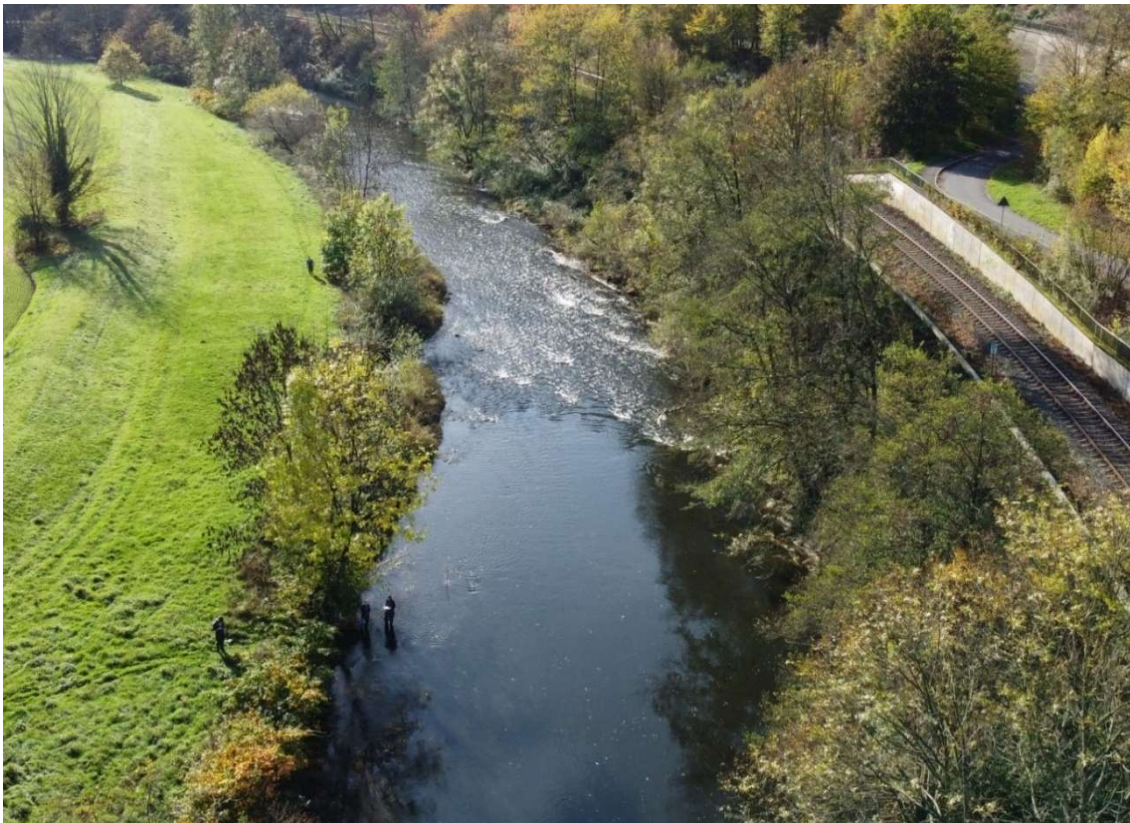


Immissionsorientierte Feinsediment- untersuchungen in den Lachsgewässern von Nordrhein-Westfalen

Abschlussbericht

DBU-Projekt AZ 37595/01



Laichhabitat des atlantischen Lachses an der Agger (Foto: Planungsbüro Zumbroich 10/22)

Planungsbüro Zumbroich
Breite Straße 21 - 53111 Bonn

Projektkennblatt
der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt



Az	37595/01	Referat	33/2	Fördersumme	278.961 €
Antragstitel		Immissionsorientierte Feinsedimentuntersuchungen in den Lachsge- wässern von NRW (Kurztitel: IMI Lachs)			
Stichworte		Naturschutz/Landschaftsschutz, Wasser/Gewässer Sediment, Fischart, Habitat			
Laufzeit		Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)	
39 Monate		13.12.2021	31.03.2025		
Zwischenberichte		20.12.2022			
Bewilligungsempfänger		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

Der Schwerpunkt des vorliegenden Forschungsprojekts lag auf in-situ-Versuchen mit Lachsbrut in simulierten Laichgruben, kombiniert mit innovativen feldmethodischen Ansätzen sowie einer schadstofforientierten Analyse von Sedimenten und Wasser.

Hintergrund war die unzureichende natürliche Reproduktion des Lachses in NRW trotz jahrzehntelanger Wiederansiedlungsbemühungen. Ziel des Projekts war es, zentrale Umweltfaktoren zu identifizieren, die den Bruterfolg beeinflussen könnten – insbesondere mit Blick auf Feinsedimenteinträge, Kolmation sowie chemische und physikalische Belastungen im hyporheischen Interstitial.

Das Projekt wurde in Zusammenarbeit von dem Planungsbüro Zumbroich (PBZ) und dem Geographischen Institut der Universität Bonn (GIUB) durchgeführt. Die Motivation knüpfte an die Ergebnisse früherer Projekte im Einzugsgebiet der Sieg an, in denen die Rolle der Kolmation für die Entwicklung anadromer Salmoniden hervorgehoben wurde (DBU-Projekt AZ 35211-01). IMI-Lachs ging darüber hinaus und legte den Fokus auf die systematische Erfassung von Feinsedimentbelastungen und deren räumlich-zeitlicher Dynamik in Laichhabitaten unter realitätsnahen Bedingungen.

Die zentralen Forschungsfragen lauteten:

- „Spiegeln sich die chemischen, chemisch-physikalischen und physikalischen Habitatbedingungen des hyporheischen Interstitials der Gewässer des Wanderfischprogramms NRW im Bruterfolg von Lachslaich wider?“
- „Lassen sich raum-zeitliche Muster in der Gewässersohle bei verschiedenen Parametern feststellen?“

Die Fragestellungen bauten auf den Ergebnissen mehrjähriger, methodisch ausgerichteter Untersuchungen des Planungsbüros Zumbroich in Kooperation mit der Universität Bonn im Flusssystem der Sieg (DBU-Projekt AZ 35211-01) sowie auf mehreren universitären Abschlussarbeiten auf. Während sich die genannten Vorarbeiten vorrangig mit dem Zusammenhang zwischen Kolmationsintensität und Bruterfolg anadromer Salmoniden beschäftigten, verlagerte das vorliegende Projekt den Fokus auf den aktuellen Zustand potenzieller Laichhabitats des Lachses, insbesondere im Hinblick auf Feinsedimentbelastungen sowie ausgewählte chemische, chemisch-physikalische und physikalische Parameter der Sohl-sedimente und des (hyporheischen) Wassers.

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

Zur Beantwortung dieser Fragestellungen kamen neue, innovative Methoden zur Erfassung der Feinsedimentbelastung mittels Kolmameter und Interstitialsampler (Eigenkonstruktion des Planungsbüro Zumbroich) zum Einsatz. Zusätzlich gehören Laichhabitatkartierungen, chemisch-physikalische Untersuchungen, chemische Untersuchungen, Makrozoobenthosbewertungen und das Ausbringen von Fischbrutbehältern zur Beobachtung der Laichentwicklung zum Untersuchungsprogramm.

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

Im Anschluss erfolgten detaillierte Kolmationsmessungen, physikalisch-chemische sowie chemische Untersuchungen des Interstitialwassers und der fließenden Welle (Temperatur, Sauerstoffgehalt und -sättigung, pH-Wert sowie elektrische Leitfähigkeit). Zusätzlich wurden getrocknete Sedimentproben der Gewässersohle durch das Institut für Aquatische Ökotoxikologie der Universität Frankfurt (Dr. Matthias Oetken) u. a. im Rahmen einer Abschlussarbeit auf Toxizität und Mutagenität untersucht. Weitere Untersuchungen erfolgten im Rahmen universitären Abschlussarbeit der Universität Bonn.

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 Schlupf aus der Gewässersohle entnommen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Untersuchungsergebnisse zeigten eine deutliche räumliche und zeitliche Variabilität („Patchiness“) in der Kolmation und in den chemisch-physikalischen Bedingungen innerhalb der Gewässersohle. Diese Kleinräumigkeit schien dazu zu führen, dass sich Brutergebnisse auch in benachbarten Laichgruben und teilweise selbst innerhalb einer Laichgrube stark unterschieden.

Die Ergebnisse der ökotoxikologischen Untersuchungen zeigten in vielen Proben toxische und mutagene Belastungen, wobei eine direkte Verbindung zum Reproduktionserfolg nicht nachgewiesen werden konnte. Vielmehr weisen diese Ergebnisse ebenfalls auf komplexe, multifaktorielle Zusammenhänge hin.

Insgesamt lassen die Ergebnisse folgende Rückschlüsse zu:

- Heterogene Feinsedimentverteilung kann maßgeblich die Interstitialqualität beeinflussen.
- Lokale hydromorphologische Bedingungen und Substratstruktur können die Kolmationsdynamik steuern.
- Räumlich begrenzte „Hotspots“ von Schadstoffakkumulation im Interstitial können entstehen, insbesondere bei stagnierendem Austausch mit dem Freiwasser.
- Die Kombination aus physikalischer Blockierung und chemischer Belastung kann sich negativ auf Austauschprozesse innerhalb der Gewässersohle und damit auf Lebensgemeinschaften, einschließlich der Embryonalentwicklung von Lachseiern, auswirken.

Die innovativen Messmethoden (Kolmameter, Interstitialsampler) bewährten sich als effektive Instrumente zur qualitativen und quantitativen Untersuchung des Interstitials. Sie ermöglichen eine minimal-invasive Probenahme, die gezielte und räumlich differenzierte Aussagen zur Habitatqualität erlaubt – eine Voraussetzung für ein realistisches Habitatmonitoring.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Im Rahmen des Forschungsprojektes gewonnene Erkenntnisse zur Verteilung von Feinsedimenten in der Gewässersohle, zur Kolmation und damit verbundenen weiteren Ergebnissen wurden unter dem Titel „Nachweis raum-zeitlicher Kolmationsmuster bei Felduntersuchungen in kiesigen Gewässern“ (Zumbroich & Scholtes, 2025) in der Korrespondenz Wasserwirtschaft, Ausgabe 3/25, veröffentlicht.

Im Rahmen der DGL-Tagung vom 18. bis 22. September 2023 wurden erste Ergebnisse und Erkenntnisse des Forschungsprojektes durch zwei 15-minütige Vorträge vorgestellt.

In Zusammenarbeit mit dem Wupperverband wurden die Untersuchungen des Forschungsprojektes im Einzugsgebiet der Wupper in einem Filmclip zusammengefasst und im Internet auf YouTube veröffentlicht. Das Video ist unter <https://www.youtube.com/watch?v=GxcvjoOoJns> verfügbar.

Fazit

Die Ergebnisse spiegeln die hohe ökosystemare Komplexität der Interstitialprozesse wider. Entsprechend erfordern die starke Dynamik und Patchiness eine differenzierte Herangehensweise bei der Beurteilung. Einzelmessungen oder ausschließlich freiwasserbezogene Parameter greifen zu kurz, um die tatsächliche ökologische Qualität eines Laichhabitats zu erfassen. Vielmehr muss u.E. das Interstitial als eigenständiger, sensibler Lebensraum in die Gewässerbewertung einbezogen werden.

Das Projekt leistete somit einen methodischen Beitrag zur Weiterentwicklung von Bewertungsansätzen für kies- und schotterdominierte Fließgewässer, insbesondere im Hinblick auf die Eignung potenzieller Laichplätze für die Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses. Für ein effektives Monitoring werden integrative Messkonzepte empfohlen, die sowohl die physikalische Struktur, chemische Belastungen als auch biologische Erfolgsparameter (z. B. Bruterfolg) miteinander verknüpfen.

Die Einführung und Weiterentwicklung neuer Methoden, wie des Interstitialsamplers und des Kolmeters, bewährten sich. Sie ermöglichten eine effiziente und minimalinvasive Probenahme sowie die präzise Abbildung der Kolmationsdynamik. Eine Integration dieser innovativen Verfahren könnte eine wertvolle Ergänzung in etablierte Bewertungsverfahren, wie das Gewässermonitoring, darstellen.

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

INHALTSVERZEICHNIS

Projektkennblatt	2
1 Kurzfassung	7
2 Einführung/Motivation	9
2.1 Forschungsansatz und Ziele.....	12
3 Methodik/Vorgehensweise/Projektablauf	14
3.1 Auswahl geeigneter Probestellen	14
3.2 Kolmametermessungen.....	15
3.3 Probenahme Interstitialsampler	16
3.4 Untersuchungen der Wasserphasen.....	17
3.4.1 Chemisch-physikalische Untersuchungen	17
3.4.2 Chemische Untersuchungen	18
3.5 Untersuchungen der Sedimente.....	19
3.5.1 Chemische Untersuchungen	19
3.5.2 Schwermetalluntersuchungen (Abwasserlabor Wupperverband)	19
3.5.3 Ökotoxikologische Untersuchungen (Universität Frankfurt)	19
3.6 Biologische Untersuchungen	20
3.6.1 Erfassung des Bruterfolges des Atlantischen Lachses.....	20
3.6.1.1 Auswahl geeigneter Brutboxen	20
3.6.1.2 Ausbringen der Brutboxen im Gelände	22
3.6.1.3 Erfassung des Bruterfolges	23
3.6.2 Makrozoobenthos.....	24
4 Projektergebnisse	25
4.1 Auswahl der Probestellen	25
4.2 Kolmametermessungen.....	26
4.3 Untersuchungen der wässrigen Phase	32
4.3.1 Abweichungen von Ziel- und Orientierungswerten	33
4.3.2 Unterschiede hyporheisches Interstitial und fließende Welle	36
4.3.3 Unterschiede zwischen verschiedenen Laichgruben.....	37
4.4 Chemische Feinsedimentuntersuchungen.....	39
4.4.1 Schwermetallkonzentrationen gegenüber Hintergrundwerten	39
4.4.2 Feinsedimente und Einleitungen	42
4.4.3 Schwermetallbelastung in Brutboxen gegenüber Laichgruben.....	42
4.5 Ökotoxikologische Untersuchungen (Universität Frankfurt)	43
4.6 Reproduktionserfolg der Fischbrut	43
4.6.1 Reproduktionserfolg einzelner Brutboxen.....	44
4.6.2 Reproduktionserfolg auf Ebene der Laichgruben.....	45
4.6.3 Reproduktionserfolg auf Ebene der Gewässer	48
4.6.4 Vergleich zwischen Projektphase 1 und Projektphase 2	50
4.6.5 Zusammenfassung zum Reproduktionserfolg der Fischbrut	50
4.7 Makrozoobenthos.....	52
5 Öffentlichkeitsarbeit und fachlicher Austausch	53
6 Fazit	55
6.1 Optimierung der methodischen Ansätze.....	55
6.2 Schlussfolgerungen aus den Forschungsergebnissen	56
7 Danksagung	58
8 Literaturangaben	59

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Technische Einstellungen des Kolmameters und der methodischen Durchführung der Messungen....	16
Tabelle 2: Kolmameterklassen zur Klassifizierung des Kolmationsgrades	16
Tabelle 3: Liste der genutzten Sonden unter Verwendung eines Multiparametermessgeräts (Multi IDS 3630) ...	17
Tabelle 4: Parameter für chemische Analysen der fließenden Welle und des Interstitialwassers.	18
Tabelle 5: Übersicht der ausgewählten Probestellen mit Anzahl der angelegten, simulierten Laichgruben nach jeweiliger Projektphase.....	25
Tabelle 6: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte untersuchter Parameter der fließenden Welle (FW) und des Interstitials (INT) beim Eingraben (Ein) und Ausgraben (Aus).....	35
Tabelle 7: Paarvergleichstest einzelner Parameter zwischen fließender Welle und Interstitial an einzelnen Laichgruben.	36
Tabelle 8: Prozentualer Unterschied der allgemein chemisch-physikalischen und chemischen Parameter zwischen Laichgruben derselben Probestelle.....	37
Tabelle 9: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte der Schwermetallkonzentrationen in Sedimentproben aus dem Interstitial der Laichgruben sowie natürliche Hintergrundbelastung (HiGr) und Erwartungswert (μ).....	41
Tabelle 10: Mittel- (MW), Minimal (Min)- und Maximalwerte (Max) sowie statistische Analyse der Metalluntersuchung oberhalb und unterhalb von Einleitungen in Projektphase 2022	42

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Lebenszyklus und Laichvorgang des Atlantischen Lachses.	9
Abbildung 2: Exemplarische Anordnung und Bewertung von Kolmameter-Messpunkten.....	15
Abbildung 3: Bestandteile des Interstitialsamplers.....	17
Abbildung 4: Weiterverarbeitung der Interstitialproben.....	17
Abbildung 5: Photometer zur chemischen Analyse der fließenden Welle und des Interstitialwassers.....	18
Abbildung 6: Aufbau der Whitlock-Vibert-Boxen.	20
Abbildung 7: Aufbau der Filterkorb-Brutbox.	21
Abbildung 8: Schematischer Aufbau des Egg-Sandwich nach Pander et al. (2009) sowie Nachbau.	21
Abbildung 9: Anlage simulierter Laichgruben	22
Abbildung 10: Befüllen der Brutboxen mit Lachseiern.....	22
Abbildung 11: Einsetzen der Lachsbrut in simulierten Laichgruben	23
Abbildung 12: Geborgene Whitlock-Vibert-Box am Ende des Expositionszeitraums.	23
Abbildung 13: Übersicht zur Lage der Probestellen nach jeweiliger Projektphase.	26
Abbildung 14: Kolmationssituation Projektphase 2022	27
Abbildung 15: Kolmametermessungen an Dhünn (links) und Wehebach (rechts).	27
Abbildung 16: Kolmationssituation Projektphase 2023	29
Abbildung 17: Verteilung und Häufigkeit der gemessenen Kolmameterklassen zum Zeitpunkt des Ausgrabens.	30
Abbildung 18: Starke „Sedimentfahnen“ aus feinmaterialreichem Substrat	30
Abbildung 19: Differenz der höchsten und geringsten festgestellten Kolmameterklasse.....	31
Abbildung 20: Unterschied zwischen ermittelten Kolmationsklassen in gleichem Abstand zur Sohloberfläche verschiedener Laichgruben an jeweils derselben Probestelle.	31
Abbildung 21: Anzahl der Kolmameterklassen-Sprünge zwischen den Messterminen.	32
Abbildung 22: Ammonium-N-, Nitrit-N- und Orthophosphat-P-Konzentrationen im Interstitial der Laichgruben und Ergebnisse der Pearson-Korrelation zwischen den Parametern.....	34
Abbildung 23: Häufigkeitsverteilung des prozentualen Unterschieds im gemessenen Sauerstoffgehalts im Interstitialwasser zwischen zwei Laichgruben an einer Probestelle.	38
Abbildung 24: Häufigkeitsverteilung des prozentualen Unterschieds der Ammonium-N-, Nitrit-N-, Nitrat-N- und Orthophosphat-P-Konzentrationen im Interstitialwasser zwischen zwei Laichgruben an einer Probestelle.	38
Abbildung 25: Probenahme mit dem Interstitialsampler am Vichtbach.	39
Abbildung 26: Verteilung der Brutboxen basierend auf der prozentualen Schlupfrate.	44
Abbildung 27: Entnommene Whitlock-Vibert-Brutbox nach Ende des Expositionszeitraums.	44
Abbildung 28: Entnommene Whitlock-Vibert-Brutbox nach Ende des Expositionszeitraums mit toten Larven....	45
Abbildung 29: Probestelle Ag-10a bei Mittelwasser im Oktober 2022 und bei Hochwasser im Januar 2023.....	45
Abbildung 30: Gemittelte Schlupfrate aller Brutboxen innerhalb derselben Laichgrube.	46
Abbildung 31: Prozentuale Differenz zwischen der Brutbox mit der geringsten Schlupfrate und der Brutbox mit der höchsten Schlupfrate innerhalb derselben Laichgrube.	46
Abbildung 32: Brutboxen der Probestelle Ei-60-A-2022 (Eifgenbach) am Ende des Expositionszeitraums.	47
Abbildung 33: Maximal festgestellte Schlupfrate der Brutboxen innerhalb ihrer jeweiligen Laichgrube.	47
Abbildung 34: Minimal festgestellte Schlupfrate der Brutboxen innerhalb ihrer jeweiligen Laichgrube.....	48
Abbildung 35: Durchschnittliche Schlupfrate in Laichgruben	48
Abbildung 36: Schlupfrate von Lachseiern aller Laichgruben in den Untersuchungsgewässern.....	49
Abbildung 37: Durchschnittliche Schlupfrate von Lachseiern in Laichgruben an Standorten, die sowohl im Jahr 2022 als auch 2023 beprobt worden sind.....	50

1 **Kurzfassung**

Im Rahmen des DBU-geförderten Forschungsprojektes „Immissionsorientierte Feinsedimentuntersuchungen in den Lachsgewässern von Nordrhein-Westfalen“ (Kurztitel „IMI-Lachs“) wurden im Zeitraum von Dezember 2021 bis März 2025 die Habitatqualität von potenziellen Laichplätzen des Atlantischen Lachses (*Salmo salar*) in Fließgewässern des nordrhein-westfälischen Wanderfischprogramms untersucht. Hintergrund war die unzureichende natürliche Reproduktion des Lachses in NRW trotz jahrzehntelanger Wiederansiedlungsbemühungen. Ziel des Projekts war es, zentrale Umweltfaktoren zu identifizieren, die den Bruterfolg beeinflussen könnten – insbesondere mit Blick auf Feinsedimenteinträge, Kolmation sowie chemische und physikalische Belastungen im hyporheischen Interstitial.

Das Projekt wurde in Zusammenarbeit von dem Planungsbüro Zumbroich (PBZ) und dem Geographischen Institut der Universität Bonn (GIUB) durchgeführt. Die Motivation knüpfte an die Ergebnisse früherer Projekte im Einzugsgebiet der Sieg an, in denen die Rolle der Kolmation für die Entwicklung anadromer Salmoniden hervorgehoben wurde (DBU-Projekt AZ 35211-01). IMI-Lachs ging darüber hinaus und legte den Fokus auf die systematische Erfassung von Feinsedimentbelastungen und deren räumlich-zeitlicher Dynamik in Laichhabitaten unter realitätsnahen Bedingungen.

Im Zentrum des Projekts standen **in-situ-Versuche mit Lachsbrut**, eingebracht in künstlich angelegte Laichgruben mit verschiedenen Brutboxen. Diese wurden in den Einzugsgebieten von Rur, Wupper und Sieg durchgeführt. Die Brut wurde von der Landesfischereianstalt Albaum (NRW) bereitgestellt. Parallel zu den biologischen Versuchen wurde eine umfangreiche **interdisziplinäre Analytik** durchgeführt:

- Physikalische und chemisch-physikalische Parameter des hyporheischen Interstitials (z. B. Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit, pH-Wert)
- Chemische Analysen von Interstitialwasser und Sedimente auf Schadstoffe
- Erfassung der Kolmation mit Hilfe eines **Kolmometers**
- Probenahme mittels eines neu entwickelten **Interstitialsamplers** zur qualitativen Beurteilung der Sedimentmatrix

Der methodische Fokus lag auf einer kleinräumig differenzierten Erhebung, mit hoher Probendichte je Standort und innerhalb des Interstitialkörpers. Diese Methodenkombination ermöglichte eine präzise Abbildung der Habitatqualität und des Einflusses von Feinsedimenten auf die Entwicklung der Lachsbrut.

Die konkreten **Ziele des Projekts** umfassten:

- Die Bewertung der Laichhabitatqualität ausgewählter Gewässerabschnitte im Rahmen des Wanderfischprogramms NRW mit Blick auf die Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses;
- Die raum-zeitliche Erfassung der Kolmationsdynamik und deren Einfluss auf das Interstitial;
- Die Weiterentwicklung innovativer Feldmethoden (Interstitialsampler, Kolmometer) zur Untersuchung der Qualität des hyporheischen Interstitials grobmaterialreicher Fließgewässer, insbesondere im Hinblick auf Probenahmedichte, Entnahmetiefe und erforderliche Mindestmengen an Probematerial;
- Einen methodischen Beitrag zur gewässerökologischen Bewertung des Interstitials in kies- und schottergeprägten Gewässern, einschließlich der Identifikation relevanter Untersuchungsparameter, die zukünftig im Rahmen eines Monitorings zur Eignungsprüfung potenzieller Laichhabitate herangezogen werden könnten.

Die Untersuchungsergebnisse zeigten eine **deutliche räumliche und zeitliche Variabilität** („Patchiness“) in der Kolmation und in den chemisch-physikalischen Bedingungen innerhalb der Gewässersohle. Diese Kleinräumigkeit schien dazu zu führen, dass sich Brutergebnisse auch in benachbarten Laichgruben und teilweise selbst innerhalb einer Laichgrube stark unterschieden.

Die Ergebnisse lassen folgende Rückschlüsse zu:

- **Heterogene Feinsedimentverteilung** kann maßgeblich die Interstitialqualität beeinflussen.
- **Lokale hydromorphologische Bedingungen** und Substratstruktur können die Kolmationsdynamik steuern.
- **Räumlich begrenzte „Hotspots“** von Schadstoffakkumulation im Interstitial können entstehen, insbesondere bei stagnierendem Austausch mit dem Freiwasser.
- Die Kombination aus physikalischer Blockierung und chemischer Belastung kann sich negativ auf Austauschprozesse innerhalb der Gewässersohle und damit auf Lebensgemeinschaften, einschließlich der Embryonalentwicklung von Lachseiern, auswirken.

Die innovativen Messmethoden (Kolmameter, Interstitialsampler) bewährten sich als effektive Instrumente zur **qualitativen und quantitativen Untersuchung des Interstitials**. Sie ermöglichen eine minimalinvasive Probenahme, die gezielte und räumlich differenzierte Aussagen zur Habitatqualität erlaubt – eine Voraussetzung für ein realistisches Habitatmonitoring.

Die methodischen Optimierungen während des Projektes, insbesondere durch den Einsatz vollständig gefüllter Brutboxen mit gewässertypischem Substrat und die erhöhte Anzahl an Boxen pro Laichgrube, ermöglichten eine präzisere Analyse kleinräumiger Unterschiede und minimierten Verluste durch Umwelteinflüsse. Diese Vorgehensweise förderte die naturnahe Simulation der Habitatbedingungen und trug zur Verbesserung der Erfassung des Bruterfolgs bei.

Die Ergebnisse spiegeln die hohe **ökosystemare Komplexität** der Interstitialprozesse wider. Entsprechend erfordern die starke Dynamik und Patchiness eine differenzierte Herangehensweise bei der Beurteilung. Einzelmessungen oder ausschließlich freiwasserbezogene Parameter greifen zu kurz, um die tatsächliche ökologische Qualität eines Laichhabitats zu erfassen. Vielmehr muss u.E. das Interstitial als eigenständiger, sensibler Lebensraum in die Gewässerbewertung einbezogen werden.

Das Projekt leistete somit einen methodischen Beitrag zur Weiterentwicklung von Bewertungsansätzen für kies- und schotterdominierte Fließgewässer, insbesondere im Hinblick auf die **Eignung potenzieller Laichplätze** für die Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses. Für ein effektives Monitoring werden integrative Messkonzepte empfohlen, die sowohl die physikalische Struktur, chemische Belastungen als auch biologische Erfolgsparameter (z. B. Bruterfolg) miteinander verknüpfen.

Die Einführung und Weiterentwicklung neuer Methoden, wie des Interstitialsamplers und des Kolmameters, bewährten sich. Sie ermöglichten eine effiziente und minimalinvasive Probenahme sowie die präzise Abbildung der Kolmationsdynamik. Eine Integration dieser innovativen Verfahren könnte eine wertvolle Ergänzung in etablierte Bewertungsverfahren, wie das Gewässermonitoring, darstellen.

2 Einführung/Motivation

Süßwassersysteme sind möglicherweise die am stärksten gefährdeten Ökosysteme der Welt, was sich als problematisch erweist, da sie eine Vielzahl von teils unersetzlichen Gütern und Ökosystemleistungen bereitstellen (Dudgeon et al. 2006).

Zu den wichtigsten Belastungen für Oberflächengewässer in Mitteleuropa gehören hydromorphologische Belastungen sowie Belastungen durch diffuse (u. a. Landwirtschaft) und punktuelle Einleitungen (u. a. Abwasserbehandlung), die gemeinsam vor allem zu Nährstoffanreicherung, chemischer Verschmutzung und einer Degradation der Lebensräume führen (European Environment Agency 2018).

Vor allem das hyporheische Interstitial (=Kieslückensystem der Gewässersohle) ist für das Ökosystem Fließgewässer als Lebensraum bzw. Laichhabitat von essenzieller Bedeutung (Sternecker K. & J. Geist 2010, Geist J. 2011, Duerregger et al. 2018). Zum einen ist das Interstitial maßgeblich an der „Selbstreinigung“ des Gewässers beteiligt, zum anderen stellt das Kieslückensystem als Temperatur-, Strömungs- und Stabilitätsrefugium den wichtigsten Lebensraum für eine Vielzahl von Gewässerorganismen dar (Schwoerbel 1987, Traunspurger & Höss 2009). Dabei unterliegt das Interstitial den sich abwechselnden Sedimentations- und Erosionsprozessen der Sedimente, welche sich in Abhängigkeit zur Fließgeschwindigkeit des Wassers und der spezifischen Korngröße der transportierten Flussfracht ergeben (vgl. Zepp 2017 S.140 ff., Koschorreck 2005 S. 3 f.). Letztendlich ist das Interstitial aber nicht nur Träger und Speicher lebenswichtiger Nährstoffe, sondern es kann auch verschiedene Herausforderungen für Lebewesen präsentieren, unter anderem in Form von anthropogen bedingter Feinsedimentanreicherung.

Insbesondere für den Lebenszyklus des Atlantischen Lachses (*Salmo salar*) ist ein gut durchströmtes Kieslückensystem mit einem stetigen Austausch zwischen sauerstoffreichem Wasser von der Oberfläche und Wasser aus der hyporheischen Zone von essenzieller Bedeutung. Als so genannte „Interstitial-laicher“ legen Lachse ihre Eier in selbst geschlagene Laichgruben, die nach der Befruchtung mit Sediment bedeckt werden und in einer Tiefe von ca. 10 bis 30 cm heranreifen (Abbildung 1).

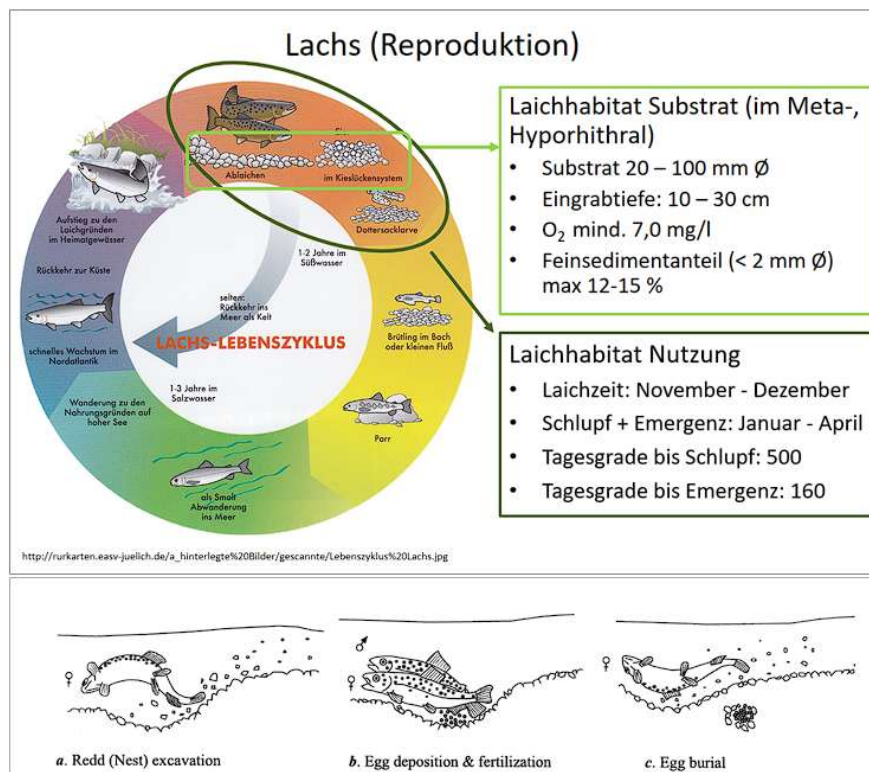


Abbildung 1: Lebenszyklus und Laichvorgang des Atlantischen Lachses. a) Aufschlagen einer Laichgrube; b) Ablage der Eier und Befruchtung; c) Durch Aufschlagen einer weiteren Laichgrube in Fließrichtung oberhalb werden die Eier bedeckt und bilden im Auswurfhügel eine „Eitasche“ (untere Abbildung aus Soulsby et al. 2001).

Anthropogen bedingte Beeinträchtigungen der Gewässersohle, welche insbesondere die Durchströmbarkeit des Interstitials negativ verändern können, haben demnach direkt Auswirkungen auf die Lebensraum- und Laichhabitatqualität der Gewässer. Dabei ist die kontinuierliche Sauerstoffversorgung durch die fließende Welle und somit die Permeabilität des Sohlsubstrats maßgeblich an der Habitatquantität und -qualität beteiligt (Hynes 1983, Pattison et al. 2015, Sear et al. 2017, Smialek et al. 2021).

In schotter- und kiesgeprägten Fließgewässern wird die Degradation des hyporheischen Interstitials unter anderem durch hohe anthropogene Feinsedimenteinträge, beispielsweise durch Erosion auf landwirtschaftlichen Flächen oder durch punktuelle und diffuse Einleitungen, zunehmend zu einem ökologischen Problem für aquatische Biozönosen (Pattison et al. 2015, Sternecker et al. 2013, Thurmann & Zumbroich 2013). Die eingetragenen Feinsedimente sind in der Lage das Kieslückensystem der Gewässersohle zu verstopfen (=Kolmation), hemmen so den Wasser- und Stoffaustausch zwischen fließender Welle und hyporheischem Interstitial und können folglich die Eiablage und -Entwicklung der Lachseier beeinflussen.

Aktuelle Ergebnisse weisen bereits darauf hin, dass hinter einer ausgeprägten Degradation der Gewässersohle vor allem die Kolmation, vereinzelt auch andere Stressoren wie stoffliche Einträge, steht (Stein et al. 2018, Von Bertrab et al. 2013). Die Kolmation gefährdet somit die ökologische Funktionsfähigkeit der Fließgewässer durch Beeinträchtigung der Selbstreinigungskraft und Schädigung der Lebensgemeinschaften (Boulton et al. 2010, Brunke et al. 2015, Zumbroich et al. 2017, Debeljak 2018, Wharton et al. 2017).

Die Verstopfung des Interstitials durch Kolmation und die dadurch stattfindende Unterbindung des Frischwasseraustauschs ist ein quantitativer Wirkfaktor. Dieser hängt mit der Menge der eingetragenen Feinsedimente in das Interstitial zusammen, und zwar insbesondere mit dem Anteil, welcher sich aufgrund von anthropogenen Einflüssen über das natürliche Maß hinausgehend in das Lückensystem einlagert. In verschiedenen Studien konnten negative Auswirkungen bereits geringer Feinsedimentmengen auf die Habitatqualität von Fließgewässern (Dubuis & De Cesare 2023, Kemp et al. 2011) und auch direkt auf die Schlupfrate von Salmonideneiern festgestellt bzw. modelliert werden (Pattison et al. 2015, Sear et al. 2016).

Feinsedimente im Interstitial können ebenfalls einen qualitativen Wirkfaktor darstellen, der über eine reine Verstopfung des Kieslückensystems hinausgeht. Vor allem Sedimentfraktionen kleiner 0,063 mm (häufig als AFS-Fraktion bezeichnen, AFS = abfiltrierbare Stoffe) können durch partikuläre Bindungen sowohl als Senke sowie auch als Quelle für wassergelöste Schadstoffe wirken (Förstner & Müller 1974 zit. nach Hollert et al. 2009; Ahlf et al. 2002 zit. nach Hollert et al. 2009). Weltweit werden jährlich etwa 300 Millionen Tonnen synthetischer Verbindungen mit der Abwassereinleitung in natürliche Gewässer eingetragen und ca. 140 Millionen Tonnen Dünger und Pestizide in der Landwirtschaft ausgebracht, die damit zur diffusen Belastung von Bächen und Flüssen beitragen (Schwarzenbach et al. 2006). Zusätzlich gelangen dabei organische Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen sowie anorganische Verbindungen ins Gewässer.

Als „hydromorphologisches Gedächtnis“ eines Gewässers sind Sedimente in der Lage Schadstoffe aufgrund von deren chemisch-physikalischen Eigenschaften an ihrer Oberfläche über lange Zeiträume zu binden (LAWA 2019). Dabei spielen auch „historische“ Belastungen aus industriellen und landwirtschaftlichen Einleitungen sowie aus Siedlungswassereinträgen thematisch eine wichtige Rolle. Gebundene Schadstoffe wie beispielsweise Schwermetalle oder organische Stoffe könnten selbst bei ausreichender Permeabilität im Interstitial eine ökotoxikologische Wirkung entfalten und so aquatische Biozönosen gefährden. Diese aus Industrie- und Bergbaualtlasten sowie aus heutigen diffusen sowie punktförmigen Quellen stammenden Schadstoffe (ebd.) haben durch mögliche Remobilisierungen den Charakter von „Zeitbomben“ (Förstner et al. 1999), was nicht nur bei Hochwasserereignissen, sondern selbst bei Auerenaturierungen zu problematischen Schadstoffemissionen in das Gewässer führen kann.

Zahlreiche internationale Studien konnten einen Zusammenhang zwischen Sedimentbelastung und Schädigungen von Biozönosen von Wirbellosen sowie auch eine Häufung von Tumoren in Fischen nachweisen (für Übersichten siehe Chen & White 2004; White et al. 1998 a, b zit. nach Hollert et al. 2009). Keiter (2007) untersuchte an der Oberen Donau das Phänomen eines zu geringen Fischbestandes bei vergleichsweise guter Wasserqualität in der fließenden Welle. Sedimentuntersuchungen an mehreren Probestellen im Längsverlauf des Gewässers zeigten mit geringen sowie hohen Belastungen ein sehr

heterogenes Belastungsbild. Die Heterogenität in der Belastungsverteilung spricht für einen Zusammenhang mit Einleitungen. Sedimentanalysen mittels chemischer und biologischer Tests ergaben u. a. auch beim Fischeitest signifikante Störungen in der Embryonalentwicklung des Zebrafisches (*Danio rerio*) als Testspezies in Verbindung mit hohen ökotoxikologischen Belastungen. Daraus wird eine hohe Wahrscheinlichkeit eines Einflusses auf die Fischpopulation abgeleitet.

Potenzielle Einflüsse von Feinsedimenten auf den Bruterfolg des Atlantischen Lachses wurden durch die Antragsteller bereits im Rahmen des DBU-Projektes „Kolmation und ihre Auswirkungen auf rheophile Fischarten“ (AZ. 35211/01) beobachtet. Dabei wurden im Winter 2020/2021 u. a. Brutboxen mit Lachseiern im Interstitial schotter- und kiesgeprägter Gewässer Nordrhein-Westfalens ausgebracht. Auffallend waren teils sehr geringe Schlupfraten trotz nicht nachweisbarer Kolmation während des Expositionszeitraumes der Eier im Interstitial. Visuell zeigte sich dennoch eine hohe Feinsedimentbefrachtung der Brutboxen. Vereinzelt wurden deutliche kleinräumige Unterschiede im Bruterfolg festgestellt, mit teils hohen und teils geringen Schlupfraten zwischen verschiedenen Laichgruben.

Zusätzlich wurde mittels des neu konzipierten „Interstitialsamplers“ Wasserproben direkt aus dem Kieslückensystem entnommen und analysiert. Hier zeigten sich deutliche Trübungen des Interstitialwassers, die auf ein stark viskoses, teilweise klebendes Substratgemisch zurückzuführen war.

Aus dieser Beobachtung lässt sich ableiten, dass die bewegliche Feinsedimentfracht in der fließenden „Interstitialwelle“ während der Brutentwicklung des Atlantischen Lachses von großer Bedeutung ist. Die physikalische Verstopfung des Interstitials sowie potenziell gebundene Schadstoffe können lokale Lebensgemeinschaften (einschließlich bspw. Eier von Lachsen) mit ähnlichen Wirkungen beeinträchtigen, wie sie unter Laborbedingungen beobachtet werden können.

In weiteren Untersuchungen zum Reproduktionserfolg von Salmoniden zeigen sich graduelle Abstufungen in den Schlupf- und Emergenzraten in Verbindung mit chemischen und chemisch-physikalischen Parametern. Diese können maßgeblich durch den Feinsedimentgehalt beeinflusst werden (u. a. Pulg 2009, Olsson & Person 1968).

Von besonders großer Bedeutung für die Ei- und Brutentwicklung ist der Sauerstoffgehalt des Wassers. Smialek et al. (2021) fassen zusammen, dass bereits ein Sauerstoffgehalt < 7 mg/l zu hohen Verlustraten von jungen Lachslarven führen kann, vor allem bei gleichzeitigem Auftreten geringer Strömungsgeschwindigkeiten oder/und hohen Individuenzahlen. Des Weiteren ist nicht nur der Sauerstoffgehalt der fließenden Welle von Bedeutung, sondern bei ungenügendem Austausch zwischen Gewässersohle und Oberflächenwasser können durch aufsteigendes Grundwasser mit geringem Sauerstoffgehalt hypoxische Bedingungen im Interstitial entstehen, die zu hohen Verlustraten in der Ei- und Brutentwicklung führen kann, unabhängig vom Sauerstoffgehalt der fließenden Welle (ebd.). In aktuellen Untersuchungen des Planungsbüro Zumbroich haben sich zudem Tendenzen zwischen Permeabilität des Interstitials und dem Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers gezeigt (Stein et al. 2018).

Weitere relevante Einflussfaktoren auf den Bruterfolg umfassen erhöhte Temperaturen, abweichende pH-Werte sowie gelöste Schadstoffe wie Ammonium oder Aluminium, deren Wirkung sich durch Wechselwirkungen mit physikalisch-chemischen Parametern zusätzlich verstärken kann (Smialek et al. 2021).

Zusammenfassend zeigt sich, dass verschiedene Parameter individuelle Auswirkungen auf unterschiedliche Lebensphasen von Lachsen haben können. Gleichzeitig ist es jedoch wichtig zu betonen, dass ihre Vielfalt und Komplexität häufig in Kombination wirken. Das Verständnis dieser dynamischen Zusammenhänge ist von entscheidender Bedeutung, um die langfristige Erhaltung und Förderung der Lachsbestände bzw. des Ökosystems Fluss zu gewährleisten. Um qualitativ hochwertige Habitatbedingungen und weitere Ökosystemfunktionen erhalten zu können, müssen mehr Erkenntnisse darüber gewonnen werden, wie die komplexen Abläufe gemeinsam die Habitatqualität beeinflussen könnten.

Vor dem Hintergrund zielt dieses Forschungsprojekt darauf ab, nicht nur die spezifischen Wirkfaktoren einzelner Parameter zu identifizieren, sondern insbesondere die Habitatqualität der Gewässersohle als Ganzes der Lachsbrutentwicklung gegenüberzustellen. Dabei sollen raum-zeitliche Unterschiede bei den verschiedenen Parametern, insbesondere der Kolmationsdynamik, berücksichtigt werden. Das Projekt legt den Fokus darauf, einen Beitrag zum Verständnis der komplexen Zusammenhänge zu erlangen,

die eine solide Informationsgrundlage u. a. für Entscheidungsträger und weiterführende Studien liefern können.

2.1 Forschungsansatz und Ziele

Der Schwerpunkt des vorliegenden Forschungsprojekts lag auf in-situ-Versuchen mit Lachsbrut in simulierten Laichgruben, kombiniert mit innovativen feldmethodischen Ansätzen sowie einer schadstofforientierten Analyse von Sedimenten und Wasser. Im Fokus stand dabei die Feinsedimentbelastung in den Gewässern des nordrhein-westfälischen Wanderfischprogramms.

Die zentralen Forschungsfragen lauteten:

1. *„Spiegeln sich die chemischen, chemisch-physikalischen und physikalischen Habitatbedingungen des hyporheischen Interstitials der Gewässer des Wanderfischprogramms NRW im Bruterfolg von Lachslaich wider?“*
2. *„Lassen sich raum-zeitliche Muster in der Gewässersohle bei verschiedenen Parametern feststellen?“*

Die Fragestellungen bauten auf den Ergebnissen mehrjähriger, methodisch ausgerichteter Untersuchungen des Planungsbüros Zumbroich im Flusssystem der Sieg (DBU-Projekt AZ 352 11-01) sowie auf mehreren universitären Abschlussarbeiten auf. Während sich die genannten Vorarbeiten vorrangig mit dem Zusammenhang zwischen Kolmationsintensität und Bruterfolg anadromer Salmoniden beschäftigten, verlagerte das vorliegende Projekt den Fokus auf den aktuellen Zustand potenzieller Laichhabitate des Lachses, insbesondere im Hinblick auf Feinsedimentbelastungen sowie ausgewählte chemische, chemisch-physikalische und physikalische Parameter der Sohlsedimente und des (hyporheischen) Wassers.

Zur Beantwortung dieser Fragestellungen kamen **neue, innovative Methoden zur Erfassung der Feinsedimentbelastung** zum Einsatz. Neben dem bereits in früheren Projekten erprobten **Kolmameter** zur quantitativen Erfassung der Kolmation wurde ein minimalintensiver **Interstitialsampler** als Eigenkonstruktion des Planungsbüros Zumbroich verwendet, der eine gezielte Probenahme aus dem Interstitial von kies- und schotterdominierten Fließgewässern ermöglichte.

Die konkreten Ziele des Projekts umfassten:

- Die **Bewertung der Laichhabitatqualität** ausgewählter Gewässerabschnitte im Rahmen des Wanderfischprogramms NRW mit Blick auf die Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses;
- Die **raum-zeitliche Erfassung der Kolmationsdynamik** und deren Einfluss auf das Interstitial;
- Die **Weiterentwicklung innovativer Feldmethoden** (z. B. Interstitialsampler, Kolmameter) zur Untersuchung der Qualität des hyporheischen Interstitials grobmaterialreicher Fließgewässer, insbesondere im Hinblick auf Probenahmedichte, Entnahmetiefe und erforderliche Mindestmengen an Probematerial;
- Einen **methodischen Beitrag zur gewässerökologischen Bewertung des Interstitials** in kies- und schottergeprägten Gewässern zu liefern, einschließlich der Identifikation relevanter Untersuchungsparameter, die zukünftig im Rahmen eines Monitorings zur Eignungsprüfung potenzieller Laichhabitate herangezogen werden könnten.

Zur Umsetzung dieser Ziele wurden im Zeitraum von Januar 2022 bis März 2024 feldbasierte Untersuchungen zur Lachsbrutentwicklung an ausgewählten Fließgewässern in den Einzugsgebieten von Rur, Wupper und Sieg durchgeführt. Die Auswahl geeigneter Probestellen, die Organisation und Durchführung der Feldarbeiten sowie die nachfolgende Datenanalyse erfolgten in enger Abstimmung mit den jeweils zuständigen Wasserverbänden und unter Einbeziehung externer Fachleute. Die für die In-situ-Versuche erforderliche Lachsbrut wurde von der Landesfischereianstalt NRW mit Sitz in Kirchhundem-Albaum bereitgestellt.

Im Rahmen eines projektbegleitenden wissenschaftlichen Beirats, der sich aus Vertreterinnen und Vertretern verschiedener Fachrichtungen zusammensetzte, wurden die jeweils aktuellen Ergebnisse, me-

thodischen Entwicklungen und praktischen Erfahrungen vorgestellt und diskutiert. Die dabei gewonnenen Erkenntnisse flossen kontinuierlich in die Anpassung und Optimierung des Untersuchungsdesigns ein und trugen wesentlich zur Qualitätssicherung und praxisnahen Weiterentwicklung der angewandten Methodik bei.

3 Methodik/Vorgehensweise/Projektablauf

3.1 Auswahl geeigneter Probestellen

Im ersten Schritt des Projekts erfolgte eine systematische Vorauswahl potenziell geeigneter Probestellen in den Gewässern des nordrhein-westfälischen Wanderfischprogramms. Diese Vorauswahl basierte auf der Auswertung vorhandener Datenquellen, insbesondere des ELWAS-Web-Portals (Elektronisches Wasserinformationssystem), in dem unter anderem Informationen zum chemischen und ökologischen Zustand, zur Gewässerstruktur sowie zu bestehenden Einleitungen abrufbar sind. Ergänzend wurde ein intensiver Austausch mit den jeweils zuständigen Wasserverbänden geführt. Zusätzlich flossen Erkenntnisse und Erfahrungen aus vorangegangenen Projekten in die Bewertung ein.

Während im Einzugsgebiet von Rur und Wupper im Zeitraum von September bis November 2021 neue Kartierungen vorgenommen wurden, konnten für das Einzugsgebiet der Sieg die Ergebnisse aus dem vorhergehenden DBU-Projekt (AZ 35211/01) genutzt werden.

Die auf Grundlage der genannten Kriterien identifizierten Probestellen wurden im Anschluss vor Ort begangen und mithilfe einer standardisierten Laichhabitatkartierung gemäß dem Verfahren nach Nemitz & Seredszus (2002) hinsichtlich ihrer Eignung überprüft. Diese Kartierung basiert im Wesentlichen auf der Erhebung und Bewertung folgender Parameter:

- Gewässerbreite und Gesamtfläche des potenziellen Laich- und Jungfischhabitats,
- Substratzusammensetzung, wobei idealerweise ein hoher Anteil an kiesigem bis schotterigem Material gegeben sein sollte,
- Morphologische Ausprägung des Flussbetts, insbesondere das Vorhandensein eines deutlich ausgeprägten Pools mit anschließendem Anstieg in einen gut durchströmten Riffel- bzw. Rauschebereich (ermittelt über die Differenz zwischen Pooltiefe und Scheitelpunkttiefe),
- Verfestigungsgrad des Sohlendeckwerks (Sohlbeweglichkeit), differenziert in drei Ausprägungsstufen:
 1. *Schwimmend bis locker*: mit dem Fuß ohne Anstrengung beweglich,
 2. *Mäßig verfestigt*: mit etwas Kraftaufwand lockern und bewegen,
 3. *Stark verfestigt*: kaum bis gar nicht mit dem Fuß beweglich.

Basierend auf diesen Parametern wurde jede potenzielle Probestelle qualitativ bewertet und klassifiziert. Dabei erfolgte die Bewertung getrennt für Laich- und Jungfischhabitat. Für die Auswahl der für das Forschungsprojekt relevanten Standorte wurde vorrangig die Eignung des Laichhabitats berücksichtigt, da dieses im Zentrum der in-situ-Versuche stand.

Die endgültige Auswahl der Probestellen resultierte aus einer integrativen Abwägung mehrerer Faktoren, darunter:

- Fachliche Einschätzung bei der Vor-Ort-Begehung,
- Gesamtpunktzahl der Laichhabitatkartierung, mit prioritärer Gewichtung der Laich-, nachrangig der Eignung als Jungfischhabitat,
- Vorhandensein anthropogener Einleitungen und die daraus abgeleitete potenzielle Belastung, basierend auf Rückmeldungen der Wasserverbände,
- Logistische Erreichbarkeit und Begehrbarkeit der Standorte,
- Verfügbarkeit von Voruntersuchungen und vorhandenen Referenzdaten.

Diese mehrstufige Vorgehensweise ermöglichte eine belastbare und ökologisch fundierte Auswahl geeigneter Untersuchungsgewässer, die als Basis für die nachfolgenden Felduntersuchungen diente.

3.2 Kolmametermessungen

Zur Erfassung der inneren Kolmation wurden Messungen mit dem Kolmameter im Rahmen von Abschlussarbeiten durchgeführt. Das angewandte, aktualisierte Messverfahren (Tabelle 1) beruht u. a. auf den Erfahrungen des DBU-Projektes „Kolmation und ihre Wirkung auf rheophile Fischarten“ (AZ. 35211/01).

Kolmametermessungen erfolgten an jeder simulierten Laichgrube sowohl zum Zeitpunkt des Eingrabens der Lachsbrut vor Anlage ebendieser als auch zum Zeitpunkt des Ausgrabens der Lachsbrut vor Bergung der Brutboxen. Dadurch wurde gewährleistet, dass die Messungen in einer möglichst ungestörten Gewässersohle erfolgten.

Der betrachtete Untersuchungsraum in der Gewässersohle wird im Rahmen der Kolmameter-Messungen als „definierte Sedimenttiefe“ bezeichnet (Abbildung 2, vgl. dazu Zumbroich & Scholtes 2025). Sie beschreibt den Bereich, der zwischen der Sohloberfläche und einer senkrecht darunter liegenden Grenztiefe liegt. Die definierte Sedimenttiefe wird für jede Fragestellung individuell angepasst und umfasst für die vorliegende Untersuchung von Lachslaichhabitaten den Bereich von ca. 0 bis 25 cm unterhalb der Sohlenoberfläche.

Zur dreidimensionalen Beurteilung des Interstitialkörpers werden je Einstich mehrere Werte in zunehmenden Abstand zur Sohlenoberfläche gewonnen.

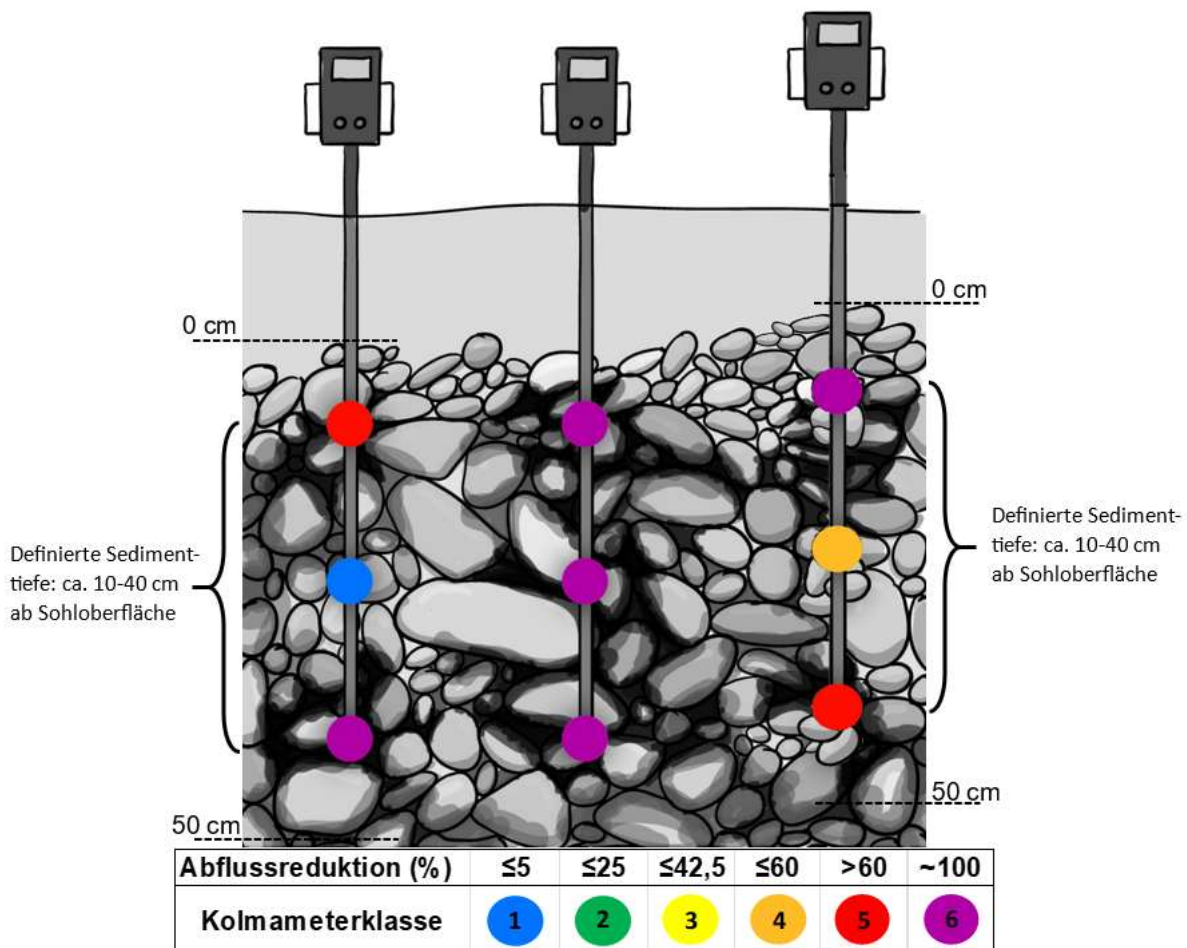


Abbildung 2: Exemplarische Anordnung und Bewertung von Kolmameter-Messpunkten bei der Untersuchung von Lachslaichhabitaten in einer definierten Sedimenttiefe von ca. 10-40 cm. Dunkle Sohlbereiche = Feinsedimentakkumulation (Grafik: Planungsbüro Zumbroich; Gestaltung: Irene Johannsen, GIUB, Universität Bonn) (aus: Zumbroich & Scholtes 2024)

Tabelle 1: Technische Einstellungen des Kolmometers und der methodischen Durchführung der Messungen. In Rot hervorgehoben: Veränderungen bzw. Ergänzungen zur Verfahrensanweisung von 2022.

Einstellungen, Durchführung	Aktuelle Verfahrensanweisung (Stand Januar 2022)
Einspritzdruck	0,2 bis 0,3 bar (Gerät- und Lanzenspezifisch)
Einspritzdauer	6,0 Sekunden
Tiefe der Messung	Innerhalb einer definierten Sedimenttiefe je nach Fragestellung (z. B. definierte Sedimenttiefe 0 bis 30 cm). Ergänzung: Es erfolgen mehrere Messungen innerhalb der definierten Sedimenttiefe in einem vorher definierten Abstand zur Sohloberfläche (AzS) .
Eichung	Der Vergleichswert für die Abflussreduktion wird vor und nach jedem Einstich an der Luft mit dreimaliger Messwiederholung gemessen
Messung der Sedimentdurchlässigkeit	Dreimalige Messwiederholung pro Einstich Mehrere Einstiche innerhalb der definierten Sedimenttiefe
Kalibrierung	Nach ca. 3 bis 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.
Reinigung	Nach jedem Einstich und nach Messung einer vollständigen Abflussreduktion (100 %) wird die Kolmeterspitze gereinigt
Klassifizierung	Klassifizierung in sechs Kolmometerklassen (siehe Tabelle 2)

Tabelle 2: Kolmometerklassen zur Klassifizierung des Kolmationsgrades (THURMANN 2017, modifiziert mit sechster Kolmometerklasse).

Abflussreduktion [%]	Kolmometer-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

3.3 Probenahme Interstitialsampler

Zur Untersuchung des hyporheischen Interstitials der Probestellen wird der vom Planungsbüro Zumbroich entwickelte Interstitialsampler genutzt, welcher bereits im Vorgängerprojekt „Kolmation und ihre Wirkung auf rheophile Fischarten“ (AZ. 35211/01) zum Einsatz gekommen ist.

Der Interstitialsampler besteht vereinfacht aus drei Bestandteilen (Abbildung 3):

- Einer hohlen Stahllanze mit perforierter Spitze;
- Einem durchsichtigen Saugschlauch mit beidseitigen Adapterelementen;
- Einer Saugpumpe inklusive Behälter mit circa 12 Liter Volumen.

Mit Hilfe des Interstitialsamplers kann minimalinvasiv und ohne großen Zeitaufwand ein Feinsediment-Wasser-Gemisch aus dem Interstitium entnommen werden.

Die Probenahme mit dem Interstitialsampler erfolgte grundsätzlich im Anschluss an die Kolmometermessungen.

Die gewonnenen Sedimentproben wurden bei maximal 50 °C im Labor des Geographischen Instituts der Universität Bonn getrocknet (Abbildung 4).



Abbildung 3: Bestandteile des Interstitialsamplers mit Lanze, Pumpe und Schlauch in der aktuellsten Ausführung.



Abbildung 4: Weiterverarbeitung der Interstitialproben. Links: Abfüllen der Interstitialproben; Mitte oben: Trennung der Wasser- und Sedimentphasen; Mitte unten: Trocknung der Sedimente; Rechts: Getrocknete Sedimentprobe

3.4 Untersuchungen der Wasserphasen

Die Untersuchungen der Wasserphasen umfassen sowohl die fließende Welle, als auch das Interstitialwasser.

Alle Messungen erfolgten an zwei Terminen, zunächst beim Eingraben der Lachsbrut und nach einigen Wochen erneut beim Ausgraben der Brutboxen. Messungen der fließenden Welle erfolgten einmalig für jeden Standort. Messungen des Interstitialwassers erfolgten individuell für jede simulierte Laichgrube.

3.4.1 Chemisch-physikalische Untersuchungen

Im Rahmen der Geländearbeiten werden Sauerstoffgehalt bzw. -Sättigung, pH, elektrische Leitfähigkeit, Temperatur und Trübung sowohl in der fließenden Welle, als auch dem gewonnenen Interstitialwasser direkt vor Ort gemessen (Tabelle 3).

Tabelle 3: Liste der genutzten Sonden unter Verwendung eines Multiparametermessgeräts (Multi IDS 3630)

Parameter	Sonde
Sauerstoffgehalt [mg/l]; Sauerstoffsättigung [%]	WTW FDO 925
pH [mol/l]	WTW Sentix 940
Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	WTW TetraCon 925
Temperatur [$^{\circ}\text{C}$]	WTW FDO 925 & WTW Sentix 940
Trübung [FNU]	WTW VisoTurb 900-P

Für die Messungen der fließenden Welle werden mit einem Eimer ca. fünf Liter Wasser an einem repräsentativen Standort entnommen und im Anschluss direkt im Eimer durchgeführt.

Die Messungen des Interstitialwassers erfolgten im Auffangbehälter der Pumpe des Interstitialsamplers, mit Ausnahme der Trübungsmessungen, da hierfür ein zusätzliches Behältnis erforderlich ist. Um Verfälschungen zu vermeiden, erfolgt die Untersuchung der Interstitialprobe auf die allgemeinen chemisch-physikalischen Parameter, prioritär des Sauerstoffs, direkt im Anschluss an die jeweilige Entnahme.

Zeitgleich können Wasserproben für die chemischen Untersuchungen mit dem Photometer aus dem Auffangbehälter der Pumpe entnommen werden.

3.4.2 Chemische Untersuchungen

Wasser der fließenden Welle und des Interstitials werden mittels Multispektral-Photometer „Photoflex STD“ (Abbildung 5) im Gelände auf Parameter untersucht, die in anthropogen geprägten Fließgewässern üblicherweise nachgewiesen werden können und auch im Rahmen des Gewässermonitorings (insbesondere unter Berücksichtigung der Oberflächengewässerverordnung) von Relevanz sind (siehe Tabelle 4).

Die entnommenen Wasserproben (Eimer fließende Welle, Auffangbehälter Interstitialsamplers) wurden unabhängig von der visuellen Trübung mit einem 0,45 µm feinen Spritzenfilter vorbereitet, um partikuläre Verunreinigungen zu entfernen und dadurch entstehende Messungenauigkeiten zu minimieren.

Tabelle 4: Parameter für chemische Analysen der fließenden Welle und des Interstitialwassers.

Parameter	Testkit	Messbereich
Ammonium-N	Küvettest A6/25	0,20 – 8,00 mg/l NH ₄ -N
		0,26 – 10,30 mg/l NH ₄ ⁺
Nitrit-N	Küvettest N5/25	0,010 – 0,700 mg/l NO ₂ -N
		0,030 – 2,300 mg/l NO ₂ ⁻
Nitrat-N	Küvettest 14542	0,5 – 18,0 mg/l NO ₃ -N
		2,2 – 79,7 mg/l NO ₃ ⁻
Orthophosphat-P	Küvettest P6/25	0,05 – 5,00 mg/l PO ₄ -P
		0,20 – 15,30 mg/l PO ₄ ³⁻



Abbildung 5: Photometer zur chemischen Analyse der fließenden Welle und des Interstitialwassers.

3.5 Untersuchungen der Sedimente

Die Sedimentuntersuchungen umfassten sowohl Sohlsedimente, die mittels des Interstitialsamplers direkt aus der hyporheischen Zone der Gewässersohle entnommen wurden, als auch Sedimente aus den Brutboxen, welche sich während der Expositionsphase in den Boxen akkumulierten.

Für die Gewinnung der Brutboxsedimente wurden die Boxen nach Abschluss der Expositionsdauer vorsichtig aus dem Gewässerbett entnommen und mit Flusswasser ausgespült. Das hierbei entstehende Sediment-Wasser-Gemisch wurde aufgefangen und in Weißflaschen überführt. Die weitere Probenaufbereitung erfolgte im Planungsbüro Zumbroich, die anschließende Trocknung der Sedimente am Geographischen Institut der Universität Bonn. Dabei wurde das in Kapitel 3.3 detailliert beschriebene Standardverfahren angewendet.

Die Sohlsedimente wurden jeweils an zwei Zeitpunkten mit dem Interstitialsampler entnommen: erstmals beim Einbringen der Lachsbrut sowie erneut beim Ausgraben der Boxen nach Beendigung der Expositionsphase. Die Gewinnung der Brutboxsedimente war methodisch bedingt ausschließlich zum Zeitpunkt der Rückholung der Brutboxen möglich.

3.5.1 Chemische Untersuchungen

3.5.2 Schwermetalluntersuchungen (Abwasserlabor Wupperverband)

Die getrockneten Sedimentproben wurden durch das Abwasserlabor des Wupperverbands auf Schwermetalle untersucht. Für die Untersuchungen wurden solche Schwermetalle ausgewählt, für die sowohl entsprechende Referenz- und Grenzwerte in der Literatur dokumentiert sind (LAWA, 1998) als auch aufgrund ihrer stofflichen Eigenschaften potenziell schädigende Auswirkungen auf die Entwicklung der Lachseier haben können (vgl. Köck G. 1996, Jezierska et al. 2009, Naz et al. 2023):

- | | | |
|---------------|-----------|----------------------|
| - Blei | - Cadmium | - Chrom |
| - Eisen | - Kupfer | - Nickel |
| - Quecksilber | - Zink | - Trockenmasse |
| | | - Glühverlust [% TR] |

Neben Referenz- und Grenzwerten wurden die natürlichen Hintergrundbelastungen der jeweiligen Einzugsgebiete bei der Analyse der Ergebnisse berücksichtigt.

Die Bestimmung der Schwermetallkonzentration (mg/kg TR, aus < 63 µm-Fraktion) erfolgte nach DIN EN 15309 2007-08. Der Gesamtkohlenstoff (Gew%) wurde nach DIN 19539 2016-12 bestimmt.

3.5.3 Ökotoxikologische Untersuchungen (Universität Frankfurt)

Die getrockneten Sedimentproben der Gewässersohle (Interstitialsampler) sowie zusätzlich die getrockneten Sedimente, die sich während des Expositionszeitraumes in den Brutboxen angesammelt hatten, wurden durch das Institut für Aquatische Ökotoxikologie der Universität Frankfurt (Dr. Matthias Oetken) u. a. im Rahmen einer Abschlussarbeit auf Toxizität und Mutagenität untersucht.

Dabei wurden folgende Methoden angewendet:

- Mikrotox-Assay: Leuchtbakterientest zur Messung der Basistoxizität
- Yeast Dioxin Screen (YDS): Untersuchung der Inhibition des Aryl-Hydrocarbon-Rezeptors (u. a. PAKs)
- Ames Mutagenitätstest
- Fish Embryo Test

3.6 Biologische Untersuchungen

Die Probestellen wurden weiterhin durch das Einbringen von Lachsbrut hinsichtlich ihrer ökologischen Funktionsfähigkeit sowie durch die Erfassung der Indikatororganismengruppe Makrozoobenthos untersucht.

3.6.1 Erfassung des Bruterfolges des Atlantischen Lachses

3.6.1.1 Auswahl geeigneter Brutboxen

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

Im Rahmen des Projekts kamen drei unterschiedliche Brutboxtypen zum Einsatz – die **Whitlock-Vibert-Box (WV-Box)**, die **Filterkorb-Brutbox (FK-Box)** sowie die **Mehrkommer-Brutbox nach dem „Egg-Sandwich“-Prinzip**. Alle eingesetzten Boxentypen erfüllen die essenziellen Anforderungen hinsichtlich Funktionalität, Schutz und Messbarkeit.

Die eingesetzten Brutboxen sollten insbesondere folgende Anforderungen erfüllen:

- Bereitstellung möglichst naturnaher, entwicklungsförderlicher Bedingungen für die Lachsbrut,
- Schutz der Eier und Jungfische vor Prädation durch geeignete Konstruktion,
- gleichzeitige Ermöglichung wissenschaftlicher Untersuchungen, insbesondere zur Sedimentbelastung im direkten Umfeld der Brut.

Zentral für diese Anforderungen ist eine perforierte Außenhülle, die sowohl eine ausreichende Wasserzirkulation gewährleistet als auch mechanischen Schutz bietet.

Whitlock-Vibert-Boxen (WV-Box)

Die klassische Whitlock-Vibert-Box wurde für den Einsatz im IMI-Lachs-Projekt gezielt modifiziert, um die Analyse des Reproduktionserfolgs zu ermöglichen. Zu diesem Zweck wurde die Außenhülle der Box mit einer feinen Aluminiumgaze ausgekleidet, um ein Entweichen der Jungfische durch die Kammerlücken zu verhindern (Abbildung 6). Die untere Kammer wurde im Feld nahezu vollständig mit gereinigtem, grobem Gewässersubstrat befüllt, auf das die Lachseier vorsichtig gebettet wurden. Ziel war es, möglichst naturnahe Bedingungen zu simulieren und die Akkumulation von ausschließlich Feinsedimenten zu vermeiden. Die obere Kammer blieb dabei leer.

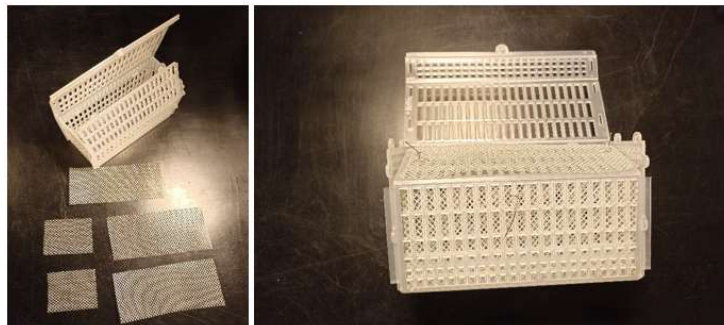


Abbildung 6: Aufbau der Whitlock-Vibert-Boxen. Links: Whitlock-Vibert-Box mit zugeschnittenen Aluminiumgittern
rechts: Mit Aluminiumgittern verstärkte Whitlock-Vibert-Box.

Filterkorb-Brutbox (FK-Box)

Die Filterkorb-Box wurde bereits im Vorgängerprojekt „*Kolmation und ihre Wirkung auf rheophile Fischarten*“ (DBU AZ. 352 11/01) erfolgreich eingesetzt. Es handelt sich hierbei um einen ursprünglich für den Sanitärbereich konzipierten, feinmaschigen **Metallkorb mit Schraubdeckel**, der für den Zweck der Brutbox modifiziert wurde (siehe Abbildung 7).

Zum Einsatz kamen zwei verschiedene Varianten:

- **Version 1:** Höhe inkl. Deckel 7,5 cm; Durchmesser 5 cm; Maschenweite 2 mm diagonal, 1 mm horizontal.
- **Version 2:** Höhe inkl. Deckel 10,0 cm; Durchmesser 6,5 cm; Maschenweite 2 mm diagonal, 1 mm horizontal.

Analog zur WV-Box wurden die FK-Boxen im Gelände mit grobmaterialreichem Sediment befüllt. Die Eier wurden vorsichtig auf die Sedimentauflage eingebracht, um eine übermäßige Feinsedimentakkumulation zu vermeiden und naturnahe Habitatbedingungen zu fördern (siehe Abbildung 7, rechts).



Abbildung 7: Aufbau der Filterkorb-Brutbox. Links: verschlossene Filterkorb Brutbox mit Deckel; Mitte: Filterkorb-Brutbox ohne Kieseinlage, mit Eiern; Rechts: Filterkorb-Brutbox mit Kieseinlage.

MehrkammerBrutbox „Egg-Sandwich“

In den Projektphasen 2022 und 2023 wurden ergänzend zwei **Mehrkammer-Brutboxen** nach dem „*Egg-Sandwich*“-Prinzip gemäß Pander et al. (2009) eingesetzt. Die Konstruktion dieser Boxen erfolgte durch die Zentralwerkstatt des LANUV NRW unter der Leitung von Herrn Dirk Schmitt.

Die Egg-Sandwich-Box erlaubt sowohl eine differenzierte Erfassung des Bruterfolgs in verschiedenen Tiefenlagen der hyporheischen Zone als auch die Entnahme von Interstitialwasser aus drei Ebenen. Dies erfolgt über perforierte Röhren mit angeschlossenen Schläuchen in 3,5 cm, 11,5 cm und 19,5 cm Tiefe, die mit Hilfe einer 90-ml-Spritze beprobt werden. Das entnommene Wasser wird vorsichtig in Bechergläser überführt. Eine vergleichbare Methode wurde unter anderem bei Pander (2022) angewendet. Jede Kammer wurde mit je einem Lachsei bestückt, wodurch der Bruterfolg in Abhängigkeit zur Tiefe sowie korrespondierenden Umweltparametern nachvollziehbar dokumentiert werden konnte.

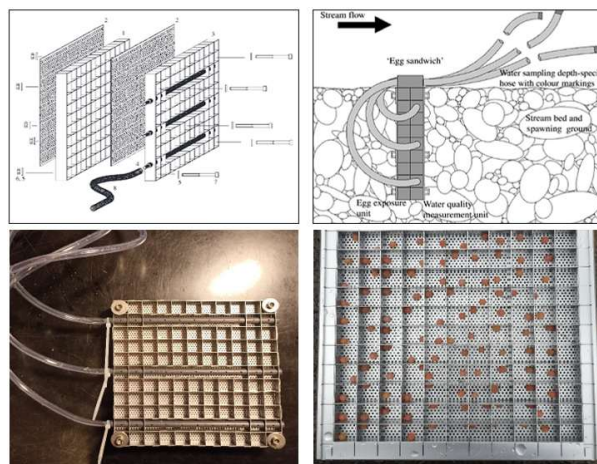


Abbildung 8: Schematischer Aufbau des Egg-Sandwich nach Pander et al. (2009) sowie Nachbau.

3.6.1.2 Ausbringen der Brutboxen im Gelände

Für das Einbringen der Brutboxen wurde zunächst der Bereich der vorgesehenen Laichgrube bis in eine Tiefe von etwa **15 bis 20 cm** mechanisch aufgelockert. Ziel war es, durch diese Maßnahme eine Entfernung von Feinsedimenten aus der Gewässersohle zu erreichen, indem diese durch die Strömung ausgespült werden konnten. Anschließend wurde eine etwa **100 cm x 50 cm große und ca. 20 cm tiefe** Grube ausgehoben. Das Substrat wurde dabei zu einem seitlich gelegenen, kleinen Auswurfhügel aufgeschichtet. Dieses Vorgehen ist dem Laichverhalten von Großsalmoniden nachempfunden, die durch Schlagen ihrer Schwanzflosse das Substrat auflockern und ausheben (Soulsby et al. 2001).



Abbildung 9: Anlage simulierter Laichgruben mit Reinigung des Substrats und daraus entstehende Sedimentfahne (links) und anschließendem Ausheben von simulierten Laichgruben (rechts).

Die Lachseier wurden nach dem Transport vorsichtig aus den Kunststofftüten in Eimer überführt und anschließend langsam an die aktuellen Gewässerbedingungen akklimatisiert. Dies erfolgte durch wiederholte, schrittweise Zugabe von Wasser aus dem jeweiligen Fließgewässer (siehe Abbildung 10). Parallel dazu wurden die vorgesehenen Brutboxen mit gereinigtem, gewässertypischem Substrat befüllt.



Abbildung 10: Befüllen der Brutboxen mit Lachseiern. Links: langsames Temperieren der Lachsbrut an die Wassertemperaturen vor Ort; Mitte/Rechts: befüllte Whitlock-Vibert-Box (Mitte) bzw. Filterkorb-Brutbox (Rechts) mit Lachseiern und gereinigtem Gewässersubstrat;

Nach abgeschlossener Akklimatisierung wurden die Eier behutsam in die vorbereiteten Brutboxen eingebracht. Die befüllten Boxen wurden anschließend manuell in den simulierten Laichgruben positioniert und sorgfältig mit dem zuvor ausgehobenen Substrat bedeckt (siehe Abbildung 11). Auf diese Weise entstand ein künstlich angelegter „Laichhügel“, in dem die Brutboxen eingelegt waren.

Ein besonderes Augenmerk lag auf der korrekten Positionierung der Boxen: Diese mussten so tief und fest in die Gewässersohle eingebettet werden, dass ein möglicher Abtrag des Laichhügels – beispielsweise infolge erhöhter Strömung oder Hochwassers – nicht zum Verlust oder zur Freilegung der Boxen führen konnte. Pro Grube wurden in der Regel zwei bis vier Brutboxen installiert.



Abbildung 11: Einsetzen der Lachsbrut in simulierten Laichgruben (Links); Rechts: Vergrabene Brutboxen mit Markierschnüren.

Abschließend erfolgte eine visuelle Kontrolle zur Sicherstellung, dass sämtliche Boxen sicher im Sediment vergraben und gleichzeitig alle Markierungsschnüre eindeutig sichtbar waren (siehe Abbildung 11). Gegebenenfalls wurde die Form des Laichhügels sowie der Grubenumrandung vor Ort händisch nachjustiert, um Stabilität und Wiederauffindbarkeit der Boxen während der Expositionsphase zu gewährleisten.

3.6.1.3 Erfassung des Bruterfolges

Zur Ermittlung des Bruterfolgs wurde der prozentuale Anteil geschlüpfter Larven in Abhängigkeit von der akkumulierten Wärmesumme in Tagesgraden bestimmt. In der Projektphase 2022 erfolgte die Auswertung nach einer Expositionsdauer von etwa 500 bis 530 Tagesgraden, während in der Projektphase 2023 ein erweiterter Zeitraum von 630 bis 650 Tagesgraden zugrunde gelegt wurde.

Die Verlängerung der Expositionsdauer in der zweiten Projektphase diente dazu, den Einfluss potenziell ungünstiger Habitatbedingungen im hyporheischen Interstitial über einen längeren Zeitraum zu erfassen. Dadurch konnten mögliche umweltbedingte Mortalitätsursachen differenzierter abgebildet und die Aussagekraft hinsichtlich der Bruttauglichkeit der untersuchten Standorte verbessert werden.



Abbildung 12: Geborgene Whitlock-Vibert-Box am Ende des Expositionszeitraums.

Die zur Berechnung der Tagesgrade erforderlichen Temperaturdaten wurden primär über das webbasierte Auskunftssystem HYGON¹ des LANUV NRW bezogen. Vergleichende punktuelle Messungen an den jeweiligen Probestellen bestätigten eine hohe Übereinstimmung mit den HYGON-Daten, sodass deren Verwendung als belastbar eingestuft werden konnte. An Gewässerabschnitten ohne eigene Messstellen wurden die Temperaturen entweder durch die zuständigen Wasserverbände zur Verfügung gestellt oder auf Grundlage der Temperaturverläufe benachbarter Fließgewässer abgeschätzt.

¹ Hydrologische Rohdaten Online, des Landesamtes für Natur-, Umwelt- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalens, abrufbar unter www.lnadb.it.nrw.de/LUA/hygon

3.6.2 Makrozoobenthos

Der ökologische Zustand der Probestellen wurde anhand der Makrozoobenthos-Besiedlung näher betrachtet.

Dafür erfolgte ein fachlicher Austausch mit den zuständigen Wasserverbänden, eine Einbindung von Online-Daten über das ELWAS-Web sowie eigene Probenahmen nach standardisiertem Verfahren auf Grundlage des „Methodische Handbuch Fließgewässerbewertung“ (Meier et al. 2006) inkl. der Online verfügbaren Bewertungssoftware Perlodes². Die Probenahmestellen der Online-Daten wurden gezielt so ausgewählt, dass sie in unmittelbarer Nähe und unterhalb zu den Lachsbrut-Probestellen lagen. Dies ermöglicht eine direkte Korrelation der Ergebnisse des Makrozoobenthos im Hinblick auf die ökologischen Bedingungen, die für die Entwicklung der Lachsbrut entscheidend sind. Zusätzlich wurden an ausgewählten Probestellen eigene Untersuchungen durchgeführt.

Sie dienten vor allem der Bestätigung und Ergänzung der Online verfügbaren Daten. Die Aufbereitung, Bestimmung und Auswertung der Proben erfolgte im Labor anhand der Mindestanforderungen der operationellen Taxaliste oder bei unvollständigen bzw. juvenilen Individuen auf das nächst höhere Niveau. Zusätzlich zu der modularen Bewertung nach Perlodes (Allgemeine Degradation, Versauerung, Saprobie) wurden die Metrics „% Metarhithral“ und „Habitatpräferenz“ untersucht.

Der Metric „% Metarhithral“ umfasst Taxa mit einer Zonenpräferenz der „unteren Forellenregion“. Ein hoher Metarhithral-Wert weist auf höhere Strömungsgeschwindigkeiten, grobkörnige Substrate, gute Sauerstoffversorgung und niedrige Sommertemperaturen hin, also solche Bedingungen, die nachweislich als Voraussetzung für geeignete Laichhabitate für anadrome Salmoniden gelten (MUNLV NRW, 2006). Niedrige Werte zeigen generell potamalisierende Belastungsarten an, wie beispielsweise hohe organische Belastungen, Feinsedimenteinträge oder Veränderungen der Strömungsverhältnisse (insbesondere Rückstau). Der Metric „Habitatpräferenz“ zeigt den prozentualen Anteil an Indikatorarten für ein bestimmtes Habitat (bezogen auf die Substratpräferenz) an. Arten, die ähnliche Substratkompositionen (Kies und Schotter) wie der Lachs bei der Laichhabitatwahl bevorzugen, sind für das Projekt von besonderem Interesse.

² Tool zur Bewertung von Fließgewässern, online abrufbar unter <https://gewaesser-bewertung-berechnung.de>

4 Projektergebnisse

4.1 Auswahl der Probestellen

Für die Auswahl der Probestellen wurde die Bewertung des Lachslaichhabitats nach Nemitz & Seredusz (2002) vordringlich betrachtet.

In Projektphase 2022 und 2023 wurden nach Berücksichtigung der Ergebnisse der Laichhabitatkartierung und weiterer Parameter insgesamt an 8 Gewässern 27 Probestellen ausgewählt und 54 Laichgruben angelegt (Tabelle 5, Abbildung 13). Zusätzlich wurden im Rahmen von Abschlussarbeiten weitere Laichgruben mit Brutboxen oder Egg-Sandwiches angelegt.

Die Bezeichnung der Probestellen erfolgte nach dem Schema:

Gewässerkürzel + Probestelle-Nummer + oberhalb/unterhalb Einleitung, bspw.:

Ag-1o für das Gewässer Agger, Probestelle 1, oberhalb der Einleitung.

Weiterführend wurde die Bezeichnung durch die jeweilige Laichgrube (A, B, C) und den Zeitpunkt (Eingraben/Ausgraben der Lachsbrut) ergänzt, sodass sich beispielsweise folgende Bezeichnung ergibt:

Ag-1o-A-Ein für Laichgrube A, Zeitpunkt Eingraben der Lachsbrut.

Tabelle 5: Übersicht der ausgewählten Probestellen mit Anzahl der angelegten, simulierten Laichgruben nach jeweiliger Projektphase.

Einzugsgebiet	Gewässer	Probestelle	Anzahl Laichgruben	Projektphase
Rur	Vichtbach	Vi-3u	1	2022
		Vi-1o	2	2023
		Vi-1u	2	2022 + 2023
	Inde	In-2o	3	2023
		In-2u	3	2023
	Wehebach	We-1u	2	2022 + 2023
		We-1o	2	2022 + 2023
Sieg	Agger	Ag-1	1	2022
		Ag-1o	2	2023
		Ag-1u	3	2022 + 2023
		Ag-6	2	2022
		Ag-7o	3	2023
		Ag-7u	3	2023
	Bröl	Br-3	1	2022
	Waldbrölbach	Wb-3	1	2022
		Wb-4o	3	2023
		Wb-4u	3	2022 + 2023
Wupper	Dhünn	Dh-2	1	2022
		Dh-4u	2	2022 + 2023
		Dh-4o	2	2023
		Dh-5o	2	2022 + 2023
		Dh-5u	2	2023
		Dh-8	1	2022
		Dh-9	1	2022
		Dh-10	1	2022
	Eifgenbach	Ei-4	1	2022
		Ei-6u	2	2023
		Ei-6o	2	2022 + 2023

Im Jahr 2023 wurde die Probestelle Vi-1u aufgrund besserer Erreichbarkeit und größerer Gewässerbreite (und damit geringere Strömungsgeschwindigkeiten und mehr Bewegungsfreiheit bei Hochwasser) etwas weiter flussaufwärts verlegt.



Abbildung 13: Übersicht zur Lage der Probestellen nach jeweiliger Projektphase.

4.2 Kolmametermessungen

In **Projektphase 2022** fanden sich in 10 cm AzS, mit Ausnahme der Stellen Dh-10 und Ei-6 mit einer sehr starken Kolmation, an allen Probestellen entweder keine oder nur eine schwache Kolmation (Abbildung 14).

An der Agger (Ag) wurde an Probestelle Ag-1 an beiden Laichgruben sowohl beim Eingraben als auch beim Ausgraben der Lachsbrut ausschließlich keine oder nur eine schwache Kolmation festgestellt.

Bei Probestelle Ag-6 zeigte sich zum Zeitpunkt des Ausgrabens in Laichgrube Ag-6-A eine schwache Kolmation, während in Laichgrube Ag-6-B in 10 cm und 20 cm AzS eine schwache Kolmation festgestellt wurde. In beiden Laichgruben konnte allerdings eine sehr starke Kolmation in 15 cm AzS festgestellt werden.

An der Bröl (Br) wurde an Standort Br-3 durchgehend eine schwache Kolmation vor dem Eingraben der Lachsbrut gemessen.

Am Waldbrölbach (Wb) wurden an Probestelle Wb-3 keine bzw. eine schwache Kolmation festgestellt, die sich während der Expositionsphase nicht veränderte. An Probestelle Wb-4 wurde eine ähnlich stabile Kolmationssituation in der Laichgrube erfasst. In 20 cm AzS wurde aber eine mittlere Kolmation gemessen und die anfangs festgestellte fehlende Kolmation in einem Abstand von 10 cm zur Sohloberfläche änderte sich zu einer schwachen Kolmation zum Zeitpunkt des Ausgrabens.

An der Dhünn (Dh) wurden an den Probestellen Dh-2, Dh-4 und Dh-5 keine signifikanten Kolmationsbelastungen gemessen, die sich auch während des Expositionszeitraums nicht veränderten. An den Probestellen Dh-8, Dh-9 und Dh-10, die nahe der Dhünntalsperre liegen, wurde vereinzelt eine sehr starke Kolmation in einem Abstand von 15 cm bzw. 10 cm zur Sohloberfläche ermittelt, wobei die restlichen Messungen maximal eine schwache Kolmation ergaben.

Am Eifgenbach (Ei) zeigten sich erhebliche Unterschiede in den Kolmameterklassen zwischen den Probestellen Ei-4 und Ei-6. Während an der Probestelle Ei-4 die Gewässersohle weitestgehend wenig verdichtet war (keine bis schwache Kolmation), wurde an Ei-6 eine sehr starke Kolmation in einem Abstand von 10 cm bzw. 15 cm zur Sohloberfläche festgestellt. Darunter wurden jeweils in einem Abstand von 15 cm bzw. 20 cm zur Sohloberfläche die Kolmameterklasse "Undurchlässig" festgestellt.

An Vichtbach (Vi) und Wehebach (We) konnte überwiegend nur maximal eine schwache Kolmation festgestellt werden, wobei ein großer Anteil der Messpunkte keine Kolmation aufgewiesen hatte. Nur an Vi-3, Laichgrube B wurde beim Ausgraben eine mittlere Kolmation in einem Abstand von 20 cm zur Sohloberfläche nachgewiesen.

Zusammenfassend ließ sich in Projektphase 2022 mit wenigen Ausnahmen (bspw. Probestelle Ei-6) keine starke Kolmation (ab Kolmameterklasse 4) an den Probestellen feststellen, sodass während des Expositionszeitraums die Wahrscheinlichkeit einer Beeinträchtigung der Lachsbrut und des Bruterfolgs durch eine physikalische Verdichtung der Gewässersohle gering war.

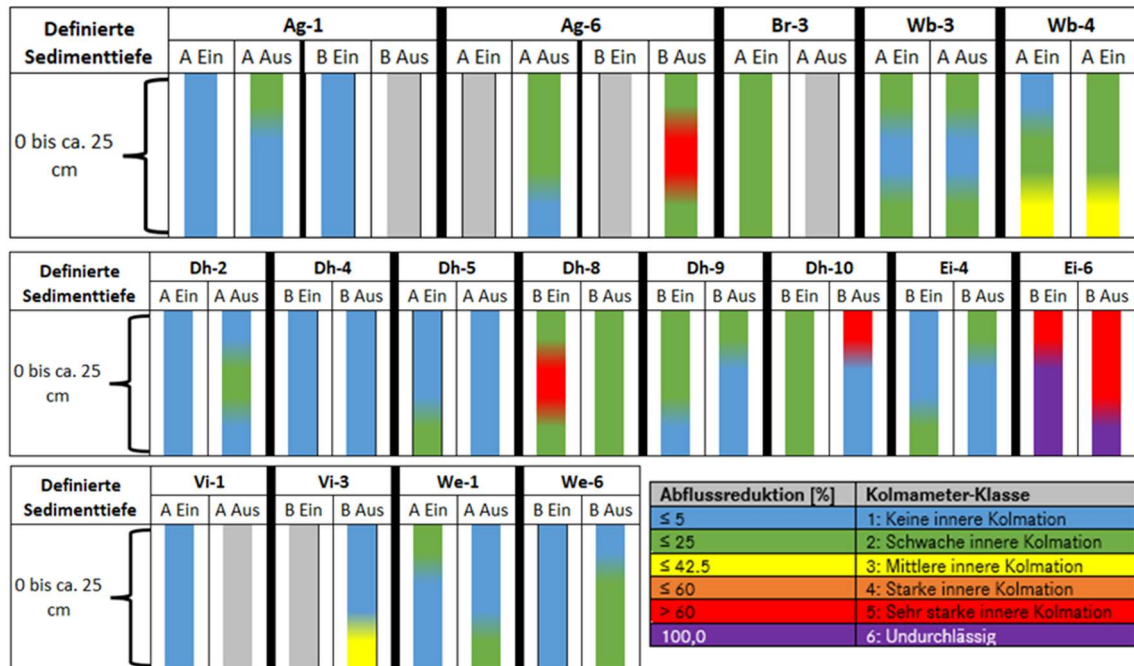


Abbildung 14: Kolmationssituation Projektphase 2022 beim Eingraben (Ein) und Ausgraben (Aus) der Brutboxen in Agger (Ag), Bröl (Br), Waldbrölbach (Wb), Dhünn (Dh), Eifgenbach (Ei), Vichtbach (Vi) und Wehebach (We).



Abbildung 15: Kolmametermessungen an Dhünn (links) und Wehebach (rechts).

In **Projektphase 2023** wurde im Vergleich zur vorherigen Projektphase eine deutlich heterogenere Kolmationssituation mit häufigeren Klassenwechseln sowohl bei den einzelnen Einstichen als auch im Vergleich der Einstiche und höheren Kolmameterklassen festgestellt (Abbildung 16).

An der Agger (Ag) wies Probestelle Ag-1 sowohl oberhalb als auch unterhalb der Einleitung innerhalb der gesamten definierten Sedimenttiefe, mit Ausnahme der Laichgrube Ag-1-C-Ein in ca. 20 cm AzS, keine bzw. nur eine schwache Kolmation auf. Demnach war die Probestelle größtenteils frei von Kolmation.

Im Gegensatz dazu zeigte Probestelle Ag-7 eine deutlich stärkere Verdichtung der Gewässersohle innerhalb der definierten Sedimenttiefe. Bei Probestelle Ag-7-o wurde beim Eingraben an Laichgrube A eine mittlere Kolmation in 10 cm AzS festgestellt, die mit zunehmendem Abstand abnahm und in etwa 20 cm AzS schließlich keine Kolmation mehr aufwies. An Laichgrube B hingegen wurde ein umgekehrtes Bild festgestellt, mit schwacher Kolmation in geringem Abstand zur Sohloberfläche und mittlerer Kolmation in etwa 20 cm AzS. Die unterhalb gelegene Probestelle Ag-7-u zeigte deutliche Unterschiede in der Kolmationssituation zwischen den beiden Laichgruben zum Zeitpunkt des Eingrabens der Lachsbrut. Während Ag-7-A-Ein durchgehend keine bzw. eine schwache Kolmation aufgewiesen hatte, wurde in der zweiten Laichgrube Ag-7o-B-Ein in ca. 10 cm AzS eine mittlere Kolmation festgestellt, die mit zunehmendem Abstand zunächst auf eine sehr starke Kolmation anstieg und sich anschließend in ca. 20 cm AzS abrupt auf keine Kolmation änderte. Beim Ausgraben wurden an beiden Laichgruben dieselben Kolmameterklassen gemessen.

Am Waldbrölbach (Wb) wurden oberhalb der Einleitung an Probestelle Wb-4-o deutliche Unterschiede zwischen den simulierten Laichgruben zu beiden Messzeitpunkten festgestellt. Während in Laichgrube A beim Eingraben durchgehend eine schwache Kolmation gemessen wurde, zeigte sich gleichzeitig in Laichgrube B ein Übergang von einer schwachen Kolmation in ca. 10 cm AzS zu einer zunächst starken und anschließend in ca. 20 cm AzS einer sehr starken Kolmation. Ein sehr ähnliches Bild wurde beim Ausgraben festgestellt, wobei an beiden Laichgruben in einem geringen Abstand zur Sohloberfläche von 10 cm nunmehr keine Kolmation gemessen wurde, an Laichgrube A diese aber mit zunehmendem Abstand zunächst auf eine schwache und anschließend auf eine mittlere Kolmation anstieg. An Laichgrube B hingegen kam es zu einem signifikanten Anstieg auf eine sehr starke Kolmation in ca. 15 cm AzS, die sich in die Tiefe fortsetzte.

An der Dhünn (Dh) wurde an Probestelle Dh-4o-A-Ein als einziger Standort gewässer- und Laichgrubenübergreifend eine vollständige Kolmation in einem Abstand zur Sohloberfläche von etwa 10 cm festgestellt. Überraschenderweise wies die Probestelle unter dem vollständig abgedichteten Bereich keine Kolmation in ca. 15 cm AzS auf, allerdings konnte in ca. 20 cm AzS wieder eine starke Kolmation gemessen werden. Interessanterweise konnte an der angrenzenden Laichgrube Dh-4o-B innerhalb der gesamten definierten Sedimenttiefe keine Kolmation festgestellt werden. An den Probestellen Dh-4u und Dh-5o wiesen die Laichgruben durchweg ein sehr ähnliches Kolmationsmuster auf, von keiner Kolmation bis zu einer mittleren Kolmation. An Dh-5u wurde eine starke Kolmation in einem Abstand von 15 cm zur Sohloberfläche festgestellt, wobei sowohl in geringerem als auch in größerem Abstand zur Sohloberfläche niedrigere Kolmationswerte gemessen wurden.

Am Eifgenbach (Ei) wurden an Probestelle Ei-6o zum Zeitpunkt des Eingrabens die deutlichsten Unterschiede zwischen zwei Laichgruben beobachtet. In Laichgrube Ei-6o-A wurden keine bis schwache Kolmameterklassen gemessen, während in der benachbarten Laichgrube Ei-6o-B durchweg hohe Kolmameterklassen festgestellt wurden. Beim Ausgraben wurden zudem erhebliche Veränderungen in nahezu allen Abständen zur Sohloberfläche beobachtet. In Laichgrube A verschlechterte sich insbesondere die Kolmameterklasse in einem Abstand von 20 cm zur Sohloberfläche von schwach auf stark. Im Gegensatz dazu verbesserte sich in Laichgrube B die Kolmameterklasse in allen drei gemessenen Abständen zur Sohloberfläche jeweils um eine Klasse.

An der Inde (In) wurden an Probestelle In-2o zum Zeitpunkt des Eingrabens in etwa 10 cm und 15 cm AzS keine bzw. schwache Kolmation festgestellt. An Laichgrube In-2o-B wurde in 20 cm AzS eine sehr starke Kolmation gemessen, die an der angrenzenden Laichgrube In-2o-A hingegen nicht nachgewiesen werden konnte.

Beim Ausgraben zeigte sich ein umgekehrtes Bild: In Laichgrube In-2o-A wurde eine sehr starke Kolmation in etwa 10 cm AzS gemessen, während Laichgrube In-2o-B gänzlich frei von Kolmation war.

An Probestelle In-2u wurde in Laichgrube In-2u-A in 15 cm und 20 cm AzS eine mittlere Kolmation festgestellt, während in den anderen Laichgruben zu allen Messzeitpunkten nur schwache Kolmation zu verzeichnen war. Das Ergebnis an Probestelle In-2u war besonders interessant, da visuell eine äußerst hohe Feinsedimentbelastung im Gewässer erkennbar war (vgl. Abbildung 18, rechtes Bild). Dennoch erschien diese Belastung durch Fußbewegungen subjektiv betrachtet als locker. Möglicherweise waren die hohen Feinsedimentanteile zwar in großer Quantität vorhanden, zeigten aber zum Messzeitpunkt

keine kolmatierenden Eigenschaften, die zu einer signifikanten Verdichtung der Gewässersohle führen würden.

An Vichtbach (Vi) und Wehebach (We) wurden bis auf zwei Ausnahmen keine bis schwache Kolmame-
terklassen gemessen. Am Vichtbach wurde an Probestelle Vi-1o in Laichgrube A zum Zeitpunkt des
Ausgrabens der Lachsbrut eine starke Kolmation in einem Abstand von 10 cm zur Sohloberfläche ge-
messen, die zum Zeitpunkt des Eingrabens noch nicht vorhanden war. Am Wehebach zeigte sich an
Probestelle We-1u in Laichgrube B ebenfalls in 10 cm AzS eine mittlere Kolmation, die zum Zeitpunkt
des Eingrabens nur schwach ausgeprägt war.

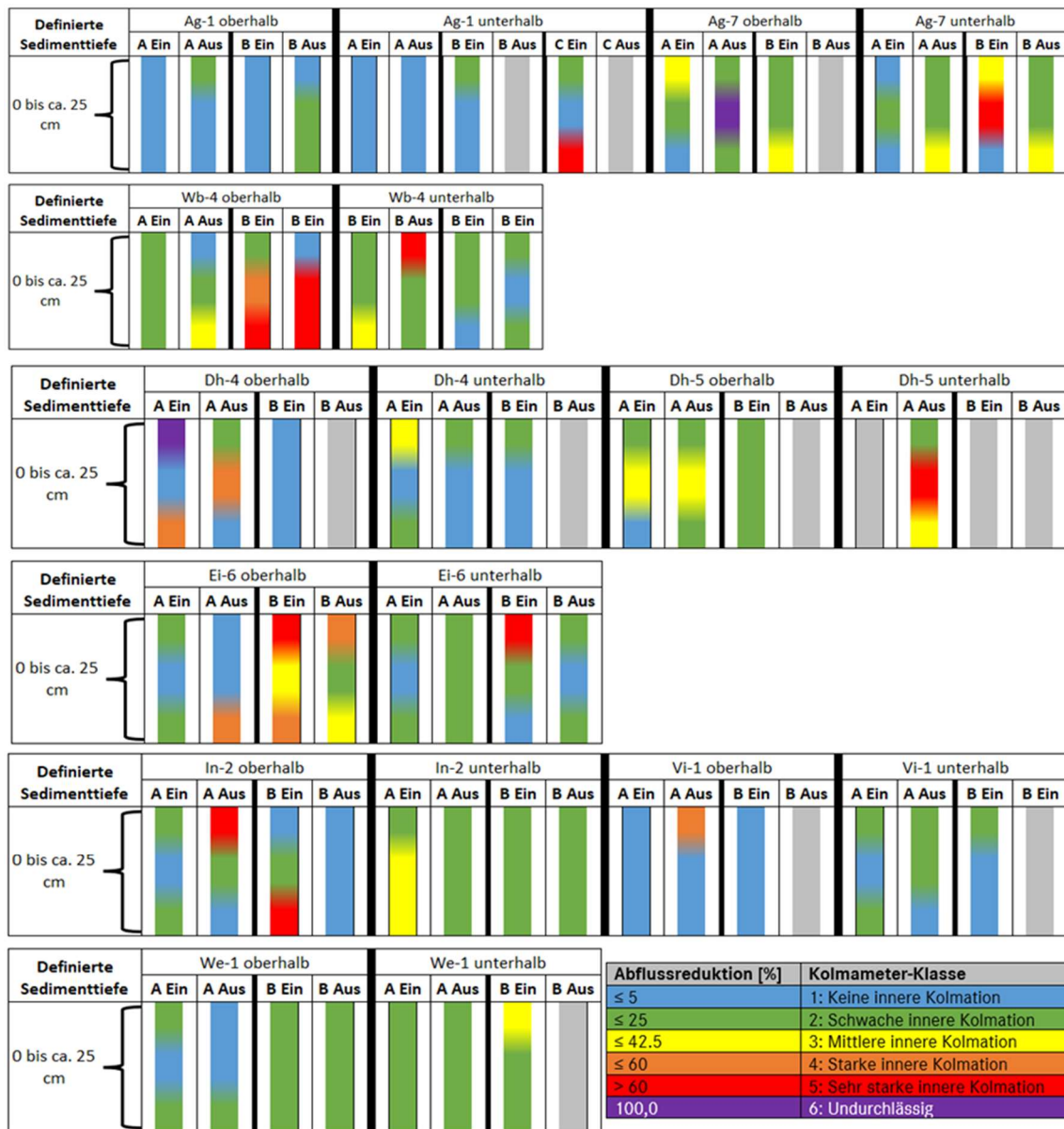


Abbildung 16: Kolmationssituation Projektphase 2023 beim Eingraben (Ein) und Ausgraben (Aus) der Brutboxen verschiedener Laichgruben (A, B) in Agger (Ag), Waldbrölbach (Wb), Dhünn (Dh), Eifgenbach (Ei), Inde (In), Vichtbach (Vi) und Wehebach (We).

Zusammenfassend zeigte sich bezüglich der festgestellten Kolmationssituation innerhalb der definierten Sedimenttiefe, dass gewässer- und laichgrubenübergreifend in beiden Projektphasen insbesondere keine sowie eine schwache Kolmation die Situation zum Zeitpunkt des Ausgrabens der Lachsbrut dominierten (Abbildung 17). Von besonderem Interesse war dabei die Kolmationssituation zum Zeitpunkt der Entnahme der Lachsbrut, da erfahrungsgemäß (u. a. Projekt Rheophile Fischarten, DBU-AZ. 35211/01) die Gewässersohle durch Anlage der simulierten Laichgrube beim Eingraben der Eier weitestgehend frei

gespült wird und während der Expositionsphase bis zum Entnahmeterrin erneut Kolmationsprozesse an den Laichgruben einsetzen.

Zum Zeitpunkt des Ausgrabens wiesen insgesamt ca. 83 % der Messungen (115 von 138) eine der beiden Kolmameterklassen „keine“ bzw. „schwache Kolmation“ auf. Eine sehr starke oder gar eine vollständige Kolmation konnte zum Zeitpunkt des Ausgrabens mit 1,45 % nur in Einzelfällen (11 von 138 Messungen) festgestellt werden.

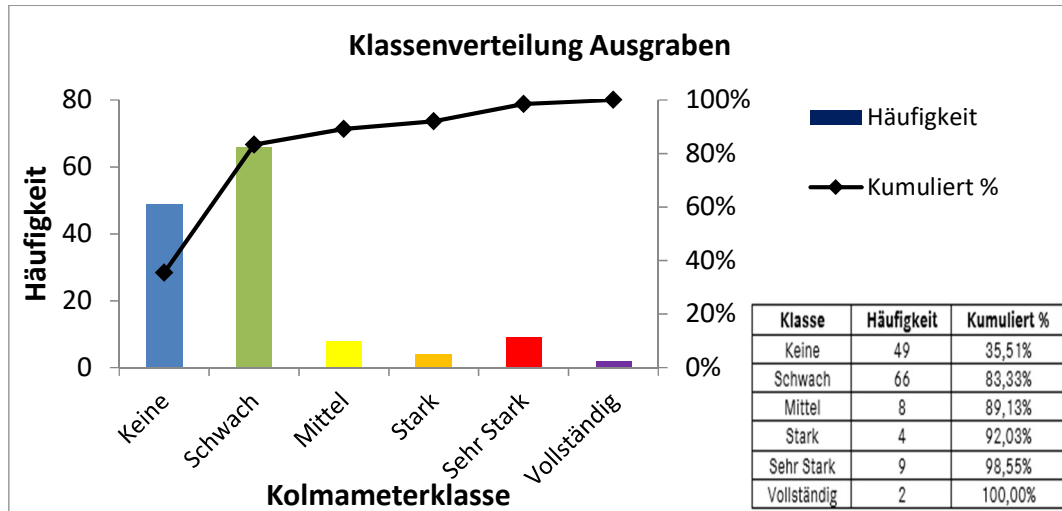


Abbildung 17: Verteilung und Häufigkeit der gemessenen Kolmameterklassen zum Zeitpunkt des Ausgrabens. Ergebnisse Gewässer- und Laichgrubenübergreifend innerhalb der definierten Sedimenttiefe (0 bis 30 cm).

Die Ergebnisse sind auch dahingehend interessant, dass häufig eine visuelle Belastung mit hohen Feinsedimentanteilen an den Probestellen festgestellt werden konnte. Diese visuelle Belastung beruht zum einen auf der Feststellung einer äußeren Kolmation auf der Sohloberfläche sowie zum anderen bei einer deutlichen Sedimentfahne aus feinmaterialreichem Substrat, die bei Anlage der simulierten Laichgruben festgestellt werden konnte (Abbildung 18).



Abbildung 18: Starke „Sedimentfahnen“ aus feinmaterialreichem Substrat an Eifgenbach (links) und Inde (rechts).

Trotz erheblicher Feinsedimentanteile an den Probestellen, führten diese in vielen Fällen nicht zwangsläufig auch sofort zu einer Verdichtung der Gewässersohle. Kolmationsprozesse werden sowohl durch räumliche Faktoren (u. a. Gewässermorphologie, Strömungsbedingungen, biologische Aktivität) als auch durch den zeitlichen Aspekt (Ansammlung und Verdichtung) beeinflusst (Dubuis & de Cesare 2023). Eine reine Betrachtung der äußeren Gegebenheiten (äußere Kolmation) ist nicht hinreichend, um die gesamte Kolmationssituation eines Gewässerabschnittes zu erfassen.

Trotz sichtbarer, starker äußerer Kolmation der Gewässersohle war ein weitestgehend durchgängiges hyporheisches Interstitial nicht auszuschließen. Demnach könnte die Zufuhr von Frischwasser durch ein

vertikales Nachströmen aus der fließenden Welle zwar durch äußere Kolmation gehemmt sein, gleichzeitig könnte jedoch durch eventuelle laterale Wasserbewegungen innerhalb der Gewässersohle eine Frischwasserversorgung des Interstitials ermöglicht werden.

Die Kolmametermessungen haben gezeigt, dass an einzelnen Probestellen teils deutliche kleinräumige Unterschiede der Kolmation auftreten können, sowohl in verschiedenen Tiefen innerhalb einer Laichgrube (Abbildung 19) als auch zwischen verschiedenen Laichgruben, die parallel nebeneinander angelegt worden sind (Abbildung 20).

Innerhalb einer Laichgrube zeigte sich in etwa 73 % der Fälle (72 von 99) lediglich ein geringfügiger Unterschied von höchstens einer Kolmameterklasse zwischen der niedrigsten und höchsten festgestellten Klasse (Abbildung 19). Dies deutet auf einen vergleichbaren Grad der Verdichtung im Sedimentkörper hin. Hingegen zeigte sich aber auch in rund 27 % der Laichgruben (27 von 99) ein Unterschied von zwei oder mehr Klassen, was auf eine erhebliche Variabilität der Kolmation auf engstem Raum hinweist.

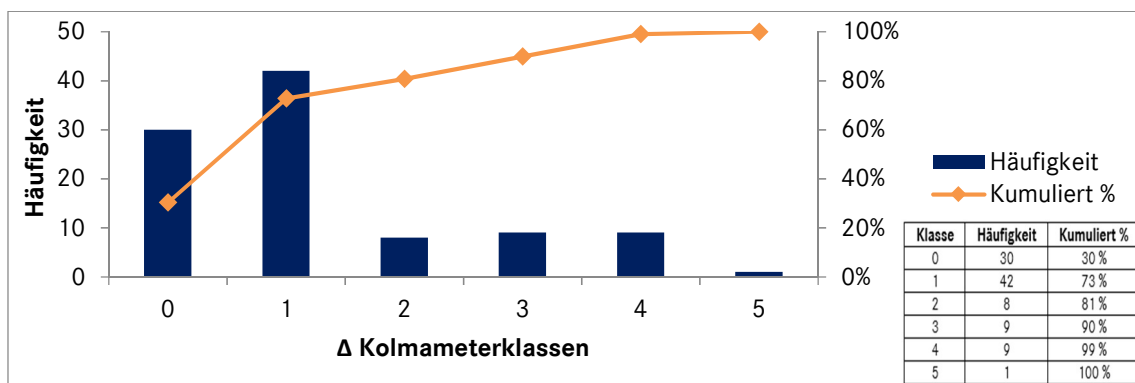


Abbildung 19: Differenz der höchsten und geringsten festgestellten Kolmameterklasse innerhalb derselben Laichgrube in der definierten Sedimenttiefe (0 bis 30 cm).

Beim Vergleich der Laichgruben derselben Probestelle zeigte sich, dass in ca. 75 % der Fälle (95 von 126) nur ein geringfügiger Unterschied von maximal einer Kolmameterklasse in gleichem Abstand zur Sohloberfläche, aber in unterschiedlichen Laichgruben, festgestellt werden konnte (Abbildung 20). In 25 % der Fälle (31 von 126) wurden Unterschiede von zwei oder mehr Klassen in gleichem Abstand zur Sohloberfläche, aber in unterschiedlichen Laichgruben, festgestellt, was ähnlich der zuvor beschriebenen Beobachtungen innerhalb einer Laichgrube auf eine erhebliche Variabilität der Kolmation hinweist.

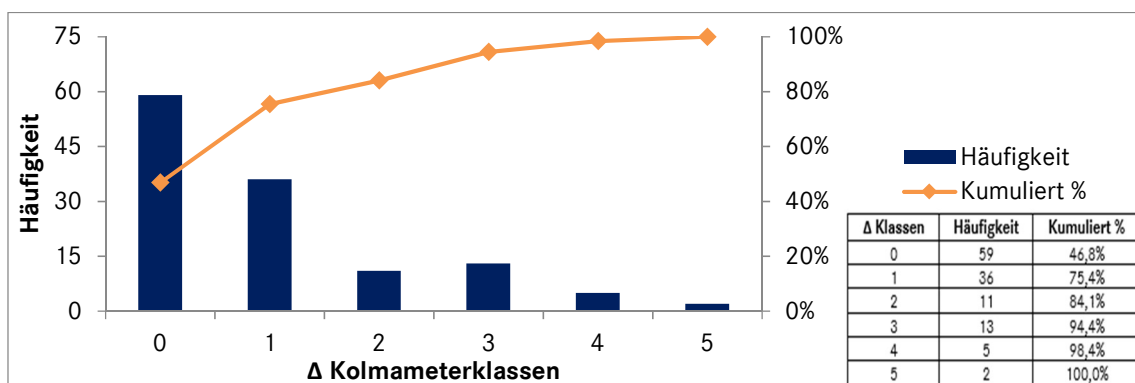


Abbildung 20: Unterschied zwischen ermittelten Kolmationsklassen in gleichem Abstand zur Sohloberfläche verschiedener Laichgruben an jeweils derselben Probestelle.

Die Ergebnisse legen nahe, dass sich die Kolmation nicht gleichmäßig in der Gewässersohle verteilt, sondern auf kleinstem Raum signifikant variieren kann. Diese auch als „Patchiness“ beschriebene Variabilität der Kolmationsentwicklung in der Gewässersohle (Brunke et al. 2015) bzw. mosaikartige Verteilung über Gewässerabschnitte (Wharton et al. 2017) kann eine Bewertung der Habitatqualität eines Standortes erheblich beschweren, da eine detaillierte Beschreibung der Kolmationssituation viele Einzelmessungen erfordert (Zumbroich & Scholtes 2025).

Die Ergebnisse weisen zudem darauf hin, dass eine alleinige Betrachtung beispielsweise der äußeren Kolmation oder der Kolmation in den obersten Zentimetern der Gewässersohle nicht immer ausreichend ist, um die Gesamtsituation der Kolmation in einem Gewässerabschnitt zu beschreiben.

Im Rahmen einer Abschlussarbeit wurde die Kolmationsdynamik in der Gewässersohle durch weitere in-situ-Messungen näher untersucht (siehe Anhang 1.11 Abschlussarbeiten im Rahmen des Forschungsprojektes, „Die Dynamik kleinräumiger Kolmationsprozesse in Lachslaichgewässern und deren Einfluss auf den Bruterfolg“ (Masterarbeit Isa Petzel, Universität Bonn 2024).

Einzelmessungen sind Anhang 1.1 Kolmametermessungen, Tabelle a zu entnehmen.

Klassensprünge Ein-Ausgraben

Weitergehend deuteten die Ergebnisse darauf hin, dass die zeitliche Veränderung der Kolmationssituation in den Laichgruben während der Expositionsphase der Lachsbrut sehr gering war. Dies zeigt sich darin, dass in den meisten Fällen zwischen den Messterminen keine Veränderung oder lediglich eine Änderung um eine Kolmameterklasse nachweisbar war (Abbildung 21).

Bei Vergleich der Messungen der Kolmationswerte in denselben Laichgruben und Tiefen zu unterschiedlichen Zeitpunkten (Eingraben/Ausgraben) konnte in 48 % (56 von 117) der Fälle keine Änderung der Kolmameterklasse festgestellt werden. In 17 % (20 von 117) der Fälle wurde eine Verschiebung in die nächst höhere Klasse (z. B. von schwach zu mittel) beobachtet, während in 22 % der Fälle (26 von 117) eine Veränderung in die nächst niedrigere Klasse (z. B. mittel zu schwach) nachgewiesen wurde. Zusammenfassend ließ sich feststellen, dass in 87 % aller Laichgruben (102 von 117) während der Expositionsphase eine maximale Änderung von nur einer Klasse in der Kolmationsbewertung auftrat.

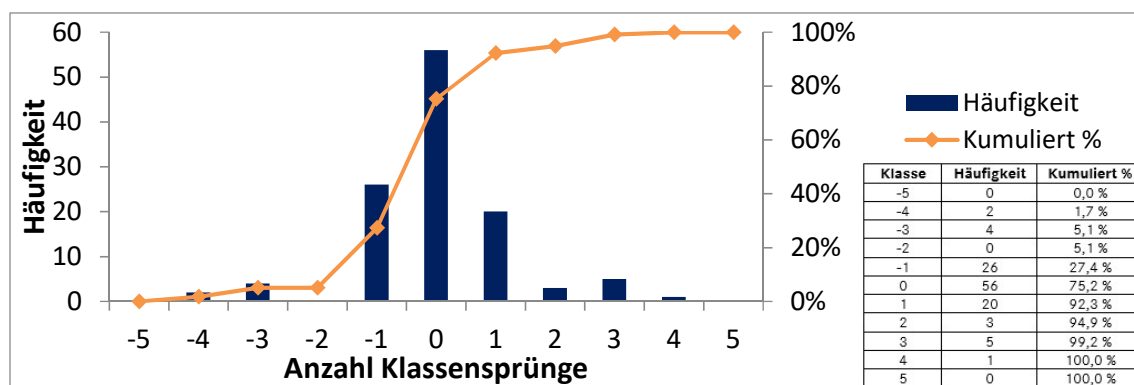


Abbildung 21: Anzahl der Kolmameterklassen-Sprünge zwischen den Messterminen. Eine negative Zahl zeigt eine Abnahme der Kolmation (niedrigere Kolmameterklasse beim Ausgraben), eine positive Zahl zeigt eine Zunahme der Kolmation (höhere Kolmameterklasse beim Ausgraben). Die maximale Anzahl der Klassen-sprünge ist 5/-5 (von Kolmameterklasse 1 auf Klasse 6 bzw. Klasse 6 auf Klasse 1).

4.3 Untersuchungen der wässrigen Phase

Im Rahmen der Feldarbeiten wurde die fließende Welle sowie das Interstitialwasser auf chemische und chemisch-physikalische Parameter untersucht.

Die Ergebnisse der Untersuchungen werden im Folgenden auf drei Analysebereiche aufgeteilt:

1. die Betrachtung der Minimal-, Maximal- und Mittelwerte in Hinblick auf Abweichungen von den Basis-Kennwerten des Salmonidenleitfadens (MUNLV 2006) bzw. von Ziel- und Orientierungswerten gemäß OGewV, LAWA-Typisierung und Trinkwasserverordnung;
2. die Betrachtung der Unterschiede zwischen hyporheischem Interstitial und fließender Welle;
3. die Betrachtung der Unterschiede zwischen Laichgruben derselben Probestellen.

Einzelmessungen sind Anhang 1.2 Chemisch-physikalische Untersuchungen, Tabelle b und Tabelle c und Anhang 1.3 Chemische Untersuchungen, Tabelle d zu entnehmen.

4.3.1 Abweichungen von Ziel- und Orientierungswerten

Die Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchungen der fließenden Welle sowie des Interstitialwassers sind als Minimal-, Maximal- und Mittelwerte in Tabelle 6 zusammengefasst. Messwerte einzelner Probestellen sind Anhang 1.2 Chemisch-physikalische Untersuchungen zu entnehmen.

Für den pH-Wert zeigten sich sowohl in Projektphase 2022 als auch für Projektphase 2023 keine Auffälligkeiten in der fließenden Welle und im Interstitial. Der niedrigste gemessene pH-Wert von 6,9 (Eifgenbach, Probestelle Ei-6o-A, Interstitial beim Eingraben) sowie der höchste gemessene pH-Wert von 8,3 (Inde, Probestelle In-2o-a, fließende Welle beim Ausgraben) lagen innerhalb der Basis-Kennwerte des Lachsleitfadens (MUNLV 2006). Generell gelten pH-Werte zwischen 6,0 und 9,0 bezüglich der Wasserqualität als sicher (siehe Smialek et al. 2021). Ein negativer Einfluss auf Lachsbrut durch hohe oder niedrige pH-Werte war vor diesem Hintergrund nicht zu erwarten.

Die Messungen der Leitfähigkeit ergaben in Projektphase 2023 teils hohe Leitfähigkeiten bis maximal 1085 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Inde, Probestelle In-2u-A, Interstitial beim Eingraben), was die Ziel- und Orientierungswerte von max. 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ für LAWA-Gewässertyp 7 überschritten. In Projektphase 2022 wurden keine Auffälligkeiten in der fließenden Welle und im Interstitial festgestellt.

Die Wassertemperatur blieb sowohl in Projektphase 2022 als auch in Projektphase 2023 unauffällig. Die Basis-Kennwerte für maximale Wassertemperaturen im Winter in Salmonidenlaichgewässer wurden zu keinem Zeitpunkt überschritten. Generell lagen die Wassertemperaturen, mit Ausnahme einer Messung mit 12,1 °C am Vichtbach, über den gesamten Entwicklungsprozess der Eier im optimalen Bereich zwischen 4 bis 12 °C (nach Smialek et al 2021).

Von besonders großer Bedeutung für die Eientwicklung ist eine ausreichende Versorgung mit Sauerstoff über den gesamten Entwicklungsprozess. Die Messungen des Sauerstoffgehaltes wiesen während beider Projektphasen in mehreren Fällen teils deutliche Unterschreitungen zu den Ziel- und Orientierungswerten gemäß OGewV sowie der Basis-Kennwerte im Salmonidenleitfaden (MUNLV 2006) auf. Insgesamt wurden an 32 von 123 Laichgruben Sauerstoffgehalte < 8 mg/l im Interstitial gemessen, gleichzeitig kam es an vier der betroffenen 32 Laichgruben auch in der fließenden Welle zu Sauerstoffgehalten < 8 mg/l. Hervorzuheben ist außerdem ein extrem niedriger Sauerstoffgehalt von 0,48 mg/l im Interstitial von Probestelle In-2u-B_Ausgraben (Inde), der durch eine zweite Messung mit ähnlichen Werten bestätigt wurde. Auffällig war, dass in Projektphase 2022 niedrige Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial mit einem Mittelwert von 6,8 mg/l keine Ausnahme darstellten, sondern gewässer- und probestellenübergreifend festgestellt worden sind.

Bezüglich der chemischen Parameter Ammonium-N, Nitrit-N, Nitrat-N und Phosphat-P, die nur in Projektphase 2023 gemessen worden sind, zeigten sich für alle Parameter außer Nitrat teils massive Überschreitungen der Ziel- und Orientierungswerte (OGewV) bzw. der Basis-Kennwerte des Salmonidenleitfadens (MUNLV 2006) (siehe Tabelle 6; Anhang 1.3 Chemische Untersuchungen, Tabelle d).

Für Ammonium-N wurden an 18 von 73 Laichgruben erhöhte Konzentrationen im Interstitial gemessen, die den Grenzwert von 0,1 mg/l (Anlage 7 OGewV) bzw. 0,16 mg/l (MUNLV 2006) mit gemessenen Werten bis zu 0,57 mg/l (Probestelle Dh-4u-B_Eingraben) deutlich überschreiten. Damit lagen die gemessenen Werte in letalen Bereichen für Salmoniden, die selbst bei adulten Tieren mit einer Mortalitätsrate von 50% (LC50) bei 0,2 bis 0,5 mg/l eine besonders hohe Sensitivität gegenüber erhöhten Ammoniumkonzentrationen zeigen (Smialek et al. 2021). In der fließenden Welle wurden an neun Probestellen Überschreitungen der Grenzwerte für Ammonium-N gemessen, wobei an den betroffenen neun Probestellen gleichzeitig nur an zwei Laichgruben ebenfalls Überschreitungen im Interstitial festgestellt worden sind. Ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen erhöhten Ammonium-N-Konzentrationen in der fließenden Welle und dem Interstitial lässt sich nicht nachweisen. Es erscheint wahrscheinlicher, dass eine Anreicherung von Ammonium im Sediment über eine längere Zeit durch eine Verstopfung des Kieslückensystems mit Feinsedimenten und damit verbunden einem ungenügenden Austausch mit Frischwasser aus der fließenden Welle begünstigt werden könnte.

Für Nitrit-N wurden an 24 von 73 Laichgruben im Interstitial und an 13 von 73 Laichgruben in der fließenden Welle erhöhte Konzentrationen festgestellt. Im Gegensatz zu den Messungen von Ammonium-N wurde bei Nitrit-N an allen Probestellen mit erhöhten Konzentrationen in der fließenden Welle zeitgleich auch erhöhte Konzentrationen im Interstitial gemessen. Die höchsten Konzentrationen wurden am Wehebach (0,228 mg/l an We-1o-A_Eingraben, 0,195 mg/l an We-1o-B_Eingraben) und der Inde (0,195 mg/l an In-2o-B_Eingraben) gemessen. Damit sind die Konzentrationen bis zu 6,5-fach bzw. 7,6-fach höher als die Grenzwerte (0,03 mg/l) der OGewV oder des Salmonidenleitfadens (MUNLV 2006).

Die gemessenen Konzentrationen von Nitrat-N blieben an allen Probestellen ohne Auffälligkeiten.

Bezüglich Orthophosphat-P wurde an 27 von 72 Laichgruben Überschreitungen des Grenzwertes im Interstitial festgestellt. An 20 von 72 Probestellen wurden Überschreitungen in der fließenden Welle gemessen. Bis auf vier Probestellen waren Überschreitungen in der fließenden Welle zeitgleich auch im Interstitial nachgewiesen worden. Die größten gemessenen Konzentrationen waren dabei in der fließenden Welle mit 1,66 mg/l 42-fach höher, im Interstitial mit einer größten gemessenen Konzentration von 1,03 mg/l 34-fach höher als der Grenzwert von 0,04 mg/l des Salmonidenleitfadens (MUNLV 2006).

Bei einer genaueren Betrachtung der chemischen Messungen von Ammonium-N, Nitrit-N und Orthophosphat-P im Interstitial konnte außerdem festgestellt werden, dass ein signifikanter Zusammenhang zwischen erhöhten Konzentrationen von Ammonium-N und Nitrit-N sowie zwischen Nitrit-N und Orthophosphat-P bestand (Abbildung 22). Es zeigte sich daher, dass Überschreitungen eines Parameters an einem Standort auch zeitgleich Erhöhungen weiterer Parameter zu erwarten sind. Dies könnte darin begründet liegen, dass die Stoffe aus ähnlichen Belastungsquellen in die Gewässer gelangen und aus gleichen Gründen, wie bspw. Verstopfung des Kieslückensystems, im Interstitial anreicherten.

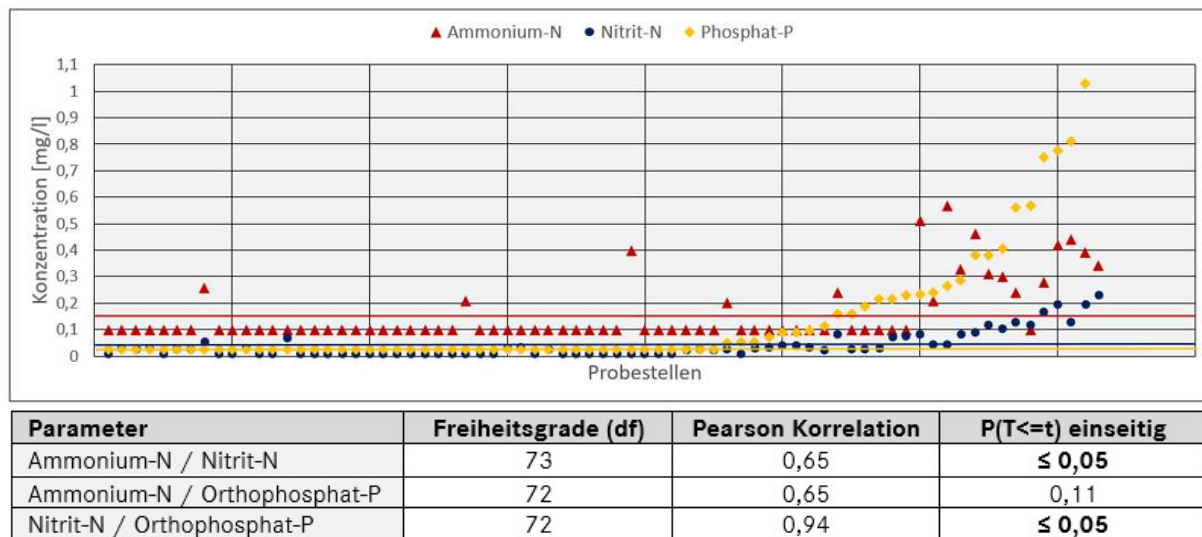


Abbildung 22: Ammonium-N-, Nitrit-N- und Orthophosphat-P-Konzentrationen im Interstitial der Laichgruben und Ergebnisse der Pearson-Korrelation zwischen den Parametern. Als Linien sind die Basis-Kennwerte gemäß Salmonidenleitfaden eingetragen (rot = Ammonium-N 0,16 mg/l, blau = Nitrit-N 0,03 mg/l, Orthophosphat-P 0,04 mg/l).

Tabelle 6: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte untersuchter Parameter der fließenden Welle (FW) und des Interstitials (INT) beim Eingraben (Ein) und Ausgraben (Aus). Rot hervorgehoben sind Abweichungen von den Basis-Kennwerten für Salmonidenlaichgewässer (vgl. MUNLV 2006, Tab. 5.1).

Projektphase 2022							
Parameter	Ziel- bzw. Orientierungswert	Leitfaden Salmonidenlaichgewässer	Wert	FW-Ein	INT-Ein	FW-Aus	INT-Aus
pH-Wert	6,5 - 8,0 ¹ 7,5 - 8,5 ² 7,0 - 8,0 ³	6,5 – 8,5	Min	7,2	6,9	7,5	7,3
			Max	8,0	8,2	8,2	7,9
			MW	7,7	7,5	7,8	7,6
Leitfähigkeit [µS/cm]	50 bis 300 ¹ 400 bis 900 ² 75 bis 350 ³	/	Min	167	170	161	158
			Max	297	289	320	334
			MW	234	233	221	219
Wassertemperatur [°C]	Max. Winter 8 bis ≤ 10 ⁴	Max. 21,5 Dez.-April < 15 Jun. – Aug. > 8	Min	4,2	4,5	5,5	5,5
			Max	8,6	8,6	8,8	9,7
			MW	5,9	6,1	6,6	6,9
Sauerstoffgehalt [mg/l]	Min. 8,0 ^{1.2} Min. 7,0 ³	> 8	Min	10,4	7,0	6,9	4,7
			Max	13,2	11,6	13,7	10,4
			MW	12,2	9,9	9,4	6,8
Sauerstoffsättigung [%]	/	90 bis 110	Min	92	54	59	38
			Max	101	95	110	86
			MW	98	79	81	56
Projektphase 2023							
pH-Wert	6,5 - 8,0 ¹ 7,5 - 8,5 ² 7,0 - 8,0 ³	6,5 – 8,5	Min	7,5	7,0	7,8	7,0
			Max	8,3	8,2	8,3	8,2
			MW	7,9	7,7	8,0	7,7
Leitfähigkeit [µS/cm]	50 bis 300 ¹ 400 bis 900 ² 75 bis 350 ³	/	Min	169	169	166	170
			Max	588	1085	470	1058
			MW	341	357	271	304
Wassertemperatur [°C]	Max. Winter 8 bis ≤ 10 ⁴	Max. 21,5 Dez.-April < 15 Jun. – Aug. > 8	Min	3,3	3,5	4,3	4,8
			Max	8,8	9,3	12,1	10,4
			MW	5,9	6,1	8,6	8,5
Sauerstoffgehalt [mg/l]	Min. 8,0 ^{1.2} Min. 7,0 ³	> 8	Min	11,6	4,1	10,0	0,5
			Max	14,0	13,3	13,3	11,7
			MW	12,6	9,8	11,9	9,3
Sauerstoffsättigung [%]	/	90 bis 110	Min	97	35	98	4
			Max	108	102	107	98
			MW	101	78	102	80
Trübung [FNU]	/	/	Min	1	3	2	205
			Max	198	1045	95	1101
			MW	22	419	21	695
Ammonium-N [mg/l]	≤ 0,1 ⁴	0, 16	Min	0,10	0,10	0,10	0,10
			Max	0,28	0,57	0,28	0,40
			MW	0,13	0,19	0,11	0,11
Nitrit-N [mg/l]	≤ 0,03 ⁴	0,03	Min	0,01	0,01	0,01	0,01
			Max	0,04	0,23	0,03	0,03
			MW	0,02	0,06	0,02	0,02
Nitrat-N [mg/l]	11,3 ⁵	/	Min	0,75	0,25	0,25	0,61
			Max	3,84	4,97	4,04	3,86
			MW	2,33	2,21	2,79	2,57
Orthophosphat-P [mg/l]	≤ 0,07 ⁴	≤ 0,04	Min	0,02	0,02	0,02	0,02
			Max	1,66	1,03	0,23	0,16
			MW	0,17	0,20	0,04	0,04
1 Gemäß Leitbild LAWA Gewässertyp 5; 2 Gemäß Leitbild LAWA Gewässertyp 7; 3 Gemäß Leitbild LAWA Gewässertyp 9; 4 Gemäß Anlage 7 OGewV; 5 Gemäß Trinkwasserverordnung							

¹ Gemäß Leitbild LAWA Gewässertyp 5; ² Gemäß Leitbild LAWA Gewässertyp 7; ³ Gemäß Leitbild LAWA Gewässertyp 9; ⁴ Gemäß Anlage 7 OGewV; ⁵ Gemäß Trinkwasserverordnung

4.3.2 Unterschiede hyporheisches Interstitial und fließende Welle

Die Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchungen zeigten signifikante Unterschiede zwischen der fließenden Welle und dem Interstitialwasser für pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Wassertemperatur, Trübung, Ammonium-N und Nitrit-N sowie eine starke, aber nicht signifikante Tendenz für Leitfähigkeit (Tabelle 7, Anhang 1.3.1, Unterschiede hyporheisches Interstitial und fließende Welle, Abbildungen a bis h).

Der pH-Wert war im Interstitial signifikant niedriger als in der fließenden Welle. Beim Eingraben war der pH-Wert im Interstitial im Mittel 3,03 % und beim Ausgraben im Mittel 3,38 % niedriger als in der fließenden Welle.

Der Sauerstoffgehalt war im Interstitial signifikant niedriger als in der fließenden Welle, die vereinzelt nur sehr geringe, meist aber deutliche bis sehr deutliche Unterschiede zeigten. Bei fünf von insgesamt 111 Laichgruben betrug der Unterschied zwischen Interstitial und fließender Welle mehr als 100 % (z. B. Probestelle Ei-60-B_Aus ein Unterschied von 183% mit einem gemessenen Sauerstoffgehalt von 11,76 mg/l in der fließenden Welle und 4,14 mg/l im Interstitial). An weiteren 16 Laichgruben lag der prozentuale Unterschied zwischen 50 % und ≤ 100 %. Geringfügige Unterschiede ≤ 15 % konnten lediglich an 40 der 111 Laichgruben, also weit weniger als die Hälfte der Laichgruben, festgestellt werden.

An 26 Laichgruben wurde beobachtet, dass in der fließenden Welle der Sauerstoffgehalt zwar die Mindestanforderungen des Salmonidenleitfadens (MUNLV 2006) erfüllte, jedoch gleichzeitig die Unterschiede zum Interstitial so groß waren, dass der Sauerstoffgehalt im Interstitial unter den Grenzwert fiel. Das heißt, dass obwohl die Mindestanforderungen für Salmoniden bezüglich des Sauerstoffgehalts in der fließenden Welle erfüllt waren, die Sauerstoffversorgung im Interstitial diesen Anforderungen nicht genügte. Angesichts der Bedeutung der Sauerstoffversorgung im Interstitial für die Entwicklung von Salmonideneiern ist davon auszugehen, dass eine ausschließliche Betrachtung des Sauerstoffgehalts in der fließenden Welle nicht ausreichend ist, um die Bedingungen im Interstitialraum zu beschreiben.

Die Leitfähigkeit zeigte eine ausgeprägte, jedoch statistisch nicht signifikante Tendenz zu höheren Werten im Interstitial als in der fließenden Welle.

Die Wassertemperatur im Interstitial war signifikant höher als in der fließenden Welle.

Die Trübung des Interstitialwassers war signifikant stärker als in der fließenden Welle, was vor allem methodisch bedingt ist. Durch die Entnahme des Interstitialwassers mit dem Interstitialsampler werden gleichzeitig hohe Mengen an Feinsedimenten entnommen, sodass es zu einer starken Trübung der Probe kommt, während das Wasser der fließenden Welle in den meisten Fällen nur eine sehr geringe Trübung aufgewiesen hatte.

Die Ergebnisse der chemischen Untersuchungen zeigten signifikante Unterschiede zwischen der fließenden Welle und dem Interstitialwasser bezüglich Ammonium-N sowie Nitrit-N.

Tabelle 7: Paarvergleichstest einzelner Parameter zwischen fließender Welle und Interstitial an einzelnen Laichgruben.

Parameter	Freiheitsgrade (df)	t-Statistik	P(T<=t) einseitig
pH-Wert	122	7,282	$\leq 0,05$
Sauerstoffgehalt	111	14,543	$\leq 0,05$
Leitfähigkeit	122	-1,566	0,060
Wassertemperatur	121	-4,416	$\leq 0,05$
Trübung	72	-13,085	$\leq 0,05$
Ammonium-N	72	-2,878	$\leq 0,05$
Nitrit-N	72	-3,822	$\leq 0,05$
Nitrat-N	72	1,147	0,128
Phosphat-P	72	-0,630	0,265

4.3.3 Unterschiede zwischen verschiedenen Laichgruben

Im Zuge der chemischen und chemisch-physikalischen Untersuchungen des Interstitialwassers wurden teils deutliche Unterschiede zwischen verschiedenen Laichgruben derselben Probestelle festgestellt (vgl. Tabelle 8), obwohl sich diese sowohl räumlich (meist wenige Meter nebeneinander) als auch zeitlich (Zeit zwischen den Probenahmen maximal 30 Minuten) sehr ähnlich waren. Zusätzlich konnte bei einer visuellen Betrachtung vor Ort zunächst keine nennenswerten äußerlichen Unterschiede festgestellt werden.

Die durchgeführten Messungen verdeutlichen, dass insbesondere beim Sauerstoffgehalt sowie den chemischen Parametern Ammonium-N, Nitrit-N, Nitrat-N und Orthophosphat-P erhebliche Abweichungen von 27 % bis 96 % vom Mittelwert zwischen den Laichgruben derselben Probestelle bestanden (Tabelle 8). Besonders auffällig waren die Unterschiede zwischen Laichgruben bei Betrachtung der prozentualen Maximalwerte. Bei Sauerstoff und Orthophosphat-P lag die maximale Differenz zwischen zwei Sauerstoffwerten bzw. zwei Orthophosphat-P-Werten in verschiedenen Laichgruben derselben Probestelle bei über 1400 %, waren also in einer der beiden Gruben ca. 14-fach höher.

Tabelle 8: Prozentualer Unterschied der allgemein chemisch-physikalischen und chemischen Parameter zwischen Laichgruben derselben Probestelle.

	pH	O ₂	O ₂ -%	Lf	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄ -P
MW	1,9 %	46,0 %	47,1 %	5,9 %	26,9 %	29,4 %	32,1 %	95,9 %
Min.	0,1 %	0,8 %	0,3 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	1,2 %	0,0 %
Max.	5,5 %	1407 %	1445 %	39,8 %	300 %	167 %	148 %	1460 %

Die Analyse der Häufigkeitsverteilung des prozentualen Unterschieds der gemessenen Parameter zwischen verschiedenen Laichgruben an derselben Probestelle verdeutlicht, dass für die bereits genannten Parameter Sauerstoff, Ammonium-N, Nitrit-N, Nitrat-N und Orthophosphat-P eine vergleichsweise hohe räumliche Variabilität festgestellt werden kann (Abbildung 23, Abbildung 24).

Etwa 63 % der untersuchten Laichgruben-Paare (30 von 48) zeigten Unterschiede im Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers von unter 10 %, was auf geringe Differenzen hinweist. Hingegen wiesen etwa 27 % der untersuchten Laichgruben-Paare (13 von 48) Abweichungen von über 20 % auf, und bei etwa 8 % der Laichgruben-Paare (4 von 48) lagen die Unterschiede des Sauerstoffgehalts im Interstitialwasser sogar über 50 %.

Die Unterschiede zwischen den Laichgruben einer Probestelle waren bei den chemischen Parametern noch deutlicher ausgeprägt. Bei Ammonium-N und Nitrat-N wurde bei etwa 19 % der Laichgruben-Paare (9 von 48) ein prozentualer Unterschied in den Konzentrationen von über 50 % festgestellt. Für Nitrit-N mit 30 % (14 von 48) und Orthophosphat-P mit etwa 33 % (16 von 48) der Laichgruben-Paare mit einem prozentualen Unterschied über 50 % war die Variabilität am stärksten ausgeprägt.

Die Ergebnisse legen nahe, dass sich bestimmte Parameter nicht gleichmäßig in der Gewässersohle verteilen, sondern innerhalb kleiner Bereiche (wenige Meter) signifikant variieren können. Diese hohe räumliche Dynamik in der Gewässersohle ähnelt der bereits festgestellten „Patchiness“ der Kolmame-termessungen (vgl. Kapitel 4.2 Kolmame-termessungen, S. 26 ff.). Demnach könnten sich in der Gewässersohle kleinräumig Bereiche bilden, die eine deutlich schlechtere oder bessere Habitatqualität aufweisen als umgebende Bereiche. Je nach räumlicher Ausprägung und zeitlicher Variabilität könnten diese Bereiche mehr oder weniger starke Auswirkungen auf die ökologische Qualität der Gewässersohle als Lebensraum für diverse Organismen oder speziell als Laichhabitat für Fische haben.

Die Ergebnisse legen darüber hinaus nahe, dass Einzelmessungen im Interstitial nicht ausreichen, um die räumliche Heterogenität der chemisch-physikalischen Bedingungen adäquat abzubilden.

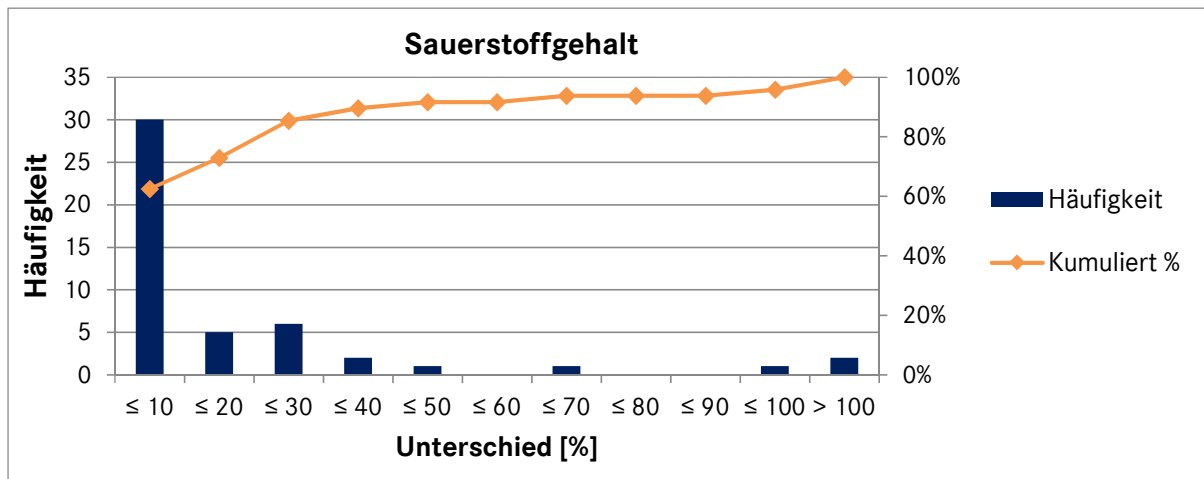


Abbildung 23: Häufigkeitsverteilung des prozentualen Unterschieds im gemessenen Sauerstoffgehalts im Interstitialwasser zwischen zwei Laichgruben an einer Probestelle.

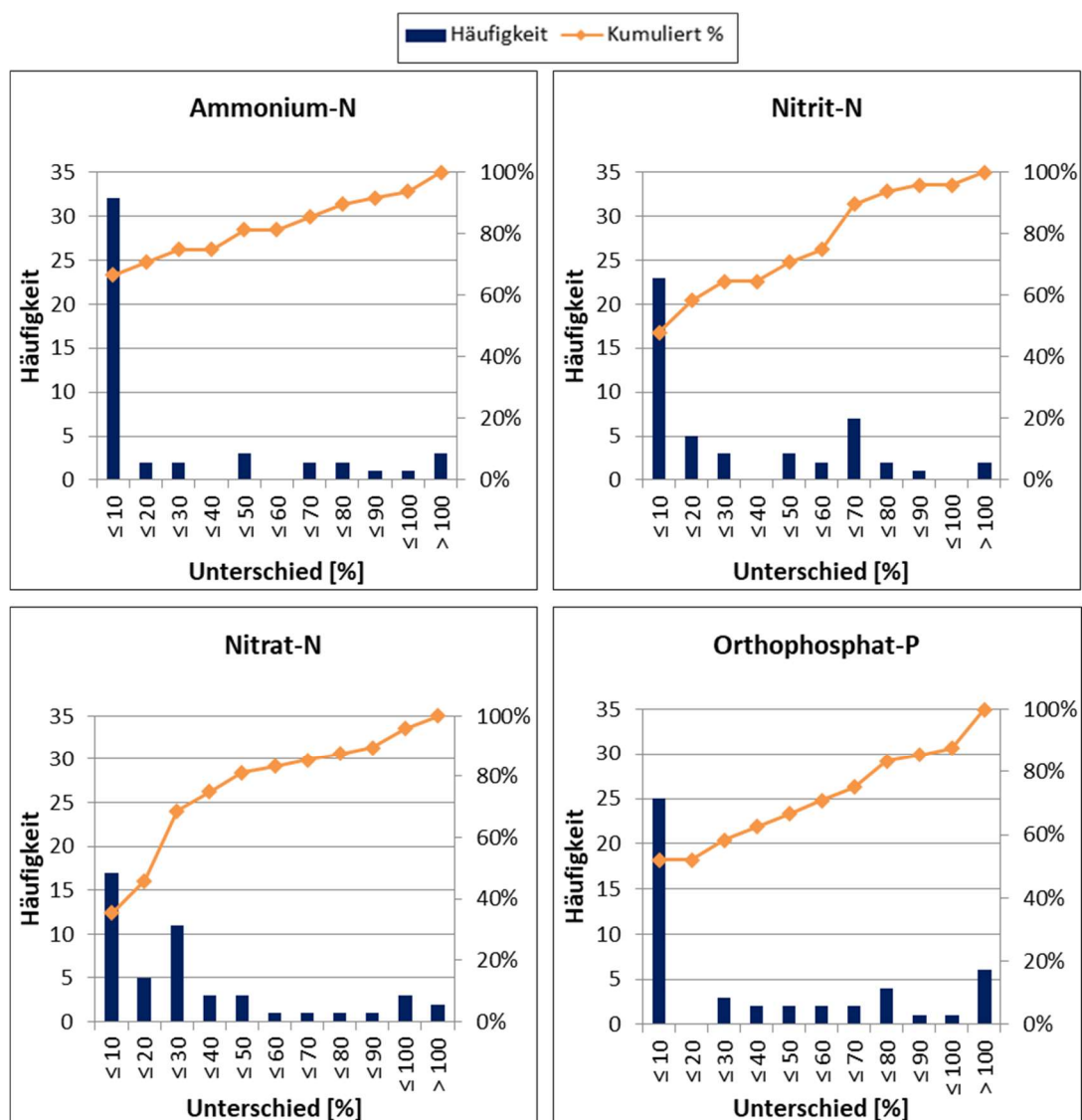


Abbildung 24: Häufigkeitsverteilung des prozentualen Unterschieds der Ammonium-N-, Nitrit-N-, Nitrat-N- und Orthophosphat-P-Konzentrationen im Interstitialwasser zwischen zwei Laichgruben an einer Probestelle.

4.4 Chemische Feinsedimentuntersuchungen

Im Rahmen der Feldarbeiten wurde eine chemische Analyse der Feinsedimente im Interstitial durchgeführt.

Während sich in der Projektphase 2022 der Schwerpunkt der Untersuchungen auf die Laichgruben selbst und auf quantitativ und qualitativ relevante Einleitungen oberhalb der Probestellen konzentrierten, stand in der Projektphase 2023 die eingehendere Untersuchung der Feinsedimente in den simulierten Laichgruben und innerhalb der Brutboxen im Mittelpunkt. Hintergrund hierbei war, dass die potenziellen Auswirkungen der Feinsedimente auf die Lachsbrut genauer untersucht werden sollten. Daher war in der Projektphase 2023 das Interesse stärker auf die Eigenschaften der Feinsedimente in den Laichgruben gerichtet als auf den potenziellen „Ursprung“ der Belastung durch Einleitungen.

Die Untersuchungen umfassten sowohl Proben, die mit dem Interstitialsampler an den simulierten Laichgruben genommen wurden (Projektphasen 2022 und 2023), als auch die Feinsedimente in den Brutboxen, die sich im Verlauf der Expositionsphase in den Boxen angesammelt hatten (nur Projektphase 2023). Die Interstitialproben der Laichgruben wurden durch das Abwasserlabor des Wupperverbandes auf Schwermetalle untersucht. Stichproben der Sedimente aus den Brutboxen wurden zusätzlich vom Ökotoxikologischen Institut der Universität Frankfurt analysiert.



Abbildung 25: Probenahme mit dem Interstitialsampler am Vichtbach.

4.4.1 Schwermetallkonzentrationen gegenüber Hintergrundwerten

Die vorliegenden Messergebnisse vergleichen die Schwermetallkonzentrationen von Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink in Interstitialproben der untersuchten Gebiete mit den jeweiligen natürlichen Hintergrundbelastungen, um die gemessenen Schwermetallkonzentrationen im Interstitial der Probestellen einzuordnen (Tabelle 9). Einzelmessungen sind Anhang 1.5.1 Schwermetallbelastung gegenüber Hintergrundwerten, Abbildungen i bis o zu entnehmen.

Es fällt auf, dass vor allem Gewässer mit Bergbauhistorie, wie das Einzugsgebiet der Inde und der Agger, besonders häufig Überschreitungen der natürlichen Hintergrundbelastung aufweisen (Tabelle 9).

Im Einzugsgebiet der Inde (Gewässer Inde, Vichtbach, Wehebach) wurden vor allem für Blei, Chrom, Kupfer und Zink Überschreitungen der Hintergrundbelastung festgestellt, während bei Cadmium, Nickel

und Quecksilber kaum oder nur geringfügig erhöhte Konzentrationen vorlagen. Besonders deutlich erhöhte Konzentrationen wurden für Zink festgestellt, wobei einige Probestellen mit 12.000 mg/kg bzw. 13.000 mg/kg das bis zu 37-fache über der natürlichen Hintergrundbelastung lagen.

Im Einzugsgebiet der Sieg (Gewässer Agger, Bröl, Waldbrölbach) waren die Cadmiumkonzentrationen größtenteils unauffällig, jedoch wurden teils deutliche Überschreitungen der Hintergrundbelastung für andere Schwermetalle festgestellt. Interessanterweise konzentrierten sich erhöhte Bleikonzentrationen ausschließlich auf die Agger, während das Einzugsgebiet Bröl unauffällig blieb. Dies steht im Einklang mit einer im Vorgängerprojekt „Kolmation und ihre Auswirkungen auf rheophile Fischarten“ (AZ. 35211/01) durchgeführten Abschlussarbeit, in der aufgezeigt werden konnte, dass erhöhte Bleibelastungen in der Sülz, einem Zufluss der Agger, und ihren Zuläufen auf ehemalige Bergbauaktivitäten in der Region zurückzuführen sind (Wagner H. 2021).

Außerdem lagen die Nickelkonzentrationen im Einzugsgebiet der Sieg bis zu 520 % über der natürlichen Hintergrundbelastung, während sie in anderen Einzugsgebieten weitestgehend unauffällig blieben.

Im Einzugsgebiet der Dhünn mit den Gewässern Dhünn und Eifgenbach wurden im Vergleich zu den anderen Betrachtungsräumen die im Mittel geringsten Überschreitungen festgestellt. Hohe Schwermetallkonzentrationen konnten hierbei vor allem für Kupfer sowie in geringem Maße für Zink festgestellt werden. Interessanterweise wurden einzig an einer Probestelle am Eifgenbach teils sehr hohe Schwermetallkonzentrationen nachgewiesen, die sich deutlich von den anderen Probestellen unterscheiden.

Zusammenfassend zeigt sich, dass im Interstitial aller untersuchten Gewässer Schwermetallkonzentrationen festgestellt wurden, die die natürliche Hintergrundbelastung teils stark überschreiten. Es bestehen auch Zusammenhänge zwischen verschiedenen Schwermetallen innerhalb eines Gewässers, so dass Überschreitungen eines Schwermetalls oft mit hohen Konzentrationen anderer Schwermetalle einhergehen.

Die Ergebnisse legen nahe, dass der Interstitialsampler als minimalinvasive und zeitsparende Methode zur Gewinnung von Sedimentproben aus dem Interstitial geeignet ist, nicht nur zur Untersuchung von Eintragspfaden und Belastungsursprüngen bspw. durch historische Bergbauaktivitäten (Wagner H. 2021), sondern ebenfalls zur Untersuchung der Belastung an verschiedenen Stellen des Gewässers.

Tabelle 9: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte der Schwermetallkonzentrationen in Sedimentproben aus dem Interstitial der Laichgruben sowie natürliche Hintergrundbelastung (HiGr) und Erwartungswert (μ). Rot hervorgehoben sind Überschreitungen der Hintergrundbelastung.

Parameter		Inde	Vicht-bach	Wehe-bach	Agger	Bröl	Wald-bröl	Dhünn	Eifgen-bach
Blei [mg/kg]	μ^1	105	105	105	61	61	61	48	48
	HiGr ²	215	215	215	240	240	240	70	70
	Min	190	55	200	67	31	33	25	17
	Max	680	160	460	590	48	90	76	320
	MW	511	115	309	317	42	65	45	59
Cadmium [mg/kg]	μ^1	2,56	2,56	2,56	1,03	1,07	1,07	1,3	1,3
	HiGr ²	8,1	8,1	8,1	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8
	Min	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	Max	2,0	5,3	4,8	2,2	0,5	0,5	0,5	3,4
	MW	0,7	1,5	1,6	0,7	0,5	0,5	0,5	0,7
Chrom [mg/kg]	μ	/	/	/	/	/	/	/	/
	HiGr ³	26	26	26	40	40	40	66	66
	Min	38	22	36	37	27	25	22	30
	Max	120	130	150	520	170	180	110	110
	MW	93	79	6	133	102	94	50	49
Eisen [mg/kg]	μ	/	/	/	/	/	/	/	/
	HiGr	/	/	/	/	/	/	/	/
	Min	22.000	17.000	22.000	15.000	31.000	21.000	12.000	20.000
	Max	150.000	54.000	94.000	74.000	55.000	46.000	35.000	44.000
	MW	85.000	34.300	42.615	33.833	41.000	32.923	23.741	28.714
Kupfer [mg/kg]	μ^1	14	14	14	10	10	10	12	12
	HiGr ²	25	25	25	20	20	20	20	20
	Min	83	30	46	36	17	20	14	8
	Max	250	130	120	190	65	180	56	120
	MW	137	59	74	82	48	56	29	30
Nickel [mg/kg]	μ^1	37	37	37	28	28	28	35	35
	HiGr ²	85	85	85	40	40	40	55	55
	Min	33	19	64	46	44	37	19	21
	Max	76	100	120	250	110	200	72	120
	MW	67	65	89	94	81	88	45	51
Quecksilber [mg/kg]	μ	/	/	/	/	/	/	/	/
	HiGr ³	0,9	0,9	0,9	0,4	0,4	0,4	0,6	0,6
	Min	0,5	0,2	0,2	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1
	Max	0,5	0,5	0,5	2,2	0,2	1,5	0,5	2,6
	MW	0,5	0,4	0,4	0,8	0,1	0,5	0,3	0,5
Zink [mg/kg]	μ^1	350	350	350	130	90	90	125	125
	HiGr ²	760	760	760	245	145	145	150	150
	Min	1100	310	620	340	130	170	110	85
	Max	13.000	990	1200	1200	290	420	240	1000
	MW	4156	669	848	743	190	265	172	220
¹ Erwartungswert als Mittelwert der statistischen Verteilung der geogenen Hintergrundkonzentration im Gebiet (Aus: C&E 2011) ² Natürliche Hintergrundbelastung mit Schwermetallen als 84,1%-Perzentil (Aus: C&E 2011) ³ Geschätzte Schwermetallgehalte der Oberböden in den jeweiligen Einzugsgebieten (Aus: LANUV 2015)									

4.4.2 Feinsedimente und Einleitungen

In der ersten Projektphase 2022 wurden jeweils 14 Sedimentproben oberhalb und unterhalb von Einleitungen mit dem Interstitialsampler entnommen und auf ihren organischen Anteil sowie Schwermetallkonzentrationen untersucht (Tabelle 10).

Tabelle 10: Mittel- (MW), Minimal (Min)- und Maximalwerte (Max) sowie statistische Analyse der Metalluntersuchung oberhalb und unterhalb von Einleitungen in Projektphase 2022 (Zweistichproben t-Test bei abhängigen Stichproben mit df = Freiheitsgrade, t = t-Wert, p = p-Wert).

Parameter	Oberhalb Einleitung			Unterhalb Einleitung			df	t	p
	MW	Min	Max	MW	Min	Max			
Glühverlust [%]	8,7	4,7	15,4	9,4	5,5	17,4	14	-0,61	0,28
Blei [mg/kg]	185	41,0	570	143	36,0	550	14	0,78	0,23
Cadmium [mg/kg]	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	/	/	/
Chrom [mg/kg]	293	35,0	2.000	145	62,0	310	14	0,97	0,17
Eisen [mg/kg]	35.143	19.000	58.000	36.429	26.000	52.000	14	-0,57	0,29
Kupfer [mg/kg]	198	29,0	1600	85,9	40,0	170	14	1,07	0,15
Nickel [mg/kg]	201	38,0	960	136	58,0	360	14	0,79	0,22
Quecksilber [mg/kg]	0,2	< 0,1	0,4	0,2	0,1	0,5	14	0,79	0,22
Zink [mg/kg]	563	110	1.800	452	100	1.200	14	0,92	0,19

Die Ergebnisse zeigen, dass in den Untersuchungsbereichen die Schwermetallbelastung im Gewässer unterhalb von Einleitungen nicht signifikant höher ist als oberhalb der Einleitung (p -Wert $> 0,05$). Interessanterweise waren mit Ausnahme von Eisen die mittleren Schwermetallkonzentrationen oberhalb der Einleitung höher als unterhalb.

Der Glühverlust ergab im Mittel einen organischen Anteil von 9,0 % und variierte je nach Messpunkt zwischen einem Minimalwert von 2,7 % (Dh-3 Laichgrube) und einem Maximalwert von 17,36 % (Ei-4 uh Einl.). Während an 6 der 14 Probestellen der organische Anteil unterhalb der Einleitung zunahm, wurden an 8 der 14 Probestellen geringere organische Anteile unterhalb der Einleitung festgestellt.

Einzelmessungen sind Anhang 1.6 Schwermetallbelastung ober- und unterhalb von Einleitungen, Abbildungen p bis v zu entnehmen.

4.4.3 Schwermetallbelastung in Brutboxen gegenüber Laichgruben

Die vorliegenden Messergebnisse vergleichen die Konzentrationen der Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink in Interstitialproben mit jenen in den Sedimenten der Brutboxen, um die direkte Belastung der Lachsbrut durch Schwermetalle zu bewerten. Während die Schwermetallkonzentrationen spezifisch für die Sedimente jeder einzelnen Brutbox bestimmt wurden, basieren die Sedimentproben der Laichgruben auf einer Mischprobe mittels Interstitialsampler.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Schwermetallkonzentrationen in den Sedimenten der Brutboxen und im Interstitial zumeist vergleichbare Werte aufweisen. Signifikante Unterschiede wurden nur in Einzelfällen beobachtet (vgl. Anhang 1.7 Schwermetallbelastung in Brutboxen gegenüber Laichgruben, Abbildungen w bis cc).

Bei 18 von 105 Messungen führten die unterschiedlichen Schwermetallkonzentrationen zwischen Laichgrube und den jeweiligen Brutboxen dazu, dass die Hintergrundkonzentrationen bei einem der beiden Parameter überschritten wurden. Dies traf in 7 der 18 Fälle zu. In 11 Fällen war die Schwermetallkonzentrationen in den Laichgruben erhöht.

Illustrativ zeigt sich dies in Laichgrube In-2u-B (Inde), in der eine Bleikonzentration von 110 mg/kg im Brutboxsediment festgestellt wurde, während im umliegenden Sediment eine Konzentration von 620 mg/kg gemessen wurde, was das Dreifache der Hintergrundkonzentration im Gebiet darstellt (vgl. Tabelle 10). Die Messung in der Laichgrube wies demnach eine fast 6-fach höhere Konzentration des Schwermetalls auf.

In einigen Fällen wiesen die Sedimente in den Brutboxen signifikant höhere Schwermetallkonzentrationen auf als die entsprechenden Interstitialproben. So wurden an den Probestellen Dh-4u-A und Dh-5u-A (Dhünn) sowie an den Probestellen Ei-6o-A (Eifgenbach) und Vi-1u-A (Vichtbach) erhöhte Zinkkonzentrationen festgestellt, die über den Hintergrundwerten lagen, während die Schwermetallkonzentrationen im Interstitial unter den Hintergrundwerten blieben.

Insgesamt zeigte sich, dass bei 53 % der Probestellen die Schwermetallkonzentrationen im Interstitial höher waren als in den Brutboxen. Bei 21 % der Probestellen waren die Konzentrationen in den Brutboxen höher als im Interstitial, und bei den restlichen 26 % wurden keine signifikanten Unterschiede festgestellt, was in der Regel auf Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze zurückzuführen ist.

4.5 Ökotoxikologische Untersuchungen (Universität Frankfurt)

Die entnommenen Sedimentproben wurden im Rahmen einer Abschlussarbeit auf Toxizität und Mutagenität untersucht, siehe dazu auch Anhang Kapitel 1.11 Abschlussarbeiten im Rahmen des Forschungsprojektes: „Ökotoxikologische Untersuchung von Fließgewässersedimenten mit Hilfe von in-vitro und in-vivo Verfahren im Rahmen des Projektes IMI Lachs“).

Insgesamt wurden 16 Sedimentproben aus Laichgruben mittels Bioassays auf Toxizität und Mutagenität untersucht.

Die Ergebnisse zeigten in vielen Proben toxische und mutagene Belastungen. Besonders auffällig waren die Proben Ei-4 und Ei-6 aus dem Eifgenbach, die in allen Tests positiv reagierten und teils nachweislich Schwermetallbelastungen aufgewiesen hatten. Auch Probe Wb-3 zeigte ebenfalls eine hohe Toxizität.

Ein Vergleich mit dem Reproduktionserfolg vor Ort ergab kein klares Bild: An der stark belasteten Stelle Ei-4 lag der Bruterfolg bei 86 %, während Wb-3 trotz hoher Toxizität nur 29–67 % erreichte (vgl. Kapitel 4.6 Reproduktionserfolg der Fischbrut). Dies weist auf komplexe, multifaktorielle Zusammenhänge hin.

Die Untersuchung zeigt insgesamt, dass Sedimente eine zentrale Rolle im ökologischen Langzeitgedächtnis von Gewässern einnehmen. Sie können Schadstoffe wie Schwermetalle oder organische Verbindungen über längere Zeiträume hinweg speichern und diese bei veränderten Umweltbedingungen erneut in das Gewässer freisetzen. Für genauere Bewertungen könnten in zukünftigen Untersuchungen die spezifischen Schadstoffe identifiziert sowie deren Bioverfügbarkeit analysiert werden. Eine integrative Betrachtung chemischer, hydromorphologischer und biologischer Faktoren ist notwendig, um Gewässerzustände verlässlich zu beurteilen und Schutzmaßnahmen für Gewässer zu entwickeln.

4.6 Reproduktionserfolg der Fischbrut

In Projektphase 1 und Projektphase 2 wurden insgesamt 208 Brutboxen vergraben (56 in Projektphase 1, 152 in Projektphase 2), von denen 139 wiedergefunden worden sind. Zusätzlich wurden in Projektphase 1 zwei Egg-Sandwiches und in Projektphase 2 vier Egg-Sandwiches im Rahmen von Abschlussarbeiten eingegraben (vgl. Anhang 1.11 Abschlussarbeiten im Rahmen des Forschungsprojektes).

Die Auswertung des Reproduktionserfolges fand auf drei Ebenen statt: 1. Reproduktionserfolg auf Ebene einzelner Brutboxen, 2. Reproduktionserfolg auf Ebene einzelner Laichgruben und 3. Reproduktionserfolg auf Ebene der Einzugsgebiete und ihrer Gewässer.

4.6.1 Reproduktionserfolg einzelner Brutboxen

In Abbildung 26 werden die Ergebnisse der Schlupfraten in Form eines Histogramms dargestellt. Durch die Einteilung der Daten in verschiedenen Klassen wird ein detailliertes Bild der Schlupfratenverteilung erzeugt. Die ermittelte Schlupfrate der 139 geborgenen Brutboxen ergab eine bimodale Verteilung, wobei jeweils ca. 1/3 der Brutboxen eine Schlupfrate entweder größer 80 % oder kleiner 20 % aufgewiesen hatten. Das restliche Drittel verteilt sich auf Schlupfraten zwischen 20 % und 80 %.

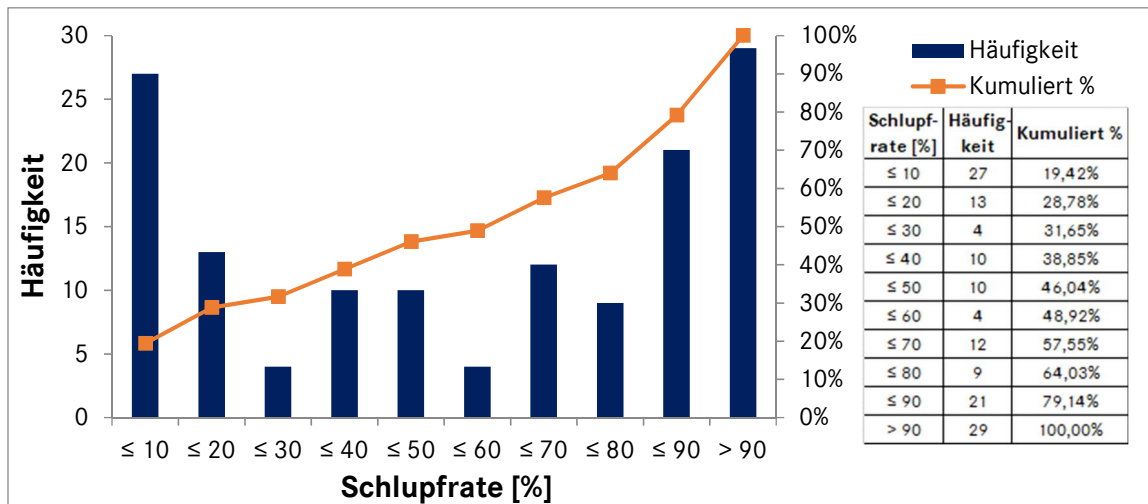


Abbildung 26: Verteilung der Brutboxen basierend auf der prozentualen Schlupfrate.

Die Schlupfraten zeigen, dass der Entwicklung der Lachseier eine Tendenz zur sog. „all or nothing response“ zu Grunde liegt, das heißt dass Lachseier entweder eine hohe oder eine geringe Überlebensrate aufweisen, wie es bereits in ähnlicher Weise in anderen Studien beschrieben wurde (vgl. Sternecker et al. 2013). Eine mögliche Erklärung der Verteilung könnte sein, dass ungünstige Bedingungen in der Gewässersohle auf die gesamte Brutbox wirken, statt nur auf einzelne Eier und so zu hohen Verlustraten in betroffenen Boxen führen. Als wichtigster Parameter, der die Entwicklung von Lachsbrut beeinflusst, wird studienübergreifend die durchgehende Versorgung mit sauerstoffreichem Wasser genannt (vgl. Kirkland 2012, Sternecker et al. 2013, Sear et al. 2017). Eine unzureichende Versorgung mit Sauerstoff könnte demnach zu sehr hohen Ausfallraten in der gesamten Brutbox führen.

Die durchgehende Versorgung mit Sauerstoff beruht u. a. auch auf einer guten Durchströmbarkeit des hyporheischen Interstitials, in der die Brutboxen vergraben waren. Bei Bergung der Brutboxen konnten teilweise erhebliche Befruchtungen mit Feinsedimenten festgestellt werden (vgl. Abbildung 27, Abbildung 28). Demnach könnten in einzelnen Brutboxen erhebliche Anteile an Feinsedimenten zu hohen Ausfallraten geführt haben. Dies würde im Einklang mit anderen Studien stehen, in denen durch Feinsedimente die Schlupfraten bei Huchen (*hucho hucho*) zwischen 62 % (vgl. Wild et al. 2023) und 96 % (Wild et al. 2024) reduziert wurden.



Abbildung 27: Entnommene Whitlock-Vibert-Brutbox nach Ende des Expositionszeitraums. Rechts: Lachslarven mit Dottersack am Boden der Box, nachdem der Innenraum von Sedimenten befreit wurde.

Weiterhin können Teilausfälle in den Brutboxen (zwischen 20 % und 80 %) auf verschiedensten Ursachen beruhen, bspw. eine ungünstige Sauerstoffversorgung, die nur über einen sehr kurzen Zeitraum wirkt und insbesondere geschwächte Eier betrifft. Weitere Gründe könnten Schadparameter sein, die zunächst nur einzelne Eier betreffen, wie bspw. u. a. Prädation geschädigter Eier durch Makrozoobenthos, Pilzkrankheiten, mechanische Zerstörung durch Sedimentbewegungen in den Brutboxen oder Teilbe-frachtung mit Feinsedimenten und damit einhergehenden Sauerstoffdefiziten (vgl. Kirkland 2012).



Abbildung 28: Entnommene Whitlock-Vibert-Brutbox nach Ende des Expositionszeitraums mit toten Larven.

Die Bergung der Brutboxen hat außerdem gezeigt, dass das Vergraben einzelner Boxen in der Gewässersohle vor allem bei Hochwassern zu erheblichen Verlusten an einzelnen Probestellen führen können. Auch die Sicherung mit Eisenstangen hat sich als nicht ausreichend herausgestellt, da daran verankerte Brutboxen auf lange Sicht die Eisenstange „hinausziehen“.

So konnten in Projektphase 1 von den 56 vergrabenen Brutboxen 44 Boxen geborgen werden. Insgesamt 12 Whitlock-Vibert-Boxen wurden nicht wiedergefunden, wobei sie an den Probestellen Ag-1 (Agger) und Vi-1 (Vichtbach) wahrscheinlich komplett durch ein Hochwasser abgeschwemmt wurden. An den übrigen Probestellen wurden lediglich einzelne Brutboxen durch Hochwasser abgeschwemmt.

In Projektphase 2 konnten von den 152 vergrabenen Brutboxen 95 Boxen geborgen werden. Insgesamt 57 Brutboxen konnten nicht wiedergefunden werden, wobei im Zeitraum ebenfalls starke Hochwasser die Probestellen durchflossen (Abbildung 29). Erneut waren vor allem die Probestellen entlang der Agger und des Vichtbachs betroffen als auch einzelne Verluste an anderen Untersuchungs-gewässern.



Abbildung 29: Probestelle Ag-1o bei Mittelwasser im Oktober 2022 und bei Hochwasser im Januar 2023.

4.6.2 Reproduktionserfolg auf Ebene der Laichgruben

Bei Betrachtung der gemittelten Schlupfraten aller Brutboxen innerhalb derselben Laichgrube zeigt sich zwar ein ähnlicher Verlauf wie bei der Betrachtung jeder einzelnen Brutbox, allerdings ist die bimodale Verteilung deutlich schwächer ausgeprägt (vgl. Abbildung 30).

In 25 % der Laichgruben lag die gemittelte Schlupfrate unter 20 % und in ca. 32 % der Laichgruben bei über 80 % (vgl. ebd.). Weiterhin lag die Schlupfrate in ca. 43 % der Laichgruben zwischen 20 % und 80%.

Dies legt nahe, dass die Lage der Laichgrube und deren Eigenschaften zwar eine Rolle für die Entwicklung der Lachseier spielt, aber ebenfalls die Lage der Brutboxen innerhalb derselben Laichgrube entscheidend an der erfolgreichen Brutentwicklung beteiligt sein könnte. Diese Dynamik der Schlupfrate innerhalb einer Laichgrube soll im Folgenden näher betrachtet werden.

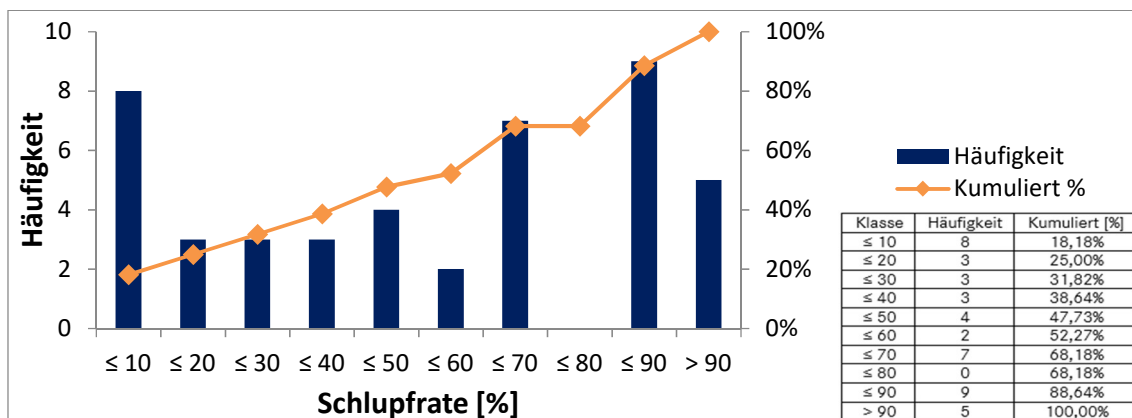


Abbildung 30: Gemittelte Schlupfrate aller Brutboxen innerhalb derselben Laichgrube. Eine Laichgrube beinhaltete in den meisten Fällen vier Brutboxen, wobei in einigen Laichgruben Verluste von ganzen Brutboxen nach Hochwassern auftraten.

Zur besseren Darstellung der hohen Varianz innerhalb einer Laichgrube wurde die Brutbox mit der geringsten Schlupfrate mit der der Brutbox der höchsten Schlupfrate innerhalb derselben Laichgrube gegenübergestellt und die Differenz als Histogramm visualisiert (Abbildung 31). Die Ergebnisse veranschaulichen dabei ausschließlich die Unterschiede in der Schlupfrate, eine Bewertung der Schlupfrate selbst wird dadurch nicht dargestellt.

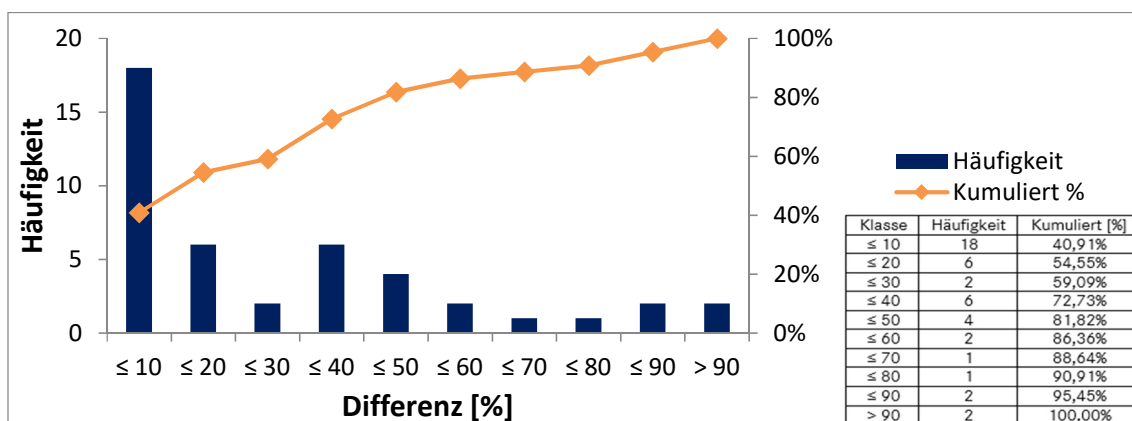


Abbildung 31: Prozentuale Differenz zwischen der Brutbox mit der geringsten Schlupfrate und der Brutbox mit der höchsten Schlupfrate innerhalb derselben Laichgrube. Die Brutboxen innerhalb einer Laichgrube lagen ca. eine Faustbreite voneinander entfernt in ca. 10-20 cm Tiefe.

Die Ergebnisse zeigen, dass in über der Hälfte der Laichgruben (54,55 %) die Differenz zwischen geringster und höchster Schlupfrate bei unter 20 % lag. Das bedeutet, dass alle Brutboxen in einer Laichgrube einen sehr ähnlichen Bruterfolg aufgewiesen hatten. In insgesamt 8 von 44 Laichgruben lag die Differenz zwischen geringster und höchster Schlupfrate bei über 50 %. Das heißt, dass in knapp 18 % aller Laichgruben deutliche Unterschiede im Bruterfolg zwischen den eingebrachten Brutboxen vorhanden waren, obwohl diese nur wenige Zentimeter voneinander entfernt in der Gewässersohle vergraben waren.

Besonders interessant sind die beiden Klassen „≤ 90“ und „> 90“, da sie aufzeigen, dass in vier Laichgruben (9,09 %) in jeweils derselben Laichgrube sowohl mindestens eine Brutbox mit Schlupfraten vorhanden waren, wie sie unter Idealbedingungen ohne signifikante Beeinträchtigungen zu erwarten sind, als auch zeitgleich mindestens eine Brutbox mit Schlupfraten unter 20 % vorgefunden wurde. So konnten beispielsweise in Projektphase 1 am Eifgenbach an Probestelle Ei-60-A zwei Brutboxen einer Laich-

grube geborgen werden, wobei in Brutbox 1 mit 0 % Schlupfrate keine lebenden Larven vorhanden waren und die daneben liegende Brutbox 2 mit 91 % einen sehr hohen Bruterfolg aufgewiesen hatte (Abbildung 32).



Abbildung 32: Brutboxen der Probestelle Ei-60-A-2022 (Eifgenbach) am Ende des Expositionszeitraums. Links: Eine der geborgenen Whitlock-Vibert-Boxen mit rostiger Verfärbung wies einen Bruterfolg von 0 % auf. Rechts: Die andere Box wies trotz hoher Sedimentfracht einen sehr hohen Bruterfolg auf.

In Abbildung 33 wird jeweils die Brutbox mit der höchsten Schlupfrate innerhalb einer Laichgrube in Form eines Histogramms dargestellt. Es zeigt sich, dass in ca. 18 % der Laichgruben die Brutbox mit der höchsten Schlupfrate unter 10 % liegt, also die gesamte Laichgrube einen äußerst geringen Bruterfolg aufgewiesen hat.

Die Klassen, in denen mindestens eine Brutbox eine Schlupfrate von mehr als 90 % aufgewiesen hatte (Klasse > 90), repräsentiert etwa 36 %. Das heißt, dass in knapp über einem Drittel der Laichgruben mindestens eine Brutbox vorhanden war, die eine so hohe Schlupfrate aufgewiesen hatte, wie sie unter Idealbedingungen ohne signifikante Beeinträchtigungen zu erwarten sind (z. B. Kirkland 2012). Unter Berücksichtigung einer wenigen strengen Bewertung wiesen knapp 55 % der Laichgruben eine hohe Schlupfrate über 80 % auf.

Gleichzeitig heißt dies im Umkehrschluss, dass in ca. 64 % der Laichgruben die Schlupfrate unter den Erwartungen geblieben war, da keine der vergrabenen Brutboxen die 90 %-Marke erreichen konnte.

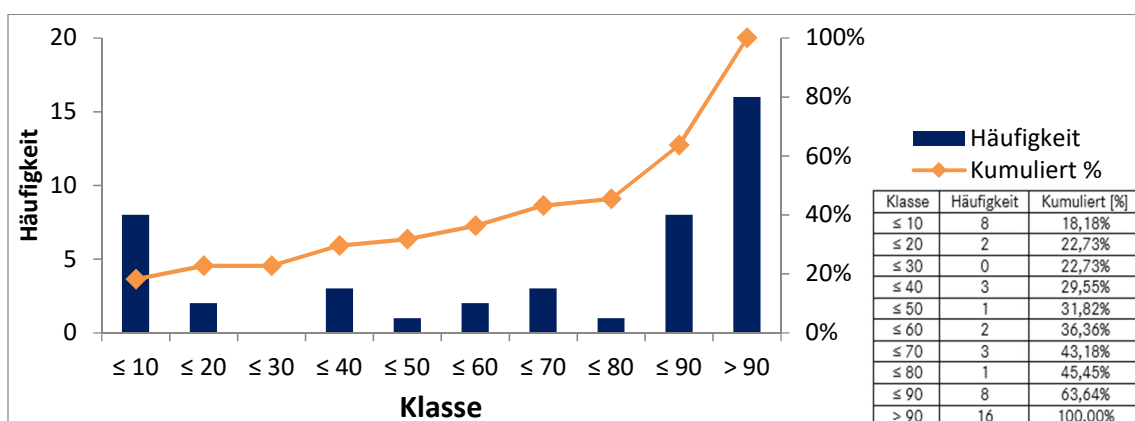


Abbildung 33: Maximal festgestellte Schlupfrate der Brutboxen innerhalb ihrer jeweiligen Laichgrube.

Bei Betrachtung der minimalen Schlupfrate der Brutboxen wird die hohe Varianz innerhalb derselben Laichgruben erneut deutlich (Abbildung 34).

In 9 der 44 Laichgruben lag die geringste Schlupfrate Brutboxübergreifend noch über 80 %, das heißt dass in der gesamten Laichgrube keine signifikanten Beeinträchtigungen des Bruterfolges erkennbar waren.

In 35 von 44 Laichgruben (bzw. ca. 80 %) war mindestens eine Brutbox vorhanden, in welcher die Schlupfrate unter dem Referenzwert von 80 % lag, weitergehend in ca. 66 % der Laichgruben sogar unter 50 % Schlupfrate. Es zeigt sich also, dass in weit über der Hälfte aller Laichgruben die Schlupfrate maßgeblich beeinträchtigt worden war.

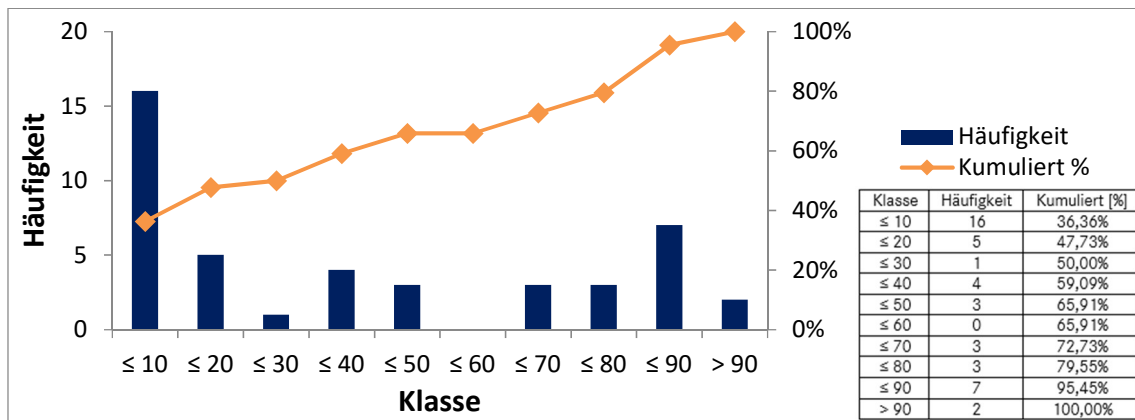


Abbildung 34: Minimal festgestellte Schlupfrate der Brutboxen innerhalb ihrer jeweiligen Laichgrube.

Der Bruterfolg einzelner Boxen innerhalb derselben Laichgruben zeigt eine hohe Varianz in der Verteilung der Schlupfraten (vgl. auch Abbildung 35). Auffällig ist, dass die zuvor bei zahlreichen Parametern beobachtete „Patchiness“ auch im Bruterfolg eine Rolle zu spielen scheint, da insbesondere die Differenz zwischen geringster und höchster Schlupfrate innerhalb derselben Laichgrube aufzeigt, dass allen Anschein nach (Umwelt-)Einflüsse äußerst kleinräumig auf Lachseier wirken können.

Die letztendliche Ursache für die beobachtete Varianz der Schlupfraten kann dabei sowohl methodisch bedingt sein, z. B. in Form von Pilzbefall innerhalb einer Brutbox, oder auf kleinräumigen Unterschieden bestimmter äußerer Umwelteinflüsse beruhen. Vor allem Letzteres rückt unter Berücksichtigung der wiederholten Feststellung von „Patchiness“ in den chemischen und chemisch-physikalischen Untersuchungen in den Fokus.

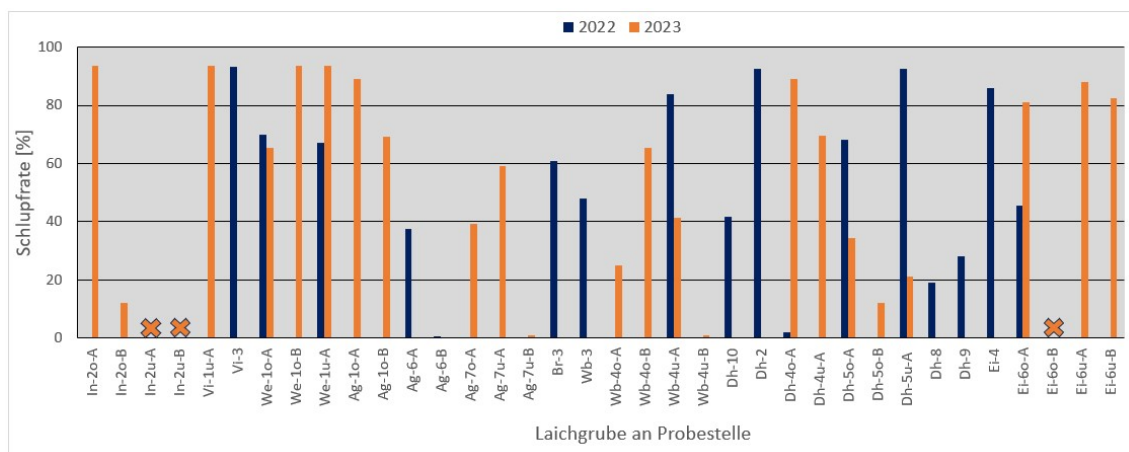


Abbildung 35: Durchschnittliche Schlupfrate in Laichgruben in Inde (In), Vichtbach (Vi), Wehebach (We), Agger (Ag), Bröl (Br), Waldbrölbach (Wb), Dhünn (Dh) und Eifgenbach (Ei).

4.6.3 Reproduktionserfolg auf Ebene der Gewässer

Bei der Auswertung der Schlupfraten auf Ebene der Untersuchungsgewässer zeigte sich, dass der durchschnittliche Bruterfolg für alle Gewässer außer beim Vichtbach teils deutlich unter Werten geblieben waren, wie sie unter Idealbedingungen ohne signifikante Beeinträchtigungen zu erwarten gewesen wären (vgl. Abbildung 36).

Es konnten für alle Gewässer auch hohe Bruterfolge festgestellt werden (vgl. Maximalwert in Abbildung 36), sodass an den Gewässern generell Laichhabitate vorhanden waren, die für eine positive Entwicklung von Lachsbrut geeignet waren.

Dennoch wurde insgesamt mit einer durchschnittlichen Schlupfrate von 50 % im Einzugsgebiet der Sieg, ca. 55 % im Einzugsgebiet der Wupper und ca. 67 % im Einzugsgebiet der Rur nur ein stark beeinträchtigter Bruterfolg festgestellt.

Zuletzt, obwohl keine quantitativen Messungen durchgeführt wurden, konnten teilweise auffällige visuelle Unterschiede in der Körpergröße (sowohl in Länge als auch Gewicht) der geschlüpften Lachsbrut zwischen verschiedenen Brutboxen innerhalb derselben Untersuchungsstelle sowie zwischen unterschiedlichen Untersuchungsgewässern beobachtet werden.

Diese Variationen könnten darauf hindeuten, dass die Larven in ihrer Entwicklung durch externe Umweltfaktoren beeinträchtigt wurden. Insbesondere eine unzureichende Sauerstoffversorgung kann zu erhöhten Stressreaktionen bei den Embryonen führen, was wiederum den Metabolismus und die Bewegungsaktivität während der Embryonalentwicklung steigert und somit die Energieressourcen für das Wachstum reduziert (vgl. Kirkland 2012). Inwiefern diese Beobachtungen in der Größe der Lachsbrut von der Norm abweichen und ggf. einen Einfluss auf die Überlebenschance der Larven haben könnten, war nicht Bestandteil des Untersuchungsprogramms. Dies stellt mögliche Ansätze für zukünftige Forschungsfragen dar.

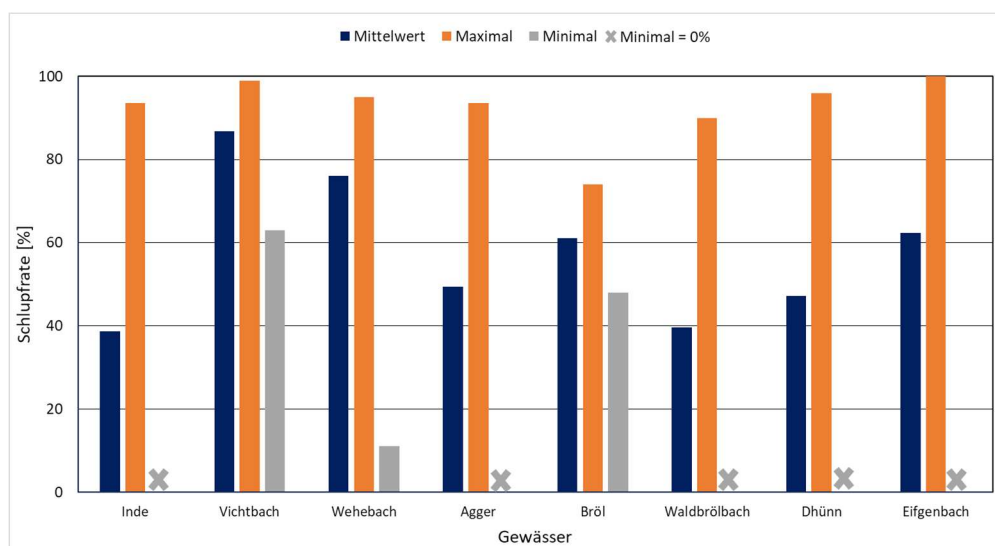


Abbildung 36: Schlupfrate von Lachseiern aller Laichgruben in den Untersuchungsgewässern. Dargestellt als Mittelwert, Minimalwert und Maximalwert

4.6.4 Vergleich zwischen Projektphase 1 und Projektphase 2

An sieben Probestellen wurden sowohl in den Jahren 2022 als auch 2023 simulierte Laichgruben angelegt und Lachsbrut in Brutboxen eingebracht. Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Schlupfraten an gleichen Stellen in verschiedenen Jahren stark unterscheiden können. (Abbildung 37).

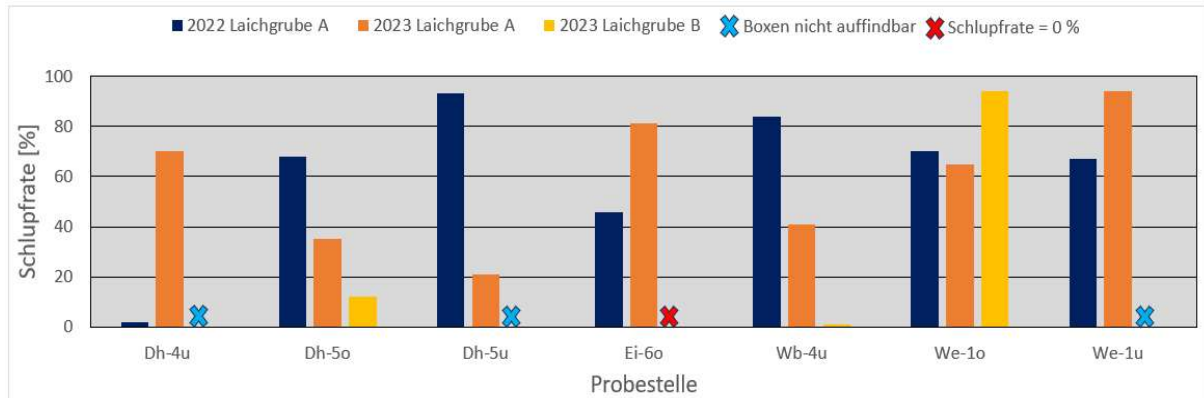


Abbildung 37: Durchschnittliche Schlupfrate von Lachseiern in Laichgruben an Standorten, die sowohl im Jahr 2022 als auch 2023 beprobt worden sind.

Während bspw. an der Probestelle Dh-4u die durchschnittliche Schlupfrate im Jahr 2022 an Laichgrube A nur ca. 2 % erreichte, konnte im darauffolgenden Jahr 2023 mit einer Schlupfrate von ca. 70 % ein deutlich besseres Ergebnis erzielt werden. Anders verhielt es sich bspw. an Probestelle Wb-4u, an welcher im Jahr 2022 noch eine durchschnittliche Schlupfrate von ca. 84 % erreicht werden konnte, wohingegen im Jahr 2023 dieselbe Probestelle insgesamt nur eine durchschnittliche Schlupfrate von 21 % aufgewiesen hatte (Laichgrube A 41 %, Laichgrube B 1 %).

Zusammenfassend war die mittlere Schlupfrate im Jahr 2022 an drei von sieben Probestellen höher als im Jahr 2023. Gründe hierfür könnten deutliche Veränderungen der Gewässersohle darstellen, die sich innerhalb eines Jahres durch Umlagerungsprozesse großflächig qualitativ verbessert oder verschlechtert haben könnten oder eine ausgeprägte Patchiness, die kleinräumig auf die Qualität der Untersuchungsstellen als Laichhabitat wirkte.

4.6.5 Zusammenfassung zum Reproduktionserfolg der Fischbrut

Zusammenfassend zeigen die Ergebnisse des Reproduktionserfolges von Lachseiern ein gemischtes Bild. Auf allen Ebenen (Brutboxen, Laichgruben, Gewässer) konnten sowohl Defizite als auch sehr hohe Schlupfraten festgestellt werden.

Die Ergebnisse der in den beiden Projektphasen vergrabenen Brutboxen zeigten eine ausgeprägte Varianz der Schlupfraten, mit einer Tendenz zu einer „Alles-oder-Nichts-Reaktion“. Dies impliziert, dass die Umweltbedingungen entweder zu einem hohen Ausfall der Lachsbrut führen oder nur geringe Verluste auftreten. Durchgehend optimale Umwelteinflüsse scheinen einen kritischen Faktor für den Reproduktionserfolg darzustellen, wobei sich unzureichende Bedingungen in der Gewässersohle wahrscheinlich auf die gesamte Brutbox und nicht isoliert auf einzelne Eier auswirken. Diese Ergebnisse unterstreichen die Bedeutung von optimalen Umweltbedingungen, insbesondere der kontinuierlichen Durchströmung mit Wasser als Schlüsselfaktor für den Reproduktionserfolg.

Auf der Ebene der Laichgruben zeigte sich eine weniger stark ausgeprägte Bimodalität der Schlupfratenverteilung, was darauf hindeutet, dass auch kleinräumige Faktoren innerhalb der Laichgruben eine wesentliche Rolle spielen. Die hohe Varianz zwischen Laichgruben desselben Standorts deutet auf eine starke „Patchiness“ der Umweltbedingungen hin, die selbst auf kleinräumiger Ebene signifikante Unterschiede im Bruterfolg verursachen kann. Diese Ergebnisse legen nahe, dass neben systemischen auch mikroskalige Umwelteinflüsse, wie temporäre Sauerstoffdefizite, Pilzinfektionen oder mechanische Störungen durch Feinsedimente, maßgeblich zum Reproduktionserfolg beitragen könnten.

Auf der Ebene der Einzugsgebiete wurden insgesamt suboptimale Schlupfraten beobachtet, was auf eine beeinträchtigte Habitatqualität in den meisten Untersuchungsgewässern hindeutet. Gleichwohl konnten in allen Gewässern auch einzelne Bereiche identifiziert werden, die eine günstige Entwicklung der Lachsbrut unterstützen, was auf die heterogene Verteilung geeigneter Laichhabitate innerhalb der Einzugsgebiete hinweist. Diese Erkenntnisse verdeutlichen die Notwendigkeit, Managementmaßnahmen auf die gezielte Verbesserung der Habitatbedingungen zu fokussieren, um den Reproduktionserfolg nachhaltig zu steigern.

Langzeitvergleiche an konstanten Probestellen über zwei Jahre hinweg illustrierten die hohe Dynamik der Reproduktionsbedingungen, wobei selbst an identischen Standorten erhebliche Schwankungen der Schlupfraten auftraten. Dies hebt die komplexe und dynamische Natur der Umwelteinflüsse hervor und zeigt, dass sowohl makroskalige als auch mikroskalige Faktoren eine entscheidende Rolle für den Reproduktionserfolg der Lachsbrut spielen. Die Ergebnisse unterstreichen die Notwendigkeit einer differenzierten Betrachtung lokaler Habitatbedingungen sowie einer flexiblen Anpassung des Managements an sich verändernde Umweltbedingungen, um eine nachhaltige Förderung der Lachsbestände zu gewährleisten.

4.7 Makrozoobenthos

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden die Makrozoobenthos-Daten aus dem ELWAS Web-System ausgewertet. Die Probenahmestellen der Online-Daten wurden gezielt so ausgewählt, dass sie in unmittelbarer Nähe und unterhalb zu den Lachsbrut-Probestellen lagen. Dies ermöglicht eine direkte Korrelation der Ergebnisse des Makrozoobenthos im Hinblick auf die ökologischen Bedingungen, die für die Entwicklung der Lachsbrut entscheidend sind.

Agger, Bröl und Waldbrölbach

Mit dem Bewertungssystem Perlores ergab sich im Einzugsgebiet der Sieg mit Ausnahme des Standorts AG-6 an allen Standorten eine gute ökologische Zustandsklasse (siehe Anhang 1.9 Makrozoobenthos, Tabelle g). Am Standort AG-6 wurde eine mäßige ökologische Zustandsklasse ermittelt. Im Detail zeigt das Modul „Saprobie“ für alle Standorte eine gute Qualitätsklasse. Kleinere Defizite konnten demnach vor allem im Modul „Allgemeine Degradation“ bei den EPT-Taxa festgestellt werden, welcher mit 43,1 % einen unbefriedigenden Zustand aufweist.

Dhünn und Eifgenbach

Mit dem Bewertungssystem Perlores ergab sich im Einzugsgebiet der Wupper mit Ausnahme des Standorts DH-2 an allen Standorten eine gute ökologische Zustandsklasse (siehe Anhang 1.9 Makrozoobenthos, Tabelle g). Am Standort DH-2 wurde eine mäßige ökologische Zustandsklasse ermittelt. Im Detail ergibt sich diese hier durch kleinere Defizite, die im Modul „Allgemeine Degradation“ bei den EPT-Taxa festgestellt werden, welcher mit 40,4 % einen mäßigen Zustand aufweist.

Vichtbach, Wehebach

Der gute ökologische Zustand mit dem Bewertungssystem Perlores wurde im Einzugsgebiet der Rur an allen Standorten am Vichtbach und am Wehebach erreicht (siehe Anhang 1.9 Makrozoobenthos, Tabelle g). Somit ist an diesen Gewässern generell mit geringen Defiziten und Belastungen zu rechnen, die langfristig Auswirkungen auf Interstitialbewohner haben könnten.

Zwischenfazit: Makrozoobenthos

Der Zustand des Makrozoobenthos ist ein wichtiger Indikator für die Wasserqualität und die Habitatbedingungen in Fließgewässern, die für die Entwicklung von Lachsbrut essentiell sind.

Die Untersuchung des Makrozoobenthos ergab, dass die Untersuchungsgewässer einen guten bis mäßigen ökologischen Zustand aufweisen und Defizite ausschließlich auf die allgemeine Degradation zurückzuführen sind. Hier wirkt sich vor allem der geringe prozentuale Anteil an Eintags-, Steinfliegen- und Köcherfliegenlarven (EPT-Taxa) negativ auf die Gesamtbewertung aus. Diese besonders sensiblen Organismengruppen der Insekten reagieren nachweislich empfindlich auf verschiedenste Stressfaktoren und haben teils hohe Habitatansprüche, insbesondere bspw. an eine kontinuierlich hohe Sauerstoffversorgung.

Insgesamt bestätigen die Ergebnisse, dass die untersuchten Gewässerabschnitte generell geeignet sind, um eine gesunde Entwicklung der Lachsbrut zu unterstützen. Gleichzeitig können durch die nachgewiesenen Defizite geringe bis mäßige Beeinträchtigungen im Interstitial der Untersuchungsgewässer nicht ausgeschlossen werden.

5 Öffentlichkeitsarbeit und fachlicher Austausch

Wissenschaftlicher Beirat

Das Forschungsprojekt wurde durch einen wissenschaftlichen Beirat begleitet. Der Beirat setzte sich aus den folgenden Personen zusammen:

- Herr Dipl.-Biol. Daniel Fey (LANUV NRW, Abt. Fischereiökologie und Aquakultur)
- Frau Dipl.-Biol. Karin Camara (LANUV NRW, Abt. Fischereiökologie und Aquakultur)
- Fischwirtschaftsmeister Jan Rimmel (LANUV NRW, Abt. Fischereiökologie und Aquakultur)
- Herr Dipl.-Biol. Armin Nemitz (Rheinischer Fischereiverband von 1880 e.V.)
- Frau Dipl.-Biol. Andrea van den Boom (Wupperverband)
- Frau Dipl.-Biol. Catrin Bornemann (Wupperverband)
- Herr Dipl.-Chem. Ralf Hövermann (Wupperverband)
- Herr Dr. Dipl.-Ing. Torsten Frank (Wupperverband)
- Herr Dr. rer. nat. Frank Jörrens (Wasserverband Eifel-Rur)
- Frau Dipl.-Biol. Evelyn Brands (Wasserverband Eifel-Rur)
- Frau Dipl.-Biol. Thalia Grunau (Wasserverband Eifel-Rur)
- Frau Dipl. Biol. Gabi Mickoleit (Aggerverband)
- Herr Dipl.-Geogr. Stephan Naumann (Umweltbundesamt)
- Herr Dr. Matthias Oetken (Goethe Universität Frankfurt, Aquatische Ökotoxikologie)
- Herr Dipl.-Biol. Andreas Lampe (Stiftung Lebensraum Elbe)
- Herr PD Dr. Fabian Herder (Leibnitz Institut für Biodiversität, Museum König, Bonn)

Zweck des Beirates war die inhaltliche Unterstützung, Qualitätsentwicklung und -sicherung des Forschungsprojektes.

Zum fachlichen Austausch kam der Beirat am 12.04.2022, am 10.11.2022 und am 18.10.2023 in Form von Online-Konferenzen zusammen. Durch die Diskussion der jeweils bis zu diesem Zeitpunkt erzielten Ergebnisse und der Weiterentwicklung der Methoden für die Geländearbeiten konnten wertvolle Erkenntnisse gewonnen werden. Die beteiligten Akteure boten darüber hinaus Unterstützung bei der Auswahl der Untersuchungsstellen und der Untersuchungen im Labor an.

37. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie – Konstanz

Im Zuge der DGL-Tagung vom 19. bis 23. September 2022 wurde das Vorläuferprojekt „Kolmation und ihre Wirkung auf rheophile Fischarten“ in einem 15-minütigen Vortrag vorgestellt.

Dabei wurden die bisherigen Ergebnisse des Vorläuferprojektes kurz zusammengefasst. Darauf aufbauend wurden außerdem die anvisierten und erweiterten Projektziele sowie erste Geländearbeiten und -methoden des aktuellen Forschungsprojektes dargelegt.

38. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie – Köln

Im Rahmen der DGL-Tagung vom 18. bis 22. September 2023 wurden erste Ergebnisse und Erkenntnisse des Forschungsprojektes durch zwei 15-minütige Vorträge vorgestellt.

Der erste Vortrag „Das Forschungsprojekt „IMI-Lachs“ – Feldstudien zur Qualität von Salmoniden-Laichhabitaten“ widmete sich den Hintergründen, der Konzeption und den Zielen des Forschungsprojektes. Dabei wurden verschiedene im Projekt angewandte Methoden näher vorgestellt.

Der zweite Vortrag „Untersuchungen zur Dynamik der räumlichen Verteilung kolmativer Feinsedimente im Interstitial“ rückte die Verteilung und den Einfluss von Feinsedimenten im hyporheischen Interstitial in den Vordergrund. Dabei wurde ein Vorschlag für eine standardisierte Messvorschrift zur langfristigen Überwachung der Kolmation vorgestellt und zur Diskussion gestellt.

Fachlicher Austausch mit dem University College Dublin

Im Rahmen einer Online-Zoom-Konferenz ergab sich die Möglichkeit eines fachlichen Austausches zwischen dem Planungsbüro Zumbroich und University College Dublin in Persona von Dr. Mary Kelly-Quinn, Dr. Jonathan Turner und Dr. John O'Sullivan.

Das Treffen beruhte auf von beiden Seiten durchgeführten Untersuchungen zum Einfluss von Feinsedimenten auf die ökologische Qualität von Fließgewässern. Die Konferenz beinhaltete von Seiten des Planungsbüro Zumbroich u. a. die Vorstellung des Vorläufer- sowie des aktuellen Projektes und insbesondere die verwendeten Methoden zur Untersuchung von Feinsedimenten (Kolmameter, Interstitial-sampler).

Fachlicher Austausch mit Herr Dr. Joachim Pander, TU München

Am 24.11.2022 kam es zu einem fachlichen Austausch mit Herrn Dr. Joachim Pander, Aquatische Systembiologie, Technische Universität München. Herr Dr. Pander entwickelte das „Egg-Sandwich“ (Pander et al. 2009), welches auch im Forschungsprojekt zum Einsatz kommt. Zudem hat Herr Dr. Pander eine Vielzahl an Untersuchungen mit der Entwicklung von Lachsbrut durchgeführt bzw. begleitet.

Die Online-Besprechung beinhaltete insbesondere die Vorstellung des aktuellen Forschungsprojektes mit Fokus auf das Untersuchungsdesign und die eingesetzten Methoden. Die fachliche Diskussion ergab einen wertvollen Erkenntnisgewinn für die anstehenden Geländearbeiten und für die Einordnung bisheriger und zukünftiger Ergebnisse.

Filmclip „Forschungsprojekt geht den Lachsgewässern buchstäblich auf den Grund“ – YouTube

In Zusammenarbeit mit dem Wupperverband wurden die Untersuchungen des Forschungsprojektes im Einzugsgebiet der Wupper in einem Filmclip zusammengefasst und im Internet auf YouTube veröffentlicht.

Das Video ist unter <https://www.youtube.com/watch?v=GxcvjoOoJns> verfügbar.

Publikation ausgewählter Ergebnisse in der Korrespondenz Wasserwirtschaft

Im Rahmen des Forschungsprojektes gewonnene Erkenntnisse zur Verteilung von Feinsedimenten in der Gewässersohle, zur Kolmation und damit verbundenen weiteren Ergebnissen wurden unter dem Titel „Nachweis raum-zeitlicher Kolmationsmuster bei Felduntersuchungen in kiesigen Gewässern“ (Zumbroich & Scholtes, 2025) im Magazin Korrespondenz Wasserwirtschaft, Ausgabe 3/25, veröffentlicht.

6 Fazit

6.1 Optimierung der methodischen Ansätze

Wie in den Vorjahren erwies sich die Bereitstellung der Lachsbrut durch die Landesfischereianstalt des LANUV in Albaum als sehr gut organisiert und reibungslos. Die methodischen Erkenntnisse aus dem Vorgängerprojekt sowie die im fachlichen Austausch dem wissenschaftlichen Beirat entwickelten Anpassungen konnten erfolgreich umgesetzt werden und führten zu signifikanten methodischen Verbesserungen.

Erfassung des Bruterfolgs mittels Brutboxen

Eine zentrale Optimierung stellte das vollständige Befüllen der Brutboxen mit gewässertypischem, grobmaterialreichem Substrat dar, das bis an die Oberkante der Brutbox aufgefüllt wurde (zuvor wurden nur ca. 50-75 % befüllt). Die Lachseier wurden vorsichtig auf dieses Substrat aufgebracht. Diese Vorgehensweise verhinderte effektiv eine unnatürliche Befruchtung der Brutboxen mit feinmaterialhaltigem Sediment und verbesserte die naturnahe Simulation der Habitatbedingungen.

Eine weitere wesentliche Verbesserung war der Einsatz einer größeren Anzahl von Brutboxen pro Laichgrube anstelle der Anlage zahlreicher Laichgruben. Durch die höhere Anzahl an Brutboxen auf engem Raum konnten kleinräumige Unterschiede innerhalb der Gewässersohle präziser erfasst und Verluste, etwa durch Hochwasserereignisse, besser kompensiert werden. Für zukünftige Untersuchungen wird empfohlen, abhängig von der Fragestellung, den verstärkten Einsatz mehrerer Brutboxen in räumlich konzentrierter Anordnung, anstatt die Erfassung auf eine Vielzahl unterschiedlicher Probestellen auszuweiten.

Die verlängerte Expositionszeit der Brutboxen auf etwa 650 bis 700 Tagesgrade (im Vergleich zu den zuvor üblichen 500 Tagesgraden) erwies sich ebenfalls als vorteilhaft. Diese verlängerte Untersuchungsdauer ermöglichte eine detaillierte Erfassung potenzieller negativer Einflüsse auf das Larvenstadium, was sich auch durch den Nachweis toter Larven im Gelände bestätigen ließ.

Die Verwendung von Referenz-Brutboxen in der fließenden Welle erwies sich hingegen als schwierig umsetzbar. Zum einen war es herausfordernd, geeignete Stellen im Gewässer zu finden, in denen die Brutboxen auch bei niedrigen Wasserständen vollständig unter Wasser blieben. Zum anderen gestaltete sich die Befestigung der Boxen im Freiwasser als problematisch. Schwere Eisenstäbe erwiesen sich bei Hochwasser aufgrund starker Sedimentbewegungen als unzureichend. Auch die Fixierung an Ufergehölzen oder anderen natürlichen Strukturen war nicht dauerhaft stabil. Da in den verbliebenen Referenzboxen keine lebenden Larven nachgewiesen werden konnten, bot dieses Verfahren keinen zusätzlichen Erkenntnisgewinn. Für zukünftige Arbeiten wird daher empfohlen, entweder ausschließlich den Einsatz von Referenzboxen unter Laborbedingungen oder eine stabile, hochwasserresistente Befestigung in beruhigten Bereichen der Gewässer zu verwenden.

Erfassung der Gewässerparameter

Die Erhebung von chemisch-physikalischen Parametern, Nähr- und Schadstoffen sowie die Messung der Kolmation und die Gewinnung von Interstitialwasser bzw. Sedimentproben mittels Interstitialsampler funktionierten im Gelände sehr effizient. Dieses Verfahren ermöglichte eine minimalinvasive und zeitsparende Probenahme.

Insbesondere die im Rahmen von Abschlussarbeiten durchgeführten Kolmametermessungen in unterschiedlichen Abständen zur Sohloberfläche waren problemlos umsetzbar und erlaubten eine präzise Darstellung der Bedingungen innerhalb der Gewässersohle (siehe 4.2 Kolmametermessungen).

Die Entnahme von Interstitialwasser und Sedimenten mittels Interstitialsampler lieferte zudem verlässliche Proben für weiterführende Untersuchungen. Erste Bedenken, dass die chemisch-physikalischen Eigenschaften des Wassers, insbesondere der Sauerstoffgehalt, durch die Probenahme beeinflusst würden, konnten sowohl im Gelände als auch im Labor nicht bestätigt werden.

Die Kombination aus Interstitialsampler, ACP-Messgerät und Photometer zur Erhebung von Nähr- und Schadstoffparametern erwies sich als besonders effektiv. Diese Methodenkombination ermöglichte eine schnelle Erhebung typischer Monitoring-Parameter und erlaubte bereits vor Ort einen Vergleich der Probestellen.

6.2 Schlussfolgerungen aus den Forschungsergebnissen

An allen untersuchten Gewässern des Wanderfischprogramms NRW konnten Abschnitte identifiziert werden, die morphologisch den Anforderungen eines geeigneten Laichhabitats für den Atlantischen Lachs entsprechen und in denen hohe Schlupfraten nachgewiesen wurden.

Die Qualität des kartierten Laichhabitats steht jedoch nicht zwangsläufig in direktem Zusammenhang mit hohen Schlupfraten. Vielmehr können kleinräumige Unterschiede innerhalb der Gewässersohle – etwa in chemischen, physikalischen oder strukturellen Parametern – die von außen nicht sichtbar sind, zu erhöhten Ausfallraten führen. Die Analyse des Reproduktionserfolgs im Zusammenhang mit den Bioassay-Ergebnissen zeigt widersprüchliche Ergebnisse: Hohe Schadstoffbelastung führt nicht zwangsläufig zu geringem Bruterfolg. Dies unterstreicht die Komplexität der Wechselwirkungen zwischen Sedimentqualität, toxischen Einflüssen und biologischen Auswirkungen. Es wird deutlich, dass der Reproduktionserfolg von Fischen durch viele Faktoren beeinflusst wird, die nicht isoliert betrachtet werden können und schwer eindeutig zuzuordnen sind. Eine verlässliche Bewertung der Laichhabitatqualität erfordert daher neben morphologischen Kriterien auch eine detaillierte Untersuchung des Interstitialraums.

Die durchgeführten Erhebungen an den Fließgewässern zeigten eine deutliche räumliche und zeitliche Dynamik in den untersuchten Parametern. Diese hohe Variabilität stellt eine zentrale Herausforderung für die Bewertung des Bruterfolgs dar.

Die raum-zeitliche Erfassung der Kolmationsdynamik verdeutlichte, dass sich Feinsedimente in der Gewässersohle häufig sehr heterogen verteilen. Dieses Muster wurde mehrfach im Rahmen von Abschlussarbeiten bestätigt (vgl. Anhang 1.11). Während einzelne Bereiche des Flussbetts stark kolmatiert waren, blieben benachbarte Abschnitte nahezu frei von Feinsedimenten. Diese Heterogenität lässt auf eine komplexe Interaktion zwischen lokalen hydrodynamischen Bedingungen, der Morphologie des Flussbetts und der Sedimentzufuhr schließen, die maßgeblich die Kolmationsverteilung beeinflusst. Die ungleichmäßige Kolmation hat weitreichende Folgen für die Durchlässigkeit des Substrats und beeinflusst unter anderem die Sauerstoffversorgung des Interstitials sowie die Habitatqualität für Interstitiallaicher.

Auch die Ergebnisse der chemischen und chemischen-physikalischen Analysen zeigen, dass sich bestimmte Parameter innerhalb kleinräumiger Abschnitte (wenige Meter) signifikant unterscheiden können. Diese Dynamik ähnelt der bereits festgestellten „Patchiness“ aus den Kolmametermessungen (vgl. Kapitel 4.2; Zumbroich & Scholtes, 2025). Es ist wahrscheinlich, dass Kolmation und chemisch-physikalische Parameter zusammenwirken, indem sich lokal Zonen mit hoher Feinsedimentbelastung und eingeschränktem Wasseraustausch ausbilden, in denen es zur Anreicherung von insbesondere schädlichen Stoffen kommen kann. Je nach räumlicher Ausprägung und zeitlicher Entwicklung könnten diese Bereiche die ökologische Qualität der Gewässersohle als Lebensraum oder Laichhabitat negativ beeinflussen.

Die hohe räumliche Varianz der Kolmametermessungen sowie der chemisch-physikalischen Untersuchungen spiegelt sich auch im Bruterfolg wider. Die deutlichen Unterschiede zwischen den Laichgruben desselben Standorts deuten auf signifikante kleinskalige Schwankungen der Umweltbedingungen hin, die den Reproduktionserfolg erheblich beeinflussen können. Diese Erkenntnisse legen nahe, dass neben großräumigen Einflüssen auch mikroskalige Umweltfaktoren eine entscheidende Rolle für den Bruterfolg spielen.

Die starke Dynamik der Messwerte in den Bereichen Kolmation, chemische Wasserqualität und Reproduktionserfolg unterstreicht die hohe Komplexität von Fließgewässerökosystemen sowie deren Empfindlichkeit gegenüber Störungen.

Darüber hinaus verdeutlicht die hohe kleinräumige Variabilität, dass eine ökologische Zustandseinschätzung allein auf Grundlage von Wasserproben aus der Freiwasserphase nicht ausreichend ist. Auch Einzelmessungen im Interstitial liefern unter Umständen kein vollständiges Bild der chemischen und physikalischen Situation eines Gewässerabschnitts. Eine belastbare Bewertung des ökologischen Zustands kann nur durch eine systematische, mehrfache Probenahme des Interstitials und des Freiwassers an verschiedenen Stellen und zu unterschiedlichen Zeitpunkten erfolgen.

7 Danksagung

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 allen beteiligten Mitarbeitenden für ihre wertvolle und beständige fachliche sowie logistische Unterstützung. Ein besonderer Dank gilt auch der Zentralwerkstatt des LANUV unter Leitung von Herrn Dirk Schmitt für die Anfertigung von Brutboxen.

Wir danken dem Rheinischen Fischereiverband 1880 e. V., in persona Dipl.-Biol. Armin Nemitz sowie allen weiteren Beteiligten für ihre fachliche Unterstützung.

Unser Dank richtet sich zudem an die beteiligten Wasserverbände – den Aggerverband, den Wasserverband Eifel-Rur und den Wupperverband – für ihre Unterstützung vor Ort und die fachliche Begleitung des Forschungsprojektes.

Wir bedanken uns bei dem Institut für Aquatische Ökotoxikologie der Universität Frankfurt, insbesondere Herrn Dr. Oetken und Fr. Dombrowski, für ihre fachliche Expertise und Unterstützung.

Schließlich vielen Dank an die Deutsche Bundesstiftung Umwelt für die Förderung des Projektes und namentlich Herrn Dr. Volker Wachendörfer für die kompetente und engagierte Betreuung.

8 Literaturangaben

- Boulton, A. J., Datry, T., Kasahara, T., Mutz, M. & Stanford, J. A. (2010): Ecology and management of the hyporheic zone: stream-groundwater interactions of running waters and their floodplains. In: *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), S. 26–40.
- Brunke, M., Mutz, M., Marxsen, J., Schmidt, C., Schmidt, S. & Flecksenstein, J. (2015): Das hyporheische Interstitial von Fließgewässern: Strukturen, Prozesse und Funktionen. – In: *Grundwassergeprägte Lebensräume – Eine Übersicht über Grundwasser, Quellen, das hyporheische Interstitial und weitere Habitate*. – *Limnologie Aktuell*, Bd. 14.
- C&E – Consulting und Engineering GmbH (2011): *Natürliche Hintergrundbelastung von Oberflächengewässern in Nordrhein-Westfalen mit Schwermetallen*. – Abschlussbericht, 197 S. Landesamt für Natur-, Umwelt- und Verbraucherschutz NRW.
- Chen, G. und White, P. A. (2004): The Mutagenic Hazards of Aquatic Sediments: A Review. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, 567 (2–3), S. 151–225.
- Debeljak, B. (2018): *Structure and functioning of the hyporheic zones in the gravel beds of five rivers in relation to catchment land use*. – Dissertation, Universität Neugörz (Nova Gorica), Slowenien, S. 138.
- Dubuis, C. & De Cesare, G. (2023): The clogging of riverbeds: A review of the physical processes. In: *Earth-Science Reviews*, 239.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J. & Sullivan, C. A. (2006): Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. – In: *Biological Reviews*, 81, S. 163–182.
- Duerregger, A., Pander, J., Palt, M., Mueller, M., Nagel, C. & Geist, J. (2018): The importance of stream interstitial conditions for the early-life-stage development of the European nase (*Chondrostoma nasus* L.). – In: *Ecology of Freshwater Fish*, 28 (4), S. 920–932.
- ELWAS-Web (2021): Fachinformationssystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULN). – Online: www.elwas-web.nrw.de
- European Environment Agency (EEA) (2018): *European waters – Assessment of status and pressures 2018*. EEA. Report No 7/2018. Luxemburg: Publications Office of the European Union, 2018.
- Förstner, U. & Calmano, W. (1999): Sedimente als Schadstoffsinken und -quellen: Gedächtnis, Schutzgut, Zeitbombe, Endlager, Wasser und Gewässer. – In: Frimmel, F. H. (Hrsg.): *Wasser und Gewässer. Ein Handbuch*. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag, S. 534.
- Geist, J. (2011): Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. – In: *Ecological Indicators*, 11 (6), S. 1507–1516.
- Hollert, H., Ernst, M., Ahlf, W., Dürr, M., Erdinger, L., Grund, S., Keiter, S., Kosmehl, T., Seiler, T.-B., Wölz, J. & Braunbeck, T. (2009): Strategien zur Sedimentbewertung – ein Überblick. In: *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, 21, S. 160–176.
- Hynes, H. B. N. (1983): Groundwater and stream ecology. In: *Hydrobiologia*, Bd. 68, 1983, S. 519–527.
- Jezierska, B., Ługowska, K. & Witeska, M. (2009): The effects of heavy metals on embryonic development of fish (a review). – In: *Fish Physiology and Biochemistry*, 35 (4), S. 625–640.
- Keiter, S. (2007): *Der Fischrückgang in der Donau – Ein Modell zur Bewertung der Belastung von Sedimenten*. Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Doktorwürde der Naturwissenschaftlich-Mathematischen Gesamtfakultät der Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg, Mannheim.
- Kemp, P., Sear, D., Collins, A., Naden, P. & Jones, I. (2011): The impacts of fine sediment on riverine fish. In: *Hydrological Processes*, 25, S. 1800–1821.
- Kirkland, D. (2012): A review of factors influencing artificial salmonid incubation success and a spate river-specific incubator design. – In: *Fisheries Management and Ecology*, 19, S. 1–9.
- Köck G. (1996): Die toxische Wirkung von Schwermetallen auf Fische. Beiträge zur Festlegung von Immissionsbereichen für Kupfer, Cadmium, Quecksilber, Chrom, Nickel, Blei und Zink aus fischbiologischer Sicht. In: *Handbuch Angewandte Limnologie* – 2. Erg. Lfg. 11/96, S. 429–595.

Koschorreck, M. (2005): Biogeochemische Prozesse an der Grenzschicht Sediment/Freiwasser. – In: Steinberg, C., Wilken, R. D., Calmano, W. & Klapper, H. (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie*. 22. Auflage, Erg.Lfg. 7/05, Landsberg am Lech, S. IV-8.1.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (Hrsg.) (1998): *Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band II. Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink*.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2019): Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser. *Integriertes Sedimentmanagement in Flusseinzugsgebieten. Positionspapier „Die Notwendigkeit von Sedimentmanagementplänen in der Flussgebietsbewirtschaftung“ – Teil A*. Beschlossen auf der 158. LAWA-Vollversammlung am 18./19. September 2019 in Jena. Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ der LAWA (LAWA-AO).

LANUV (2015): *Hintergrundwerte für Schadstoffgehalte in Böden – Aktualisierung der Werte und Karten für Nordrhein-Westfalen*. – LANUV-Fachbericht 66. Recklinghausen: Landesamt für Natur, Umwelt- und Verbraucherschutz NRW.

Meier, C., Haase, P., Rolaufts, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A. & Hering, D. (2006): *Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung: Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie*.

MUNLV NRW (Hrsg.) (2006): *Leitfaden zur wasserwirtschaftlich-ökologischen Sanierung von Salmonidenlaichgewässern in NRW*.

Naz, S., Chatha, A. M. M., Téllez-Isaías, G., Ullah, S., Ullah, Q., Khan, M. Z., Shah, M. K., Abbas, G., Kiran, A., Mushtaq, R. et al. (2023): A comprehensive review on metallic trace elements toxicity in fishes and potential remedial measures. – In: *Water*, 15, 3017. <https://doi.org/10.3390/w15213017>.

Nemitz, A. & Seredszus, F. (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.

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

Pander, J., Schnell, J., Sternecker, K. & Geist, J. (2009): The ‘egg sandwich’: a method for linking spatially resolved salmonid hatching rates with habitat variables in stream ecosystems. – In: *Journal of Fish Biology*, 74, S. 683–690.

Pander, J., Casas-Mulet, R. & Geist, J. (2022): Hydropeaking impairs upstream salmonid spawning habitats in a restored Danube tributary. – In: *Science of The Total Environment*, 808, 152162.

Pattison, I., Sear, D. A., Collins, A. L., Jones, J. I. & Naden, P. S. (2015): Interactions between fine-grained sediment delivery, river bed deposition and salmonid spawning success. In: *Sediment Dynamics from the Summit to the Sea*, Proceedings of a Symposium held in New Orleans, Louisiana, USA, 11–14 December 2014 (IAHS Publ. 367, 2014).

Pulg, U. (2009): Laichplätze der Bachforelle (*Salmo trutta*) in der Moosach – die Bewertung ihrer Funktionsfähigkeit, ihre Degradierung und ihre Restaurierung. – Dissertation, Technische Universität München.

Schwarzenbach, R. P., Escher, B. I., Fenner, K., Hofstetter, T. B., Johnson, C. A., von Gunten, U. & Wehrli, B. (2006): The challenge of micropollutants in aquatic systems. – In: *Science*, 313 (5790), S. 1072–1077.

Schwoerbel, J. (1987): *Einführung in die Limnologie*. 6. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Sear, D. A., Jones, J. I., Collins, A. L., Hulin, A., Burke, N., Bateman, S., Pattison, I. & Naden, P. S. (2016): Does fine sediment source as well as quantity affect salmonid embryo mortality and development? In: *Science of the Total Environment*, 541, S. 957–968.

Sear, D. A., Pattison, I., Collins, A. L., Smallman, D. J., Jones, J. I. & Naden, P. S. (2017): The magnitude and significance of sediment oxygen demand in gravel spawning beds for the incubation of salmonid embryos. In: *River Research and Applications*, 33 (10), S. 1642–1654.

Smialek, N., Pander, J. & Geist, J. (2021): Environmental threats and conservation implications for Atlantic salmon and brown trout during their critical freshwater phases of spawning, egg development and juvenile emergence.

Soulsby, C., Youngson, A. F., Moir, H. J., Malcolm, I. A. (2001): Fine sediment influence on salmonid spawning habitat in a lowland agricultural stream: a preliminary assessment. In: *The Science of the Total Environment*, Bd. 265, 2001, S. 295–307.

Stein, H., Thurmann, C., Schindler, H., Zumbroich, T. & Hahn, H. J. (2018): Vergleichende ökologische Untersuchungen zur quantitativen Bestimmung der Kolmation von Fließgewässersedimenten mit dem Kolmameter nach Hahn & Zumbroich mit Vorschlägen für eine Verfahrensweisung. – Landau.

Sternecker K. & Geist J. (2010): The effects of stream substratum composition on the emergence of salmonid fry. In: *Ecology of Freshwater Fish* 19 (5), S. 537–544.

Sternecker, K., Cowley, D. E. & Geist, J. (2013): Factors influencing the success of salmonid egg development in river substratum. – In: *Ecology of Freshwater Fish*, 22, S. 322–333.

Thurmann, C. & Zumbroich, T. (2013): Resilienzvermögen von Interstitialräumen verschiedener Gewässertypen bezüglich Kolmation. – In: *UBA-Texte* 90/2013.

Traunspurger, W. & Höss, S. (2009): Sedimente als Lebensraum. – In: Hupfer, M. (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie*, 26. Erg.Lfg. 11/09, S. 1–24.

von Bertrab, M. G., Krein, A., Stendera, S., Thielen, F. & Hering, D. (2013): Is fine sediment deposition a main driver for the composition of benthic macroinvertebrate assemblages? In: *Ecological Indicators*, 24.

Wagner, H. (2021): Untersuchung des Interstitialsedimentes von Gewässern im Einzugsgebiet der Unteren Sieg auf Blei- und Kupfergehalte. – Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. Unveröffentlichte Bachelorarbeit.

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. – In: *WIREs Water*, 4: e1231.

Wild, R., Nagel, C. & Geist, J. (2023): Climate change effects on hatching success and embryonic development of fish: Assessing multiple stressor responses in a large-scale mesocosm study. *Science of the Total Environment*, 893, 164834.

Wild, R., Nagel, C. & Geist, J. (2024): Multiple climate change stressors reduce the emergence success of gravel-spawning fish species and alter temporal emergence patterns. *Science of the Total Environment*, 949, 175054.

Zepp, H. (2017): *Einführung in die Geomorphologie*. – 8., überarb. Aufl., Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.

Zumbroich, T., Lamberty, G., Röhrig, J. & Thurmann, C. (2017): Kausalanalyse der Kolmationsproblematik in Salmonidenlaichgewässern. – In: Leser, H. & Löffler, J. (Hrsg.): *Landschaftsökologie*. – 5. Aufl., Stuttgart: Ulmer.

Zumbroich, T. & Scholtes, M. (2025): Nachweis raum-zeitlicher Kolmationsmuster bei Felduntersuchungen in kiesigen Gewässern. – In: *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 2025 (18), Nr. 3.

Weiterführende Literatur:

Adler, N. (2022): *In situ*-Untersuchungen mit einer Mehrkammerbrutbox zur Lachslaichentwicklung in der Dhünn. – Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. Unveröffentlichte Bachelorarbeit.

Becker, A., Mürle, U. & Ortlepp, J. (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*.

Benjamini, Y. & Hochberg, Y. (1995): Controlling the false discovery rate – a practical and powerful approach to multiple testing. – In: *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)*, 57 (1), S. 289–300.

Beyer W. & E. Banscher (1975): Zur Kolmation der Gewässerbetten bei der Uferfiltratgewinnung, *Zeitschrift für Angewandte Geologie*, 21, Heft 12/75, Dresden.

Biermann, N. M. R. (2023): *In-situ*-Untersuchungen zur Schwermetallbelastung des Interstitials von potenziellen Lachsgewässern in NRW. – Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. Unveröffentlichte Masterarbeit.

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 W. R. (ed.). American Fisheries Society Special Publications 19, Bethesda, Maryland; 83–138.

Boeker C., Lueders T., Mueller M., Pander J. & J. Geist (2016): Alteration of physico-chemical and microbial properties in freshwater substrates by burrowing invertebrates. – In: *Limnologica*, 59, S. 131–139.

Braun, A., Auerswald, K. & Geist, J. (2012): Drivers and spatio-temporal extent of hyporheic patch variation: implications for sampling. – In: *PLOS ONE*, 7 (7), e42046.

-
- Casas-Mulet R., Pander J., Prietzel M. & J. Geist (2021): The HydroEcoSedimentary tool: An integrated approach to characterize interstitial hydro-sedimentary and associated ecological processes.
- 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 S.
- DFG (Hrsg.) (2022): Thesenpapier zur Sicherung leistungsfähiger biomedizinischer Forschung unter Wahrung höchster Tierschutzstandards. Empfehlungen der Ständigen Senatskommission für tierexperimentelle Forschung der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG).
- Duerregger A., Pander J., Palt M., Mueller M., Nagel C. & J. Geist (2018): The importance of stream interstitial conditions for the early-life-stage development of the European nase (*Chondrostoma nasus* L.).
- Ellis M. M. (1937): Detection and measurement of stream pollution. U. S. Bureau of Fisheries, Bulletin no. 22, p. 394.
- 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 E. O., Cundy T. W. (eds). Contribution no. 57. College of Forest Resources, University of Washington; 89–142.
- Feiner M., Beggel S. & J. Geist (2016): Miniature circulatory systems: a new exposure system for ecotoxicological effect assessments in riverine organisms. – In: *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 35, No. 11, S. 2827–2833.
- Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (2006): Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken – Anforderungsprofile von Indikator-Fischarten. Untere Forellen- und Äschenregion.
- Füllner G. & M. Pfeifer (2004): Zum Reproduktionsstatus des Atlantischen Lachses (*Salmo salar* L.) in sächsischen Nebenflüssen der Elbe. – In: *Fischer & Teichwirt*, S. 786–788.
- Gibson R. J. (1993): The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. – *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 3, S. 39–73.
- Grätz, A. L. (2023): *In-situ*-Untersuchungen zu den Habitatbedingungen für Lachsbrut und Makrozoobenthos in Fließgewässern NRWs. – Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. Unveröffentlichte Bachelorarbeit.
- Greig S. M., Sear D. A. & P. A. Carling (2005): The impact of fine sediment accumulation on the survival of incubating salmon progeny: implications for sediment management. – In: *Science of the Total Environment*, 344, S. 241–258.
- Hoffmann, A. (2010): *Historisches Vorkommen von ausgewählten Fischarten in Nordrhein-Westfalen*. – Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V., Münster.
- Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie mbH (2018): Immissionsbezogene Bewertung der Einleitung von Straßenabflüssen.
- 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 & Brothers, New York.
- Knott J., Mueller M., Pander J. & Geist J. (2018): Effectiveness of catchment erosion protection measures and scale-dependent response of stream biota. *Science of The Total Environment* 625, S. 740–750.
- Kocabiyik J. (2021): Physical and biological parameters influencing egg hatching success in the Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Ecological Indicators* 129, 107991.
- Kondolf G. M. (2000): Assessing salmonid spawning gravel quality. *Transactions of the American Fisheries Society* 129 (2), S. 262–281.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2020): *Fachtechnische Hinweise für die Erstellung der Prognose im Rahmen des Vollzugs des Verschlechterungsverbots*.

-
- Landesfischereiverband Bayern e.V. (Hrsg.) (2021): *Sediment in den Gewässern. Funktion, Veränderungen und Maßnahmen in der fischereilichen Bewirtschaftung*.
- Lippert, F. (2002): *Landnutzungsbezogene Feinsediment-Immissionen im Einzugsgebiet des Lachsgewässers Bröl, (Bergisches Land). Diplomarbeit, unveröff.*
- Lundeby, A. K., Berntssen, M. H. G., Wendelaar Bonga, S. E. & Maage, A. (1999): Biochemical and physiological responses in Atlantic salmon (*Salmo salar*) following dietary exposure to copper and cadmium.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Wetlands and Water Synthesis*. – World Resource Institute, Washington, DC.
- MKULNV (2015): *Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen, Phase 2016–2020*. – Hrsg.: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Moore A. & Waring C. P. (2000): The effects of a synthetic pyrethroid pesticide on some aspects of reproduction in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquatic Toxicology* 48 (3-4), S. 363–373.
- Mueller M., Pander J. & Geist J. (2014): The ecological value of stream restoration measures: An evaluation on ecosystem and target species scales. In: *Ecological Engineering* 62, S. 129–139.
- Mueller M., Pander J., Wild R., Lueders T. & Geist J. (2013): The effects of stream substratum texture on interstitial conditions and bacterial biofilms: Methodological strategies. In: *Limnologica* 43, S. 106–113.
- MULNV NRW (Hrsg.) (2018): *Lebendige Gewässer in NRW*.
- MULNV NRW (Hrsg.) (2021a): *Steckbriefe der Planungseinheiten in den nordrhein-westfälischen Anteilen von Rhein, Weser, Ems und Maas, Bewirtschaftungszeitraum 2022–2027. Oberflächengewässer und Grundwasser, Teileinzugsgebiet Maas/Maas Süd NRW*.
- MULNV NRW (Hrsg.) (2021b): *Steckbriefe der Planungseinheiten in den nordrhein-westfälischen Anteilen von Rhein, Weser, Ems und Maas, Bewirtschaftungszeitraum 2022–2027. Oberflächengewässer und Grundwasser, Teileinzugsgebiet Rhein/Sieg NRW*.
- MULNV NRW (Hrsg.) (2021c): *Steckbriefe der Planungseinheiten in den nordrhein-westfälischen Anteilen von Rhein, Weser, Ems und Maas, Bewirtschaftungszeitraum 2022–2027. Oberflächengewässer und Grundwasser, Teileinzugsgebiet Rhein/Wupper*.
- MUNLV NRW (Hrsg.) (2005a): *Ergebnisbericht Rur und südliche sonstige Maaszuflüsse, Bearbeitungsgebiet Maas-Deutschland (Süd). Wasserrahmenrichtlinie in NRW – Bestandsaufnahme*.
- MUNLV NRW (Hrsg.) (2005b): *Ergebnisbericht Sieg. Wasserrahmenrichtlinie in NRW – Bestandsaufnahme*.
- MUNLV NRW (Hrsg.) (2005c): *Ergebnisbericht Wupper. Wasserrahmenrichtlinie in NRW – Bestandsaufnahme*.
- Nagel C., Pander J., Mueller M. & Geist J. (2019): Substrate composition determines emergence success and development of European nase larvae (*Chondrostoma nasus* L.). *Ecological Engineering* 138, S. 120–128.
- Nagel C., Mueller M., Pander J. & Geist J. (2020): Making up the bed: Gravel cleaning as a contribution to nase (*Chondrostoma nasus* L.) spawning and recruitment success. *River Research and Applications* 36 (8), S. 1510–1520.
- Nagel C., Mueller M., Pander J., Stoeckle B. C., Kuehn R. & Geist J. (2021): Going with the flow: Spatio-temporal drift patterns of larval fish in a large alpine river. *Freshwater Biology* 66 (4), S. 777–791.
- Nagel C., Spiessl C., Pander J. & Geist J. (2021): SEM images reveal intraspecific differences in egg surface properties of common nase (*Chondrostoma nasus* L.). *Micron* 140, 102864.
- Nedwed, L. M. (2023): Ökotoxikologische Untersuchung von Fließgewässersedimenten mit Hilfe von *in-vitro* und *in-vivo* Verfahren im Rahmen des Projektes IMI-Lachs. – Goethe-Universität Frankfurt am Main. Unveröffentlichte Bachelorarbeit.
- Nemitz, A. & Molls, F. (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. (2002): Kartierung von Jungfischhabitaten des Atlantischen Lachses im Einzugsgebiet der Sieg. – Ergebnisbericht zur Untersuchung im Auftrag der LÖBF als Beitrag zum Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen.
- Pander J. & Geist J. (2010): Salmonid-egg floating boxes as bioindication for riverine water quality and stocking success. In: *Journal of Fish Biology* 76 (12), S. 2584–2590.

-
- Pander J., Mueller M. & Geist J. (2013): A comparison of four stream substratum restoration techniques concerning interstitial conditions and downstream effects. In: *River Research and Applications* 29 (5), S. 579–593.
- Pander J. & Geist J. (2013): Ecological indicators for stream restoration success. In: *Ecological Indicators* 30, S. 106–118.
- Pander J., Mueller M., Knott J., Egg L. & Geist J. (2017): Is it worth the money? The functionality of engineered shallow stream banks as habitat for juvenile fishes in heavily modified water bodies. In: *River Research and Applications* 33 (1), S. 63–72.
- Peterson R. H., Metcalfe J. L. & Ray S. (1983): Effects of cadmium on yolk utilization, growth, and survival of Atlantic salmon alevins and newly feeding fry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40 (10), S. 1540–1547.
- Peterson R. H., Metcalfe J. L. & Ray S. (1985): Uptake of cadmium by eggs and alevins of Atlantic salmon (*Salmo salar*) as influenced by acidic conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42 (5), S. 872–881.
- Petzel, I. (2024): Die Dynamik kleinräumiger Kolmationsprozesse und deren Einfluss auf den Bruterfolg. – Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. Unveröffentlichte Masterarbeit.
- Pfankuchen, I. (2023): In-situ investigations of hatching success and habitat quality in spawning waters of *Salmo salar*. – Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. Unveröffentlichte Masterarbeit.
- 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, unveröffentlicht.
- Pottgiesser, T. (2018): Die deutsche Fließgewässertypologie. – Zweite Überarbeitung der Steckbriefe der Fließgewässertypen. Stand: Dezember 2018.
- Reiser D. W. & White R. G. (1988): Effects of two sediment size-classes on survival of steelhead and Chinook salmon eggs. *North American Journal of Fisheries Management* 8 (4), S. 432–437.
- Röbings F. & Zumbroich T. (2009): Erzgänge und Relikte des Metallbergbaus im Gebiet des Wupperverbandes. Ergebnisbericht.
- Sander M. (2011): Fotodokumentation Brutboxenprojekt FV-Heilbronn. (Unveröffentlichte Dokumentation)
- Schneider J. (2005): Gutachterliche Stellungnahme zu den Habitatansprüchen und zur Laichplatzwahl des Atlantischen Lachses (*Salmo salar*) in großen Flüssen als Bewertungsgrundlage für die empfohlene Mindestwassermenge im Restrhein im Zusammenhang mit der Neukonzessionierung der WKA Kembs. (Gutachten)
- Scholtes, M. (2022): Interstitialwassermessungen und Kolmationsintensität in Lachslaichhabitaten der Agger. – Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. Unveröffentlichte Bachelorarbeit.
- Schudoma D. (1994): Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. (Unveröffentlichter Bericht)
- Sternecker K., Cowley D. E. & Geist J. (2013): Factors influencing the success of salmonid egg development in river substratum. In: *Ecology of Freshwater Fish* 22 (3), S. 322–333.
- Sternecker K., Wild R. & Geist J. (2013): Effects of substratum restoration on salmonid habitat quality in a subalpine stream. In: *Environmental Biology of Fishes* 96 (12), S. 1341–1351.
- Sternecker K., Denic M. & Geist J. (2014): Timing matters: Species-specific interactions between spawning time, substrate quality, and recruitment success in three salmonid species. In: *Ecology and Evolution* 4 (14), S. 2749–2758.
- Studer I., Boeker C. & Geist J. (2017): Physicochemical and microbiological indicators of surface water body contamination with different sources of digestate from biogas plants. In: *Ecological Indicators* 77, S. 314–322.
- Solberg M. F., Fjedall P. G., Nilsen F. & Glover K. A. (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.
- Thorstad E. B., Uglem I., Finstad B., Kroglund F., Einarsdottir I. E., Kristensen T., Diserud O., Arechavala-Lopez P., Mayer I., Moore A., Nilsen R., Björnsson B. T. & Økland F. (2013): Reduced marine survival of hatchery-reared Atlantic salmon post-smolts exposed to aluminium and moderate acidification in freshwater. In: *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 131, S. 133–139.
- Thurmann, c. (2017): Vergleich von Kolmameter-Messungen, Infiltrationsversuchen und Methoden der Kolmationserfassung zur Untersuchung der Durchströmbarkeit poröser Umweltmedien. – Unveröffentlichte Diplomarbeit.

Universität Trier und Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2019): Verhinderung der Übertragung von Krankheitserregern zwischen Amphibienpopulationen. Hygieneprotokoll und Praxistipps zur Verhinderung der Übertragung von Krankheitserregern (v.a. *Batrachochytrium salamandrivorans*, *B. dendrobatidis*, Ranavirus) zwischen Amphibienpopulationen. (Bericht)

Wagner, I. (2024): Chemisch-physikalische Habitatbedingungen von Lachslaichgruben der Inde (NRW). – Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. Unveröffentlichte Bachelorarbeit.

Wickett W. P. (1954): The oxygen supply to salmon eggs in spawning beds. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 11, S. 933–953.

Wickett W. P. (1958): Review of certain environmental factors affecting the production of pink and chum salmon. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 15 (5), S. 1103–1126.

Zanke U. (1982): Grundlagen der Sedimentbewegung. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.