Zeitschrift: Wasser Energie Luft = Eau énergie air = Acqua energia aria

Herausgeber: Schweizerischer Wasserwirtschaftsverband

Band: 114 (2022)

Heft: 1

Artikel: Kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen in der Schwall-Sunk-Sanierung : Wirksamkeit für das Makrozoobenthos? = Mesures morphologiques ponctuelles dans le cadre de l'assainissement des éclusées : quels bénéfices pour le macrozoobenthos?

Autor: Friese, Nathalie / Weber, Christine / Rachelly, Cristina

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-990510

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 23.01.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

Kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen in der Schwall-Sunk-Sanierung: Wirksamkeit für das Makrozoobenthos?

Nathalie Friese, Christine Weber, Cristina Rachelly, Volker Weitbrecht, Nico Bätz

Zusammenfassung

In der Schweiz beruht die Schwall-Sunk-Sanierung in Fliessgewässern auf baulichen und ggf. betrieblichen Massnahmen zur Dämpfung der Schwall-Sunk-Abflussganglinie. Ergänzend dazu können kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen zum Einsatz kommen, wie beispielsweise Totholzstrukturen, Buchten oder Blocksteingruppen. Im vorliegenden Artikel diskutieren wir ihre Wirkung auf das Makrozoobenthos, das aufgrund seiner grossen Artenvielfalt und der komplexen Lebenszyklen oft stark vom Schwall-Sunk-Betrieb betroffen ist. Wir erörtern, inwiefern verschiedene Massnahmentypen die negativen Auswirkungen des Schwall-Sunk-Betriebs kleinräumig reduzieren können, z. B. indem sie die hydraulischen Kräfte verringern, eine beständige Benetzung garantieren oder die natürliche Sedimentdynamik fördern.

1. Massnahmen zur Sanierung von Schwall-Sunk

Im Rahmen der strategischen Planung Sanierung Schwall-Sunk wurden 102 sanierungspflichtige Kraftwerke identifiziert *(BAFU, 2015)*. Diese Kraftwerke führen zu kurzfristigen künstlichen Abflussänderungen (Schwall-Sunk), die die einheimischen Tiere und Pflanzen sowie ihre Lebensräume wesentlich beeinträchtigen *(Art. 39a GSchG; Art. 41e GSchV)*. Um die Kraftwerksinhaber bei der Umsetzung der Sanierungsmassnahmen zu unterstützen, stellt der Bund eine Vollzugshilfe *(VZH; Tonolla et al., 2017)* und jährlich 50 Mio. CHF für die gesamte Sanierung der Wasserkraft zur Verfügung (d.h. Sanierung Schwall-Sunk, Geschiebe und Fischgängigkeit).

Die Behörden ordnen bauliche Massnahmen zur Sanierung von Schwall-Sunk an *(Art. 39a, Abs. 1, GSchG)*. Dabei liegt der Schwerpunkt auf der Dämpfung der massgebenden hydrologischen Kenngrössen des Schwall-Sunk-Betriebs (d.h. Schwallabfluss, Sunkabfluss, Pegelanstiegs- und Pegelrückgangsrate). Die am häufigsten erwogene bauliche Schwall-Sunk-Sanierungsmassnahme ist die Bereitstellung eines Ausgleichsvolumens in Form von Becken, Stollen oder Kaverne, wie das prominente Fallbeispiel der KWO zeigt *(Schweizer et al., 2016, 2021)*. Auf Antrag des Kraftwerksinhabers können die Behörden jedoch auch betriebliche Massnahmen verfügen *(Art. 39a, Abs. 1, GSchG)*. Hierfür wird der Turbinenbetrieb des Kraftwerks angepasst. Um die ökologische Wirksamkeit solcher baulichen und/oder betrieblichen Massnahmen zu unterstützen, können ergänzend kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen im Fliessgewässer zum Einsatz kommen.

Baulich-morphologische Massnahmen werden in der VZH als ergänzende Massnahmen geführt und als «lokale, kleinräumige morphologische Anpassungen im Gerinne selbst («Instream»)» definiert, welche die «ökologischen Auswirkungen von Schwall-Sunk im Gewässer» mindern. In der Schwall-Sunk-Sanierung lassen sich also nur kleinräumige Eingriffe zur lokalen Habitataufwertung realisieren; grossräumige Veränderungen der Gewässermorphologie dagegen müssen im Rahmen der Revitalisierung *(gemäss Art. 38a GSchG)* umgesetzt und finanziert werden.

Die VZH führt verschiedene baulich-morphologische Massnahmen auf, wie beispielsweise permanent benetzte Seitenarme, Instream River Training Massnahmen, Störsteine oder Buchten *(Anhang E in der VZH)*. Diese Massnahmen zielen vor allem auf die Verbesserung der Habitateigenschaften für Fische ab, so zum Beispiel Fischbuchten nach *Ribi et al. (2014)* oder auch Fischunterstände, Wurzelstöcke, Belebtsteingruppen und Hakenbuhnen *(Schweizer et al., 2016, 2021)*. Baulich-morphologische Massnahmen zur spezifischen Förderung des Makrozoobenthos fehlen dagegen weitgehend. Das Makrozoobenthos umfasst eine grosse Vielfalt an wirbellosen Kleinlebewesen ab ca. 1 mm Körperlänge – von Insekten zu Schnecken und Muscheln, Flohkrebsen, Milben, Egeln oder Plattwürmern. Sie bewegen sich kleinräumig und sind sehr unterschiedlich in ihren Lebensraumansprüchen, z. B. zur Fortpflanzung oder Nahrungssuche. Rein auf Fische ausgerichtete Schwall-Sunk-Sanierungsmassnahmen fördern nicht zwingend auch das Makrozoobenthos. In der Praxis ergeben sich entsprechend Unsicherheiten hinsichtlich der Funktionsweise und Wirksamkeit von baulich-morphologischen Massnahmen für das Makrozoobenthos und somit auch Herausforderungen bei der Planung (z. B. Zielkonflikte mit Fisch-spezifischen Massnahmen).

In diesem Artikel diskutieren wir Faktoren, welche die Wirksamkeit von kleinräumigen baulich-morphologischen Massnahmen in der Schwall-Sunk-Sanierung für das Makrozoobenthos beeinflussen. Wir konzentrieren uns auf die aquatischen Insekten und ihre Larven, da sie vergleichsweise gut untersucht sind und mindestens einen Teil ihres komplexen Lebenszyklus im Wasser durchlaufen *(Box S. 10; Bild 1)*. Dadurch spielen aquatische Insekten eine wichtige Rolle in der Vernetzung von Wasser und Land, z. B. im Nahrungsnetz *(Baxter et al., 2005, Sitters et al., 2015)*. In einem ersten Schritt illustrieren wir, wie Schwall-Sunk aquatische Insekten beeinflusst. In einem zweiten Schritt diskutieren wir die spezifischen Eigenschaften kleinräumiger baulich-morphologischer Massnahmen und deren Wirksamkeit zur Reduktion der negativen Auswirkungen des Schwall-Sunk-Betriebs auf die aquatischen Insekten. Und schliesslich gehen wir der Frage nach, wie sich die ökologische Wirksamkeit von baulich-morphologischen Massnahmen erhöhen bzw. dauerhaft gewährleisten lässt.

a) Ein Steinfliegen-Weibchen *(Baetis sp.)* klettert zur Eiablage kopfüber entlang von Steinen, die aus dem Wasser ragen, ins Wasser, wo es die Eier an der Steinoberfläche anbringt.

b) Eier (Gelege in Gallerthüllen) von Limnephilidae in Ufernähe unter Steinen, wo sie bei Sunk leicht trockenfallen.

c) Köcherlose Köcherfliegenlarve *(Hydropsyche incognita)*, die Fangnetze zwischen Steinen aufspannt; sie kommt nur in Fliessgeschwindigkeiten von ca max. 0,5 m/s vor.

d) Köcherfliegenlarve *(Halesus radiatus)*, die in Ufernähe lebt und in Schwall-Sunk-Strecken kaum vorkommen kann, weil sie bei Schwall weggespült wird.

e) Steinfliegenlarve *(Amphinemura sulcicollis)*, die an Totholz, Wasserpflanzen oder Moos lebt.

f) Steinfliege *(Perla grandis)* bei der Emergenz nachts in Ufernähe, knapp über der Wasseroberfläche.

Bild 1: Entwicklungsstadien aquatischer Insekten. Photos: V. Lubini.

Larve, Puppe, Imago – Entwicklungsstadien aquatischer Insekten

Aquatische Insekten lassen sich mit wenigen Ausnahmen in zwei Gruppen unterteilen, je nachdem ob sie eine vollständige Entwicklung inkl. Verpuppung durchlaufen (holometabole Insekten) oder eine unvollständige (=hemimetabole Insekten; *Thorp und Rogers, 2015; siehe auch Bild 1*). Nach der Eiablage durch die Adulttiere schlüpfen die Larven. Damit sie wachsen können, häuten sich die Larven mehrfach. Bei der vollständigen Entwicklung verpuppen sich die Larven danach, bevor sie ins adulte, geflügelte Stadium (Imago) übergehen; bei der unvollständigen Entwicklung kommt das Puppen-Stadium nicht vor. Der Übergang vom aquatischen (Larve/Puppe) zum terrestrischen Stadium (Imago) wird als Emergenz bezeichnet. Sind die abiotischen Umstände temporär unvorteilhaft, können einige Arten im Ei- oder Puppenstadium überdauern. Je nach Art und Habitat kann der Lebenszyklus einmal oder auch mehrfach pro Jahr durchlaufen werden. In seltenen Fällen erstreckt sich ein ganzer Zyklus auch über zwei oder mehr Jahre.

Die hier zusammengefassten Angaben stützen sich auf eine Synthese der Literatur sowie auf Interviews mit zehn Expert:innen mit technischem und/oder biologischem Hintergrund aus Praxis und Forschung.

2. Einfluss von Schwall-Sunk auf aquatische Insekten

In ihrer Entwicklung durchlaufen aquatische Insekten einen komplexen Lebenszyklus vom Ei über Larve sowie z. T. Puppe zum geschlechtsreifen Adulttier *(Box S. 10, Bild 2)*. Während Ei- und Larven-Stadium im Wasser stattfinden, ist der Übergang zum Adulttier meistens mit einem Wechsel in den terrestrischen Lebensraum verbunden *(Emergenz; Thorp und Rogers, 2015)*. Eine erhöhte Sterblichkeit in einem Entwicklungsstadium wirkt sich mit grosser Wahrscheinlichkeit auf die Individuenzahl in den darauffolgenden Entwicklungsstadien aus *(Encalada und Peckarsky, 2012)*. Die verschiedenen Entwicklungsstadien aquatischer Insekten laufen in vielen unterschiedlichen Habitaten ab und können somit auf vielfältige Weise vom Schwall-Sunk-Betrieb beeinflusst werden *(Bild 2; Tabelle 1)*. Auswirkungen auf das Larvenstadium sind dabei am besten dokumentiert. Dagegen gibt es kaum Wissen zum Schwall-Sunk-Einfluss auf Eiablage, Puppen-Stadium oder Emergenz. Es gibt aber Hinweise, dass das Ei-Stadium ein wesentlicher limitierender Faktor oder Flaschenhals für die Biomasse und Vielfalt aquatischer Insekten sein kann *(Kennedy et al., 2016, Lancaster et al., 2010, Miller et al., 2020)*. In der Schweiz ist ein bedeutender Teil der aquatischen Insekten vom Schwall-Sunk-Betrieb betroffen *(siehe Box S. 16 für Details)*.

Der Einfluss des Schwall-Sunk-Betriebs auf die Entwicklungsstadien aquatischer Insekten lässt sich in zwei direkte und drei indirekte Haupteinflussfaktoren unterteilen *(Tabelle 1)*. Direkte Haupteinflussfaktoren sind unausweichlich mit dem Schwall-Sunk-Betrieb verbunden, d. h. sie treten in jeder Schwall-Sunk-Strecke in kleinerem oder grösserem Masse auf. Indirekte Haupteinflussfaktoren sind von den lokalen Bedingungen (z. B. Kanalisierung) sowie grossräumigen Prozessen (z. B. Feinsedimentaufkommen) abhängig und können durch den Schwall-Sunk-Betrieb allenfalls verstärkt werden; sie treten nicht in jeder Schwall-Sunk-Strecke auf.

Aquatische Insekten werden direkt beeinflusst durch *(siehe auch Bild 2)*:

(i) die erhöhten hydraulischen Kräfte (z. B. Fliessgeschwindigkeit, Sohlschubspannung) bei Schwall bzw. beim Übergang vom Sunk- zum Schwallabfluss, sowie

(ii) die unbeständige Benetzung von Flachwasserzonen (Wasserwechselzone) während Sunk bzw. beim Übergang vom Schwall- zum Sunkabfluss.

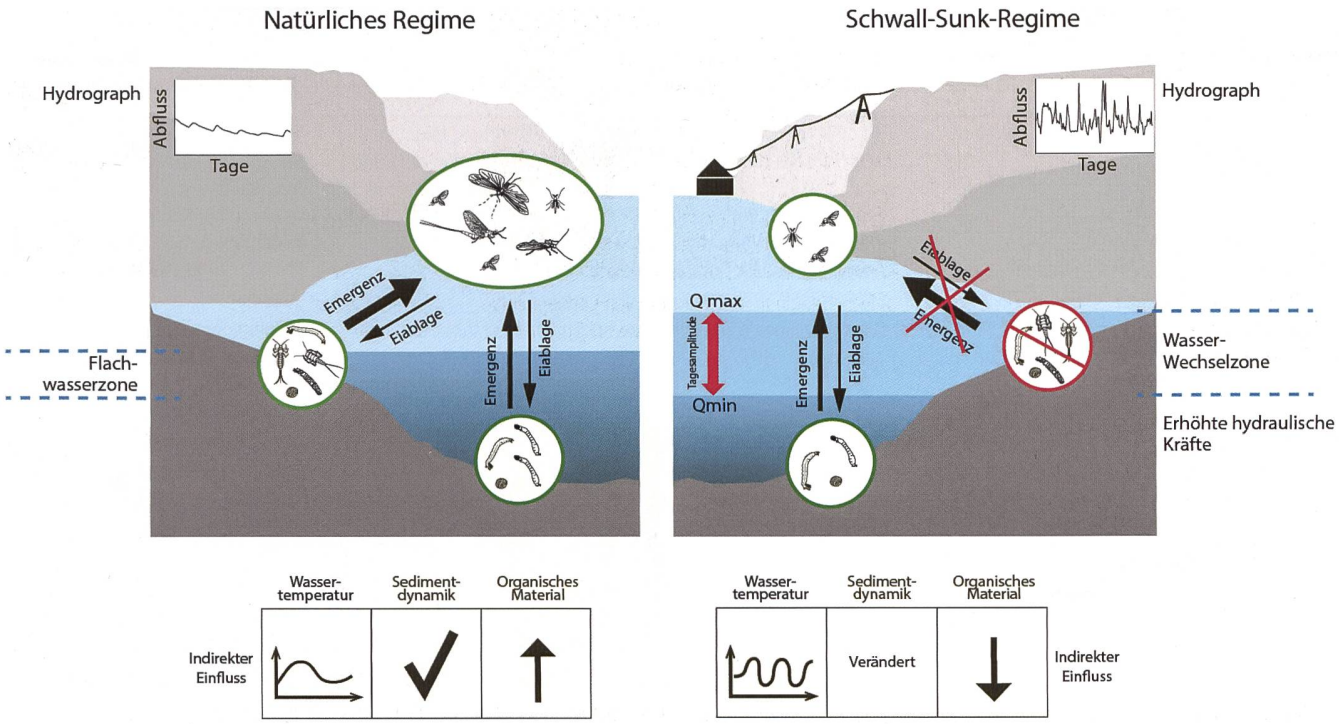


Bild 2: Vergleich der Einflussfaktoren, welche auf die Entwicklungsstadien aquatischer Insekten in einem Flussabschnitt mit natürlicher Hydrologie (links) und mit Schwall-Sunk-Betrieb (rechts) einwirken. Unten links und rechts ist beispielhaft der jeweilige Abflussverlauf dargestellt. Modifiziert von Kennedy et al. (2016).

Die indirekten Haupteinflussfaktoren umfassen *(siehe auch Bild 2)*:

(iii) eine veränderte Sedimentdynamik (z. B. Geschiebe-Mobilisierung, Substratsortierung, Kolmation),
(iv) einen verringerten Rückhalt von organischem Material (z. B. abgelagertes Laub, Algen), sowie
(v) abrupte Temperaturerhöhungen oder -abnahmen.

Daneben sind viele weitere indirekte Einflüsse des Schwall-Sunk-Betriebs dokumentiert, so z. B. auf den Gasgehalt *(Pulg et al., 2016)* oder auf die Geräuschkulisse unter Wasser *(Lumsdon et al., 2017)*; die genauen ökologischen Auswirkungen sind aber noch wenig untersucht.

Wie stark die fünf Haupteinflussfaktoren die aquatischen Insekten beeinflussen, ist massgeblich von der Gewässermorphologie abhängig *(Greimel et al., 2018)*.

Direkte Einflussfaktoren

Durch die abrupte Erhöhung der hydraulischen Kräfte können aquatische Insektenlarven, aber auch Puppen, passiv verdriften: Wenn sich Individuen nicht am Substrat festhalten oder rechtzeitig im Kieslückensystem verstecken können, werden sie von der Schwallströmung mitgerissen *(z. B. Bild 1c–d; Waters, 1972, Gibbins et al., 2007, 2010)*. Gerade in kanalisierten Schwall-Sunk-Strecken gibt es wenig natürliche oder künstliche morphologische Strukturen, wie z. B. Buchten, die zu einer Reduktion oder Pufferung der erhöhten hydraulischen Kräfte bei Schwall führen können *(Bruder et al., 2016)*. Die Kombination aus monotoner Morphologie und Schwall-Sunk-Betrieb kann somit zu einem generellen Anstieg von Arten führen, die ökologisch an stärkere Strömung angepasst sind (rheophile, resp. rheobionte Arten). Gleichzeitig nimmt der Anteil jener Arten ab, die in schwacher Strömung leben *(Cushman 1985; Schmutz et al., 2013; Schülting et al., 2016)*. Inwieweit die abrupten hydraulischen Veränderungen die Emergenz oder die Adulttiere bei der Eiablage beeinträchtigten, ist bisher nicht ausreichend untersucht. Aufgrund des Eiablageverhaltens ist anzunehmen, dass auch Eier resp. Eiballen vermehrt verdriftet werden.

Die künstlichen Abflussschwankungen führen zur Entstehung einer Wasserwechselzone, deren Ausmass von der Schwall-Sunk-Amplitude sowie von der Querschnittsform (inkl. Ufer- bzw. Bankstruktur) bestimmt wird. Je breiter und flacher das Ufer oder die Kiesbank und je grösser die Schwall-Sunk-Amplitude, desto grösser wird die Wasserwechselzone. Dort können nicht nur Fische, sondern auch aquatische Insekten stranden bzw. deren Habitate trockenfallen *(Tanno et al., 2021)*. Viele aquatische Insekten kleben ihre Eier an Steine knapp unter der Wasserlinie, meist in Flachwasserzonen *(Kennedy et al., 2016; Statzner und Beche, 2010)*. Gerade langanhaltende Schwall-Phasen können dazu führen, dass aquatische Insekten die Wasserwechselzone als Habitat für die Eiablage nutzen *(z. B. Bild 1a-b; Kennedy et al., 2016)*. Das Trockenfallen bei Sunk kann schon ab einer Dauer von einer Stunde zu einer um über 80 Prozent erhöhten Sterblichkeit der Eier führen und somit die Anzahl der daraus resultierenden Larven reduzieren *(Kennedy et al., 2016; Miller et al., 2020)*. Beobachtungen zeigen, dass schlüpfbereite Larven, die sich in der Regel an der Wasserlinie aufhalten, vermehrt stranden und ihre Entwicklung nicht abschliessen können (z. B. *Bild 1f; V. Lubini, pers. Mitteilung*). Da Puppen nur eingeschränkt oder überhaupt nicht mobil sind, ist ähnlich wie beim Ei-Stadium auch hier ein negativer Einfluss durch das Trockenfallen zu erwarten. Manche Arten aquatischer Insekten sind in der Lage, ungünstige Habitatbedingungen im Ei- oder auch Puppenstadium zu überdauern *(Thorp und Rogers, 2015)*. Eier können zum Beispiel durch eine gelatinöse Schicht geschützt sein, wodurch die Sterblichkeit durch Austrocknung stark verringert wird *(Miller et al., 2020)*.

Indirekte Einflussfaktoren

Ein hoher Anteil an Feinsedimenten im Fliessgewässer, kombiniert mit fehlenden Hochwassern aufgrund der Speichernutzung, kann zur dauerhaften Verstopfung des Kieslückensystems führen *(Kolmation; Baumann und Klaus, 2003; Schweizer et*

	Entwicklungs-stadien	Ei	Larve	Puppe (nur bei vollständiger Entwicklung; *Box S. 10*)	Emergenz	Imago (inkl. Emergenz und Eiablage)
Haupteinflussfaktoren	Erhöhte Hydraulische Kräfte		Erhöhte Abdrift, insbesondere kurz nach Einsetzen des Schwalls *(Bruno et al., 2016)** Grosse Larven mit Köcher werden weniger rasch verdriftet; netzbauende Arten verlieren ihr Habitat *(V. Lubini, pers. Mitteilung)*	Verdriftung findet statt (z.B. *Bruno et al., 2010**); Puppenstadium oft in Publikationen nicht spezifisch erwähnt		Abdrift eierlegender Weibchen bei Schwall *(V. Lubini; pers. Mitteilung)* Verdriftung von schlupfbereiten Larven, resp. Nymphen, die sich an der Wasserlinie aufhalten *(V. Lubini, pers. Mitteilung)*
	Unbeständige Benetzung	Erhöhte Sterblichkeit bei Trockenfallen *(Miller et al., 2020)**	Stranden in der Wasserwechselzone *(Tanno, et al. 2021)**	Trockenfallen der ufernahen Puppen *(V. Lubini, pers. Mitteilung)*		Probleme bei der visuellen Suche nach einem Eiablageort, Risiko, dass weniger Eier abgelegt werden *(V. Lubini, pers. Mitteilung)*
	Veränderte Sediment-dynamik	Erhöhte Sterblichkeit aufgrund Feinsediment-transport und -ablagerung *(Everall et al., 2018)*	Nach Verschüttung erhöhter Stress und Energieaufwand für Befreiung *(Dobson et al., 2000)*			Fehlen geeigneter Korngrössen zur Eiablage, verstärkt durch Kolmation, senkt den Fortpflanzungs-erfolg *(V. Lubini, pers. Mitteilung)*
	Verringerter Rückhalt von organischem Material		Verringerung Biomasse und Qualität des Algenaufwuchses (=Nahrungs-quelle), *(Cashman et al., 2017)** Fehlen von Baumaterial für Köcher *(V. Lubini, pers. Mitteilung)*			
	Erhöhte Temperatur-schwankungen	Verlängerung Entwick-lungszeit bei tiefen Temperaturen. Schlupf-erfolg temperaturabhängig *(Elliott, 1972)*	Variable Reaktionen auf Schwall-Sunk in Kombination mit Thermopeaking, z.B. reduzierte Abdrift bei kaltem Thermopeaking *(Schülting et al., 2016)**, keine Störung der Larvalentwicklung bei Wassertemperaturschwankungen *(Frutiger 2004)**	Zu erwarten ist eine ähnliche Auswirkung wie bei Larven. Die Entwicklungszeit wird ebenfalls durch die Temperatur gesteuert *(V. Lubini; pers. Mitteilung)*		Verfrühte Emergenz bei erhöhten Wassertemperaturen *(Hogg und Williams, 1996)*

Tabelle 1: Wirkung der Haupteinflussfaktoren des Schwall-Sunk-Betriebs auf aquatische Insekten: Diese Tabelle zeigt anhand von Beispielen auf, wie sich die fünf Haupteinflussfaktoren (Abschnitt 3) auf die unterschiedlichen Entwicklungsstadien aquatischer Insekten auswirken können; sie erhebt nicht den Anspruch auf Vollständigkeit. Der Farbcode gibt an, welche Auswirkungen bereits gut (grün) oder mässig (gelb) untersucht sind und wo noch deutliche Wissenslücken bestehen (rot). Studien, die sich explizit auf Schwall-Sunk beziehen, sind mit einem Sternchen (*) markiert.

al., 2009). Ohne eine gelegentliche Mobilisierung der Sohle verringert die Kolmation die Verfügbarkeit, Erreichbarkeit und Qualität wertvoller Habitate im Kieslückensystem für Larven vieler Arten *(Bo et al., 2007)*. Schwall-Sunk-Betrieb kann zudem zu einem selektiven Auswaschen gewisser Korngrössen (z.B. Substratsortierung, Vergröberung) führen, was die Verfügbarkeit bzw. die Qualität von Kieshabitaten einschränkt *(Vericat et al., 2020)*. Welche Auswirkung die durch den Schwall-Sunk-Betrieb veränderte Sedimentdynamik auf das Puppenstadium oder auf Adulttiere hat, ist nicht hinreichend geklärt *(Batalla et al., 2021)*.

Die allgemeine Verfügbarkeit von organischem Material wie Blättern, Nadeln oder Algenbewuchs wird in Schwall-Sunk-Strecken durch das häufige Auswaschen und Abreiben reduziert *(Mochizuki et al., 2006)*, dies insbesondere bei beeinträchtigter Morphologie, z.B. aufgrund von Kanalisierung. Zahlreiche Auswirkungen auf die aquatischen Insekten sind die Folge, da viele Arten vom organischen Material abhängig sind. So nagen einige an Rinden oder grasen Algen ab, andere verspeisen Blattreste *(z.B. Bild 1e)*. Daneben wird organisches Material auch als Habitat genutzt, z.B. für die Fortpflanzung oder den Schutz vor Fressfeinden *(Hoffmann und Resh, 2003; Thorp und Rogers, 2015)*.

Weicht die Temperatur des turbinierten Wassers von der Gewässertemperatur ab, so spricht man von Thermopeaking *(Zolezzi et al., 2011)*. Je nach Saison kann es zu kaltem Thermopeaking (bei einer Temperaturabnahme) oder warmen Thermopeaking (bei einer Erhöhung) kommen. Die Kombination von Schwall-Sunk-Betrieb und Thermopeaking kann, je nach Temperatur und Artenzusammensetzung, zu erhöhter oder verringerter Verdriftung von Larven führen und den Entwicklungsprozess der Eier verlangsamen oder beschleunigen *(Bruno et al., 2013; Elliott 1972: Schülting et al., 2016)*. Auch der Entwicklungsprozess von Puppen kann durch die Wassertemperatur beeinflusst werden *(Hogg und Williams, 1996)*.

3. Eigenschaften baulich-morphologischer Massnahmen mit Fokus auf aquatische Insekten

Kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen sind für aquatische Insekten und deren Entwicklungsstadien besonders wirksam, wenn sie die zwei folgenden generellen Eigenschaften erfüllen:

1. Reduktion resp. Pufferung der durch Schwall-Sunk-Betrieb erhöhten hydraulischen Kräfte und ihrer Schwankungen. Damit stabilisieren sich lokal die Habitateigenschaften, und die Verdriftung wird reduziert.
2. Sicherstellung der beständigen Benetzung wertvoller Habitate in ökologisch relevanten Zeitfenstern bzw. Pufferung wesentlicher Schwankungen in der Benetzung. Dadurch wird ermöglicht, dass insbesondere immobile Entwicklungsstadien (Eier und Puppen) bei Sunk nicht trockenfallen und die Emergenz stattfinden kann.

Zudem erhöhen folgende Eigenschaften die Wirksamkeit von baulich-morphologischen Massnahmen, insbesondere, wenn im Sanierungsprojekt diesbezüglich spezifische Defizite erkannt wurden:

3. Förderung der natürlichen Sedimentdynamik, um lokal eine dauerhafte innere Kolmation zu verhindern und eine Substratmobilisierung bzw.

-sortierung zu ermöglichen. Damit bleibt der Zugang zum Kieslückensystem als Habitat und Rückzugsort erhalten und die Habitatvielfalt wird erhöht.

4. Erhöhung des Rückhalts von organischem Material, welches als hochwertige Nahrungsquelle und als Habitat für aquatische Insekten dienen kann.
5. Pufferung von Temperaturschwankungen, damit negative Auswirkungen auf die Entwicklungsstadien und die durch Temperatur ausgelöste Drift verhindert werden.

Der lokale Pufferungseffekt (Punkte 1, 2, 5) ist stark von der hydraulischen Anbindung der Massnahme an den Schwall-Sunk-Hauptstrom abhängig *(Jackson et al., 2012)*: Die Wasseraustauschrate zwischen dem durch die Massnahmen geschaffenen Habitat und dem Hauptstrom kontrolliert, wie stark die durch den Schwall-Sunk-Betrieb verursachten Schwankungen abgeschwächt werden können. In einem Altarm mit grossem Wasservolumen und kleiner Austauschfläche zum Hauptgerinne dauert z. B. eine schwallbedingte Temperaturänderung deutlich länger und erreicht evtl. einen geringeren Maximalwert als in einer offenen Uferbucht.

Zu betonen ist auch, dass die Trübungsproblematik und eine damit einhergehende verstärkte innere Kolmation der Sohle nur bedingt durch kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen verringert werden kann, da die Kolmation und kontinuierliche Resuspension von Feinsedimenten primär durch den Feinsedimentgehalt des Wassers und das Auftreten grösserer Abflussspitzen abhängig ist *(Wharton et al., 2017)*. In kanalisierten Gewässerabschnitten kann eine zusätzliche Strukturierung unter gewissen Umständen sogar zu einer Zunahme der Sedimentsortierung mit verstärkter Ablagerung von Feinsediment im strömungsberuhigten Bereich führen *(Schweizer et al., 2016; Sindelar und Mende, 2009)*. Die Förderung einer natürlichen Sedimentdynamik (z. B. durch natürliche oder künstliche Hochwasser), welche eine gelegentliche (1–3 Mal pro Jahr) Mobilisierung der Sohle bzw. eine natürliche Substratsortierung verursacht, kann einer dauerhaften Kolmation entgegenwirken (Dekolmation).

Sammlung potenzieller baulich-morphologischer Massnahmen

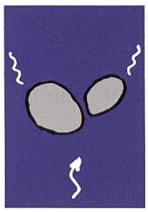
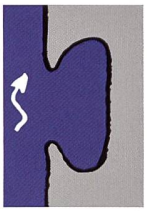
Im folgenden Abschnitt wird exemplarisch gezeigt, wie sich verschiedene Typen baulich-morphologischer Massnahmen auf die für aquatische Insekten relevanten Schwall-Sunk-Einflussfaktoren auswirken. Da bis jetzt Praxisbeispiele für baulich-morphologische Massnahmen, die aquatische Insekten berücksichtigen, weitgehend fehlen, präsentiert *Tabelle 2* eine Auswahl potentieller baulich-morphologischer Massnahmen und deren mögliche Wirkung. Die Liste erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit und die präsentierten Effekte sind oft fallspezifisch. In der Annahme, dass die Auswirkungen der hier genannten baulich-morphologischen Massnahmen auf den Wasserspiegel meist gering sind, wird ein möglicher Zielkonflikt im Hinblick auf den Hochwasserschutz in diesem Artikel nicht weiter behandelt.

Totholzstrukturen vermindern die Fliessgeschwindigkeit in ihrer Rückströmzone und im Innern der Strukturen *(Schalko et al., 2021)* und wirken so als Fänger für angeschwemmtes organisches Material *(Widmer et al., 2019)*. Auch bieten sie Oberfläche, auf der vielfältige Biofilme aus Algen, Pilzen und Mikroorganismen wachsen können *(Allan und Castillo, 2007)*. Biofilme werden von einigen aquatischen Insekten als Nahrungsquelle abgeweidet *(Thorp und Rogers, 2015)*. In Schwall-Sunk-Strecken ist das Wachstum der Biofilme aufgrund der oft hohen Feinsedimentfracht allerdings oft reduziert (z. B. Abrieb, reduzierter Lichteintrag für Photosynthese). Das Holz bildet einen wertvollen Lebensraum für xylobionte (=holzbewohnende) Arten oder solche, die Fangnetze zur Erbeutung von Nahrung bilden. Ausserdem wird die Rinde von Laubbäumen für die Nahrungssuche abgenagt. Im Allgemeinen können Nadelbäume wegen ihres geringeren Nährstoffgehalts und höheren Anteils an sekundären Pflanzenstoffen schlechter durch das Makrozoobenthos verwertet werden als Laubbäume *(Sedell et al., 1975; Hisabae et al., 2011)*. Idealerweise orientiert sich die Wahl des Holzes vor allem an den natürlicherweise in der Region zu erwartenden Baumarten. Gerade bei Totholzstrukturen braucht es eine gründliche vorausgehende Planung der Platzierung, um die Hochwassersicherheit garantieren und eine langfristige Funktionalität gewährleisten zu können *(Schweizer et al., 2016; Widmer et al., 2019; Mende, 2018; Neuhaus und Mende, 2021)*. Bei hohem Feinsedimentgehalt besteht je nach Positionierung das Risiko einer raschen Versandung bzw. der Kolmation der Totholzstrukturen, womit wertvolles Habitat für aquatische Insekten verloren geht.

Steinstrukturen, wie Belebtsteingruppen oder auch Steinbuhnen (z. B. Mikrobuhnen, Hakenbuhnen etc.) können die Fliessgeschwindigkeit verringern, aber vor allem diversifizieren *(Werdenberg et al., 2014)* und somit lokal die Diversität an potentiellen Habitaten für aquatische Insekten erhöhen. Je nach Positionierung in der Hauptströmung (inklinant/deklinant) und Höhenlage (überströmt/umströmt) führen sie zu unterschiedlichen Anordnungen von Kolken und Auflandezonen sowie erhöhter Substratsortierung *(Mende, 2013)*. Gleichzeitig schaffen sie auch potentielle Strukturen für die Eiablage *(Encalada und Peckarsky,* 2012) beziehungsweise wertvolle strömungsberuhigte Bereiche für die Larven. Zu berücksichtigen ist, dass bei hohem Feinsedimentgehalt je nach Positionierung eine rasche Versandung bzw. Kolmation solcher Strukturen möglich ist und sie somit als Habitat für aquatische Insekten weniger geeignet sind. Regelmässig trockenfallende Teile der Strukturen, in der Regel Blocksteine, können auch kaum besiedelt werden.

Buchtartige Strukturen schwächen die bei Schwall entstehenden hydraulischen Kräfte ab und können damit ein geschütztes Habitat für aquatische Insekten bieten *(Hauer et al., 2017; Meile et al., 2008; Ribi et al., 2014)*. Ein potenzielles Problem bei Buchtstrukturen kann die Vergrösserung der Wasserwechselzone durch ein flaches Ufer darstellen, was das Risiko der Strandung erhöht *(Vanzo et al., 2016)*. Auch besteht das Risiko, dass solche Strukturen bei hohem Feinsedimentgehalt versanden bzw. kolmatieren, was wiederum zu einer signifikanten Abnahme der Habitate aquatischer Insekten führt. Bilden sich Einbuchtungen natürlicherweise, z. B. unterhalb einer Kiesbank, so wird eine langfristige Versandung durch die gelegentliche Mobilisierung des Geschiebes bei Hochwasserereignissen verhindert *(Hauer et al., 2017)*. Die funktionelle Langlebigkeit solcher Strukturen ist somit massgeblich vom Hochwasser- und Sedimentregime abhängig.

Eine weitere Möglichkeit, um die vom Schwall-Sunk-Betrieb verursachten Abflussschwankungen zu dämpfen, ist die Wiederanbindung von alten, abgekoppelten Flussstrukturen. Die Anbindung von Seitenarmen ermöglicht eine hohe Habitat-Diversität mit geringer Sohlenschubspannung, was zu einer verminderten Verdriftung aquatischer Insekten führen kann *(Vanzo et al., 2016)*. Je nach Anbindung der Flussstruktur ist jedoch ein Trockenfallen bei Sunk möglich. Naturnahe Zuflüsse können einerseits für Sedimentnachschub sorgen und gleichzeitig die Abflussschwankungen reduzieren *(Vericat et al., 2020)* so-

	Wirkung auf die Haupteinflussfaktoren des Schwall-Sunk-Betriebs auf aquatische Insekten (Tab. 1)						
Massnahmen Typ	**Verringerung der hydraulischen Kräfte**	**Beständige Benetzung**	**Förderung der natürlichen Sedimentdynamik:**		**Rückhalt von organischem Material**	**Verringerung der Temperaturschwankungen**	**Beispiele/ Referenzen**
			Gelegentliche Substrat-mobilisierung/ Dekolmation	**Verstärkte Substrats-ortierung**			
Totholzstrukturen	Verringerung in der Rückströmzone; insgesamt Erhöhung der Variabilität; evtl. Erhöhung im freien Fliessquerschnitt bzw. am gegenüberliegenden Ufer	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)	Keine Auswirkung	*Schweizer et al., 2016* *Mende 2018, 2021* *Widmer et al., 2019*
Verschiedene Buhnentypen	Verringerung in den Buhnenfeldern; insgesamt Erhöhung der Variabilität; evtl. Erhöhung im freien Fliessquerschnitt	Je nach Buhnentypen und Verhältnis zum mittleren Schwall-Sunk-Wasserspiegel evtl. verstärktes Trockenfallen im Buhnenfeld*	Lokale Dekolmation bei Hochwasser; evtl. lokal erhöhter Transport im freien Fliessquerschnitt möglich	Erhöhte Sortiereffekte; evtl. Feinsedimentablagerungen im Buhnenfeld	Kaum Auswirkung; evtl. Rückhalt von Blättern und Totholz im Buhnenfeld	Je nach Volumen des Buhnenfelds, des Buhnentyps, dem Verhältnis zum mittleren Schwall-Sunk-Wasserspiegel, evtl. Verringerung der Schwankungen und Abmilderung der Gradienten	*Werdenberg et al., 2014* *Li et al., 2019*
Kiesbank/ Schüttung	Verringerung in der Rückströmzone; insgesamt Erhöhung der Variabilität; evtl. Erhöhung im freien Fliessquerschnitt	Je nach Ausführung, Böschungsneigung und Höhenlage im Bezug zum mittleren Schwall-Sunk-Wasserspiegel, evtl. Trockenfallen	evtl. verstärkte Seitenerosion und Geschiebeverfügbarkeit (bei unverbauten Ufern)	Keine Auswirkung (Veränderung der Zusammensetzung des Sohlsubstrats möglich in Abhängigkeit der eingebrachten Korngrössen)	Kaum Auswirkung; evtl. Rückhalt von Blättern und Totholz	Keine Auswirkung	*Hauer et al., 2017* *Döring et al., 2018* *Bunte 2004*
Belebsteingruppe/ Blocksteingruppe 	Verringerung in der Rückströmzone; insgesamt Erhöhung der Variabilität	Keine Auswirkung*	Keine Auswirkung	Lokal erhöhte Sortiereffekte in Rückströmzone; evtl. Feinsedimentablagerung	Kaum Auswirkung; evtl. Rückhalt von Blättern und Totholz	Keine Auswirkung	*Schweizer et al., 2016* *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	Keine Auswirkung	Lokal erhöhte Sortiereffekte in Rückströmzone; evtl. Feinsedimentablagerung	Kaum Auswirkung; evtl. Rückhalt von Blättern	Je nach Grösse und Anbindung/ Entkopplung an die Hauptströmung, evtl. Dämpfung der Schwankungen	*Ribi et al., 2014*
Seitenarm/Blinde Mündung	Massive Verringerung durch starke Strömungsberuhigung (stehendes Gewässer)	Je nach Verhältnis zum mittleren Schwall-Sunk-Wasserspiegel evtl. Trockenfallen	Keine Auswirkung	Lokal erhöhte Sortiereffekte in Rückströmzone; evtl. Feinsedimentablagerung	Erhöhung des Rückhalts	Je nach Grösse und Anbindung/ Entkopplung an die Hauptströmung, evtl. Dämpfung der Schwankungen	*Sumi et al., 2009*

Naturnaher Mündungs-bereich eines Zuflusses	Erhöhung der Variabilität	Je nach Verhältnis der Sohlenlage zum mittleren Schwall-Sunk-Wasserspiegel, evtl. Trockenfallen	Keine Auswirkung	evtl. erhöhte Sortiereffekte	Kaum Auswirkung; evtl. Rückhalt von Blättern und Totholz	Je nach Anbindung/ Entkopplung an die Hauptströmung, evtl. Dämpfung der Schwankungen	*Milner et al., 2019* *Vericat et al., 2020*
Unterspülte Ufer z. B. mit Wurzelwerk	Erhöhung der Variabilität; kleinräumige strömungsberu-higte Zonen im Wurzelwerk	Keine Auswirkung*	Keine Auswirkung	Keine Auswirkung	Erhöhung des Rückhalts von grobem organischem Material (z. B. Blätter)	Keine Auswirkung	*Mende 2018* *Widmer et al., 2019*
Pool-Riffle-Sequenz	Erhöhung der Variabilität in Längsrichtung	Kaum Auswirkung	evtl. lokale Dekolmation bei Hochwasser	Substrats-ortierung in Längsrichtung; reduzierte Ablagerung von Feinmaterial im Riffle	Keine Auswirkung	Keine Auswirkung	*Gore et al., 1998*

Tabelle 2: Übersicht von potentiellen baulich-morphologischen Massnahmen und ihrer möglichen Wirkung auf die Haupteinflussfaktoren des Schwall-Sunk-Betriebs auf aquatische Insekten. Die Wirkung bezieht sich auf den Zustand nach Erreichen eines steady-state nach Einbau der Massnahme. * = Je nach Struktur Zunahme der trockenfallenden Oberfläche.

wie die damit einhergehenden Wassertemperaturschwankungen durch Verdünnung dämpfen *(Feng et al., 2018; Fullerton et al., 2015)*. Ferner bieten naturnahe Zuflüsse eine Quelle für die Wiederbesiedlung von aquatischen Insekten in Schwall-Sunk-belasteten Flussabschnitten *(Kennedy et al., 2016; Milner et al., 2019)*. Die naturnahe Gestaltung eines Mündungsbereichs kann somit zu potenziell wertvollen Habitaten in Schwall-Sunk-Strecken führen.

4. Einbettung von kleinräumigen baulich-morphologischen Massnahmen

Die oben vorgestellten Massnahmen sind Beispiele, wie sich kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen unter Berücksichtigung der aquatischen Insekten planen lassen. Ob und welche baulich-morphologischen Massnahmen sich für eine spezifische Schwall-Sunk-Strecke eignen, lässt sich nicht pauschal festlegen, denn Wirksamkeit und Langlebigkeit solcher kleinräumigen Strukturen hängen auch von ihrer räumlichen Einbettung im Gewässerabschnitt und Einzugsgebiet ab.

Klein- und grossräumige Prozesse

Gemäss der VZH können baulich-morphologische Massnahmen im Rahmen der Schwall-Sunk-Sanierung nur kleinräumig umgesetzt werden. Bauliche und betriebliche Schwall-Sunk-Sanierungsmassnahmen greifen dagegen in das Abflussregime ein, welches natürlicherweise von Einzugsgebietseigenschaften abhängig ist (z. B. Vergletscherung, Landnutzung, Saisonalität des Niederschlags). Neben dem Abflussregime wird das Gewässerökosystem durch geomorphologische, ökologische und biogeochemische Prozesse geformt. Die Prozesse finden auf unterschiedlichen räumlichen Skalen statt (z. B. Mesohabitat, Flussabschnitt und Einzugsgebiet) und können in ihrer Intensität sehr stark variieren *(Polvi et al., 2020)*. Je nach Intensität und Wechselwirkung zwischen den Prozessen besteht die Gefahr, dass baulich-morphologische Massnahmen nach kurzer Zeit ihre Funktionalität verlieren. Wie auch in der VZH bemerkt, kann zum Beispiel das Sedimentregime im Einzugsgebiet für die Beständigkeit einer baulich-morphologischen Massnahme entscheidend sein *(siehe S. 112 in der VZH)*. So kann ein Geschiebedefizit zur Erosion von wertvollen Sedimentstrukturen führen *(Kondolf 1997; Vericat et al., 2020)*. Umgekehrt kann ein hoher Feinsedimentgehalt im Fliessgewässer die Versandung bzw. Kolmation von Buchtstrukturen verursachen *(Greimel et al., 2017)*. Die Berücksichtigung der Wechselwirkungen zwischen den Prozessen ist somit für die Langlebigkeit von baulich-morphologischen Massnahmen essenziell.

Potential für die Wiederbesiedlung

Die Wirksamkeit einer kleinräumigen baulich-morphologischen Massnahme wird

Auswirkungen von Schwall-Sunk auf die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos. Erfahrungen aus Schweizer Projekten

In der Schweiz sind aktuell 523 Arten Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (kurz EPT) nachgewiesen *(info fauna–SZKF/CSCF, 2010)*: 89 Eintagsfliegen, 121 Steinfliegen, 313 Köcherfliegen. Aufgrund von Daten aus verschiedenen Projekten in Schwall-Sunk-Strecken und der Verbreitung und Ökologie der Arten ist eine Schätzung der von Schwall-Sunk betroffenen Artenvielfalt möglich. Mindestens 146 dieser Arten (28 Prozent) sind von den Auswirkungen des Schwall-Sunk-Betriebs betroffen, wovon 41 Arten (28 Prozent) in den Roten Listen aufgeführt sind *(Lubini et al., 2012)*. Am häufigsten vom Schwall-Sunk-Betrieb betroffen sind in der Schweiz die Eintagsfliegen (55 Prozent), gefolgt von den Steinfliegen (39 Prozent) und den Köcherfliegen (16 Prozent). Das Gros dieser Arten bewohnt alpine und voralpine Gewässer sowie die Gewässer des Jurabogens.

Zahlreiche wissenschaftliche Studien belegen den Verlust der Artenvielfalt, die Abnahme der Biomasse und die Veränderung in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft durch Schwall-Sunk, weil dort nur jene Arten vorkommen, welche die häufigen, künstlich erzeugten «hochwasserartigen» Schwälle überleben können. Diese andauernde Störung bewirkt, dass sich das Ökosystem auf einen neuen Zustand hinbewegt, der sich vom ursprünglichen unterscheidet. Die Auswirkungen zeigen sich direkt durch eine erhöhte Driftrate, aber auch indirekt durch die Beeinträchtigung der verschiedenen Entwicklungsstadien *(siehe Abschnitt 2 im Haupttext)*. Die laufenden Untersuchungen im Rahmen der Nationalen Beobachtung der Oberflächengewässerqualität (NAWA) bestätigen diesen Befund: In 18 schwallbeeinflussten Flüssen wurden 2019 im Durchschnitt 19 ± 8 EPT-Arten nachgewiesen; im Minimum waren es bloss 5 (Vispa). Bei 24 vergleichbaren, jedoch nicht von Schwall-Sunk geprägten Gewässern waren es im Mittel 25 ± 9 EPT-Arten. Der Rückgang der Artenzahlen ist auch historisch belegt: Noch in den 1940er Jahren wurden in der Rhone bei Brig trotz der Korrektion 14 Steinfliegenarten nachgewiesen, darunter sehr seltene; heute sind es noch maximal 7 Arten *(info fauna–SZKF/CSCF, 2010)*, keine davon steht in der Roten Liste. Oft verschärfen kanalisierte Gerinne mit über den gesamten Querschnitt gleichförmigen Fliessgeschwindigkeiten die negativen Folgen des Schwall-Sunk-Betriebs zusätzlich *(Rey et al., 2011)*.

In Schwall-Sunk-Strecken zeigt sich generell ein deutlicher Trend zur Dominanz von Arten, die an mittlere Fliessgeschwindigkeiten angepasst sind, u. a. die Gattung *Rhithrogena* und *Baetis alpinus*, die stets hohe Individuendichten erreichen *(Hocevar et al., 2014; Wüthrich & Birnstiel, 2019)*. Ebenso profitiert auch die Köcherfliege *Allogamus auricollis*, ein passiver Filtrierer, der auf festem Substrat sitzt und Fliessgeschwindigkeiten von < 0,5 m/s toleriert. In der Rhone bei Riddes war *A. auricollis* sogar die einzige vorkommende Art *(Uhlmann, 2001)*. Weniger stark beeinträchtigt werden in der Regel räuberische Arten wie die Gattungen *Rhyacophila* und *Isoperla*. An langsamere Fliessgeschwindigkeiten (< 0,25 m/s) angepasste Arten der Uferzonen, u. a. die Eintagsfliegen *Cloeon, Centroptilum, Alainites muticus* und die Arten der Leptophlebiidae, bei den Köcherfliegen die Gattung *Sericostoma* und die meisten Arten der Limnephilidae, sind hingegen in Schwall-Sunk-Strecken selten oder fehlen. Die Uferzone ist für viele Arten ein wichtiges Habitat für die Eiablage, für die Verpuppung oder den Übergang zur terrestrischen Lebensweise (Emergenz). Arten, die Habitate mit sehr hohen Fliessgeschwindigkeiten (> 1 m/s) besiedeln (z. B. *Epeorus*), sind in Schwall-Sunk-Strecken ebenfalls oft untervertreten oder fehlen im Vergleich zur naturnahen Referenz *(Hocevar et al., 2014; Rey et al., 2011; Wüthrich, 2014)*, möglicherweise als Folge davon, dass das Habitatangebot, dauernd benetzte Blöcke in starker Strömung, durch den Schwallbetrieb abgenommen hat und die Kolmation bei Hochwasser die Flucht in den Kieslückenraum erschwert.

Kolmation dürfte auch der Grund für die im Vergleich zur naturnahen Referenz geringeren Dichte der Steinfliege *Perla grandis* sein wie in der Moesa, im Vorder- und im Alpenrhein *(Hocevar et al., 2014; Lubini, 2016; Wüthrich & Birnstiel, 2019)*, weil der Lückenraum unter grösseren Steinen für diese bis zu 3,5 cm grossen Larven fehlt. Von Kolmation betroffen sind ferner jene Larven, die tief im Gewässerbett (10–50 cm) leben, u. a. Leuctridae, Capniidae, Chloroperlidae (Steinfliegen).

Ausser den oben genannten Faktoren, die für das Makrozoobenthos als Folge des Schwallbetriebs problematisch sind, können sich auch Trübstoffe negativ auswirken. So lieferte der Schwallbetrieb in der Landquart den höchsten Trübstoffeintrag im System des Alpenrheins und unterhalb der Ill-Mündung war das Wasser des Alpenrheins permanent trüb *(Rey et al., 2011)*. Die Trübstoffe schädigen den Biofilm am Gewässergrund, eine wichtige Nahrungsgrundlage der aquatischen Lebensgemeinschaft. Dazu gehören zahlreiche Eintagsfliegen und Köcherfliegen (Glossosomatidae), die den Aufwuchs an Steinen und Geröll in Ufernähe abweiden.

Zuflüsse tragen nicht in jedem Fall zur Artenvielfalt der Flüsse bei, da sie oft ebenso durch die Wasserkraft geprägt sind wie etwa die Ill und die Landquart im System des Alpenrheins oder weil sie einem anderen Gewässertyp entsprechen (z. B. Liechtensteiner Binnenkanal; *Rey et al., 2011*). Dabei darf nicht vergessen werden, dass auch kleinere Fliessgewässer über eine artenreiche, oft spezialisierte Lebensgemeinschaft verfügen können und vom Schwall-Sunk-Betrieb ebenso betroffen sind *(Lubini, 2013)*.

Insgesamt muss davon ausgegangen werden, dass in schwallbeeinflussten Fliessgewässern das ökologische Potenzial bezüglich einer standortgerechten Artenvielfalt und Dichte nicht erreicht wird *(Rey et al., 2011)*. Von grosser Bedeutung für den Schutz der EPT-Vielfalt in der Schweiz sind deshalb artenreiche Flusssysteme wie etwa die Thur mit 136 EPT-Arten *(info fauna–SZKF/CSCF)* oder das Sense-System mit 160 EPT-Arten *(Zurwerra et al., 2000)*.

Verena Lubini

stark von den Ausbreitungsmöglichkeiten der aquatischen Insekten beeinflusst. Wenn aquatische Insektenarten aufgrund der Beeinträchtigungen in einer Schwall-Sunk-Strecke verschwunden sind, kann eine natürliche Wiederbesiedlung über drei Wege erfolgen: i) durch das Eindriften von Larven sowie Individuen anderer aquatischer Entwicklungsstadien von flussaufwärts gelegenen Flussabschnitten; ii) durch fliegende Adulttiere, die sich in nahen, auch flussabwärts gelegenen Flussabschnitten entwickelt haben und die Schwall-Sunk-Strecke zur Eiablage aufsuchen *(Bilton et al., 2001)*; iii) via Wiederbesiedelung aus naturnahen Zuflüssen *(Kennedy et al., 2016, Milner et al., 2019)*. Die Reichweite der drei Prozesse ist allerdings begrenzt

und liegt selten über fünf Kilometer *(Gore, 1985; Sundermann et al., 2011)*.

Kopplung mit weiteren Massnahmen

Eine Kombination von kleinräumigen baulich-morphologischen Massnahmen mit weiteren Massnahmen kann Synergien schaffen. Betriebliche Massnahmen dienen im Allgemeinen der zusätzlichen Dämpfung der massgebenden hydrologischen Kenngrössen des Schwall-Sunk-Betriebs (Schwallabfluss, Sunkabfluss, Pegelanstiegs- und Pegelrückgangsrate) und können für eine saisonal abgestimmte Sanierung genutzt werden. Zusätzlich kann das Ableiten von natürlichen Hochwassern oder die Erzeugung künstlicher Hochwasser die ökologischen Prozesse in Schwall-Sunk-Strecken fördern. So wirken Hochwasserereignisse, deren Spitzenabfluss zu einem Aufbrechen der Deckschicht bzw. zu massgeblichen Sedimentumlagerungen führt, der Kolmation entgegen *(Robinson und Uehlinger, 2008)*. Eine weitere Möglichkeit wäre es, während ökologisch sensitiver Zeitfenster einen konstanten und vergleichsweise hohen Sunkabfluss zu garantieren (basierend auf *Kennedy et al., 2016*). Durch diese betriebliche Massnahme wäre gewährleistet, dass bei Sunkabfluss die Emergenz annähernd natürlich erfolgen kann bzw. Eier der aquatischen Insekten nicht austrocknen.

5. Schlussfolgerungen

Die Auswirkungen des Schwall-Sunk-Betriebs auf das Larvenstadium aquatischer Insekten wurde in wissenschaftlichen Publikationen gut dokumentiert *(Tabelle 1)*. Im Gegensatz dazu sind Auswirkungen vom Schwall-Sunk-Betrieb auf das Ei- und Puppenstadium sowie auf die Adulttiere bisher wenig beschrieben. Aufgrund der gut untersuchten Biologie und Ökologie, besonders der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen, kann aber eine grobe Abschätzung der Auswirkungen vorgenommen werden *(Box S. 16)*. Mit spezifischen Studien, z. B. im Rahmen von Wirkungskontrollen oder Forschungsarbeiten, können Wissenslücken in Zukunft gezielt geschlossen werden, auch um die ökologischen Anforderungen an kleinräumige baulich-morphologischen Massnahmen präziser definieren zu können. Den Wirkungskontrollen kommt dabei eine besondere Rolle zu, können doch z.B. vereinheitlichte Vorher-Nachher-Erhebungen die Grundlage für ein systematisches projektspezifisches und auch projektübergreifendes Lernen bilden *(Thomas et al., 2019)*.

Es sind heute verschiedene Typen von kleinräumigen baulich-morphologischen Massnahmen zur Verbesserung der lokalen Strömungs- und Sedimentdynamik bekannt *(Tabelle 2)*. Ihre Wirkung auf aquatische Insekten oder das Makrozoobenthos insgesamt wurde jedoch noch sehr wenig untersucht, so auch nicht in morphologisch stark veränderten Schwall-Sunk-Strecken. Hier sind Wirkungskontrollen zur Erweiterung der Kenntnisse und des Wissensstands entsprechend besonders wertvoll. Wird die Ökologie des Makrozoobenthos von Anfang an in den Schwall-Sunk-Sanierungsprozess einbezogen, können die Einflussfaktoren *(Bild 2; Tabelle 1)* in der Massnahmenplanung explizit adressiert werden. Dadurch kann die Wirksamkeit verschiedener baulich-morphologischer Massnahmen kleinräumig sowie abschnittsbezogen durch eine gezielte Wirkungskontrolle geprüft werden.

Forschung und Praxis können bestehende Massnahmentypen dahingehend weiterentwickeln, dass sie eine Milderung der Haupteinflussfaktoren von Schwall-Sunk auf das Makrozoobenthos erlauben. Experimentelle Ansätze sind in dieser Hinsicht vielversprechend, da mit ihnen die Funktionsweise von baulich-morphologischen Massnahmen unter verschiedenen Bedingungen untersucht werden können (z. B. Schwall-Sunk-Kenngrössen, Trübung, Temperaturschwankungen, Geschiebehaushalt). Die interdisziplinäre Zusammenarbeit (z. B. Ökologie, Flussbau) ist dabei eine entscheidende Voraussetzung; sie ermöglicht eine umfassende Definition der Chancen und Grenzen für den Einsatz von kleinräumigen baulich-morphologischen Massnahmen für die Sanierung von Schwall-Sunk.

6. Danksagung

Die Autorinnen und Autoren bedanken sich herzlich bei den Interviewpartnerinnen und -partnern für ihre hilfreichen Auskünfte und weiterführenden Informationen: *Lucie Lundsgaard-Hansen* (BAFU), *Lorenzo Gorla* (BAFU), *Verena Lubini* (Gewässerökologie), *Diego Tonolla* (ZHAW und eQcharta GmbH), *Steffen Schweizer* (KWO), *Matthias Mende* (IUB Engineering AG), *Michael Müller* (IUB Engineering AG), *Christoph Hauer* (BOKU Wien), *Tobias Meile* (BG Ingénieurs Conseils SA) und *Stephanie Schmidlin* (Limnex AG). Ein herzlicher Dank geht an *Peter Penicka* für die graphische Umsetzung von *Bild 1*. Diese Arbeit wurde im Auftrag des Bundesamts für Umwelt (BAFU) durchgeführt.

Quellenangaben und Autorennachweis anschliessend an die französiche Version des Artikels ab Seite 29.

Mesures morphologiques ponctuelles dans le cadre de l'assainissement des éclusées: quels bénéfices pour le macrozoobenthos?

Nathalie Friese, Christine Weber, Cristina Rachelly, Volker Weitbrecht, Nico Bätz; Traduction française: Laurence Frauenlob

Résumé

En Suisse, l'assainissement des éclusées dans les cours d'eau se base sur des mesures de construction et, éventuellement d'exploitation, visant à atténuer les variations de débit dues à l'exploitation par éclusées des centrales hydroélectriques. Ces mesures d'assainissement peuvent être complétées par des mesures morphologiques ponctuelles comme l'installation d'amas de bois mort, la disposition de blocs brise-lames ou la création d'anses. Dans cet article, nous nous proposons de discuter de leurs effets sur les macroinvertébrés aquatiques qui, de par leur grande diversité spécifique et la complexité de leurs cycles de vie, sont souvent très affectés par les éclusées. Nous traiterons de la façon dont les différents types de mesures peuvent atténuer localement les impacts du régime d'éclusées, que ce soit en réduisant les paramètres hydrauliques, en assurant une surface mouillée permanente ou encore en favorisant la dynamique sédimentaire.

1. Mesures d'assainissement relatives aux éclusées

Le travail de planification stratégique préalable à l'assainissement des cours d'eau en regard des éclusées a mis en évidence un devoir d'intervention au niveau de 102 centrales *(BAFU 2015)* qui entraînent des variations subites et artificielles de débit (éclusées) portant des atteintes graves à la faune et la flore indigènes et à leurs biotopes *(art. 39a LEaux; art. 41e OEaux)*. Pour faciliter la tâche des détenteurs des centrales dans la mise en œuvre des mesures d'assainissement nécessaires, la Confédération met à disposition un manuel d'aide à l'exécution *(Tonolla et al., 2017)* ainsi qu'un budget annuel de 50 millions de francs pour tous les assainissements de la force hydraulique (concernant donc les éclusées, le charriage et la migration des poissons).

Les autorités ordonnent des mesures de construction pour empêcher ou limiter les atteintes graves dues aux éclusées *(art. 39a, al., 1 LEaux)*. Leur principal objectif est de réduire la valeur des paramètres hydrologiques caractéristiques des éclusées (débit d'éclusée, débit plancher et taux de montée et de descente du niveau d'eau). La mesure la plus souvent envisagée est la construction d'ouvrages offrant un volume de rétention ou de compensation (bassin, galerie, etc.); c'est ainsi l'option qui a été choisie par les Forces motrices de l'Oberhasli (KWO) *(Schweizer et al., 2016, 2021)*. Toutefois, à la demande des détenteurs de centrales, les autorités peuvent également ordonner des mesures d'exploitation qui consistent à agir sur la manière dont les turbines sont actionnées *(art. 39a, al., 1 LEaux)*. Pour accroître le bénéfice écologique de ces mesures de construction ou d'exploitation, des mesures morphologiques ponctuelles de construction, appelées ci-après mesures morphologiques ponctuelles, peuvent être mises en œuvre en complément dans les cours d'eau.

Dans l'aide à l'exécution, les mesures morphologiques ponctuelles sont présentées comme des interventions complémentaires et définies comme des «adaptations morphologiques modestes et localisées du lit du cours d'eau («instream») qui sont à même de «réduire les conséquences écologiques des éclusées sans modifier la morphologie du cours d'eau à grande échelle». Dans le cadre de l'assainissement des éclusées, seules des améliorations morphologiques locales peuvent être réalisées; les modifications à plus grande échelle de la morphologie du cours d'eau doivent en effet être réalisées et financées dans le cadre de la revitalisation des eaux *(art. 38a LEaux)*.

L'aide à l'exécution cite différents types de mesures morphologiques ponctuelles: bras latéraux inondés en permanence, mesures IRT (instream river training), pierres brise-lames, anses calmes, etc. *(annexe E)*. Ces mesures visent en premier lieu à améliorer la qualité de l'habitat pour les poissons; c'est ainsi le cas des anses proposées par *Ribi et al. (2014)* ou des abris à poissons, souches, ensembles de grandes pierres et épis employés par *Schweizer et al. (2016, 2021)*. En revanche, il n'existe quasiment pas de mesures morphologiques ponctuelles visant spécifiquement à favoriser le macrozoobenthos. Ce dernier regroupe une grande variété de macroinvertébrés, c'est-à-dire d'invertébrés de plus de 1 mm de long: larves d'insectes, mollusques, crustacés, acariens, sangsues, vers, etc. Ces macroinvertébrés évoluent dans un espace très restreint et présentent des exigences très variées en matière d'habitat – pour la reproduction ou pour la recherche de nourriture par exemple. Les mesures d'atténuation de l'impact des éclusées conçues pour les poissons ne sont pas automatiquement bénéfiques au macrozoobenthos. En pratique, de nombreuses incertitudes persistent en ce qui concerne le fonctionnement et l'efficacité des mesures morphologiques pour les macroinvertébrés, ce qui peut entraîner des difficultés lors de leur planification (conflits potentiels avec les mesures favorisant la faune piscicole).

Dans cet article, nous nous proposons de discuter des facteurs susceptibles d'influer sur l'efficacité pour le macrozoobenthos des mesures morphologiques ponctuelles visant les éclusées. Nous avons choisi de nous concentrer sur les insectes aquatiques et leurs larves car ils ont déjà été bien étudiés et qu'une partie, au moins, de leur cycle de développement complexe s'accomplit dans l'eau *(encart p. 19; figure 1)*. De ce fait, les insectes aquatiques jouent un rôle majeur dans la connectivité entre milieu terrestre et milieu aquatique, au niveau, notamment, du réseau trophique *(Baxter et al., 2005, Sitters et al., 2015)*. Nous allons tout d'abord traiter, par des

a) Une femelle de plécoptère *(Baetis sp.)* descendant la tête la première dans l'eau le long d'une pierre à demi immergée pour pondre et fixer ses œufs sur la surface rocheuse.

b) Œufs de Limnephilidae (ponte entourée d'une masse gélatineuse) déposés sous une pierre près de la rive où ils peuvent facilement s'assécher durant le débit plancher.

c) Larve de trichoptère sans fourreau *(Hydropsyche incognita)* qui tend des pièges entre les pierres pour capturer ses proies. Se rencontre jusqu'à des vitesses de courant de 0,5 m/s maximum.

d) Larve de trichoptère à fourreau *(Halesus radiatus)* vivant près des rives. Ne peut quasiment pas subsister dans les tronçons à éclusées car elle est emportée par le courant durant le débit d'éclusée.

e) Larve de plécoptère *(Amphinemura sulcicollis)* vivant sur le bois mort, les plantes aquatiques ou la mousse.

f) Emergence d'un plécoptère *(Perla grandis)* la nuit, près de la rive, juste au dessus de la surface de l'eau.

Figure 1: Stades de développement des insectes aquatiques.

Larve, pupe, imago – Les stades de développement des insectes aquatiques

À quelques exceptions près, les insectes aquatiques peuvent être répartis en deux groupes, selon qu'ils accomplissent un cycle de développement complet incluant un stade pupal (insectes holométaboles) ou un cycle incomplet sans stade pupal (hémimétaboles; *Thorp et Rogers 2015, voir également figure 1*). Après que les adultes ont pondu les œufs, les larves éclosent. Pour qu'elles puissent grandir et se développer, elles effectuent plusieurs mues. Chez les insectes holométaboles, les larves forment une pupe avant de passer au stade adulte ailé (imago); chez les hémimétaboles, ce stade pupal n'existe pas. Le passage du stade aquatique (larve/pupe) au stade terrestre (imago) s'appelle l'émergence. Si le milieu présente temporairement des conditions défavorables, certaines espèces peuvent subsister sous une forme de résistance au stade d'œuf ou de pupe. Suivant les espèces et les habitats, le cycle de développement peut être effectué une ou plusieurs fois par an. Dans de rares cas, ce cycle peut s'étendre sur deux années ou plus.

exemples, des impacts des éclusées sur les insectes aquatiques. Dans un deuxième temps, nous traiterons des spécificités des mesures morphologiques ponctuelles et de leur efficacité pour réduire les effets négatifs des éclusées sur les insectes aquatiques. Enfin, nous conclurons sur la question de savoir comment l'efficacité écologique des mesures morphologiques ponctuelles peut être augmentée ou garantie à long terme.

Les faits et informations présentés et commentés dans cet article proviennent de la littérature scientifique et d'entretiens avec dix spécialistes venant du domaine technique ou du milieu de la biologie et travaillant dans la recherche ou dans la pratique.

2. Impact des éclusées sur les insectes aquatiques

Les insectes présentent un cycle de développement complexe au cours duquel ils passent du stade d'œuf à celui de larve puis, éventuellement, de pupe avant de parvenir au stade adulte où ils pourront se reproduire *(encart p. 19, figure 2)*. Alors que le stade d'œuf et le stade larvaire se déroulent dans l'eau, le passage au stade adulte s'accompagne généralement par une transition vers le milieu terrestre (émergence; *Thorp et Rogers, 2015*). Tous les stades de développement s'imbriquant les uns dans les autres, il est fort probable qu'une mortalité importante à un stade ait un impact sur les stades suivants *(Encalada et Peckarsky, 2012)*. Les différents stades du développement des insectes aquatiques se déroulent dans différents habitats et peuvent donc être impactés de différentes manières par les éclusées (*figure 2; tableau 1)*. Les effets sur le stade larvaire sont les mieux connus. En revanche, on dispose encore d'assez peu d'informations sur leur impact sur les œufs et la ponte, le stade pupal ou l'émergence. Il semble cependant que le stade d'œuf constitue un facteur limitant ou goulot d'étranglement important pour la biomasse et la diversité des insectes aquatiques *(Kennedy et al., 2016, Lancaster et al., 2010, Miller et al., 2020)*. En Suisse, une grande partie des insectes aquatiques sont impactés par les éclusées *(voir encart p. 22 pour plus de détails)*.

L'impact des éclusées sur les insectes aquatiques à leurs différents stades de développement peut être décrit comme étant déterminé par deux grands facteurs d'influence directe et trois grands facteurs d'influence indirecte *(tableau 1)*. Les facteurs directs sont indissociables des éclusées; ils interviennent à une intensité plus ou moins forte dans tous les tronçons à éclusées. Les facteurs indirects sont tri-

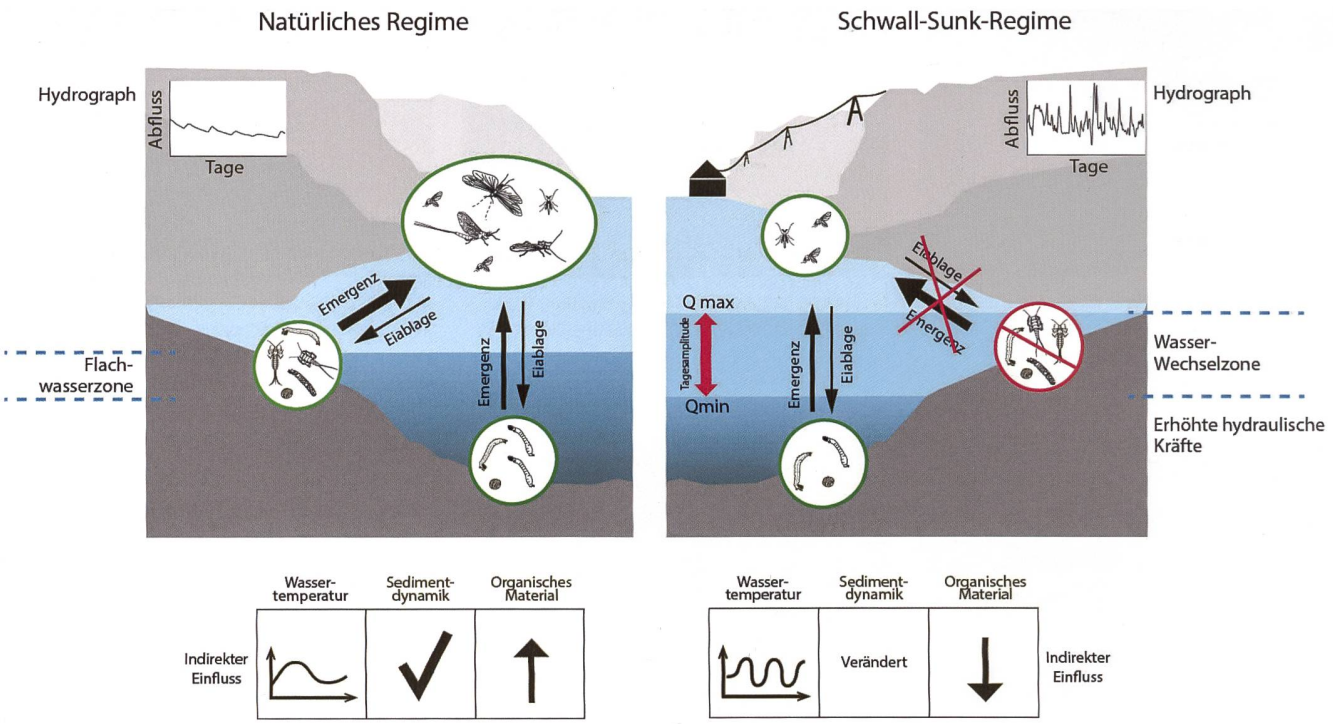


Figure 2: Comparaison des facteurs d'influence agissant sur les stades de développement des insectes aquatiques dans un tronçon aux conditions hydrologiques naturelles (à gauche) et dans un tronçon à éclusées (à droite). Le régime d'écoulement est indiqué par un hydrogramme typique de part et d'autre. D'après Kennedy et al. (2016), modifié.

butaires des conditions locales (canalisation du cours d'eau, p. ex.) et de phénomènes à grande échelle (apports de sédiments, p. ex.) et peuvent éventuellement être accentués par les éclusées; ils n'interviennent pas dans tous les tronçons à éclusées.

Les insectes aquatiques sont directement influencés *(voir également figure 2)*:

(i) par l'intensification des paramètres hydrauliques (vitesse du courant, contrainte de cisaillement au fond, etc.) lors des éclusées ou du passage du débit plancher au débit d'éclusée, et

(ii) par la mise à sec des zones de faible profondeur (zone de marnage) lors du débit plancher ou du passage du débit d'éclusées au débit plancher.

Les principaux facteurs influençant indirectement les insectes aquatiques sont *(voir également figure 2)*:

(iii) la modification de la dynamique sédimentaire (mobilisation du charriage, tri granulométrique du substrat, colmatage, etc.),

(iv) la moindre rétention de matière organique particulaire (feuilles mortes, algues, etc.), et

(v) les augmentations ou baisses subites de température.

En dehors de ces trois grands facteurs, de nombreux autres effets indirects des éclusées ont été constatés: modification de la teneur en gaz *(Pulg et al., 2016)*, modification de l'univers sonore sous l'eau *(Lumsdon et al., 2017)*, etc. Leur implication écologique est cependant encore très mal connue.

L'intensité avec laquelle ces facteurs affectent les insectes aquatiques dépend fortement de la morphologie du cours d'eau *(Greimel et al., 2018)*.

Facteurs d'influence directe

L'intensification soudaine des paramètres hydrauliques peut provoquer la dérive passive des larves et, dans une moindre mesure, des pupes: les individus ne pouvant se maintenir sur le substrat ou se réfugier à temps dans les interstices du gravier sont entraînés par les éclusées *(ex.: figure 1c-d; Waters 1972, Gibbins et al., 2007, 2010)*. Les tronçons canalisés, en particulier, présentent peu de structures morphologiques naturelles ou artificielles comme des anses qui pourraient atténuer l'intensité des paramètres hydrauliques en phase de turbinage (éclusée) *(Bruder et al., 2016)*. Associée à un régime d'éclusées, la monotonie morphologique du milieu peut rapidement faire augmenter la proportion d'espèces écologiquement adaptées aux fortes vitesses du courant (espèces rhéophiles ou rhéobiontes). En même temps, la part d'espèces préférant de faibles vitesses du courant diminue *(Cushman, 1985, Schmutz et al., 2013, Schülting et al., 2016)*. La question de savoir dans quelle mesure les modifications subites des conditions d'écoulement affectent l'émergence ou perturbent les adultes lors de la ponte n'a pas encore été suffisamment étudiée. Considérant ce que l'on sait sur le comportement de ponte, on peut cependant supposer que les œufs sont également susceptibles de dériver avec le courant.

Les fluctuations artificielles de débit provoquent l'apparition d'une zone de marnage dont l'étendue dépend de l'amplitude des éclusées et du profil en travers du cours d'eau et des berges. Plus la rive ou le banc de gravier est large et plat et plus l'amplitude des éclusées est forte, plus la zone de marnage est étendue. Dans cette zone, les poissons risquent de s'échouer, mais c'est aussi le cas des insectes aquatiques dont les habitats peuvent s'assécher *(Tanno et al., 2021)*. Beaucoup d'insectes aquatiques collent leurs œufs sur des pierres, juste en dessous du niveau de l'eau et, en général, dans des zones de faible profondeur *(Kennedy et al., 2016, Statzner et Beche, 2010)*. Les phases de turbinage prolongées, en particulier, peuvent inciter les insectes aquatiques à utiliser la zone de marnage pour la ponte *(ex. figure 1a–b; Kennedy et al., 2016)*. S'il dure ne serait-ce qu'une seule heure, son assèchement durant le débit plancher peut provoquer la mort de plus de 80 % des

	Stades de développement	Œuf	Larve	Pupe: (uniquement chez les holométaboles; *cf. encart p. 19*)	Émergence	Imago (comprenant l'émergence et la ponte)
Principaux facteurs d'influence	Intensification des paramètres hydrauliques		Augmentation de la dérive, en particulier au début de l'éclusée, juste après l'arrivée de la vague *(Bruno et al., 2016)** Les grosses larves à fourreau sont moins entraînées par le courant; celles qui tendent des pièges perdent leur habitat *(V. Lubini; com. pers.)*	Une dérive se produit *(Bruno et al. 2010*, par ex.)*; le stade pupal n'est souvent pas évoqué spécifiquement dans les publications		Entraînement des femelles déposant leurs œufs lors de l'éclusée *(V. Lubini; communication personnelle)* Entraînement des larves ou nymphes prêtes à l'émergence se maintenant au niveau de la ligne d'eau *(V. Lubini; communication personnelle)*
	Mise à sec	Mortalité accrue en situation de mise à sec du milieu *(Miller et al., 2020)**	Échouage dans la zone de marnage *(Tanno et al., 2021)**	Mise à sec des pupes se trouvant près des rives *(V. Lubini; communication personnelle)*		Problèmes d'identification visuelle d'un endroit approprié pour la ponte; le dépôt des œufs risque d'être moins abondant *(V. Lubini; communication personnelle)*
	Modification de la dynamique sédimentaire	Mortalité accrue suite au transport et au dépôt plus important de sédiments fins *(Everall et al., 2018)*	Stress aigu suite à l'enfouissement par les sédiments et forte demande d'énergie pour se dégager *(Dobson et al., 2000)*			Perte de substrat de granulométrie adéquate pour la ponte, encore accentuée par le colmatage, d'où baisse du succès de la reproduction (V. Lubini ; communication personnelle)
	Moindre rétention de matière organique particulaire		Réduction de la biomasse et de la qualité du biofilm recouvrant le substrat (=source de nourriture); *(Cashman et al., 2017)** Manque de matériaux adéquats pour la formation des fourreaux *(V. Lubini ; communication personnelle)*			
	Augmentation des fluctuations de la température de l'eau	Allongement de la durée de développement à faible température. Le succès d'éclosion dépend de la température *(Elliott, 1972)*	Réactions variables aux éclusées en relation avec le «thermopeaking»: moindre dérive suite au refroidissement subit *(Schülting et al., 2016)**, pas de perturbation du développement larvaire suite aux variations de température *(Frutiger, 2004)**	Probablement effets similaires à ceux observés sur les larves. La durée de développement dépend également de la température *(V. Lubini; communication personnelle)*		Trop grande précocité de l'émergence suite à l'augmentation de la température *(Hogg et Williams, 1996)*

Tableau 1: Effet des principaux facteurs d'influence des éclusées sur les insectes aquatiques: Ce tableau montre, à partir d'exemples, comment les cinq principaux facteurs d'influence des éclusées (partie 3) peuvent agir sur les insectes aquatiques à leurs différents stades de développement; elle ne prétend pas à l'exhaustivité. Le code de couleur permet d'identifier les effets qui ont déjà été bien ou moyennement étudiés (en vert et jaune, respectivement) et ceux pour lesquels d'importantes lacunes persistent (en rouge). Les études portant explicitement sur les éclusées sont indiquées par un astérisque (*).

œufs et donc réduire considérablement le nombre de larves à éclore *(Kennedy et al., 2016, Miller et al., 2020)*. Selon certaines observations, les larves prêtes pour l'émergence, qui se maintiennent normalement au niveau de la ligne d'eau, sont nombreuses à s'échouer et à ne pas pouvoir accomplir leur développement *(ex. figure 1f; V. Lubini, communication personnelle)*. Étant donné que la mobilité des pupes est très limitée voire inexistante, il est fort probable que l'assèchement de la zone de marnage les affecte tout autant que les œufs. Certaines espèces d'insectes aquatiques disposent de formes de résistance qui leur permettent de survivre à de mauvaises conditions extérieures à l'état d'œuf ou de larve *(Thorp et Rogers, 2015)*. Certains œufs peuvent ainsi être protégés d'une couche gélatineuse qui limite la mortalité en cas d'assèchement (Miller et al., 2020).

Facteurs d'influence indirecte

Associée à un manque de crues dû aux retenues d'eau, une forte charge en sédiments fins peut induire un colmatage durable des interstices du gravier des rivières *(Baumann et Klaus, 2003, Schweizer et al., 2009)*. Sans remobilisation occasionnelle des matériaux du fond, ce colmatage compromet la disponibilité, l'accessibilité et la qualité des habitats interstitiels pour les larves de nombreuses espèces *(Bo et al., 2007)*. Les éclusées peuvent en outre provoquer le lessivage sélectif de matériaux d'une certaine granulométrie (tri granulométrique du substrat, évolution vers une structure de plus en plus grossière, etc.), ce qui limite la disponibilité et la qualité des habitats du gravier *(Vericat et al., 2020)*. On en sait encore assez peu sur les effets des modifications de la dynamique sédimentaire causées par les éclusées sur les insectes au stade pupal ou adulte *(Batalla et al., 2021)*.

Dans les tronçons à éclusées, l'action perpétuelle du lessivage et de l'abrasion provoque une perte de matière organique particulaire (feuilles mortes, aiguilles, films d'algues, etc.) *(Mochizuki et al., 2006)*, perte d'autant plus forte que la morphologie du cours d'eau est altérée (par une canalisation, p. ex.). Ce phénomène a de nombreux effets négatifs sur les insectes aquatiques car beaucoup d'espèces sont directement dépendantes de la matière organique. Ainsi, certains insectes broutent les algues ou rongent les écorces, d'autres se nourrissent de feuilles mortes *(figure 1e, p. ex.)*. Qui plus est, la matière organique particulaire sert également d'habitat, pour la reproduction ou la dissimulation face aux prédateurs, p. ex. *(Hoffmann et Resh 2003, Thorp et Rogers 2015)*.

Effets des éclusées sur la communauté de macrozoobenthos. Observations résultant de projets menés en Suisse

On dénombre actuellement en Suisse 523 espèces d'éphémères, plécoptères et trichoptères (EPT) *(info fauna – SZKF/CSCF, 2010)*, à savoir 89 éphémères, 121 plécoptères et 313 trichoptères. En se basant sur les résultats de multiples projets menés dans les tronçons à éclusées et sur les données disponibles sur la distribution et les exigences écologiques des insectes aquatiques, il est possible d'estimer le nombre d'espèces affectées par les éclusées. Selon ces estimations, au moins 146 espèces EPT, soit 28 %, sont exposées aux effets des éclusées. Sur ces 146 espèces, 41 (soit 28 %) figurent sur les listes rouges des espèces menacées *(Lubini et al., 2012)*. En Suisse, le groupe le plus affecté est celui des éphémères (55 %), suivi les plécoptères (39 %) puis les trichoptères (16 %). La majeure partie des espèces affectées vit dans des cours d'eau de la région alpine ou préalpine ainsi que de l'arc jurassien.

De nombreuses études scientifiques attestent d'une perte de biodiversité, d'une réduction de la biomasse et d'une modification de la composition de la communauté sous l'effet des éclusées car seules subsistent les espèces capables de résister au déferlement fréquent de ces «crues» causées artificiellement. Cette situation de perturbation permanente pousse l'écosystème vers un état qui se distingue fondamentalement de celui d'origine. Les effets se manifestent directement par une augmentation de la dérive, mais aussi, indirectement, par une perturbation des différents stades de développement (cf. partie 2 du texte principal). Les études en cours dans le cadre de l'Observation nationale de la qualité des eaux de surface (NAWA) appuient ce constat: en 2019, 19 ± 8 espèces EPT par cours d'eau ont été observées en moyenne dans 18 rivières influencées par les éclusées; le minimum recensé était de 5 (dans la Vispa). Dans 24 cours d'eau comparables hormis le fait qu'ils n'étaient pas affectés par les éclusées, le nombre moyen d'espèces EPT par cours d'eau était de 25 ± 9 espèces EPT. Cette perte de biodiversité est également attestée de source historique: dans les années 1940, le Rhône abritait 14 espèces de plécoptères au niveau de Brigue, dont certaines très rares, alors que son cours était déjà corrigé; aujourd'hui, cette zone n'en présente plus que 7 au maximum *(info fauna – SZKF/CSCF, 2010)*, dont aucune ne figure sur les listes rouges. Bien souvent, la monotonie structurelle du lit canalisé imposant une vitesse de courant uniforme sur toute la section accentue encore les effets négatifs des éclusées *(Rey et al., 2011)*.

On observe de manière générale dans les tronçons à éclusées une tendance très nette à la dominance des espèces adaptées aux vitesses du courant moyennes, notamment *Baetis alpinus* et le genre *Rhithrogena* qui peuvent atteindre de très fortes densités d'individus *(Hocevar et al., 2014, Wüthrich et Birnstiel, 2019)*. La situation profite également au trichoptère *Allogamus auricollis*, un filtreur passif fixé sur substrat immobile qui tolère les vitesses du courant de moins de 0.5 m/s. C'est ainsi la seule espèce à avoir été détectée dans le Rhône à Riddes *(Uhlmann, 2001)*. En général, les espèces prédatrices comme celles des genres *Rhyacophila* et *Isoperla* sont également moins affectées que les autres. Les espèces des zones de bordure adaptées aux faibles courants (< 0.25 m/s) comme *Cloeon, Centroptilum, Alainites muticus* et les espèces de la famille des Leptophlebiidae chez les éphémères, de même que le genre *Sericostoma* et la plupart des espèces de la famille des Limnephilidae chez les trichoptères, sont en revanche très rares ou absentes dans les tronçons à éclusées. Pour beaucoup d'espèces, la zone de bordure qui longe les rives est un habitat important pour la ponte, le stade pupal et l'émergence. Bien souvent, les espèces occupant les habitats à fort courant (> 1 m/s) comme *Epeorus* sont également absentes ou moins abondantes dans les tronçons à éclusées que dans les tronçons de référence *(Hocevar et al., 2014, Rey et al., 2011, Wüthrich, 2014)* du fait, sans doute, que les habitats qu'elles privilégient (les rochers mouillés en permanence dans le courant turbulent) se sont raréfiés sous l'effet des éclusées et que le colmatage du fond les empêche de se réfugier dans le milieu interstitiel en situation de crue.

Le colmatage du lit est certainement aussi à l'origine de la plus faible densité, par rapport aux tronçons de référence, du plécoptère *Perla grandis* constatée dans la Moesa, dans le Rhin antérieur et dans le Rhin alpin *(Hocevar et al., 2014, Lubini 2016, Wüthrich et Birnstiel, 2019)* puisqu'il prive les larves de cette espèce, qui peuvent atteindre 3.5 cm, de l'espace qui leur est indispensable sous les grosses pierres. Le colmatage affecte également les larves qui vivent profondément enfouies dans le gravier (10–50 cm) comme celles des Leuctridae, des Capniidae et des Chloroperlidae (plécoptères).

À côté des facteurs précédemment évoqués qui peuvent être problématiques pour le macrozoobenthos suite aux éclusées, de forts apports de matières en suspension, cause de turbidité, peuvent également avoir des effets négatifs. Ainsi, les éclusées que subit la Landquart sont à l'origine des plus forts apports de matières en suspension enregistrés dans le système du Rhin alpin qui présente une turbidité permanente en aval de la confluence de l'Ill *(Rey et al., 2011)*. Les matières en suspension affectent les biofilms qui se forment sur le fond et qui constituent une source de nourriture importante pour la communauté aquatique. En effet, les larves de nombreux éphémères et trichoptères (Glossosomatidae) broutent le biofilm se développant sur les pierres à proximité des rives.

Les affluents ne contribuent pas toujours à accroître la biodiversité des fleuves et rivières qui les reçoivent parce qu'ils sont eux-mêmes impactés par l'exploitation de la force hydraulique (comme l'Ill ou la Landquart dans le système du Rhin alpin) ou parce qu'ils correspondent à un autre type de cours d'eau *(comme le Liechtensteiner Binnenkanal; Rey et al., 2011)*. Il ne faut cependant pas oublier que les cours d'eau de taille modeste peuvent, eux aussi, disposer d'une communauté diversifiée et souvent spécialisée et qu'ils ne sont pas épargnés par les éclusées *(Lubini, 2013)*.

Dans l'ensemble, on peut considérer que les cours d'eau influencés par les éclusées ne sont pas en mesure de déployer tout leur potentiel écologique en abritant une communauté typique du site tant en matière de diversité spécifique que de densité *(Rey et al., 2011)*. En Suisse, les systèmes fluviaux riches en biodiversité comme la Thur, qui totalise 136 espèces EPT (info fauna – SZKF/CSCF), ou le système de la Singine, qui en totalise 160 *(Zurwerra et al., 2000)*, sont ainsi extrêmement précieux pour la protection des espèces EPT.

Verena Lubini

Si la température de l'eau turbinée diffère de celle du cours d'eau, les éclusées s'accompagnent de modifications soudaines de la température (phénomène appelé «thermopeaking» en anglais) *(Zolezzi et al., 2011)*. Selon la saison, ces modifications peuvent aller dans le sens d'un réchauffement (warm thermopeaking) ou d'un refroidissement (cold thermopeaking). En se surimposant aux éclusées, ces effets thermiques peuvent, suivant la composition en espèces des communautés et le sens du changement, accroître ou réduire la dérive des larves et accélérer ou freiner le développement des œufs *(Bruno et al., 2013, Elliott, 1972, Schülting et al., 2016)*. De même, le développement des pupes peut être influencé par la température de l'eau *(Hogg et Williams, 1996)*.

3. Spécificités des mesures morphologiques ponctuelles et efficacité à l'égard des insectes aquatiques

Les mesures morphologiques ponctuelles sont particulièrement efficaces pour les insectes aquatiques à leurs différents stades de développement si elles assurent les fonctions suivantes:

1. Réduction, en termes d'intensité et de variation, des paramètres hydrauliques exacerbés par les éclusées. Cette action permet de stabiliser localement les caractéristiques des habitats et de réduire la dérive.
2. Évitement de la mise à sec d'habitats clés dans les périodes cruciales d'un point de vue écologique et/ou atténuation des fluctuations du niveau d'eau. Cette action permet d'éviter l'échouage des insectes aux stades où ils sont immobiles (œufs, pupes) et permet donc à l'émergence de se produire.

Par ailleurs, les caractéristiques suivantes accroissent l'efficacité des mesures morphologiques pour les insectes aquatiques, surtout si les dysfonctionnements sur lesquels elles agissent ont été identifiés dans le projet d'assainissement:

3. Stimulation de la dynamique sédimentaire naturelle pour empêcher localement un colmatage durable du lit et permettre une mobilisation régulière des sédiments. Cette action permet de pérenniser l'accessibilité à la zone interstitielle servant d'habitat et de refuge et d'accroître la diversité en habitats du milieu.
4. Rétention accrue de matière organique particulaire pouvant servir de nourriture et d'habitat aux insectes aquatiques.
5. Atténuation des fluctuations de température et donc des effets négatifs sur les insectes aux différents stades de développement et de la dérive provoquée par la température.

L'effet local d'atténuation *(aspects 1, 2 et 5)* dépend fortement du degré de connexion hydraulique du lieu de la mesure avec le chenal principal recevant les éclusées *(Jackson et al., 2012)*: le taux d'échange d'eau entre l'habitat créé par la mesure morphologique ponctuelle et le chenal principal décide de l'intensité avec laquelle les fluctuations causées par les éclusées peuvent être atténuées. Ainsi, la température d'un bras mort de grand volume peu connecté avec le chenal principal se modifiera beaucoup plus lentement et probablement moins fortement que celle d'une anse ouverte.

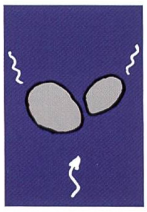
Il convient également de souligner que les problèmes de turbidité, et de colmatage consécutif du lit, ne peuvent être que partiellement atténués par des mesures morphologiques ponctuelles car le processus de colmatage et la resuspension constante des sédiments fins dépendent en première ligne du taux de particules fines dans l'eau et de la fréquence de fortes pointes de débit *(Wharton et al., 2017)*. Dans les tronçons canalisés, une diversification morphologique du milieu peut même, dans certaines circonstances, renforcer le tri granulométrique du sédiment et augmenter le dépôt de particules fines dans les zones protégées du courant *(Schweizer et al., 2016; Sindelar et Mende 2009)*. La stimulation d'une dynamique sédimentaire naturelle (par des crues naturelles ou artificielles, p. ex.), qui produit une mobilisation épisodique du charriage (1–3 fois par an) et un tri granulométrique naturel du substrat, peut juguler un colmatage durable du lit (décolmatage).

Compilation de mesures morphologiques ponctuelles potentielles

Dans ce passage, nous allons montrer, à titre d'exemple, comment différents types de mesures morphologiques ponctuelles agissent sur les facteurs d'influence des éclusées sur les insectes aquatiques. Étant donné que l'on dispose aujourd'hui de très peu d'exemples pratiques de mesures morphologiques ponctuelles prenant en compte les insectes aquatiques, le *tableau 2* présente une sélection de mesures potentielles et leurs effets possibles. La liste ne prétend pas à l'exhaustivité et les exemples cités sont souvent spécifiques de certaines situations. Considérant que les mesures morphologiques ponctuelles citées ici ont une influence très limitée sur le niveau d'eau, nous n'avons pas abordé, dans cet article, les conflits éventuels avec les objectifs de protection contre les crues.

Les structures à base de bois mort réduisent la vitesse du courant dans la zone de remous et de contre-courant qui les suit et entre les branchages *(Schalko et al., 2021)* et retiennent ainsi la matière organique flottante *(Widmer et al., 2019)*. Elles offrent aussi des surfaces bienvenues pour la formation de biofilms variés composés d'algues, de champignons et autres micro-organismes *(Allan et Castillo, 2007)*. Les biofilms servent de nourriture à certains insectes aquatiques qui les broutent (Thorp et Rogers 2015). Dans les tronçons à éclusées, le développement des biofilms est souvent limité suite à la forte charge en particules fines (abrasion, turbidité limitant la photosynthèse, etc.). Le bois lui-même constitue un habitat précieux pour les espèces xylobiontes (=vivant sur et dans le bois) et pour celles qui tendent des pièges pour capturer leurs proies. Par ailleurs, certains insectes rongent l'écorce des feuillus pour la recherche de nourriture. En règle générale, les conifères sont moins facilement exploitables par le macrozoobenthos en raison de leur moindre valeur nutritive et de leur plus forte teneur en substances végétales secondaires *(Sedell et al., 1975, Hisabae et al., 2011)*. L'idéal est de choisir le bois à utiliser en fonction des essences qui sont ou seraient naturellement présentes sur place ou aux environs. Dans le cas des structures de bois mort, en particulier, il est conseillé d'effectuer un travail préparatif soigné pour déterminer l'emplacement garantissant à la fois la plus grande sécurité par rapport aux crues et une bonne longévité de fonctionnalité de l'édifice *(Schweizer et al., 2016, Widmer et al., 2019, Mende 2018, Neuhaus et Mende, 2021)*. En cas de forte charge en sédiments fins, il est possible, selon l'emplacement, que la structure s'envase rapidement et se colmate, ce qui annihilerait son bénéfice en matière d'habitat.

Les structures minérales comme les ensembles de pierres brise-lames ou les épis en enrochement peuvent non seulement réduire la vitesse du courant mais surtout la diversifier *(Werdenberg et al., 2014)* et donc accroître localement la diversité des habitats potentiels pour les insectes aquatiques. Suivant leur positionnement par rapport au courant principal (inclinant/déclinant) et leur hauteur (sub-

	Effet sur les principaux facteurs d'influence des éclusées sur les insectes aquatiques (Tab. 1)						
Types de mesures	Atténuation des paramètres hydrauliques	Évitement de la mise à sec d'habitats	Stimulation de la dynamique sédimentaire: Mobilisation occasionnelle du substrat/ décolmatage	Tri granulométrique du substrat	Rétention accrue de matière organique particulaire	Atténuation des fluctuations de température	Exemples/ références
Structures à base de bois morts	Atténuation dans la zone de contre-courant; augmentation générale de la variabilité; exacerbation éventuelle des paramètres hydrauliques dans la partie libre de la section d'écoulement ou sur la rive opposée	Aucun effet*	Décolmatage local lors des crues; transport solide éventuellement accru localement dans la partie libre de la section d'écoulement ou sur la rive opposée	Effet de tri local dans la zone de contre-courant; dépôt éventuel de sédiments fins	Rétention accrue de matière organique grossière (feuilles mortes, par exemple)	Aucun effet	*Schweizer et al,. 2016 Mende 2018, 2021 Widmer et al., 2019*
Épis de divers types	Atténuation dans la zone des épis; augmentation générale de la variabilité; exacerbation éventuelle des paramètres hydrauliques dans la partie libre de la section d'écoulement	Mise à sec éventuellement accrue dans la zone des épis, suivant le type d'épis et le rapport au niveau d'eau moyen lors du débit d'éclusée et du débit plancher*	Décolmatage local lors des crues; transport solide éventuellement accru localement dans la partie libre de la section d'écoulement	Effet de tri accru; dépôt éventuel de sédiments fins dans la zone des épis	Effet très limité; rétention éventuelle de feuilles mortes et de bois morts dans la zone des épis	Atténuation éventuelle des fluctuations et réduction du gradient, suivant le volume de la zone d'épis, le type d'épis et le rapport au niveau d'eau moyen lors du débit d'éclusée et du débit plancher	*Werdenberg et al., 2014 Li et al., 2019*
Bancs/apports de graviers	Atténuation dans la zone de contre-courant; augmentation générale de la variabilité; exacerbation éventuelle des paramètres hydrauliques dans la partie libre de la section d'écoulement	Selon le type de mesure, la pente du talus et la hauteur par rapport au niveau d'eau moyen lors du débit d'éclusée et du débit plancher, une mise à sec est possible	Érosion latérale éventuellement accrue et plus forte disponibilité de charriage (si les rives ne sont pas bétonnées ou stabilisées)	Aucun effet (suivant la granulométrie des matériaux apportés, la composition du substrat peut se modifier)	Effet très limité; rétention éventuelle de feuilles mortes et de bois morts	Aucun effet	*Hauer et al., 2017 Döring et al., 2018 Bunte, 2004*
Ensemble de grandes pierres ou blocs brise-lames 	Atténuation dans la zone de contre-courant; augmentation générale de la variabilité	Aucun effet*	Aucun effet	Effet de tri local dans la zone de contre-courant; dépôt éventuel de sédiments fins	Effet très limité; rétention éventuelle de feuilles mortes et de bois morts	Aucun effet	*Schweizer et al., 2016 Li et al., 2019*

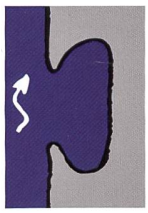
Anses 	Atténuation dans les anses, aucun effet notable dans la partie libre de la section d'écoulement	Suivant les caractéristiques de la mesure et la situation par rapport au niveau d'eau moyen lors du débit d'éclusée et du débit plancher, une mise à sec accrue est possible suite à l'apparition de berges plates	Aucun effet	Effet de tri local dans la zone de contre-courant; dépôt éventuel de sédiments fins	Effet très limité; rétention éventuelle de feuilles mortes	Atténuation éventuelle des fluctuations suivant les dimensions de l'anse et ses liens avec le courant principal	*Ribi et al., 2014*
Bras latéral/ impasse	Atténuation massive due au ralentissement des vitesses du courant (eaux stagnantes)	Mise à sec éventuelle suivant la situation par rapport au niveau d'eau moyen lors du débit plancher	Aucun effet	Effet de tri local dans la zone de contre-courant; dépôt éventuel de sédiments fins	Augmentation de l'effet de rétention	Atténuation éventuelle des fluctuations suivant le degré de connexion avec le courant principal	*Sumi et al., 2009*
Embouchure (semi-)naturelle des affluents	Augmentation de la variabilité	Selon la hauteur de l'embouchure par rapport au niveau d'eau moyen lors du débit plancher, une mise à sec est possible	Aucun effet	Effet de tri éventuel	Effet très limité; rétention éventuelle de feuilles mortes et de bois morts	Atténuation éventuelle des fluctuations suivant le degré de connexion avec le courant principal	*Milner et al., 2019 Vericat et al., 2020*
Berges creuses, sous racines par exemple	Augmentation de la variabilité; petites zones d'eau calme entre les racines	Aucun effet*	Aucun effet	Aucun effet	Rétention accrue de matière organique grossière (feuilles mortes, par exemple)	Aucun effet	*Mende, 2018 Widmer et al., 2019*
Succession radier-mouille	Augmentation de la variabilité dans le sens longitudinal	Très peu d'effet	Effet éventuel de décolmatage en situation de crue	Effet de tri dans le sens longitudinal; réduction du dépôt de sédiments fins dans le radier	Aucun effet	Aucun effet	*Gore et al., 1998*

Tableau 2: Mesures morphologiques ponctuelles potentielles et leur effet possible sur les principaux facteurs d'influence des éclusées sur les insectes aquatiques. L'action et l'efficacité des mesures se réfèrent à l'état stable atteint après les travaux. *Selon le type de mesure, augmentation de la surface mise à sec.

mergées/contournées), elles provoquent la formation de successions différentes de zones d'affouillement et d'atterrissement ou favorisent le tri granulométrique du substrat *(Mende, 2013)*. En même temps, elles créent aussi des structures potentiellement intéressantes pour la ponte *(Encalada et Peckarsky, 2012)* ou des zones calmes favorables aux larves. Il convient de noter qu'en cas de forte charge en sédiments fins, il est possible, selon l'emplacement, que la structure s'envase rapidement et se colmate, ce qui limite son intérêt en tant qu'habitat. De même, les structures s'asséchant régulièrement, comme c'est souvent le cas des blocs rocheux, peuvent difficilement être colonisées.

Les structures comme les anses atténuent les paramètres hydrauliques durant le débit d'éclusées et peuvent ainsi offrir un habitat protégé aux insectes aquatiques *(Hauer et al., 2017, Meile et al., 2008, Ribi et al., 2014)*. Dans le cas de berges plates, elles peuvent cependant aussi accroître la zone de marnage, ce qui fait augmenter le risque d'échouage à la descente du niveau de l'eau *(Vanzo et al., 2016)*. De même, ces zones risquent de s'envaser ou de se colmater si la charge en sédiments fins est élevée, ce qui cause également des pertes significatives d'habitat pour les insectes aquatiques. Si des anses se forment naturellement, en aval d'un banc de graviers, par exemple, l'envasement est évité grâce à la mobilisation récurrente du charriage lors des crues *(Hauer et al., 2017)*. La durée de vie et de fonctionnalité de ces structures est donc directement dépendante du régime de crues et de sédiments.

Pour atténuer les fluctuations de débit causées par les éclusées, une autre possibilité consiste à reconnecter les anciennes annexes fluviales qui ont été séparées du cours d'eau. Ainsi, la reconnexion des bras latéraux offre un gain important d'habitats présentant de faibles contraintes de cisaillement au fond, ce peut contribuer à réduire la dérive des insectes aquatiques *(Vanzo et al., 2016)*. Selon les milieux reconnectés, un risque de mise à sec durant le débit plancher n'est cependant pas exclu. Les affluents (semi-) naturels peuvent assurer une certaine recharge sédimentaire tout en absorbant une partie des fluctuations de débit *(Vericat et al., 2020)* et en atténuant les variations de température par effet de dilution *(Feng et al., 2018, Fullerton et al., 2015)*. Par ailleurs, les affluents semi-naturels sont une source biologique pour la recolonisation du tronçon à éclusées par des insectes aquatiques *(Kennedy et al., 2016, Milner et al., 2019)*. L'aménagement semi-naturel d'une embouchure peut ainsi donner accès à des habitats potentiellement intéressants dans les secteurs soumis aux éclusées.

4. Intégration des mesures morphologiques ponctuelles dans les projets

Les mesures évoquées plus haut sont des exemples qui illustrent comment les mesures morphologiques ponctuelles peuvent être conçus en tenant compte des insectes aquatiques. Il ne peut cependant être décidé qu'au cas par cas si de telles mesures peuvent être envisagées dans un tronçon à éclusées et lesquelles. En effet, leur efficacité et leur durée de vie dépendent également de la manière dont elles sont intégrées physiquement dans le tronçon et dans le bassin versant.

Phénomènes ponctuels et processus à grande échelle

L'aide à l'exécution précise que, dans le cadre de l'assainissement des éclusées, les mesures morphologiques ponctuelles ne peuvent être mises en œuvre que localement. À l'inverse, les mesures de construction et d'exploitation d'assainissement des éclusées interviennent au niveau du régime hydrologique qui dépend naturellement des caractéristiques du bassin versant (degré d'occupation par les glaciers, utilisation des sols, saisonnalité des précipitations, etc.). En complément de ce régime hydrologique, l'écosystème fluvial est également modelé par des processus géomorphologiques et biogéochimiques qui se déroulent à différentes échelles (méso-habitat, tronçon, bassin versant, etc.) et dont l'intensité peut fortement varier *(Polvi et al., 2020)*. Selon l'intensité des processus et leurs interactions en jeu, il se peut que les structures mises en place dans le cadre de mesures morphologiques ponctuelles perdent rapidement leur fonctionnalité. Comme le fait remarquer l'aide à l'exécution, le régime sédimentaire du bassin versant peut avoir une influence décisive sur la pérennité d'une mesure morphologique ponctuelle *(cf. p. 112 de l'aide à l'exécution)*. Ainsi, un déficit de charriage peut entraîner l'érosion de structures importantes dans le sédiment *(Kondolf 1997, Vericat et al., 2020)*. Inversement, une forte charge en sédiments fins dans le cours d'eau peut provoquer l'envasement et le colmatage de structures comme les anses *(Greimel et al., 2017)*. Pour assurer une certaine longévité aux mesures morphologiques ponctuelles, il est donc essentiel de tenir compte des interactions entre les processus.

Potentiel pour la recolonisation du milieu

L'efficacité d'une mesure morphologique ponctuelle dépend fortement des possibilités de dispersion des insectes aquatiques. Si certaines espèces ont disparu d'un tronçon suite à l'impact des éclusées, une recolonisation peut se produire de trois façons: i) par l'arrivée de larves et d'individus à d'autres stades de développement aquatiques dérivant à partir de tronçons situés plus en amont, ii) par l'action d'insectes adultes venant pondre dans le tronçon à éclusées après s'être développés dans des tronçons voisins, pouvant également être situés en aval *(Bilton et al., 2001)*, iii) par recolonisation à partir d'affluents se trouvant dans un état naturel ou semi-naturel *(Kennedy et al., 2016, Milner et al., 2019)*. La distance à laquelle ces trois processus peuvent agir est cependant limitée; elle dépasse rarement cinq kilomètres *(Gore, 1985, Sundermann et al., 2011)*.

Couplage avec d'autres mesures

Le fait de combiner les mesures morphologiques ponctuelles avec d'autres mesures peut donner lieu à des synergies. Les mesures d'exploitation visent, de manière générale, une réduction supplémentaire des descripteurs hydrauliques des éclusées (débit d'éclusées, débit plancher, taux de montée et de descente du niveau d'eau) et peuvent être mises à contribution pour adapter l'assainissement aux conditions saisonnières. En complément, la dérivation de crues naturelles ou la création de crues artificielles peut stimuler les processus écologiques dans les tronçons à éclusées. Ainsi, les crues dont le débit de pointe produit une mobilisation de la couche supérieure du lit et un déplacement des sédiments contribuent à lutter contre le colmatage du fond *(Robinson et Uehlinger, 2008)*. Une autre possibilité serait d'assurer un débit plancher plus élevé et plus constant lors des périodes critiques d'un point de vue écologique (basé sur *Kennedy et al., 2016*). Ces mesures d'exploitation permettraient de s'assurer qu'une émergence quasi-naturelle puisse se produire durant le débit plancher et que les œufs ne se dessèchent pas.

5. Conclusions

L'impact des éclusées sur le stade larvaire des insectes aquatiques a déjà été bien

traité dans les publications scientifiques *(tableau 1)*. En revanche, les effets sur le stade d'œuf et pupal et sur les adultes ont encore été très peu décrits. Les effets peuvent cependant être grossièrement estimés sur la base des connaissances solides déjà acquises sur la biologie et l'écologie des éphémères, des plécoptères et des trichoptères *(encart p. 22)*. Des études spécifiques, menées par exemple dans le cadre du contrôle des effets ou de projets de recherche, pourront à l'avenir combler les lacunes de façon ciblée en précisant, notamment, les critères écologiques auxquels doivent répondre les mesures morphologiques ponctuelles. Le contrôle des effets aura alors un rôle particulier à jouer puisqu'une comparaison standardisée de la situation avant et après la mise en œuvre des mesures, notamment, permettra d'accroître le savoir à l'échelle d'un projet spécifique à une vue d'ensemble inter-projets *(Thomas et al., 2019)*.

On connaît aujourd'hui différents types de mesures morphologiques ponctuelles visant à améliorer localement la dynamique des écoulements et des sédiments *(tableau 2)*. Leurs effets sur les insectes aquatiques ou plus généralement sur le macrozoobenthos ont cependant été peu étudiés, en particulier dans les tronçons à éclusées qui sont très affectés morphologiquement. À leur niveau, le contrôle des effets des mesures est une démarche particulièrement précieuse pour étendre notre savoir et nos connaissances. Si l'écologie du macrozoobenthos est prise en compte dès le début dans le processus d'assainissement des éclusées, les mesures peuvent être planifiées pour viser les facteurs d'influence spécifiques aux macroinvertébrés *(figure 2; tableau 1)*. Cette approche présente l'avantage de pouvoir mettre en place un contrôle des effets ciblé qui permet de vérifier l'efficacité des différentes mesures morphologiques ponctuelles localement comme à l'échelle du tronçon.

Les différents types de mesures peuvent encore être perfectionnés par un travail de développement dans la recherche et la pratique afin de mieux neutraliser les principaux facteurs d'influence des éclusées sur les macroinvertébrés. L'approche expérimentale paraît prometteuse puisqu'elle permet d'évaluer le fonctionnement des mesures morphologiques ponctuelles dans différentes conditions prédéfinies (descripteurs des éclusées, turbidité, variations de température, charriage, etc.). Il est alors indispensable de travailler dans l'interdisciplinarité (écologie et génie hydraulique, p. ex.) afin de définir de façon holistique les opportunités et les limites liées aux mesures morphologiques ponctuelles pour l'atténuation des effets négatifs des éclusées.

6. Remerciements

Les autrices et auteurs tiennent à remercier les personnes qui ont accepté de participer aux entretiens pour leur aide et leurs précieuses informations: *Lucie Lundsgaard-Hansen* (OFEV), *Lorenzo Gorla* (OFEV), *Verena Lubini* (Écologie des eaux), *Diego Tonolla* (ZHAW et eQcharta GmbH), *Steffen Schweizer* (KWO), *Matthias Mende* (IUB Engineering AG), *Michael Müller* (IUB Engineering AG), *Christoph Hauer* (BOKU Vienne), *Tobias Meile* (BG Ingénieurs Conseils SA) et *Stephanie Schmidlin* (Limnex AG). Un grand merci également à *Peter Penicka* pour la mise en forme graphique de la *figure 1*. Ce travail a été effectué sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV).

Quellen / Sources:
Allan, J. D., Castillo, M. M. (2007). Stream ecology: structure and function of running waters, Springer.
BAFU (2015). Renaturierung der Schweizer Gewässer: Die Sanierungspläne der Kantone ab 2015. Bundesamt für Umwelt.
Batalla, R.J., Gibbins, C.N., Alcázar, A., Brasington, J., Buendia, C., Garcia, C., Llena, M., López, R., Palau, A., Rennie, C. (2021). Hydropeaked rivers need attention. Environmental Research Letters 16(2): 021001.
Baumann, P., Klaus, I. (2003). Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 75, Bern, Bundesamt für Umwelt.
Baxter, C.V., Fausch, K.D., Carl Saunders, W. (2005). Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. Freshwater Biology 50(2): 201–220.
Bilton, D.T., Freeland, J.R., Okamura, B. (2001). Dispersal in freshwater invertebrates. Annual Review of Ecology and Systematics 32(1): 159–181.
Bo, T., Fenoglio, S., Malacarne, G., Pessino, M., Sgariboldi, F. (2007). Effects of clogging on stream macroinvertebrates: an experimental approach. Limnologica 37(2): 186–192.
Bruder, A., Tonolla, D., Schweizer, S.P., Vollenweider, S., Langhans, S.D., Wüest, A. (2016). A conceptual framework for hydropeaking mitigation. Science of the Total Environment 568: 1204–1212.
Bruno, M.C., Cashman, M.J., Maiolini, B., Biffi, S., Zolezzi, G. (2016). Responses of benthic invertebrates to repeated hydropeaking in semi-natural flume simulations. Ecohydrology 9(1): 68–82.
Bruno, M.C., Maiolini, B., Carolli, M., Silveri, L. (2010). Short time-scale impacts of hydropeaking on benthic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). Limnologica 40(4): 281–290.
Bruno, M. C., Siviglia, A., Carolli, M., Maiolini, B. (2013). Multiple drift responses of benthic invertebrates to interacting hydropeaking and thermopeaking waves. Ecohydrology 6(4): 511–522.
Bunte, K. (2004). Gravel mitigation and augmentation below hydroelectric dams: A geomorphological perspective, Engineering Research Center, Colorado State University.
Cashman, M.J., Harvey, G.L., Wharton, G., Bruno, M.C. (2017). Wood mitigates the effect of hydropeaking scour on periphyton biomass and nutritional quality in semi-natural flume simulations. Aquatic Sciences 79(3): 459–471.
Cushman, R.M. (1985). Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. North American Journal of Fisheries Management 5(3A): 330–339.
Dobson, M., Poynter, K., Cariss, H. (2000). Case abandonment as a response to burial by Potamophylax cingulatus (Trichoptera: Limnephilidae) larvae. Aquatic Insects 22(2): 99–107.
Döring, M., Tonolla, D., Robinson, C.T., Schleiss, A., Stähly, S., Gufler, C., Geilhausen, M., Di Cugno, N. (2018). Künstliches Hochwasser an der Saane-Eine Massnahme zum nachhaltigen Auenmanagement. WEL 110: 119–127.
Elliott, J. (1972). Effect of temperature on the time of hatching in Baetis rhodani (Ephemeroptera: Baetidae). Oecologia 9(1): 47–51.
Encalada, A.C., Peckarsky, B.L. (2012). Large-scale manipulation of mayfly recruitment affects population size. Oecologia 168(4): 967–976.
Everall, N.C., Johnson, M.F., Wood, P., Mattingley, L. (2018). Sensitivity of the early life stages of a mayfly to fine sediment and orthophosphate levels. Environmental Pollution 237: 792–802.
Feng, M., Zolezzi, G., Pusch, M. (2018). Effects of thermo peaking on the thermal response of alpine river systems to heatwaves. Science of the Total Environment 612: 1266–1275.
Frutiger, A. (2004). «Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 2: Effects on the larval development of the dominant benthic macroinvertebrate (Allogamus auricollis, Trichoptera).» Archiv für Hydrobiologie: 57–75.
Fullerton, A.H., Torgersen, C.E., Lawler, J.J., Faux, R.N., Steel, E.A., Beechie, T.J., Ebersole, J.L., Leibowitz, S.G. (2015). Rethinking the longitudinal stream temperature paradigm: region-wide comparison of thermal infrared imagery reveals unexpected complexity of river temperatures. Hydrological Processes 29(22): 4719–4737.
Gibbins, C., Vericat, D., Batalla, R. J. (2007). When is stream invertebrate drift catastrophic? The role of hydraulics and sediment transport in initiating drift during flood events. Freshwater Biology 52(12): 2369–2384.
Gibbins, C.N., Vericat, D., Batalla, R.J. (2010). Relations between invertebrate drift and flow velocity in sand-bed and riffle habitats and the limits imposed by substrate stability and benthic density. Journal of the North American Benthological Society 29(3): 945–958.
Gore, J.A. (1985). Restoration of rivers and streams: Theories and Experience. Butterworth.
Gore, J.A., Crawford, D.J., Addison, D.S. (1998). An analysis of artificial riffles and enhancement of benthic community diversity by physical habitat simulation (PHABSIM) and direct observation. Regulated Rivers: Research & Management 14(1): 69–77.
Greimel, F., Neubarth, J., Fuhrmann, M., Führer, S., Habersack, H., Haslauer, M., Hauer, C., Holzapfel, P., Auer, S., Pfleger, M. (2017). SuREmMa - sustainable river management. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
Greimel, F., Schülting, L., Graf, W., Bondar-Kunze, E., Auer, S., Zeiringer, B., Hauer, C. (2018). Hydropeaking impacts and mitigation. In: Riverine ecosystem management: science for governing towards a sustainable future. Springer. 91–110.
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.
Hisabae, M., Sone, S., Inoue, M. (2011). Breakdown and macroinvertebrate colonization of needle and leaf litter in

conifer plantation streams in Shikoku, southwestern Japan. Journal of Forest Research 16(2): 108–115.
Hoffmann, A., Resh, V. (2003). Oviposition in three species of limnephiloid caddisflies (Trichoptera): hierarchical influences on site selection. Freshwater Biology 48(6): 1064–1077.
Hogg, I.D., Williams, D.D. (1996). Response of stream invertebrates to a global-warming thermal regime: An ecosystem-level manipulation. Ecology 77(2): 395–407.
Hocevar, S., Diacon, J., Bühlmann, I., Gasser, M., Escher, M., Lubini, V., Ballmer, M. 2014. Sanierung Schwall/Sunk. Abklärungen der wesentlichen Beeinträchtigungen durch Schwall/Sunk an Moesa, Vorderrhein und Hinterrhein. Bericht im Auftrag des Kantons Graubünden.
info fauna – SZKF/ CSCF (2010). Datenbankauszug vom 5.5.2010 (Steinfliegen), 20.1.2010 (Eintagsfliegen);: 7.5.2010 (Köcherfliegen). info fauna – SZKF/ CSCF, Neuchâtel.
Jackson, T.R., Haggerty, R., Apte, S.V., Coleman, A., Drost, K.J. (2012). Defining and measuring the mean residence time of lateral surface transient storage zones in small streams. Water Resources Research 48(10): W10501.
Kennedy, T.A., Muehlbauer, J.D., Yackulic, C.B., Lytle, D.A., Miller, S.W., Dibble, K.L., Kortenhoeven, E.W., Metcalfe, A.N., Baxter, C.V. (2016). Flow management for hydropower extirpates aquatic insects, undermining river food webs. BioScience 66(7): 561–575.
Kondolf, G.M. (1997). PROFILE: hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. Environmental management 21(4): 533–551.
Lancaster, J., Downes, B.J., Arnold, A. (2010). Environmental constraints on oviposition limit egg supply of a stream insect at multiple scales. Oecologia 163(2): 373–384.
Li, K., Zhang, Z., Yang, H., Bian, H., Jiang, H., Sheng, L., He, C. (2018). Effects of instream restoration measures on the physical habitats and benthic macroinvertebrates in an agricultural headwater stream. Ecological Engineering 122: 252–262.
Lubini, V. 2013. Dorfbach Büron: Makrozoobentghos: Auswirkungen des Schwall-Sunk-Betriebs. Gutachten im Auftrag der Dienststelle für Umwelt und Energie, Kanton Luzern.
Lubini, V. 2016. Zusatzuntersuchung DÜFUR Schwall-Sunk und Restwasser in der Engelberger Aa. Gutachten im Auftrag des Amtes für Umwelt, Kanton Nidwalden.
Lubini, V., Knispel, S., Sartori, M., Vicentini, H., Wagner A. 2012: Rote Listen Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen. Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2010. Bundesamt für Umwelt, Bern, und Schweizer Zentrum für die Kartographie der Fauna, Neuenburg. Umwelt-Vollzug Nr. 1212.
Lumsdon, A.E., Artamonov, I., Bruno, M.C., Righetti, M., Tockner, K., Tonolla, D., Zarfl, C. (2018). Soundpeaking – hydropeaking induced changes in river soundscapes. River Research and Applications 34: 3–12.
Mende, M. (2013). Kostengünstige Bausteine zur ökologischen Aufwertung von Fliessgewässern. Ingenieurbiologie 1: 62–66
Mende, M. (2018). Totholzmengen in Fliessgewässern. Ingenieurbiologie 2: 14–20.
Meile, T., Boillat, J.-L., Schleiss, A. (2008). Dämpfende Wirkung von grossmassstäblichen Uferrauheiten auf Schwall und Sunkerscheinungen in Flüssen. Wasser-Wirtschaft 98: 18–24.
Miller, S.W., Schroer, M., Fleri, J.R., Kennedy, T.A. (2020). Macroinvertebrate oviposition habitat selectivity and egg-mass desiccation tolerances: implications for population dynamics in large regulated rivers. Freshwater Science 39(3): 584–599.
Milner, V.S., Yarnell, S.M., Peek, R.A. (2019). The ecological importance of unregulated tributaries to macroinvertebrate diversity and community composition in a regulated river. Hydrobiologia 829(1): 291–305.
Mochizuki, S., Kayaba, Y., Tanida, K. (2006). Drift patterns of particulate matter and organisms during artificial high flows in a large experimental channel. Limnology 7(2): 93–102.
Polvi, L.E., Lind, L., Persson, H., Miranda-Melo, A., Pilotto, F., Su, X., Nilsson, C. (2020). Facets and scales in river restoration: Nestedness and interdependence of hydrological, geomorphic, ecological, and biogeochemical processes. Journal of Environmental Management 265: 110288.
Pulg, U., Vollset, K.W., Velle, G., Stranzl, S. (2016). First observations of saturopeaking: Characteristics and implications. Science of The Total Environment 573: 1615–1621.
Rey, P., Werner, S., Mürle, U., Becker, A., Ortlepp, J., Hürlimann, J. 2011. Monitoring Alpenrhein. -Basismonitoring Ökologie. Internationale Regierungskommission Alpenrhein (IRKA), Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie (Hrsg.).
Ribi, J.-M., Boillat, J.-L., 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(4): 527–541.
Robinson, C.T., Uehlinger, U. (2008). Experimental floods cause ecosystem regime shift in a regulated river. Ecological Applications 18(2): 511–526.
Schalko, I., Wohl, E., Nepf, H.M. (2021). Flow and wake characteristics associated with large wood to inform river restoration. Scientific Reports 11(1): 1–12.
Schmutz, S., Fohler, N., Friedrich, T., Fuhrmann, M., Graf, W., Greimel, F., Höller, N., Jungwirth, M., Leitner, P., Moog, O. (2013). Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern. Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. BMFLUW.
Schülting, L., Feld, C.K., Graf, W. (2016). Effects of hydro-and thermopeaking on benthic macroinvertebrate drift. Science of the Total Environment 573: 1472–1480.
Schweizer, S., Grand, R., Frei, J., Schläppi, S., Meyer, M., Döring, M., Müller, W., Flück, M., Bettler, M., Herzog, B. (2016). Instream measures in einer alpinen Schwallstrecke– eine erste Bilanz von der Hasliaare. Ingenieurbiologie 2016(1): 89–93.
Schweizer, S., Lundsgaard-Hansen, L., Meyer, M., Schläppi, S., Berger, B., Baumgartner, J., Greter, R., Büsser, P., Flück, M., Schwendemann, K. (2021). Die Schwall-Sunk-Sanierung der Hasliaare. Erste Erfahrungen nach Inbetriebnahme und ökologische Wirkungskontrolle. WEL 113: 1–8.
Schweizer, S., Neuner, J., Heuberger, N. (2009). Bewertung von Schwall/Sunk-Herleitung eines ökologisch abgestützten Bewertungskonzepts. WEL 101(3): 194–202.
Sedell, J.R., Triska, F.J., Triska, N.S. (1975). The processing of conifer and hardwood leaves in two coniferous forest streams: I. Weight loss and associated invertebrates. Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 19(3): 1617–1627.
Sindelar, C., Matthias, M. (2009). Lenkbuhnen zur Strukturierung und Stabilisierung von Fliessgewässern. Wasserwirtschaft 99(1): 70–75.
Sitters, J., Atkinson, C. L., Guelzow, N., Kelly, P., Sullivan, L. L. (2015). Spatial stoichiometry: cross-ecosystem material flows and their impact on recipient ecosystems and organisms. Oikos 124(7): 920–930.
Statzner, B., Beche, L.A. (2010). Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? Freshwater Biology 55: 80–119.
Sumi, T., Nakamura, S.-Y., Hayashi, K. (2009). The effect of sediment flushing and environmental mitigation measures in the Kurobe River. 23rd ICOLD Congress.
Sundermann, A., Stoll, S., Haase, P. (2011). River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. Ecological Applications 21(6): 1962–1971.
Tanno, D., Wächter, K., Gerber, R. (2021). Stranden von Wasserwirbellosen bei Schwallrückgang – Fallstudie am Hinterrhein. WEL 113(2): 89–96.
Thomas, G., Weber, C., Sprecher, L., Åberg, U., Baumgartner, S., Haertel-Borer, S. (2019). Lernen für zukünftige Projekte. Wirkungskontrolle Revitalisierung – Gemeinsam lernen für die Zukunft. Bundesamt für Umwelt. Merkblatt 4, V1.01.
Thorp, J. H., Rogers, D. C. (2015). Thorp and Covich's freshwater invertebrates: ecology and general biology, Elsevier.
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.
Uhlmann V. 2001. Die Uferzönosen in natürlichen und regulierten Flussabschnitten. Diplomarbeit ETHZ/ Eawag.
Vanzo, D., Zolezzi, G., Siviglia, A. (2016). Eco-hydraulic modelling of the interactions between hydropeaking and river morphology. Ecohydrology 9(3): 421–437.
Vericat, D., Ville, F., Palau-Ibars, A., Batalla, R. J. (2020). Effects of hydropeaking on bed mobility: evidence from a Pyrenean river. Water 12(1): 178.
Waters, T.F. (1972). The Drift of Stream Insects. Annual Review of Entomology 17(1): 253–272.
Werdenberg, N., Mende, M., Sindelar, C. (2014). Instream river training: fundamentals and practical example. River Flow 2014: 1571–1577.
Wharton, G., Mohajeri, S.H., Righetti, M. (2017). The pernicious problem of streambed colmation: a multi-disciplinary reflection on the mechanisms, causes, impacts, and management challenges. WIREs Water, 4: e1231.
Widmer, A., Haupt, S., Werdenberg, N. (2019). Planungshilfe Engineered Log Jam (ELJ). Renaturierungsfonds des Kantons Bern.
Wüthrich, R. 2014. Auswirkungen des Schwall/Sunk-Betriebs der Kraftwerk-Zentrale Hauterive an der Saane auf die Makroinvertebraten-Fauna. Semesterarbeit ZHAW, Wädenswil.
Wüthrich R., Birnstiel E. 2019. Faunistisches Gutachten zur Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft im Vorderrhein bei der Rheinschlucht. Gutachten im Auftrag des WWF Graubünden.
Zolezzi, G., Siviglia, A., Toffolon, M., Maiolini, B. (2011). Thermopeaking in Alpine streams: event characterization and time scales. Ecohydrology 4(4): 564–576.
Zurwerra, A., Bur M., Turcsanyi, B., Maier, K.J., Tomka, I. 2000. Benthische Wirbellosenfauna des Sensesystems (Kt. Freiburg). Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft 73: 115–142.

Autorinnen und Autoren/Autrices at auteurs:
Nathalie Friese, Eawag: Das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs, Seestrasse 79, CH-6047 Kastanienbaum
Christine Weber, Eawag: Das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs, Seestrasse 79, CH-6047 Kastanienbaum
Cristina Rachelly, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (VAW), ETH Zürich, Hönggerbergring 26, CH-8093 Zürich
Volker Weitbrecht, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (VAW), ETH Zürich, Hönggerbergring 26, CH-8093 Zürich
Nico Bätz, Eawag: Das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs, Seestrasse 79, CH-6047 Kastanienbaum