, dass in der Agger im Rahmen der Messungen in 10 cm und 20 cm Tiefe im Durchschnitt schwache innere Kolmation angetroffen wurde, in 30 cm Tiefe wurde mittlere innere Kolmation festgestellt und in den tieferen Schichten in 40 cm und 50 cm Tiefe wurde durchschnittlich starke innere Kolmation gemessen.

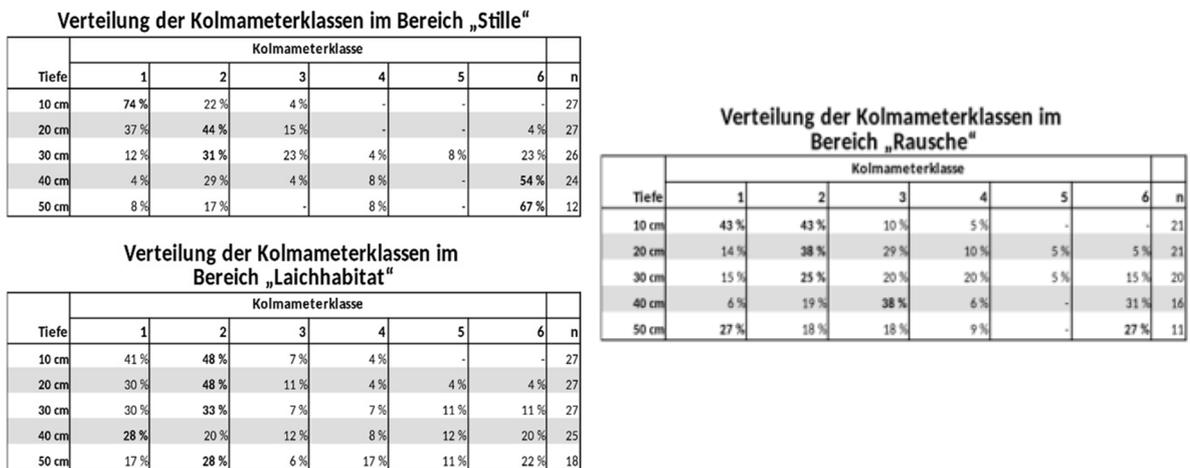


Abbildung 33: Prozentuale Tiefenverteilung der Kolmometerklassen in den drei verschiedenen Messbereichen Stille, Laichhabitat und Rausche. Prozentuale Anteile an allen drei Messstellen über den gesamten Messzeitraum. „n“ = Anzahl der ermittelten Werte zur Abflussreduktion je Messtiefe. Die maximalen Werte je Kolmometerklasse sind fett gedruckt (Hahn, Lisa 2021).

In Abbildung 33 ist die prozentuale Tiefenverteilung der Kolmometerklassen je nach Messbereich dargestellt. Hierbei sind die Ergebnisse der drei verschiedenen Messstellen 1 bis 3 zusammengefasst. In dieser Art der Darstellung werden die Unterschiede zwischen den verschiedenen Messbereichen deutlich.

Im Vergleich der Messbereiche Stille, Laichhabitat und Rausche untereinander fällt auf, dass in den Bereichen der Stille vollständige Kolmation, besonders in den tiefen Messungen, am häufigsten vertreten ist. Im Bereich der potentiellen Laichhabitate ist die Kolmometerklasse 6 auch in den tieferen Schichten seltener anzutreffen. Dort findet man in allen Tiefen Kolmometerklasse 1 oder 2 am häufigsten.

Räumliche Interpretationsvarianten

Die Ergebnisse der punktuellen Messungen in mehreren Tiefen lassen verschiedene Interpretationen zur Verteilung von Feinsedimenten in einer kiesgeprägten Gewässersohle zu (Abbildung 34).

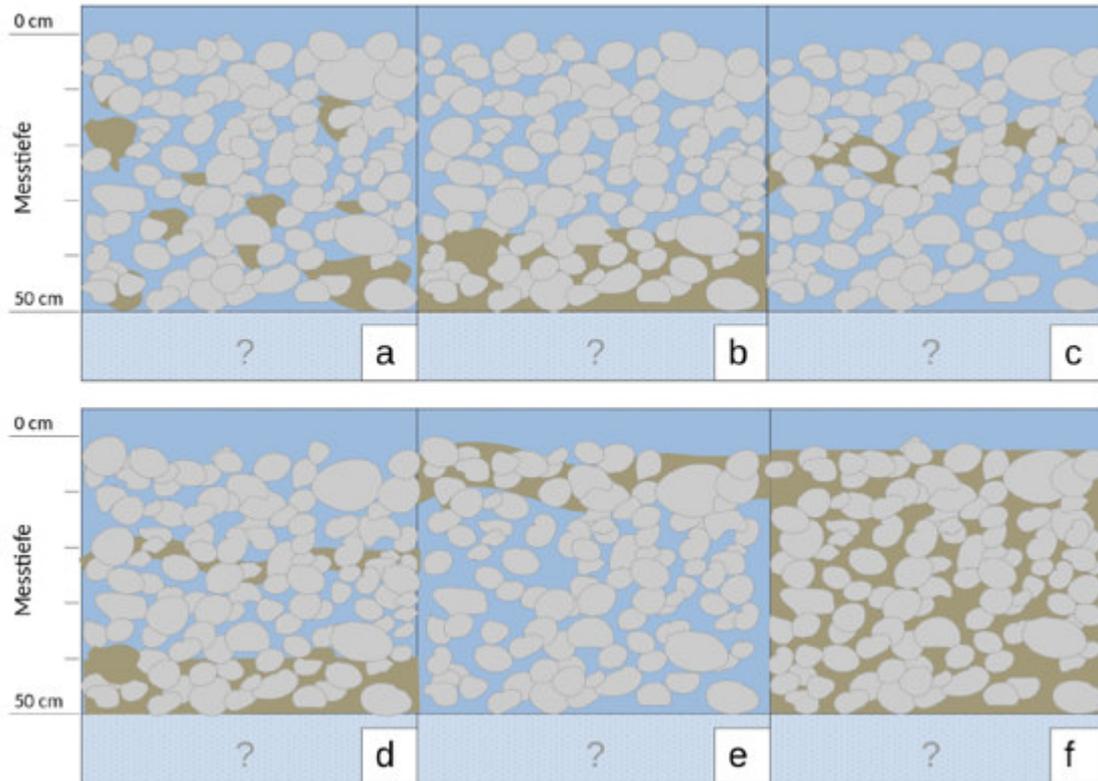


Abbildung 34: Verschiedene theoretische Verteilungsmuster (a-f) zur Verteilung von Feinsedimenten in einer kiesgeprägten Gewässersohle (aus: LISA HAHN 2021).

Vor diesem Hintergrund kann aufgrund verschiedener möglichen Verteilungsmuster Aussagen zur räumlichen Verteilung der Feinsedimente in der Sohle nur mit Unsicherheiten behaftet sein:

Verteilungsmuster **a**: Durch Feinsedimente kolmatierte Bereiche sind über alle Tiefen in der Gewässersohle verstreut.

Verteilungsmuster **b, d, e**: Feinsedimente bilden in bestimmten Tiefen einen oder mehr Horizonte.

Verteilungsmuster **c**: die Ablagerung beschränkt sich auf einen Horizont, die Tiefe aber variiert.

Verteilungsmuster **f**: die komplette Gewässersohle weist große Mengen an Feinsedimenten auf.

Am Beispiel des Verteilungsmusters a wird deutlich, welche unterschiedliche Kolmometer-Messergebnisse in ein- und demselben Modell ermittelt werden können (Abbildung 35). Bei vier verschiedenen Einstichen in der jeweiligen selben Tiefe, die alle messtechnisch korrekt sind, kann es zu unterschiedlichen Kolmationsklassen kommen.

Aus einmaligen Einzeleinstichen mit Messungen in mehreren Tiefen Horizonte abzuleiten, ist somit bei Verteilungsmuster a unzulässig.

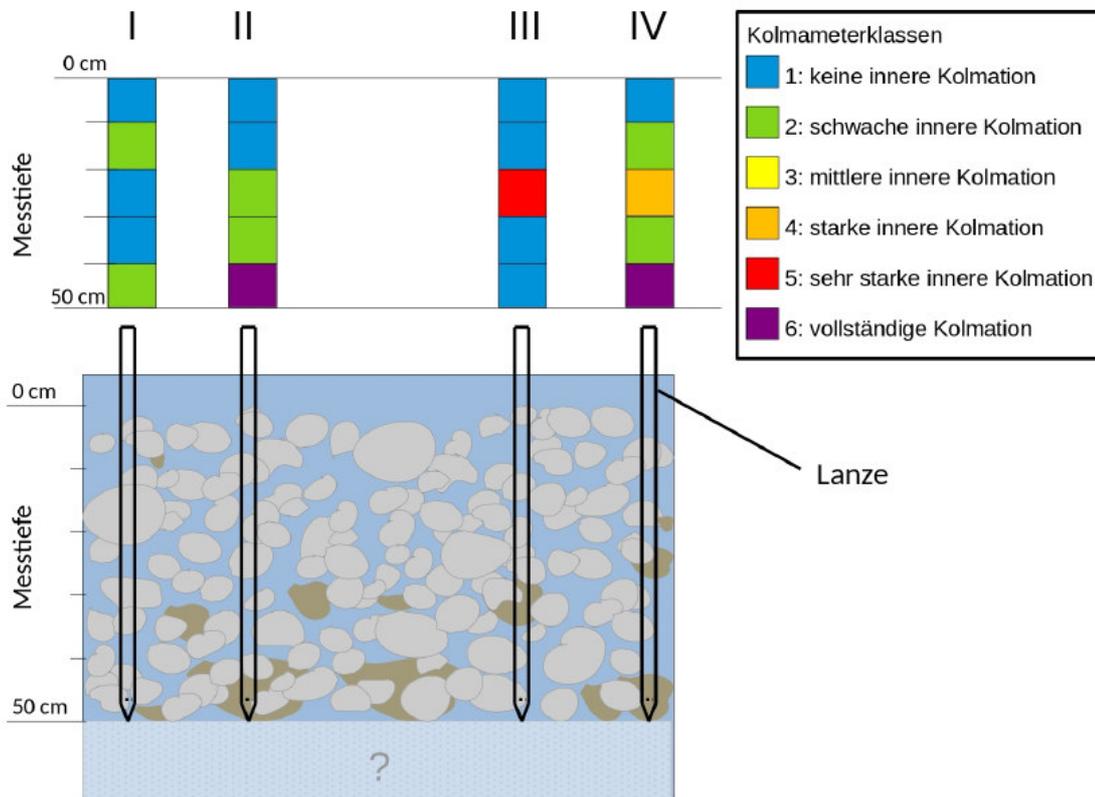


Abbildung 35: Kolmationstypenverteilung an vier Messpunkten (I-IV) mit möglicher Feinsedimentverteilung im Sohlquerschnitt der ersten 50 cm.

Ableitung der Mächtigkeit des offenen Interstitialraumes

Mit der Annahme, dass Kolmationshorizonte das Interstitial nach unten hin abdichten und somit in grobmaterialreichen Flüssen das unter diesen Horizonten liegende Habitat für einen Großteil der lokalen Flora und Fauna uninteressant machen, ergibt sich die Größe des Interstitiallebensraumes aus der Tiefenlage des obersten Kolmationshorizontes.

Durch die Lageveränderung der Horizonte, in denen sich verstärkte Kolmation ausbildet, ändern sich demnach auch die Mächtigkeit des darüber liegenden Kieskörpers und damit der Lebensraum der Interstitialflora und -fauna, die auf ein gut durchströmtes Lückensystem angewiesen sind.

Dieser Gedanke wird bspw. durch den Vergleich der Verteilungsmuster b und e deutlich: Während bei Verteilungsmuster b der Kolmationshorizont bei ca. ca. 40 cm liegt, stellt sich der verdichtete Horizont bei Verteilungsmuster e bereits bei ca. 20 cm ein. Folglich steht den Interstitialbewohnern bei Verteilungsmuster b ein mächtigerer Interstitiallebensraum zur Verfügung.

An den drei untersuchten Messstellen zeigte sich, dass an Messstelle M1 und M3 zu den meisten Messzeitpunkten ca. 20 cm an freiem Interstitialraum zur Verfügung stand, während an Messstelle M2 häufig nur 10 cm festgestellt werden konnten (vgl. Abbildung 32).

Für die Eignung als Laichhabitat gilt demnach festzuhalten, dass die Bedingungen für Salmoniden an Messstelle M1 und M3 als besser einzuschätzen wären als an Messstelle 2.

Zwischenfazit: Kolmationsdynamik in verschiedenen Tiefen

Bei der Verteilung der Kolmimeterklassen ist generell folgende Tendenz festzuhalten: Je tiefer die Messung in der Gewässersohle erfolgt, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, eine stärkere Kolmation anzutreffen. Mit zunehmender Tiefe ist also in Zusammenfassung aller Messpunkte an den verschiedenen Messstellen eine zunehmende Verdichtung nachzuweisen.

Im Vergleich der verschiedenen Probestellen mit jeweils drei Strömungsmustern ist diese Tendenz am deutlichsten in den Stillen zu erkennen. Dies deutet auf einen Einfluss der Strömung und auch der unterschiedlichen klein-morphologischen Gegebenheiten hin.

Eine generelle Feinsediment-Horizontbildung lässt sich nicht nachweisen. Es treten möglicherweise vereinzelt dichte Bereiche mit vollständiger Kolmation auf, die sich aber in verschiedenen Tiefen befinden und auch unterschiedliche Mächtigkeiten aufweisen.

Die räumliche Lage und Mächtigkeit der verdichteten Horizonte können Auswirkungen auf Lebensgemeinschaften des Interstitials haben.

Bei Vorliegen einer flächig durchgehenden Verdichtungs"schicht" sind im darunter liegenden Interstitialbereich gewässerökologische Prozesse eingeschränkt. Je tiefer der oberste Kolmationshorizont liegt, desto mehr ungestörter, grobmaterialreicher Lebensraum steht Flora und Fauna im freien Lückensystem zur Verfügung.

Liegt demgegenüber eine unsortierte Kolmation ohne Ausbildung einer „Schicht“ vor, können Auswirkungen von Feinsedimenten auf das Interstitial und den darin befindlichen Lebensgemeinschaften ganz anders wirken

Die Frage, welche Kolmationsmuster sich im Interstitial eines Gewässers ausgebildet haben, kann nur durch eine hohe Stichprobenanzahl über längere Zeiträume, die verschiedene Abflüsse beinhalten und über den gesamten Gewässerbereich verteilt sind, beantwortet werden.

3.3.3 Optisch-haptische Kartierung nach Schälchli

Die visuelle Kartierung der sog. Inneren Kolmation mit Fingerprobe nach SCHÄLCHLI (2002) erfolgt ausschließlich an nicht überströmten Kiesbänken (Abbildung 36).

Tabelle 12: Ermittelte Bewertungsklassen der inneren Kolmation nach Schälchli (2002) an den Probestellen der Agger (A-1 bis A-6), der Sülz (S-1), der Bröl (BH-1, BH-3) und des Waldbrölbachs (BW-1 bis BW-4) mit Bewertungsklasse 1 = Keine Kolmation bis Bewertungsklasse 5 = Vollständige Kolmation. Eine Bewertung von 0 zeigt keine Zuordnung zu einer Klasse aufgrund fehlender Kiesbänke.

Probestelle	Bewertungsklasse an den Untersuchungsstellen			Mittelwert
	1	2	3	
A-1	1	1	2	1,3
A-2	2	1	1	1,3
A-3	2	2	1	1,7
A-4	0	0	0	0
A-5	0	0	0	0
A-6	3	1	4	2,7
S-1	0	0	0	0
BH-1	0	0	0	0
BH-3	2	1	0	1,5
BW-1	0	0	0	0
BW-2	0	0	0	0
BW-3	2	3	2	2,3
BW-4	0	0	0	0



Abbildung 36: Typische nicht überströmte Kiesbänke für die optisch-haptische Kartierung nach Schälchli (2002) an der Agger (links: Probestelle A-1, rechts: Probestelle A-2).

Die Kartierungen ergaben hauptsächlich die Kolmationsklassen 1 (keine innere Kolmation) bis 3 (mittlere innere Kolmation) (Tabelle 12).

Demnach ist das Substrat unter der Deckschicht grobkörnig mit geringen Anteilen an Sand. Der Lückenraum unter der Deckschicht war an allen Stellen grob- bis feinporig und kohäsive Ablagerungen aus Ton und Silt waren nicht sichtbar.

Auffällig ist, dass schon in Entfernung von einigen Metern ein großer Unterschied der Kolmationssituation vorliegen kann (u. a. Probestelle A-6: Klasse 1, Klasse 3 und Klasse 4).

Bei der Untersuchung unterhalb der obersten Schicht (in ca. 5 bis 10 cm Tiefe) ergaben sich teilweise höhere Verdichtungen. An Probestelle A-6 fiel eine starke Verfestigung mit hohen Feinsedimentanteilen nach Entfernen der zweiten Schicht (die Schälchli-Methode sieht nur ein Entfernen der ersten Schicht vor), auf (Abbildung 37). Insofern kann von der obersten Schicht nicht auf tiefere geschlossen werden.

Das verwendete Bewertungsschema zeigt an Beispielen wie diesem Grenzen auf, da sich hier die Bewertung der inneren Kolmation nur auf die oberen ersten Zentimeter, jedoch nicht auf die darunterliegenden Schichten bezieht. Da Salmonideneier bis in einer Tiefe von 10 bis 20 cm abgelegt werden, sind für die vorliegende Fragestellung auch solche Tiefen von Bedeutung und eine umfassendere Bewertung der Kolmationssituation der unteren Schichten nötig.



Abbildung 37: Kolmationsuntersuchung nach SCHÄLCHLI (2002) an Probestelle A-6 (Agger). Links: Oberste Schicht unterhalb der Deckschicht ohne größere Anteile kohäsiver Ablagerungen. Rechts: Hohe Anteile an kohäsiven Ablagerungen (Ton, Silt) unterhalb der obersten Deckschicht.

Umgekehrt kann die äußere Kolmation auch Auswirkungen auf darunterliegende Interstitialbereiche haben. Beispielsweise befanden sich an Probestelle A-2 größere Anteile an Silt und Ton ausschließlich auf der Deckschicht und der darunter liegende Lückenraum war frei (Abbildung 38). Das obenliegende Material verhindert bei Überströmung ein Eindringen der fließenden Welle. Auch an diesem Beispiel zeigt das vorliegende Bewertungsschema nach SCHÄLCHLI (2002) Grenzen auf.



Abbildung 38: Kolmationsuntersuchung nach SCHÄLCHLI (2002) an Probestelle A-2 (Agger) Links: Erste Schicht unterhalb der Deckschicht ohne größere Anteile kohäsiver Ablagerungen. Rechts: An anderer Stelle direkt auf der Deckschicht aufliegende kohäsive Ablagerungen (Silt, Ton).

Zwischenfazit: Kolmationskartierung nach Schälchli

Die Erfassung der inneren Kolmation nach SCHÄLCHLI (2002) erfolgte in nicht überströmten Kiesbänken.

Ablagerungen von Silt und Ton befanden sich nicht in allen Fällen in der zu untersuchenden obersten Schicht, konnten aber in anderen Bereichen des Lückenraums nachgewiesen werden. Die Methode spiegelt also nur die Situation der obersten Schicht wider. Die innere Kolmation in den darunter befindlichen Schichten wird hier nicht berücksichtigt, die jedoch abhängig vom Untersuchungsobjekt einen (größeren) Einfluss haben kann. Dadurch wird der Bezug zur Kolmationssituation unvollständig wiedergegeben.

Aufgrund der Voraussetzung, dass die optisch-haptische Kartierung nach SCHÄLCHLI (2002) nur an trockenen Kiesbänken durchgeführt werden soll, ist dieses Verfahren für Fließgewässerlandschaften, in denen Kiesbänke (naturbedingt) fehlen, nicht anwendbar (bspw. Waldbrölbach), sodass die gesammelten Daten allein mit der Schälchli-Methode für eine Bewertung des Zustands der inneren Kolmation nicht ausreichen.

Trotz dieser methodischen Einschränkung auf Bereiche, in der diese Rahmenbedingungen vorgefunden werden, wird die Kartiermethode als wichtige Vergleichserfassung angesehen, um ein möglichst objektives Bild von der Kolmationssituation zu erhalten.

3.4 Physikalisch-chemische Untersuchungen (AP 3.2)

Für die physikalisch-chemischen Parameter wurden an allen Probestellen in einer Tiefe von ca. 25 cm Wasserproben des Interstitials mittels Interstitialsampers ISZ entnommen (Abbildung 39). Die anschließende Messung des Sauerstoffs, pH-Wertes, Leitfähigkeit und Wassertemperatur erfolgte unmittelbar nach Entnahme.



Abbildung 39: Interstitialwasser-Entnahme an Probestelle Agger A-1 (links) und Messung der Leitfähigkeit im Pumpenbehälter (rechts).

Der **pH-Wert** lag zum Zeitpunkt der Anlage der simulierten Laichgruben an der Agger bei durchschnittlich 8,2, an der Bröl bei 8,6 und am Waldbrölbach bei 8,6 (Tabelle 13). Zum Zeitpunkt der Entnahme der Brutbehälter konnten nur geringe Veränderungen festgestellt werden mit Messwerten von im Mittel 8,5 an der Agger, 8,8 an der Bröl und 8,4 am Waldbrölbach.

Die **Leitfähigkeit** ergab Messwerte zwischen minimal 212 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Laichplatz BW-3 bei Anlage) und maximal 427 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Laichplatz BW-4 LP-1 zum Zeitpunkt der Entnahme) (Tabelle 13). Im Mittel bewegte sich die Leitfähigkeit zum Zeitpunkt der Anlage der simulierten Laichgrube an der Agger bei 313 $\mu\text{S}/\text{cm}$, an der Bröl bei 389 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und am Waldbrölbach bei 231 $\mu\text{S}/\text{cm}$; zum Zeitpunkt der Entnahme zeigten sich an Agger (316 $\mu\text{S}/\text{cm}$) und Bröl (322 $\mu\text{S}/\text{cm}$) nur geringe Veränderungen, während am Waldbrölbach eine deutlich höhere Leitfähigkeit mit im Mittel 371 $\mu\text{S}/\text{cm}$ festgestellt werden konnte.

Die **Temperatur** ergab für die Jahreszeit leicht zu warme Wassertemperaturen mit zum Zeitpunkt der Anlage der simulierten Laichgruben mit im Mittel 6,0 °C an der Agger (Dezember), 3,1 °C an der Bröl (Januar) und 5,6 °C am Waldbrölbach (Dezember/Januar) (Tabelle 13). Zum Zeitpunkt der Entnahme der Brutbehälter lagen die Temperaturen an der Agger auf im Mittel 4,7 °C (Januar), kletterten an der Bröl auf 6,8 °C (Februar) und sanken am Waldbrölbach auf 4,9 °C (Januar/Februar).

Bezüglich der **Sauerstoffkonzentration** konnten im Interstitial starke Unterschiede zwischen verschiedenen Probestellen ermittelt werden (Tabelle 13). Zum Zeitpunkt der Anlage der simulierten Laichgruben lag die mittlere Sauerstoffkonzentration an der Agger zwar bei 10,2 mg/l (Sättigung 84 %), allerdings konnten an einer Probestelle (A-6 LP-1 und A-6 LP-2) auch deutlich niedrigere Konzentrationen von 6,8 mg/l (Sättigung 56 %) gemessen werden. An der Bröl lag die mittlere Sauerstoffkonzentration bei 9,2 mg/l (Sättigung 69 %) mit einem Minimumwert von 7,9 mg/l (Sättigung 58 %); am Waldbrölbach

konnten die niedrigsten mittleren Sauerstoffkonzentrationen mit 8,1 mg/l (Sättigung 67 %) gemessen werden, die minimal bei 6,7 mg/l (Sättigung 64 %) lagen.

Zum Zeitpunkt der Entnahme der Brutbehälter lagen die mittleren Sauerstoffkonzentrationen an der Agger bei 9,5 mg/l (Sättigung 75%) mit einem niedrigsten Wert bei 7,1 mg/l (Sättigung 56 %). An der Bröl konnte eine deutlich höhere mittlere Sauerstoffkonzentration mit 12,2 mg/l (Sättigung 99 %) und einem niedrigsten Wert von 12,1 mg/l (Sättigung 98 %) gemessen werden; am Waldbrölbach kam es ebenfalls zu einem deutlichen Anstieg mit einer mittleren Sauerstoffkonzentration von 9,8 mg/l (Sättigung 79 %) und einem niedrigsten Wert von 8,3 mg/l (Sättigung 68 %).

Zusätzlich zu den physikalisch-chemischen Parametern erlaubt die angewendete Probenahmetechnik eine visuelle Ansprache der Trübung des Interstitialwassers. Dazu wurde nach der Aufnahme aller physikalisch-chemischen Parameter das in der Pumpe vorhandene Interstitialwasser durch Schütteln aufgewirbelt, in einen großen Glasbehälter überführt und fotografisch erfasst. Die Trübung des Interstitials kann zwischen verschiedenen Probestellen stark variieren, beispielsweise zwischen einer deutlichen, tiefbraunen Trübung und einer hellen Trübung (Abbildung 40).



Abbildung 40: Trübung der entnommenen Interstitialwasserproben an Probestelle S-1 (Sülz).

Die chemisch-physikalischen Messungen im Interstitial konnten bezüglich pH, Leitfähigkeit und Temperatur an allen Probestellen sowohl zum Zeitpunkt des Eingrabens der Brutbehälter, als auch zum Zeitpunkt der Entnahme keine ungewöhnlichen Messwerte außerhalb der Toleranzbereiche aufzeigen. Folglich ist diesbezüglich nicht mit Beeinträchtigungen der Lachsbrut zu rechnen.

Salmonideneier als auch -larven reagieren hochsensibel auf den Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers und sind auf eine stetige Versorgung mit frischem Wasser im Interstitial angewiesen. Die gemessenen Sauerstoffwerte im Interstitial zum Zeitpunkt der Anlage der Laichgruben als auch zum Zeitpunkt der Entnahme der Brutbehälter zeigen zwar stellenweise niedrige bis mäßige Sauerstoffsättigungen (Minimal 56 %), dennoch liegen die Konzentrationen an den meisten Probestellen deutlich über den kritischen Grenzwerten der vorgestellten Literatur.

Allerdings können für wenige Stellen (A-6, BW-1 und BW-4 LP-2 zum Zeitpunkt der Anlage der Laichgruben) mit geringen O₂-Konzentrationen von 6,80 mg/l (A-6) 7,30 mg/l (BW-1) bzw. 6,79 mg/l (BW-4 LP-2) Beeinträchtigungen der Ei- und Larvalentwicklung nicht ausgeschlossen werden, da selbst kurzfristige Unterschreitungen kritischer Grenzwerte (sub-)letale Folgen haben könnten.

Tabelle 13: Messung physikalisch-chemischer Parameter im Interstitial mit pH, Leitfähigkeit (Lf), Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung und Temperatur. Die Messungen erfolgten als Ausgangslage nach dem Anlegen der simulierten Laichgrube (A) und bei der Entnahme der Brutbehälter (E).

Probestelle u. Laichplatz		pH		Lf [μ S/cm]		O ₂ [mg/L]		O ₂ [%]		T [°C]	
		A	E	A	E	A	E	A	E	A	E
A-1	LP-1	8,1	8,7	343	322	10,4	12,0	86	95	6,1	4,7
A-1	LP-2	8,1	8,5	343	323	10,4	10,8	86	85	6,1	4,8
A-2	LP-1	8,5	8,8	308	316	11,7	10,8	97	85	5,9	4,6
A-2	LP-2	7,8	8,7	303	309	11,7	9,7	97	76	5,8	4,6
A-3	LP-1	8,1	8,3	305	300	9,8	7,6	81	61	5,9	4,8
A-3	LP-2	8,4	8,6	307	310	10,0	9,0	82	70	5,9	4,3
A-4	LP-1	8,0	-	303	-	12,6	-	100	-	5,8	-
A-5	LP-1	8,5	8,3	305	320	11,8	10,0	97	82	5,8	4,4
A-6	LP-1	8,4	7,8	305	310	6,8	7,1	56	56	6,3	4,7
A-6	LP-2	8,4	7,8	305	338	6,8	8,4	56	67	6,3	5,4
BH-1	LP-1	8,5	8,7	394	325	8,6	12,2	64	98	3,1	6,7
BH-1	LP-2	8,8	8,8	389	316	9,3	12,2	71	101	3,2	6,9
BH-3	LP-1	8,8	8,9	394	327	10,9	12,1	82	100	3,6	6,8
BH-3	LP-2	8,5	8,8	379	319	7,9	12,2	58	99	2,5	6,8
BW-1	LP-1	8,8	8,5	253	339	7,3	10,2	64	80	5,5	4,2
BW-2	LP-1	8,7	8,6	214	372	8,9	9,1	68	76	5,6	4,8
BW-2	LP-2	8,7	8,6	214	348	8,9	10,6	68	83	5,6	4,2
BW-3	LP-1	8,9	8,2	212	332	8,0	9,1	67	70	6,7	4,5
BW-4	LP-1	8,2	8,5	241	427	8,6	11,4	68	94	5,0	5,7
BW-4	LP-2	8,0	8,2	250	409	6,7	8,3	64	68	4,9	5,9

3.4.1 Exkurs: Chemische Feinsedimentuntersuchungen

Im Rahmen einer Bachelorarbeit, die parallel zum vorliegenden Projekt durchgeführt wurde, konnten mit Hilfe des Interstitialsamplers (ISZ) Sedimente an ausgewählten Messstellen im Einzugsgebiet der Sülz auf Blei- und Kupfergehalte untersucht werden (WAGNER, HELENA 2021, unveröff.).

Die Arbeit widmete sich im Konkreten der Beantwortung der folgenden Forschungsfrage:

„Können im Interstitialsediment von Fließgewässern in einer Region mit ehemaliger erzbauulicher Aktivität die Schwermetalle Blei und Kupfer mittels Interstitial-Sampler ISZ nachgewiesen werden und über welchen Eintragspfad könnten sie in das Gewässer gelangt sein?“ (vgl. WAGNER, HELENA 2021, S. 3).

Im Folgenden sollen die Ergebnisse der Arbeit am Beispiel Blei zusammenfassend vorgestellt werden.

Die Probenstandorte umfassten das Gewässer Sülz und der Nebengewässer Dürschbach, Volbach, Silberkauler Siefen und Eschbach (Abbildung 41). Das Untersuchungsgebiet

zeichnet sich durch viele ehemalige Stollenmundlöcher aus, die über kleine, nicht namentlich bezeichnete Nebengewässer mit den genannten Gewässern in Verbindung stehen.

Des Weiteren finden sich zahlreiche Einleitungsstellen im Untersuchungsgebiet, wobei Trennsystem- und Regenwassereinleitungen insgesamt am häufigsten vertreten sind (Abbildung 42).

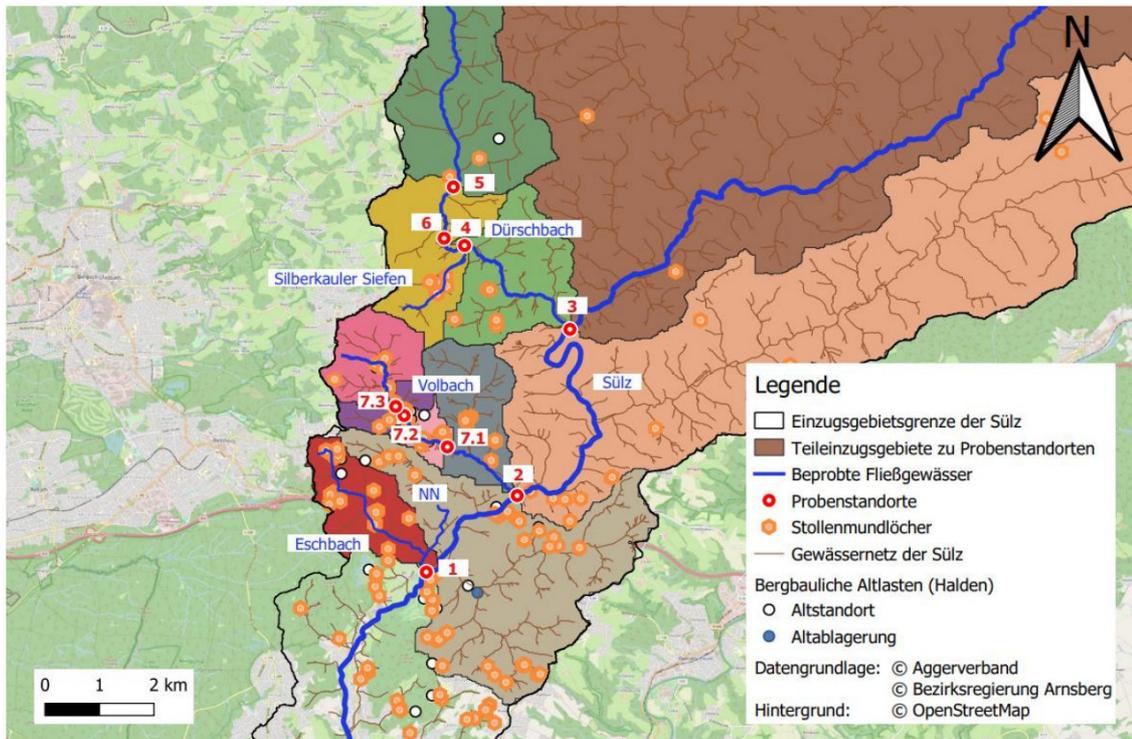


Abbildung 41: Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes mit Probestandorten und räumlicher Verteilung der Gruben/Stollen und Halden (Quellenangaben im Bild).

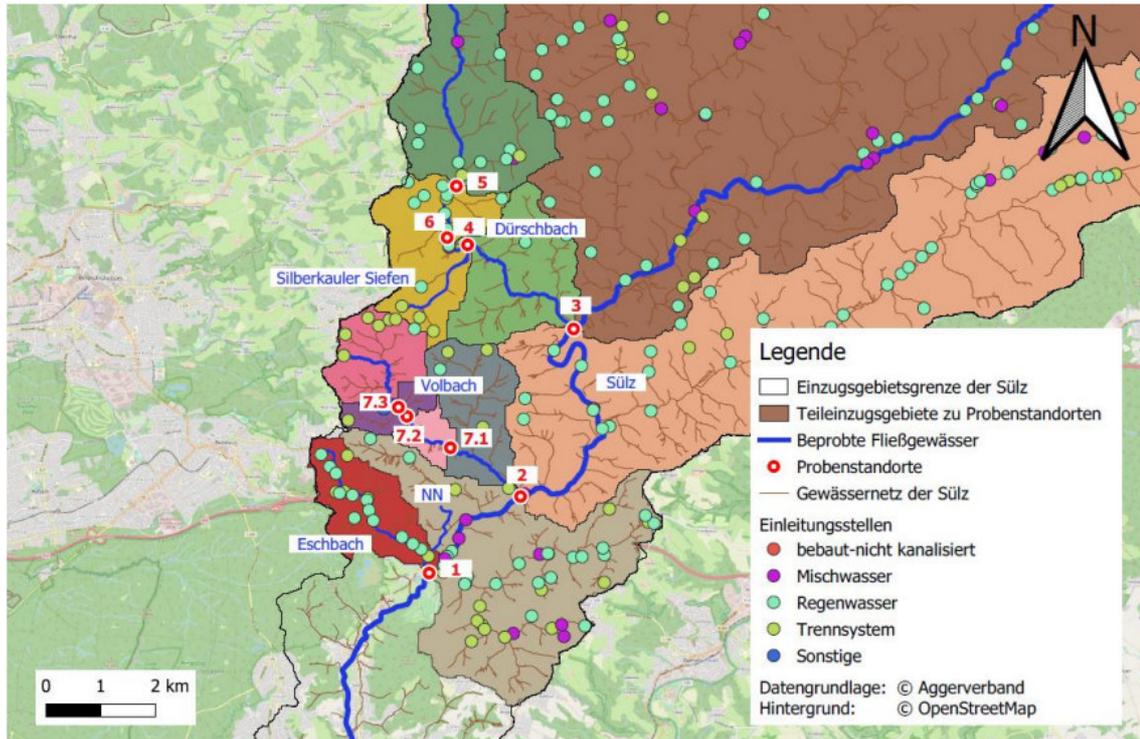


Abbildung 42: Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes mit Probestandorten und räumlicher Verteilung der Einleitungsstellen (Quellenangaben im Bild).

Methodik

Die Extraktion des Interstitial-Wasser-Sediment-Gemisches erfolgte mit dem Interstitial-sampler (siehe Kapitel 2.6.1) und wurde im Anschluss im Labor des Geographischen Instituts der Universität Bonn weiterverarbeitet.

Dort wurden das Probematerial zunächst absedimentiert, dekantiert und im Trockenschrank bei 105 °C getrocknet. Im Anschluss erfolgte die thermische Aufschließung von 1 Gramm Trockenmaterial mittels Königswasser (nach DIN EN 16174). Die Analyse des Materials erfolgte durch Atomabsorptionsspektroskopie (nach DIN ISO 11047).

Hintergrund für die Bewertung der Bleikonzentrationen stellte u. a. die Güteklassifikation für sieben Schwermetalle nach LAWA (1998) dar (Tabelle 14).

Tabelle 14: Siebenstufige Güteklassifikation mit Farbkennung für sieben Schwermetalle nach LAWA 1998 in Bezug auf die Zielvorgaben für die Schutzgüter aquatischer Lebensgemeinschaften und die Bodennutzung (aus SCHULZE 2001, S. 9)

Schutzgut*		Stoffbezogene chemische Güteklasse						
		I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
Belastung		Anthropogen unbelastet	Sehr geringe Belastung	Mäßige Belastung	Deutliche Belastung	Erhöhte Belastung	Hohe Belastung	Sehr hohe Belastung
Faktor ZV**		Geogener Hintergrund	1/2 x ZV	ZV	2 x ZV	4 x ZV	8 x ZV	> 8 x ZV
Blei	A/S	≤ 25	≤ 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	≤ 800	> 800
Cadmium	A	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	≤ 4,8	≤ 9,6	> 9,6
Chrom	S	≤ 80	≤ 90	≤ 100	≤ 200	≤ 400	≤ 800	> 800
Kupfer	S	≤ 20	≤ 40	≤ 60	≤ 120	≤ 240	≤ 480	> 480
Nickel	S	≤ 30	≤ 40	≤ 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	> 400
Quecksilber	A	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	≤ 1,6	≤ 3,2	≤ 6,4	> 6,4
Zink	S	≤ 100	≤ 150	≤ 200	≤ 400	≤ 800	≤ 1600	> 1600

* A = aquatische Lebensgemeinschaft

S = Schwebstoffe / Sedimente = Bodennutzung

** ZV = Zielvorgabe

Konzentrationsangaben in mg/kg



Ergebnisse

Die Auswertung der Bleigehalte ergaben teils sehr hohe Belastungen gemäß LAWA-Güteklassifikation (Tabelle 15 und Abbildung 43), insbesondere an:

- Standort 1 (Sülz EL Eschbach) mit Konzentrationen zwischen min. 588 mg/kg und max. 1250 mg /kg,
- Standort 2 (Sülz Abzw. Volbach) mit Konzentrationen zwischen min. 482 mg/kg und max. 1585,57 mg/kg und
- Standort 7 (Volbach Verlauf) mit Konzentrationen zwischen min. 249 mg/kg und max. 2665 mg/kg

Zusätzlich kam es tendenziell zu einer Erhöhung der Bleiwerte mit der Fließrichtung.

Tabelle 15: Übersicht der erhobenen Bleikonzentrationen in mg/kg an den erhobenen Probenpunkten mit farblicher Belastungskennung gemäß LAWA 1998.

		Standorte						
		1	2	3	4	5	6	7
Probepunkte	1a	587,88	819,10	89,79	319,68	122,83	104,51	2664,82
	1b	1249,50	1223,01	138,92	359,86	122,18	94,64	2039,19
	2a	637,32	1394,70	213,95	743,38	59,70	117,86	1333,20
	2b	979,22	1585,57	256,44	878,91	-	84,49	1143,45
	2c	-	-	-	-	-	-	789,53
	3a	-	482,06	271,90	132,51	103,73	-	419,25
	3b	-	724,93	267,83	174,30	98,74	-	249,40
	4a	-	-	59,69	-	-	-	-
	4b	-	-	52,91	-	-	-	-

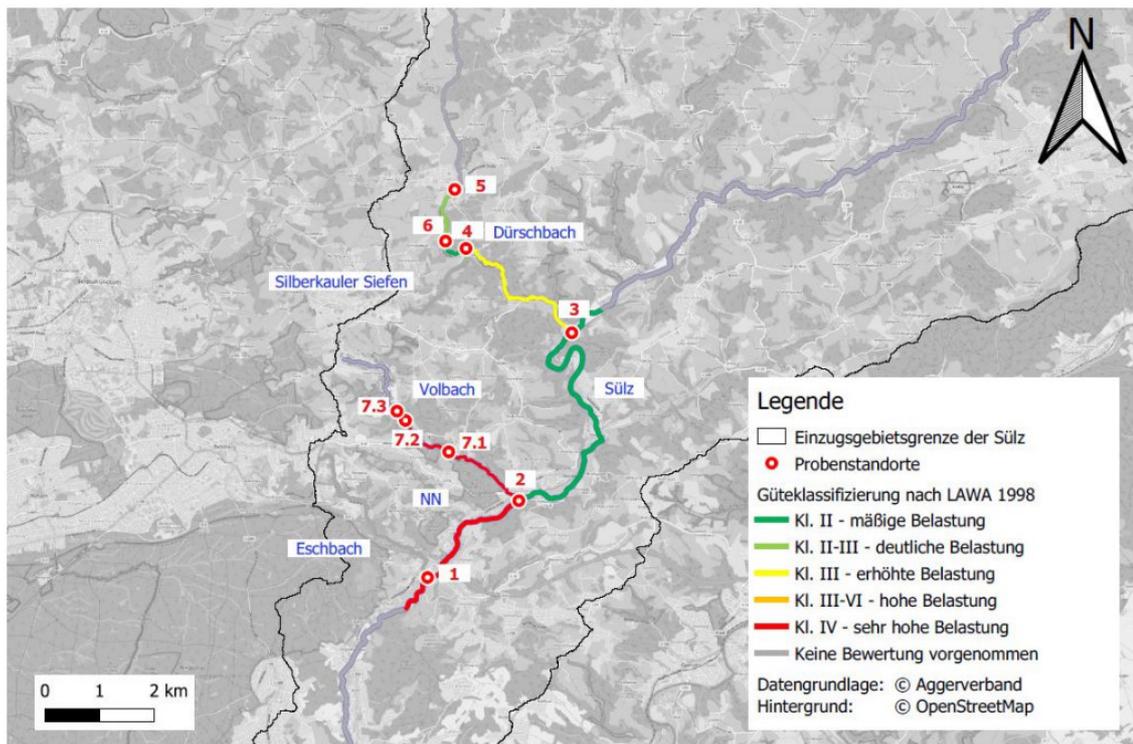


Abbildung 43: Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes mit Probestandorten und Güteklassifizierung der Bleigehalte nach LAWA 1998 (Quellenangabe im Bild).

Insbesondere Standort 7 „Volbach Verlauf“ rückt dabei in den Fokus, da dieser die Grenzwerte bei weitem überschreitet.

Besonders auffällig war dabei, dass die hohen Bleikonzentrationen in der Sülz (Standort 1 und 2) erst ab der Mündung des stark belasteten Volbachs nachgewiesen worden sind und die Sülz selbst oberhalb nur mäßig belastet war (vgl. Standort 3 in Tabelle 15 und Abbildung 43). Daraus lässt sich schließen, dass die Belastung der Sülz an den Standorten 1 und 2 höchstwahrscheinlich allein auf die hohen Bleikonzentrationen im Volbach zurückzuführen sind. Im Umkehrschluss lassen sich also mit Hilfe des Interstitialsamplers mögliche Eintragspfade detektieren.

Zur genaueren Untersuchung möglicher Eintragspfade wurden die gemessenen Bleikonzentrationen im Interstitial zum einen mit der Anzahl an Gruben/Stollen und Halden als auch zum anderen den Einleitungsstellen in einem Radius von 1,5 km um die jeweiligen Probenpunkte korreliert. Es ergab sich ein starker Zusammenhang ($r = 0,78$) zwischen den Bleikonzentrationen und Gruben/Stollen/Halden, während es keinen Zusammenhang ($r = -0,17$) zwischen Bleikonzentrationen und Einleitungsstellen gibt. Folglich stellen vor allem direkte Einträge über kleine Nebengewässer aus ehemaligen Bergbaustandorten Eintragspfade dar.

Zwischenfazit: Probenahme von Interstitialsedimenten

Die Untersuchungen zeigen deutlich, dass sich der Interstitialsampler für die Probenahme von partikulärem Material aus dem Interstitial von Fließgewässern sehr gut eignet.

Mit Hilfe des Interstitialsamplers konnten Proben aus dem Interstitial von Fließgewässern entnommen werden. Damit stellt diese neue Methode eine für den Bearbeiter einfach zu handhabende Möglichkeit der Interstitial-Probengewinnung dar und liefert bei standardisierter Durchführung der Probennahme-Technik untereinander vergleichbare Ergebnisse. Zudem lassen sich bei einer hohen Anzahl an Messpunkten Eintragspfade detektieren und Belastungen bis zur Quelle nachverfolgen.

Auf die Forschungsfrage bezogen konnte für die Interstitialextraktionsmethode mittels Interstitialsampler gezeigt werden, dass sich das durchströmte Hohlraumssystem der Fließgewässer beproben lässt und in diesem Fall Ergebnisse zu möglichen Schwermetallbelastungen geliefert werden konnten.

Die Auswertung der Bleikonzentrationen im Interstitial der Probengewässer ergab einen räumlichen Zusammenhang zwischen den Bleibelastungen des Interstitials und der Anzahl an ehemaligen Stollen und Halden in Gebieten mit ehemaligem Bergbau. Einleitungsstellen im Umkreis zu den Probenstandorten stellten keinen relevanten Einfluss auf die Schwermetallbelastungen mit Blei im Interstitial dar.

Dabei konnten erhöhte Bleikonzentrationen nicht nur nachgewiesen, sondern sogar Belastungen gemäß der LAWA-Güteklassifizierung von 1998 aufgefunden werden.

In Anbetracht der Tatsache, dass es durch das Hochwasserereignis vom 14.07.2021 zu weitreichenden Überflutungen kam und somit auch das Interstitialsediment mobilisiert werden konnte, stellt sich nun die Frage, ob die Bleibelastungen auch angrenzende Nutzflächen kontaminiert haben könnten.

Darauf bezogen stellt sich die Frage, inwiefern es zur Anreicherung des Schwermetalls in Nutzpflanzen kommen könnte und somit eine Gefahr für Menschen und Tiere darstellen könnten, wie es u. a. in der Studie von ZUMBROICH et al. (1994) aufgezeigt werden konnte.

3.5 Hydraulisch-morphologische Erhebungen an Laichplätzen

Zum Abgleich mit den Anforderungen des Lachses an das Laichhabitat sowie den Reproduktionsergebnissen wurden an den simulierten Laichgruben deren Abmessungen sowie an definierten Punkten (Tabelle 16, oben links, Messpunkte A bis E) Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten erfasst (siehe Kapitel 2.7).

Die erhobenen hydromorphologischen Verhältnisse wurden den Verlusten an Brutbehältern gegenübergestellt und hinsichtlich eines möglichen Abschwemmungsrisikos klassifiziert (geringes, mäßiges & hohes Risiko) (Tabelle 16). Gleiches erfolgte für die Lagertiefe der Proben im Laichhügel bei Anlage des Laichplatzes (I = Input) sowie bei Entnahme (O = Output) von Brutbehälterdeckel bis Sohlenoberfläche (geringe, mäßige & hohe Lagertiefe).

Die Messwerte der Wassertiefen an den simulierten Laichplätzen entsprechen dem Anlagekonzept einer leicht vertieften Laichgrube und einem in Fließrichtung anschließenden Auswurfhügel, mit der Wirkung einer verstärkten horizontalen Anströmung der Eitaschen durch das Interstitialwasser (Abbildung 44).

Es lässt sich ableiten, dass insbesondere dort, wo schon bei geringen Abflüssen relativ hohe Fließgeschwindigkeiten gemessen wurden, tendenziell vermehrt Verluste an Proben auftreten.

Fließgeschwindigkeiten & mäßige/hohe Lagertiefen der Brutbehälter). Der dennoch festgestellte Verlust sämtlicher Proben könnte im morphologischen Aufbau des Gewässers an dieser Stelle begründet sein. Die Probestelle liegt am Gleithang einer Kurve etwa 35 m unterhalb eines naturnahen, breiten Profils direkt hinter dem Beginn einer Profilverengung und -vertiefung. Hier könnte bei sich erhöhenden Abflüssen die kritische Schubspannung für eine Sedimentumlagerung früher einsetzen als bspw. an Probereichen mit weniger eingetieften und verengten Querprofilen.

An den anderen Probestellen der Bröl und am Waldbrölbach wurden relativ niedrige Fließgeschwindigkeiten, überwiegend $< 0,7$ m/s über alle Messpunkte hinweg, gemessen. Hier sind, mit Ausnahme der bereits erwähnten Probestelle BH-3 sowie bei BW-1, geringe bis keine Verluste an Proben zu verzeichnen.

Bei Betrachtung der morphologischen Situation nach Anlage der Laichplätze zeigt sich, dass eine ausgeprägte strukturelle Modellierung der Laichplätze (hohe Differenzen in den Sohlenniveaus zwischen unmittelbarer Umgebung, Laichgruben und Laichhügel) mit erhöhten Verlusten an Proben einhergeht (siehe Tabelle 16, Spalten „A→B“, „B→C“ und „A→C“). Vor allem die Probestelle mit großen Probenverlusten an der Agger (A-1 bis A-6) und Sülz (S-1) weisen vermehrt hohe Tiefenunterschiede und relativ hohe Fließgeschwindigkeiten zum Zeitpunkt der Bearbeitung auf.

Eine das Verlustrisiko vermindern angenommene hohe Lagertiefe der Brutbehälter konnte nicht bestätigt werden.

Trotz hoher Lagertiefen bspw. an der Agger an Probestelle A-6 am simulierten Laichplatz LP-2 mit Lagertiefen von 14 bis 15 cm oder an der Bröl an Probestelle BH-3 am simulierten Laichplatz LP-1 mit Lagertiefen bis zu 19 cm, kam es an diesen Stellen zu einem vollständigen Verlust der Brutbehälter.

An der Bröl an Probestelle BH-1 am simulierten Laichplatz LP-1 hingegen weist zwar eine geringe Lagertiefe auf, hat aber dennoch keine Verluste an Proben zu verzeichnen. Hier sind jedoch die Fließgeschwindigkeiten relativ gering mit Werten von 0,4 bis 0,5 m/s.

Zwischenfazit: hydraulisch-morphologische Beschreibung

Es hat sich gezeigt, dass die Längs- und Querprofilssituation und die Fließgeschwindigkeiten im Bereich der Probestellen sowie die strukturelle Modellierung des simulierten Laichplatzes das Risiko einer Gefährdung der Proben bei sich erhöhenden Abflüssen beeinflussen. Besonders naheliegend ist, dass hohe Abweichungen der Laichgrube und des Laichhügels vom allgemeinen Sohlenniveau die Exposition gegenüber der erosiv wirkenden fließenden Welle und somit das Verdriftungsrisiko verstärken.

Ebenfalls scheinen moderate Fließgeschwindigkeiten (0,4 – 0,7 m/s) bei Anlage der simulierten Laichplätze das Risiko einer Umlagerung bei erhöhten Abflüssen zu reduzieren. Die Lagertiefe der Brutbehälter im Sediment ist gegenüber den anderen Einflussfaktoren daher vernachlässigbar.

3.6 Makrozoobenthos

An allen Untersuchungsstellen wurden jeweils 20 Teilproben entnommen; eine 21. Probe wurde an keiner Stelle beprobt. Sandige oder lehmig-tonige Bereiche konnten in größerem Ausmaß nicht festgestellt werden, sind aber nach visueller Einschätzung häufig mit dem vorkommenden grobkörnigen, an der Bröl bzw. dem Waldbrölbach auch in größerem Anteil steinigem Substrat, vergesellschaftet.

Modulare Bewertung nach Perloides

Agger und Bröl (Gewässertyp 9)

Mit dem Bewertungssystem Perloides ergab sich mit Ausnahme des Standorts Benterbrücke (Bröl) an allen Standorten eine mäßige ökologische Zustandsklasse (siehe Anhang 8.3, Tabelle 21, S. 124). Am Standort Benterbrücke wurde eine unbefriedigende ökologische Zustandsklasse ermittelt. Der gute ökologische Zustand wird an keinem Standort erreicht, sodass an den Gewässern generell mit Defiziten und Belastungen zu rechnen ist, die langfristig Auswirkungen auf Interstitialbewohner haben könnten.

Im Detail zeigt das Modul „Saprobie“ für alle Standorte eine gute Qualitätsklasse. Größere Defizite konnten demnach vor allem im Modul „Allgemeine Degradation“ festgestellt werden. Dies bedingen die prozentualen Anteile an Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen (EPT-Taxa) die für die Gewässer Agger und Bröl zu dieser schlechten Einstufung führen.

Waldbrölbach (Gewässertyp 5)

Mit dem Bewertungssystem Perloides ergab sich am Standort Schönenberg eine mäßige ökologische Zustandsklasse (siehe Anhang 8.3, Tabelle 21, S. 124).

Im Detail weist das Modul „Saprobie“ eine gute Qualitätsklasse auf. Defizite konnten demnach vor allem im Modul „Allgemeine Degradation“ festgestellt werden. Im Vergleich zu den schlechten Ergebnissen an Agger und Bröl bezüglich des prozentualen Anteils an Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen (EPT-Taxa), weist der Waldbrölbach mit einer mäßigen Zustandsklasse zwar ein besseres Ergebnis auf, aber weiterhin liegen hier deutliche Beeinträchtigungen vor.

Mit einer unbefriedigenden Qualitätsklasse für den Rheoindex wurden vor allem Defizite für die biologisch wirksamen Strömungsverhältnisse festgestellt. Die Qualitätsklassen des Rheoindex nehmen vor allem durch langfristig zu niedrigen Wasserständen, als auch organische Belastungen und Eintrag von Feinsedimenten ab.

Da bezüglich der Wasserstände und der organischen Belastung (u. a. Saprobie) keine negativen Einflüsse feststellbar sind, ist ein Einfluss von erhöhtem Feinsedimentanteil auf Interstitialbesiedler, einschließlich Interstitiallaicher wie dem Lachs, am Standort Schönenberg nicht auszuschließen.

Untersuchung zusätzlicher Qualitätskomponenten

Qualitätskomponente „% Metarhithral“

Die Makrozoobenthos-Untersuchungen ergaben am Standort Sülzmündung eine mäßige, an allen anderen Standorten der Agger und Bröl eine unbefriedigende Qualitätsklasse für das Metarhithral. Es ist davon auszugehen, dass an den untersuchten Stellen suboptimale Bedingungen bezüglich der zuvor genannten Werte u. a. bezüglich Strömungsgeschwindigkeit, Substrat und Sauerstoffversorgung vorliegen könnten.

An den Untersuchungsstellen der Agger und Bröl wurde neben dem Metarhithral ebenso eine hohe Zonenpräferenz für das Hyporhithral („Äschenregion“) angezeigt. Häufig werden Meta- und Hyporhithral (teilweise auch Epirhithral) als Salmonidenregion zusammengefasst (siehe Kapitel 1.1, Abbildung 3, S. 15). Werden die Ergebnisse dieser Zonen für die vorkommenden Taxa gemeinsam betrachtet, zeigt sich, dass standortübergreifend mindestens die Hälfte der Taxa die Salmonidenregion als Lebensraum indiziert.

Bezogen auf das Sohlsubstrat zeigt die Makrozoobenthos-Gemeinschaft an der Agger an allen drei Standorten generell das Vorkommen steinig-kiesiger Mikrohabitate an. , allerdings ist der Anteil an Taxa, die eher sandige Mikrohabitate bevorzugen vergleichsweise hoch. Wie zuvor erwähnt, wurde visuell im Zuge der Makrozoobenthos-Aufsammlung bereits eine Vergesellschaftung von sandigem mit steinig-kiesigem Substrat festgestellt. Eine Habitatpräferenz für lockere bzw. verfestigte Feinsedimente, wie sie im Zuge starker Kolmation entstehen können, liegt an keinem Standort vor.

Schlussfolgernd liegt an den Standorten daher zwar keine optimalen Bedingungen bezüglich der Zone „untere Forellenregion“ vor, allerdings zeigt sich bei einer großräumigen Betrachtung der gesamten Salmonidenregion tendenziell eine Makrozoobenthos-Besiedlung eines potenziellen Lachsgewässers, mit hohen Ansprüchen bezüglich Strömungsgeschwindigkeiten, grobkörnigem Substrat und guter Sauerstoffversorgung.

Qualitätskomponente „Habitatpräferenz“

Bezüglich des Sohlsubstrats zeigt die Makrozoobenthos-Gemeinschaft an der Agger an allen drei Standorten generell das Vorkommen steinig-kiesiger Mikrohabitate an. Der Anteil an Taxa, die eher sandige Mikrohabitate bevorzugen ist allerdings vergleichsweise hoch. Dies bedingt sich wahrscheinlich aus der bereits erwähnten Zusammensetzung des Substrates (sandig/ steinig-kiesig)

Für die eher grobmaterialreichen Standorte an Bröl und Waldbrölbach wurden deutliche Habitatpräferenzen für Grobkies und Steine indiziert (Abbildung 45). Während die Anteile an Sand an den genannten Standorten vernachlässigbar sind, nehmen dafür die Anteile an lockeren Feinsedimenten deutlich zu. Sie nehmen hinter dem grobmaterialreichen Substrat den größten Anteil ein. Obwohl verfestigte Feinsedimente nicht indiziert werden, kann nicht ausgeschlossen werden, dass die vergleichsweise hohen Anteile an lockeren Feinsedimenten lokal eine kolmatierende Wirkung entfalten können. Außerdem ist eine Anlagerung der lockeren Feinsedimente an vergrabendem Laich bzw. rundum die Boxen vorstellbar. Beide Möglichkeiten können zu einer Beeinträchtigung der Laichentwicklung bis hin zu letalen Folgen führen.



Abbildung 45: Typisches grobmaterialreiches Sohlmaterial am Waldbrölbach.

Zwischenfazit: Makrozoobenthos

Zusammenfassend ergab die Untersuchung des Makrozoobenthos, dass alle Untersuchungsgewässer einen mäßigen ökologischen Zustand aufweisen und Defizite ausschließlich auf die allgemeine Degradation zurückzuführen sind.

Bei der Betrachtung des Sohlsubstrats über die Habitatpräferenz von Indikatorarten ergab sich, dass neben dem vorherrschenden grobmaterialreichen Substrat auch Sand (Agger) und lockere Feinsedimente (Bröl und Waldbrölbach) angezeigt wurden.

Demnach können negative Einflüsse auf das Interstitial durch Feinsedimente, die neben Interstitialbewohnern wie Makrozoobenthos auch auf Lachslaich wirken können, nicht vollständig ausgeschlossen werden.

Die Untersuchung des Makrozoobenthos, insbesondere die Betrachtung von Qualitätskomponenten außerhalb der Standard-Untersuchung der Module Saprobie, Allgemeine Degradation und Versauerung (bspw. Habitatpräferenz oder Zonierung) ist geeignet, um erste Indizien für (Langzeit-)Belastungen eines Gewässers anzuzeigen.

Die Ergebnisse können bei der Auswahl geeigneter Stellen für simulierte Laichplätze unterstützend hinzugezogen werden oder bei der Ergebnisinterpretation weiterer Untersuchungen (z. B. Kolmation, ACP, Reproduktionserfolg) hinzugezogen werden.

3.7 Reproduktionserfolg der Fischbrut (AP 3.3)

Im Dezember 2020 und Januar 2021 wurden an insgesamt 13 Probereichen jeweils in Abhängigkeit vom natürlichen Platzangebot, ein bis zwei Laichgruben angelegt und mit jeweils vier Brutbehältern bestückt. Insgesamt konnten auf diese Weise 88 Brutbehälter in 22 simulierten Laichgruben eingebracht werden (Tabelle 17)

Tabelle 17: Anzahl in den jeweiligen Probereichen eingebrachten Brutbehälter sowie die Termine der Begehung zur Auswahl der Probestellen und des Einbringens der Brutbehälter.

Gewässer	Probestelle	Laichplätze (n)	Brutbehälter(n)	Kartierungen	Einbringen der Brutbehälter
Agger	A-1	2	8	21.11.20 u. 30.11.20	07.12.20
Agger	A-2	2	8	21.11.20 u. 30.11.20	07.12.20
Agger	A-3	2	8	21.11.20 u. 30.11.20	08.12.20
Agger	A-4	1	4	22.11.20 u. 30.11.20	08.12.20
Agger	A-5	1	4	22.11.20 u. 30.11.20	08.12.20
Agger	A-6	2	8	05.12.20	11.12.20
		Proben (n)	40		
Sülz	S-1	2	8	21.11.20 u. 27.11.20	11.12.20
		Proben (n)	8		
Bröl	BH-1	2	8	14.11.20 u. 01.12.20	11.01.21
Bröl	BH-2	2	8	14.11.20 u. 01.12.20	11.01.21
		Proben (n)	16		
Waldbrölbach	BW-1	1	4	20.11.20 u. 01.12.20	18.12.20
Waldbrölbach	BW-2	2	8	20.11.20 u. 01.12.20	18.12.20
Waldbrölbach	BW-3	1	4	21.11.20 u. 01.12.20	18.12.20
Waldbrölbach	BW-4	2	8	21.11.20 u. 01.12.20	05.01.21
		Proben (n)	24		
		Proben (n)	88		

Zusätzlich wurden an der Agger (Probestelle A-5) zwei Brutbehälter zur Kontrolle etwa zwei Meter oberhalb eines möglichen aktiven Laichplatzes und an der Waldbröl vier Kontrollkörbe oberhalb einer simulierten Laichgrube vergraben. Diese Brutbehälter dienten als zusätzliche Möglichkeit den Versuchsaufbau frühzeitig zu kontrollieren und ggf. anzupassen.

3.7.1 Erfassung des Reproduktionserfolges

Der Schlupf der Larven erstreckte sich über einen Zeitraum von mehreren Wochen von Anfang Januar 2021 für Agger und Sülz bis Anfang Februar 2021 für Bröl und Waldbröl (Tabelle 18).

Die darauffolgende Entwicklung der Larven während dem Aufbrauchen des Dottersackes dauerte weitere drei bis vier Wochen.

Tabelle 18: Berechnete Tagesgrade bis Schlupf (S) und Emergenz € an den Probestellen.

	Datum	A-1	A-2	A-3	A-4	A-5	A-6	S-1	BW-1	BW-2	BW-3	BW-4	BH-1	BH-3
S	09.01.2021	503.2	503.2	505.5	505.5	505.5	504.3							
S	16.01.2021							501.3						
S	31.01.2021								502.4	502.4	502.4			
S	01.02.2021												500.5	500.5
S	04.02.2021											504		
E	02.02.2021	659	659	661.5	661.5	661	660							
E	16.02.2021							659.7						
E	03.03.2021								660.6	660.6	660.6			
E	04.03.2021												658.8	658.8
E	09.03.2021											659.8		

Kontrollkörbe zur Vitalität der Eier

Bereits am 05.01.2021 wurden die zur Kontrolle eingebrachten Brutbehälter (KP1 und KP2) außerhalb der angelegten Laichplätze an der Agger an Probestelle A-5 entnommen, um einen ersten Eindruck über die Entwicklung der Brut und die Funktionalität der Brutbehälter zu erhalten.

Am 15.02.2021 wurden außerdem Kontrollproben (KP1, KP3 und KP4) an der Waldbröl an Probestelle BW-4 überprüft.

Dabei zeigte sich bereits, dass sich innerhalb der Brutbehälter auf dem unperforierten Behälterboden suspendiertes Feinsediment angesammelt hatte, in denen fast alle Eier abgestorben und teils in die Zersetzung übergegangen waren. (Abbildung 46).



Abbildung 46: Links: In suspendiertem Feinsediment lagernde, überwiegende abgestorbene Lachseier nach Entnahme bei A-5. Rechts: derselbe Brutbehälter nach Ausspülung mit klarem Wasser

Brutbehälter ohne Kieseinlage

Bei der Entnahme der Brutbehälter ohne Kieseinlage wurden überwiegend abgestorbene Eier und hohe Feinsedimentakkumulationen im Inneren festgestellt (Tabelle 19, Abbildung 47).

Einzig an Probestelle BW-4 der Waldbröl konnten in einer Laichgrube (LP-1) in zwei Brutbehältern Reproduktionserfolge verzeichnet werden. Hier wurden 18/30 geschlüpfte Larven (P2) sowie 17/30 geschlüpfte Larven (P4) gezählt. Hervorzuheben ist, dass sich zum Zeitpunkt des Ausgrabens dieser Brutbehälter nur sehr geringe Feinsedimentanteile im Inneren befanden, so dass wahrscheinlich nicht alle Eier in engerem Kontakt mit Feinsedimenten gekommen waren.

Auffällig ist, dass sich die beiden Brutbehälter mit geschlüpfte Larven auf derselben Seite der Laichgrube befanden, aber in deutlich unterschiedlichen Tiefen von 4 bzw. 18 cm. Demnach kann ein Einfluss der Tiefe ausgeschlossen werden. Womöglich kam es in dem Bereich der Brutbehälter zu einer differenzierten Feinsedimentbewegung im Interstitial und damit verbunden zu einer geringeren Befruchtung der Brutbehälter mit Sedimenten, während es auf der anderen Seite der Laichgrube zu einer stärkeren Befruchtung der Brutbehälter kam.



Abbildung 47: Entnahme eines Brutbehälters und Beurteilung der Vitalität der Lachseier.

Brutbehälter mit Kieseinlage

An der Bröl an Probestelle BH-1 konnten in den Brutbehältern mit Kieseinlagen teils hohe Schlupfraten mit 27/30 (P2), 29/30 (P3) und sogar 30/30 (P4) geschlüpften Larven nachgewiesen werden (Tabelle 19, Abbildung 48).

Einzig Brutbehälter P1 hatte mit 6/30 geschlüpften Eiern einen deutlich geringeren Reproduktionserfolg und es wurden überwiegend abgestorbene Eier, die bereits stark zersetzt waren, beobachtet. Ob die Ursache in mangelnder Sauerstoffzufuhr aufgrund einer übermäßigen Feinsedimentbefrachtung oder in anderen Effekten zu suchen ist, konnte im Gelände nicht geklärt werden und bedarf weiterer Untersuchungen.



Abbildung 48: Brutbehälter mit Kieseinlage und geschlüpften Larven (rot umrandet) an der Bröl. Zwischen den Kiesen sind deutlich feinsedimentreiche Ablagerungen zu erkennen.

Whitlock-Vibert Boxen

Die an der Bröl an Probestelle BH-1 vergrabenen Boxen zeigten Reproduktionserfolge zwischen minimal 6/100 und maximal 40/100 geschlüpften Larven.

Auch hier zeigte sich, dass die Befrachtung der Boxen mit suspendiertem Feinsediment als wahrscheinliche Ursache für das Absterben der Eier angenommen werden kann, da in allen Boxen hohe Einträge von Sand und feineren Sedimenten und gleichzeitig hohe Anteile abgestorbener sowie zersetzter Eier gefunden wurden (Tabelle 19, Abbildung 49).



Abbildung 49: Links: WV Box nach Entnahme bei BH-1. Rechts: Lachslarven (rot umrandet) in einer WV Box (BH-1).

Auswirkungen hoher Abflüsse

Die Entnahme der Brutbehälter an der Agger erfolgte am 12.01.2021. Vor Ort herrschten erhöhte Wasserstände als Folge der in diesem Zeitraum anhaltenden Hochwassersituation, nachdem es bereits Mitte sowie Ende Dezember an der Agger zu erhöhten Abflüssen gekommen war (siehe Anhang 8.5 Wasserstand Lohmar 12/20, S. 130).

Während der Expositionsphase der Eier in den Brutbehältern kam es im Projektgebiet weiter zu anhaltenden, erhöhten Wasserständen (Abbildung 50).

An den Probestellen konnte, wahrscheinlich aufgrund des Hochwassers, eine starke Umlagerung der Gewässersohle beobachtet werden, die dazu führte, dass dort eingebrachte Brutbehälter weggespült wurden. Dadurch kam es zu einem hohen Probeverlust an allen Projektgewässern.

Aufgrund der kontinuierlich unbeständigen Wetterlage und den Verlusten an den Probestellen wurde während der Bearbeitung beschlossen, auch jene Proben zu entnehmen, die noch nicht die nötigen Tagesgrade für den Schlupf bzw. die Emergenz erreicht hatten. Die vorzeitig entnommenen Proben wiesen ausschließlich abgestorbene Eier auf.



Abbildung 50: Die hohen Wasserstände erschwerten das Bergen der Brutbehälter und führten teilweise zu deren Verdriftung. Gleichzeitig kam es zu einer Umlagerung der obersten Sedimentschichten (19.01.2021 und 25.01.2021, Foto: S. Holl, Planungsbüro Zumbroich).

Zwischenfazit: Erfassung des Reproduktionserfolges

Mit Hilfe der Brutbehälter und -Boxen konnte an drei von vier Gewässern (Agger, Bröl und Waldbröl) der Reproduktionserfolg anadromer Salmoniden begutachtet werden. In allen drei Gewässern fanden sich in den Brutbehältern und -Boxen hohe Anteile toter und bereits zersetzter Eier.

Bei der näheren Begutachtung der Brutbehälter und -Boxen wurde eine hohe Befruchtung mit Feinsedimenten, oft durchsetzt mit pflanzlich-faserigem Material (Abbildung 51) festgestellt, die möglicherweise dazu neigen, die Eier kohäsiv zu umhüllen. Dieser Effekt ist auch in einem Kieslückensystem denkbar, je nachdem, wie die Eier darin gelagert sind.



Abbildung 5 1: Schluffig-sandiges Material durchsetzt mit Algenfasern aus dem Inneren eines Brutbehälters, in welchem abgestorbene Eier liegen.

In der Bröl und Waldbröl haben sich Larven in allen drei Brutbehältern (ohne/mit Kieseinlage sowie Whitlock-Vibert Box) entwickelt.

In Brutbehältern ohne Kieseinlage kam es nur dann zu einem Reproduktionserfolg, wenn gleichzeitig bei der Bergung eine geringe Befruchtung mit Feinsedimenten im Inneren festzustellen war – eine hoher Feinsedimentanteil führte zum Absterben aller Eier.

In allen Whitlock-Vibert Boxen konnten Reproduktionserfolge erzielt werden, die aber in zwei von vier Boxen sehr gering waren. In den Boxen wurde eine starke Befruchtung mit Feinsedimenten festgestellt.

Die besten Reproduktionserfolge waren nachweislich in den Brutbehältern mit Kieseinlage beobachtet worden, obwohl sich auch hier Feinsedimente im Inneren der Boxen befanden. In einem Brutbehälter kam es sogar zu einer 100 %-igen Schlupf- und Überlebensrate.

Wie zu erwarten, ist der Bruterfolg maßgeblich vom Aufbau der Brutbehälter bzw. -Boxen und der Feinsedimentbefruchtung im Inneren abhängig. Insbesondere eine mächtige Sedimenteinlage mit grobmaterialreichem Substrat wirkt sich äußerst positiv auf die Entwicklung der Eier aus, da sich dadurch die Befruchtung mit Feinsedimenten im Inneren der Boxen verringert.

Tabelle 19: Zustand von gefundenen Eiern und Larven in den Brut- (P) und Kontrollkörben (PK) der simulierten Laichplätze (LP).

Gewässer	Probereich	Laichplatz	Brutbehälter	Zustand gefundener Eier					Zustand gefundener Larven				Kommentar	
				Eier gesamt	Abgest. weiß	Abgest. rosa (Schäden)	In Entwicklung	Unklar	Larven	verstorben	verletzt	lebendig		
Agger	A-2	LP-1	P1	20	20									
Agger	A-2	LP-1	P4	20	20									
Agger	A-2	LP-2	P1	20	20									
Agger	A-5		KP1	20	6	14								Kontrollkorb
Agger	A-5		KP2	20	11 zersetzt	6								Kontrollkorb
Bröl	BH-1	LP-1	P1	30	ca. 20					6	1	1	4	Brutbehälter mit Kieseinlage
Bröl	BH-1	LP-1	P2	30						29			29	Brutbehälter mit Kieseinlage
Bröl	BH-1	LP-1	P3	30	3					27		3	24	Brutbehälter mit Kieseinlage
Bröl	BH-1	LP-1	P4	30						30			30	Brutbehälter mit Kieseinlage
Bröl	BH-1	LP-2	P1	100	zersetzt					40			40	Whitlock-Vibert Box
Bröl	BH-1	LP-2	P2	100	zersetzt					35			35	Whitlock-Vibert Box
Bröl	BH-1	LP-2	P3	100	zersetzt					6			6	Whitlock-Vibert Box
Bröl	BH-1	LP-2	P4	100	zersetzt					13			13	Whitlock-Vibert Box
Waldbröl	BW-2	LP-1	P1	20		19			1					
Waldbröl	BW-2	LP-1	P3	20	20									
Waldbröl	BW-2	LP-2	P1	20	20									
Waldbröl	BW-2	LP-2	P3	20	20									
Waldbröl	BW-3	LP-1	P1	20		18			2					
Waldbröl	BW-3	LP-1	P4	20	20									
Waldbröl	BW-4	LP-1	P1	20	7	13								
Waldbröl	BW-4	LP-1	P2	30	12					17			17	
Waldbröl	BW-4	LP-1	P3	30										Brutbehälter beschädigt
Waldbröl	BW-4	LP-1	P4	30	12					18			18	
Waldbröl	BW-4	LP-2	P1	20	20									
Waldbröl	BW-4	LP-2	P2	20	20									
Waldbröl	BW-5	LP-2	P3	20	6	14								
Waldbröl	BW-4		KP1	30	5	25								Kontrollkorb
Waldbröl	BW-4		KP3	30	30									Kontrollkorb
Waldbröl	BW-4		KP4	30	30									Kontrollkorb

4 Fazit/Ausblick

4.1 Fazit

4.1.1 Methodische Schlussfolgerungen

Als sehr funktional hat sich die Logistik und die Zusammenarbeit mit der Fischzuchtanstalt des LANUV bei der Bereitstellung des Versuchsmaterials sowie weiteren Vorbereitungen erwiesen.

Erfassung des Reproduktionserfolges

Auswahl der Probestellen

Die Auswahl der Probestellen aus einer Kombination biotischer wie abiotischer Sekundärdaten sowie eigener Begehungen und Kartierungen erwies sich als effizient, sodass aufwändige Begehungen großer Gewässerstrecken wegfielen. Die angewandte Methode stieß im Ergebnis auch bei den Fachberatern auf Zustimmung.

Erfahrungen mit dem Aufbau der Brutbehälter

Bei den Erhebungen des Reproduktionserfolges wurde beobachtet, dass sich suspendiertes anorganisches und organisches Feinsediment in den Brutbehältern abgelagert und Teile der Lachseier im nicht perforierten Bereich des Behälterbodens umhüllt hatte. Deren Absterben könnte durch Sauerstoffdefizite oder möglicherweise durch toxisch wirkende Stoffe in der Suspension verursacht worden sein.

In den Brutbehältern mit Kieseinlage konnten bessere Bruterfolge registriert werden. Auch hier kam es zu teils deutlichen Einlagerungen sehr feiner, schlammiger Sedimente, insbesondere in der Kiesschicht. Dadurch wurden die auf der Kiesschicht unregelmäßig gelagerten Eier in geringerem Maße durch adhäsiv angelagerte Feinsedimente in ihrer Entwicklung beeinträchtigt. Dieser Versuchsaufbau lässt zwar eine bessere Aussage hinsichtlich des Sauerstoffgehaltes im durchfließenden Interstitialwasser zu, reflektiert aber dennoch nicht vollständig die natürliche Situation.

Unter natürlichen Umständen dürfte die individuelle Lage der Eier im Kieslückensystem einen erheblichen Einfluss darauf haben, wie intensiv diese mit suspendiertem, adhäsivem Feinsediment in Kontakt geraten und in der Entwicklung beeinträchtigt werden, obwohl das freie fließende Interstitialwasser aufgrund geringer oder mäßiger Kolmation im Prinzip ausreichend hohe Sauerstoffgehalte aufweist.

Wahl der Probestellen und Aufbau simulierter Laichplätze

Die Feldarbeiten haben gezeigt, dass aufgrund der unberechenbaren Abflussdynamik neben der Qualität als Laichhabitat auch die Profilierung des Gewässers bei der Auswahl potenzieller Probestellen für die Anlage simulierter Laichgruben berücksichtigt werden muss.

Demnach sollten Bereiche ausgewählt werden, die oberhalb keine Profilverengung aufweisen, da dies bei Hochwasser zu höherem hydrostatischem Druck, höheren Fließgeschwindigkeiten und stärkeren Schubspannungen führen könnte, sodass in den darunter liegenden Bereichen stärkere Umlagerungen stattfinden, was den Verlust von Brutbehältern wahrscheinlicher macht.

Der grundsätzliche Aufbau der simulierten Laichplätze hat sich bewährt, sollte aber auf starke Abflussschwankungen der Untersuchungsgewässer angepasst werden. Insbesondere die Form des Laichhügels bedarf weiterer Optimierungen. Der Laichhügel sollte nicht zu weit aus dem allgemeinen Sohlenniveau herausragen, obgleich dieser häufig in Lehrbüchern (bspw. Abbildung 25, S. 46) als deutlicher Hügel visualisiert wird. Aufgrund der lockeren Aufschüttung des Materials werden die Hügel, vor allem bei steigenden Wasserständen, über den langen Expositionszeitraum abgetragen und die darin befindlichen Boxen freigelegt. Demnach ist es besser, an Stelle eines ausgeprägten Laichhügels eine weite, flache Laichgrube auszuheben, sodass ein Einströmen von Wasser in das Interstitial mit Brutbehältern begünstigt wird. Der Laichhügel mit den Brutbehältern sollte dabei möglichst flach gehalten werden und nur leicht über dem allgemeinen Sohlenniveau liegen.

Gegebenenfalls können die Brutbehälter durch Verankerungen oder Beschwerung zusätzlich vor Verdriftung geschützt werden, wobei zu beachten gilt, dass die Verankerung selbst nicht aus dem allgemeinen Sohlenniveau hinausragt, da es sonst zu einer Anlagerung von Material (Äste, Blätter usw.) kommen könnte, was an den Stellen zu veränderten Strömungsbedingungen führen und eine Umlagerung von Sohlmaterial begünstigen könnte.

Erfahrungen zur Erfassung des Reproduktionserfolges anadromer Salmoniden

Eines der Ziele dieses Projektes war es, die Erfahrungen bei der Erfassung des Reproduktionserfolges anadromer Salmoniden mittels verschiedener Brutbehälter methodisch aufzuarbeiten und für die Entwicklung eines einfachen und kostengünstigen Anwendungs Verfahrens zur Bewertung der Qualität von Laichhabitaten zu nutzen.

Im Folgenden werden die oben genannten Erkenntnisse in der Anlage simulierter Laichgruben sowie dem Umgang mit Brutbehältern und Lachslaich zusammengefasst:

Auswahl geeigneter Bereiche

- Vorhandene Daten aus Kartierungen von Laich- und Jungfischhabitaten sowie Erhebungen des Naturbrutauflommens stellen die Grundlage für die Vorauswahl potenzieller Laichhabitats dar und können aufwändige Begehungen großer Gewässerstrecken ersetzen.
- Für Verifikation potenzieller Laichhabitats im Gelände eignet sich die Laichhabitatkartierung nach NEMITZ & MOLLS (2002).
- Für die Auswahl des Laichhabitats sollten weitere Faktoren berücksichtigt werden, u. a.:
 - o Querprofilprägung (Breite, Tiefe, Verbau) des Gewässers
 - o Fließgeschwindigkeiten (0,3 bis 0,6 m/s)
 - o Sohl Schubspannung bei erhöhten Abflüssen
- Tiefe und enge Querprofile, insbesondere unterhalb von Profilaufweitungen sind zu vermeiden.

Anlage simulierter Laichplätze

- Simulierte Laichplätze sollten möglichst nah dem natürlichen Aufbau aus Laichgrube und Laichhügel entsprechen.
- Der Laichhügel sollte flach gehalten werden und nur leicht über dem allgemeinen Sohlenniveau liegen.
- An Stelle eines ausgeprägten Laichhügels sollte eine weite, flache Laichgrube ausgehoben werden, sodass ein Einströmen von Wasser in das Interstitial mit Brutbehältern begünstigt wird.

Aufbau geeigneter Brutbehälter

- Brutbehälter sollten zu mindestens 1/3 mit gereinigtem grobmaterialreichem Substrat direkt aus dem Gewässer befüllt werden.
- Die Reinigung des Substrats von Feinsedimenten kann über ein Küchensieb mit Wasser aus dem Gewässer erfolgen.
- Auf flächige, undurchlässige Teile an Brutbehältern (z. B. geschlossener Boden) sollte verzichtet werden.
- Gegebenenfalls können Brutbehälter durch Verankerungen oder Beschwerung zusätzlich vor Verdriftung geschützt werden, wobei zu beachten gilt, dass die Verankerung selbst nicht aus dem allgemeinen Sohlenniveau hinausragt.

Bewertung des Schlupferfolges und der Vitalität

- Die Überprüfung des Schlupferfolges sollte frühestens nach 500 Tagesgraden erfolgen.
- Über das Durchleuchten von Eiern nicht geschlüpfter Larven vor einem schwarzen Hintergrund können noch lebende Eier (durchleuchtbar, klare Färbung) von abgestorbenen Eiern (schlecht durchleuchtbar, weiße Färbung) unterschieden werden.

Kolmationsmessungen

Optisch-haptische Kartierung nach Schälchli

Die alleinige Untersuchung der Kolmation mittels der optisch-haptischen Kartierung nach SCHÄLCHLI (2002) ist für eine Bewertung des Zustandes der inneren Kolmation nicht ausreichend. Dies ist vor allem auf zwei Gründe zurückzuführen.

Erstens beschränkt sich die Untersuchung aufgrund der methodischen Vorgehensweise (u. a. nur an trockenen Kiesbänken) nur auf bestimmte Bereiche eines Fließgewässers, sodass möglicherweise an interessanten Stellen keine Untersuchung durchgeführt werden kann, da die Rahmenbedingungen zur Durchführung der Kartierung nicht vorliegen.

Zweitens kann die Verdichtung bestimmter Sohlhorizonte sowohl im Längs- und Querverlauf eines Gewässers, als auch in die Tiefe variieren, sodass die erfasste Kolmation einer trockenen Kiesbank nicht auf das gesamte Gewässer übertragbar ist.

Dennoch dient die Methode als wichtige Zusatzerfassung zu den Messungen mit dem Kolmameter und kann auf schnelle Weise erste Anzeichen für eine Kolmation liefern.

Messungen mit dem Kolmameter

Die Untersuchungen an den simulierten Laichgruben haben gezeigt, dass sich das Kolmameter gut für die Messung der Kolmation eignet.

Möglicherweise hat die fließende Welle einen geringen Einfluss auf die Nullmessung, da sich bei einigen Messungen im Interstitial geringere Abflussreduktionen als bei der Nullmessung ergeben haben (negative Abflussreduktion). Es wird vermutet, dass bei starken Fließgeschwindigkeiten insbesondere in sehr flachen Bereichen, im Zuge der Nullmessung frei fließendes Wasser in die Lanze einströmt und dadurch eine geringe Abflussreduktion bewirken könnte. Die Methodik wurde dahingehend angepasst, dass eine Nullmessung ausschließlich an Luft erfolgte.

Überarbeitung der Verfahrensanweisung für eine standardisierte Erfassung mit dem Kolmameter

Eines der Ziele dieses Projektes war es, die gewonnenen Erfahrungen bei der Erfassung der Kolmation zur Überarbeitung einer standardisierten Verfahrensanweisung zu nutzen.

Mit Hilfe der gewonnenen Erfahrungen in diesem Projekt werden folgende Überarbeitungen der technischen Einstellungen des Kolmameters und der Durchführung der Messungen vorgeschlagen (Tabelle 19):

Tabelle 20: Überarbeitung der technischen Einstellungen des Kolmameters und der methodischen Durchführung der Messungen (basierend auf STEIN et al., 2017).

Einstellungen/Durchführung	Verfahrensanweisung 2017	Verfahrensanweisung 2021
Einspritzdruck	0,1 bar	<u>0,2 bis 0,3 bar (Gerät- und Lanzenspezifisch)</u>
Einspritzdauer	4,0 Sekunden	<u>6,0 Sekunden</u>
Tiefe der Messung	10 bis 15 cm	<u>In mehreren Tiefen je nach Fragestellung (z. B. 10, 15 und 20 cm)</u>
Eichung	Der Vergleichswert für die Abflussreduktion wird an der Luft mit dreimaliger Messwiederholung gemessen	Der Vergleichswert für die Abflussreduktion <u>wird vor und nach jedem Einstich</u> an der Luft mit dreimaliger Messwiederholung gemessen.
Messung der Sedimentdurchlässigkeit	Dreimalige Messwiederholung pro Einstich	Dreimalige Messwiederholung pro Einstich.
Kalibrierung	Nach ca. 3-4 Einstichen	Nach ca. 3-4 Einstichen
Berechnung der Abflussreduktion	Wird aus der Abflussreduktion im Sediment in Prozent gegenüber der Referenzmessung an der Luft berechnet. Dazu wird für jeden Einstich ein Mittelwert aus drei nacheinander durchgeführten Messungen berechnet. Weicht einer der Werte stark ab (>1), wird nur der erste Wert verwendet.	Wird aus der Abflussreduktion im Sediment in Prozent gegenüber der Referenzmessung an der Luft berechnet. Dazu wird für jeden Einstich ein Mittelwert aus drei nacheinander durchgeführten Messungen berechnet. Weicht einer der Werte stark ab (>1), wird nur der erste Wert verwendet.
Reinigung	Nach jedem Einstich wird die Kolmeterspritze gereinigt	Nach jedem Einstich <u>und nach Messung einer vollständigen Abflussreduktion (100 %)</u> wird die Kolmeterspritze gereinigt
Klassifizierung	Klassifizierung in fünf Kolmameterklassen: 1) Keine, 2) schwache, 3) mittlere,	Klassifizierung in sechs Kolmameterklassen: 1) Keine, 2) schwache, 3) mittlere,

	<p>4) starke, 5) vollständige</p> <p>innere Kolmation</p>	<p>4) starke, 5) sehr starke, 6) vollständige</p> <p>innere Kolmation</p>
--	---	---

4.1.2 Fazit zu Forschungsergebnissen

Kolmation und Feinsedimentfracht

Die Darstellung der Kolmationssituation eines Gewässers in feinsedimentreichen Gebieten erfordert zahlreiche Messungen über einen großen Bereich und in mehreren Tiefen. Hintergrund ist, dass die Kolmation räumlich und zeitlich stark variieren kann.

Durch die manuelle Anlage der simulierten Laichplätze wurden die Sedimente an den Probestellen freigespült. Im Laufe der Expositionsphase der Eier bis zu deren Schlupf konnte keine nennenswerte Zunahme der Kolmation beobachtet werden, was möglicherweise mit der gegebenen Abflussdynamik zu tun hat.

Im Rahmen einer Diplomarbeit (Hahn, Lisa 2021, unveröff) konnten sehr differenzierte Kolmationsmuster im Interstitial der Probestellen sowie eine generelle Zunahme mit der Tiefe nachgewiesen werden. Diese Erkenntnis führt zu der Annahme, dass die Kolmationssituation von Kiesbetten nur durch Messungen in mehreren Tiefen adäquat beschrieben werden können.

Aussagekraft der Kolmametermessungen für die Laichhabitateignung

Die Bestimmung der allgemeinen Kolmation ist möglicherweise nur dann der ausschlaggebende Parameter, wenn sie so stark ist, dass sie von vorne herein die Entscheidung der Lachse, Laichgruben anzulegen, negativ beeinflusst. Die Mobilisierung von Feinsedimenten während der Laich- und Brutphase ist möglicherweise von größerer Bedeutung für ein Wanderfischgewässer als die durchschnittliche Verdichtung der Gewässersohle, ausgedrückt in Kolmameterklassen.

Dennoch geben Messungen der Kolmation grundlegende Hinweise auf eine generelle Feinsedimentbelastung und sie können als wichtiger Entscheidungsträger bspw. zur Eingrenzung weiterer Untersuchungen oder Auswahl geeigneter Gewässerbereiche dienen.

Im Umkehrschluss ergibt sich, dass auch stark kolmatierte Gewässer nicht per se ungeeignet für das Wiederansiedlungsprogramm von Lachsen sind. Von essenzieller Bedeutung ist, dass die Laichgruben während der Entwicklungszeit nicht durch wieder einströmende Feinsedimente degradieren.

Diese Annahme korrespondiert mit Erfahrungen des Planungsbüro Zumbroich im Kooperationsprojekt Projekt „Lebendige Alster“ (Planungsbüro Zumbroich 2021, unveröff), in dem in künstlich angelegten Kiesbetten trotz hoher Feinsedimentfracht des Flusses ein erfolgreicher Schlupf von Meerforelleneiern nachgewiesen konnte.

Somit ist vorstellbar, dass selbst bei einer geringen oder mäßigen Kolmatierung, schädigende Effekte an den vollständigen oder teilweise umhüllten Eiern auftreten können. Grund hierfür können neben eingeschränkter Sauerstoffversorgung auch beispielsweise

an suspendierten Feinsedimenten gebundene toxische abfiltrierbare Stoffe (AFS) aus u. a. Siedlungswassereinträgen sein.

Erste Gegenüberstellungen zwischen möglicherweise höheren Feinsedimentfrachten im Interstitialwasser, visualisiert durch die Trübung der Proben des Interstitialsamplers (siehe Kapitel 3.4, Abbildung 40, S. 66) und stärkerer Kolmation geben keine Hinweise auf einen signifikanten Zusammenhang. Probestellen mit „hellerem“ Interstitialwasser (ergo weniger Feinsedimentfracht) weisen demnach keine geringere Kolmation auf als Probestellen mit „dunklerem“ Interstitialwasser (ergo größere Feinsedimentfracht).

Ermittlung der Interstitialmächtigkeit mit dem Kolmameter

Im Rahmen der Diplomarbeit (Lisa Hahn, 2021, unveröff.) konnten in verschiedenen Tiefen verdichtete Bereiche mit unterschiedlichen Mustern festgestellt werden. Tendenziell nimmt dabei die Kolmation mit zunehmender Tiefe zu.

Da sich die Kolmationssituation in einem Gewässer wahrscheinlich sowohl räumlich als auch zeitlich verändert, kann auf eine genaue Horizontierung verdichteter Bereiche oder ggf. Ausbildung von Kolmations-„Schichten“ nur durch eine hohe Stichprobenanzahl über den gesamten Gewässerbereich und je nach Fragestellung über einen längeren Zeitraum geschlossen werden.

Mit der Annahme, dass flächige Kolmationshorizonte bzw. ggf. eine vollständig verdichtete „Schicht“ das Interstitial nach unten hin abdichten und somit in grobmaterialreichen Flüssen die Qualität von unter diesen Horizonten liegenden Habitaten verringert, eröffnen sich neue Interpretationsansätze. Je nach Lage und Ausprägung der verdichteten Horizonte kann möglicherweise auf die Mächtigkeit des offenporigen Interstitials geschlossen und damit der potenziell nutzbare, wenig gestörte Lebensraum für die Interstitialflora und -fauna dargestellt werden.

Feinsediment in den Brutbehältern

Trotz nicht nachweisbarer Kolmationszunahme der Kiesbetten während dieser Zeit sammelten sich Feinsedimente in allen Brutbehältern an.

Experimente mit modifizierten Brutbehältern ergaben Hinweise auf methodische Anpassungen für eine bessere Abbildung der natürlichen Brutverhältnisse im Kieslückensystem.

Der Vergleich drei verschiedener Varianten an Brutbehältern zeigte, dass insbesondere eine mächtige Sedimenteinlage mit grobmaterialreichem Substrat sich positiv auf die Entwicklung der Eier auswirkte, da sich dadurch die Befruchtung mit Feinsedimenten im Inneren der Boxen verringert.

Gegebenenfalls sollten Brutbehälter, ähnlich dem Prinzip des Cocooning (HOLZER et al. 2011), mit natürlichem Substrat befüllt, und die Eier darin eingestreut werden, um die Situation möglichst realitätsnah zu simulieren.

Entwicklung der Brut

Die Entwicklung der Lachsbrut scheint wesentlich durch die Feinsedimentbefrachtung in den Brutbehältern beeinflusst zu werden. Dort, wo Feinsedimente in direktem Kontakt mit Eiern kamen, wurden letale Folgen nachgewiesen. Dort, wo das nicht der Fall war, wie bei Kieseinlage im Brutbehälterboden, entwickelten sich größere Anteile der Eier zu Larven.

Aus dieser Beobachtung lässt sich ableiten, dass die bewegliche Feinsedimentfracht in der fließenden „Interstitialwelle“ während der Brutentwicklung von größerer Bedeutung ist, als die allgemeine „durchschnittliche“ Kolmation, z.B. gemessen mit dem Kolmometer.

Eignung der Gewässer

Alle Untersuchungsgewässer weisen nachweislich Bereiche auf, die als potenzielles Laich- und Jungfischhabitat geeignet sind. Wichtige morphologische Strukturen und geeignetes Substrat findet sich an allen Gewässern zumindest in geringer Anzahl.

Reproduktionserfolge an den Gewässern Bröl und Waldbrölbach bestätigen die Eignung dieser Gewässer als Lachshabitate. An den Gewässern und Agger und Sülz können aufgrund der Verdriftung der Brutbehälter keine Aussagen zur Eignung der Gewässer im Bezug auf den Reproduktionserfolg genannt werden.

4.2 Ausblick

Die im Rahmen des Forschungsprojektes gewonnenen Erfahrungen mit dem Kolmometer sowie die Verwendung von Brutbehältern zur Erfassung des Reproduktionserfolges anadromer Salmoniden eröffnen weitergehende Fragestellungen und vielversprechende Forschungsperspektiven.

Chemische Untersuchung von Feinsedimenten

Die Erkenntnisse zur Bedeutung mobiler Feinsedimentfracht im Interstitial grobmaterialreicher Gewässer zeigen Möglichkeiten für detaillierte Untersuchungen bezüglich der Wechselwirkungen zwischen Feinsedimenten, einschließlich gebundener (Schad-)Stoffe, und der Interstitialflora und -fauna, insbesondere Laich des atlantischen Lachses, auf.

Neben der Verdichtung der Gewässersohle als physikalischem Degradationsfaktor, könnten die (kolmatierenden) Feinsedimente einen bedeutsamen Wirkfaktor auf Lebewesen des Interstitials, einschließlich darin abgelegter (Fisch-)Eier, darstellen. Somit würde der Blick vom „wieviel“ (Verstopfung durch Feinsedimente) auf das „was“ (Bestandteile der Feinsedimente) gelenkt werden.

Neue Perspektiven für die Untersuchung von Feinsedimenten im Interstitial könnten sich durch den in diesem Projekt methodisch erfolgreichen Einsatz des Interstitialsamplers (ISZ) des Planungsbüro Zumbroich ergeben. Erste Probenahmen lieferten vielverspre-

chende Ergebnisse bezüglich des Ansaugens von Feinsedimenten und eröffneten verschiedenste weiterführende Analysemöglichkeiten, u. a. chemisch-physikalischer Parameter oder der Trübung des Sediment-Wasser-Gemisches bzw. nach Trocknung eine direkte Analyse der Feinsedimente (Abbildung 52).



Abbildung 52: Getrocknetes Feinsediment aus einer Probe des Interstitialsamplers (ISZ).

Dies ist insbesondere im Hinblick auf Eintrags- und Sedimentationsdynamiken möglicherweise toxisch wirkender Schadstoffe aus u. a. Siedlungswassereinträgen wissenschaftlich hochinteressant, und würde die ökologische Wirkung der Kolmation auf die Reproduktionsbedingungen von Salmoniden ganzheitlicher abbilden.

Somit könnte ein wesentlicher Schwerpunkt auf die qualitative, schadstofforientierte Untersuchung des kolmatierenden Materials gelegt werden. Zusätzlich könnten durch eine detaillierte Feinsedimentanalyse möglicherweise Aussagen zu Eintragspfaden bestimmter Schadstoffgruppen sowie deren Auflösung im weiteren Gewässerverlauf treffen.

Dadurch ließen sich gezielte Entwicklungs- und Schutzmaßnahmen zur Habitatqualität ableiten und auch die Priorisierung der Gewässer für die Wiederansiedlung des Lachses justieren.

Überprüfung des Reproduktionserfolges mit modifizierten Brutbehältern

Als Grundlage für die Erfassung des Reproduktionserfolges ist die Verwendung geeigneter Brutbehälter wichtig.

Die Arbeiten mit drei verschiedenen Brutbehältern (Brutbehälter mit bzw. ohne Kieseinlage, Whitlock-Vibert Box ohne Kieseinlage) haben gezeigt, dass eine Substrateinlage mit gereinigtem Flusskies für zukünftige Untersuchungen wahrscheinlich eine wesentliche Erhöhung des Reproduktionserfolges darstellt, da dadurch eine unnatürliche Befruchtung mit gelösten, sich adhäsiv verhaltenen, leicht suspendierten Feinsedimenten reduziert

wird. Folglich wird eine unnatürliche Interaktion zwischen den biologischen Proben (Lachseiern) und Feinsedimenten verringert.

Hier bieten sich in zukünftigen Projekten weiterführende Untersuchungen mit verschiedenen Varianten an Brutbehältern zur Optimierung des Versuchsaufbaus an.

Diesbezüglich wäre beispielsweise die Verwendung eines „Egg-Sandwiches“ nach PANDER (2009) eine interessante Möglichkeit zur detaillierten Analyse des Reproduktionserfolges (Abbildung 53). Das Egg-Sandwich erlaubt die Einlage von Fischeiern in Einzelkammern, welche gitterförmig angelegt sind. Dadurch kann die Entwicklung einzelner Eier auf einfache Weise visuell eingeschätzt, ausgewertet und nach einem standardisierten Verfahren klassifiziert werden.

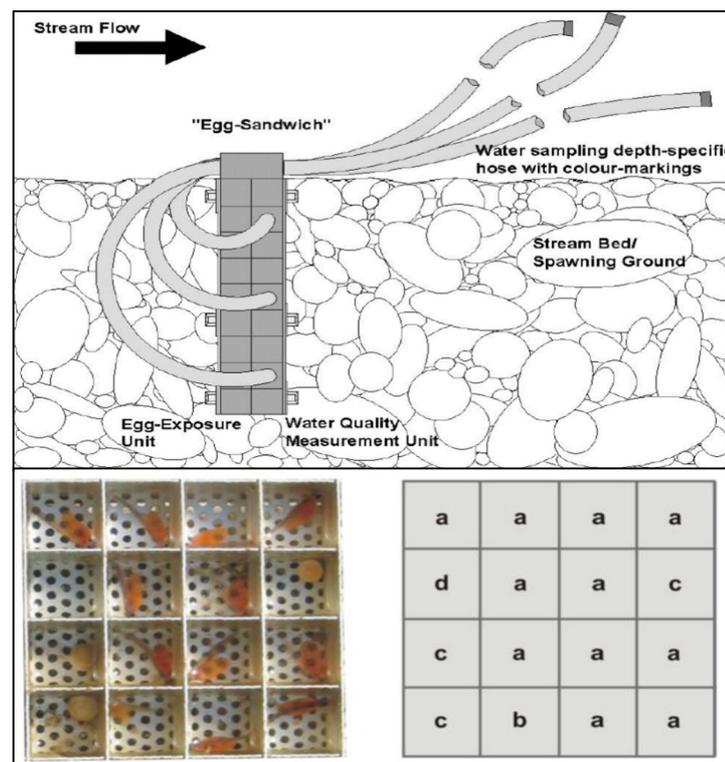


Abbildung 53: Egg-Sandwich nach PANDER (2009) mit einzelnen, geschlüpften Larven und toten Eiern.

Ein weiterer Vorteil des Egg-Sandwiches ist, dass es aufrecht im Sediment eingegraben wird und somit Eier in verschiedenen Tiefen des Substrates exponiert werden. Die daraus resultierenden Ergebnisse können Kolmametermessungen, die ebenfalls in verschiedenen Sedimenttiefen durchgeführt werden, gegenübergestellt werden.

Des Weiteren bietet ein Schlauchsystem Möglichkeiten für zielgerichtete physikalisch-chemische Untersuchungen des Interstitialwassers in der unmittelbaren Umgebung der Lachseier und -larven.

5 Öffentlichkeitsarbeit/Veröffentlichungen/Vorträge

5.1 Öffentlichkeitsarbeit

„Forschungsfacetten im Fokus: Reproduktionsbedingungen des Lachses in Nebengewässern der Sieg (NRW)“, Beitrag im Jahresbericht des Geographischen Institutes der Universität Bonn.

Digitale Lehre: Video-Dokumentationen der Gelände- und Laborarbeiten zum Forschungsprojekt

5.2 Publikationen mit Bezug zum Forschungsprojekt

LAMBERTY G., ZUMBROICH T., WAGNER F. & M. KEMPER (2021): Renaturierung von Fließgewässern: ein Blick in die Praxis, UBA-Texte 88/2021

REINEKE J. & T. ZUMBROICH: Kolmationsmonitoring an einer Renaturierungsstrecke der Wupper, Wasser & Abfall 1-2/2021.

LAMBERTY G., KEMPER M., WAGNER F., ZUMBROICH T. & S. NAUMANN (2020): Mehr Aufmerksamkeit für Gewässerökologische Maßnahmen – Umweltbundesamt startet Online-Informationplattform, Korrespondenz Wasserwirtschaft KW 4/20.

5.3 Vorträge

14.12.2021 Thomas Zumbroich

Investigatives Gewässermonitoring im Rahmen der Planung und Umsetzung von Renaturierungsprojekten, Vorlesungsreihe Physische Geographie, Universität Bonn.

05.07.2021 Antonio Rogmann

Kolmation und ihre Wirkung auf rheophile Fischarten, Methoden der Gewässerbewertung, Geographie, Universität Bonn.

26.01.2021 Thomas Zumbroich

Webinar: Planung und Umsetzung von Renaturierungsprojekten, Vorlesungsreihe Studienrichtungen in der Physische Geographie, Universität Bonn.

10.12.2020 J. Reineke und T. Zumbroich

Kolmation als gewässerökologisches Problem - Beispiele aus der Forschungspraxis- Planungsbüro Zumbroich, Universität Bonn, Webinar des BUND, NABU und Aktion Fischotterschutz (Lebendige Alster) zur Wiederansiedlung von Meerforellen in der Alster, Hamburg.

28.11.2019 T. Zumbroich

Die Kolmation von Gewässern – Relevanz und Bedeutung für den Gewässerzustand. 20. Workshop Flussgebietsmanagement, *DWA, Essen*.

In Planung:

22.03.2022 C. Zumbroich

Feinmaterialeinträge in Gewässer – Ergebnisse aus aktuellen Forschungsprojekten zur Kolmation. Lehrer-Obmann-Tag, *DWA, Dresden*

09/2022 DGL-Tagung

Zudem ist geplant, die Projektergebnisse auf der Jahrestagung 2022 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) im September 2022 im Rahmen von Vorträgen vorzustellen. Das Tagungsprogramm lag zum Zeitpunkt der Fertigstellung dieses Berichtes noch nicht vor.

5.4 Betreuung von universitären Abschlussarbeiten

LISA HAHN (2021): Kolmationsdynamik in Salmonidenlaichhabitaten der Agger in verschiedenen Tiefen, Diplomarbeit Universität Koblenz-Landau.

HELENA WAGNER (2021): Untersuchung des Interstitialsedimentes von Gewässern im Einzugsgebiet der Unteren Sieg auf Blei- und Kupfergehalte, Bachelorarbeit Universität Bonn.

JUSTINE ZURWELLEN (2021): Untersuchung des Interstitialsedimentes von Gewässern im Einzugsgebiet der Unteren Sieg auf Cadmium- und Zinkgehalte, Bachelorarbeit Universität Bonn.

MARIO SCHMIDT (2020): Welchen Beitrag kann der Elzbach zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials der Mosel leisten? (Inhaltlicher Schwerpunkt: Habitatqualität für rheophile Fischarten im Elzbach), Masterarbeit Universität Koblenz-Landau.

6 Danksagung

Nahezu über die gesamte Projektlaufzeit bestanden aufgrund der Corona-Pandemie Kontaktbeschränkungen und andere Hindernisse, wie z.B. monatelange Schließung der Laborräume des Geographischen Institutes der Universität Bonn.

Dass das Projekt nahezu fristgerecht abgeschlossen werden konnte, ist wesentlich dem verantwortungsvollen Umgang mit den Bedingungen während des Pandemiegeschehens und dem engagierten Arbeitseinsatz der projektbeteiligten Mitarbeiter*innen der Arbeitsgruppe dieses Projektes zu verdanken.

Wir bedanken uns beim Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV), vertreten durch den Leiter des Fachbereiches Fischereiökologie und Aquakultur, Herrn Daniel Fey, bei Frau Karin Camara, Herrn Jan Rimmel und beteiligten Mitarbeiter*innen für die wertvolle und ausdauernde fachliche sowie logistische Unterstützung.

Großer Dank gilt dem Rheinischen Fischereiverband 1880 e. V., in persona Dipl.-Biol. Armin Nemitz sowie sonstiger Beteiligter für die fachliche Unterstützung.

Wir danken der Deutschen Bundesstiftung Umwelt für die Förderung und namentlich Herrn Dr. Volker Wachendörfer für die kompetente und engagierte Betreuung.

7 Literaturverzeichnis

- BECKER A., MÜRLE U. & J. ORTLEPP (2010): Eignung von ausgewählten Kiesflächen in der Alb zur natürlichen Reproduktion von Lachsen. Wanderfischmonitoring Teil VII, Untersuchungsprogramm 2009/10, Landesfischereiverband Baden e.V. (Auftraggeber).
- BENCHMARK GENETICS LIMITED (2019): Atlantic Salmon Hatchery Manual – Egg to first feeding. V1/6 August. GEN-EN-10031.
- BEYER W. & E. BANSCHER (1975): Zur Kolmation der Gewässerbetten bei der Uferfiltratgewinnung, Zeitschrift für Angewandte Geologie, 21, Heft 12/75, Dresden.
- BJORNN T. C. & D. W. REISER (1991). Habitat requirements of salmonids in streams. In Influences of Forest and Rangeland Management on Salmonid fishes and their Habitats, Meehan WR (ed.). American Fisheries Society Special Publications 19, Bethesda, Maryland; 83-138.
- BRUNKE M., MUTZ M., MARXSEN J., SCHMIDT C., SCHMIDT S. & J. FLECKSENSTEIN (2015): Das hyporheische Interstitial von Fließgewässern: Strukturen, Prozesse und Funktionen. In: Grundwassergeprägte Lebensräume – Eine Übersicht über Grundwasser, Quellen, das hyporheische Interstitial und weitere Habitats Edition: Limnologie Aktuell, Bd. 14.
- CEDERHOLM C. J., REID L. M. & E. O. SALO (1980): Cumulative effects of logging road sediment on salmonid populations in the Clearwater river, Jefferson County, Washington. College of Fisheries No. 543, University of Washington, Seattle
- COOPER A. C. (1965): The effect of transported stream sediments on the survival of Sockeye and Pink Salmon eggs and alevin. Bulletin XVII, International Pacific Salmon Fisheries Commission.
- Crisp D. T. & P. A. Carling (1989): Observations on siting, dimensions and structure of salmonid redds. – Journal of Fish Biology, 34, S. 119-134.
- CRISP D. T. (2000): Trout and Salmon. Ecology, Conservation and Rehabilitation. Blackwell Science: Oxford; 212.
- DEBELJAK B. (2018): Structure and functioning of the hyporheic zones in the gravel beds of five rivers in relation to catchment land use. – Dissertation der Universität Neugörz (Nova Goriza), Slowenien, 138 S.
- DUSSLING, U. (2009): Handbuch zu fiBS – 2. Auflage: Version 8.0.6.
- Davis J. C. (1975): Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review. Journal of Fisheries. Research Board of Canada 32: 2295–2332.
- EGLISHAW H. J. & P. E. SHACKLEY (1982): Influence of water depth on dispersion of juvenile salmonids, *Salmo salar* L. and *S. trutta* L., in a Scottish stream. J. Fish Biol. 21: 141-155.
- ELLIS M. M. (1937): Detection and measurement of stream pollution. U. S. Bureau of Fisheries, Bulletin no. 22, p. 394.
- ELWAS-web (2021): Fachinformationssystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULN) – www.elwas-web.nrw.de.

- EVEREST F. H., BESCHTA R. L., SCRIVENER J. C., KOSKI K. V., SEDELL J. R. & C. J. CEDERHOLM (1987): Fine sediment and salmonid production: a paradox. In *Streamside Management and Forestry and Fishery Interactions*, Salo EO, Cundy TW (eds). Contribution no. 57. College of Forest Resources, University of Washington; 89–142.
- GIBSON R. J. (1993): The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 3: 39–73.
- GUTKNECHT D., BLASCHKE A. P., SENGSCHEMITT D. & KH STEINER (1998): Kolmationsvorgänge in Flußstauräumen - Konzeptionen und Beobachtungen. - *Österreichische Ingenieur- und Architekten-Zeitschrift*, 143(1): 21-32.
- HAASE P., BIRZLE-HARDER B., DEFFNER J., HERING D., JANUSCHKE K., KAFFENBERGER N., LEPS M., LORENZ A., MODRAK P., STOLL S. & A. SUNDERMANN (2015): Ein neuer Blick auf FließgewässerRenaturierungen: Wirkung auf Fluss, Aue und Mensch.
- HAHN LISA (2021): Kolmationsdynamik in Salmonidenlaichhabitaten der Agger in verschiedenen Tiefen, Diplomarbeit Universität Koblenz-Landau, unveröff.
- HALL J. D. & R. L. LANTZ (1969): Effects of Logging on the Habitat of Coho Salmon and Cutthroat Trout in Coastal Streams. Technical Paper No. 2570, Oregon Agricultural Experiment Station. Reprinted from: *Symposium on Salmon and Trout in Streams*, T.G. Northcote, Ed. University of British Columbia. H.R. MacMillan Lectures in Fisheries, 388 p, 1969.
- HEGGBERGET T. G., HAUKEBO T., MORK J. & G. STAHL (1988): Temporal and spatial segregation of spawning in sympatric populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L.. - *Journal Fish Biology*, 33, S. 347-356.
- HENDRY K. & D. CRAGG-HINE (2003). *Ecology of the Atlantic Salmon*. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 7. English Nature, Peterborough.
- HOLZER, G., UNFER, G. & M. HINTERHOFER (2011): »Cocooning« - eine alternative Methode zur fischereilichen Bewirtschaftung. *Österreichs Fischerei* 64, S. 16-27.
- HYNES H. B. N. (1983): Groundwater and stream ecology. *Hydrobiologia* 100, 93-99.
- INGENDAHL I. (2001): Dissolved oxygen concentration and emergence of sea trout fry from natural redds in tributaries of the River Rhine. *Journal of Fish Biology*, 58, S. 325-341.
- JONES J. W. (1959): *The salmon*. Harper & Bros., New York.
- KENNEDY G. J. A. (1982): Factors affecting the survival and distribution of salmon (*Salmo salar* L.) stocked in upland trout (*Salmo trutta* L.) streams in Northern Ireland. E.I.F.A.C. Technical Paper 42: 227-242.
- KENNEDY J. G. A. & C. D. STRANGE (1982): The distribution of salmonids in upland streams in relation to depth and gradient. *J. Fish Biol.* 20: 579-591.
- KONDOLF G. M. (2000): Assessing salmonid spawning gravel quality. *Transactions of the American Fishery Society* 129: 262-281.
- LANGER O. (1980): Effects of Sedimentation on Salmonid Stream Life. Environmental Protection Service, Kapilano 100, West Vancouver B.C.
- LINDROTH A. (1942): Sauerstoffverbrauch der Fische II. Verschiedene Entwicklungs- und Altersstadien von Lachs und Hecht. *Zeitschr. Vergl. Physiol.* 29: 583-594.

LOUHI P., MÄKI-PETÄYS A. & J. ERKINARO (2008): Spawning habitat of Atlantic Salmon and Brown Trout: General criteria and intergravel factors. *River. Res. Applic.* 24: 330–339.

MEIER C., HAASE P., ROLAUFFS P., SCHINDEHÜTTE K., SCHÖLL F., SUNDERMANN A. & D. HERING (2006): *Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung, Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie.*

MILLS D. (1989): *Ecology and management of Atlantic salmon.* Chapman & Hall, London, New York, S. 351.

MKULNV (Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.) (2015): *Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen – Landesweite Maßnahmen im Bereich Naturschutz und Gewässerökologie, Phase 2016-2020, 24. S.*

MUNLV (Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.) (2005): *Ergebnisbericht Sieg. Wasserrahmenrichtlinie in NRW, Düsseldorf.*

MUNLV (Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.) (2006): *Leitfaden zur wasserwirtschaftlich-ökologischen Sanierung von Salmonidenlaichgewässern in NRW, Düsseldorf.*

NEMITZ A. (2002): *Kartierung von Jungfischhabitaten des Atlantischen Lachses im Einzugsgebiet der Sieg- Unveröffentlichte Studie im Auftrag der LÖBF, 6 S.*

NEMITZ A. & F. MOLLS (1999): *Anleitung zur Kartierung von Fließstrecken im Hinblick auf ihre Eignung als Besatzorte für 0+ Lachse (Salmo salar L.). LÖBF, Beiträge aus den Fischereidezernaten, Heft 4.*

NEMITZ A. & F. SEREDSZUS (2002): *GIS-gestützte Kartierung von potentiellen Lachslaichhabitaten im Einzugsgebiet der Bröl. Endbericht einer Teilstudie aus dem Forschungsprojekt der Universität Köln: „Entwicklung eines wasserwirtschaftlichen Gesamtkonzeptes zur ökologischen Sanierung von Fließgewässern und deren Interstitial“ im Auftrag des MUNLV.*

NIEPAGENKEMPER O. & E. I. MEYER (2002): *Messungen der Sauerstoffkonzentration in Flusssedimenten zur Beurteilung von potentiellen Laichplätzen von Lachs und Meerforelle. Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. (Hrsg.), Münster, S. 87.*

Olsson T. I. & BG Persson: *Effects of gravel size and peat material concentrations on embryo survival and alevin emergence of brown trout, Salmo trutta L.. Hydrobiologia 135, 9–14 (1986).*

PANDER J., SCHNELL J., STERNECKER K. & J. GEIST (2009): *The „egg-sandwich“: a method for linking spatially resolved salmonid hatching rates with habitat variables in stream ecosystems. Journal of Fish Biology 74, 683-690.*

PARZEFALL C., SCHMIDT H. & R. WESINGER (2014): *Anleitung zur Erhebung der Kolmation im Rahmen der Gewässerstrukturkartierung (GSK). Bayerisches Landeamt für Umwelt (Auftraggeber). ÖKON Ges. für Landschaftsökologie, Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH, Kallmünz & GeoTeam GmbH, Bayreuth (Auftragnehmer).*

PETERSON R. H. (1978): *Physical characteristics of Atlantic salmon spawning gravel in some New Brunswick streams. In: Fish. Mar. Serv. Tech. Rep., No. 785, 4, S. 28.*

- PLANUNGSBÜRO ZUMBROICH (2021): Untersuchungen zur Kolmation an vier Kiesbänken im Hamburger Alsterlauf, im Auftrag des Kooperationsprojektes „Lebendige Alster“ von BUND und NABU sowie der Aktion Fischotterschutz, Hamburg.
- PULG U. (2009): Laichplätze der Bachforelle (*Salmo trutta*) in der Moosach – die Bewertung ihrer Funktionsfähigkeit, ihre Degradierung und ihre Restaurierung. Dissertation, TU München.
- REINEKE J. & T. ZUMBROICH (2021): Kolmationsmonitoring an einer Renaturierungsstrecke der Wupper, Wasser & Abfall 1-2/2021.
- SCHÄLCHLI U. (1993): Die Kolmation von Fließgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen. -Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich, Mitteilungen 124, Zürich.
- SCHÄLCHLI U. (2002): Kolmation. Methoden zur Erkennung und Bewertung. (Fischnetz-Publikation) Dübendorf.
- SCHULZE M. (2001): Schwermetalle im Sediment der niedersächsischen Elbe und ihrer Nebenflüsse oberhalb Hamburgs. Bewertung der Untersuchungsergebnisse: Sedimente: 1998-2000. Schwebstoffe: 1998-2000. NLWK Schriftenreihe Bd. 1.
- SCHWOERBEL J. (1987): Einführung in die Limnologie. (= UTB für Wissenschaft. Uni-Taschenbücher. 31). 6., überarbeitete Auflage. Fischer, Stuttgart u. a.
- SHAW P. A. & J. A. MAGA (1943): The effect of mining silt on yield of fry from salmon spawning beds. California Fish and Game. 29(1): 29-41.
- SOLBERG M. F., FJEDALL P. G., NILSEN F. & K. A. GLOVER (2014): Hatching Time and Alevin Growth Prior to the Onset of Exogenous Feeding in Farmed, Wild and Hybrid Norwegian Atlantic Salmon. PLoS ONE 9(12): e113697.
- SOULSBY C., YOUNGSON A. F., MOIR H. J. & I. A. MALCOLM (2001): Fine sediment influence on salmonid spawning habitat in a lowland agricultural stream: a preliminary assessment. The Science of the Total Environment 265: 295-307.
- STEIN, H., THURMANN C., SCHINDLER H., ZUMBROICH T. & H. J. HAHN (2018): Vergleichende ökologische Untersuchungen zur quantitativen Bestimmung der Kolmation von Fließgewässersedimenten mit dem Kolmameter nach Hahn & Zumbroich mit Vorschlägen für eine Verfahrensanweisung. Gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, DBU, AZ 33590/01.
- SYMONS P. E. K. & M. HELAND, 1978: Stream habitats and behavioural interactions of under-yearlings and yearling Atlantic salmon (*Salmo salar*). J. Fish. Res. Bd Canada 35: 175-183.
- UBA (2021): 20 Jahre Wasserrahmenrichtlinie: Empfehlungen des Umweltbundesamtes. Dessau-Rosslau, Position // Januar 2021.
- THURMANN C. & T. ZUMBROICH (2013): Resilienzvermögen von Interstitialräumen verschiedener Gewässertypen bezüglich Kolmation. In: UBA-Texte 90/2013.
- THURMANN C. (2017): Vergleich von Kolmameter-Messungen, Infiltrationsversuchen und Methoden der Kolmationserfassung zur Untersuchung der Durchströmbarkeit poröser Umweltmedien. Diplomarbeit unveröffentlicht.

- VAUX W. G. (1962): Interchange of stream and intragravel water in a salmon spawning riffle. U.S.D.I. Fish and Wildlife Service, Special Scientific Rpt., Fisheries No. 405.
- WAGNER, H. (2021): Untersuchung des Interstitialsedimentes von Gewässern im Einzugsgebiet der Unteren Sieg auf Cadmium- und Zinkgehalte, Bachelorarbeit Universität Bonn, unveröff.
- WHARTON G., MOHAJERI S. H. & M. RIGHETTI (2017): The pernicious problem of streambed colmation: a multidisciplinary reflection on the mechanisms, causes, impacts, and management challenges. WIREs Water, 4:e1231.
- WICKETT W. P. (1954): The oxygen supply to salmon eggs in spawning beds. Jour. Fish. Res. Bd. Canada 11:933-953.
- WICKETT W. P. (1958): Review of certain environmental factors affecting the production of pink and chum salmon. Jour. Fish. Res. Bd. Canada. 15(5):1103-1126.
- ZANKE U. (1982): Grundlagen der Sedimentbewegung. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- ZUMBROICH T., LAMBERTY G., RÖHRIG J. & C. THURMANN (2017): Kausalanalyse der Kolmationsproblematik in Salmonidenlaichgewässern, in: Leser, H. & J. Löffler, J.: Landschaftsökologie, 5. Auflage, Stuttgart.
- ZUMBROICH T. & H. J. HAHN (2018): Feinsedimenteinträge in Gewässer und deren Messung - Kolmation als bedeutsamer Faktor bei der Umsetzung der EG-WRRL, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung Heft 39.18, Dresden.
- ZUMBROICH T., THURMANN C. & H. J. HAHN (2018): Labor- und Feldversuche an porösen Medien zur Interpretation von Kolmametermessungen, Tagungsbericht 2017 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Hardeggen.

8 Anhang

8.1 Auswertung bestehender Daten und Kartierungen

Erhebungen zum Naturbrutaukommen

LIMNOPLAN (2012): Kontrollen zum Aufkommen von 0+ Lachsen aus natürlicher Reproduktion in Gewässern des Einzugsgebietes der Sieg in der Saison 2011/12 Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, als Beitrag zum Wanderfischprogramm NRW, LimnoPlan – Fisch und Gewässerökologie, Erftstadt, 27 S.

LIMNOPLAN (2013): Kontrollen zum Aufkommen von 0+-Lachsen aus natürlicher Reproduktion in Gewässern des Einzugsgebietes der Sieg in der Saison 2012/13 – Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, als Beitrag zum Wanderfischprogramm NRW, LimnoPlan – Fisch und Gewässerökologie, Erftstadt, 28 S.

LIMNOPLAN (2014): Kontrollen zum Aufkommen von 0+-Lachsen aus natürlicher Reproduktion in Gewässern im Einzugsgebiet der Sieg in der Saison 2013/14 – Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, als Beitrag zum Wanderfischprogramm NRW, LimnoPlan – Fisch und Gewässerökologie, Erftstadt, 39 S.

LIMNOPLAN (2015): Kontrollen zum Aufkommen von 0+-Lachsen aus natürlicher Reproduktion in Gewässern im Einzugsgebiet der Sieg in der Saison 2014/15 – Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, als Beitrag zum Wanderfischprogramm NRW, LimnoPlan – Fisch und Gewässerökologie, Erftstadt, 39 S.

LIMNOPLAN (2016): Kontrollen zum Aufkommen von 0+-Lachsen aus natürlicher Reproduktion in Gewässern im Einzugsgebiet der Sieg in der Saison 2015/16 – Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, als Beitrag zum Wanderfischprogramm NRW, LimnoPlan – Fisch und Gewässerökologie, Erftstadt, 39 S.

LIMNOPLAN (2017): Kontrollen zum Aufkommen von 0+-Lachsen aus natürlicher Reproduktion in Gewässern im Einzugsgebiet der Sieg in der Saison 2016/17 – Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, als Beitrag zum Wanderfischprogramm NRW, LimnoPlan – Fisch und Gewässerökologie, Erftstadt, 38 S.

Kartierung von potenziellen Lachslaichhabitaten (Bröl)

NEMITZ A. & F. SEREDSZUS (2002): GIS-gestützte Kartierung von potenziellen Lachslaichhabitaten im Einzugsgebiet der Bröl - Endbericht einer Teilstudie aus dem Forschungsprojekt der Universität Köln: „Entwicklung eines wasserwirtschaftlichen Gesamtkonzeptes zur ökologischen Sanierung von Fließgewässern und deren Interstitial“, im Auftrag des MUNLV.

Kartierung von Großsalmonidenlaichplätzen

DIRKSMEYER J. (2006): Kartierungen von Großsalmonidenlaichgruben in den Einzugsgebieten der Bröl und der Dhünn – Auswertungen der Laichsaisons 2004/2005 und 2005/2006 – Unveröffentlichte Studie im Auftrag der Sieg Fischerei-Genossenschaft Hennef.

DIRKSMEYER J. (2007): Kartierungen von Großsalmonidenlaichgruben in den Einzugsgebieten der Dhünn, der Agger und der Bröl – Laichsaison 2006/2007 – Unveröffentlichte Studie im Auftrag der Bezirksregierung Arnsberg.

SCHABERT A., ROCHOL, F. & ST STAAS (2008): Erfassung von Großsalmonidenlaichplätzen in Gewässern der Einzugsgebiete von Sieg und Dhünn in der Saison 2007/08 - Unveröffentlichte Studie im Auftrag der Bezirksregierung Arnsberg, als Beitrag zum Wanderfischprogramm NRW, LimnoPlan – Fisch- und Gewässerökologie, Ertstadt, 24 S.

SCHABERT A., ROCHOL, F. & ST STAAS (2009): Erfassung von Großsalmoniden- und Neunaugenlaichplätzen in Gewässern der Einzugsgebiete von Sieg und Dhünn in der Saison 2008/09 - Unveröffentlichte Studie im Auftrag des LANUV NRW, als Beitrag zum Wanderfischprogramm NRW, LimnoPlan – Fisch- und Gewässerökologie, Ertstadt, 26 S.

LIMNOPLAN (2010): Erfassung der Laichplätze von Langdistanzwanderfischen und Rundmaularten in Gewässern der Einzugsgebiete von Sieg und Dhünn in der Saison 2009/10 - Unveröffentlichte Studie im Auftrag des LANUV NRW, als Beitrag zum Wanderfischprogramm NRW, LimnoPlan – Fisch- und Gewässerökologie, Ertstadt, 41 S.

Jungfischhabitatkartierung Atlanischer Lachs

NEMITZ A. (2002): Kartierung von Jungfischhabitaten des Atlantischen Lachses im Einzugsgebiet der Sieg - Unveröffentlichte Studie im Auftrag der LÖBF, 6 S.

8.2 Beschreibung der Probestellen

Agger

Die im Rahmen des vorliegenden Projektes betrachteten Abschnitte der Agger sind, mit Ausnahme der Probestelle A-1, nach OFWK, Auflage 3D (2013) dem Fischgewässertyp *Äschentyp Mittelgebirge* zugeordnet. Lediglich Probestelle A-1 gehört noch zum *Oberen Barbentyp Mittelgebirge*. Die bei der Ortschaft Meinerzhagen auf einer Höhe von 438 m ü. NHN entspringende Agger hat insgesamt eine Lauflänge von 69,5 km und ein Einzugsgebiet von rund 816 km². Das direkte Umfeld ist landwirtschaftlich und durch Siedlungsgebiete geprägt. Leitbild gemäß LAWA ist Typ 9: Silikatischer, fein- bis grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss.

Die Agger bis zur Staustufe Ehreshoven (Stat.-Km. 26.4), welche in Absprache mit dem Wanderfischprogramm betrachtet werden sollte, weist aufgrund ihres Ausbauzustandes eine mäßig bis sehr stark veränderte Sohlenstruktur auf. Entsprechend sind regelmäßig vorkommende Pool-Riffle-Sequenzen mit hoher Tiefenvarianz, wie sie gemäß Leitbild zu erwarten wären, eher selten.

Künstliche Sohlstufen durch Blocksteine sowie natürliche Schnellen kommen je nach Abschnitt hingegen häufiger vor, wobei oberhalb derer selten ausgeprägte Pool-Strukturen (Kolke) vorhanden sind. Vielmehr schließen sich gewässeraufwärts oft einheitlich strukturierte, gleichmäßig fließende Bereiche an.

Das Sohlsubstrat der Agger besteht überwiegend aus Kies, Grobkies, Schotter und Steinen. Kies und Grobkies dominieren vor allem in flachen Innenkurven mit herabgesetzter Strömung. Kies- und Schotterbänke, teils mit Inselbildung, finden sich insbesondere an Gleithängen in Innenkurven, aber durchaus auch in gestreckten, als mäßig verändert bewerteten Sohlbereichen. Da Lachslaichhabitate auch bei niedrigen Abflüssen überströmt sein sollten, erwies sich die Auswahl eines potenziellen Laichhabitates oftmals als Kompromiss zwischen ausreichender Wassertiefe und geeignetem Substrat (mit dominierender Korngröße von 2 bis 10 cm).

Probestelle A-1

Probestelle A-1 liegt unmittelbar unterhalb der Mündung der Sülz in die Agger im Stadtgebiet von Lohmar.

Gegenüber der Sülzmündung befindet sich eine langgestreckte Uferbank aus Kies und Schotter, welche bei Niedrigwasserabfluss mehrere Meter in die Agger hineinreicht. Erwartungsgemäß nimmt die Korngröße vom Ufer hin zum Stromstrich zu. Unterhalb der geplanten Probestelle schließt sich eine ausgedehnte Schnelle an, linksseitig unterbrochen durch kleine Buhnen aus Blocksteinen. In dieser Schnelle, aber auch oberhalb der Probestelle, wurden im Rahmen des mehrjährigen Monitorings zum Naturbrutauferkommen Jungfische, wenn auch in relativ geringer Zahl, nachgewiesen.

Nach NEMITZ (2002) ist dies ein in unmittelbarer Nähe liegendes, geeignetes Jungfischhabitat. Am rechten, mit Blocksteinen verbauten Ufer verläuft eine leicht eingetiefte Rinne. Hinter den Buhnen befinden sich Kolke sowie ein großer Sturzbaum, welche Lachsen als Einstände dienen könnten. Zwei simulierte Laichplätze mit jeweils vier Brutbehältern wurden am Übergang zwischen Bereich unterhalb der Sülzmündung und dem Scheitelpunkt der dann folgenden Schnelle (bzw. Riffel/Rausche) angelegt.

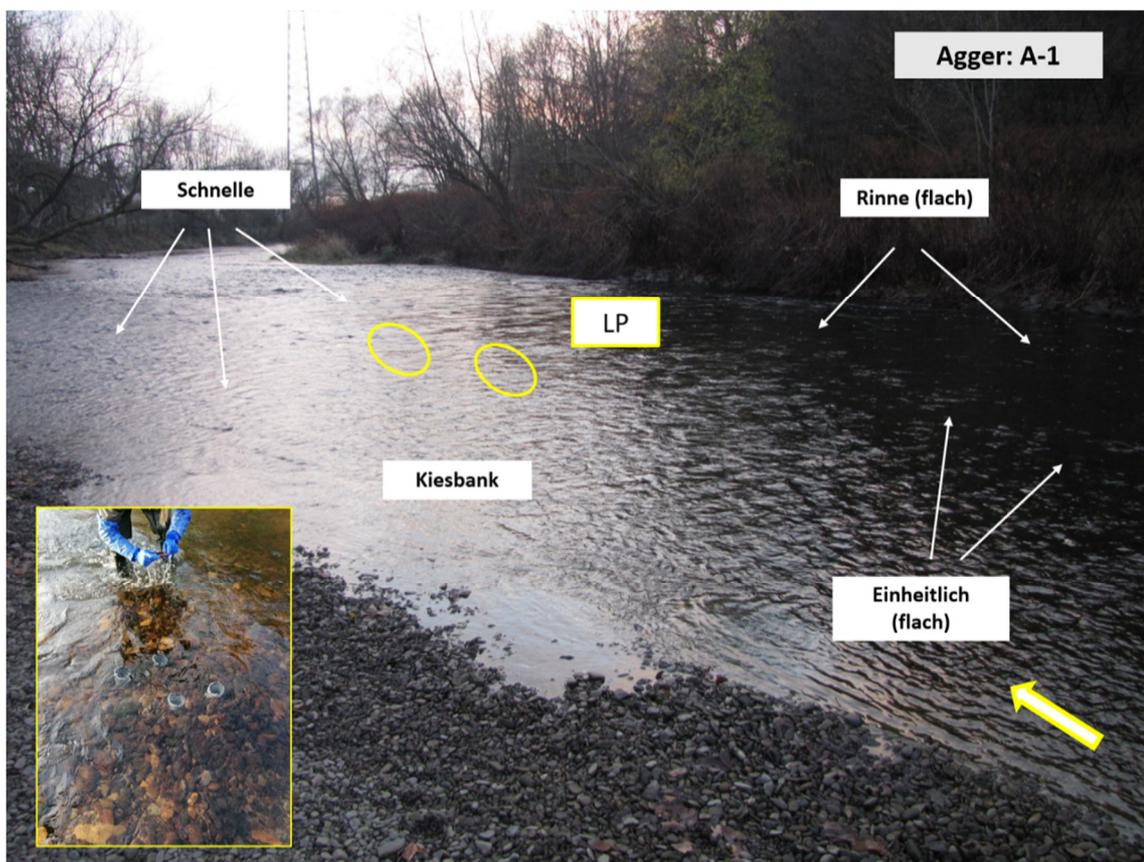


Abbildung 54: Blick in Fließrichtung auf Probestelle A-1.

Probestelle A-2

Probestelle A-2 liegt auf Höhe des Lohmarer Ortsteils Donrath, etwa 150 m unterhalb einer scharfen Kurve der Agger.

Ein besonderes Merkmal dieses Probereiches ist die sehr gute Bewertung der Sohle mit unverändert (Hauptparameter Sohlstruktur = unverändert, Hauptparameter Längsprofil = gering verändert) gemäß Gewässerstrukturgüte.

Das unverbaute, rechte Ufer geht unmittelbar in einen bewaldeten Abhang über. Hier befinden sich u. a. Sturzbäume und überhängende Uferbäume, welche optimale Unterstandsstrukturen für Laichfische darstellen. Am rechten Ufer verläuft eine leicht eingetiefte Rinne, während der darüber liegende Bereich eher einheitliche Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten aufweist.

Linksseitig verläuft eine langgezogene Bank aus überwiegend grobkiesigem Substrat in der obersten Deckschicht. Unterhalb dieser schließt sich eine längere Riffelstrecke an.

Das Sohlsubstrat an diesem Laichhabitat ist in der Deckschicht gröber und besteht überwiegend aus Steinen, die vor allem mit Grobkiesen ($\varnothing < 10$ cm) vergesellschaftet sind.

Es wurden zwei simulierte Laichplätze mit jeweils vier Brutbehältern an oder nahe dem Scheitelkopf der Schnelle und dem oberhalb liegenden relativ einheitlich strukturierten Bereich angelegt.

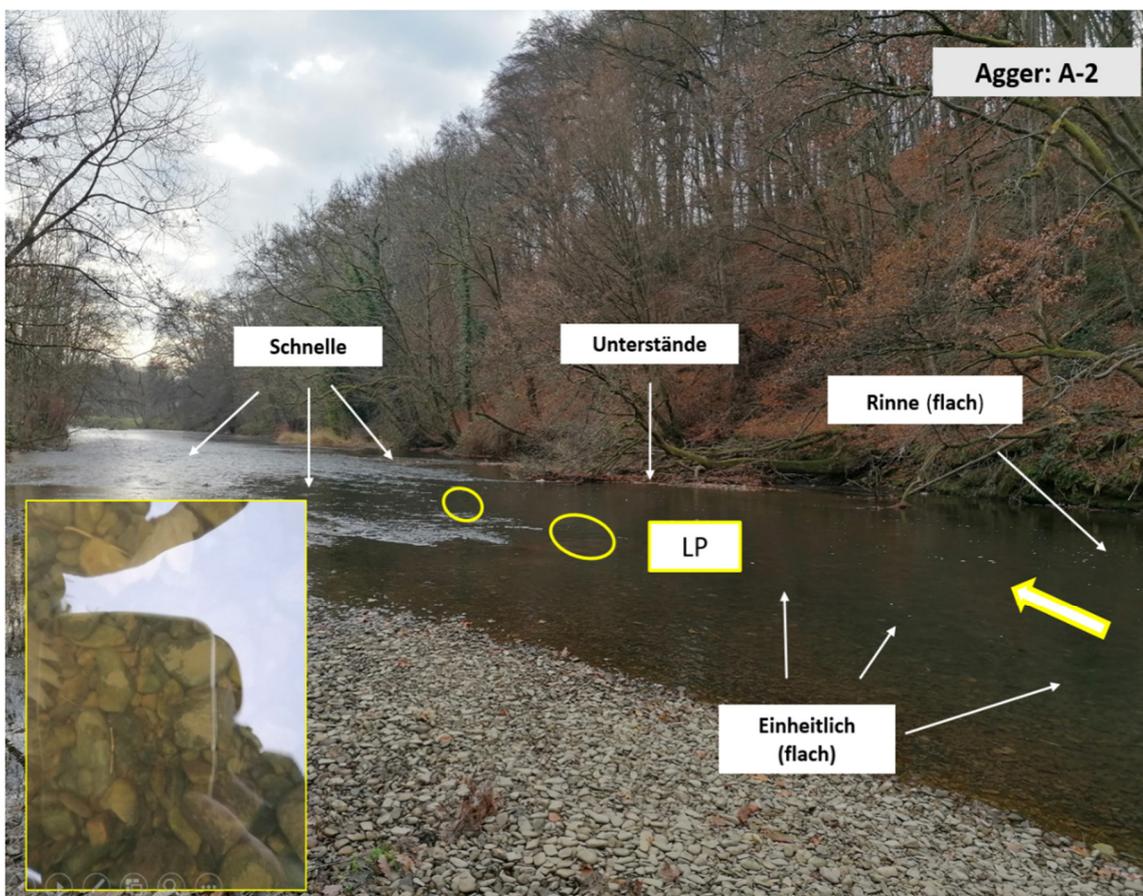


Abbildung 55: Blick in Fließrichtung auf Probestelle A-2.

Probestelle A-3

Probestelle A-3 liegt nördlich des Lohmarer Ortsteils Höngesberg kurz unterhalb eines Campingplatzes am Ende einer sanften Rechtskurve der Agger.

Der Bereich zeichnet sich durch eine homogene Sohlstruktur aus, wobei sich an der linken Uferseite, bedingt durch das Auslaufen einer sanften Kurve, eine mäßig vertiefte Rinne gebildet hat.

Das linke, mit Bäumen bestandene Ufer ist mit Blocksteinen verbaut und es findet sich eine Reihe kleiner Buhnen mit mäßig vertieften Kolken, welche Laichfischen als Sammel- und Ruhebereiche dienen könnten.

Am rechten Ufer verläuft eine Uferbank aus Kiesen und Steinen, die in eine kurze Schnelle übergeht. Durch eine Verengung des Flussbettes aufgrund einer kleinen Buhne erhöhen sich die Fließgeschwindigkeiten deutlich.

Das Sohlsubstrat ist grob mit überwiegend Grobkies und Schotter sowie teils mit Steinen von über 10 cm Durchmesser durchsetzt. Unterhalb der Brücke nach Höngesberg, in etwa 150 m Entfernung von Stelle A-3, konnte in der Vergangenheit Naturbrut nachgewiesen werden.

Es wurden zwei künstliche Laichplätze mit jeweils vier Brutbehältern versetzt hintereinander angelegt werden.

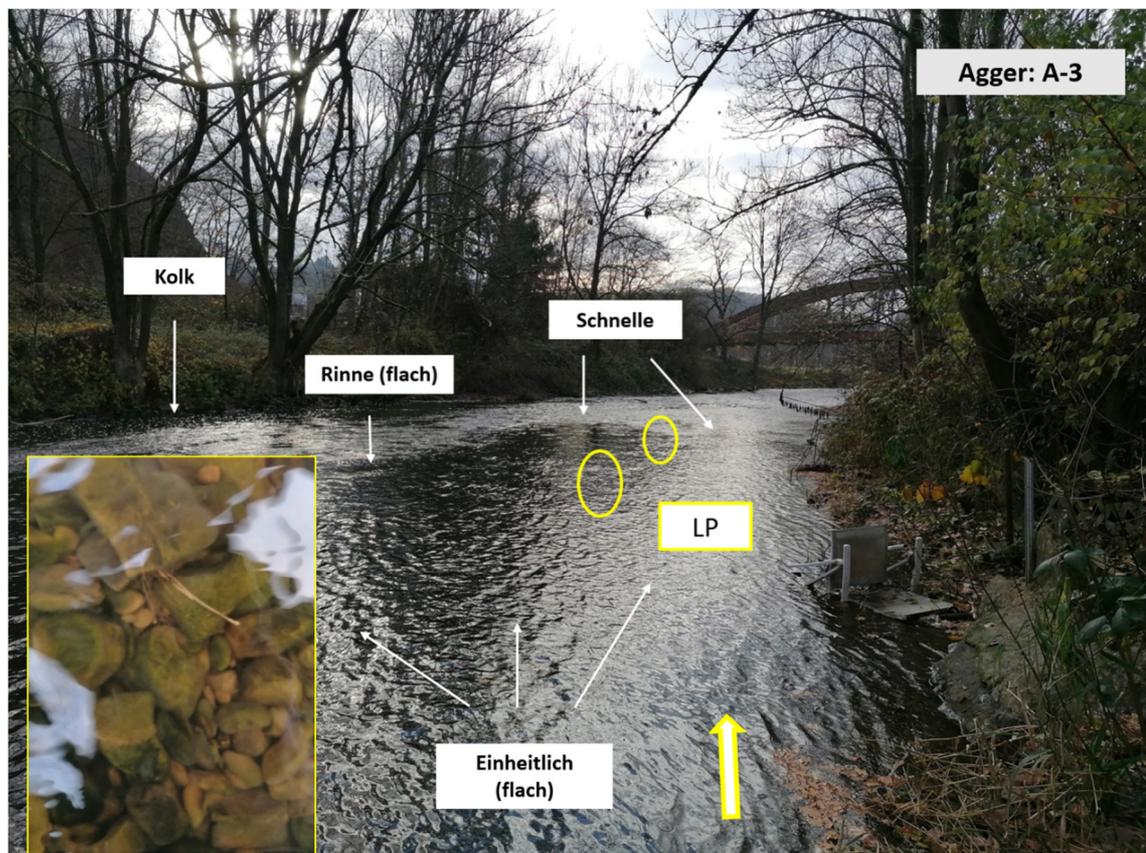


Abbildung 56: Blick in Fließrichtung auf Probestelle A-3.

Probestelle A-4

Probestelle A-4 liegt nordwestlich des Lohmarer Ortsteils Neuhonrath am Ende einer weitgezogenen Linkskurve der Agger und etwa 50 m unterhalb der Probestelle A-5. Da sich beide Probestellen strukturell her stark unterscheiden, wurden sie als eigenständige Probestellen ausgewiesen.

Probestelle A-4 liegt am auslaufenden Ende einer langgestreckten Grobkiesbank im Übergangsbereich von einer rechtsseitig verlaufenden tiefen Rinne zu einer die gesamte linke Seite einnehmenden Schnelle.

Trotz einer an dieser Stelle relativ hohen Tiefenvarianz, ist der Gesamtabschnitt bezüglich der Sohlstruktur gemäß Gewässerstrukturgüte als deutlich verändert und bezüglich des Längsprofils als mäßig verändert bewertet.

Das Substrat besteht zu großen Teilen aus Grobkies und Steinen mit einem moderaten Anteil an Kiesen. Durch die Lage an der Kante der von links hinabziehenden Längsbank ist davon auszugehen, dass aus der tiefen rechtsseitigen Rinne Oberflächenwasser in das Substrat drückt. Beide Ufer sind mit Blocksteinen verbaut und mit Bäumen bewachsen.

Morphologisch ist die Stelle als fast idealtypisch für Lachslaichhabitate einzustufen, nur dass potenzielle Laichplätze nicht quer, sondern schräg zur Fließrichtung gelagert sind und die Fläche recht begrenzt ist.

Der Auslauf der rechtsseitigen Rinne hat am Ufer kurz vor einem Sturzbaum einen tieferen Kolk gebildet. Hier wurde ein simulierter Laichplatz mit vier Brutbehältern angelegt.

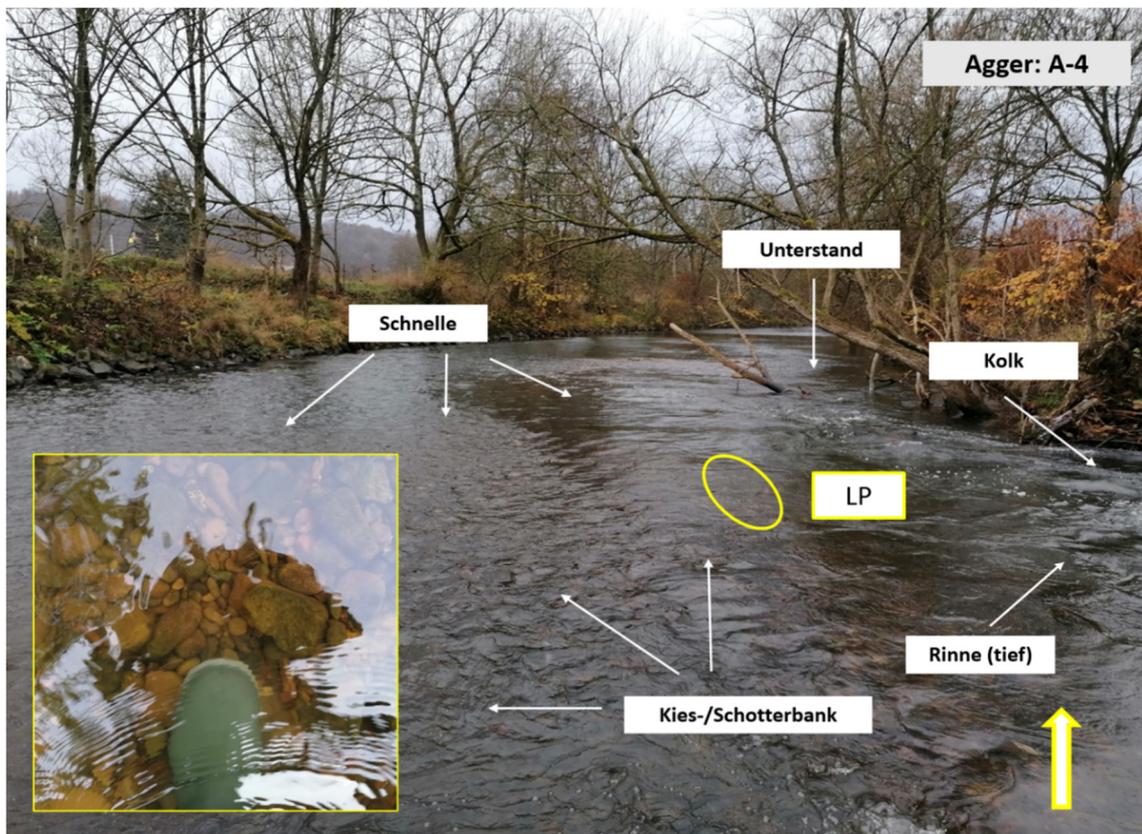


Abbildung 57: Blick in Fließrichtung auf Probestelle A-4.

Probestelle A-5

Probestelle A-5 liegt zwar nur knapp 50 m oberhalb von Probestelle A-4, hat aber einen anderen Charakter.

Trotz ähnlicher Bewertung der Gewässerstruktur (befinden sich im selben Kartierungsabschnitt), zeichnet sich die Stelle durch eine deutlich sichtbare Zunahme des Gefälles vor Beginn einer Schnelle aus.

Die Ufer sind beidseitig verbaut und mit Gehölzen bewachsen, wobei am linken Ufer und in Fließrichtung eine Profilaufweitung in eine buhlenähnliche Struktur übergeht. Auf der linken Seite des Rauschenkopfes liegt eine Reihe von Blocksteine lose verteilt auf der Sohle, womöglich ein Leitwerk zur Einengung des Gewässerprofils. Direkt dahinter hat sich die an Probestelle A-4 angesprochene linksseitige Schnelle ausgeprägt. Oberhalb von A-5 befindet sich ein ruhig fließender, recht einheitlich tiefer Bereich.

Das Sohlssubstrat ist hier grobkiesig mit Schottern und einigen Steinen.

Eine Besonderheit, und somit ein wichtiger Grund zur Auswahl, liegt in einem aktiven Laichplatz, der hier bei der Begehung nahe dem rechten Ufer aufgefunden worden war. Ob es sich um einen vollständig durch Lachs oder Meerforelle zur Eiablage genutzten Laichplatz handelt oder vielmehr um einen oder mehrere Anlageversuche, konnte abschließend nicht beurteilt werden. Die deutlich erkennbare Stelle (hell scheinendes, umgewühltes Substrat) ist etwa 3 m lang und 2,5 m breit und von der Form eher in einen oberen und unteren Bereich zweigeteilt, was für mehrfache Grabungen spricht.

Der simulierte Laichplatz wurde links von dieser Stelle angelegt und mit vier Brutbehältern bestückt. Zusätzlich wurden zwei Kontrollbehälter etwa 2 m oberhalb der angenommenen aktiven Laichplätze in ca. 10 cm Tiefe vergraben.



Abbildung 58: Aufnahme des in Fließrichtung links liegenden Teils des möglichen Laichplatzes an A-5.

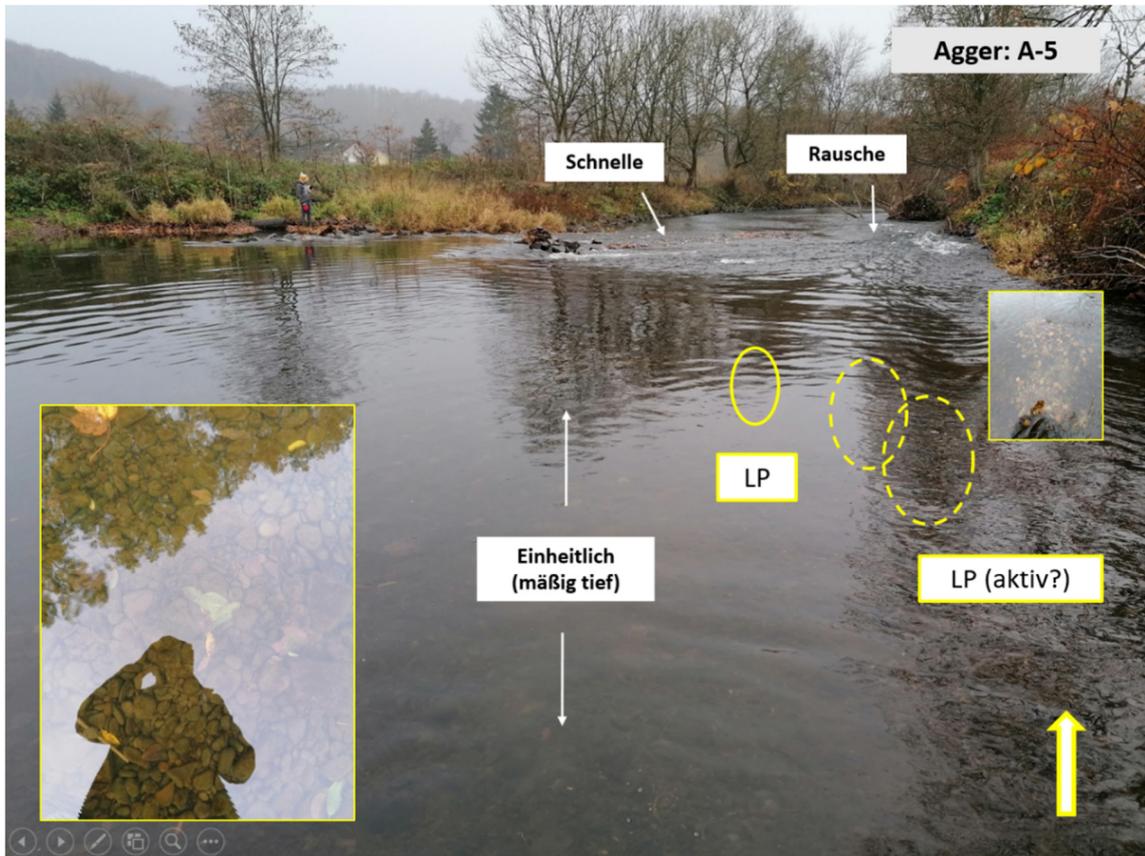


Abbildung 59: Blick in Fließrichtung auf Probestelle A-5.

Probestelle A-6

Probestelle A-6 liegt im Stadtgebiet von Overath in einer langgezogenen Linkskurve zwischen zwei Schnellen. Die oberhalb liegende Schnelle wird rechtsseitig durch eine flache Buhne aus Blocksteinen eingengt. Dahinter hat sich ein ruhigerer Bereich mit Kolk ausgebildet. Die unterhalb liegende Schnelle (etwa 10 m unterhalb der simulierten Laichplätze) geht rechtsseitig in eine stark strömende Rausche über.

Die Sohlstruktur ist gemäß Gewässerstrukturgüte als deutlich verändert, das Längsprofil als mäßig verändert bewertet.

Am rechten Ufer befinden sich in regelmäßiger Abfolge mehrere kleine Blocksteinbuhnen mit anschließenden tieferen Rinnen und beruhigter Strömung, welche Laichtieren gegebenenfalls als Ruhe- und Sammelzonen dienen könnten.

Auf der linken Seite befindet sich eine langgezogene, eher schwach überströmte Uferbank aus Grobkies, Schotter und höheren Anteilen an Steinen, jedoch mit einem zur Gewässermittle abnehmenden Anteil an kleineren Schottern oder Grobkiesen.

Ein wichtiger Grund für die Wahl dieser Probestelle liegt darin, dass auf dieser Strecke in der Vergangenheit Großsalmonidenlaichplätze kartiert worden waren. Unterhalb der Probestelle wurden in der Vergangenheit beim Monitoring zum Naturbrutaufrücken Jungfische erhoben, wenn auch in relativ geringer Zahl.

Es wurden hintereinander und leicht seitlich versetzt zwei Laichplätze mit jeweils vier Brutbehältern simuliert.

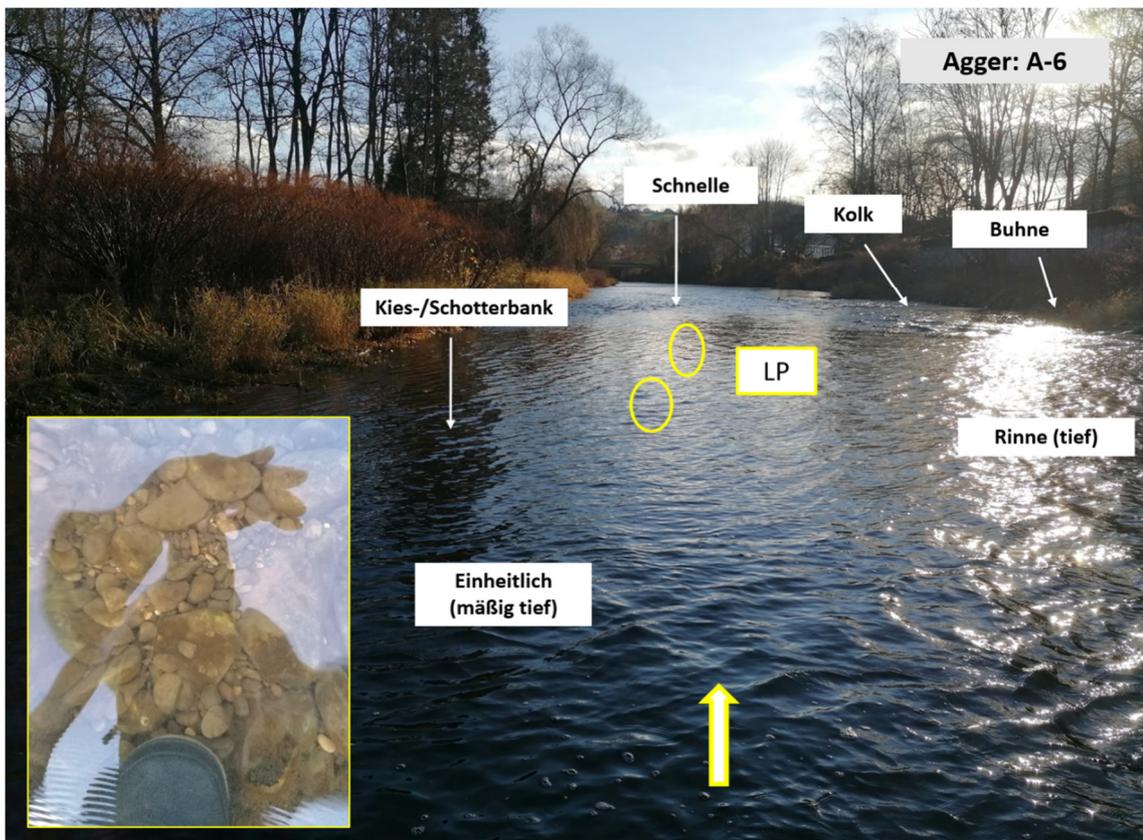


Abbildung 60: Blick in Fließrichtung auf Probestelle A-6.

Sülz

Der für die Untersuchungen ausgewählte Bereich an der Sülz reicht von der Mündung in die Agger bis etwa zur Ortschaft Immekeppel (Stat.-Km. 17,1) wobei – wie auch an den anderen Untersuchungsgewässern – aus zeitlichen Gründen nicht der gesamte Streckenabschnitt abgegangen werden konnten.

Nach Angaben des Wanderfischprogramms wurden in der Vergangenheit an der Sülz die meisten Aktivitäten von Großsalmoniden beobachtet. Die gesamte Strecke entspricht dem Fischgewässertyp *Äschentyp Mittelgebirge* (nach OFWK, Auflage 3D 2013) sowie dem LAWA Fließgewässertyp 9: *Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse*.

Die Sülz, welche bei Siemerkusen (Gemeinde Marienheide) auf einer Höhe von 126 m ü. NHN entspringt, hat eine Länge von 48,5 km und ein Einzugsgebiet von rund 245 km². Das direkte Umfeld in dem hier betrachteten Fließgewässerabschnitt ist überwiegend landwirtschaftlich oder durch Siedlungsgebiete geprägt

Strukturell ist die Sohle selten besser als deutlich verändert bewertet, was mit dem fast vollständigen Ausbau des Gewässers einhergeht. Lediglich zwischen Stat.-Km. 2,6 und 3,3 befindet sich ein im Jahr 2003 renaturierter Abschnitt⁴.

Im Rahmen der Begehungen und durch Auswertung von Luftbildern finden sich wenige Längsprofilstrukturen, welche als potenzielle Laich- und Jungfischhabitats für Salmoniden geeignet sein könnten. Vielmehr bieten lange Streckenabschnitte einen eher uniformen Verlauf im Längsprofil. Lediglich abschnittsweise häufig vorkommende, künstliche Sohlstufen aus Blocksteinmaterial erhöhen lokal die Tiefenvarianz und sorgen für eine Erhöhung der Substrat- und Strömungsdiversität.

Schnellen bzw. Rauschen mit Schotter und Grobkies als dominierende Substrattypen finden sich an mehreren Stellen. Bei den Begehungen zeigte sich das Substrat ansonsten überwiegend als Schotter, seltener als gerundeter Kies und Grobkies, mit hohen Anteilen an Steinen.

Dennoch ist die Sülz, neben der Agger (siehe Probereich A-5), das einzige Untersuchungsgewässer, in dem durch die Bearbeiter potenziell aktive Laichplätze von Großsalmoniden angetroffen werden konnten. Dass die Sülz als Laichgewässer von Großsalmoniden genutzt wird bestätigt nicht nur das Wanderfischprogramm, sondern auch der in der Vergangenheit erhobene Nachweis von Naturbrutaufkommen an mehreren Stellen.

Zu Beginn der Feldarbeiten waren vier Probestellen zur Anlage simulierter Laichplätze ausgewählt worden. Aufgrund anhaltender, erhöhter Abflüsse an den Bearbeitungsterminen konnte lediglich Probestelle S-1 bearbeitet werden.

⁴ <https://www.flussgebiete.nrw.de/renaturierung-der-suelzaue-bei-lohmar-874>

Probestelle S-1

Probestelle S-1 liegt kurz oberhalb der im Jahr 2003 renaturierten Gewässerabschnitte im Unterlauf der Sülz, etwa 20 m unterhalb einer Sohlschwelle und ca. 10 m oberhalb des Beginns einer kurzen Rausche.

Gemäß Gewässerstrukturgüte ist die Sohlstruktur als stark verändert und das Längsprofil als mäßig verändert bewertet.

Das Substrat ist vom Ufer aus in Richtung Gewässermittle zunehmend grob und durch einige große Steine sowie teils Blöcken durchsetzt. Zusätzlich finden sich ausreichend Anteilen an Kies und Grobkies. Die oberflächlichen Zwischenräume sind mit lehmig-sandigem Feinsediment bedeckt. Nach Mitteilung eines Mitgliedes des örtlichen Angelvereins (Herr Prof. Lohmar) finden sich in den Renaturierungsabschnitten mächtige Auflagen aus lehmigen Feinsediment. Möglicherweise werden diese durch aus oberhalb liegenden landwirtschaftlichen Flächen vermehrt eingetragen.

Die mit naturnahen Gehölzen bestandenen Ufer zeigen beidseitig keinen Verbau, dennoch ist die Breitenvarianz kurz vor der Renaturierungsstrecke gering.

Als Rückzugsorte und Unterstände dienende Strukturen wie u. a. Totholz kommen, mit Ausnahme überhängender Vegetation, nicht vor. Das Längsprofil ist im Bereich der Probestelle einheitlich mit geringer Tiefenvarianz, wobei sich linksseitig eine in die nachfolgende Schnelle übergehende Uferlängsbank aus Kies und Schotter ausgeprägt hat.

Innerhalb der Renaturierungsstrecke konnten in der Vergangenheit Naturbrutauflagen, wenn auch in geringer Dichte, nachgewiesen werden.

Es wurden zwei Laichplätze mit je vier Brutbehältern kurz untereinander nahe dem linken Ufer angelegt.



Abbildung 6 1: Blick in Fließrichtung auf Probestelle S-1.

Bröl

Die Bröl und die oberhalb Bröleck anschließende sogenannte Homburger Bröl werden im Rahmen der Untersuchungen als ein Gewässer mit fortlaufenden Probestellenummern behandelt.

Die Bröl (inklusive Homburger Bröl) entspringt beim Waldbröler Ortsteil Hermesdorf auf einer Höhe von 368 m ü. NHN und weist eine Lauflänge von 45,1 km sowie ein Einzugsgebiet von rund 213 km² auf.

Die Bröl von der Mündung bis Bröleck entspricht dem LAWA Fließgewässertyp 9: *Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse* sowie dem Fischgewässertyp *Äschentyp Mittelgebirge* (nach OFWK, Auflage 3D 2013). Die Homburger Bröl entspricht dem LAWA-Typ 5 *Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche* und dem Fischgewässertyp *Unterer Forellentyp Mittelgebirge*. Im Gegensatz zu Agger und Sülz, deren Umfeld überwiegend landwirtschaftlich oder durch Siedlungsflächen geprägt sind, verlaufen lange Strecken der Bröl, beispielsweise ab der Ortschaft Bröl bis Bröleck (etwa Stat.-Km 3), durch Wald oder als Grünland genutzte Gebiete.

Die Bröl ist insbesondere ab der Einmündung des Derenbaches bei Stat.-Km. 3,38 aufwärts, wesentlich naturnäher gemäß der Gewässerstrukturgüte bewertet. Es finden sich vergleichsweise viele kaum ausgebaute Abschnitte mit naturnahen Schnellen-Stillen-Sequenzen, großer Breitenvarianz und entsprechend guten Bewertungen für die meisten Hauptparameter. Auch Großsalmonidenlaichplätze wurden im Rahmen von Kartierungen zwischen 2004 bis 2010 über nahezu den gesamten Gewässerlauf (bis Einmündung des Suthbach bei Herfterath (Stat.-Km. 25,8) nachgewiesen.

Trotz der guten Bewertungen fiel bei der Begehung hinsichtlich des Sohlssubstrates auf, dass Substrate mit grober Körnung (Schotter und Steine) dominant sind. Feinere Körnungen, so auch Kies und Grobkies, sind in akkumulierter Form selten und finden sich häufig nur sehr lokal beispielsweise an Uferlängsbänken.

Bei der Laichhabitatkartierung aus dem Jahre 2002 konnten selbst in als *gering verändert* bewerteten Abschnitten keine als „hoch“ bewertete Laichhabitate (ab Bewertungspunktzahl 10 aufwärts) nachgewiesen werden.

Zu Beginn der Feldarbeiten waren vier Probestellen zur Anlage simulierter Laichplätze ausgewählt worden. Aufgrund anhaltender, erhöhter Abflüsse an den Bearbeitungsterminen konnten lediglich Probestelle BH-1 und BH-3 bearbeitet werden. Die Bezeichnung der Probestellen wurden beibehalten.

Probestelle BH-1

Probereich BH-1 liegt nah an der Mündung der Bröl in die Sieg bei Müschmühle. Sie wurde durch den Fischwirtschaftsmeister Sven Wohlgemuth (Wanderfischprogramm) als Probestelle empfohlen.

Gemäß Gewässerstrukturgüte ist die Sohlstruktur und das Längsprofil als deutlich verändert bewertet.

Die rechte Uferseite ist mit Blocksteinwurf sowie mehreren, kurz hintereinander folgenden kleinen Buhnen aus teils sehr großen Blöcken verbaut. Hinter den Buhnen haben sich ruhige, leicht eingetiefte, kolkähnliche Strukturen gebildet, welche Laichfischen als Unterstände dienen könnten. Uferbewuchs mit Gehölzen fehlt im Bereich der Probestellen.

Linksseitig befindet sich eine langgezogene Grobkies- und Schotterbank, an der sich die Wassertiefe langsam verringert. Am Kopf dieser Uferlänksbank hat sich in Ufernähe oberhalb einer natürlichen Sohlschwelle ein leicht erhöhter Sohlenbereich mit einer relativ günstigen Korngrößenzusammensetzung gebildet.

Das Sohlsubstrat besteht hier hauptsächlich aus Grobkies und Schottern, jedoch häufig durchsetzt von Steinen. Die Deckschicht weist einen dünnen und lockeren Bewuchs von Fadenalgen auf.

Es wurden zwei künstliche Laichplätze untereinander sowie seitlich versetzt angelegt und mit jeweils vier Brutbehältern bestückt.

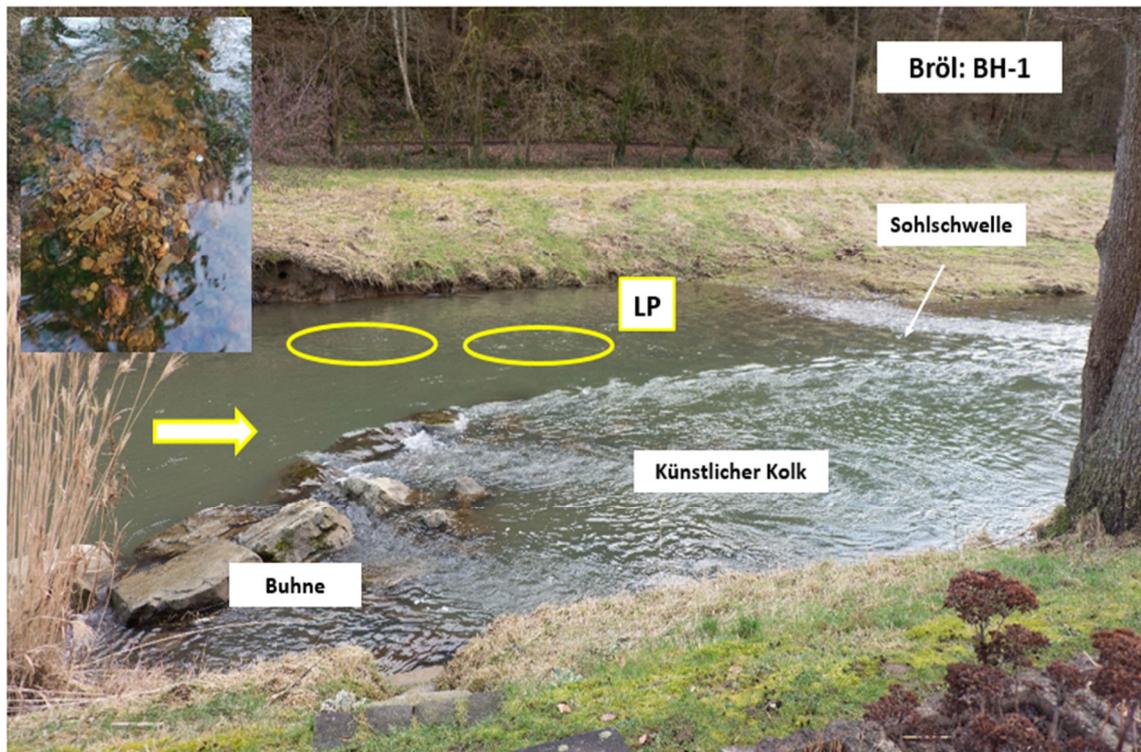


Abbildung 62: Blick auf Probestelle BH-1.

Probestelle BH-3

Probestelle BH-3 liegt südlich der Ortschaft Schöneshof (Gemeinde Neunkirchen-Seelscheid). Hier fließt die Bröl durch eine enge Linkskurve, auf deren Scheitelpunkt sich die Probestelle befindet.

Die Probestelle zeichnet sich, wenn auch nur für ein sehr kurzes Stück von ca. 10 m, durch eine besonders gute Bewertung aus der Laichhabitatkartierung aus (12 von 14 Punkten). Gemäß Gewässerstrukturgüte ist die Sohlstruktur als gering verändert und das Längsprofil als mäßig verändert bewertet.

Die Probestelle liegt am unteren Ende einer breiten Uferbank aus (Grob-)Kies sowie einem hohen Anteil an Schottern und einigen Steinen. Das Sohlsubstrat ist insgesamt von gröberer Körnung (\varnothing 8-12 cm), enthält aber auch Kiese und Grobkiese. Einige eingelagerte Blocksteine stören allerdings die Qualität des Laichhabitats.

Der Lauf ist verengt, während sich etwa 15 m oberhalb eine Schnelle befindet, in welcher in der Vergangenheit Naturbrut in geringer Dichte nachgewiesen werden konnte. Am Prallhang verläuft eine tiefere Rinne, die zum Auslauf der Kurve hin in eine weitere Schnelle übergeht.

Durch die tiefe Rinne am gegenüberliegenden, mit Blocksteinen verbauten Ufer ist eine Durchströmung des Sedimentes durch Oberflächenwasser anzunehmen. Klassische Unterstände für rastende Laichfische finden sich nicht, auch wenn ein Sturzbaum direkt gegenüber etwas Deckung zu geben vermag.

Es konnten zwei untereinander liegende Laichplätze simuliert und mit jeweils vier Brutbehältern bestückt werden.

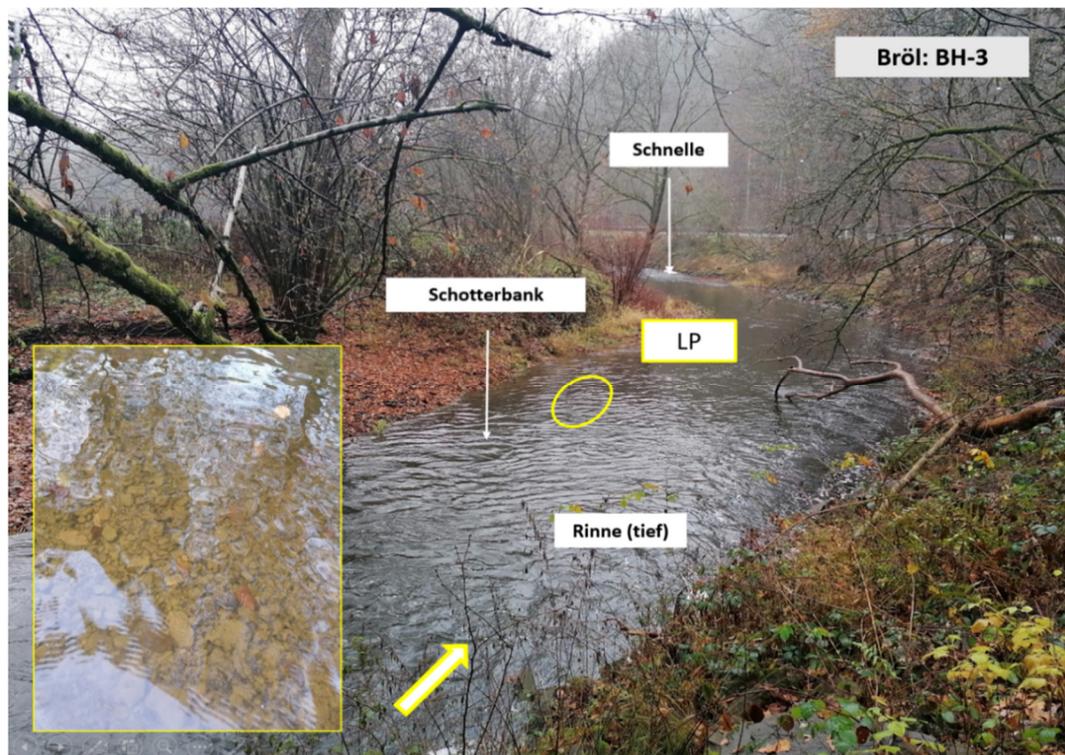


Abbildung 63: Blick in Fließrichtung auf Probestelle BH-3.

Waldbrölbach

Der auch kurz ‚Waldbröl‘ genannte Waldbrölbach entspringt westlich des Waldbröler Stadteils Escherhof auf einer Höhe von 370 m ü. NHN, hat eine Lauflänge von 20,4 km und ein Einzugsgebiet von rund 68 km².

Der für die Untersuchungen ausgewählte Bereich beschränkt sich von der Mündung in die Bröl bis etwa Ruppichterroth (Stat.-Km. 6.5). da in diesem Gewässerabschnitt in der Vergangenheit Großsalmonidenlaichplätze und Naturbrutauflkommen nachgewiesen werden konnten.

Die Waldbröl entspricht dem Fischgewässertyp Äschentyp Mittelgebirge (nach OFWK, Auflage 3D 2013) sowie dem LAWA Fließgewässertyp 5 (2013): Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche.

Auch wenn der Name anderes erwarten lässt, fließt die Waldbröl nur in kürzeren Abschnitten vollständig durch bewaldete Gebiete. Vielmehr dominieren landwirtschaftliche Flächen und Siedlungsgebiete das Umfeld.

Die Waldbröl ist überwiegend um die Siedlung Schönenberg am letzten Abschnitt vor der Mündung in die Bröl bezüglich der Sohlstruktur und des Längsprofil gemäß Gewässerstrukturgüte etwas besser bewertet (mäßig verändert bis deutlich verändert). Etwa ab dem Ruppichterother Ortsteil Ahe verschlechtern sich die Bewertungen mit Tendenz zu deutlich und stark verändert. Somit sind natürliche, leitbildentsprechende Schnellen-Stillen-Sequenzen mit entsprechender Tiefenvarianz selten. Lediglich künstliche Sohlschwellen sind recht häufig.

Die Zusammensetzung des Sohlsubstrates ähnelt derjenigen der Bröl. Größere Schotter sowie Steine wurden bei der Begehung als dominant wahrgenommen. Ansammlungen von Kies und Grobkies, mit von Lachsen als Laichsubstrat präferierten Korngrößen, kommen nur lokal vor.

Entsprechend liegen als potenzielle Laichhabitate kartierte Bereiche nur selten, und wenn hauptsächlich im durch die Gewässerstrukturgütekartierung besser bewerteten Abschnitten, vor. Dennoch wurden auch außerhalb dieser Lagen, wie auch an den anderen beiden hier behandelten Gewässern des Brölsystems, bei vorangegangenen Untersuchungen Großsalmonidenlaichplätze gefunden.

Probestelle BW-1

Probestelle BW-1 liegt südlich des Ruppichterother Ortsteils Jünkersfeld zu Beginn einer weiten Rechtskurve. BW-1 liegt kurz unterhalb von BW-2 in einem durch die Laichhabitatkartierung mit 9 (von 14) Punkten bewerteten Abschnitt. Etwa 25 m unterhalb wurde in der Vergangenheit im Rahmen des Laichplatzmonitorings ein Laichplatz gefunden.

Gemäß Gewässerstrukturgüte ist die Sohlstruktur als gering verändert, das relativ homogene Längsprofil als deutlich verändert bewertet.

Die Probestelle liegt oberhalb einer natürlichen Sohlschwelle leicht linksseitig vom Stromstrich. Rechtsseitig befindet sich eine Uferlängsbank, die sich aus Grobkies, Schotter und vielen Steinen zusammensetzt. Auffallend ist der vergleichsweise hohe Anteil an sandig-lehmigen Feinsediment. An der Sohloberfläche ist entsprechend eine „äußere Kolmation“ sichtbar. Nach Aufbrechen der Sohlendeckschicht lässt sich ein hoher Anteil an Kiesen und Schottern mit geringeren Durchmessern feststellen, sodass von der Substratzusammensetzung her die Bedingungen für einen potenziellen Lachslaichplatz durchaus gegeben sein könnten.

Oberhalb verläuft die Waldbröl ruhig und mit einheitlichem Längs- und Querprofil. Das rechte Ufer ist mit Blocksteinen gesichert, während das linke an einem bewaldeten Hang entlangführt. Zur Sohlschwelle, wie auch von der Stelle der Laichplatzanlage zur Uferlängsbank hin, steigt das Sohlenniveau hingegen leicht an. Unterhalb des Scheitelpunktes hat sich ein flacher Kolk gebildet, in dem sich Laichfische sammeln könnten.

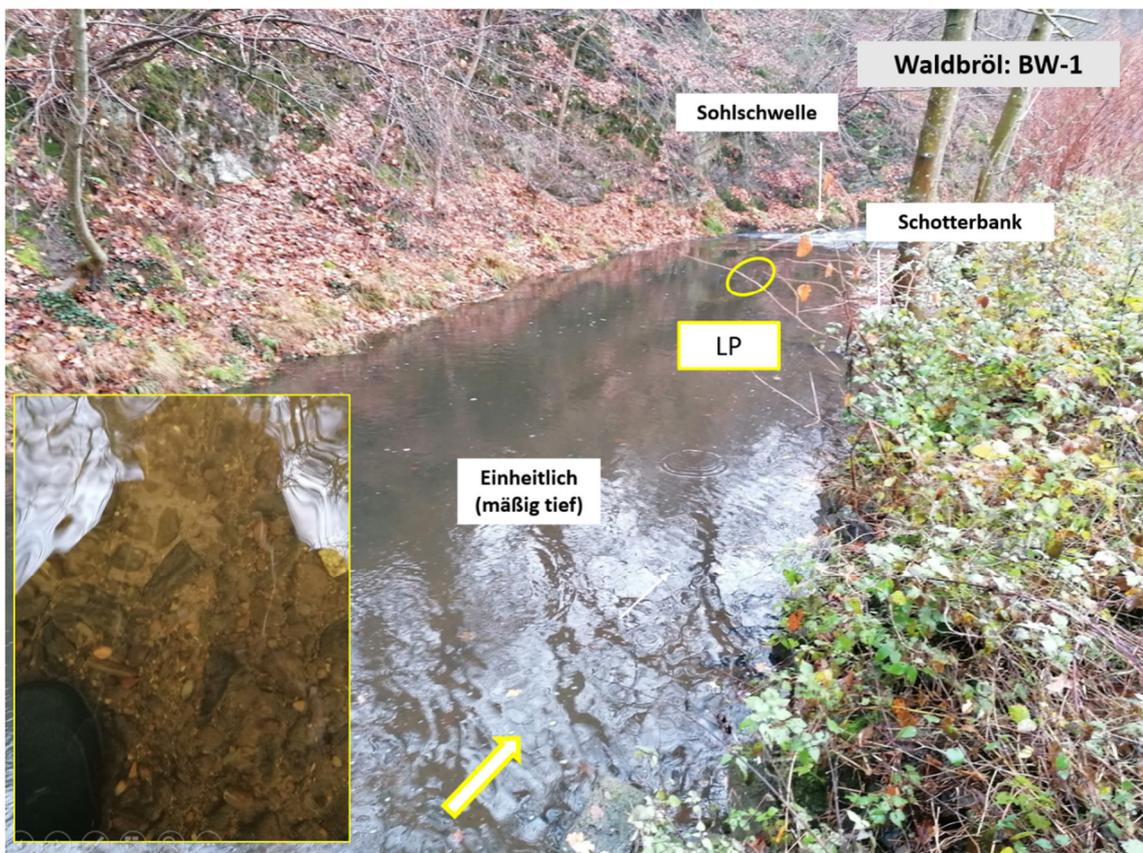


Abbildung 64: Blick in Fließrichtung auf Probestelle BW-1.

Probestelle BW-2

Probestelle BW-2 liegt etwa 45 m oberhalb von Probestelle BW-1.

Gemäß Gewässerstrukturgüte ist die Sohlstruktur als gering verändert, das relativ homogene Längsprofil als deutlich verändert bewertet.

Lediglich das hier weniger ansteigende linke Ufer ist mit Blocksteinwurf gesichert. Der künstliche Laichplatz wurde zu Beginn einer, für das hier vorhandene Regelprofil, recht großen Uferlängsbank aus Grobkies und Schotter auf der rechten Seite angelegt.

Hier steigt, ausgehend von einem einheitlich strukturierten Längsprofil (mit Ausnahme einer etwa 20 m oberhalb liegenden Sohlschwelle), das Sohlniveau an, sodass Oberflächenwasser in das Sediment einströmen kann.

Das Substrat ist von der Körnung her vergleichbar zu BW-1. Auf der linken Seite hingegen beginnt eine sich eintiefende Rinne, die kurz unterhalb der Probestelle in einen tiefen Kolk übergeht.

Ein hier liegender Sturzbaum könnte zusätzlich Deckung für Laichfische bieten.

Sowohl an BW-1, als auch an BW-2 wurde jeweils ein simulierter Laichplatz mit jeweils vier Brutbehältern angelegt.

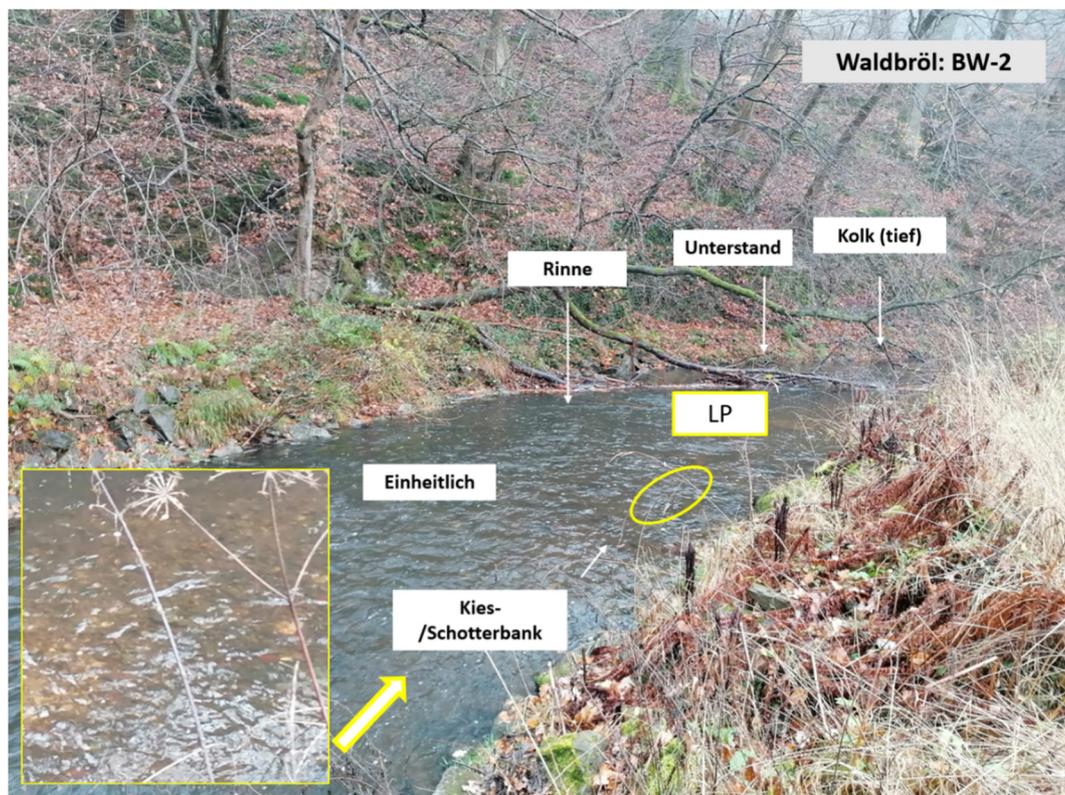


Abbildung 65: Blick in Fließrichtung auf Probestelle BW-2.

Probestelle BW-3

Probestelle BW-3 liegt westlich der Ortschaft Schönenberg in einem naturnäheren, von gewässertypischen Gehölzen umsäumten Abschnitt der Waldbröl. Im Bereich des simulierten Laichplatzes wurden in der Vergangenheit auch schon Großsalmonidenlaichplätze kartiert, allerdings wurde in räumlicher Nähe (innerhalb von 250 m) nach den vorliegenden Daten keine Naturbrut nachgewiesen.

Gemäß Gewässerstrukturgüte sind die Sohlstruktur und das Längsprofil mit mäßig verändert bewertet. Im Bereich der Probestelle findet sich eine Abfolge von Schnellen und Stillen, begleitet von Längs- und Uferbänken in einer naturnahen Regelmäßigkeit.

Das hier unverbaute Querprofil ist aufgeweitet, so dass sich gewässermittig eine große Längsbank aus grobmaterialreichem Substrat ausprägen konnte, welche die Waldbröl in zwei Gerinne aufspaltet.

Auf der rechten Seite verengt sich das Gerinne zu einer insbesondere bei niedrigen Wasserständen kaskadenähnliche Schnelle. Hier prallt das Gerinne gegen die Wurzelkloben einer großen Schwarzerle. Dahinter, im Strömungsschatten, hat sich nach einer Vertiefung am Ende der Schnelle rechtsseitig eine Uferlängsbank gebildet, die wenige Meter unterhalb am Zusammenfluss mit dem rechtsseitigen Gerinne in eine kurze Schnelle übergeht. Dahinter befindet sich ein für laichbereite Lachse als Ruhe- und Sammelplatz prädestinierter ruhiger, kolkartig vertiefter Bereich.

Das Substrat an der Uferlängsbank besteht aus Kiesen, Grobkiesen sowie Schottern und kann als günstig für ein Laichhabitat eingestuft werden. Aufgrund des Strömungsdruckes und der Vertiefung hinter der Schnelle und vor der Uferlängsbank kann davon ausgegangen werden, dass das Oberflächenwasser in das Sediment hineindrückt.

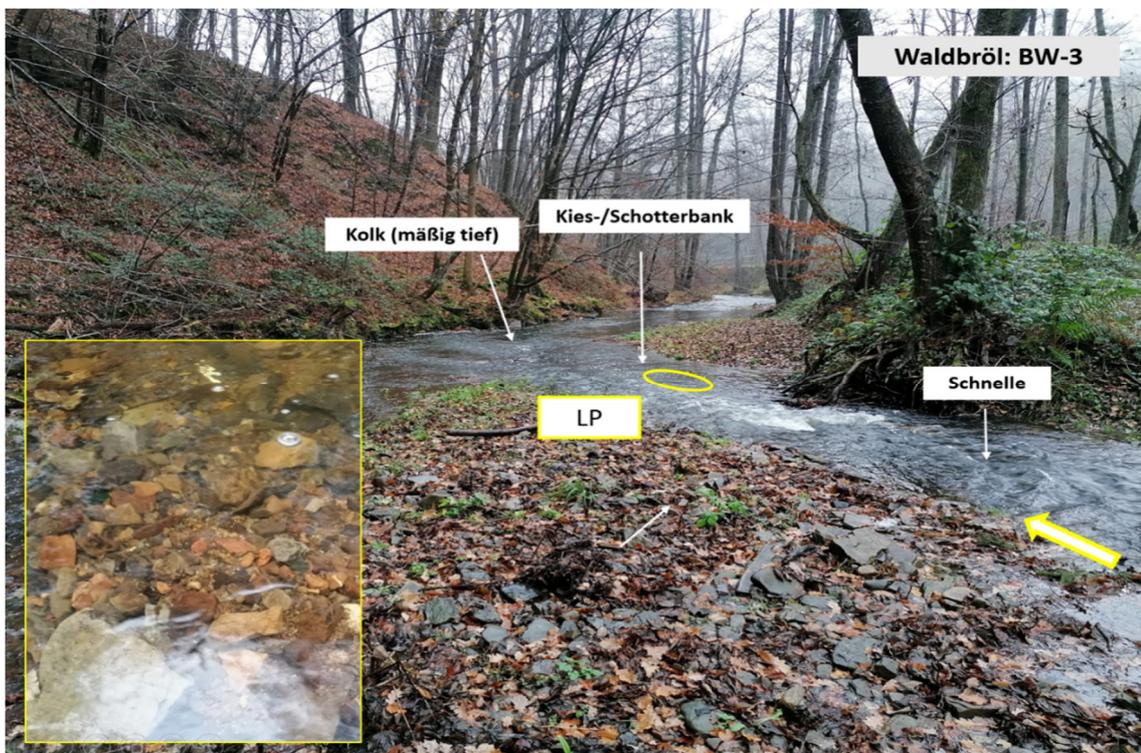


Abbildung 66: Blick in Fließrichtung auf Probestelle BW-3.

Probestelle BW-4

Probestelle BW-4 liegt südlich der Ruppichterother Ortschaft Ahe in einem gestreckten und ausgebauten Abschnitt der Waldbröl zwischen zwei etwa 50 m auseinanderliegenden Sohlswellen, wobei des oberen nicht natürlichen Ursprungs ist.

Gemäß Gewässerstrukturgüte ist die Sohlstruktur als deutlich verändert und das Längsprofil als sehr stark verändert bewertet. Allerdings wurden in diesem Bereich trotz schlechter Bewertungen in der Vergangenheit mehrere Grobsalmonidenlaichplätze im Rahmen der Laichplatzkartierung registriert.

BW-4 liegt am unteren Ende eines einheitlich strukturierten Bereiches mit Uferverbau im Regelprofil. Etwa 50 m oberhalb befindet sich eine künstliche Sohlswelle. Linksseitig geht das Längsprofil mit geringer Tiefenvarianz kurz vor einer weiteren Sohlswelle in eine mäßig ausgeprägte Kies-, Grobkies- und Schotterbank über.

Das Sohlsubstrat besteht größtenteils aus hohen Anteilen an Kiesen und kleineren Schottern, welches sehr gut als Lachslaichhabitate geeignet ist. Auffällig sind die hohen Anteile an Feinsedimente, welche nicht nur als äußere Kolmation das Substrat überziehen, sondern auch nach Grabung bis 20 cm Tiefe visuell als innere Kolmation sichtbar waren.

Deckungsstrukturen sind am leicht unterspülten, linken Ufer allenfalls rudimentär vorhanden.

Es wurden zwei simulierte Laichplätze mit jeweils vier Brutbehältern angelegt.

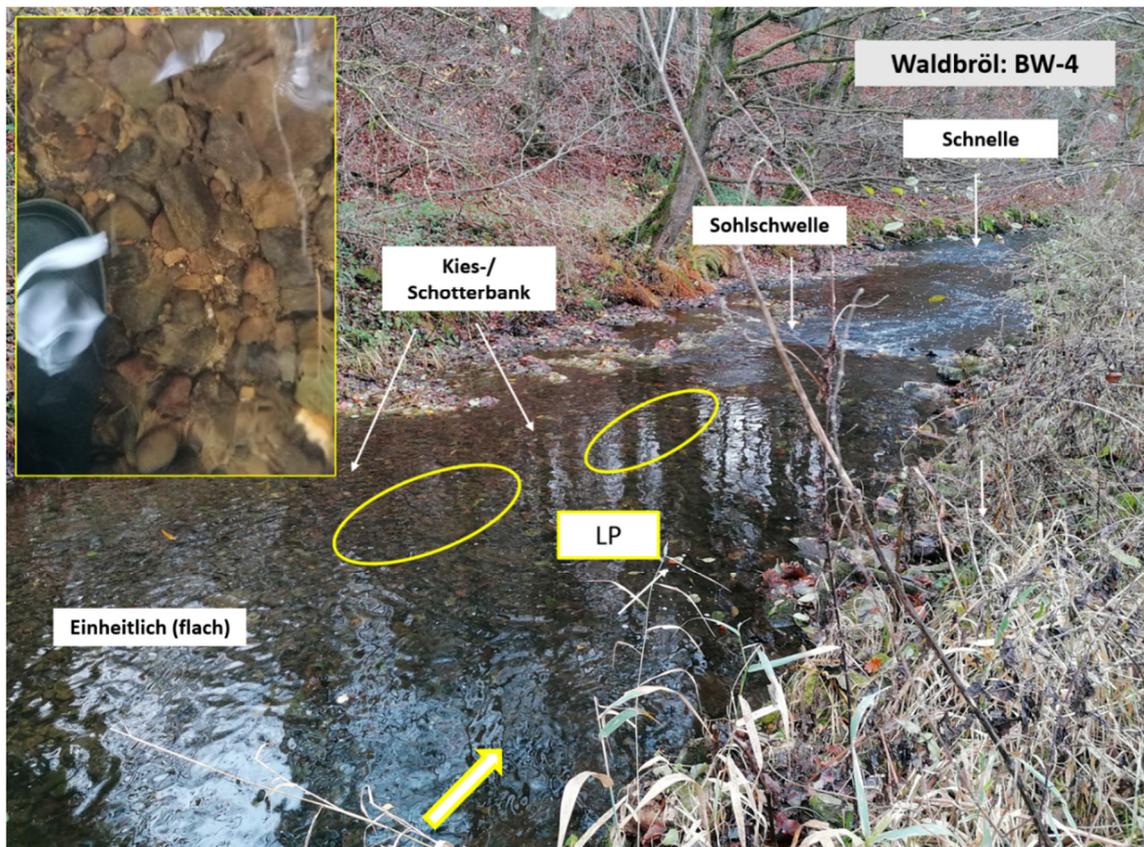


Abbildung 67: Blick in Fließrichtung auf Probestelle BW-4.

8.3 Ergebnisse der Makrozoobenthos-Auswertung

Tabelle 21: Bewertung des Ökologischen Zustandes nach Perloides mit Ergebnissen zu den Modulen Saprobie, Allgemeine Degradation und Versauerung.

Gewässer	Agger			Bröl			Waldbrölbach
Probe	Aggerbrücke	Neuhonrath	Sülmündung	Benterbrücke	Bröl (Ort)	UH Waldbrölbach	Schönenberg
LAWA-Fließgewässertyp	Typ 09	Typ 05					
Taxaliste	gefiltert	gefiltert	gefiltert	gefiltert	gefiltert	gefiltert	gefiltert
Nutzung	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine
Ökologische Zustandsklasse (ÖZK)*	3	3	3	4	3	3	3
Ergebnis der ÖZK gesichert*	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Modul Saprobie: Qualitätsklasse	2	2	2	2	2	2	2
Modul Saprobie: Ergebnis gesichert	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Modul AD: Qualitätsklasse	3	3	3	4	3	3	3
Modul AD: Ergebnis gesichert	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Modul AD: Indikatortaxazahl niedrig	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
Modul AD: Neozoenanteil hoch	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
Modul AD: Verdacht auf Grundwassereinfluss	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
Modul AD: Verdacht auf Trockenfallen	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
Modul Versauerung: Qualitätsklasse	nicht relevant	1					
Modul Versauerung: Ergebnis gesichert							ja

8.4 Fachgespräche und Kooperationen – Protokolle

Fachlicher Austausch mit dem LANUV NRW, Fischereiökologie und Aquakultur

Für die Beschaffung von Lebendmaterial in Form von Lachseiern sowie alle nötigen Absprachen wurde der Kontakt zur Landes-Fischereianstalt Nordrhein-Westfalen in Kirchhudem-Albaum hergestellt. Zuständige Ansprechpartner waren Herr Daniel Fey und Frau Karin Camara (Fachbereich 26: Fischereiökologie und Aquakultur des LANUV).

Tabelle 22: Abgabetermine sowie Anzahl der Brutbehälter und Lachs-Eier, die durch die Landes-Fischereianstalt vorbereitet und zur Verfügung gestellt wurden.

Abgabedatum	Stückzahl		Herkunft	Tagesgrade bei Abgabe
07.12.2020	400	20 Brubehälter á 20 Eier	E2 K	264
08.12.2020	480	24 Brubehälter á 20 Eier	E3 A	273
11.12.2020	320	16 Brubehälter á 20 Eier	E1 A	290
18.12.2020	360	18 Brubehälter á 20 Eier	LE4/ 6	260
05.01.2021	360	12 Brubehälter á 30 Eier	LE9/ 3	344
11.01.2021	1040	8 Brubehälter á 30 Eier, 8 WV-Boxen á 100 Eier	LE6/ 6	386
Summe	2.960			

Methodenworkshop

Wie im Rahmen der Kommunikation zwischen D. Fey und A. Rogmann vorgeschlagen, fand am 26.08.2020 am Standort der Abteilung Fischereiökologie und Aquakultur des LANUV in Kirchhudem-Albaum ein eintägiger Methodenworkshop statt, in welchem insbesondere die methodische Vorgehensweise besprochen wurde.

Teilnehmer:

Fr. Camara, Hr. Graf, Hr. Gerken, Hr. Rimmel (LANUV)

Hr. Zumbroich, Fr. Reineke, Hr. Winkelmann (Planungsbüro Zumbroich)

Hr. Nemitz, Hr. Wohlgemuth (Wanderfischprogramm)

Hr. Rogmann (Geographisches Institut, Universität Bonn)

Hr. Feldhausen (privat)

Wesentliche Ergebnisse aus der Diskussion zur Auswahl geeigneter Brutboxen und dem methodischen Vorgehen sind:

Brutbehälter zur Einbringung der Lachseier in die Probestellen

Sowohl aus statistischen Gründen als auch um Ausfälle zu kompensieren, sollten möglichst viele Brutbehälter mit jeweils niedrigeren Stückzahlen an Lachseiern eingesetzt werden. Die ausschließliche Verwendung ursprünglich angedachter Whitlock-Vibert Boxen, in welche bis zu mehrere hundert Eier eingesetzt werden können, wurde daher als nicht zweckdienlich eingeschätzt.

Ein während des Methodenworkshops diskutierter Ansatz war die Verwendung von sog. „Brutröhrchen“, wie sie auch durch BECKER et al. (2010) verwendet wurden. Dabei handelt es sich

allerdings um Eigenkonstruktionen mit Lochblechröhren aus Edelstahl (Abbildung 68). Auf dieses „Gerüst“ wird Kunststoffgaze mit einer Lochung von ca. 1,4 mm mit Kunstharz aufgeklebt. Gegebenenfalls wäre die LANUV-Werkstatt in der Lage, diese nachzubauen. Die Eruiierung möglicher Alternativen im Nachgang zu Workshop wurde vereinbart.



Abbildung 68: Brutröhrchen aus Edelstahl ohne Kunststoffgaze.

Des Weiteren wurde über die Sicherung vor Verlust der Brutboxen bzw. deren Wiederauffindung diskutiert. Drahtkörbe wurden als mögliche Sicherung erachtet, ebenso die Markierung mittels an den Boxen befestigter und aus dem Sediment herausragender (Schwimm-)Schnüre.

Die Befüllung der Eier in die Boxen könne in Kirchhundem-Albaum erfolgen. Zur Einbringung der Brutboxen wurde mit bis zu sechs Terminen gerechnet. Als fachlich notwendig wurde erachtet, dass Mitarbeiter der Abteilung Fischereiökologie und Aquakultur des LANUV beim ersten Termin zur Einbringung der Brutboxen an die Probestellen zugegen sein sollten.

Erbrütung des Probematerials

Lachseier benötigen bis zum Schlupf 500 Tagesgrade (d. h. bei 5 °C werden 100 Tage bis zum Schlupf benötigt). Damit die Erbrütung bis zum Augenpunktstadium in der Brutanstalt des LANUV in vergleichbaren Temperaturbereichen wie in den Untersuchungsgewässern erfolgt, ist eine Abstimmung zwischen der Brutanstalt in Albaum und dem verantwortlichen Projektmitarbeiter wichtig. Eier können in drei Temperaturbereichen und somit unterschiedlicher Entwicklungsgeschwindigkeit erbrütet werden.

Zur Temperaturüberwachung in den Untersuchungsgewässern wurde angeregt, Temperaturlogger zu verwenden. Alternativ könnten aber auch die Messwerte aus den Pegelstationen, welche im Internet zugänglich sind, genutzt werden.

Versuchsaufbau

Damit die Lachseier den Transport zu den Untersuchungsgewässern unbeschadet überstehen, sollten (vorgebrütete) Eier im Augenpunktstadium verwendet werden, da diese im Vergleich zu frisch befruchteten Eiern (sog. Grüneiern) recht unempfindlich sind.

An den Probestellen sollten die Proben in „simulierte“ Laichgruben eingebracht werden. So wird, wie beim realen Laichvorgang, das Substrat von Feinsediment gereinigt und der gewässer- und lagespezifische Kolmationsprozess kann erhoben werden. Die Anlage der Laichplätze sollte möglichst standardisiert erfolgen.

Mit Blick auf die statistische Verwertbarkeit wurde, unter Berücksichtigung der zeitlichen und personellen Ressourcen im Projekt, eine möglichst hohe Zahl an Proben (= Brutboxen) empfohlen. Wenn möglich bis zu zehn Proben je Probestelle. Die Anzahl der Eier pro Brutbox hänge von der Größe der Brutboxen ab.

Eine Überprüfung der Ei- und Larvalentwicklung soll, in Abhängigkeit vom Verlauf der Gewässertemperatur, an zwei Zeitpunkten erfolgen, an welchen jeweils die Hälfte der eingebrachten Proben überprüft und ausgezählt werden sollen. Zeitpunkt 1 prüft den Schlupferfolg und Zeitpunkt 2 die Situation nach Aufbrauchen des Dottersackes und somit der anstehenden Emergenz der Larven aus dem Laichsubstrat.

Nullproben, die die Qualität des eingebrachten Probematerials prüfen, sollen in der Brutstation aufgesetzt werden.

Sauerstoffmessungen

Als Methode zur Bestimmung des O₂-Gehaltes im Interstitialwassers wurde das Ansaugen des Interstitialwassers durch eine dünne Lanze mit nachfolgender Messung des O₂-Gehaltes vorgestellt. Dabei wurden mögliche Ungenauigkeiten bei dieser, wie auch anderer extraktiver Methoden, diskutiert und deren Berücksichtigung bei der Interpretation der Daten berücksichtigt. Aufwändigere Methoden (bspw. Einbringen von Sensoren in das Sediment, vgl. NIEPAGENKEMPER & MEYER 2002) wurden in Anbetracht der beschränkten Ressourcen im Projekt verworfen.

Weiteres zum Vorgehen im Gelände

Bereits vorausgewählte Probestellen im Gelände sollen durch solche mit bei Begehungen möglicherweise aufgefundenen, aktiven Laichgruben ergänzt werden. Brutboxen sollen dann in räumlicher Nähe zu diesen in simulierten Laichgruben eingebracht werden. Sofern eine Sondergenehmigung vorliegt, können Kolmationsmessungen auch in aktiven Laichplätzen vorgenommen werden. Ob solche aufgefunden werden, kann mit der Aufstiegsrate an der Kontrollstation des Wehres Buisdorf abgeschätzt werden.

Weiteres Vorgehen

Die Siegfischereigenossenschaft soll über die Ergebnisse des Workshops informiert werden.

Fachlicher Austausch mit Mitarbeitern des Wanderfischprogramms NRW

Das Wanderfischprogramm NRW (WFP), welches durch den Rheinischen Fischereiverband von 1880 e. V. mit Sitz in Siegburg, in Person von Herrn Dipl.-Biol. Armin Nemitz, geleitet wird, war bereits bei der Erstellung des Projektrates beratend tätig.

In loser Folge fanden mehrere Gespräche informeller Natur mit Herrn Nemitz sowie dem Fischwirtschaftsmeister des WFP, Herrn Sven Wohlgemuth, statt. Themen waren dabei u. a. die Lage möglicher Probestellen zur Anlage künstlicher Lachs-Laichplätze und die Wahl möglicher zu verwendender Brutbehälter.

Des Weiteren wurden die Anzahl der Proben sowie die Methode zur Anlage bzw. Simulation von Lachslaichplätzen diskutiert. Dabei wurde als Ergebnis eine möglichst standardisierte und reproduzierbare Grabung der Laichgruben vorgeschlagen, die situationsabhängig bestimmte Abmessungen zwischen den jeweils vier Proben (Brutboxen) beinhaltet und die typische Form eines Laichplatzes mit Laichgrube und in Fließrichtung anschließendem Laichhügel, welcher die Proben beinhaltet, nachmodellieren sollte. Dabei ergab sich auch der Vorschlag, sogenannte Filterkörbe aus dem Sanitärbereich als Brutboxen einzusetzen (siehe Kapitel 2.8.2, S. 41).

Herr Wohlgemuth gab Hinweise und Unterstützung zur Identifikation potenzieller Lachslaichhabitate in den Untersuchungsgewässern und wies darauf hin, dass aufgrund häufig fehlender, optimaler Laichhabitate Laichaktivitäten oftmals in nicht „Lehrbuch-konformen“ Bereichen festgestellt wurden (vgl. dazu in Bezug zur Bröl auch NEMITZ & SEREDSZUS 2002).

Des Weiteren wurde seitens eines Mitarbeiters des Projektes das Wildlachszenrum (WLZ) des Wanderfischprogramms in Siegburg-Siegelsknippen aufgesucht. Um bei der Erhebung der Bruterfolge an den Probestellen sicher die Vitalität der Lachseier beurteilen zu können, wurden Herrn Rogmann (Universität Bonn) durch die Fischereiwirtschaftsmeister Herr Wohlgemuth sowie Herr Gräfe Beispiele geschädigte Lachseier (im Augenpunktstadium) in Brutbehältern der Aufzuchtthalle gezeigt. Natürlicherweise auftretende Ausfälle bei den Lachseiern dienten dabei als Demonstrationsobjekte. Zur Erkennung von Fehlentwicklungen der Embryos kam nach vorheriger Selektion aus den Brutbehältern mittels Saugpipette und nach Augenschein, eine Beleuchtungsgerät zum Einsatz. Diese durchleuchtet die Eier und erlaubt die Erkennung von Fehlentwicklungen beispielsweise am sich herausbildenden Dottersack, der Chorda oder den Augen (Abbildung 69). Mit einer schwarzen Folie als Unterlage können Eiweiß-Koagulationen, die auf ein Absterben der Eier hinweisen, erkannt werden.



Abbildung 69: Schulung zur Beurteilung der Vitalität von Lachseiern an Demonstrationsobjekten.

Sieg Fischerei Genossenschaft, Hennef

Das Einzugsgebiet der Sieg ist von der Landesgrenze Rheinland-Pfalz bis zur Mündung in den Rhein zu großen Teilen Aufsichtsgebiet der Sieg Fischerei-Genossenschaft Hennef (SFG). Diese ist als Zusammenschluss und Vertretung der Fischereirechtseigentümer zu verstehen und ist zuständig für u. a. Hegemaßnahmen, Pachtverträge und die Vermittlung zwischen Behörde und Eigentümern.

Am 27.04.2020 fand ein Treffen via Videokonferenz mit dem Geschäftsführer Wilhelm Kreuzmann statt, um das Forschungsprojekt vorzustellen und das Vorgehen im Aufsichtsgebiet der SFG abzustimmen.

Das Forschungsvorhaben traf dabei auf großes Interesse und Herr Kreuzmann bot seine Unterstützung als Vermittler zu den Eigentümern und für weitere Kontaktvermittlung an.

Nach Übermittlung der ausgewählten bzw. in Frage kommenden Probereiche über eine Online-Karte empfahl Herr Kreuzmann die Inaugenscheinnahme von möglichen Probestellen in der Agger oberhalb der Einmündung des Schlingenbaches bzw. der „Alten Agger“ am Stau Ehreshoven.

Über eine regelmäßige Kommunikation wurde die SFG (wie auch alle anderen Projektpartner) über die Lage der Probestellen und anstehenden Arbeiten informiert, so dass es auch zu Begegnungen und fachlichem Austausch während der Feldarbeiten mit Herrn Kreuzmann kam.

Fachlicher Austausch mit Vertretern des Projektes „Lebendige Alster“

Am 24.09.2020 erfolgte ein fachlicher Austausch mit Herrn Lampe vom NABU Hamburg sowie Herrn Dr. Hempel vom Landessportfischerverband Schleswig-Holstein über eine Videokonferenz. Als Teil des Gemeinschaftsprojektes Lebendige Alster begleiten sie ein Projekt zur Ausbringung von Meerforelleneiern im Alsterlauf.

Zunächst erfolgte eine fachliche Vorstellung der jeweiligen Projektinhalte. In einer anschließenden Diskussion konnten wertvolle Anmerkungen bezüglich der Ausbringung von Fischeiern und dem Versuchsaufbau durch Herrn Dr. Hempel und Herrn Lampe gesammelt werden. Interessanterweise wurde das „Handling“ der Eier als weniger problematisch eingestuft als vermutet, da sowohl Grüneier, als auch Eier im Augenpunktstadium bei vorsichtigem Arbeiten normalerweise keinen Schaden nehmen. Vielmehr wurde darauf hingewiesen, dass besonders die genaue Positionierung der vergrabenen Brutröhrchen von Bedeutung ist. Aus ihrer Erfahrung heraus sollte zum einen verhindert werden, dass sowohl im Falle von Niedrigwasser die vergrabenen Stellen trockenfallen, aber auch im Falle eines Hochwassers die Röhrchen vor Drift geschützt sind. Auch ist auf eine möglichst naturnahe Auswahl der Probestellen zu achten.

Fachlicher Austausch mit der Fischereigenossenschaft Sülz

Mit Aufnahme der Sülz in das Projektprogramm wurde durch Herrn Rogmann im November 2020 mit der Fischereigenossenschaft Sülz Kontakt aufgenommen und das Projekt Herrn Prof. v. Landsberg (1. Vorsitzender), Herrn Führer (Geschäftsführer) und Herrn Prof. Lohmar (Hoffnungstaler Angelverein) vorgestellt.

Herr Lohmar empfahl schriftlich die Aufnahme zur ARGE Nister, die ebenfalls zum Thema Kolmation arbeitet.

In einem längeren Telefongespräch mit Herrn Führer wurde die fischereiliche Situation vor dem Ausbau der Sülz, in den darauffolgenden Jahrzehnten sowie in heutiger Zeit geschildert. Während vor dem Ausbau sehr hohe fischereiliche Erträge, auch an Salmoniden, in der Sülz gewonnen werden konnte, und selbst nach dem Ausbau in den 70er und 80er Jahren noch relativ hohe Erträge zu verzeichnen waren, ist die aktuelle Situation, v. a. im Hinblick auf autochthone Bachforellen sehr besorgniserregend. In diesem Zusammenhang wurde die aktuelle Besitzpolitik mit Salmoniden und deren Wirkung auf die autochthone Bachforellenpopulation kritisch diskutiert.

Ebenfalls mit Herrn Lohmar wurde die fischereiliche Situation an der Sülz diskutiert. Er betonte insbesondere den schädigenden Einfluss des Kormorans als Prädator für juvenile Salmoniden. Er besuchte die Feldarbeiten an der Sülz und half dankenswerterweise persönlich bei den praktischen Arbeiten vor Ort.

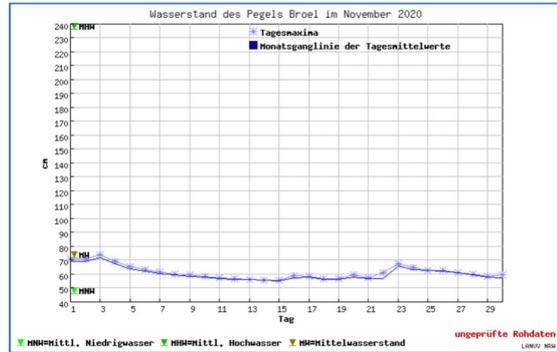
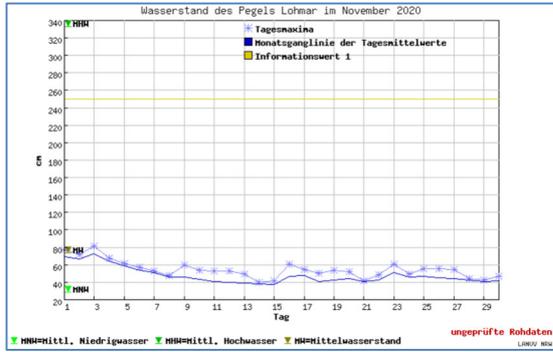
8.5 Abflussdaten

Agger (Pegel Lohmar)

Bröl (Pegel Bröl)

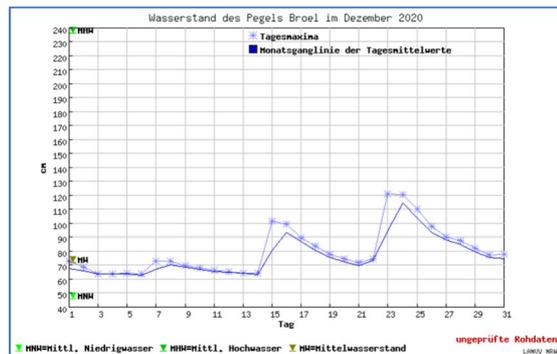
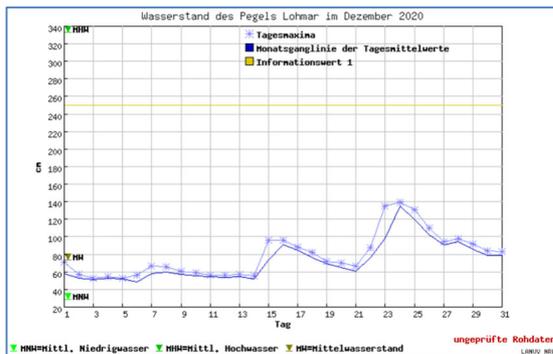
November 2020

November 2020



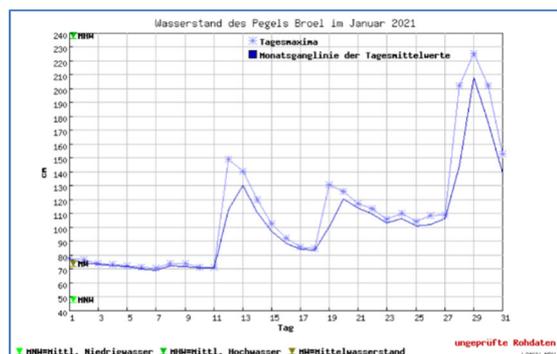
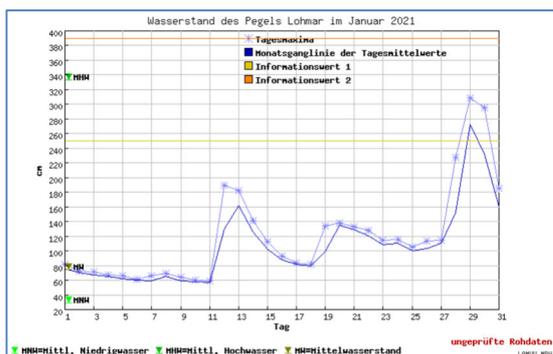
Dezember 2020

Dezember 2020



Januar 2020

Januar 2020

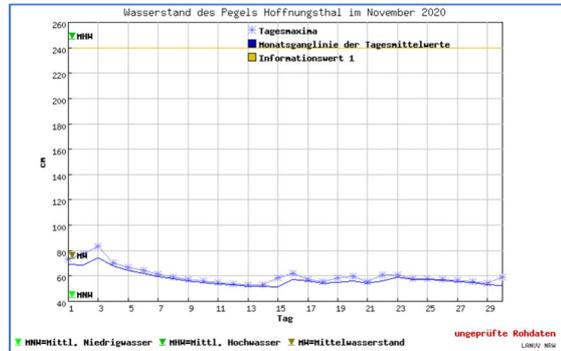
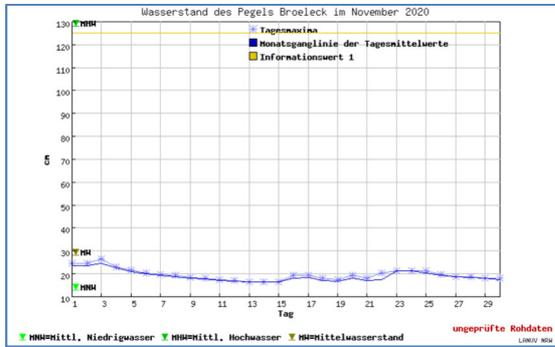


Waldbrölbach (Pegel Bröleck)

Sülz (Pegel Hoffnungsthal)

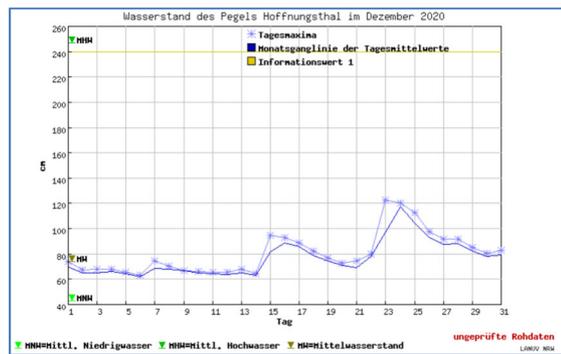
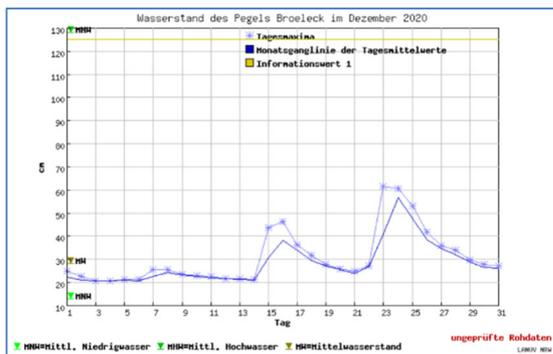
November 2020

November 2020



Dezember 2020

Dezember 2020



Januar 2020

Januar 2020

