

Anwendung des Monitoringkonzeptes zur Durchführung des ökologischen Prä- und Post-Monitorings in Schwallstrecken

zu Endbericht

SuREmMa+

Entwicklung einer Methode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen

Wien, Juni 2021

Text und Inhalt

Bernhard Zeiringer (*Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement BOKU*), Patrick Leitner (*Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement BOKU*), Lisa Schülting (*Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement - BOKU*), Simon Führer (*Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement BOKU*), Stefan Auer (*Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement BOKU*)

Zitiervorschlag

Schülting, L., Zeiringer, B., Leitner, P., Greimel, F., M., Zoltan, L., Führer, S., Auer, S., Dossi, F., Sumper, R., Pazmandy, J., Haslauer, M., Graf, W. und Schmutz, S. (2021): Technischer Bericht IV - Entwicklung Anwendung des Monitoringkonzeptes zur Durchführung des ökologischen Prä- und Post-Monitorings in Schwallstrecken, Ergänzung zu Endbericht: SuREmMa+, Forschungsbericht, Wien, 33 Seiten

Präambel

Im Rahmen des vorliegenden technischen Berichtes wird – ergänzend zu der im SuREmMa und SuREmMa+ Projekt österreichweit anwendbaren Bewertungsmethode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen – ein angepasstes biotisches in situ Monitoringkonzept vorgeschlagen und beschrieben. Dieses soll ermöglichen, die Auswirkungen von Maßnahmen zeitnah zu erfassen. Das Konzept wurde im Rahmen des Forschungsvorhabens an ausgewählten schwallbelasteten Gewässern in der Praxis erprobt und soll zukünftig durch erweiterte Anwendung, Weiterentwicklung und Ergänzung in einer standardisierten Monitoringmethode münden.

Im vorliegenden Technische Bericht wird die Durchführung des vorgeschlagenen Konzepts zur Erhebung biotischer in situ Monitoring-Daten für die Qualitätselemente Fisch und Makrozoobenthos (MZB) beschrieben, sowie Erfahrungen zu Anwendbarkeit und Funktionsfähigkeit erläutert. Um diese veranschaulichend zu diskutieren, werden fiktive Monitoringergebnisse in Form von einfachen Säulendiagrammen dargestellt. So soll eine möglichst anschauliche Darlegung der Methodenanwendung, sowie eine allfällige Beschreibung nötiger Anpassungen ermöglicht werden, ohne vertrauliche Daten der Energieversorgungsunternehmen zu veröffentlichen. Die hier angeführte Darstellungsweise und Beschreibung der fiktiven Ergebnisse stellt daher in dieser Form keinen Vorschlag für ein leitfaden-konformes Auswertungs-, bzw. Bewertungskonzept dar, sondern dient lediglich zur Veranschaulichung der verschiedenen flussspezifischen und allgemeinen, im Freiland beobachteten Muster, die letztendlich für die finale Definition der Monitoringmethode relevant sind.

Das im vorliegenden technischen Bericht vorgestellte biologische in situ Monitoring-Konzept ist daher als Methodenansatz zu sehen, deren österreichweite Anwendbarkeit im Ende 2020 gestarteten interdisziplinären Projekt ÖkoResch noch abschließend zu überprüfen ist. Ziel ist es, das bestehende Konzept zur Erhebung biotischer in situ Monitoring-Daten durch die im vorliegenden Bericht beschriebenen Empfehlungen anzupassen und den bestehenden Datenstock durch Erhebungen an weiteren schwallbelasteten, sowie hydrologisch unbeeinflussten Gewässern zu erweitern, damit gezielte statistische Analysen durchgeführt werden können, welche in der Ausarbeitung einer Monitoring-, Auswertungs- und Bewertungsmethode münden. Mit ÖkoResch werden damit die Grundlagen für einen österreichweit anzuwendenden Leitfaden zur (1.) Erhebung und (2.) Auswertung biotischer in situ Monitoring-Daten für die zeitnahe Bewertung von umgesetzten schwallydämpfenden Maßnahmen bereitgestellt.

Inhaltsverzeichnis

1	Monitoringkonzept	2
1.1	Interdisziplinäre Festlegung der Monitoringstellen	2
1.2	Fischökologisches Monitoringkonzept	5
1.3	Benthosökologisches Monitoringkonzept.....	9
2	Ergebnisse und Interpretation – In Situ Monitoring	14
2.1	Fischökologische Ergebnisse und Interpretation	14
2.2	Benthosökologische Ergebnisse und Interpretation.....	20
3	Schlussfolgerungen und Ausblick	27
3.1	Fischökologischer Ausblick.....	27
3.2	Benthosökologischer Ausblick	31
4	Literatur.....	33

1 Monitoringkonzept

1.1 Interdisziplinäre Festlegung der Monitoringstellen

In folgendem Kapitel wird die grundlegende Herangehensweise zur Auswahl der Monitoringstellen beschrieben, die im Rahmen des SuREmMa+ Projektes in erster Linie auf einer interdisziplinären Experteneinschätzung beruhte. Ziel war es, die gemeinsam definierte Vorgehensweise im Feld pilotmäßig anzuwenden, um die gewonnenen Praxiserfahrungen in die finale Methodenfindung im Rahmen des Projektes ÖkoResch einfließen zu lassen.

Um die ökologischen Auswirkungen von Schwallbelastungen bewerten zu können, sind zusammenfassend Häufigkeit, Auftrittszeitpunkt und Intensität der Schwallwellen sowie der morphologisch/sedimentologische Zustand der schwallbelasteten Gewässerstrecke ausschlaggebend. Die Schwallbelastung im Gewässer ist nicht konstant, nachdem sich vor allem die Abflussänderungsgeschwindigkeit der anthropogen eingeleiteten Abflussschwankungen aufgrund der Retentionswirkung des Flusses mit steigender Entfernung zur Turbine stark verändert (Greimel et al., in prep.; Hauer et al., 2013, 2014). Fächerübergreifende Zusammenarbeit (Ökologie, Hydrologie, Morphologie und Feststoffhaushalt, Energiewirtschaft) und Konzeptentwicklung – über mehrere räumliche und zeitliche Skalen hinweg – ist daher die Grundvoraussetzung für eine effiziente Schwallsanierung im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Greimel et al., 2017a).

Das generelle Ziel fächerübergreifender Monitoring-Strategien ist die Maximierung der Information, wobei die Vorgehensweise dementsprechend soweit wie möglich abzustimmen ist. Bei der Umsetzung interdisziplinärer Monitoring-Strategien zur Bewertung der Schwallbelastung in einem Untersuchungsgebiet ist insbesondere auf eine integrative Festlegung und eine ausreichende Anzahl an Probenahmestellen im Längsschnitt des betrachteten Gewässerabschnittes zu achten.

Erstes wesentliches Kriterium zur Festlegung der Monitoringstellen ist die **Intensität der Schwallbelastung**: Abhängig vom zu untersuchenden Teileinzugsgebiet sind mehrere Monitoringstellen erforderlich, um sämtliche hydrologische Situationen exemplarisch zu beproben. Da die Schwallbelastung i. A. mit steigender Entfernung zur Schwalleinleitung abnimmt, sind die Monitoringstellen anhand des Gradienten der hydrologischen Beeinflussung zu verteilen. Dabei sollte

- der unmittelbare Bereich flussab der Schwalleinleitung,
- der Bereich mit der geringsten spezifischen Schwallbelastung (i. A. im untersten Viertel der betrachteten Gewässerstrecke bzw. im Bereich flussauf einer evtl. vorhandenen weiteren Schwalleinleitung)
- ein Übergangsbereich
- sowie potentiell die Restwasserstrecke oberhalb einer Schwalleinleitung (bzw. adäquate Kontrollstrecke)

beprobt werden, wenn die Gewässergröße mit der schwallbelasteten Gewässerstrecke näherungsweise übereinstimmt (vgl. Abbildung 1).

Abhängig vom Umfang der betrachteten Gewässerstrecke können dabei in einem Bereich auch mehrere Probenahmestellen erforderlich sein. Bei sehr kurzen Schwallstrecken und dementsprechend geringer zu erwartender Variabilität der hydrologischen Belastung (2-3 fkm) kann unter Umständen auch mit einer oder zwei Probenahmestellen das Auslangen gefunden werden.

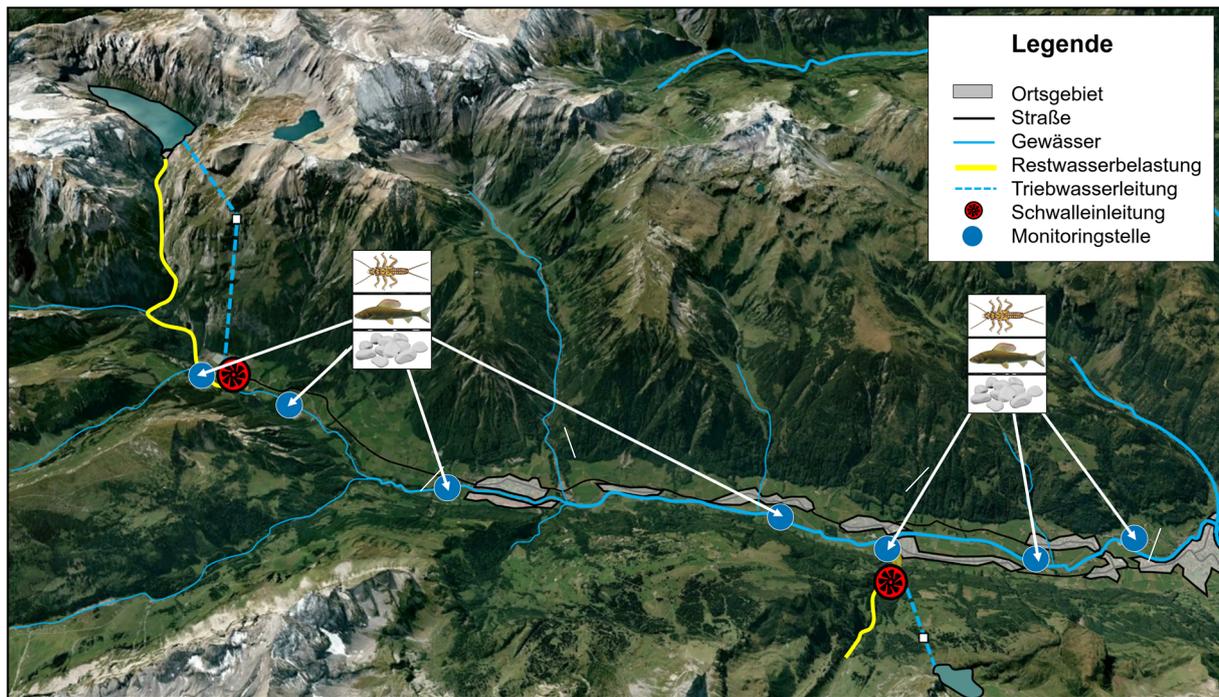


Abbildung 1: Festlegung der Monitoringstellen anhand des Gradienten der Schwallbelastung bezogen auf beide Schwallenleitungen im fiktiven Fallbeispiel (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht, Kapitel 2.3)

Nachdem sich die hydrologische Situation in diversen Zubringern im Allgemeinen von der schwallbelasteten Gewässerstrecke im Hauptfluss unterscheidet und – vor allem größere Zubringer – den Gerinne-Querschnitt flussab der Einmündung vergrößern sowie den Sedimenthaushalt beeinflussen können, sind als zweites Kriterium für die Festlegung der Monitoringstellen **die wesentlichen Zubringer** zu berücksichtigen. Relevante Zubringer sollen in Hinblick auf deren Potential als Reproduktions- bzw. Refugialhabitat für Fische bzw. Fischlarven bereits beginnend mit der Laichzeit der relevanten Leitarten untersucht werden. Entsprechende Lebensraumkartierungen können die Basis bilden um lokale Potentiale bzw. Defizite frühzeitig zu erkennen und die festgelegten Monitoringstellen für spätere folgende Erhebungen (Larven- bzw. Jungfischkartierungen) erforderlichenfalls adaptieren zu können. Um im Hauptfluss einen möglichen Zubringereinfluss abbilden zu können, ist auch die Gewässerstrecke im Hauptfluss unmittelbar flussauf bzw. flussab der Zubringermündung zu beproben (vgl. Abbildung 2).

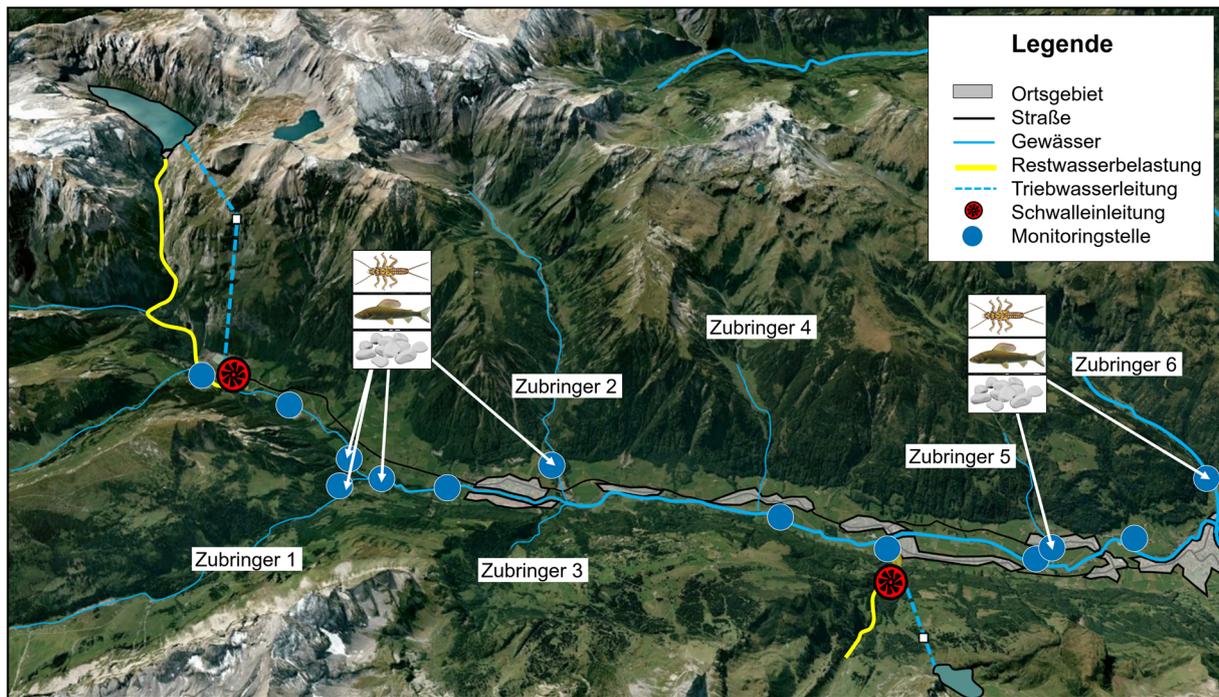


Abbildung 2: Festlegung der Monitoringstellen anhand der wesentlichen Zubringer bezogen auf beide Schwallenleitungen im fiktiven Fallbeispiel (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht, Kapitel 2.3)

Um im Rahmen der Methodenentwicklung unterschiedliche morphologisch/sedimentologische Gewässerausprägungen abzudecken, wurden als drittes wesentliches Kriterium neben flusstypspezifisch naturnahen Gewässerabschnitten bzw. -strukturen auch Abschnitte mit anthropogener Überprägung (z. B. Gewässerabschnitte die von Gewässerregulierungen betroffen sind, Stauwurzelsbereiche) beprobt (vgl. Abbildung 3).

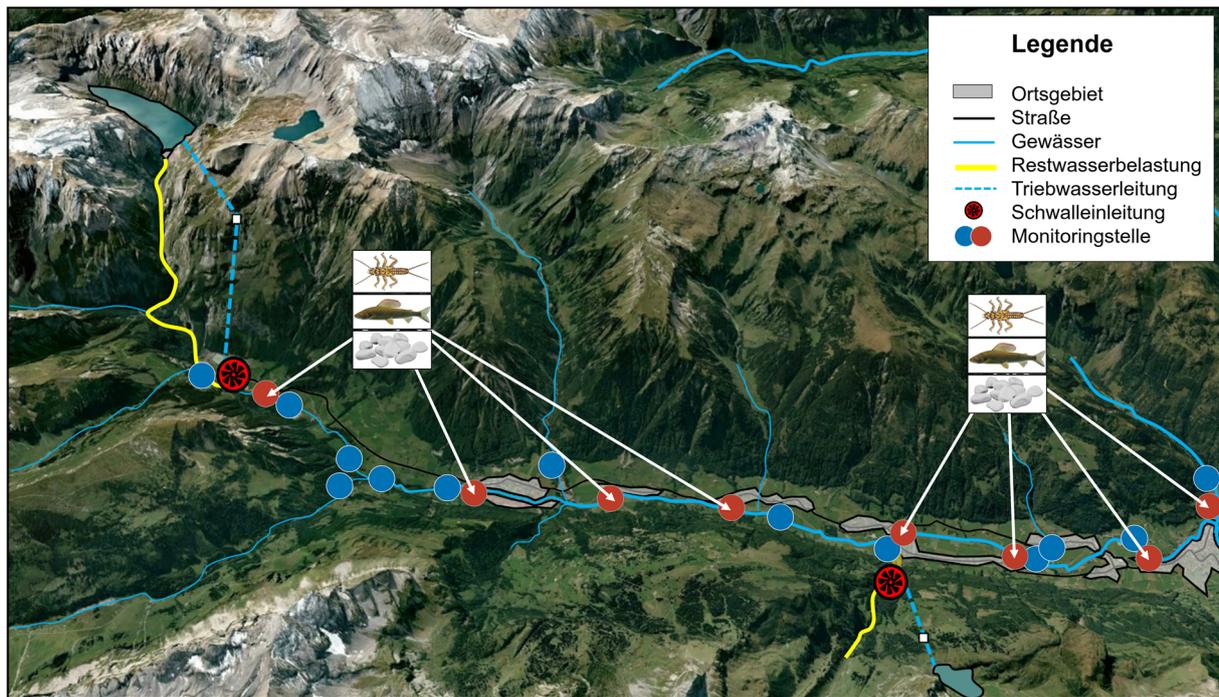


Abbildung 3: Festlegung der Monitoringstellen anhand der morphologischen Gewässerausprägung (rot – Monitoringstellen in Gewässerabschnitten mit anthropogener Überprägung) bezogen auf beide Schwallereinleitungen im fiktiven Fallbeispiel (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht, Kapitel 2.3)

1.2 Fischökologisches Monitoringkonzept

Untersuchungen zur Erfassung der fischökologischen Situation vor bzw. nach Umsetzung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen

Folgend wird die angewandte Methodik zur detaillierten Erfassung der fischökologischen Ist-Situation vor Umsetzung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen (Prämonitoring) beschrieben. Dieses eigens dafür konzipierte Methodenkonzept basiert auf der Kombination aus gleichsam rasch sowie einfach durchführbare Erhebungen früherer Altersstadien (Fischlarven und frühe Juvenilstadien) an mehreren Aufnahmetermi-
 nen. Da Jungstadien hohe Ansprüche an ihren Lebensraum stellen und aufgrund ihrer Präferenz für ufernahe Lebensräume mit niedrigen Fließgeschwindigkeiten (z. B. Armstrong & Nislow, 2006; Sempeski & Gaudin, 1995; Heggenes and Traaen, 1988; Bachman, 1984, Forschungsbericht Kap. 3.4.1. bzw. Kap. 3.4.2.1) besonders sensibel gegenüber den Auswirkungen des Schwallbetriebes reagieren (u.a. Schmutz et al., 2013; Auer et al., 2014), können sie auch als adäquate Indikatoren zur Evaluierung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen (Postmonitoring) dienen. Das nunmehr pilotmäßig angewendete Methodenkonzept zielt folglich ausschließlich auf watende Erhebungen ufernaher Strukturen bzw. Habitate ab. Im Zuge solcher „**Strukturbefischung**“ werden im gewässerslängsverlauf gezielt unterschiedliche Strukturtypen (siehe Tabelle 1) beprobt und Jungstadien quantifiziert. Um die Interpretation der so gewonnenen Fischdaten abzusichern, werden zusätzliche Daten im Zuge einer zeitlich vorangehenden „**Larvensichtung**“ sowie einer zur Laichzeit durchgeführten „**Lebensraumkartierung**“ erhoben. Durch die Kombination dieser methodisch unterschiedlichen Ansätze soll die Entwicklung der Jungfischbestände im jahreszeitlichen Verlauf verfolgt, in weiterer Folge mit potentiellen

Einflussfaktoren (z. B. Hochwässer, Stauraumpülungen, wasserbauliche Maßnahmen, Besatzmaßnahmen) verknüpft, und folglich bestmöglich interpretiert werden können.

An dieser Stelle wird festgehalten, dass der zuvor genannte semiquantitative Ansatz zur gezielten Strukturbefischung von Uferstreifen im Unterschied zu aufwendigeren Fischbestandserhebungen, die im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) mittels der nationalen Methode („Fish Index Austria“; FIA) an vielen Fließgewässern regelmäßig in Hinblick auf die Ermittlung des fischökologischen Zustands eines Gewässerabschnitts anhand des Artenvorkommens und deren Populationsaufbau unter Berücksichtigung regions- und typspezifischer Leitbilder durchgeführt werden, eine rasche und zielgerichtete Erhebung von Jungfischdaten ermöglichen soll.

Zum einen werden die leitfadenskonformen GZÜV-Erhebungen auf Empfehlung vielfach ab den Sommer- bis hin zu den Wintermonaten durchgeführt, um einen größtmöglichen Fangerfolg für Arten, Altersklassen und Biomasse und unter Berücksichtigung der Temperaturbedingungen zu gewährleisten (BMLFUW, 2009). Bei der Analyse und Interpretation dieser GZÜV-Daten, die zwar an manchen Messstellen für mehrere Beobachtungsjahre vorliegen, besteht gerade in schwallbelasteten Gewässern ein Risiko, dass sensible Jungstadien, insbesondere von Bachforelle und Äsche, nicht oder unscharf abgebildet sind. Unschärfen können auch durch die Lage und Verteilung der Erhebungsstellen sowie deren Aktualität gegeben sein. Zum anderen ist davon auszugehen, dass der gem. GZÜV ermittelte FIA erst nach Jahren, mitunter sogar Jahrzehnten nach der Umsetzung von Maßnahmen reagiert und positive fischökologische Änderungen anzeigt.

Folglich sind ergänzende Aufnahmemethoden notwendig und sinnvoll, die speziell auf das Aufkommen sensibler Jungstadien bzw. deren Abundanz im Längsverlauf abzielen, um die fischökologische Situation vor bzw. nach Umsetzung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen gleichsam rasch und detailliert zu erfassen und so die positive Wirkung von Maßnahmen zeitnah aufzeigen zu können.

Methodik zur Erfassung der fischökologischen Ist-Situation vor Umsetzung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen (Prämonitoring)

Die detaillierte Erfassung der fischökologischen Ist-Situation erfolgte an vorab festgelegten Monitoringstellen (siehe Kap. 1.1):

- an schwallbeeinflussten Gewässerabschnitten im Längsverlauf bei unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen bzw. Schwallintensitäten,
- unterschiedlichen Mesohabitaten bzw. Strukturtypen (Tabelle 1) inklusive Mündungsbereiche fischökologisch relevanter Zubringer
- sowie ergänzend an nicht schwallbeeinflussten Kontrollstrecken.

Im jahreszeitlichen Verlauf (Winter bis Sommer) wurden in Abhängigkeit der auftretenden Entwicklungsstadien (Larve, Jungfisch) folgende Kartierungsmethoden angewendet:

- Kartierung von Laichplätzen bzw. potentieller Reproduktionshabitate („Lebensraumkartierung“) im Winter

- Kartierung sensibler Jungstadien
 - i. Sichtung von Fischlarven und elektrische Befischung früher Juvenilstadien im Frühjahr
 - ii. Elektrische Befischung von Jungfischstadien im Sommer

Lebensraumkartierung

Beginnend mit der Laichzeit der Bachforelle (gewässer- bzw. populationsspezifisch) wurden im Winter 2017/18 Kartierungen mit Fokus auf die im Untersuchungsgebiet einmündenden Zubringer durchgeführt, da diese unter Voraussetzung passender hydromorphologischer Gegebenheiten wesentliche Effekte auf Populationen im Hauptgewässer haben können (z. B. Ausstrahlwirkung). Ergänzend und in Abhängigkeit der Abflussbedingungen bzw. Gewässergröße wurden lokal auch potentielle Laichplätze im Hauptgewässer kartiert.

Die Zubringer wurden im und nahe dem Mündungsbereich hinsichtlich (a) der hydromorphologischen Ausprägung der Anbindung an das Hauptgewässer, (b) Fischdurchgängigkeit, (c) deren Potential als Reproduktions- bzw. Refugialhabitat kategorisiert. Letzteres wurde anhand einer ggf. stattfindenden Laichaktivität (aktives Laichgeschehen, Sichtung laichfähiger Individuen, Sichtung von Laichplätzen) sowie anhand einfacher hydromorphologischer Parameter (ausreichende Wasserführung in Hinblick auf Winters- bzw. Frühjahrslaicher (Bachforelle, Äsche), Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und Substrateigenschaften) abgeschätzt. Letztere orientierten sich grundsätzlich an typischen und in der Literatur beschriebenen Präferenzen, wobei insbesondere kleinere und/oder intermittierende Zubringer trotz abweichender Rahmenbedingungen dennoch wichtige Reproduktionshabitate bereitstellen können.

Kartierung sensibler Jungstadien

Die im Frühjahr begonnenen und bis Sommer durchgeführten Kartierungen (Sichtungen, später auch elektrische Befischungen) zielten auf die Erfassung sensibler Altersstadien (Larve bis Jungfisch) der vorkommenden Fischarten ab, wobei auf die gewässerspezifischen Leit- und Begleitfischarten fokussiert wurde.

Die untersuchten Bereiche wurden auf grobskaligen Mesohabitat-Typen gemäß der morphologischen bzw. hydraulischen Gegebenheiten zum Erhebungszeitpunkt in vier Strukturtypen gegliedert (vgl. Tabelle 1): Regulierte Ufer mit Blockwurf und Ufersicherungen stellen Habitate mit naturfernen Eigenschaften dar. Strukturierte Ufer, Kiesbänke und buchtartige Strukturen stellen Habitate mit heterogenen hydromorphologischen Eigenschaften dar und werden in weiterer Folge auch als naturnahe Strukturen bezeichnet. Buchtartige Strukturen subsumieren eine Vielzahl unterschiedlicher räumlicher Ausprägungen, wie z.B. kleinräumige Bucht, strömungsberuhigte Bereiche am Ende von Kiesbänken, Bühnenfeld und einseitig angebundene Nebengewässer o.ä. ohne Strömung bzw. mit Kehrströmung, welche je nach Ausprägung und Größe als Refugialhabitate, auch wenn nur temporär, nutzbar sein können. Zwar ist das Bühnenfeld kein natürliches Habitat, kann jedoch hinsichtlich der reduzierten Strömung als Refugialhabitat für sensible Stadien wirken. Darüber hinaus können an einer Monitoringstelle an unterschiedlichen Terminen wasserstandsabhängig unterschiedliche Strukturtypen vorliegen, da beispielsweise innerhalb eines Regulierungsprofils bei höheren Abflüssen ein regulierter, bei geringeren Abflüssen ein kiesbankartiger Strukturtyp ökologisch wirksam ist.

Tabelle 1: Beschreibung der unterschiedlichen Strukturtypen für Fische

Strukturtyp	Beschreibung	Charakteristik
Reguliertes Ufer	Blockwurf bzw. Ufersicherung	Kleinsträumige Reduktion der Fließgeschwindigkeit, nicht entsprechende Substrat- und Wassertiefencharakteristika
Strukturiertes Ufer	Unverbaute Ufer mit hoher Strukturvielfalt (z. B.: Vegetation, Totholz)	Kleinräumige, geeignete (Refugial-) Habitate gegeben, Verfügbarkeit abhängig von der Abflusssituation
Kiesbank	flachgeneigte Sand- und Kiesufer bzw. sandig/kiesige Inselbereiche	Potentiell geeignete Habitate, abhängig von der Abflusssituation
Buchtartige Strukturen	Buchten, Bühnenfelder, einseitig angebundene Nebengewässer o.ä. ohne Strömung bzw. mit Kehrströmung, strömungsberuhigte Bereiche	Je nach Ausprägung und Größe als Refugialhabitate/Temporärhabitate nutzbar.

Frühjahrskartierung zur Erfassung von Fischlarven und früher Juvenilstadien

Beginnend mit der Emergenz der Bachforellenlarve aus dem Schotterkörper (gewässer-spezifisch bzw. temperaturabhängig, i.d.R. ab April/Mai, vereinzelt auch Juni) wurden die Abundanz junger Fischlarven an unterschiedlichen Strukturtypen (vgl. Tabelle 1) unter gleichbleibendem Aufwand visuell quantifiziert. Diese „Sichtungen“ erfolgten unter Verwendung von Schaugläsern, entweder vom Ufer aus (insbesondere bei regulierten und steilen Uferstrukturen) oder watend in flachen Uferzonen (z. B. Kiesbank). Die Genauigkeit der visuellen Kartierung von Fischlarven ist von den Abflussbedingungen sowie insbesondere der Eintrübung des Gewässers abhängig. In regulierten, steilen Strukturen (z. B. Blockwurf), aber auch schwer zugänglichen Flachwasserbereichen, beispielsweise aufgrund einhängender Ufervegetation oder Totholz ist diese (semi-)quantitative Methode unscharf.

Neben der visuellen Erhebung von Fischlarvenvorkommen nach der Emergenz wurden spätere Larvenstadien (bzw. frühe Juvenilstadien), die bereits eindeutig auf ein elektrisches Feld reagierten, auch elektrisch befischt. Unter der Voraussetzung geringer Trübe konnten Fischlarvendaten so auch (semi-)quantitativ an sämtlichen Monitoringstellen erhoben werden. Diese gezielten Strukturbefischungen (3 Personen) wurden watend und gegen die Fließrichtung mittels Rückenaggregat durchgeführt.

Die einzelnen Monitoringstellen wurden getrennt voneinander befischt, der Aufnahmeanfangs- und -endpunkt verortet sowie Aufnahmezeitpunkt, Abflussbedingungen und Strukturtyp protokolliert. Im Falle ausgedehnter Strukturen (z. B. Kiesbank >100 m) mit hydraulisch unterschiedlich angeströmten Bereichen, wie „pit“ und „tail“, wurden Teilbereiche entsprechend Tabelle 1 separat beprobt und ausgewertet. Die Befischungsintensität (zeitlicher Aufwand je Befischungsmeter) wurde an allen Monitoringstellen so konstant als möglich gehalten, wobei je Aufnahmeterrain nur einmal und dabei ohne Absperrvorrichtungen befischt wurde. Die gefangenen Individuen wurden in einem geeigneten Behälter bei ausreichender Sauerstoffversorgung bis zum Ende des Befischungs-

durchganges gehältert, folgend auf Artniveau bestimmt und vermessen (Totallänge) sowie unmittelbar darauffolgend schonend ins Gewässer zurückversetzt. Einzelne Fische, die eindeutig gesichtet, nicht aber gefangen werden konnten, wurden über die Abschätzung des Fangerfolges (je Art und Altersklasse) berücksichtigt.

Im Zuge der Frühjahrskartierung wurden ergänzend sogenannte „Vergleichsbefischungen“ zur Validierung der Sichtungsergebnisse durchgeführte. Dabei wurden an ausgewählten Monitoringstellen visuell gesichtete Bereiche unmittelbar darauffolgend zusätzlich auch elektrisch befishet. Um vergleichbare Bedingungen zu gewährleisten, wurde darauf geachtet, gezählte Individuen bestmöglich nicht zu stören.

Sommerkartierung zu Erfassung von Jungfischstadien

Ab Juli/August (gewässerspezifisch bzw. temperaturabhängig) wurden sämtliche Monitoringstellen entsprechend dem zuvor vorgestellten Methodenkonzept in Hinblick auf ein Vorkommen von Jungfischen elektrisch befishet. Die Erhebungen fokussierten, wie auch zuvor bei jüngeren Stadien, auf die zielgerichtete Befischung von Uferstrukturen, die unter Verwendung eines Rückenaggregats (semi-)quantitativ beprobt wurden. Es wurde versucht sowohl die Befischungslängen als auch -intensitäten an allen Monitoringstellen so konstant wie möglich zu halten, wobei erstere bei kleinräumigen, beispielweise buchtartigen Strukturen entsprechend reduziert wurde.

Testen von Bewertungskennzahlen

Die erhobenen Daten wurden für weiterführende Analysen (z. B. strukturtypbezogene Vorkommen von Jungfischen) standardisiert (Ind./100m). Durch die Zuordnung der einzelnen Monitoringstellen zu den im Untersuchungsgebiet aufgezeichneten Abflussganglinien wird in weiterer Folge im Rahmen des Projektes ÖkoResch die Verschneidung mit hydrologischen Kennzahlen (vgl. Technischer Bericht I) erfolgen.

Die unterschiedliche Aufnahmemethodik, die unterschiedlichen Aufnahmetermine beginnend im Frühjahr bis zum Sommer, und die räumliche Verteilung der Beprobungsstellen im Betrachtungsabschnitt sollen auch in Hinblick auf Erhebungen nach der Umsetzung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen (Postmonitoring) einen räumlichen und zeitlichen Vergleich der Fisch-Abundanzen ermöglichen, bzw. sollen positive fischökologische Veränderungen aufgezeigt werden können. Insbesondere aufgrund der zeitlichen Aufnahmevariabilität soll eine alters- bzw. größenspezifische Betrachtung (Larve, frühe Juvenilstadien, Jungfischstadien) ermöglicht werden.

1.3 Benthosökologisches Monitoringkonzept

Untersuchungen zur Erfassung der benthosökologischen Situation vor bzw. nach Umsetzung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen

Auswirkungen von Einflüssen, welche vorwiegend quantitative Aspekte einer Biozönose verändern, können durch die auf WRRL konformen Multi-Habitat-Sampling (MHS)-Proben basierende Methode nur sehr bedingt erfasst werden. Gemäß Leitfaden A2 – Makrozoobenthos ist die MZB-Bewertungsmethode zur Erfassung des Ökologischen Zustandes in Schwallstrecken nicht oder nur beschränkt zulässig (Ofenböck et al., 2018) und demnach zu erweitern. Im Folgenden wird das im gegenständlichen Projekt angewandte Methodenkonzept zur Erfassung der benthosökologischen Ist-Situation vor Umsetzung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen (Prämonitoring) beschrieben. Dieses eigens dafür konzipierte Methodenkonzept fokussierte auf

eine rasche und einfach durchführbare Erhebung der benthischen Zönose. Gewisse benthische Metrics reagieren sensibel gegenüber den Auswirkungen des Schwallbetriebes und können ebenso als adäquate Indikatoren zur Evaluierung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen (Postmonitoring) dienen. Zur Datenerhebung wurden Feld-Screenings zuvor definierter Beprobungsstellen vorgenommen.

Methodenkonzept zur Erfassung der benthosökologischen Ist-Situation vor Umsetzung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen (Prämonitoring)

Die detaillierte Erfassung der benthosökologischen Situation vor Umsetzung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen erfolgte (a) im Längsverlauf bei unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen bzw. Abflussschwankungsintensitäten an schwallbeeinflussten Gewässerabschnitten, sowie ergänzend (b) an nicht schwallbeeinflussten Kontrollstrecken (Restwasser, Zubringer) (vgl. Kapitel 1.1).

Die untersuchten Bereiche wurden auf Mesohabitat-Ebene gemäß der morphologischen bzw. hydraulischen Gegebenheit zum Beprobungszeitpunkt in drei grobe Strukturtypen gegliedert (vgl. Tabelle 2).

Basierend auf der WRRL-konformen MHS-Methode wurden Transsekte beprobt, um die Gesamtheit der hydraulischen Habitate in der Makrozoobenthos (MZB)-Abundanz abzubilden und analysieren zu können. Abweichend von der Standardmethode wurden hier drei Transsekte mit unterschiedlicher Entfernung zur Wasseranschlagslinie und unterschiedlicher Strömung, bestehend aus jeweils vier Einzelproben (insgesamt 12 Einzelproben) entnommen, mit dem Ziel einen hydraulischen Gradienten von Ufer zu Flussmitte abzudecken (vgl. Abbildung 4). Aufbauend auf Studien von Waringer (1989), Graf et al. (2013) und Schülting et al. (2016) können unterschiedlichen Strömungsgilden innerhalb des MZB verschiedene Fluss-Areale zugeordnet werden. Dabei kann grob eine Unterscheidung in zwei Indikator-Habitaten – eine „Rhithrogena“- (stark strömend; >0,5 m/s) und eine „Allogamus-Zone“ (strömungsberuhigte Bereiche; <0,5 m/s) – getroffen werden. Beide Taxa sind inneralpin weit verbreitet und indizieren spezifische hydraulische Bedingungen, die für typische Faunengesellschaften charakteristisch sind.

Tabelle 2: Beschreibung der unterschiedlichen Strukturtypen für das Makrozoobenthos

Strukturtyp	Beschreibung	Charakteristik
Reguliertes Ufer	Blockwurf bzw. Ufersicherung	Kleinsträumige Reduktion der Fließgeschwindigkeit, keine ausgeprägte Allogamus-Zone
Kiesbank	flachgeneigte Sand- und Kiesufer bzw. sandig/kiesige Inselbereiche	Reduktion der Fließgeschwindigkeit, ausgeprägte Allogamus-Zone
Buchtartige Strukturen	Buchten, Bühnenfelder, einseitig angebundene Nebengewässer o.ä. ohne Strömung bzw. mit Kehrströmung, strömungsberuhigte Bereiche	Je nach Ausprägung und Größe unterschiedliche oder keine Indikator-Habitate

Probennahme

Die Probennahme erfolgte von März bis April 2018 an den Flüssen Bregenzerach, Ill und Salzach. Insgesamt wurden die Daten von 57 Stellen im Längsverlauf der Gewässer beprobt und analysiert. In der zum Zeitpunkt der

Probennahme benetzten Zone wurden wie oben erläutert und entsprechend Abbildung 4 Proben entnommen. Ziel war es, durch die Entnahme der Proben einen hydraulischen Gradienten mit steigenden Strömungsgeschwindigkeiten abzudecken. Die Auswahl der Einzelprobepunkte erfolgte durch optische Einschätzung und ergänzender Messung der Fließgeschwindigkeiten. Vor der Entnahme der Proben wurde darauf geachtet die Proben in der dauerbenetzten Zone zu setzen. Als Orientierungshilfe wurden hierfür die Pegel der ehyd Datenbank (<https://ehyd.gv.at/>) herangezogen, sowie optische Einschätzungen, z. B. nach Algenbewuchs. Auch die Entnahme einzelner „Testproben“ konnte durch die Sichtung der Taxa und Individuendichten Hinweise auf die Lage der Wasserwechselzone geben, da dort generell nur sehr geringe Abundanzen einzelner Interstitialbewohner zu erwarten sind.

Nach Festlegung der Transekte und Probenahmepunkte wurden die Proben mit einem Netz mit 25cm Kantenlänge und einer Maschenweite von 500µm genommen. Die Beprobung erfolgte nach den AQEM-Richtlinien (Hering *et al.* 2004).

An jedem Probenpunkt wurde die Wassertiefe (cm), die bodennahe Fließgeschwindigkeit und die Fließgeschwindigkeit in 40 % der Wassertiefe (ms-1), welche ca. der mittleren Geschwindigkeit in der Messlot-rechten entspricht (v_{40}), gemessen. Ebenfalls wurde das dominierende Substrat am Messpunkt erhoben und die Entfernung zur aktuellen Wasseranschlagslinie (m) gemessen. Der Grad der Kolmation (Kategorien 1-3) wurde grob im Freiland geschätzt. Mit einem GPS-Gerät wurden Koordinaten mit einer Genauigkeit von ≤ 2 cm gemessen. Physiochemische Daten wurden an jeder Probenahmestelle mit Hilfe eines Hach-Multi-Parameter-Meters erhoben (pH-Wert, Leitfähigkeit [$\mu\text{S cm}^{-1}$] und Sauerstoffgehalt [mg l^{-1}]). Im Mittel lagen die Fließgeschwindigkeiten (v_{40}) in der „Allogamus-Zone“ bei 0,25 m/s. In der Übergangszzone wurden mittlere Fließgeschwindigkeiten von 0,42 und in der „Rhithrogena-Zone“ von 0,66 m/s ermittelt. Die Auswahl der Transektareale entsprach daher den oben genannten hydraulischen Habitatansprüchen der Zeigerorganismen *Allogamus auricollis* und *Rhithrogena* sp..

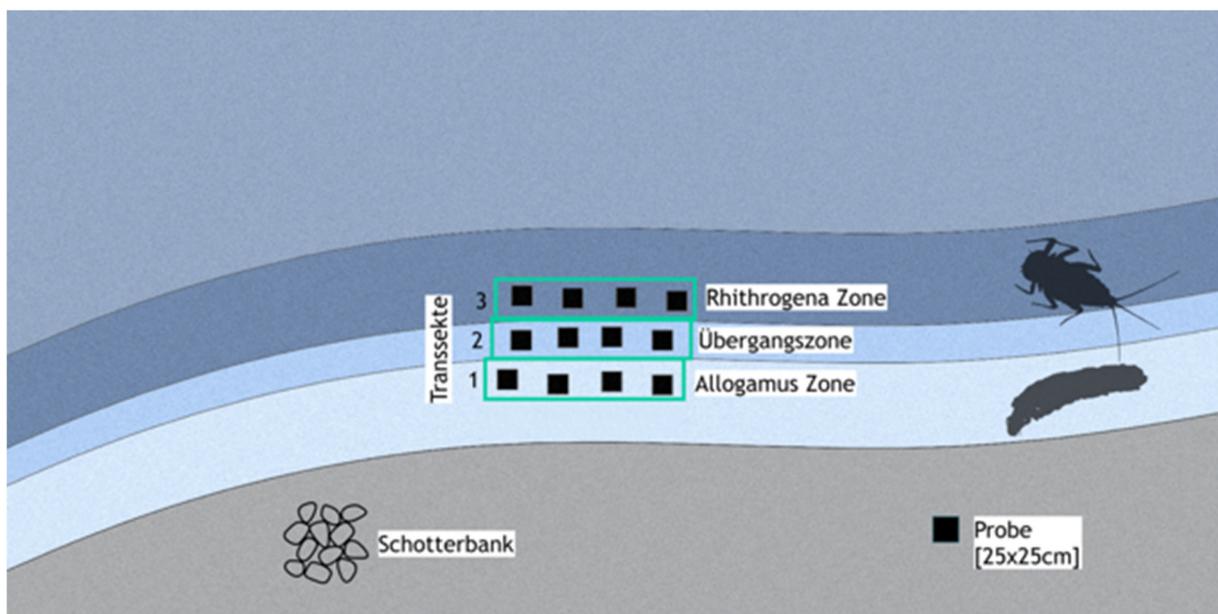


Abbildung 4: Probennahmendesign Makrozoobenthos

Feldscreening

Für jede Einzelprobe wurde die Abundanz der verschiedenen Taxa-Gruppen erhoben und die Bestimmung bis zur höchstmöglichen taxonomischen Auflösung mit freiem Auge im Feld durchgeführt. Dies entsprach zumindest dem Screening-Niveau nach Ofenböck et al. (2018). Dafür wurde der Netz-Inhalt in eine Schale gegeben und die Organismen bestimmt und gezählt. Um Zeit im Feld zu sparen, wurden Taxa hoher Abundanz mit einem Teilproben-Raster von 16 Feldern abgeschätzt und ihre Häufigkeit hochgerechnet (vgl. Abbildung 5). Unmittelbar nach dem Feldscreening wurden die Einzelproben aller Transekte gepoolt. Das grobe Substrat wurde durch Schlämmen größtenteils entfernt, bevor die Proben in Behältern mit Formaldehyd auf eine Endkonzentration von 4% fixiert wurden. Nach einer Aushärtungsphase von drei Wochen wurden sie im Labor weiter analysiert, um die Biomassen zu ermitteln und die Genauigkeit der Feldbestimmung abschätzen zu können.

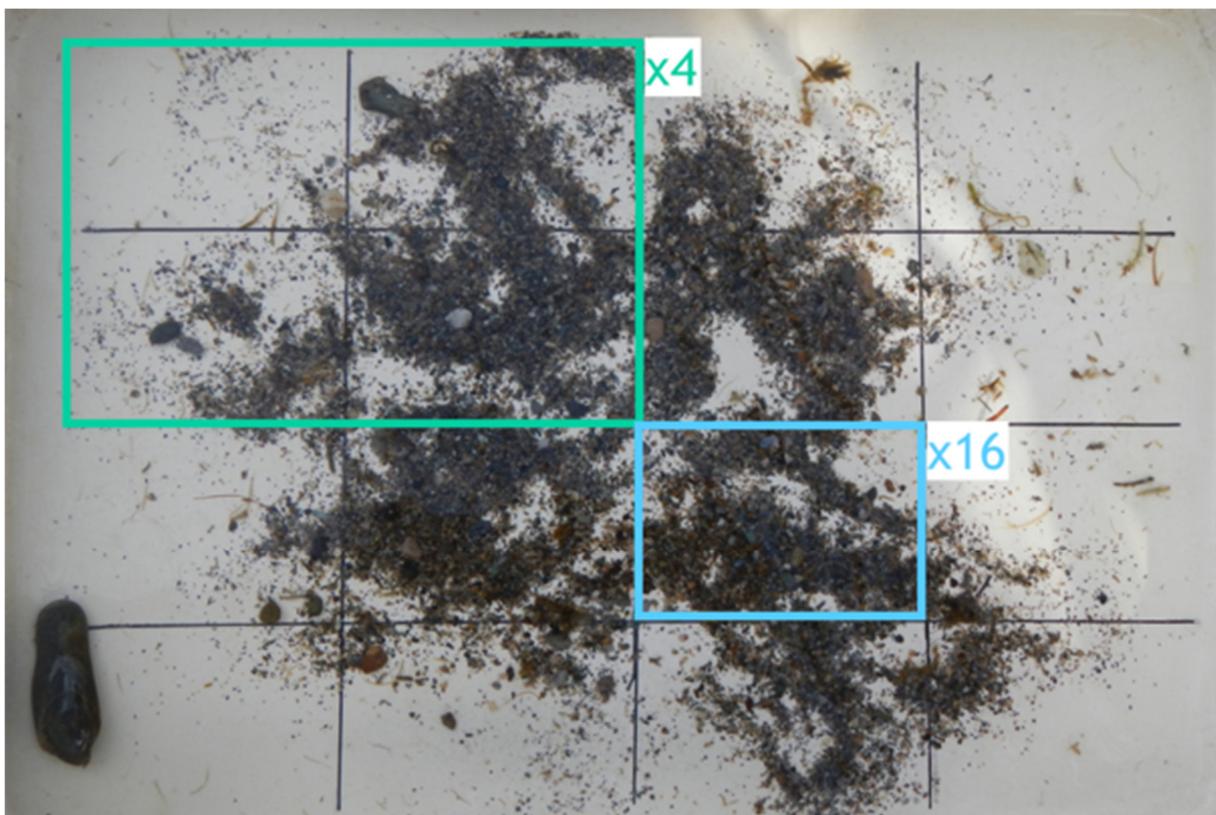


Abbildung 5: Teilproben-Raster im Feld (Foto: Florian Dossi)

Verifizierung des Feld-Screenings

Für die Analyse der Treffsicherheit der Abundanzwerte des Feldscreenings wurden bestimmte Transekte im Labor analysiert. Alle Proben wurden durch einen Satz von Sieben (Maschengrößen von 2cm bis 500 μ m) gespült, um die Konservierungsflüssigkeit zu entfernen und das Material in verschiedenen Fraktionen zu isolieren. Alle Fraktionen wurden sortiert und die Organismen wurden mindestens bis zum Screening-Level (Ofenböck et al., 2018) oder bei gewissen Indikator-Taxa auf Gattungs- oder Art-Level bestimmt. Dies erfolgte mit einem Binokular und einer Auswahl von Bestimmungsschlüsseln (Trichoptera (Waringer & Graf, 2011); Ephemeroptera

(Bauernfeind & Humpesch, 2001); andere (Tachet, 2003)). Die Individuen wurden ohne die Unterteilung in Teilproben gezählt. Das Frischgewicht unterschiedlicher Taxagruppen wurde mit einer Präzisionswaage separat ermittelt. Anschließend wurden die Tiere in 70% Alkohol konserviert.

In weiteren Schritten wurde überprüft, ob die im Feld geschätzte Abundanz des MZB, mit der im Labor gezählten Abundanz vergleichbar ist, um festzustellen, ob und unter welchen Bedingungen Abweichungen auftreten. Um die Zusammenhänge zwischen den beiden Methoden zu untersuchen, wurde eine lineare Regression mit der im Feld gezählten Abundanz und der im Labor gezählten Abundanz gerechnet. Analysiert wurden die Daten von 39 beprobten Transekten aus 13 Stellen (Bregenzerach: 4; Ill: 4; Salzach: 5). Für die Untersuchung der Auswirkung der minerogenen Anteile in den Proben auf die Zählung der Abundanz im Feld wurden die Proben durch Schätzung visuell anhand von Fotos in vier Klassen eingestuft: sehr niedrig, niedrig, mittel und hoch. Für die Analyse der Genauigkeit der Zählung mit unterschiedlichem minerogenem Anteil wurde die Abundanz des jeweiligen in der Probe vorhandenen Taxon herangezogen.

Testen von Bewertungskennzahlen

Durch die Zuordnung der jeweiligen Pegel für jede Beprobungsstelle wird im Rahmen des Projektes ÖkoResch die Verschneidung der hydraulischen Kennzahlen mit den benthosökologischen Kennzahlen (Metrics) erfolgen. Aufgrund der derzeitigen Datenlage wurde noch keine endgültige Auswahl der Metrics getroffen. Für die graphische Ergebnisdarstellung im vorliegenden Bericht wurden die Metrics Gesamtabundanzen, Abundanz der Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen (EPT Taxa), sowie der Dominanz (relative Abundanz) lenitischer, bzw. lotischer Taxa und Interstitial-, bzw. Oberflächentaxa gewählt.

Der Aufnahmeterrain im Frühjahr und die räumliche Verteilung der Monitoringstellen im Betrachtungsabschnitt sollen auch in Hinblick auf Erhebungen nach der Umsetzung schwalldämpfender Maßnahmen (Postmonitoring) einen räumlichen und zeitlichen Vergleich der benthischen Metrics ermöglichen, wobei um positive benthosökologische Veränderungen darstellen zu können.

2 Ergebnisse und Interpretation – In Situ Monitoring

Um Erfahrungen zu Anwendbarkeit und Funktionsfähigkeit der in den Kapiteln 1.2 und 1.3 beschriebenen Monitoringkonzepte veranschaulichen und diskutieren zu können, werden im folgenden Kapitel – mit Ausnahme der Verifizierung der Feld-Screening-Methode zur Erfassung der benthosökologischen Situation – fiktive Monitoringergebnisse in Form von einfachen Säulendiagrammen bezugnehmend auf das im SuREmMa+ Forschungsbericht (Kapitel 2.3) definierte fiktive Fallbeispiel dargestellt. So soll eine möglichst anschauliche Darlegung der Methodenanwendung, sowie eine allfällige Beschreibung nötiger Anpassungen ermöglicht werden, ohne vertrauliche Daten der Energieversorgungsunternehmen zu veröffentlichen. Die hier angeführte Darstellungsweise und Beschreibung der fiktiven Ergebnisse dient lediglich zur Veranschaulichung der verschiedenen flussspezifischen und allgemeinen, im Freiland beobachteten Muster, die letztendlich für eine weitere Schärfung der Freilandmethodik relevant sind. Detaillierte statistische Analysen werden im Rahmen des Projektes ÖkoResch durchgeführt werden.

2.1 Fischökologische Ergebnisse und Interpretation

Fischökologische Ausgangssituation

In der schwallbelasteten Gewässerstrecke im fiktiven Fallbeispiel (vgl. Abbildung 1) liegen aufgrund der regelmäßigen Erhebung biologischer Daten gemäß GZÜV zur Ausweisung des fischökologischen Zustandes nach der nationalen Methode anhand des Fisch-Index-Austria (FIA) an mehreren GZÜV-Messstellen Befischungsdaten vor. Die Gewässerstrecke umfasst die Fischregionen Metarhithral (obere Hälfte des fiktiven Fallbeispiels – vgl. Abbildung 1) und Hyporhithral (untere Hälfte des fiktiven Fallbeispiels – vgl. Abbildung 1).

Die Befischungsdaten zeigen zusammenfassend einen unbefriedigenden bis schlechten fischökologischen Zustand an (Zustandsklasse 4 bis 5), der sich bei der Mehrheit der Messstellen aufgrund geringer Biomasse und folglich dem Unterschreiten des KO-Kriteriums ergibt. Zwar ist die in den beiden typspezifisch definierten Leitbildern festgelegte Leitbildfauna (Äsche, Bachforelle, Koppe) nachgewiesen, jedoch liegt insbesondere durch ein Fehlen von Adultfischen ein gestörter Populationsaufbau vor. Die zeitliche Entwicklung des Fischbestands, abgeleitet anhand der mehrjährigen Datenreihen an einer GZÜV-Messstelle, zeigt für den verfügbaren Zeitraum ein gleichbleibendes Niveau der Bestandswerte (Gesamtbiomasse und Individuendichte) an.

Kartierung von Laichplätzen bzw. potentieller Reproduktions- und Refugialhabitate

Im Zuge der Kartierungsarbeiten wurden sämtliche Zubringer im Untersuchungsgebiet berücksichtigt (Zubringer 1 bis 6, Nummerierung in Fließrichtung – vgl. Abbildung 2). Die Zubringer, die im und nahe dem Mündungsbereich in Hinblick auf die hydromorphologische Ausprägung der Anbindung an das Hauptgewässer, die Fischdurchgängigkeit, das Potential als Reproduktions- bzw. Refugialhabitat sowie hydromorphologische Defizite kartiert wurden, zeigen sich wie folgt:

Es sind Zubringer an das Hauptgewässer angebunden und Fische können einwandern:

Die Zubringer 1 und 5 (vgl. Abbildung 2 und Abbildung 6: Z_NN15-20 & Z_NN50-51) weisen ganzjährig passende hydromorphologische Bedingungen auf (keine Sanierung erforderlich) und sind somit als Reproduktions-

und/oder Refugialhabitat für Fische aus dem Hauptgewässer unterschiedlicher Art nutzbar. In Abhängigkeit der Zubringergröße, populationspezifischen Gegebenheiten etc. wird eine maßgebliche ökologische Wirkung (u.a. Ausstrahlwirkung durch Spenderpopulation) erwartet, die ggf. zusätzlich unterstützt werden könnte (u.a. Anpassungen zu Schonzeiten, Brittelmaß, Maßnahmen zu Besatz und Prädatoren etc.).

Zubringer 4 (vgl. Abbildung 2 und Abbildung 6: Z_NF_KW40-31) weist vor allem im Mündungsbereich hydromorphologische Defizite (z. B. temporäres Trockenfallen, Fehlen von Strukturen, Sohlabpflasterung) auf und ist auch flussauf folgend nur eingeschränkt als Reproduktions- und/oder Refugialhabitat nutzbar.

Zubringer 6 weist im unmittelbaren Mündungsbereich (vgl. Abbildung 2 Abbildung 6: Z_NN61-63) passende hydromorphologischen Gegebenheiten (z. B. buchtartige Struktur, erheblicher Geschiebeeintrag mit passenden Kornfraktionen, kein Trockenfallen) auf und stellt dort Reproduktions- und/oder Refugialhabitate bereit. Flussauf folgend (vgl. Z_NF58-60) weist der Zubringer hydromorphologische Defizite auf und ist nur mehr eingeschränkt als Reproduktions- und/oder Refugialhabitat nutzbar.

Es sind Zubringer nicht an das Hauptgewässer angebunden und Fische können nicht einwandern:

Zubringer 3 (vgl. Abbildung 2 und Abbildung 6: Z_NN_k33-34) weist vor allem im Mündungsbereich hydromorphologische Defizite (z. B. temporäres Trockenfallen, Fehlen von Strukturen, Sohlabpflasterung) auf und ist auch flussauf folgend als Reproduktions- und/oder Refugialhabitat kaum geeignet.

Zubringer 2 (vgl. Abbildung 2 und Abbildung 6: Z_NN_g30-32) weist (ganzjährig) passende hydromorphologische Bedingungen auf, ist jedoch erst nach Sanierung der Anbindung für Fische aus dem Hauptgewässer als Reproduktions- und/oder Refugialhabitat nutzbar, wodurch positive Effekte auf Populationen im Hauptgewässer verstärkt werden können.

Im Allgemeinen stellen die Zubringer – auch unabhängig der Anbindungssituation bzw. den flussauf folgenden Gegebenheiten – im Mündungsbereich in Abhängigkeit der hydromorphologischen Gegebenheiten (z. B. buchtartige Struktur, Geschiebeeintrag mit passenden Kornfraktionen, kein Trockenfallen) wichtige Reproduktions- und/oder Refugialhabitat bereit, die zumindest zeitweise von einzelnen Fischarten (z. B. Einstellmöglichkeit für junge Äschenlarven) genutzt werden können. Temporäre Effekte können in Abhängigkeit des genauen Auftrittszeitpunktes und der Dauer artspezifisch unterschiedliche Effekte haben. Fällt ein Zubringer beispielsweise während der Wintermonate trocken, sind vorhandene Reproduktionshabitate für Bachforellen nicht nutzbar, hingegen können Äschen mitunter in den Frühjahrsmonaten einwandern und reproduzieren.

Kartierung sensibler Jungfischstadien

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Fischkartierung im fiktiven Fallbeispiel, nach Fischlarven- bzw. frühe Juvenilstadien (Individuenlängen rd. ≤ 50 mm) im Frühjahr sowie nach Jungfischstadien (Individuenlängen rd. ≤ 120 mm) im Sommer, getrennt dargestellt. Die maximalen Fischlängen für die jeweiligen Juvenilstadien sind abhängig vom jeweiligen Gewässer und Zeitpunkt der Beprobung. Der Fokus liegt auf der Erhebung von beobachteten Individuendichten im Längsverlauf des untersuchten Gewässers sowie auf dem Bezug zu den vorherrschenden Gewässeruferstrukturen (vgl. Tabelle 1). Dafür wurde das Gewässer zunächst in unterschiedliche Untersuchungsabschnitte und -stellen, abhängig des morphologischen und hydrologischen Charakters, unterteilt (Restwasser, Naturnah, Naturfern, Zubringer, vgl. Kapitel 1.1). Die Individuenhäufigkeiten (vgl. Kapitel 1.2) wurden für

jede einzelne Untersuchungsstelle erfasst und anschließend die mittlere Individuendichte pro 100 m Uferlänge standardisiert berechnet.

Kartierung von Fischlarven und früher Juvenilstadien im Frühjahr

Die Sichtung von Fischlarven erwies sich als geeignete Methode, um sehr frühe Lebensstadien in den genutzten, kleinräumigen Strukturen zu quantifizieren, ohne eine nachhaltige Störung des Einzelindividuums oder des untersuchten Mikrohabitates zu verursachen. Durch den Vergleich mit den Erhebungsdaten anhand vorgenommener Befischungen mit elektrischem Strom zeigte sich, dass die Methode der Larvensichtung zur Abschätzung der Individuendichte von Fischlarven geeignet ist, die Genauigkeit aber von der Charakteristik (z. B. Fließgeschwindigkeit, Trübe) des zu untersuchenden Gewässers und des Kleinlebensraumes (z. B. Beschattung, Substratgröße, Bewuchs) abhängig ist. In weiterer Folge erwies sich die Methode der Elektrobefischung früher Juvenilstadien zur Erhebung von Individuenhäufigkeiten als sehr gut geeignet.

Vorkommen von Larven und frühen Juvenilstadien im Gewässerlängsverlauf

Durch die Verschneidung der Ergebnisse von Sichtung und Befischung relevanter Habitate konnte gezeigt werden, dass die Individuendichten von Äschen- und Bachforellenlarven im Längsverlauf der Untersuchungsstellen von der hydromorphologischen Situation im Uferbereich des Untersuchungsgewässers abhängig sind und auf schwallbedingte, hydrologische Veränderungen arten- und altersabhängig sensibel reagieren können (vgl. Abbildung 6: RW1-RW3, NF4-NN14). Hier zeigte sich, in Abhängigkeit der Habitatqualität, eine Reduktion bzw. ein Fehlen von Larven in Bereichen unterhalb der Schwalleinleitungen, mit tendenziell leicht ansteigenden Häufigkeiten bei abnehmender Schwallintensität, bzw. zunehmender Entfernung zu den Schwalleinleitungen. Sowohl naturnahe, als auch naturferne Stellen zeigen bei hoher Schwallintensität geringe Fischdichten. Die unterschiedlichen Wirkungen von Zubringern auf den Fischbestand in Schwallgewässern können anhand der Kartierungen i. A. nachgewiesen werden. In Abhängigkeit der hydromorphologischen Gegebenheiten des betrachteten Nebengewässers und deren mögliche Funktion als Laichhabitat bzw. (Refugial-)Lebensraum (vgl. Abbildung 6: Z_NN15-NN26, Z_NN_g30-NN39, Z_NN50-NN54) ist für unterschiedliche Jungfischstadien eine Wirkung auf flussabliegende Uferhabitate bzw. die dort vorkommenden Larven und Juvenilfische erkennbar.

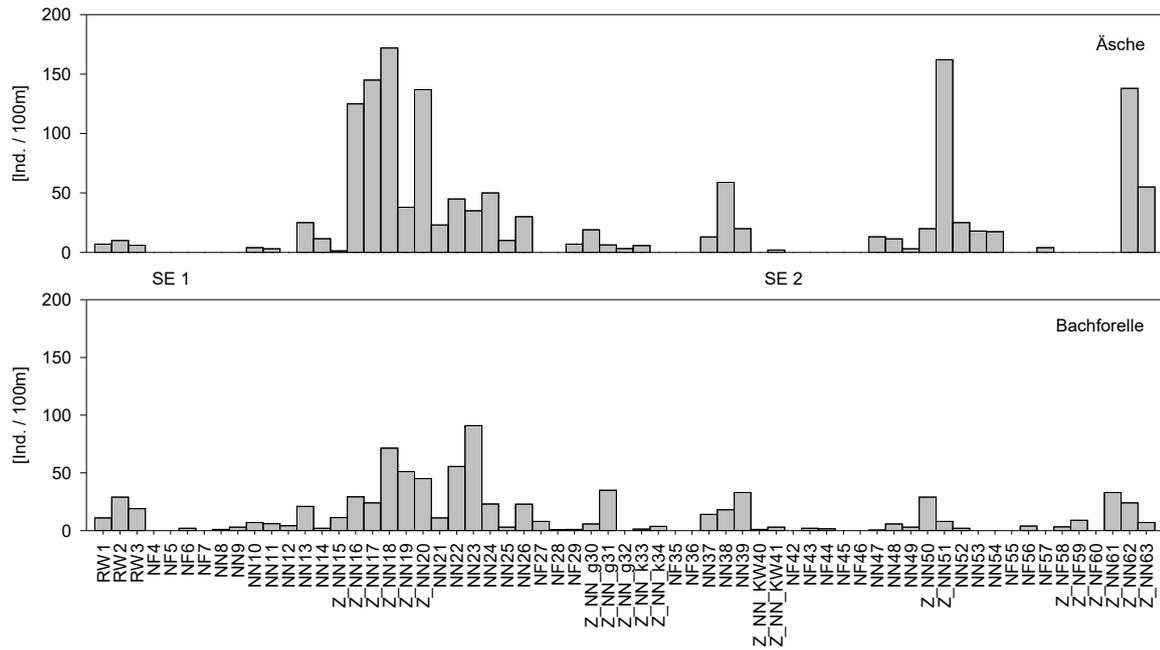


Abbildung 6: Individuendichten (Ind./100m; fiktive Daten) früher Juvenilstadien (Äsche und Bachforelle) der Untersuchungsstellen im Längsverlauf des fiktiven Fallbeispiels; SE: Schwalleninleitung; RW: Restwasser; NF: Naturfern; NN: Naturnah; Z: Zubringer, -g: groß, -k: klein.

Vorkommen von Larven und frühen Juvenilstadien in Abhängigkeit der Uferstrukturierung

Die Individuumdichten der Larven und frühen Juvenilstadien in unterschiedlichen Habitattypen im gesamten Gewässerabschnitt des fiktiven Fallbeispiels sind in Abbildung 7 dargestellt. Juvenile Äschen im Frühjahr nutzen vor allem buchtartige Strukturen und flach überströmte Kiesbänke. Aber auch strukturierter Ufer stellen geeignete Habitate für Äschenlarven und frühen Juvenilstadien dar. Hingegen wurden im regulierten Gewässerabschnitt nahezu keine Larven und Jungfische kartiert. Die Abundanzen der Bachforelle sind verglichen mit der Äsche insgesamt deutlich verringert. Regulierte Uferbereiche werden von Bachforellen kaum genutzt. Ähnlich der Äsche nutzen die Bachforellen in diesem Stadium auch buchtartige Strukturen und Flachwasserbereiche auf Kiesbänken mit geringen Fließgeschwindigkeiten, wurden jedoch verstärkt in Uferhabitaten mit heterogener Struktur vorgefunden.

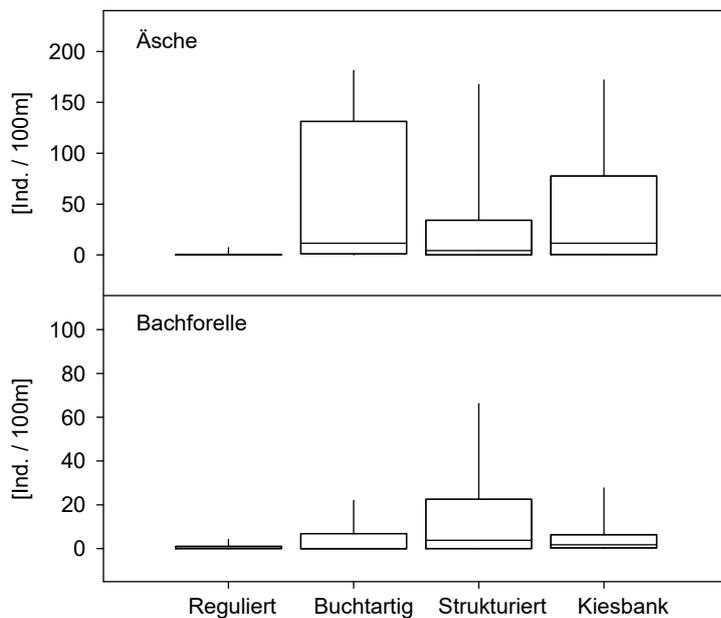


Abbildung 7: Individuendichte (Ind./100m; fiktive Daten) und Strukturtyp der Frühjahrskartierung im fiktiven Fallbeispiel

Jungfischkartierung im Sommer

Die bereits für die Frühjahrskartierung angewandte Methode der Elektrofischung wurde ebenfalls für die Kartierung der Jungfischbestände in den Sommermonaten angewandt. Aufgrund von veränderten Habitatansprüchen und Verhalten der Jungfische wurde die Datenerhebung mittels der Sichtungsmethode nicht mehr verfolgt. Die bereits vor Durchführung der Larvenkartierung stattgefundenene interdisziplinäre Festlegung der Untersuchungsstellen (vgl. Kapitel 1.1) wurde beibehalten und die Auswahl der untersuchten Stellen an die veränderten Habitatansprüche der Jungfische angepasst. Dadurch konnte es, unter Beibehaltung des Beprobungsumfanges, zu geringfügigen räumlichen Verschiebungen der Befischungsstellen kommen. Zusätzlich zu den beiden bereits im Frühjahr untersuchten Fischarten ermöglicht diese Methode auch eine semiquantitative Beschreibung von Beständen vorkommender Begleitfischarten.

Vorkommen von Jungfischen im Gewässerlängsverlauf

Die Ergebnisse der Jungfischbefischung im Sommer bilden die Auswirkungen der Schwallbelastung auf die Individuendichten der beiden Leitarten im Längsverlauf der Monitoringstellen bzw. eine Änderung der Häufigkeiten bei abnehmender Schwallintensität und zunehmender Entfernung zu den Schwalleinleitungen im fiktiven Fallbeispiel nicht klar ab. Sowohl naturnahe, als auch naturferne Stellen zeigen bei hoher sowie geringer Schwallintensität mit Ausnahme von Zubringern sowie Untersuchungsstellen unmittelbar flussab der Zubringermündungen geringe Fischdichten. Unterhalb der Restwasserstrecke (vgl. Abbildung 8: RW1-RW3) bzw. flussab der im Untersuchungsgebiet weiter flussauf gelegenen Schwalleinleitung (vgl. Abbildung 8: NF4-NN14) wurden nur äußerst geringe Individuendichten von Äsche und Bachforelle nachgewiesen. Im Vergleich zur Restwasserstrecke sowie zwischen naturnahen (NN) und naturfernen (NF) Stellen ergeben sich keine bzw. nur geringfügige Unterschiede.

Auch im weiteren Verlauf des untersuchten Gewässers waren die Individuendichten beider Fischarten größtenteils stark vermindert. Dies traf allerdings auf Monitoringstellen die direkt flussab von Zubringern liegen, in welchen erhöhte Dichten an Jungäschen nachgewiesen wurden, nicht zu. Bei diesen Monitoringstellen wurden i. A. ebenfalls höhere Jungfischdichten nachgewiesen. Die Beprobungen in Zubringern und deren flussabliegenden Einflussgebieten im Hauptgewässer zeigten eine artspezifische Eignung für die untersuchten Jungfische: So wurden, im Vergleich zum Hauptgewässer, in keinem Zubringer höhere Dichten an jungen Bachforellen nachgewiesen, auch wenn diese bei der Frühjahrskartierung hohe Larvendichten zeigten. Generell wurde bestätigt, dass im gesamten Untersuchungsgebiet naturferne Abschnitte, sowohl von Jungäsche als auch Bachforelle, so gut wie nicht genutzt wurden.

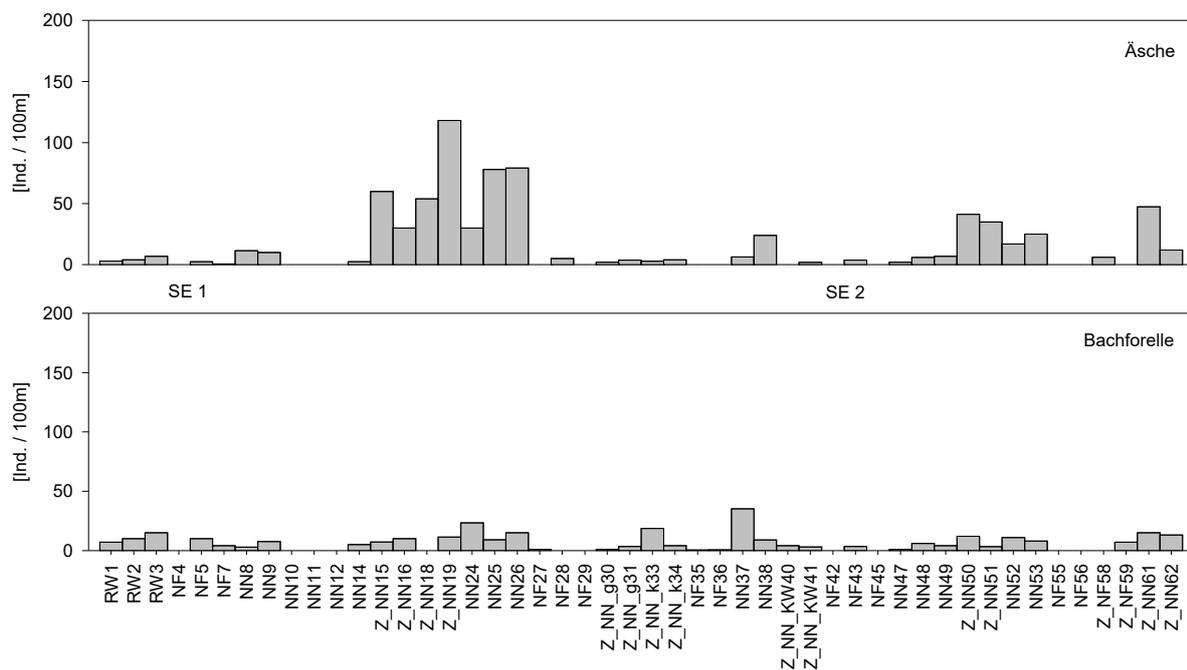


Abbildung 8: Individuendichten (Ind./100m; fiktive Daten) juveniler Äschen und Bachforellen der Untersuchungsstellen im Längsverlauf des untersuchten Gewässerabschnitts im fiktiven Fallbeispiel; SE: Schwalleinleitung; RW: Restwasser; NF: Naturfern; NN: Naturnah; Z: Zubringer.

Jungfischvorkommen in Abhängigkeit der Uferstrukturierung

Die Individuumdichten der Jungfische in unterschiedlichen Habitattypen im gesamten Gewässerabschnitt des fiktiven Fallbeispiels sind in Abbildung 9 dargestellt. Im regulierten Gewässerabschnitt wurden nahezu keine Jungfische kartiert. Im fortgeschrittenen Juvenilstadium der Äsche werden auch fast keine buchtartigen Strukturen mehr genutzt. Kiesbänke und strukturierte Ufer sind eindeutig die bevorzugten Habitate im Sommer. Die Bachforelle wurde ebenfalls in strukturierten Bereichen und Kiesbänken, jedoch vermehrt in buchtartigen Strukturen vorgefunden.

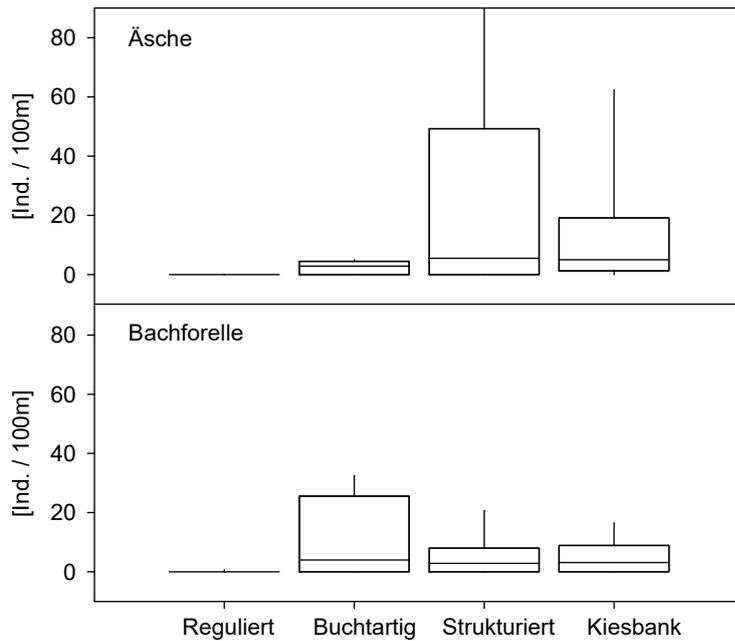


Abbildung 9: Individuendichte (fiktive Daten) und Strukturtyp der Sommerkartierung im fiktiven Fallbeispiel

2.2 Benthosökologische Ergebnisse und Interpretation

Methodik - Verifizierung der Feld-Screening-Methodik

Die Analyse ergab, dass bezüglich der Gesamtabundanz die Freilanduntersuchungen in hohem Maße mit den Labor-Ergebnissen übereinstimmen (vgl. Abbildung 10). Taxon-spezifische Analysen ergaben, dass die Abundanz des Indikator-Taxon *Allogamus auricollis* überschätzt wurde (vgl. Abbildung 11). Dies ist auf das Vorkommen von leeren Köchern in den Proben zurückzuführen. Diese wurden im Freiland als tatsächliche Individuen gezählt und erst die Analyse im Labor zeigte auf, dass viele der Köcher in den Proben nicht von Larven besetzt waren. Die genaue Überprüfung der Köcher im Freiland, stellt eine bedeutende Empfehlung dieser Studie dar (siehe Empfehlungen).

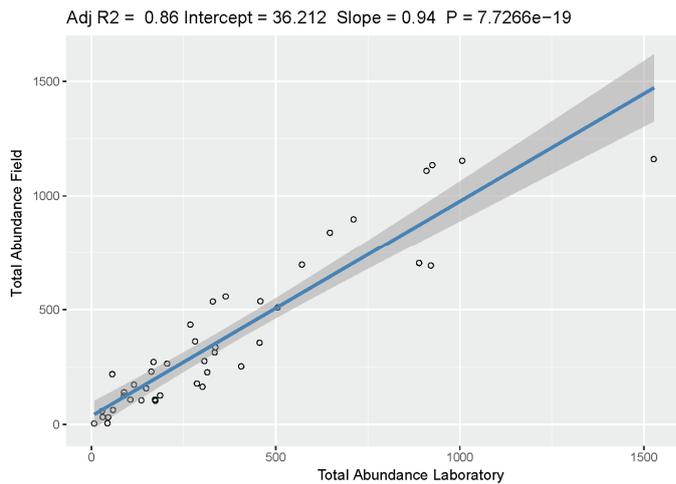


Abbildung 10: Lineare Regression von im Feld gezählter Gesamtabundanz und im Labor gezählter Gesamtabundanz (n=42; kumulierte Ergebnisdarstellung basierend auf den realen Fallbeispielen); der schattierte Bereich kennzeichnet das Konfidenzintervall (0.95)

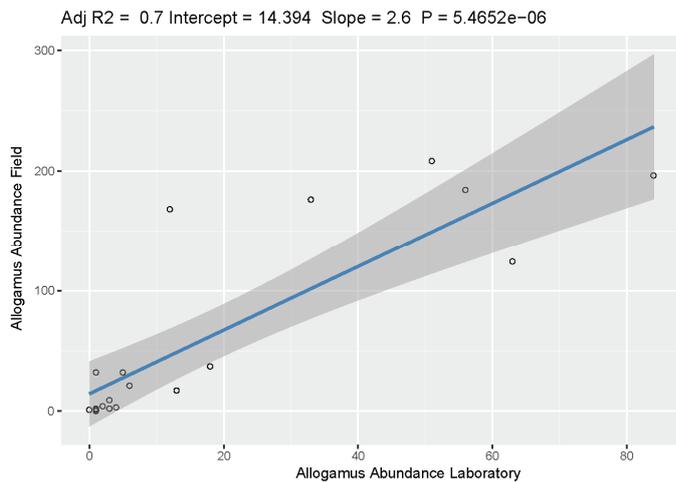


Abbildung 11: Lineare Regression von im Feld gezählter Abundanz von *Allogamus auricollis* und im Labor gezählter Abundanz von *Allogamus auricollis* (n=16; kumulierte Ergebnisdarstellung basierend auf den realen Fallbeispielen); der schattierte Bereich kennzeichnet das Konfidenzintervall (0.95)

Die Abundanz des Indikator-Taxons *Rhithrogena* sp. wurde im Feld mit ähnlicher Genauigkeit wie im Labor erhoben (vgl. Abbildung 12).

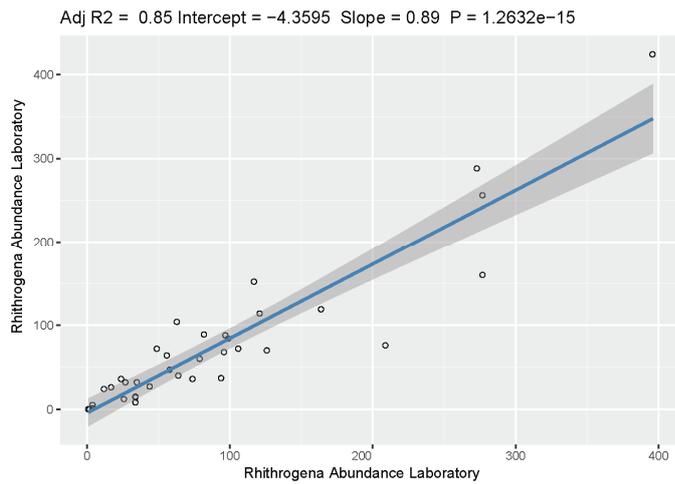


Abbildung 12: Lineare Regression von im Feld gezählter Abundanz von *Rhithrogena* sp. und im Labor gezählter Abundanz von *Rhithrogena* sp. (n=36; kumulierte Ergebnisdarstellung basierend auf den realen Fallbeispielen) der schattierte Bereich kennzeichnet das Konfidenzintervall (0.95)

Limitierend für eine genaue Abundanz-Erhebung im Feld kann ein hoher minerogener Substratanteil in der Probenschale darstellen. Abbildung 13 zeigt den Verlauf der Abundanz-Erhebung der jeweiligen in der Probe enthaltenen Taxa mit steigendem minerogenen Anteil. Demnach wird die Abundanz bei einem sehr hohen minerogenen Anteil (vergleichbar mit Abbildung 14) tendenziell unterschätzt, wobei dies auch auf die vergleichsweise niedrige Individuendichte in diesen Proben zurückgeführt werden kann.

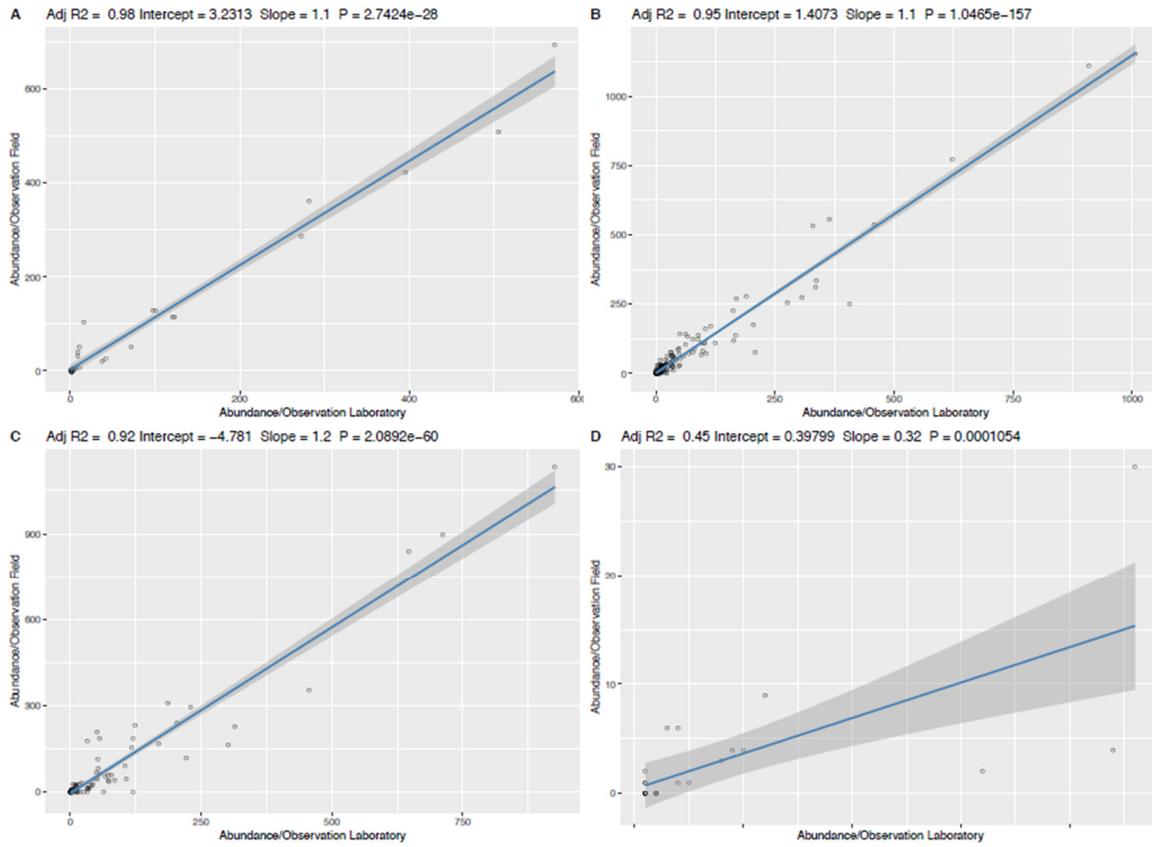


Abbildung 13: Lineare Regression von im Feld gezählter Abundanz und im Labor gezählter Abundanz der jeweiligen in der Probe enthaltenen Taxa (kumulierte Ergebnisdarstellung basierend auf den realen Fallbeispielen); A: Minerogene Anteil Klasse = sehr niedrig (n=35); B: Minerogene Anteil Klasse = niedrig (n=239); C: Minerogene Anteil Klasse = mittel (n=205); D: Minerogene Anteil Klasse = sehr hoch (n=26); der schattierte Bereich kennzeichnet das Konfidenzintervall (0.95)



Abbildung 14: Beispielfoto für hohen minerogenen Gehalt (Foto: Florian Dossi)

Ergebnisse des Benthosökologischen Monitorings im Untersuchungsgebiet des fiktiven Fallbeispiels

Nachdem nachgewiesen werden konnte, dass die Zählung der Gesamtabundanz im Feld in hohem Maße mit der Zählung der Gesamtabundanz im Labor übereinstimmt und aus zahlreichen Studien bekannt ist, dass Schwall Einfluss auf Gesamtabundanz und Biomasse von MZB nehmen kann (Brittain & Eikeland, 1988; Moog, 1993; Céréghino et al., 2002; Schülting et al., 2016), wurde als benthosökologische Kennzahl in den folgenden Darstellungen vorläufig die Gesamtabundanz herangezogen. Ergänzend wurden Darstellungen mit EPT Taxa (Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen), sowie mit Oberflächen- und Interstitialtaxa erstellt, um die Verteilung der unterschiedlichen Tiere über das Projektgebiet zu veranschaulichen.

Makrozoobenthosabundanzen im Längsverlauf des fiktiven Fallbeispiels

Im Längsverlauf zeigen sich stark schwankende Makrozoobenthos-Abundanzen, welche auf hydrologische, sowie morphologische Eigenschaften der Probestellen zurück zu führen sind (vgl. Abbildung 15). Naturnahe Stellen scheinen tendenziell höhere Abundanzen aufzuweisen (vgl. Abbildung 15 - Stelle 2, 3, 11 und 12), was wahrscheinlich auf eine generell höhere Habitatverfügbarkeit, die Auswirkungen eines unbefestigten und breiteren Querprofils und die Bereitstellung geeigneter Refugialhabitate zurückzuführen ist.

Betrachtet man nur die Larven der Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen (EPT-Taxa) so zeigen sich ähnliche Muster im Längsverlauf (vgl. Abbildung 16). Durch den starken Einfluss der individuellen gewässermorphologischen Eigenschaften an den Probestellen und durch die gewählte Darstellungsform ist ein Zusammenhang zwischen Schwallintensität, bzw. Abstand zur Schwalleinleitung und Individuendichten schwer erkennbar. Dies deutet darauf hin, dass zukünftig eine Anpassung der Probestellenauswahl, sowie Verteilung der Probepunkte nötig sein wird, um maximale Vergleichbarkeit zwischen den Probestellen zu gewährleisten. Besonders die Beprobung der durch Uferverbauung geprägten Probestellen erwies sich als herausfordernd, da sich die hydraulischen Eigenschaften an den Mikrohabitaten dort als besonders heterogen herausstellten, wohingegen flache Kiesbänke nach aktuellen Erfahrungswerten bessere Möglichkeiten einer einheitlichen Beprobung bieten. Doch auch hier sollte die Systematik der Probestellen- und Probepunktauswahl zum Ziele einer erhöhten Vergleichbarkeit überdacht und angepasst werden. Das Ziel zukünftiger multivariater Analysen sollte es sein gezielt die Schwallsensitivität biotischer Metrics zu testen und darzustellen.

Oberflächentaxa zeigen im Vergleich zu Interstitialtaxa deutlichere Unterschiede an den verschiedenen Untersuchungsstellen (vgl. Abbildung 17 und Abbildung 18). Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass Interstitialtaxa den Wasserspiegelschwankungen weniger stark ausgesetzt sind. Ein Schwerpunkt zukünftiger Analysen sollte die Untersuchung weiterer Zeigerorganismen, Organismengruppen und Gilden sein.

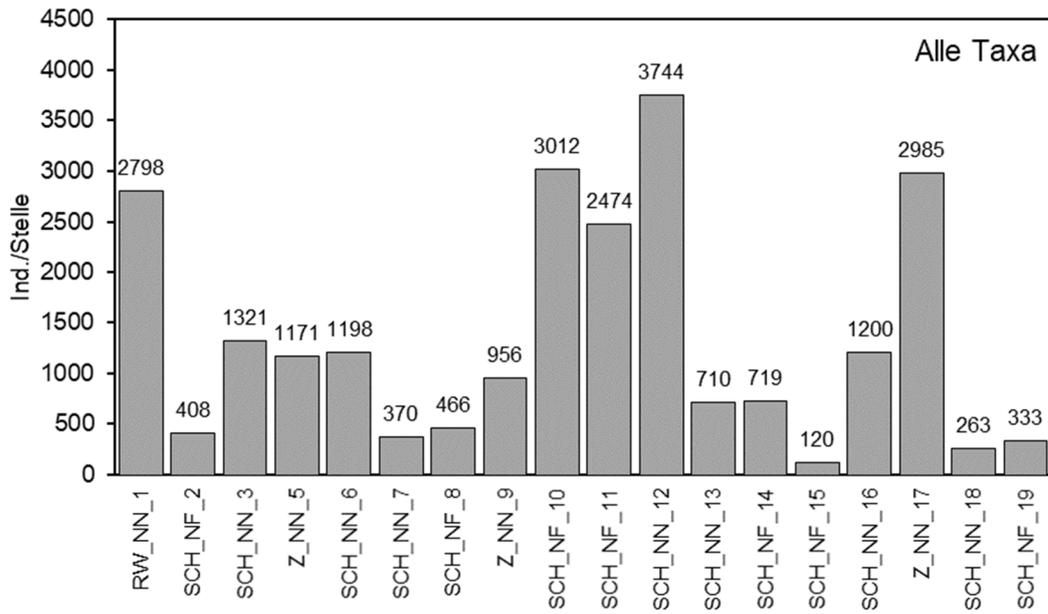


Abbildung 15: Gesamtabundanzen im Längsverlauf (fiktive Daten). RW: Restwasser; SCH: Schwall; Z: Zubringer; NN: Naturnah; NF: Naturfern.

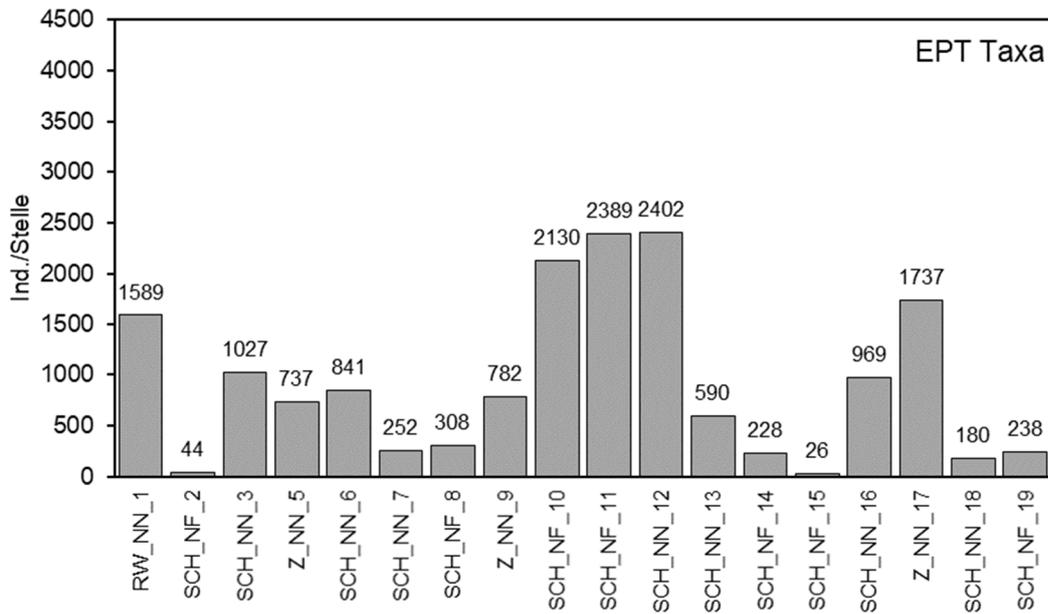


Abbildung 16: Gesamtabundanzen der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT-TAXA) im Längsverlauf (fiktive Daten). RW: Restwasser; SCH: Schwall; Z: Zubringer; NN: Naturnah; NF: naturfern.

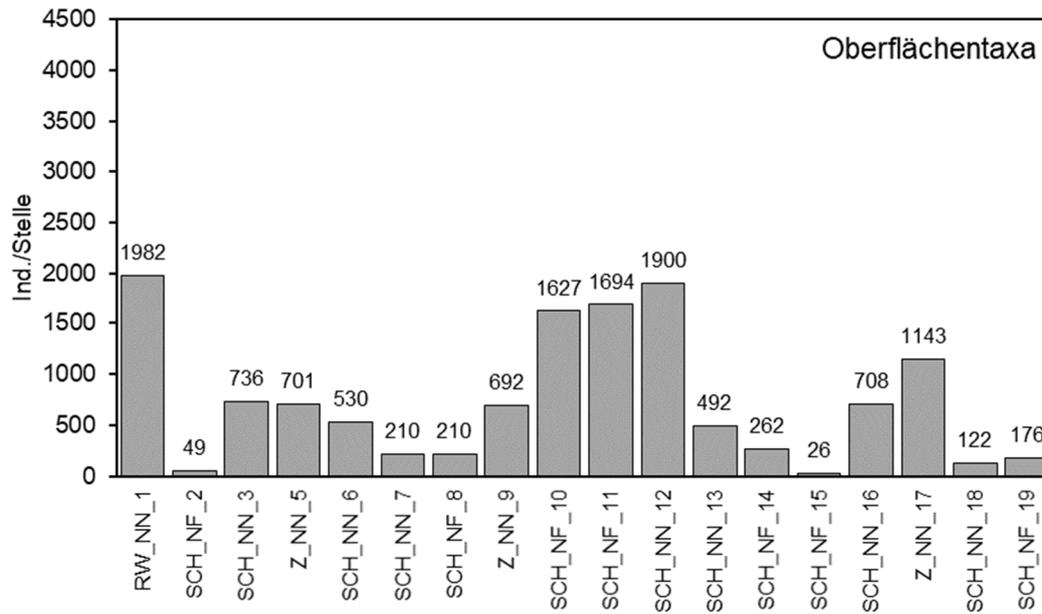


Abbildung 17: Gesamtabundanzen der Substratoberflächen-besiedelnden Taxa im Längsverlauf (fiktive Daten). RW: Restwasser; SCH: Schwall; Z: Zubringer; NN: Naturnah; NF: Naturfern.

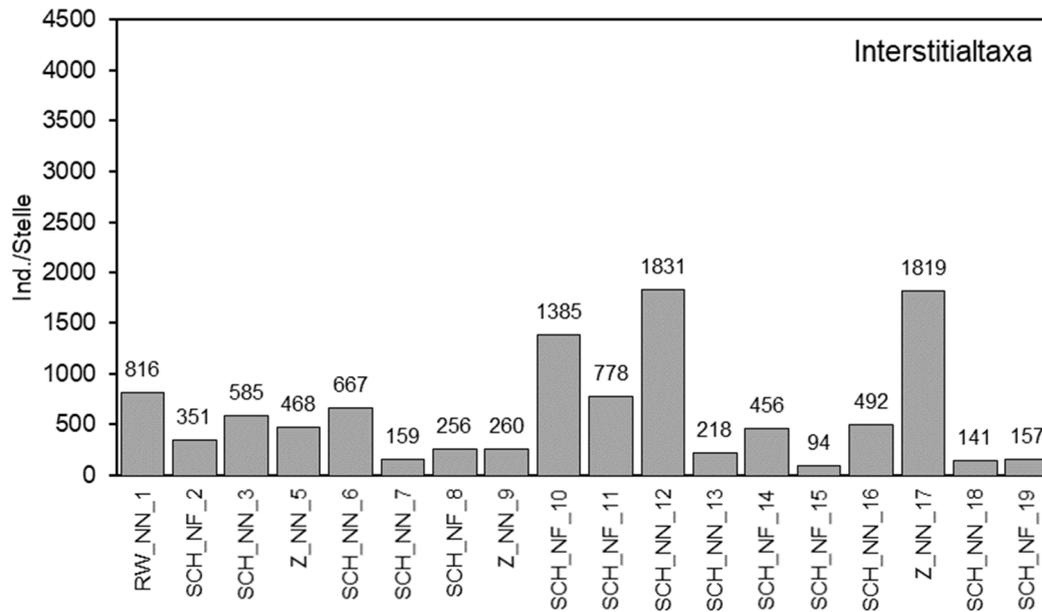


Abbildung 18: Gesamtabundanzen der Interstitialtaxa im Längsverlauf (fiktive Daten). RW: Restwasser; SCH: Schwall; Z: Zubringer; NN: Naturnah; NF: Naturfern. Die Werte unter der Stellenbezeichnung gibt den Abstand in km zur untersten Stelle an.

3 Schlussfolgerungen und Ausblick

3.1 Fischökologischer Ausblick

Die Konzeption der fischökologischen Aufnahmemethodik (Methodenkombination aus Lebensraumkartierung, Sichtung, Befischung) ermöglicht es, die aktuelle Situation im Untersuchungsgewässer hinsichtlich des Larven- und Jungfischauftommens bestimmter Zeigerarten zu erfassen. Durch die standardisierte Ermittlung von Individuendichten ist es möglich, eine jahreszeitliche Bestandsentwicklung unter Berücksichtigung hydromorphologischer Habitatkriterien zu erheben und eventuell bestehende Defizite zu erkennen. Mittels wiederholter Durchführungen in aufeinanderfolgenden Jahren (Prä- und Postmonitoring) können gesetzte Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen hinsichtlich ihrer Wirkung beurteilt werden. Ein essenzieller Baustein des Monitoringkonzeptes ist die Untersuchung und Beurteilung einmündender Zubringer hinsichtlich deren Funktion als Reproduktions- und/oder Refugialhabitat sowie deren Wirkung auf unterhalb der Einmündung liegende Habitate. Durch die Kombination von Laichplatz- bzw. Lebensraumkartierung, Sichtung früher Larvenstadien und Elektrobefischung älterer Larven- und Jungfischstadien können sowohl der Ist-Zustand, das fischökologische Potential sowie die zu erwartende Bestandsentwicklung anhand der Jungstadien erhoben werden.

Die einzelnen Aufnahmemethoden spiegeln den derzeitigen Stand der Forschung zur Evaluierung der fischökologischen Situation in schwallbeeinflussten Fließgewässern wider. Die **Forschungsaktivitäten beschränken sich bisher auf lediglich drei Fallbeispiele**, wobei innerhalb der Fallbeispiele u.a. aufgrund der unterschiedlichen hydrologischen, morphologischen und sedimentologischen Gegebenheiten Unterschiede in der Ausgangssituation vorliegen. Ebenso zeigen die erhobenen biologischen Daten auch Unterschiede hinsichtlich der Fischartenverteilung und Individuendichte, sodass folglich einzelne Ergebnisse zum jetzigen Zeitpunkt ausdrücklich gewässerspezifisch zu verstehen sind. Die **Ableitung allgemein gültiger Aussagen für alle schwallbelasteten Gewässerabschnitte soll durch detaillierte statistische Analysen im Rahmen von ÖkoResch erfolgen** bzw. ist die **bisherige Methodik anhand der Erfahrungen weiterer Anwendungen zu überprüfen und ggf. anzupassen**.

Die **genaue Betrachtung einzelner Aufnahmemethoden zeigt, dass** die gleichsam rasch sowie einfach durchführbaren **Erhebungen früher Altersstadien** (Fischlarven und Jungfische) prinzipiell **funktioniert** und durch mehrmalige Erhebungen die Entwicklung der Jungfischbestände gesamtheitlich und im jahreszeitlichen Verlauf betrachtet werden kann.

Die Lebensraumkartierungen im und nahe dem Mündungsbereich fischökologisch relevanter Zubringern, die auf Basis einfach verfügbarer Daten (z. B. Einstufung Fischlebensraum, hydromorphologischer Zustand, Querbauwerkskataster) und in Absprache mit der lokalen Fischerei festgelegt und im Zuge der Erhebungen verifiziert wurden zielen darauf ab, deren bestehende Funktionen als Reproduktions- und Refugialhabitat für das Untersuchungsgewässer sowie deren Potential für Maßnahmenplanungen zu erheben, da diese in Abhängigkeit der hydromorphologischen Ausprägung, der Anbindung an das Hauptgewässer, der Fischdurchgängigkeit, des Potentials als Reproduktions- bzw. Refugialhabitat sowie etwaiger hydromorphologischer Defizite beachtliche positive Effekte auf Populationen im Hauptgewässer leisten können. Gleichzeitig können auf Basis lokaler Potentiale bzw. Defizite die festgelegten Monitoringstellen erforderlichenfalls frühzeitig adaptiert werden.

Von einer potentiellen Eignung eines Zubringers als Lebensraum mit Reproduktions- bzw. Refugialhabitaten ist dann auszugehen, wenn (1) Laichaktivität festgestellt wird und/oder (2) passende hydromorphologisch Bedingungen gegeben sind. Die (3) Anbindungssituation an das Hauptgewässer stellt dabei ein KO-Kriterium dar, flussauf folgende Wanderhindernisse schränken ein etwaiges Potential ein. Es ist davon auszugehen, dass bei entsprechender Anbindung, Gewässergröße und Lebensraumausstattung eine Ausstrahlwirkung durch „Spenderpopulationen“ im Zuge zeitlich nachfolgender Erhebungen in den Daten abgebildet werden kann.

Die Larvensichtung stellte sich als probates Mittel zur Bestandsbestimmung sehr früher Lebensstadien in den genutzten kleinräumigen Strukturen dar, da unmittelbar nach der Emergenz v.a. Bachforellenlarven nicht oder nur ungenügend auf ein elektrisches Feld reagieren. Die Larven der untersuchten Fischarten können (semi-)quantitativ gesichtet und deren Abundanzen ermittelt werden. Die Datenqualität ist jedoch vom Erhebungsaufwand bzw. -intensität, der Strukturbeschaffenheit (z. B. Beschattung, Substratgröße, Bewuchs) der untersuchten Stelle sowie den vorherrschenden Abflussbedingungen (Wasserstand und Trübe) abhängig. Obwohl es zu Unterschätzungen der tatsächlich vorherrschenden Individuendichten kommen kann, ist die Sichtung für die Beurteilung und Interpretation der Bestandsentwicklungen unter dem Hintergrund eventueller Drift- und Strandungsphänomene wesentlich. Weiters ermöglicht die Sichtung den Nachweis des Reproduktionspotentials von Zubringern sowie des Schlupfzeitpunktes. Unter Berücksichtigung der untersuchten Strukturtypen, sowie der zeitlichen und räumlichen Verteilung der Larvenbestände ist es möglich, ein gesamtheitliches Bild des Untersuchungsgewässers zu erhalten. Auch hinsichtlich der zeitlich anschließenden Untersuchungen mittels Elektrobefischung ist eine Abschätzung der Larvenbestandsentwicklung als integrativer Bestandteil zu sehen.

Die Befischungen zielen darauf ab, die Bestände postlarvaler Entwicklungsstadien zu dokumentieren. Diese reagieren bereits auf ein elektrisches Feld und können so im Zuge gezielter Strukturbefischungen gut quantifiziert werden. Befischungen früher Stadien, die zur Validierung der unmittelbar zuvor erfolgten Sichtungsergebnisse im Zuge der Frühjahrskartierungen durchgeführt wurden, zeigten je nach beprobten Strukturtyp, mögliche Unterschätzungen bis zu einer Größenordnung von 1:10 an. Diese Unschärfen der Sichtungsmethode soll durch weitere Untersuchungen genauer definiert (Strukturtyp, Intensität) und die Methodik ggf. entsprechend adaptiert werden. Es ist aber festzuhalten, dass selbst qualitative Daten zum Vorhandensein/Fehlen sehr früher Lebensstadien, die noch nicht auf ein elektrisches Feld reagieren und folglich nur gesichtet werden können, für die Beurteilung und Interpretation der Bestandsentwicklungen wesentlich sein können.

Die einzelnen Komponenten des Methodenkonzeptes (Lebensraumkartierung, Sichtung und Befischung) liefern spezifische Informationen, durch deren Verschneidung ein ganzheitliches Bild entsteht. Hinsichtlich der Methodenvalidierung und Verschneidung der Ergebnisse von Sichtung und Befischung sind jedoch weitere Untersuchungen nötig, sowohl für eine bessere Interpretation der Sichtungsergebnisse, als auch für eine bessere Abschätzung der Habitatnutzung unterschiedlicher Entwicklungsstadien und deren Reaktion auf schwallbedingte Abflussschwankungen. Dafür bedarf es standardisierter Daten und Ergebnisse aus vergleichbaren, schwallbelasteten Gewässern sowie Gewässern ohne Schwallbeeinflussung. Die Berechnung von Bestandsdichten pro Uferlänge (Individuen/100m) wird derzeit als probater und effizienter zu ermittelnder Wert angesehen, auch wenn mitunter sehr kleinräumige Habitattypen vorkommen können (z. B. kleinräumige buchtartige Strukturen). Des Weiteren ist durch die eindimensionale Standardisierung kein Flächenbezug gegeben, welcher gerade bei strukturell unterschiedlichen Larven- und Jungfischhabitaten relevant sein kann (z. B. Vergleich von Blockwurf und flach geneigte Kiesbank).

Bei der **Auswahl und Anzahl potentiell geeigneter Monitoringstellen** ist darauf zu achten, dass diese hinsichtlich ihrer strukturellen Ausprägung repräsentativ für das Gewässer/den Gewässertyp sind, geeignete Larven- bzw. Jungfischhabitate darstellen und ein breites Spektrum der hydrologischen Schwallbelastung abdecken. Bei der Zuweisung eines Strukturtyps für eine Monitoringstelle gilt es, die aktuelle Abflusssituation zu berücksichtigen, da diese für die hydromorphologische Wirkung maßgeblich ist. Definiert an einer bestimmten Stelle bei Niederwasser etwa eine Kiesbank die uferprägende Struktur, so kann diese Stelle infolge einer Durchflusserhöhung voll überströmt werden, und ein lateral dahinterliegendes reguliertes Ufer den aktuellen Strukturtyp prägen. In diesem Zusammenhang sei auch noch erwähnt, dass die Resultate des angewandten Methodenkonzeptes maßgeblich von der Gewässereintrübung und der damit einhergehenden Sichttiefe abhängig sind.

Das vorgestellte fischökologische Monitoringkonzept, das eine **Kombination** aus 1) **Lebensraumkartierung im Winter**, 2) **Sichtung von Fischlarven und elektrische Befischung früher Juvenilstadien im Frühjahr** sowie 3) elektrischer **Befischung von Jungfischstadien im Sommer** darstellt, **dient der Wirkungskontrolle von Maßnahmen** zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen **mittels einfach und rasch durchführbaren, standardisiertem Prä- und Postmonitoring**. In der **aktuell vorliegenden Form** wird es als **zielgerichtet, anwendbar und wirksam erachtet. Eine Reduktion des Beprobungsumfanges ist aus derzeitiger Sicht nicht sinnvoll**. Jeder einzelne Methodikteil liefert wichtige Informationen für eine ganzheitliche Betrachtung und Analyse eines Gewässers, wodurch das Risiko von Fehlinterpretationen und Trugschlüssen im Zuge von Maßnahmenüberprüfungen minimiert werden soll. Für die Erarbeitung der Grundlagen für einen national anwendbaren „**Leitfaden**“ soll der beschriebene Ansatz im Rahmen des interdisziplinären Forschungsprojekts ÖkoResch weiter verfolgt und hinsichtlich **nachstehender Punkte geschärft bzw. an zusätzlichen Fallbeispielen angewendet, verifiziert und gegebenenfalls adaptiert werden**.

- * Ausweisung relevanter Beprobungsstellen und Strukturtypen
 - aktueller Ansatz der grobskaligen Mesohabitat-Typen (siehe auch Tabelle 1) hat sich für fischökologische Fragestellung bewährt, Nachschärfung bei kleinräumigen buchartigen Strukturen (z. B. flussab gelegener Kiesbankbereich) sinnvoll
 - tiefergehende Vereinheitlichung mit benthosökologischen Untersuchungen sinnvoll
- * Ausweisung fischökologisch relevanter Zubringer bzw. Mündungsbereiche
 - aktueller Ansatz zur Ausweisung relevanter Zubringer auf Basis einfach verfügbarer Daten (z. B. Einstufung Fischlebensraum, hydromorphologischer Zustand, Querbauwerkskataster; siehe NGP-Daten, teils online verfügbar über GIS-Applikationen der Länder) und in Absprache mit der lokalen Fischerei hat sich bewährt
 - Dokumentation und Verifizierung sowie erforderlichenfalls Adaptierung der Stellenauswahl im Zuge der Lebensraumkartierung (betrifft v.a. Prämonitoring) ist möglich und bietet Vorteile für spätere Beprobungen sowie Grundlagen für einzugsgebietsbezogene, ganzheitliche Maßnahmenplanungen
- * Beurteilung der potentiellen Eignung eines Zubringers als Reproduktionshabitat im Zuge der Lebensraumkartierungen
 - aktuell Ansatz zur Ausweisung der Lebensraumeignung von Zubringern im Mündungsbereich auf Basis einfach erhebbarer hydromorphologischer Parameter ist möglich und hat sich bewährt

- Spezifizierung bzw. Beschreibung artspezifischer Eignungskriterien (Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe, Substratbeschaffenheit, Wassertemperatur) sowie Vorschlag zur deren Erfassung zur Vermeidung subjektiver Einstufungen sinnvoll
- Konzept zur Priorisierung von Verbesserungsmaßnahmen an Zubringermündungen unter Zusammenschau der ökologischen Wirkung und des finanziellen Aufwandes auf Basis vorhandener Defizite ist für ganzheitliche Maßnahmenplanungen sinnvoll
- Ableitung von Ausschlusskriterien für Zubringer (z. B. Mindestgewässergröße, Mindestwassertiefe, Mindestwasserabfluss o.ä.) in Kontext Zubringerpotential bzw. Laichplatz wird aus fischökologischer nicht empfohlen, da auch kleinere Gewässer hohe Potentiale bergen können (z. B. Neustiftgraben an der Enns, Mühlbach nahe Gorthipol an der Ill) bzw. auch intermittierende Gewässer temporär wichtige Lebensräume bieten können (z. B. Tauglbach an der Salzach)
- * Einheitlichen Strategie zum Umgang mit Besatzmaßnahmen in den einzelnen Fischereirevieren
 - Besatzmaßnahmen im Beprobungsjahr und insbesondere flussauf bzw. unmittelbar an der Beprobungsstelle können erhobene Fischdaten stark beeinflussen
 - Abfrage jährlicher Besatzvorschriften und Besatzzahlen bei den Fischereivereinen und Landesfischereiverbänden wichtig und soll weiter forciert werden
 - Abstimmung von Besatzzeitpunkten und Aufnahmeterminen sehr wesentlich
- * Kriterien und Strategien zum Umgang mit Faktoren, die einen wesentlichen Einfluss auf die Datenqualität haben können
 - noch stärkere Standardisierung der Sichtungs- und Befischungsintensität (zeitlichen und räumlichen Aufwand wird bestmöglich konstant gehalten) insbesondere hinsichtlich der unterschiedlichen Strukturtypen essentiell
 - Abflusssituation unmittelbar vor bzw. zum Beprobungszeitpunkt sehr relevant: z. B. Empfehlung für Beprobungen bei $Q < MQ$, Durchführung von Beprobungen bis erhöhtes Mittelwasser möglich, unzulässig bzw. bei stark erhöhter Wasserführung (z. B. ab HQ0.5)
 - aktuelle Wassertemperatur für die Festlegung von Beprobungszeitpunkten (Sichtungen, Befischungen im Frühjahr bzw. Sommer) praktisch nicht relevant
 - Erfassung und Verarbeitung des jahreszeitlichen Temperaturverlaufs wichtig, da Laich- und Schlupfzeitpunkt, später auch Nahrungsverfügbarkeit etc. dadurch stark beeinflusst wird und folglich auch potentiell relevante Beprobungszeiträume für Sichtungen und Befischungen definiert; Entwicklung eines art- und gewässer- bzw. populationsspezifischen „Prognosetools“ zur Bestimmung der Emergenz anhand der Tagesgrade sinnvoll; Abgleich mit der örtlichen Fischerei uneingeschränkt essentiell!
 - Standardisierte Erhebung der Bedingungen hinsichtlich Trübe bzw. Sichttiefe zum Zeitpunkt von Sichtungen sowie Uferstreifenbefischungen (z. B. Messung der Bedingungen mittel Secchi-Scheibe, Spektrometer/Trübe-Sonde), Vorabschätzung von Einschränkungen potentieller Erhebungszeiträume durch Verschneidung von Abflussregimen und Flusstyp (z. B. Gletscher- vs. Tieflandfluss), Abschätzung der Datenqualität bzw. Unschärfen bei unterschiedlichen Bedingungen

3.2 Benthosökologischer Ausblick

Prinzipiell ist das in SuREmMa+ angewendete Methodenkonzept des Freiland-Screenings für die Erhebung der Abundanz von Makrozoobenthos sehr erfolgversprechend, da im Vergleich zur Labormethode der ökonomische Aufwand ohne hohen Informationsverlust deutlich verringert werden kann. Für Schwallstrecken scheint diese Methode besonders geeignet zu sein, da Abundanzmuster in Abhängigkeit der Hydrologie in kurzer Zeit abgebildet werden können. Da es trotzdem zu taxa-spezifischen Fehleinschätzungen im Feld kam, sollten folgende Empfehlungen beachtet werden, um bei zukünftigen Feld-Screenings eine noch höhere Genauigkeit der Abundanz-erhebung zu erzielen:

- * Köchertragende Köcherfliegen sollten nicht im Teilprobenraster abgeschätzt werden. Köcher müssen außerdem nach Inhalt kontrolliert werden (entsprechend muss mehr Zeit aufgewendet werden).
 - Weist eine Probe sehr hohe Köcherdichten auf, sollte diese nach der Feldbestimmung im Labor nachkorrigiert werden (nur die Köcher).
- * Besonders junge Larvenstadien, welche in hohen Dichten vorkommen werden häufig unterschätzt (Bsp. Nouridae), daher sollten entsprechende Proben in solchen Fällen nach einer Feldeinschätzung im Labor nachkorrigiert werden.
- * Die Proben sollten vor der Bestimmung möglichst sauber von anorganischem Material bzw. von Moosen & Algen befreit werden.
 - Sollte eine Probe viel Material enthalten, ist es wichtig, sich entsprechend mehr Zeit zu nehmen, um die Proben zu reinigen.
 - Gröberes Substrat (Akal bis Mesolithal) kann relativ einfach durch wiederholtes Schlemmen entfernt werden.
 - Feineres minerogenes Substrat (Pelal bis Akal) sollte so weit wie möglich auf die gleiche Weise aus den Proben entfernt werden, um möglichst genaue Bestimmung und Abundanzschätzungen zu gewährleisten.
 - Grobes organisches Substrat wie Algen und Moose können durch vorsichtiges und wiederholtes Abstreifen und Abschütteln im wassergefüllten Kübel und Durchspülen im MHS Nets gereinigt werden.
 - Sollte eine Probe nicht durch oben genannte Prozesse gereinigt werden können (häufig bei hohem Algen-/Moosanteil), sollten entsprechende Proben nach der Feldbestimmung anschließend verpackt und im Labor nachkorrigiert werden.

Im Längsverlauf schwankten die Makrozoobenthos Abundanzen stark, wobei eine Zunahme mit zunehmender Distanz zum Kraftwerk tendenziell erkennbar ist. Für die weiteren Analysen und die Weiterentwicklung der Monitoringmethode wird es wichtig sein, folgende Punkte zu beachten:

- Um den Schwallenfluss zu erfassen, scheinen Kiesbankstrukturen als am besten geeignet zu sein, doch auch hier wird es nötig sein, ein besonderes Augenmerk auf den Einfluss vorhandener Mikrohabitate zu legen und ein detailliertes Konzept für die Einzelprobenauswahl zu entwickeln, um eine maximale Vergleichbarkeit zwischen unterschiedlichen Probestellen zu gewährleisten. Es wird empfohlen, die Methode an flachen Kiesbänken einzusetzen, um vergleichbare hydraulische Gradienten abzubilden und die Faunen-Reaktion analysieren zu können. Sonderstandorte wie Bühnen etc. können damit nicht verglichen werden.

- Um möglichst vergleichbare Mesohabitate zu beproben sollten die hydromorphologischen Eigenschaften der Probestellen detaillierter klassifiziert werden (z.B. Art und Lage der Kiesbank, Neigung, Informationen zu Dynamik und Algenbewuchs, etc.),
- Die gesamte Kiesbankhydraulik, sollte durch eine repräsentative Probepunktauswahl abgedeckt werden. Eine Anpassung des hier beschriebenen Methodenkonzeptes wird nötig sein, da hier nur ein ausgewählter Teil in der Mitte der Kiesbank beprobt wurde. Kiesbankende und -kopf hingegen wurden im Normalfall nicht abgedeckt.
- Auch der Zeitpunkt der Probennahme muss in zukünftigen Probennahmen und hinsichtlich eines zukünftigen Leitfadens stärker in Betracht gezogen werden. Um vergleichbare Beprobungen durchzuführen sollte möglichst bei Basisabfluss beprobt werden, da nur so verhindert werden kann, dass vereinzelte Proben in der Wasserwechselzone genommen werden.
- Die oben angeführten ökologischen Kennzahlen sollen zukünftig mittels multivariater Statistik auf „Schwellsensitivität“ geprüft werden. Darüber hinaus sollen auch weitere Bewertungskennzahlen für den Aufbau eines multimetrischen Index getestet werden. So zeigen Oberflächenbesiedelnde Taxa deutlichere Muster als Interstitialtaxa im Hinblick auf Schwallintensität und Gewässermorphologie. Daher gilt es diese in weiteren Arbeitsschritten genauer zu analysieren und ihr Potential als Zeigerorganismen für eine Bewertung zu evaluieren. Um potentielle Bewertungskennzahlen auf „Schwellsensitivität“ zu prüfen, sind Datenerhebungen an hydrologisch unbeeinflussten Flussabschnitten (und unter unterschiedlichen morphologischen Eigenschaften) notwendig. Geeignete Kennzahlen können darüber hinaus lediglich von „Vergleichsstrecken“ abgeleitet werden, die nicht von anderen anthropogenen Parametern überprägt sind, wie z. B. saprobieller Belastung (organische Verschmutzung). Die Auswahl dieser Vergleichsstellen ist für den jeweiligen Fließgewässertyp (gemäß Leitfaden A2-Makrozoobenthos; Ofenböck et al., 2018), z. B. für Gletscher-beeinflusste und –unbeeinflusste Bioregionen, erforderlich. Eine generelle Erhöhung der Probenanzahl aus schwallbeeinflussten und –unbeeinflussten Abschnitten ist für eine statistische Absicherung hinsichtlich Kennzahl-Auswertung zur Methodenentwicklung wesentlich, wobei zusätzlich auch saisonale Aspekte (auf Entwicklungsstadien des MZB zurückzuführende Änderungen der Zönosen im Jahresverlauf) berücksichtigt werden sollten.

Es muss an dieser Stelle explizit darauf hingewiesen werden, dass das in dieser Studie vorgeschlagene Feld-Screening nicht als Ersatz für detaillierte Bewertungsmethoden auf Artniveau empfohlen wird. So ist es beispielsweise nicht im Rahmen von Biodiversitätsstudien bzw. zur Dokumentierung von gefährdeten Arten einsetzbar, um z.B. die Auswirkungen baulicher Maßnahmen gesamtheitlich zu bewerten (Chessman 1995).

4 Literatur

- Bauernfeind, E., & U. H. Humpesch, 2001. Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie. Verl. des Naturhistorischen Museums, Wien.
- BMLFUW, 2007. Hydrologischer Atlas Österreichs. 1. Lieferung 2003. 2. Lieferung 2005. 3. Lieferung 2007. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien .
- BMLFUW, 2017. Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015. Internationale und Bilaterale Koordinierung, Wien.
- Brittain, J. E., & T. J. Eikeland, 1988. Invertebrate drift ? A review. *Hydrobiologia* 166: 77–93.
- Céréghino, R., P. Cugny, & P. Lavandier, 2002. Influence of Intermittent Hydropeaking on the Longitudinal Zonation Patterns of Benthic Invertebrates in a Mountain Stream. *International Review of Hydrobiology* 87: 47–60.
- Chessman, B. C., 1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index. *Austral Ecology* 20: 122–129.
- Graf, W., P. Leitner, O. Moog, C. Steidl, G. Salcher, G. Ochsenhofer, & K. Müllner, 2013. Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. 67–101.
- Graf, W., P. Leitner, C. Moritz, M. Hubmann, F. Greimel, & F. Dossi, in prep. Grundlagenerhebung zur Entwicklung eines Bewertungssystems von Fließgewässern mit glazialen Einzugsgebieten auf Basis des Makrozoobenthos – Projekt Glazass. Forschungsbericht, Wien. .
- Greimel, F., B. Grün, B. Zeiringer, S. Führer, P. Holzapfel, M. Fuhrmann, N. Höller, C. Hauer, & S. Schmutz, in prep. Longitudinal assessment of hydropeaking intensity and frequency based on multiple hydrograph curves – a method proposal. .
- Greimel, F., J. Neubarth, M. Fuhrmann, S. Führer, H. Habersack, M. Haslauer, C. Hauer, P. Holzapfel, S. Auer, M. Pfleger, S. Schmutz, & B. Zeiringer, 2017a. SuREmMa, Sustainable River Management - Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Wien.
- Greimel, F., B. Zeiringer, S. Führer, P. Holzapfel, M. Fuhrmann, N. Höller, S. Schmutz, & C. Hauer, in prep. Large scale assessment of anthropogenic caused water level fluctuations. .
- Greimel, F., B. Zeiringer, C. Hauer, P. Holzapfel, M. Fuhrmann, M. Haslauer, S. Führer, N. Höller, B. Grün, H. Habersack, & S. Schmutz, 2017b. Technischer Bericht B - Ökologische Bewertung schwalldämpfender Maßnahmen sowie weiterführende Analysen und Modelle. Ergänzung zu Endbericht: SuREmMa, Sustainable River Management - Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Wien, Innsbruck, .
- Greimel, F., B. Zeiringer, N. Höller, B. Grün, R. Godina, & S. Schmutz, 2016. A method to detect and characterize sub-daily flow fluctuations: Sub-Daily Flow Fluctuations - Austria. *Hydrological Processes* 30: 2063–2078.
- Greimel, F., B. Zeiringer, N. Höller, & S. Schmutz, 2017c. Technischer Bericht A - Kurzfristige Abflussschwankungen in Österreich. Ergänzung zu Endbericht: SuREmMa, Sustainable River Management - Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Wien, Innsbruck .
- Hauer, C., B. Schober, & H. Habersack, 2013. Impact analysis of river morphology and roughness variability on hydropeaking based on numerical modelling: RIVER MORPHOLOGICAL IMPACTS ON HYDROPEAKING PROCESSES. *Hydrological Processes* 27: 2209–2224.
- Hauer, C., G. Unfer, P. Holzapfel, M. Haimann, & H. Habersack, 2014. Impact of channel bar form and grain size variability on estimated stranding risk of juvenile brown trout during hydropeaking: CHANNEL BAR

COMPLEXITY AND FISH STRANDING DUE TO HYDROPEAKING. *Earth Surface Processes and Landforms* n/a–n/a.

Hering, D., O. Moog, L. Sandin, & P. F. M. Verdonschot, 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516: 1–20.

Kastenhofer, O., 2018. Stranden von Makrozoobenthos infolge von Schwall und Sunk. Bachelorarbeit, ZHAW, Zürich.

Moog, O., 1993. Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regulated Rivers: Research & Management* 8: 5–14.

Nelva, A., H. Persat, & D. Chessel, 1979. Une nouvelle méthode d'étude des peuplements ichthyologiques dans les grands cours d'eau par échantillonnage ponctuel d'abondance. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences* 289: 1295–1298.

Nykanen, M., & A. Huusko, 2003. Size-related changes in habitat selection by larval grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Ecology Freshwater Fish* 12: 127–133.

Ofenböck, T., Moog, O., Hartmann, A., Schwarzinger, I. & P. Leitner, 2018. Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente, Teil A2 – Makrozoobenthos. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus. 233 pp.

Persat, H., & G. H. Copp, 1990. Electric fishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. *Developments in electric fishing*. Blackwell Scientific Publications Ltd, Oxford, England: 197–209.

Peter, A., & M. Erb, 1996. Leitfaden für fischbiologische Erhebungen in Fließgewässern unter Einsatz der Elektrofischerei. Kastanienbaum : EAWAG/Forschungszentrum für Limnologie .

Schülting, L., C. K. Feld, & W. Graf, 2016. Effects of hydro- and thermopeaking on benthic macroinvertebrate drift. *Science of The Total Environment* 573: 1472–1480.

Smith, M. J., W. R. Kay, D. H. D. Edward, P. J. Papas, K. S. J. Richardson, J. C. Simpson, A. M. Pinder, D. J. Cale, P. H. J. Horwitz, J. A. Davis, F. H. Yung, R. H. Norris, & S. A. Halse, 1999. AusRivAS: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. *Freshwater Biology* 41: 269–282.

Tachet, H. (ed), 2003. *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie*. CNRS Ed, Paris.

Tanno, D., K. Wächter, & S. Schmidlin, 2016. Stranden von Wasserwirbellosen bei Schwallrückgang –Ergebnisse einer Pilotstudie. *Wasser Energie Luft*, 108. Jahrgang, Heft 4 .

Waringer, J. A., 1989. Life cycle, horizontal microdistribution and current resistance of *Allogamus auricollis* Trichoptera: Limnephilidae in an Austrian mountain brook. *Freshwater Biology* 22: 177–188.

Waringer, J., & W. Graf, 2011. *Atlas der mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven: Atlas of Central European Trichoptera Larvae*. Mauch, Dinkelscherben.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Festlegung der Monitoringstellen anhand des Gradienten der Schwallbelastung bezogen auf beide Schwallenleitungen im fiktiven Fallbeispiel (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht, Kapitel 2.3).....	3
Abbildung 2: Festlegung der Monitoringstellen anhand der wesentlichen Zubringer bezogen auf beide Schwallenleitungen im fiktiven Fallbeispiel (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht, Kapitel 2.3).....	4
Abbildung 3: Festlegung der Monitoringstellen anhand der morphologischen Gewässerausprägung (rot – Monitoringstellen in Gewässerabschnitten mit anthropogener Überprägung) bezogen auf beide Schwallenleitungen im fiktiven Fallbeispiel (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht, Kapitel 2.3).....	5
Abbildung 4: Probennahmendesign Makrozoobenthos.....	11
Abbildung 5: Teilproben-Raster im Feld (Foto: Florian Dossi).....	12
Abbildung 6: Individuendichten (Ind./100m; fiktive Daten) früherer Juvenilstadien (Äsche und Bachforelle) der Untersuchungsstellen im Längsverlauf des fiktiven Fallbeispiels; SE: Schwallenleitung; RW: Restwasser; NF: Naturfern; NN: Naturnah; Z: Zubringer, -g: groß, -k: klein.	17
Abbildung 7: Individuendichte (Ind./100m; fiktive Daten) und Strukturtyp der Frühjahrskartierung im fiktiven Fallbeispiel.....	18
Abbildung 8: Individuendichten (Ind./100m; fiktive Daten) juveniler Äschen und Bachforellen der Untersuchungsstellen im Längsverlauf des untersuchten Gewässerabschnitts im fiktiven Fallbeispiel; SE: Schwallenleitung; RW: Restwasser; NF: Naturfern; NN: Naturnah; Z: Zubringer.....	19
Abbildung 9: Individuendichte (fiktive Daten) und Strukturtyp der Sommerkartierung im fiktiven Fallbeispiel	20
Abbildung 10: Lineare Regression von im Feld gezählter Gesamtabundanz und im Labor gezählter Gesamtabundanz (n=42; kumulierte Ergebnisdarstellung basierend auf den realen Fallbeispielen); der schattierte Bereich kennzeichnet das Konfidenzintervall (0.95)	21
Abbildung 11: Lineare Regression von im Feld gezählter Abundanz von <i>Allogamus auricollis</i> und im Labor gezählter Abundanz von <i>Allogamus auricollis</i> (n=16; kumulierte Ergebnisdarstellung basierend auf den realen Fallbeispielen); der schattierte Bereich kennzeichnet das Konfidenzintervall (0.95).....	21
Abbildung 12: Lineare Regression von im Feld gezählter Abundanz von <i>Rhithrogena</i> sp. und im Labor gezählter Abundanz von <i>Rhithrogena</i> sp. (n=36; kumulierte Ergebnisdarstellung basierend auf den realen Fallbeispielen) der schattierte Bereich kennzeichnet das Konfidenzintervall (0.95).....	22
Abbildung 13: Lineare Regression von im Feld gezählter Abundanz und im Labor gezählter Abundanz der jeweiligen in der Probe enthaltenen Taxa (kumulierte Ergebnisdarstellung basierend auf den realen Fallbeispielen); A: Minerogene Anteil Klasse = sehr niedrig (n=35); B: Minerogene Anteil Klasse = niedrig (n=239); C: Minerogene Anteil Klasse = mittel (n=205); D: Minerogene Anteil Klasse = sehr hoch (n=26); der schattierte Bereich kennzeichnet das Konfidenzintervall (0.95)	23
Abbildung 14: Beispielfoto für hohen minerogenen Gehalt (Foto: Florian Dossi).....	23

Abbildung 15: Gesamtabundanzen im Längsverlauf (fiktive Daten). RW: Restwasser; SCH: Schwall; Z: Zubringer; NN: Naturnah; NF: Naturfern.	25
Abbildung 16: Gesamtabundanzen der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT-TAXA) im Längsverlauf (fiktive Daten). RW: Restwasser; SCH: Schwall; Z: Zubringer; NN: Naturnah; NF: naturfern.	25
Abbildung 17: Gesamtabundanzen der Substratoberflächen-besiedelnden Taxa im Längsverlauf (fiktive Daten). RW: Restwasser; SCH: Schwall; Z: Zubringer; NN: Naturnah; NF: Naturfern.....	26
Abbildung 18: Gesamtabundanzen der Interstitialtaxa im Längsverlauf (fiktive Daten). RW: Restwasser; SCH: Schwall; Z: Zubringer; NN: Naturnah; NF: Naturfern. Die Werte unter der Stellenbezeichnung gibt den Abstand in km zur untersten Stelle an.	26

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Beschreibung der unterschiedlichen Strukturtypen für Fische.....	8
Tabelle 2: Beschreibung der unterschiedlichen Strukturtypen für das Makrozoobenthos	10