



Erarbeitung und Beurteilung von Schwall-Sunk Massnahmen – Neue Erkenntnisse aus Forschung und Praxis



Wädenswil, 30. September 2023

Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)

Impressum

Auftraggeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abteilung Wasser, CH-3003 Bern

Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Auftragnehmer, Projektleitung und Koordination

Dr. Diego Tonolla, eQcharta GmbH & ZHAW

Unterauftragnehmer

Dr. Steffen Schweizer (Grimsel Hydro), Dr. Stephanie Schmidlin (Limnex AG), Dr. Tobias Meile (BG Ingenieure und Berater AG)

Autoren der einzelnen Kapitel

Dr. Diego Tonolla (eQcharta GmbH & ZHAW), Dr. Steffen Schweizer, Jan Baumgartner und Benjamin Berger (Grimsel Hydro), Dr. Stephanie Schmidlin und David Tanno (Limnex AG), Dr. Tobias Meile, Dr. Nico Bätz (Eawag), Dr. Peter Büsser

Begleitung BAFU

Dr. Lorenzo Gorla

Vorgeschlagene Zitierung

Tonolla D. (Ed.). 2023. Erarbeitung und Beurteilung von Schwall-Sunk Massnahmen – Neue Erkenntnisse aus Forschung und Praxis. Bericht im Auftrag des BAFU.

Hinweis

Dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) erstellt. Der Auftragnehmer und die Unterauftragnehmer tragen die alleinige Verantwortung für den Inhalt.

Abbildung Titelseite

Löntschi, Kanton Glarus, unterhalb des Kraftwerks beim Eintreffen der Schwallwelle (© Limnex AG).
Köcherfliegenlarven (© Forschungsgruppe Ökohydrologie ZHAW-IUNR).

Inhaltsverzeichnis

1 Ausgangslage und Zweck des Berichtes	5
2 Wichtigkeit einer gesamtökologischen Betrachtung	6
2.1 Berücksichtigung von ökologischen Funktionsräumen	6
2.2 Berücksichtigung von saisonal spezifischen Gegebenheiten	8
2.3 Literatur	9
3 Hydrologische Kenngrößen (A2)	10
3.1 Vorgehen gemäss Vollzugshilfemodul "Schwall-Sunk – Massnahmen"	10
3.2 Mögliche Unsicherheiten bei der Anwendung	13
3.3 Vorschlag für die zukünftige Anwendung des Indikators	15
3.4 Literatur	26
4 Stranden von Fischen (F2)	28
4.1 Vorgehen gemäss Vollzugshilfemodul "Schwall-Sunk – Massnahmen"	28
4.2 Mögliche Unsicherheiten bei der Anwendung	28
4.3 Vorschlag für die zukünftige Anwendung des Indikators	29
4.4 Literatur	36
5 Laichareale der Fische (F3)	38
5.1 Vorgehen gemäss Vollzugshilfemodul "Schwall-Sunk – Massnahmen"	38
5.2 Mögliche Unsicherheiten bei der Anwendung	38
5.3 Vorschlag für die zukünftige Anwendung des Indikators	39
5.4 Fallbeispiel	41
5.5 Literatur	46
6 Habitateignung Fische (F6)	47
6.1 Vorgehen gemäss Vollzugshilfemodul "Schwall-Sunk – Massnahmen"	47
6.2 Mögliche Unsicherheiten bei der Anwendung	47
6.3 Vorschlag für die zukünftige Anwendung des Indikators	48
6.4 Fallbeispiel	50
6.5 Literatur	55
7 Habitateignung Makrozoobenthos (B5)	56
7.1 Einleitung	56
7.2 Vorgehen gemäss Vollzugshilfemodul "Schwall-Sunk – Massnahmen"	56
7.3 Mögliche Unsicherheiten bei der Anwendung	57
7.4 Vorschlag für die zukünftige Anwendung des Indikators	57
7.5 Fallbeispiel	64
7.6 Literatur	68
8 Wassertemperatur (Q1)	70
8.1 Vorgehen gemäss Vollzugshilfemodul "Schwall-Sunk – Massnahmen"	70
8.2 Mögliche Unsicherheiten bei der Anwendung	70
8.3 Vorschlag für die zukünftige Anwendung des Indikators	71
8.4 Beschreibung wichtiger Temperatureffekte anhand eines Beispielerignisses	73
8.5 Literatur	76
9 MSK-Modul Makrozoobenthos (B2)	78
9.1 Vorgehen gemäss Vollzugshilfemodul "Schwall-Sunk – Massnahmen"	78
9.2 Mögliche Unsicherheiten bei der Anwendung	78
9.3 Vorschlag für die zukünftige Anwendung des Indikators	79
9.4 Literatur	82
10 Drift (D1)	83
10.1 Einleitung	83

10.2 Neue Erkenntnisse zur Makrozoobenthos-Drift und -Strandung	84
10.3 Mögliche Schwellenwerte für die Makrozoobenthos-Drift	87
10.4 Zusätzliche Empfehlungen für die Praxis	88
10.5 Literatur	90
11 Kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen	93
11.1 Literatur	95
12 Energiespeichersysteme und weitere mögliche Massnahmen	96
12.1 Literatur	96
13 Mögliche Auswirkungen des Klimawandels	98
13.1 Auswirkungen auf den Wasserhaushalt	98
13.2 Auswirkungen auf die Wassertemperatur	99
13.3 Auswirkungen auf die Wasserkraftproduktion	100
13.4 Berücksichtigung bei Schwall-Sunk Massnahmen	101
13.5 Literatur	101

1 Ausgangslage und Zweck des Berichtes

Die Inhaber von Wasserkraftwerken sind verpflichtet, wesentliche Beeinträchtigungen durch kurzfristige künstliche Änderungen des Wasserabflusses (Schwall-Sunk) bei bestehenden Anlagen mit geeigneten Massnahmen zu beseitigen bzw. bei Neuanlagen zu verhindern (Art. 39a, GSchG). Die strategischen Planungen der Kantone (2011-2014) haben gezeigt, dass schweizweit rund 100 Wasserkraftanlagen eine wesentliche Beeinträchtigung in den Fliessgewässern verursachen und gemäss Gewässerschutzgesetz bis ins Jahr 2030 saniert werden müssen (Art. 83a, GSchG). Mit dem bestehenden Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) aus dem Jahr 2017 wurde ein praxistaugliches und einheitliches Vorgehen für die Erarbeitung und Beurteilung von Massnahmen im Bereich Schwall-Sunk aufgezeigt.

Zweck des vorliegenden Berichtes ist, bisherige Erfahrungen und Erkenntnisse bei der Anwendung des Vollzugshilfemoduls bei Sanierungsprojekten und aus neuen Forschungsprojekten der letzten fünf Jahre aufzuzeigen. Er zeigt grundlegende Überlegungen und Erklärungen, die für die Erarbeitung und Bewertung von Sanierungsprojekten und Neuanlagen hilfreich sein können. Damit wird der Stand des Wissens aktualisiert und ein Lernprozess in Gang gesetzt. Der Bericht richtet sich primär an die Inhaber von Wasserkraftanlagen und an die beauftragten Umwelt- und Ingenieurbüros sowie an die mit der Bewertung von Wasserkraftanlagen betrauten kantonalen Fachstellen.

Schwerpunkt des Berichtes liegt auf den sechs Kernindikatoren:

- Hydrologische Kenngrössen (A2): Kapitel 3
- Stranden von Fischen (F2): Kapitel 4
- Laichareale der Fische (F3): Kapitel 5
- Habitateignung Fische (F6): Kapitel 6
- Habitateignung Makrozoobenthos (B5): Kapitel 7
- Wassertemperatur (Q1): Kapitel 8

Zusätzlich werden auch Erfahrungen und Vorschläge zum Umgang mit dem Breitbandindikator „MSK-Modul Makrozoobenthos (B2)“ und dem Schwall-Sunk sensitiven Indikator „Drift (D1)“ thematisiert (Kap. 9 und 10). Ausserdem wird kurz auf weitere Aspekte, wie „Kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen“ (Kap. 11), „Energiespeichersysteme und weitere mögliche Massnahmen“ (Kap. 12) sowie auf „Mögliche Auswirkungen des Klimawandels“ (Kap. 13) eingegangen.

Dieser Bericht wurde aufgrund von den Erfahrungen aus konkreten Praxis- und Forschungsprojekten verfasst. Dadurch kann wertvolles Wissen einfließen, gleichzeitig ist aber eine kritische Auseinandersetzung und fallspezifische Anwendung der Indikatoren wichtig. Beispielsweise wurden tendenziell Erfahrungen aus grösseren Projekten eingearbeitet, eine Vereinfachung bei kleinen Projekten ist unter Umständen möglich. Das bestehende Vollzugshilfemodul sowie dieser Bericht sollen aber sicherstellen, dass das Vorgehen bei jedem Schwall-Sunk Projekt grundsätzlich vergleichbar ist und alle ökologisch relevanten Prozesse berücksichtigt werden.

2 Wichtigkeit einer gesamtökologischen Betrachtung

Autoren: Steffen Schweizer, Jan Baumgartner, Benjamin Berger, Diego Tonolla

2.1 Berücksichtigung von ökologischen Funktionsräumen

Ökologische Funktionsräume in einem Gewässersystem können als geographisch abgegrenzte Bereiche, die sich durch bestimmte hydrologische, morphologische, hydraulische und biologische Merkmale auszeichnen und dadurch verschiedene Habitate für unterschiedliche Arten und deren unterschiedlichen Entwicklungsstadien aufweisen, definiert werden. Sie sind eine wichtige Grundlage für die Beschreibung und Beurteilung von Gewässerökosystemen und ermöglichen ein Verständnis der übergeordneten Funktionalität verschiedener räumlicher und zeitlicher Bereiche.

In natürlichen Flusssystemen mit stabilen Fisch- und/oder Makrozoobenthospopulationen sind die verschiedenen Funktionsräume heterogen auf Flussabschnitte und Seitengewässer verteilt. Beispielsweise gibt es in Flusssystemen Habitate, die den Fischen zur Nahrungsaufnahme dienen und andere wie Jungfischhabitate, welche für längere Aufenthalte genutzt werden. Wiederum andere Habitate dienen als Laichplatz oder der Fortpflanzung. Zwischen den verschiedenen Funktionsräumen unternehmen die Fische Wanderungen und können so ihre Ansprüche vollständig decken.

Auf die Wichtigkeit von ökologischen Funktionsräumen und einer gesamtökologischen Betrachtung wird bereits im bestehenden Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ hingewiesen (z.B. Anhang B, S. 48 und Indikator F6, S. 75 in Tonolla et al., 2017). Aus der Erfahrung verschiedener Sanierungsprojekte und dem dabei gewonnenen Erfahrungswissen zeigte sich, dass bei der Bearbeitung die Funktionsräume (Qualität, Quantität und funktionale Verknüpfung) und deren Wirkung auf das Gesamtsystem stärker zu berücksichtigen sind. Die Berücksichtigung der ökologischen Funktionsräume richtet sich nach der/den fließgewässerspezifischen und repräsentativen Zielart(en) oder Lebensgemeinschaft(en) sowie der Systemkomplexität.

Bei der Ausarbeitung von Schwall-Sunk Projekten (Sanierungen, wie Neubauten und Erneuerungen) soll darauf geachtet werden, dass das Gewässersystem (Schwall-Sunk Strecke und wichtigste Seitengewässer) die notwendigen Funktionsräume für die repräsentativen Zielarten abdeckt und somit das Vorkommen, der Erhalt und die Entwicklung von selbstreproduzierenden und stabilen Populationen gewährleistet ist. Die Schwall-Sunk Massnahmen sollten, sofern keine anderen Defizite, wie schlechte Gewässerqualität und/oder Morphologie vorkommen, zu stabilen und selbsterhaltenden Populationen führen, die in ihrer Grösse und Artzusammensetzung dem natürlichen System entsprechen. Daher soll bei der Bearbeitung eines Schwall-Sunk Projekts sowohl während der Defizit- und Ursachenanalyse als auch während des Variantenstudiums immer wieder der Blick auf das ökologische Gesamtsystem und die verschiedenen Funktionsräume gesucht werden, um die Erkenntnisse und Ergebnisse in einen Gesamtkontext einzuordnen. Da sich zukünftige morphologische Veränderungen (z.B. Aufweitungen) sowie klimatisch bedingte Änderungen des Abfluss-, Sediment- und Temperaturregimes (Kap. 13) sowohl auf der Abschnittsebene als auch auf die Funktionsräume auswirken, sind sie bei den gesamtökologischen Überlegungen so weit wie möglich zu berücksichtigen.

Die Berücksichtigung der ökologischen Funktionsräume im Sinne einer gesamtökologischen Betrachtung ist besonders bei folgenden Arbeitsschritten wichtig:

- Festlegung der Untersuchungsabschnitte innerhalb der Schwall-Sunk Strecke → Werden alle relevanten Funktionsräume betrachtet? Was sind aus der Gesamtsicht sinnvolle und repräsentative Abschnitte? Wie ist die räumliche Anordnung der Abschnitte im Gewässersystem? Wo bestehen bereits heute wichtige Populationen?
- Zieldefinition → Welche ökologischen Ziele sind sinnvoll in diesem Gewässersystem? Dabei sollen Zielarten sowie abiotische Mindestanforderungen und Toleranzbereiche bzw. Präferenzkurven der entsprechenden Zielarten abgeleitet werden.

- Defizit- und Ursachenanalyse → Wie gross sind die mit den Indikatoren festgestellten Defizite? Worauf sind diese Defizite zurückzuführen? Welche Synergien bzw. Konflikte gibt es z.B. mit anderen Projekten, Sanierungen und Revitalisierungen?
- Variantenstudium → Wie sieht die Wirkung auf das Gesamtsystem je untersuchter Massnahmenvariante aus?
- Wirkungskontrolle → Was, wann, wie und wo soll untersucht werden?

Fiktives Fallbeispiel

Das folgende Beispiel soll die Interpretations- und Diskussionsmöglichkeiten aufzeigen, welche sich ergeben können, wenn für einen fiktiven Fall die Habitatsituation für Bachforellen auf der Skala eines Gewässerabschnittes beurteilt werden soll. Mit ähnlichen Überlegungen kann auch die Situation für das Makrozoobenthos eingeordnet werden.

In Abbildung 1 sind verschiedene Habitatstypen von Bachforellen in einem fiktiven Gewässerabschnitt dargestellt. Es ist zu sehen, dass in der Schwall-Sunk Strecke (blaue Fläche) nur geeignete Habitate für adulte Bachforellen vorkommen. Geeignete Laichareale (Indikator F3; Kap. 5) und Habitate für larvale und juvenile Bachforellen (Indikator F6; Kap. 6) fehlen jedoch. Ausserdem ist das Strandrungsrisiko in der Schwall-Sunk Strecke durch eine grosse Wasserwechselzone geprägt (Indikator F2; Kap. 4). Werden jedoch auch die flussaufwärts liegende Restwasserstrecke (dunkelblau schraffierte Fläche) und der natürliche Zufluss (grüne Fläche) betrachtet, ist zu erkennen, dass dort sowohl Larval- und Juvenilhabitate als auch Laichareale vorkommen.

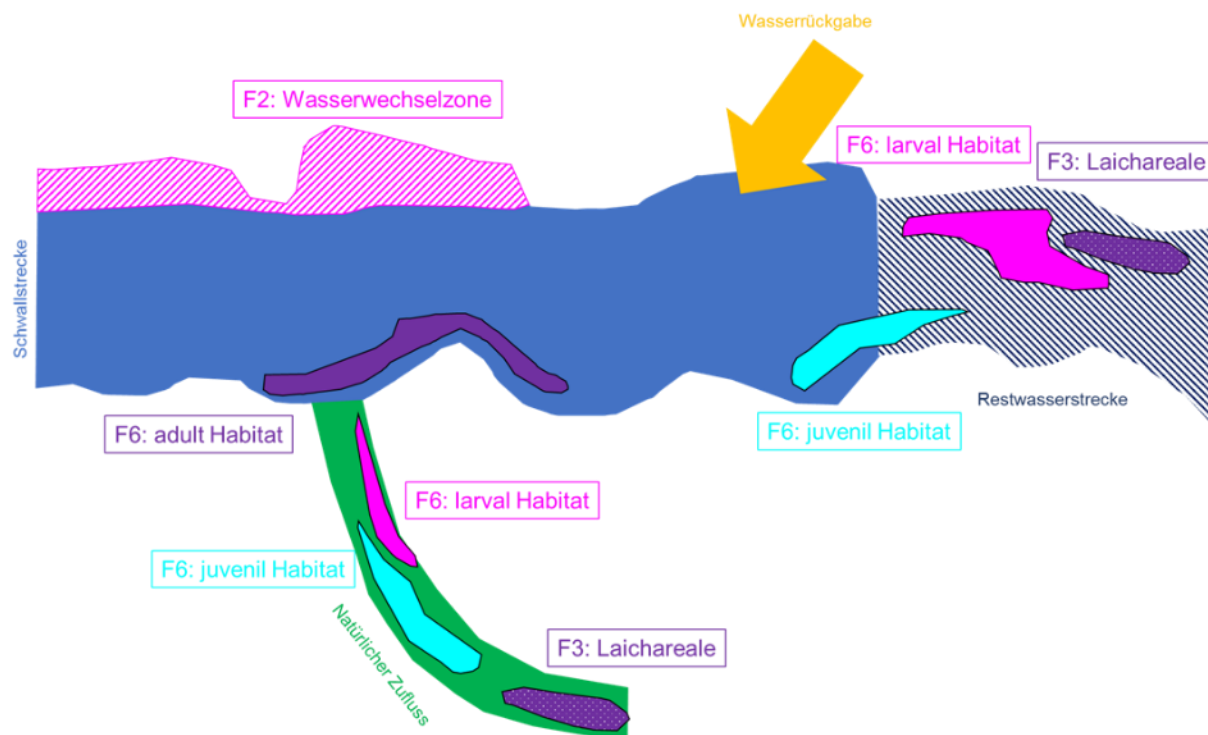


Abbildung 1. Fiktives Beispiel von ökologischen Funktionsräumen auf Skala eines Gewässerabschnittes.

Wird in diesem Fallbeispiel lediglich die Schwall-Sunk Strecke betrachtet und auf eine ökologische Gesamtbetrachtung des Gewässersystems verzichtet, wären die Beeinträchtigungen bei den Habitaten und beim Stranden als sehr gross zu beurteilen. Mit Schwall-Sunk Massnahmen müssten diese Defizite, soweit sie auf Schwall-Sunk zurückzuführen sind, beseitigt werden.

Wird jedoch der Gewässerabschnitt auf Ebene der ökologischen Funktionsräume betrachtet, können andere Schlussfolgerungen resultieren. Zum Beispiel könnten in der Restwasserstrecke und/oder in den natürlichen Zuflüssen genügend geeignete Laichareale und Habitate für juvenile und larvale Bachforellen vorkommen, so dass die Beeinträchtigung in der Schwall-Sunk Strecke relativiert wird. Falls im Gesamtsystem ausreichend geeignete Habitate für die Verlaichung und die jungen Entwicklungsstadien der Bachforelle zu finden sind, und diese auch mit der Schwall-Sunk Strecke

vernetzt sind, sind die Defizite bei den Indikatoren F2, F3 und F6 anders zu interpretieren, als wenn keine geeigneten Zuflüsse und/ oder Restwasserstrecke vorhanden wären. Es kann aber auch das Gegenteil der Fall sein: Die Analyse der Funktionsräume kann zum Beispiel aufzeigen, dass im Referenzzustand die einzigen geeigneten Juvenilhabitate in der Schwall-Sunk Strecke liegen und deshalb für den Populationserhalt zentral sind.

Das Fallbeispiel zeigt, dass durch die Betrachtung auf Ebene von ökologischen Funktionsräumen und einer gesamtökologischen Betrachtung andere Schlussfolgerungen gezogen werden können, als wenn nur die Schwall-Sunk Strecke betrachtet wird. Ähnliche Überlegungen können je nach Gewässersystem und Zielarten auch auf grösseren räumlichen und zeitlichen Skalen zielführend sein (Abb. 2).

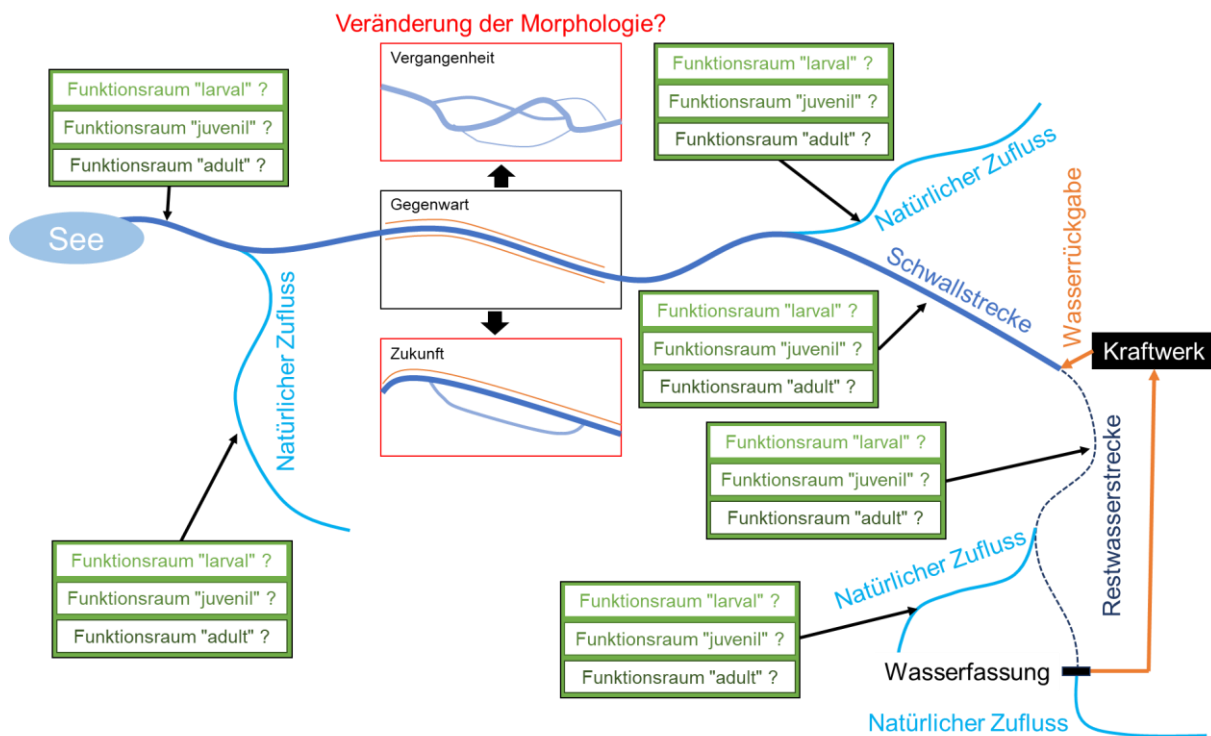


Abbildung 2. Fiktives Beispiel von ökologischen Funktionsräume auf Skala eines ganzen Gewässersystems.

2.2 Berücksichtigung von saisonal spezifischen Gegebenheiten

Ergänzend zur Berücksichtigung der ökologischen Funktionsräume (Kap. 2.1) sind saisonal spezifische Überlegungen zwingend. Im bestehenden Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) ist die saisonale Betrachtung ein Grundpfeiler der Methode, sowohl für die Defizit- und Ursachenanalyse als auch für das Variantenstudium und die Steuerung von Massnahmen. Zum Beispiel wird auf die Wichtigkeit der Berücksichtigung der saisonalen Variabilität des Abflussregimes für die Festlegung von repräsentativen Abflussganglinien sowie für die saisonale Festlegung von Zielwerten (z.B. strengere / weniger strengere Zielwerte je nach Zielart und Entwicklungsstadium) explizit hingewiesen (S. 27). Des Weiteren schlagen die allermeisten Indikatoren des Vollzugshilfemoduls eine saisonale Betrachtung vor und es wird auch empfohlen, die Steuerung der Massnahmen nach den ökologischen Anforderungen saisonal zu optimieren (S. 114-115).

Die Wichtigkeit der Anwendung der saisonalen (und im besten Fall täglichen) Steuerung der Abflüsse oder Zielwerte während ökologisch sensibler Zeiträume zum Schutz von spezifischen Entwicklungsstadien wurde von der Wissenschaft anerkannt. Hayes et al. (2019) machen zum Beispiel spezifisch saisonale Empfehlungen, um die Auswirkungen von Schwall-Sunk auf sensible Entwicklungsstadien der Salmoniden zu reduzieren. Wie im Kapitel 2.1 erwähnt, sind verschiedene Fischarten im Laufe ihres Lebenszyklus auf verschiedene ökologische Funktionsräume angewiesen. Beispielsweise folgt im Lebenszyklus vieler Salmoniden auf die stromaufwärts gerichtete Laichwanderung die Ablage der befruchteten Eier im Kiesbett. In den folgenden Wochen entwickeln

sich die Eier im Kiessubstrat, wo nach dem Schlüpfen auch die Larven verbleiben, bis ihr Dottersack absorbiert ist. Danach schlüpfen die Fischlarven aus dem Flussbett und suchen sich Aufwuchshabitate, z.B. entlang der Uferlinie, wo Fliessgeschwindigkeit und Wassertiefe gering sind. Damit ist das Driftrisiko geringer und die Fischlarven sind vor grösseren Fischen (Prädation) besser geschützt, aber sie sind dadurch einem grösseren Strandrungsrisiko ausgesetzt als z.B. Sömmerlinge, die normalerweise bereits weiter entfernt von der Uferlinie leben. Je grösser die Fische werden, desto toleranter sind sie hinsichtlich höheren Fliessgeschwindigkeiten und Wassertiefen, sie besiedeln in der Regel dann Habitate mit einem gewissen Abstand zum Ufer und benötigen insgesamt grössere Habitate je Individuum. Häufig kommt es zu einer aktiven (z.B. bei zu wenig Habitat) oder passiven (z.B. bei einer Erhöhung der hydraulischen Belastung als Folge des Schwallbetriebs) Verdriftung der Jungtiere flussabwärts (Kap. 10). Sobald sie die Geschlechtsreife erreichen, beginnt ihr Lebenszyklus von neuem (Crisp, 2000; Quinn, 2005). Jedes dieser Entwicklungsstadien kann eine unterschiedlich ausgeprägte Empfindlichkeit gegenüber verschiedenen Aspekten der Schwall-Sunk Abflussganglinie (z.B. hydraulische Belastung bei Schwall, Pegelrückgangsrage bei Sunk, usw.) aufweisen, wobei die Reproduktion und die frühen Entwicklungsstadien (Larven) der Salmoniden am empfindlichsten zu sein scheinen, da sich diese bevorzugt entlang der Uferlinie in geringen Wassertiefen aufhalten (Moreira et al., 2019). Je grösser/ älter und schwimmfähiger die Fische werden, desto weniger anfällig sind sie. In dieser Hinsicht wird zum Beispiel für die Zeit der Emergenz ein „Emergenz-Fenster“ vorgeschlagen, in dem strengere Schwellenwerte für die ausschlaggebenden hydrologischen Kenngrössen (Kap. 3) einzuhalten sind (Hayes et al., 2019). Die massgebenden hydrologischen Kenngrössen variieren daher zwischen den einzelnen Entwicklungsstadien und sollen bei der Festlegung der zukünftigen Abflussganglinie und den entsprechenden Massnahmen berücksichtigt werden. Zudem sollen auch die Tageszeit, Temperatur(-änderung) und Morphologie berücksichtigt werden, da diese mit dem Schwallbetrieb und den möglichen Auswirkungen interagieren können.

2.3 Literatur

- Crisp DT. 2000. Trout and salmon: Ecology, conservation and rehabilitation. Fishing News Books, Blackwell Science: Oxford, UK.
- Hayes DS, Moreira M, Boavida I, Haslauer M, Unfer G, Zeiringer B, Greimel F, ... Schmutz S. 2019. Life stage-specific hydropeaking flow rules. *Sustainability* 11: 1547.
- Moreira M, Hayes DS, Boavida I, Schletterer M, Schmutz S, Pinheiro A. 2019. Ecologically-based criteria for hydropeaking mitigation: A review. *Science of The Total Environment* 657: 1508–1522.
- Quinn TP. 2005. The behavior and ecology of Pacific salmon and trout. University of Washington Press: Seattle, WA, USA.
- Tonolla D, Chaix O, Meile T, Zurwerra A, Büsser P, Oppliger S, Essyad K. 2017. Schwall-Sunk – Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Vollzug* 1701.

3 Hydrologische Kenngrössen (A2)

Autoren: Tobias Meile, Diego Tonolla, Steffen Schweizer, Benjamin Berger

3.1 Vorgehen gemäss Vollzugshilfemodul "Schwall-Sunk – Massnahmen"

Im Anhang C des Vollzugshilfemoduls „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) wird einleitend darauf hingewiesen, dass der Indikator „Hydrologische Kenngrössen (A2)“ wie folgt zu verstehen ist:

- Er wirkt unterstützend zur Einordnung der biotischen Defizite, auch im Vergleich zu Referenzstrecken oder -zuständen.
- Er dient der gewässerspezifischen Festlegung von Zielen für Schwallabfluss, Sunkabfluss und Pegeländerungsraten.
- Er eignet sich durch die Einschätzung der Zielerreichung als Syntheseindikator für eine Vorauswahl von Massnahmen.
- Er steht in Wechselwirkung mit biotischen (F2, F3, B5, F6) und abiotischen (Q1, D1, H1 und H2) Indikatoren (vgl. Abb. C2 in Tonolla et al., 2017).

Das heisst insbesondere, dass die hydrologischen Kenngrössen respektive der daraus abgeleitete Indikator A2 allein keine abschliessende Aussage zum ökologischen Zustand des Gewässers und einer allfälligen wesentlichen Beeinträchtigung zulässt. Dies gilt nach wie vor.

Das Vorgehen gemäss bestehendem Vollzugshilfemodul kann in Vorarbeiten, zwei Arbeitsschritte und eine Aggregation für eine Gesamtbewertung gegliedert werden. Diese Teilschritte werden untenstehend beschrieben und anhand von Beispielen zum besseren Verständnis des Indikators A2 erläutert.

Vorarbeiten

- Verständnis des Gesamtsystems: Wo liegen zum Beispiel die Schwall-Sunk Strecke(n), Restwasserstrecke(n), Referenzstrecke(n), Fassung(en), Stausee(n), Speicher, Zentrale(n), Rückgabe(n), usw. (Anhang B in Tonolla et al., 2017; vgl. Kap. 2.1, Abb. 2)?
- Sichtung und Aufbereitung vorhandener Abflussdaten (Messstationen, Betriebsdaten, hydrologische Modelle).
- Wahl und Begründung der berücksichtigten Gewässerabschnitte und Morphologie(n).
- Wahl und Begründung der berücksichtigten Saisons (Kap. 2.2) für die Bestimmung der repräsentativen Abflussganglinie.

Bestimmung der hydrologischen Kenngrössen (Arbeitsschritt 1)

- Wahl der zu bestimmenden hydrologischen Kenngrössen: Schwallabfluss, Sunkabfluss, Pegelrückgangrate und Pegelanstiegsrate. Grundsätzlich sind alle Kenngrössen zu bestimmen. Wenn begründet, kann jedoch auf einzelne Kenngrössen verzichtet werden. *Beispiel:* Die Pegelanstiegsrate kann das Driffrisiko für das Makrozoobenthos erhöhen (Kap. 10) und damit indirekt auch die Biomasse und Diversität beeinflussen. Sind diesbezüglich gemäss den Resultaten der Defizit- und Ursachenanalyse keine biotischen Defizite ausgewiesen (Indikator „Biomasse und Diversität Makrozoobenthos (B1)“), kann begründet auf weiterführende Untersuchungen der Pegelanstiegsrate verzichtet werden.
- Bestimmung der hydrologischen Kenngrössen im Ist-Zustand und im Referenzzustand mit Hilfe von Summenkurven (= Perzentile). Je nach Indikator und Entwicklungsstadium erfolgt die Bestimmung saisonal oder übers ganze Jahr.
 - *Beispiel 1 – Habitateignung für adulte Fische.* Gemäss bestehendem Vollzugshilfemodul erfolgt die Einstufung der Habitateignung für Fische indem der Flächenverlust von geeigneten Habitaten bei mittlerem Schwallabfluss respektive Sunkabfluss bezüglich einem Q_{182} im Referenzzustand bestimmt wird (Indikator F6, Kap. 6). Hier handelt es sich um eine Ganzjahresbetrachtung. Die Summenkurve der täglichen Schwall- und Sunkwerte wäre für diesen Indikator und dieses Entwicklungsstadium somit über das ganze Jahr zu bestimmen.

- *Beispiel 2 – Laichentwicklung der Bachforellen.* Die, gemäss bestehendem Vollzugshilfemodul, für die Laichareale und -entwicklung der Fische (Indikator F3, Kap. 5) massgebenden hydrologischen Kenngrössen sind der Sunkabfluss (Laichgeschäft, Trockenfallen) und der Schwallabfluss (Stabilität Laichgruben). Trockenfallen und Erosion der Laichgruben sind im Zeitraum der Laichentwicklung zu vermeiden. In diesem Fall wird die Summenkurve der täglichen Schwall- und Sunkwerte saisonal für den relevanten Zeitraum bestimmt. Dieser Zeitraum ist gewässerspezifisch festzulegen.
- *Beispiel 3 – Stranden von larvalen Bachforellen.* Die, gemäss bestehendem Vollzugshilfemodul, für das Stranden von Fischen (Indikator F2, Kap. 4) massgebenden hydrologischen Kenngrössen sind der Schwallabfluss und der Sunkabfluss für die trockenfallenden Flächen (Wasserwechselzone) und die Pegelrückgangrate. Der relevante Zeitraum des Vorhandenseins von Bachforellenlarven ist gewässerspezifisch festzulegen. Aus diesem Grund wird die Summenkurve der täglichen Schwall- und Sunkwerte zur Bestimmung der trockenfallenden Flächen und der Pegelrückgangrate saisonal, d.h. nur für den relevanten Zeitraum, bestimmt.

Oben genannte Beispiele zeigen, dass die hydrologischen Kenngrössen zwingend gewässerspezifisch zu bestimmen sind, unter Berücksichtigung der Ziel(fisch)art(en) und der Entwicklungsstadien. Ein alpiner Talfluss, ein voralpines Fliessgewässer oder ein Juragewässer können sich bezüglich Zielart(en) und massgebender Saison deutlich unterscheiden (Kap. 2.2).

Festlegung der Zielwerte, der Einhaltungshäufigkeit und der Zustandklasse (Arbeitsschritt 2)

- Der Zielwert der jeweiligen hydrologischen Kenngrösse wird in direkter Anlehnung an die Wechselwirkung mit den biotischen und abiotischen Indikatoren festgelegt und zwar für jedes gewässerspezifische Ziel, welches Anhand der Defizit- und Ursachenanalyse festgelegt wurde (Kap. 3.4 und Hilfstabelle Teil III im Anhang D, Tonolla et al., 2017).
 - *Beispiel 1 – Habitateignung für adulte Fische.* Die Defizitanalyse hat gezeigt, dass bezüglich Sunk kein Defizit besteht. Der Flächenverlust beim mittleren Sunkabfluss bezüglich einem Q_{182} im Referenzzustand ist $< 10\%$ (Zustand sehr gut). Es besteht somit kein Handlungsbedarf. Beim Schwall zeigen die Berechnungen, dass ab einem Abflusswert $< 25 \text{ m}^3/\text{s}$ der Flächenverlust weniger als 20% betragen würde (Zustand gut), der mittlere Schwallabfluss aber deutlich höher liegt. Als Zielwert wird ein Schwall von maximal $25 \text{ m}^3/\text{s}$ festgelegt.
 - *Beispiel 2 – Laichentwicklung der Bachforellen.* Die Feldaufnahmen und hydronumerischen Berechnungen haben gezeigt, dass ab einem Sunkabfluss kleiner $5 \text{ m}^3/\text{s}$ die im Gewässer vorhandenen und kartierten potenziellen oder realen Laichgruben noch ausreichend benetzt sind. Als Zielwert wird ein Sunkabfluss von mindestens $5 \text{ m}^3/\text{s}$ festgelegt. Die Berechnungen zeigen weiter, dass ab einem Abfluss von $30 \text{ m}^3/\text{s}$ der mittlere Durchmesser (d_m) des Laichsubstrats in Bewegung gerät und somit die Stabilität derselben als Ganzes gefährdet ist. Als Zielwert wird ein Schwallabfluss von maximal $30 \text{ m}^3/\text{s}$ festgelegt.
 - *Beispiel 3 – Stranden von larvalen Bachforellen.* Zwei Kriterien, die trockenfallenden Flächen und die Pegelrückgangrate beim Trockenfallen, sind für die Einordnung dieses Indikators wichtig. Von den für Fischlarven potenziell geeigneten Habitaten (siehe „zu beachten“ in F2 bestehendes Vollzugshilfemodul) hat die Defizitanalyse gezeigt, dass $< 30\%$ trockenfallen (Zustand gut). Diesbezüglich muss kein Ziel festgelegt werden. Die hydronumerischen Modellierungen zeigen hingegen, dass die Pegelrückgangrate mit $dh/dt > 0.5 \text{ cm}/\text{min}$ beim Trockenfallen der geeigneten Habitate zu gross ist. Als Ziel wird eine Pegelrückgangrate der trockenfallenden Zellen $dh/dt < 0.3 \text{ cm}/\text{min}$ festgelegt.
- Die geforderte Einhaltungshäufigkeit der jeweiligen hydrologischen Kenngrösse steht im Zusammenhang mit den verursachten ökologischen Beeinträchtigungen im Gewässer (Abb. 3), sofern der Zielwert überschritten (Schwallabfluss, Pegelanstiegsrate) respektive unterschritten (Sunkabfluss, Pegelrückgangrate) wird. Dabei gilt:
 - Ökologische Beeinträchtigungen, die bereits durch wenige, dafür ausgeprägte Schwall-Sunk Ereignisse, entstehen, erfordern eine hohe Einhaltungshäufigkeit. Das bestehende Vollzugshilfemodul (Tonolla et al., 2017) schlägt beispielsweise ein 95%-Perzentil Schwallabfluss (= 95% der Schwallwerte nach Massnahmen sollen unter dem Zielwert liegen) respektive 5%

Perzentil Sunkabfluss (= 95% der Sunkwerte nach Massnahmen sollen über dem Zielwert liegen) vor. Ziel einer 95% jedoch nicht 100% Einhaltungshäufigkeit ist, natürliche Ereignisse von anthropogenen Schwall-Sunk Ereignissen zu unterscheiden.

- Ökologische Beeinträchtigungen, welche erst durch immer wiederkehrende aber weniger ausgeprägte Schwall-Sunk Ereignisse verursacht werden, erfordern eine weniger hohe Einhaltungshäufigkeit, da davon ausgegangen wird, dass nicht schon einige wenige Einzelereignisse eine nachhaltige ökologische Beeinträchtigung verursachen. Im bestehenden Vollzugshilfemodul wird beispielsweise ein 60%-Perzentil für den Schwallabfluss respektive ein 40% Perzentil für den Sunkabfluss vorgeschlagen.
- In der Praxis sind diese geforderten Einhaltungshäufigkeiten, wie bereits im bestehendem Vollzugshilfemodul festgehalten, indikativ und sollen gewässerspezifisch anhand der Summenkurven im Referenzzustand, im Ist-Zustand und im Zustand mit Massnahmen (Prognosezustand) präzisiert werden. Darauf wird im Kapitel 3.3 näher eingegangen.

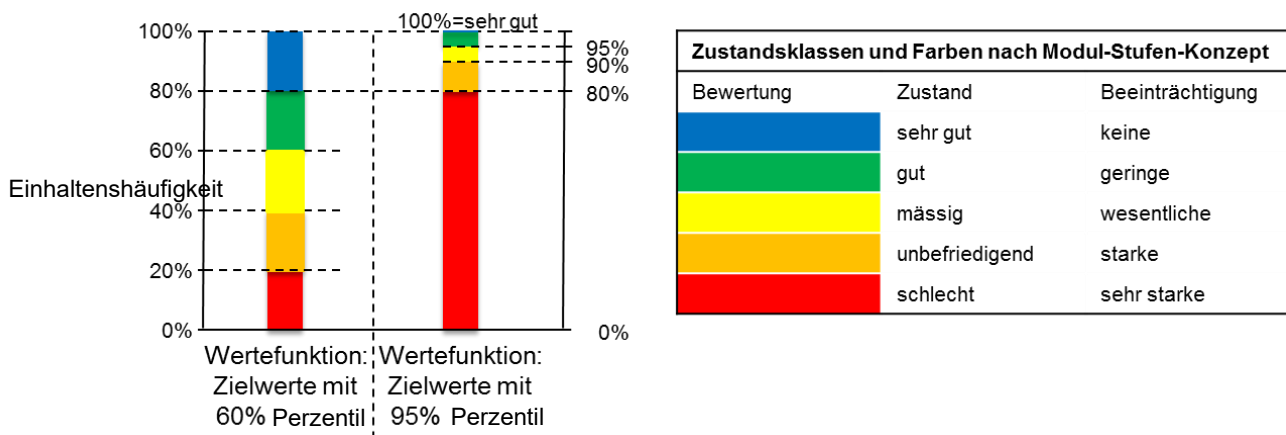


Abbildung 3. Wertefunktionen für die hydrologischen Kenngrössen in Abhängigkeit der Einhaltungshäufigkeit gemäss Vollzugshilfemoduls „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Abb. C3 in Tonolla et al., 2017).

- Die Festlegung der Zustandsklasse für den Indikator A2 bedingt pro gewässerspezifisches Ziel die vorgängige Festlegung des Zielwerts und der Einhaltungshäufigkeit. Anschliessend erfolgt die Festlegung der Zustandsklasse anhand der Wertefunktionen gemäss Abb. 3 mit der Summenhäufigkeit für den Ist-Zustand, den Referenzzustand und für den Zustand mit Massnahmen (Varianten).
 - *Beispiel 1 – Habitateignung für adulte Fische.* Ein maximaler Schwallabfluss von 25 m³/s (Indikator F6, Zustand gut) soll für mindestens 60% der Schwallereignisse (Tage) eingehalten werden, um die Zustandsklasse gut zu erreichen (Abb. 4). Dazu werden in diesem Beispiel verschiedene bauliche Massnahmen untersucht. Ein Ausleitkraftwerk (Zustandsklasse A2_{Schwall} sehr gut, Massnahme übertrifft Ziel), ein Rückhaltebecken von 60'000 m³ (Ziel Schwall < 25 m³/s an 60% der Tage eingehalten, Zustandsklasse A2_{Schwall} gut, ausreichende Massnahme) und ein Rückhaltebecken von 40'000 m³ (Verbesserung bezüglich Ist-Zustand, aber Ziel nicht eingehalten, Zustandsklasse A2_{Schwall} unbefriedigend, unzureichende Massnahme).
 - *Beispiel 2 – Laichentwicklung der Bachforellen.* Ein Schwallabfluss von maximal 30 m³/s oder weniger (F3, Zustand gut) soll an mindestens 95% der Tage im relevanten Zeitraum eingehalten werden, um die Zustandsklasse gut zu erreichen (Abb. 4). Die Summenhäufigkeit zeigt, dass mit einem Rückhaltebecken von 60'000 m³ auch dieses Ziel erreicht werden kann.

Das bedeutet bezüglich *Beispiel 1 und 2* zusammenfassend (Abb. 4), dass für die immer wiederkehrenden aber weniger ausgeprägten Schwall-Sunk Ereignisse die Wasserwechselzone reduziert werden kann und für die ausgeprägten Schwall-Sunk Ereignisse die Schwallspitze so weit gedämpft werden kann, dass die Sohle während der Laichentwicklung stabil bleibt. Ausnahmen bilden natürliche Hochwasserereignisse, welche nicht Ziel der Schwall-Sunk Massnahmen sind. Mit einem Ausleitkraftwerk wird das Ziel gar übertroffen.

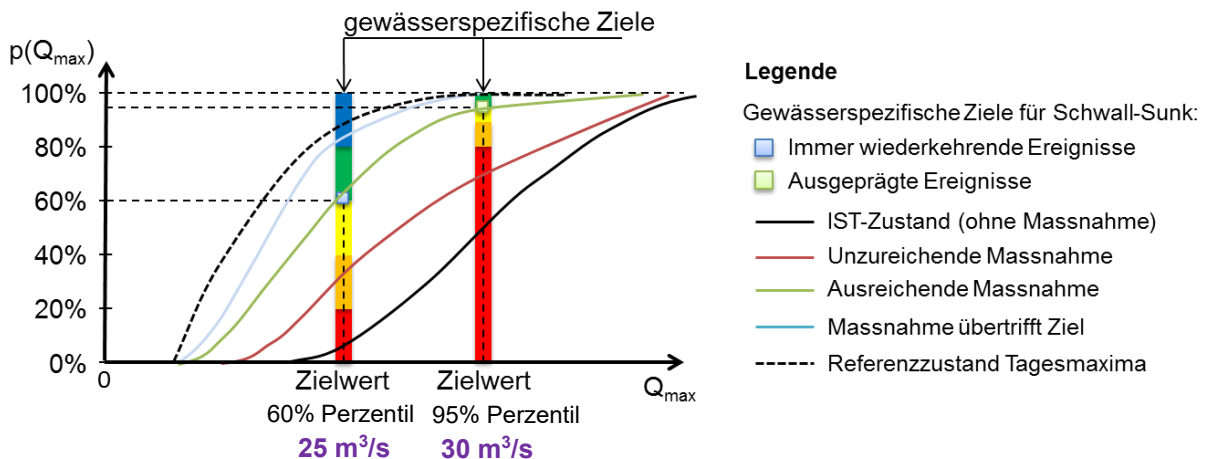


Abbildung 4. Darstellungs- und Lesebeispiel der Zielwerterreichung anhand der Summenhäufigkeit des Schwallabflusses $p(Q_{max})$ für drei Massnahmen, sowie für Ist-Zustand und Referenzzustand. Gemäss Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Abb. C5 in Tonolla et al., 2017).

- **Beispiel 3 – Stranden von larvalen Bachforellen.** Schon wenige Strandungereignisse können zu einer substanziellen Ausdünnung der Larvenpopulation führen. Folglich wird gemäss bestehendem Vollzugshilfemodul für Indikator F2 eine hohe Einhaltungshäufigkeit verlangt. D.h., das festgelegte Ziel für Pegelrückgangsraten von $dh/dt < 0.3 \text{ cm/min}$ in den trockenfallenden und für larvale Fische geeigneten Gewässerteilen soll an 95% der Tage eingehalten werden.

Aggregation für Gesamtbewertung

- Um die verschiedenen gewässerspezifischen Ziele pro Kenngrösse (Schwallabfluss, Sunkabfluss, Pegelrückgangsraten, Pegelanstiegsrate) oder insgesamt zu einer Gesamtbewertung des Indikators A2 zusammenzufassen, schlägt das bestehende Vollzugshilfemodul eine Aggregationsmethode analog der Methode zur Aggregation gemäss Pfandler et al. (2011) vor (Tab C5 und C6 in Tonolla et al., 2017).

3.2 Mögliche Unsicherheiten bei der Anwendung

Insgesamt hat sich der Indikator „Hydrologische Kenngrössen (A2)“ gemäss Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) für die Bearbeitung verschiedener Schwall-Sunk Sanierungsprojekte als praktikabel herausgestellt. Im Vorgehen zur Anwendung des Indikators wurden aber verschiedene Unsicherheiten und fachlicher Anpassungsbedarf festgestellt. Dies betrifft folgende Punkte:

- Die Bestimmung einer repräsentativen Abflussganglinie und inwieweit dazu Summenkurven erforderlich sind, wurde nicht immer richtig verstanden und folglich unterschiedlich angewendet.
- Weiter ist die Wahl der 5 %- und 40 %-Perzentile respektive 60 %- und 95 %-Perzentile aus dem Vollzugshilfemodul indikativ, sollte aber in jedem Anwendungsfall gewässerspezifisch erfolgen. Dies wurde in verschiedenen bekannten Sanierungsprojekten nicht gemacht oder überprüft.
- Die Definition der Einhaltungshäufigkeit kann anspruchsvoll sein und wurde nicht immer richtig verstanden bzw. angewendet.
- Die Bestimmung der Zielwerte und Zustandsklasse über die Zielerreichung der hydrologischen Kenngrössen (Schwallabfluss, Sunkabfluss, Pegelrückgangsraten, Pegelanstiegsrate) erfordert detaillierte Kenntnisse zur Wechselwirkung zwischen den biotischen und abiotischen Indikatoren und den hydrologischen Kenngrössen. Es soll klar sein, ab welchem Zeitpunkt infolge der Wechselwirkung mit den biotischen und abiotischen Indikatoren einer hydrologischen Kenngrösse eine Zustandsklasse zugeordnet werden kann.
- Inwiefern eine Aggregation der Zustandsklassen der verschiedenen hydrologischen Kenngrössen sowie die Aggregation in eine Gesamtzustandsklasse des Indikators A2 einen Mehrwert bietet, ist Stand heute fraglich. Dies weil die Ziele für die biotischen Indikatoren festgelegt und an deren

Einhaltung gemessen werden. Zum Zeitpunkt der möglichen Aggregation hat die Beurteilung und Bewertung auf Stufe der einzelnen Indikatoren schon stattgefunden.

- Verschiedene Studien kommen zum Schluss, dass auch die Frequenz von Schwallereignissen eine massgebende Rolle spielen kann (z. B. Schmutz et al., 2013; Burman et al., 2021; Bätz et al. 2023; Kap. 4.3). Die Frequenz bestimmt wie häufig die Organismen den Schwall-Sunk bedingten Abflussschwankungen ausgesetzt sind und kann somit auch eine entscheidende hydrologische Kenngrösse sein. Die Frequenz ist im bestehenden Vollzugshilfemodul aber nicht explizit berücksichtigt.

Zusätzlich ist die Frage aufgetaucht, ob beispielweise durch die Anwendung des Zielwerts 60 %-Perzentil in Abbildung 4 (Abb. C5 in Tonolla et al., 2017) und die Anwendung der Wertefunktion gemäss Abbildung 3 (Abb. C3 in Tonolla et al., 2017, guter Zustand bei einer 60%igen Einhaltungshäufigkeit) letztlich nur während 36% der Tage ($60\% * 60\% = 36\%$) ein guter Zustand erreicht werden kann. Diese Frage wird untenstehend in der **BOX 1** abschliessend geklärt. Die weiteren hier aufgeworfenen Aspekte werden im nächsten Kapitel 3.3 behandelt.

BOX 1 - Werden die Perzentile nicht doppelt gezählt und letztlich die Bedingungen zur Einhaltung eines guten Zustands, beispielsweise für die hydrologische Kenngrösse Schwallabfluss (aktuell 60%-Perzentil) des Indikators F6, nur während 36% der Tage (Schwallereignisse) erreicht?

Die Antwort auf dies Frage lautet nein. Die Beurteilung der Indikatoren und die Festlegung der Zielwerte erfolgt erst mal unabhängig von einem Perzentil, sondern ist einzig von der Wechselwirkung des Abflusses mit dem entsprechenden biotischen oder abiotischen Indikator abhängig. Lediglich im zweiten Schritt, nämlich dann, wenn auch der hydrologischen Kenngrösse mittels Wertefunktion ein Zustand (Farbe oder Wert gemäss Abb. 3) zugeordnet werden soll, ist die Einhaltungshäufigkeit massgebend.

Zur Erläuterung werden wieder die *Beispiele 1 bis 3* herbeigezogen.

Beispiel 1 – Habitateignung für adulte Fische. Um den Flächenverlust der geeigneten Habitate im Vergleich zu einem Referenzabfluss auf $< 20\%$ zu beschränken (F6, Zustand gut gemäss aktuellem Vollzugshilfemodul, Tonolla et al., 2017), darf der Schwall $25 \text{ m}^3/\text{s}$ nicht überschreiten. Dieser Abflusswert resultiert rein rechnerisch aus hydronumerischen Modellierungen und Habitatmodellen. Es ist ein Abflusswert, der unabhängig der Summenkurve der Schwallwerte im Ist-Zustand, im Referenzzustand oder im Zustand mit Massnahmen ist. Er wird unverändert als Zielwert übernommen.

Auch im natürlichen hydrologischen Zustand könnte dieser Wert nicht zu 100% eingehalten werden (anhaltende Regenereignisse, Gewitter, Schneeschmelze, Gletscherseeausbrüche, usw.). Zudem ist davon auszugehen, dass bei gelegentlichen Überschreitungen des Zielwerts zwar die Habitateignung für juvenile oder adulte Fische im Gewässer weiter abnimmt, aber immer noch ausreichend Habitate und Refugien aufgefunden werden können. Folglich wird für die Einhaltungshäufigkeit gemäss bestehendem Vollzugshilfemodul ein Wert von 60% vorgeschlagen. D.h. in der Endabrechnung, dass der Schwallabfluss der einen Zustand gut gemäss Indikator F6 bedeutet, während mindestens 60% der Tage oder für 60% der Schwälle vollumfänglich eingehalten oder unterschritten werden soll.

Ebenfalls deutlich wird es am *Beispiel 2 – Laichentwicklung der Bachforellen.* Ab einem Abfluss von $30 \text{ m}^3/\text{s}$ gerät der mittlere Durchmesser (d_m) des Laichsubstrats in Bewegung und es besteht das Risiko des Abschwemmens des Fischlaiches. Es ist offensichtlich, dass es sich hier um einen physikalisch basierten, rechnerisch bestimmten Abflusswert handelt, der komplett unabhängig von Summenkurven und Perzentilen ist. Auch in diesem Fall wird dieser Abflusswert von $30 \text{ m}^3/\text{s}$ als Zielwert unverändert übernommen.

Auch hier kann der Wert im natürlichen Zustand in der Regel nicht zu 100% eingehalten werden (z.B. infolge Winterhochwasser und Schmelzperioden insbesondere in voralpinen Gewässern und im Jura). Während bei der Habitateignung der Fische noch davon ausgegangen werden kann, dass bei einem den Zielwert übersteigenden Schwall, gewisse Ausweichmöglichkeiten in geeignetere Habitate bestehen, ist dies für die Laichentwicklung nicht der Fall. Demzufolge wurde im bestehendem Vollzugshilfemodul für diesen Fall eine deutlich höhere Einhaltungshäufigkeit von 95% vorgeschlagen, so dass Laichgruben nicht unnatürlich erodiert werden. D.h. in der Endabrechnung, dass der

Schwallabfluss der stabile Laichgruben gewährleistet, während 95% der Tage oder für 95% der Schwälle vollumfänglich eingehalten oder unterschritten werden soll. Nur während natürlichen Ereignissen (5%) wären geringfügige Bewegungen einiger Laichgruben zulässig. Ein Totalausfall der Reproduktion kann möglicherweise dadurch vermieden werden. Es kann aber auch sein, dass im natürlichen Zustand in gewissen Jahren ein Totalausfall der Reproduktion Tatsache ist. Umso wichtiger ist daher eine mehrjährige Betrachtungsweise (ein gutes Jahr kann einen Ausfall kompensieren) und die gesamtökologische Einordnung (Jungfische können aus Seitengewässern mit funktionierender Reproduktion ins Hauptgewässer migrieren; Kap. 2.1).

Besonders deutlich wird der Mechanismus am *Beispiel 3 - Stranden von larvalen Bachforellen*. Der Zielwert von $dh/dt < 0.3 \text{ cm/min}$ (Kriterium Pegelrückgang Zustand gut) basiert nicht auf der Hydrologie eines bestimmten Gewässers, sondern wurde gemäss bestehendem Vollzugshilfemodul anhand von Versuchen mit Fischlarven in Testgerinnen unter kontrollierten Bedingungen ermittelt und festgelegt. Der (Ziel)wert ist also unabhängig von einem bestimmten Abflussregime (Referenz, Ist, Schwall-Sunk) und Fließgewässer, sondern basiert auf der Fischökologie. Die Einhaltenshäufigkeit wird bei 95% festgelegt auf Grund der Schwere der Konsequenz (Stranden = Mortalität), was bedeutet, dass während 95% der Tage oder für 95% der Schwälle in der massgebenden Saison die Pegelrückgangsrate vollumfänglich eingehalten oder unterschritten werden soll.

3.3 Vorschlag für die zukünftige Anwendung des Indikators

Um die im Kapitel 3.2 genannten Unsicherheiten zu berücksichtigen, wurden grundsätzlich verschiedene Optionen geprüft, welche alle Vor- und Nachteile haben. Die geprüften Optionen waren:

- Streichung des Indikators A2 und Etablierung einer Methodenfreiheit zur Herstellung des Bezugs zwischen den Schwall-Sunk beeinflussten Abflussganglinien und dem Zustand der biotischen und abiotischen Indikatoren.
- Differenzierte Anwendung des Indikators A2 für einfachere Fälle (klar identifizierbarer Basisabfluss wird vom Schwall einer einzigen Zentrale überlagert (z.B. Saane, Muota, Doubs, Grosses Wasser) und komplexere Fälle (Überlagerung verschiedener Schwälle in einem grossen Talfluss, z.B. Rhône, Rhein, Ticino).
- Beibehaltung des Indikators A2 im Grundsatz, unter Anwendung von Vereinfachungen und zusätzlichen Erklärungen.

Für die zukünftige Anwendung und Bewertung des Indikators „Hydrologische Kenngrössen (A2)“ werden anlehnend an der letzten Option folgende Präzisierungen und Anpassungen vorgeschlagen.

Bestimmung einer repräsentativen Abflussganglinie

Im bestehenden Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) ist verschiedentlich von typischen oder repräsentativen Abflussganglinien die Rede. Der Term kann je nach Projektphase eine unterschiedliche Bedeutung haben und es gibt keine exakte Definition der repräsentativen Abflussganglinie, was teilweise zu Missverständnissen geführt hat.

Auf *Stufe Vorarbeiten* versteht sich der Term als eine Überprüfung, ob die den Arbeiten zu Grunde liegenden Abflussdaten repräsentativ für die Bearbeitung der Fragestellung sind. Dabei werden mehrere Jahre, trockenere und nassere Perioden beinhaltend, in einer Jahresbetrachtung, einer saisonalen Betrachtung oder allenfalls monatlichen Betrachtung untersucht, untereinander und mit der hydrologischen Referenz verglichen.

Auf *Stufe Defizit- und Ursachenanalyse* sowie für die Berechnung der abiotischen und biotischen Indikatoren werden aus diesen Daten repräsentative Abflusswerte für Schwall- und Sunkabfluss, Änderungsraten für Pegelanstieg und –abstieg und allenfalls die Anzahl Schwallereignisse des Ist-Zustandes mittels Analyse der hydrologischen Kenngrössen und deren Perzentile gewonnen.

Auf *Stufe Massnahmenplanung (Variantenstudium)* kann eine repräsentative Abflussganglinie, mit oben genannten repräsentativen Werten konstruiert, dazu dienen eine Vordimensionierung vorzunehmen oder es können wiederum die repräsentativen Werte im Zustand mit Massnahmen bestimmt werden.

Auf *Stufe Betrieb* letztlich kann eine repräsentative Abflussganglinie helfen, verschiedene Steuerungsszenarien, beispielweise eines Rückhaltebeckens, zur Einhaltung saisonaler Zielwerte so zu planen, dass diese optimal auf die ökologischen Anforderungen der biotischen Indikatoren abgestimmt sind.

Hinweise aus der Praxis

Auf Stufe Betrieb hat sich gezeigt, dass nebst einer guten Vorhersage der Produktion gute Kenntnisse über den Abfluss in der Schwall-Sunk Strecke sowie im Vorfluter für das Erreichen der hydrologischen Zielwerte und Steuerung der Massnahmen erforderlich ist (Schweizer et al., 2021). Dazu ist es unter Umständen notwendig eine Abflussmessstation einzurichten und für alle hinsichtlich der Schwall-Sunk relevanten Abflussbereiche zu eichen. Damit kann man die Massnahmen in Echtzeit steuern, je nach Abfluss in der Schwall-Sunk Strecke, der sich laufend ändern kann. Die Genauigkeit der Abflüsse entscheidet letztlich, wie die Bewertung der Indikatoren bei der Wirkungskontrolle ausfällt.

Weiter hat sich in der Bearbeitung der Schwall-Sunk Projekte in Einzelfällen gezeigt, dass für die Arbeiten fälschlicherweise die Ausbauwassermenge der Zentrale anstelle des Schwallabflusses im Fliessgewässer berücksichtigt wurde. Im Unterschied zur Ausbauwassermenge, welche bei der Zentrale ins Fliessgewässer zurückgegeben wird, beinhaltet der für die Wechselwirkung mit den Indikatoren massgebende Schwallabfluss nebst der Ausbauwassermenge auch den bereits vorhandenen Abfluss im Vorfluter und dieser kann saisonal unterschiedlich sein, besonders bei stark saisonalen Abflussregimes (vgl. Abb. 6).

Umgang beim Fehlen hydrologischer Grundlagen (Fehlern einer natürlichen hydrologischen Referenz)

Bei mehreren Indikatoren wird eine natürliche Referenz des Abflusses benötigt, um den Einfluss der durch Schwall-Sunk modifizierten Hydrologie zu quantifizieren. Oft wurden schon vor dem Bau von Kraftwerken Abflussmessstationen errichtet, um die Kraftwerksanlagen zu planen. Diese Daten können herbeigezogen werden. In anderen Fällen ist die Datengrundlage teilweise gering und es sollen Abschätzungen vorgenommen werden. Mit diesen Abschätzungen entsteht bei den Indikatoren teilweise ein Ungleichgewicht zwischen der Genauigkeit der natürlichen Referenz und dem Ist-Zustand. Da die Indikatoren zum Teil sehr sensitiv auf die angenommenen Abflüsse reagieren, gilt es diese Unsicherheiten zu berücksichtigen.

Das Vorgehen beim Fehlen von hydrologischen Grundlagen für die natürliche hydrologische Referenz ist fallweise anzuschauen. Vorhandene Daten sollen allenfalls mit Daten aus hydrologischen Modellen, Daten aus benachbarten Einzugsgebieten mit möglichst ähnlichen Charakteristiken (Regime, Fläche, Gletscheranteil, usw.) oder aktuellen Betriebsdaten ergänzt werden. Wichtig zu beachten dabei ist:

- Historische Daten sollen eine zeitliche Auflösung von mind. 1h haben oder wiederum mittels Daten aus einem vergleichbaren Einzugsgebiet mit dieser Auflösung erstellt werden. Auf Basis von Tagesmitteln lässt sich das bestehende Vollzugshilfemodul nicht wie vorgesehen anwenden.
- Bei der Analyse soll man sich immer der Fragestellung und der Unsicherheiten bewusst sein. Die Verwendung beispielsweise von Modellen, welche sich auf Monatsmittel stützen (z.B. Hydro-CH2018) funktioniert nicht, da auch im unbeeinflussten Zustand eine Variabilität dieser Abflüsse um einen Mittelwert vorhanden war.
- Falls Ganglinien einer Referenzmessstation anhand der Einzugsgebietsfläche flächenproportional auf den Standort einer Wasserrückgabe (Start der Schwall-Sunk Strecke) umgerechnet werden, soll der Jahresmittelabfluss überprüft und allenfalls korrigiert werden.

Perzentile und Einhaltenshäufigkeit – Gewässerspezifische Summenkurven und Perzentile

Definition

Im bestehendem Vollzugshilfemodul (Tonolla et al., 2017) ist die Rede von Quantilen. Es ist eine Einteilung in zwei, vier oder eine andere beliebige Anzahl von Einheiten. Besonders häufig wird die Verteilung hierbei in zwei (Median) oder vier (Quartil) vorgenommen. Bei Perzentilen wird die Verteilung in 100 gleich grosse Einheiten aufgeteilt. Folglich ist das Perzentil eine genauere Unterkategorie des Quantils. Wir sprechen im vorliegenden Bericht konsequent von Perzentilen, welche sinngemäss mit

den Quantilen des Vollzugshilfemoduls gleichgesetzt werden können. Weiter verwendet das bestehende Vollzugshilfemodul den Term Einhaltenswahrscheinlichkeit, wobei der im vorliegenden Bericht verwendete Term Einhaltenshäufigkeit (eines Abflusses gemäss der Summenkurve der jeweiligen Kenngrösse) im Zusammenhang mit Perzentilen geeigneter ist.

Bestimmung von gewässerspezifischen Perzentilen

Die Idee der Berücksichtigung von Perzentilen ist damit begründet, natürliche Ereignisse oder spezielle Situationen von den regelmässig vorkommenden, typischen Schwall-Sunk Ereignissen zu trennen, und damit letztlich spezifische, auf die Schwall-Sunk Problematik ausgerichtete Massnahmen zu entwickeln, welche für diese Ereignissen wirksam sein sollen, ohne überdimensioniert zu sein.

Für Indikator F3 werden im bestehenden Vollzugshilfemodul die 5%-Perzentile des Sunkabflusses bezüglich Trockenfallen der Laichgruben und die 95%-Perzentile des Schwallabflusses bezüglich Stabilität der Laichgruben vorgeschlagen. Die Verwendung dieser Perzentilwerte ist immer gewässerspezifisch zu hinterfragen. Diese Perzentile bilden im beeinflussten Zustand die ausgeprägten Sunk- und Schwallphasen ab, filtern jedoch ausgeprägte natürliche Niederwasserperioden und Hochwasser heraus. Die Trennung zwischen anthropogenen und natürlichen Tagesmaximalabflüssen hängt allerdings stark von der Hydrologie und dem Speichervolumen ab. Tages- und Wochenspeicher sind oft durchlässig für Hochwasser, während Jahresspeicher zu stark reduzierten Hochwasserspitzen führen können. Trotzdem könnte es in Einzelfällen notwendig sein, sich beispielsweise auf einen 10%-Perzentil Sunkabfluss oder einen 90%-Perzentil Schwallabfluss abzustützen, nämlich wenn:

- Schwallwerte: das 95%-Perzentil im Ist-Zustand ist praktisch identisch oder tiefer als im Referenzzustand, jedoch das 90%-Perzentil der Schwallwerte im Ist-Zustand >> Referenzzustand.
- Sunkwerte: das 5%-Perzentil im Ist-Zustand im Vergleich zum Referenzzustand ist praktisch identisch, jedoch das 10%-Perzentil der Sunkwerte im Ist-Zustand << Referenzzustand.

Für die Indikatoren F2, F6 und B5 werden im bestehenden Vollzugshilfemodul die 40 %-Perzentile des Sunkabflusses und die 60 %-Perzentile des Schwallabflusses vorgeschlagen. Die Verwendung dieser Perzentilwerte ist ebenfalls immer gewässerspezifisch zu hinterfragen. Besonders die Häufigkeitsverteilung der Tagesmaximalabflüsse ist stark durch den Schwallbetrieb und die Anzahl Turbinen beeinflusst. Durch die technisch bedingten, abgestuften Ausbauwassermengen treten je nach Kraftwerkssystem gewisse Abflüsse relativ häufig auf. Dadurch entstehen möglicherweise treppenartige Summenkurven (blaue Kurve in Abb. 5 links). Wird bei der Festlegung des Perzentils das Kraftwerkssystem nicht berücksichtigt, kann es sein, dass das 60 %-Perzentil gerade ober- oder unterhalb einer „Stufe“ der Häufigkeitsverteilung liegt. Auch hier geht es darum anhand von Summenkurven zu prüfen, ob das berücksichtigte Perzentil das Kraftwerkssystem und falls möglich die Abweichung vom natürlichen Abflussregime, mit Blick auf die historische Verteilung der Abflüsse, abbildet.

Das Beispiel in Abbildung 5 (links) zeigt, dass die Wahl des 60 %-Perzentils die Abweichung vom natürlichen Abflussregime in diesem Fall zufälligerweise gut beschreibt (maximale Abweichung zum historischen Zustand). Würde im selben Beispiel ein 55 %-Perzentil verwendet, wären unterschiedliche Abflüsse für die Anwendung der Indikatoren relevant (z.B. F6, B5). Für etwas mehr als die Hälfte der (kleineren) Schwälle wäre die Wahl treffend, nicht aber für jene im Bereich des 60 %- bis 80 %-Perzentils, für welche die Abweichung vom natürlichen Regime am deutlichsten ist.

Aus diesen Gründen soll sich die Wahl der relevanten Perzentile am spezifischen Gewässer- und Kraftwerkssystem und, wo immer möglich, an der historischen Verteilung der Abflüsse orientieren sowie nachvollziehbar beschrieben werden. Die Perzentile sollen immer kritisch überprüft, saisonal festgelegt und bei Bedarf angepasst werden.

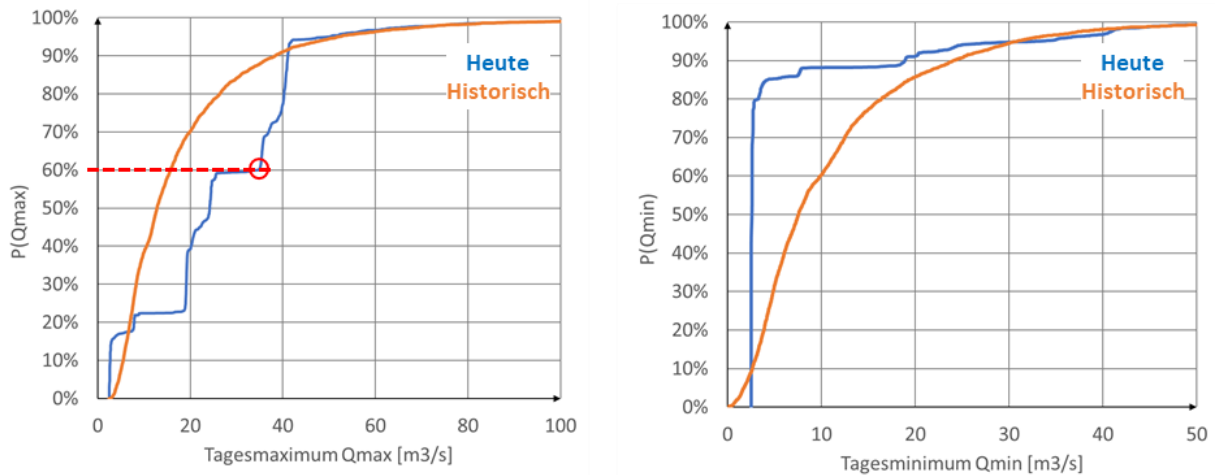


Abbildung 5. Fiktives Beispiel Summenhäufigkeit des Schwall- (links) und Sunkabflusses (rechts) zur Wahl der Perzentile. Blaue Kurve: Ist-Zustand; Orange Kurve: Historischer Zustand (hydrologische Referenz).

Letztlich sei nochmals auf S. 28 des bestehenden Vollzugshilfemoduls (Tonolla et al., 2017) hingewiesen: „Für die hydrologischen Kenngrößen sind, je nach festgelegtem Quantil, Überschreitungen der Zielwerte an 5 % resp. 40 % der Tage für die berücksichtigte Periode zulässig (Ausnahmefälle). Um die Anstrengungen zur Beseitigung bzw. Verhinderung der Beeinträchtigungen durch Schwall-Sunk aber nicht zu gefährden, sind die Überschreitungen stets fallspezifisch und gewässerökologisch zu begutachten. D.h., dass der Schwallabfluss, der Sunkabfluss oder die Pegeländerungsrate während der Ausnahmefälle nur geringfügig vom definierten Zielwert abweichen dürfen.“ Beispielweise wäre es gewässerökologisch nicht sinnvoll, einen ganzen Monat lang stark vom Zielwert des Sunkabflusses abzuweichen und dies in anderen Monaten zur Erreichung der Einhaltungshäufigkeit zu kompensieren. Auch ein einziges (nicht natürliches) Ereignis kann, je nach Stärke und Zeitpunkt des Auftretens, verheerende ökologische Auswirkungen haben.

Verzicht auf Summenkurven und Perzentile

In begründeten Fällen kann auf Summenkurven und Perzentile ganz verzichtet werden. Dies ist beispielsweise der Fall, wenn das jährliche Abflussregime relativ ausgeglichen ist (keine starken saisonalen Schwankungen des Basisabflusses) respektive wenn das Sunkniveau stark von einer Restwassersituation im Oberlauf ohne wesentliche Zuflüsse mit saisonalen Schwankungen geprägt ist. In solchen Fällen ist es möglich, die Analyse beispielsweise auf Einzelereignisse in saisonal massgebenden Perioden zu beschränken. Dadurch entfällt die Problematik des massgebenden Perzentils. Auf der anderen Seite entsteht ein Mehraufwand bei der Analyse der effektiv massgebenden Einzelereignisse.

Ob mit Einzelereignissen verfahren werden kann, ist fallspezifisch zu prüfen. Sich auf Einzelereignisse zu beschränken, wird anspruchsvoll, sobald sich Schwälle verschiedener Kraftwerke in einer Schwall-Sunk Strecke überlagern, wie auch wenn sich Schwall-Sunk Ereignisse mit wesentlichen natürlichen Zuflüssen mit saisonal schwankendem Abflussregime überlagern oder an einigen Wasserfassungen im Einzugsgebiet nur noch ein Teil des Wassers gefasst werden kann.

Umgang mit steigendem oder sinkendem Basisabfluss (stark saisonale Abflussregimes)

In Fliessgewässern mit einem ausgeprägten saisonalen Regime, kann ein ansteigender Basisabfluss während des Betrachtungszeitraums zu zusätzlichen Erschwernissen in der Anwendung eines Indikators führen. So fällt beispielsweise der larvale Zeitraum der Fische oft in eine Zeit steigender Basisabflüsse. Dies kann beispielsweise dazu führen, dass im Larvenstadium die trockenfallenden Flächen für Indikator F2, berechnet mit einem 95 %-Perzentil Schwallabfluss und 5 %-Perzentil Sunkabfluss überschätzt werden (Abb. 6).

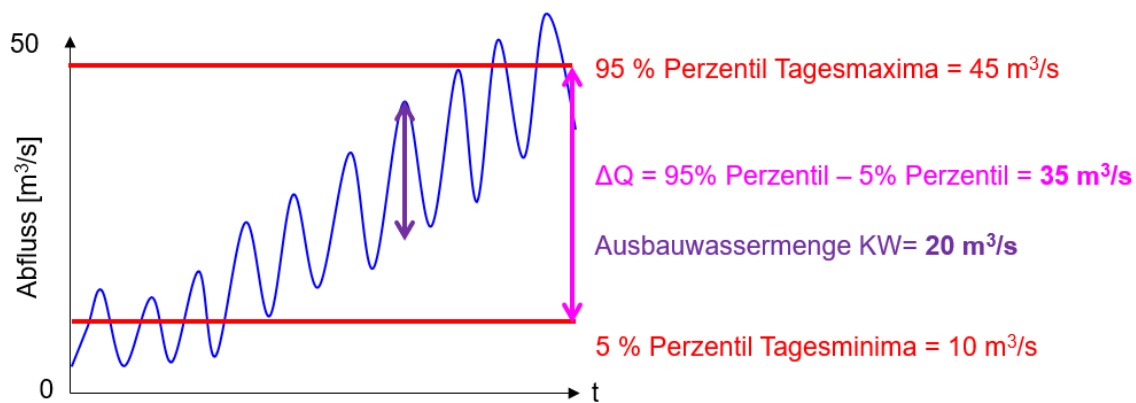


Abbildung 6. Perzentile bei saisonal bedingtem, steigendem oder sinkendem Basisabfluss (= Sunkabfluss).

Die den biotischen Indikatoren zugrundeliegenden, gewählten Abflüsse zur Bestimmung von Flächenverlusten (z.B. F2, F3, F6, B5) sollten daher möglichst nicht von steigendem oder sinkendem Basisabfluss abhängig sein, was eine gewässerspezifische und saisonale Überprüfung erfordert.

Ein möglicher Ansatz zur Berücksichtigung dieser Herausforderung ist, nach visueller Prüfung, bei Bedarf Berechnungen basierend auf drei Einzelereignissen, zu Beginn, in der Mitte und gegen Ende des larvalen Stadiums bzw. der relevanten Saison je nach Indikator durchzuführen. Ein weiterer möglicher Ansatz ist, die hydrologischen Kenngrößen und Indikatoren auf Monatsbasis zu berechnen, und nicht über mehrere Monate, wie beispielsweise im Fall des larvalen Stadiums der Bachforelle. Dies würde die Problematik ebenfalls entschärfen. Allerdings verliert das 95% Perzentil im Falle einer Monatsbetrachtung an Bedeutung und natürliche Ereignisse müssten manuell aussortiert werden.

Eine ähnliche Problematik stellt sich auch für das juvenile und adulte Stadium des Indikators F6, welche einer Jahresbetrachtung unterliegen. Bei glazial und nival geprägten Einzugsgebieten z.B. kann der Vergleichswert Q_{182} (gemäß bestehendem Vollzugshilfemodul) weit von einem 60 %-Perzentil Schwallabfluss und/oder 40%-Perzentil Sunkabfluss liegen und folglich zu einer Überschätzung der effektiven Habitatflächenverluste während einer spezifischen Periode führen.

Bestimmung der Zielwerte und der Zustandsklasse der hydrologischen Kenngrößen

Beispiele 1 bis 3 im Kapitel 3.1 haben gezeigt, dass und wie die hydrologischen Kenngrößen mit den biotischen und abiotischen Indikatoren in Wechselwirkung stehen. Das Verständnis der Wechselwirkung erfordert folglich schon detaillierte Berechnungen mittels hydronumerischer 1D- oder 2D-Modellen und die Verwendung von Habitatmodellen mit Präferenzkurven bzw. Toleranzbereichen der entsprechenden Zielart(en) und Entwicklungsstadien.

Sind diese Berechnungen erfolgt, kann der Zielwert in der Regel direkt, oder zumindest mittels Interpolation der vorhandenen Resultate für verschiedene berechnete Abflüsse, festgelegt werden. Dies erlaubt aber noch keine Zuordnung der Zustandsklasse, welche zusätzlich zum Zielwert auch die Festlegung einer Einhaltenshäufigkeit erfordert. Einhaltenshäufigkeiten von 100% sind nicht realistisch, da auch natürliche Ereignisse je nach Fließgewässer mehr oder weniger häufig vorkommen. Zielwert und Einhaltenshäufigkeit zusammen legen die Farbskala fest (= Zustandsklasse; vgl. Abb. 3 und 4). Bei der Verwendung von anderen Perzentilen als 5 % bzw. 40 % (Sunk) und 95 % bzw. 60 % (Schwall), wäre die Farbskala gemäß Abb. 3 und 4 bzw. Abb. C3 des bestehenden Vollzugshilfemoduls (Tonolla et al., 2017) entsprechend anzupassen.

Zielwert, Einhaltenshäufigkeit und Zustandsklasse zusammen ermöglichen letztlich die Bestimmung der Zustandsklasse einer hydrologischen Kenngrößen, und zwar für Referenz- und Ist-Zustand sowie für den Zustand mit Massnahme(n). Die Wirkung verschieden grosser Rückhaltebecken, eines Ausleitkraftwerks oder einer betrieblichen Massnahme (z.B. die Beschränkung des Schwallabflusses) können bezüglich Zustandsklasse einer Kenngrösse verglichen werden (siehe *Beispiel 1 und 3*; Abb. 4).

Zusammenfassend:

- Hydraulische Berechnungen mittels hydronumerischer 1D- und 2D-Modellen, zusammen mit der Verwendung von Habitatmodellen mit Präferenzkurven bzw. Toleranzbereiche erlauben die Festlegung von Zielwerten für die Indikatoren F2, F3, F6 und B5.
- Die Festlegung von geforderten Einhaltshäufigkeiten, basierend auf der Analyse des aktuellen hydrologischen Regimes im Vergleich zum natürlichen hydrologischen Referenzzustand, erlaubt die Bestimmung einer Zustandsklasse für die jeweiligen Kenngrößen.

Vorschlag zum Verzicht auf Aggregation

Eine wichtige Funktion des Indikators A2 ist es, dass sich Fachexperten Überlegungen zur Abflussganglinie ohne und mit Massnahmen machen; hinsichtlich der richtigen Saison, der charakteristischen Abflusswerte und der Perzentile (Summenkurven). Hingegen kann aus heutiger Sicht auf eine Aggregation sowohl auf Stufe hydrologische Kenngrösse (Tabelle C5 des bestehenden Vollzugshilfemoduls) wie auch auf Stufe Gesamttaggregation (Tabelle C6) aus folgenden Gründen verzichtet werden:

- Tabelle 2 des bestehenden Vollzugshilfemoduls (Tonolla et al., 2017) ist auch ohne Indikator A2 aussagekräftig und beruht auf den biotischen Kernindikatoren und den abiotischen Kernindikator Q1. Für die Beurteilung der wesentlichen Beeinträchtigung soll Indikator A2 im Grenzfall weniger Gewicht gegeben werden.
- Die ökologische Gesamtwirkung (Tab. 2 und Abb. 10 bestehendes Vollzugshilfemodul) integriert die Zielerreichung von A2 bereits über die Wechselwirkung.
- Die einmalige oder doppelte Aggregation verwässert das Verständnis der effektiven hydroökologischen Wechselwirkung zwischen Hydrologie, Hydraulik und Ökologie sowie der verbleibenden Defizite im Fliessgewässer. Dieses Verständnis ist mit Blick auf die Wirkungskontrolle wertvoll.
- Das bestehende Vollzugshilfemodul erwähnt, dass die Aggregation nicht dazu führen darf, dass einzelne, limitierende Faktoren ausgemittelt werden. Letztere sind mit Blick auf die Wahl von Massnahmen durch Fachexperten einzuschätzen.
- Die gängige Praxis der laufenden Schwall-Sunk Sanierungsprojekte zeigt klar, dass der Austausch zwischen Inhaber, Mandanten, Fachbüros, kantonalen Fachstellen und BAFU, beispielsweise bei der Zielsetzung gestützt auf die Defizit- und Ursachenanalyse, jeweils gewässer- und indikatorspezifisch (Kernindikatoren) erfolgt, und nicht auf der Zustandsklasse einer Gesamttaggregation des Indikators A2.

Zusammenfassend:

- Eine Aggregation auf Stufe Kenngrösse oder eine Gesamttaggregation können durchgeführt werden zur summarischen Darstellung des Zustands nach Massnahme(n) im Vergleich zum Ist- oder Referenzzustand.
- Sie ist aber fürs Verständnis des gewässerökologischen Zustands auf Stufe Einzelindikator oder für die Wahl einer verhältnismässigen Massnahme nicht zwingend.
- Folglich kann in der Regel darauf verzichtet werden.

Frequenz der Schwallereignisse

Bedeutung

Im Vergleich zu einem natürlichen Zustand sind die Abflusswechsel in einem Schwallgewässer nicht nur ausgeprägter, sondern treten auch häufiger auf (z.B. Meile et al. 2005, 2011, Greimel et al. 2016, Bätz et al. 2023). Laut Greimel et al. (2016) liegt im alpinen Raum, in niederschlagsdominierten Einzugsgebieten ohne Beeinflussung durch Kraftwerke die maximale jährliche Häufigkeit mit deutlichen, natürlich bedingten, täglichen Abflussschwankungen bei rund 50 Tagen pro Jahr. In gletscherbeeinflussten Fliessgewässern kann die jährliche Häufigkeit 50 bis 150 Tage betragen, wobei diese grösstenteils im Sommerhalbjahr (Tageszyklus der Schnee- und Gletscherschmelze) auftreten. In einem von Schwall-Sunk beeinflussten Fliessgewässer, mit zwei oder mehr Schwallereignissen pro

Tag (> 730 Ereignisse pro Jahr) liegt die Frequenz der Abflussschwankungen folglich rund eine Grössenordnung über den natürlicherweise maximal zu beobachtenden Frequenzen, insbesondere im Winterhalbjahr.

Bätz et al. (2023) kommen in der Fallstudie zur Hasliaare (Schwallgewässer) und Lütschine (natürliches Abflussregime) zum Schluss, dass auf Grund der häufigen Abflusswechsel auch die Habitate im Schwall-Sunk Regime unbeständig sind, d.h. sich verschieben („shifts“). Dies bedeutet, für sessile Organismen (z.B. Makrozoobenthos) ändern die hydraulischen Bedingungen häufig innerhalb ihrer Einzelhabitate („Patches“) und für mobile Organismen (z.B. Fische) verschieben sich die Einzelhabitate mit geeigneten Bedingungen räumlich. Auch die Frequenz dieser Verschiebungen liegt eine Grössenordnung über jener von natürlichen Gewässern (Bätz et al., 2023). Die Konsequenz dieser Verschiebungen kann von Stress bis erhöhter Mortalität reichen.

Im bestehenden Vollzugshilfemodul (Tonolla et al., 2017) wird bezüglich der Indikatoren nicht unterschieden, ob es sich um eines oder mehrere tägliche Schwallereignissen handelt. Massgebend sind „nur“ die täglichen Maximal- bzw. Minimalwerte sowie die Spannweite zwischen Sunk und Schwall, und die maximalen Pegeländerungsraten. Bezüglich den Indikatoren B5 und F6 kann eine erhöhte Frequenz ungünstigere Habitatsbedingung, Stress oder erhöhtes Mortalitätsrisiko bedeuten. Bezüglich Indikator F2 können häufige Schwallereignisse zu einer starken Ausdünnung von larvalen Fischen führen, wenn beispielsweise im larvalen Entwicklungsstadium eine grössere Anzahl Einzelereignisse mit hohem Strandungsrisiko stattfinden (Kap. 4.3).

Da die Frequenz einen Einfluss auf die Beurteilung der Indikatoren haben kann, wird daher in diesem Bericht vorgeschlagen, die Frequenz gutachterlich bei der Beurteilung der Kernindikatoren „Stranden der Fische (F2)“ (Kap. 4), „Habitateneignung Fische (F6)“ (Kap. 6), „Habitateneignung Makrozoobenthos (B5)“ (Kap. 7) und „Wassertemperatur (Q1)“ (Kap. 8) zu berücksichtigen. Konkrete Vorschläge zur Bestimmung der Frequenz von Schwallereignisse finden sich im nächsten Abschnitt.

Mögliche Ansätze zur Bestimmung der Frequenz als Teil der hydrologischen Änderung

Verschiedene Autoren haben Ansätze zur Beschreibung des Schwall-Sunk Abflussregimes publiziert (Tab. 1). Dabei wird unterschieden zwischen Ansätze, die der reinen Beschreibung respektive Klassifizierung von Abflussregimes dienen und jenen, die auf eine gewisse Art einen Bezug zum hydroökologischen Zustand des Gewässers machen. Einige der Ansätze enthalten auch Methoden zur Bestimmung der Frequenz von Abflussänderungen und ein Teil der Publikationen enthält zudem Verweise auf „Tools“, welche durch Analyse der Abflussganglinien die jeweils berücksichtigten hydrologischen Kenngrössen automatisch ermitteln.

Vom Ansatz des bestehenden Vollzugshilfemoduls unterscheiden sich die in Tabelle 1 untersuchten Ansätze in einem Punkt wesentlich: es gibt keine physikalisch basierte, hydroökologisch begründete Verbindung zwischen den massgebenden hydrologischen Kenngrössen und den biotischen und abiotischen Indikatoren, sondern einzig die Möglichkeit, die Fliessgewässerklassifizierung vor und nach Massnahmen mit hydrologischen Kenngrössen zu bewerten. Eine Ausnahme bildet der Ansatz von Bakken et al. (2021), welcher die potenzielle ökologische Beeinträchtigung bestimmt, basierend auf einer Matrix welche das Schwall-Sunk Regime einerseits und die Vulnerabilität von Lachspopulationen andererseits berücksichtigt.

Zu Bakken et al. (2023) gilt anzufügen, dass ab 146 bzw. 92 Tagen pro Jahr mit Schwallereignissen die schlechteste bzw. zweitschlechteste Zustandsklasse hinsichtlich dem Teilindikator Frequenz ausgewiesen wird. Für die laufenden Schwall-Sunk Sanierungen in der Schweiz ist in der Regel die Anzahl Tage mit Schwallen deutlich höher als 146 (d.h. mehr als ein Schwallereignis alle 2.5 Tage) und es kann gefolgert werden, dass die zusätzliche Berücksichtigung der Frequenz gemäss norwegischem Modell zu keiner wesentlichen Änderung der Einschätzung des Zustands und des Handlungsbedarfs führen würde.

Zu Greimel et al. (2016) gilt anzufügen, dass eine Unterscheidung in klassischen Schwall-Sunk Betrieb und Schwellbetrieb, d.h. hochfrequente aber geringfügige Abflussänderungen infolge Regulierung von

Laufwasserkraftwerken unterschieden wird. Dieser Schwellbetrieb wird im bestehendem Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) nicht berücksichtigt.

Tabelle 1. Ansätze zur Beschreibung des Abflussregimes, welche die Frequenz berücksichtigen (ohne Anspruch auf Vollständigkeit).

Artikel	Typ	Kurzbeschreibung	„Tool“, Hinweise
<i>Carolli et al. (2015): A simple procedure for the assessment of hydropeaking flow alterations applied to several European streams</i>	Beschreibung/ Klassifizierung Abflussregime	<ul style="list-style-type: none"> • Weiterentwicklung der zwei Schwall-Sunk Indikatoren gemäss Meile et al. (2011) • Klassifizierung in vier Kategorien („absent/low pressure, moderate pressure category a and b, high pressure“) mit länderspezifischen Grenzwerten (IT, CH, NO) • Frequenz indirekt über Summenkurven und 90 %-Perzentil der Abflussänderungsrate berücksichtigt 	
<i>Greimel et al. (2016). A method to detect and characterize sub-daily flow fluctuations</i>	Beschreibung/ Klassifizierung Abflussregime	<ul style="list-style-type: none"> • Einteilung der täglichen Abflussschwankungen in vier Hauptkategorien für österreichische Gewässer durch lineare Diskriminanzanalyse basierend auf sechs identifizierten hydrologischen Kenngrössen • Kenngrössen: max. Abflussänderungsrate (Zu- und Abnahme); Mittlere Abflussänderungsrate (Zu- und Abnahme); Amplitude ($Q_{\max}-Q_{\min}$); Schwall-Sunk Verhältnis Q_{\max}/Q_{\min}, Dauer des Impulses, Frequenz (Anzahl tägliche Ereignisse) 	R-package „hydropeak“ (Grün et al., 2022) Hinweis: stufenweises hoch- bzw. runterfahren wird vom Tool vermutlich als ein Schwall- bzw. Sunkereignis identifiziert
<i>Courret et al. (2021). An indicator to characterize hydrological alteration due to hydropeaking</i>	Beschreibung/ Klassifizierung Abflussregime	<ul style="list-style-type: none"> • Syntheseindikator basierend auf fünf durch lineare Diskriminanzanalyse identifizierte hydrologische Kenngrössen (aus 114) • Einteilung in fünf Klassen der hydrologischen Veränderung als Risikofaktor für ökologische Auswirkungen • Frequenz, definiert über Zahl der jährlichen Abflusszu- und -abnahmen, als eine der fünf hydrologischen Kenngrössen (# Abflussänderungen pro Jahr; 10 %-Perzentil Sunkabfluss, 90 %-Perzentil Schwallamplitude, 90 %-Perzentil Abflussrückgangsrate, 90 %-Perzentil Abflussanstiegsrate) 	Excel Tool zur automatischen Bestimmung von fünf hydrologischen Kenngrössen basierend auf der Abflussganglinie. Hinweis: stufenweises hoch- bzw. runterfahren wird vom Tool zum Teil als mehrere Schwall- bzw. Sunkereignisse identifiziert
<i>Li & Pasternack (2021). Revealing the diversity of hydropeaking flow regimes</i>	Beschreibung/ Klassifizierung Abflussregime	<ul style="list-style-type: none"> • Klassifizierung in vier spezifisch definierte Schwall-Sunk Regime („frequent, large, supplementary, regulated“) • Basierend auf 10 Kenngrössen zu Ausmass (Magnitude), Frequenz, Zeitpunkt, Dauer, Änderungsraten • Frequenz berücksichtigt über jährliche Frequenz und Anzahl tägliche Schwallereignisse 	Verweis auf Methode (HEDA) in R-statistical software für automatisierte Parameteridentifikation. Hinweis: stufenweises hoch- bzw. runterfahren wird als ein Schwall- bzw. Sunkereignis identifiziert
<i>Bakken et al. (2023). Classification of hydropeaking impacts on Atlantic salmon populations in regulated rivers</i>	Beschreibung Abflussregime mit Bezug zur hydroökologischen Auswirkung	<ul style="list-style-type: none"> • Matrix zur Bestimmung der ökologischen Auswirkung basierend auf dem Schwall-Sunk Regime (sechs Kenngrössen) und der ökologischen Vulnerabilität (sieben Kenngrössen) von Lachspopulationen • Vier Klassen für die Kenngrössen zum Beschrieb des Schwall-Sunk Regime („small, moderate, large, very large“), 3 Klassen für die Vulnerabilität („low, moderate, high“) • Schwall- Sunk Kenngrössen: max. Pegelrückgangssrate; trockenfallende Fläche, Schwall-Sunk Verhältnis Q_{\max}/Q_{\min}; Frequenz (Anzahl Tage pro Jahr mit Schwall); Zeitpunkt des Auftretens des Schwall-Sunk Regimes im Jahresverlauf; Zeitpunkt des Pegelrückgangs 	Verweis auf Matlab Tool COSH (Sauterleute & Charmasson, 2014)

Nebst oben genannten Ansätzen und „Tools“ zur Berechnung einer Frequenz, ist auch die Möglichkeit der manuellen (gutachterlichen) Bestimmung durch graphische Analyse zu erwähnen. Für viele praktische Anwendung scheint dies der effizienteste und pragmatischste Ansatz. Ein Beispiel dazu wird in der **BOX 2** beschrieben.

Die Methode bzw. das Excel „Tool“ von Courret et al. (2021) wurde auf Daten der Saane angewandt. Die Daten stammen von der hydrologische Messtation des BAFU „Sarine - Broc, Château d'en bas (2160)“ vom 01.01.2010 bis 31.12.2019 mit 10-min Auflösung. Die vom „Tool“ identifizierten Anzahl Abflusszunahmen respektive Abflussabnahmen sind in Abbildung 7 (links) dargestellt. Im Mittel liegt die Anzahl der Abflusszunahmen bei rund 220 pro Jahr. Die Anzahl Abflussabnahmen ist etwa doppelt so hoch. Beim genaueren Hinschauen zeigt sich, dass dies höchstwahrscheinlich auf das stufenweise Zurückfahren der Turbinengruppen zurückzuführen ist (1h Pause zwischen dem Abschalten der zwei Hauptgruppen à 16 m³/s). Im Prinzip handelt es sich aber um ein Schwall-Sunk Ereignis. Die Anzahl der jährlichen Schwallereignisse liegt folglich wohl näher bei rund 220 pro Jahr, respektive im Schnitt bei rund einem Schwallereignis pro Werktag. Insgesamt klassiert das „Tool“ von Courret et al. (2021) die Saane im Zeitraum von 2010 bis 2019 in der Kategorie 4+ oder 5 (höchste Schwall-Sunk bedingte hydrologischen Beeinträchtigung).

Zum Vergleich wurden für den April 2019 die Anzahl Schwallereignisse gutachterlich bestimmt (Abb. 7 rechts). Es handelt sich dabei um einen verhältnismässig wasserreichen, von der Schneeschmelze geprägten Monat. Es sind rund 50 Schwall-Sunk Ereignisse erkennbar, d.h. im Schnitt ca. 1.6 Schwall-Sunk Ereignisse pro Tag. Das „Tool“ von Courret et al. (2021) identifiziert im gleichen Zeitraum 38 Abflusszunahmen und 58 Abflussabnahmen. Die gutachterlich bestimmte Anzahl liegt also in etwa in der Mitte dieser zwei Zahlen (zum Vergleich, Oktober 2019: 41 gutachterlich eruierte Schwall-Sunk Ereignisse; nach Courret et al. (2021) 37 Abflusszunahmen und 50 Abflussabnahmen).

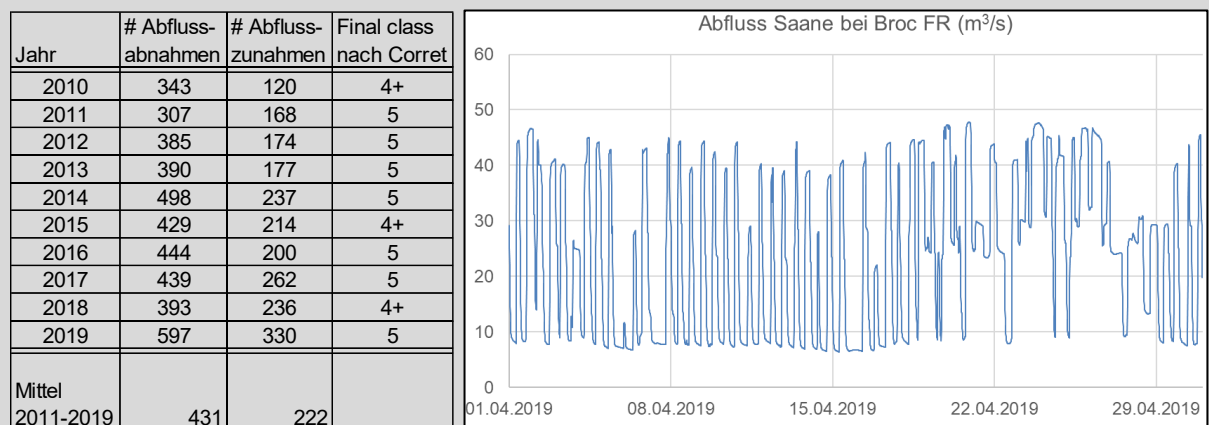


Abbildung 7. Frequenzanalyse nach Courret et al. (2021) und gutachterlich.

Das Fallbeispiel an der Saane zeigt, dass die Anwendung von „Tools“, die Analyse einer grossen Anzahl Daten mit wenig Zeitaufwand ermöglicht. Gleichzeitig können aber die Resultate gewisse Unsicherheiten in der Anwendung (Parametrisierung) und bezüglich Interpretation beinhalten. Es ist fallweise zu entscheiden, ob gutachterlich oder mit Hilfe von „Tools“ gearbeitet werden soll. In einem ersten Schritt eignet sich aber eine graphische Analyse zur groben Einteilung bezüglich Frequenz.

Die Anzahl bzw. die Frequenz von relevanten Schwallereignissen kann sich von den mittels „Tools“ oder graphischen Analysen bestimmten Frequenzen unterscheiden und nicht für jeden Indikator ist derselbe Abflussbereich massgebend. Während beispielsweise für die Drift (Kap. 10) alle Schwallereignisse relevant sein können, können solche die keine/kaum Wasserwechselzonen verursachen für die Strandung (Kap. 4) nicht bedeutsam sein. Anders ausgedrückt, die hydrologisch bestimmte Frequenz kann sich von der hydraulisch massgebenden und somit Indikator-relevanten Frequenz unter Berücksichtigung der Morphologie unterscheiden (Abb. 8). Aus diesem Grund sollte nach Möglichkeit bei der Bestimmung der Frequenz indikatorspezifisch zwischen relevanten und nicht relevanten Ereignissen unterschieden werden.

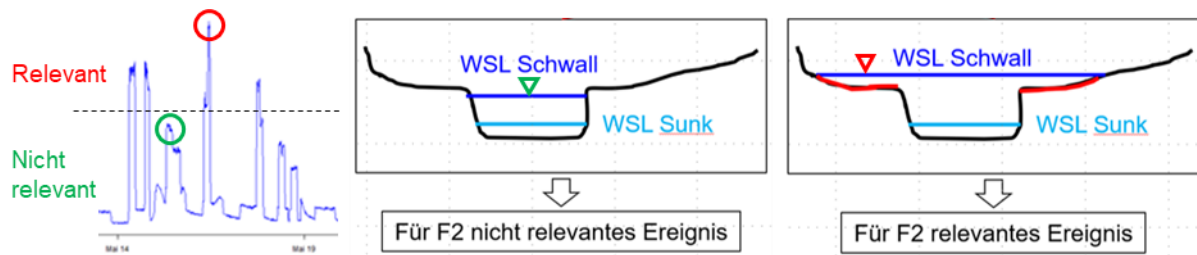


Abbildung 8. Massgebender Abflussbereich für relevante Schwallereignisse – Beispiel Indikator F2 (Kap. 4).

Vorschlag zur Berücksichtigung der Frequenz von Schwallereignissen

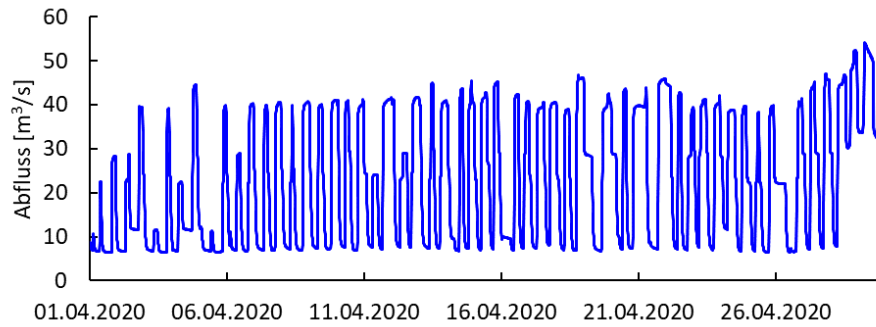
Je nach Kraftwerkssystem entstehen komplexe Schwall-Sunk Muster, da je nach Turbinenbetrieb unterschiedliche Schwälle mit unterschiedlichen Abflussamplituden entstehen können. Die bestehende Methode vom Indikator „Hydrologische Kenngrössen (A2)“ des Vollzugshilfemoduls „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) stützt sich auf die maximalen und minimalen täglichen Abflüsse und berücksichtigt die Frequenz nur indirekt über die Summenkurven. Mehrere Schwallereignisse pro Tag werden nicht verschieden berücksichtigt als Eines. Bei überlagerten Schwallereignissen mit kleinen Amplituden stellt sich allerdings die Frage, ob und ab wann ein Ereignis ein eigener Schwall wäre. Noch schwieriger ist die Frage zu beantworten, welche gewässerökologische Auswirkung z.B. eine kurzzeitige Reduktion des Abflusses innerhalb eines Schwalls hat. Die abiotischen und biotischen Indikatoren des bestehenden Vollzugshilfemoduls sowie die teilweise veränderten Indikatoren in diesem Bericht sind nicht auf diese hochfrequenten, kleineren Abflussänderungen ausgelegt.

Bei der Anwendung der verschiedenen Indikatoren gilt es zu berücksichtigen, dass die Schwallfrequenz ebenfalls eine Rolle spielen kann und es sollte überlegt werden, welche Schwallereignisse spezifisch für die jeweilige Fragestellung relevant sind und entsprechend berücksichtigt werden müssen.

Abbildung 9 zeigt zur Illustration verschiedene Beispiele von schwallbeeinflussten Fliessgewässern:

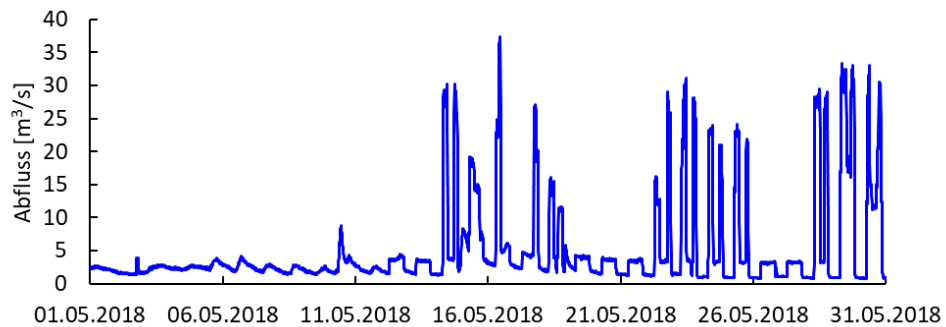
- Beispiel 1: „Typische“ Schwallereignisse, in der Regel zwei pro Tag, wovon das grössere in der bestehenden Methode (Tonolla et al., 2017) berücksichtigt wird.
- Beispiel 2: Schwache, natürliche Tageszyklen bis zum 12 Mai, anschliessend ein oder zwei Schwallereignisse pro Tag bei konstantem Sunkabfluss. Auch hier wird der grösste tägliche Schwall in der bestehenden Methode berücksichtigt.
- Beispiel 3: Überlagernde Schwallereignisse mit verschiedenen Amplituden (in Abhängigkeit der genutzten Maschinenkombinationen) bei einem variablen Sunkabfluss im Bereich von 10 bis 20 m³/s. Von den rund 100 Abflussänderungen werden im Zeitraum der 30 Tage gemäss bestehender Methode 10 Ereignisse mit einer Amplitude ≥ 20 m³/s erfasst. Die weiteren 90 Abflussänderungen werden in 20 Schwallereignisse über den minimalen und maximalen Tagesabfluss zusammengefasst, was der eigentlichen Problematik der 3- bis 4-mal wechselnden Abflussverhältnisse pro Tag nicht gerecht wird.

Beispiel 1



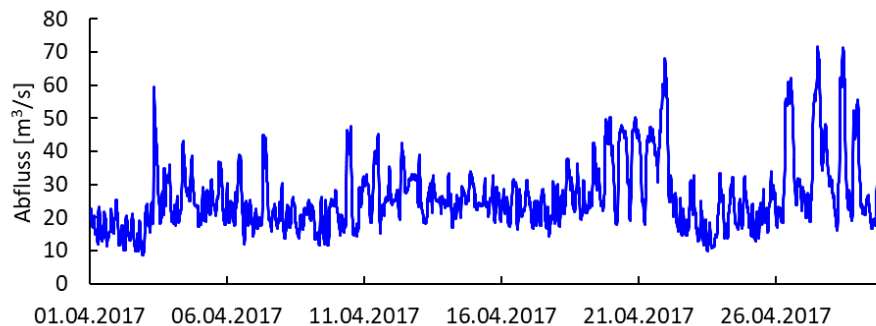
April 2020 → ca. 50 Ereignisse (meist Vollschwälle)

Beispiel 2



Mai 2018 → ca. 28 Ereignisse (8 kleine Schwälle mit Amplitude von rund 3 m³/s und 20 Vollschwälle)

Beispiel 3



April 2017 → ca. 100 Ereignisse

(keine Vollschwälle, 4 Schwälle à 40-50 m³/s, 6 Schwälle à 20-30 m³/s, 90 kleine Schwälle < 20 m³/s)

Abbildung 9. Unterschiedliche Schwallganglinien in drei Schweizer Fließgewässern.

Basierend auf obigen Überlegungen und dem Vorschlag, die Schwallfrequenz gutachterlich zu berücksichtigen, ergeben sich nachfolgende, mögliche Leitfragen für die unterschiedlichen Bearbeitungsschritte bei der Ausarbeitung von Schwall-Sunk Projekten (Sanierungen, wie Neubauten und Erneuerungen).

Gutachterliche Berücksichtigung auf Stufe Vorarbeiten

- In welchen Zeiträumen im Jahresverlauf sind Schwallereignisse erkennbar?
- Hat sich die Situation in der Untersuchungsperiode verändert (z.B. in den letzten 10 Jahren)?
- Sind charakteristische Schwall-Sunk Ereignisse überlagert von hochfrequenten, jedoch geringfügigeren Abflussänderungen (z.B. SDL, Schwellbetrieb)?
- Gibt es Zeiträume, in denen nur hochfrequente, jedoch geringfügigere Abflussänderungen vorherrschen?
- Welche Turbinen sind mit welchen Ausbauwassermengen vorhanden und welche Maschinenkombinationen treten wann wie häufig auf?
- ...

Gutachterliche Berücksichtigung auf Stufe Ursachen und Defizitanalyse

- Sind in der für einen Indikator massgebenden Saison ≤ 1 oder ≥ 2 Schwallereignisse pro Tag die Regel?
- Können grössere oder geringere Defizite vergleichend zu anderen Fliessgewässern allenfalls durch eine erhöhte oder reduzierte Frequenz erklärt werden?
- Können Unterschiede von Defiziten zwischen einzelnen Jahren allenfalls durch eine erhöhte oder reduzierte Frequenz erklärt werden?
- Ist es für einzelne Indikatoren respektive in einzelnen Abschnitten des Gewässersystems (Kap. 2.1) notwendig die Beurteilung in Abhängigkeit der Frequenz gutachterlich anzupassen (auch auf Stufe Massnahmen anwendbar)?
- ...

Gutachterliche Berücksichtigung auf Stufe Massnahmen

- Hat eine Massnahme gegenüber einer anderen Massnahme Vorteile, weil sie zusätzlich auch die Frequenz der Schwallereignisse reduzieren kann (z. B. Ausleitkraftwerk)?
- Hat eine Massnahme gegenüber einer anderen Massnahme einen wesentlichen Vorteil, weil sie beispielsweise nicht nur zwei Schwallereignisse dämpfen kann, sondern diese in einen einzigen gedämpften Schwall umwandelt (z.B. ein Ausgleichsbecken mit leicht erhöhtem Volumen)?
- Hat eine Massnahme gegenüber einer anderen Massnahme einen Vorteil, da sie nicht nur Schwallereignisse dämpfen kann, sondern auch die hochfrequenten, jedoch geringfügigeren Abflussänderungen ausgleicht (z.B. Ausgleichsbecken anstelle betrieblicher Massnahme)?
- ...

Zusätzliche Hinweise zur gutachterlichen Bestimmung der Frequenz

- Als eigenes Schwallereignis gezählt werden soll nur, wenn der Abfluss zwischenzeitlich wieder in den Bereich des Sunkabflusses fällt oder in einen Abflussbereich, der hydraulisch relevant ist, d.h. zu deutlich unterschiedlichen Fliessverhältnissen führt (Abb. 7) und Indikator-relevant ist (Abb. 8). Dies ist gewässer- und indikatorspezifisch.
- Sofern nützlich und sinnvoll können die im Kapitel 3.2 erwähnten Methoden und „Tools“ verwendet werden, z.B. um abzuklären, wie sich die Frequenz in der Vergangenheit verändert hat oder um Fliessgewässerstrecken bzw. Massnahmen zu vergleichen.
- Die Anzahl täglicher Schwallereignisse (1, 2 oder mehr als 2 Schwallereignisse) in spezifischen Perioden mit eindeutigem Schwallbetrieb eignen sich für die gutachterliche Berücksichtigung eher besser als eine Anzahl jährlicher Schwallereignisse. Insbesondere für die Schweiz mit pluvialen, nivalen und glazialen Abflussregimes besteht ansonsten möglicherweise ein Problem der „Verwässerung“ und fehlenden Vergleichbarkeit. So kann eine bestimmte Anzahl Schwallereignisse pro Jahr beispielsweise in der Rhône nur im Winterhalbjahr anfallen, während im Sommer in Perioden von Schnee- und Gletscherschmelze die Schwallspitzen nur noch bedingt sichtbar sind. Dieselbe Anzahl Schwallereignisse kann in einem voralpinen Fluss über das ganze Jahr verteilt sein.

3.4 Literatur

- Bakken TH, Harby A, Forseth T, Ugedal O, Sauterleute JF, Halleraker JH, Alfredsen K. 2023. Classification of hydropeaking impacts on Atlantic salmon populations in regulated rivers. *River Research and Applications* 39: 313–325.
- Bätz N, Judes C, Weber C. 2023. Nervous habitat patches: The effect of hydropeaking on habitat dynamics. *River Research and Applications* 39: 349–363.
- Burman AJ, Hedger RD, Hellström JGI, Andersson AG, Sundt-Hansen LE. 2021. Modelling the downstream longitudinal effects of frequent hydropeaking on the spawning potential and stranding susceptibility of salmonids. *Science of The Total Environment* 796: 148999.
- Carolli M, Vanzo D, Siviglia A, Zolezzi G, Bruno MC, Alfredsen K. 2015. A simple procedure for the assessment of hydropeaking flow alterations applied to several European streams. *Aquatic Sciences* 77: 639–653.
- Courret D, Baran P, Larinier M. 2021. An indicator to characterize hydrological alteration due to hydropeaking. *Journal of Ecohydraulics* 6: 139–156.

- Greimel F, Zeiringer B, Höller N, Grün B, Godina R, Schmutz S. 2016. A method to detect and characterize sub-daily flow fluctuations. *Hydrological Processes* 30: 2063–2078.
- Grün B, Haider J, Greimel F. 2022. Hydropeak – Detect and characterize sub-daily flow fluctuations. <https://cran.r-project.org/web/packages/hydropeak/index.html>
- Li T, Pasternack GB. 2021. Revealing the diversity of hydropeaking flow regimes. *Journal of Hydrology* 598: 126392.
- Meile T, Boillat JL, Schleiss AJ. 2011. Hydropeaking indicators for characterization of the Upper-Rhone River in Switzerland. *Aquatic Sciences* 73: 171–182.
- Meile T, Schleiss AJ, Boillat JL. 2005. Entwicklung des Abflussregime des Rhone seit dem Beginn des 20. Jahrhunderts. *Wasser Energie Luft* 97: 133–142.
- Pfaundler M, Dübendorfer C, Zysset A. 2011. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Hydrologie – Abflussregime Stufe F (flächendeckend). Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Vollzug* 1107.
- Sauterlaute JF, Charmasson J. 2014. A computational tool for the characterization of rapid fluctuations in flow and stage in rivers caused by hydropeaking. *Environmental Modelling & Software* 55: 266–278.
- Schmutz S, Fohler N, Friedrich T, Fuhrmann M, Graf W, Greimel F, Höller N, ... Zeiringer B. 2013. Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. BMFLUW, Wien.
- Schweizer S, Lundsgaard-Hansen L, Meyer M, Schläppi S, Berger B, Baumgartner J, Greter R, ... Schwendemann K. 2021. Die Schwall-Sunk-Sanierung der Hasliaare. Erste Erfahrungen nach Inbetriebnahme und ökologische Wirkungskontrolle. *Wasser Energie Luft* 113: 1–8.
- Tonolla D, Chaix O, Meile T, Zurwerra A, Büsser P, Oppliger S, Essyad K. 2017. Schwall-Sunk – Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Vollzug* 1701.

4 Stranden von Fischen (F2)

Autoren: Steffen Schweizer, Matthias Meyer, Jan Baumgartner, Benjamin Berger, Diego Tonolla

4.1 Vorgehen gemäss Vollzughilfemodul "Schwall-Sunk – Massnahmen"

Für die Bestimmung des Einflusses von Schwall-Sunk auf das Stranden von Fischen wird der Indikator „Stranden von Fischen (F2)“ angewendet. Folgende Arbeitsschritte sind gemäss bestehenden Vollzughilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) durchzuführen:

- Definition der relevanten Leitfischart(en) (z.B. Bachforelle, Äsche) und der relevanten Gewässerabschnitte (d.h. Einschränkung auf Bereiche, wo Larven bzw. juvenile Fische der Leitfischart(en) potenziell vorkommen können und wo eine Strandung anzunehmen ist).
- Bestimmung der relevanten Saisons und Berechnung des massgebenden Schwall- und Sunkabflusses (Abflusswerte für Q_{Schwall} und Q_{Sunk}).
- Erstellung eines hydronumerischen Modells.
- Berechnung des Anteils an trockenfallender Fläche (Wasserwechselzone) mit Hilfe von hydraulischen Simulationen für die entsprechenden Abflüsse.
- Bewertung der trockenfallenden Fläche (Tab. C7 in Tonolla et al., 2017, inkl. Expertenbeurteilung).
- Berechnung der Pegelrückgangsraten innerhalb der trockenfallenden Fläche anhand von hydronumerischen Simulationen für die entsprechenden Abflüsse. Alternativ ist auch eine Bestimmung der Pegelrückgangsrate anhand zeitlich hochaufgelösten Pegeldaten möglich (Baumann et al., 2012).
- Bewertung der Pegelrückgangsrate (Tab. C8-C10 in Tonolla et al., 2017, inkl. Expertenbeurteilung).
- Aggregation der Bewertungen der trockenfallenden Fläche und der Pegelrückgangsrate zur Ermittlung der Gesamtbewertung (Tab. C11 in Tonolla et al., 2017, inkl. Expertenbeurteilung).
- Für die Bewertung des Ist-Zustandes und für die Wirkungskontrolle wird zudem empfohlen, eine Erhebung allfälliger gestrandeter Fische im Feld durchzuführen.

4.2 Mögliche Unsicherheiten bei der Anwendung

In verschiedenen Schwall-Sunk Sanierungsprojekten wurde im Vorgehen zur Anwendung des Indikators „Stranden von Fischen (F2)“ Unsicherheiten und fachlicher Anpassungsbedarf festgestellt. Dies betrifft folgende Punkte:

- Eine Einordnung in das gewässerökologische Gesamtsystem (Kap. 2) und eine Verbindung mit den vorhandenen Habitaten (Indikator F6; Kap. 6) werden nicht konkret vorgeschlagen.
- Beim Vorgehen besteht eine gewisse Unsicherheit in welchen Gewässerabschnitten, zu welchen Zeitpunkten im Jahr und wie genau die Pegelrückgangsrate sowie der Anteil an trockenfallender Fläche zu bestimmen sind.
- Die Wertefunktion für die Wasserwechselzone basiert auf dem Anteil an trockenfallender Fläche in einem Gerinne. Dies impliziert, dass in Abhängigkeit der Gewässerbreite die tolerierbare Wanderdistanz von Fischen zunimmt. Für das potenzielle Strandungsrisiko ist dagegen die effektive Wanderdistanz und damit die trockenfallende Fläche in Metern entscheidend.
- Die Berechnung der Pegelrückgangsrate kann auf unterschiedliche Weise erfolgen (z.B. punktuelle Messdaten, hydronumerische Simulationen). Die Resultate sind nicht immer direkt vergleichbar.
- Die Wertefunktionen für die Pegelrückgangsraten basieren auf Versuchsreihen mit Fischen aus einer Fischzuchtanstalt (Auer et al., 2014). Zudem betrug bei den Versuchen die trockenfallende Fläche nur rund 1.6 m und die Versuche wurden in einem künstlichen Gerinne durchgeführt. Unklar ist, wie gut sich die Versuchsergebnisse eignen, um die Situation in einer Schwall-Sunk Strecke zu beschreiben und zu bewerten.
- Die bestehende Methode berücksichtigt die Häufigkeit der Schwallereignisse lediglich auf Tagesbasis (Einzelschwallereignis), die Schwallfrequenz ist nicht explizit berücksichtigt.

4.3 Vorschlag für die zukünftige Anwendung des Indikators

Um die im Kapitel 4.2 genannten Unsicherheiten zu berücksichtigen, werden für die zukünftige Anwendung und Bewertung des Indikators „Stranden von Fischen (F2)“ folgende Anpassungen vorgeschlagen.

Einordnung in das gewässerökologische Gesamtsystem

Mithilfe des Konzeptes für die Berücksichtigung von ökologischen Funktionsräumen und für eine gesamtökologische Betrachtung (Kap. 2) sowie hydromorphologischen Überlegungen (Anhang B in Tonolla et al., 2017), soll hergeleitet werden, in welchen Gewässerabschnitten das Strandungsrisiko mit dem Indikator F2 beurteilt werden soll. Dazu sollen auch die Ergebnisse der Erhebungen im Rahmen der Indikatoren F3 (Kap. 5) und F6 (Kap. 6) berücksichtigt werden. Durch die Bearbeitung des Indikators F3 kann aufgezeigt werden, in welchen Gewässerabschnitten mit einer Verlaichung und der Eientwicklung gerechnet werden kann respektive wo eine solche natürlicherweise stattgefunden hat. Sind in diesen Abschnitten zusätzlich auch Bereiche mit Larvalhabitat bzw. Juvenil- oder Adulthabitat (Indikator F6) und Wasserwechselzonen (zwischen Schwall-Sunk) vorhanden, soll für diesen Gewässerabschnitt und das entsprechende Entwicklungsstadium das Strandungsrisiko untersucht werden. Dabei gilt es die unterschiedliche Sensitivität der Entwicklungsstadien auf das Strandungsrisiko zu beachten (Kap. 2.2). Weiter sind auch Gewässerabschnitte zu untersuchen, in welche Fische hinein verdriftet werden können und wo sie geeignete Habitate vorfinden (gemäss Indikator F6). In Gewässerabschnitten ohne geeignete Habitate ist davon auszugehen, dass sich keine Fische aufhalten und deshalb kein Strandungsrisiko besteht.

Berücksichtigung der relevanten Zeiträume für Fischlarven

Fischlarven zählen zu den empfindlichsten Entwicklungsstadien im Lebenszyklus der Fische (Hayes et al., 2019; Moreira et al., 2019). Jedoch ist der Zeitraum, in welchem larvale Fische in einem Gewässer vorkommen, verhältnismässig kurz, da die Fischlarven von Interstitiallaichern nach der Emergenz relativ schnell heranwachsen und damit an Schwimmstärke dazugewinnen. Der relevante Zeitraum für Fischlarven von Interstitiallaichern beginnt mit dem artspezifischen Emergenzzeitpunkt in einem Gewässer. Sobald erste Larven aus dem Kies kommen, besteht ein gewisses Strandungsrisiko. Das Ende des Zeitraumes ist erreicht, sobald die zuletzt geschlüpften Larven eine gewisse Schwimmstärke erreicht haben, um auch bei schnelleren Pegelrückgangsraten und weiteren Wanderdistanzen zu flüchten.

Der relevante Zeitraum für die Fischlarven kann beispielsweise anhand von Felduntersuchungen definiert werden. Bei Emergenzversuchen zu Forellen gemäss der Methode von Meyer et al. (2018) oder Wagner (2024) kann der relevante Zeitraum für die Emergenz gewässerspezifisch abgegrenzt werden. Solche Versuche zeigen die zeitliche Verteilung der Emergenzrate detailliert auf (Abb. 10). Ausserdem ermöglichen Emergenzversuche eine Aussage zur Grössenverteilung und Schwimmfähigkeit der Larven. Es ist zudem möglich, den gewässerspezifischen Zeitraum, in dem die Fischlarven schlüpfen, mittels Elektrobefischung im Gewässer zu erheben (diese Methode ist etwas ungenauer aufgrund der Unsicherheiten bei der Fangquote). Dies ermöglicht das Larvenfenster mithilfe des Wassertemperaturverlaufs des untersuchten Beprobungsjahres auf die Folgejahre zu übertragen (Greimel et al., 2017). Genauso kann jährlich das mögliche Stranden der Fischlarven observiert und darauf aufbauend ein gewässerspezifisches Larvenfenster festgelegt werden. Diese Felduntersuchungen können zusätzlich für die Indikatoren F3 (Kap. 5) und F6 (Kap. 6) genutzt werden.

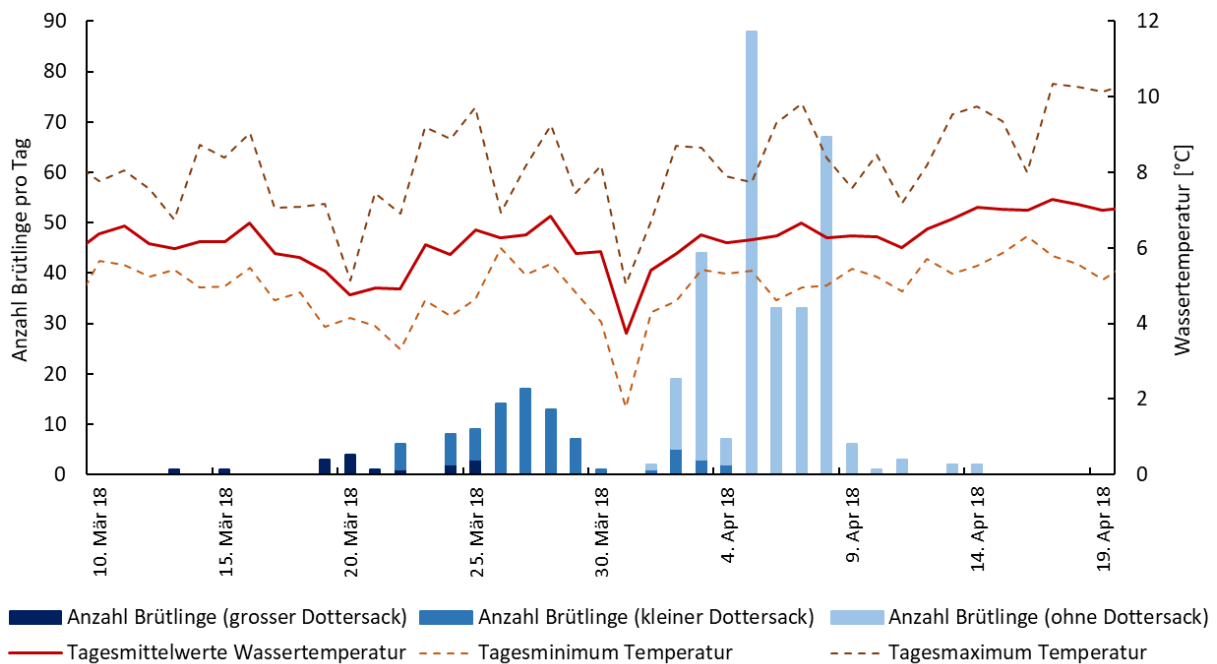


Abbildung 10. Verlauf der Emergenzrate aufgeteilt in drei Kategorien der Dottersackgrösse, kombiniert mit dem Temperaturverlauf des Wassers an den jeweiligen Daten (Meyer et al., 2018; verändert).

Alternativ kann der Zeitraum auch anhand von Fachliteratur abgeleitet werden (z.B. Elliott, 1994; Greimel et al., 2017). Im Kapitel 2.2 von Greimel et al. (2017) ist eine erste grobe Abschätzung der Laichzeiträume und der Larvenfenster für die Äsche und Bachforelle angegeben. Die Dauer des Larvenfensters (erste kritische Phase) der beiden Fischarten wurde aus dem Zeitraum, in dem die Fischlarven aus dem Schotterkörper emergieren (abhängig von Laichzeitraum und Wassertemperatur) zuzüglich der Zeit, während der die Fischlarven als besonders sensibel gegenüber Schwallbelastungen eingeschätzt wurden, ermittelt. Für beide Fischarten zusammen wurde eine mittlere Larvenfensterdauer von 63 Tagen bestimmt (min.-max.: 39-83 Tage). Wobei der Emergenzzeitpunkt in Abhängigkeit verschiedener Faktoren, wie v.a. dem Paarungszeitpunkt, der Wassertemperatur aber auch genetisch bedingten Unterschieden (lokale Adaption) der Populationen und Hochwasserereignisse, eine gewisse interannuelle Variabilität aufweisen kann und je nach Fliessgewässer unterschiedlich ist. Das grösste Strandungsrisiko für larvale Fische derselben Fischart besteht in einem Gewässer meistens nur während weniger Wochen pro Jahr (z.B. 6-12 Wochen für Äsche und Bachforelle gemäss Greimel et al., 2017), wobei der Zeitraum von Jahr zu Jahr zu unterschiedlichen Zeitpunkten auftreten kann und der Zeitraum in dem Fischlarven stranden können, natürlich auch darüber hinaus gegeben ist. In diesem relativ kurzen Zeitraum sind in der Regel umfangreichere Massnahmen notwendig als während der übrigen Zeit des Jahres, in der ausschliesslich schwimmstärkere Entwicklungsstadien vorkommen. Die umfangreicheren Massnahmen können beispielsweise so lange umgesetzt werden, bis dass ausreichend Larven überleben können, um eine stabile und sich selbsterhaltende Population gewährleistet ist. Es gilt im Einzelfall zu prüfen, ob die Umsetzung der erforderlichen umfangreicheren Massnahmen über bauliche Massnahmen gelöst werden kann oder ob eventuell betriebliche Massnahmen ein besseres Kosten-Nutzen Verhältnis aufweisen.

Berücksichtigung der absoluten Wasserwechselzone

Bei wachsender Wasserwechselzone nimmt das Strandungsrisiko für larvale Fische zu (Grimsel Hydro, 2022). Dabei ist die absolute Wanderdistanz, welche larvale Fische zurücklegen müssen, die massgebende Kenngrösse und nicht, wie in der bestehenden Methode vorgeschlagen, der Anteil trockenfallender Fläche an der gesamten benetzten Fläche. Aus diesem Grund wird vorgeschlagen, die Wasserwechselzone als absolute Distanz zu berücksichtigen. Diese Distanz ist stark abhängig von der Morphologie der Sohle und der Schwallamplitude und soll deshalb anhand von kartografischen Darstellungen gutachterlich bestimmt werden (Abb. 11).

Um einen repräsentativen Wert für die Beurteilung herzuleiten, können die rechtwinkligen Wanderdistanzen entlang der Wasserwechselzone bestimmt werden. Wie in Abbildung 11 ersichtlich, ist diese aufgrund der Morphologie nicht überall identisch. Als repräsentativer Wert für die Beurteilung kann beispielsweise der Mittelwert der ermittelten Wanderdistanzen definiert werden. Für das Beispiel in Abbildung 11 beträgt der Mittelwert rund 18 m. Andere Ansätze zur Definition eines repräsentativen Wertes für die Wanderdistanzen sollen im Einzelfall geprüft und angewendet werden (z.B. Larrieu et al., 2021; Larrieu & Pasternack, 2021).

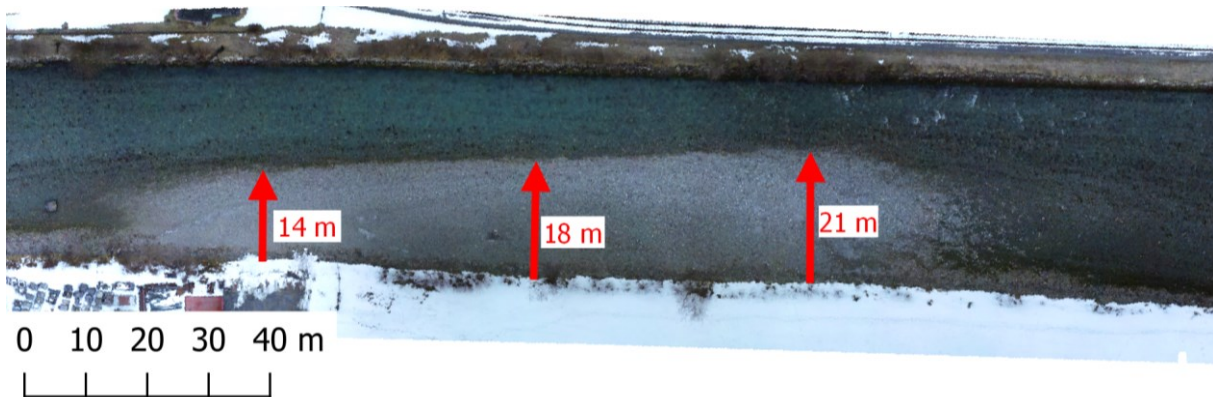


Abbildung 11. Absolute rechtwinklige Distanz der Wasserwechselzone.

Bestimmung der Pegelrückgangsraten

Bei der Bestimmung der Pegelrückgangsraten aus hydraulischen Simulationen sollen nur diejenigen Modellstützpunkte bzw. Modellzellen aus dem hydronumerischen Modell analysiert werden, welche effektiv trockenfallen oder bei denen die Wassertiefe kleiner als ein kritischer Wert ist (Abb. 12). Zu beachten sind modellbedingte Unsicherheiten bei der Bestimmung der trockenfallenden Fläche.

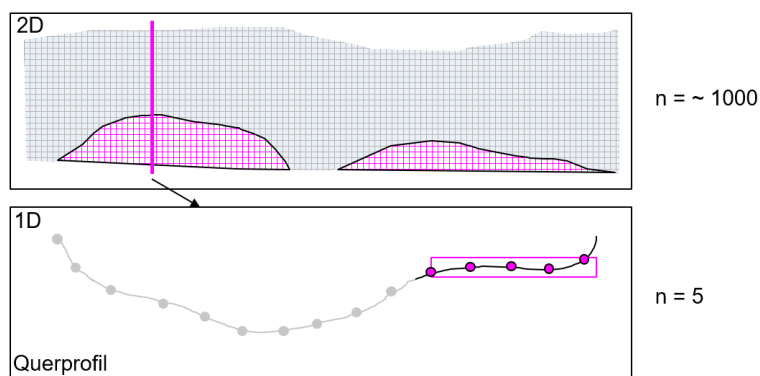


Abbildung 12. Bei der Bestimmung der Pegelrückgangsraten relevante Modellstützpunkte bzw. Modellzellen (pink) aus 1D bzw. 2D hydronumerische Modelle.

Die Berechnung der Pegelrückgangsraten von den einzelnen Modellstützpunkten bzw. Modellzellen soll gemäss Vollzugshilfemodul "Sanierung Schwall-Sunk – Strategische Planung" (Baumann et al., 2012) nur für Wassertiefen <20 cm erfolgen, da man bei grösserer Wassertiefe davon ausgeht, dass die Fische genügend Zeit zur Flucht haben. Dieser Grenzwert von 20 cm soll in Abhängigkeit der Morphologie und der vorhandenen Substratgrössen im Einzelfall kritisch hinterfragt und falls notwendig angepasst und nachvollziehbar begründet werden. Insbesondere für Larven ist von einer deutlich geringeren Wassertiefe auszugehen.

Für jeden Modellstützpunkt bzw. jede Modellzelle wird die Pegelrückgangsrate als mittlere Pegelrückgangsrate im relevanten Pegelbereich berechnet. Für die Bestimmung des massgebenden Wertes für die Pegelrückgangsrate über den gesamten Gewässerabschnitt wird von allen berechneten Pegelrückgangsraten der Modellstützpunkte bzw. Modellzellen die Benutzung des 80 %-Perzentils vorgeschlagen. Dies entspricht dem massgebenden Wert, der anschliessend mit der Wertefunktion gemäss Vollzugshilfemodul "Schwall-Sunk – Massnahmen" (Tonolla et al., 2017) beurteilt werden soll. Durch den Ausschluss der höchsten 20 % der einzelnen Pegelrückgangsraten sollen allfällige

Modellfehler ausgeschlossen werden können. Zum Beispiel ist auf Abbildung 13 ersichtlich, dass in gewissen Bereichen im Modell (meist bei Bruchkanten) sehr hohe Pegelrückgangsraten von bis zu 10 cm/min resultieren können, die jedoch in der Natur nicht zu beobachten sind. Dieser Wert (80 %-Perzentil) wurde aus Erfahrungswerten abgeleitet, soll aber im Einzelfall kritisch hinterfragt und falls notwendig angepasst werden.

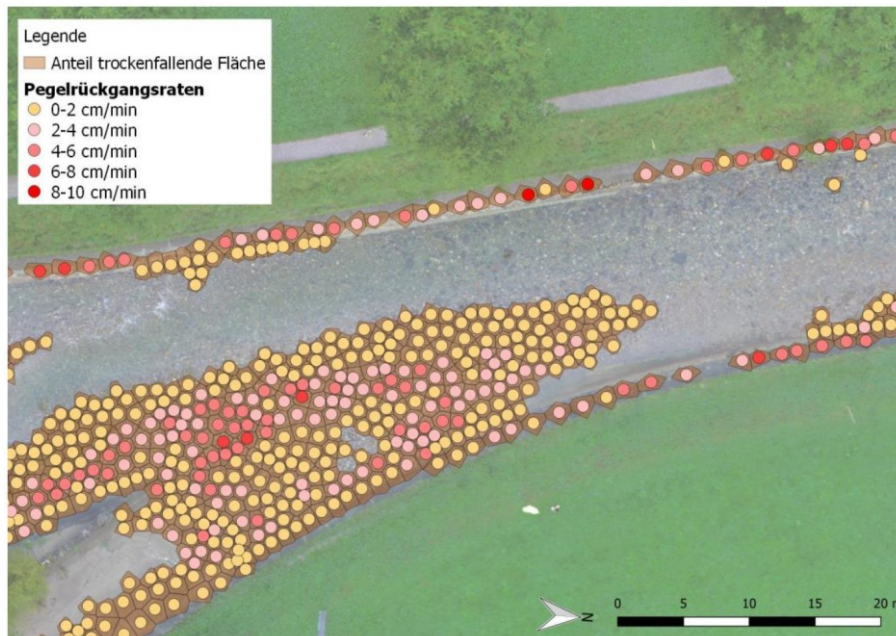


Abbildung 13. Beispiel für Ausreisser bei der Berechnung der Pegelrückgangsraten.

Überprüfung der bestehenden Wertefunktionen anhand von Strandungsversuchen mit wild emergierten larvalen Bachforellen

Die Schwellenwerte der Wertefunktionen gemäss bestehenden Vollzugshilfemodul "Schwall-Sunk – Massnahmen" (Tonolla et al., 2017) basieren auf Resultaten eines Forschungsprojektes mit Zuchtlarven (Auer et al., 2014). Um zu überprüfen, ob Wildfische gegenüber schnelleren Pegelrückgangsraten widerstandsfähiger sind und somit auch, ob die Schwellenwerte robust sind, hat die Grimsel Hydro im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt ein Forschungsprojekt zum Strandungsverhalten von wild emergierten, larvalen Bachforellen durchgeführt (Grimsel Hydro, 2022).

Im Rahmen des Forschungsprojekts wurden folgende übergeordnete Themen bearbeitet:

- Bestimmung des Emergenzzeitpunkts von larvalen Bachforellen.
- Entwicklung einer Methode für die *in situ* Erforschung des Strandungsrisikos von larvalen Bachforellen.
- Untersuchung des Einflusses der Wasserwechselzone und Pegelrückgangsraten auf das Strandungsrisiko von larvalen Bachforellen.
- Untersuchung des Einflusses von diversen abiotischen Parametern (Fließgeschwindigkeit, Kiesbankneigung, usw.) auf das Strandungsrisiko von larvalen Bachforellen.

In den durchgeführten Versuchsreihen wurden insgesamt 39 Strandungsversuche in einem natürlichen Fließgewässer (Hasliaare) mit Pegelrückgangsraten zwischen 0.02 cm/min und 4.18 cm/min und Wasserwechselzonen bis 11 m durchgeführt (dabei lag die durchschnittliche Wiederfindungsrate bei 95%). Für jeden Versuch wurden die wichtigsten Messergebnisse und die Fundorte der Fischlarven in einem Steckbrief festgehalten (Abb. 14).

Factsheet: Versuch Hasliaare 1

Gewässer: Hasliaare
 Versuchsstandort: 2°66'097/ 1°17'1975
 Datum: 16.04.2021
 Uhrzeit: 10.32 (Fischbeigabe)
 Anzahl beigegebene Fische: 50
 Fischerherkunft: Gadmerwasser (Wildfische)

Wassertemperatur: 6.6 °C
 Wasser pH-Wert: 6.5
 Akklimatisationszeit: 60 min
 Pegelrückgangsrate: 4 mm/min
 Wiederfindungsrate: 92% (46 Fische)
 Fischlänge: 22-28 mm

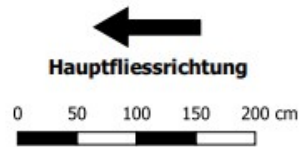
Korndurchmesser (dm): 45mm
 Korndurchmesser (d90): 128mm
 Sandflächenanteil: 14%
 Gefälle in Hauptflussrichtung: 2.6%
 Quergefälle: 2.3%

Benjamin Berger (KWO) / 28.01.2022



Legende

- Fischfundorte
- Beigabeort
- Driftreusen
- Mulden (>0.05 m2)
- Messsystem**
- Drucksonden
- Kameras
- Pegel
- Zonen**
- Sunkzone
- auswertbare Wasserwechselzone
- Lunzerlinie
- Längenanteile**
- Sunkzone
- auswertbare Wasserwechselzone



Beobachtungen	
Drift	Fischfunde: 0% (#0)
Sunkzone	Flächenanteil: 28% (16.4 m2) Längenanteil: 36% (4.2 m) Fischfunde: 17% (#8) Fischfunddichte: 0.5 Fische/m2 Flächenanteil Mulden: 0%
Wasserwechselzone	Flächenanteil: 72% (42.6 m2) Längenanteil: 64% (7.4 m) Fischfunde: 83% (#38) Fischfunddichte: 0.9 Fische/m2 Flächenanteil Mulden: 0.1%
Auswertungen	Versuchsmenge: 46 Fische Strandungsanteil: 83%

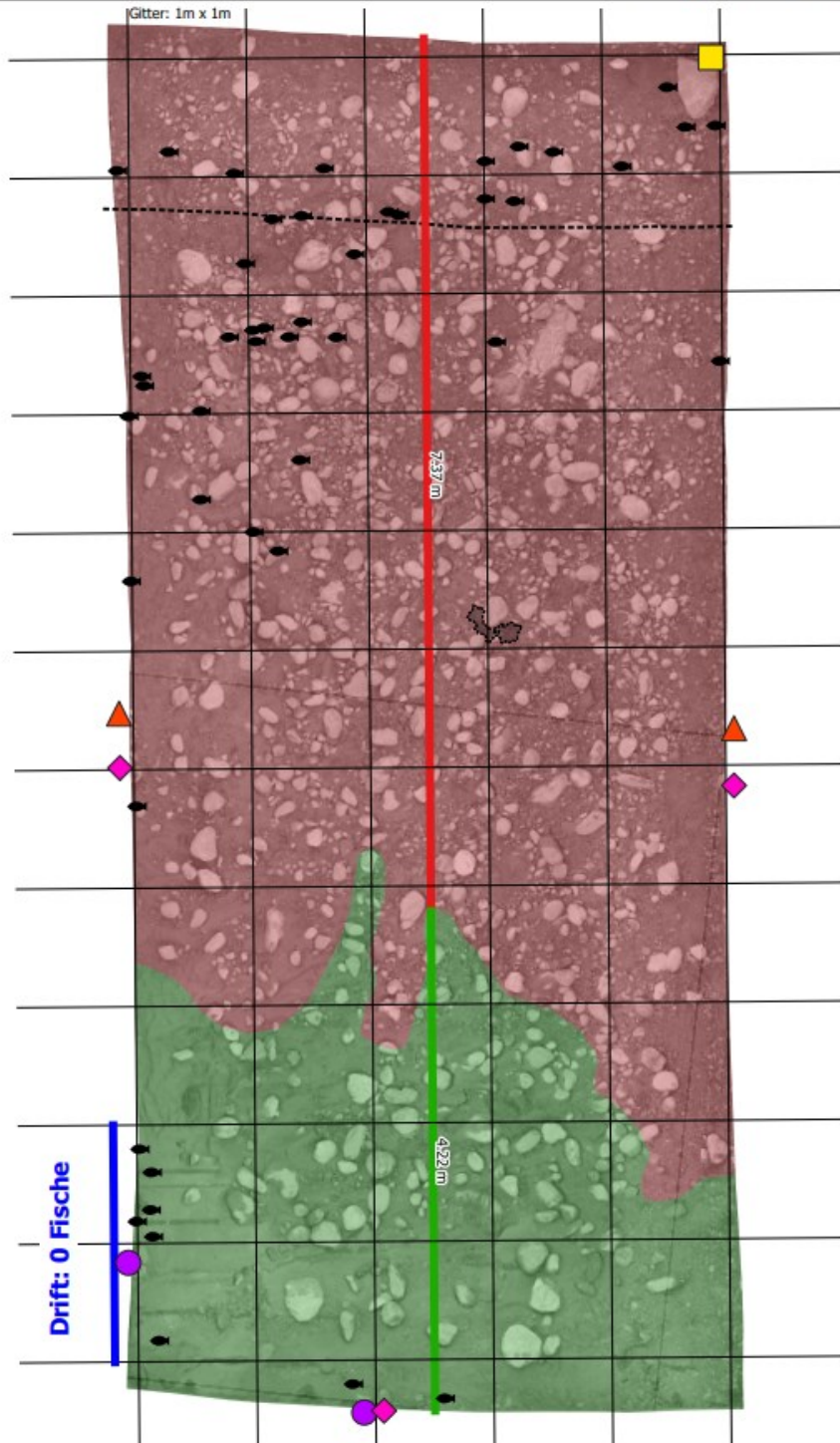


Abbildung 14. Beispiel eines Steckbriefes mit den Messergebnissen und den Fischfundorten (Grimsel Hydro, 2022). Bei diesem Versuch wurde eine Pegelrückgangsrate von 0.04 cm/min gefahren. Die schwarzen Fischsymbole stellen die Fundorte der Fischlarven dar. Bei diesem Versuch wurde ein Strandungsanteil von 83% beobachtet. Diese Abbildung und die weiteren Steckbriefe der Versuche sind in Grimsel Hydro (2022) zu finden.

Im Folgenden werden die wichtigsten Ergebnisse der Strandungsversuche zusammengefasst. Das Strandungsrisiko, angegeben als Strandungsanteil (d.h. Verhältnis der Anzahl an gestrandeten Fischen in der Wasserwechselzone zur Gesamtanzahl Fische, die für die Auswertung des Strandungsversuchs genutzt werden können), nimmt mit zunehmender Wasserwechselzone und Pegelrückgangsrate zu (Abb. 15). Während bei einem Schwallereignis mit einer Wasserwechselzone von bis 1.5 m und einer Pegelrückgangsrate von 0.1 cm/min ein Strandungsanteil von 2 % erwartet wird, steigt dieser Anteil bei Wasserwechselzonen von 12 m und Pegelrückgangsraten von 4.5 cm/min auf bis 88 %.

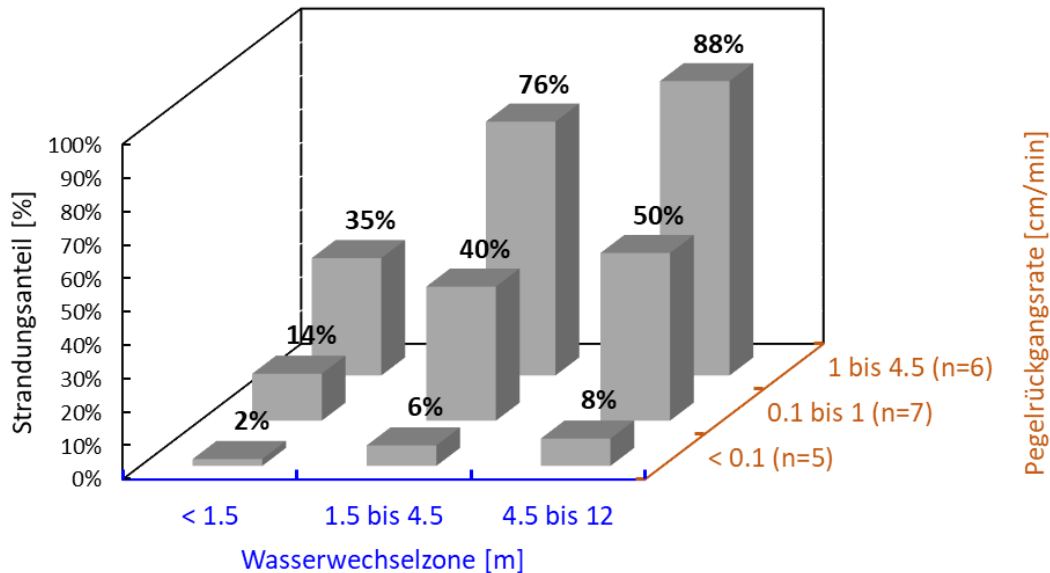


Abbildung 15. Strandungsanteil von larvalen Bachforellen (% pro Schwallereignis, Medianwert; z-Achse) in Abhängigkeit der Wasserwechselzone (m; x-Achse) und der Pegelrückgangsrate (cm/min; y-Achse). Die Werte stammen aus den im Jahr 2021 durchgeführten Versuche (Grimsel Hydro, 2022) und sind aus Darstellungszwecken in drei Klassen gruppiert.

Im Allgemeinen gilt, je grösser die Wasserwechselzone, desto grösser das Strandungsrisiko. Diese Beziehung ist aber nicht linear und bei tiefen Pegelrückgangsraten ist der Effekt der Wasserwechselzone kleiner (Abb. 16).

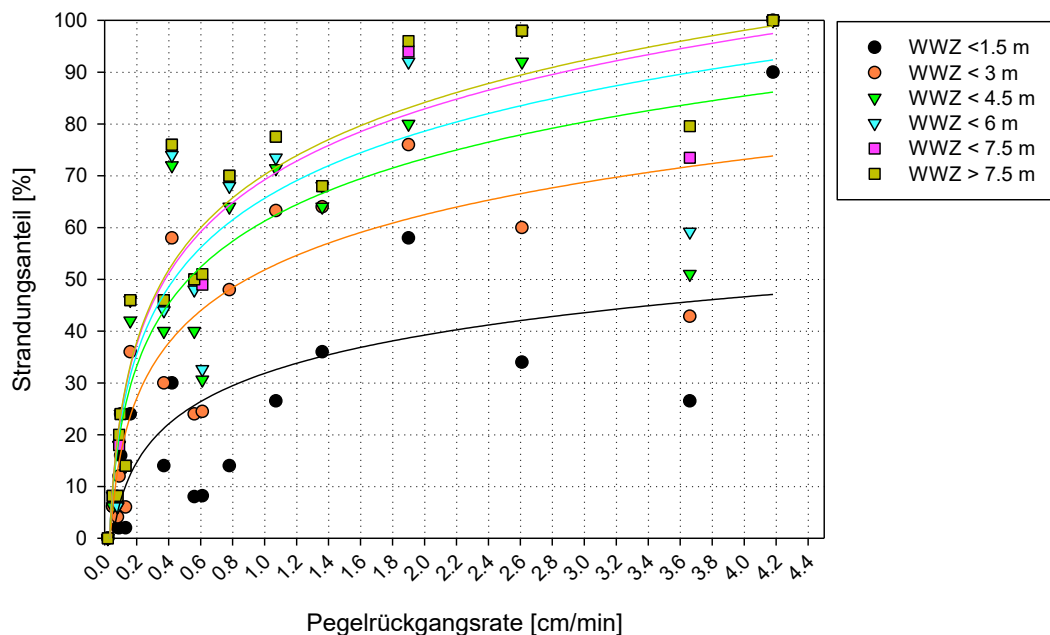


Abbildung 16. Strandungsanteil von larvalen Bachforellen (% pro Schwallereignis, Medianwert) in Abhängigkeit der Wasserwechselzone (m, WWZ) und der Pegelrückgangsrate (cm/min). Die Werte stammen aus den im Jahr 2021 durchgeführten Versuche (Grimsel Hydro, 2022).

Die Strandungsversuche mit Zuchtlarven von Auer et al. (2014) zeigen etwas höhere Strandungsanteile als die Strandungsversuche mit Wildfischlarven von Grimsel Hydro (2022) (Abb. 17). Ein steigender Strandungsanteil bei steigender Pegelrückgangsrates ist in beiden Versuchsreihen zu beobachten. Der grösste Anstieg des Strandungsanteils erfolgt bei Pegelrückgangsrates zwischen 0.1 und 0.5 cm/min, danach flacht sich die Kurve ab.

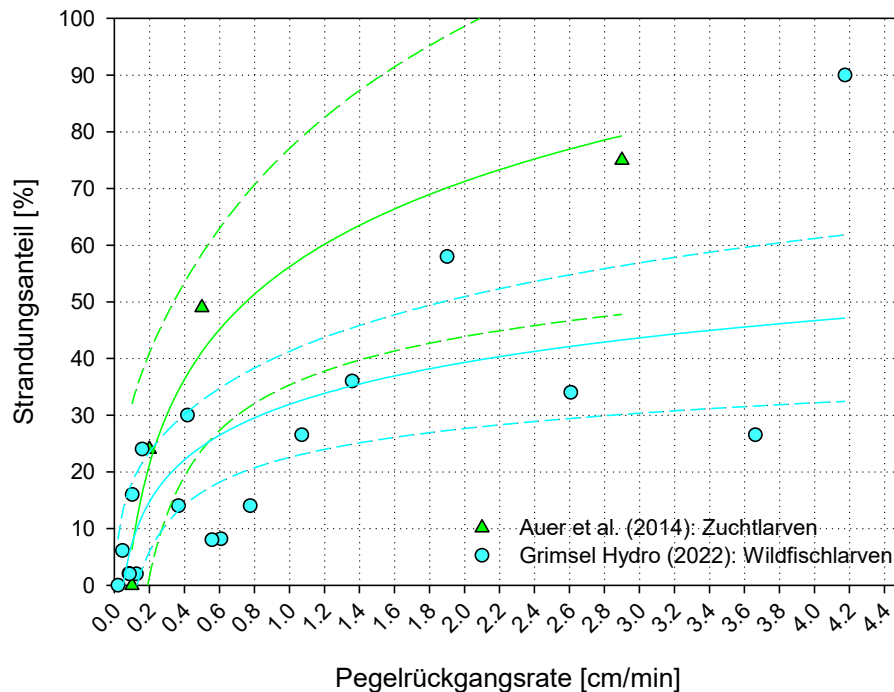


Abbildung 17. Vergleich der Strandungsergebnisse von Grimsel Hydro (2022) und Auer et al. (2014) für larvale Bachforellen. Um die Ergebnisse von Auer et al. (2014) und Grimsel Hydro (2022) vergleichbar zu machen, wurden bei den Versuchen von Grimsel Hydro nur diejenigen larvalen Bachforellen berücksichtigt, welche in der Wasserwechselzone bis 1.56 m gestrandet sind (die Wasserwechselzone bei den Versuchen von Auer et al., 2014 betrug 1.56 m). Kleine Unterschiede zwischen den Versuchen von Grimsel Hydro (2022) und Auer et al. (2014) liegen in der Fischgrösse (25-26 mm vs. 20-52 mm) und in der Querneigung der Kiesbank (5 % vs. 1.65-2.91 %). Die durchgezogenen Linien entsprechen den Medianwerten, gestrichelten Linien entsprechen den 95% Konfidenzintervallen. Bei Auer et al. (2014) sind die dargestellten Punkte schon aggregierten Daten (Medianwerte aus den Versuchsreplikaten mit gleicher Pegelrückgangsrates) wogegen für Grimsel Hydro (2022) jeden Punkt einen Einzelversuch mit unterschiedlicher Pegeländerungsrates darstellt.

Die Ergebnisse zeigen, dass das Strandungsrisiko stark von der Pegelrückgangsrates und der Wasserwechselzone abhängig ist. Ausserdem ist davon auszugehen, dass, das Strandungsrisiko bei Wildfischen wohl etwas geringer als bei Zuchtfischen ist. Jedoch können auch bei Wildfischen bereits relativ tiefe Pegelrückgangsrates zu einem beträchtlichen Anteil an gestrandeten Fischen führen. Aus den beiden Strandungsversuchen wird ersichtlich, dass nur sehr kleine Pegelrückgangsrates (< 0.1 cm/min) das Strandungsrisiko von larvalen Bachforellen substanziell reduzieren. Bei natürlichen Hochwasserereignissen betragen die Pegelrückgangsrates < 0.1 cm/min (Werte berechnet als Beispiel für die Hasliaare mit natürlicher Hydrologie und Morphologie. Sowohl Hydrologie als auch Morphologie wurden anhand von Referenzgewässern hergeleitet und anschliessend kombiniert) und bei natürlichen Tagesschwankungen 0.01 – 0.02 cm/min (Pegelmessungen in glazial und nival geprägten Einzugsgebieten). Diese Pegelrückgangsrates sind um einen Faktor 10 kleiner als die beste Zustandsklasse im bestehenden Vollzugshilfemodul (Tab. C8 in Tonolla et al., 2017).

Weiterhin zu berücksichtigen ist, dass bei larvalen und juvenilen Bachforellen sowie auch bei Äschen nachts ein deutlich höheres Strandungsrisiko gilt als bei Tageslicht und wenn Mulden vorhanden sind (Auer et al., 2014, 2017). Ausserdem kann kaltes „Thermopeaking“ das Strandungsrisiko von Äschen wesentlich erhöhen (Auer et al., 2023; Kap. 8). Weiter können Aspekte wie Substratzusammensetzung, Kiesbankneigung, Wassertemperatur und Trübung sich auf das Strandungsrisiko auswirken (z.B. Glowa

et al., 2023). Zum Beispiel zeigen Hauer et al. (2023), dass grobes Substrat das Strandrungsrisiko erhöhen kann.

Übergeordnet ist darauf zu achten, dass eine gesamtökologische Betrachtung bei der Strandrungsproblematik notwendig ist (Kap. 2). Nur in Gewässerabschnitten, wo Habitate für Fischlarven bzw. den anderen relevanten Entwicklungsstadien vorkommen (bzw. nach Umsetzung der Massnahmen vorkommen könnten) und die Verlaichung natürlicherweise möglich ist, kann ein Strandrungsrisiko für das entsprechende Entwicklungsstadium bestehen.

Die Strandrungsversuche von Grimsel Hydro (2022) haben die Strandung von larvalen Bachforellen untersucht. Die Wertefunktionen der Pegelrückgangsrates für juvenile Bachforellen und Äschen im bestehenden Vollzughilfemodul (Tab. C9 und C10 in Tonolla et al., 2017) basieren prinzipiell auf den Ergebnissen von Auer et al. (2014). Es wird empfohlen diese Wertefunktionen kritisch zu hinterfragen und mit den Angaben aus aktuelleren Publikationen (z.B. Auer et al., 2017; Moreira et al., 2019; Führer et al., 2022, 2024; Bakken et al., 2023), welche zum Teil auch andere Arten und Entwicklungsstadien berücksichtigen, zu überprüfen und entsprechend anzupassen.

Berücksichtigung der Frequenz

Die nachgewiesenen Strandrungsanteile aus den Studien von Auer et al. (2014) und Grimsel Hydro (2022) sowie aus anderen Studien (z.B. Auer et al., 2017, 2023; Moreira et al., 2019) beziehen sich jeweils auf ein einzelnes Schwallereignis. Durch die Analyse der Hydrologie soll auch die Frequenz von relevanten Schwallereignissen und des massgebenden Abflussbereichs bestimmt werden (Kap. 3.3, Abb. 8). Die Frequenz soll anschliessend gutachterlich bei der Beurteilung des Indikators „Stranden von Fischen (F2)“ berücksichtigt werden und gemeinsam mit den Ergebnissen zu den Strandrungsanteilen von Auer et al. (2014), Grimsel Hydro (2022) (Abb. 15-17) und bei Bedarf anderen Studien (z.B. Burman et al., 2021) berücksichtigt werden.

4.4 Literatur

- Auer S, Fohler N, Zeiringer B, Führer S, Schmutz S. 2014. Experimentelle Untersuchungen zur Schwallproblematik. Drift und Stranden von Äschen und Bachforellen während der ersten Lebensstadien. BOKU, Wien.
- Auer S, Hayes DS, Führer S, Zeiringer B, Schmutz S. 2023. Effects of cold and warm thermopeaking on drift and stranding of juvenile European grayling (*Thymallus thymallus*). *River Research and Applications* 39: 401–111.
- Auer S, Zeiringer B, Führer S, Tonolla D, Schmutz S. 2017. Effects of river bank heterogeneity and time of day on drift and stranding of juvenile European grayling (*Thymallus thymallus* L.) caused by hydropeaking. *Science of The Total Environment* 575: 1515–1521.
- Bakken TH, Harby A, Forseth T, Ugedal O, Sauterleute JF, Halleraker JH, Alfredsen K. 2023. Classification of hydropeaking impacts on Atlantic salmon populations in regulated rivers. *River Research and Applications* 39: 313–325.
- Baumann P, Kirchhofer A, Schälchli U. 2012. Sanierung Schwall-Sunk – Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Vollzug*: 1203.
- Burman AJ, Hedger RD, Hellström JGI, Andersson AG, Sundt-Hansen LE. 2021. Modelling the downstream longitudinal effects of frequent hydropeaking on the spawning potential and stranding susceptibility of salmonids. *Science of The Total Environment* 796: 148999.
- Elliot JM. 1994. Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press, Oxford.
- Führer S, Hayes DS, Hasler T, Graf DRM, Fauchery E, Mameri D, Schmutz S, Auer S. 2022. Stranding of larval nase (*Chondrostoma nasus* L.) depending on bank slope, down-ramping rate and daytime. *Frontiers in Environmental Science* 10: 966418.
- Führer S, Hayes D, Coudrais-Duhamel A, Olejarz A, Stoisser F, Schmutz S, Auer S. 2024. Variation in hydropeaking-induced stranding of *Barbus barbus* L. and *Chondrostoma nasus* L. larvae: assessing the impact of daytime and down-ramping rates. In Bearbeitung.
- Glowa SE, Watkinson DA, Jardine TD, Enders EC. 2023. Evaluating the risk of fish stranding due to hydropeaking in a large continental river. *River Research and Applications* 39: 444–459.
- Greimel F, Zeiringer B, Hauer C, Holzapfel P, Fuhrmann M, Haslauer M, Führer S, ... Schmutz S. 2017. 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.
- Grimmel Hydro. 2022. Stranden von Fischen – Strandungsversuche in der Hasliaare mit wild emergierten Bachforellenlarven im Jahr 2021. Schlussbericht im Auftrag des BAFU.
- Hauer C, Schmalfluss L, Unfer G, Schletterer M, Fuhrmann M, Holzapfel P. 2023. Evaluation of the potential stranding risk for aquatic organisms according to long-term morphological changes and grain size in alpine rivers impacted by hydropeaking. *Science of The Total Environment* 883: 163667.
- Hayes DS, Moreira M, Boavida I, Haslauer M, Unfer G, Zeiringer B, Greimel F, ... Schmutz S. 2019. Life stage-specific hydropeaking flow rules. *Sustainability* 11: 1547.
- Larrieu KG, Pasternack GB. 2021. Automated analysis of lateral river connectivity and fish stranding risks. Part 2: Juvenile Chinook salmon stranding at a river rehabilitation site. *Ecohydrology* 14: e2303.
- Larrieu KG, Pasternack GB, Schwindt S. 2021. Automated analysis of lateral river connectivity and fish stranding risks. Part 1: Review, theory and algorithm. *Ecohydrology* 14: e2268.
- Meyer M, Greter R, Schweizer S, Baumgartner J, Schläppi S, Büsser P. 2018. Untersuchungen zum Emergenzzeitraum von *Salmo trutta* in der Hasliaare in 2018. Fachbericht im Auftrag des Bundesamts für Umwelt, unveröffentlicht.
- Moreira M, Hayes, DS, Boavida I, Schletterer M, Schmutz S, Pinheiro A. 2019. Ecologically-based criteria for hydropeaking mitigation: A review. *Science of The Total Environment* 657: 1508–1522.
- Tonolla D, Chaix O, Meile T, Zurwerra A, Büsser P, Oppliger S, Essyad K. 2017. Schwall-Sunk – Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Vollzug* 1701.
- Wagner B. 2024. Emergenzerhebungen von Forellenlarven (*Salmo trutta*) an drei von Schwall und Sunk beeinflussten Fliessgewässern in der Schweiz. Masterarbeit ZHAW, Wädenswil, in Bearbeitung.

5 Laichareale der Fische (F3)

Autoren: Steffen Schweizer, Matthias Meyer, Jan Baumgartner, Benjamin Berger, Diego Tonolla

5.1 Vorgehen gemäss Vollzugshilfemodul "Schwall-Sunk – Massnahmen"

Für die Bestimmung des Einflusses von Schwall-Sunk auf die Laichareale von kieslaichenden Fischen wird der Indikator „Laichareale der Fische (F3)“ angewendet. Folgende Arbeitsschritte sind gemäss bestehenden Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) durchzuführen:

- Kartierung von potenziellen Kiesflächen für die Verlaichung.
- Herleitung von Präferenzkurven für die Verlaichung (Berücksichtigte Parameter: Wassertiefe, Fliessgeschwindigkeit und Substrat).
- Herleitung eines hydrologischen Referenzzustandes, Ist-Zustandes und Prognosezustandes (Variantenstudium).
- Überprüfung mit einem hydronumerischen Modell, ob die Fliesstiefen und Fliessgeschwindigkeiten über den potenziellen Laichflächen für die verschiedenen Zustände während der Fortpflanzungszeit sowie während der Dauer der Eientwicklung erfüllt sind und welche Fläche in den einzelnen Zuständen effektiv als Laichareal genutzt werden können.
- Bewertung des Flächenverlustes gegenüber dem Referenzzustand“ (Tab. C12 in Tonolla et al., 2017 inkl. Expertenbeurteilung).
- Empfehlungen für die Durchführung von zusätzlichen Felduntersuchungen (z.B. Brutboxen, gefärbte Kiesschichten) für die bessere Einordnung der Resultate und die Erkennung möglicher Ursachen für erkannte Defizite.

5.2 Mögliche Unsicherheiten bei der Anwendung

In verschiedenen Schwall-Sunk Sanierungsprojekten wurde im Vorgehen zur Anwendung des Indikators „Laichareale der Fische (F3)“ Unsicherheiten und fachlicher Anpassungsbedarf festgestellt. Dies betrifft folgende Punkte:

- Die bisherige Methode betrachtet die Problematik der verfügbaren Laichareale isoliert und eine Einordnung in das gewässerökologische Gesamtsystem wird nicht konkret vorgeschlagen (Kap. 2). Beispielsweise wird im bisherigen Indikator nicht unterschieden, ob in der Nähe der potenziellen Laichareale Habitate für adulte Tiere oder larvale Fische vorhanden sind oder ob andere Laichgebiete ausserhalb der Schwall-Sunk Strecke für die Reproduktion zur Verfügung stehen, z.B. in Seitengewässern oder flussaufwärts der Wasserrückgabe (Kap. 2.1).
- Die Präferenzkurven für die Zielfischart(en) werden für den gesamten Zeitraum (Paarung, Eientwicklung bis zum Schlupf der Fischlarven) identisch angenommen, obwohl die Fische für die Paarung andere hydraulische Bedingungen benötigen als die Eier während der Entwicklungsphase. Während der Paarung sollen ausreichend günstige Bedingungen vorhanden sein. Dies betrifft geeignetes Laichsubstrat (Korngrössen), Wassertiefen und Fliessgeschwindigkeiten, damit die adulten Tiere die Laichareale annehmen (Abb. 18). Während der Dauer der Eientwicklung ist hingegen essenziell, dass die Laichareale weder trockenfallen (permanent durchströmt werden) noch erodiert werden (Abb. 19). Während diesen zwei Phasen sind also unterschiedliche Ansprüche vorhanden, die berücksichtigt werden sollen.
- Die Kartierung von potenziellen Laichflächen im Gerinne ist abhängig vom Abfluss- und Sedimentregime sowie von der Morphologie des untersuchten Fliessgewässers. Ausserdem kann für den Referenzzustand (natürliche Hydrologie) und den Prognosezustand (nach Umsetzung der Massnahmen) keine Kartierung der Laichflächen durchgeführt werden. Die potenziellen Flächen für diese Zustände werden deswegen abgeschätzt. Die Vergleichbarkeit der kartierten Flächen für den Ist-Zustand und die abgeschätzten Flächen für den Referenz- bzw. Prognosezustand ist somit mit Unsicherheiten behaftet.



Abbildung 18. Fortpflanzungszeit: Die Adulttiere brauchen gewisse Kiesgrössen, Wassertiefen und Fliessgeschwindigkeiten. Quelle Foto: Grimsel Hydro.



Abbildung 19. Eientwicklung: Die Laichgruben dürfen nicht trockenfallen und nicht erodiert werden. Quelle Foto: Grimsel Hydro.

5.3 Vorschlag für die zukünftige Anwendung des Indikators

Um die im Kapitel 5.2 genannten Unsicherheiten zu berücksichtigen, werden für die zukünftige Anwendung und Bewertung des Indikators „Laichareale der Fische (F3)“ folgende Anpassungen vorgeschlagen:

- Bevor der Indikator F3 angewendet wird, soll anhand der Überlegungen hinsichtlich der ökologischen Funktionsräume (Kap. 2.1) entschieden werden, wo Laichareale im gesamten Gewässersystem (bezogen auf die dort ansässige Fischpopulation) vorhanden sind, bzw. sein könnten. Ein Gewässersystem soll genügend Laichplätze bieten, damit eine sich selbsterhaltende Fischpopulation existieren kann. Durch diese gesamtökologische Einordnung kann definiert werden, wo die Anwendung des Indikators F3 sinnvoll ist, und wie eine spätere Bewertung in der Gesamtsicht einzuordnen ist. Die relevanten Abschnitte in der Schwall-Sunk Strecke (sowie wenn sinnvoll auch in Seitengewässern und/ oder Abschnitten flussaufwärts der Wasserrückgabe) werden für die Untersuchungen hinsichtlich der Laichareale entsprechend festgelegt.
- Nach der gesamtökologischen Einordnung erfolgt eine Prüfung, ob im entsprechenden Abschnitt Larvalhabitat vorhanden ist (Abklärung erfolgt durch Anwendung von Indikator F6, Kap. 6). Larvalhabitat in unmittelbarer Nähe zu den Laichplätzen ist zwingend, sonst werden die Fischlarven trotz erfolgreicher Reproduktion abgedriftet und können nicht für den Selbsterhalt der Population beitragen. Ausserdem müssen die Laichplätze für Adulttiere erreichbar sein.
- Die Unsicherheiten bezüglich der Kartierung von potenziellen Kiesflächen sollen entschärft werden, indem für alle Zustände (inkl. Ist-Zustand) die potenzielle Kiesfläche anhand von hydronumerischen Simulationen abgeschätzt wird. Die potenzielle Kiesfläche für die Verlaichung soll anhand der dimensionslosen Sohlenschubspannung bei Schwall für die massgebenden Korngrössen (je nach Zielfischart) berechnet werden (Flächen, wo die kritische Sohlenschubspannung für den Sedimenttransport nicht überschritten wird). Dies ermöglicht eine einheitliche Bearbeitung und Beurteilung aller Zustände in einem Projekt (Referenzzustand, Ist-Zustand und Prognosezustand). Es gilt zu beachten, dass die resultierende Fläche einer hydraulisch geeigneten Fläche aus der Perspektive der Kieszusammensetzung und nicht der effektiven Kiesoberfläche entspricht. Der Ist-Zustand kann zusätzlich verwendet werden, die Modellergebnisse im Feld zu verifizieren und gegebenenfalls zu kalibrieren (unter Berücksichtigung der Hochwassergeschichte und der möglichen Beeinträchtigung des Geschiebehaushaltes).
- Die hydraulischen Ansprüche der Fische (Wassertiefe und Fliessgeschwindigkeit) während der Fortpflanzungszeit und der Dauer der Eientwicklung sollen zukünftig unterschieden werden. Während der Fortpflanzungszeit sollen Fliesstiefen und –geschwindigkeiten vorkommen, die eine Verlaichung der Adulttiere ermöglichen. Diese Bedingungen sollen nicht über den ganzen Tag erfüllt sein, sondern können auch während mehrerer Stunden pro Tag, im Sinne eines Laichzeitfensters, auftreten. Eigene Beobachtungen von Grimsel Hydro von Bach- und Seeforellen in der Hasliaare und ihren Seitengewässern haben gezeigt, dass ein Laichzeitfenster von 4 bis 12 Stunden mehrmals

pro Woche während der Hauptlaichzeit in den meisten Fällen für eine erfolgreiche Verlaichung ausreichen kann. Dabei ist das Laichzeitfenster spezifisch je nach Fließgewässer und Leitfischart(en) zu definieren. Das Leitzeitfenster kann auch mehrere Tage für ein Laichbett und Wochen für die gesamte Population dauern (Hayes et al., 2019). Bei welcher Tageszeit (Tag/ Nacht) das Laichzeitfenster notwendig ist und wie lange und wie oft dieses effektiv auftreten soll, kann anhand von Fachliteratur und/oder eignen Beobachtungen für die entsprechende Zielfischart definiert werden. Dabei kann anstelle von Präferenzkurven mit Toleranzbereichen für die hydraulischen Bedingungen gearbeitet werden. Während der Dauer der Eientwicklung ist die Voraussetzung, dass die Laichareale bei Sunkabfluss nicht trockenfallen dürfen. Dies gilt vom Zeitpunkt der Eiablage bis hin zur Emergenz der Larven. Weitere interessante Überlegungen zur Beurteilung von Laicharealen hinsichtlich hydraulischer und sedimentologischer Kriterien können Holzapfel et al. (2023) entnommen werden.

Durch diese vorgeschlagenen Änderungen ergibt sich der nachfolgende Ablauf für die Abklärungen und Bearbeitung des Indikators „Laichareale der Fische (F3)“. Den Arbeitsschritten 1 & 2 ist dabei besondere Beachtung zu schenken.

- Schritt 1: Gesamtökologische Einordnung in die Funktionsräume und Definition der relevanten Gewässerabschnitte für die Verlaichung der Fische (Kap. 2).
- Schritt 2: Untersuchung der relevanten Gewässerabschnitte hinsichtlich des Vorkommens von Habitaten für Fischlarven zu den entsprechenden Saisons (Analyse der Ergebnisse des Indikators F6 (Kap. 6).
- Schritt 3: Feldkartierung von Kiesflächen im Ist-Zustand, die für die Verlaichung geeignet sind (zur Modellvalidierung). Dazu soll der geeignete Korngrößenbereich für die Verlaichung der Zielfischart(en) definiert werden.
- Schritt 4: Definition von Präferenzkurven oder Toleranzbereichen (Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit) für die Fortpflanzung der Adultfische gemäss Literaturangaben oder vorhandenen Felddaten.
- Schritt 5: Herleitung eines hydrologischen Referenzzustandes (natürliches Abflussregime), Ist-Zustandes und von Prognosezuständen (Variantenstudium). Die erforderlichen hydrologischen Kenngrößen pro Zustand umfassen einen repräsentativen Schwallabfluss (Schwallabflussregime) bzw. Maximalabfluss (natürliches Abflussregime) für die Zeit von der Fortpflanzung bis zur Emergenz und einen Sunkabfluss (Schwallabflussregime) bzw. Minimalabfluss (natürliches Abflussregime) für die Dauer der Eientwicklung.
- Schritt 6: Berechnung der Flächen mit geeignetem Laichsubstrat anhand der dimensionslosen Sohlenschubspannung beim definierten Schwall- bzw. Maximalabfluss (Schritt 5) für die verschiedenen Zustände, bei denen die relevanten Kiesgrößen stabil sind. Validierung und allenfalls Kalibrierung der Ergebnisse anhand der Feldkartierung des Ist-Zustandes.
- Schritt 7: Berechnung der geeigneten Fläche während der Dauer der Eientwicklung anhand des definierten Sunk- bzw. Minimalabflusses (Schritt 5) für die unterschiedlichen Zustände (Kriterium: die Flächen sollen bei Sunk während der Dauer der Eientwicklung nicht trockenfallen).
- Schritt 8: Berechnung der geeigneten Fläche für die Verlaichung anhand der definierten Präferenzkurven oder Toleranzbereichen (Schritt 4) für die unterschiedlichen Zustände. Bei diesem Schritt sollen die geeigneten Flächen bei verschiedenen Abflüssen, die während der Laichzeit typischerweise vorkommen, berechnet werden (Festlegung anhand von repräsentativen Abflussganglinien).
- Schritt 9: Verschneidung der Flächen der Arbeitsschritte 6-8 für jeden untersuchten Abfluss für die Verlaichung (Schritt 8) und Berechnung der Gesamtfläche an potenziellem Laichareal für jeden Zustand. Darstellung der Ergebnisse als Liniendiagramm (X-Achse: Abfluss für die Verlaichung, Y-Achse: potenzielles Laichareal).
- Schritt 10: Analyse repräsentativer Abflussganglinien des Zeitraumes der Verlaichung zur Herleitung von erforderlichen Abflüssen für die Verlaichung (Laichzeitfenster).

- Schritt 11: Bewertung des Flächenverlustes gegenüber dem Referenzzustand gemäss Wertefunktion des Vollzugshilfemoduls „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tab. C12 in Tonolla et al., 2017) und Einordnung der Ergebnisse (Expertenbeurteilung).
- Schritt 12: Allenfalls Durchführung von zusätzlichen Felduntersuchungen für die bessere Einordnung der Resultate und die Erkennung möglicher Ursachen für erkannte Defizite. Als Erweiterung zu den im Vollzugshilfemodul genannten Felduntersuchungen (Brutboxen, gefärbte Kiesschichten, Laichgrubenkartierungen), können auch Emergenzversuche durchgeführt werden. Diese zeigen, ob die Eientwicklung erfolgreich ist, welche Zeiträume genau betrachtet werden sollen und gibt wichtige Hinweise für andere Indikatoren (z.B. F2, Kap. 4 und F6, Kap. 6; in welchem Zeitraum treten Fischlarven auf). Eine mögliche Methode zur Untersuchung der Forellenemergenz wird in Meyer et al. (2018) oder Wagner (2024) vorgestellt. Alternativ kann der relevante Zeitraum für die Emergenz auch anhand von Fachliteratur abgeleitet werden (z.B. Elliott, 1994; Greimel et al., 2017), wobei hinsichtlich dem Zeitraum Eischlupf und Emergenz gewisse Unsicherheiten bestehen (Kap. 4.3).

5.4 Fallbeispiel

Nachfolgend werden die Arbeitsschritte gemäss dem neuen Vorschlag für ein anonymes Fallbeispiel veranschaulicht, bei welchem nur ein Referenzzustand und ein Ist-Zustand verglichen werden (kein Prognosezustand). Die Morphologie des Schwall-Sunk Abschnitts ist grundsätzlich kanalisiert, wurde jedoch mit kleinräumige baulich-morphologischen Massnahmen (Kap. 11.1) aufgewertet. Dabei wird angenommen, dass die Einordnung auf der Skala ökologische Funktionsräume (Schritt 1, Kap. 5.3) bereits erfolgt ist. Als Leitfischart für das anonyme Beispiel wird die Seeforelle angenommen.

Überprüfung des Vorkommens von Larvalhabitat für Seeforellen im Frühling (Schritt 2)

Anhand der Ergebnisse des Indikators F6 (Kap. 6) wird überprüft, ob im Frühling Larvalhabitat im definierten Abschnitt vorhanden ist. Dies bedingt die Definition von massgebenden Abflüssen für Schwall und Sunk. Diese können anhand der Analysen der Indikatoren "Hydrologische Kenngrössen (A2)" (Kap. 3) und F6 abgeschätzt werden. Anhand der Darstellungen der Habitate im Gewässer bei unterschiedlichen Abflüssen kann das Vorkommen geprüft werden (Abb. 20). In den Randbereichen des Schwall-Sunk Abschnitts und um die kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen kommt im Frühling Larvalhabitat vor (Abb. 20). Somit ist eine vertiefere Untersuchung der Laichareale in diesem Abschnitt sinnvoll.

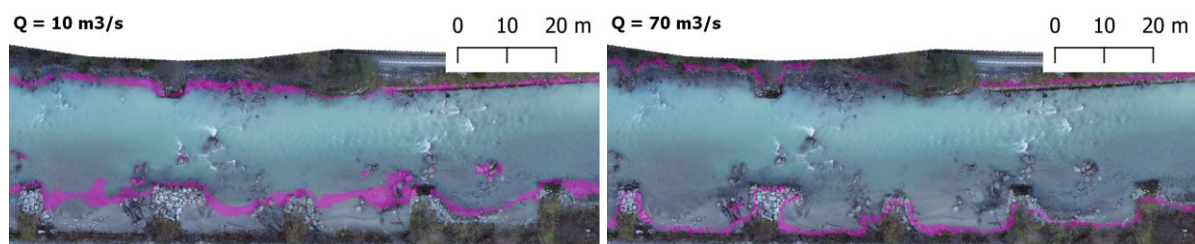


Abbildung 20. Darstellung der Verfügbarkeit von Larvalhabitat (pinke Flächen) unter verschiedenen Abflussbedingungen (Ergebnisse von Indikator F6, Kap. 6).

Feldkartierung von geeigneten Kiesflächen für die Verlaichung (Schritt 3)

Die relevanten Korngrössen für die Leitfischart, in diesem Beispiel die Seeforelle, sind anhand von Fachliteratur und Experteneinschätzungen zu definieren. Im vorliegenden Beispiel werden die Korngrössen von 16 mm bis 64 mm als relevante Korngrössen definiert. Die Kartierung der geeigneten Kiesflächen im Ist-Zustand wird im Beispiel anhand eines hochaufgelösten Orthofotos bei Sunkabfluss und wenig Trübung vorgenommen (Abb. 21). Alternativ kann diese Kartierung auch im Feld durchgeführt werden. Bei der Kartierung gilt es die Hochwassergeschichte und eventuell vorhandene Geschiebedefizite zu berücksichtigen. Falls im Schwall-Sunk Abschnitt ein bekanntes Geschiebedefizit vorliegt, gilt es dies bei den folgenden Arbeitsschritten (v.a. Schritt 6) zu berücksichtigen.

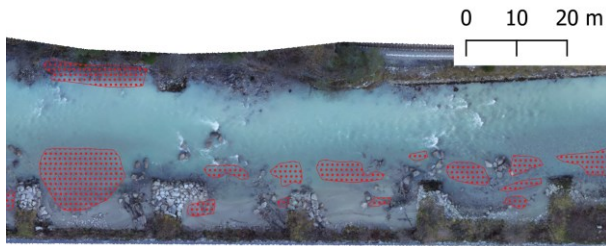


Abbildung 21. Kartierung der geeigneten Kiesflächen (rot punktierte Flächen) für die Verlaichung im Ist-Zustand.

Herleitung von Toleranzbereichen für die Fortpflanzung der Adultfische (Schritt 4)

Die hydraulischen Bedingungen, die während der Verlaichung notwendig sind, sind je nach Leitfischart unterschiedlich und sollen basierend auf Fachliteratur und Experteneinschätzungen definiert werden (alternativ zu Toleranzbereichen können auch Präferenzkurven verwendet werden). Für das Fallbeispiel wird definiert, dass für die Verlaichung der Seeforellen die Fliesstiefe >0.2 m und die Fließgeschwindigkeit zwischen 0.2 m/s und 1 m/s sein soll (Werte hergeleitet anhand von Fachliteratur: Shirvell & Dungey, 1983; Heggberget et al., 1988; Ingendahl et al., 1995; Soulsby et al., 2001; Caviezel, 2006; Walker & Bayliss, 2007; Barlaup et al., 2008; Nika et al., 2011; Funk et al., 2015).

Herleitung von hydrologischen Kenngrößen pro Zustand (Schritt 5)

Die erforderlichen hydrologischen Kenngrößen pro Zustand (Referenz-, Ist- und Prognosezustand) umfassen einen repräsentativen Schwallabfluss bzw. Maximalabfluss (natürliches Abflussregime) für die Zeit von der Fortpflanzung bis zur Emergenz und einen Sunkabfluss bzw. Minimalabfluss (natürliches Abflussregime) für die Dauer der Eientwicklung. Damit die hydrologischen Werte festgelegt werden können, müssen die relevanten Zeiträume bekannt sein. Die Herleitung des Schwall- und Sunkabflusses erfolgt analog dem Indikator "Hydrologische Kenngrößen(A2)" (Kap. 3).

Für das Fallbeispiel können so die Abflusswerte pro Zustand (im Beispiel ohne Prognosezustand) festgelegt werden (Tab. 2). Dabei bezieht sich der Schwall- bzw. Maximalabfluss auf die gesamte Dauer von Herbst bis Frühling und der Sunk- bzw. Minimalabfluss lediglich auf die Dauer der Eientwicklung (Frühling).

Tabelle 2. Fiktive hydrologische Kennwerte für das Fallbeispiel.

	Q Schwall/Maximal [m ³ /s]	Q Sunk/Minimal [m ³ /s]
Referenzzustand	45	4
Ist-Zustand	70	3

Berechnung der Flächen mit geeignetem Laichsubstrat inkl. Validierung des Ist-Zustandes (Schritt 6)

Die Berechnung der Flächen mit geeignetem Laichsubstrat erfolgt anhand der dimensionslosen Sohlenschubspannung (Θ) bei Schwall- bzw. Maximalabfluss für die unterschiedlichen Zustände. Dabei wird im Fallbeispiel angenommen, dass die kritische dimensionslose Sohlenschubspannung (Θ_{cr}) bei 0.047 liegt. Für das Fallbeispiel wird definiert, dass die dimensionslose Sohlenschubspannung für die Korngrösse 64 mm nicht >0.047 sein darf, damit die Laichgruben nicht erodiert werden. Eventuell sind auch Rückschlüsse auf bestehende Geschiebedefizite möglich (vgl. Schritt 3).

Mit einer hydronumerischen Simulation der entsprechenden Schwall- bzw. Maximalabflüsse und der Auswertung der Sohlenschubspannungen können die geeigneten Bereiche aus Sicht des Substrates berechnet werden. Anhand eines Vergleiches (qualitativ oder quantitativ) des Ist-Zustandes mit der Feldkartierung (Abb. 22) können die Ergebnisse verifiziert und falls notwendig optimiert werden.

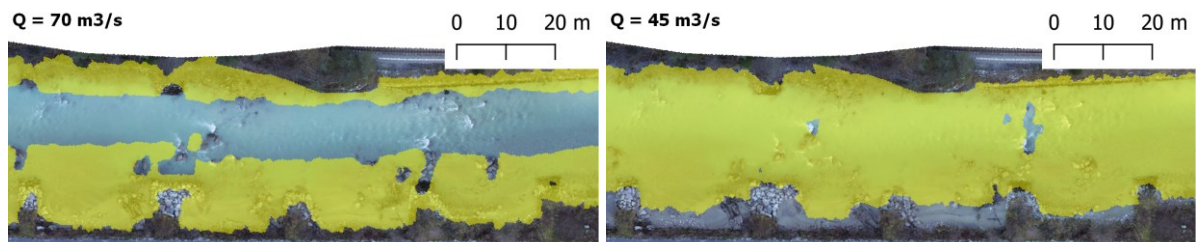


Abbildung 22. Substratpotenzial im Ist-Zustand (links) und im Referenzzustand (rechts).

Berechnung der geeigneten Fläche während der Dauer der Eientwicklung (Schritt 7)

Die Berechnung der geeigneten Flächen für die Dauer der Eientwicklung erfolgt durch die Analyse einer hydronumerischen Simulation der definierten Sunkabflüsse (Schritt 5, Tab. 2). Als geeignet gelten Flächen, die bei Sunkabfluss nicht trockenfallen. Weitere Kriterien sind für die Dauer der Eientwicklung nicht notwendig, da eine Benetzung für das Überleben der Eier ausreicht. In Abbildung 23 sind die für das Fallbeispiel geeigneten Flächen für die unterschiedlichen Zustände (Ist-Zustand und Referenzzustand) dargestellt.

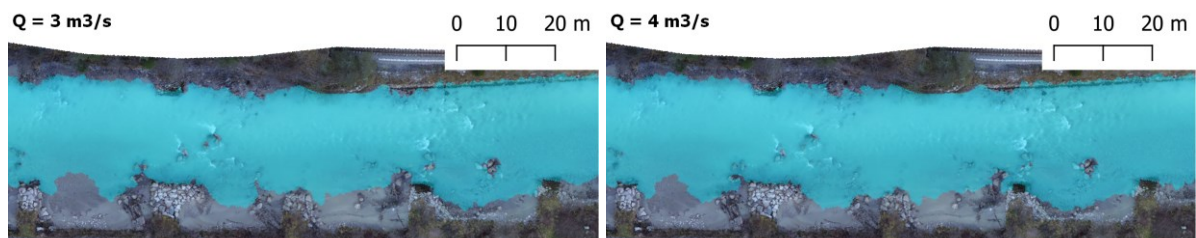


Abbildung 23. Hydraulisches Potenzial (geeignete Flächen) für die Dauer der Eientwicklung im Ist-Zustand (links) und im Referenzzustand (rechts).

Berechnung der geeigneten Flächen für die Verlaichung bei unterschiedlichen Abflüssen (Schritt 8)

Die Berechnung der geeigneten Flächen für die Verlaichung erfolgt durch die Analyse von hydronumerischen Simulationen der relevanten Abflüsse während der Zeit der Verlaichung unter Berücksichtigung des definierten Toleranzbereiches bzw. der Präferenzkurven (Schritt 4). Die relevanten Abflüsse sollen anhand repräsentativer Abflussganglinien festgelegt werden. Für das Fallbeispiel wird der Abflussbereich von $5 \text{ m}^3/\text{s}$ bis $50 \text{ m}^3/\text{s}$ festgelegt. In diesem Abflussbereich werden insgesamt zehn hydronumerische Simulationen erstellt und die geeigneten Flächen für die Verlaichung wird für jeden Abfluss berechnet. In Abbildung 24 sind exemplarisch die für das Fallbeispiel geeigneten Flächen bei den Abflüssen von $10 \text{ m}^3/\text{s}$ und $20 \text{ m}^3/\text{s}$ dargestellt.

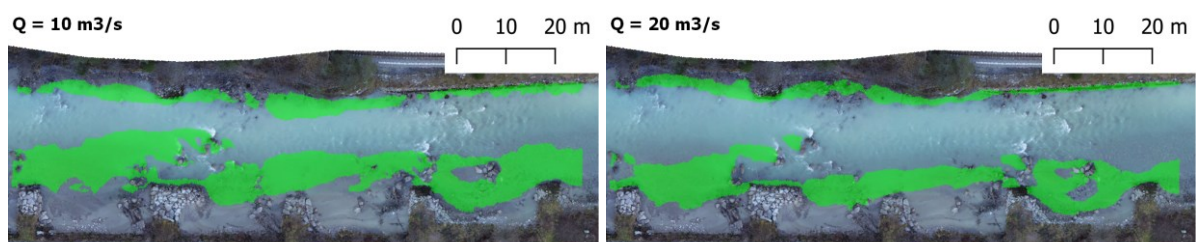


Abbildung 24. Geeigneten Flächen für die Verlaichung während der Fortpflanzungszeit bei $10 \text{ m}^3/\text{s}$ (links) und $20 \text{ m}^3/\text{s}$ (rechts).

Berechnung der Gesamtfläche an potenziellen Laicharealen für jeden Zustand (Schritt 9)

Zur Bestimmung der Gesamtfläche an potenziellen Laicharealen der Fische werden die Flächen des geeigneten Laichsubstrates (Schritt 6), die geeigneten Flächen für die Dauer der Eientwicklung (Schritt 7) und die geeigneten Flächen für die Verlaichung (Schritt 8) für jeden Abfluss aus Schritt 8 verschritten. Diese Verschneidung erfolgt für jeden Zustand (im Fallbeispiel für den Ist-Zustand und den Referenzzustand). Dieses Vorgehen ist schematisch für einen Abfluss für die Verlaichung von $5 \text{ m}^3/\text{s}$ in Abbildung 25 dargestellt. Es resultiert für den Ist-Zustand und den Referenzzustand jeweils eine

Gesamtfläche an potenziellem Laichareal bei einem Abfluss für die Verlaichung von $5 \text{ m}^3/\text{s}$. Für die restlichen Abflüsse für die Verlaichung aus Schritt 8 (Abflüsse von $10\text{-}50 \text{ m}^3/\text{s}$) ist das Vorgehen identisch.

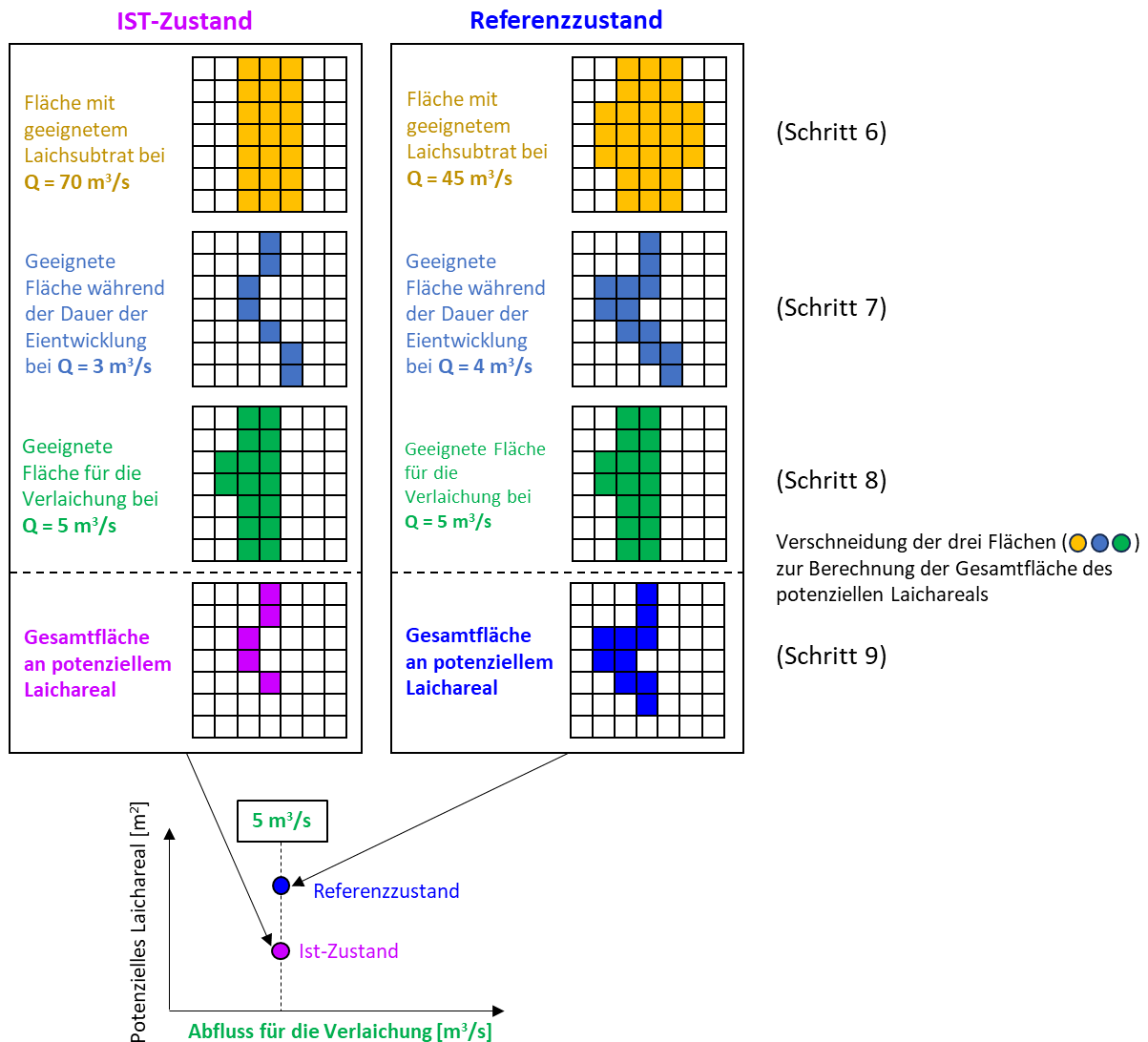


Abbildung 25. Vorgehen zur Bestimmung der Gesamtfläche an potenziellem Laichareal durch die Verschnidung der geeigneten Fläche an Laichsubstrat (Schritt 6), der geeigneten Fläche während der Dauer der Eientwicklung (Schritt 7) und der geeigneten Fläche für die Verlaichung (Schritt 8). Das Vorgehen ist exemplarisch anhand eines Abflusses für die Verlaichung von $5 \text{ m}^3/\text{s}$ gezeigt.

Die jeweiligen Gesamtflächen an potenziellem Laichareal pro Abfluss für die Verlaichung können in einem Liniendiagramm (X-Achse: Abfluss für die Verlaichung, Y-Achse: potenzielles Laichareal) dargestellt werden (Abb. 26).

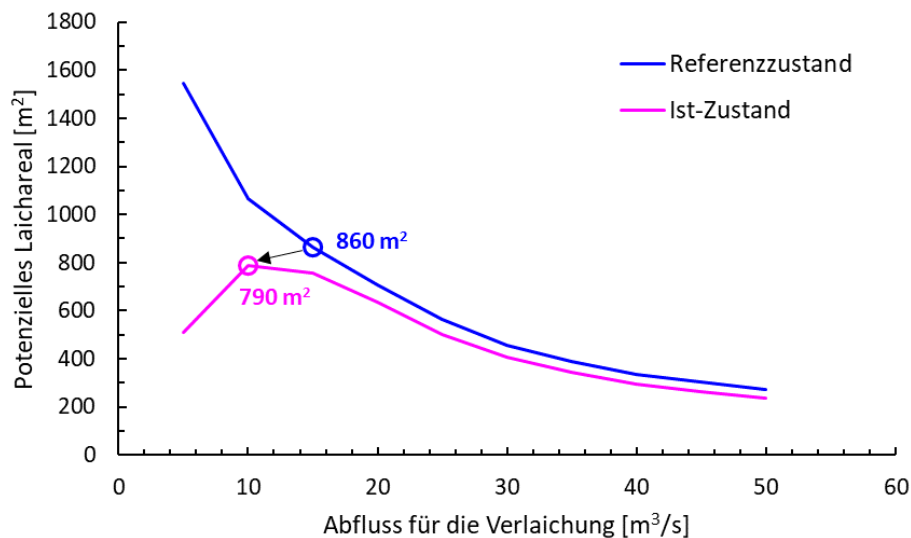


Abbildung 26. Potenzielles Laichareal (Gesamtfläche) für den Ist-Zustand (pinke Linie) und den hydrologischen Referenzzustand (natürliches Abflussregime; blaue Linie) in Abhängigkeit des Abflusses für die Verlaichung. Die Flächenangaben beziehen sich auf die Bewertung gemäss den Arbeitsschritten 10-11.

Analyse einer repräsentativen Abflussganglinie und Festlegung eines Abflusses für die Verlaichung (Schritt 10)

Die Dauer und der Zeitpunkt (Tag/ Nacht) des Laichaktes sind abhängig von der Leitfischart und sollen dementsprechend definiert werden. Die notwendigen hydraulischen Bedingungen für die Verlaichung (Schritt 4) sind nur während einiger Stunden notwendig, da die Paarung nicht sehr lange dauert oder nach Unterbrüchen wieder aufgenommen wird (dies konnte anhand von eigenen Beobachtungen von Grimsel Hydro in der Hasliaare festgestellt werden). Ein Laichzeitfenster soll während der Hauptlaichzeit häufig zur Verfügung stehen, wenn möglich mehrmals pro Woche. Für das Fallbeispiel wird definiert, dass das Laichzeitfenster über eine Dauer von vier Stunden bestehen soll und mehrmals pro Woche während vier Wochen zur Verfügung stehen soll.

Für die Festlegung der Abflusswerte der Laichzeitfenster sollen repräsentative Abflussganglinien für die unterschiedlichen Zustände analysiert werden. Für das Fallbeispiel wurden solche Abflussganglinien betrachtet. Für den Referenzzustand wurde eine Abflussganglinie eines Referenzgewässers ohne Beeinflussung durch Schwall-Sunk analysiert. Die Analyse ergab, dass im Herbst (Oktober bis November) häufig Abflüsse von rund 15 m³/s auftreten, die während mehreren Stunden pro Tag relativ konstant vorkommen. Für den Ist-Zustand wurde eine aktuelle Abflussganglinie aus der Schwall-Sunk Strecke analysiert. Die Analyse ergab, dass mehrmals pro Woche der Kraftwerkbetrieb stillsteht und in dieser Zeit nur die natürlichen Abflüsse aus dem Zwischeneinzugsgebiet in der Schwall-Sunk Strecke vorkommen. Abflüsse von rund 10 m³/s treten dabei relativ konstant in der Schwall-Sunk Strecke auf. Diese zwei Werte werden als Abflüsse für die Verlaichung definiert (Tab. 3).

Tabelle 3. Fiktive hydrologische Kennwerte für das Fallbeispiel.

	Q Verlaichung [m³/s]
Referenzzustand	15
Ist-Zustand	10

Bewertung des Flächenverlustes und Einordnung der Ergebnisse (Schritt 11)

Anhand der berechneten potenziellen Laicharealflächen für den Ist-Zustand und Referenzzustand kann der Flächenverlust berechnet werden (Abb. 26). Die Bewertung des Flächenverlusts erfolgt anschliessend gemäss der Wertefunktion aus dem Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tab. C12 in Tonolla et al., 2017). Für das Fallbeispiel resultiert ein Flächenverlust von 8% (70 m²) und damit eine Bewertung des Indikators mit "sehr gut".

Zusätzlich zu dieser Bewertung sollen die Ergebnisse zum geeigneten Laichsubstrat (Schritt 6) und zur geeigneten Fläche während der Dauer der Eientwicklung (Schritt 7) und der Verlaichung (Schritt 8)

kartographisch dargestellt und nachvollziehbar beschrieben werden. Damit können mögliche zusätzliche Defizite und Probleme erkannt werden. Beispielsweise könnte durch diese Analyse erkannt werden, ob überhaupt Substratpotenzial vorhanden ist oder ob der Sunkabfluss limitierend ist. Eventuell besteht der Bedarf zur Koordination mit der Sanierung des Geschiebehauhalts oder der Revitalisierungsplanung.

5.5 Literatur

- Barlaup BT, Gabrielsen SE, Skoglund H, Wiers T. 2008. Addition of spawning gravel – a means to restore spawning habitat of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.), and anadromous and resident brown trout (*Salmo trutta* L.) in regulated rivers. *River Research and Applications* 24: 543–550.
- Caviezel R. 2006. Reproduktion der Seeforelle im Vorderrhein. Diplomarbeit Eawag, ETH, Zürich.
- Elliot JM. 1994. Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press, Oxford.
- Funk A, Meyer M, Gremion J, Frei J. 2015. Laichgrubenkartierung Hasliaare, Wychelbächli, Gadmer und Urbachwasser im Seeforellenperimeter 2015. Kartierung und Dokumentation der Seeforellen laichgruben während des Installationszeitraums der Seeforellenweiche. Interner Bericht KWO, unveröffentlicht.
- Greimel F, Zeiringer B, Hauer C, Holzapfel P, Fuhrmann M, Haslauer M, Führer S, ... Schmutz S. 2017. 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.
- Hayes DS, Moreira M, Boavida I, Haslauer M, Unfer G, Zeiringer B, Greimel F, ... Schmutz S. 2019. Life stage-specific hydropeaking flow rules. *Sustainability* 11: 1547.
- Heggberget TG, Haukebo T, Mork J, Stahl G. 1988. Temporal and spatial segregation of spawning in sympatric populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology* 33: 347–356.
- Holzapfel P, Schähle Z, Schletterer M, Hauer C. 2023. Grundlagenuntersuchungen für die Revitalisierung und Erneuerung von Kieslaichplätzen in alpinen Fließgewässern. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*.
- Ingendahl D, Marty A, Larinier M, Neumann D. 1995. The characterization of spawning locations of Atlantic salmon and sea trout in a French Pyrenean river. *Limnologica* 25: 73–79.
- Meyer M, Greter R, Schweizer S, Baumgartner J, Schläppi S, Büsser P. 2018. Untersuchungen zum Emergenzzeitraum von *Salmo trutta* in der Hasliaare in 2018. Fachbericht im Auftrag des Bundesamts für Umwelt, unveröffentlicht.
- Nika N, Virbickas T, Kontautas A. 2011. Spawning site selection and redd gravel characteristics of sea trout *Salmo trutta* in the lowland streams of Lithuania. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 40: 46–56.
- Shirvell CS, Dungey RG. 1983. Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 112: 355–367.
- Soulsby C, Youngson AF, Moir HJ, Malcolm IA. 2001. Fine sediment influence on salmonid spawning habitat in a lowland agricultural stream: a preliminary assessment. *The Science of the Total Environment* 265: 295–307.
- Tonolla D, Chaix O, Meile T, Zurwerra A, Büsser P, Oppliger S, Essyad K. 2017. Schwall-Sunk – Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Vollzug* 1701.
- Wagner B. 2024. Emergenzerhebungen von Forellenlarven (*Salmo trutta*) an drei von Schwall und Sunk beeinflussten Fließgewässern in der Schweiz. Masterarbeit ZHAW, Wädenswil, in Bearbeitung.
- Walker AM, Bayliss BD. 2007. The spawning habitat requirements of sea trout: A multi-scale approach. In Harris G, Milner N (Eds.). *Sea Trout Biology, Conservation & Management*, Blackwell Publishing Ltd, Oxford, pp. 327–341.

6 Habitateignung Fische (F6)

Autoren: Steffen Schweizer, Peter Büsser, Jan Baumgartner, Benjamin Berger, Diego Tonolla

6.1 Vorgehen gemäss Vollzugshilfemodul "Schwall-Sunk – Massnahmen"

Für die Bestimmung des Einflusses von Schwall-Sunk auf die Habitate von Fischen wird der Indikator „Habitateignung Fische (F6)“ angewendet. Folgende Arbeitsschritte sind gemäss bestehenden Vollzugshilfemoduls „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) durchzuführen:

- Definition der relevanten Leitfischart(en) (z.B. Bachforelle, Äsche) gemäss der übergeordneten Fischregion (Forellenregion, Äschenregion, usw.) und Berücksichtigung von zwei Entwicklungsstadien (Jungfische und Adultfische).
- Definition von Präferenzkurven. Berücksichtigte Parameter: Wassertiefe, Fliessgeschwindigkeit und dominierende Korngrösse.
- Herleitung eines hydrologischen Referenzzustandes (dieser wird über den natürlichen Abflusswert für Q_{182} definiert), Ist-Zustandes und Prognosezustandes (Variantenstudium). Diese letzten zwei Zustände werden über einen mittleren Schwallabfluss und Sunkabfluss definiert.
- Erstellung eines hydronumerischen Modells für die Habitatmodellierung.
- Ermittlung des Flächenangebots an geeigneten Habitaten bei Q_{182} , $Q_{Schwall}$ und Q_{Sunk} .
- Bewertung der Veränderung des Flächenangebots zum Referenzzustand anhand der Wertefunktion des Vollzugshilfemoduls „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tab. C13 in Tonolla et al., 2017).

Der resultierende Bewertungszustand gibt Hinweise, welche hydrologische Grösse (Schwall oder Sunk) in einem Schwall-Sunk Abschnitt verbessert werden soll, um bestehende Defizite zu reduzieren. Die Aggregation der Bewertungszustände für Jungfische und Adultfische der verschiedenen Abschnitte erfolgt nicht rechnerisch, sondern anhand einer Experteneinschätzung.

6.2 Mögliche Unsicherheiten bei der Anwendung

In verschiedenen Schwall-Sunk Sanierungsprojekten wurde im Vorgehen zur Anwendung des Indikators „Habitateignung Fische (F6)“ Unsicherheiten und fachlicher Anpassungsbedarf festgestellt. Dies betrifft folgende Punkte:

- In der bisherigen Methode werden die Habitate für Jungfische und adulte Fische betrachtet. Dabei bleibt unklar, wie genau Jungfische definiert werden. Für eine sich selbst erhaltende Population ist es unabdingbar, dass ausreichend Habitat für Fischlarven im Gewässersystem vorkommt. Deshalb ist es sinnvoll je nach Habitatansprüchen der Zielfischart(en) Jungfische in larvale und juvenile Fische aufzuteilen.
- Die unterschiedlichen Entwicklungsstadien der Fische haben zu unterschiedlichen Zeitpunkten im Jahr spezifische Ansprüche an ihre Habitate. Beispielsweise sind larvale Habitate von Bachforellen primär im Frühling (nach der Emergenz) und für juvenile Fische hauptsächlich im Sommer relevant.
- Da die natürlichen Abflussregime von Schwall-Sunk Strecken meistens nival oder glazial (jeweils mit einem ausgeprägten Jahresgang) geprägt sind, ist die Verwendung des Medianabflusses Q_{182} in vielen Fällen fragwürdig.
- Die Wertefunktion wird momentan vereinfachend für alle Entwicklungsstadien identisch angenommen, obwohl verschiedene Entwicklungsstadien eine unterschiedliche Relevanz für die Population aufweisen.
- Unterstände sind für Salmoniden zentral und können mit einem hydronumerischen Modell nur bedingt abgebildet werden.
- Die Berücksichtigung der dominierenden Korngrösse bei der Definition von Präferenzkurven ist mit grosser Unsicherheit verbunden.
- In der bisherigen Methode fehlt eine übergeordnete Interpretation der Ergebnisse. Die Auswirkungen von Schwall-Sunk werden nur anhand der prozentualen Flächenveränderung beschrieben und

bewertet. Der absolute Raumbezug geht oft verloren, weshalb die räumliche Perspektive gestärkt werden sollte.

- In der bisherigen Methode wird eine Einordnung der Bewertungen unter Berücksichtigung des gewässerökologischen Gesamtsystems nicht konkret vorgeschlagen (Kap. 2).

6.3 Vorschlag für die zukünftige Anwendung des Indikators

Das bestehende Vorgehen (Kap. 6.1) wurde durch Grimsel Hydro und Dr. P. Büsser detailliert untersucht. Dabei wurden die bestehenden Unsicherheiten (Kap. 6.2) miteinbezogen und das bestehende Verfahren wurde unter Einbezug dieser Unsicherheiten weiterentwickelt. Neben dem Einbezug von Saisons und der zu verwendenden Perzentile, wurden auch unterschiedliche Wertefunktionen untersucht. Die veränderte Vorgehensweise bei der Anwendung des Indikators wurde auf verschiedene Fallbeispiele in der Schweiz angewendet (Schweizer et al., 2021). Für die zukünftige Anwendung und Bewertung des Indikators „Habitateignung Fische (F6)“ werden dementsprechend folgende Anpassungen vorgeschlagen:

- Das Habitat von Larven ist in die Analysen beim Indikator F6 einzubeziehen. Das Vorhandensein von Larvalhabitat ist für eine funktionierende Fischpopulation zentral. Die Auswertung hinsichtlich der Larvalhabitate soll zudem als Grundlage für die Bearbeitung des Indikators F2 (Kap. 4) und des Indikators F3 (Kap. 5) dienen.
- Bei der Analyse der Fischhabitate sollen verschiedene Saisons (angepasst an den Lebenszyklus der Zielfischart(en)) berücksichtigt werden.
- Für die Herleitung der Habitatansprüche können anstatt der Präferenzkurven auch sogenannte Toleranzbereiche hinsichtlich der Fliesstiefe und Fließgeschwindigkeit verwendet werden. Wenn möglich und angebracht, soll auch die dominierende Korngrösse berücksichtigt werden. Falls diese nicht mit ausreichender Zuverlässigkeit bestimmt werden kann (z.B. ist die Abschätzung der Korngrößenverteilung in einer veränderten Morphologie und Hydrologie schwierig), kann darauf verzichtet werden.
- Die von Grimsel Hydro und Dr. P. Büsser durchgeführten Untersuchungen haben gezeigt, dass bezogen auf die hydrologischen Kennwerte für Schwall und Sunk die Verwendung der 20 %- und 80 %-Perzentile die aussagekräftigste Betrachtung zum Einfluss der Schwall-Sunk Auswirkungen ermöglicht. Die Verwendung des Perzentilpaars 5 % und 95 % liefert beispielsweise wenig plausible Werte, da für die natürliche wie auch die Schwall-Sunk beeinflusste Hydrologie ähnliche Abflusswerte resultieren, was wiederum zu ähnlichen verfügbaren Habitatflächen führt. Im Einzelfall soll die Bestimmung und Verwendung der geeignetsten Perzentile geprüft werden (Kap. 3.3). Es wird empfohlen, die Frequenz von Schwallereignissen gutachterlich bei der Beurteilung des Indikators F6 zu berücksichtigen (Kap. 3.3 und z.B. Überlegungen in Bätz et al., 2023 und Burman et al., 2021).
- Die Autoren erachten die in Tabelle 4 dargestellte Wertefunktion für die Beurteilung der Flächenveränderung beim Indikator „Habitateignung Fische (F6)“ als die geeignetste. Diese Wertefunktion wurde bei den Untersuchungen von Grimsel Hydro und Dr. P. Büsser gutachterlich hergeleitet, wobei die Wertefunktion für adulte Bachforellen der bestehenden Wertefunktion (Tab. C13 in Tonolla et al., 2017) entspricht. Die grundlegende Überlegung hinter der Anpassung der Wertefunktion ist, dass Fische, je älter sie werden, für die Population an Wichtigkeit gewinnen (entsprechend der Überlebenswahrscheinlichkeit, welche mit dem Alter kontinuierlich, aber nicht linear abnimmt). Somit ist ein Habitatverlust von adulten Fischen höher zu gewichten als jener von Larven. Die neue Wertefunktion ist gegenüber der bestehenden entsprechend weniger restriktiv für Larven und juvenile Fische. Die neu hergeleitete Wertefunktion kann als Alternative zur bestehenden Wertefunktion verwendet werden. Es gilt im Einzelfall zu prüfen und zu begründen, welche Wertefunktion für das Gewässer am sinnvollsten ist. Im Sinne einer Sensitivitätsanalyse können auch beide Wertefunktionen angewendet werden und die Bewertungen können verglichen und diskutiert werden.

- Wenn die Unterstände für Salmoniden mit einem hydronumerischen Modell nicht hinreichend abgebildet werden können, wird empfohlen, die Unterstände gutachterlich in die Bewertung einfließen zu lassen.
- Für eine übergeordnete Interpretation der Ergebnisse im Gewässerabschnitt bedarf es einer kartografischen Darstellung der räumlichen Verteilung der geeigneten Habitate.
- Die Ergebnisse aus den einzelnen Schwall-Sunk Abschnitten soll in eine gesamtökologische Betrachtung eingeordnet werden (Kap. 2).

Tabelle 4. Vorschlag neuer Wertefunktion für die Flächenveränderung an geeignetem Habitat gegenüber dem Referenzzustand für die drei Entwicklungsstadien. Die Wertefunktion für adulte Bachforellen entspricht die Wertefunktion des bestehenden Vollzugshilfemoduls (Tab. C13 in Tonolla et al., 2017).

Kriterium: Flächenverlust (%)				
Bewertung	Zustand	Larvale Bachforelle	Juvenile Bachforelle	Adulte Bachforelle
sehr gut	sehr gut	< 20 oder Flächengewinn	< 20 oder Flächengewinn	< 10 oder Flächengewinn
gut	gut	20 < 40	20 < 40	10 < 20
mässig	mässig	40 < 60	40 < 50	20 < 30
unbefriedigend	unbefriedigend	60 < 70	50 < 60	30 < 50
schlecht	schlecht	≥ 70	≥ 60	≥ 50

Durch diese vorgeschlagenen Änderungen kann beispielsweise der nachfolgende Ablauf für die Abklärungen und Bearbeitung des Indikators „Habitateignung Fische (F6)“ verwendet werden:

- Schritt 1: Definition der zu untersuchenden Gewässerabschnitte, welche aus den Überlegungen zur gesamtökologischen Betrachtung (Kap. 2) abgeleitet werden.
- Schritt 2: Definition der relevanten Leitfischart(en) gemäss der übergeordneten Fischregion (Forellenregion, Äschenregion, usw.) und Berücksichtigung von drei Entwicklungsstadien (Larven, Jungfische und Adultfische).
- Schritt 3: Definition von Präferenzkurven oder Präferenzbereichen (Fliesstiefe, Fließgeschwindigkeit, evtl. dominierende Korngrösse).
- Schritt 4: Bestimmung der relevanten Saisons anhand der Ansprüche der Entwicklungsstadien der Leitfischart(en).
- Schritt 5: Herleitung eines hydrologischen Referenzzustandes (natürliche Hydrologie), Ist-Zustandes und Prognosezustandes (Variantenstudium) und z.B. Bestimmung des 80 %-Perzentils des Schwallabflusses (bzw. natürlichen Abflusses) und des 20 %-Perzentils des Sunkabflusses (bzw. natürlichen Abflusses) je zu betrachtender Saison. Die Bestimmung der geeignetsten Perzentile soll im Einzelfall geprüft werden (Kap. 3.3).
- Schritt 6: Erstellung eines hydronumerischen Modells für die Habitatmodellierung und Simulation unterschiedlicher Abflüsse im relevanten Abflussbereich (Kap. 6.4). Für die Bewertung der Habitateignung wird die Verwendung eines hoch aufgelösten 2D hydronumerischen Modells empfohlen (Bürgler et al., 2023).
- Schritt 7: Ermittlung des Flächenangebots an geeigneten Habitaten bei den unterschiedlichen Abflüssen.
- Schritt 8: Kartographische Darstellung der geeigneten Habitate für die Entwicklungsstadien bei Schwall-Sunk Regime und natürlicher Hydrologie sowie die Darstellung von Abfluss- / Habitatbeziehungen (Habitatkurven). Anhand dieser Darstellungen kann beispielsweise auch die Persistenz von Habitaten gutachterlich einbezogen werden oder die Persistenz kann eventuell mit anderen Ansätzen berücksichtigt werden.
- Schritt 9: Bewertung der Veränderung des Flächenangebots zum Referenzzustand anhand der neuen (Tab. 4) oder bestehenden (Tab. C13 in Tonolla et al., 2017) Wertefunktion. Verglichen werden jeweils die minimalen geeigneten Habitatflächen pro Zustand (Referenzzustand, Ist-Zustand, Prognosezustand), was die Identifizierung der Hauptproblematik (entweder ist der Schwall- oder Sunkabfluss limitierend) ermöglicht.
- Schritt 10: Gutachterliche Korrektur der Bewertung durch die Berücksichtigung von Unterständen.

- Schritt 11: Einordnung der Bewertungen und Analyse der räumlichen Verteilung der Habitate im Gewässerabschnitt sowie auch im Gesamtsystem (hinsichtlich einer sich selbst erhaltenden Population; Kap. 2) und Aggregation zu einer Gesamtbewertung durch eine Experteneinschätzung.

6.4 Fallbeispiel

Nachfolgend werden die Arbeitsschritte gemäss dem neuen Vorschlag für einen anonymen Schwall-Sunk Abschnitt durchgespielt, bei welchem nur ein Referenzzustand und ein Ist-Zustand verglichen werden (kein Prognosezustand). Dabei wird angenommen, dass die Einordnung auf Skala ökologische Funktionsräume bereits erfolgt ist und die relevanten Gewässerabschnitte definiert wurden (Schritt 1). Als Leitfischart für das Beispiel wird die Bachforelle angenommen (Schritt 2).

Definition der Präferenzbereiche (Schritt 3)

Die Beobachtung eines Fließgewässers zeigt, dass sich Fische, z.B. Bachforellen, bevorzugt oder gar ausschliesslich in Gewässerarealen aufhalten, die gewisse Eigenschaften bezüglich Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit aufweisen. Im Laufe des Lebenszyklus einer Art verändern sich die Ansprüche an das Habitat. Das Habitat einer Fischart und ihrer verschiedenen Entwicklungsstadien in einem Fließgewässer lässt sich (in einem gewissen Mass) durch mess- und modellierbare Parameter, wie Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe charakterisieren.

Für die drei Entwicklungsstadien werden anhand von Fachliteratur und Experteneinschätzungen Toleranzbereiche hinsichtlich der mittleren Fliesstiefe und mittleren Fließgeschwindigkeit definiert. Auf die Berücksichtigung der dominierenden Korngrösse wird verzichtet, da diese für den Referenzzustand nicht zuverlässig abgeschätzt werden kann. Die Korngrössen im Referenzzustand hängen unter anderem von der ursprünglichen Morphologie und dem Geschieberegime ab. Beide Faktoren sind nicht ausreichend bekannt. In diesem Fallbeispiel werden die Habitate gemäss Tabelle 5 festgelegt.

Tabelle 5. Hydraulische Präferenzbereiche für die drei Entwicklungsstadien.

Entwicklungsstadium	Wassertiefe [m]	Fließgeschw. [m/s]
Larvale Bachforelle	0.02 – 0.3	< 0.3
Juvenile Bachforelle	0.1 – 0.7	0.05 – 0.3
Adulte Bachforelle	> 0.2	< 0.6

Bestimmung der relevanten Saisons (Schritt 4)

Unter Berücksichtigung der Abflussverhältnisse (glazial, nival, usw.) und der geeigneten Wassertemperaturen für die unterschiedlichen Entwicklungsstadien (larval, juvenil, adult) werden die zu untersuchenden Saisons definiert. Diese Festlegung soll projektspezifisch bzw. gewässerspezifisch erfolgen. Zur Definition der Saisons können auch Ergebnisse von Felduntersuchungen genutzt werden (Kap. 5 und Kap. 8).

Im vorliegenden Fallbeispiel wird nur die Saison Frühling (März-Mai) verwendet, da anhand einer Saison das Vorgehen exemplarisch aufgezeigt werden kann. Auf die Darstellung der Ergebnisse für die anderen Saisons wird verzichtet. Grundsätzlich ist das Vorgehen für die anderen Saisons gleich durchzuführen (unter Berücksichtigung der relevanten Entwicklungsstadien pro Saison). Für adulte Bachforellen wird empfohlen je nach Abfluss- und Temperaturregime zwei bis vier Saisons zu verwenden. Für die Bestimmung der Saison für die larvalen Bachforellen ist es wichtig den Emergenzzeitpunkt zu kennen. Dieser kann beispielsweise anhand von Felduntersuchungen (z.B. Meyer et al., 2018) oder Fachliteratur (z. B. Elliott, 1994; Greimel et al., 2017) abgeschätzt werden (Kap. 4.3 und Kap. 5.3).

Herleitung eines hydrologischen Referenzzustandes und Ist-Zustandes (Schritt 5)

Nach der Festlegung der relevanten Saisons werden anhand der Abflussganglinien für den Referenzzustand, den Ist-Zustand und für die verschiedenen künftigen Schwall-Sunk Zustände (Variantenstudium) die jeweiligen Perzentile berechnet (z.B. 20 %- und 80 %-Perzentile). Die Bestimmung der geeignetsten Perzentile soll im Einzelfall geprüft werden (Kap. 3.3). Die Berechnung der Perzentile erfolgt gemäss dem Indikator „Hydrologische Kenngrössen (A2)“ (Kap. 3). Für den

massgebenden Sunkabfluss für den Indikator F6 wird in diesem Fallbeispiel das 20 %-Perzentil der Tagesminimalabflüsse der entsprechenden Saison verwendet. Für den massgebenden Schwallabfluss für den Indikator F6 wird in diesem Fallbeispiel das 80 %-Perzentil der Tagesmaximalabflüsse der entsprechenden Saison verwendet. Selbes gilt auch für den Referenzzustand. In Tabelle 6 sind die massgebenden Werte für das vorliegende Fallbeispiel aufgezeigt.

Tabelle 6. Massgebende Abflüsse für den Referenzzustand und den Ist-Zustand im Frühling.

Zustand	Q Schwall/Maximal [m³/s]	Q Sunk/Minimal [m³/s]
Referenzzustand	25.0	3.5
Ist-Zustand	45.0	5.0

Simulation unterschiedlicher Abflüsse im relevanten Abflussbereich (Schritt 6)

Mit einem hydronumerischen Modell werden im relevanten Abflussbereich verschiedene hydraulische Simulationen durchgeführt. Dabei werden nicht nur die definierten Abflüsse aus Tabelle 6 simuliert, sondern auch weitere Abflüsse. Dies ermöglicht, die Entwicklung der geeigneten Habitatflächen mit zunehmendem Abfluss zu beurteilen sowie beständige oder dauerhafte (persistente Habitate) zu ermitteln (vgl. Anhang F des bestehenden Vollzugshilfemoduls „Schwall-Sunk – Massnahmen“; Tonolla et al., 2017). Die Bestimmung der Anzahl der Simulationen soll in Abhängigkeit der Komplexität der Morphologie erfolgen. Für das Fallbeispiel werden insgesamt 11 Simulationen zwischen 2.5 m³/s und 120 m³/s durchgeführt.

Habitatmodellierung und kartographische Darstellung der geeigneten Habitate (Habitatkarten) (Schritt 7 & 8)

Basierend auf den Ergebnissen der hydronumerischen Simulationen und den definierten Präferenzbereichen für die verschiedenen Entwicklungsstadien (Tab. 5) kann anhand einer Raumanalyse (z.B. in einem Geoinformationssystem) das Flächenangebot an geeigneten Habitaten berechnet und dargestellt werden (Abb. 27). Das Flächenangebot an geeigneten und allenfalls persistenten Habitaten wird für jeden relevanten Schwall-Sunk Abschnitt, für jeden relevanten Abfluss und jedes relevante Entwicklungsstadium berechnet und dargestellt (Abb. 28). Solche Darstellung (Habitatkarten) zeigen insbesondere auch den Effekt der Morphologie auf und ermöglichen eine ganzheitliche Experteneinschätzung der Ergebnisse.

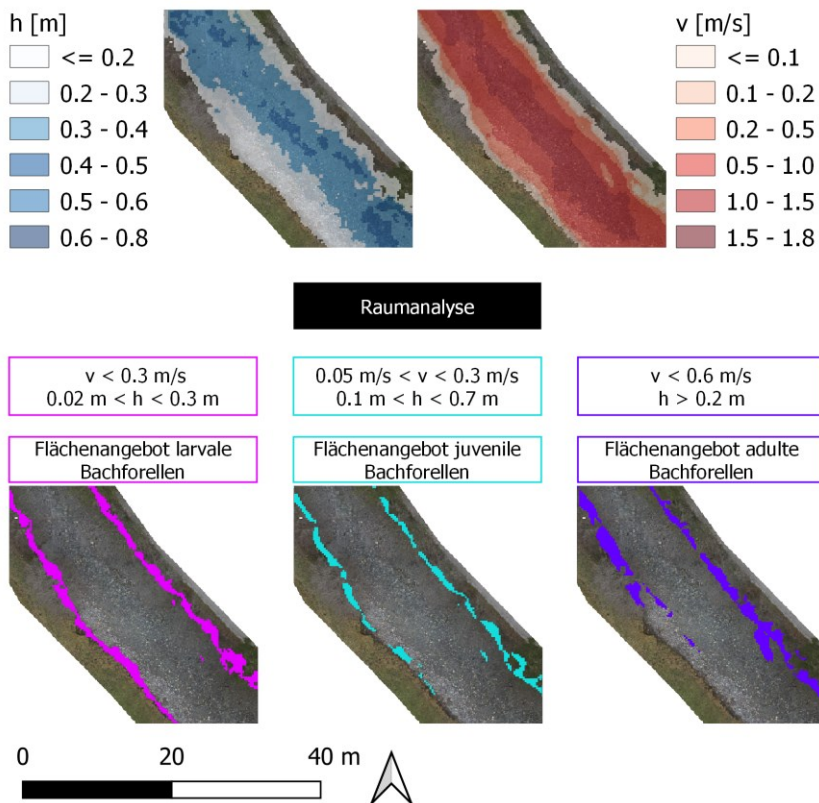


Abbildung 27. Beispiel einer Raumanalyse zur Berechnung des Flächenangebots an geeigneten Habitaten für die unterschiedlichen Entwicklungsstadien.

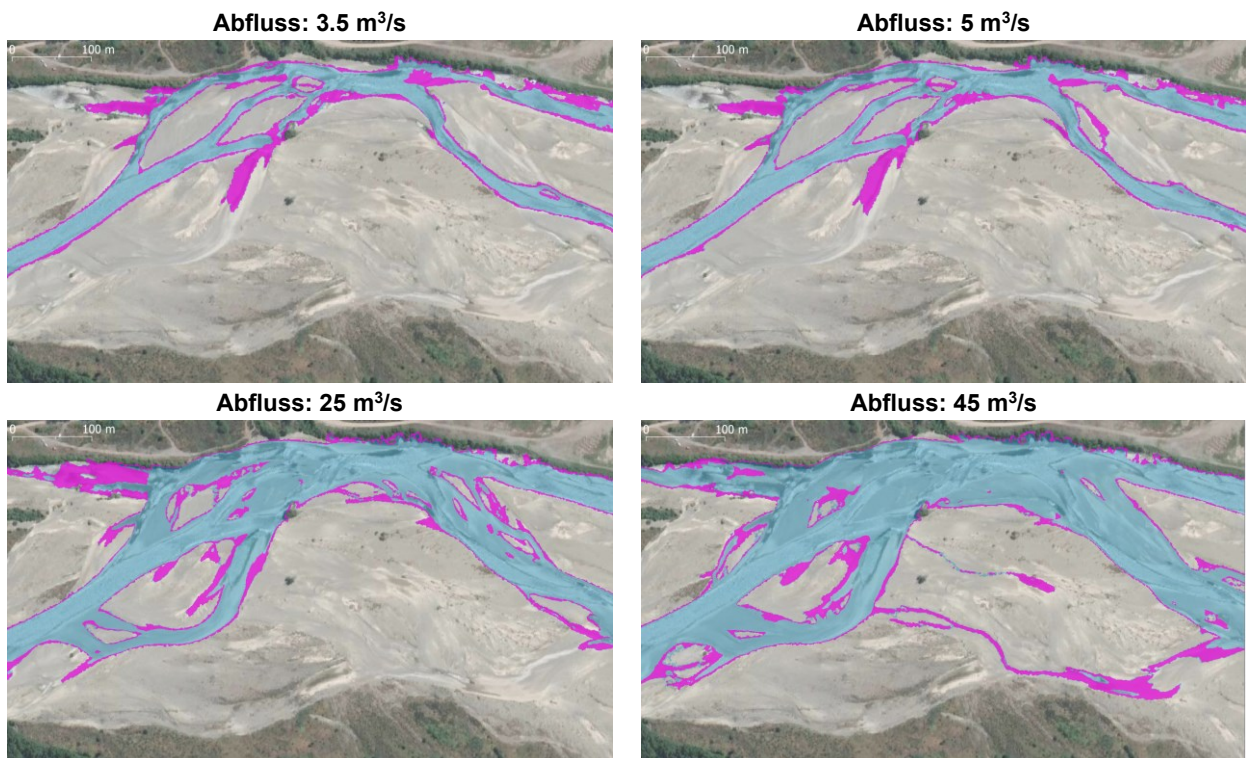


Abbildung 28. Kartographische Darstellung (Habitatkarten) des Flächenangebots an geeignetem larval Habitat der Bachforelle bei unterschiedlichen Abflüssen. Für die anderen relevanten Schwall-Sunk Abschnitte, Abflüsse und Entwicklungsstadien sind analoge Karten zu erstellen.

Neben der kartografischen Darstellung (Habitatkarten) der geeigneten Habitats wird auch das Flächenangebot (spezifische Habitatfläche) als Fläche pro Gewässerlänge entlang des Hauptkanals für sämtliche hydronumerisch modellierten Abflüsse berechnet [m²/km]. Alternativ kann das

Flächenangebot auch in Relation zur benetzten Fläche bei den unterschiedlichen Abflüssen berechnet werden. Diese Ergebnisse pro Schwall-Sunk Abschnitt werden in einem Abfluss-/Habitatsdiagramm (sogenannte Habitatkurven) dargestellt (Abb. 29). Dabei wird auf der X-Achse der Abfluss [m³/s] und auf der Y-Achse das Flächenangebot an geeignetem Habitat [m²/km] dargestellt. Diese Abbildungen ermöglichen gemeinsam mit der Auswertung der Hydrologie bereits eine Interpretation, bei welchen Abflüssen den Fischen mehr oder weniger geeignetes Habitat zur Verfügung steht. Zusätzlich können aus diesen Grafiken auch die Flächenangebote bei unterschiedlichen Abflüssen herausgelesen werden, welche nicht explizit hydronumerisch modelliert werden (entweder mit visuellem Auslesen oder einer Interpolation der berechneten Werte).

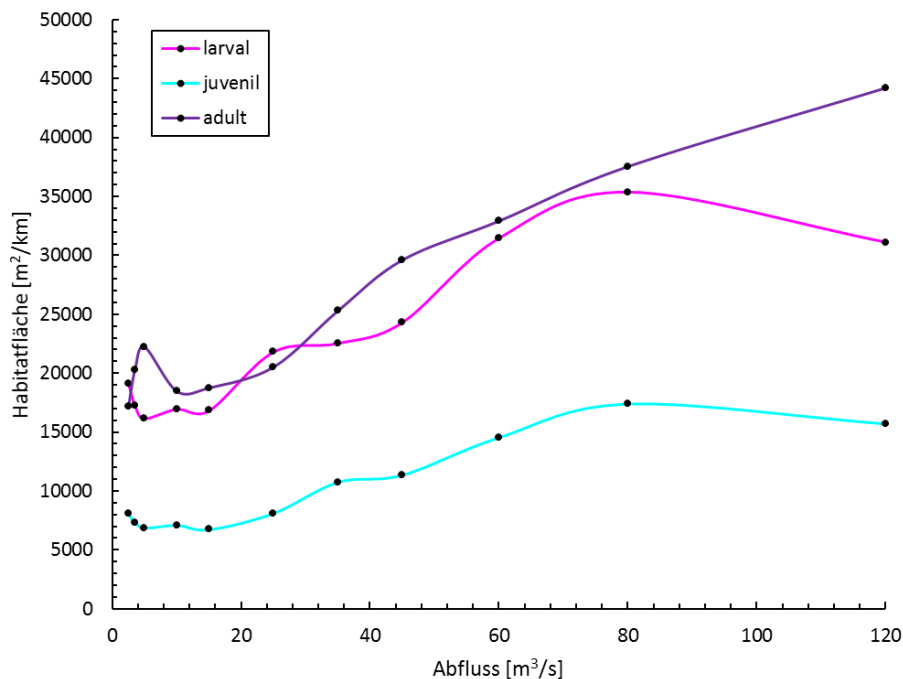


Abbildung 29. Abfluss-/Habitatsdiagramm eines Schwall-Sunk Abschnitts für die drei Entwicklungsstadien der Bachforelle. Die schwarzen Punkte stellen die effektiven Ergebnisse der hydronumerischen Simulationen dar, während die farbigen Linien die Interpolationen zwischen den Simulationen zeigen. Die Interpolation kann vereinfachend linear erfolgen oder auch mit komplizierteren Ansätzen.

Bewertung anhand der neuen Wertefunktion – Vergleich der minimalen Flächen (Schritt 9)

In einem ersten Schritt wird für den Schwall-Sunk beeinflussten Zustand (Ist-Zustand respektive Prognosezustand) der prozentuale Habitatverlust gegenüber dem Referenzzustand berechnet. Dafür wird für die entsprechende Saison und das entsprechende Entwicklungsstadium (larval, juvenil, adult) das Flächenangebot an geeignetem Habitat sowohl für, in diesem Fallbeispiel, das 20%- wie auch für das 80 %-Perzentil für die natürliche Abflusssituation anhand der Abfluss-/Habitatsbeziehung hergeleitet. Aus diesen beiden Flächen wird die jeweils kleinere Fläche als Berechnungsgrundlage verwendet. Der gleiche Vorgang wird in diesem Fallbeispiel für den Schwall- (80 %-Perzentil) und Sunkabfluss (20 %-Perzentil) durchgeführt. Dabei resultiert eine zweite minimale Habitatsfläche für jede entsprechende Saison für die Schwall-Sunk beeinflusste Hydrologie. Anschliessend wird der prozentuale Flächenverlust gegenüber dem natürlichen Zustand berechnet und gemäss neuer Wertefunktion (Tab. 4) bewertet.

Im Fallbeispiel sind die Flächen von den Tagesminimalabflüssen sowohl im Referenzzustand als auch im Ist-Zustand jeweils minimal und werden deshalb für die Berechnung des Flächenverlustes verwendet (Tab. 7). Dies zeigt, dass die Verfügbarkeit an geeigneten Habitaten tendenziell durch den Sunk limitiert ist. Im Fallbeispiel sind jedoch die Flächenverluste bei den larvalen und juvenilen Forellen mit -6 % gering. Bei den adulten Forellen ist durch den etwas höheren Sunkabfluss ein Flächengewinn zu verzeichnen (+9 %). Für das Fallbeispiel resultiert für alle Entwicklungsstadien eine Bewertung gemäss neuer Wertefunktion (Tab. 4) von "sehr gut" (Tab. 7).

Tabelle 7. Vergleich der geeigneten Habitatflächen und Bewertung gemäss neuer Wertefunktion (Tab. 4) eines Schwall-Sunk Abschnitts für die drei Entwicklungsstadien der Bachforelle. Rot dargestellt die limitierenden Abflussbedingungen.

Saison: Frühling (Apr-Mai)						
Relevante Abflüsse [m ³ /s]		Nat _{20%}	Nat _{80%}	Sunk 20 %	Schwall 80 %	Flächenverlust [%] & Bewertung
		3.5	25.0	5.0	45.0	
Larval	Flächen [m ²]	17'283	21'809	16'178	24'308	-6
Juvenil	Flächen [m ²]	7'337	8'125	6'889	11'369	-6
Adult	Flächen [m ²]	20'320	20'530	22'227	29'609	9

Gutachterliche Korrektur durch die Berücksichtigung von Unterständen (Schritt 10)

Gemäss Peter (2005) belegen „zahlreiche Studien den Rückgang von Salmoniden nach Entfernen von Unterständen oder die Zunahme der Fischdichte nach dem Wiederherstellen von Unterständen (Bjornn & Reiser 1991). Salmoniden hängen im Verlauf ihres Lebenszyklus in unterschiedlicher Weise von Unterständen ab. Unterstände im Flussbett („instream cover“) geben den Fischen Schutz und erlauben die Besiedlung von Standorten, die sie sonst nicht nutzen könnten. Die Unterstandsfläche ist eine wichtige Variable für die Abschätzung der Gesamtbiomasse der Salmoniden und der Habitatkapazität.“

Unterstände sollten deshalb bei der Beurteilung vom Indikator F6 gutachterlich mitberücksichtigt werden. Dabei können vorhandene Unterstände bei unterschiedlichen Abflüssen kartiert und gutachterlich bewertet werden (z. B. BAFU, 2019). Wenn viele Unterstände vorhanden sind und diese bei verschiedenen Abflüssen stabil bleiben, kann die Bewertung aus Schritt 9 gegen oben korrigiert werden. Im Rahmen von Sanierungsprojekten bzw. Neuanlagen kann die Schaffung von Unterständen auch als mögliche lokale, kleinräumige baulich-morphologische Massnahme geprüft werden (vgl. Kap. 11). Solche Massnahmen sind aber klar von Revitalisierungsmassnahmen abzugrenzen und sollen in erster Linie darauf abzielen hydrologischen Defiziten entgegenzuwirken. Im vorliegenden Fallbeispiel werden Unterstände vernachlässigt.

Einordnung der Bewertungen und der räumlichen Verteilung der Habitate und Aggregation zu einer Gesamtbewertung (Schritt 11)

Die Gesamttaggregation der Bewertungen (über alle Saisons, Gewässerabschnitte und Entwicklungsstadien) soll unter der Prämisse erfolgen, dass eine Aussage hinsichtlich der Dynamik der Fischhabitate in Schwall-Sunk beeinflussten Gewässern ermöglicht wird. Die Aggregation der Bewertungszustände von den Abschnitten erfolgt nicht rechnerisch, sondern anhand einer Experteneinschätzung. Bei dieser Experteneinschätzung sollen alle zur Verfügung stehenden Informationen genutzt werden. Folgende Punkte sollten berücksichtigt werden (Liste nicht abschliessend):

- Für jeden Schwall-Sunk Abschnitt sollen sowohl die Habitatkarten (Abb. 27) und die Habitatkurven (Abb. 28) als auch die Bewertung analysiert werden (Tab. 7). Die Beobachtungen und Erkenntnisse sollen nachvollziehbar beschrieben werden.
- Die verschiedenen Beschreibungen der Schwall-Sunk Abschnitte sollen einander gegenübergestellt und verglichen werden. Wichtige Erkenntnisse und Schlussfolgerungen sollen nachvollziehbar dokumentiert werden.
- Übergeordnet sollen die Erkenntnisse von den einzelnen Schwall-Sunk Abschnitten aber auch dem Vergleich zwischen den Abschnitten in das ökologische Gesamtsystem eingeordnet werden (Kap. 2). Im Fokus steht dabei die Beurteilung, ob eine Population unter den festgestellten Bedingungen stabil und sich selbst erhaltend ist. Diese Überlegungen sind nachvollziehbar zu beschreiben.

- Weitere mögliche Punkte, die die Gesamtbeurteilung des Indikators „Habitateignung Fische (F6)“ unterstützen könnten:
 - Integration von Wassertemperatursimulationen in Habitatmodellen, um die Auswirkung von „Thermopeaking“ (Kap. 8) auf die Verfügbarkeit von geeigneten Habitaten zu beurteilen (z.B. Antonetti et al., 2023).
 - Berücksichtigung der Auswirkungen der Schwallfrequenz auf die Verfügbarkeit von geeigneten Habitaten und deren Persistenz (z.B. Burman et al., 2021; Bätz et al., 2023).
 - Berücksichtigung der Wanderdistanz zwischen geeigneten Habitaten und der Schwimmrichtung der Fische (z.B. Larrieu et al., 2021; Larrieu & Pasternack, 2021; Jelovica et al., 2023).

Als Synthese der Überlegungen soll schliesslich eine Gesamtbewertung des Indikators F6 erfolgen. Für das Fallbeispiel wird keine Gesamtbewertung hergeleitet, da der Kontext zum Gewässersystem, zu weiteren Gewässerabschnitten sowie zu weiteren Saisons fehlt.

6.5 Literatur

- Antonetti M, Hoppler L, Tonolla D, Vanzo D, Schmid M, Doering M. 2023. Integrating two-dimensional water temperature simulations into a fish habitat model to improve hydro- and thermopeaking impact assessment. *River Research and Applications* 39: 501–521.
- BAFU. 2019. Indikator-Set 1 – Habitatvielfalt. In: Wirkungskontrolle Revitalisierung – Gemeinsam lernen für die Zukunft. Bern. Steckbrief 1, V1.05.
- Bätz N, Judes C, Weber C. 2023. Nervous habitat patches: The effect of hydropeaking on habitat dynamics. *River Research and Applications* 39: 349–363.
- Bjornn TC, Reiser DW. 1991. Habitat requirements of salmonids in streams. *American Fisheries Society special publication* 19: 83–138.
- Bürgler M, Vetsch DF, Boes RM, Vanzo D. 2023. Systematic comparison of 1D and 2D hydrodynamic models for the assessment of hydropeaking alterations. *River Research and Applications* 39: 460–477.
- Burman AJ, Hedger RD, Hellström JGI, Andersson AG, Sundt-Hansen LE. 2021. Modelling the downstream longitudinal effects of frequent hydropeaking on the spawning potential and stranding susceptibility of salmonids. *Science of The Total Environment* 796: 148999.
- Elliot JM. 1994. Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press, Oxford.
- Greimel F, Zeiringer B, Hauer C, Holzapfel P, Fuhrmann M, Haslauer M, Führer S, ... Schmutz S. 2017. 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.
- Jelovica B, Marttila H, Ashraf FB, Kløve B, Torabi Haghighi A. 2023. A probability-based model to quantify the impact of hydropeaking on habitat suitability in rivers. *River Research and Applications* 39: 490–500.
- Larrieu KG, Pasternack GB. 2021. Automated analysis of lateral river connectivity and fish stranding risks. Part 2: Juvenile Chinook salmon stranding at a river rehabilitation site. *Ecohydrology* 14: e2303.
- Larrieu KG, Pasternack GB, Schwindt S. 2021. Automated analysis of lateral river connectivity and fish stranding risks. Part 1: Review, theory and algorithm. *Ecohydrology* 14: e2268.
- Meyer M, Greter R, Schweizer S, Baumgartner J, Schläppi S, Büsser P. 2018. Untersuchungen zum Emergenzzeitraum von *Salmo trutta* in der Hasliaare in 2018. Fachbericht im Auftrag des Bundesamts für Umwelt, unveröffentlicht.
- Peter A. 2005. Steckbrief Nr. 11 „Fischhabitate: Unterstände und Strukturen“ nach Woolsey et al. (2005), Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen. Publikation des Rhone-Thur Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ.
- Schweizer S, Baumgartner J, Büsser P. 2021. Begleitbericht zur Weiterentwicklung des Schwall und Sunk Indikators F6. Fachbericht im Auftrag des Bundesamts für Umwelt, unveröffentlicht.
- Tonolla D, Chaix O, Meile T, Zurwerra A, Büsser P, Oppliger S, Essyad K. 2017. Schwall-Sunk – Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Vollzug* 1701.

7 Habitateignung Makrozoobenthos (B5)

Autoren: Stephanie Schmidlin, David Tanno, Jan Baumgartner, Benjamin Berger, Diego Tonolla

7.1 Einleitung

Die Ansprüche des Makrozoobenthos sind aufgrund der enormen Vielfalt und spezialisierter Habitatnutzung weniger bekannt als bei den Fischen. In Schwall-Sunk Strecken sind die Ausdehnung der Wasserwechselzone und die maximale hydraulische Belastung (z.B. durch starke Strömung) die wichtigsten limitierenden Faktoren für die Verteilung und Besiedlung der Sohle durch das Makrozoobenthos. Während des Sunks werden Flächen kolonisiert, welche durch die erhöhte hydraulische Belastung bei Schwall nicht über ein tolerierbares Maximum gestört werden und wo sich die hydraulische Belastung nach dem Schwall (bei Sunk) nicht massiv ändert (Schmutz et al., 2013). In Fliessgewässern mit einer bedeutenden Vergletscherung können auch die hohen Schwebstoffkonzentrationen einen limitierenden Faktor darstellen, welcher für die Beurteilung des Indikators „Habitateignung Makrozoobenthos (B5)“ sowie anderer Indikatoren (z.B. B2, Kap. 9; D1, Kap. 10) zu berücksichtigen ist. Eher ungünstiges Substrat (z.B. Sand), „Thermopeaking“ (Q1, Kap. 8) und das Fehlen von organischem Material sowie pflanzlichem Bewuchs (v.a. Algen und Moos) sind weitere wichtige Faktoren, welche begrenzend auf das Makrozoobenthos wirken können.

Im Gegensatz zu Restwasserfragen, bei denen die Quer- und Längsvernetzung der Habitate zentral ist, liegt der Fokus bei Schwall-Sunk bei der hydraulischen Habitatstabilität und der Toleranz der Organismen gegenüber abrupten Änderungen ihrer Umgebungsbedingungen (z.B. Fliessgeschwindigkeit, Temperatur, Trübung). Im Fall von Schwall-Sunk sind besonders lentische Taxa (bevorzugen Habitate mit langsamen Fliessgeschwindigkeiten, oft < 25 cm/s; z.B. Schülting et al., 2023) gefährdet, weil diese hinsichtlich Fliessgeschwindigkeit ein viel engeres Toleranzspektrum aufweisen als lotische Taxa (bevorzugen Habitate mit schnellen Fliessgeschwindigkeiten, oft > 25 cm/s; z.B. Schülting et al., 2023; Indikator B2 und D1). Dementsprechend ist darauf zu achten, dass persistente lentische Habitate (Bätz et al., 2023) auch unter Schwall-Sunk-Bedingungen erhalten werden können. Des Weiteren sind Taxa, die auf der Sohle leben, mehr gefährdet durch Schwall-Sunk als Taxa, die sich im interstitiellen Kieslückenraum (hyporheisches Interstitial) aufhalten (Indikator B2 und D1).

7.2 Vorgehen gemäss Vollzugshilfemodul "Schwall-Sunk – Massnahmen"

Für die Bestimmung des Einflusses von Schwall-Sunk auf die Makrozoobenthos-Habitate wird der Indikator „Habitateignung Makrozoobenthos (B5)“ angewendet. Die Arbeitsschritte in Abbildung 30 sind gemäss Vollzugshilfemoduls „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) durchzuführen. Der Indikator B5 modelliert die Habitateignung für Zielarten des Makrozoobenthos bei verschiedenen Schwall- und Sunkabflüssen. Dazu wird analog zum Indikator „Habitateignung Fische (F6)“ (Kap. 6) ein hydronumerisches Modell benötigt, welches die Basis für die Beurteilung des Indikators darstellt. Die Habitatansprüche des Makrozoobenthos werden anhand von taxaspezifischen Präferenzkurven für die Zielarten formuliert. Auf dieser Basis wird die Habitateignung für die ausgewählten Taxa bei verschiedenen Abflüssen berechnet. Für die Bewertung wird die Schnittmenge Schwall-Sunk der Habitateignung (Überschneidung der geeigneten Flächen mit Eignungsindex eines bestimmten Taxons > 0.5) bei Schwall- und bei Sunkabflüssen berechnet. Dabei wird die saisonale Habitateignung bei Schwall und Sunk sowie die Habitateignung für die Schnittmenge Schwall-Sunk berechnet und mit der Habitateignung beim jeweiligen saisonalen Referenzabfluss (hydrologisch unbeeinflusst) verglichen. Die Abweichung wird anhand der Wertefunktion des Vollzugshilfemoduls „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tab. C14 in Tonolla et al., 2017) beurteilt.

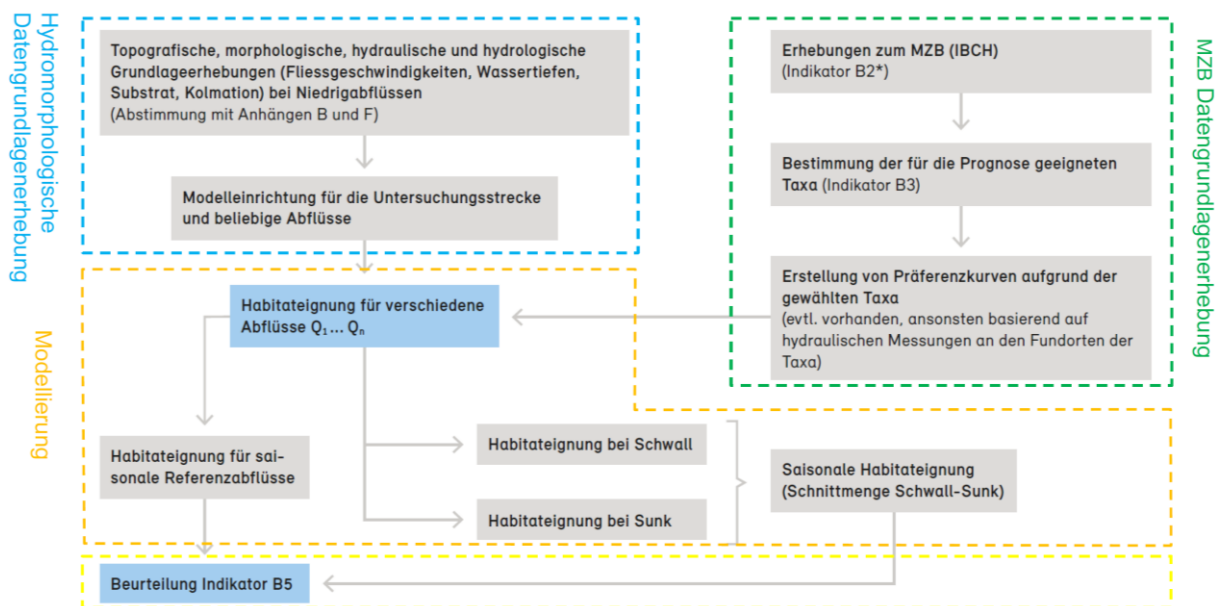


Abbildung 30. Vorgehen zur Beurteilung des Indikators „Habitat-eignung Makrozoobenthos (B5)“ gemäss Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017). In der neuen Methode (Kap. 7.4 und 7.5) wird der Kasten „Erstellung von Präferenzkurven aufgrund der gewählten Taxa“ durch „Erstellung Präferenzkurve für die gesamte Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos“ ersetzt und der Kasten „Saisonale Habitat-eignung (Schnittmenge Schwall-Sunk)“ fällt weg. MZZ: Makrozoobenthos.

7.3 Mögliche Unsicherheiten bei der Anwendung

Der bestehende Indikator „Habitat-eignung Makrozoobenthos (B5)“ aus dem Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) wurde bisher kaum in der Praxis verwendet, da er relativ kompliziert und aufwändig in der Anwendung ist. Folgende Unsicherheiten wurden identifiziert:

- Mit der Saison ändern sich sowohl die biologischen (z.B. Körpergrösse, Artenverteilung, Emergenz) als auch die mittleren physikalischen Kenngrössen (z.B. Wassertemperatur, Trübung, Basisabfluss). Daher sind saisonale, taxa- und gewässerspezifische Präferenzkurven zu verwenden. In der Regel sind Arbeiten zur Erstellung der Präferenzkurven sehr aufwändig (Tanno, 2012; Kofler, 2020).
- Die Auswahl der Zielarten basiert auf einer Experteneinschätzung und kann somit je nach Expertise stark variieren. Die Auswahl der Zielarten hat einen sehr grossen Einfluss auf die Präferenzkurven und schlussendlich auf die Resultate der Modellierungen.

7.4 Vorschlag für die zukünftige Anwendung des Indikators

Um die im Kapitel 7.3 genannten Unsicherheiten zu berücksichtigen, wird für die zukünftige Anwendung und Bewertung des Indikators „Habitat-eignung Makrozoobenthos (B5)“ eine vereinfachte Version des bestehenden Indikators B5 vorgeschlagen. Die Aussagekraft dieses Indikators kann erhöht werden, wenn er in Kombination mit dem Indikator B2 (Kap. 9) bearbeitet wird.

Vorgehen

Das Vorgehen zur Bearbeitung von Indikator B5 umfasst im Wesentlichen die folgenden Arbeitsschritte:

- Schritt 1: Hydronumerische Modellierungen für alle relevanten Abflüsse in den relevanten Gewässerabschnitten (wie bislang).
- Schritt 2: Herleitung einer allgemeinen Präferenzkurve für die gesamte Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos basierend auf den Fliessgeschwindigkeitsklassen und den dazugehörigen Bewohnbarkeitsklassen.
- Schritt 3: Habitatmodellierung mit Bestimmung der Gesamtfläche und der räumlichen Verteilung der jeweiligen Fliessgeschwindigkeitsklassen bei allen relevanten Abflüssen sowie kartografische Darstellung der Bewohnbarkeit.

- Schritt 4: Berechnung der gewichteten nutzbaren Fläche („Weighted Usable Area“, WUA) und des hydraulischen Habitateignungsindex („Hydraulic Habitat Suitability Index“, HHS).
- Schritt 5: Gutachterliche Beurteilung und Bewertung.

Hydronumerische Modellierung (Schritt 1)

Die hydronumerische Modellierung bei verschiedenen, für den Schwallbetrieb repräsentativen Abflüssen (saisonale Referenzabflüsse, Q_{Sunk} , Q_{Schwall}), erfolgt wie bisher (Anhang F, Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“; Tonolla et al., 2017). Es sind 2D-Modelle notwendig, welche die Fließgeschwindigkeiten räumlich hochaufgelöst abbilden. Die hydronumerische Modellierung bildet die Basis für die Bearbeitung des Indikators B5. Synergien mit dem Indikator F6 (Kap. 6) bei den Erhebungen und den hydraulischen Modellierungen sind weiterhin zu nutzen.

Herleitung einer allgemeinen Präferenzkurve (Schritt 2)

Um die genannten Unsicherheiten bei der Auswahl der Zielarten und den hohen Aufwand zur Erstellung von taxaspezifischen Präferenzkurven zu umgehen, wird anstelle ausgesuchter Taxa stellvertretend eine Präferenzkurve für die Gesamt-Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos erstellt, die dann von der Fachperson Makrozoobenthos angewendet werden kann.

Fließgeschwindigkeits- und Bewohnbarkeitsklassen

Zur Herleitung einer allgemeinen Präferenzkurve werden die fünf Fließgeschwindigkeitsklassen aus dem Vollzugshilfemodul „Makrozoobenthos – Stufe F“ (BAFU, 2019) benutzt. Eine Fließgeschwindigkeitsklasse steht stellvertretend für die Bedürfnisse mehrerer Taxa, Entwicklungsstadien und funktionellen Gruppen (Strömungsgilden). Eine Wertung hinsichtlich Bewohnbarkeit dieser Fließgeschwindigkeitsklassen liegt mit der fünfstufigen Skala des Vollzugshilfemoduls „Makrozoobenthos – Stufe F“ bereits vor. Klasse 1 weist dabei die geringste und Klasse 5 die höchste zu erwartende Bewohnbarkeit auf.

Welche Arten in den Fließgeschwindigkeitsklassen nach Vollzugshilfemodul „Makrozoobenthos – Stufe F“ aufgrund ihrer Strömungspräferenzen grundsätzlich zu erwarten sind, entnimmt man aus Schmedtje & Colling (1996; siehe Datenbank auf www.freshwaterecology.info, Schmidt-Kloiber & Hering, 2015). Diese Autoren haben mit bodennahen Strömungsmessungen mittels der FST-Halbkugelmethode (Statzner & Müller, 1989) die Makrozoobenthos-Arten in verbal beschriebene Strömungskategorien eingeteilt. So kommen beispielsweise „limnophile“ Arten bevorzugt in stehenden Gewässern vor, vermeiden Strömung und werden nur gelegentlich in langsam fließenden Gewässern gefunden, während „rheobionte“ auf schnell fließende Strömungsverhältnisse angewiesen sind.

Für den Indikator B5 werden diese beiden Systeme (Fließgeschwindigkeitsklassen nach Vollzugshilfemodul „Makrozoobenthos – Stufe F“ und verbale Strömungskategorien nach Schmedtje & Colling (1996) zusammengeführt und mit zusätzlichen Literaturangaben (Ambühl, 1959; Leitner et al., 2017) ergänzt (Tab. 8). Die Kategorien „limnobiont“ und „indifferent“ von Schmedtje & Colling (1996) fallen dabei weg, weil sie entweder nur stehende Gewässer betreffen oder die Arten keine Präferenz für eine bestimmte Fließgeschwindigkeitskategorie zeigen. Im Kontext Schwall-Sunk werden dafür zwei neue Kategorien definiert. Zum einen die Kategorie „rheobiont+“, mit Taxa, die auf sehr starke Strömung angewiesen sind oder sich in Habitaten mit sehr hohen Fließgeschwindigkeiten aufhalten (soweit den Autoren bekannt alle Netzflügelmücken/Lidmücken: Blephariceridae; Eintagsfliegen: *Rhithrogena alpestris*, *Rhithrogena degrangei*, *Epeorus alpicola*; Köcherfliegen: *Rhyacophila torrentium* CX) und zum anderen die Kategorie „ungeeignet“, bei der die Besiedlung der Sohle aus rein hydraulischen Gründen kaum mehr möglich ist. Ambühl (1959) hat z.B. gezeigt, dass *Ecdyonurus venosus* (Heptageniide) dank seiner dorsoventral abgeflachten Körperform Fließgeschwindigkeiten von bis zu 250 cm/s aushalten kann, ohne abzudriften. Der bevorzugte Aufenthaltsort dieser Art liegt dennoch in Habitaten mit langsamer bis moderater Fließgeschwindigkeit und auch im Totwasserbereich von schnell überströmten Steinen. Für die Futtersuche muss das Tier jedoch diese Komfortzone verlassen und auch einer sehr starken Strömungsbelastung widerstehen können, um an den nächsten Futterplatz zu gelangen. Eine andere Gattung der Heptageniide, die Habitate mit schnellen bis sehr schnellen Fließgeschwindigkeiten

aufsucht, *Rhithrogena*, verfügt nebst der flachen Körperform zusätzlich über ventrale Kiemen, die bei hoher hydraulischer Belastung wie Saugnäpfe wirken und der Abdrift entgegenhalten (Ambühl, 1959). Doch selbst für diese ausgeprägten Strömungsspezialisten gibt es eine Grenze, bei der die hydraulische Belastung zu gross wird. Leitner et al. (2017) haben anhand von Freilanddaten eine maximale mittlere Fliessgeschwindigkeit bei 40% der Wassertiefe (v_{40} ; gemessen von der Sohlenoberfläche) von 225 cm/s für das Vorkommen von *Rhithrogena* abgeleitet, was die Klasse „ungeeignet“ mit $v_{40} \geq 250$ cm/s plausibel macht.

Tabelle 8. Fliessgeschwindigkeitsklassen basierend auf Schmedtje & Colling (1996), dem Vollzugshilfemodul „Makrozoobenthos – Stufe F“ (BAFU, 2019) sowie zusätzlichen Literaturangaben (Ambühl, 1959; Leitner et al., 2017). Die Tabelle ist nach aufsteigender Fliessgeschwindigkeit geordnet. Die Bewohnbarkeitsklassen 1 bis 5 entsprechen der erwarteten Bewohnbarkeit gemäss BAFU (2019), wobei die Klasse 5 von den meisten lotischen Taxa besiedelt werden kann, während die Klasse 1 nur für wenige Taxa geeignet ist. Die Klasse „rheobiont+“ und „ungeeignet“ wurde von der Limnex AG hinzugefügt. v_{40} : mittlere Fliessgeschwindigkeit bei 40% der Wassertiefe, gemessen von der Sohlenoberfläche.

	Fließgeschwindigkeitsklasse		Bewohnbarkeitsklasse
Limnophil (lip)	Stehend bis langsam fließend	$v_{40} < 5$ cm/s	1
Limno-rheophil (lrp)	Langsam fließend	$5 \leq v_{40} < 25$ cm/s	3
Rheo-limnophil (rlp) und rheophil (rhp)	Langsam bis schnell fließend	$25 \leq v_{40} < 75$ cm/s	5
Rheobiont (rhb)	Schnell bis sehr schnell fließend	$75 \leq v_{40} < 150$ cm/s	4
Rheobiont+ (rhb+)	Sehr schnell fließend	$150 \leq v_{40} < 250$ cm/s	2
Ungeeignet (ung)	Reissende Strömung	$v_{40} \geq 250$ cm/s	-

Mittlere Fliessgeschwindigkeit vs. bodennahe Fliessgeschwindigkeit

Die in Tabelle 8 aufgeführten Fliessgeschwindigkeitsklassen beziehen sich auf die Fliessgeschwindigkeit ca. 40% über der Sohlenoberfläche (v_{40}) und widerspiegeln damit ungefähr die mittlere Fliessgeschwindigkeit in der Wassersäule. Einige Studien belegen jedoch, dass bodennahe hydraulische Kenngrößen (z.B. Sohlenschubspannung, bodennahe Fliessgeschwindigkeit) die Habitatbedingungen der meisten Makrozoobenthostaxa adäquater beschreiben als die mittlere Fliessgeschwindigkeit (z.B. Rempel et al., 2000; Brooks et al., 2005; Hoover & Ackerman, 2011; Bequet et al., 2023). Andere Studien (z.B. Forcelini et al., 2022) finden hingegen, dass die Anwendung von bodennahen und mittleren Fliessgeschwindigkeiten zu ähnliche Modellergebnissen führen. In der Regel sind die bodennahen Fliessgeschwindigkeiten in Abhängigkeit der Sohlenrauigkeit geringer als die mittlere Fliessgeschwindigkeit. Bei Betrachtung der bodennahen Fliessgeschwindigkeiten kann z.B. die Habitateignung für Eintags-, Stein-, und Köcherfliegen bereits bei 90 cm/s nicht mehr gegeben sein (Gore et al., 2001).

Aus den hydronumerischen 2D-Modellen resultiert eine tiefengemittelte Fliessgeschwindigkeit. Die hydraulischen Modelldaten sind somit weitgehend kompatibel mit den in Tabelle 8 aufgeführten Fliessgeschwindigkeitsklassen. Es wäre zwar grundsätzlich möglich, auch die bodennahe Fliessgeschwindigkeit zu modellieren (3D-Modelle) oder eine empirische Beziehung zwischen mittlerer und bodennaher Fliessgeschwindigkeit herzustellen. Dazu wären jedoch zusätzliche Messungen mit Erfassung der bodennahen Fliessgeschwindigkeit und räumliche Analysen erforderlich. Genau diesen Mehraufwand möchte man mit der hier vorgestellten Methode jedoch vermeiden, da der Aufwand im Verhältnis zum Genauigkeitsergebnis unverhältnismässig wäre. Zudem werden Habitatmodellierungen für das Makrozoobenthos meist mit gemessener v_{40} bzw. hydronumerisch modellierter tiefengemittelter Fliessgeschwindigkeit durchgeführt (z.B. Holzappel et al., 2017; Leitner et al., 2017; Theodoropoulos, 2020).

Vor diesem Hintergrund scheint die Vereinfachung der Methode auf die mittlere Fliessgeschwindigkeit v_{40} gerechtfertigt und vereinfacht die bestehende Methode erheblich (Abb. 30).

Weitere Parameter

Grundsätzlich bestimmt das Zusammenspiel von Fliessgeschwindigkeit (und weiteren hydraulischen Kenngrößen wie z.B. Wassertiefe, Sohlenschubspannung und Froudezahl) und Substrat über die

potenzielle Verfügbarkeit von geeigneten Habitaten für das Makrozoobenthos (Statzner et al., 1988). Zur Vereinfachung des Indikators B5 basiert die Präferenzkurve für die Gesamt-Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos jedoch nur auf dem Hauptparameter Fliessgeschwindigkeit (Tab. 8). Weitere Parameter können zur Plausibilisierung und zur Verbesserung des Habitatmodells zusätzlich beigezogen werden.

Das Substrat ist nebst dem Hauptfaktor Fliessgeschwindigkeit der zweitwichtigste Faktor, der die Verteilung des Makrozoobenthos bestimmt (BAFU, 2019). Sofern eine Substratkartierung für die Modellabschnitte vorliegt (z.B. von der Bearbeitung des Indikators F3, Kap. 5) können diese Informationen zur Abschätzung der Substrat-Bewohnbarkeit (vgl. Tab. 9 A1-2 Aufnahmeraster IBCH in BAFU, 2019) verwendet werden und somit zur Verbesserung des Habitatmodells miteinbezogen werden. Sind beispielsweise grössere Flächen mit für das Makrozoobenthos eher ungünstigen Substraten wie Sandbänke (Feinsedimentablagerungen; Ochsenhofer, 2013) oder anstehender Fels bekannt, so können diese in der kartografischen Darstellung ebenfalls eingezeichnet werden (und gegebenenfalls von der gewichteten nutzbaren Fläche („Weighted Usable Area“, WUA) abgezogen, bzw. wie die Wasserwechselzone behandelt werden; siehe Fallbeispiel im Kap. 7.5). Auf diese Weise wird das Habitatmodell den lokalen Gegebenheiten angepasst. Andererseits kann das Substrat in den IBCH-Einzelproben (Indikator B2, Kap. 9) gegenüber einer flächig vorliegenden Kartierung verändert zusammengesetzt sein. So kann es beispielsweise auf dem Substrat „mobile Blöcke“ oft noch Moos oder Algen haben, die das Vorkommen gewisser Taxa begünstigen, oder es überzieht eine Schicht aus schluffigem Material die gröberen Sedimente (oft entlang des Böschungsfusses und/oder der Uferzone oder der Wasserwechselzone bei Sunk), die eine optimale Besiedlung behindern. Auf der Skala Einzelhabitat („Patch“) ist also eine qualitative Betrachtung des Substrats wichtig.

Die Wassertiefe spielt bei der Verteilung des Makrozoobenthos ebenfalls eine Rolle. In watbaren Bächen und Flüssen besiedelt das Makrozoobenthos in der Regel die gesamte Sohle. In nicht watbaren Gewässern gibt es jedoch Zonen, die mehrheitlich nicht mehr besiedelt sind. Im Alpenrhein lag diese Grenze bei ca. 1.8 m Tiefe (EZB et al., 2012). Ist eine Grenztiefe zum Beispiel aus der Defizitanalyse bekannt, kann sie das Habitatmodell ebenfalls verfeinern, indem Flächen, welche eine Wassertiefe z.B. > 1.8 m aufweisen, aus der WUA abgezogen, bzw. wie die Wasserwechselzone behandelt werden.

Die für das Makrozoobenthos potenziell nutzbare Gesamtfläche (WUA) nimmt durch den Einbezug von grossen ungeeigneten Substratflächen und der maximal besiedelbaren Tiefe tendenziell ab. Inwieweit der Einbezug weiterer Parameter einen Mehrwert ergibt, soll fallweise entschieden und nachvollziehbar begründet werden.

Präferenzkurve für die Gesamt-Lebensgemeinschaft

Für den Indikator B5 werden die Bewohnbarkeitsklassen (1-5, Tab. 8) als Habitateignungsindex („Habitat Suitability Index“, HSI) ausgedrückt. Ein Index hat per Definition Werte zwischen 0 und 1. Der Fliessgeschwindigkeitsklasse mit der tiefsten Bewohnbarkeit wird ein HSI von 0 zugeordnet, der Fliessgeschwindigkeitsklasse mit der höchsten Bewohnbarkeit ein HSI von 0.9 (Tab. 9). Für die Werte dazwischen wurden die HSI-Werte gleichmässig in 0.2er-Schritten verteilt. Der Grund, warum die Fliessgeschwindigkeitsklasse mit der höchsten Bewohnbarkeit nur einen Wert von 0.9 und nicht 1 erhält, liegt darin, dass in einem Fliessgewässer natürlicherweise verschiedene Strömungskategorien vorkommen. Auch wenn für die meisten Benthosorganismen in einem Fliessgewässer die Fliessgeschwindigkeitsklasse 25 - 75 cm/s am besten geeignet ist, ist es nicht erstrebenswert, dass nur diese Habitate vorhanden sind. Die Besiedlung eines Fliessgewässers durch Spezialisten, die sowohl höhere als auch tiefere Strömungen bevorzugen ist für eine standorttypische Artenzusammensetzung ebenfalls erforderlich. Aufgrund dieser Überlegungen wird hier bei der Zuordnung des HSI vom generellen Prinzip abgewichen. Der Einfachheit halber wird davon ausgegangen, dass die Verteilung der Bewohnbarkeit gemäss Tabelle 8 auf die meisten Fliessgewässer zutrifft, wie es beim Vollzugshilfemodul „Makrozoobenthos – Stufe F“ (BAFU, 2019) ebenfalls gehandhabt wird. Die so resultierende Präferenzkurve für die gesamte Lebensgemeinschaft geht aus Abbildung 31 hervor.

Diese Zuordnung der Bewohnbarkeit zum HSI ist mit einer gewissen Unschärfe verbunden und kann situativ angepasst werden. So könnte beispielsweise in einer steilen Schwall-Sunk Strecke, wo

natürlicherweise rheobionte Taxa dominieren im Sinne einer Sensitivitätsanalyse ausprobiert werden, wie sich die Habitateignung (WUA, HHS) der gesamten Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos ändert, wenn dem HSI der rheobionten Kategorie ($75 \leq v < 150$ cm/s, Tab. 9) mehr Bedeutung beigemessen wird und der HSI-Wert zum Beispiel von 0.7 auf 0.8 angehoben wird. Das Herabsetzen der HSI-Werte von langsamen Fließgeschwindigkeitsklassen oder gar das Weglassen wird nicht empfohlen, da selbst in steilen Gebirgsbächen in der Regel langsam fließende Flächen (z.B. Kolke, Hinterwasser, Strömungsschatten hinter mobilen Blöcken oder grossen Steinen) vorhanden sind. Eine Anpassung der hier vorgeschlagenen, allgemeinen Präferenzkurve liegt im Ermessen der Fachperson Makrozoobenthos und sollte der hier vorgeschlagenen Präferenzkurve gegenübergestellt und nachvollziehbar begründet werden.

Tabelle 9. Die Bewohnbarkeitsklassen werden einem Habitateignungsindex („Habitat Suitability Index“, HSI) zugeordnet. Dabei kann die Bewohnbarkeitsklasse 5 von den meisten lotischen Taxa besiedelt werden, während die Bewohnbarkeitsklasse 1 nur für wenige Taxa geeignet ist. Dementsprechend erhält auch der HSI für die Klasse 5 den höchsten Indexwert von 0.9. v_{40} : mittlere Fließgeschwindigkeit bei 40% der Wassertiefe, gemessen von der Sohlenoberfläche.

Fließgeschwindigkeitsklasse	Bewohnbarkeitsklasse	Habitateignungsindex (HSI)
< 5 cm/s	1	0.1
$5 \leq v_{40} < 25$ cm/s	3	0.5
$25 \leq v_{40} < 75$ cm/s	5	0.9
$75 \leq v_{40} < 150$ cm/s	4	0.7
$150 \leq v_{40} < 250$ cm/s	2	0.3
$v_{40} \geq 250$ cm/s	-	0.0

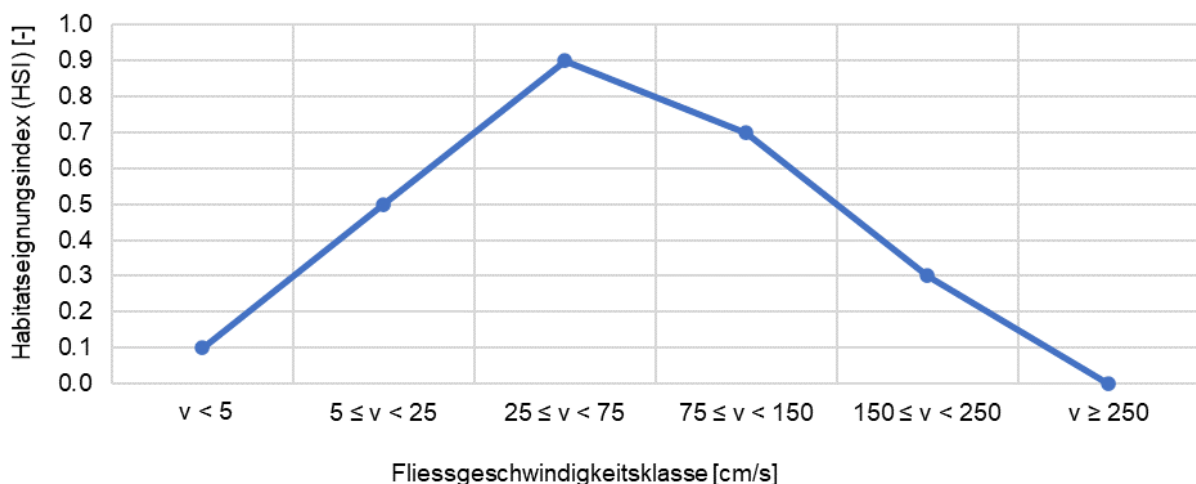


Abbildung 31. Präferenzkurve für die gesamte Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos basierend auf deren Präferenzen für unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten und den jeweiligen Bewohnbarkeitsklassen (Tab. 8 und 9).

Habitatmodellierung (Schritt 3)

Für jeden betrachteten Abfluss werden die Modellzellen einer Fließgeschwindigkeitskategorie (z.B. $5 \leq v_{40} < 25$ cm/s) zugewiesen und anschliessend die Gesamtfläche der jeweiligen Kategorie pro Gewässerabschnitt in m^2 berechnet. Dieses Vorgehen wird auf alle zu betrachtenden Zustände (saisonale Referenzabflüsse, Q_{Sunk} , Q_{Schwall}) und für alle sechs Fließgeschwindigkeitskategorien durchgeführt.

Die Modellergebnisse der Areal-Abfluss-Beziehung werden grafisch (GIS-Karten, Habitatkurven; vgl. Fallbeispiel, Kap. 7.5) dargestellt. Diese Ergebnisse dienen zum Vergleich mit den vorhandenen Makrozoobenthosdaten vom Indikator B2 (Kap. 9) und den Erwartungen an ein naturnahes gewässerspezifisches Fließgeschwindigkeits- und Taxaspektrum (in Abhängigkeit der Saison bzw. des natürlichen Abflusses).

Anhand der kartografischen Darstellung wird ersichtlich, wo genau sich welche Flächenanteile der verschiedenen Fließgeschwindigkeitsklassen bei unterschiedlichen Abflüssen ausbilden und wo

persistente Habitate liegen, die sowohl bei Schwall als auch bei Sunk der gleichen Kategorie angehören und so theoretisch geeignetes Habitat unter Schwallbedingungen darstellen (Bätz et al., 2023). Die Flächenanteile einer bestimmten Kategorie können zwar bei unterschiedlichen Abflüssen rechnerisch gleich sein. Doch erst die räumliche Betrachtung zeigt die Bedeutung der Zu- und Abnahme, die Verschiebung von Habitaten und das Ausmass der Wasserwechselzone (Abb. 32 und 33; Fallbeispiel, Kap. 7.5).

Berechnung WUA und HHS (Schritt 4)

Das Habitatangebot kann ausgehend von der hergeleiteten Präferenzkurve (Abb. 31) und den modellierten Flächen als integraler Wert berechnet werden. Dabei werden alle Einzelflächen A_i der sechs Fließgeschwindigkeitsklassen mit ihrem jeweiligen Habitateignungsindex HSI_i („Habitat Suitability Index“; Tab. 9) multipliziert und nachfolgend zur gewichteten nutzbaren Fläche nach Bovee (1982; „Weighted Usable Area“, WUA) aufsummiert (1). Sind alle Einzelflächen theoretisch optimal geeignet ($HSI = 1$) entspricht die WUA der gesamten benetzten Fläche.

$$WUA [m^2] = \sum_{i=1}^N A_i \cdot HSI_i \quad (1)$$

Als zweite Grösse kann der hydraulische Habitateignungsindex („Hydraulic Habitat Suitability Index“, HHS) nach Jorde (1997) berechnet werden. Dazu wird die WUA durch die gesamte benetzte Fläche, welche als Summe der Einzelflächen A_i angenommen werden kann, dividiert (2). Der HHS stellt demnach das Habitatangebot als dimensionslosen Wert dar und eliminiert so den Einfluss der mit dem Abfluss veränderlichen benetzten Fläche. Habitate mit bester Qualität zeigen HHS-Werte gegen 1 und Habitate mit sehr geringer Qualität ergeben HHS-Werte nahe 0.

$$HHS [-] = \frac{WUA}{\sum_{i=1}^N A_i} \quad (2)$$

WUA und HHS stellen als abflussabhängige Funktionen wichtige Hilfsmittel bei der Bewertung des ökologischen Zustands von Schwall-Sunk Strecken dar. Die Veränderung des Habitatangebots mit dem Abfluss kann so einheitlich beurteilt und zwischen den Schwall-Sunk Strecken und Abschnitten verglichen werden.

Gutachterliche Beurteilung und Bewertung (Schritt 5)

Die Bewertung erfolgt anhand einer gutachterlichen Beurteilung und Bewertung der vorhandenen Ergebnisse (kartografische Darstellung, Vergleich von WUA und HHS, Erkenntnisse aus Indikator B2). Das Ergebnis ist eine Zuweisung in bessere und schlechtere Massnahmenvarianten, aber keine Definition von Zustandsklassen, wie das beim Indikator „Habitateignung Makrozoobenthos (B5)“ bislang der Fall war.

Die Einteilung des HHS in eine Wertefunktion (z.B. 0 = schlecht, 1 = sehr gut) ergibt mit der gewählten Methode aus folgenden Überlegungen wenig Sinn:

- Im Gegensatz zur einer Präferenzkurve eines bestimmten Taxons, die in einem Habitat mit einem HHS von 1 tatsächlich ideale Habitatbedingungen vorfindet, entspricht eine 1 (bzw. max. 0.9 im vorliegenden Fall, Tab. 9) bei der Präferenzkurve der gesamten Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos nicht einem erstrebenswerten ökologischen Zustand.
- Ein HHS von 1 für die gesamte Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos würde bedeuten, dass die Klasse mit der höchsten Bewohnbarkeit alle anderen Klassen verdrängt hat. Eine lineare Bewertungsskala für den HHS ist ökologisch daher nicht sinnvoll. Der Zielwert liegt nicht bei 1. Jedes Gewässer hat seinen optimalen Bereich, der sich aus der natürlichen Hydrologie ableiten lässt. Bisherige Praxiserfahrungen haben gezeigt, dass der HHS von Flüssen mit einem unverzweigten Hauptgerinne und einer dominierenden Korngrößen von 2.5 – 25 cm zur Zeit der Niederwasserperiode in einem Bereich von 0.6 – 0.8 liegt. Fallspezifisch, wie etwa in weit verzweigten Auengebieten, in denen der Anteil an Habitaten mit langsamer Fließgeschwindigkeit bei unbeeinflusster Hydrologie und Morphologie gross sein kann, ist es möglich, dass der HHS auch natürlicherweise tiefere Werte aufweist.

Obwohl mit der hier vorgeschlagenen allgemeinen Präferenzkurve bei allen betrachteten Gewässern grundsätzlich gleich vorgegangen wird und die Ergebnisse somit schweizweit vergleichbar sind, wird die Gewässerspezifität unter Einbezug der Ergebnisse aus Indikator B2 (Daten Makrozoobenthos, Substrat, mittlere Fliessgeschwindigkeit und Wassertiefe, Besonderheiten) dennoch berücksichtigt.

Die Modellergebnisse sollen daher im Rahmen einer Plausibilitätskontrolle mit den Makrozoobenthosdaten gemäss Indikator B2 (Kap. 9) verglichen werden. Auf diese Weise kann die Zuverlässigkeit des Habitatmodells geprüft werden. Tabelle 12 in Indikator B2 hilft als Gedankenstütze. Zudem können die Überlegungen in den Kapiteln 10 („Drift“), 11 („Kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen“) und 2 („Wichtigkeit einer gesamtökologischen Betrachtung“) unterstützen, die Ergebnisse vom Indikator B5 (Defizit- und Ursachenanalyse, Variantenstudium) in einer gesamtökologischen Betrachtung einzuordnen und gutachterlich zu beurteilen und zu bewerten.

Vor- und Nachteile

Das Ziel der vorliegenden Überarbeitung von Indikator „Habitateignung Makrozoobenthos (B5)“ war die Vereinfachung der Vorgehensweise unter Berücksichtigung von bereits bestehenden und etablierten Methoden. Die Vor- und Nachteile dieses Vorschlages können folgendermassen zusammengefasst werden:

Vorteile

- Der Grundgedanke der bisherigen Methode unter Einbezug der Habitatansprüche des Makrozoobenthos wird beibehalten.
- Die neue Methode basiert auf bestehenden Fliessgeschwindigkeitsklassen und den dazugehörigen Bewohnbarkeitsklassen (BAFU, 2019) und etablierten Habitat-Indices (gewichtete nutzbare Fläche, WUA; hydraulischer Habitateignungsindex, HHS).
- Mit der Verwendung einer allgemeinen Präferenzkurve für die gesamte Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos entfällt der hohe Aufwand für die Erstellung von Taxa- und gewässerspezifischen Präferenzkurven.
- Die Modellergebnisse widerspiegeln das Besiedlungs-Potenzial eines Schwall-Sunk Abschnitts bei verschiedenen Abflüssen für die gesamte Makrozoobenthosgemeinschaft und nicht nur für bestimmte Taxa.
- Dieses einheitliche Vorgehen ermöglicht eine schweizweite Vergleichbarkeit der Ergebnisse.
- Verschiedene Massnahmen (im Variantenstudium) können in ihrer Wirkung (Ab- und Zunahme der Gesamteignung) relativ zueinander besser verglichen werden.
- Die Verschiebung der räumlichen Lage der Fliessgeschwindigkeitsklassen bei unterschiedlichen Abflüssen wird durch die grafische Darstellung sichtbar und beurteilbar (Kap. 7.5). Unter Einbezug der Daten aus Indikator B2 (Kap. 9; Defizit- und Ursachenanalyse) kann die Wirkung der Veränderung fallspezifisch und für unterschiedliche Habitate (Fliessgeschwindigkeit-Substrat-Patches) nachvollziehbar beschrieben werden und gewinnt so an Gewässerspezifität.

Nachteile

- Die Gewässerspezifität wird mit der Verwendung einer allgemeinen Präferenzkurve für die Gesamt-Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos bis zu einem gewissen Grad ausgeblendet.
- Die neue Methode konzentriert sich auf den Parameter Fliessgeschwindigkeit. Das Weglassen von weiteren wichtigen Faktoren für die Besiedlung, wie Substrat oder Wassertiefe, führt gegebenenfalls zu einer Überschätzung der tatsächlichen Gesamteignung.
- Die Ergebnisse können nicht wie bislang mit einer Wertefunktion begründet werden (Tab. C14 in Tonolla et al., 2017), sondern erfordern eine vertiefte fachliche Diskussion durch die Fachperson Makrozoobenthos. Wobei die Gesamtbeurteilung des Indikators B5 auch weiterhin wie mit der vorherigen Methode gutachterlich erfolgt (Tab. C15 in Tonolla et al., 2017).

7.5 Fallbeispiel

Beim hier vorgestellten, anonymisierten Fallbeispiel handelt es sich um einen Voralpenfluss mit zwei Schwall-Sunk Abschnitten unterschiedlicher Morphologie. Abschnitt 1 ist vollständig kanalisiert, Abschnitt 2 ist kanalisiert, aber am orografisch rechten Ufer aufgeweitet (bei Schwall benetztes Seitengerinne).

Das Vorgehen entspricht dem oben aufgeführten Ablauf (Kap. 7.4). Basierend auf einem hydronumerischen 2D-Modell und der Präferenzkurve für die gesamte Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos wurden die Habitatflächen für die verschiedenen Fliessgeschwindigkeitsklassen bei Abflüssen zwischen Sunk ($0.9 \text{ m}^3/\text{s}$, Situation a) und dem Maximalschwall ($34 \text{ m}^3/\text{s}$) berechnet. Beim Maximalschwall wurde einmal die gesamte maximale benetzte Fläche betrachtet (inkl. Wasserwechselzone, Situation b) sowie nur die bei Sunk benetzte Fläche (ständig benetzte Fläche, Situation c).

Kartographische Darstellungen der Modellierungen

Die kartographische Darstellung der Modellierungen geht aus Abbildung 32 hervor. Es lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

- Bei Sunkabfluss ($0.9 \text{ m}^3/\text{s}$; Situation a in Abb. 32) sind alle Fliessgeschwindigkeitsklassen ausser $v_{40} \geq 250 \text{ cm/s}$ vorhanden (Ausnahme: Kategorie $150 \leq v_{40} < 250 \text{ cm/s}$, Schwall-Sunk Abschnitt 1). Die Kategorie mit der höchsten Bewohnbarkeit ($25 \leq v_{40} < 75 \text{ cm/s}$, Tab. 9) dominiert. Der natürlicherweise erwartete Niederwasserabfluss vom Dezember bis März (Tagesmittelwert), wenn das Schwall-Sunk-Verhältnis am grössten ist und das Makrozoobenthos die Hauptentwicklungszeit durchmacht (empfindlichster Zustand), liegt zwischen min. $1.5 \text{ m}^3/\text{s}$ und max. $3.5 \text{ m}^3/\text{s}$ und ist somit höher als bei Sunk. Im Gewässer mit natürlicher Hydrologie wird demnach ein etwas höherer Flächenanteil der Fliessgeschwindigkeitsklassen $25 \leq v_{40} < 75 \text{ cm/s}$ und $75 \leq v_{40} < 150 \text{ cm/s}$ erwartet, während die Klasse $5 \leq v_{40} < 25 \text{ cm/s}$ bei vorliegender Morphologie im Uferstreifen verbleibt (Modellierungsergebnisse nicht dargestellt). Bei Sunkabfluss kommt die Verteilung der Fliessgeschwindigkeitsklassen der Erwartung für dieses Gewässer dennoch nahe: Eher schnell überströmte Habitate ($25 \leq v_{40} < 150 \text{ cm/s}$) befinden sich in der Flussmitte und eher langsam überströmte Habitate ($5 \leq v_{40} < 25 \text{ cm/s}$) befinden sich in Ufernähe und darüber hinaus in Flachwasserzonen der Flussmitte (vgl. Indikator B2, Kap. 9).
- Bei Schwallabfluss ($34 \text{ m}^3/\text{s}$; Situation b in Abb. 32) verschwinden Flächen mit langsamer Fliessgeschwindigkeit nicht, sie verlieren jedoch deutlich Flächenanteile (v.a. Schwall-Sunk Abschnitt 1, $5 \leq v_{40} < 25 \text{ cm/s}$) und ihre Lage verschiebt sich in Richtung der Randbereiche am Ufer. Die Fläche der Fliessgeschwindigkeitsklasse $25 \leq v_{40} < 75 \text{ cm/s}$ (grösste Bewohnbarkeit, Tab. 9) nimmt dabei am deutlichsten ab, während die Klasse mit sehr schnellen Fliessgeschwindigkeiten ($150 \leq v_{40} < 250 \text{ cm/s}$) den Hauptteil des Schwall-Sunk Abschnitts 1 dominiert. Die aufgrund der zu hohen Fliessgeschwindigkeit ungeeigneten Flächen ($v_{40} \geq 250 \text{ cm/s}$) befinden sich am Ende des Schwall-Sunk Abschnitts 1, wo die Wasserspiegelbreite bei Schwall weniger zunimmt als im restlichen Teil des Abschnitts. Im Schwall-Sunk Abschnitt 2, wo das Gerinne aufgeweitet ist, ist das potenzielle (Fliessgeschwindigkeits-)Habitat für rheo-limnophile und rheophile ($25 \leq v_{40} < 75 \text{ cm/s}$) sowie rheobionte Taxa ($75 \leq v_{40} < 150 \text{ cm/s}$) deutlich grösser als im nicht aufgeweiteten Schwall-Sunk Abschnitt 1. Auch hier befinden sich die ungeeigneten Flächen mit Fliessgeschwindigkeiten $v_{40} \geq 250 \text{ cm/s}$ dort, wo das Gerinne stark eingengt und die Gerinneneigung gross ist.

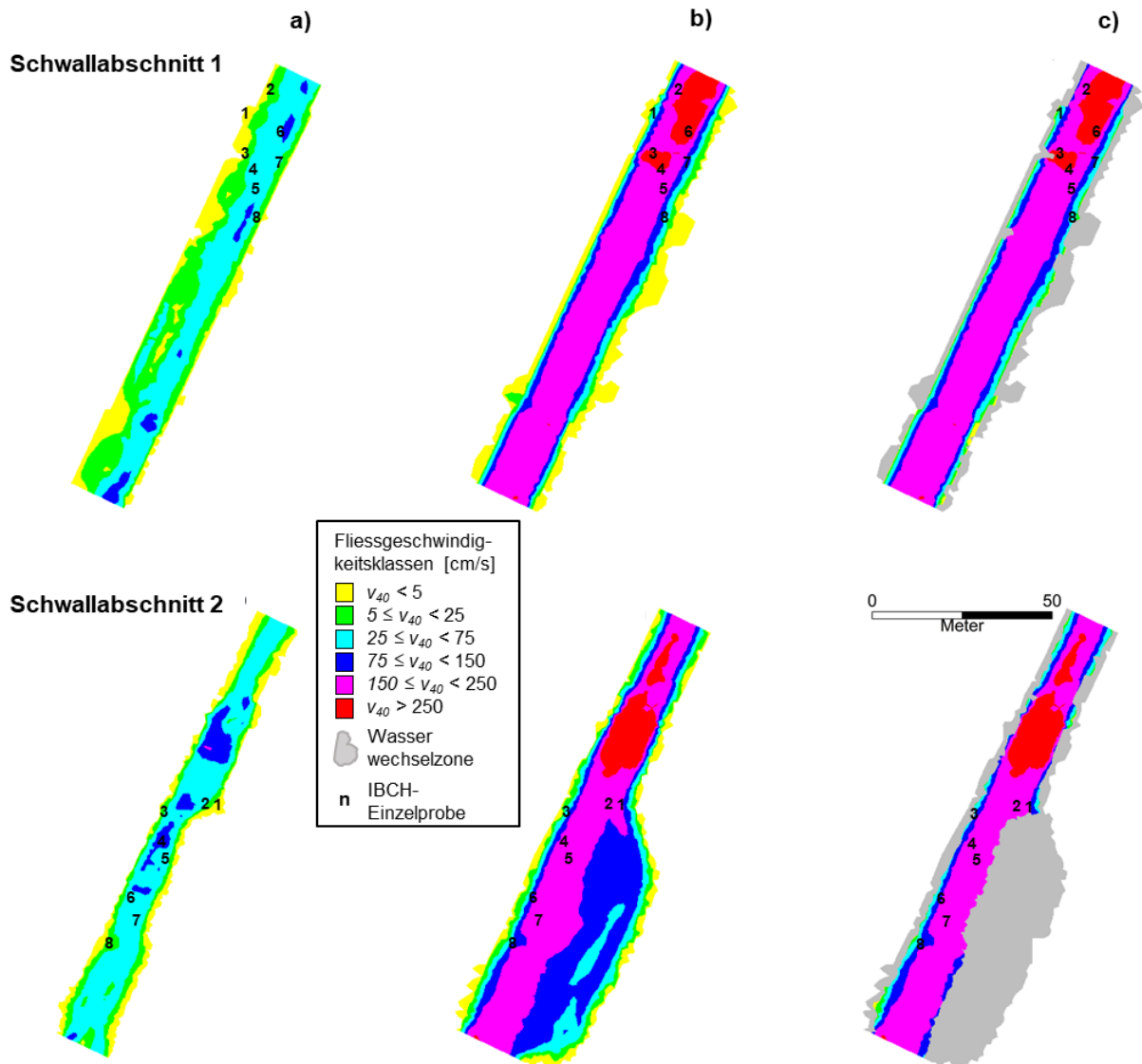


Abbildung 32. Räumliche Verteilung der Fließgeschwindigkeitsklassen in Schwall-Sunk Abschnitt 1 (oben) und Schwall-Sunk Abschnitt 2 (unten). a) Situation bei Sunkabfluss ($0.9 \text{ m}^3/\text{s}$); b) Situation bei Schwallabfluss ($34 \text{ m}^3/\text{s}$) mit max. benetzter Fläche (d.h. inkl. Wasserwechselzone); c) Situation bei Schwallabfluss ($34 \text{ m}^3/\text{s}$), dargestellt ist aber nur die ständig benetzte Fläche (d.h. Fläche bei Sunk). Die Wasserwechselzone ist grau hinterlegt. Die Zahlen bezeichnen die Lage der 8 IBCH-Einzelproben vom Indikator B2 (Kap. 9). v_{40} : mittlere Fließgeschwindigkeit bei 40% der Wassertiefe, gemessen von der Sohlenoberfläche.

- Trotz Erhalt oder sogar Zunahme der Besiedlungsflächen für die einzelnen Fließgeschwindigkeitsklassen bei Schwallabfluss (Situation b) sind diese Gewinne für das Makrozoobenthos nicht nutzbar. Die grauen Flächen (Situation c in Abb. 32) bezeichnen die Wasserwechselzone, welche nach dem Schwall wieder trockenfällt und somit kein Habitat mehr für das Makrozoobenthos bildet und wo auch das Strandrungsrisiko am grössten ist. Die effektiv nutzbaren Strömungshabitate beschränken sich auf die permanent benetzten Habitate bei Sunk. Im vorliegenden Fallbeispiel kommen Flächen mit langsamer Fließgeschwindigkeit ($v_{40} < 25 \text{ cm/s}$) in der permanent benetzten Zone bei Schwall kaum mehr vor. Gegenüber dem hydrologisch unbeeinflussten Zustand (bei vorhandener Morphologie und erst recht bei natürlicher Morphologie) ist das ein grosser Verlust. Doch auch die typischen Habitate mit eher schneller Fließgeschwindigkeit zwischen 25-150 cm/s sind bei dieser Betrachtung nur noch im Uferstreifen vorhanden. Die effektiv besiedelbaren Flächen nehmen weiter ab, wenn man berücksichtigt, dass ein Benthosorganismus dem abrupten Wechsel zwischen schneller und langsamer Fließgeschwindigkeit am gleichen Ort widerstehen muss. Denn anders als bei den Fischen sind die meisten Benthosorganismen nicht in der Lage grössere Distanzen zurückzulegen und geeignete

Fliessgeschwindigkeitshabitate aufzusuchen (Bätz et al., 2023). Viele Taxa sind gar sessil und die wenigen Taxa, die aktiv in ihre Fliessgeschwindigkeits-Komfortzone ausweichen könnten, finden möglicherweise dort kein passendes Substrat vor. Vertikale Wanderbewegungen in den Kieslückenraum (hyporheisches Interstitial), wenn dieser nicht oder nur leicht kolmatiert ist, oder sich aktiv in die Drift zu begeben sind die häufigsten Reaktionen auf den Schwallanstieg. Je höher die Veränderung der Fliessgeschwindigkeitsklassen in einem bestimmten Habitat ausfällt, desto geringer ist dessen Persistenz und desto selektiver wirkt die Differenz zwischen Schwall und Sunk auf das Makrozoobenthos. Eine Veränderung um zwei oder mehr Fliessgeschwindigkeitsklassen in einem bestimmten Habitat (z.B. Habitat 1 bei Sunk = gelb, bei Schwall = hellblau, Differenz = 2 Klassen; Abb. 32 Schwall-Sunk Abschnitt 1) wird daher gravierender für das Makrozoobenthos bewertet als eine Veränderung um eine Klasse. Aufgrund dieser Überlegungen ist davon auszugehen, dass die tatsächliche Habitateignung gegenüber der hier dargestellten, stark vereinfachten Modellierung, noch tiefer ist.

Die Betrachtung der drei Szenarien (a-c in Abb. 32) zeigt, dass für eine ganzheitliche Beurteilung der potenziellen Habitateignung sowohl die Wasserwechselzone als auch die Persistenz der Habitate mit einbezogen werden sollen.

Plausibilitätskontrolle mit Felddaten

Um die Modellergebnisse im Sinne einer Plausibilitätskontrolle mit Felddaten der Frühjahrsproben zu verbinden, werden die Hauptkenntnisse aus dem Indikator „MSK-Modul Makrozoobenthos (B2)“ (Kap. 9) hier zusammengefasst. Für beide Schwall-Sunk Abschnitte lauten sie ähnlich:

- Die Individuendichte am Ufer und in der Flussmitte war sehr gering. Die wenigen empfindlichen Arten der Stein-, Köcher- und Eintagsfliegen (EPT) befanden sich ausschliesslich im Uferbereich. In der Flussmitte konnten nur die Zuckmücken bestehen. Diese räumliche Taxa-Verteilung steht im klaren Gegensatz zur Flussmitte der Referenz (seitlicher Zufluss oberhalb, ebenfalls morphologisch beeinträchtigt aber mit natürlicher Hydrologie) und weist auf ein sehr grosses Defizit hinsichtlich Menge und Vielfalt des Makrozoobenthos in beiden Schwall-Sunk Abschnitten hin. Insbesondere die gewässertypischen rheobionten Taxa fehlten.
- Das Substrat in der Flussmitte (ca. 80% der Fläche bei Sunk) bestand vorwiegend aus grösseren mineralischen Sedimenten (Korngrösse 2.5 – 25 cm) ohne pflanzlichen Bewuchs (z.B. Kieselalgenbewuchs, fädigen Grünalgen/Gelbgrünalgen, Moos). Der spaltenreiche Blockwurf am Ufer hingegen war von Moos und Algen überwachsen. Hier fanden sich die wenigen rheophilen Taxa (Baetidae). Die rheo- bis limnophilen Taxa der Referenz konnten nicht nachgewiesen werden.

Die Felddaten stützen also die Modellergebnisse. Der grösste Sohlenanteil ist hydraulisch stark belastet und dies hat zur Folge, dass nur wenige Taxa und Individuen vorkommen. Ob das nun durch die direkte hydraulische Belastung hervorgerufen wurde oder indirekt durch das Fehlen der Nahrungsgrundlage (z.B. Kieselalgen), welche ebenfalls vom Schwall-Sunk beeinträchtigt ist, scheint zweitrangig. Die beeinträchtigte Morphologie (kanalisiert) ist nicht der Hauptgrund für die geringe Besiedelung in den Schwall-Sunk Abschnitten, wie der Vergleich mit dem ebenfalls morphologisch beeinträchtigten Referenzabschnitt gezeigt hat.

Falls keine geeignete Referenz zur Verfügung steht, soll auf Erfahrungen bisheriger Schwallprojekte und Untersuchungen an hydrologisch unbeeinflussten oder gering beeinflussten Gewässern zurückgegriffen werden.

Berechnung und Darstellung WUA und HHS

Aus den in der Abbildungen 32 dargestellten Flächen lassen sich die gewichteten nutzbaren Flächen („Weighted Usable Area“, WUA) und der hydraulische Habitateignungsindex („Hydraulic Habitat Suitability Index“, HHS) über das ganze Abflussspektrum (0-34 m³/s) berechnen und darstellen (Abb. 33). Auf diese Weise lässt sich auch der Einfluss der Morphologie sichtbar machen.

Der HHS liegt bei einem Sunkabfluss von 0.9 m³/s in beiden Schwall-Sunk Abschnitten in einem ähnlichen Bereich von 0.6 – 0.65 (Abb. 33). Im Schwall-Sunk Abschnitt 1 sinken WUA und HHS bei

zunehmendem Abfluss deutlich. Beim Maximalschwall von $34 \text{ m}^3/\text{s}$ erreicht der HHS noch einen Wert von 0.35. Dies hängt damit zusammen, dass die Bewohnbarkeitsklasse 2 mit einem geringen Habitatseignungsindex im stark eingegengten Gerinne flächenmässig dominiert. Da in diesem Abschnitt nur eine kleine Wasserwechselzone vorhanden ist, unterscheiden sich die beiden dargestellten Kurven (Situation b und c in Abb. 32) nicht ausgeprägt.

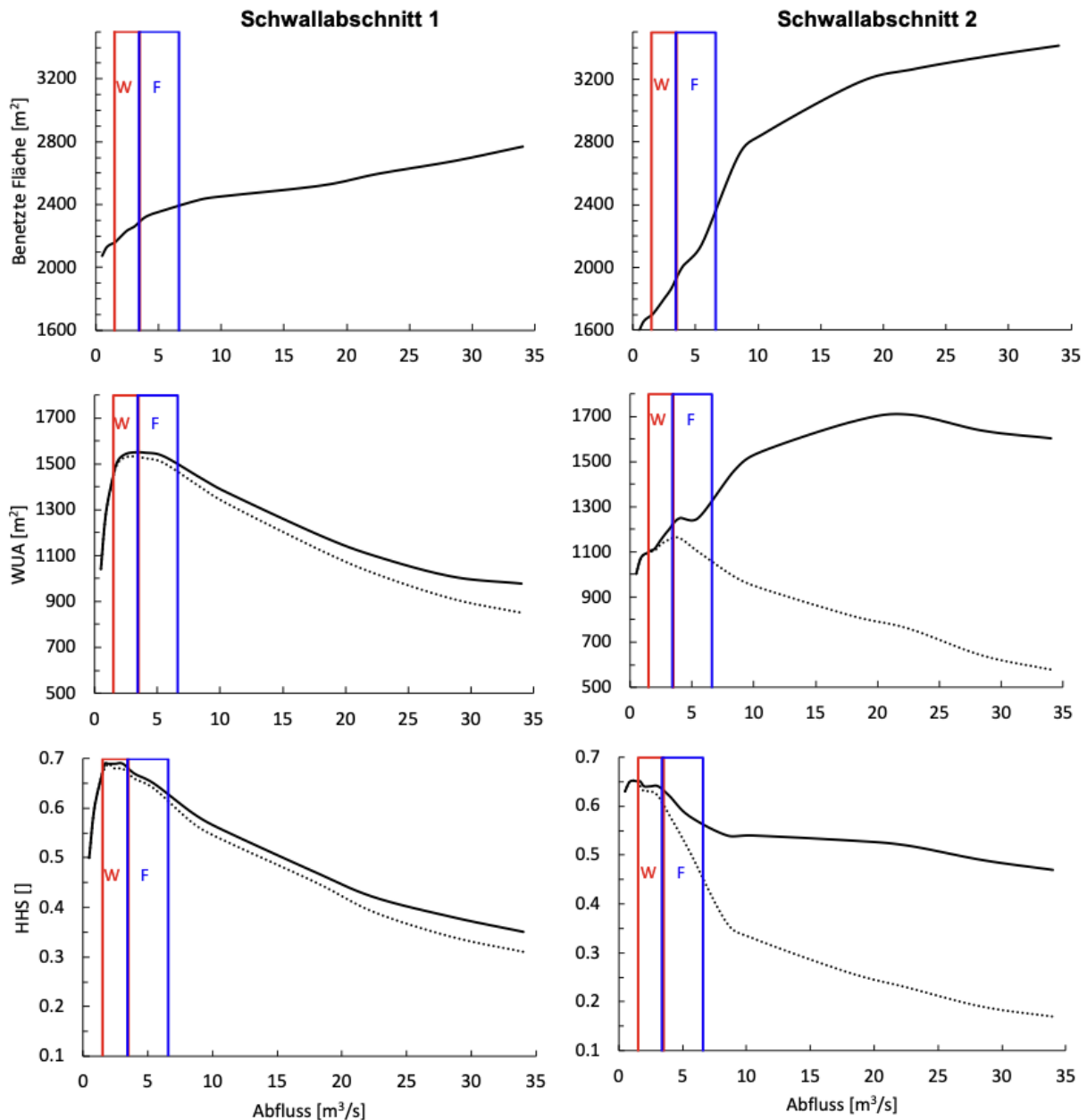


Abbildung 33. Darstellung der benetzten Fläche (oben), der gewichteten nutzbaren Fläche (mitte; „Weighted Usable Area, WUA) und des hydraulischen Habitatseignungsindex (unten; „Hydraulic Habitat Suitability Index“, HHS) in Abhängigkeit des Abflusses in den Schwall-Sunk Abschnitten 1 (links) und 2 (rechts). Die durchgezogenen Linien zeigen dabei die Kennwerte WUA und HHS bei Betrachtung der gesamten benetzten Fläche (inkl. Wasserwechselzone, Situation b in Abb. 32), die gepunkteten Linien zeigen die Kennwerte nur für die permanent benetzte Fläche berechnet werden (exkl. Wasserwechselzone, Situation c in Abb. 32). Der rote Balken markiert den natürlichen Abflussbereich bei Niederwasserbedingungen im Winter (W) von Dezember bis März (5 %- und 95 %-Perzentil der minimalen und maximalen Tagesmittelwerte; $1.5 - 3.5 \text{ m}^3/\text{s}$). Der blaue Balken markiert den natürlichen Abflussbereich bei Schneeschmelze im Frühling (F) von April bis Mai (5 %- und 95 %-Perzentil der minimalen und maximalen Tagesmittelwerte; $3.4 - 6.6 \text{ m}^3/\text{s}$).

Im Schwall-Sunk Abschnitt 2 mit der rechtsseitigen Aufweitung hingegen nimmt die nutzbare Fläche (WUA) wegen der zunehmenden Benetzung des Seitengerinnes bis zu einem Abfluss von ca. $20 \text{ m}^3/\text{s}$ stetig zu und danach wieder leicht ab (durchgezogene Linie in Abb. 33). Der HHS nimmt dennoch ab,

v.a. bis zu einem Abfluss von ca. 10 m³/s, die Kurve verläuft aber flacher als im Schwall-Sunk Abschnitt 1, weil der Verlust von nutzbarer Fläche im Hauptkanal durch die zunehmende Benetzung des Seitengerinnes teilweise kompensiert wird. Bei dieser Betrachtung werden die Kennwerte WUA und HHS auf die gesamte benetzte Fläche bezogen (Situation b in Abb. 32). Wird hingegen nur die bei Sunk benetzte Fläche unter den Fliessgeschwindigkeitsbedingungen bei Schwall betrachtet (Situation c in Abb. 32), so nimmt die WUA in Schwall-Sunk Abschnitt 2 bereits ab 3.5 m³/s kontinuierlich ab (gepunktete Linie in Abb. 33), da im eingetieften Hauptgerinne die Klassen mit hohen und sehr hohen Fliessgeschwindigkeiten deutlich zunehmen. Beim HHS ist die Abnahme bei steigendem Abfluss zwischen 0.9 und 10 m³/s noch deutlicher ausgeprägt. Erst bei Abflüssen grösser als 10 m³/s flacht die Kurve leicht ab (gepunktete Linie in Abb. 33). Die bei Maximalschwall von 34 m³/s erreichten HHS-Werte von 0.17 sind als sehr tief einzustufen. Der grosse Unterschied zwischen den beiden Betrachtungsweisen (Situationen b und c in Abb. 32) verdeutlicht in diesem Fall den Einfluss von wechsellassen Zonen auf das Gesamtergebnis. Das bei Schwall benetzte Seitengerinne weist zwar auch bei Maximalschwall potenziell geeignete Habitate (Fliessgeschwindigkeitsklassen) auf. Diese sind wegen dem Trockenfallen bei Sunk aber nicht als permanente Habitate nutzbar. Somit widerspiegelt Situation c in diesem Fall eher die tatsächlichen Verhältnisse als Situation b.

Anhand dieser Kurven lässt sich auch die Wirkung von Massnahmen abschätzen, wie etwa eine Sunkanhebung oder eine Reduktion der Schwallmagnitude. So müsste beispielsweise zur Erreichung eines HHS von mindestens 0.5 im Schwall-Sunk Abschnitt 1 der Schwallabfluss auf etwa 15 m³/s begrenzt werden, wohingegen im Schwallabschnitt 2, durch die etwas bessere Morphologie (rechtseitige Aufweitung) die gleiche Wirkung auch noch mit einem Schwallabfluss von ca. 25 m³/s erreicht werden könnte. Wird jedoch die Situation c (Abb. 32) ohne Wasserwechselzone im Schwall-Sunk Abschnitt 2 berücksichtigt (gepunktete Linie in Abb. 33), so wäre für dasselbe Ziel (HHS = 0.5) eine Senkung der Schwallmagnitude auf 5.5 m³/s nötig.

7.6 Literatur

- Ambühl H. 1959. Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 21: 133–264.
- BAFU (Hrsg.). 2019. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung von Fliessgewässern (IBCH_2019). Makrozoobenthos – Stufe F. 1. aktualisierte Ausgabe, November 2019; Erstausgabe 2010. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Vollzug* 1026.
- Bätz N, Judes C, Weber C. 2023. Nervous habitat patches: The effect of hydropeaking on habitat dynamics. *River Research and Applications* 39: 349–363.
- Becquet J, Lamouroux N, Forcellini M, Cauvy-Fraunié S. 2023. Modelling macroinvertebrate hydraulic preferences in alpine streams. *Hydrological Processes* 37: e14806.
- Bovee KD. 1982. A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. Instream Flow Information Paper 12, USDI Fish and Wildlife Services, Office of Biology Services: Washington DC.
- Brooks AJ, Haeusler T, Reinfelds I, Williams S. 2005. Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology* 50: 331–344
- EZB, Limnex, SJE. 2012. Alpenrhein D6: Quantitative Analyse von Schwall-Sunk Ganglinien für unterschiedliche Anforderungsprofile Arbeitspaket 5: Habitatmodellierung zur quantitativen Bewertung der Grösse des Schwalleinflusses am Alpenrhein. IRKA.
- Forcellini M, Plichard L, Dolédec S, Méricoux S, Olivier JM, Cauvy-Fraunié S, Lamouroux N. 2022. Microhabitat selection by macroinvertebrates: generality among rivers and functional interpretation. *Journal of Ecohydraulics* 7: 28–41.
- Gore JA, Layzer JB, Mead J. 2001. Macroinvertebrate instream flow studies after 20 years: A role in stream management and restoration. *Regulated Rivers: Research & Management* 17: 527–542.
- Holzapfel P, Leitner P, Habersack H, Graf W, Hauer C. 2017. Evaluation of hydropeaking impacts on the food web in alpine streams based on modelling of fish- and macroinvertebrate habitats. *Science of The Total Environment* 575: 1489–1502.
- Hoover TM, Ackerman JD. 2011. Microdistribution of a torrential stream invertebrate: Are bottom-up, top-down, or hydrodynamic controls most important? *Limnology and Oceanography: Fluids and Environments* 1: 147–162.
- Jorde K. 1997. Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken. Dissertation, University of Stuttgart, Germany.

- Kofler B. 2020. Ermittlung von Strömungspräferenzen benthischer Invertebraten zur Anwendung in der Habitatmodellierung in alpinen Fließgewässern. Masterarbeit an der Universität Innsbruck.
- Leitner P, Hauer C, Graf W. 2017. Habitat use and tolerance levels of macroinvertebrates concerning hydraulic stress in hydropeaking rivers – A case study at the Ziller River in Austria. *Science of the Total Environment* 575: 112–118.
- Ochsenhofer G. 2013. Die makrozoobenthische Besiedlung von Uferhabitaten inneralpiner Flüsse unter Schwalleinfluss. Masterarbeit, BOKU, Wien.
- Rempel LL, Richardson JS, Healey MC. 2001. Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. *Freshwater Biology* 45: 57–73.
- Schmedtje U, Colling M. 1996. Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft* 4/96.
- Schmidt-Kloiber A, Hering D. 2015. www.freshwaterecology.info - an online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators* 53: 271–282.
- Schmutz S, Fohler N, Friedrich T, Fuhrmann M, Graf W, Greimel F, Höller N, ... Zeiringer B. 2013. Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. BMFLUW, Wien.
- Schülting L, Dossi F, Graf W, Tonolla D. 2023. Flow amplitude or up-ramping rate? Quantifying single and combined effects on macroinvertebrate drift during hydropeaking simulations, considering sensitive traits. *River Research and Applications* 39: 412–426.
- Statzner B, Gore JA, Resh VH. 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 307–360.
- Statzner B, Müller R. 1989. Standard hemispheres as indicators of flow characteristics in lotic benthos research. *Freshwater Biology* 21: 445–459.
- Tanno D. 2012. Physical habitat modeling for the assessment of macroinvertebrate response to hydropeaking. Master Thesis, University of Zurich and Eawag.
- Theodoropoulos C. 2020. Hydrodynamic habitat modelling based on freshwater macroinvertebrates. Doctoral Thesis, University of Patras.
- Tonolla D, Chaix O, Meile T, Zurwerra A, Büsler P, Oppliger S, Essyad K. 2017. Schwall-Sunk – Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Vollzug* 1701.

8 Wassertemperatur (Q1)

Autoren: Diego Tonolla, Steffen Schweizer, Jan Baumgartner, Benjamin Berger

8.1 Vorgehen gemäss Vollzugshilfemodul "Schwall-Sunk – Massnahmen"

Der Indikator „Wassertemperatur (Q1)“ wurde von Dübendorfer et al. (2011) entwickelt und wurde bereits im Vollzugshilfemodul „Sanierung Schwall-Sunk – Strategische Planung“ (Baumann et al., 2012) zur Anwendung vorgeschlagen. Dieser Indikator wurde anschliessend mit leichten Anpassungen in das Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) übernommen.

Das grundsätzliche Vorgehen basiert auf der Analyse einer repräsentativen Wassertemperaturganglinie von mindestens einem Messjahr. Dabei werden die Parameter Temperaturänderungsrate (90 %-Perzentil), Temperatur-Tagesamplitude (90 %-Perzentil) und Anzahl der Temperaturpeaks (Mittelwert und 95 %-Perzentil) untersucht. Die Analyse wird anhand einer Excelvorlage durchgeführt (<https://modul-stufen-konzept.ch/temperatur/>), die die relevanten Parameter gemäss den Vorgaben und der Wertefunktion von Dübendorfer et al. (2011) berechnet und bewertet.

Im Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) wurde der Indikator für die Prognose der Auswirkungen von Massnahmen erweitert. Im Variantenstudium werden die Auswirkungen von verschiedenen Massnahmen auf die Wassertemperatur mithilfe von Mischungsverhältnissen, wie dies in Schweizer et al. (2009) beschrieben wird, abgebildet.

8.2 Mögliche Unsicherheiten bei der Anwendung

In verschiedenen Schwall-Sunk Sanierungsprojekten wurde im Vorgehen zur Anwendung des Indikators „Wassertemperatur (Q1)“ festgestellt, dass die Excelvorlage die Bearbeitenden dazu verleiten kann, die Resultate nach Durchführung der Berechnungen nicht zu plausibilisieren, kritisch zu prüfen und nicht in einen ökologischen Gesamtkontext zu stellen. Folgende Unsicherheiten und fachlicher Anpassungsbedarf wurden identifiziert:

- Die Temperatur-Tagesamplitude wird mit der bisherigen Methode anhand des Temperaturmaximums und –minimums für jeden Tag bestimmt. Dabei wird nicht unterschieden, ob die Temperaturveränderungen während des Tages aufgrund von Schwall-Sunk Ereignissen oder durch die natürliche Erwärmung im Tagesverlauf induziert werden. Somit ist die derzeitige Berechnungsmethode für die Temperatur-Tagesamplitude nicht sensitiv auf effektive Schwall-Sunk Ereignisse und kann damit nicht ohne weiteres zur Charakterisierung der Schwall-Sunk Problematik genutzt werden. Um den Einfluss von Schwall-Sunk zu erfassen, bedarf es einer Berechnungsmethode, die die effektiven Temperaturamplituden von Schwall-Sunk erfassen kann.
- Die Temperaturänderungsrate wird mit der bestehenden Methode für jeden einzelnen Zeitschritt (10 min oder 15 min Auflösung) berechnet. Die berechneten Temperaturänderungsraten über 10 bzw. 15 Minuten werden anschliessend auf stündliche Raten hochgerechnet (°C/h). Durch diese Hochrechnung auf Stundenwerte entstehen teilweise Temperaturänderungsraten, welche absolut gesehen, während des Schwalldurchganges nicht beobachtet werden. Dieser Umstand ist beispielhaft in Abbildung 34 illustriert. Die maximale Temperaturänderungsrate, die anhand der 10 Minuten Messwerte (blaue Kurve) berechnet wird, beträgt 18 °C/h. Wird das ganze Schwallereignis betrachtet (pinke Kurve) ergibt sich lediglich eine mittlere Temperaturänderungsrate von 5 °C/h über das Ereignis. Des Weiteren, reagiert die bestehende Auswertung auch empfindlich gegenüber der Auflösung der Messdaten. Beispielsweise, wenn eine Temperaturänderung von 0.5 °C in 10 min Zeitintervall gemessen wird, beträgt dann die Hochrechnung 3 °C/h. Wenn die gleiche Temperaturänderung in 15 min Zeitintervall gemessen wird, beträgt dann die Hochrechnung nur 2 °C/h. D.h. man erzielt somit eine schlechtere Bewertung, wenn die Daten mit einer höheren Auflösung aufgenommen werden.

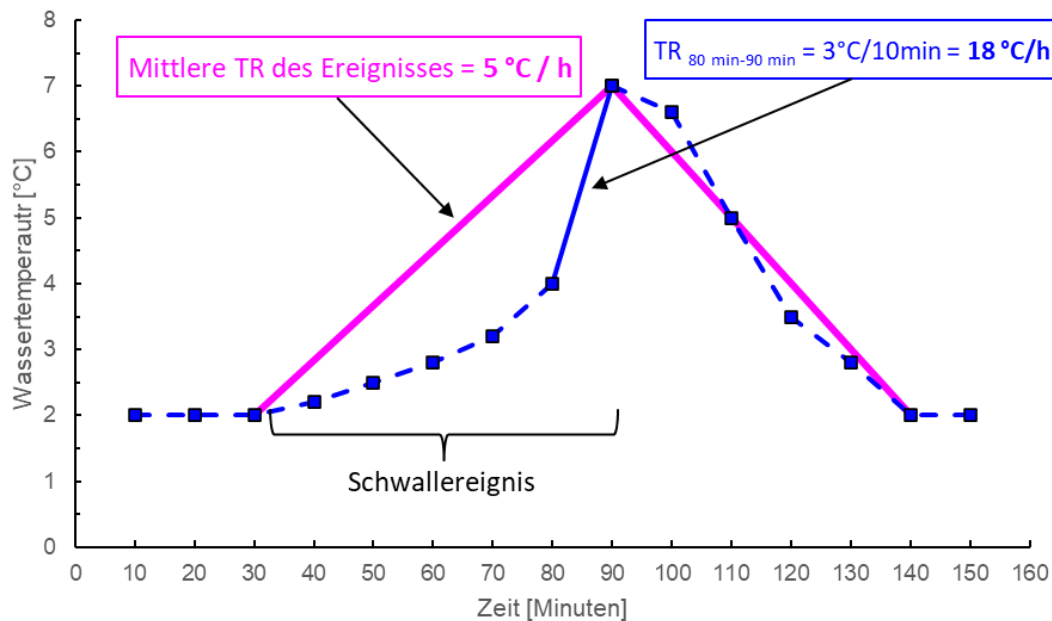


Abbildung 34. Beispiel der Problematik bei der Hochrechnung der Temperaturänderungsrate (TR) gemäss bestehender Methode. Die blaue Kurve zeigt die Messreihe mit 10-Minuten Werten der Wassertemperatur. Dabei tritt zwischen dem Zeitpunkt 80 Minuten und 90 Minuten (X-Achse) die grösste TR mit 3 °C/10min auf. Bei einer Hochrechnung auf eine Stunde ergibt sich damit eine TR von 18 °C/h. Die pinke Kurve zeigt die mittlere TR des Ereignisses. Das Ereignis beginnt bei 30 Minuten und endet bei 90 Minuten. Dies ergibt eine mittlere TR von 5 °C/h.

Neben den beschriebenen Unsicherheiten bei der bestehenden Berechnungsmethode sind zudem wichtige ökologische Aspekte nicht integriert (Kap. 8.5). So haben die verschiedenen Fischarten und Entwicklungsstadien (Eier, Larven, juvenile und adulte Fische) häufig differenzierte Toleranzbereiche, wobei die Phase der Eientwicklung (Laichtemperatur, Temperatur und Dauer der Eientwicklung) am sensitivsten gegenüber Temperaturveränderungen reagiert, gefolgt vom Larven-, Jungfisch- und zuletzt vom Adultstadium (Van Treeck & Wolter, 2021). Da Wassertemperaturen im Jahresverlauf variieren und Fische sich sowohl an kalte als auch an warme Habitate akklimatisieren können, ist auch ihr Reaktionsbereich auf die Umgebungstemperatur nicht statisch, sondern hängt von der Ausgangstemperatur (Akklimationstemperatur) und der Differenz und Geschwindigkeit der Temperaturänderung ab (Van Treeck & Wolter, 2021). Für aquatische Organismen, die einen gewissen Temperaturtoleranzbereich haben, ist es also fundamental, ob das Schwallereignis z.B. bei einer Ausgangstemperatur von z.B. 5 °C oder 20 °C auftritt.

8.3 Vorschlag für die zukünftige Anwendung des Indikators

Um die im Kapitel 8.2. genannten Unsicherheiten zu berücksichtigen, werden für die zukünftige Anwendung und Bewertung des Indikators „Wassertemperatur (Q1)“ folgende Anpassungen vorgeschlagen:

- Die Wassertemperaturganglinie soll mit Fokus auf effektive Schwall-Sunk Ereignisse beschrieben und analysiert werden. Dazu sollen die zukünftigen repräsentativen Temperatur- und Abflussganglinien anhand von Diagrammen dargestellt und die effektiven Schwallereignisse grafisch begutachtet werden. Die Werte sollen aus der Wassertemperaturganglinie für jedes repräsentative Schwallereignis herausgelesen werden. Dabei soll die Temperaturänderungsrate nicht auf Basis der 10 bzw. 15 min Messwerte berechnet werden, sondern die mittlere Temperaturänderungsrate über das Schwallereignis berechnet werden (Abb. 34, pinke Kurve). Die Temperaturamplitude wird vom effektiven Schwallereignis abgeleitet und nicht vom Tagesminimum und -maximum. Im Beispiel ergibt dies eine Temperaturamplitude von 5 °C (Abb. 34). Diese Anpassungen bzw. die Vermeidung des Berechnungsfehlers, wie in Abbildung 34 dargestellt, haben oberste Priorität. Die Bewertung kann dann weiterhin anhand der Wertefunktion des Vollzugshilfemoduls „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tab. C16 in Tonolla et al., 2017) erfolgen.

- Als zweite Priorität, und wenn immer möglich, soll die bestehende Wertefunktion durch eine gutachterliche Beurteilung und Bewertung ersetzt bzw. ergänzt werden, damit alle wichtigen und Fließgewässer spezifischen Temperaturaspekte einbezogen werden können. Die Experteneinschätzung soll basierend auf Messdaten und Fachliteratur (Kap. 8.5) hergeleitet und nachvollziehbar begründet werden. Als Ergebnis soll beurteilt werden, ob eine Schwall-Sunk bezogene Beeinträchtigung der Wassertemperatur vorliegt.

Zur Umsetzung des Vorschlages wird nachfolgend ein mögliches Konzept beschrieben, wie eine nachvollziehbare gutachterliche Beurteilung und Bewertung hergeleitet werden können (Abb. 35). Das Konzept bedingt ein breites ökologisches Verständnis, sowie eine detaillierte Auswertung der Wassertemperaturganglinie. Es wird vorgeschlagen folgende Arbeitsschritte durchzuführen:

- Die Grundlage für das Vorgehen ist eine Wassertemperatur- und Abflussganglinie, die in der Schwall-Sunk Strecke bzw. im Abschnitt und wenn möglich in einem thermisch unbeeinflussten Referenzgewässer gemessen werden. Ist kein unbeeinflusstes Referenzgewässer vorhanden, kann als Vergleich die Temperatur in der Restwasserstrecke (flussaufwärts der Wasserkrafteinleitung) gemessen werden. Wobei, für die Interpretation der Messergebnisse die häufig tiefere Wasserführung in der Restwasserstrecke im Vergleich zur Schwall-Sunk Strecke berücksichtigt werden soll. Allenfalls könnten auch die thermisch unbeeinflussten, typischen Temperaturbänder des Jahresverlaufs der Wassertemperatur für die biozönotischen Regionen (Dübendorfer et al., 2011; Müller, 2011) als Vergleich herangezogen werden. Diese Messungen können helfen, den Einfluss der Lufttemperatur und der Sonneneinstrahlung vom Schwall-Sunk bedingten Einfluss auf die Wassertemperatur zu trennen. Die Anforderungen für die Messungen werden im Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) beschrieben.
- Mithilfe einer gesamtökologischen Betrachtung (Kap. 2) soll definiert werden, in welchen Gewässerabschnitten welche Zielarten und Entwicklungsstadien relevant sind. Wobei gemäss Van Treeck & Wolter (2021) v.a. die Bachforelle durch ihre Häufigkeit in allen Rhithralregionen (inkl. dem Cypriniden-Rhithral) und ihre Temperatursensitivität sowie die Phase der Eientwicklung für viele Fließgewässer besonders bewertungsrelevant sein könnte.
- Unter Berücksichtigung der Ansprüche hinsichtlich der Wassertemperatur der relevanten Zielarten und Entwicklungsstadien (gemäss Fachliteratur) und einer parallelen Analyse der saisonalen Temperatureffekte (z.B. das Einsetzen der Schneeschmelze), können die relevanten Saisons definiert werden. Für Herbstlaicher, wie die Bachforelle, ist v.a. der Winter besonders relevant, weil schon geringe Temperaturerhöhungen – oder -absenkungen über die gesamte Eientwicklungszeit zu stärkeren Verschiebungen des Schlupfzeitpunktes als bei Frühjahrs- (z.B. Äsche) oder Sommerlaichern führen (Van Treeck & Wolter, 2021). In Sommer sind eher die maximalen Temperaturen relevant.
- Für die definierten Saisons sollen verschiedene Toleranzbereiche hinsichtlich der Wassertemperatur definiert werden (abgeleitet von den Temperaturanforderungen und -toleranzen der relevanten Zielarten und Entwicklungsstadien). Dazu soll entsprechende Fachliteratur beigezogen werden (Kap. 8.5). Die zu definierenden Toleranzbereiche betreffen die Ausgangstemperatur (Akklimatisierungstemperatur), die Temperaturamplitude und die Temperaturänderungsrate. Dabei werden für jede betrachtete Zielart und jedes betrachtete Entwicklungsstadium z.B. der optimale Temperaturbereich (Vorzugstemperatur), die letale maximale und minimale Temperaturgrenze und die Temperaturbereiche ausserhalb der Vorzugstemperatur, die zu Stress und Verhaltensänderungen führen können, definiert. Des Weiteren kann durch die Analyse der Wassertemperatur- und Abflussganglinie auch die Frequenz von temperaturrelevanten Schwallereignissen bestimmt werden (Kap. 3.3).
- Anschliessend sollen für jede relevante Saison die beobachtbaren Temperatureffekte anhand der repräsentativen Wassertemperatur- und Abflussganglinien (z.B. einzelne Wochen mit den grössten Auswirkungen wie heisse Sommerwochen und/oder kalte Winterwochen) und den möglichen Schwall-Sunk bedingten Temperatureffekten (Ausgangstemperatur in dem das Schwallereignis stattfindet, Temperaturamplitude, durchschnittliche Temperaturänderungsrate und Frequenz als Anzahl von temperaturrelevanten Ereignissen in der definierten Saison) analysiert werden. Dazu

sollen die Ganglinien graphisch dargestellt und die Temperatureffekte charakterisiert und nachvollziehbar beschrieben werden.

- Anhand dieser Analyse der Schwall-Sunk Temperatureffekte sowie den definierten Anforderungen (Temperaturbereiche) für die entsprechende Saison kann eine gutachterliche Beurteilung und Bewertung der Schwall-Sunk bedingten Temperaturänderungen vorgenommen werden. Als Ergebnis soll eine Beschreibung der Wassertemperatur resultieren und eine Einschätzung, ob die Wassertemperatur durch Schwall-Sunk verändert wird und wie stark sich diese Beeinträchtigung auf die aquatischen Organismen auswirken kann.

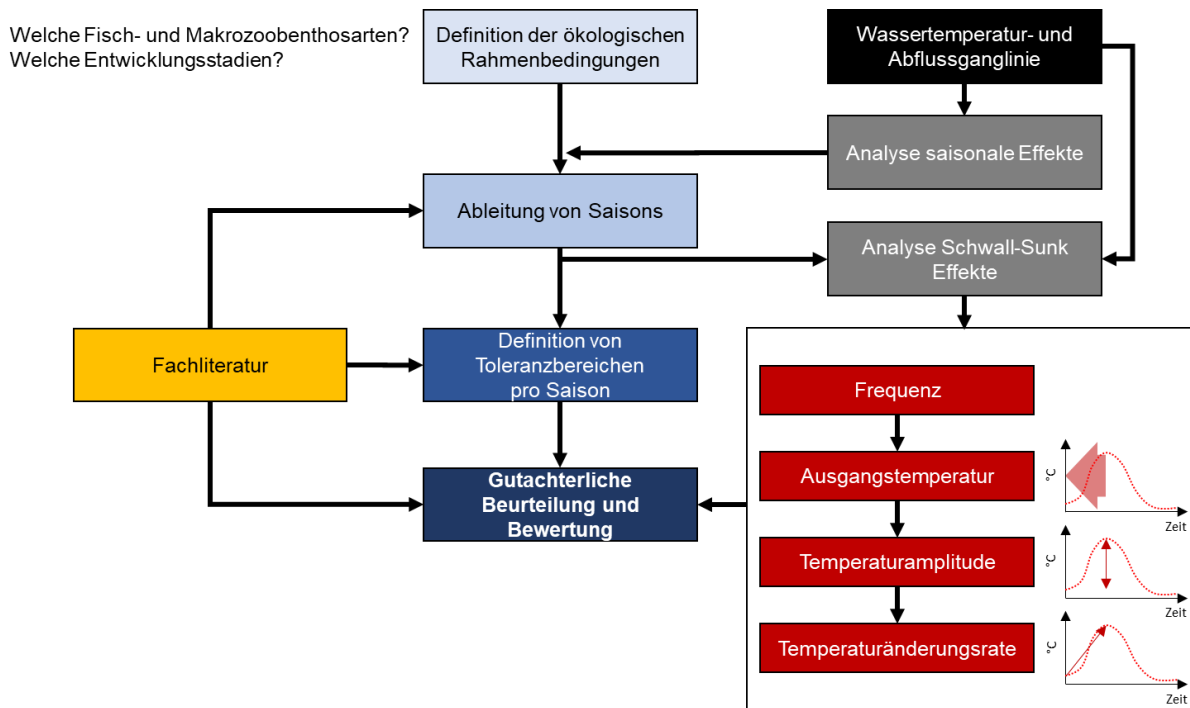


Abbildung 35. Konzept für die Herleitung einer gutachterlichen Beurteilung und Bewertung der Temperatureffekte durch Schwall-Sunk.

Das beschriebene Konzept kann primär für die Beurteilung und Bewertung des Ist-Zustandes und für die Wirkungskontrolle genutzt werden. Es erlaubt auch eine Einschätzung der Wirkung von Massnahmen und somit die Zuweisung in bessere und schlechtere Massnahmenvarianten, aber keine Definition von Zustandsklassen, wie das bei der bestehende Wertefunktion (Tab. C16 in Tonolla et al., 2017) bislang der Fall war. Im Variantenstudium können die Auswirkungen von verschiedenen Massnahmen auf die Wassertemperatur weiterhin mithilfe von Mischungsverhältnissen, wie dies in Schweizer et al. (2009) beschrieben wird, abgebildet und beurteilt werden.

8.4 Beschreibung wichtiger Temperatureffekte anhand eines Beispielerignisses

In Abbildung 36 ist eine Wassertemperatur- und Abflussganglinie eines Schwall-Sunk betroffenen Fließgewässers während eines Wintertages dargestellt. Anhand dieses Beispiels sollen mögliche Überlegungen zur Analyse von Temperatureffekten bei Schwall-Sunk Ereignissen auf adulte Bachforellen aufgezeigt werden.

Die Analyse der Schwall-Sunk bedingten Effekte auf die Wassertemperatur ergibt, dass der Temperaturverlauf ab 12:00 Uhr massgeblich durch einen Schwall beeinflusst wird (Abb. 36). Die tageszeitliche Erwärmung wird unterbrochen und es erfolgt eine Abkühlung im Fließgewässer (d.h. kaltes „Thermopeaking“; was eher ungewöhnlich ist, da die meisten Schwall-Sunk beeinträchtigten Fließgewässer im Winter ein warmes „Thermopeaking“ erfahren). Das Ereignis beginnt bei einer Ausgangstemperatur (bzw. Akklimatisierungstemperatur) von rund 3 °C bis 6 °C und weist eine Temperaturamplitude von rund 2 °C auf. Die mittlere Temperaturänderungsrate während des Schwall-

Sunk Ereignisses von 12:00 Uhr bis 12:30 Uhr beträgt $2\text{ °C}/30\text{min}$. Die Frequenz wurde gutachterlich als Mittelwert der Anzahl Temperaturereignisse pro Tag über einen repräsentativen Zeitraum (ganzes Jahr, da die adulte Bachforelle ganzjährig im Fließgewässer vorkommt) bestimmt und beträgt zwei Ereignisse pro Tag. Alternativ wäre die Bestimmung der Frequenz auch mit der bestehende Excelvorlage (Kap. 8.1) möglich.

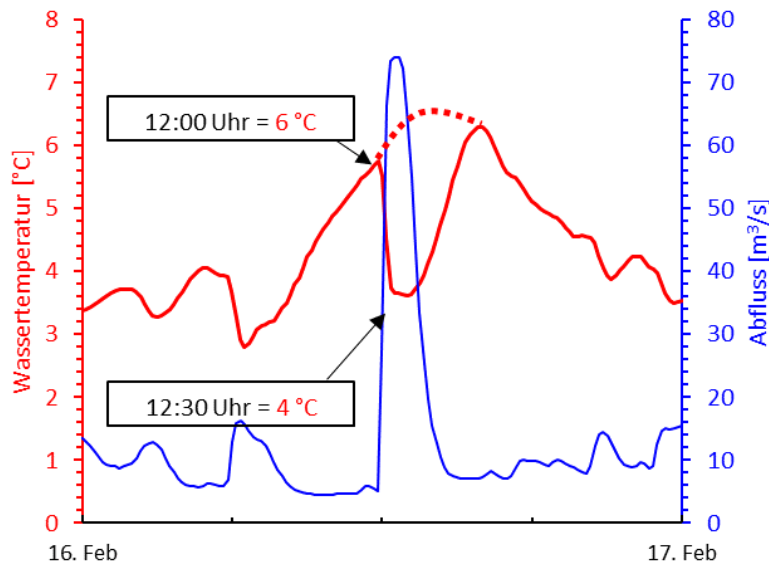


Abbildung 36. Beispiel eines Schwall-Sunk Ereignisses (kaltes „Thermopeaking“). Abflussganglinie (blau) und Wassertemperaturganglinie (rot) an einem Wintertag. Die rot gepunktete Linie stellt den erwarteten Temperaturverlauf ohne Schwallereignis dar.

Die erste Überlegung bei der Analyse des Ereignisses in Abbildung 36 betrifft die Ausgangstemperatur und den Temperaturbereich des Schwallereignisses. Die beim Beispielergebnis beobachtete Ausgangstemperatur ($3\text{--}6\text{ °C}$) und der Temperaturbereich liegen gemäss Elliott (1981) und Küttel et al. (2002) im Toleranzbereich für adulte Bachforellen (Optimalbereich: $4\text{--}19\text{ °C}$) bzw. leicht ausserhalb gemäss Aquaplus (2022) (Optimalbereich: $5\text{--}18\text{ °C}$). Somit sollte diese Fischart und dieses Entwicklungsstadium nicht oder nur leicht in Stress geraten und der Temperaturbereich stellt keine Lebensgefahr dar. Im Allgemeinen sind Temperaturen $< 3\text{ °C}$ für viele Arten und Entwicklungsstadien kritisch. Angenommen die Abkühlung wäre in einem tieferen Temperaturbereich erfolgt (z.B. bis 0 °C), hätte dies z.B. Schäden an den Eiern verursachen können (Küttel et al., 2002) und somit hätte der Schwallbetrieb negative Auswirkungen auf die Bachforellenpopulation. Zu beachten ist, dass die optimalen und limitierenden Temperaturen (Toleranzbereiche) spezifisch je nach Art und Entwicklungsstadium sind und unter anderem je nach Akklimatisierungstemperatur/-zeit, Sauerstoffgehalt, Gewässerverschmutzung, Auftreten von Krankheitserregern oder Interaktion mit anderen Organismen und Entwicklungsstadien der Fische variieren können (Küttel et al., 2002; Jungwirth et al., 2003; Dahlke et al., 2020).

Die zweite Überlegung betrifft die beobachtete Temperaturamplitude von 2 °C (Abb. 36). Solche Ereignisse können beispielsweise das Verhalten von Bachforellen beeinflussen (Flodmark et al., 2004) sowie zu Stressreaktionen und zu höherer Drift und Strandung führen. Kaltes „Thermopeaking“ führt z.B. zu höherer Drift und Strandung von juvenilen Äschen (*Thymallus thymallus*; 21–46 mm Körperlänge) als warmes „Thermopeaking“ (Auer et al., 2023). Äschen zeigen eine reduzierte Fähigkeit, erhöhten Fließgeschwindigkeiten zu widerstehen, wenn die Wassertemperatur gleichzeitig schnell abnimmt. Sie suchen möglicherweise ufernahe Habitate während dem kalten „Thermopeaking“, was das Strandungsrisiko wiederum erhöht. Kaltes „Thermopeaking“ kann auch die Drift von Nasen (*Chondrostoma nasus*) Larven im Vergleich zu Schwallbetrieb mit stabiler Wassertemperatur erhöhen (Mameri et al., 2023). Das Ereignis könnte z.B. auch zu einer grösseren verhaltensbedingten Makrozoobenthos-Drift führen (Carolli et al., 2012; Bruno et al., 2013; Schülting et al., 2016). Jedoch wird die Zunahme der hydraulischen Belastung (z.B. Fließgeschwindigkeit, Sohlenschubspannung) als Folge der Abflusszunahme einen grösseren Einfluss auf die passive Drift haben, als die

temperaturbedingte Verhaltensdrift (Schülting et al., 2016). Des Weiteren sind die Forschungsergebnisse zum Einfluss von „Thermo peaking“ auf die verhaltensbedingte Makrozoobenthos-Drift zum Teil divergierend (Zunahme oder Abnahme). Bei kaltem „Thermo peaking“ (wie in diesem Beispielergebnis) ist auch zu beachten, dass Kälteschocks für Fische problematischer als Hitzeschocks sind, weil sie eher anhaltenden Temperaturen im oberen Letalbereich als im Unteren widerstehen. Dies wird darauf zurückgeführt, dass sie sich schneller an warme Temperaturen anpassen als an kalte, dass erworbene Wärmetoleranz länger anhält als Kältetoleranz und dass hohe Temperaturen die Aktivität steigern und damit die Fluchtreaktion fördern, während kalte Temperaturen eher lethargische Reaktionen auslösen, die die Flucht behindern sowie die Eientwicklungszeiten verlängern (Van Treeck & Wolter, 2021). Weitere Überlegungen zu Kälteschocks und Kältestress sind z.B. Reid et al. (2022) zu entnehmen. Umgekehrt könnte ein warmes „Thermo peaking“ im Winter besonders bei Herbst- (z.B. Bachforelle) und Winterlaichern die Eientwicklungszeiten verkürzen und somit den Schlupfzeitpunkt der Larven vorverlegen, unter ungünstigeren Ernährungs- und Umwelt- und somit Überlebensbedingungen. Für einen guten ökologischen Zustand schlagen z.B. Van Treeck & Wolter (2021) vor, die Temperaturerhöhung und -absenkung auf max. 1.5 °K in Sommer (Juni-September) bzw. 1 °K in der restlichen Zeit in Fließgewässern des Salmoniden-Epirhithrals, max. 1.5 °K für das ganze Jahr in Fließgewässern des Salmoniden-Metarhithrals und -Hyporhithrals und max. 2.0 °K für das ganze Jahr in Fließgewässern des Cypriniden-Rhithrals zu begrenzen. Die beobachtete Temperaturamplitude im Beispielergebnis ist zwar etwas höher als die vorgeschlagenen Grenzwerte, da das Ereignis aber nicht lange dauert und durchschnittlich nur zweimal pro Tag vorkommt, kann davon ausgegangen werden, dass die möglichen negativen Auswirkungen begrenzt sind. Falls die beobachteten Temperaturamplituden grösser und/oder die Frequenz höher als jene im Beispielergebnis wären, wären auch schwerwiegendere Folgen für die Fische und andere aquatische Organismen denkbar.

Die dritte Überlegung gilt der beobachteten Temperaturänderungsrate von 2 °C/30min (Abb. 36). Diese entspricht z.B. gemäss bestehendem Vollzugshilfemodul (Tab. C16 in Tonolla et al., 2017), die Zustandsklasse gut, liegt aber ausserhalb der vorgeschlagenen Grenze von 1 °C/h (Beitinger et al., 2000; Oliver & Fidler, 2001) bzw. 2 °C/h (Elliott & Elliott, 1995). Aus diesen Gründen können schädliche Auswirkungen des Schwall-Sunk Ereignisses nicht ausgeschlossen werden. Ausführliche Untersuchungen zur Schädlichkeit der Temperaturänderungsrate auf aquatische Organismen fehlen grösstenteils, wodurch eine fundierte Einschätzung der Effekte mit grossen Unsicherheiten behaftet ist. Grundsätzlich sind aber rasche Temperaturänderungen für Fische schädlich (Beitinger et al., 2000).

Die vierte Überlegung betrifft die Anzahl temperaturrelevanter Ereignisse (Frequenz), die im Mittelwert pro Tag, bestimmt über ein repräsentatives Jahr, zwei beträgt. Was z.B. gemäss bestehendem Vollzugshilfemodul (Tab. C16 in Tonolla et al., 2017) zu keiner Verschlechterung der Zustandsklasse führen würde.

Bei der Analyse der Temperaturereignisse gilt es dem Temperaturbereich (z.B. Optimalbereich, Stress-Bereich, Letal-Bereich) besondere Beachtung zu schenken, da hier die Fachliteratur deutlichere Zusammenhänge aufzeigt. Der Zeitpunkt (Ausgangstemperatur) und die Amplitude der Temperaturänderung, in dem sich ein Schwallereignis bewegt, ist ebenfalls von zentraler Bedeutung. Insbesondere, wenn kritische (z.B. letale) Temperaturbereiche erreicht werden und/oder wenn das Schwallereignis in kritischen Perioden stattfindet (v.a. Eientwicklungsphase). Bei der Temperaturänderungsrate und der Frequenz ist das Fachwissen geringer. Dennoch sind Aussagen zur Beeinträchtigung durch diese zwei Faktoren möglich.

Die Bewertung der Temperatureffekte erfolgt anhand einer gutachterlichen Beurteilung und Bewertung der vorhandenen Ergebnisse (Abb. 35). Das Ergebnis erlaubt eine Zuweisung in bessere und schlechtere Massnahmenvarianten (z.B. eine Reduktion der Temperaturänderungsrate und/oder der Temperaturamplitude), aber keine Definition von Zustandsklassen, wie dies beim Indikator „Wassertemperatur (Q1)“ bislang der Fall war. Die gutachterliche Beurteilung und Bewertung der Temperatureffekte dieses Beispielergebnisses kommt zum Schluss, dass der Schwall-Sunk Betrieb das natürliche Wassertemperaturregime in der betrachteten Saison zwar verändert und möglicherweise schädliche Auswirkungen auf adulte Bachforellen hat. Diese schädlichen Auswirkungen sollten aber in

einem akzeptablen Umfang liegen. Für eine gesamtökologische Betrachtung sollten auch die weiteren relevanten Saisons, Zielarten und Entwicklungsstadien in ähnlicher Weise gutachterlich beurteilt und bewertet werden.

8.5 Literatur

Nachfolgend wird zusätzlich zu der oben zitierten Literatur diverse Fachliteratur, betreffend der Wassertemperatur, aufgelistet, die für die Bearbeitung des Indikators „Wassertemperatur (Q1)“ sowie für die gutachterliche Beurteilung und Bewertung der möglichen Temperatureffekte von Schwall-Sunk Ereignissen gemäss dem Konzept in Abbildung 35 genutzt werden kann. Diese Liste ist nicht abschliessend. Andere Studien sollen bei Bedarf zusätzlich verwendet werden.

- Antonetti M, Hoppler L, Tonolla D, Vanzo D, Schmid M, Doering M. 2023. Integrating two-dimensional water temperature simulations into a fish habitat model to improve hydro- and thermopeaking impact assessment. *River Research and Applications* 39: 501–521.
- Aquaplus. 2022. Fischschutzmassnahmen bei Hitzeereignissen. Arbeitshilfe. Pilotprojekt F.13 im Rahmen des Pilotprogrammes zur Anpassung an den Klimawandel.
- Auer S, Hayes DS, Führer S, Zeiringer B, Schmutz S. 2023. Effects of cold and warm thermopeaking on drift and stranding of juvenile European grayling (*Thymallus thymallus*). *River Research and Applications* 39: 401–111.
- Baumann P, Kirchhofer A, Schälchli U. 2012. Sanierung Schwall-Sunk – Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Vollzug*: 1203.
- Beitinger TL, Bennett WA, McCauley RW. 2000. Temperature tolerances of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature. *Environmental Biology of Fishes* 58: 237–275.
- Bondar-Kunze E, Kasper V, Hein T. 2021. Responses of periphyton communities to abrupt changes in water temperature and velocity, and the relevance of morphology: A mesocosm approach. *Science of the Total Environment* 768: 145200.
- Bruno MC, Siviglia A, Carolli M, Maiolini B. 2013. Multiple drift responses of benthic invertebrates to interacting hydropeaking and thermopeaking waves. *Ecohydrology* 6: 511–522.
- Carolli M, Bruno MC, Siviglia A, Maiolini B. 2012. Responses of benthic invertebrates to abrupt changes of temperature in flume simulations. *River Research and Applications* 28: 678–691.
- Casas-Mulet R, Saltveit SJ, Alfredsen KT. 2016. Hydrological and thermal effects of hydropeaking on early life stages of salmonids: A modelling approach for implementing mitigation strategies. *Science of the Total Environment* 573: 1660–1672.
- Céréghino R, Lavandier P. 1998. Influence of hypolimnetic hydropeaking on the distribution and population dynamics of Ephemeroptera in a mountain stream. *Freshwater Biology* 40: 385–399.
- Comte L, Olden JD. 2017. Evolutionary and environmental determinants of freshwater fish thermal tolerance and plasticity. *Global Change Biology* 23: 728–736.
- Dahlke FT, Wohlrab S, Butzin M, Portner HO. 2020. Thermal bottlenecks in the life cycle define climate vulnerability of fish. *Science* 369: 65–70.
- Deutsch K, Haunschmid R, Kreuzinge N, Prinz H. 2010. Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der Gewässer gemäss WRRL: Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Fliessgewässern. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Dübendorfer C, Moser D, Kemptner T, Egloff L, Müller V, Wanner P, Baumann, P, Kirchhofer A. 2011. Expertenbericht zu einem Modul Temperatur im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts. Expertenbericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Bern.
- Elliott JM. 1981. Some aspects of thermal stress on freshwater Teleosts. In Pickering AD (Ed.), *Stress and fish*, Academic Press, London, pp. 209–245.
- Elliott JM, Elliott JA. 1995. The effect of the rate of temperature increase on the critical thermal maximum for parr of Atlantic salmon and brown trout. *Journal of Fish Biology* 47: 917–919.
- Feng M, Zolezzi G, Pusch M. 2018. Effects of thermopeaking on the thermal response of alpine river systems to heatwaves. *Science of the Total Environment* 612: 1266–1275.
- Fey JM. 1977. Die Aufheizung eines Mittelgebirgsflusses und Auswirkungen auf die Zoozönose – dargestellt an der Lenne (Sauerland). *Archiv für Hydrobiologie* 53: 307–363.
- Fey JM. 1978. Die Beeinflussung der Lenne durch die Abwärme des Kohlekraftwerkes Elverlingsen. *Natur und Landschaft in Nordrhein- Westfalen* 14: 53–60.
- Flodmark LEW, Vollestad LA, Forseth T. 2004. Performance of juvenile brown trout exposed to fluctuating water level and temperature. *Journal of Fish Biology* 65: 460–470.
- Frutiger A. 2004: Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 1: Thermal effects. *Archiv für Hydrobiologie* 159. 43–56.

- Hari RE, Güttinger H. 2004. Temperaturparameter von 25 Flüssen in den 2 Perioden 1978-1987 und 1988-2002 und der Vergleich mit dem optimalen Temperaturband für Bachforellen. Fischnetz Schlussbericht, Eawag, Dübendorf.
- Hauer C, Unfer G. 2021. Spawning activity of European grayling (*Thymallus thymallus*) driven by interdaily water temperature variations: Case study Gr. Mühl River/Austria. *River Research and Applications* 37: 900–906.
- Heggenes J, Stickler M, Alfredsen K, Brittain JE, Adeva-Bustos, A, Huusko A. 2021. Hydropower-driven thermal changes, biological responses and mitigating measures in northern river systems. *River Research and Applications* 37: 743–765.
- Jungwirth M, Haidvoogl G, Moog O, Muhar S, Schmutz S. 2003. Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas UTB Biologie, Ökologie, 2113.
- Jungwirth M, Winkler H. 1984. The temperature dependence of embryonic development of grayling (*Thymallus thymallus*), Danube salmon (*Hucho hucho*), Arctic char (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta fario*). *Aquaculture* 38: 315–327.
- Küttel S, Peter A, Wüest A. 2002. Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer. Rhone-Thur Projekt, Publikation Nr. 1, Eawag, Kastanienbaum.
- Mameri D, Hayes DS, Führer S, Fauchery E, Schmutz S, Monserat A, Hasler T, Graf DRM, ... Auer S. 2023. Cold thermopeaking-induced drift of nase *Chondrostoma nasus* larvae. *Aquatic Sciences* 85: 56.
- McCullough DA, Bartholow JM, Jager HI, Beschta RL, Cheslak EF, Deas ML, Ebersole JL, ... Wurtsbaugh WA. 2009. Research in thermal biology: burning questions for coldwater stream fishes. *Reviews in Fisheries Science* 17: 90–115.
- Mejia FH, Ouellet V, Briggs MA, Carlson SM, Casas-Mulet R, Chapman M, Collins MJ, ... Torgersen CE. 2023. Closing the gap between science and management of cold-water refuges in rivers and streams. *Global Change Biology* 29: 5482–5508.
- Müller V. 2011. Anthropogen unbeeinflussten, typischen Jahresgangs der Wassertemperatur nach biozönotischen Regionen. Masterarbeit ETH, Zürich.
- Nolan DT, Hadderingh RH, Spanings FAT, Jenner HA, Wendelaar Bonga SE. 1999. Acute temperature elevation in tap and Rhine water affects skin and gill epithelia, hydromineral balance, and gill Na^+/K^+ -ATPase activity of brown trout (*Salmo trutta*) smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 708–718.
- Olden JD, Naiman RJ. 2010. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: Modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology* 55: 86–107.
- Oliver GG, Fidler LE. 2001. Towards a water quality guideline for temperature in the Province of British Columbia. Ministry of Environment, Land and Parks, Victoria BC.
- Pottier P, Burke S, Zhang RY, Noble DWA, Schwanz LE, Drobniak SM, Nakagawa S. 2022. Developmental plasticity in thermal tolerance: Ontogenetic variation, persistence, and future directions. *Ecology Letters* 25: 2245–2268.
- Reid CH, Patrick PH, Rytwinski T, Taylor JJ, Willmore WG, Reesor B, Cooke SJ. 2022. An updated review of cold shock and cold stress in fish. *Journal of Fish Biology* 100: 1102–1137.
- Reinartz R. 2007. Auswirkungen der Gewässererwärmung auf die Physiologie und Ökologie der Süßwasserfische Bayerns, Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- Schülting L, Feld CK, Graf W. 2016. Effects of hydro- and thermopeaking on benthic macroinvertebrate drift. *Science of the Total Environment* 573: 1472–1480.
- Schweizer S, Neuner J, Heuberger N. 2009. Bewertung von Schwall-Sunk – Herleitung eines ökologisch abgestützten Bewertungskonzepts. *Wasser Energie Luft* 101: 194–202.
- Sidler D, Michalec F, Holzner M. 2018. Behavioral response of the freshwater cyclopoid copepod *Eucyclops serrulatus* to hydropeaking and thermopeaking in a laboratory flume, *Journal of Freshwater Ecology* 33: 115–127.
- Tonolla D, Chaix O, Meile T, Zurwerra A, Büsser P, Oppliger S, Essyad K. 2017. Schwall-Sunk – Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Vollzug* 1701.
- Van Treeck R, Wolter C. 2021. Temperaturempfindlichkeiten der Fischgemeinschaften in deutschen Fließgewässern – Überprüfung der Orientierungswerte für die Temperatur. Bericht im Auftrags von Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser. Leibniz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei.
- Vanzo D, Siviglia A, Carolli M, Zolezzi G. 2016. Characterization of sub-daily thermal regime in alpine rivers: quantification of alterations induced by hydropeaking. *Hydrological Processes* 30: 1052–1070.
- Zolezzi G, Siviglia A, Toffolon M, Maiolini B- 2011 Thermopeaking in Alpine streams: event characterization and time scales. *Ecohydrology* 4: 564–576.

9 MSK-Modul Makrozoobenthos (B2)

Autoren: Stephanie Schmidlin, David Tanno, Diego Tonolla

9.1 Vorgehen gemäss Vollzugshilfemodul "Schwall-Sunk – Massnahmen"

Das Vollzugshilfemodul „MSK Makrozoobenthos – Stufe F“ (BAFU, 2019a) wird schweizweit für die Fliessgewässerüberwachung angewandt, um den allgemeinen biologischen Gewässerzustand zu erfassen. Der ermittelte Zustand wird mit dem IBCH (Schweizerischer Biologischer Index) ausgedrückt. Dieser Indexwert ist allerdings nicht schwallspezifisch („Breitbandindikator“). Die Methode liefert jedoch die Grundlage für alle weiteren Makrozoobenthos-Indikatoren (B1, B3, B4 und B5). Im Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) wird für die Beprobung und Auswertung ein erweitertes und detaillierteres Vorgehen vorgeschlagen als im Vollzugshilfemodul „Sanierung Schwall-Sunk – Strategische Planung“ (Baumann et al., 2012). Die erweiterte Methode sieht die Beprobung und Auswertung von acht separaten Einzelproben in der ständig benetzten Zone sowie eine Zusatzerhebung von acht separaten Einzelproben in der Wasserwechselzone vor. Die Aussagekraft hinsichtlich Schwall-Sunk wird mit diesem Ansatz deutlich gesteigert. Das MSK-Modul Makrozoobenthos wurde zudem im Jahr 2019 überarbeitet und an die schweizerischen Verhältnisse angepasst (BAFU, 2019a).

In den letzten Jahren konnten viele Erfahrungen im Bereich Makrozoobenthos und Schwall-Sunk gesammelt werden (z.B. Salmaso et al., 2021). Nebst der im Vollzugshilfemodul vorgeschlagenen Methode zum Indikator „MSK-Modul Makrozoobenthos (B2)“ wurden in der Praxis auch weitere Vorgehensweisen zum Erfassen der Auswirkung von Schwall-Sunk auf das Makrozoobenthos getestet (z.B. Tanno et al., 2016, 2021; Schmidlin & Gerber, 2020). Die aus diesen Pilotstudien gewonnenen Erkenntnisse zum Indikator B2 werden in den nächsten Kapiteln erläutert.

9.2 Mögliche Unsicherheiten bei der Anwendung

In verschiedenen Schwall-Sunk-Sanierungsprojekten wurden im Vorgehen zur Anwendung des Indikators „MSK-Modul Makrozoobenthos (B2)“ Unsicherheiten und fachlicher Anpassungsbedarf festgestellt. Dies betrifft folgende Punkte:

- Auf Ebene der Sammelprobe überschätzt der IBCH_2019-Wert (BAFU, 2019a) den biologischen Gewässerzustand in Schwall-Sunk Strecken oft (Vor- und Nachteile im Kap. 9.3). Die Betrachtung der Einzelproben erfasst den tatsächlichen Zustand besser und zeigt auf, wo eine mögliche Beeinträchtigung besteht. So ist in verschiedenen watbaren Schwall-Sunk Strecken wiederholt festgestellt worden, dass das Makrozoobenthos nur noch in einem schmalen Uferbereich vorkommt, während der Hauptteil der Gewässersohle kaum besiedelt war (Schmidlin, 2020; Schmidlin et al., 2017, 2022a, 2022b). Der IBCH-Wert der Sammelprobe indizierte in diesen Fällen aber dennoch einen guten Zustand und führte zu einer entsprechenden Überschätzung des effektiven Gewässerzustands.
- Die zusätzliche Analyse der Individuendichte wichtiger Taxa (z.B. EPT-Taxa: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera oder die in Tabelle 10 aufgeführten Taxa), deren Verteilung in den Einzelproben im Flussquerschnitt sowie die taxonomische Zusammensetzung der Diversität ergeben eine realistischere Zustandsbeschreibung als der IBCH und seine Unterkennwerte allein.
- In von Schwall-Sunk beeinträchtigten Gewässerabschnitten sind insbesondere empfindliche Arten (z.B. EPT-Taxa) im Hauptteil der Gewässersohle gegenüber den ufernahen Bereichen untervertreten. Dieser Umstand kam in engen, kanalisierten Schwall-Sunk Abschnitten deutlicher zum Ausdruck als in breiten, morphologisch weniger beeinträchtigten Schwall-Sunk Abschnitten.
- Lentische Taxa (bevorzugen Habitate mit langsamen Fliessgeschwindigkeiten, oft < 25 cm/s; z.B. Schülting et al., 2023) kamen trotz starker Beeinträchtigung durch Schwall-Sunk teilweise im Uferbereich kanalisierter Abschnitte vor, wenn auch in geringer Dichte. Die Ausgestaltung der Uferbereiche (Art der Verbauung und pflanzlicher Bewuchs) scheint hier ein wichtiger Faktor zu sein.

In der Regel gelten lentische Taxa als empfindlicher gegenüber Schwall-Sunk als lotische (bevorzugten Habitats mit schneller Fließgeschwindigkeit, oft > 25 cm/s; Kap. 10).

- Stand ein Referenzabschnitt zum Vergleich zur Verfügung, konnte die Ursachenanalyse hinsichtlich Schwall-Sunk genauer durchgeführt werden als ohne Referenzabschnitt.
- Die Wasserwechselzone ist in den meisten Fällen nicht oder sehr schwach besiedelt. Die vorgefundenen Organismen sind vorwiegend gestrandet und leben nicht permanent dort. Dass durch Stranden viele Wasserwirbellose sterben, ist belegt (z.B. Ochsenhofer, 2013). Die Strandung korreliert nach derzeitigem Wissensstand teilweise mit der Drift bei Schwallanstieg (Tanno et al. 2021; Tonolla et al., 2023). Der Mehrwert einer Beprobung der Wasserwechselzone ist daher gering, v.a. wenn zusätzlich Driftproben zur Verfügung stehen.

9.3 Vorschlag für die zukünftige Anwendung des Indikators

Um die im Kapitel 9.2 genannten Unsicherheiten sowie die Änderungen aufgrund des aktualisierten IBCH_2019 zu berücksichtigen, werden für die zukünftige Anwendung und Bewertung des Indikators „MSK-Modul Makrozoobenthos (B2)“ bei Schwall-Sunk Untersuchungen folgende Anpassungen vorgeschlagen. Diese Anpassungsvorschläge betreffen nur die Anwendung in Schwall-Sunk Strecken inkl. Referenzstrecken und die Methode des MSK-Moduls Makrozoobenthos (BAFU, 2019a) wird nicht verändert.

- Für die Bewertung des IBCH_2019 wird das theoretische Abflussregime des Fließgewässers (IBCH-Q-Regime) über einen Korrekturwert berücksichtigt. Somit ist die Bewertung besser an die lokalen Bedingungen angepasst (BAFU, 2019a).
- Es stehen mehr Kennwerte auf dem Laborprotokoll des IBCH_2019 zur Verfügung als bisher, die zusätzliche Informationen für eine verfeinerte Beurteilung liefern:
 - Der Teilparameter „Indikatorgruppe“ (IG) liefert einen Hinweis zur Empfindlichkeit gegenüber Verschmutzungen. Die Indikatorwerte wurden für einzelne Indikatorgruppen gemäss ihrer Empfindlichkeit angepasst.
 - Der Teilparameter „Diversitätsklasse“ (DK) hingegen beruht auf der Anzahl IBCH-Taxa und ist ein Indikator für die strukturelle Habitatvielfalt. Sie kann mögliche anthropogene Einflüsse wie eine veränderte Morphologie oder eine veränderte Hydrologie anzeigen.
 - Der «Robustheits-Wert» (IBCH_2019_R) wird ermittelt, indem das Taxon mit der höchsten Indikatorgruppe aus der Taxaliste entfernt und der IBCH erneut berechnet wird. So wird die Verlässlichkeit des IBCH geprüft.
 - Die *Anzahl empfindlicher EPT-Familien* wird ausgewiesen, was direkt zur Bewertung von Indikator „EPT-Familien Makrozoobenthos“ (B4) verwendet werden kann.
 - Der *SPEAR-Index*, ein Mass für die Belastung mit Mikroverunreinigungen, wird ebenfalls neu standardmässig berechnet.
- Anstatt der IBCH-Werte 1-20 wird die Bewertung mit einem metrischen Mass (0 bis 1) ausgedrückt, wobei 1 einen sehr guten allgemeinen Gewässerzustand darstellt und 0 einen sehr schlechten. Diese Bewertungsskala gilt auch für die beiden Teilparameter des IBCH „Indikatorgruppe“ und „Diversitätsklasse“.
- Anstelle des Laborprotokolls für Sammelproben (MSK-Modul; BAFU 2019a) wird die Verwendung des Laborprotokolls für acht separate Teilproben aus der Praxisdokumentation „Wirkungskontrolle Revitalisierung“ (BAFU, 2019b) empfohlen, welches dieselben Kennwerte berechnet wie das normale IBCH-Laborprotokoll.
- Die Beprobung der Wasserwechselzone wird nur noch in Ausnahmefällen empfohlen. Zum Beispiel in einer Aue mit verzweigtem Gerinne, die nicht komplett trockenfällt.
- Zur Plausibilisierung des IBCH_2019 soll unbedingt eine ökologische Analyse durchgeführt werden. Diese umfasst die im Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) genannten Punkte zur Datenaufbereitung (Individuendichte wichtiger Taxa, deren Verteilung in den Einzelproben im Flussquerschnitt sowie die taxonomische Zusammensetzung der Diversität) unter Berücksichtigung der nachfolgend vorgestellten Interpretationshilfe (Tab. 10).

Vorteile

- Der IBCH_2019 (BAFU, 2019a) ist aufgrund der Berücksichtigung des Abflussregimes besser an lokale Bedingungen angepasst als der bisherige IBCH.
- Der IBCH_2019 setzt sich aus den beiden Teilparametern „Indikatorgruppe“ und „Diversitätsklasse“ zusammen. Bei der Defizit- und Ursachenanalyse kann mit der separaten Bewertung dieser beiden Teilparameter besser zwischen dem Einfluss von möglichen Verschmutzungen und möglicher Schwallwirkung unterschieden werden.
- Bei der Defizitanalyse kann mit der Bewertung der Diversitätsklasse auf die Verfügbarkeit von Habitaten geschlossen werden. Grundsätzlich gilt: Je mehr verschiedene Habitate (Strömung und Substrat) zur Verfügung stehen, desto mehr IBCH-Taxa sind zu erwarten.
- Die Verwendung des Excel-Laborprotokolls aus der Wegleitung „Wirkungskontrolle Revitalisierung“ (Set 6, Makrozoobenthos; BAFU, 2019b) eignet sich auch für die Datenverarbeitung der acht Einzelproben bei Schwalluntersuchungen. Um die Kennwerte der Einzelproben zu erhalten, wird entsprechend nur eine Spalte ausgefüllt. So wird ersichtlich, wie sich die Diversität und Häufigkeit im Gewässerquerschnitt verteilt. Es steht ausserdem ein Formular zur Dokumentation der EPT-Arten zur Verfügung.
- Mit dem Wegfall der Untersuchung der Wasserwechselzone wird der Aufwand reduziert.

Nachteile

- Die meisten Schwall-Sunk Strecken befinden sich in den Alpen und Voralpen mit IBCH-Q-Regimen, welche gegenüber tieferen Höhenlagen mit einer geringeren Anzahl an IBCH-Taxa auf gute IBCH-Werte kommen. Falls der Schwall-Sunk-Betrieb zum Verschwinden einzelner IBCH-Taxa führt, fällt dies bei der Bewertung von Gewässern mit tiefem IBCH-Q-Regime (z.B. 1-6, mit Gletschereinfluss) weniger stark ins Gewicht, als bei Flüssen mit höherem IBCH-Q-Regime.
- Viele Schwall-Sunk Strecken haben nur eine geringe oder keine chemische Verschmutzung (z.B. hohe Nährstoffwerte). Aufgrund der guten Wasserqualität kommen Arten mit hohem Indikatorwert vor. Ungeachtet deren Verteilung und der übrigen Lebensgemeinschaft reichen dabei 3 Individuen einer Indikatorfamilie mit hohem Indikatorwert aus, um auf eine (sehr) gute Bewertung der Indikatorgruppe zu kommen.
- Für die Ursachenanalyse ist die Diversitätsklasse nicht hinreichend aussagekräftig. Das Fehlen von gewässertypischen IBCH-Taxa kann nicht in jedem Fall eindeutig der Schwall-Sunk-Belastung zugeschrieben werden. Auch die Morphologie und der Geschiebehaushalt haben grossen Einfluss auf die Habitatverfügbarkeit.
- In einzelnen Fällen wurden gegenüber der ständig benetzten Zone zusätzliche Arten in der Wechselwasserzone festgestellt. Diese Zusatzinformation fällt weg. Zudem bedeutet der Wegfall der Wechselwasserzone für den Indikator „Biomasse und Diversität Makrozoobenthos (B1)“, dass die Biomasse und die Diversität der EPT sich ausschliesslich auf die ständig benetzte Zone bei Sunk beziehen.
- Für grosse, nicht watbare Fliessgewässer wie etwa die Rhône, eignet sich der IBCH_2019 nicht oder nur bedingt (BAFU, 2019a). Umso wichtiger ist eine differenzierte Betrachtung.

Ablauf gemäss den Änderungsvorschlägen

Durch diese vorgeschlagenen Änderungen ergibt sich der nachfolgende Ablauf für die Abklärungen und Bearbeitung des Indikators „MSK-Modul Makrozoobenthos (B2)“:

- Grundsätzlich erfolgt die Erhebung des Indikators B2 weiterhin, wie im Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) beschrieben. Es wird nach der Methode „MSK Makrozoobenthos – Stufe F“ (BAFU, 2019a) mit acht separat behandelten Einzelproben vorgegangen, aber ohne Berücksichtigung der Wasserwechselzone.
- Im Hinblick auf den Indikator B5 (Kap. 7) werden wie bisher die mittlere Fliessgeschwindigkeit, die Wassertiefe und das Substrat der Einzelproben aufgenommen.
- Die Probenahme erfolgt in den vorgegebenen MSK-Zeitfenstern in Abhängigkeit der Höhenlage. Idealerweise findet die Probenahme vor der Schneeschmelze statt, damit die Einzelproben, wenn

möglich, über die ganze Gewässerbreite genommen werden können. In der Regel fällt das höhenabhängige MSK-Zeitfenster ungefähr mit dem empfindlichsten Zustand am Ende der winterlichen Niederwasserperiode zusammen. Finden ausgeprägte Schwallereignisse in einer anderen Zeitperiode statt, ist eine zweite zusätzliche Probenahme zu diesem Zeitpunkt zu empfehlen.

- Die Datenaufbereitung und Darstellung der Resultate erfolgt wie im Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) beschrieben und unter Verwendung des Laborprotokolls aus der Praxisdokumentation „Wirkungskontrolle Revitalisierung“ (BAFU, 2019b).
- Obwohl die Datenaufbereitung und die Darstellung der Ergebnisse für die Einzelproben durchgeführt werden, wird die Bewertung des Indikators B2 in der Praxis häufig auf den IBCH-Wert der Sammelprobe reduziert. Dies ungeachtet der Menge und Zusammensetzung der Einzelproben und deren räumliche Verteilung in der Gewässersohle, was dazu führt, dass der Indikator B2 oft zu gut beurteilt wird. Eine Plausibilisierung des durch den IBCH indizierten Zustandes anhand der separaten Auswertung der acht Einzelproben ist deshalb nötig.
- Nach erfolgter Betrachtung aller vorhandenen Informationen zur Vielfalt (nebst Anzahl Taxa vor allem Merkmalsgruppen („Traits“; d.h. eine Gruppe von Taxa mit ähnlichen morphologischen, phänologischen, physiologischen und/oder verhaltensbezogenen Merkmalen; z.B. Strömungspräferenz oder Ernährungstyp; Dawson et al., 2021), Menge (Häufigkeit, Biomasse; vgl. Indikator „Biomasse und Diversität Makrozoobenthos (B1)“) und Verteilung in der Gewässersohle, soll der vom IBCH_2019 angezeigte Zustand gegebenenfalls korrigiert werden. Das ist der Fall, wenn die Zusammensetzung (Vielfalt, Menge) und Verteilung des Makrozoobenthos vom erwarteten Gewässerzustand und/oder von der Referenz wesentlich abweicht. Dies zu entscheiden, liegt bei der Fachperson für Makrozoobenthos. Die Bewertung erfolgt abschnitts- und gewässerspezifisch.

Interpretationshilfe

Als Unterstützung für eine ökologische Zustandsanalyse wurde eine stichwortartige Liste mit wichtigen Aspekten zusammengestellt (Tab. 10). Diese geht über das blosses Vergleichen von Anzahl IBCH-Taxa oder Anzahl EPT-Taxa hinaus und soll die Bewertung rein aufgrund des IBCH_2019 ergänzen.

Tabelle 10. Interpretationshilfe zur Durchführung einer ökologischen Analyse des Indikators „MSK-Modul Makrozoobenthos (B2)“ in Schwall-Sunk Abschnitten und Referenzabschnitten.

Kriterien oder Eigenschaften der Taxa	Liefert Hinweise auf...
Vorkommensmuster (Häufigkeit und Lage im untersuchten Abschnitt) von Taxa mit gewässertypischen Strömungspräferenzen. Die Habitatareignung aufgrund der Strömungspräferenz ist ein zentraler Aspekt für den Indikator B5 (Kap. 7)	<ul style="list-style-type: none"> • Veränderungen und/oder Beeinträchtigungen aufgrund der Hydrologie und/oder der Morphologie
Besiedlung von lentischen (eher Ufer) und lotischen (eher Flussmitte) Habitaten; beziehungsweise Vorkommen von eher lentischen und eher lotischen Taxa	<ul style="list-style-type: none"> • Veränderungen/Beeinträchtigungen aufgrund der Hydrologie und/oder der Morphologie • Drift
Vorkommen gewässertypischer Ernährungstypen-Struktur	<ul style="list-style-type: none"> • Mögliche Störungen aufgrund verschiedener Ursachen
Vorkommen von mehrjährigen Larven älter als 1 Jahr	<ul style="list-style-type: none"> • Habitatstabilität und innere Kolmation
Vorkommen von „Kieslückenschlänglern“ (z.B. Leuctridae und Chloroperlidae)	<ul style="list-style-type: none"> • Innere Kolmation
Vorkommen von Taxa, welche hauptsächlich die Substrat-Oberfläche besiedeln und/oder auf Algenaufwuchs angewiesen sind (z.B. Simuliidae, Blephariceridae, Heptageniidae)	<ul style="list-style-type: none"> • Abrasion • Verhinderung Algenwachstum • mögliche äussere Kolmation • Drift
Dominanzstruktur von empfindlichen gegenüber eher belastungstoleranten Individuen und Arten	<ul style="list-style-type: none"> • mögliche Störungen aufgrund verschiedener Ursachen
Durchgehende zu erwartende Besiedlung der Sohle durch gewässertypische Arten in Abhängigkeit des jeweils betrachteten Zeitraums (Saison)	<ul style="list-style-type: none"> • hydraulische Belastung durch Schwall-Sunk

Ausserdem soll bei der Interpretation der Daten auf mögliche menschliche oder natürliche Einflussfaktoren geachtet werden, welche die Auswirkungen von Schwall-Sunk deutlich verstärken oder reduzieren können. Zum Beispiel (Aufzählung nicht abschliessend): Gefälle, Gewässermorphologie, Substratbeschaffenheit, Gewässertiefe, nicht watbare Gewässer, Trübung, Kolmation, Grundwasser, Seeausflüsse (z.B. Meile et al., 2005; EZB et al., 2012).

Eine aktuelle Übersicht über den Einfluss von Schwall-Sunk auf das Makrozoobenthos und welche Taxa auf welche Weise betroffen sein können, ist z.B. in der Publikation von Friese et al. (2022) zu finden. Weitere Hinweise sind Kapitel 7 und 10 zu entnehmen.

9.4 Literatur

- BAFU (Hrsg.). 2019a. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung von Fliessgewässern (IBCH_2019). Makrozoobenthos – Stufe F. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Vollzug* 1026.
- BAFU (Hrsg.). 2019b. Wirkungskontrolle Revitalisierung – Gemeinsam lernen für die Zukunft.
- Baumann P, Kirchhofer A, Schälchli U. 2012. Sanierung Schwall-Sunk – Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Vollzug* 1203.
- Dawson SK, Carmona CP, González-Suárez M, Jönsson M, Chichorro F, Mallen-Cooper M, Melero Y, ... Duthie AB. 2021. The traits of “trait ecologists”: An analysis of the use of trait and functional trait terminology. *Ecology and Evolution* 11: 16434–16445.
- EZB, Limnex, SJE. 2012. Alpenrhein D6: Quantitative Analyse von Schwall-Sunk Ganglinien für unterschiedliche Anforderungsprofile Arbeitspaket 5: Habitatmodellierung zur quantitativen Bewertung der Grösse des Schwalleinflusses am Alpenrhein. IRKA.
- Friese N, Weber C, Rachely C, Weitbrecht V, Bätz N. 2022. Kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen in der Schwall-Sunk Sanierung: Wirksamkeit für das Makrozoobenthos? *Wasser Energie Luft* 114: 9–17.
- Meile T, Fette M, Baumann P. 2005. Synthesebericht Schwall/Sunk. Publikation des Rhone-Thur Projekts. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ.
- Ochsenhofer G. 2013. Die makrozoobenthische Besiedlung von Uferhabitaten inneralpiner Flüsse unter Schwalleinfluss. Masterarbeit, BOKU, Wien.
- Salmaso F, Servanzi L, Crosa G, Quadroni S, Espa P. 2021. Assessing the impacts of hydropeaking on river benthic macroinvertebrates: A state-of-the-art methodological overview. *Environments* 8: 67.
- Schmidlin S. 2020. Wirkungskontrolle Ausgleichsbecken KWO an der Hasliaare. Makrozoobenthos-aufnahmen. PPT-Bericht im Auftrag der KWO.
- Schmidlin S, Gerber R. 2020. Methodentest – Beurteilung Schwall-Sunk und Restwasser mit Makrozoobenthos. Im Auftrag der Umweltämter der Kantone Nidwalden, Obwalden und Uri.
- Schmidlin S, Tanno D, Gerber R, Vogel U. 2017. DÜFUR – Dauerüberwachung der Fliessgewässer in den Urkantonen und Luzern. Kanton Schwyz 2017. Im Auftrag vom Amt für Umwelt und Energie, Kanton Schwyz.
- Schmidlin S, Weissert N, Gerber R, Vogel U. 2022a. DÜFUR – Dauerüberwachung der Fliessgewässer in den Urkantonen und Luzern. Kanton Schwyz 2021. Im Auftrag vom Amt für Umwelt und Energie, Kanton Schwyz.
- Schmidlin S, Weissert N, Vogel U. 2022b. DÜFUR – Dauerüberwachung der Fliessgewässer in den Urkantonen und Luzern. Kanton Obwalden 2022. Im Auftrag vom Amt für Landwirtschaft und Umwelt, Kanton Obwalden.
- Schülting L, Dossi F, Graf W, Tonolla D. 2023. Flow amplitude or up-ramping rate? Quantifying single and combined effects on macroinvertebrate drift during hydropeaking simulations, considering sensitive traits. *River Research and Applications* 39: 412–426.
- Tanno D, Wächter K, Gerber R. 2021. Stranden von Wasserwirbellosen bei Schwallrückgang – Fallstudie am Hinterrhein. *Wasser Energie Luft* 113: 89–96.
- Tanno D, Wächter K, Schmidlin S. 2016. Stranden von Wasserwirbellosen bei Schwallrückgang – Ergebnisse einer Pilotstudie. *Wasser Energie Luft* 108: 277–284.
- Tonolla D, Chaix O, Meile T, Zurwerra A, Büsser P, Oppliger S, Essyad K. 2017. Schwall-Sunk – Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Vollzug* 1701.
- Tonolla D, Dossi F, Kastenhofer O, Doering M, Hauer C, Graf W, Schülting L. 2023. Effects of hydropeaking on drift, stranding and community composition of macroinvertebrates: A field experimental approach in three regulated Swiss rivers. *River Research and Applications* 39: 427–443.

10 Drift (D1)

Autoren: Diego Tonolla, Nico Bätz, Stephanie Schmidlin

10.1 Einleitung

Drift Definition und wesentliche Prozesse

Die Drift (bzw. Verdriftung) wird als flussabwärts gerichteter Transport von aquatischen Organismen durch die Strömung definiert (Waters, 1972; Brittain & Eikeland, 1988). Die natürliche Drift des Makrozoobenthos in Fließgewässern hat einen wesentlichen Einfluss auf die Aus- und Verbreitung der Organismen (Palmer et al., 1996; Matthaei et al., 1997). Die Makrozoobenthos-Drift umfasst drei grundlegende Prozesse (Abb. 37): Zuerst löst sich das Makrozoobenthos vom Substrat ab, was als Driftanfang („drift entry“; A) bezeichnet wird. Dann folgt das Driften in der Wassersäule (Drifttransport; Pfeile AB, AC, AD, AE). Zum Schluss erfolgt das Driftende („drift exit“), welches entweder durch Prädation (B), durch passives Zurücksinken auf die Gewässersohle (C), durch aktives Absetzen in neue Bereiche oder Strandung (D) oder durch Emergenz, d.h. das Verlassen des aquatischen Habitats (Adultphase; E), erfolgt.

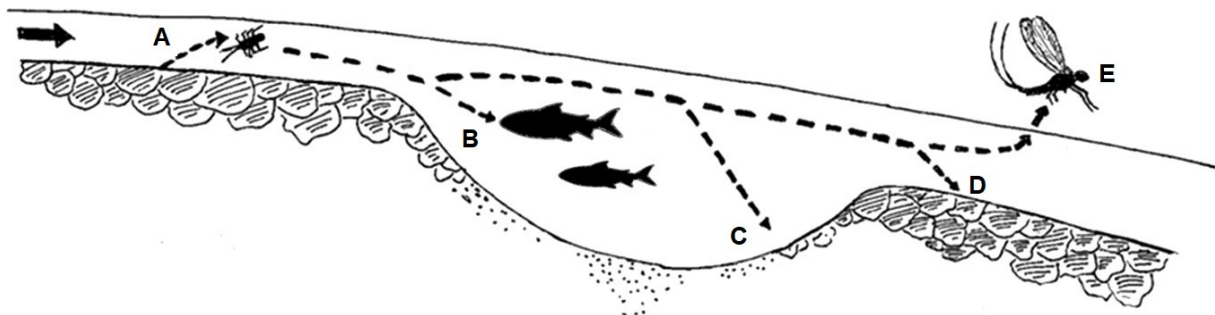


Abbildung 37. Schematische Darstellung der wesentlichen Prozesse der Drift: Driftanfang (A), Driftende durch Prädation (B), passives Zurücksinken auf die Gewässersohle (C), aktives Absetzen in neue Bereiche oder Strandung (D), Emergenz (E). Quelle Abbildung: verändert nach Naman et al. (2016).

Faktoren welche die Drift beeinflussen können

Die Makrozoobenthos-Drift als Teil seines freiwilligen Verhaltens wird gemeinhin als „aktive“, „verhaltensbedingte“ oder „freiwillige Drift“ bezeichnet. Werden die Organismen hingegen durch mechanische Ablösung vom Substrat ungewollt in die Drift gezwungen, wird der Vorgang als „passive“, „zufällige“ oder „unfreiwillige Drift“ beschrieben (Waters, 1972; Brittain & Eikeland, 1988; Wilzbach et al., 1988; Gibbins et al., 2007a; Naman et al., 2016). Die aktive Drift dient meist der Ausbreitung der Organismen und wird häufig durch biotische Faktoren wie Prädation, inter- und intraspezifische Konkurrenz, Nahrungsverfügbarkeit oder Entwicklungsstadium ausgelöst (Abb. 38). Im Gegensatz dazu wird die passive Drift meist durch abiotische Faktoren verursacht, vor allem durch hydraulische Kenngrößen wie die Fließgeschwindigkeit und die Sohlenschubspannung (Minckley, 1964; Brittain & Eikeland, 1988; Naman et al., 2016). Darüber hinaus bezeichnet der Begriff „Katastrophendrift“, die durch extreme Störungen verursachte Drift, wie z.B. durch Ereignisse, welche eine Mobilisierung der Kieselsohle oder des organischen Materials verursachen (Minckley, 1964; Wilzbach et al., 1988). Zu einer starken Makrozoobenthos-Drift kann es zudem schon kommen, wenn das Sediment aufgewirbelt wird, ohne es flussabwärts zu bewegen (Gibbins et al., 2007a). Da sich die Faktoren der beiden Kategorien „aktiv“ und „passiv“ jedoch meist gegenseitig beeinflussen, ist es nicht immer eindeutig, ob die Drift aktiv oder passiv erfolgt. Diese Kategorien werden daher kontrovers diskutiert (Waters, 1972).

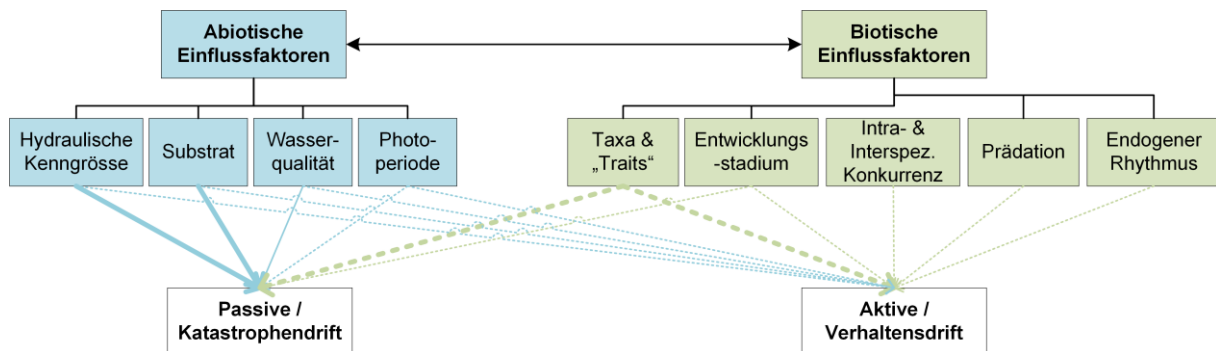


Abbildung 38. Schematische Darstellung der Faktoren (nicht abschliessend; auf Skala Einzelhabitat, „Patch“), welche die Ablösung des Makrozoobenthos vom Substrat (A in Abb. 37) beeinflussen. Die Dicke der Pfeile zeigt die Stärke der Beziehung an, wobei je dicker die Pfeile desto stärker die Beziehung. Faktoren, die mit Schwall-Sunk Massnahmen beeinflusst werden können, sind mit durchgezogenen Pfeilen dargestellt; Faktoren, die sich nicht durch Massnahmen ändern lassen, sind mit gepunktete Pfeilen dargestellt.

Der Schwallbetrieb führt häufig zu einem abrupten Anstieg des Abflusses und somit zu einem generellen Anstieg der hydraulischen Belastung (z.B. Fließgeschwindigkeit, Sohlenschubspannung) im Fließgewässer. Je nach habitatspezifischer Taxa-Zusammensetzung und der damit verbundenen Empfindlichkeit gegenüber hydraulischem Stress, führt die erhöhte hydraulische Belastung zur mechanischen Ablösung des Makrozoobenthos vom Substrat (passive Drift; A in Abb. 37). Der häufige, tägliche Schwallbetrieb kann zu Verlusten führen, welche oft nur eingeschränkt durch Aufwärtswanderung, Kompensationsflug und natürliche Drift des Makrozoobenthos flussaufwärts der Wasserrückgabe ausgeglichen werden können.

10.2 Neue Erkenntnisse zur Makrozoobenthos-Drift und -Strandung

Die nachfolgend präsentierten Erkenntnisse basieren im Wesentlichen auf drei kürzlich abgeschlossenen Forschungsprojekten:

1. Experimente zur Makrozoobenthos-Drift in Freilandkanalrinnen mit 15 Versuchsanordnungen aus einer Kombination von drei Schwallabflüssen und fünf Pegelanstiegsraten (Schülting et al., 2023).
2. Feldexperimente zur Makrozoobenthos-Drift und -Strandung an drei Schwallgewässern (Hasliaare, Linth und Sitter; Tonolla et al., 2023). Die Experimente bestanden aus einer kombinierten Erhöhung der Abflussamplitude und der Pegelanstiegsrate, wobei pro Schwallgewässer sechs Experimente durchgeführt wurden.
3. Feldexperimente zur Makrozoobenthos-Drift mittels einer tragbaren Versuchsrinne im Oberlauf der Schwall-Sunk unbeeinflussten Emme (Friese et al., 2024). Es wurden insgesamt 45 Versuchsdurchgänge (versch. Standorte) durchgeführt, um den Effekt der Fließgeschwindigkeitserhöhung auf Skala Einzelhabitat („Patch“) auszuwerten.

Deutliche Auswirkungen von Schwall-Sunk auf Gesamtdrift und -strandung

Der Schwall-Sunk Betrieb hat deutliche Auswirkungen auf die passive Drift und das Stranden des Makrozoobenthos, auf die Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaft sowie auf die Drift von feinkörnigem und grobem organischem Material. Im Vergleich zum Sunkabfluss sowie zum flussaufwärts gelegenen Restwasserabfluss führt der Schwallabfluss im Allgemeinen zu erhöhter Makrozoobenthos-Drift. Die höchste Drift geschieht während der Anstiegsphase und zu Beginn des Schwallabflusses, wenn sich die hydraulische Belastung in den Habitaten verändert (Imbert & Perry, 2000; Miller & Judson, 2014; Bruno et al., 2010, 2016; Timusk et al., 2016; Schülting et al., 2018, 2023; Aksamit et al., 2021; Tonolla et al., 2023; Friese et al., 2024). Darüber hinaus unterstützt die Studie von Tonolla et al. (2023) teilweise die Ergebnisse von Tanno et al. (2021), dass sich mit einer erhöhten Makrozoobenthos-Drift auch das Strandungsrisiko erhöht. Ein weiterer Faktor, der die Makrozoobenthos-Drift verstärkt, ist die Mobilisierung von organischem Material (v.a. Fadenalgen) aus dem Substrat (Miller & Judson, 2014; Bruno et al., 2016; Timusk et al., 2016; Aksamit et al., 2021) da viele Taxa organisches Material als Habitat und/oder Nahrungsquelle nutzen.

Schwallamplitude und -magnitude als primäre Driftursache

Die Schwall-Sunk bedingte Zunahme der Abflussamplituden und -magnituden, und der damit verbundenen hydraulischen Belastung (v.a. Zunahme der Fliessgeschwindigkeit) sind als Hauptursache für die erhöhte Drift der meisten Taxa und Merkmalsgruppen („Traits“; d.h. eine Gruppe von Taxa mit ähnlichen morphologischen, phänologischen, physiologischen und/oder verhaltensbezogenen Merkmalen; Dawson et al., 2021) zu sehen (Schülting et al., 2023; Tonolla et al., 2023; Friese et al., 2024). Speziell lentische Habitate und Taxa (bevorzugen Habitate mit langsamen Fliessgeschwindigkeiten, oft < 25 cm/s; z.B. Schülting et al., 2023) reagieren sehr empfindlich auf die Zunahmen des Abflusses.

Die Auswirkung der Pegelanstiegsrate auf die Makrozoobenthos-Drift ist weniger ausgeprägt als die des Schwallabflusses und nimmt erst zu, wenn bestimmte abflussbezogene Schwellenwerte (z.B. hydraulische Bedingungen auf empfindlichen Habitaten) überschritten werden (Tonolla et al., 2019; Schülting et al., 2023; Tab. 11). Vor allem Taxa, die auf der Sohle leben und nicht an starke Strömungen angepasst sind, reagieren verstärkt auf die Pegelanstiegsrate (Schülting et al., 2023). Folglich kann eine Verringerung der Pegelanstiegsrate zu einer Verringerung der Drift führen, da das auf dem Substrat lebende Makrozoobenthos mehr Zeit hat während des Abflussanstiegs im Kieslückenraum (hyporheisches Interstitial) Schutz zu finden (Imbert & Perry, 2000; Timusk et al., 2016; Schülting et al., 2022). Am effektivsten bleibt allerdings die Verringerung der Schwallamplitude und -magnitude, welche die maximale hydraulische Belastung in empfindlichen Habitaten generell verringern würde.

Schwall-Sunk Verhältnis als primäre Strandungsursache

Die Schwall-Sunk bedingte Makrozoobenthos-Strandung hängt, wenn auch nicht eindeutig, von der Pegelabstiegsrate (Kroger, 1973; Perry & Perry, 1986; Tonolla et al., 2023) und dem Schwall-Sunk Verhältnis ab (Tanno et al., 2016; Tonolla et al., 2023). Eine Zunahme des Schwall-Sunk Verhältnisses führt zu einem Anstieg der Strandung bei den meisten Taxa, möglicherweise aufgrund einer erhöhten Drift (d.h. mehr Organismen die potenziell stranden können) und einer grösseren Wasserwechselzone (d.h. eine grössere Fläche auf der Organismen potenziell stranden können).

Driftmagnitude ist stark Taxon- und Traitspezifisch

Die Neigung zur passiven Drift als Reaktion auf Schwall-Sunk ist Taxon- und Traitspezifisch (siehe auch oben), da sie mit dem Grad der Anpassung an starke Strömungsbedingungen und/oder der Fähigkeit sich in Zufluchtshabitate (z.B. Kieslückenraum) zu bewegen zusammenhängt (Céréghino et al., 2002). Im Allgemeinen reagieren stromlinienförmige und schwimmende Taxa weniger empfindlich auf erhöhte Strömungsbedingungen, während festsitzende und/oder gehäusebauende Taxa zwangsläufig den erhöhten Strömungsbedingungen ausgesetzt sind und somit drifthanfälliger sind (Rader, 1997). Krabbler haben verschiedene morphologische Anpassungen welche zum Beispiel die Anhaftung an das Substrat verbessern. Allerdings bewegen sich Krabbler auch aktiv für z.B. die Nahrungssuche, was die Wahrscheinlichkeit steigert, bei erhöhter hydraulischer Belastung passiv abgetrieben zu werden. Die Wahrscheinlichkeit des aktiven Driftens nimmt hingegen von Schwimmern (z.B. Baetidae) über Krabbler (z.B. Heptageniidae) bis hin zu vorübergehend anhaftenden Taxa (z.B. Simuliidae) ab (Rader, 1997).

Limnephilidae, Nemouridae und Leuctridae sind oft abundanter in den Restwasserstrecken als in den Schwall-Sunk Strecken (Tonolla et al., 2023). Limnephilidae zeigen zudem ein starkes Drift- und Strandungsrisiko (Tonolla et al., 2023), wobei z.B. *Allogamus auricollis* und *Halesus* sp. besonders drifthanfällig sind (Schülting et al., 2023). Limnephilidae leben auf der Sohle in lentischen Habitaten mit langsam fliessenden Fliessgeschwindigkeiten und erfahren aufgrund ihrer Grösse und Form einen hohen Strömungswiderstand (Rader, 1997). Daher lässt sich dieses Taxon leicht passiv von seinem Habitat ablösen. Zudem können Limnephilidae aufgrund ihrer langsamen Fortbewegungsweise neue Habitate weniger schnell besiedeln als andere Taxa, was zusätzlich die besonders hohe Empfindlichkeit gegenüber Schwall-Sunk erklären könnte (Graf et al., 2013; Leitner et al., 2017; Schülting et al., 2023; Tonolla et al., 2023). Simuliidae bevorzugen Habitate mit schneller Fliessgeschwindigkeit und besitzen Anpassungen (z.B. Klauen und Faden), die eine passive Drift verringern können (Rader, 1997). Obwohl dieses Taxon in Schwall-Sunk Strecken abundant sein kann (Tonolla et al., 2023), ist es oft drift- (Bruno

et al., 2013, 2016; Imbert & Perry, 2000; Tonolla et al., 2023; Friese et al., 2024) und strandungsanfällig (Perry & Perry, 1986; Tanno et al., 2021). Als oberflächenbewohnendes Taxon ist es von Natur aus einer starken Strömung ausgesetzt, was wahrscheinlich seine hohe Driftneigung auch unter natürlichen Bedingungen erklärt (Elliott, 1967). Schülting et al. (2023) fand eine beträchtliche Drifanfälligkeit auch für *Asellus aquaticus*, *Micrasema minimum*, Polycentropodidae und *Elmis* sp. Im Allgemeinen scheinen insbesondere Taxa, die Habitate mit langsamen Fließgeschwindigkeiten bevorzugen (oft < 25 cm/s; z.B. Schülting et al., 2023) sowie Taxa die auf der Sohle leben, wie *Allogamus auricollis*, *Halesus* sp., *Ephemerella mucronata* oder *Nemoura* sp./*Nemurella pictetii* empfindlicher und anfälliger auf plötzliche Abflusszunahmen und die damit verbundenen hydraulischen Belastung zu reagieren (Schülting et al., 2023).

Im Gegensatz zu den Limnephilidae scheinen Heptageniidae in Bezug auf Schwall-Sunk Effekte resistenter zu sein (Moog, 1993; Bruno et al., 2013; Graf et al., 2013; Schülting et al., 2018, 2023; Tonolla et al., 2023, Friese et al., 2024). Obwohl verschiedene Taxa innerhalb der Familie der Heptageniidae unterschiedlich auf Schwall-Sunk reagieren können, bevorzugen sie im Allgemeinen Habitate mit schneller Fließgeschwindigkeit auf der Sohle und zeichnen sich durch eine hohe Agilität aus (Elliott, 1971). Dadurch können sie neue Habitate schneller besiedeln als andere Taxa. Heptageniidae verfügen zusätzlich über verschiedene morphologische Anpassungen, die eine bessere Anheftung ermöglichen (z.B. stromlinienförmige Körperform, scharfe Tarsen und saugnapfartige ventrale Kiemen) und den Strömungswiderstand verringern (Rader, 1997). Da Heptageniidae Weider sind, sind sie allerdings auf den Kieselalgenaufwuchs auf der Substratoberfläche angewiesen.

Nemouridae und Leuctridae zeigten in der Studie von Tonolla et al. (2023) keine auffällig hohe Drift und Strandung, was möglicherweise auf die relativ dünnen Ausgangspopulationen zurückzuführen ist. Schülting et al. (2023) sowie Friese et al. (2024) fanden eine hohe Drift für Nemouridae (*Nemoura* sp./*Nemurella* sp.), während Leuctridae (*Leuctra* sp.) eine vergleichsweise geringe Reaktion zeigten. Leuctridae reagieren oft meist schwach auf Schwall-Sunk (Moog, 1993; De Jalon et al., 1994; Graf et al., 2013), da sie sich hauptsächlich im Kieslückenraum (hyporheisches Interstitial) aufhalten und von starker Strömung selten in die Drift gebracht werden.

Vorsicht mit der Benutzung von Gesamtdrift bzw. -strandung als Antwortparameter

Die Abundanz vieler Taxa, wie die resistenten und widerstandsfähigen Chironomidae und Baetidae (v.a. *B. rhodani* und *B. alpinus*), ist in Schwallgewässern oft nicht reduziert im Vergleich zu der Abundanz in den entsprechenden Restwasserstrecken (Tonolla et al., 2023). Diese Taxa werden oft durch das Schwall-Sunk Regime selektioniert und dominieren häufig die Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft, obwohl sie vergleichsweise starke Drift- (Moog, 1993; Imbert & Perry, 2000; Bruno et al., 2010, 2013, 2016; Gibbins et al., 2016; Timusk et al., 2016; Schülting et al., 2018, 2023; Tanno et al., 2016, 2021; Tonolla et al., 2023; Friese et al., 2024) und Strandungsreaktionen (Perry & Perry, 1986; Tanno et al., 2016, 2021; Tonolla et al., 2022) als Folge von Schwall-Sunk zeigen. Dementsprechend sind einige Arten der Chironomidae und Baetidae resistent und widerstandsfähig gegenüber Schwall-Sunk und haben höchstwahrscheinlich flexible Habitatsansprüche. Ausserdem sind Chironomidae und Baetidae aufgrund der hohen Dichteabhängigkeit der Drift (Waters, 1972) oft stark in den Drift- und Strandungsproben vertreten. Es lässt sich daraus schliessen, dass eine hohe passive Drift und/oder Strandung, insbesondere von individuenreichen Taxa, nicht unbedingt auf eine starke Schwall-Sunk Empfindlichkeit hinweist. Aus diesen Gründen ist Vorsicht geboten, wenn als Antwortparameter die Gesamtdrift oder -strandung benutzt wird. Empfehlenswert ist die Drift und -Strandung in Relation zur benthischen Dichte zu setzen (z.B. als „Drift propensity“ = Driftproportion) und die Auswertungen Taxa- bzw. Traitspezifisch durchzuführen.

Weitere Aspekte, welche die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos in Schwallgewässern beeinflussen können

Neben Drift und Strandung wird die Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaft auch von veränderten hydromorphologischen Habitatbedingungen in Schwallgewässern beeinflusst (Cushman, 1985; Bretschko & Moog, 1990; Kjærstad et al., 2018). Eine morphologische Heterogenität ist entscheidend für die Bereitstellung vielfältiger Habitate (v.a. lenticher Habitate) und hydraulischer

Refugien für das Makrozoobenthos sowie für den Rückhalt von organischem Material unter Schwallbedingungen (Bruno et al., 2016; Hauer et al., 2017; Friese et al., 2022). In morphologisch naturnahen Fliessgewässern mit einer hohen strukturellen Vielfalt und mässig geneigten Ufern nimmt die hydraulische Belastung bei steigendem Abfluss weniger stark zu als in strukturell monotonen und kanalisierten Gewässern (Naman et al., 2017). Dadurch wird die Hauptursache für eine passive Drift verringert. Allerdings führe eine höhere strukturelle Vielfalt und mässig geneigte Ufer zu einer Vergrößerung der Wasserwechselzone, was die Persistenz der Habitate verringert, und die Organismen zwingt den Standort zu wechseln (Bätz et al., 2023). Dies erhöht wiederum das Strandungsrisiko. Einige Studien konnten auch zeigen, dass lentische Habitate (z.B. „Pools“) empfindlicher (d.h. höhere Drift) auf eine Erhöhung der hydraulischen Belastung (z.B. durch Fliessgeschwindigkeitszunahme) reagieren als lotische Habitate (z.B. „Riffel“) (Aksamit et al., 2021; Friese et al., 2024).

Das komplexe Zusammenspiel von Drift, Strandung und veränderten Habitatbedingungen, die durch den Schwallbetrieb verursacht werden, kann langfristig zur Verringerung der Abundanz und Biomasse führen sowie zu Veränderungen in der Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft beitragen (Moog, 1993; Céréghino & Lavandier, 1998; Céréghino et al., 2002; Leitner et al., 2017; Elgueta et al., 2021). Möglicherweise wirkt sich dies negativ auf die „Metacommunity“ und die funktionale Vielfalt des Fliessgewässers aus (Kjærstad et al., 2018; Ruhi et al., 2018).

Ausserdem können plötzliche Schwankungen der Wassertemperatur (d.h. „Thermopeaking“; Kap. 8) eine verhaltensbedingte Makrozoobenthos-Drift auslösen (Carolli et al. 2012; Bruno et al. 2013; Schülting et al., 2016). Auch die Remobilisierung und Resuspension von Feinsedimenten, welche zu einer erhöhten Trübung und Kolmation führen (Hauer et al., 2019), können sich auf die Makrozoobenthos-Drift auswirken. Eine erhöhte Trübung führt potenziell zu einem erhöhten Abrieb des Makrozoobenthos sowie potenzieller Nahrungsquellen (z.B. Kiesel- und Fadenalgen), während die Kolmation zu einem verringerten Zugang zum Kieslückenraum (hyporheisches Interstitial) führt, welcher als Habitat und Refugium gilt (Bo et al., 2007; Crosa et al., 2010; Jones et al., 2012; Bruno et al., 2023).

Es ist anzunehmen, dass die Schwallhäufigkeit und die damit verbundenen Anzahl an Drift- und Strandungsereignissen einen wesentlichen Einfluss auf die Diversität und Abundanzen des Makrozoobenthos in Schwall-Sunk Strecken hat (Bätz et al., 2023). Schwallereignisse, welche nach einer längeren Zeitspanne ohne Schwall-Ereignisse stattfinden, zeigen z.B. tendenziell eine erhöhte Drift auf, während die Auswirkungen nachfolgender Schwallereignisse geringer sind (Bruno et al., 2016; Irvine, 1985). Dieser Effekt ist darauf zurückzuführen, dass die durch Schwall-Sunk verursachten Verluste des Makrozoobenthos nur eingeschränkt durch Wiederbesiedlung kompensiert werden können.

10.3 Mögliche Schwellenwerte für die Makrozoobenthos-Drift

Aus den Resultaten der drei Forschungsprojekten (Kap. 10.2) wurde versucht Schwellenwerte für die Makrozoobenthos-Drift auf der Skala einzelner Habitate („Patch“) zu identifizieren (Tonolla et al., 2019; Schülting et al., 2023; Friese et al., 2024). Die Experimente mit der tragbaren Versuchsrinne von Friese et al. (2024) zeigten, dass die Makrozoobenthos-Drift in Habitaten mit langsamen bis mittleren Fliessgeschwindigkeiten (≤ 0.5 m/s) wesentlich stärker auf die Erhöhung der hydraulischen Belastung reagiert als in Habitaten mit schnellen Fliessgeschwindigkeiten (> 0.5 m/s). In lentischen Bereichen sind die Fliessgeschwindigkeiten während des Sunkabflusses normalerweise niedrig (< 0.2 m/s). Die Experimente in Freilandkanalrinnen (Tonolla et al., 2019) ergaben, dass in Uferbereichen mit langsamen bis mittleren Fliessgeschwindigkeiten bei Schwallabfluss ≤ 0.5 m/s das Driffrisiko gering ist. Beide Experimente sind im Einklang mit den Schwellenwert von Graf et al. (2013) von 0.5 m/s, welche zeigten, dass eine Überschreitung dieser Fliessgeschwindigkeit zu einem Rückgang der Abundanzen von *Allogamus auricollis* (bevorzugt flache Uferbereiche mit langsam fließender Strömung) führt. Wobei Schülting et al. (2023) einen noch niedrigeren Schwellenwert für *Allogamus auricollis* ermittelten (ca. 0.25 cm/min). Basierend auf dem Bericht von Tonolla et al. (2019), den Ergebnissen von Friese et al. (2024), und den oben ausgeführten Überlegungen werden die Schwellenwerte in Tabelle 11 vorgeschlagen. Fliessgeschwindigkeiten, auf der Skala einzelner Habitate („Patch“), zwischen 0.4 und

0.7 m/s führen zu einer mässigen Erhöhung des Driftrisikos. Ab Fliessgeschwindigkeiten ≥ 0.7 m/s spielt die Pegelanstiegsrate eine Rolle. Wenn die Fliessgeschwindigkeit bei Schwall zwischen 0.7 und 1.0 m/s liegt und die Pegelanstiegsrate ≥ 1.0 cm/min beträgt, ist das Driffrisiko hoch, während es bei Pegelanstiegsraten < 1.0 cm/min mässig bleibt. Fliessgeschwindigkeiten > 1 m/s wurden in den drei Forschungsprojekten nicht getestet. Berücksichtigt man jedoch die Beziehungen zwischen Fliessgeschwindigkeit und Drift, ist ein sehr hohes Driffrisiko zu erwarten (Tab. 11). Frühere Experimente in Freilandkanalrinnen haben auch gezeigt, dass in Zeiten hoher benthischer Aktivität (nach Sonnenuntergang, in der Nacht sowie bei höheren Wassertemperaturen) die Bedeutung der Pegelanstiegsrate zunimmt, da sich mehr Individuen auf der Sohle aufhalten (Schülting et al., 2018). Wenn zudem Substrat und/oder organisches Material mobilisiert werden, ist noch ein wesentlich höheres Driffrisiko zu erwarten („Katastrophendrift“; Minckley, 1964; Wilzbach et al., 1988; Gibbins et al., 2007b).

Tabelle 11. Vorschlag für Risikoklassen der Makrozoobenthos-Drift und entsprechende Schwellenwerte für die Fliessgeschwindigkeit während des Schwallabflusses (an einem ständig benetzten lentischen Bereich bei Sunk des Flussufers) und für die Pegelanstiegsrate. v_{40} : mittlere Fliessgeschwindigkeit bei 40% der Wassertiefe, gemessen von der Sohlenoberfläche). Verändert nach Tonolla et al. (2019) sowie unter Berücksichtigung der Ergebnisse von Friese et al. (2024).

Fliessgeschwindigkeit	Pegelanstiegsrate	Risiko Klasse
$v_{40} \leq 0.4$ m/s	Nicht relevant	Geringes Risiko
$0.4 < v_{40} < 0.7$ m/s	Nicht relevant	Mässiges Risiko
$0.7 \leq v_{40} \leq 1$ m/s	< 1.0 cm/min	Mässiges Risiko
	≥ 1.0 cm/min	Hohes Risiko
$v_{40} > 1$ m/s	Keine Daten	Sehr hohes Risiko

Trotz dieser vielversprechenden Ergebnisse wäre die Festlegung eines exakten und verallgemeinerbaren Schwellenwerts für Schwallgewässer auf Grundlage unseres derzeitigen Wissens nicht gerechtfertigt, da viele Einflussfaktoren in den Versuchsanordnungen nicht ausreichend analysiert werden konnten (z.B. spezifische flussmorphologische Merkmale wie Substratzusammensetzung oder Uferneigung, Einfluss der Tages- und Jahreszeit, Grössenabhängigkeit der Organismen in der Drift). Daher können die vorgeschlagenen Schwellenwerte zum jetzigen Zeitpunkt nur als eine erste grobe Einschätzung des Driftrisikos gesehen werden und sollten somit auch als solche interpretiert und benutzt werden. Ausserdem basieren die in Tabelle 11 präsentierten Ergebnisse auf der Gesamtdrift und berücksichtigen nicht die Reaktion einzelner Taxa oder „Traits“ (Kap. 10.2), welche von einem Gewässer zum nächsten unterschiedlich sein können und somit die Verallgemeinerung dieser Schwellenwerte erschwert. Zu berücksichtigen ist auch, dass Tabelle 11 den Einfluss der Häufigkeit von Drift-Ereignissen nicht mit einbezieht, dies aber wahrscheinlich einen weiteren wesentlichen Steuerfaktor für die Wiederherstellung einer funktionierenden Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft darstellt (Bätz et al., 2023).

10.4 Zusätzliche Empfehlungen für die Praxis

Vorschläge für die Massnahmenumsetzung

Insgesamt zeigen die Ergebnisse von Schülting et al. (2023), Tonolla et al. (2023) und Friese et al. (2024) sowie weitere Studien, dass die Zusammensetzung des Makrozoobenthos (verschiedene Taxa und „Traits“ sind unterschiedlich empfindlich) und der flussspezifische physische Kontext (z.B., Schwallintensität, morphologische Komplexität und Vielfalt, Entfernung zu potenziellen Quellpopulationen) die Drift- und Strandungsmagnitude wesentlich beeinflussen. Da der Prozess des Driftanfanges (A in Abb. 37) auf der Skala einzelner Habitate („Patch“) stattfindet, wird empfohlen, die Massnahmen zur Dämpfung der negativen Auswirkungen von Schwall-Sunk so zu gestalten, dass diese auch auf dieser Skala ihre Wirkung entfalten (Bätz et al., 2023). Anders gesagt, sollten bauliche und/oder betriebliche Massnahmen so gestaltet werden, dass die mit dem Schwall-Sunk Betrieb verbundene hydraulische Belastung auf empfindliche Habitate reduziert wird. Um dies besser erreichen zu können, können neben baulichen und/oder betrieblichen Massnahmen zur Verringerung der Schwallamplitude und -magnitude sowie der Pegelan- und abstiegsraten zusätzlich auch kleinräumige

baulich-morphologische Massnahmen zum Einsatz kommen (Friese et al., 2022; Kap. 11). Das Zusammenspiel baulicher und/oder betrieblicher Massnahmen sowie morphologischer Massnahmen soll zu einer lokalen Erhöhung der Persistenz in empfindlichen Habitaten führen (Bätz et al., 2023), sodass punktuell der Prozess der passiven Loslösung von Makrozoobenthos (Driftanfang; A in Abb. 37) minimiert wird. Vor allem strömungsempfindliche Taxa und Merkmalsgruppen („Traits“) sowie die dazugehörigen lentischen Habitate mit langsamen Fliessgeschwindigkeiten scheinen besonders stark auf eine Erhöhung der hydraulischen Belastung zu reagieren.

Zusätzlich zur Erhöhung der Habitatpersistenz sollten Schwall-Sunk Massnahmen zusammen mit allfälligen Massnahmen im Bereich Revitalisierung und Sanierung Geschiebehauhalt darauf abzielen, Substratdefizite und Kolmation vorzubeugen (Hauer et al., 2019; Friese et al., 2022), wodurch der Kieslückenraum (hyporheisches Interstitial) als Habitat und potentiell Refugium während dem Schwallbetrieb erhalten wird (Bruno et al., 2010, 2020; Stubbington, 2012). Darüber hinaus kann die Wiederanbindung von Seitengewässern und/oder Zuflüssen mit einem natürlichen Abfluss- und Sedimentregime sowie die Verbesserung der Morphologie flussaufwärts der von Schwallbetrieb betroffenen Strecken (z.B. in der Restwasserstrecke) Rückzugshabitate und Quellpopulationen bereitstellen und somit eine schnellere Wiederbesiedlung flussabwärts der Schwallkraftwerke begünstigen (Bruno et al., 2016; Hauer et al., 2017; Kennedy et al., 2016; Milner et al., 2019; Aksamit et al., 2021, Friese et al., 2022). Detaillierte Empfehlungen zur Gestaltung lokaler, kleinräumiger baulich-morphologischer Massnahmen in Schwall-Sunk Strecken für das Makrozoobenthos sind Kapitel 11 und Friese et al. (2022) zu entnehmen.

Drift-Probenahme im Feld und Wahl des Drift-Antwortparameters

Empfehlungen für die Felddaufnahmen der Makrozoobenthos-Drift sind z.B. in Tonolla et al. (2019) und im Methodenbericht von Pegel (1980) sowie in verschiedenen Berichten von Fachbüros (z.B. Limnex, 2006, 2009; BGF, 2009; Consorzio D.R.I.F.T., 2011) zu entnehmen. Wobei v.a. zu beachten ist, dass die Loslösung des Makrozoobenthos vom Substrat (Driftanfang; A in Abb. 37) mehrere Meter flussaufwärts der Driftnetze stattfinden kann, wo ganz andere hydraulische bzw. Habitat-Bedingungen herrschen können als vor dem Driftnetz (Gibbins et al., 2016). Aus diesem Grund ist eine direkte Korrelation zwischen Drift und Fliessgeschwindigkeit (meistens gemessen vor dem Drift Netz) mit vielen Unsicherheiten verbunden. Des Weiteren ist die Wahl des Antwortparameters (z.B. Driftdichte, Driftrate, Driftintensität, "Drift propensity") ausschlaggebend. Zum Beispiel, die Verwendung der Driftdichte (d.h. Anzahl driftender Organismen geteilt durch das Wasservolumen) als Antwortparameter führt zu einer künstlichen Verringerung der Auswirkungen von Experimenten mit hoher Schwallamplitude und entsprechenden Fliessgeschwindigkeiten, da die Makrozoobenthos-Drift meist nicht proportional mit der Zunahme des Wasservolumens zunimmt und somit zu einem Verdünnungseffekt führt (Pegel, 1980; Naman et al., 2017). Laut Pegel (1980) führt eine Verdoppelung der Fliessgeschwindigkeit zu einer Halbierung der Driftdichte, sofern gleich viele Individuen potenziell verdriften (Abb. 39). Naman et al. (2017) zeigten, dass die Driftdichte negativ mit dem Wasservolumen korreliert, während der „Drift flux“ (d.h. die Gesamtzahl des driftenden Makrozoobenthos) entgegengesetzte Muster zeigte. Aus diesem Grund haben z.B. Tonolla et al. (2023) und Friese et al. (2024) die Drift als Driftintensität ausgedrückt (d.h. Anzahl driftender Organismen, normiert auf die Driftnetzfläche und die Expositionszeit als Ind./m²min), da diese nicht durch Verdünnungseffekte beeinflusst wird. Aufgrund der hohen Dichteabhängigkeit der Drift (Waters, 1972) ist die „Drift propensity“ (d.h. das Verhältnis der Anzahl Individuen in der Drift zum benthischen Bestand) als weiterer wichtiger Antwortparameter zu betrachten. Dieser gibt Hinweise zur Driftempfindlichkeit bzw. -resistenz einzelner Taxa und „Traits“.

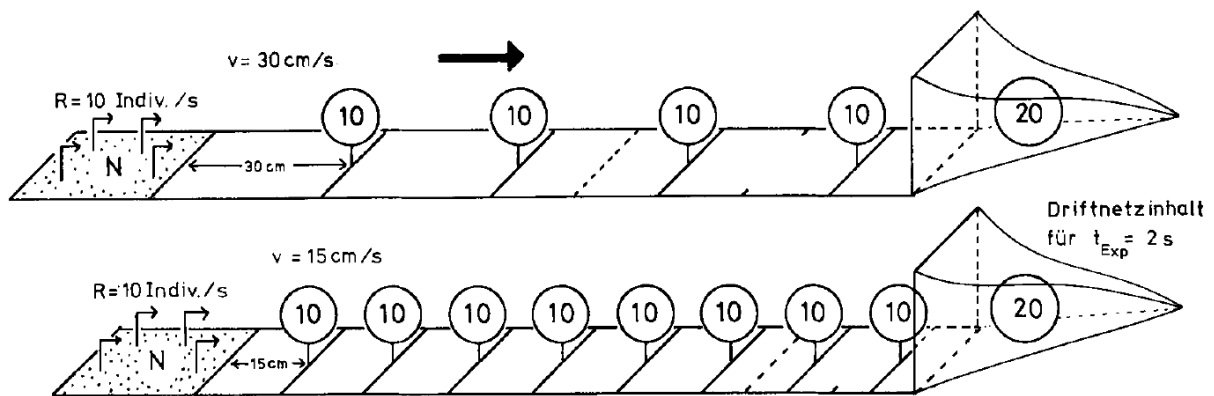


Abbildung 39. Vereinfachtes Modell zur Beschreibung des Einflusses der Strömungsgeschwindigkeit auf die Driftdichte. Dieselbe Population ist nacheinander verschiedenen Strömungsgeschwindigkeiten ausgesetzt. In beiden Fällen driften pro Sekunde 10 Organismen von ihren Substraten ab ($R = 10 \text{ Individ./s}$). Sie werden in Strömungsrichtung weitertransportiert, wobei die Strömungsgeschwindigkeit bestimmt, in welchem Abstand die Tiere aufeinander folgen. Ein Driftnetz, das den ganzen Querschnitt des Gewässers abfängt, wird für jeweils 2 Sekunden exponiert ($t_{\text{Exp}} = 2 \text{ s}$). Bei einer Strömungsgeschwindigkeit von $v = 30 \text{ cm/s}$ wird innerhalb von 2 Sekunden ein Wasserkörper mit einer Länge von 60 cm durch das Netz bewegt. In diesem Wasserkörper waren 20 Tiere enthalten, die sich nun im Driftnetz befinden. Bei einer Strömungsgeschwindigkeit von $v = 15 \text{ cm/s}$ wird nur ein Wasserkörper von 30 cm Länge filtriert. Dieser enthielt jedoch ebenfalls 20 Tiere. Die Driftintensität ist für beide Fälle dieselbe. Die Driftdichte wird jedoch bei Halbierung der Strömungsgeschwindigkeit doppelt so groß. Quelle Abbildung und Text: Pegel (1980).

10.5 Literatur

- Aksamit CK, Carolli M, Vanzo D, Weber C, Schmid M. 2021. Macroinvertebrate recovery to varying hydropeaking frequency: A small hydropower plant experiment. *Frontiers in Environmental Science* 8: 602374.
- Bätz N, Judes C, Weber C. 2023. Nervous habitat patches: The effect of hydropeaking on habitat dynamics. *River Research and Applications* 39: 349–363.
- BGF 2009. Erneuerung KW Amsteg. Gewässerökologisch verträgliche Ausgestaltung des Schwallregimes. z.H. SBB.
- Bo T, Fenoglio S, Malacarne G, Pessino M, Sgariboldi F. 2007. Effects of clogging on stream macroinvertebrates: An experimental approach. *Limnologica* 37: 186–192.
- Bretschko G, Moog O. 1990. Downstream effects of intermittent power generation. *Water Science & Technology* 22: 127–135.
- Brittain JE, Eikeland TJ. 1988. Invertebrate Drift - A Review. *Hydrobiologia* 166: 77–93.
- Bruno MC, Cashman MJ, Maiolini B, Biffi S, Zolezzi G. 2016. Responses of benthic invertebrates to repeated hydropeaking in seminatural flume simulations. *Ecohydrology* 9: 68–82.
- Bruno MC, Doretto A, Boano F, Ridolfi L, Fenoglio S. 2020. Role of the hyporheic zone in increasing the resilience of mountain streams facing intermittency. *Water* 12: 2034.
- Bruno MC, Maiolini B, Carolli M, Silveri L. 2010. Short time-scale impacts of hydropeaking on benthic invertebrates in an alpine stream (Trentino, Italy). *Limnologica* 40: 281–290.
- Bruno MC, Siviglia A, Carolli M, Maiolini B. 2013. Multiple driftresponses of benthic invertebrates to interacting hydropeaking and thermopeaking waves. *Ecohydrology* 6: 511–522.
- Bruno MC, Vallefucio F, Casari A, Larsen S, Dallafior V, Zolezzi G. 2023. Moving waters to mitigate hydropeaking: A case study from the Italian Alps. *River Research and Applications* 39: 570–587.
- Carolli M, Bruno MC, Siviglia A, Maiolini B. 2012. Responses of benthic invertebrates to abrupt changes of temperature in flume simulations. *River Research and Applications* 28: 678–691.
- Céréghino R, Cugny P, Lavandier P. 2002. Influence of intermittent hydropeaking on the longitudinal zonation patterns of benthic invertebrates in a mountain stream. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie* 87: 47–60.
- Céréghino R, Lavandier P. 1998. Influence of hypolimnetic hydropeaking on the distribution and population dynamics of Ephemeroptera in a mountain stream. *Freshwater Biology* 40: 385–399.
- Consorzio DRIFT. 2011. Studio degli effetti delle variazioni di portata indotti dalla regimazione idroelettrica lungo il fiume Ticino. z.H. Kanton Tessin.
- Crosa G, Castelli E, Gentili G, Espa P. 2010. Effects of suspended sediments from reservoir flushing on fish and macroinvertebrates in an alpine stream. *Aquatic Science* 72: 85–95.

- Cushman RM. 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management* 5: 330–339.
- Dawson SK, Carmona CP, González-Suárez M, Jönsson M, Chichorro F, Mallen-Cooper M, Melero Y, ... Duthie AB. 2021. The traits of “trait ecologists”: An analysis of the use of trait and functional trait terminology. *Ecology and Evolution* 11: 16434–16445.
- De Jalon DG, Sanchez P, Camargo JA. 1994. Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. *Regulated Rivers: Research and Management* 9: 253–261.
- Elgueta A, Górski K, Thoms M, Fierro P, Toledo B, Manosalva A, Habit E. 2021. Interplay of geomorphology and hydrology drives macroinvertebrate assemblage responses to hydropeaking. *Science of the Total Environment* 768: 144262.
- Elliott JM. 1971. The distances travelled by drifting invertebrates in a Lake District stream. *Oecologia* 6: 191–220.
- Friese N., Tonolla D., Weber C., Bätz N. 2024. Einfluss von Hydraulik und Habitattyp auf die Drift von Makroinvertebraten unter Schwall-Sunk: Ein Feldexperiment. *Wasser Energie Luft*, in Bearbeitung.
- Friese N, Weber C, Rachely C, Weitbrecht V, Bätz N. 2022. Kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen in der Schwall-Sunk Sanierung: Wirksamkeit für das Makrozoobenthos? *Wasser Energie Luft* 114: 9–17.
- Gibbins C, Vericat D, Batalla RJ. 2007a. When is stream invertebrate drift catastrophic? The role of hydraulics and sediment transport in initiating drift during flood events. *Freshwater Biology* 52: 2369–2384.
- Gibbins CN, Vericat D, Batalla RJ, Buendia C. 2016. Which variables should be used to link invertebrate drift to river hydraulic conditions? *Fundamental and Applied Limnology* 187: 191–205.
- Gibbins C, Vericat D, Batalla RJ, Gomez CM. 2007b. Shaking and moving: low rates of sediment transport trigger mass drift of stream invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64: 1–5.
- Graf W, Leitner P, Moog O, Steidl C, Salcher G, Ochsenhofer G, Müllner K. 2013. Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. Vienna, Austria: Datenerhebung und Analyse Benthische Invertebraten.
- Hauer C, Holzapfel P, Leitner P, Graf W. 2017. Longitudinal assessment of hydropeaking impacts on various scales for an improved process understanding and the design of mitigation measures. *Science of the Total Environment* 575: 1503–1514.
- Hauer C, Holzapfel P, Tonolla D, Habersack H, Zolezzi G. 2019. In situ measurements of fine sediment infiltration (FSI) in gravel-bed rivers with a hydropeaking flow regime. *Earth Surface Processes and Landforms* 44: 433–448.
- Imbert JB, Perry JA. 2000. Drift and benthic invertebrate responses to stepwise and abrupt increases in non-scouring flow. *Hydrobiologia*, 436: 191–208.
- Irvine JR. 1985. Effects of successive flow perturbations on stream invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 1922–1927.
- Jones JI, Murphy JF, Collins AL, Sear DA, Naden PS, Armitage PD. 2012. The impact of fine sediment on macro-invertebrates. *River Research and Applications* 28: 1055–1071.
- Kennedy TA, Muehlbauer JD, Yackulic CB, Lytle DA, Miller SW, Dibble KL, Kortenhoeven EW, ... Baxter CV. 2016. Flow management for hydropower extirpates aquatic insects, undermining river food webs. *Bioscience* 66: 561–575.
- Kjærstad G, Arnekleiv JV, Speed JDM, Herland AK. 2018. Effects of hydropeaking on benthic invertebrate community composition in two central Norwegian rivers. *River Research and Applications* 34: 218–231.
- Kroger RL. 1973. Biological effects of fluctuating water levels in the Snake River, grand Teton National Park, Wyoming. *The American Midland Naturalist* 89: 478–481.
- Leitner P, Hauer C, Graf W. 2017. Habitat use and tolerance levels of macroinvertebrates concerning hydraulic stress in hydropeaking rivers – A case study at the Ziller River in Austria. *Science of the Total Environment* 575: 112–118.
- Limnex 2006. Schwallversuche in der Linth: ökologische Auswirkungen von schwalldämpfenden Massnahmen. z.H. Amt für Umweltschutz, Kt. Glarus.
- Limnex 2009. Schwall/Sunk in der Hasliaare. z.H. KWO.
- Matthaei C, Uehlinger U, Frutiger A. 1997. Response of benthic invertebrates to natural versus experimental disturbance in a Swiss prealpine river. *Freshwater Biology* 37: 61–77.
- Miller SW, Judson S. 2014. Responses of macroinvertebrate drift, benthic assemblages, and trout foraging to hydropeaking. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 687: 675–687.
- Milner VS, Yarnell SM, Peek RA. 2019. The ecological importance of unregulated tributaries to macroinvertebrate diversity and community composition in a regulated river. *Hydrobiologia* 829: 291–305.

- Minckley WL. 1964. Upstream movements of Gammarus (Amphipoda) in doe run, Meade County, Kentucky. *Ecology* 45: 195.
- 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.
- Naman SM, Rosenfeld JS, Richardson JS. 2016. Causes and consequences of invertebrate drift in running waters: From individuals to populations and trophic fluxes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73: 1292–1305.
- Naman SM, Rosenfeld JS, Richardson JS, Way JL. 2017. Species traits and channel architecture mediate flow disturbance impacts on invertebrate drift. *Freshwater Biology* 62: 340–355.
- Palmer MA, Allan JD, Butman CA. 1996. Dispersal as a regional process affecting the local dynamics of marine and stream benthic invertebrates. *Trends in Ecology & Evolution* 11: 322–326.
- Pegel M. 1980. Zur Methodik der Driftmessung in der Fließgewässerökologie unter besonderer Berücksichtigung der Simuliidae (Diptera). *Journal of Applied Entomology* 89: 198–214.
- Perry SA, Perry WB. 1986. Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flathead and Kootenai Rivers, Montana, USA. *Hydrobiologia* 134: 171–182.
- Rader RB. 1997. A functional classification of the drift: Traits that influence invertebrate availability to salmonids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 1211–1234.
- Ruhi A, Dong X, McDaniel CH, Batzer DP, Sabo JL. 2018. Detrimental effects of a novel flow regime on the functional trajectory of an aquatic invertebrate metacommunity. *Global Change Biology* 24: 3749–3765.
- Schülting L, Dossi F, Graf W, Tonolla D. 2023. Flow amplitude or up-ramping rate? Quantifying single and combined effects on macroinvertebrate drift during hydropeaking simulations, considering sensitive traits. *River Research and Applications* 39: 412–426.
- Schülting L, Feld CK, Graf W. 2016. Effects of hydro- and thermopeaking on benthic macroinvertebrate drift. *Science of the Total Environment* 573: 1472–1480.
- Schülting L, Feld CK, Zeiringer B, Hušek H, Graf W. 2018. Macroinvertebrate drift response to hydropeaking: An experimental approach to assess the effect of varying ramping velocities. *Ecohydrology* 12: e2032.
- Stubbington R. The hyporheic zone as an invertebrate refuge: A review of variability in space, time, taxa and behavior. *Marine & Freshwater Research* 63: 293–311.
- Tanno D, Wächter K, Gerber R. 2021. Stranden von Wasserwirbellosen bei Schwallrückgang – Fallstudie am Hinterrhein. *Wasser Energie Luft* 113: 89–96.
- Tanno D, Wächter K, Schmidlin S. 2016. Stranden von Wasserwirbellosen bei Schwallrückgang – Ergebnisse einer Pilotstudie. *Wasser Energie Luft* 108: 277–284.
- Timusk ER, Smokorowski KE, Jones NE. 2016. An experimental test of sub-hourly changes in macroinvertebrate drift density associated with hydropeaking in a regulated river. *Journal of Freshwater Ecology* 31: 555–570.
- Tonolla D, Dossi F, Kastenhofer O, Doering M, Hauer C, Graf W, Schülting L. 2023. Effects of hydropeaking on drift, stranding and community composition of macroinvertebrates: A field experimental approach in three regulated Swiss rivers. *River Research and Applications* 39: 427–443.
- Tonolla D, Schülting L, Dossi F, Di Cugno N, Hauer C, Döring M, Graf W. 2019. Assessment of hydropeaking impacts on the drift of aquatic macroinvertebrates – Flume and field experiments. Final report for the Swiss Federal Office for the Environment (FOEN).
- Waters FT. 1972. The drift of stream insects. *Annual Review of Entomology* 17: 253–272.
- Wilzbach M, Cummins K, Knapp R. 1988. Toward a functional classification of stream invertebrate drift. *Internationale Vereinigung für Theoretische Und Angewandte Limnologie: Verhandlungen* 23: 1244–1254.

11 Kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen

Autoren: Diego Tonolla, Nico Bätz

Für die Dämpfung der Schwall-Sunk Auswirkungen sind auch lokale, kleinräumige baulich-morphologische Anpassungen im Gerinne möglich (Anhang E Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“; Tonolla et al., 2017). Diese „instream Massnahmen“ können die ökologische Wirksamkeit baulicher und betrieblicher Massnahmen weiter unterstützen und bezwecken keine direkte Änderung der Abflussganglinien ab Wasserrückgabe. Zu beachten ist, dass kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen zu keiner grossräumigen Veränderung der Gewässermorphologie führen, wie es bei Revitalisierungen der Fall sein kann.

Friese et al. (2022) beschreiben wie verschiedene Strukturen die lokalen Strömungs- und Sedimentdynamiken beeinflussen können (Abb. 40). Totholzstrukturen, Bühnen, Buchten oder Belebteingruppen, können z.B. als permanente kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen eingesetzt werden und somit hydraulisch beruhigte Strukturbereiche sowie eine Erhöhung der hydromorphologischen Diversität schaffen. Auch könnten mobile kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen wie z.B. Deflektoren (Bartoň et al., 2023) zum Einsatz kommen, um in ökologisch sensiblen Zeiträumen lokal die hydraulische Belastung (z.B. starke Strömung) zu beeinflussen. Detaillierte Zusammenhänge zwischen kleinräumigen baulich-morphologischen Massnahmen und dem Makrozoobenthos sind in Friese et al. (2022) zu finden. Erkenntnisse zu kleinräumigen baulich-morphologische Massnahmen für Fische können z.B. aus Ribí et al. (2014), Costa et al. (2019) und Boavida et al. (2023) entnommen werden.

Generell sollten kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen auf eine punktuelle Erhöhung der zeitlichen Persistenz von geeigneten Habitatbedingungen zielen (Bätz et al., 2023). In den meisten Fällen heisst es die Zunahme der hydraulischen Belastung in der Anstiegsphase und bei Schwallabfluss lokal zu verringern und/oder das Trockenfallen der Wasserwechselzone in der Abstiegsphase und bei Sunkabfluss punktuell zu reduzieren. Um die Wirksamkeit solcher Massnahmen zu gewährleisten, sollten sich die zu schaffenden Habitatbedingungen und nötigen Persistenzen an die Bedürfnisse der Zielarten und deren Entwicklungsstadien richten.

Kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen sollten die Hochwassersicherheit nicht beeinträchtigen sowie eine regelmässige Substratmobilisierung zur Verhinderung einer dauerhaften Kolmation ermöglichen. Wenn als Problem erkannt, könnten diese Massnahmen auch auf die Pufferung von Temperaturschwankungen und/oder auf die Erhöhung des Rückhalts von organischem Material (wichtig als Habitat und Nahrungsquelle für Organismen) ausgerichtet werden. Des Weiteren sollten diese Massnahmen so angepasst werden, dass sie die Initialisierung von eigendynamischen Entwicklungsprozessen, unter Rücksichtnahme des Sediment- und Abflussregime im Einzugsgebiet, fördern. Somit kann auch deren Langlebigkeit maximiert und deren Unterhaltsaufwand minimiert werden.

Wirkung auf die Haupteinflussfaktoren des Schwall-Sunk-Betriebs auf aquatische Insekten (Makrozoobenthos)





Massnahmen Typ	Verringerung der hydraulischen Belastung	Beständige Benetzung	Verringerung der Temperaturschwankungen	Förderung der nat. Sedimentdynamik:		Rückhalt von organischem Material	Beispiele / Referenzen
				Geleg. Substratmobilität / Dekolmation	Verstärkte Substratsortierung		
Totholzstrukturen 	Verringerung in der Rückströmzone; Insgesamt Erhöhung der Variabilität; Evtl. Erhöhung im freien Fließquerschnitt bzw. am gegenüberliegenden Ufer	Keine Auswirkung*	Keine Auswirkung	Lokale Dekolmation bei Hochwasser; Evtl. lokal erhöhter Transport im freien Fließquerschnitt bzw. am gegenüberliegenden Ufer	Lokal erhöhte Sortiereffekte in Rückströmzone; Evtl. Feinsedimentablagerung	Erhöhung des Rückhalts von grobem organischem Material (z.B. Blätter)	Schweizer et al. 2016 Mende 2018, 2021 Widmer et al. 2019
Verschiedene Bühnentypen 	Verringerung in den Bühnenfeldern; Insgesamt Erhöhung der Variabilität; Evtl. Erhöhung im freien Fließquerschnitt	Je nach Bühnentypen und Verhältnis zum mittleren Schwall-Sunk Wasserspiegel evtl. verstärktes Trockenfallen im Bühnenfeld*	Je nach Volumen des Bühnenfelds, des Bühnentyps, dem Verhältnis zum mittleren Schwall-Sunk Wasserspiegel; Evtl. Verringerung Schwankungen und Abmilderung Gradienten	Lokale Dekolmation bei Hochwasser; Evtl. lokal erhöhter Transport im freien Fließquerschnitt möglich	Erhöhte Sortiereffekte; Evtl. Feinsedimentablagerungen im Bühnenfeld	Kaum Auswirkung; Evtl. Rückhalt von Blättern und Totholz im Bühnenfeld	Werdenberg et al. 2014 Li et al. 2019
Buchten 	Verringerung in den Buchten, kaum Beeinflussung im freien Fließquerschnitt	Je nach Ausführung und Verhältnis zum mittleren Schwall-Sunk Wasserspiegel verstärktes Trockenfallen durch Entstehung von Flachufern möglich	Je nach Grösse und Anbindung/ Entkopplung an die Hauptströmung, evtl. Dämpfung der Schwankungen	Keine Auswirkung	Lokal erhöhte Sortiereffekte in Rückströmzone; Evtl. Feinsedimentablagerung	Kaum Auswirkung; Evtl. Rückhalt von Blättern	Ribi et al. 2014
Belebsteingruppe / Blocksteingruppe 	Verringerung in der Rückströmzone; Insgesamt Erhöhung der Variabilität	Keine Auswirkung*	Keine Auswirkung	Keine Auswirkung	Lokal erhöhte Sortiereffekte in Rückströmzone; Evtl. Feinsedimentablagerung	Kaum Auswirkung; Evtl. Rückhalt von Blättern und Totholz	Schweizer et al. 2016 Li et al. 2019

Abbildung 40. Beispiele von kleinräumigen baulich-morphologischen Massnahmen und ihrer möglichen Wirkung auf die Haupteinflussfaktoren des Schwall-Sunk-Betriebs auf das Makrozoobenthos. * Je nach Struktur Zunahme der trockenfallenden Oberfläche. Umfassende Liste und Quellen sind in Friese et al. (2022) zu entnehmen.

11.1 Literatur

- Bätz N, Judes C, Weber C. 2023. Nervous habitat patches: The effect of hydropeaking on habitat dynamics. *River Research and Applications* 39: 349–363.
- Bartoň D, Sajdlová Z, Kolařík T, Kubečka J, Duras J, Kortan D, Šmejkal M. 2023. Use of a flow deflector to protect rheophilic fish spawning grounds during hydropeaking. *River Research and Applications* 3: 561–569.
- Boavida I, Costa MJ, Portela MM, Godinho F, Tuhtan J, Pinheiro A. 2023. Do cyprinid fish use lateral flow-refuges during hydropeaking? *River Research and Applications* 39: 554–560.
- Costa MJ, Fuentes-Pérez JF, Boavida I, Tuhtan JA, Pinheiro AN. 2019. Fish under pressure: Examining behavioural responses of Iberian barbel under simulated hydropeaking with instream structures. *PLoS ONE* 14: e0211115.
- Friese N, Weber C, Rachely C, Weitbrecht V, Bätz N. 2022. Kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen in der Schwall-Sunk Sanierung: Wirksamkeit für das Makrozoobenthos? *Wasser Energie Luft* 114: 9–17.
- Ribi JM, Boillat JL, Peter A, Schleiss A. 2014. Attractiveness of a lateral shelter in a channel as a refuge for juvenile brown trout during hydropeaking. *Aquatic Sciences* 76: 527–541.
- Tonolla D, Chaix O, Meile T, Zurwerra A, Büsser P, Oppliger S, Essyad K. 2017. Schwall-Sunk – Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Vollzug* 1701.

12 Energiespeichersysteme und weitere mögliche Massnahmen

Autor: Diego Tonolla

Die Dämpfung der hydrologischen Auswirkungen von Schwall-Sunk kann primär durch bauliche Massnahmen, erreicht werden. Auf Antrag der Kraftwerksinhaber sind jedoch auch betriebliche Massnahmen möglich (Art. 39a Abs. 1 GSchG). Im Vordergrund stand in der Massnahmenplanung bislang der ober- und unterirdische Bau von Retentionsvolumina, gegebenenfalls in Kombination mit betrieblichen und/oder kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen (z.B. Raubäume, Wurzelstöcke, Blocksteingruppen, Buhnen; Kap. 11). In der Tabelle E1 im Anhang E des Vollzugshilfemoduls „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) befindet sich eine nicht abschliessende Liste möglicher baulicher Massnahmen für die Sanierung der Schwall-Sunk-Auswirkungen. Neben diesen Massnahmen gibt es auch weitere Methoden, Verfahren und Energiespeichersysteme, die zur Reduktion der hydrologischen Auswirkungen von Schwall-Sunk eingesetzt werden könnten (siehe dazu Greimel et al., 2021; Hayes et al, 2022).

Dazu gehören beispielsweise Schwerkraft-basierte Energiespeichersysteme (z.B. <https://www.energyvault.com/ides>) sowie die Komprimierung von Luft in ausgehobenen Kavernen („air cushion underground cavern“). Hierbei wird die Druckluft zur Steuerung der unterirdische Speicherung und die Abgabe von Wasser verwendet (Storli & Lundström, 2019). Als Alternative zu Retentionsvolumina schlagen Anindito et al. (2019) den Einsatz von Batterie-Energiespeichersystemen vor. Diese Autoren gehen davon aus, dass der Einsatz von Lithium-Ionen-Batterien bis 2025 als mögliche Massnahme in Konkurrenz zum Bau von Retentionsvolumina treffen kann. In der Tat wird davon ausgegangen, dass erschwingliche Energiespeicher und Solarsysteme ausreichen, um in den erneuerbaren Energiesystemen der Zukunft einen starken Schwallbetrieb zu vermeiden (Haas et al., 2019). Batterie-Energiespeichersystemen spielen bereits heute eine bedeutende energiewirtschaftliche Rolle und sind nach Pumpspeicherkraftwerken die weltweit zweitgrössten Energiespeicher sowie die am schnellsten wachsende Speichertechnologie überhaupt (Wyss et al., 2022). Batterie-Energiespeichersystemen können eine interessante Kombimassnahme darstellen, insbesondere zur Reduktion von Retentionsvolumen wie beispielweise Ausgleichsbecken oder -kavernen (Höfkes et al., 2022; Wyss et al., 2022) und sollten als mögliche Massnahmen (im Variantenstudium) geprüft werden.

Des Weiteren sind automatische bypass-Ventile (BPV) in der „European mitigation library“ enthalten (EU COM, 2020), die als ökologisch Effiziente Massnahmen vorgeschlagen werden, um das Strandungsrisiko infolge von Schwall-Sunk und unvorhergesehenen Kraftwerksabschaltungen zu reduzieren (Halleraker et al., 2023). Auch für die Abschwächung der negativen Auswirkungen von „Thermopeaking“ (Kap. 8) sind heutzutage Massnahmen bekannt, wie zum Beispiel dynamische Stauseeeinläufe („reservoir intakes“) zur Nachahmung natürlicherer Wassertemperaturen flussabwärts der Wasserrückgabe (Halleraker et al., 2022). Diesbezüglich werden neuere Wasserkraftanlagen zunehmend mit selektiven Einlaufbauwerken („selective intake structure“) aufgerüstet, um die Temperaturanforderungen zu erfüllen (Olden & Naiman, 2010; Svoboda et al., 2019; Heggenes et al., 2021; Kim & Choi, 2021).

12.1 Literatur

- Anindito Y, Haas J, Olivares M, Nowak W, Kern J. 2019. A new solution to mitigate hydropeaking? Batteries versus re-regulation reservoirs. *Journal of Cleaner Production* 210: 477–489.
- EU COM. 2020. European commission guidance document No. 37. Steps for defining and assessing ecological potential for improving comparability of heavily modified water bodies.
- Greimel F, Neubarth J., Fuhrmann M, Zoltan L, Zeiringer B, Schülting L, Führer S, ... Schmutz S. 2021. SuREmMa+: Entwicklung einer Methode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Massnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen. Forschungsbericht, Wien.
- Haas J, Nowak W, Palma-Behnke R. 2019. Multi-objective planning of energy storage technologies for a fully renewable system: Implications for the main stakeholders in Chile. *Energy Policy* 126: 494–506.

- Halleraker JH, Kenawi MS, L'Abée-Lund JH, Bakken TH, Alfredsen K. 2022. Assessment of flow ramping in water bodies impacted by hydropower operation in Norway – Is hydropower with environmental restrictions more sustainable? *Science of The Total Environment* 832: 154776.
- Halleraker JH, Natvik EV, Vaskinn K, L'Abée-Lund, JH, Alfredsen K. 2023. By-pass valves in hydropower plants: An ecologically important measure to mitigate stranding in rivers due to emergency turbine flow shutdown. *River Research and Applications* 39: 588–601.
- Hayes DS, Schülting L, Carolli M, Greimel F, Batalla RJ, Casas-Mulet R. 2022. Hydropeaking: Processes, effects, and mitigation. In Mehner T & Tockner K (Eds.), *Encyclopedia of Inland Waters (Second Edition)*, Elsevier, pp. 134–149.
- Heggenes J, Stickler M, Alfredsen K, Brittain JE, Adeva-Bustos, A, Huusko A. 2021. Hydropower-driven thermal changes, biological responses and mitigating measures in northern river systems. *River Research and Applications* 37: 743–765.
- Höfkes G, Evers F, Hohermuth B, Boes R. 2022. Schwall-Sunk-Sanierung mit hybriden Becken-Batterie- Systemen. *Wasser Energie Luft* 114: 167–174.
- Kim SK, Choi SU. 2021. Assessment of the impact of selective withdrawal on downstream fish habitats using a coupled hydrodynamic and habitat modeling. *Journal of Hydrology* 593: 125665.
- Olden JD, Naiman RJ. 2010. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology* 55: 86–107.
- Storli PT, Lundström TS. 2019. A new technical concept for water management and possible uses in future water systems. *Watermark* 11: 2528.
- Svoboda C, Einhellig R, Vermeyen T. 2019. Review of temperature control options for reservoir release flows. Bureau of Reclamation, U.S. Department of the Interior. Hydraulic Laboratory Report PAP-1184.
- Tonolla D, Chaix O, Meile T, Zurwerra A, Büsser P, Oppliger S, Essyad K. 2017. Schwall-Sunk – Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Vollzug* 1701.
- Wyss CR, Haas J, Vollenweider S. 2022. Können Batterien zur ökologischen Sanierung von Schwall-Sunk einen Beitrag leisten? *Wasser Energie Luft*, 114: 161–166.

13 Mögliche Auswirkungen des Klimawandels

Autor: Diego Tonolla

13.1 Auswirkungen auf den Wasserhaushalt

Der Klimawandel hat einen wesentlichen Einfluss auf den Wasserhaushalt der Schweizer Fliessgewässer. Der 2021 publizierte Bericht „Auswirkungen des Klimawandels auf die Schweizer Gewässer“ (BAFU, 2021) liefert detaillierte und regional fein aufgelöste Daten und beschreibt die zu erwartende Veränderung des Wasserhaushaltes. Zusätzlich liefert der „[Hydro-CH2018 Webatlas](#)“ Abfluss- und Temperaturdaten von verschiedenen Messstationen der Schweiz, alle Saisons, alle zukünftigen Zeitperioden und alle Emissionsszenarien, und wird laufend ergänzt. Die wichtigsten zu erwartenden Veränderungen des Wasserhaushaltes sind im Text unten zusammengefasst (alle Aussagen aus BAFU, 2021).

Mehr Abfluss im Winter, weniger im Sommer

- Die mittleren Jahresabflüsse werden sich in den meisten Einzugsgebieten nur geringfügig verändern (Tab. 12).
- Die saisonale Verteilung der Abflüsse wird sich verändern, mit einschneidenden Folgen für die Wassernutzung.
- Zukünftig werden nahezu alle Fliessgewässer im Winter mehr Wasser führen und im Sommer weniger. Besonders stark nehmen die Winterabflüsse in heute von Schnee geprägten Regimen zu. Die geringsten Veränderungen der Winterabflüsse zeigen Einzugsgebiete im Mittelland, in denen die Schneedecke schon heute wenig zum Abfluss beiträgt, sowie sehr hoch gelegene Einzugsgebiete, in denen auch in Zukunft im Winter der Niederschlag grösstenteils in Form von Schnee fallen wird.
- Falls keine Klimaschutzmassnahmen ergriffen werden, nehmen die Winterabflüsse bis Ende des Jahrhunderts zwischen 10 und 50 Prozent zu (Tab. 12). Im Sommer und Herbst dagegen vermindert sich der Abfluss gegenüber heute um 30 bis 50 Prozent. In heutigen Gletscherbächen sogar um bis zu 60 Prozent.
- Gebiete aller Höhenlagen und Regionen sind von rückläufigen Sommerabflüssen betroffen. Mit einem starken Rückgang ist im Mittelland, im Jura und in den Voralpen besonders im Spätsommer zu rechnen. Im Tessin wird ebenfalls eine deutliche Abnahme der Sommerabflüsse erwartet. Markant werden die sommerlichen Abflüsse auch in heute noch vergletscherten Gebieten abnehmen. Diese Veränderungen haben auch einen Einfluss auf die jährlichen NM7Q und Q₃₄₇.
- Niederschläge werden zukünftig im Winter zunehmen und öfter bis in höhere Lagen als Regen fallen. Im Sommer werden die Niederschläge abnehmen. Die Häufigkeit und Intensität von Starkniederschlägen wird zunehmen. Somit wird es auch mehr Oberflächenabfluss und lokale Hochwasser geben.
- Im Sommer bewirken höhere Temperaturen, dass die Gletscher rascher abschmelzen. Gewässer, die von ihnen gespeist werden, führen damit mehr Wasser. Dies ist allerdings ein vorübergehendes Phänomen. Bei den kleinen Gletschern nimmt das Schmelzwasser bereits heute schon wieder ab, bei den grossen voraussichtlich spätestens ab 2050.
- Zu den generell niedrigeren Abflüssen im Sommer und Herbst kommen häufigere und längere Trockenphasen hinzu.
- Die Gesamtmenge des Grundwassers verändert sich kaum, aber die Grundwasserneubildung wird im Winter zu- und im Sommer abnehmen.
- Die Verdunstung verstärkt sich in allen Saisons.

Differenziertes Bild: Alpen und Voralpen

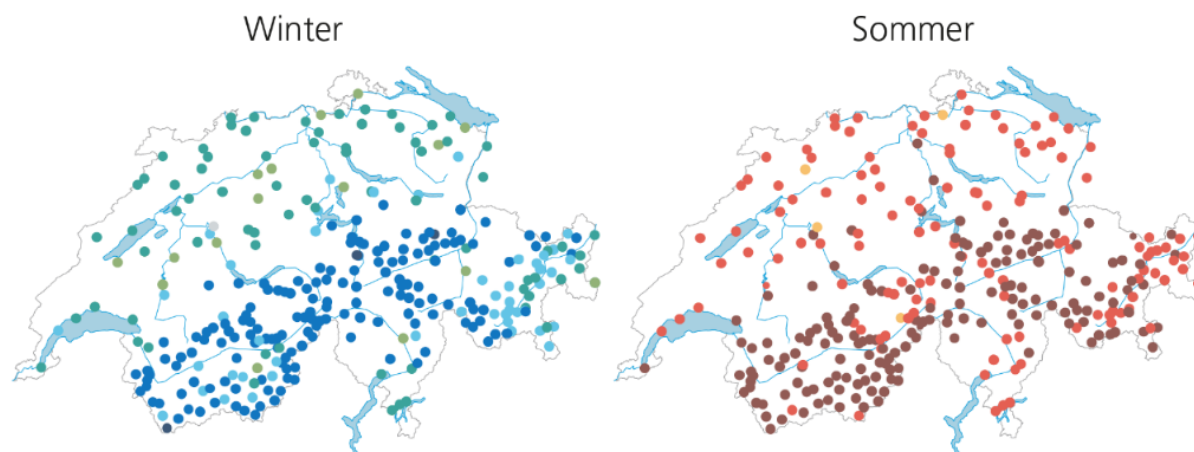
In den Alpen und Voralpen zeigen die hydrologischen Szenarien ein etwas differenzierteres Bild (Abb. 41). In Lagen zwischen 1500 und 2000 m ü. M. steigen die winterlichen Niedrigwasserabflüsse aufgrund der milderen und feuchteren Witterung in der nahen Zukunft an. Ohne Klimaschutz nehmen die Sommerabflüsse wegen des Rückgangs des Schmelzwassers jedoch so stark ab (Tab. 12), dass sich

die Niedrigwassersaison in einigen Gebieten vom Winter in den Herbst oder Sommer verschiebt. Niedrigwasser wird in diesen Gebieten dann nicht mehr durch tiefe Temperaturen, sondern durch ausbleibende Niederschläge verursacht.

Während alle Gebiete unterhalb 1500 m ü. M. bis Ende Jahrhundert ohne Klimaschutz eine deutliche Abnahme des Q_{347} zeigen, sind die Veränderungen in Gebieten zwischen 1500 und 2000 m ü. M. nur gering und der Q_{347} kann dort sowohl leicht zu-, als auch abnehmen. Für die sehr hohen Lagen über 2000 m ü. M. zeigen alle Szenarien auch für die ferne Zukunft eine Zunahme der Niedrigwasserabflüsse Q_{347} und damit weniger ausgeprägte Niedrigwassersituationen im Winter.

Tabelle 12. Möglicher Bereich der erwarteten Abfluss-Veränderungen 2070–2099 gegenüber 1981–2010 (Bandbreite der Simulationen). 30-Jahres-Durchschnittswerte für die Schweiz auf 5% genau angegeben. Mögliche Temperatur-Veränderungen 2081–2090 gegenüber 1991–2000. 10- bzw. 30-Jahres-Durchschnittswerte für die Schweiz auf 0.5 °C genau angegeben. Quelle: [Hydro-CH2018-Broschüre](#).

	Mit Klimaschutz bis Ende Jahrhundert	Ohne Klimaschutz bis Ende Jahrhundert
Jahresabflüsse	–5 bis +5 %	–0 bis –20 %
Winterabflüsse	–0 bis +20 %	+10 bis +50 %
Sommerabflüsse	–0 bis –20 %	–30 bis –50 %
Abfluss aus Schneeschmelze	–0 bis –30 %	–30 bis –60 %
Niedrigwasserabflüsse in Gebieten < 1500 müM	–0 bis –30 %	–10 bis –50 %
Wassertemperatur Sommer	+1.5 bis +3 °C	+3 bis +9 °C



Prozentuale Abweichung zur Referenzperiode in %

- Sehr starke Abnahme (–60 bis –40) ● Keine Veränderung (–5 bis 5) ● Starke Zunahme (40 bis 60)
- Starke Abnahme (–40 bis –20) ● Leichte Zunahme (5 bis 20) ● Sehr starke Zunahme (>60)
- Leichte Abnahme (–20 bis –5) ● Mittlere Zunahme (20 bis 40)

Abbildung 41. Die Karten zeigen die voraussichtlichen Veränderungen der saisonalen Abflüsse für verschiedene Einzugsgebiete bis zum Ende des Jahrhunderts (2070–2099) im Vergleich zur Referenzperiode (1981–2010), falls kein Klimaschutz erfolgt. Quelle: [Hydro-CH2018-Broschüre](#).

13.2 Auswirkungen auf die Wassertemperatur

Die thermische Beeinflussung der Gewässer durch den Klimawandel und die zunehmende anthropogene Nutzung stellt aus Sicht des Gewässerschutzes, der Erhaltung der Biodiversität und der Gewässernutzung eine grosse Herausforderung dar (Herold et al., 2018). Eine Studie an 52 Fliessgewässern zeigte, dass zwischen 1979 und 2018 die mittleren Wassertemperaturen sich um durchschnittlich 0.33 °C pro Jahrzehnt erhöhten, im Sommer sogar um 0.58 °C (Michel et al., 2020). Extremereignisse wie die Hitzesommer 2003, 2005, 2018 und 2022 können weitreichende Folgen für Nahrungsnetze und ökologische Interaktionen haben. Zum Beispiel, im Jahr 2018 war es in 19 Kantonen notwendig Fische aus Gewässern zu ihrer Rettung auszufischen – insgesamt auf einer Länge von rund

400 Kilometern (BAFU et al., 2019). Flüsse und Bäche werden sich in allen Regionen der Schweiz weiter erwärmen (BAFU, 2021).

- Ohne Klimaschutzmassnahmen wird eine Zunahme der sommerlichen Wassertemperaturen der Fliessgewässer bis Ende Jahrhundert um 3 bis 9 °C erwartet (BAFU, 2021). Mit Klimaschutzmassnahmen + 1.5 – 3 °C (Tab. 12; Abb. 42).
- Eine Erhöhung der durchschnittlichen und maximalen Wassertemperaturen wird erwartet, womit sich diese den oberen Grenzen des Vorzugs- und Toleranzbereiches der Fische annähern (Van Treeck & Wolter, 2021) bzw. für Wasserlebewesen kritische Temperaturen häufiger überschritten werden (BAFU, 2021). Manche Wasserlebewesen können sich an die klimabedingten Veränderungen anpassen, indem sie in kühlere, meist höher liegende Gewässer ausweichen. Dies gelingt ihnen allerdings nur, wenn sie keine Hindernisse wie Wasserkraftwerke oder Schwellen aufhalten. Zudem können sich invasive, gebietsfremde Arten unter den geänderten Bedingungen noch besser ansiedeln und ausbreiten.
- In Zukunft wird sich die Kapazität der Gewässer zur Aufnahme zusätzlicher anthropogener Prozesswärme in Form von Wärmeleitungen (z.B. durch warmes „Thermopeaking“, Kap. 8) reduzieren (Van Treeck & Wolter, 2021). Länger anhaltende Trockenperioden und geringere Abflüsse in den Fliessgewässern, verbunden mit höheren Temperaturamplituden könnten dazu führen, dass es erforderlich sein wird festgesetzte Einleitmengen, Wärme- oder Volumenströme zu überprüfen und wenn nötig anzupassen. In Anpassung an den Klimawandel sollten die maximale Einleittemperaturen und -volumina sowohl dynamisch an variierende Abflüsse gekoppelt als auch kumulativ für alle in einem Fliessgewässer vorhandenen Einleitungen und sonstige Beeinträchtigungen geregelt werden (Van Treeck & Wolter, 2021).

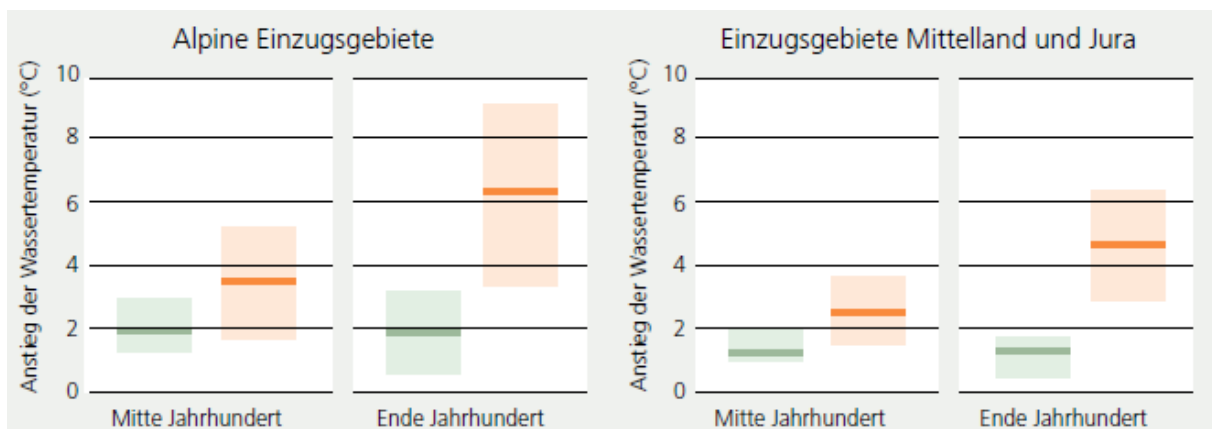


Abbildung 42. Die beiden Grafiken zeigen die voraussichtliche Entwicklung der durchschnittlichen Temperaturen der Schweizer Fliessgewässer im Sommer, mit (grün) und ohne (rot) Klimaschutzmassnahmen. Die hellen Flächen verdeutlichen die Bandbreite der Simulationen. Quelle: [Hydro-CH2018-Broschüre](#).

13.3 Auswirkungen auf die Wasserkraftproduktion

- Die Wasserkraftnutzung ist auch vom Klimawandel betroffen. Durch den erwarteten Rückgang der Sommerabflüsse können die Flusskraftwerke während der warmen Monate weniger Elektrizität erzeugen. Im Winter dagegen, wenn der Energiebedarf hoch ist, führen die Flüsse mehr Wasser, und es kann mehr Strom produziert werden (BAFU, 2021).
- Die alpinen Stauseen werden sich zwar weiterhin füllen, ihr Speichervolumen vermag die saisonalen Veränderungen bei den Zuflüssen grösstenteils abzufedern (BAFU, 2021). Dies bedingt aber eine Anpassung der Speicherbewirtschaftung. Bei Speicherseen mit stark vergletschertem Einzugsgebiet wird langfristig die verfügbare Wassermenge abnehmen, da die Gletscher verschwinden. Gleichzeitig nimmt die Einschwemmung von Lockermaterial zu. Damit die Ablagerungen nicht das Speichervolumen vermindern, sind Gegenmassnahmen notwendig (BAFU, 2021).
- Sofern Massnahmen zur Eindämmung des Klimawandels ergriffen werden, wird sich die jährliche Produktion von Elektrizität aus Wasserkraft langfristig kaum verändern und höchstens leicht

abnehmen. Ohne Klimaschutz könnten indes die erzeugten Energiemengen bis Ende des Jahrhunderts um bis zu sieben Prozent zurückgehen (BAFU, 2021).

- Bis 2050 wird ein Anstieg der Energiespeicherkapazität der Schweizer Speicherkraftwerke um 1.2 TWh prognostiziert, was 20% der heutigen Speicherkapazität entspricht (Boes et al., 2021).

13.4 Berücksichtigung bei Schwall-Sunk Massnahmen

Ziel der Berücksichtigung des Klimawandels sowie allfälliger Betriebs- und Marktänderungen ist es – wie schon im Anhang E (S. 117–118) des bestehenden Vollzugshilfemodul „Schwall-Sunk – Massnahmen“ (Tonolla et al., 2017) erwähnt – bei der Dimensionierung und Steuerung von Massnahmen zukünftige Entwicklungen nach aktuellem Wissen einzubeziehen. Beispielweise sollten bei der Ausarbeitung und Bewertung der Massnahmen mögliche zukünftige Abflussänderungen kritisch hinterfragt und diese Überlegungen zur Bestimmung der Abflussganglinien vergleichend herbeigezogen werden (oder modelliert werden). Zudem, bei der Anwendung der Indikatoren im Rahmen der Defizit- und Ursachenanalyse, des Variantenstudiums sowie der Wirkungskontrolle, sollten die möglichen Auswirkungen des Klimawandels eingeschätzt bzw. mitberücksichtigt werden. Ein Beispiel dazu ist im Indikatorblatt F3 „Laichareale der Fische“ (S. 72) des bestehenden Vollzugshilfemodul zu finden

Brosse et al. (2022) haben die direkten (z.B. Temperaturanstieg) und indirekten Auswirkungen (z.B. Zunahme der Wasserkraft als Folge der Energiewende) des Klimawandels auf die Ökologie und Qualität von Gewässern in alpinen und voralpinen Regionen verglichen. Dabei haben diese Autoren festgestellt, dass die indirekten Effekte des Klimawandels die direkten Effekte nicht nur verstärken, sondern kurzfristig sogar übertreffen können. Aus diesem Grund sollten auch diese indirekten Effekte bei der Massnahmenplanung, so weit wie möglich, berücksichtigt werden.

Eine weitere Studie zeigte die Auswirkungen des Klimawandels im Zusammenspiel mit der Abflussregulierung auf die strukturellen (z.B. Wassertemperaturpräferenz, taxonomische Zusammensetzung, Diversität) und funktionellen („Traits“, Dispersion, Redundanz) Merkmalen der Makrozoobenthos Lebensgemeinschaft (Bruno et al., 2019). Basierend auf den Erkenntnissen dieser und anderer Studien ist es möglich, die möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf bestimmte Indikatoren besser einzuschätzen und entsprechend in die Bewertung einfließen zu lassen.

13.5 Literatur

- BAFU (Hrsg.) 2019. Hitze und Trockenheit im Sommer 2018. Auswirkungen auf Mensch und Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Zustand* 1909.
- BAFU (Hrsg.) 2021. Auswirkungen des Klimawandels auf die Schweizer Gewässer. Hydrologie, Gewässerökologie und Wasserwirtschaft. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern. *Umwelt-Wissen* 2101.
- Boes R, Burlando P, Evers F, Farinotti D, Felix D, Hohermuth B, Schmid M, ... Manso P. 2021. Swiss potential for hydropower generation and storage. Synthesis report. ETH Zurich, Zurich, Switzerland.
- Brosse M, Benateau S, Gaudard A, Stamm C, Altermatt F. 2022. The importance of indirect effects of climate change adaptations on alpine and pre-alpine freshwater systems. *Ecological Solutions and Evidence* 3: e12127.
- Bruno, D, Belmar O, Maire A, Morel A, Dumont B, Datry T. 2019. Structural and functional responses of invertebrate communities to climate change and flow regulation in alpine catchments. *Global Change Biology* 25: 1612– 1628.
- Herold T, Schaffner M, Chaix O. 2018. Temperaturmonitoring der Fliessgewässer, Anpassung an zukünftige Herausforderungen. *Aqua & Gas* 12: 54–59.
- Michel A, Brauchli T, Lehning M, Schaeffli B, Huwald H. 2020. Stream temperature and discharge evolution in Switzerland over the last 50 years: annual and seasonal behaviour. *Hydrology and Earth System Sciences* 24: 115–142.
- Tonolla D, Chaix O, Meile T, Zurwerra A, Büsser P, Oppliger S, Essyad K. 2017. Schwall-Sunk – Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Vollzug* 1701.
- Van Treeck R, Wolter C. 2021. Temperaturempfindlichkeiten der Fischgemeinschaften in deutschen Fließgewässern – Überprüfung der Orientierungswerte für die Temperatur. Bericht im Auftrags von Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser. Leibniz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei.