

Integrales Flussgebietsmanagement/ Gestion intégrale de l'espace fluvial

Dieses multidisziplinäre Forschungsprojekt wurde 2007 im Anschluss an das Rhone-Thur-Projekt lanciert. Es setzt auf Synergien flussbautechnischer, ökologischer und soziokultureller Aspekte, um den vorhandenen Defiziten in Fliessgewässern entgegenzuwirken. Dabei untersuchten Wasserbauer die Strömungs- und Habitatsvielfalt der Fliessgewässer, um konstruktive Lösungen für den Hochwasserschutz zu finden. Gleichzeitig erforschten Ökologinnen und Ökologen die Habitats- und Artenvielfalt sowie die ökologische Vernetzung der Fliessgewässer und ihrer angrenzenden terrestrischen Lebensräume. Ziel ist es, dynamische und vernetzte Lebensräume zu fördern. Dazu braucht es innovative Konzepte in der Umsetzung flussbaulicher Massnahmen, welche die Ansprüche des Hochwasserschutzes erfüllen und die biologische Vielfalt in den Gewässern erhöhen.

Erste Resultate des Projektes wurden anlässlich der Tagung Flussrevitalisierungen: «Synergien zwischen Hochwasserschutz und Ökologie» am 25. November 2010 in Bern präsentiert. In der vorliegenden Artikelserie werden die für die Praxis relevanten Schlussresultate in zwei Teilen mit insgesamt sechs Beiträgen vorgestellt. Im Weiteren werden voraussichtlich im Frühsommer 2012 Merkblätter des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) zu folgenden Themen erscheinen: Dynamik, Habitats- und Biodiversität, hydro-mor-

phologische Vielfaltigkeit bei flussbaulichen Projekten, Vernetzung, Seiteneinmündungen, Blockrampen, Fliessgewässermodellierung sowie Erfolgskontrollen.

Das Projekt wurde gemeinsam von Eawag, LCH-EPFL, VAW-ETHZ und WSL erarbeitet und vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) begleitet sowie finanziell unterstützt. Weitere Partner waren Kantone, Universitäten und Fachhochschulen.

Nähere Informationen befinden sich auf «www.rivermanagement.ch»

Die Teilprojektleiter: *Roland Fäh* (VAW-ETHZ), *Armin Peter* (Eawag), *Christoph Scheidegger* (WSL) und *Anton Schleiss* (LCH-EPFL).

Ce projet multidisciplinaire a été lancé en 2007 à la suite du projet Rhône-Thur et mise sur les synergies entre les trois pôles suivants: écologie, construction hydraulique et enjeux socioculturels. Le but de cette approche est de remédier aux déficits actuellement encourus par les cours d'eau. La partie ingénierie modélise les contraintes hydrauliques, afin de trouver des solutions applicables à la protection contre les crues. La partie écologie fait état de la biodiversité des cours d'eau et des habitats riverains, ainsi que de l'interconnexion écologique. L'objectif final est la création d'habitats dynamiques et interconnectés en développant des nouveaux concepts lors de la construction d'aménagements fluviaux afin de satisfaire

en même temps la protection contre les crues et l'augmentation de la biodiversité dans les cours d'eau.

Les premiers résultats du projet ont été présentés lors du symposium Revitalisation des cours d'eau: synergies entre protection contre les crues et écologie le 25 novembre 2010 à Berne. Dans une série de 6 articles en deux parts, les résultats les plus importants et pertinents pour la pratique sont présentés. De plus, des fiches de recommandations seront publiées, probablement début été en 2012, par l'Office fédérale de l'environnement sur les thèmes dynamique, habitat et biodiversité, diversité hydraulique-morphologique dans le cadre des projets d'aménagements de cours d'eau, connectivité, confluences, rampes en bloc, modélisation des réseaux fluviaux, ainsi la vérification du succès de mesures.

Le projet a été élaboré par les partenaires suivants: l'Eawag, le LCH-EPFL, le VAW-ETHZ et le WSL. Il a été suivi et soutenu financièrement par l'Office fédérale pour l'environnement (OFEV). Les cantons, les universités et les hautes écoles spécialisés ont également participé au projet.

Pour de plus amples informations, voir le site «www.rivermanagement.ch»

Directeurs des sous-projets: *Roland Fäh* (VAW-ETHZ), *Armin Peter* (Eawag), *Christoph Scheidegger* (WSL) et *Anton Schleiss* (LCH-EPFL).

Erhaltung und Förderung der Biodiversität von Fließgewässern

Maria Alp, Theresa Karpati, Silke Werth, Walter Gostner, Christoph Scheidegger, Armin Peter

Zusammenfassung

Biodiversität ist eine grundlegende Eigenschaft natürlicher Ökosysteme, die durch zunehmende menschliche Eingriffe in den letzten Jahrhunderten stark bedroht ist. Der komplexe Begriff Biodiversität umfasst die Vielfalt an Lebensräumen und Arten mit ihren ökologischen Funktionen und Interaktionen und ihrer genetischen Vielfalt. All diese Aspekte sind eng miteinander verknüpft, und ein sachkundiges Wissen über diese Zusammenhänge ist eine wichtige Voraussetzung für die effiziente Planung von Massnahmen zur Erhaltung und zur Förderung der Biodiversität.

Dieser Artikel erläutert wichtige Aspekte der Biodiversität in Fließgewässern. Unter anderem werden Ergebnisse von vier ausgewählten Studien vorgestellt, die sich im Rahmen des Projekts «Integrales Flussgebietsmanagement» mit verschiedenen Aspekten der Biodiversität befassen. Wie hängt die Vielfalt aquatischer Organismen mit der Flussmorphologie zusammen? Wie können die Ansprüche verschiedener Lebensphasen bei aquatischen Organismen berücksichtigt werden? Welche Faktoren beeinflussen die genetische Vielfalt der Populationen? Wie beeinflusst die Flusssdynamik die Lebensräume und somit das Vorkommen von flussbegleitenden Arten? Diese und andere Fragen werden im folgenden Artikel angegangen.

1. Was macht die Biodiversität aus?

Definiert nach der Biodiversitäts-Konvention (2005) bezeichnet der Begriff Biodiversität die Vielfalt an Ökosystemen und Arten mit ihren ökologischen Funktionen und Interaktionen sowie ihrer genetischen Vielfalt.

Ein Ökosystem (beispielsweise ein Fluss) umfasst einen Lebensraum mit einer bestimmten Artengemeinschaft in einem räumlich abgegrenzten Ausschnitt der Biosphäre. Jede Art hat im Ökosystem ihren spezifischen Lebensraum, das Habitat. Habitate bieten den Arten Nahrung und Schutz und ermöglichen den Ablauf des gesamten Lebenszyklus. Ausserdem ist jede Art in ihrem Habitat auch Interaktionen mit anderen Arten wie zum Beispiel Konkurrenz oder Räuber-Beute-Beziehungen ausgesetzt. Die Bedürfnisse jeder Art bezüglich Grösse und Typ des Habitats sind unterschiedlich und können je nach Lebensabschnitt variieren.

Nicht nur die Vielfalt an Arten und Lebensräumen, sondern auch die Vielfalt an Funktionen, die ein Ökosystem erfüllt, machen einen bedeutenden Teil der Biodiversität aus. Bei Fließgewässern inter-

agieren geomorphologische und hydrologische Prozesse eng mit der Fluss- und Uferbiota (Brierley & Fryirs, 2008). Die Aufnahme und die Abgabe von Kohlendioxid, Sauerstoff und anderen Nährstoffen, der Abbau von organischem Material oder die Primärproduktion sind nur wenige Beispiele vieler solcher Funktionen. Jede einzelne Art ist durch ihre Lebensfunktionen in einer Reihe solche Prozesse beteiligt und kann dabei sogar eine Schlüsselrolle übernehmen (Lawton, 1994).

Die genetische Vielfalt ist wichtig, um das Überleben einzelner Arten zu ermöglichen. Wenn sich die Umweltbedingungen ändern, beispielsweise bei einer Klimaerwärmung, überleben nur Individuen einer Art, welche die genetische Anlage haben, den sich ändernden Umwelteinflüssen (wie Temperaturanstieg oder Einwanderung neuer Arten) anzupassen. Eine hohe genetische Vielfalt kann die Überlebenswahrscheinlichkeiten von Populationen günstig beeinflussen. Umgekehrt kann der Verlust der genetischen Vielfalt einer Art auch deren Anpassungsfähigkeit an sich verändernde Umweltfaktoren reduzieren (Frankham et al., 2010). Die genetische Vielfalt ist somit eine der

Grundvoraussetzungen für die Erhaltung der Biodiversität unter sich verändernden Umweltbedingungen.

2. Die Rolle der Vielfalt, Dynamik und Vernetzung der Habitate in Fließgewässern

In Fließgewässern sind die Vielfalt, Grösse, funktionelle Vernetzung und Dynamik der Habitate wichtige Voraussetzungen für eine hohe Biodiversität. Die Vielfalt der Habitate wird durch eine Reihe abiotischer Umweltfaktoren charakterisiert. In einem natürlichen Flusslauf sind dies vor allem die Morphologie und die Geologie des Flussgebiets sowie die chemische Zusammensetzung von Boden und Wasser, die ihrerseits durch die Geologie beeinflusst sind. Auch dynamische Faktoren wie saisonale Schwankungen der Niederschläge, des Abflusses, der Temperatur oder der Einstrahlung sind wichtige Charakteristika der Habitate. Die räumliche und zeitliche Verteilung des Niederschlags bedingt nicht nur das Abflussregime in einem Fließgewässer, sondern auch die Höhe und Vielfalt der Ufervegetation. Temperatur- und Einstrahlungsverlauf (Tages- und Jahreswerte) bestimmen Wachstum, Aktivität und Lebensdauer aquatischer und terrestrischer Arten. Die für Fließgewässer wichtige Vernetzung der Habitate führt dazu, dass sich unterschiedliche Flussabschnitte sowie terrestrische und aquatische Habitate gegenseitig beeinflussen. Die genannten Aspekte der Habitatvielfalt sind wichtig, um das Vorkommen fließgewässerspezifischer Arten und damit ihre Funktion im Ökosystem Fließgewässer zu erhalten (Rohde, 2005; Bild 1).

3. Auswirkung flussbaulicher Eingriffe auf die Lebensräume

In verbauten und von Menschen genutzten Flüssen sind viele Umweltfaktoren verändert, was einschneidende Auswirkungen auf die Habitat- und Artenvielfalt nach sich zieht. Zu den stärksten Beeinträch-

Ein Ökosystem mit sehr hoher Biodiversität: Flussaue mit natürlicher Abflussdynamik

Dynamische Fliessgewässer mit natürlichen Altarmen und intakter Quervernetzung mit Auen weisen eine sehr hohe Habitatvielfalt auf (Bild 1). Durch bettbildende Hochwasserereignisse kann ein natürliches Fliessgewässer seinen Lauf immer wieder verlagern und so neue Lebensräume für aquatische und terrestrische Organismen mit unterschiedlichsten Ansprüchen schaffen. Der Hauptarm bildet das Habitat für adulte Fische, strömungsliebende Jungfische und viele Wirbellose. In Seitenarmen mit tiefen Fliessgeschwindigkeiten finden Wasservögel und Jungfische Nahrung und Schutz. Regelmässige Überflutungen der Uferzone und Kiesbänke liefern neue Nährstoffe, führen aber auch zu geringeren Vegetationsdichten in diesen Habitaten. Die Kiesbänke bieten so ein optimales Habitat für viele gefährdete Insekten- oder Pionierpflanzenarten (z.B. Kiesbank-Grashüpfer und Deutsche Tamariske), die auf offene Kiesbänke mit wenig Vegetation angewiesen sind. Sie sind auch wichtig als Bruthabitate für schotterbrütende Vogelarten (z.B. Flussregenpfeifer). In periodisch überfluteten Tümpeln leben und laichen viele Amphibienarten (z.B. Gelbbauchunke, Laubfrosch, Alpenkammolch). In der Weichholzaue wachsen strauch- bis baumhohe Weidengewächse und Schwarzpappeln, auf die einige seltene Schmetterlingsarten, wie der Kleine Schillerfalter, angewiesen sind. Die Hartholzaue, die seltener überflutet wird, beherbergt Baumarten wie Stieleiche, Bergulme und Esche sowie viele Vögel (Kuckuck, Gelbspötter, Baumfalke).

tigungen zählen die Begradigung von Flussabschnitten, die Kanalisierung von Flüssen, die Verbauung der Uferzone und der Sohle, die Veränderung des hydrologischen Regimes durch Wasserkraftwerke, die Fragmentierung des Fliessgewässers durch Abstürze und Stauungen, sowie der Kiesabbau (Naiman, Decamps & McClain, 2005).

Flussbegradigungen führen zu einer dramatischen Reduktion der Wassertiefenvariabilität und somit auch zu einer starken Veränderung der hydraulischen Verhältnisse im Flussprofil. Flussstrecken mit vielfältigen Fliessgeschwindigkeiten – eine Grundvoraussetzung für das Vor-

kommen von Arten mit unterschiedlichen Habitatansprüchen – sind monotonen, kanalisierten Strecken gewichen, die nur für Arten geeignet sind, die mit schnellen Strömungsverhältnissen auskommen.

Die Abholzung der Ufervegetation eliminiert den Laubeintrag, der die Nahrungsbasis für viele aquatische Wirbellose liefert. Die Abholzung ist oft auch Ursache für unerwünschten Sedimenteintrag vom Ufer und den umliegenden Bereichen. Das Fehlen natürlicher Vegetation und Beschattung beeinflusst die Wassertemperatur und somit auch den Sauerstoffgehalt des Wassers, besonders in kleinen, normalerweise bewaldeten Bächen.

Auch Änderungen des hydrologischen Regimes haben gravierende Auswirkungen auf die aquatischen und terrestrischen Lebensräume der Fliessgewässer. In Restwasserstrecken und unterhalb von Staudämmen ist der Abfluss oftmals stark reduziert und die natürliche Hochwasserdynamik unterbrochen. Dies führt zum Verschwinden vieler Habitate, so etwa von Kiesbänken mit verschiedenen Sukzessionsstadien der Vegetation, die auf regelmässige, bettumlagernde Hochwasser zwingend angewiesen sind. Zudem sind viele Schweizer Flüsse durch unnatürliche, tägliche und oft sehr starke Abflussschwankungen (Schwall-Sunk) beeinträchtigt, die durch den Betrieb von Wasserkraftwerken verursacht werden. Beim Schwall, dem schnellen Anstieg des Abflusses, kommt es zum Wegspülen (sogenannte Katastrophendrift) von aquatischen Wirbellosen und Jungfischen (Moog, 1993). Bei Sunk, dem raschen Absinken des Abflusses, kommt es hingegen zum Stranden von aquatischen Organis-

men (Salveit et al., 2001). Solche vom Menschen verursachte Veränderungen des hydrologischen Regimes beeinträchtigen auch die Fortpflanzung und somit die Erhaltung vieler aquatischer Arten massiv.

4. Welche Biodiversität ist erstrebenswert bei Revitalisierungsprojekten?

Bei Revitalisierungen geht es nicht primär darum, hohe Artenzahlen zu erzielen, sondern vielmehr, ökologische Funktionen der Gewässer wiederherzustellen und eine Wiederbesiedlung ehemals monotoner Flussabschnitte durch die charakteristischen Arten der Fliessgewässer zu ermöglichen. Unter diesen Zielarten befinden sich hoch spezialisierte und seltene Arten mit unterschiedlichsten Habitatansprüchen. Viele dieser Arten erfüllen wichtige ökologische Schlüsselfunktionen (z.B. der landschaftsgestaltende Biber, die kiesbankbefestigende Tamariske oder aquatische Insekten, von denen sich Fische und terrestrische Räuber ernähren).

Um den Einfluss einer Reihe von Habitatfaktoren auf einzelne Arten sowie auf ganze Lebensgemeinschaften und somit auch auf die Biodiversität allgemein zu erläutern, werden hier vier Fallstudien aus dem Projekt «Integrales Flussgebietsmanagement» präsentiert.

5. Fallstudie 1: Wie hängt die Vielfalt des Makrozoobenthos mit der Flussmorphologie zusammen?

Die Habitatvielfalt gilt als eine der wichtigsten Voraussetzungen für die Entwicklung und Erhaltung artenreicher Lebensgemeinschaften (Jungwirth et al., 2003).

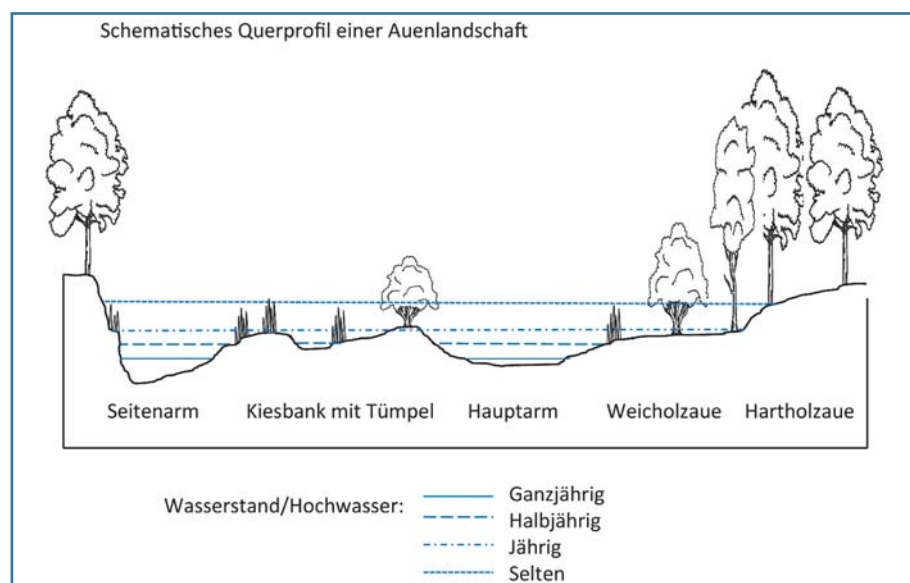


Bild 1. Vielfalt der Lebensräume und Überschwemmungsdynamik einer natürlichen Flussaue.

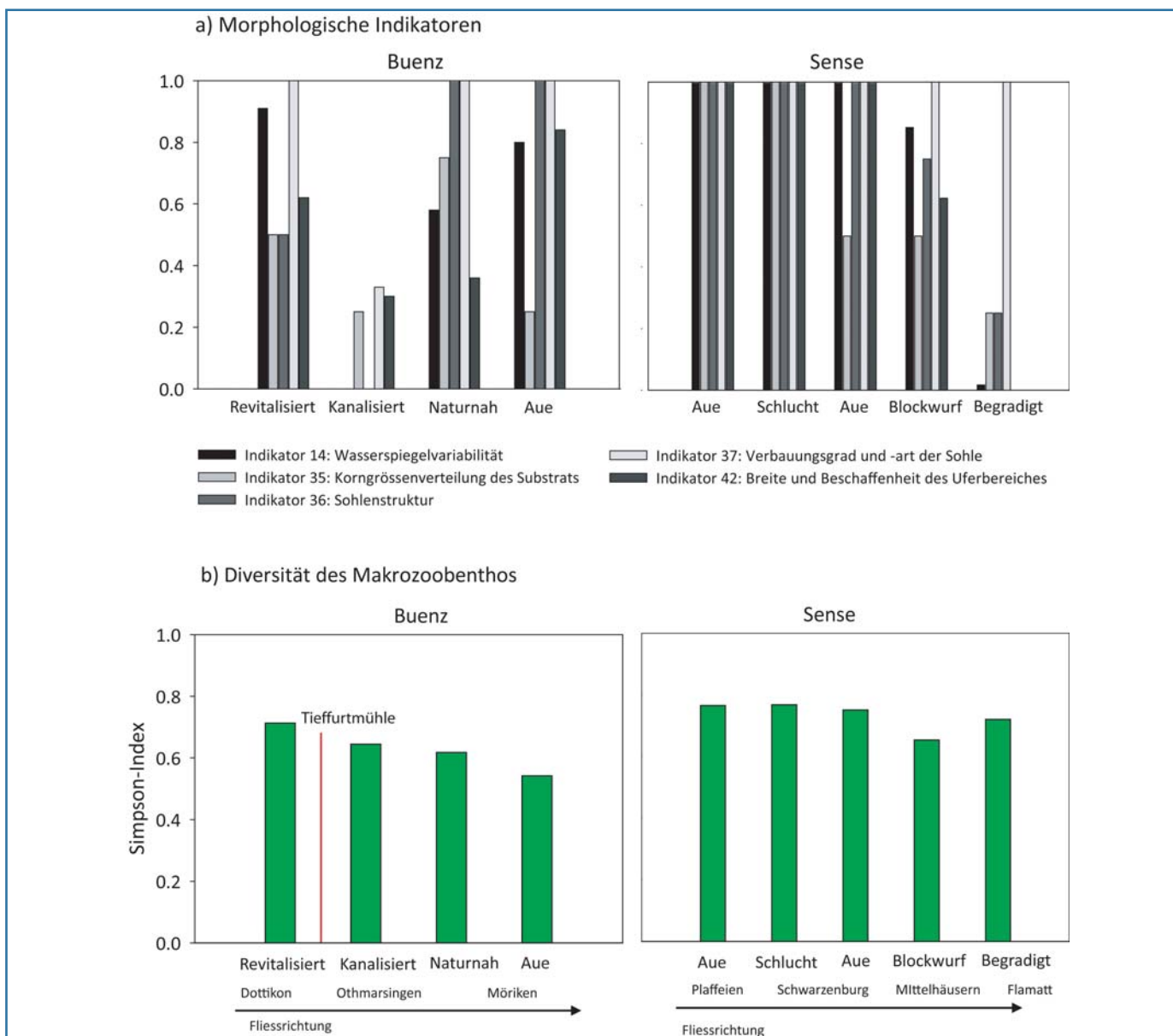


Bild 2. Ausgewählte abiotische Indikatoren zum Flusszustand (a) nach Woolsey et al. (2005) und die Artenvielfalt des Makrozoobenthos (b) an der Bünz (AG) und Sense (BE/FR). Die Skala reicht von 0 bis 1, wobei 1 für die abiotischen Indikatoren ein natürliches Flusssystem bezeichnet (oben) und für das Makrozoobenthos die höchstmögliche Diversität anzeigt.

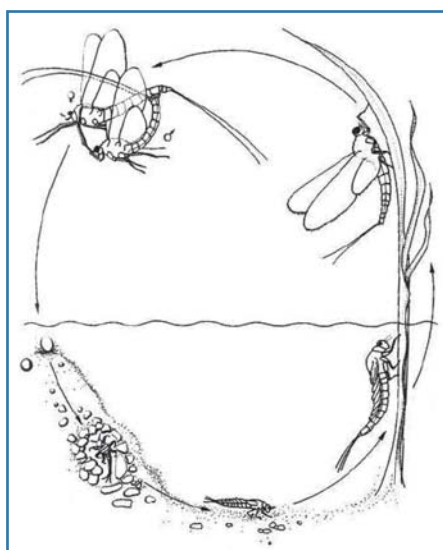


Bild 3a. Lebenszyklus einer Eintagsfliege gemäss Studemann et al. (1992).

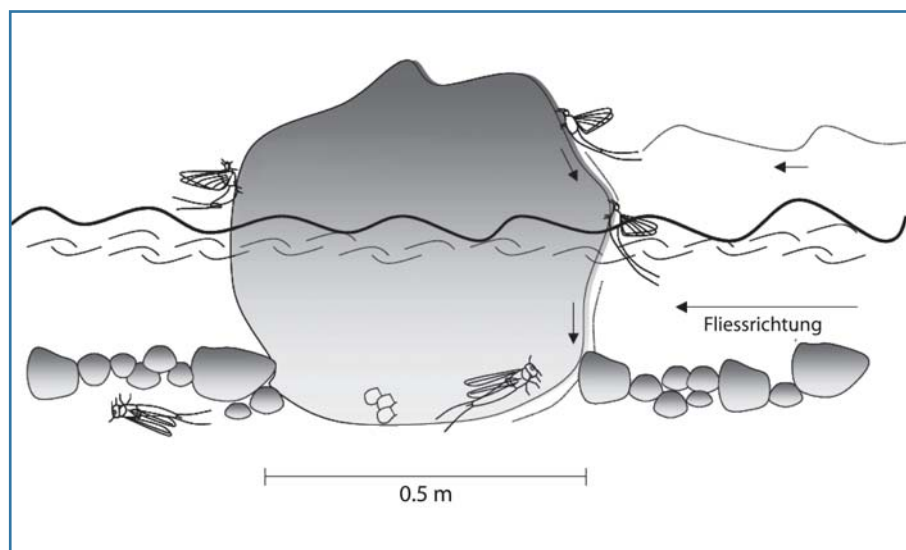


Bild 3b. Eiablage von Eintagsfliegen der Familie Baetidae gemäss Encalada & Peckarsky (2007). Nach dem Landen auf einem aus dem Wasser herausragendem Stein kriechen die Weibchen unter Wasser und heften ihre Eimassen auf der Steinunterseite an.

Viele Flussrevitalisierungen wurden bis heute unter der Annahme durchgeführt, dass die Wiederherstellung einer heterogenen, naturnahen Flussmorphologie zu einem besseren ökologischen Zustand mit reicheren Lebensgemeinschaften führt (Palmer et al., 2010). Um den Zusammenhang zwischen morphologischer Vielfalt und Artenvielfalt zu untersuchen, wurden in den Jahren 2008–2009 zwei Fallstudien durchgeführt (Herzog, 2010, Staeheli, 2008). Dafür wurden zwei Schweizer Flüsse (Bünz und Sense) ausgewählt, die Abschnitte mit sehr unterschiedlicher Morphologie aufweisen.

Die Bünz (AG) ist ein Mittellandfluss, der durch eine landwirtschaftlich stark genutzte Gegend fliesst und vor etwa 100 Jahren zu einem grossen Teil begradigt und kanalisiert wurde (Burger, 2007). Nur noch wenige Strecken haben eine naturnahe Morphologie beibehalten. Dafür weist die Bünz bei Möriken eine breite, durch Kiesbänke geprägte Aue von nationaler Bedeutung auf, die infolge eines 100-jährigen Hochwassers natürlich entstanden ist. Im Oberlauf der Bünz sind in den letzten Jahren durch mehrere Flussrevitalisierungen weitere morphologisch vielfältige Strecken entstanden. Die Sense (BE/FR) hingegen ist ein voralpiner Fluss, dessen natürliche Morphologie im ganzen Oberlauf erhalten ist. Nur im Unterlauf wurde das Flussufer bei Mittelhäusern durch Blockwürfe befestigt, und unterhalb von Thörishaus ist der Flusslauf begradigt worden. In vier bis fünf Abschnitten beider Flüsse wurde neben der Morphologie die Artenvielfalt vom Makrozoobenthos untersucht. Um den morphologischen Zustand jeder Strecke zu charakterisieren, wurden folgende Standardindikatoren aus dem Handbuch für Erfolgskontrolle verwendet (Woolsey et al., 2005): Wasserspiegelbreitenvariabilität (Indikator 14), Korngrössenverteilung des Substrats

(Indikator 35), Sohlenstruktur (Indikator 36), Verbauungsgrad und -art der Sohle (Indikator 37), Breite und Beschaffenheit des Uferbereichs (Indikator 42). Für die Bewertung der Vielfalt des Makrozoobenthos wurde der Simpson-Index, ein Standardindex für Diversität, kalkuliert.

In Bezug auf alle morphologischen Indikatoren (ausser Indikator 37 an der Sense) gab es beträchtliche Unterschiede zwischen den morphologisch vielfältigen und monotonen Abschnitten (Bild 2a). Es konnte jedoch kein Zusammenhang der Artenvielfalt des Makrozoobenthos mit der Flussmorphologie gezeigt werden (Bild 2b). So war zum Beispiel die Diversität des Makrozoobenthos in der kanalisiertem Strecke in der Bünz vergleichbar mit jener in der Aue bei Möriken.

Solche Diskrepanzen zwischen morphologischer Vielfalt und Artenvielfalt wurden schon in anderen Studien gezeigt (Palmer 2010, Jaehrig et al., 2010). Die Ergebnisse lassen jedoch nicht die Schlussfolgerung zu, dass Revitalisierungen im Sinne von Wiederherstellung morphologischer Diversität der Erhöhung lokaler Artenvielfalt nicht dienen. Vielmehr

deuten sie darauf hin, dass noch weitere Faktoren eine wichtige Rolle spielen und in die Studien und Massnahmenplanung mit einbezogen werden sollen (Palmer, 2010). Diese Faktoren können positive Auswirkungen der morphologischen Verbesserungen auf aquatische Arten überlagern. In den beiden vorgestellten Fallstudien gibt es Anzeichen für solche überlagernden Effekte. In der Bünz könnten Wasserqualität und künstliche Abflussschwankungen die ausschlaggebende Rolle spielen. Seit Jahrzehnten wurde der Fluss durch intensive Landwirtschaft, Einleitung von Abwässern durch mehrere Abwasserreinigungsanlagen, chemische Industrie und dichte Besiedlung belastet (Burger, 2007). Diese Belastung ist erst kürzlich etwas zurückgegangen. Zusätzlich sind die untersten drei Strecken (Bild 2 kanalisiert, naturnah und Bünzau) von einer kleinen Wasserkraftanlage in Dottikon (Tiefuhrmühle) beeinflusst. Es ist bekannt, dass das Makrozoobenthos empfindlich gegenüber Veränderungen von Wasserqualität und hydrologischem Regime ist (Jungwirth, 2003). Somit könnten Defizite in diesen Lebensraumfaktoren die Ursa-



Bild 4a. Backstein-Experiment in der Bünz.

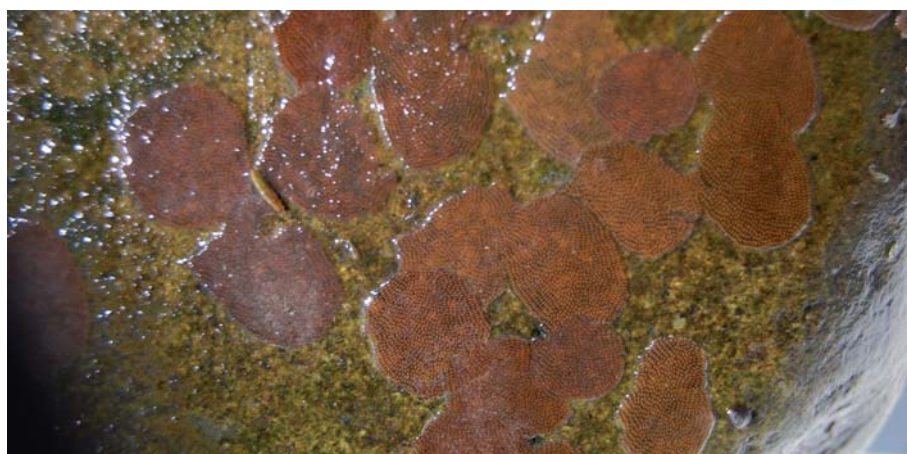


Bild 4b. Eimassen von (*Hydropsyche spp.*), einer weitverbreiteten Köcherfliege.

Makrozoobenthos

Sammelbezeichnung für Tiere, die den Gewässerboden bewohnen und zumindest in einem Lebensstadium mit freiem Auge sichtbar sind (nach Jungwirth et al., 2003).

Wegen ihrer Empfindlichkeit gegenüber vielen anthropogenen Stressoren (Versauerung, organische Belastung, Schwallereignisse) und ihrer einfachen Beprobung werden die Arten des Makrozoobenthos oft als Bioindikatoren für Bewertung der Gewässergüte verwendet (Jungwirth et al., 2003).

che für die Ähnlichkeit in der Vielfalt des Makrozoobenthos trotz beträchtlichen morphologischen Unterschieden zwischen den Strecken an der Bünz sein. Im Vergleich zur Bünz ist die Belastung der Sense durch Landwirtschaft, Siedlungen und Abwassereinleitungen (besonders im Oberlauf) sehr gering und das Abflussregime ist natürlich. Auch das Ausmass der Flussverbauungen im Unterlauf der Sense ist weniger dramatisch als in der Bünz. So ist beispielsweise die Sohle immer noch weitgehend unverbaut (Bild 2a). Der gute ökologische Zustand der Sense im Oberlauf könnte eine positive Auswirkung auf die Artenzahl im verbauten Unterlauf haben, deren Lage im Flussnetzwerk es erlaubt, von der passiven Ausbreitung der Organismen aus den natürlichen Strecken im Oberlauf zu profitieren.

Schlussfolgerungen:

Eine Wiederherstellung der hydraulisch-

morphologischen Vielfalt kann in Flüssen mit Belastungen in Bezug auf Wasserqualität und Hydrologie für die Förderung der Artenvielfalt nicht ausreichend sein.

Bei der Planung der Revitalisierungsmassnahmen ist die Lage der Strecke im Fluss relativ zur Lage von Quellpopulationen vordergründig zu berücksichtigen. Strecken unterhalb intakter Flussabschnitte können positiv beeinflusst werden und eine ähnlich hohe Biodiversität wie natürliche Abschnitte aufweisen. Solange die Beeinträchtigung der Lebensräume nicht gravierend ist, kann dieser positive Effekt der Lage im Fluss bestimmte lokale Defizite kompensieren.

Die benthischen Makroinvertebraten reagieren nicht gleich auf alle Aspekte der Flussmorphologie bzw. der Verbauungen. Der Einbezug weiterer Organismengruppen (beispielsweise Fische) wäre hilfreich für ein besseres Verständnis der

Zusammenhänge zwischen Habitat- und Artenvielfalt.

6. Fallstudie 2: Unterschiedliche Lebensphasen – unterschiedliche Habitate

Zur Aufrechterhaltung der Artenvielfalt in einem Fluss gilt es zu berücksichtigen, dass viele Arten im Verlauf ihrer Lebensphasen unterschiedliche Ansprüche an ihre Lebensräume stellen. Speziell trifft das für Organismen mit komplexen Lebenszyklen zu – wie zum Beispiel Amphibien und aquatische Insekten, die einen Teil ihres Lebens im Wasser und einen Teil in terrestrischen Lebensräumen verbringen. Bei aquatischen Insekten ist die geflügelte Adultphase auf dem Land sehr kurz (Bild 3a) – bei vielen Arten dauert sie nur wenige Tage oder Stunden. Trotzdem spielen die Habitatsansprüche adulter Insekten eine entscheidende Rolle für die Erhaltung der Populationen, da in dieser Lebensphase ihre Fortpflanzung stattfindet. Ein Schlüsselereignis stellt dabei die Eiablage dar. Viele aquatische Insekten sind an ihre Lebensräume speziell angepasst und legen ihre Eier nur auf einem bestimmten Substrattyp ab (z.B. Holz, Wasserpflanzen oder Steine; Reich & Downes, 2003). Dabei spielt nicht nur die Verfügbarkeit dieser Strukturen eine Rolle, sondern auch ihre Lage über oder unter dem Wasser. Adulttiere mancher Insektenarten sind nicht fähig zu tauchen und brauchen aus dem Wasser herausragenden Substrate zur Landung (Bild 3b; Peckarsky, Taylor & Caudill, 2000). Für den Erfolg der Eiablage und somit für die Reproduktion solcher Arten spielen der Wasserstand und die lokale Wassertiefenvariabilität eine wichtige Rolle.

Um die Auswirkungen von Flussverbauungen auf die Eiablage von Insekten zu untersuchen, wurde in zwei Schweizer Mittellandflüssen, Bünz (AG) und Repisch (ZH), im Jahr 2008 ein Experiment durchgeführt. In beiden Flüssen wurden in drei Abschnitten mit sehr unterschiedlicher Morphologie («naturnah», «kanalisiert» und «kürzlich revitalisiert») Backsteine eingesetzt (Bild 4a). Diese Backsteine stellten zusätzliche Substrate für Invertebraten dar, die ihre Eimassen auf Steinoberflächen anheften; sie ragten bei den meisten Abflussverhältnissen aus dem Wasser. Die Eiablage auf diesen Backsteinen und auf den natürlich vorhandenen Steinen wurde über den ganzen Sommer verfolgt. Über 10 verschiedene Insektengattungen (z.B. *Hydropsyche*, *Hydroptila*, *Baetis*, *Bezzia*) und andere Wirbellose (Hundeegel, Mol-

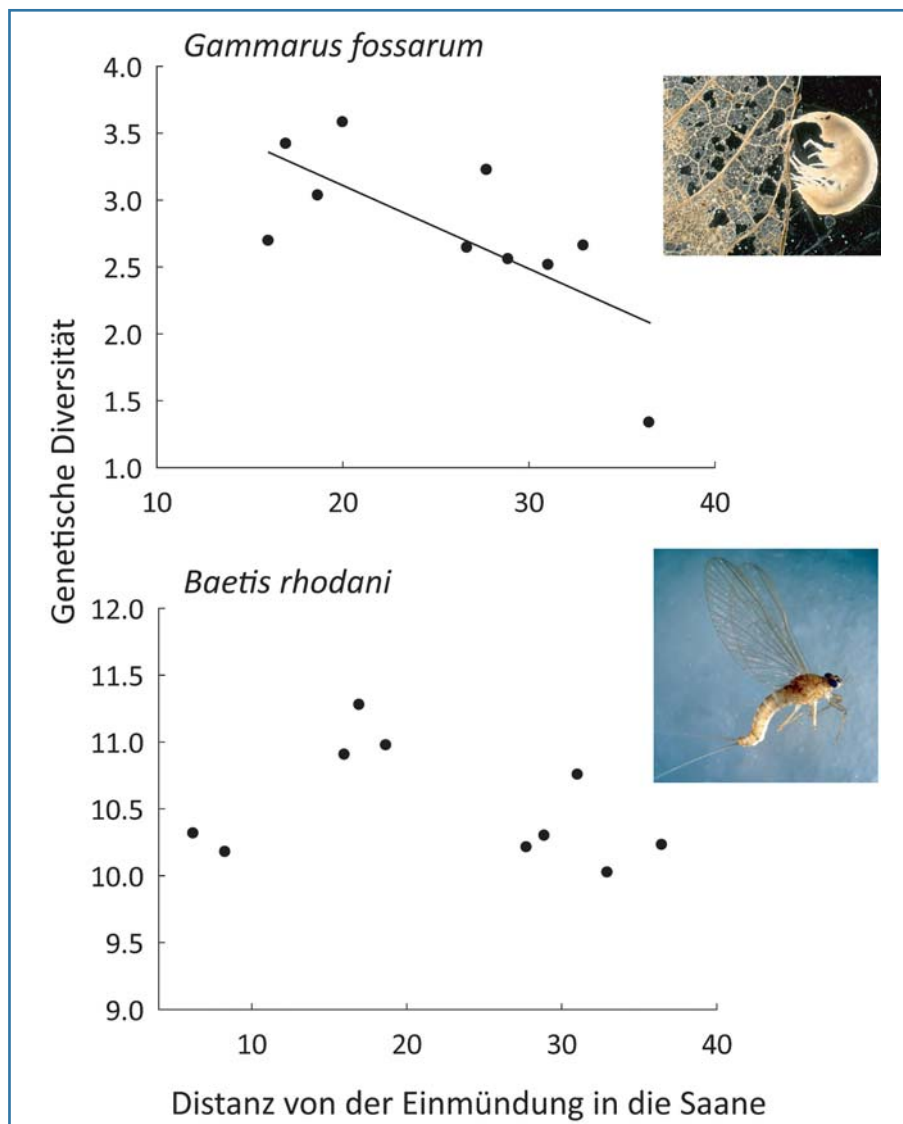


Bild 5. Genetische Vielfalt (ausgedrückt als Allelvielfalt) von Populationen des Bachflohkrebses (*Gammarus fossarum*) und der Eintagsfliege (*Baetis rhodani*) an der Sense in Abhängigkeit von der Lage im Flusssystem (ausgedrückt als Distanz zur Einmündung in die Saane).

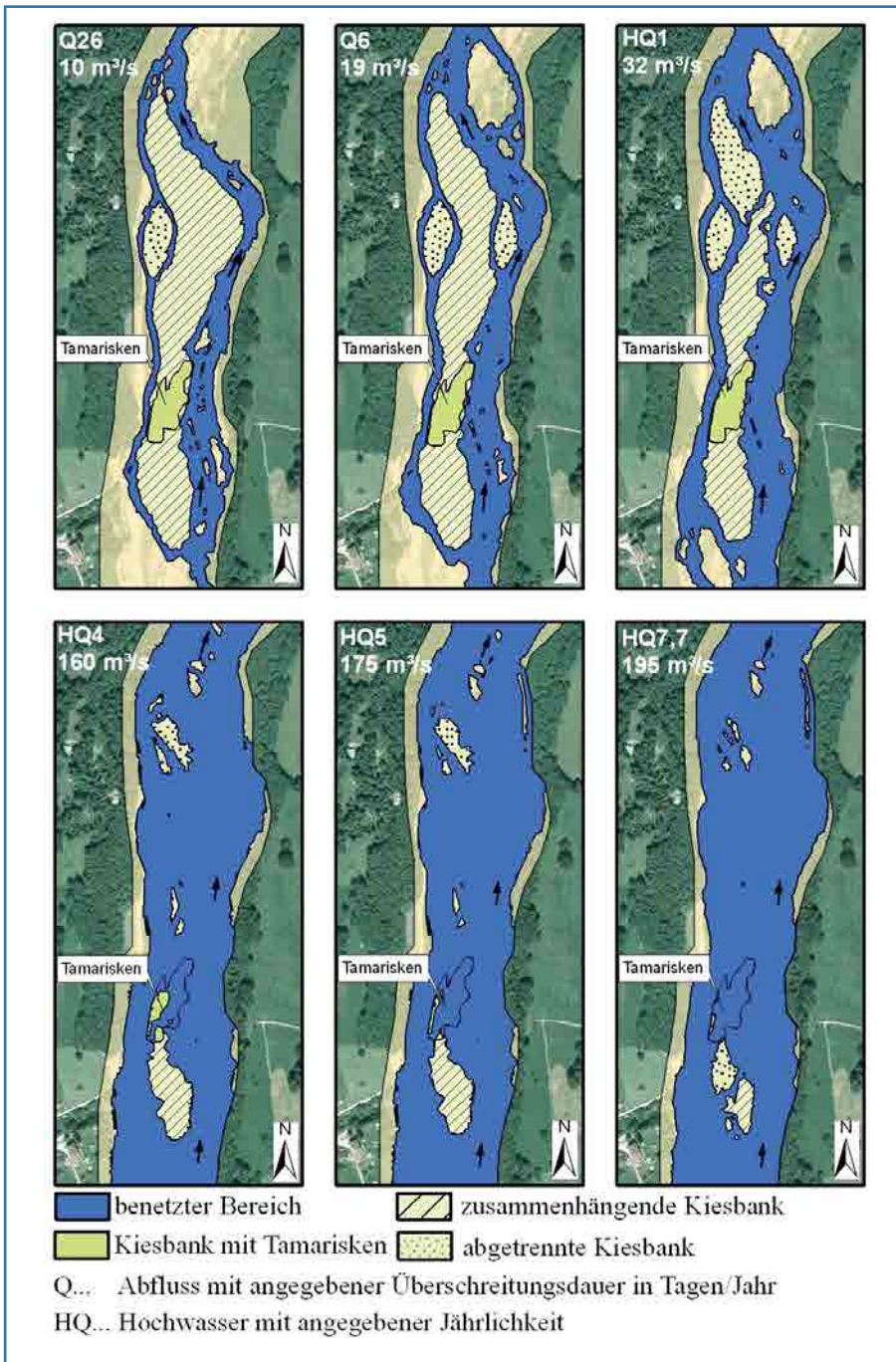


Bild 6. Simulation von Kiesbanküberflutungen bei verschiedenen Abflussverhältnissen an der Senseaue bei Plaffeien.

lusken, räuberische Plattwürmer) haben ihre Eimassen an den untergetauchten Flächen der Steine und Backsteine angeheftet (Bild 4b).

Die Ergebnisse zeigten, dass eine geringe Verfügbarkeit von Ablageflächen (z.B. in der Bünz in tieferen Strecken mit wenigen grossen Steinen) die Fortpflanzungsmöglichkeiten für die untersuchten Eintags- und Köcherfliegenarten stark einschränkte. Zudem zeigte ein Vergleich zwischen der Reppisch und der Bünz, dass auch das Abflussregime, ein regionaler Faktor, Einfluss auf eine erfolgreiche Eiablage hatte. In der Bünz, die im Gegensatz zur Reppisch durch starke Abfluss-

schwankungen charakterisiert ist, beeinflusste der Anstieg des Wasserstandes die Eimassendichte aller untersuchten Arten negativ. Rasche, durch Spülungen des Staubeckens der Tieffurtmühle verursachte Erhöhungen des Abflusses könnten den Eintauchgrad der Steine steigern und somit ihre Verfügbarkeit für adulte aquatische Insekten verringern. Abflusserhöhungen können aber auch als allgemeiner Stressfaktor (z.B. physischer Stress durch zu hohe Fliessgeschwindigkeiten) die Eiablage von allen aquatischen Invertebraten verhindern. Bei der Reppisch, die von keinen schwallähnlichen Schwankungen beeinflusst wird, konnte kein Effekt des

Wasserstandes auf die Eimassendichte festgestellt werden.

Schlussfolgerung:

Die Verfügbarkeit geeigneter Substrate für die Eiablage kann für eine Wiederbesiedlung von Lebensräumen durch aquatische Insekten sehr wichtig sein. Damit die erfolgreiche Eiablage und somit auch die Wiederbesiedlung revitalisierter Strecken durch aquatische Wirbellose (insbesondere Insekten) gewährleistet ist, sollten lokale Faktoren (Zusammensetzung des Substrates, mittlere Tiefe und Tiefenvariabilität) und regionale Faktoren (Abflussregime) berücksichtigt werden. Die Verfügbarkeit grosser, aus dem Wasser ragender Steine kann die Eiablage vieler Insektenarten lokal fördern.

7. Fallstudie 3. Die Rolle der Ausbreitungskapazität für genetische Vielfalt

Die genetische Vielfalt von Populationen hängt mit ihrer Grösse und ihrer Vernetzung mit anderen Populationen zusammen. Das Schrumpfen und die Isolierung von Populationen führen oft zu einer starken genetischen Verarmung. In einer Studie an der Sense (BE/FR) wurden genetische Marker verwendet, um die genetische Vielfalt von zwei aquatischen Makrozoobenthosarten mit sehr unterschiedlicher Ausbreitungskapazität zu untersuchen und zu vergleichen.

Der Bachflohkrebs (*Gammarus fossarum*) ist eine Art mit geringerer Ausbreitungsfähigkeit und hoher Habitatspezialisierung. Bachflohkrebse können sich nur im Wasser durch Kriechen oder passive Drift flussabwärts ausbreiten. In der Sense wurde diese Art vor allem in Zuflüssen mit hohem Laubeinfall gefunden. Die Eintagsfliege *Baetis rhodani* dagegen hat eine geflügelte Adultphase, die es ihr erlaubt, sich auch über Land und über Barrieren im Fluss auszubreiten. Ausserdem hat diese Eintagsfliege im Gegensatz zum Bachflohkrebs keine strenge Habitatspezialisierung und kommt in den Zuflüssen sowie im Mittellauf der Sense vor. Mehrere Populationen jeder Art wurden im Einzugsgebiet der Sense beprobt. Mit Hilfe der Mikrosatellitenanalyse wurden die genetische Vielfalt und die Differenzierung jeder Population bestimmt.

Die Ergebnisse zeigten, dass die genetische Vielfalt des Bachflohkrebses von der Lage der Population im Flussnetzwerk abhängig war und sich flussabwärts erhöhte (Bild 5a). Je näher die Populationen zur Einmündung der Sense in die Saane lagen (und damit je höher die Vernetzung mit anderen Fliessgewässern)

desto höher war die genetische Vielfalt des Bachflohkrebs. Die Populationen im Oberlauf der Sense wiesen dagegen eine niedrige genetische Vielfalt auf (Bild 5a). Dieses Ergebnis weist darauf hin, dass Bachflohkrebs sich überwiegend flussabwärts bewegen, was wahrscheinlich mit einer eher geringen aktiven Ausbreitungsfähigkeit zusammenhängt. Die genetisch verarmten Populationen der Bachflohkrebs in den Oberläufen sind sehr wahrscheinlich gegenüber Störungen empfindlicher als Populationen im Unterlauf.

Für die Eintagsfliege wurde hingegen keine Abnahme der genetischen Vielfalt mit der Entfernung zur Flussmündung gefunden (Bild 5b). Dieses Ergebnis ist höchstwahrscheinlich durch eine hohe Ausbreitungsfähigkeit von *Baetis rhodani* bedingt, die zu einer hohen genetischen Austauschrate zwischen Populationen und gleichmässig ausgeprägter hoher genetischen Vielfalt führt.

Schlussfolgerung:

Bei Arten mit schwacher Ausbreitungsfähigkeit ist die Lage der Populationen im Flussnetzwerk für ihre genetische Vielfalt und somit für die Resistenz gegenüber Störungen ausschlaggebend. Lebensräume flussabwärts von grossen Populationen haben somit die höchste Wahrscheinlichkeit, von diesen Arten besiedelt zu werden und stabile, adaptionsfähige Populationen zu erhalten.

8. Fallstudie 4: Welche Rolle spielen Flusssdynamik und Geschiebetransport für die Tamariske?

Eine wichtige Eigenschaft der Flusslebensräume ist ihre Dynamik. Saisonale Schwankungen des Abflusses, des Geschiebetransports und der Wassertemperatur sind typisch für naturnahe Flüsse. Die natürliche Flusssdynamik ist entscheidend für die Erhaltung und Förderung verschiedener Lebensräume und deren Vernetzung. Für terrestrische, flussbegleitende Arten ist zum Beispiel die Wiederkehrzeit der Hochwasser massgeblich. Die Wiederkehrzeit der grossen, kiesbankumlagernden Hochwasser bestimmt das Sukzessionsstadium der Vegetation von Kiesbänken und Auenbereichen. Vor allem konkurrenzschwache, flussbegleitende Pflanzenarten benötigen Pionierstandorte zur Keimung ihrer Samen und zur erfolgreichen Etablierung von Jungpflanzen.

An der Sense (BE/FR) wurde die Überschwemmungsdynamik von Kiesbänken untersucht, um die von der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica*) besiedel-

ten Habitate hydrologisch zu charakterisieren (Gostner et al., 2010). Die Sense im Untersuchungsabschnitt bei Plaffeien ist durch eine vollkommen naturbelassene Morphologie und unbeeinflusste hydrologisches Regime und Geschiebehalt geprägt. Die relativ zum Hauptarm auf verschiedenen Höhen gelegenen Kiesbänke werden mit unterschiedlicher Frequenz überflutet und weisen unterschiedliche Vegetationstypen und -dichten auf: (i) Kiesbänke mit häufiger Überflutungsfrequenz und spärlichem Bewuchs, (ii) Kiesbänke mit mittlerer Überflutungsfrequenz und Vorhandensein von speziellen Arten wie z.B. der Deutschen Tamariske, (iii) Kiesbänke mit seltener Überflutungsfrequenz und einer für Auenwälder typischen Vegetation.

In der folgenden wasserbaulichen Studie wurde numerische Modellierung angewendet, um die Wiederkehrdauer feststellen zu können, mit welcher die einzelnen Kiesbanktypen überflutet werden. Durch die Gegenüberstellung der Zeitserien verschiedener Abflussmessstationen im Einzugsgebiet und eine daraus abgeleitete Interpolationsfunktion für den Untersuchungsabschnitt wurde eine Abflussdauerkurve konstruiert. Vor Ort wurden die genaue Geländetopographie unter Einbeziehung aller Bruchkanten und entlang von 19 Querprofilen die Charakteristiken des Sohlesubstrates (Pebble-Count-Methode nach Wolman, 1954) erhoben. Mithilfe des numerischen Modells FLUMEN (Beffa, 2004) wurde eine zweidimensionale, stationäre Modellierung unter Annahme einer fixen Sohle durchgeführt. Für die Eichung des Modells wurden zwei Typen von Daten verwendet:

- Abflusstiefen und -geschwindigkeiten, welche vor Ort erhoben wurden
- Abflusstiefen bei bordvollem Abfluss, welcher in verzweigten Fliessgewässertypen mit einer Wiederkehrzeit von zwei bis sieben Jahren auftritt (Kellerhals et al., 1972).

Die Ergebnisse zeigten, dass bei einem Abfluss von 75 m³/s, der rechnerisch einer Wiederkehrdauer von 1.3 Jahren entspricht, der Grossteil der nackten oder schwach bewachsenen Kiesbänke überflutet wird. Die Kiesbänke mit Vorkommen der Tamariske werden mit einer Wiederkehrdauer von ca. fünf bis sieben Jahren überschwemmt (der Abfluss von 195 m³/s entspricht einem etwa sieben-jährlichen Hochwasser; Bild 6). Bei diesen Hochwasserereignissen wird auch der bordvolle Abfluss erreicht, der zu grossräumigen Bettumlagerungen führt. Dabei

erfolgt also nicht nur die Überflutung der Kiesbänke, sondern auch deren Mobilisierung und Umwälzung, wodurch anschliessend eine neue Besiedlungsphase beginnen kann.

Bei den häufiger überschwemmten Kiesbänken schaffen die jungen Tamariskenpflanzen es nicht, genügend starke Wurzeln zu entwickeln, um die Hochwasser zu überstehen. Sehr selten überflutete, höher gelegene Kiesbänke bleiben hingegen über einen langen Zeitraum stabil. Dort wird die Tamariske im Lauf von wenigen Jahrzehnten von konkurrenzstärkeren Gehölzarten verdrängt (Ellenberg, H., 1963).

Schlussfolgerung:

Diese Studie lieferte wichtige Hinweise zur Rolle der natürlichen Abflusssdynamik und des Geschiebetransports für flussbegleitende, terrestrische Pflanzenarten. Bleiben die natürlichen, bettbildenden Prozesse wie Hochwasser aus – z.B. durch Aufstauungen oder Wasserentnahmen für Wasserkraftbetriebe – ist die langfristige Erhaltung von Populationen der Tamariske nicht gewährleistet. Eine Verkleinerung der Habitate mit entscheidender Wiederkehrzeit von Überflutungen und Umlagerungen kann somit zu einem Rückgang oder gar Verschwinden solcher auentypischen Arten führen.

9. Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die Praxis

- Bei der Planung und Realisierung von Flussrevitalisierungen braucht es einen weiten Blickwinkel, der über die lokalen Faktoren wie die Flussmorphologie hinausgeht. Neben lokalen sind regionale Faktoren wie das Abflussregime oder die chemische Belastung des Flussgebiets für die Lebensräume bestimmend. Eine funktionelle Vernetzung zwischen Lebensräumen ist sehr wichtig, denn sie bestimmt, ob sich Arten von den Quellpopulationen her ausbreiten und neue Standorte in denselben oder angrenzenden Flusssystemen besiedeln können. Die Lage eines Flussabschnittes im Gewässernetz spielt für den Erfolg von Revitalisierungen und für die Erhaltung bzw. Wiederherstellung eines typischen Ökosystems mit vielen hochspezialisierten Arten eine entscheidende Rolle.
- Für die unterschiedlichen Lebensphasen von Arten ist die Verfügbarkeit und Vernetzung ihrer spezifischen Habitate entscheidend. Sind die Bedingungen für eine erfolgreiche Reproduktion gegeben, können sich Arten ausbreiten und neue Standorte besiedeln.

duktion gewährleistet, können die Erfolgchancen einer Revitalisierung im Sinne einer ökologischen Verbesserung stark erhöht werden. So kann z.B. die Verfügbarkeit grosser, aus dem Wasser ragender Steine die Eiablage vieler Wasserwirbellosen in mittelgrossen Flüssen lokal fördern.

- Die Dynamik des Flusses bestimmt das Geschehen im ganzen Flusslauf. Eine natürliche Flusssdynamik schafft eine Vielzahl unterschiedlicher Habitate. Bei einer unnatürlichen (z.B. Schwall-Sunk) oder einer eingeschränkten Dynamik (z.B. durch das Ausbleiben von kiesbankumlagernden, die Sohle reinigenden Hochwassern) reichen lokale morphologische Massnahmen zur Strukturverbesserung oft nicht aus, um die typische Artenvielfalt im und am Fluss wiederherzustellen. Diese stellt sich erst bei einer naturnahen Dynamik ein.

Literatur

- Alp, M., Keller, I., Westram, A.M. & Robinson, C.T. (eingereicht): How river structure and biological traits influence gene flow: a population genetic study on two stream invertebrates with differing dispersal ability.
- Brierley, G.J. & Fryirs, K.A. (2008): River futures: an integrative scientific approach to river repair. Island Press, Washington. 325 pp.
- Beffa, C. (2004): 2D-Strömungssimulation mit FLUMEN. ÖWAV-Seminar «Fließgewässersedellierung – von der Ein- zur Mehrdimensionalität?». Wiener Mitteilungen, BOKU Wien.
- Burger, S. (2007). Bünz: Vom Kanal zum dynamischen Bach. Umwelt Aargau, 37: 9–15. http://www.ag.ch/umwelt-aargau/pdf/UAG_37_9.pdf.
- Ellenberg, H. (1963): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Eugen Ulmer, Stuttgart, 943 S.
- Encalada, A.C. & Peckarsky, B.L. (2007): A comparative study of the costs of alternative mayfly oviposition behaviors. Behavioral Ecology and Sociobiology, 61: 1437–1448.
- Frankham, R., Ballou, J.D. & Briscoe, D.A. (2010): Introduction to conservation genetics. Second Edition, Cambridge University press, Cambridge, 618 S.
- Gostner, W., Schleiss, A.J., Annable, W.K & Paternolli, M. (2010): Gravel bar inundation frequency: «An indicator for the ecological potential of a river». Proceedings of the River Flow International Conference on Fluvial Hydraulics in Braunschweig, Sept. 8-10, pp. 1485–1494.
- Herzog, C. (2010): Is hydromorphological diversity reflected in biodiversity? Semesterarbeit, ETH, Zürich.
- Jaehrig, S.C., Brabec, K., Buffagni, A., Erba, S., Lorenz, A.W., Ofenböck, T. et al. (2010): A comparative analysis of restoration measures and their effects on hydromorphology and benthic invertebrates in 26 central and southern European rivers. Journal of Applied Ecology, 47: 671–680.
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S. & Schmutz, S. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas, Wien, 547 S.
- Kellerhals R., Neill, C.R. & Bray, D.I. (1972): Hydraulic and geomorphic characteristics of rivers in Alberta. Alberta Research Council, Edmonton, Alberta, 52 pp.
- Lawton, J.H. (1994): What do species do in ecosystems? OIKOS, 71: 367–374.
- Moog, O. (1993): Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. Regulated Rivers: Research & Management, 8: 5–14.
- Naiman, R.J., Decamps, H. & McClain, M.E. (2005): Riparia. Ecology, conservation and management of streamside communities. Elsevier, Burlington, MA, 448 p.
- Palmer, M., Menninger, H.L. & Bernhardt, E.S. (2010): River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? Freshwater Biology, 55: 205–222.
- Peckarsky, B.L., Taylor, B.W. & Caudill, C.C. (2000): Hydrologic and behavioral constraints on oviposition in stream insects: implications for adult dispersal. Oecologia, 125: 186–200.
- Reich, P. & Downes, B.J. (2003): The distribution of aquatic invertebrate egg masses in relation to physical characteristics of oviposition sites at two Victorian upland streams. Freshwater Biology, 48: 1497–1513.
- Rohde, S. (2005): Flussaufweitungen lohnen sich! Ergebnisse einer Erfolgskontrolle aus ökologischer Sicht. Wasser Energie Luft, 97 (3/4), 105–111.
- Salveit, S.J., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V. & Harby, A. (2001): Field experiments on stranding in juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropowering. Regulated Rivers-Research & Management, 17: 609–622.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2005): Handbook of the convention on biological diversity including its Cartagena protocol on biosafety. 3 edition, Friesen, Montreal, Canada, 1493 pp. <http://www.cbd.int/handbook/>
- Stäheli, T. (2008): Revitalisierungen an der Bünz: Zusammenhänge zwischen Hydromorphologie und Makrozoobenthos. Diplomarbeit, ETH, Zürich, 44 S.
- Studemann, D., Landolt, P., Sartori, M., Hefti, D. & Tomka, I. (1992): Ephemeroptera – Insecta. Helvetica Fauna 9: 175 pp.
- Vaughn, C.C. (2010): Biodiversity Losses and Ecosystem Function in Freshwaters: Emerging Conclusions and Research Directions. BioScience, 60(1): 25–35.
- Wolman, M.G. (1954): A method of sampling coarse bed material. American Geophysical Union, Transactions, 35: 951–956.
- Woolsey S., Weber C., Gonser T. et al. (2005): Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen. Publikation des Rhone-Thur-Projektes Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ, 111 S.

Danksagung

Hiermit bedanken wir uns bei Sonia Angelone, die eine wichtige Rolle beim Koordinieren unserer Arbeit gespielt hat und mehrere konstruktive Kommentare zum Manuskript geliefert hat. Wir danken Tino Stäheli und Claude Herzog für die Daten zur Habitats und Artenvielfalt an der Bünz und der Sense und Lukas Indermaur für die Hilfe beim Auswerten der Ergebnisse vom Backsteinexperiment. Simone Blaser und Christa Jolidon waren von einer grossen Hilfe im Feld. Wir danken Ronny Lange von Patscheider & Partner für die Hilfe bei der Erstellung der Graphen und Andrea Encalada für die Erlaubnis, ihre Abbildung zur Eiablage der Eintagsfliegen zu verwenden. Irene Keller, Anja Westram und Christopher T. Robinson haben viel zur Planung, Durchführung und Auswertung der populationsgenetischen Studie zu *Gammarus fossarum* und *Baetis rhodani* beigetragen. Lara Pfister hat eine grosse Hilfe bei den DNA Extraktionen für *Gammarus fossarum* und *Baetis rhodani* geleistet. Die Proben von *Gammarus fossarum* und *Baetis rhodani* wurden am Genetic Diversity Center (GDC) der ETH Zürich präpariert und/oder laufen gelassen. Wir danken Aria Minder und Tania Torossi für ihre freundliche Unterstützung. Wir danken BAFU für die Finanzierung des Projektes «Integrales Flussgebietsmanagement» und Eawag für die Finanzierung genetischer Analysen mit Action Field Grant.

Anschrift der Verfasser

Maria Alp^{1,4}, Theresa Karpati², Silke Werth², Walter Gostner⁵, Christoph Scheidegger², Armin Peter³

¹ Dept. Aquatische Ökologie, Eawag
CH-8600 Dübendorf, Schweiz.

² FE Biodiversität und Naturschutzbiologie,
WSL, CH-8903 Birmensdorf, Schweiz.

³ Dept. Fischökologie und Evolution, Eawag,
CH-6047 Kastanienbaum, Schweiz.

⁴ Institut für Integrative Biologie, ETH Zürich,
CH-8092 Zürich, Schweiz.

⁵ Laboratoire de constructions hydrauliques,
EPFL ENAC IIC LCH, CH-1015 Lausanne

⁶ E-mail des korrespondierenden Autors:
armin.peter@eawag.ch

Lebensraumverbund Fließgewässer: Die Bedeutung der Vernetzung

Silke Werth, Denise Weibel, Maria Alp, Julian Junker, Theresa Karpati, Armin Peter, Christoph Scheidegger

Zusammenfassung

Die funktionelle Vernetzung von Flussgebieten spielt eine wichtige Rolle für aquatische und terrestrische Lebensgemeinschaften. Sie erlaubt eine Besiedlung der Habitate, den genetischen Austausch zwischen Populationen und führt zu einer zeitlichen Verknüpfung der Lebensräume zu unterschiedlichen Jahreszeiten, Tageszeiten oder Lebensphasen. Die strukturelle Vernetzung von Lebensräumen kann mit Erhebungen zur Ökomorphologie des Fließgewässers und einer Analyse des Vorhandenseins von künstlichen Barrieren erhoben werden. Der Grad der funktionellen Vernetzung kann mit drei Methoden quantifiziert werden – Fang markierter Individuen, Radiotelemetrie, oder mit Daten von genetischen Markern. Verschiedene Populationsmodelle beschreiben die Populationsstruktur und den genetischen Austausch zwischen Populationen am Fließgewässer. Insbesondere bei Metapopulationen und räumlich strukturierten Populationen muss darauf geachtet werden, dass die einzelnen Flussabschnitte gut vernetzt sind, denn das Ausbleiben von Ausbreitungsereignissen würde räumlich fragmentierte Populationen voneinander isolieren und bei Metapopulationen langfristig zum lokalen Aussterben führen. Bei Arten, die in isolierten Einzelpopulationen vorkommen, ist vornehmlich darauf zu achten, diese Populationen lokal durch lebensraumverbessernde Massnahmen zu halten und zu fördern. Unsere Flusslandschaften sind weitgehend durch Barrieren unterbrochen. Es kommt ganz auf die Organismengruppe an, welche Strukturen effektiv als Barrieren fungieren. Künstliche Abstürze wirken als Barrieren für schwimm- und springschwache Fischarten und für kleine Grössenklassen von Fischen, jedoch nicht notwendigerweise für aquatische Invertebraten. Künstliche Abstürze können durch den Bau von Blockrampen für die Fischfauna durchgängig gemacht werden. Auch eine Entfernung von Eindolungen führt zur erhöhten Durchgängigkeit für Fische und andere aquatische Organismen. Bei Revitalisierungsprojekten ist insbesondere auf die Anbindung der Seiteneinmündungen zu achten, denn diese kann für den Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen für verschiedene Organismengruppen ausschlaggebend sein. Für die Arten der Kiesbänke und der Auenstandorte ist es entscheidend, dass ihr Raumbedarf bei Revitalisierungsprojekten abgedeckt wird, und dass die revitalisierten Standorte vernetzt werden. Bei Revitalisierungsprojekten werden gute Erfolge erzielt, wenn die Vernetzung der zu revitalisierenden Standorte untereinander berücksichtigt wird, sowie deren Vernetzung mit naturnahen Standorten.

1. Was ist Vernetzung?

Flusssysteme bilden Netzwerke, in denen sich die Flussabschnitte gegenseitig beeinflussen (Poole, 2010). Kenntnis über die Vernetzung der Flusssysteme ist eine der Voraussetzungen, um lokale und regionale

Prozesse verstehen und voraussagen zu können.

Der Begriff Vernetzung beschreibt die Austauschprozesse und Interaktionen zwischen Habitaten; dazu zählen der Transport von Wasser, Geschiebe,

Energie, Nährstoffen, sowie der aktive oder passive Transport von Organismen (Woolsey et al., 2005; Kondolf et al., 2006). Wir verwenden diesen Begriff in Bezug auf Fließgewässer hier enger gefasst als Mass für den Transport bzw. die Wanderungsbewegungen aquatischer und terrestrischer, flussbegleitender Organismen.

Die vertikale Vernetzung beschreibt die Interaktionen zwischen dem Fluss und dem hyporheischen Interstitial, der kiesführenden Schicht unterhalb der Flusssohle (Malmqvist, 2002; Woolsey et al., 2005; Kondolf et al., 2006; Cote et al., 2009).

Unter lateraler Vernetzung bzw. Seitenvernetzung versteht man die Anbindung eines Fließgewässers via Ökoton, der Übergangszone zwischen Ökosystemen, an seine Auenhabitate und andere terrestrische Lebensräume (Bild 1). Die laterale Vernetzung von Flüssen mit dem Uferbereich und mit terrestrischen Habitaten spielt eine wichtige Rolle für den Austausch zwischen diesen Systemen (Baxter et al., 2005) sowie für einzelne Lebensphasen bestimmter Organismengruppen (z.B. Amphibien, aquatische Insekten). Eine Un-

Bild 1. Schematische Darstellung der Vernetzung in einer Flusslandschaft. 1. Longitudinale Vernetzung zwischen Abschnitten am Hauptfluss und zwischen Hauptfluss und Zuflüssen. 2. Laterale Vernetzung zwischen terrestrischen und aquatischen Ökosystemen. 3. Vertikale Vernetzung des Flusses mit dem Interstitial, dem Hohlraumsystem in den vom Fluss abgelagerten Sedimenten dicht unterhalb des Oberflächenwassers. Nach Malmqvist (2002).

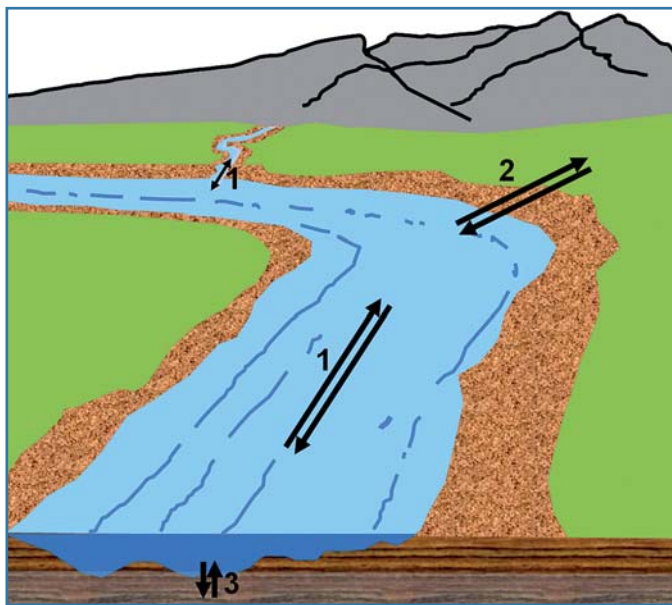




Bild 2. Beispiele für Habitatbeeinträchtigung in Flussökosystemen. A. Die stark verbaute Mündung des Lochrütibachs (Nidwalden) vor der Revitalisierung: der Bach fließt über eine steil abfallende, betonierte Sohle in die Engelberger Aa – ein Beispiel für schlechte Vernetzung. B. Die gut vernetzte Brennoaue bei Loderio (Tessin). Gefangene Fischarten im April 2010: Bachforelle, Groppe, Alet, Südströmer, Elritze. C. Ein an die Brennoaue angrenzender, kanalisierter Flussabschnitt oberhalb mit den nachgewiesenen Fischarten Bachforelle und Groppe. Einher mit der Habitatdegradation durch die Kanalisierung geht ein Verlust von Fischarten. Fotos: A: Armin Peter, B-C: Denise Weibel.

terbrechung der lateralen Vernetzung hat insbesondere negative Auswirkungen auf den Bestand von Fischen und Wirbellosen, deren Entwicklung vom seichten Flachufer (Fischlarven) mit grösseren Steinen (Eiablage von vielen aquatischen Insekten) abhängig ist (Woolsey et al., 2005; Bright et al., 2010).

Die longitudinale Vernetzung oder Längsvernetzung bezeichnet den Austausch mit den Lebensräumen flussaufwärts und flussabwärts innerhalb desselben Einzugsgebiets und zwischen Hauptfluss und Zuflüssen (Woolsey et al., 2005). Längsvernetzte Flusssysteme sind durchgängig für verschiedene Organismengruppen, ermöglichen die Wanderungsbewegungen von Tieren wie etwa der Bachforelle und die Samenausbreitung von Pflanzen. Die Längsvernetzung von Flusshabitaten ermöglicht eine Neugründung von Populationen und genetischen Austausch entlang von Flüssen, und ist somit entscheidend für die Populationsentwicklung vieler Organismen.

In Bezug auf die Vernetzung ist es wichtig, zwischen struktureller und funktioneller Vernetzung zu differenzieren. Habitate können rein strukturell miteinander vernetzt sein, etwa durch Korridore – Landschaftsstrukturen, die in der Theorie die Bewegung von Organismen von einem Habitat zum nächsten ermöglichen sollen. Die Habitate sind aber erst dann funktionell vernetzt, wenn diese Korridore tatsächlich von den Zielorganismen als Migrationsrouten angenommen werden. Für aquatische Organismen dient der Fluss selber mit seinen Haupt-, Neben- und Altarmen als Korridor, für terrestrische Arten hingegen die Alluvialzone – die Schwemmebene, in der Sediment abgelagert wird – sowie die Auenbereiche. Der Grad der funktionellen Vernetzung kann dabei in Abhängigkeit

von saisonalen Abflussschwankungen während des Jahres variieren.

2. Weshalb ist die funktionelle Vernetzung wichtig?

Die funktionelle Vernetzung von Flussökosystemen ist für die aquatischen und terrestrischen Lebewesen und Lebensgemeinschaften aus mehreren Gründen entscheidend. Die funktionelle Vernetzung ist einerseits die Voraussetzung für die Ausbreitung von Organismen in Flussgebieten. Besonders wichtig ist die funktionelle Vernetzung für Organismen mit schlechtem Ausbreitungspotenzial, wie aquatische Makroinvertebraten, die keine geflügelten Imaginalstadien bilden, oder für den kiesbankbewohnenden, kurzflügeligen Kiesbankgrashüpfer (Chorthippus pullus). So ist der Bachflohkrebs (*Gammarus fossarum*) auf kleine Seitenzuflüsse mit viel Laubstreu angewiesen, die jedoch nur dann besiedelt werden können, wenn sie mit dem Hauptfluss vernetzt sind. Zum anderen spielt die funktionelle Vernetzung eine wichtige Rolle für die Verknüpfung von Habitaten, die zu unterschiedlichen Lebensphasen oder Jahreszeiten (bzw. Tageszeiten) von Organismen gebraucht werden (siehe Alp et al, diese Ausgabe).

So ist die Durchgängigkeit der aquatischen Lebensräume für Fische wichtig, die einen durchgängigen Wanderkorridor benötigen, weil sich ihre Lebensraumsprüche im Laufe ihres Lebenszyklus verändern (Northcote, 1998). Je nach Altersstadium suchen Fische unterschiedliche Habitate auf, um geeignete Nahrungsangebote oder Laichplätze zu finden. Zudem sind Fische auf kurzfristige Standortveränderungen angewiesen, um Schutz vor Fressfeinden und Konkurrenz zu suchen oder um ungünstigen Umweltbedingungen wie hohen Temperaturen

ausweichen zu können. Insbesondere an der Einmündung von Seitenzuflüssen ist eine intakte Vernetzung von Bedeutung. Nicht für Fische durchgängige Mündungen beeinträchtigen die saisonalen Fischwanderungen zu den flussaufwärts gelegenen Laichgebieten und verhindern die Besiedlung der Seitengewässer aus dem Hauptfluss (Bild 2a).

Die funktionelle Vernetzung liegt auch dem Konzept der Strahlwirkung zugrunde. Dieses besagt, dass naturnahe, ökologisch intakte Flussabschnitte positive Auswirkungen auf den ökologischen Zustand angrenzender, strukturell degradierter Flussabschnitte haben, denn die ökologisch weniger intakten Abschnitte können durch Migration von Pflanzen und Tieren aus dem naturnahen Gewässerabschnitt («Strahlursprung») besiedelt werden (Deutscher Rat für Landespflege, 2008). Ohne funktionelle Vernetzung sind solche positive Beeinflussungen zwischen Flussabschnitten nicht möglich.

Viele Arten der Aue haben einen hohen Raumbedarf, und für die vollständige Durchführung ihres Lebenszyklus benötigen sie verschiedene Habitate oft in räumlicher Nähe, die miteinander vernetzt sein müssen. Amphibien benötigen etwa nicht nur Standorte wie Altarme zur Eiablage und Juvenilentwicklung, sondern auch solche, wo sie sich ausserhalb der Reproduktionsaison aufhalten, wie etwa Hecken und Gebüsche beim Laubfrosch (Angelone et al., 2010).

Innerhalb von Auen bildet der Hauptfluss mit zahlreichen Neben- und Altarmen je nach Abflusssituation ein Netzwerk mit zeitlicher Dynamik. Eine Variabilität der Habitatstrukturen kann zur wiederkehrenden Besiedlung durch ein breites Artenspektrum führen. Umso wichtiger ist es, dass Auen als soge-

nannte Diversitäts-Hotspots gut mit den flussauf- und flussabwärtsgelegenen Gewässerabschnitten vernetzt sind und als Quellpopulationen funktionieren können. Kanalisierte Flussabschnitte können eine partiell durchlässige Barriere («soft barrier») für aquatische Arten darstellen. Sind Flussabschnitte durch kanalisierte Abschnitte isoliert, kann es in den direkt angrenzenden Abschnitten zu einer abrupten Verringerung der Artenzahl kommen. So wurden zum Beispiel in der untersten Aue des Brenno (Tessin) im April 2010 insgesamt fünf Fischarten gefangen (Bachforelle, Groppe, Alet, Südströmer, Elritze). Im monoton verbauten Abschnitt oberhalb der Aue wurden nur noch gerade zwei Arten nachgewiesen, nämlich Bachforelle und Groppe (Bild 2b, c).

3. Laterale Vernetzung: die trophische Verbindung zwischen Wasser und Land

Es ist aus vielen Studien bekannt, dass die Seitenvernetzung von aquatischen Habitaten mit dem Uferbereich eine wichtige Rolle für aquatische sowie terrestrische Organismen spielt und unter anderem trophische (d.h. Nahrungs-) Zusammenhänge zwischen verschiedenen Habitaten ermöglicht (Baxter et al., 2005). Viele Makroinvertebraten sind für ihre Nahrung auf Laubeinträge durch die terrestrische Vegetation angewiesen. So sind etwa ins Wasser gefallene, terrestrische Insekten ein wichtiger Bestandteil der Nahrung der Bachforelle. Andererseits werden die geschlüpften Imagines der aquatischen Insekten von Vögeln, Eidechsen, Fledermäusen sowie anderen Prädatoren verzehrt. In ihrer Diplomarbeit an der Bünz hat Christina Baumgartner (2008) solche trophische Zusammenhänge untersucht und festgestellt, dass die Dichte der prädatorischen Uferarthropoden (Spinnen, Kurzflügler- und Laufkäfer) mit der Dichte der geschlüpften Imagines der aquatischen Insekten korreliert. Diese Zusammenhänge wurden ausserdem durch die Beschaffenheit des Uferbereichs beeinflusst. So konnte diese Arbeit auch zeigen, dass die Dichte bestimmter Prädatoren unter anderem durch die Vielfalt der Vegetation und die Länge der Uferlinie beeinflusst wird. Somit kann eine vom Menschen verursachte Unterbrechung der Seitenvernetzung negative Auswirkungen sowohl auf aquatische als auch terrestrische Lebensgemeinschaften haben und potenziell diejenigen Arten beeinträchtigen, die von der Vernetzung der Lebensräume abhängen; diese Ergebnisse bestätigen die Resultate einer früheren Studie (Iwata et al., 2003).

4. Migration, Genfluss und Populationsmodelle

Die Vernetzung zwischen Populationen der aquatischen und flussbegleitenden, terrestrischen Lebewesen beeinflusst auch den genetischen Austausch (den sogenannten Genfluss) zwischen Populationen. Genfluss findet statt, wenn Individuen sich in einer Population fortpflanzen, in welche sie eingewandert sind, und so zum Genpool beitragen, also zur Gesamtheit der Allele und Genotypen in einer Population. Andererseits hinterlassen viele Migrationsereignisse keine Spuren im Genpool, beispielsweise wenn die Migranten abwandern oder sterben, bevor sie sich fortgepflanzt haben. Da Arten unterschiedliche Ausbreitungskapazitäten haben und mehr oder weniger spezifisch in ihrer Habitatswahl sind, wurden mehrere theoretische Mo-

delle formuliert, um die Vernetzung einer Landschaft für Populationen zu beschreiben (Tab. 1) (Tero et al., 2003; Pollux et al., 2009). Abhängig von den lokalen Verhältnissen können verschiedene Populationsmodelle an unterschiedlichen Standorten für dieselbe Art gelten. So können manche Arten in einem Teil ihres Verbreitungsgebiets kontinuierliche Populationen bilden, in einem anderen Teil jedoch kleine, isolierte Bestände oder Metapopulationen aufweisen.

4.1 Isolierte Populationen

Entlang eines Flussabschnitts können die Populationen einer Art genetisch völlig isoliert sein; genetischer Austausch findet nicht statt. Dieses Populationsmodell gilt für extrem seltene Arten, die an Flussläufen in kleinen Beständen anzutreffen sind.

Modell	Schema	Beispiele	Priorisierung von Massnahmen
Isolierte Populationen		<ul style="list-style-type: none"> Tamariske im Schweizer Mittelland Kiesbankgrashüpfer am Inn in der Schweiz 	<ul style="list-style-type: none"> Förderung der Arten, dort wo sie noch vorkommen. Bei Pflanzen evtl. Erhaltungskulturen und Wiederansiedlungen, aber nur falls geeignetes Habitat vorhanden ist.
Räumlich strukturierte Population		<ul style="list-style-type: none"> Bachflohkrebs an der Sense Groppe an der Sense Schwarzpappel im Schweizer Mittelland 	<ul style="list-style-type: none"> Bestände müssen entlang der gesamten Länge des Flusses erhalten bleiben, damit keine Fragmentierung in isolierte Einzelbestände erfolgt. Longitudinale Vernetzung beachten
Metapopulation		<ul style="list-style-type: none"> Deutsche Tamariske am Vorder- und Alpenrhein (Graubünden, Sankt Gallen) Alpen-Knorpelsalat (<i>Chondrilla chondrilloides</i>) Kleiner Rohrkolben im Rheindelta (Österreich) Kiesbankgrashüpfer 	<ul style="list-style-type: none"> Soviele grosse Bestände einer Art wie möglich im Einzugsgebiet erhalten. Wenn immer möglich, Revitalisierungsmassnahmen nah bei existierenden Beständen durchführen, so dass neu zu besiedelnde Flächen geschaffen werden. Longitudinale Vernetzung beachten, evtl. Massnahmen zur Verbesserung Dynamik beachten
Metapopulation mit Source-Sink Dynamik		<ul style="list-style-type: none"> Tamariske am Ticino: Grosse Quellpopulationen im Oberlauf speisen kleine, flussabwärts gelegene Populationen. 	<ul style="list-style-type: none"> Bei Arten mit gerichteter Ausbreitung Quellpopulationen im Oberlauf erhalten und fördern Ansonsten dieselben Massnahmen wie bei Metapopulationen ohne Source-Sink Dynamik.
Kontinuierliche Population		<ul style="list-style-type: none"> Purpurweide Silberweide Eintagsfliege <i>Baetis rhodani</i> an der Sense (Bern, Fribourg) Schwarzpappel <i>Populus nigra</i> an der Rhone (Wallis) Tamariske im Einzugsgebiet des Schweizer Inn (Graubünden) 	<ul style="list-style-type: none"> Solange die Lebensräume weitgehend intakt sind, sind keine Massnahmen nötig. Ansonsten Massnahmen, die eine allgemeine Verbesserung der Lebensräume nach sich ziehen.

Tabelle 1. Populationsmodelle für terrestrische und aquatische Organismen der Flusslandschaften. Die Abbildungen folgen Tero et al. (2003) und Pollux et al. (2009).

4.2 Räumlich strukturierte Populationen

Wenn Gene und Individuen sich vornehmlich zwischen räumlich benachbarten Beständen bewegen, so spricht man von einem Austausch über Trittsteine (bzw. sogenannte «Stepping stones»). Diese Arten sind also keine guten Ausbreiter. Weil nur geringe Distanzen überwunden werden, haben die Arten, die diesem Muster folgen, meist räumlich strukturierte Populationen. Das heisst, an verschiedenen Flussabschnitten weisen diese Arten genetisch unterschiedliche Bestände auf.

4.3 Metapopulationsmodell

Wenn die Bestandsentwicklung einer Art von häufigem Erlöschen von lokalen Beständen und von Populationsneugründungen gekennzeichnet ist, spricht man von einer Metapopulation (Hanski, Zhang, 1993; Hanski, 1998; Hanski, Gaggiotti, 2004). Mehrere Arten der terrestrischen, flussbegleitenden Pflanzen bilden Metapopulationen (Tero et al., 2003; Jacquemyn et al., 2006; Honnay

et al., 2009). Bei Metapopulationen muss für das langfristige Überleben einer Art in einem Einzugsgebiet die Zahl der Neugründungen von Beständen das lokale Erlöschen von Beständen übersteigen. Dazu muss die longitudinale Vernetzung zwischen Habitaten gewährleistet sein. Altbestände und Flächen, auf denen sich neue Vorkommen etablieren können, sollten nicht zu weit voneinander entfernt liegen (innerhalb der mittleren Ausbreitungsdistanz der Art).

4.4 Metapopulation mit Source-Sink-Dynamik

Am Fluss ist es bei wasserverbreiteten Arten auch möglich, dass die Ausbreitung vermehrt flussab erfolgt. In diesem Fall stellen die Populationen flussaufwärts die einzige Quelle für die Gründung neuer Populationen dar. Wenn bestimmte Populationen vermehrt Migranten aussenden, und andere Migranten empfangen aber keine aussenden, so spricht man von einem «Source-Sink-Metapopulationsmodell» (Pulliam, 1988; Pulliam, Danielson, 1991).

Das Source-Sink-Modell stellt einen Spezialfall eines Metapopulationsmodells dar, mit Quellpopulationen, die Individuen aussenden und für die Besiedlung neuer Standorte verantwortlich sind, sowie Empfängerpopulationen, die Individuen empfangen, aber selbst nicht zur Gründung neuer Vorkommen beitragen. Dieses Populationsmodell ist für die Praxis höchst relevant, denn die Zerstörung der Quellpopulationen führt langfristig zum lokalen Aussterben von Arten innerhalb eines Einzugsgebiets. Andererseits kann man in diesem Fall Arten fördern, indem man sehr gezielt Ressourcen einsetzt, um das Bestehen der Quellpopulationen zu sichern und gleichzeitig die Vernetzung mit flussabwärts gelegenen Standorten sicher zu stellen.

4.5 Kontinuierliche Population

Wenn Bestände kontinuierliche Populationen mit räumlich ausgedehntem genetischem Austausch bilden, besteht für die Praxis kein Handlungsbedarf in Bezug auf Artenförderungsmaßnahmen. Die Arten, die diesem Populationsmodell folgen, sind gute Ausbreiter, die neue Standorte über grosse Distanzen hinweg kolonisieren können. Viele dieser häufigen Arten können in der Regel auch dann von Revitalisierungsmaßnahmen profitieren, wenn diese weit entfernt von anderen Beständen durchgeführt werden.

5. Welche Faktoren beeinflussen die Durchgängigkeit von Fliessgewässern?

Die Vernetzung von Flusshabitaten aus Sicht der im und am Fluss lebenden Organismen wird durch natürliche und menschgemachte Barrieren beeinträchtigt. Ein Wasserfall stellt beispielsweise eine abrupte, ein klimatischer Gradient eine graduelle natürliche Barriere dar (Banarescu, 1990). Menschgemachte Barrieren sind vielfältig. Künstliche Abstürze und Schwellen zur Sohlenstabilisierung, Wehre, Staudämme oder Eindolungen fragmentieren den Gewässerverlauf und können Wanderhindernisse darstellen (Bild 3). Insbesondere eine Abschneidung der Seitenbäche durch künstliche Barrieren kann gravierende Auswirkungen auf die Artenzahl bei Fischen haben, denn die schwimm- und sprunghaften Fischarten und kleine Individuen sind in nicht der Lage, Abstürze zu überqueren. An durch Barrieren abgetrennten Zuflüssen der Suhre wurde nur die Bachforelle nachgewiesen, an Bächen mit gut vernetzten Seiteneinmündungen hingegen drei oder mehr Fischarten (Am-

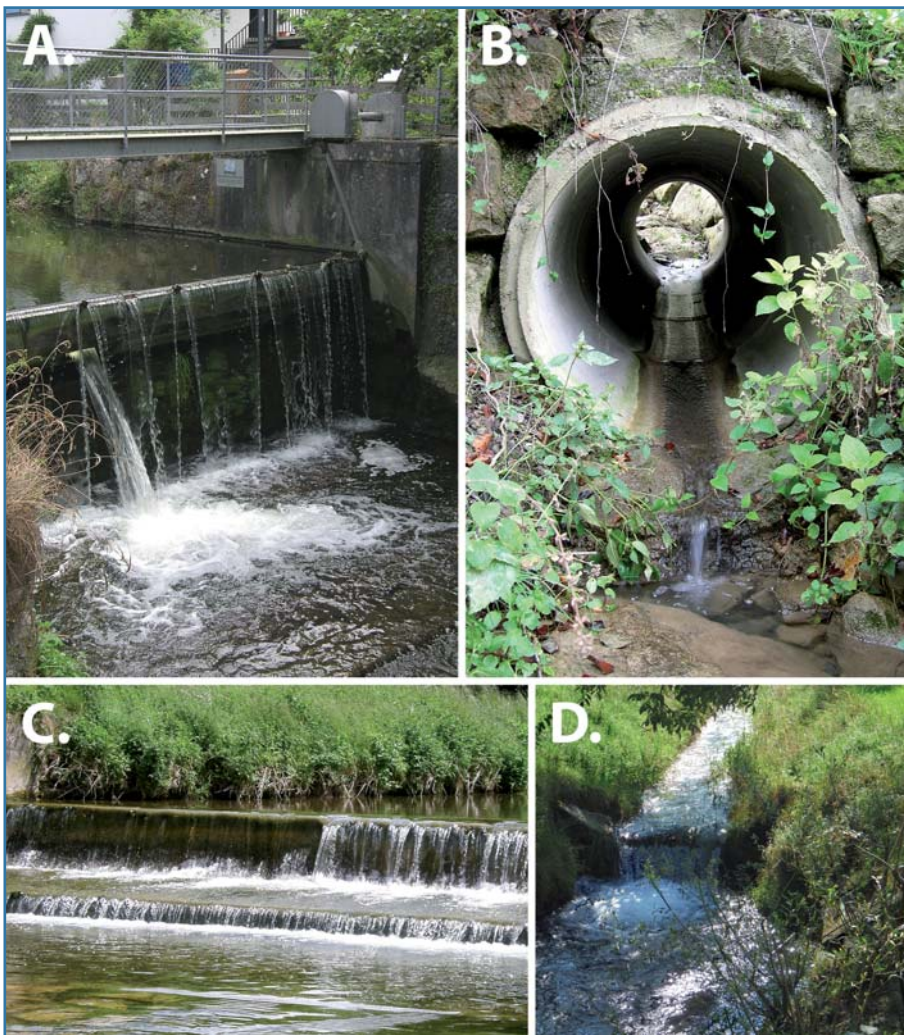


Bild 3. Die Durchgängigkeit in Fließgewässern wird durch künstliche Barrieren beeinträchtigt. A. Wehr. B. Eindolung. C. Absturz bei Sohlschwelle. D. Eine für Groppen unüberwindbare Sohlstufe im Mülibach (Nidwalden). Fotos: Denise Weibel.

mann, 2006). Bei Fischen stellt somit die Mündung den wichtigsten Bereich für die Artenvielfalt im Gewässer dar.

Monoton verbaute, sehr schnell fließende Flussabschnitte, sogenannte Schussrinnen, können ebenso als Barrieren («soft barriers») wirken wie punktuelle physikalische oder chemische Veränderung des Wassers aufgrund von Zuleitungen (z.B. Temperaturveränderung). Als Konsequenz einer Barriere wird die Wanderung von Fischen und aquatischen Invertebraten flussaufwärts behindert und ihre natürliche Ausbreitung begrenzt. Dabei kommt es auf die Organismengruppe an, welche Struktur eine Barriere darstellt. Ein mehrere Meter hohes Querbauwerk mag von Makroinvertebraten mit geflügelten Imagines problemlos überwunden werden, während sie die flussaufwärts gerichtete Migration der Fische sowie der flügellosen aquatischen Makroinvertebraten verunmöglicht. Am Mülibach (Nidwalden) zeigte sich, dass sich eine kleine Sohlstufe von <1 m negativ auf den Groppenbestand auswirken kann. Die Groppe als Fisch mit kleiner Springleistung fehlt im Streckenabschnitt oberhalb dieser Sohlstufe vollständig, während sie im gesamten übrigen Bach abundant war (Bild 3d).

6. Wie kann man die Durchgängigkeit messen und bewerten?

Es gibt eine Reihe Methoden, die es erlauben, die Durchgängigkeit von Flüssen für verschiedene Organismengruppen zu quantifizieren und Ausbreitungsdistanzen zu bestimmen. Fang- und Wiederfang markierter Individuen, Feldbeobachtungen der Organismenbewegung sowie populationsgenetische Analysen sind unter den wichtigsten Ansätzen für solche Untersuchungen.

Anhand von Versetzungsexperimenten lässt sich die Durchgängigkeit von potenziellen Wanderbarrieren für verschiedene Fischarten und Individuengrößen bestimmen. Hierfür werden oberhalb des Hindernisses lebende, markierte Fische unter das Hindernis versetzt, um anschliessend ihr Aufstiegsverhalten zu beobachten. Dafür eignen sich sowohl Reusen, die Fang-Wiederfang-Methode mit Markierung (z.B. Farbe) oder die Beobachtung mit individuellen, aktiven (Radiotelemetrie) oder passiven Sendern (PIT-tag). Auch bei grösseren Invertebraten wie Libellen können frisch geschlüpfte Imagines farblich markiert werden, um zu untersuchen, wie weit sie sich ausbreiten. Bei einer Studie der Zierlichen Moosjung-

Gruppe	Art	Distanz	Referenz
Insekten	Zierliche Moosjungfer (<i>Leucorrhinia caudalis</i>)	5 km	Keller et al. (2010)
Insekten	Kiesbankgrashüpfer (<i>Chorthippus pullus</i>)	1 km	Ingrisch, Köhler (1998)
Mollusken	Schnecken	0.9-3 km	Kappes, Haase (2011)
Mollusken	Muscheln	10 km	Kappes, Haase (2011)
Amphibien	Kreuzkröte (<i>Bufo calamita</i>)	4 km	Mermod et al. (2010a)
Amphibien	Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>)	2 km	Mermod et al. (2011)
Amphibien	Laubfrosch (<i>Hyla arborea</i>)	0.75-1 km	Angelone, Holderegger (2009)
		1.5 km	Vos et al. (2000)
Amphibien	Geburtshelferkröte (<i>Alytes obstetricans</i>)	1.5 km	Mermod et al. (2010b)
Amphibien	Springfrosch (<i>Rana dalmatina</i>)	1 km	Lippuner et al. (2010)
Amphibien	Teichmolch (<i>Triturus vulgaris</i>)	1 km	Mermod et al. (2010c)
Amphibien	Kammolch (<i>Triturus cristatus</i> , <i>Triturus carnifex</i>)	1 km	Mermod et al. (2010c)
Amphibien	Fadenmolch (<i>Lissotriton helveticus</i>)	0.5 km	Meier (2003)
Fische	Nase (<i>Chondrostoma nasus</i>)	140-446 km	Steinmann et al. (1937)
Fische	Barbe (<i>Barbus barbus</i>)	318 km	Steinmann et al. (1937)
		22 km	Ovidio et al. (2007)
		20 km	Lucas, Frear (1997)
		9-10 km	Baras (1992)
Fische	Alet (<i>Leuciscus cephalus</i>)	*139-148 km	Steinmann et al. (1937)
Fische	Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	126 km	Steinmann et al. (1937)
Fische	Seeforelle (<i>Salmo trutta lacustris</i>)	126 km	Caviezel und Peter (2006)
Fische	Trüsche (<i>Lota lota</i>)	68-84 km	Breiser et al. (1988)
Fische	Rotauge (<i>Rutilus rutilus</i>)	72 km	Steinmann et al. (1937)
Fische	Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	*66 km	Steinmann et al. (1937)
Fische	Brachse (<i>Abramis brama</i>)	58 km	Steinmann et al. (1937)
Fische	Hecht (<i>Esox lucius</i>)	> 5 km	Steinmann et al. (1937)
Fische	Groppe (<i>Cottus gobio</i>)	12-48 m	Stahlberg-Meinhardt (1994), Downhower et al. (1990)
		318 m	Fischer (1999)
Pflanzen	Wasserverbreitung an grossen Fließgewässern	5-10 km	Müller (1955)
Pflanzen	Tamariske (<i>Myricaria germanica</i>)	18-15 km	Werth, Scheidegger, unpubl. Daten
Pflanzen	Kleiner Rohrkolben (<i>Typha minima</i>)	50 km	Till-Bottraud et al. (2010)

Tabelle 2. Ausbreitungsdistanzen verschiedener Arten und Artengruppen; *flussabwärts, †flussaufwärts.

fer (*Leucorhinia caudalis*), einer Libellenart, wurde festgestellt, dass sich nur wenige Tiere über grössere Distanzen von mehreren Kilometern ausbreiten, die meisten Tiere jedoch in dem Bereich verweilen, wo sie bereits geschlüpft sind (Keller et al., 2010). Eine auf Fang- und Wiederfang markierter Tiere beruhende Studie zeigte Ausbreitungsdistanzen von bis zu 1.5 km für den Laubfrosch (Vos et al., 2000), und eine auf molekulargenetischen Untersuchungen beruhende Studie dokumentierte Wiederfänge in Distanzen von 0.75 km und 1 km (Angelone, Holderegger, 2009). Andere Amphibienarten haben eine ähnliche Reichweite. Fische hingegen können sich über sehr weite Distanzen bewegen, dokumentiert durch Fang- und Wiederfang und Radiotelemetrie. Im Einzugsgebiet des Alpenrheins wandert die Bodenseeforelle bis 126 km flussaufwärts, um sich im Vorderrhein fortzupflanzen (Caviezel, Peter, 2006). Auch andere Fischarten legen grosse Distanzen zurück, wie beispielsweise die Barbe und die Nase, doch es gibt auch standorttreue Arten wie die Groppe (Tabelle 2).

Auch mit populationsgenetischen Methoden ist es möglich, Aussagen über die Migration von Individuen und somit die Vernetzung zwischen Populationen zu machen. Wenn Populationen in einem Gebiet sich stark genetisch unterscheiden und wenn keine räumlich intermediären Popu-

lationen bei der Beprobung ausgelassen wurden, können einzelne Migranten detektiert und verschiedenen Populationen zugeordnet werden (Pritchard et al., 2000; Falush et al., 2003). Wasserverbreitete Pflanzenarten können oft grosse Distanzen überbrücken. Für die Tamariske wiesen wir mit molekulargenetischen Methoden eine klonale Ausbreitung über 15 km nach, und eine Ausbreitung derselben Art durch Samen über 8 km (Tabelle 2).

7. Vernetzung und Genfluss

Barrieren beeinflussen sowohl die Artenzahl im Fließgewässer als auch die Abundanz und den Genfluss einer Art; sie können sich stark auf die Genflussmuster der aquatischen und der terrestrischen, flussbegleitenden Arten auswirken. Wird der Genfluss für mehrere Generationen unterbunden, kann es vor allem bei in kleinen Populationen auftretenden Arten zu einer genetischen Differenzierung zwischen Teilpopulationen kommen. Bei grossen Populationen dauert es hingegen viele Generationen, bis eine genetische Differenzierung nachzuweisen ist (Hartl, Clark, 1997). Die Genflussmuster können mit verschiedenen genetischen Markern untersucht werden. Für solche Untersuchungen sind Mikrosatelliten besonders gut geeignet aufgrund ihrer hohen Mutationsrate, so dass oft gegenwärtiger Genfluss untersucht werden kann (Box 1). Im

Rahmen des Projekts «Integrales Flussgebietsmanagement» wurde die genetische Struktur von drei aquatischen und zwei terrestrischen Arten untersucht.

7.1 Populationsgenetische Struktur benthischer Makroinvertebraten an der Sense

An der Sense haben wir zwei benthische Makroinvertebraten mit unterschiedlichen Ausbreitungsstrategien untersucht. Eine dieser Arten war der Bachflohkrebs (*Gammarus fossarum*), der kleine Distanzen durch kriechen (flussabwärts und flussaufwärts) oder driften (nur flussabwärts) zurücklegt; diese Art wurde mit neun Mikrosatellitenmarkern untersucht (Alp et al., eingereicht). Die zweite untersuchte Art war die Eintagsfliege (*Baetis rhodani*), die sich als Larve wie der Bachflohkrebs ausbreitet, aber auch eine imaginale fliegende Phase hat und somit Barrieren im Fluss überwinden kann; für diese Art wurden fünf Mikrosatelliten untersucht (Alp et al., eingereicht). Der ausschliesslich aquatische Bachflohkrebs (Bild 4) zeigte viel weniger genetischen Austausch zwischen Populationen als die Eintagsfliege (Tabelle 3) und ist möglicherweise nicht nur in seiner Ausbreitung limitiert, sondern könnte auch an lokale Bedingungen angepasst sein. Das würde bedeuten, dass lokale Populationen des Bachflohkrebses einen zusätzlichen Wert für die Erhaltung der Biodiversität haben.

Dagegen scheint die Eintagsfliege in ihrer Ausbreitung im Sensegebiet nicht limitiert zu sein, sie bildet dort eine einzige, kontinuierliche Population. Die Barrieren im Fluss manifestieren sich bei beiden Arten nicht in der genetischen Struktur (Bild 5a, c).

7.2 Populationsgenetische Struktur der Groppe an der Sense

Die Groppe (*Cottus gobio*) hat eine durchschnittliche Grösse von 15 cm und lebt bodenorientiert. Sie hat eine reduzierte Schwimmblase und gilt als standorttreue oder eben residente Fischart. Je residenter eine Art ist, umso weniger Migration gibt es zwischen den einzelnen Populationen, was eine genetische Differenzierung zwischen diesen Populationen begünstigt. Als schwimmschwache Fischart kann die Groppe selbst kleinere Barrieren im Fluss nicht überwinden, so dass die Wanderung der Tiere flussaufwärts durch Barrieren verunmöglicht wird.

Wir haben die populationsgenetische Struktur dieser Art in der Sense in den Kantonen Bern und Fribourg basierend auf zehn Mikrosatellitenmarkern

Mikrosatelliten, Allele, Loci, genetische Differenzierung

Mikrosatelliten sind kurze mehrfach wiederholte Motive auf der DNA, die sich in der Zahl der Wiederholungen und somit in ihrer Länge unterscheiden (Goldstein, Pollock, 1997). So kann beispielsweise ein Individuum eine genetische Variante (Allel) mit drei Wiederholungen der Basenpaare «CATG» tragen, (CATG)₃, und ein anderes Individuum kann auf derselben Stelle der DNA (Locus) ein anderes Allel besitzen, das fünf Wiederholungen besitzt, also (CATG)₅. Diese Längenunterschiede können entstehen, wenn bei der Replikation der DNA z.B. während der Zellteilung Wiederholungseinheiten übersprungen bzw. angehängt werden. Bei den meisten Mutationen ist eine einzige Wiederholungseinheit betroffen; sehr selten kann es passieren, dass gleich mehrere Wiederholungseinheiten angehängt oder entfernt werden (Weber, Wong, 1993; Goldstein, Pollock, 1997).

Für aussagekräftige genetische Studien werden meist mehrere Loci (sogenannte «Marker») untersucht. Wenn genügend Mikrosatellitenmarker untersucht werden, können genetisch unterschiedliche Individuen voneinander unterschieden werden, und beispielsweise die räumliche Ausdehnung von Klonen bei Pflanzen kann bestimmt werden. Selbst wenn man nicht vollständig zwischen Individuen unterscheiden kann, ist es vielfach möglich, einzelne Individuen anhand ihrer Kombination von Mikrosatellitenallelen einer bestimmten Population zuzuordnen. So können Migranten identifiziert werden. Die genetische Differenzierung zwischen Populationen wird mit dem Fixierungsindex F_{ST} angegeben. Ein Wert von 0 besagt, dass Populationen nicht differenziert sind, ein Wert von 1 gibt eine völlige genetische Isolation an (Hartl, Clark, 1997).

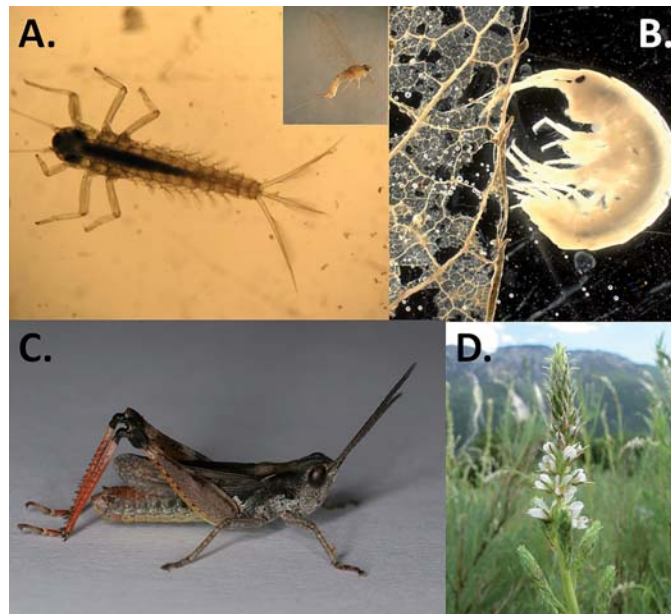


Bild 4. In den genetischen Studien untersuchte Arten. A. Eintagsfliege (*Baetis rhodani*), Larve und geflügeltes adultes Tier (Fotos: Maria Alp). B. Bachflohkrebs (*Gammarus fossarum*) (Foto: Maria Alp). C. Kiesbankgrashüpfer (*Chorthippus pululus*) (Foto: Theresa Karpati). D. Tamariske (*Myricaria germanica*) (Foto: Silke Werth).

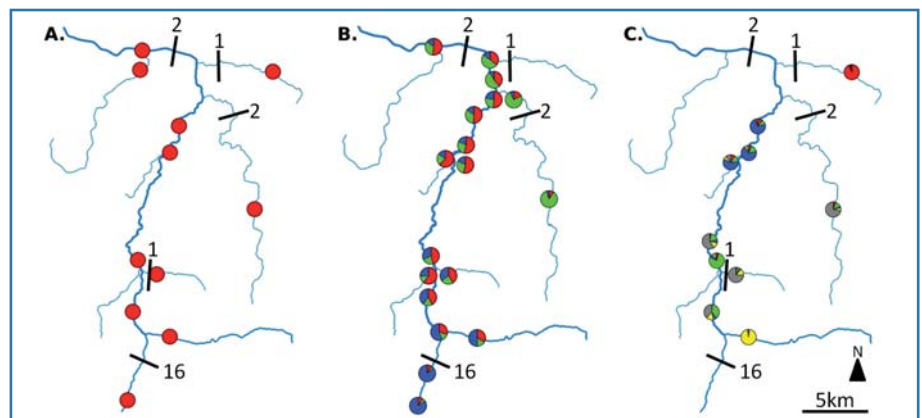


Bild 5. Populationsstruktur aquatischer Arten der Sense relativ zur Lage und Anzahl von Barrieren (schwarze Balken). Farben: die Zugehörigkeit von Individuen zu Populationen. A. Eintagsfliege. B. Groppe. C. Bachflohkrebs. Daten: A, C: Maria Alp; B: Julian Junker. Abbildung: Sonia Angelone.

Art	Fluss	Populationsstruktur	F _{ST}
Eintagsfliege	Sense	Kontinuierliche Population	-0.0006 ^{ns}
Bachflohkrebs	Sense	Räumlich strukturierte Population	0.2451 *
Groppe	Sense	Räumlich strukturierte Population	0.0614 *
Tamariske	Isar	Metapopulation	0.1226 *
Kiesbankgrashüpfer	Isar	Metapopulation	0.0309 *

Tabelle 3. Genetische Differenzierung (Box 1) zwischen Stichprobstellen an der Sense und an der Isar. Angegeben sind die Art, der untersuchte Fluss, die Populationsstruktur der Art, und der globale F_{ST}-Wert aus einer Analyse der Molekularen Varianz (F_{ST}); ns, statistisch nicht signifikant; *, statistisch signifikant.

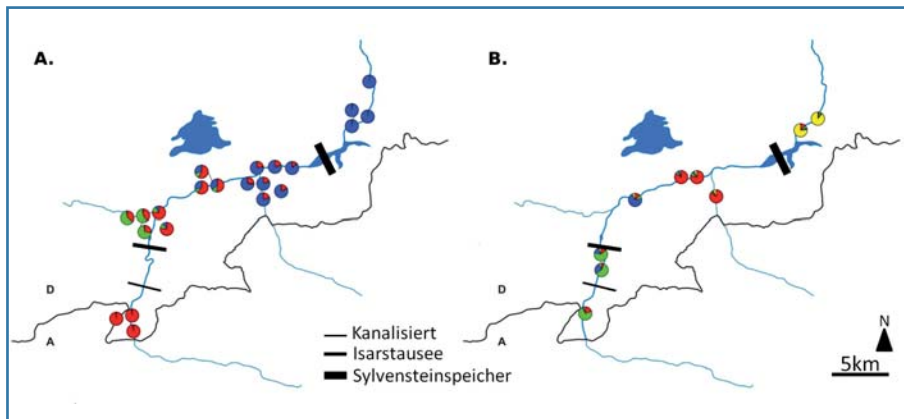


Bild 6. Populationsstruktur terrestrischer Arten der Isar im Grenzgebiet zwischen Deutschland (D) und Österreich (A), relativ zur Lage von Barrieren (schwarze Balken). Farben: Zugehörigkeit von Individuen zu Populationen. A. Kiesbankgrashüpfer. B. Tamariske. Daten: A: Theresa Karpati. B: Silke Werth. Abbildung: Sonia Angelone.

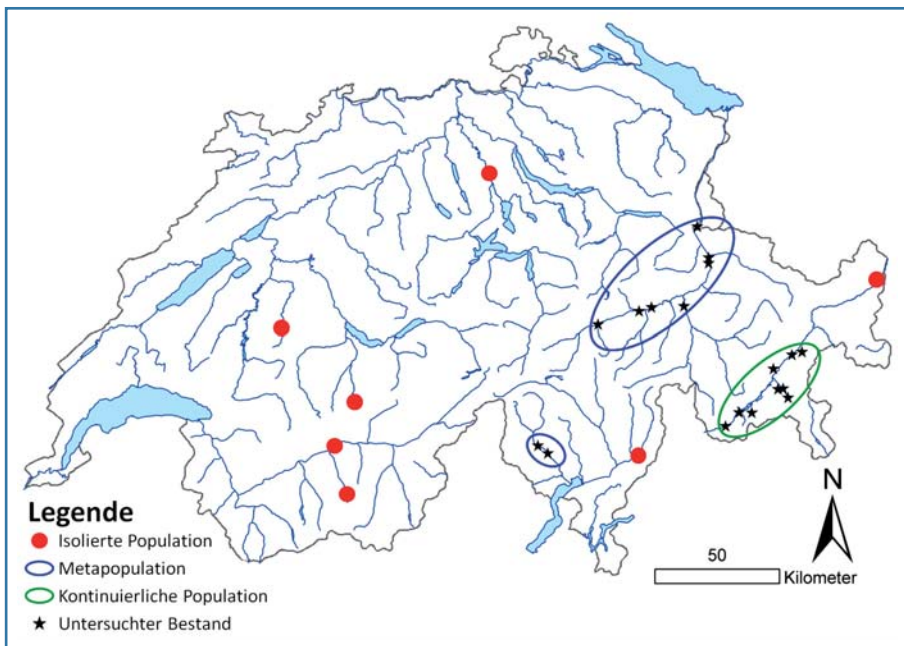


Bild 7. Populationsdynamik der Tamariske (Myricaria germanica) in der Schweiz, Quelle: Silke Werth.

untersucht (Junker et al., eingereicht). Weil die Art schwimmschwach ist, überraschte es nicht, dass zwischen den einzelnen Beprobungsstellen in der Sense eine deutliche genetische Differenzierung festgestellt wurde. Die genetischen Unterschiede zwischen Individuen von unterschiedlichen Standorten werden mit

zunehmender geographischer Distanz grösser. Allerdings fanden wir in einer weiteren Analyse, bei welcher wir den Einfluss der geographischen Distanz eliminiert hatten, ebenfalls eine positive Korrelation zwischen der Anzahl Barrieren und der genetischen Differenzierung zwischen den Standorten (Bild 5b). Die Populations-

struktur der Groppe in der Sense scheint insofern durch die Verbauungen beeinflusst zu werden (Junker, 2010; Junker et al., eingereicht). Die Groppe wies an der Sense eine relativ hohe genetische Differenzierung auf (Tabelle 3) und ebenfalls eine hohe genetische Diversität.

7.3 Populationsgenetische Struktur des Kiesbankgrashüpfers an der Isar

Der Kiesbankgrashüpfer (*Chorthippus pullus*) ist eine in der Schweiz vom Aussterben bedrohte Heuschreckenart. Dieser Grashüpfer besiedelt Kiesbänke mit geringer Vegetationsdichte und hat als Kurzflügler nur ein geringes Ausbreitungspotenzial. Für diese Art stellten Stauseen Barrieren für den Genfluss zwischen Populationen entlang der Isar dar (Bild 6a). Wir haben die populationsgenetische Struktur dieser Art mit fünf Mikrosatellitenmarkern an der Obern Isar in Deutschland untersucht (Karpati et al., in Vorbereitung). Der Flussabschnitt zwischen beiden Stauseen fiel zwischen 1949 und 1990 jeden Sommer aufgrund von Ausleitungen trocken. Beim Kiesbankgrashüpfer wurde in diesem Flussabschnitt eine unerwartet grossräumige genetische Durchmischung nachgewiesen (Tabelle 3) und eine hohe genetische Diversität. Die geringen Abflussmengen förderten eine Vernetzung der Kiesbänke und somit auch die Durchmischung der Populationen dieser Art. Die seit 1990 vorgeschriebene Restwassermenge in der Isar führte hingegen zu einer zunehmenden Verbuchung der Kiesbänke, was für den Kiesbankgrashüpfer problematisch ist, da sein Lebensraum schrumpft.

7.4 Populationsgenetische Struktur der Tamariske

Die Tamariske (*Myricaria germanica*) ist ein den Vegetationstyp «Tamarisken-Weidengebüsch» (Moor, 1958) definierender Strauch, der in der Alluvialzone am Oberlauf von Fliessgewässern vorkommt. Die Art ist heute aufgrund von Habitatverlust und mangelnder Dynamik im Zusammenhang mit der Begradigung und Verbauung von Flüssen in Mitteleuropa selten geworden. Die Tamariske pflanzt sich mit kleinen, flugfähigen Samen fort, die über Wind oder Wasser ausgebreitet werden können; insofern hätten wir für diese Art hohen Genfluss erwartet und somit keine ausgeprägte Differenzierung zwischen Populationen innerhalb von Einzugsgebieten.

Wir haben diese Art mit 20 nuklearen Mikrosatelliten untersucht (Werth,

Scheidegger, 2011). An der Oberen Isar in Süddeutschland fanden wir unterwartet eine deutliche genetische Differenzierung oberhalb und unterhalb von Stauseen, das heisst deutliche Unterschiede in der genetischen Zusammensetzung von Populationen (Bild 6b) (Werth et al., in Vorbereitung). Dies bedeutet, dass Stauseen für diese Pflanzenart schwer überwindbare Barrieren darstellen, obwohl die Tamariske dank ihrer durch Wind und Wasser verbreiteten Samen ein hohes Ausbreitungspotenzial hat. Die Art hatte eine relativ niedrige genetische Diversität, aber wies einen hohen Grad der genetischen Differenzierung auf, was typisch ist für Arten, die Metapopulationen bilden (Tabelle 3).

In der Schweiz zeigt die Tamariske am Oberlauf der Maggia und am Rhein Metapopulationen, während sie vor allem im Mittelland und im Wallis isolierte Populationen aufweist, und am Inn eine kontinuierliche Population bildet (Bild 7). Die Metapopulation an der Maggia haben einen Source-Sink-Charakter, wo die im obersten Bereich des Einzugsgebiets gelegenen Populationen die Quelle für Neubesiedlungen von Kiesbänken flussabwärts darstellen.

Am Schweizer Inn wiesen wir eine kontinuierliche Population für die Tamariske nach. Die genetische Diversität der Tamariskenbestände am Inn war sehr niedrig und liess darauf schliessen, dass die Art das Gebiet entweder durch einige wenige Individuen besiedelt haben muss, oder dass die Bestände durch einen sogenannten «genetischen Flaschenhals» gegangen sein müssen bevor sie sich räumlich ausgedehnt haben (Box 2). In beiden Fällen gehen wir davon aus, dass die Tamarisken historisch vernetzt gewesen sein müssen, etwa dadurch, dass we-

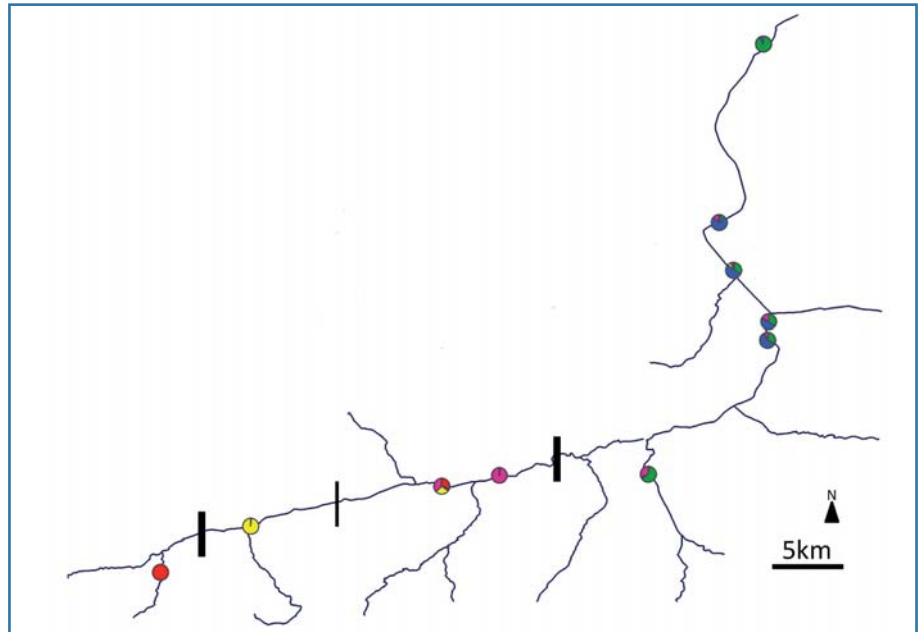


Bild 8. Populationsstruktur der Tamariske am Rhein in der Schweiz, relativ zur geografischen Lage natürlicher und anthropogener Barrieren (schwarze Balken, breit: Schluchten, schmal: kanalisierter Abschnitt mit wenigen Kiesinseln). Quelle: Silke Werth.

nige, eng verwandte Individuen das Gebiet besiedelten. Aufgrund dieser historischen Effekte ist die Diversität am Inn zu niedrig, um genetisch verschiedene Populationen nachzuweisen.

Unsere Ergebnisse für die Deutsche Tamariske vom Rhein in der Schweiz zeigen deutlich, dass auch natürliche Barrieren wie etwa Schluchten (dicke Balken, Bild 8) einen Effekt auf die genetische Struktur haben können – die lokalen Populationen der Tamariske wiesen deutliche genetische Unterschiede oberhalb und unterhalb dieser Barrieren auf, während der unterhalb gelegene Flussabschnitt, der keine Barrieren aufwies, die genetisch ähnlicheren Bestände hatte. Ein kanalisierter Flussabschnitt zeigte keine deutliche Barrierewirkung (schmalere Balken, Bild 8). Eine weitere Beobachtung war, dass die Tamariskenpopulationen im Unterlauf meist eine Mischung verschiedener genetischer Gruppen aufwiesen, während am Oberlauf häufig reine Vorkommen gefunden wurden. Dieses Ergebnis deutete an, dass eine Ausbreitung der Samen mit dem Wasser für diese Art eine wichtige Rolle spielen könnte.

werden technische Fischtrepfen oder naturnahe Umgehungsgerinne gebaut. Eine weitere Massnahme ist die Entfernung von Wanderhindernissen, zum Beispiel Wehre oder künstliche Abstürze. Im Kanton Aargau wurden die Kosten für die Beseitigung solcher Hindernisse je nach Gewässer auf 40 000 bis 100 000 Franken pro Meter Absturzhöhe geschätzt (Berner, 2006). Die Sanierung von Überfällen sollte nicht nach dem Zufallsprinzip erfolgen, sondern eine Priorisierungsanalyse über die zu entfernenden Hindernisse ist vorrangig durchzuführen (Zitek et al., 2007; Fahrni, 2011). Als Ersatz zur Sohlenstabilisierung werden bei der Entfernung von Überfällen Blockrampen gebaut. Eine Blockrampe ist eine mit Steinblöcken befestigte Fliessgewässerstrecke mit erhöhtem Gefälle, welche die Fischgängigkeit ermöglichen soll. Verschiedene Faktoren sind entscheidend beim Bau von unterschiedlichen Blockrampentypen. Die Stabilität, insbesondere des Rampenfusses, muss bei einem Hochwasserereignis gewährleistet sein. Die Blockrampe, beziehungsweise ihr Gefälle, muss so dimensioniert sein, dass für Fische geeignete Fliessgeschwindigkeiten und Wassertiefen entstehen. Als Richtwert wird in der Literatur eine maximale Fliessgeschwindigkeit von 1.6 bis 2.0 m/s definiert (DVWK, 1996). Dabei muss allerdings beachtet werden, dass die Schwimm- und Springleistungen der einzelnen Fischarten voneinander verschieden sind. Es gilt, sowohl die im Gewässer vorkommende als auch die potentielle Fischfauna zu berücksichtigen.

Genetischer Flaschenhals und genetische Drift

Bei einem genetischen Flaschenhals sind Populationen über mehrere Generationen hinweg klein und verlieren viel ihrer ursprünglichen genetischen Vielfalt durch genetische Drift. Die genetische Drift ist eine durch Zufall bedingte Verschiebung der Allelfrequenz, bei der meist seltene Allele verschwinden, aber auch ursprünglich selten vorkommende Allele an Häufigkeit zunehmen können. Falls Populationen über viele Generationen hinweg klein sind, kann die genetische Drift zur Fixierung einzelner Allele in bestimmten Populationen führen.

8. Massnahmen zur Verbesserung der Vernetzung

8.1 Verbesserung der longitudinalen Vernetzung für die Fischfauna durch Blockrampen

Zur Wiederherstellung der Wanderkorridore für Fische bei Wehren und Dämmen






Blockrampentyp und Gefälle	Foto	Fischart	Aufstiegserfolg der markierten Fische	Bemerkungen
Dorfbach Oftringen <ul style="list-style-type: none"> • klassisch • 9.4 % 		Bachforelle	<ul style="list-style-type: none"> ▪ grosse Bachforellen: sehr gut ▪ kleine Bachforellen: eingeschränkt 	Die Unterstände auf der Rampe werden von vielen Individuen als Habitat benutzt.
Wyna <ul style="list-style-type: none"> • klassisch-betoniert • 13.4 % 		Bachforelle, Groppe	<ul style="list-style-type: none"> ▪ grosse Bachforellen: sehr gut ▪ kleine Bachforellen: eingeschränkt ▪ Groppe: kein Aufstieg festgestellt 	
Staffeleggbach <ul style="list-style-type: none"> • Becken- und Querriegelstruktur • 6.1 % 		Groppe	<ul style="list-style-type: none"> ▪ kein Aufstieg festgestellt 	Geringe Fliessgeschwindigkeiten und Ruhebecken. Vertikale Abstürze von 15 cm werden von Groppen nicht überquert.
Sissle <ul style="list-style-type: none"> • strukturiert mit Querriegel • 3.6 % 		Elritze	<ul style="list-style-type: none"> ▪ kein Aufstieg festgestellt 	Geringe Fliessgeschwindigkeiten. Weitere Experimente zum Verhalten der Elritzen nötig.
Glatt <ul style="list-style-type: none"> • klassisch • 8.9 % 		Bachforelle; Cypriniden (Karpfenartige): Alet, Barbe, Gründling, Rotauge	<ul style="list-style-type: none"> ▪ grosse Bachforelle: sehr gut ▪ kleine Bachforellen, grosse Alet, Barbe, Gründling: eingeschränkt ▪ kleine Alet, Rotauge: kein Aufstieg festgestellt 	Sehr hohe Fliessgeschwindigkeiten.

Tabelle 4. Ausgewählte Resultate zur Erfolgskontrolle für den Fischaufstieg an Blockrampen (kleine Individuen: <200 mm; grosse Individuen: >200 mm. Bewertung Aufstiegsrate: >75% sehr gut; 1–35% eingeschränkt).

sichtigen, welche sich nach Fischregion unterscheidet (Illies, 1961). An verschiedenen Blockrampen wurden Erfolgskontrollen zum Fischaufstieg durchgeführt.

Fische wurden oberhalb der Rampe gefangen, markiert und unter die Rampe versetzt. Die Rückwanderung der markierten Fische über die Rampe bestimmte die Durchgängigkeit der Rampen für verschiedene Fischarten und deren Grössenklassen (Weibel, Peter, eingereicht; Weibel et al., in Vorbereitung). Es zeigte sich, dass die Aufwärtswanderung je nach Fischart, Grössenklasse der Individuen und Blockrampe unterschiedlich effizient ist (Tab. 4). Während die schwimmstarke Bachforelle auch über steile Rampen mit Gefälle >6% wanderte, hatten die Kleinfischart Groppe und die Cypriniden (Karpfenartige) Schwierigkeiten, solchen Rampen zu durchschwimmen. Auch für kleine Bachforellen war die Durchgängigkeit eingeschränkt. Gerade in der Aeschenregion, wo mehrere Fischarten vorkommen, soll das Gefälle der Rampen den leistungsschwächeren Cypriniden (z.B. Strömer, Nase, Gründling) angepasst werden. Es

zeigte sich, dass der Bau von Blockrampen zur Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit sinnvoll ist. Allerdings muss die Blockrampe an die jeweilige Fischzone angepasst sein. Unsere Ergebnisse zeigten, dass eine Blockrampe nur dann relativ steil gebaut sein darf, wenn die Bachforelle die einzige vorkommende Fischart ist. Um das ökologische Potential von Blockrampen auszuschöpfen, sind Erfolgskontrollen über den Fischaufstieg empfehlenswert.

8.2 Vernetzung aquatischer und terrestrischer Ökosysteme bei Revitalisierungen

Bei Flussrevitalisierungen ist generell zu berücksichtigen, dass die revitalisierten Strecken mit möglichst naturnahen Flussabschnitten vernetzt werden. Besonders wichtig für die Vernetzung der Fliessgewässer ist eine Anbindung der Seitenzuflüsse (Ammann, 2006). Hier können oftmals mit geringem flussbaulichem Aufwand erstaunliche Ergebnisse erzielt werden, indem Einmündungen aufgeweitet werden, was die Durchgängigkeit für verschiedene Organismen verbessern

kann (Ribeiro et al., 2011). Eine Anbindung der Seitengewässer an artenreiche Hauptgewässer kann zu raschen Erfolgen führen, wie zu einer Erhöhung der Artenzahlen der aquatischen Fauna innerhalb kurzer Zeit. So wurde etwa die Anzahl der Fischarten des Liechtensteiner Binnenkanals durch die Vernetzung mit dem Hauptgewässer Alpenrhein im Zuge einer Revitalisierung von sechs Arten auf 16 erhöht (Bohl et al., 2004). Auch die Auenstandorte sollten durch Revitalisierungen miteinander vernetzt werden. Dabei ist auf den Raumbedarf vieler Auenarten zu achten.

Die Vernetzung von Fliessgewässern ist von massgeblicher Bedeutung, nicht nur für die Erhaltung und Wiederherstellung der typischen Artenvielfalt der Flusslandschaften, sondern auch für den Ablauf der natürlichen ökologischen Prozesse sowie für den Geschiebehaushalt. Die Wiederherstellung der Vernetzung der Fliessgewässer wird in den nächsten Jahren und Jahrzehnten im Fokus des Revitalisierungsgeschehens in der Schweiz stehen.

Danksagung

Grosser Dank geht an die vielen Helfer, welche bei den zahlreichen elektrischen Abfischungen mitgewirkt haben. Hiermit bedanken wir uns bei Michael Schödl, Barbara Kruppenacher, Nino Maag und Anna Rist für Hilfe bei der Feldarbeit für den Kiesbankgrashüpfer und die Tamariske. Christopher T. Robinson, Irene Keller und Anja Westram haben viel zur Planung, Durchführung und Auswertung der Arbeit zum Bachflohkrebs und zur Eintagsfliege beigetragen. Wir danken Christina Baumgartner für ihren Beitrag zur lateralen Vernetzung an der Bünz. Saran Cheenacharoen, Tabea Lanz, Nino Maag, Lara Pfister und Yuppayao Kophimai haben Proben präpariert und einen Teil der DNA-Extraktionen durchgeführt. Die Proben der Tamariske, des Kiesbankgrashüpfers, des Bachflohkrebses und der Eintagsfliege wurden teilweise am Genetic Diversity Center (GDC) der ETH Zürich analysiert; wir danken Aria Minder und Tania Torossi für ihre freundliche Unterstützung. Herzlichen Dank an Sonia Angelone für Mithilfe bei den Abbildungen. Wir danken der EAWAG für einen Action Field Grant zur Finanzierung der genetischen Analysen von Eintagsfliege und Bachflohkrebs. Die in diesem Artikel vorgestellten Untersuchungen wurden im Rahmen einer Forschungszusammenarbeit mit dem BAfu als Teil des Projektes «Integrales Flussgebietsmanagement» (07.0071.PJ / G473-0382) durchgeführt.

Literatur

- Alp M., Keller I., Westram AM., Robinson CT., (eingereicht) How river structure and biological traits influence gene flow: a population genetic study on two stream invertebrates with differing dispersal ability.
- Ammann T., (2006) Der Einfluss von Barrieren auf die Verteilung von Fischen in kleinen Bächen: Fallstudien im Suhretal, EAWAG.
- Angelone S., Flory C., Cigler H., et al. (2010) Erfolgreiche Habitatvernetzung für Laubfrösche. Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich 155, 43–50.
- Angelone S., Holderegger R., (2009) Population genetics suggests effectiveness of habitat connectivity measures for the European tree frog in Switzerland. *Journal of Applied Ecology* 46, 879–887.
- Banarescu P., (1990) Zoogeography of Fresh Waters. AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden.
- Baras E., (1992) Etude des stratégies d'occupation du temps et de l'espace chez le barbeau fluviatile, *Barbus barbus* (L.). *Cahiers d'Ethologie Appliquée* 12, 125–442.
- Baumgartner C., (2008) Relationship between morphology and terrestrial and aquatic invertebrate assemblages: A case study at the Buenz (CH). Master thesis, ETH Zürich.
- Baxter CV., Fausch KD., Saunders CW., (2005) Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology* 50, 201–220.
- Berner P., (2006) Vernetzung von Fließgewässern. *Umwelt Aargau Sondernummer* 22, 41–47.
- Bohl E., Kindle T., Peter A., (2004) Fischfaunistische Untersuchungen zur Umgestaltung der Mündung des Liechtensteiner Binnenkanals in den Alpenrhein Amt für Umweltschutz des Fürstentums Liechtenstein.
- Breeser SW., Stearns FD., Smith MW., West RL., Reynolds JB., (1988) Observations of movements and habitat preferences of burbot in an Alaskan glacial river system. *Transactions of the American Fisheries Society* 117, 506–509.
- Bright EG., Batzer DP., Garnett JA., (2010) Variation in invertebrate and fish communities across floodplain ecotones of the Altamaha and Savannah rivers. *Wetlands* 30, 1117–1128.
- Caviezel R., Peter A., (2006) Die Seeforellen laichen wieder im Vorderrhein. *EAWAG Jahresbericht* 2006, 35.
- Cote D., Kehler DG., Bourne C., Wiersma YF., (2009) A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. *Landscape Ecology* 24, 101–113.
- Deutscher Rat für Landespflege (2008) Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des deutschen Rates für Landespflege 81.
- Downhower JF., Lejeune P., Gaudin P., Brown L., (1990) Movements of the chabot (*Cottus gobio*) in a small stream. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 37, 119–126.
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.) (1996) Fischaufstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 232.
- Fahrni A., (2011) Priorisierung von Fließgewässers-Revitalisierungen. Diplomarbeit, ETHZ.
- Falush D., Stephens M., Pritchard J., (2003) Inference of population structure using multilocus genotype data: linked loci and correlated allele frequencies. *Genetics* 164, 1567–1587.
- Fischer S., (1999) Verteilung und Wanderverhalten der Mühlkoppe (*Cottus gobio* L.) in einem astatischen Bachabschnitt. *Jahresberichte der Biologischen Station Lunz* 16, 75–81.
- Goldstein DB., Pollock DD., (1997) Launching microsatellites: A review of mutation processes and methods of phylogenetic inference. *Journal of Heredity* 88, 335–342.
- Hanski I., (1998) Metapopulation dynamics. *Nature* 396, 41–49.
- Hanski I., Gaggiotti O., (2004) *Ecology, genetics, and evolution of metapopulations* Elsevier, London.
- Hanski I., Zhang DY., (1993) Migration, metapopulation dynamics and fugitive coexistence. *Journal of Theoretical Biology* 163, 491–504.
- Hartl DL., Clark AG., (1997) *Principles of population genetics* Sinauer, Sunderland.
- Honnay O., Jacquemyn H., Van Looy K., Vandepitte K., Breyne P., (2009) Temporal and spatial genetic variation in a metapopulation of the annual *Erysimum cheiranthoides* on stony river banks. *Journal of Ecology* 97, 131–141.
- Illies J., (1961) Versuch einer allgemeinen biotischen Gliederung der Fließgewässer. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 46, 205–213.
- Ingrisch S., Köhler G., (1998) Die Heuschrecken Mitteleuropas. Westarp Wissenschaften.
- Iwata T., Nakano S., Murakami M., (2003) Stream meanders increase insectivorous bird abundance in riparian deciduous forests. *Ecography* 26, 325–337.
- Jacquemyn H., Honnay O., Van Looy K., Breyne P., (2006) Spatiotemporal structure of genetic variation of a spreading plant metapopulation on dynamic riverbanks along the Meuse River. *Heredity* 96, 471–478.
- Junker J., (2010) Analysis of the situation of bullhead (*Cottus gobio*) population in the Sense River and tributaries Master the University of Berne.
- Junker J., Peter A., Wagner CE., et al. (eingereicht) River fragmentation increases localized population genetic structure and enhances asymmetry of dispersal in bullhead (*Cottus gobio*).
- Kappes H., Haase P., (2011) Slow, but steady: dispersal of freshwater molluscs. *Aquatic Science*, online first.
- Karpati T., Bollmann K., Keller L., (in Vorbereitung) Impact of river engineering on the gene flow of the critically endangered Gravel Grasshopper (*Chorthippus pullus*) in a semi-natural riparian ecosystem.
- Keller D., Brodbeck S., Flöss I., Vonwil G., Holderegger R., (2010) Ecological and genetic measurements of dispersal in a threatened dragonfly. *Biological Conservation* 143, 2658–2663.
- Kondolf G., Boulton A., O'Daniel S., et al. (2006) Process-based ecological river restoration: visualizing three-dimensional connectivity and dynamic vectors to recover lost linkages. *Ecology and Society* 11.
- Lippuner M., Mermod M., Zumbach S., (2010) *Praxismerkblatt Artenschutz. Springfrosch (Rana dalmatina)* (ed. Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz), pp. 1–21, Neuenburg.
- Lucas MC., Frear PA., (1997) Effects of a flow gauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid. *Journal of Fish Biology* 50, 382–396.
- Malmqvist B., (2002) Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47, 679–694.
- Meier C., (2003) Der Fadenmolch. In: <http://>

- www.karch.ch/karch/d/amp/th/thfs2.html (ed. Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz), p. 1, Bern.
- Mermod M., Zumbach S., Aebischer A., et al. (2010a) Praxismerkblatt Artenschutz. Kreuzkröte (*Bufo calamita*) (ed. Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz), pp. 1–24, Neuenburg.
- Mermod M., Zumbach S., Borgula A., et al. (2011) Praxismerkblatt Artenschutz. Gelbbau- chunke (*Bombina variegata*) (ed. Koordinations- stelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz), pp. 1–27, Neuenburg.
- Mermod M., Zumbach S., Borgula A., et al. (2010b) Praxismerkblatt Artenschutz. Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) (ed. Koordina- tionsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz), pp. 1–25, Neuenburg.
- Mermod M., Zumbach S., Pellet J., Schmidt B., (2010c) Praxismerkblatt Artenschutz. Kamm- molch (*Triturus cristatus* & *Triturus carnifex*). Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*) (ed. Koordina- tionsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz), pp. 1–24, Neuenburg.
- Moor M., (1958) Pflanzengesellschaften schwei- zerischer Flussauen. Mitteilungen / Eidgenös- sische Anstalt für das Forstliche Versuchswe- sen 34, 221–360.
- Müller P., (1955) Verbreitungsbiologie der Blü- tenpflanzen. In: Veröffentlichungen des geo- botanischen Institutes Rübel in Zürich. Verlag Hans Huber, Bern.
- Northcote TG., (1998) Migratory behaviour of fish and its significance to movement through riverine fish passage facilities. In: Fish migration and fish bypasses (eds. Jungwirth M., Schmutz S., Weiss S.), pp. 3–18. Fishing News Books, Oxford.
- Ovidio M., Parkinson D., Philippart J.-C., Baras E., (2007) Multiyear homing and fidelity to residence areas by individual barbel (*Barbus barbus*). Bel- gian Journal of Zoology 137, 183–190.
- Pollux BJA., Luteijn A., Van Groenendael JM., Ouborg NJ., (2009) Gene flow and genetic struc- ture of the aquatic macrophyte *Sparganium emersum* in a linear unidirectional river. Fresh- water Biology 54, 64–76.
- Poole GC., (2010) Stream hydrogeomorpho- logy as a physical science basis for advances in stream ecology. Journal of the North American Benthological Society 29, 12–25.
- Pritchard J., Stephens M., Donnelly P., (2000) In- ference of population structure using multilocus genotype data. Genetics 155, 945–959.
- Pulliam HR., (1988) Sources, sinks, and po- pulation regulation. American Naturalist 132, 652–661.
- Pulliam HR., Danielson BJ., (1991) Sources, sinks, and habitat selection: a landscape per- spective on population dynamics. American Naturalist 137, 50–66.
- Ribeiro ML., Blanckaert K., Boillat J.-L., Schleiss AJ., (2011) Lokale Aufweitung von Seitenein- mündungen im Rahmen von Flussrevitalisie- rungsprojekten. BAFU Merkblätter 5.
- Stahlberg-Meinhardt S., (1994) Verteilung, Habi- tatansprüche und Bewegungen von Mühlkoppe (*Cottus gobio* Linnaeus, 1758) und Bachforelle (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) in zwei un- terschiedlich anthropogen beeinflussten Fliess- gewässern im Vorharz, Technische Universität Carolo-Wilhelmina.
- Steinmann P., Koch W., Scheuring L., (1937) Die Wanderungen unserer Süßwasserfische. Dar- gestellt aufgrund von Markierungsversuchen. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissen- schaften 35, 369–467.
- Tero N., Aspi J., Siikamaki P., Jakalaniemi A., Tuomi J., (2003) Genetic structure and gene flow in a metapopulation of an endangered plant species, *Silene tatarica*. Molecular Ecology 12, 2073–2085.
- Till-Bottraud I., Poncet BN., Rioux D., Girel J., (2010) Spatial structure and clonal distribution of genotypes in the rare *Typha minima* Hoppe (Typhaceae) along a river system. Botanica Hel- vetica 120, 53–62.
- Vos CC., Ter Braak C.J.F., Nieuwenhuizen W., (2000) Incidence function modelling and con- servation of the tree frog *Hyla arborea* in the Ne- therlands. Ecological Bulletins 48, 165–180.
- Weber JL., Wong C., (1993) Mutation of human short tandem repeats. Human Molecular Gene- tics 2, 1123–1128.
- Weibel D., Peter A., (eingereicht) Effective- ness of different types of block ramps for fish upstream movement.
- Weibel D., Schleiss A., Peter A., (in Vorbereitung) Merkblatt Blockrampen. BAFU Merkblätter.
- Werth S., Scheidegger C., (2011) Isolation and characterization of 22 nuclear and 5 chloroplast microsatellite loci in the threatened riparian plant *Myricaria germanica* (Tamaricaceae, Ca- ryophyllales). Conservation Genetics Resour- ces 3, 445–448.
- Werth S., Schödl M., Karpati T., Scheidegger C., (in Vorbereitung) Dams lead to population fragmentation in the threatened riparian shrub *Myricaria germanica*.
- Woolsey S., Weber C., Gonser T., et al. (2005) Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliess- gewässerrevitalisierungen. Publikation des Rhone-Thur-Projektes Eawag, WSL, LCH- EPFL, VAW-ETHZ.
- Zitek A., Haidvogel G., Jungwirth M.P.P., Schmutz S., (2007) Ein ökologisch-strategischer Leitfa- den zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fliessgewässern für die Fischfauna in Ös- terreich. AP5 des MIRR-Projektes, Endbericht. Studie im Auftrag von Lebensministerium und Land Niederösterreich, 138.
- vertikale Vernetzung, Populationsgenetik, ge- netische Differenzierung, Bachflohkrebs (*Gam- marus fossarum*), Eintagsfliege (*Baetis rhodani*), Groppe (*Cottus gobio*), Kiesbankgrashüpfer (*Chorthippus pullus*), Tamariske (*Myricaria ger- manica*), Sense, Isar, Flussrevitalisierungen.

Anschrift der Verfasser

Silke Werth^{1,5}, Denise Weibel²,
Maria Alp^{3,4}, Julian Junker², Theresa Karpati¹,
Armin Peter², Christoph Scheidegger¹

¹ FE Biodiversität und Naturschutzbiologie, WSL, CH-8903 Birmensdorf, Schweiz

² Dept. Fischökologie und Evolution, Eawag, CH-6047 Kastanienbaum, Schweiz

³ Dept. Aquatische Ökologie, Eawag CH-8600 Dübendorf, Schweiz

⁴ Institut für Integrative Biologie, ETH Zürich, CH-8092 Zürich, Schweiz

⁵ E-mail der korrespondierenden Autorin: silke.werth@wsl.ch

Schlüsselwörter

Laterale Vernetzung, longitudinale Vernetzung,

Elargissement local de l'affluent dans une zone de confluence

Comportement morphologique et potentiel écologique

Marcelo Leite Ribeiro, Koen Blanckaert, Jean-Louis Boillat, Anton Schleiss

Résumé

Les aménagements des cours d'eau ont été responsables d'un considérable affaiblissement de la valeur écologique de systèmes fluviaux dans les régions alpines d'Europe. Dans ce contexte, la morphodynamique des confluences alpines aménagées est étudiée expérimentalement, avec une attention particulière sur le potentiel d'un élargissement local de l'affluent en cas de renaturation des confluences. Les résultats montrent qu'un élargissement local de l'affluent augmente la

variabilité sédimentaire du substrat ainsi que la diversité de la profondeur et des vitesses d'écoulement. Cette réponse est favorable au développement des habitats et au rétablissement de la connectivité latérale et longitudinale des réseaux fluviaux. L'élargissement offre un grand potentiel d'amélioration du statut écologique, aussi bien localement qu'à l'échelle du bassin versant. De surcroît, ce gain lié à l'élargissement n'est pas assorti d'effets contraires concernant la protection contre les crues.

Abstract

Local widening of a tributary in the confluence zone – morphodynamic behavior and ecological potential. In alpine regions of Europe, river training works were responsible for a considerable impoverishment of river ecosystems. The morphodynamics of regulated confluences have been experimentally investigated with special attention to the potential of local tributary widening in the framework of confluence rehabilitation projects. Results

show that local widening of the tributary in the confluence zone increases the heterogeneity in sediment substrate, flow depth and flow velocity. This is favorable for in-stream habitat and for the connectivity between the main river and the tributary. Therefore, it has a high potential to improve ecological status both locally and on the stream catchment scale. In addition, local tributary widening is not associated to adverse impacts on flood safety.

Zusammenfassung

Aufweitung von Seitengewässern im Einmündungsbereich – morphodynamisches Verhalten und ökologisches Potenzial. Die Fliessgewässerkorrekturen im europäischen Alpenraum haben vielerorts zu einer Verarmung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässernetze geführt. Besonders kritisch sind dabei die Einmündungen von Seitengewässern. Im Rahmen einer experimentellen Forschungsarbeit wurde deshalb die Morphodynamik von kanalisierten Einmündungen im Hinblick auf ihr Renaturierungspotenzial untersucht. Dabei hat sich gezeigt dass eine lokale Aufweitung des Seitengewässers im Einmündungsbereich die Gewässermorphologie hinsichtlich Vielfalt von Sohlensubstrat, Wassertiefen und

Fliessgeschwindigkeiten stark verbessert. Dadurch ergeben sich günstige Bedingungen für neue aquatische Lebensräume. Zudem wird die durch die Gewässerkorrekturen verloren gegangene Durchgängigkeit der Einmündungen wieder hergestellt. Die lokale Aufweitung von Seitengewässern im Einmündungsbereich hat deshalb eine weiträumige positive Auswirkung auf den ökologischen Zustand des Gewässernetzes. Die Untersuchungen haben zudem gezeigt dass die Aufweitung von Seitengewässern im Mündungsbereich die Hochwassersicherheit bezüglich Geschiebetransport und Abflusskapazität keineswegs nachteilig beeinflusst.

1. Introduction

Les aménagements des cours d'eau dans les régions alpines d'Europe ont généralement transformé les larges rivières en tresses ou en bancs alternés en systèmes linéaires. Ceux-ci se caractérisent par un manque de diversité structurale, à savoir de bancs de graviers, d'îles, d'alternance de rapides et de zones calmes, comme c'est le cas du Rhône supérieur, en Suisse (Figure 1). Ces interventions ont considérablement

appauvri la valeur écologique de ces systèmes.

A partir de la fin du 20^{ème} siècle, «la renaturation des cours d'eau» est devenue un concept de référence pour les professionnels de l'environnement et les autorités responsables de la gestion des cours d'eau. Le but prioritaire de la renaturation est de restituer l'espace vital nécessaire au cours d'eau, fortement dégradé par les interventions humaines. Ce concept associe une utilisation

durable des cours d'eaux avec le bien-être des communautés riveraines. La reconstruction de l'espace vital se fait très souvent par un élargissement de tronçons de cours d'eau, pour permettre le rétablissement de la dynamique morpho-sédimentaire. De surcroît, les protections contre les crues doivent être adaptées aux risques hydrologiques liés à l'urbanisation croissante.

Les confluences sont les nœuds des réseaux fluviaux. Il s'agit de points

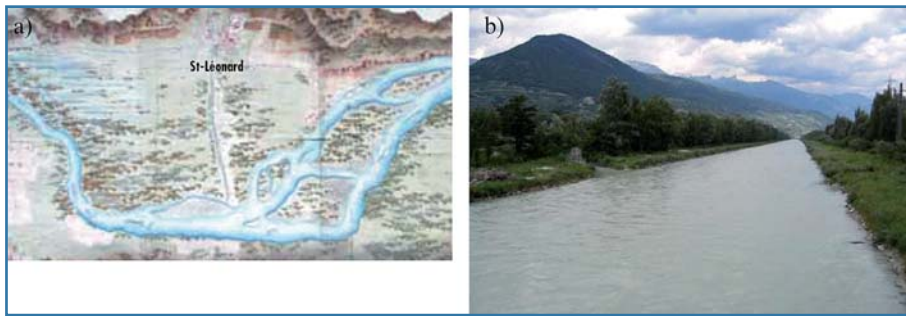


Figure 1a. Carte Napoléonienne du Rhône dans la région de St-Léonard en 1802 (SRCE-VS, 2008) et b) vue actuelle d'un tronçon canalisé du Rhône supérieur.

extrêmement importants du point de vue hydraulique mais aussi écologique. Hydrauliquement, la jonction entre deux ou plusieurs affluents crée des zones d'écoulement tridimensionnel très complexe. Cette complexité hydrodynamique, associée aux différents régimes de transport solide génère des zones de dépôt et d'érosion qui peuvent avoir des conséquences importantes lors de crues (Best, 1988; Boyer, et al., 2006; Rhoads, et al., 2009).

D'un point de vue environnemental, les confluences exercent des fonctions importantes pour la connectivité latérale et longitudinale ainsi que pour l'apport d'éléments organiques nécessaires à la survie des écosystèmes fluviaux. Les divers paramètres caractéristiques des confluences, tels que les débits, les régimes de transport solide, les apports organiques et la morphologie confèrent à ces zones une hétérogénéité environnementale qui ne se retrouve nulle part dans d'autres tronçons de rivières (McBride, et al., 2008; Rice, et al., 2008; Mac Nally, et al., 2011). Ceci permet d'affirmer que les projets de renaturation des cours d'eaux n'atteignent pas les objectifs souhaités si la connectivité latérale et longitudinale du réseau n'est pas assurée (Palmer, 2009, Lake et al., 2007). Cette connectivité est essentielle pour relier les populations des bassins versants, pour la conservation de la diversité génétique et taxonomique et pour connecter les habitats aux différents stades de vie des organismes aquatiques (Lake et al., 2007). Pour cela, les projets de renaturation des confluences sont d'une extrême importance.

Les confluences rencontrées dans les régions alpines sont généralement caractérisées par des petits cours d'eaux à forte pente dont le lit est formé de graviers et qui se connectent asymétriquement à la rivière principale sous de grands angles. Pendant les crues, les petits affluents transportent d'importantes quantités de sédiments. Ces zones ont été

particulièrement affectées par les travaux de correction réalisés dès le 18^{ème} siècle et présentent actuellement un défi important, non seulement pour la protection contre les crues, mais aussi pour la renaturation. Les connaissances actuelles sur le comportement morphologique des confluences concernent principalement les régions de plaine (Roy and Bergeron, 1990; Biron, et al., 1993; Rhoads and Kenworthy, 1995; Leclair and Roy, 1997; Rhoads and Kenworthy, 1998) et ne sont pas applicables au type de confluences rencontré dans les vallées alpines (Leite Ribeiro, et al., 2009; Leite Ribeiro, 2011; Leite Ribeiro, et al., 2011).

Dans le présent projet, la morphodynamique de confluences similaires à celles trouvées dans le bassin du Rhône supérieur est étudiée expérimentalement. Une attention particulière est portée au potentiel écologique d'un élargissement local de l'affluent dans une perspective de renaturation des confluences.

2. Etat écologique des confluences, à l'exemple du Rhône supérieur

Une analyse de la valeur écologique actuelle des confluences de la plaine du Rhône en amont du Léman ainsi que de leur potentiel écologique a été réalisée par Bourgeois (2006). La méthodologie développée

repose sur 4 domaines: l'écomorphologie, le régime d'écoulement, la qualité de l'eau et la connectivité. Elle est appliquée aux principales confluences du Rhône à l'aval de Brigue:

- Ecomorphologie: Ce domaine décrit le degré d'artificialisation du tracé, du lit et des berges des cours d'eau, principalement dû à l'urbanisation et à l'intensification de l'agriculture à proximité ainsi qu'à la nécessité de protéger ces zones contre les crues.
- Ecoulement: Ce domaine considère le régime hydrologique de chaque cours d'eau. La modulation des débits ainsi que le transport solide peuvent être perturbés par des aménagements hydroélectriques existants. L'exploitation de gravières est aussi un facteur important pour le changement de régime du transport solide.
- Qualité de l'eau: Ce domaine examine les altérations de la qualité de l'eau dues aux rejets d'eaux usées (ménagères ou industrielles) et aux apports diffus de l'agriculture et du ruissellement. Ces rejets peuvent être préjudiciables à la faune et la flore.
- Connectivité: La connectivité latérale est le dernier domaine analysé. Elle est importante notamment pour la migration des poissons et des invertébrés. Plusieurs affluents sont actuellement aménagés avec des seuils pour fixer leur profil en long, ce qui représente la plus grande cause du manque de connectivité latérale.

La représentation graphique des résultats d'analyse selon ces quatre axes est présentée à la Figure 2. Il en ressort que l'état écologique actuel des affluents du Rhône supérieur est globalement faible et qu'aucune confluence ne présente un état écologique qui lui permette d'assurer entièrement ses diverses fonctions.

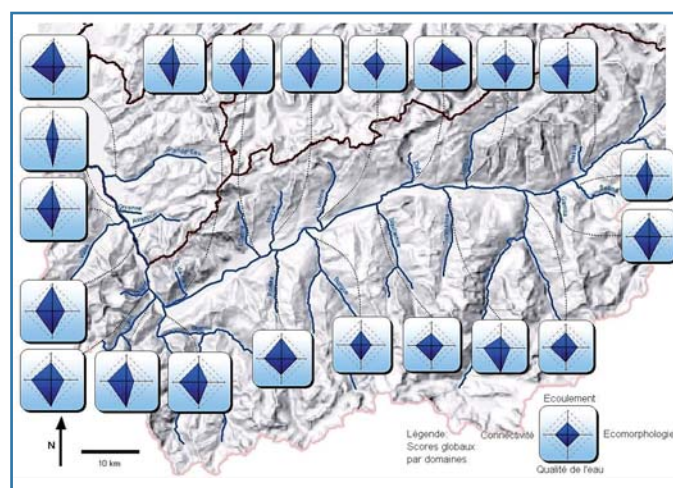


Figure 2. Représentation géographique de l'état actuel et du potentiel écologique des affluents du Rhône supérieur en plaine selon Bourgeois (2006).

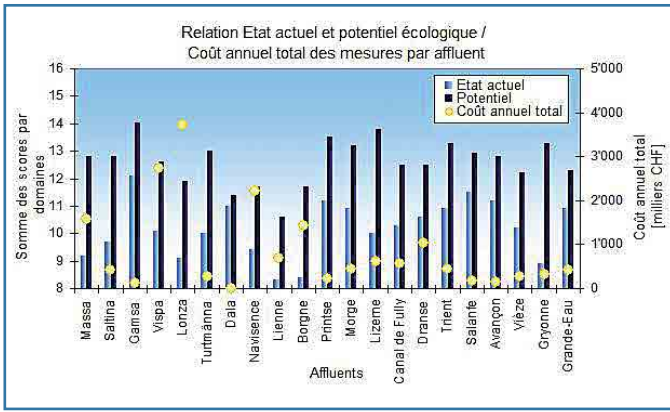


Figure 3. Etat écologique actuel et potentiel et coût total annuel par confluence selon Bourgeois (2006).

Les déficits actuels, avant tout écomorphologiques et hydrologiques, sont bien mis en évidence. Pour restaurer la valeur écologique de la plaine du Rhône supérieur, des mesures telles que la renaturation des cours d'eau, le maintien des débits d'étiage ou la suppression de seuils sont dès lors importantes. Comme illustré dans la Figure 3, ces mesures présentent des coûts raisonnables et sont actuellement considérées dans les multiples projets d'aménagement de cours d'eau dans le cadre de la 3ème Correction du Rhône supérieur (SRCE-VS, 2008).

3. Etude expérimentale du comportement morphodynamique des confluences

3.1 Description de l'étude

Le comportement morphodynamique des confluences a été systématiquement étudié en laboratoire pour quantifier l'influence d'un élargissement local de

l'affluent à l'embouchure. L'installation expérimentale et les configurations testées sont inspirées de la situation sur le Rhône supérieur. Elles ne représentent toutefois pas une confluence existante, mais plutôt une confluence schématisée (Leite Ribeiro, 2011). L'installation est constituée d'un canal principal de 8.5 m de longueur et 0.50 m largeur. L'affluent, d'une longueur de 4.9 m et d'une largeur de 0.15 m, se connecte au canal principal sous un angle de 90° (Figure 4). Les rapports de largeur entre l'affluent et le canal principal (B_t/B_m) et entre l'amont et l'aval du canal principal (B_m/B_{p-c}) se trouvent dans la plage de valeurs observées pour les confluences du Rhône supérieur (Leite Ribeiro, 2011).

Trois combinaisons de débits ont été considérées. Le débit en aval de la confluence est toujours de 20 l/s. L'unique changement concerne le ratio entre les débits de l'affluent (Q_t) et du canal principal (Q_m), soit $Q_r = Q_t/Q_m = 0.11$ (faible ratio de débit), 0.15 (ratio de débit intermédiaire)

et 0.23 (ratio de débit élevé). Ces débits représentent des crues morphogènes, c'est-à-dire de période de retour proche de 2 ans. Chaque combinaison de débits a été testée dans quatre différentes configurations de confluence: une configuration de référence (sans élargissement) et trois élargissements, appelés : Petit ($B_t = 0.30$ m; $L_w = 0.45$ m), Moyen ($B_t = 0.45$ m; $L_w = 0.45$ m) et Grand ($B_t = 0.45$ m; $L_w = 0.60$ m).

Chaque essai a été réalisé en conditions stationnaires de débit dans l'affluent et le canal principal et un débit solide constant $Q_{st} = 0.30$ kg/min constitué de sédiments à granulométrie étendue ($d_{50} = 0.82$ mm et coefficient de gradation $\sigma = 4.15$) dans l'affluent. La courbe granulométrique adimensionnelle de ce mélange est similaire à celles rencontrées dans le Rhône. Concrètement, il n'y a pas de transport de sédiments dans le canal principal en amont de la confluence. Cette simplification vise à reproduire le cas d'une crue de l'affluent où ce dernier transporte relativement plus de sédiments que le canal principal.

Tous les essais ont démarré avec un fond plat et ont été poursuivis jusqu'à ce que les conditions d'équilibre soient atteintes, c'est-à-dire, lorsqu'il n'y plus d'évolution morphologique entre deux pas de temps. Les essais ont duré entre 22 et 24 heures. La présente analyse considère exclusivement la condition d'équilibre de chaque essai.

3.2 Résultats expérimentaux

3.2.1 Configuration de référence

Les mesures et observations effectuées dans la configuration de référence, relatives au champ de vitesses en trois dimensions, à la turbulence de l'écoulement, à la granulométrie des matériaux déposés, à la morphologie et au transport sédimentaire, ont révélé que les processus hydro-morpho-sédimentaires des confluences des régions alpines sont différents de ceux décrits par des modèles existants de la morphodynamique des confluences. Pour illustrer les principaux processus morphodynamiques agissant sur une confluence de type alpin, un modèle conceptuel a été établi par Leite Ribeiro (2011).

La morphologie des confluences résultant de cette étude est caractérisée par la présence d'un important banc de graviers en aval de la confluence. La différence des profondeurs d'écoulement entre l'affluent et le canal principal

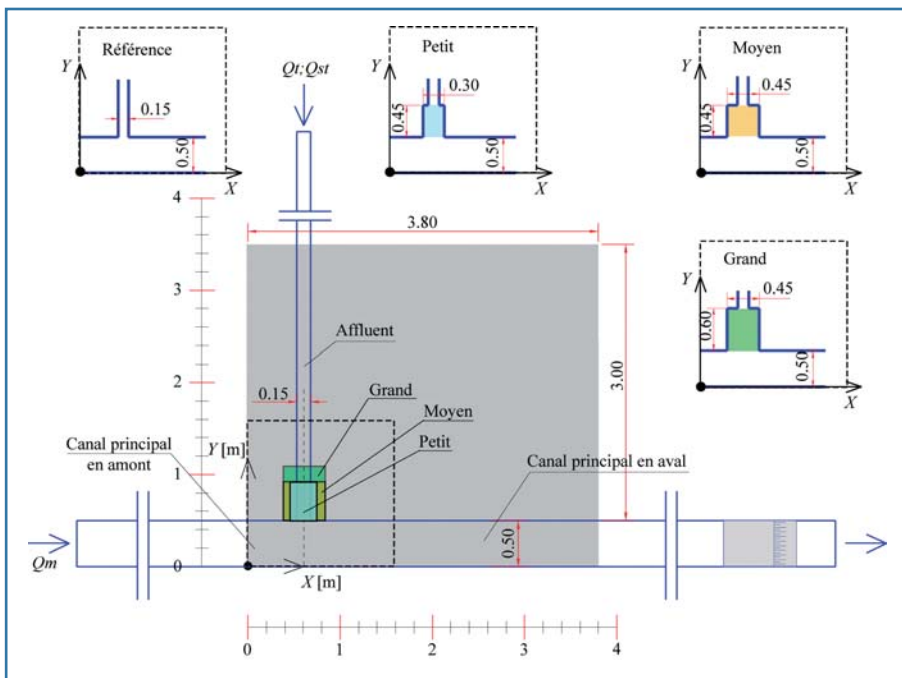


Figure 4. Installation expérimentale et configurations d'élargissement de l'affluent testées (les cotes sont en mètres).

conduit à l'existence d'une importante discordance entre les lits. De plus, aucune zone significative d'érosion n'est créée. En ce qui concerne l'hydrodynamique, la quantité de mouvement introduite par l'affluent, associée à la présence du banc, provoque une redistribution importante des masses dans la zone de confluence, induisant une déviation de l'écoulement principal vers la rive externe. L'écoulement principal proche du fond est peu modifié par l'affluent, donnant naissance à une structure d'écoulement à deux couches dans l'embouchure de l'affluent. Cet écoulement à deux couches joue un rôle important en empêchant la formation d'une zone de recirculation en aval de la confluence. Le banc de graviers constitué à l'aval de la confluence réduit la surface d'écoulement et provoque son accélération. Les sédiments transportés par l'affluent sont triés et véhiculés sur le parement du banc.

3.2.2 Configurations avec élargissement local de l'affluent à l'embouchure

La morphodynamique des zones élargies répond différemment aux combinaisons de débit et à la forme de l'élargissement. Dans l'ensemble des résultats présentés à la Figure 6 il est possible de distinguer 3 zones caractéristiques principales dans l'élargissement, les zones sèches (zsc), les zones stagnantes (zst) et les corridors d'écoulement de l'affluent (cpe).

Les zones sèches (zs) se rencontrent à l'entrée de l'élargissement et sont formées par remplissage au cours de l'essai. Selon les observations, ces zones sont alimentées par l'écoulement provenant de l'affluent et ne présentent pas d'écoulement. Les zones de stagnation sont formées par la rencontre des deux écoulements et peuvent progresser vers les zones élargies en fonction du scénario étudié. Il est intéressant de remarquer que ces zones ne sont pas alimentées par l'affluent et ne sont par conséquent pas remplies de sédiments.

Concernant les corridors principaux d'écoulement, les essais ont montré qu'un élargissement local provoque tout d'abord une expansion latérale de l'écoulement et ensuite une contraction due à la rencontre avec l'écoulement du canal principal. L'expansion vers l'amont de l'écoulement dans la zone élargie (à gauche dans la Figure 6) est principalement associée à la longueur de l'élargissement.

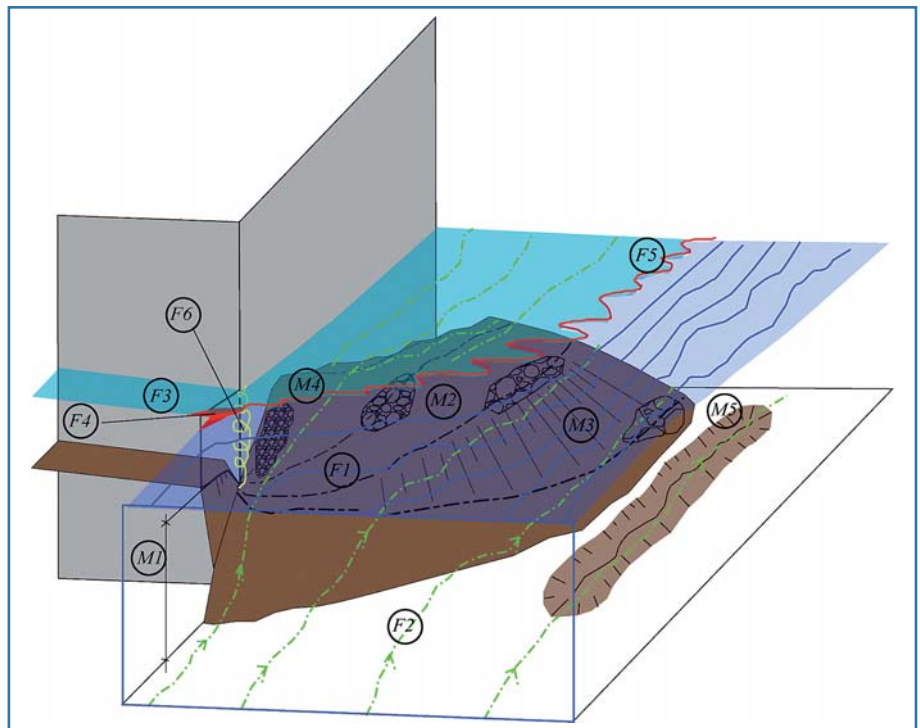


Figure 5. Modèle conceptuel des principaux processus morphodynamiques agissant sur une confluence de type alpin, entre un petit affluent dominant en terme de transport sédimentaire et un canal principal dominant en terme de débit (Leite Ribeiro, 2011). M1: Discordance de fond; M2: Banc de sédiments, M3: Corridors de transport des matériaux grossiers, M4: Corridors de transport des matériaux fins; M5: Petite zone d'érosion. F1: Écoulement de surface provenant du canal principal, F2: Écoulement proche du fond provenant du canal principal, F3: Écoulement provenant de l'affluent, F4: Zone de stagnation, F5: Zone de cisaillement et F6: Vortex spirales dans le coin aval de la confluence.

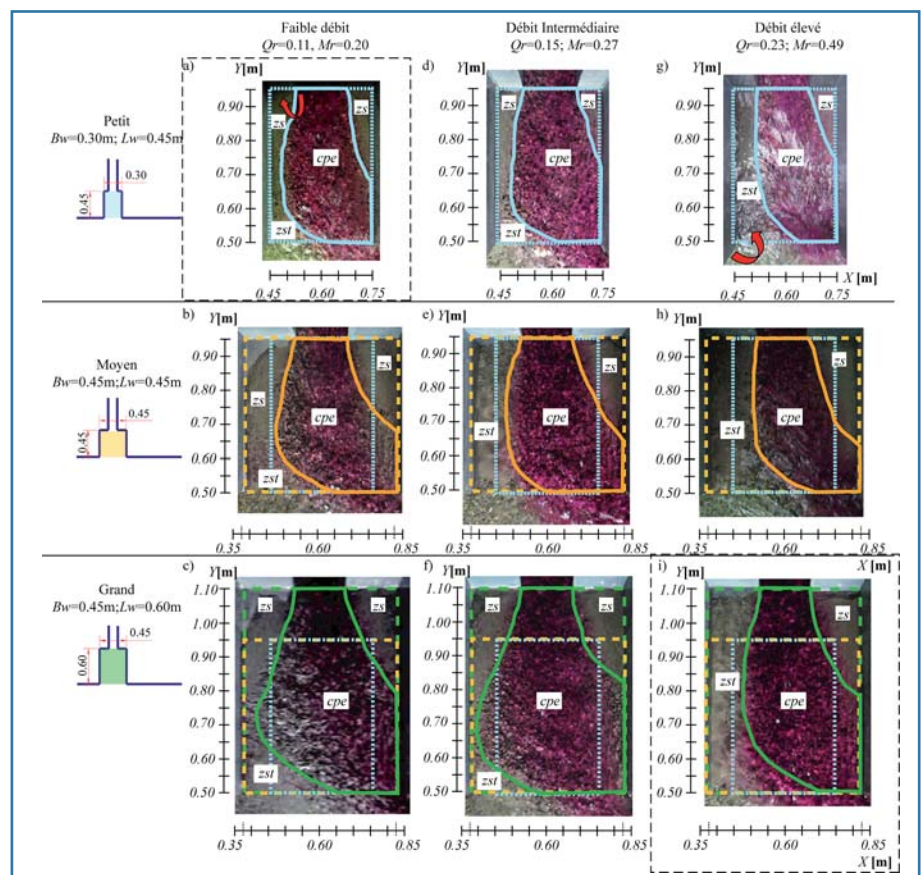


Figure 6. Vue de la zone élargie pour chacun des neuf essais. Les abréviations «zs» dénotent les zones sèches, «zst» les zones de stagnation et «cpe» les corridors d'écoulement. Les carrés trait-tillés sont illustrés par des photos dans la Figure 8.

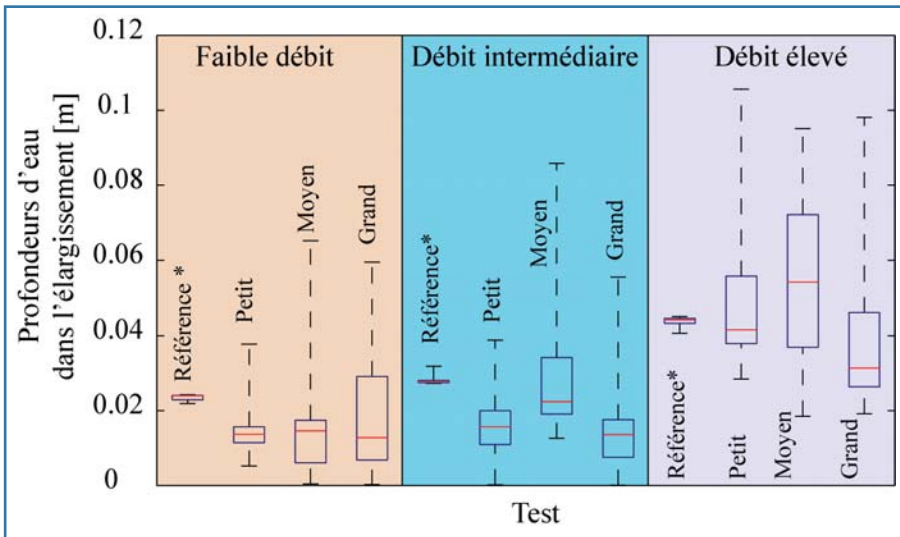


Figure 7. Représentation des profondeurs d'eau dans les zones élargies sous forme de boxplots avec la médiane (trait épais), les quartiles 0.25 et 0.75 (limites inférieur et supérieur du rectangle), et les valeurs maximales et minimales (trait-tillés). Dans les configurations de référence, les valeurs de profondeur d'eau ont été mesurées le long de l'affluent entre $Y = 0.50$ m et $Y = 1.2$ m (cf. Fig.4).

l'élargissement moyen (de même longueur), soit entre la première et la deuxième ligne de la Figure 6. Par contre, la limite extérieure du corridor se déplace vers la gauche quand le grand élargissement est comparé à l'élargissement moyen. Tous les élargissements conduisent à un rattachement de l'écoulement sur le côté aval de l'élargissement.

Le degré de liberté spatial introduit par l'élargissement, associé aux différents débits dans le cours d'eau principal et dans l'affluent conduit à la formation de zones morphologiques tridimensionnelles, d'une grande variabilité spatiale. La Figure 7 montre les variations de profondeur d'eau mesurées dans les zones élargies en comparaison de celles mesurées

dans l'affluent pour la configuration de référence. La formation d'une morphologie tridimensionnelle conduit à une plus grande variété de profondeurs d'eau en comparaison de la configuration de référence, ce qui est favorable à la création de biotopes.

L'élargissement local de l'affluent conduit également à une variabilité importante du substrat du lit comme illustré à la Figure 8. Les zones sèches (zs) sont constituées de sédiments extrêmement fins (bancs de sable) alors que les corridors principaux d'écoulement sont caractérisés par une granulométrie plus grossière. Les observations faites pendant les essais ont mis en évidence que les corridors de transport de sédiments dans

les zones élargies sont directement liés aux corridors principaux d'écoulement. Dans les scénarios à grand rapport de débit, les corridors de transport sont contractés et davantage guidés vers l'aval en comparaison des essais à petit rapport de débit (Figure 8).

L'analyse des profils en long sur l'axe de l'affluent (Figure 9) montre que les changements morphologiques dus à l'expansion locale de l'affluent ne sont pas ressentis par les niveaux d'eau ni par la morphologie de l'affluent à l'amont de l'élargissement. Ce résultat très important indique qu'une intervention locale dans la zone de la confluence ne produit pas d'effets adverses pour la protection contre les crues. Ceci est principalement dû au caractère local de l'élargissement où la capacité de transport initialement réduite est rapidement rééquilibrée par une légère aggradation et aussi par la déviation du corridor d'écoulement par le flux provenant du canal principal.

4. Potentiel écologique de l'élargissement d'un affluent à l'embouchure

L'élargissement vise à augmenter la morphodynamique d'un tronçon canalisé. Ceci est favorable au développement des habitats des invertébrés aquatiques, des poissons et de la végétation ainsi qu'à la création de hotspots pour la biodiversité (Benda et al., 2004, Rice et al., 2008). Les zones d'eau calmes (stagnation et/ou recirculation) présentes dans les élargissements peuvent également jouer un rôle important en tant que refuges pour les poissons en situation de crue du canal principal ou en cas de marnage. De plus, un

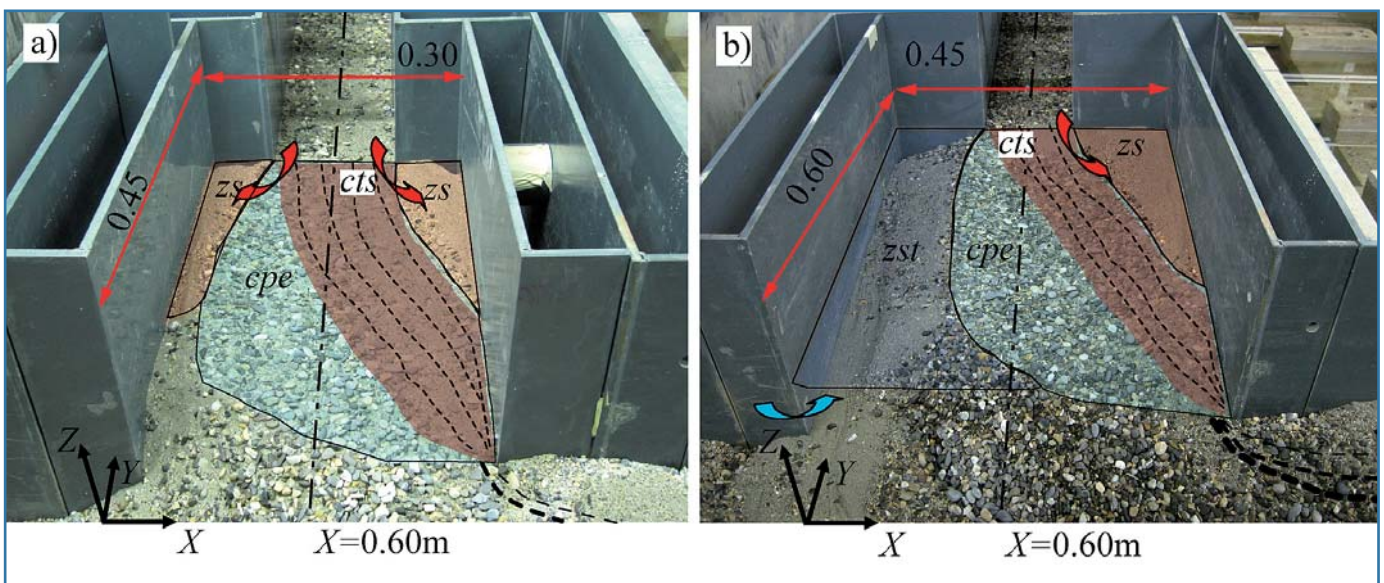


Figure 8. Vue des zones élargies dans les essais Faible - Petit (a) et Elevé - Grand (b). Les abréviations «zs» dénotent les zones sèches, «zst» les zones de stagnation, «cpe» les corridors d'écoulement et «cts» les corridors de transport de sédiments.

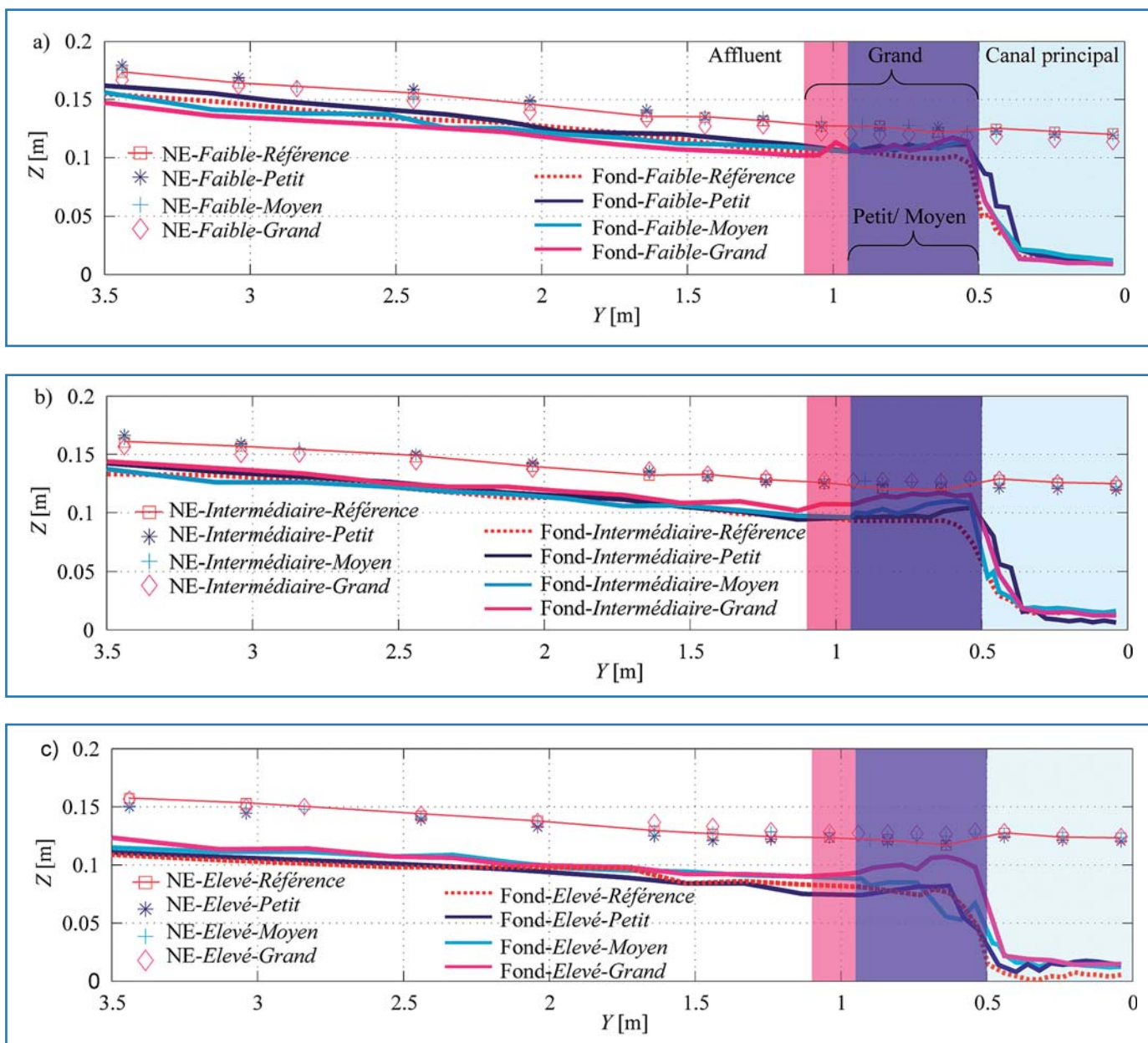


Figure 9. Profil en long dans l'axe de l'affluent ($X = 0.60$ m). a) Essais à «faible ratio de débits», b) essais à «ratio de débits intermédiaire» etc) essais à «ratio de débits élevé».

élargissement local de l'affluent peut créer une zone riveraine favorable à la diversité des plantes et des espèces animales comme les oiseaux, mammifères, insectes et amphibiens (Bohl, et al., 2003; Singer and Dunne, 2006; Schweizer, et al., 2007a; Weber, et al., 2009).

Dans une zone de confluence, un élargissement favorise le rétablissement de la connectivité latérale des réseaux fluviaux, dégradés par les aménagements de cours d'eau passés. Même si la morphodynamique des zones élargies répond différemment aux combinaisons de débit et à la forme de l'aménagement, un élargissement local de l'affluent améliore toujours l'hétérogénéité morphodynamique de la zone de confluence (Figure 6, Figure 8 et Figure 7), sans toutefois provoquer d'effet négatif sur

la protection contre les crues (Figure 9). Ainsi, un élargissement local de l'affluent peut être considéré comme une solution efficace pour augmenter le potentiel écologique des systèmes fluviaux, sans réduire leur capacité de transport ni la sécurité en cas de crue.

Il est important de remarquer que les essais réalisés dans le cadre de ce projet sont caractérisés par des débits stationnaires, représentatifs de conditions morphogènes et que les résultats présentés ici correspondent à des conditions d'équilibre. Cependant, dans les réseaux fluviaux, les constantes variations de débits et par conséquent de niveaux d'eau et de vitesses sont des éléments fondamentaux pour l'écosystème fluvial (Schweizer, et al., 2007b). D'après l'équation synthétique proposée par Wasson, et al. (1998):

Hétérogénéité + Variabilité + Connectivité = Biodiversité

Pour cette raison, la liberté supplémentaire introduite par les zones élargies est d'une grande importance pour l'augmentation de la biodiversité dans les zones de confluences.

Un exemple de cette dynamique d'une zone élargie est montré dans la Figure 10, qui représente la situation d'écoulement de la Borgne avec lit élargi dans la zone de la confluence, lors d'une crue morphogène et pour un débit moyen annuel, étudiée qualitativement en modèle physique par Bidaud (2010). Ce cours d'eau présente actuellement un seuil fixe de 1.2 m à son embouchure, qui est responsable d'une altération significative de la connectivité latérale (Bourgeois, 2006). Pour le débit de période

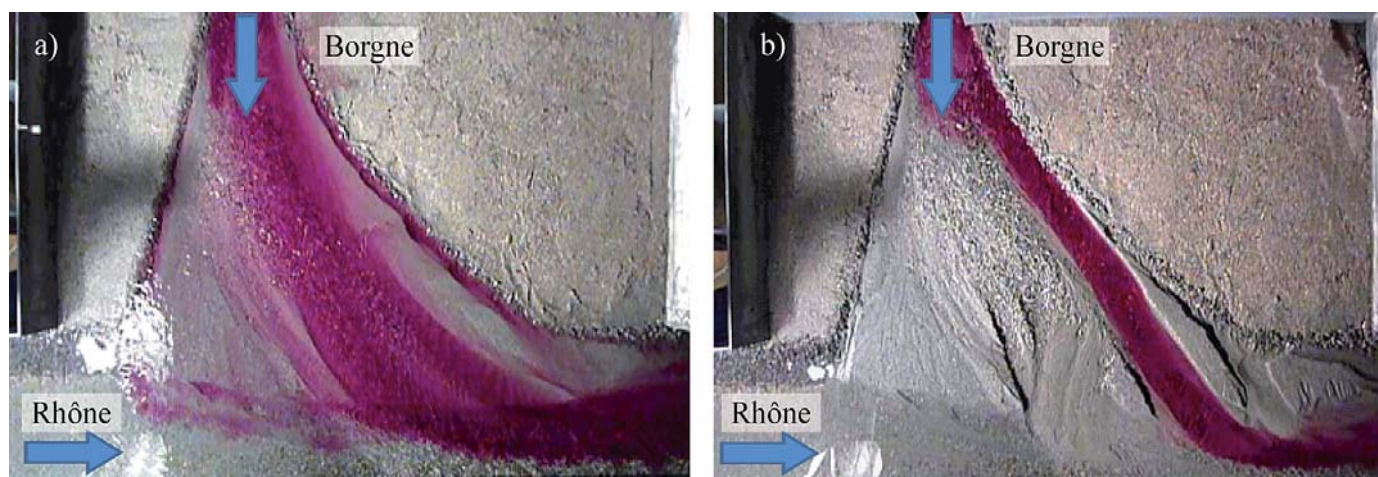


Figure 10. Vue zénithale du modèle physique de la confluence de la Borgne élargie et du Rhône supérieur. a) Crue morphogène de la Borgne et b) Débit annuel moyen de la Borgne.

de retour de 2 ans (Figure 10a), un chenal d'écoulement préférentiel se forme au centre de l'élargissement avec un pavage du fond du lit par des sédiments grossiers. Avec la réduction du débit de l'affluent (Figure 10b), l'écoulement est dévié vers les bancs de sédiments fins déposés en rive gauche, qui offrent moins de résistance à l'écoulement. Un processus d'érosion latérale se développe jusqu'au moment où l'affluent atteint sa largeur et sa profondeur d'équilibre, asséchant totalement le chenal antérieur. L'élargissement de la zone de confluence a permis la suppression du seuil existant et son remplacement par une pente constante franchissable par les poissons. Une telle mesure se révèle propice à la restauration des habitats favorables aux truites de rivière (Kuttel, 2001).

5. Recommandations pour la pratique

La présente étude s'appuie sur un nombre limité de scénarios et configurations de la zone élargie. Les essais ont toutefois permis de mettre en évidence des comportements directement applicables à des projets de renaturation de confluences:

- (i) L'élargissement local de l'affluent dans la zone de confluence est une solution très avantageuse pour le rétablissement de la connectivité latérale. De surcroît, vu le caractère local de cette intervention, son coût est relativement faible.
- (ii) Sur la base des résultats expérimentaux, il est possible de conclure qu'un élargissement égal à 3 fois la largeur de l'affluent ($B_w = 3 \cdot B_i$) sur une longueur de 4 fois la largeur de l'affluent ($L_w = 4 \cdot B_i$) est suffisant pour atteindre les objectifs de renaturation, sans effets négatifs sur la protection contre les crues.

(iii) Dans l'optique d'une systématisation des essais en laboratoire, seuls des élargissements rectangulaires ont été examinés. Même avec des configurations aussi simples, des résultats satisfaisants ont été obtenus. Toutefois, pour un projet de renaturation, un élargissement progressif comme étudié qualitativement par Bidaud (2010) devrait s'avérer plus fonctionnel dans l'espace disponible.

(iv) Dans les affluents aménagés, il arrive souvent que l'apport solide ait été artificiellement réduit par l'installation de dépotoirs, dans un objectif de protection contre les crues. Lors d'un projet de renaturation, des interventions doivent de ce fait être envisagées au besoin pour rétablir un régime de transport solide suffisant pour restituer la morphodynamique du cours d'eau.

6. Conclusions

De nombreux systèmes fluviaux ont été altérés par les travaux de correction réalisés en Suisse dès le 18^{ème} siècle, comme sur le Rhône en amont du Léman. La présente recherche considère un élargissement local de l'affluent à son embouchure dans le canal principal comme une solution efficace et peu coûteuse de renaturation. Les résultats se basent sur l'étude expérimentale systématique d'une confluence schématisée dont les caractéristiques géométriques et les relations de débits sont comparables à celles rencontrées dans les confluences du Rhône supérieur. L'analyse est faite sur les conditions d'équilibre associées à une crue morphogène de l'affluent.

Un élargissement local de l'affluent dans la zone de confluence permet d'augmenter la variabilité des paramètres

requis pour un rétablissement des habitats, comme les profondeurs d'eau, les vitesses d'écoulement et la composition du substrat. Cette amélioration ne provoque pas d'effets négatifs sur protection contre les crues car les niveaux d'eau ne sont pas influencés par cette mesure.

Concrètement, un élargissement de trois fois la largeur de l'affluent canalisé sur une longueur de quatre fois cette largeur se révèle suffisant pour le rétablissement de la connectivité latérale du système.

Remerciements

La présente recherche fait partie du projet interdisciplinaire appelé «Intégrales Flussgebietsmanagement» (Aménagement intégral des cours d'eaux). Le projet est financé par l'Office Fédéral de l'Environnement (OFEV) et les partenaires sont le LCH-EPFL, l'EAWAG, le WSL et la VAW-ETH à Zurich. Les auteurs tiennent à remercier particulièrement Maria Alp (EAWAG) pour les commentaires et propositions concernant les aspects biologiques de l'article.

Références

- Best, J.L., (1988), Sediment transport and bed morphology at river channel confluences, *Sedimentology*, 35, 481–498.
- Bidaud, L., (2010), Etude morphologique de confluences alpines. Application à la jonction du Rhône et de la Borgne, Rapport Projet de Master, LCH-EPFL.
- Biron, P., A.G. Roy, J.L. Best, and C.J. Boyer (1993), Bed morphology and sedimentology at the confluence of unequal depth channels, *Geomorphology*, 8, 115–129.
- Bohl, E., T. Kindle, and A. Peter (2003), Fischfaunistische Untersuchungen zur Umgestaltung der Mündung des Liechtensteiner Binnenkanals in den Alpenrhein. Abschlussbericht über

die Untersuchungsphase Juli 2000 bis August 2003, 55 pp, Amt für Umweltschutz des Fürstentums Liechtenstein.

Bourgeois, M., (2006), *Accroissement de la valeur naturelle de la vallée du Rhône par un raccordement optimal des affluents du Rhône*, Rapport Projet de Master, LCH-EPFL.

Boyer, C., A.G. Roy, and J.L. Best (2006), Dynamics of a river channel confluence with discordant beds: Flow turbulence, bed load sediment transport, and bed morphology, *Journal of Geophysical Research*, 111, 1–22.

Kuttel, S., (2001), *Bedeutung der Seitengewässer der Rhone für die natürliche Reproduktion der Bachforelle und Diversität der Fischfauna im Wallis*, Bericht Diplomarbeit, EAWAG – ETH Zurich.

Lake, P.S., Bond, N., Reich, P. (2007), Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology* 52: 597–615.

Leclair, S., and *A.G. Roy* (1997), Variabilité de la morphologie et des structures sédimentaires du lit d'un confluent de cours d'eau discordant en période d'étiage, *Géographie physique et Quaternaire*, 51, 125–139.

Leite Ribeiro, M. (2011), *Influence of Tributary Widening on Confluence Morphodynamics*, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne, Suisse. Thèse n°4951 et Communication N° 46 du Laboratoire de constructions hydrauliques, LCH-EPFL, Ed. A. Schleiss, Lausanne.

Leite Ribeiro, M., K. Blanckaert, J.L. Boillat, and A.J. Schleiss (2009), Influence of the momentum flux ratio on confluence morphology, paper presented at 34rd IAHR Congress «Water Engineering for a Sustainable Environment», Vancouver, Canada.

Leite Ribeiro, M., K. Blanckaert, and A.J. Schleiss (2011), Discussion of «Three-dimensional numerical study of flow structure in channel confluences», *Canadian Journal of Civil Engineering*, 38, 124–126.

Mac Nally, R., E. Wallis, and P.S. Lake (2011), Geometry of biodiversity patterning: assemblages of benthic macroinvertebrates at tributary confluences, *Aquatic Ecology*, 1–12.

McBride, M., W.C. Hession, and D.M. Rizzo (2008), Riparian reforestation and channel change: A case study of two small tributaries to Sleepers River, northeastern Vermont, USA, *Geomorphology*, 102, 445–459.

Palmer, M.A. (2009), Reforming watershed restoration: Science in need of application and applications in need of science. *Estuaries and Coasts* 32:1–17. *Rhoads, B. L., and S. T. Kenworthy* (1995), Flow structure at an asymmetrical stream confluence, *Geomorphology*, 11, 273–293.

Rhoads, B.L., and S.T. Kenworthy (1998), Time-averaged flow structure in the central region of a stream confluence, *Earth Surface Processes and Landforms*, 23, 171–191.

Rhoads, B.L., J.D. Riley, and D.R. Mayer (2009), Response of bed morphology and bed material texture to hydrological conditions at an asymmetrical stream confluence, *Geomorphology*, 109, 161–173.

Rice, S.P., P. Kiffney, C. Greene, and G.R. Pess (2008), *The Ecological Importance of Tributaries and Confluences*, 209–242 pp., John Wiley & Sons, Ltd.

Roy, A.G., and N. Bergeron (1990), Flow and particle paths at a natural river confluence with coarse bed material, *Geomorphology*, 3, 99–112.

Schweizer, S., M.E. Borsuk, I. Jowett, and P. Reichert (2007a), Predicting joint frequency distributions of depth and velocity for instream habitat assessment, *River Research and Applications*, 23, 287–302.

Schweizer, S., M.E. Borsuk, and P. Reichert (2007b), Predicting the morphological and hydraulic consequences of river rehabilitation, *River Research and Applications*, 23, 303–322.

Singer, M.B., and T. Dunne (2006), Modeling the influence of river rehabilitation scenarios on bed material sediment flux in a large river over decadal timescales, *Water Resources Research*, 42.

SRCE-VS (2008), *Troisième Correction du Rhône. Sécurité pour le futur. Rapport de Synthèse du Plan d'aménagement.*, 157 pp, Canton du Valais. Service de Routes et Cours d'Eaux. *Wasson, J. G., J. R. Malavoi, L. Maridet, Y. Souichon, and L. Paulin* (1998), *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières*, 158 pp.

Weber, C., E. Schager, and A. Peter (2009), Habitat diversity and fish assemblage structure in local river widenings: A case study on a Swiss River, *River Research and Applications*, 25, 687–701.

Adresse des auteurs:

Marcelo Leite Ribeiro, Koen Blanckaert, Jean-Louis Boillat et Anton Schleiss, Laboratoire de constructions hydrauliques (LCH), Ecole polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL), Station 18, CH-1015 Lausanne
secrétariat.lch@epfl.ch, <http://lch.epfl.ch>

Flussgebietsmodellierung mit der Simulationssoftware BASEMENT

David Vetsch, Patric Rousselot, Roland Fäh

1. Einleitung

Im Verlauf der letzten zweihundert Jahre wurden viele Schweizer Fließgewässer kanalisiert um die angrenzenden Nutzungsflächen vor Hochwasser zu schützen. Die miteinhergehende Melioration führte zu einer Steigerung der Lebensqualität in den vormals durch regelmässige Überschwemmungen beeinträchtigten Regionen. Diese Massnahmen brachten jedoch auch Nachteile mit sich, welche erst im Laufe der Zeit erkannt wurden. Durch die Verengung des Fließquerschnitts kam es aufgrund der erhöhten Strömungsbelastung zu einer verstärkten Erosion des Gerinnes, welcher mittels Schwellen entgegengewirkt werden musste. Aufgrund unterschiedlicher Sedimentaufkommen musste wiederum vielerorts Geschiebe zurückgehalten oder entnommen werden, um eine Anhebung der Flusssohle

zu vermeiden und den für die Hochwassersicherheit entscheidenden Fließquerschnitt zu gewährleisten. In manchen Flüssen kam es aufgrund des stark reduzierten oder ausbleibenden Sedimenttransports zur Bildung eines Gerinnes mit geringer morphologischer Vielfalt. Des Weiteren führten die Kanalisierung und der Bau von Schwellen zu einer Reduktion der Längs- und Quervernetzung der Lebensräume, was sich beispielsweise in der Fischdurchgängigkeit oder in der Interaktion des Gewässers mit den Flusssauen auswirkt.

Seit ungefähr zwei Jahrzehnten zeichnet sich ein neuer flussbaulicher Trend ab, welcher den angesprochenen Defiziten entgegenwirken soll. Einzelne Flussabschnitte werden revitalisiert und ökologisch aufgewertet. Eine gängige Massnahme um die morphologische Vielfalt und die Habitatsvielfalt in einem

Gewässer zu erhöhen sind Flussaufweitungen. Der Bau von Flussaufweitungen führt zu einer lokalen Anhebung der Gerinnesohle, was je nach Geschiebeaufkommen einer Stabilisierung des Gerinnes gleich kommt. Jedoch stellen derartige Eingriffe in ein Fließgewässer auch neue Anforderungen an den Hochwasserschutz. Aus hydraulischer Sicht kann in einer lokalen Verbreiterung und bei einer Anhebung der Flusssohle aufgrund der geringeren Abflusstiefen gegenüber der kanalisierten Strecke eine gleichbleibende Abflusskapazität gewährleistet werden. Dennoch werden Flussaufweitungen zum Teil als potentielle Gefährdung der Hochwassersicherheit angesehen. Entsprechend sind für die Planung solcher Massnahmen numerische Simulationsmodelle hilfreich, um die vielfältigen Folgen eines Eingriffs zu analysieren und die verschiedenen Nut-

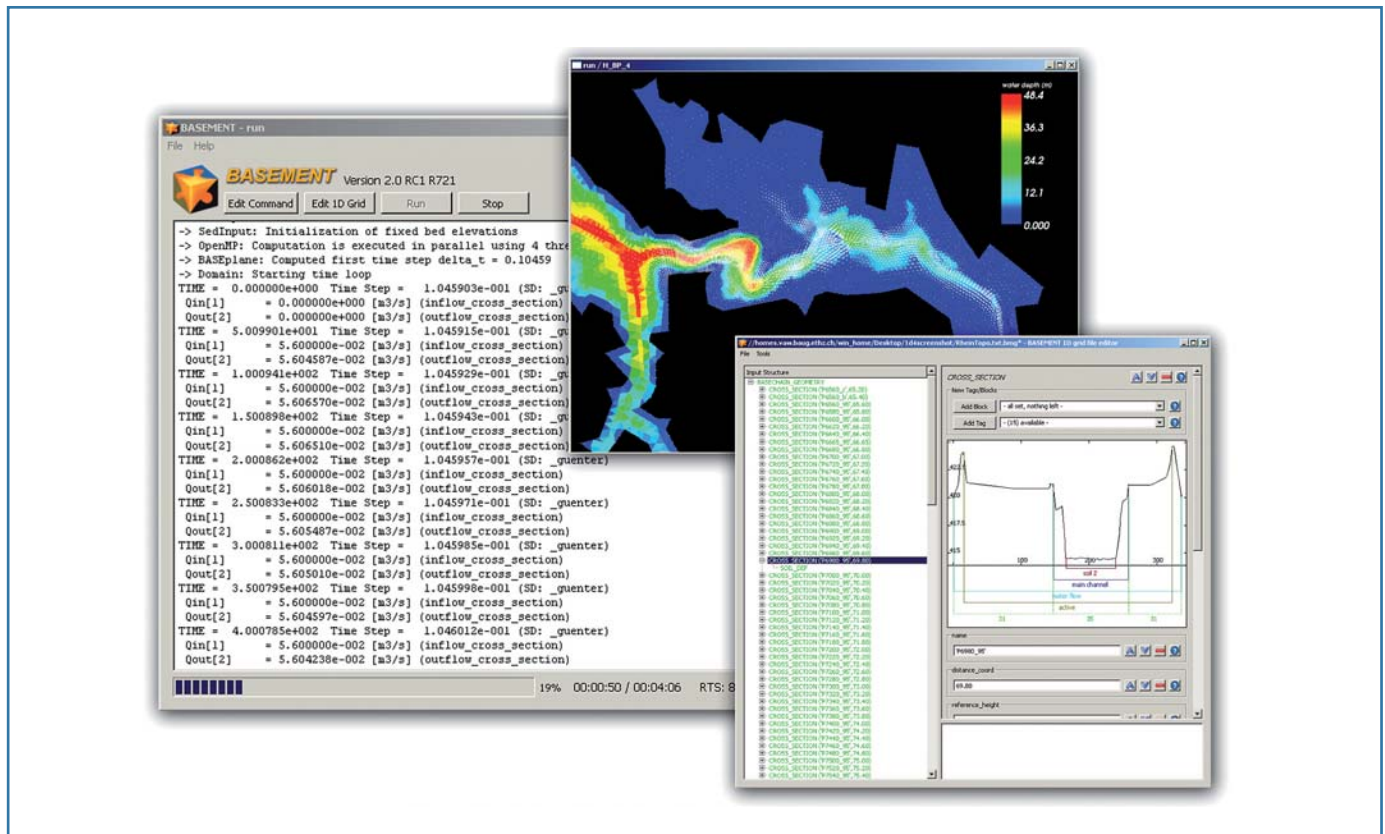


Bild 1. Grafische Benutzeroberfläche der Simulationssoftware BASEMENT.

zungsinteressen besser aufeinander abzustimmen. Des Weiteren ermöglicht die Anwendung von geeigneten numerischen Modellen die Simulation von Vorgängen unterschiedlicher Grössenordnung und somit die Untersuchung von lokalen bis zu überregionalen Problemstellungen.

Grundsätzlich eignet sich der Einsatz von Simulationsmodellen, die auf einer Software beruhen, wie sie in diesem Beitrag vorgestellt wird, für die Hochwasservorsorge, die Erstellung von Gefahrenkarten, die Optimierung der Regelung von Flüssen und Seen sowie zur Dimensionierung von Fließgewässern. Des Weiteren können morphologische Entwicklungen untersucht und mittels geeigneter Indizes die Habitatsvielfalt eines Gewässers bestimmt werden. Im Vergleich zu physikalischen Experimenten bieten sich numerische Modelle für Parameter- und Variantenstudien als kostengünstige Alternative an.

Massgebende Eingriffe zur Verbesserung des Hochwasserschutzes und der ökologischen Situation bei bestehenden grossen Fließgewässern, wie z.B. der Thur oder der Rhone, wurden in den letzten Jahren durchgeführt oder sind noch im Gange. Mit dem Ziel die entsprechenden Massnahmen sowohl vom flussbaulichen und ökologischen als auch vom sozialen Gesichtspunkt zu evaluieren, wurde im Jahr 2002 des transdisziplinäre Forschungsprojekt «Rhone-Thur» als wissenschaftliche Begleitung vom Bundesamt für Umwelt lanciert. Dieses wurde im Jahr 2007 in Form des Nachfolgeprojekts «Integrales Flussgebietsmanagement» bis Dato weitergeführt. In diesem Rahmen wurde die Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (VAW) der ETH Zürich beauftragt, die Simulationssoftware *BASEMENT* («basic simulation environment for computation of environmental flow and natural hazard simulation») zu entwickeln. Das Programm inklusive umfangreicher Dokumentation steht interessierten Personen kostenlos zur Verfügung (www.basement.ethz.ch). Im vorliegenden Beitrag werden die grundsätzlichen Fähigkeiten des Programms *BASEMENT* kurz beschrieben und einige Anwendungsbeispiele aufgezeigt. Betreffend mathematischer und numerischer Details sei auf die Dokumentation (Faeh et al. [2011]) verwiesen. Eine Einführung zur grundsätzlichen Vorgehensweise bei der numerischen Fließgewässermodellierung ist dem entsprechenden Merkblatt des BAFU («Numerische Fließgewässermodellierung», in Vorbereitung) zu entnehmen.

2. Die Simulationssoftware BASEMENT

Das Computerprogramm *BASEMENT* ermöglicht die numerische Simulation der Strömung und des Sedimenttransports in einem Fließgewässer. Die Simulationssoftware beinhaltet grundsätzlich zwei unterschiedliche Modelle; das eindimensionale Modell (als *BASEchain* bezeichnet) ermöglicht die Simulation von Fließgewässern definiert anhand von Flussquerschnitten und das zweidimensionale Modell (als *BASEplane* bezeichnet) basiert auf einem dreidimensionalen digitalen Geländemodell. Details zu den beiden Modellen sind in den folgenden Abschnitten beschrieben. Zur Unterstützung der Konfiguration der Modelle, d.h. des Aufsetzens einer Simulation, besitzt das Programm eine grafische Benutzeroberfläche (GUI) wie in *Bild 1* dargestellt. Das GUI beinhaltet einen «Command File Editor» mit dem die notwendigen Parameter für das numerische Modell definiert werden können. Sämtliche Optionen sind mit einer Beschreibung versehen und mit Beispielen erklärt. Eingabefehler werden sofort erkannt und entsprechend gekennzeichnet. Des Weiteren besitzt das GUI einen «1D-Grid Editor» für die Gittererstellung eindimensionaler Modelle, der eine grafische Darstellung der Querprofile samt ihren Eigenschaften ermöglicht. Zur Laufzeit der Berechnung können ausgewählte Resul-

tate wie etwa Wassertiefen, Geschwindigkeiten oder Sohlendifferenzen visualisiert werden.

Die mit der Simulationssoftware modellierten Vorgänge sind grundsätzlich in zwei Arten zu unterteilen: einerseits die hydrodynamischen Ansätze zur Modellierung der Strömung, welche auch die Gerinnernaueheit und die Turbulenz miteinschliessen, und andererseits die verschiedenen Ansätze für die Modellierung des Sedimenttransports. Die einzelnen Vorgänge, wie in *Bild 2* schematisch dargestellt, sind in den folgenden Abschnitten genauer erläutert.

2.1. Hydrodynamik

Zur Simulation der Wasserströmung werden hydrodynamische Modellgleichungen gelöst, bei welchen die Strömungsgeschwindigkeit eine über die Abflusstiefe gemittelte Variable ist. Deshalb werden die entsprechenden Modellgleichungen auch als tiefengemittelte Gleichungen bezeichnet. Diese Vereinfachung basiert auf der Annahme einer hydrostatischen Druckverteilung und die Modellgleichungen sind daher nur dann gültig, wenn die vertikale Geschwindigkeitskomponente vernachlässigt werden kann. Bei Fließgewässern mit einer vorwiegend ebenen, nicht zu stark geneigten Sohle und geringen kontinuierlichen Gefällswechsels sind diese Annahmen zulässig. Aufgrund der

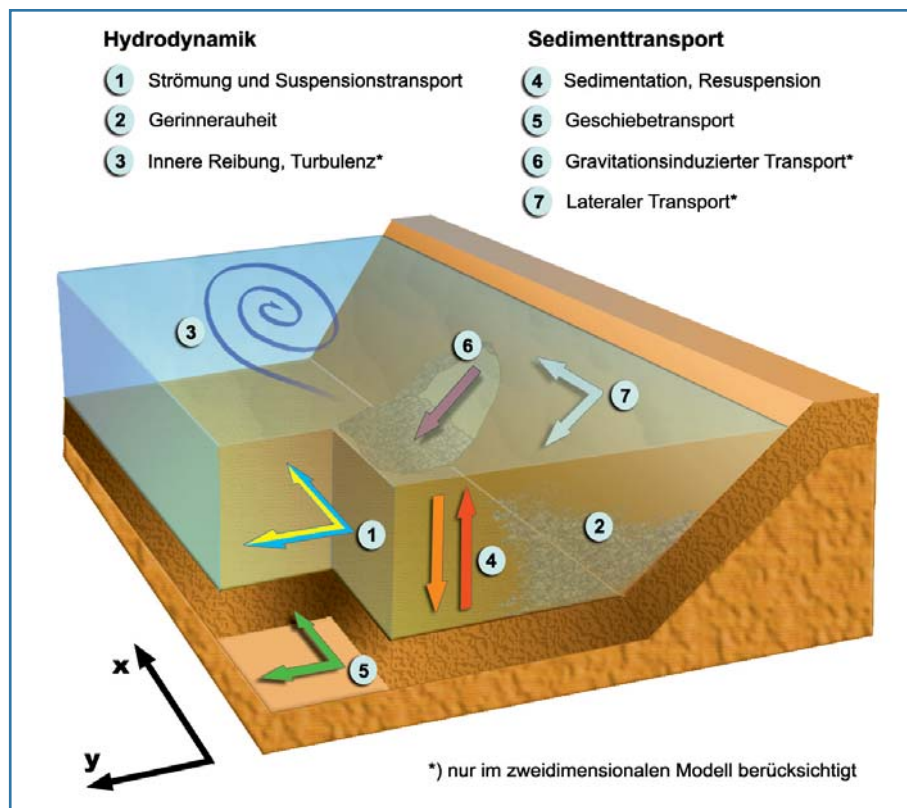


Bild 2. Vorgänge die mit der Simulationssoftware BASEMENT modelliert werden können.

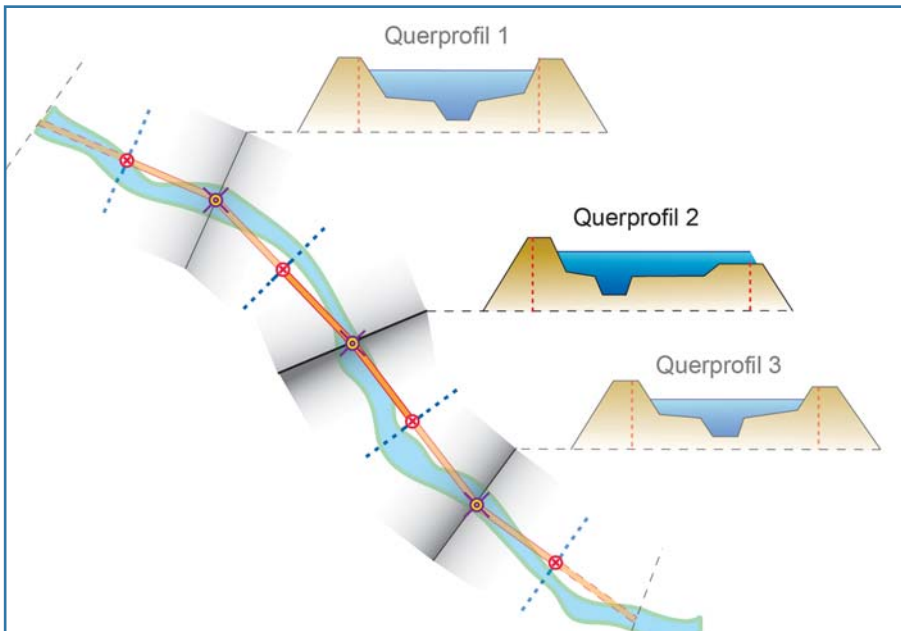


Bild 3. Modellierung eines Flusslaufs im eindimensionalen Modell.

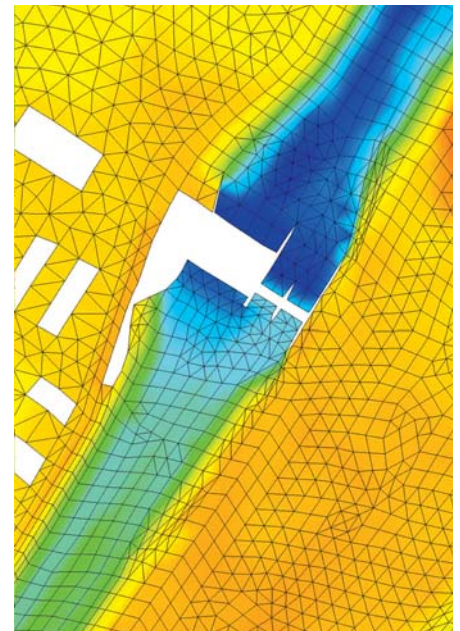


Bild 4. Ausschnitt aus einem zweidimensionalen Modell für ein Flusskraftwerk.

vereinfachten Gleichungen werden somit praxisorientierte Simulationen von grossräumigen Flussabschnitten oder über einen längeren Zeitraum möglich. Die Wahl des numerischen Verfahrens, welches zur Lösung der Gleichungen verwendet wird, ist entscheidend für die Genauigkeit und Stabilität des Modells. In *BASEMENT* wird dazu eine Finite-Volumen-Methode in Kombination mit einem als Riemann-Löser bezeichneten Verfahren verwendet, welches auch für stark instationäre Abflussvorgänge, wie z.B. Fließwechsel oder die Ausbreitung einer Dammbrechwelle, stabil bleibt und akkurate Resultate liefert.

Zur Berücksichtigung der Gerinnerrauheit können verschiedene Reibungsgesetze verwendet werden, wobei der Reibungskoeffizient z.B. in Form des gebräuchlichen Strickler-Beiwerts angegeben werden kann. Die empirische Natur der Reibungsgesetze bedingt je nach Problemstellung eine Variation des Reibungsbeiwerts. Dies bedeutet, dass die Gerinnerrauheit die massgebende Grösse zur Kalibrierung der hierin erwähnten hydrodynamischen Modelle ist.

2.2 1D-BASEchain

Beim eindimensionalen Ansatz wird das Fließgewässer in Form von Fluss-Querprofilen idealisiert (Bild 3). Dabei hängen die Genauigkeit und die Stabilität des Modells hauptsächlich vom Abstand der Querprofile ab. Die entsprechenden Modellgleichungen basieren auf den Gleichungen von De Saint-Venant. Pro Querprofil wird die zeitliche Variation des Abflusses und

der durchflossenen Fläche bestimmt, woraus über das Querprofil gemittelte Werte für die Fließgeschwindigkeit und die Wasserspiegellage resultieren. Zudem können pro Querprofil laterale Zuflüsse oder eine seitliche Entlastung berücksichtigt werden.

Durch die starke Idealisierung eines realen Fließgewässers auf wesentliche, die Abflusskapazität bestimmende Grössen, sind Simulationen mit einem relativ kleinen Rechenaufwand möglich. Daher eignet sich das 1D-Modell vor allem für langfristige oder räumlich ausgedehnte Simulationen, bei welchen der lokale Detailgehalt eine untergeordnete Rolle spielt.

2.3 2D-BASEplane

Für Fragestellungen, bei welchen detailliertere ebene Strömungsvorgänge von Interesse sind, wie etwa die Ausbreitung einer Flutwelle in einer Ebene oder die Vereinigung oder die Aufteilung von Abflüssen, ist die Anwendung des zweidimensionalen Modells sinnvoll. Zur Lösung der Strömungsgleichungen muss das Berechnungsgebiet, wie in *Bild 4* dargestellt, in einzelne dreieckige oder viereckige Rechenzellen unterteilt werden. Die benötigten topographischen Informationen werden in der Regel anhand eines dreidimensionalen digitalen Höhenmodells auf das Berechnungsgitter interpoliert. Ähnlich wie beim 1D-Modell ist die Qualität und Auflösung des Gitters entscheidend für die Güte der Resultate. Dies bedeutet insbesondere, dass ein optimales Berechnungsgitter sich an den Strömungs-

vorgängen zu orientieren hat. Das aus der Dreiecksvermaschung des Höhenmodells resultierende Gitter genügt dieser Anforderung normalerweise nicht.

Als Ergebnis erhält der Anwender Wasserspiegellagen und eine tiefengemittelte Fließgeschwindigkeit für jedes Rechenelement in Abhängigkeit der Zeit. 2D-Modelle eignen sich beispielsweise für die Berechnung von Ausuferungen ausserhalb des eigentlichen Fließgewässers, zur Gefahrenkartierung oder für die Dimensionierung von Rückhalteräumen und Flussaufweitungen.

2.4 Sedimenttransport

Ergänzend zur Berechnung der Wasserströmung können Module zur Simulation von Sedimenttransport angewendet werden, um zeitliche Veränderungen der Lage der Flusssohle zu berechnen. Der Sedimenttransport wird unterteilt in Geschiebe- resp. Suspensionstransport sowie gravitationsinduzierter Transport. Der Geschiebetransport beschreibt die Bewegung von Sedimenten an der Oberfläche der Flusssohle aufgrund der vorhandenen Strömungsbelastung, wofür verschiedene empirische Formeln zur Verfügung stehen, wie etwa der bekannte Ansatz von Meyer-Peter und Müller. Der Suspensionstransport findet hingegen im Wasserkörper statt und wird direkt durch die Wasserströmung bestimmt. Entsprechend wird dazu eine Advektion-Diffusions-Gleichung gelöst. Damit kann der Transport von suspendiertem Sohlenmaterial oder auch die Ausbreitung von gelösten Stoffen simuliert werden. Zur

Beschreibung des Austausches des suspendierten Materials zwischen der Sohle und dem Wasserkörper stehen ebenfalls verschiedene empirische Ansätze zur Auswahl. Die granuläre Zusammensetzung der transportierten Sedimente kann mittels beliebig vieler Kornklassen berücksichtigt werden, wobei pro Kornklasse jeweils eine Transportgleichung gelöst wird.

Zusätzlich zum Geschiebe- und Suspensionstransport, bei denen die Wasserströmung die treibende Kraft ist, kann das Sohlenmaterial auch durch rein gravitationsinduzierte Vorgänge, wie etwa eine Böschungsrutschung, verlagert werden. Diese Prozesse werden vereinfacht mit einem geometrischen Modell in Abhängigkeit des kritischen Böschungswinkels abgebildet.

2.5 Anfangs- und Randbedingungen

Bei einem numerischen Modell beschreiben die Anfangsbedingungen den Zustand des gesamten Modells zu Beginn der Simulation und die Randbedingungen (stationär oder zeitlich veränderlich) die Grössen an dessen Berandung. Die wohl wichtigste Anfangsbedingung für die hier aufgezeigten numerischen Modelle ist die Topographie. Üblicherweise liegen die topographischen Informationen für ein Fließgewässer in Form von Gerinnequerschnitten vor. Vielfach werden die Profile mit beachtlichem Abstand aufgenommen und haben dementsprechend für die Zwischenräume einen vagen Informationsgehalt. Mit Hilfe von Luftbildern sowie Kenntnis der Situation vor Ort kann aus einer meist dünnen Datenlage das Optimum gewonnen werden. Insbesondere bei 2D-Modellen werden die Querprofilaten entlang des Fließwegs interpoliert um ein verdichtetes Höhenmodell zu erhalten. Für das Umland hingegen existieren üblicherweise Höheninformationen in guter räumlicher Auflösung (z.B. Daten basierend auf Laserabtastung). Bei der Umwandlung der topographischen Rohdaten in ein zweckmässiges Berechnungsgitter ist auf die Definition von Bruchkanten besonderes Augenmerk zu legen. Nebst der Topographie gibt es weitere Anfangsbedingungen, wie etwa die Gerinnerauheit, anfängliche Wasserspiegellagen oder die Zusammensetzung der Gerinnesohle.

Die Randbedingungen für die Strömungsberechnung können auf verschiedene Art und Weise definiert werden. Als Zuflussrandbedingung können z.B. repräsentative Abflussganglinien von Messstationen des BAFU oder Resultate eines hydrologischen Modells verwendet

werden. Dabei wird am Zuflussrand von Normalabflussbedingungen ausgegangen um lokale Instabilitäten zu vermeiden. Für die Randbedingung am Abflussrand stehen verschiedene Ansätze wie etwa Wasserstands-Abfluss-Beziehungen oder hydraulische Strukturen wie Wehre oder Schützen zur Verfügung. Der Einsatz dieser Strukturen innerhalb des Rechengebiets ist ebenfalls möglich, wobei diese dann als «innere Randbedingungen» bezeichnet werden.

Im Vergleich zu hydrologischen Informationen ist die Datengrundlage für Simulationen des Sedimenttransports meistens spärlich. Zur Bestimmung der Zuflussrandbedingung kann, sofern vorhanden, auf Geschiebehaltstudien zurückgegriffen werden oder es muss anhand von Abschätzungen über den totalen jährlichen Sedimenteintrag eine Geschiebefunktion in Abhängigkeit des hydraulischen Abflusshydrographen konstruiert werden. Diese Funktion hängt massgeblich von den verwendeten Ansätzen für den Sedimenttransport ab und basiert oft auf der Annahme, dass die ganze Transportkapazität ausgeschöpft wird.

3. Erweiterungen und Spezialitäten

3.1. Effizienzsteigerung

Anwendungen von numerischen Modellen in der Ingenieurpraxis sind üblicherweise mit Terminvorgaben verbunden und erfordern diesbezüglich eine überschaubare Berechnungszeit. Dies lässt sich einerseits durch ein wohlgeähltes Berechnungsgitter erzielen, bei dem kleine Gitterzellen nicht an der Stelle tendenziell grosser Geschwindigkeiten zu liegen kommen. Andererseits gibt es softwaretechnische Ansätze wie die bei BASEMENT implementierte Parallelisierung der Berechnungsverfahren. Dieser Ansatz ist vor allem seit der Ausstattung handelsüblicher Computer mit Mehrkernprozessoren zweckmässig, wobei der Benutzer die Anzahl der eingesetzten Rechenkern selber wählen kann. Jedoch ist die Anwendung des parallelisierten Modells kein Allerheilmittel gegen lange Rechenzeiten, da andere Faktoren wie die vorangehend erwähnte Qualität des Berechnungsgitters oder die Auslastung der einzelnen Rechenkern ebenfalls eine Rolle spielen.

Bezüglich Simulationen mit Sedimenttransport gibt es verschiedene Möglichkeiten, die Effizienz der Berechnung zu steigern. Zu diesen zählen vorbereitende Massnahmen wie die Reduktion des Simu-



Bild 5. Möglichkeiten zur Kopplung des 1D- und 2D-Modells von BASEMENT.

lationszeitraums auf transportwirksame Phasen oder die Verwendung von nur einer repräsentativen Korngrösse. Des Weiteren bietet BASEMENT einen numerischen Ansatz an, der als quasi-stationärer Berechnungszyklus bezeichnet wird. Dabei wird für geeignete Situationen davon ausgegangen, dass Veränderungen der Gerinnesohle eher langsam erfolgen und deren Einfluss auf die Wasserströmung für einen gegebenen Zeitabschnitt vernachlässigbar ist. Die erwähnten Möglichkeiten sind in den meisten Fällen ein sehr effektives Mittel um die Berechnungszeit zu reduzieren. Zu deren erfolgreichen Anwendung ist jedoch eine gewisse Erfahrung bezüglich der Modellierung mit Sedimenttransport unabdingbar.

3.2. Kopplung der Modelle

Für grossräumige Flussgebiete mit unterschiedlichen Fragestellungen mag es sinnvoll sein, das Berechnungsgebiet in einzelne Bereiche zu unterteilen, um eine effiziente Simulation zu ermöglichen. Konkret bedeutet dies, dass gewisse Flussabschnitte vereinfacht als 1D-Modell betrieben werden können und in Bereichen wo ein grösserer Detailgrad gefordert ist oder horizontal zweidimensionale Strömungsverhältnisse eine Rolle spielen ein 2D-Modell eingesetzt werden kann. Dazu bietet BASEMENT die Möglichkeit, die beiden Simulationsansätze auf verschiedene Weise miteinander zu koppeln (siehe

Bild 5). So ist es beispielsweise möglich, die Ausbreitung einer Hochwasserwelle in einem Flussschlauch in einer Dimension zu berechnen und etwaige Ausuferungen mit einer gekoppelten 2D-Region zu simulieren. Dabei können auch allfällige Rückstau- oder Rückflusseffekte berücksichtigt werden.

3.3. Regelung

Der Betrieb von Stauhaltungen in Flüssen oder die Abflussregulierung von Seen unterliegen häufig einem vorgegebenen Reglement. Zur Berücksichtigung solcher Verhältnisse bietet die Software den Einsatz von parametrisierten Reglern, für welche zweckmässige Sollgrössen wie etwa Abfluss oder Wasserspiegel und Stellgrössen von Abflussorganen definiert werden können. Dadurch lassen sich z.B. Wehre und Schützen gemäss den vorgegebenen Zielkriterien automatisch regeln. Ebenso kann mittels der Regelung der unbestimmte Abfluss eines Zubringers abgeschätzt werden.

3.4. Turbulenzmodell

Bei den vorliegenden Modellen sind einerseits turbulente Effekte aufgrund der Beschaffenheit der Gerinnesohle pauschal in den entsprechenden Ansätzen für die Gerinnerauheit enthalten. Andererseits können bei horizontal zweidimensionalen Strömungen Situationen auftreten, bei denen der Einfluss der Turbulenz massgebend sein kann, wie z.B. bei Nischenströmungen oder bei Einmündungen in einen flachen See. Zur numerischen Simulation solcher Vorgänge mit Berücksichtigung der Turbulenz müssen die Gleichungen des tiefengemittelten 2D-Modells erweitert werden. Als einfacher Ansatz bietet sich dazu die Verwendung eines Wirbelviskositätsmodells, wie in *BASEMENT* implementiert, an. Dabei kann eine turbulente Viskosität vorgegeben werden, welche in Kombination mit der Veränderung des Geschwindigkeitsgradienten einen zusätzlichen Strömungswiderstand bewirkt, häufig auch als «innere Reibung» bezeichnet.

4. Genauigkeit und Aufwand

Die Genauigkeit numerischer Resultate hängt massgeblich vom verwendeten Verfahren und dessen vereinfachenden Annahmen sowie von der Qualität der Daten für die Topographie und der Randbedingungen ab. Bei der Anwendung numerischer Verfahren gilt im Allgemeinen, dass sich der numerische Fehler bei höheren Gitterauflösungen verkleinert. Dieses Ver-

halten wird als Konvergenz bezeichnet. Bei praktischen Anwendungen ist die Gitterauflösung allerdings beschränkt durch die daraus resultierende Rechenzeit. Ein numerisches Resultat ist daher immer ein Kompromiss zwischen Genauigkeit und Berechnungsaufwand.

Generell sollte der Aufwand für numerische Simulationen nicht unterschätzt werden. Ein lauffähiges Modell kann bereits mit geringem Aufwand erstellt werden. Für qualitativ hochstehende und quantitativ belastbare Resultate ist allerdings eine vertiefte Auseinandersetzung mit der Problemstellung und deren Umsetzung unabdingbar. Bereits die Gittererstellung kann entscheidend sein für die Stabilität der Simulation, den zeitlichen Rechenaufwand aber auch für die Güte der Resultate. Um Probleme im späteren Verlauf der Simulationen zu vermeiden, ist ein zeitlicher Mehraufwand für die Gittererstellung in den meisten Fällen lohnenswert. Für 2D-Modelle ist bei der Gittererstellung ein besonderes Augenmerk auf die vorhandenen Bruchkanten zu legen. Nach der Interpolation der Höheninformation auf das Rechengitter sollten wichtige Bruchkanten nochmals kontrolliert und bei Bedarf angepasst werden. Dadurch können auftretende Schwachstellen, wie z.B. ein intakter Hochwasserdamm dessen Kronenverlauf aufgrund von Interpolationsfehlern nicht durchgehend modelliert wird, im Vorhinein beseitigt werden. Ein anderer Schwachpunkt eines Modells liegt häufig auch in den Randbedingungen. Eine ungünstige Definition der Randbedingungen oder deren Vorgabe an einer ungeeigneten Stelle kann zu fluktuierendem

Verhalten der Randbedingungen führen. Zum Beispiel ist es ratsam zu überprüfen, ob der definierte Zuflussquerschnitt eine genügende Kapazität bezüglich des maximal vorgesehenen Zuflusses aufweist und ob das lokale Normalabflussgefälle passend gewählt ist. Des Weiteren ist es üblich, die Randbedingungen möglichst weit weg vom eigentlich interessierenden Gebiet anzuordnen um eventuelle Randeffekte zu minimieren.

Für eine konkrete praxisbezogene Problemstellung sollte der Anwender die zugrundeliegenden Modellannahmen beachten. Für die ein- und zweidimensionalen hydraulischen Modelle wird eine hydrostatische Druckverteilung angenommen. Zudem gelten die Gleichungen strenggenommen nur für moderate Sohlneigungen und kleine Gefällsänderungen. Auch Geschiebetransportformeln gelten meistens nur für einen eingeschränkten Bereich betreffend des Korndurchmessers oder dem Gefälle der Sohle. Deshalb wird ein numerisches Modell üblicherweise kalibriert, um allfällige Unzulänglichkeiten über das gesamte Modellgebiet zu minimieren und ein konsistentes Modell zu erhalten. Bei der Kalibrierung werden die massgebenden Modellparameter wie etwa die Gerinnerauheit solange variiert, bis das Simulationsresultat einem gemessenen Referenzzustand bestmöglich entspricht. Dennoch werden in vielen praktischen Fällen die oben erwähnten Grundannahmen lokal im Modellgebiet verletzt, woraus Abweichungen der Berechnungsergebnisse zu gemessenen Werten resultieren. Letztendlich muss der Modellierer entscheiden, ob die gewählten Parameter und die

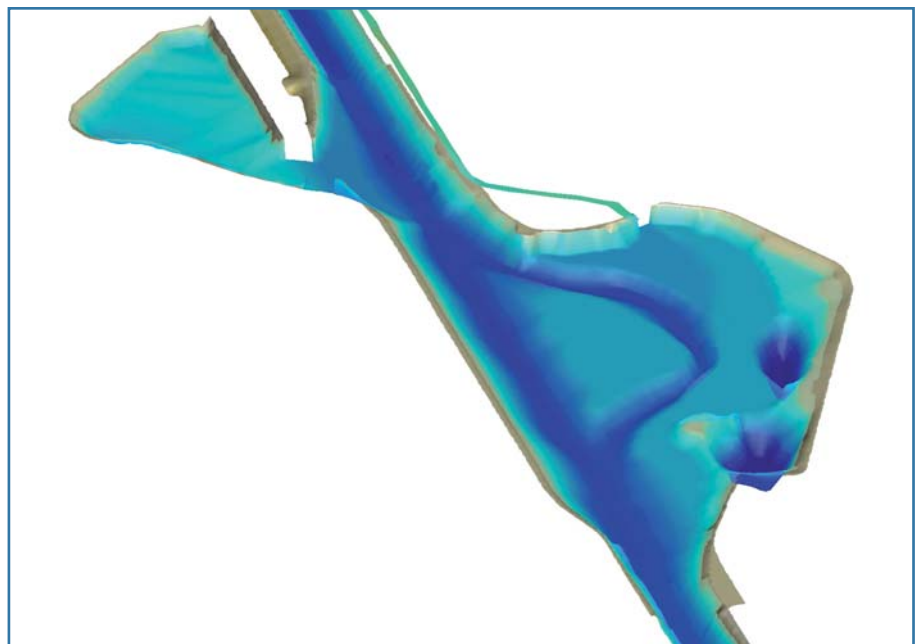


Bild 6. Simulierte Wassertiefen in einer Flussaufweitung.

Kalibrierung des Modells zweckmässig für die Fragestellung sind. Zur Unterstützung eines solchen Entscheids ist, wenn immer möglich, eine Validierung anhand eines zum Kalibrierungslastfall deutlich unterschiedlichen Lastfalls durchzuführen.

Berechnungen mit Sedimenttransport benötigen vielfach einen erheblichen Kalibrierungsaufwand. Im Vergleich zur reinen Hydraulik existiert eine ungleich grössere Anzahl an Parametern, welche zur Kalibrierung verändert werden können. Zusätzlich beruhen die Randbedingungen bezüglich des zugeführten Sedimentvolumens meistens auf groben Abschätzungen und haben gleichzeitig einen grossen Einfluss auf die Resultate. Vielfach können Modelle mit Sedimenttransport nicht ausreichend kalibriert und validiert werden, weil keine topographischen Informationen zu verschiedenen Zeitpunkten existieren.

All diesen Unsicherheiten ist Rechnung zu tragen, indem die Berechnungsergebnisse kritisch begutachtet und auf ihre Plausibilität geprüft werden.

5. Anwendungen

Im Folgenden werden typische Problemstellungen anhand von konkreten Anwendungen aus der Praxis vorgestellt.

5.1. Hydraulische Wirkungsweise einer Flussaufweitung (2D)

An einem kanalisiertem Fliessgewässer wird eine Flussaufweitung geplant, um den Hochwasserschutz zu verbessern und gleichzeitig die ökologische Vielfalt zu fördern. Ein regulierbares Wehr in der Flussaufweitung dient als Hochwasserentlastung für extreme Ereignisse.

Mit einer rein hydraulischen 2D-Simulation wurde die Wirkungsweise der Flussaufweitung bestimmt (siehe Bild 6). Zu diesem Zweck wurden diverse Lastfälle simuliert. Von Interesse waren insbesondere die Strömungsrichtungen sowie die maximalen Fliessgeschwindigkeiten und Wasserstände während den definierten Hochwasserereignissen. Diese Ergebnisse aus den numerischen Simulationen wurden als Randbedingung für ein physikalisches Modell der geplanten Hochwasserentlastung innerhalb der Flussaufweitung verwendet.

5.2. Automatische Regelung am Beispiel Mittellandseen (1D)

Mit einem Testfall wurden die Fähigkeiten der Software bezüglich Regelung von hydraulischen Strukturen in einem grossräumigen Flussgebiet eruiert. Das numerische Modell beinhaltet die drei

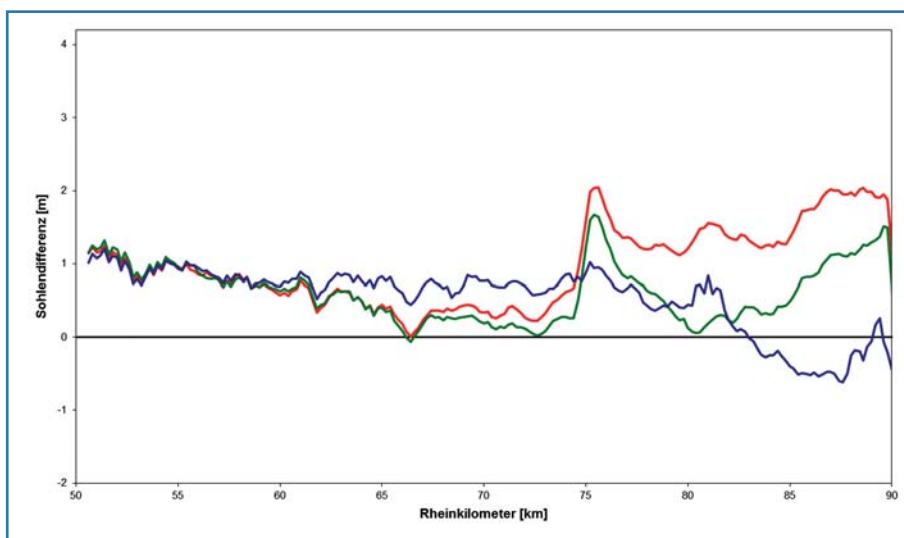


Bild 7. Simulierte Sohlendifferenzen des Alpenrheins in 1D von verschiedenen Massnahmen nach einer Simulationszeit von 50 Jahren gegenüber der Ausgangslage im Jahr 2005 (Null-Linie).

Jurarandseen mit ihren Verbindungskanälen sowie Teile der Aare und der Emme. Für die Modellierung wurde das gesamte Gebiet in einzelne 1D-Modelle unterteilt, welche untereinander gekoppelt sind und insgesamt über 800 Querprofile enthalten. Die Grenzen der einzelnen Modellgebiete wurden durch die fünf vorhandenen Flusskraftwerke bestimmt. Die Abflussregulierungs-Reglemente der einzelnen Wehre sind unterschiedlich.

Das Modell wurde anhand eines drei Monate langen Ereignisses von 2005 kalibriert und anschliessend anhand eines Ereignisses aus dem Jahr 2007 erfolgreich validiert. Danach wurden mit dem validierten Modell verschiedene Szenarien bezüglich der Staustufen sowie der Seeregulierung berechnet. Die Simulationen auf einem handelsüblichen Computer waren um mehrere tausend Faktoren schneller als die Ereignisse in Realität. Somit konnte gezeigt werden, dass die Software BASEMENT für grossräumige Simulationen mit regulierten Strukturen geeignet ist.

5.3. Einfluss von flussbaulichen Eingriffen auf die Sohlenentwicklung am Alpenrhein (1D)

Am Alpenrhein zwischen der Illmündung und dem Bodensee soll der Schutz vor Hochwasserereignissen verbessert und gleichzeitig den Anliegen der Bereiche Grundwassernutzung, Ökologie, Wasserkraft und Naherholung besser Rechnung getragen werden. Regelmässige Vermessungen der Sohle des Alpenrheins zeigen, dass die Sohle in den letzten 40 Jahren insgesamt leicht aufgeschottert wurde. Bauliche Massnahmen werden die langfristige Entwicklung der Sohle weiter ver-

ändern. Um diese Veränderungen für die nächsten 50 Jahre zu quantifizieren, wurden in einer ersten Planungsphase verschiedene Massnahmenvarianten simuliert. Aufgrund des 50 km umfassenden Modellgebiets und der langen Zeitdauer wurden die Simulationen in einer Dimension durchgeführt.

Für den Geschiebetransport wurde ein Mehrkornverfahren mit acht Kornfraktionen verwendet. Das Modell wurde aufgrund einer zehnjährigen Periode kalibriert und anschliessend anhand eines anderen 20-jährigen Zeitraums validiert. Die unterschiedlichen Verhältnisse im Kalibrierungs- und Validierungszeitraum konnten die Güte des numerischen Modells belegen. Mit dem validierten Modell wurde dann die Sohlenentwicklung von sieben verschiedenen Massnahmenvarianten für die nächsten 50 Jahre simuliert und im Hinblick auf das zu erreichende Hochwasserschutzziel evaluiert (siehe Bild 7).

Die Prognoserechnungen zeigten, dass grundsätzlich eine Tendenz zur Auflandung bestehen bleibt. Die Sohlenentwicklung hängt primär von der Menge des eingetragenen Geschiebes ab. Wenn die Unsicherheiten der eingetragenen Geschiebemengen eingegrenzt werden, liefert das numerische Modell belastbare Resultate.

5.4. Morphologische Entwicklung einer Flussmündung in einen See am Beispiel der Rheinvorstreckung

Der Alpenrhein mündet in Form eines künstlichen Gerinnes – die sogenannte Rheinvorstreckung – in den Bodensee. Dabei werden grosse Mengen an feinkör-

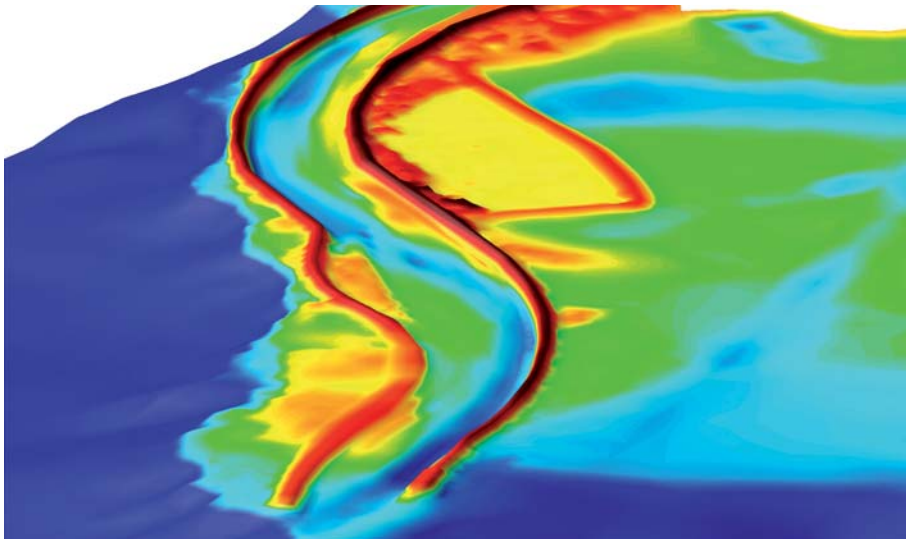


Bild 8. Sohlentopographie im Bereich der Rheinvorstreckung in den Bodensee.

nigem Sediment in die Vorstreckung und den Bodensee eingetragen. Um langfristige Prognosen über die Sohlenentwicklung des Vorstreckungsgerinnes zu ermöglichen, wurde ein numerisches Modell des Mündungsbereichs in zwei Dimensionen erstellt (siehe Bild 8). Die Topographie der Rheinvorstreckung ist zu zwei Zeitpunkten im Abstand von etwa 500 Tagen bekannt. Ausgehend vom früheren Zeitpunkt wurde das numerische Modell dahingehend kalibriert, dass die gemessenen Sohlendifferenzen durch die Simulation qualitativ und quantitativ reproduziert werden konnten.

Für die Sedimentumlagerungen wurde aufgrund der kleinen Korndurchmesser primär Suspensionstransport modelliert. Bei der Bestimmung der sedimentologischen Randbedingungen weist insbesondere die Bestimmung der Schwebstoffkonzentration in Abhängigkeit des Abflusses eine hohe Unsicherheit auf. Um das Modell für Langzeitprognosen verwenden zu können, muss noch eine Validierung über einen anderen Zeitraum erbracht werden.

Die Berechnung läuft auf einem handelsüblichen Computer durchschnittlich etwa 300 Mal schneller als in Realität. Das Modell ist somit in der Lage, Langzeitsimulationen über mehrere Jahre mit vertretbarem Aufwand zu simulieren.

5.5. Abschätzung der Habitatsvielfalt am Beispiel der Sense

Die Sense ist ein Fluss, welcher sich streckenweise noch in seinem natürlichen Zustand befindet. Für einen zwei Kilometer langen Abschnitt mit der Charakteristik eines verzweigten Gerinnes wurde ein Modell in zwei Dimensionen erstellt. Für die Kalibrierung des Modells standen umfangreiche Daten wie Fließgeschwindig-

keiten und Abflusstiefen zu verschiedenen Abflusszuständen zur Verfügung.

Mit dem kalibrierten Modell wurden die Auswirkungen von verschiedenen Geschiebetransportformeln (Ein- und Mehrkorn) auf die Morphologie und die Veränderungen der hydraulischen Habitatstypen untersucht. Dazu wurde eine Abflussganglinie über ein Jahr simuliert. Es konnte gezeigt werden, dass das Geschiebe im untersuchten Abschnitt nur umgelagert wird und sich die Habitatsvielfalt nicht verändert. Dies belegt, dass sich die Sense im Modellperimeter in einem Gleichgewichtszustand befindet. Die Indikatoren für die Habitatsvielfalt liefern allerdings nur für hohe Gitterauflösungen verwertbare Resultate.

6. Zukünftige Entwicklungen

Der vorliegende Beitrag beschreibt die grundlegenden Fähigkeiten und einige Spezialitäten des Simulationsmodells BASEMENT. Die aktuelle Version der Software ist auf der Webseite www.basement.ethz.ch abrufbar und beinhaltet eine Vielzahl an weiteren Details auf welche hier nicht weiter eingegangen wurde. Der heutige Stand des Programms ermöglicht dem Benutzer die numerische Simulation von Fließgewässern mit Sedimenttransport zur Untersuchung praxisrelevanter sowie wissenschaftlicher Fragestellungen. Dennoch ist die Entwicklung der Software nicht als abgeschlossen zu betrachten. Einerseits besteht nach wie vor Potenzial zur Effizienzsteigerung der Modelle sowie für funktionale Erweiterungen, wie z.B. eine gebietsinterne Kopplung der Modelle zur Simulation von Durchlässen sowie Stollen mit Druckabfluss, die Erweiterung des Geschiebetransports für Situationen mit Nichtgleichgewichtstransport,

BASEMENT

Das Programm BASEMENT und die dazugehörige Dokumentation (Faeh et al. 2011) sind kostenlos erhältlich unter www.basement.ethz.ch. Dort sind ebenfalls Eingabedateien für verschiedene Übungsbeispiele und Testfälle abrufbar, was den Einstieg in die numerische Modellierung erleichtern soll.

die Berücksichtigung von Sekundärströmungseffekten oder die Implementierung eines effizienten dreidimensionalen Strömungsmodells. Andererseits generiert die zunehmende Anwendung des Programms neue Anforderungen, wie etwa eine bessere Benutzerfreundlichkeit, eine erweiterte Funktionalität der grafischen Benutzeroberfläche oder die Kombination der Simulationssoftware mit heute gängigen Geoinformationssystemen. Bei der Entwicklung der Software waren Qualität, Flexibilität und Stabilität, mit Hinblick auf eine praxisorientierte Anwendung, stets die Schwerpunkte. Dieser Fokus soll für die weitere Entwicklung von BASEMENT beibehalten werden.

Verdankung

Die Entwicklung der Simulationssoftware BASEMENT wurde vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) unterstützt.

Literatur

Faeh, R., Mueller, R., Rousset, P., Vetsch, D., Volz, C., Vonwiller, L., Veprek, R., Farshi, D. (2011). System Manuals of BASEMENT, Version 2.2. Laboratory of Hydraulics, Glaciology and Hydrology (VAW). ETH Zurich.

Anschrift der Verfasser

David Vetsch, Patric Rousset, Roland Fäeh
VAW, ETH Zürich
Gloriastrasse 37/39, CH-8092 Zürich
vetsch@vaw.baug.ethz.ch
rousset@vaw.baug.ethz.ch
faeh@vaw.baug.ethz.ch

Refuges à poissons aménagés dans les berges de rivières soumises aux éclusées

Jean-Marc Ribí, Jean-Louis Boillat, Armin Peter, Anton Schleiss

Résumé

Dans la perspective d'atténuer les impacts des éclusées hydroélectriques, un refuge latéral a été étudié comme mesure de protection des poissons. Suivant une procédure expérimentale, des truites fario juvéniles ont été soumises à des vitesses épuisantes dans un canal expérimental alimenté en eau de rivière. Ce canal long de 12 m, comporte un élargissement rectangulaire local dans lequel une circulation d'eau est forcée par l'installation d'un épi de dérivation. Grâce à cet artifice, la majeure partie des poissons impliqués dans les essais se dirige vers le refuge. En optimisant la position et l'orientation de cet épi, le taux de présence moyen a atteint 87%. Recherchant à déceler les conditions hydrauliques qui attirent les poissons, des champs de vitesses 2D ont été simulés dans le plan horizontal et des profils de vitesses verticaux ont été mesurés par ultrasons. Cette documentation a permis de reconnaître les vitesses recherchées par les poissons pour rejoindre le refuge. Sur cette base la configuration la plus prometteuse a été identifiée, et des recommandations sont proposées pour la réalisation de prototypes de refuges en rivière.

Zusammenfassung

Um die Auswirkungen von Schwall und Sunk in Flüssen unterhalb Speicherkraftwerken zu vermindern, wurde die Wirkung von an Ufern angeordneten Buchten untersucht, welche als Fischrefugien dienen können. Die experimentelle Studie wurde in einem Versuchskanal mit Flusswasser und Forellenjährlingen durchgeführt, indem letztere Fließbedingungen ausgesetzt wurden wie sie bei Schwall und Sunk vorkommen. In einem Kanal von 12 m Länge wurde seitlich eine rechteckförmige Bucht als Fischrefugium angeordnet. Eine Umlenkbohle bewirkte dass eine bestimmte Abflussmenge vom Kanal in diese Bucht umgelenkt wurde. Dank dieser in die Bucht eintretende Abflussmenge, wurden die meisten Fische von diesem Refugium während Schwall und Sunk angezogen. Mit einer optimalen Ausgestaltung dieser Umlenkbohle resp. -insel konnte ein mittlere Aufenthaltszeit der Fische im Refugium von 87% erreicht werden. Um die hydraulischen Bedingungen besser zu verstehen, welche für die Lockströmung in die Bucht verantwortlich sind, wurden 2D-Strömungsberechnungen durchgeführt sowie die horizontalen und vertikalen Geschwindigkeitsverteilungen im Versuchskanal mit Ultraschallsonden gemessen. Die beobachteten Fließwege der Fische in die seitliche Bucht geben einen klaren Hinweis über die Geschwindigkeitsverteilung, welche erforderlich ist, so dass die meisten Fische das Refugium schnell finden. Aufgrund der erfolgversprechendsten Anordnung von Bucht und Umlenkbohle können erste Empfehlungen für die Umsetzung von Uferbuchten als Rückzugsmöglichkeit für Fische während Schwall und Sunk in Fließgewässern abgegeben werden.

1. Problématique des éclusées

La problématique des éclusées est associée à la production d'électricité à partir des centrales hydrauliques à accumulation. Par vocation, la production d'électricité répond à la demande des consommateurs dont elle suit les variations au cours du temps. Les aménagements hydroélectriques constitués d'un ou plusieurs réservoirs, sont particulièrement bien adaptés pour

produire l'énergie électrique nécessaire pour couvrir les pointes journalières. En Suisse, la production des centrales à accumulation représente plus du tiers de la consommation totale. Selon les prévisions, il est encore possible, d'augmenter la production de ces aménagements de 6% en moyenne annuelle, et de 20% en hiver (Schleiss, 2007). Les rivières alpines et préalpines d'importance sont directement

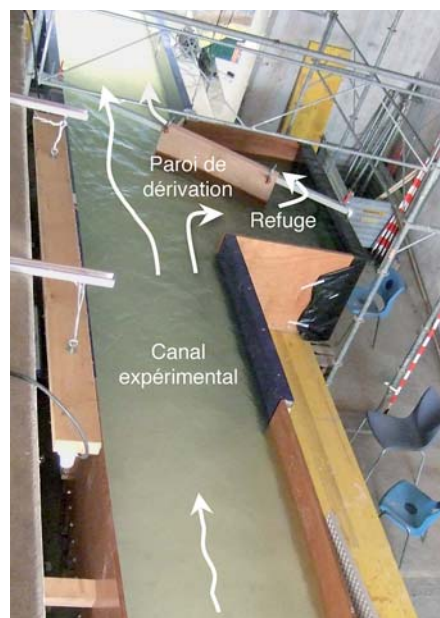


Figure 1. Canal expérimental de la Maigrange, Fribourg (Suisse).

concernées. L'un des corollaires de ce mode d'exploitation dit «par éclusées», est une modification du régime hydrologique des cours d'eau concernés (Meile & al. 2011). Sans précautions particulières, le régime naturel est affecté la plupart du temps, par une alternance cadencée et monotone des débits, en aval des points de restitution. Il est alors question de débits maximaux valant de 10 à 40 fois les débits de base. Ces derniers correspondent en général aux débits naturels et dans certains cas aux débits de dotation. Depuis plus de 3 décennies, les impacts négatifs de ce régime artificiel d'éclusées sont étudiés. Le rapport final du projet «Réseau suisse poissons en diminution» (Fischnetz, 2004) relève une diminution de 60% de la prise de truites dans les rivières suisses depuis 1980. La pauvreté en refuges naturels dans les rivières chenalées, combinée avec le stress induit par les éclusées figurent parmi les causes du déclin piscicole observé. En relation avec les éclusées, Peter & Schager (Fischnetz, 2004) soulignent l'importance de la morphologie et du degré d'aménagement sur l'impact

écologique des éclusées. Ils préconisent l'amélioration prioritaire de la qualité des habitats dans les tronçons influencés. Le rapport de synthèse «Schwall/Sunk» du projet Rhône-Thur (2005), mentionne pour les régions alpines, les variations de la température de l'eau et de sa turbidité comme effets nuisibles des éclusées, en plus du colmatage des lits et des crues artificielles hivernales qui affectent les frayères. A propos des conséquences écologiques des éclusées, la revue bibliographique de l'OFEV (2003) donne un état de l'art. Elle propose un cadre méthodologique pour l'évaluation des impacts et des recommandations pour atténuer leurs effets.

2. Intérêt d'un refuge latéral pour les poissons

Les préoccupations concernant la gestion des éclusées ne sont pas récentes. En 1939, Vibert affirmait que le maintien de débits minimaux en aval des barrages ne constituait pas une mesure suffisante pour protéger les poissons. Plus récemment, Heller (2007) a proposé une gestion des débits d'éclusées par épanchement dans un aménagement hydraulique à buts multiples, attendant au cours d'eau principal. Dans ce contexte, Pellaud (2007) a montré que la meilleure réponse écologique d'un tel aménagement résulte de la combinaison d'un marnage mitigé et d'une morphologie diversifiée des berges du cours d'eau. En réponse à ce dernier point, le refuge à poissons proposé ici contribue à l'amélioration des habitats latéraux. Il fait suite aux travaux de Meile (2007) qui a étudié l'influence de macro-rugosités de berges sur l'atténuation des éclusées.

Durant les éclusées, les vitesses d'écoulement élevées affaiblissent les poissons et provoquent leur dépérissement ainsi que celui des invertébrés (Jungwirth & al., 2003). Lors de l'arrêt des turbines, l'abaissement rapide du plan d'eau peut également entraîner l'échouage des poissons sur le substrat du lit majeur (Baumann & Klaus, 2003). Une dégradation générale des habitats naturels est aussi observée le long des rivières concernées (Valentin & al. 1996, Ovidio & al. 2006, Gouraud & al. 2008). Elle est principalement engendrée par la modification du régime de charriage (Baumann & Klaus 2003, Eberstaller & Pinka 2001). Face à ces impacts, le refuge latéral s'inscrit comme mesure de protection des poissons contre les vitesses d'écoulement excessives, dans les rivières soumises aux éclusées.

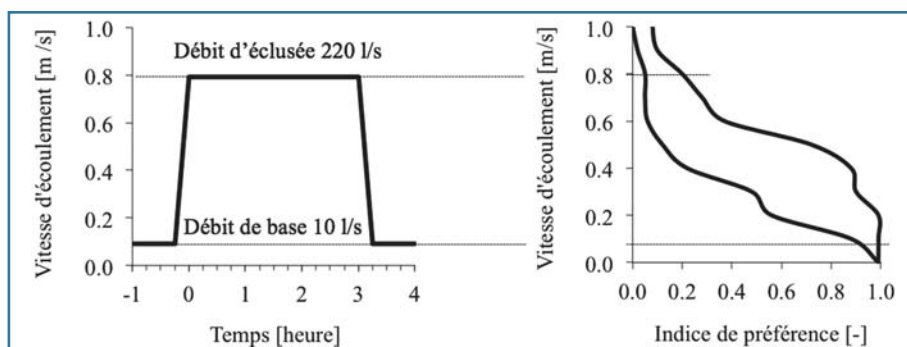


Figure 2. Paramètres hydrauliques du canal mis en relation avec les courbes de préférence de vitesse pour la truite fario au stade juvénile (tiré de Vismara & al. 2001).

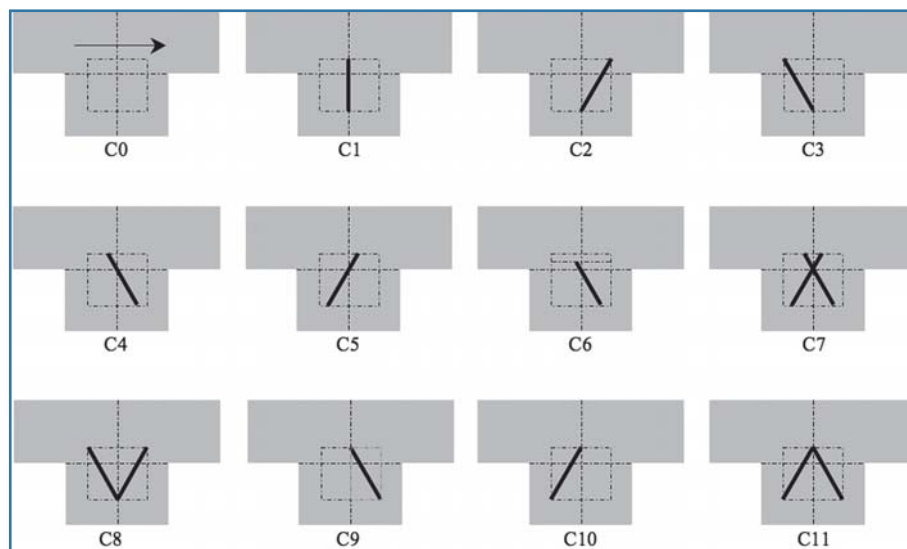


Figure 3. Configurations de refuge testées. Le trait gras représente la paroi de dérivation.

3. Etude expérimentale

Face à l'intérêt revêtu par l'installation de refuges latéraux, l'objectif de la présente recherche est d'en élaborer les formes et les conditions d'implantation, dans le but de maximiser leur taux d'occupation par les poissons lors des éclusées. Elle débouche sur des recommandations en vue de la réalisation de prototypes en rivière.

L'approche expérimentale consiste à mettre des poissons en situation d'éclusée dans un canal comprenant un refuge latéral. Dans ce but, un canal ad hoc a été construit dans l'ancienne usine hydroélectrique de la Maigrage, à Fribourg (Suisse). Ce site a été choisi car il bénéficie d'une alimentation en eau courante prélevée de la Sarine. D'une longueur utile de 12 m, le canal a une largeur de 1.2 m (Figure 1). Le refuge à parois vitrées, est aménagé en rive droite sur une largeur de 1.2 m et une longueur de 2 m. Le fond du canal, peint en blanc pour une meilleure visibilité des poissons, est constitué de galets colmatés au mortier. Le fond du refuge est recouvert de galets de rivière. L'éclusée est générée par l'ouverture de la vanne de régulation. Le débit est mesuré en continu, au même

titre que la température de l'eau. Les dimensions du canal sont adaptées à l'espèce de poissons retenue pour les essais. Il s'agit en l'occurrence de la truite fario (*Salmo trutta fario*) juvénile (0+ et 1+). Elle a été choisie pour sa représentativité de la population des rivières suisses concernées par les éclusées, et son stade de croissance pour sa vulnérabilité. De surcroît, elle a fait l'objet d'importantes recherches biologiques (Schager & Peter, 2001–2002), notamment en relation avec les éclusées (Murchie & al. 2008, Gouraud & al. 2008, Flodmark 2006, Valentin 1995, Scruton & al. 2003).

Les dimensions du canal sont fixées de manière à disposer de conditions de vitesses moyennes successivement favorables et défavorables, au sens des courbes de préférence d'habitat de l'espèce cible (Vismara & al. 2001, Figure 2 droite). Disposant d'un débit maximum de 220 l/s, la vitesse moyenne dans le canal passe de 0.1 m/s pour l'écoulement du débit de base de 10 l/s, à 0.8 m/s en situation d'éclusée (Figure 2 gauche), sous des hauteurs d'eau respectives de 0.10 et 0.24 m. D'autre part, la surface au sol du canal est fixée par la densité des

poissons. Souhaitant mettre en action 10 ou 20 poissons par essai, les densités retenues sont de 1 à 2 poissons/m² dans le canal et de 5 à 10 poissons/m² dans le refuge.

Les individus d'une longueur moyenne de 16.5 cm, ont été capturés à l'état sauvage, par pêche électrique au Tannenbach à Büttisholz (LU). Sur le site expérimental, ils séjournèrent dans un aquarium alimenté en eau de rivière et étaient nourris avec des macroinvertébrés vivants. Une marque distinctive permettait de partager l'effectif expérimental en 2 groupes de 10 poissons, qui étaient soumis chacun à 5 séquences d'éclusee d'une durée de 3 heures, réparties régulièrement sur 3 semaines. A la fin de cette période, ils étaient rapportés sur le site de capture et remplacés par un nouveau groupe de 20 individus.

Concernant la température de l'eau, différentes études (Küttel & al. 2002, Jungwirth & al. 2003) font état d'une vitalité du poisson optimale et peu influencée par les variations de ce paramètre, dans l'intervalle de 6 à 14°C. Pour se trouver dans cette situation, les essais se sont déroulés au printemps et en automne, au cours des années 2008 et 2009. Préalablement à chaque essai le débit de 10 l/s était établi et les poissons introduits à l'entrée du canal, dans un compartiment provisoirement cloisonné. Après une phase d'acclimatation, les poissons étaient libérés et le débit augmenté en quelques minutes à 220 l/s, puis maintenu pendant 3 heures. Durant cette période d'essai, la position des poissons était relevée visuellement à intervalles de 20 minutes, et leurs déplacements étaient enregistrés par une caméra vidéo installée à l'aplomb de la zone du refuge. Afin de valider les résultats, chaque configuration du refuge a été testée 3 fois. Le 1^{er} et le 2^{ème} essai étaient réalisés avec deux groupes distincts de 10 poissons et le 3^{ème} avec les 20 poissons. Chaque individu bénéficiait d'un temps de repos d'au moins 24 heures entre 2 essais.

Afin de pouvoir générer de nouvelles configurations de refuge à partir des observations antécédentes, une connaissance des champs de vitesses dans le secteur concerné était nécessaire. Ils ont été produits par simulation numérique 2D avec le logiciel BASEMENT «BASic Environment for simulation of natural flow and hazard simulation» (Faeh & al. 2010), qui résout les équations des écoulements non-permanents à surface libre, par la méthode des volumes finis. La constitution

du maillage, le pré- et post-traitement des données ainsi que la visualisation des résultats ont été effectués avec le logiciel SMS «Surface Water Modelling System».

A la suite des essais avec les poissons, chaque configuration a également fait l'objet d'une série de mesures de profils verticaux de vitesses d'écoulement avec la technique UVP (Ultrasonic Velocity Profiler). Six sondes alignées en parallèle sur un support, étaient disposées successivement au droit de 4 sections caractéristiques: 2 sections transversales dans le canal, en amont et en aval du refuge, et 2 autres sur la section interface entre le canal et le refuge, en amont et en aval de la paroi de dérivation.

4. Optimisation de la configuration du refuge latéral

La configuration basique du refuge a été testée initialement (Configuration C0 de la Figure 3). Ces premiers essais montraient que l'attractivité de cette simple cavité aménagée dans la berge, est très limitée

pour le poisson. Les comptages donnent une fréquentation moyenne du refuge de 33%, caractérisée par une forte variabilité au cours des 3 heures d'essai. Ce désintérêt relatif peut s'expliquer par le faible échange d'eau entre le canal et le refuge.

Afin de créer un flux attractif dans le refuge, une paroi plane et verticale a été placée perpendiculairement à l'écoulement principal, au milieu de la ligne interface (Configuration C1 de la Figure 3), sur toute la hauteur d'eau. L'extrémité extérieure de cette paroi pénètre de 30 cm dans la section du canal et son extrémité intérieure laisse un espace de 50 cm jusqu'à la paroi du refuge. Durant les 3 essais d'une durée de 3 heures chacun, 74% des poissons en jeu étaient en moyenne présents dans le refuge (Figure 7). Cette performance résulte de la circulation d'un débit de 43 l/s dans le refuge, forcée par la présence de la paroi de dérivation. Ce débit représente 19% du débit total de 220 l/s (Figure 6). Sur la base de ce résultat, une maximisation de la présence moyenne a été recherchée par

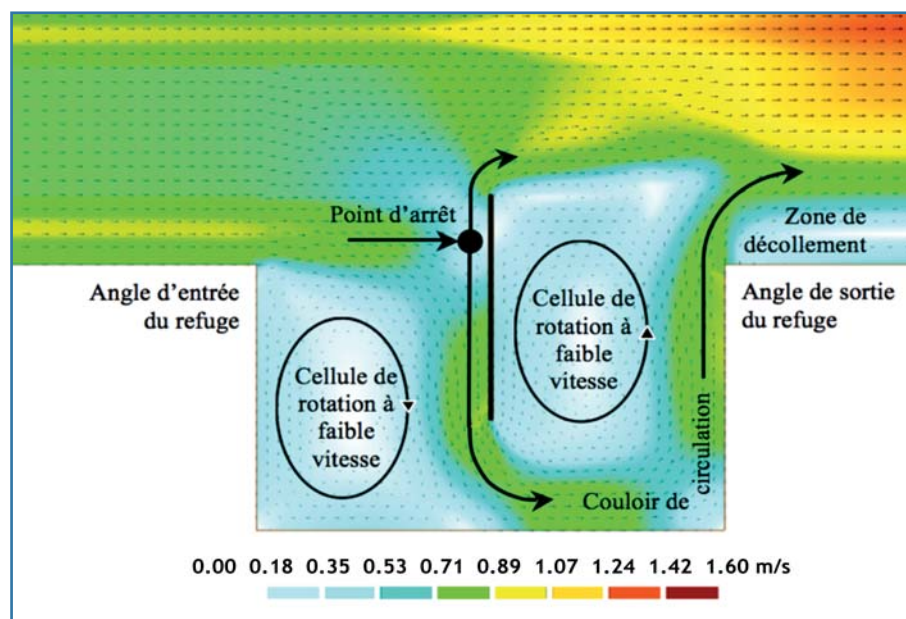


Figure 4. Champ de vitesses simulé par BASEMENT 2D, pour la configuration C1. Eléments significatifs de l'écoulement au voisinage et à l'intérieur du refuge.

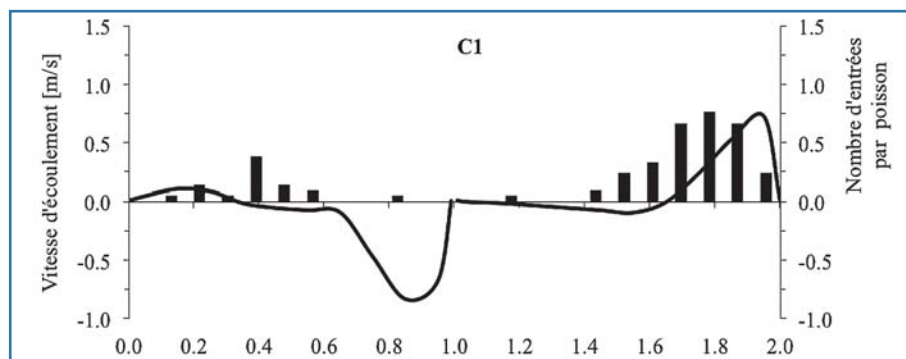


Figure 5. Distribution des vitesses d'écoulement le long de la ligne interface (ligne continue), à 0.025 m du fond, superposée à la distribution du nombre d'entrées des poissons (bâtonnets verticaux), pour la configuration C1.

la production systématique d'un ensemble de configurations (Figure 3). Celles-ci se distinguent par la position et l'orientation de la paroi de dérivation autour de 3 points fixes, dont 2 correspondent aux extrémités de la paroi de la configuration C1 et le 3^{ème} au centre de la ligne interface.

La procédure méthodologique décrite précédemment a ainsi été appliquée aux 12 configurations retenues. Chacune est documentée par un champ de vitesses simulé avec BASEMENT 2D, un ensemble de 27 fiches de relevés de la position des poissons, 9 heures

d'enregistrement vidéo, et 24 profils de vitesses mesurés par UVP dans 4 sections. Ces informations permettent de définir le débit dérivé dans le refuge (Figure 6), le taux de présence moyen de poissons dans le refuge (Figure 7), le nombre de passages de poissons entrant dans le refuge à travers la ligne interface décomposée en intervalles de 10 cm, ainsi que les vitesses d'écoulement rencontrées au milieu des mêmes intervalles. Les structures d'écoulement significatives de la configuration C1 sont mises en évidence sur la Figure 4, en superposition du champ de vitesses simulées avec BASEMENT 2D. Concernant la distribution des vitesses le long de la ligne interface (Figure 5), elle montre 2 pointes, l'une pour le flux entrant dans le refuge et l'autre pour le flux sortant. Chacune est attenante à une zone de vitesses en sens opposé, délimitée par un point intermédiaire où la vitesse s'annule, le point de cisaillement. Quant aux entrées des poissons (Figure 5), elles ont lieu de manière préférentielle aux alentours du point de cisaillement, là où le gradient de vitesses est important. Par ailleurs elles sont nettement plus nombreuses dans la partie de la section interface située en aval de la paroi de dérivation.

L'ensemble de ces constatations est généralisable à toutes les configurations qui comprennent une paroi de dérivation. A cet égard, il est clairement démontré que les vitesses recherchées par les poissons pour entrer dans le refuge sont majoritairement comprises entre 0 et 0.3 m/s. Il est dès lors possible de conclure à l'importance de la structure des écoulements dans le refuge. D'une part, le courant dérivé est indispensable pour attirer le poisson vers le refuge, d'autre part, les cellules de rotation sont essentielles pour faciliter leur entrée.

Les résultats présentés sur la Figure 7, montrent que les configurations C8 et C3 ont les meilleurs taux de présence, soit 87 et 82% respectivement. Ces 2 configurations ont en commun la position et l'orientation de la face amont de la paroi de dérivation, qui peuvent être considérées comme les plus favorables. Avec son taux de présence maximum, la configuration C8 est proposée comme référence pour la réalisation de prototypes en rivière (Figure 8).

5. Recommandations

Pour la transposition en rivière du refuge expérimental, la question des dimensions adéquates se pose en premier ordre. Le problème réside dans la définition de

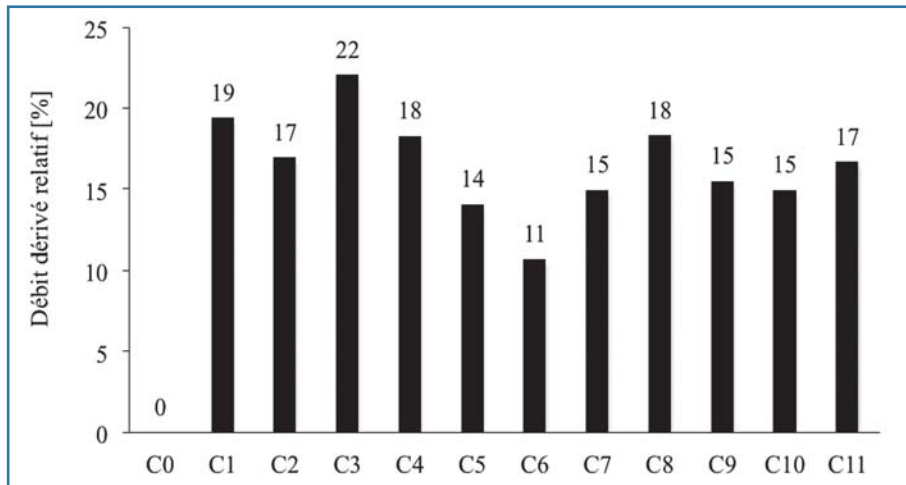


Figure 6. Débits dérivés dans le refuge rapportés au débit total transitant dans le canal expérimental, pour chaque configuration.

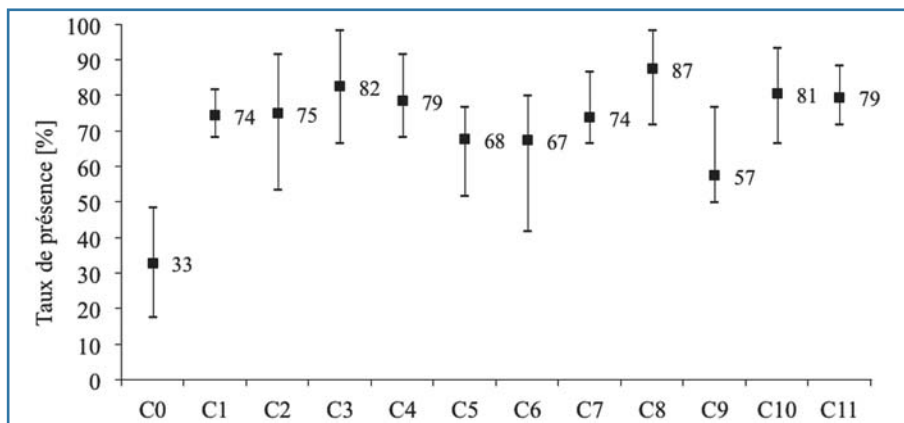


Figure 7. Taux de présence des poissons dans le refuge, moyennés sur les 3 essais relatifs à chaque configuration, valeurs maximales, moyennes et minimales, avec mention chiffrée des valeurs moyennes.

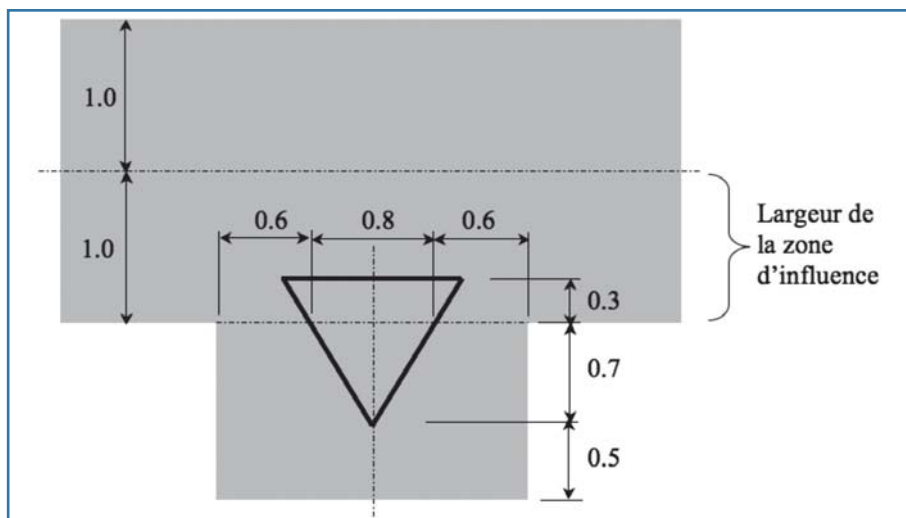


Figure 8. Dimensions proportionnelles du refuge pour la configuration C8. L'unité est donnée par la largeur de la zone d'influence du refuge, inférieure ou égale à la demi-largeur du cours d'eau.

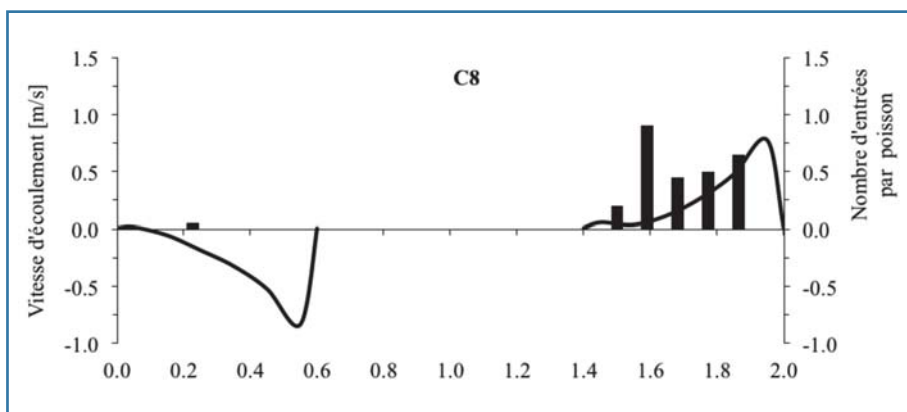


Figure 9. Distribution des vitesses d'écoulement le long de la ligne interface (ligne continue), à 0.025 m du fond, superposée à la distribution du nombre d'entrées par poisson (bâtonnets verticaux), dans la configuration C8.

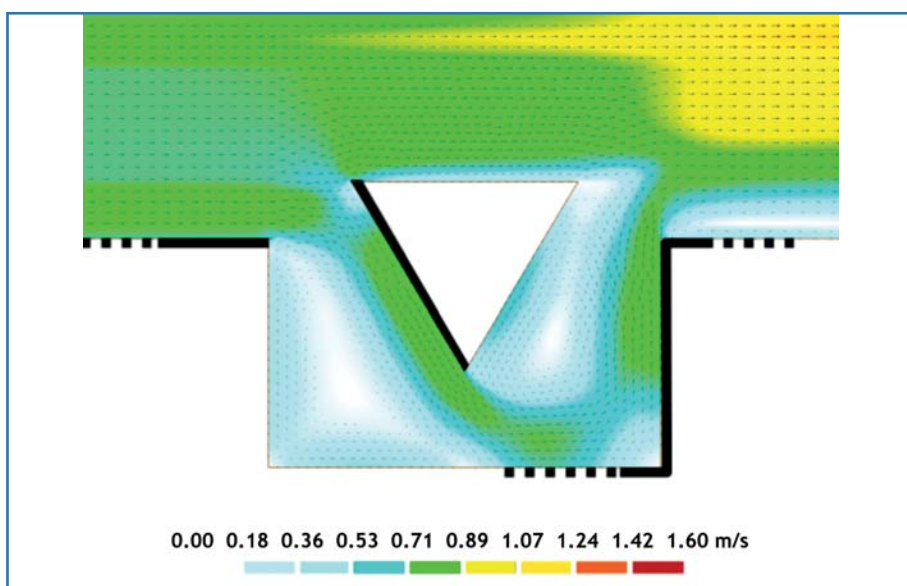


Figure 10. Champ de vitesses simulé par BASEMENT 2D, pour la configuration C8, proposée pour la réalisation de prototypes en rivière. Les traits gras indiquent les parois à bien marquer dans le projet, les pointillés indiquent les zones de transition.

l'emprise nécessaire de la zone d'influence du refuge sur la largeur de la rivière, pour attirer le poisson. Différents scénarios examinés (Ribi, 2011) conduisent à proposer la règle suivante:

Au delà d'une valeur minimale de 10 m qui s'impose pour se prémunir contre les obstructions, la longueur de la ligne interface devrait être comprise entre la moitié de la largeur du lit, pour des cours d'eau importants et sa totalité pour de petites rivières. Toutes les autres dimensions du refuge sont à reporter proportionnellement, en référence à celles de la Figure 8.

D'un point de vue constructif, il est essentiel de reproduire fidèlement la structure des écoulements dans le refuge, en particulier le profil de vitesses dans la section interface (Figure 9). Pour y parvenir il est nécessaire d'implanter en conformité les parois qui guident le débit dérivé dans le refuge (Figure 10). Leur

parement devrait être constitué de blocs d'enrochement empilés en pente raide sur plus de la moitié de la hauteur de marnage, avec des extrémités bien marquées. Les autres faces peuvent être aménagées avec des enrochements en pente douce (Figure 11). Le substrat du fond du refuge doit être semblable à celui de la rivière.

Sur le profil transversal (Figure 11), une surélévation du fond du refuge de l'ordre de 0.5 à 1.0 m par rapport au lit de la rivière est préconisée, pour favoriser le transit des alluvions charriées en situation de crue. Cette mesure requiert le maintien d'un niveau d'eau minimum d'autant plus élevé, afin de préserver les habitats dans le refuge. Si le niveau d'eau minimum souhaité dans le refuge est de l'ordre de 0.5 m, la hauteur d'eau minimale dans la rivière adjacente doit être supérieure à 1.0 m.

Concernant l'équidistance entre les refuges, 2 critères peuvent être avancés. Le premier concerne la densité

de poissons. Si celle du refuge peut être estimée à 10 à 20 individus/m², celle du lit est variable dans une proportion supérieure à 1/10 selon la taille de la rivière (Schager & Peter, 2007). Le second critère concerne la capacité du poisson à rejoindre un refuge en phase montante de l'écluse. La distance recherchée est alors celle que les poissons peuvent parcourir en vitesse de croisière avant qu'ils ne soient emportés par le courant. A cet égard, un accroissement de débit en paliers peut augmenter leur distance de parcours. Dans les 2 cas, la détermination de l'équidistance est dépendante du cas d'espèce, soit de la rivière concernée et du déroulement des éclusées qu'elle subit. Des investigations expérimentales en rivière sont donc requises pour se prononcer sur ce point.

Quant à la distribution des refuges le long des berges, elle est en principe prévue en alternance de part et d'autre du cours d'eau. En réalité il faudra éviter des zones d'atterrissements potentiels.

6. Conclusions

Les principaux enseignements tirés de cette recherche peuvent se résumer comme suit:

- En situation d'éclusées, le refuge latéral simple est une mesure faiblement attractive pour le poisson. L'installation dans le refuge d'un épi de dérivation d'une partie du courant, produit un attrait remarquable pour le poisson. L'orientation et la position de cet épi permettent de maximiser la performance.
- La restitution au canal du débit dérivé produit le courant d'attrait. Les poissons entrent principalement dans le refuge par la section située en aval de la paroi de dérivation. Ils recherchent le point de cisaillement pour rejoindre la cellule de rotation, attenante au couloir de circulation du débit dérivé.
- La configuration C8 est recommandée pour la réalisation de prototypes en rivière (Figure 11). Outre le taux de présence maximum qu'elle induit, cette configuration présente l'avantage d'un épi de dérivation en forme d'îlot. Son emprise massive lui donne une bonne stabilité et la végétation qui pourra s'implanter à sa surface contribuera à la valorisation écologique et paysagère de l'ouvrage.

Préalablement à la réalisation généralisée de refuges, une validation en rivière doit être opérée. De cette façon, l'adaptation du dispositif sera testée avec

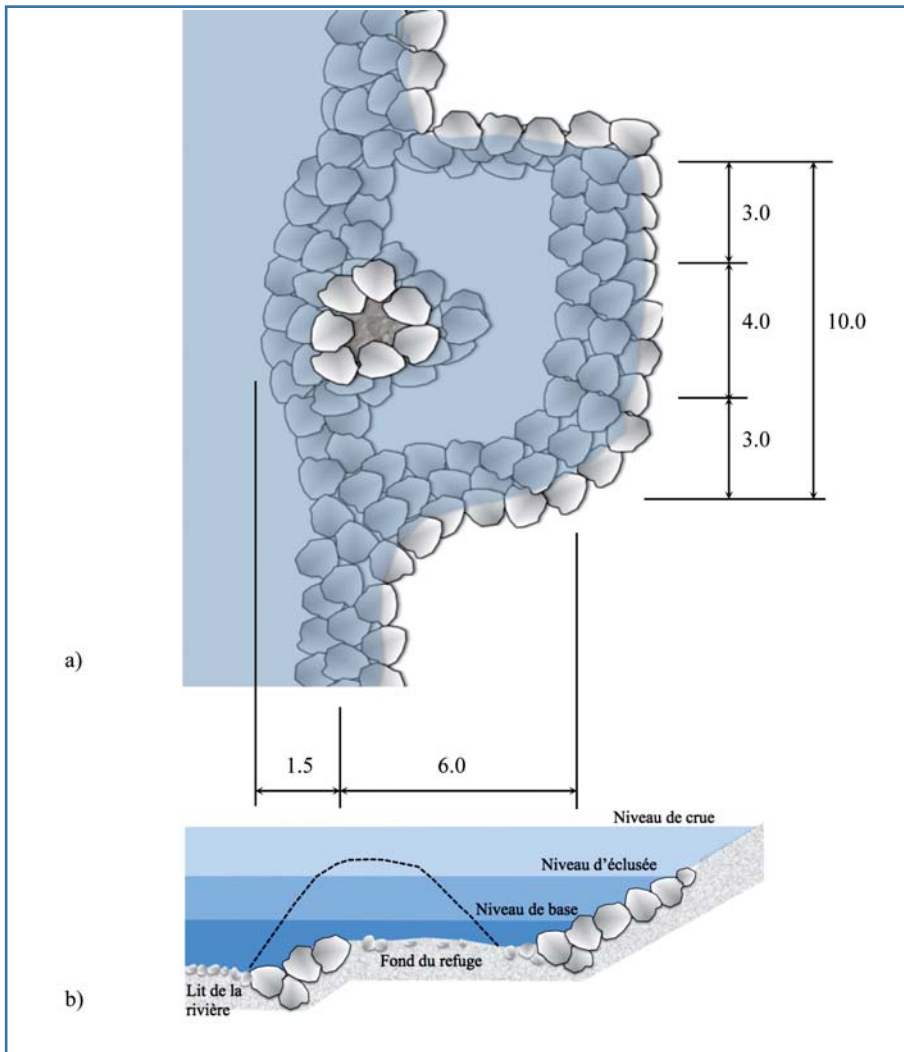


Figure 11. Esquisse pour un prototype de refuge avec des dimensions minimales indicatives [m] : a) Vue en plan, b) Coupe transversale en amont de l'îlot de dérivation.

d'autres espèces à d'autres stades de croissance, sous toutes conditions de température. Selon cette démarche, les présentes recommandations seront utiles à la réalisation de prototypes de refuges, qui feront l'objet d'un suivi scientifique. A l'issue de ce processus le produit sera véritablement opérationnel.

Remerciements

Les partenaires académiques de cette recherche sont le Laboratoire de Constructions Hydrauliques de l'EPFL, l'EAWAG et l'Ecole d'Ingénieurs et d'Architectes de Fribourg. Elle est au bénéfice d'un subside CTI sous-projet 9676.1 PFIW-IW «Nachhaltige Nutzung der Wasserkraft – Innovative Massnahmen zur Reduzierung der Schwall- und Sunkproblematik». Les partenaires de l'économie sont le Groupe-E SA, l'Etat de Fribourg, Ribl SA et KWO-Grimselstrom. La recherche fait également partie du projet interdisciplinaire «Intégrales Flussgebietsmanagement» (Schleiss & al. 2008) soutenu par l'OFEV. Le canal expérimental a été financé par l'EIA-Fr et a pu être installé à l'usine de la Maignrage grâce à la bienveillance du

Groupe-E SA. Les simulations numériques ont été effectuées avec la collaboration de Kathrina Steffen dans le cadre de son projet de master à l'EPFL.

Références

Baumann P., Klaus I. (2003). Conséquences écologiques des écluésées, Etude bibliographique, Informations concernant la pêche n° 75, Office Fédérale de l'Environnement, OFEV, Berne, Suisse.

Eberstaller J., Pinka P. (2001). Trübung und Schwall Alpenrhein-Einfluss auf Substrat, Benthos, Fische, Teilbericht Fischökologie, Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Internationale Regierungskommission Alpenrhein Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, Wien.

Faeh R., Mueller R., Rousselot P., Vetsch D., Volz C., Vonwiller L., Veprek R., Farshi D. (2010). System Manuals of BASEMENT, Version 2.1. Laboratory of Hydraulics, Glaciology and Hydrology – VAW. Swiss Federal Institute of Technology Zurich.

Fischnetz (2004). Sur la trace du déclin piscicole. Rapport final. EAWAG/OFEV.

Flodmark L. E. W., Forseth T., L'Abée-Lund J.

H., Vøllestad L. A. (2006). Behaviour and growth of juvenile brown trout exposed to fluctuating flow, *Ecology of Freshwater Fish* 2006: 15: 57–65.

Gouraud V., Capra H., Sabaton C., Tissot L., Lim P., Vandewalle F., Fahrner G., Souchon Y. (2008). Long-term simulations of the dynamics of trout populations on river reaches bypassed by hydroelectric installations – Analysis of the impact of different hydrological scenarios, *River. Res. Applic.* 24: 1185–1205.

Heller P. (2007). Méthodologie pour la conception et la gestion des aménagements hydrauliques à buts multiples par une analyse systémique. Thèse 3781 Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. Communication n° 41 LCH-EPFL.

Jungwirth M., Haidvogel G., Moog O., Muhar S., Schmutz S. (2003). *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*, UTB Verlag Wien.

Küttel S., Peter A., Wüest A. (2002). Rhône Revitalisierung, Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer, Publikation Nr. 1.

Meile T., Fette M., Baumann P. (2005). *Synthese Schwall/Sunk*. Publikation des Rhone-Thur Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, Limnex. 48 pp.

Meile T. (2007). Influence of macro-roughness of walls on steady and unsteady flow in a channel. Thèse 3952, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne.

Meile T., Boillat J.-L., Schleiss A.J. (2011). Hydropeaking indicators for characterization of Upper-Rhone River in Switzerland. *Aqua Sci.* 2011, 73: 171–182.

Murchie K.J., Hair K.P.E., Pullen C.E., Redpath T.D., Stephens H.R. Cooke S.J. (2008). Fish response to modified flow regimes in regulated rivers, *Research methods, effects and opportunities*, *River Research and Applications* 24: 197–217.

Ovidio M., Capra H., Philippart J.-C. (2008). Regulated discharge produces substantial demographic changes on four typical fish species of a small salmonid stream. *Hydrobiologia* 609: 59–70.

Pellaud M. (2007). Ecological response of a multi-purpose river development project using macro-invertebrates richness and fish habitat value. Thèse 3807 Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne.

Peter A., Schager E. (2004). Le déclin piscicole est dû à une qualité morphologique insuffisante des cours d'eau. Rapport final du projet Réseau suisse poissons en diminution. EAWAG/OFEV, 2004.

Ribi J.-M., Steffen K., Boillat J.-L., Peter A., Schleiss A.J. (2009). Influence of geometry of fish shelters in river banks on their attractiveness for fishes during hydropeaking. *Proceedings of the 33rd Congress of IAHR*, Vancouver, Ca-

nada, August 9–14, ISBN: 978-94-90365-01-1. pp. 6074–6081.

Ribi J.-M., Boillat J.-L., Schleiss A. J. (2010). Flow exchange between a channel and a rectangular embayment equipped with a diverting structure. Proceedings of the 5th International Conference on Fluvial Hydraulics River Flow 2010, September 8–10, Braunschweig, Germany, Eds.: Dittrich, Koll, Aeberle & Geisenhainer, Bundesanstalt für Wasserbau, ISBN 978-3-939230-00-7, p. 665–671.

Ribi J.-M., Boillat J.-L., Peter A., Schleiss A. J. (2010). Fish behavior during hydropeaking in a channel equipped with a lateral shelter. Proceedings of the 8th International Symposium on Ecohydraulics (ISE 2010), COEX, Seoul, Korea, September 12–16, 2010, p. 675–682.

Ribi J.-M. (2011). Etude expérimentale de refuges à poissons aménagés dans les berges de rivières soumises aux éclusées hydroélectriques. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (Suisse). Thèse n° 5173 et Communication n° 50 du Laboratoire de Constructions Hydrauliques, LCH-EPFL, ed. A. Schleiss, Lausanne.

Schager E., Peter A. (2001). Bachforellensömerlinge Phase 1, Netzwerk Fischrückgang Schweiz, EAWAG.

Schager E., Peter A. (2002). Bachforellensömerlinge Phase 2, Netzwerk Fischrückgang Schweiz, EAWAG.

Schager E., Peter A., Burhardt-Holm P. (2007). Status of young-of-year brown trout (*Salmo trutta fario*) in Swiss streams: factor influencing YOY trout recruitment, Aquatic Sciences 69 (2007) 41–50.

Schleiss A. (2007). L'hydraulique suisse: Un grand potentiel de croissance par l'augmentation de la puissance. Bulletin SEV 02/07, p. 24–29.

Schleiss A., Peter A., Faeh R., Scheidegger, C. (2008). Dynamische Lebensräume und Hochwasserschutz – Forschungsprojekt «Integrales Flussgebietsmanagement». «Wasser Energie Luft» 100 (3): 187–194.

Scruton D. A., Ollerhead, L. M. Clarke K. D., Pen- nel C., Alfredsen K., Harby A., Kelley D. (2003). The behaviour response of juvenile Atlantic Salmon and brown trout to experimental hydropeaking power generation on a Newfoundland river. River Research and Application, 19, 577–587.

Valentin S. (1995). Variabilité artificielle des conditions d'habitat et conséquences sur les peuplements aquatiques: effets écologiques des éclusées hydroélectriques en rivière, Etude de cas et approches expérimentales, thèse, Université de Claude Bernard – Lyon.

Valentin S. (1996). Modeling temporal variations of physical habitat for brown trout (*Salmo trutta*) in hydropeaking conditions, regulated rivers. Research & Management, 12, 317–330.

Vibert R. (1939). Répercussions piscicoles du fonctionnement par éclusées des usines hydroélectriques. Bulletin français de pisciculture 116–117.

Vismara A., Azzellino R., Bosi R., Crosa G., Gentili G. (2001). Habitat suitability curves for brown trout (*Salmo trutta fario* L.) in the river Adda, northern Italy: Comparing univariate and multivariate approaches, Regul. Rivers: Res. Mgmt. 17: 37–50.

Adresse des auteurs

Jean-Marc Ribi, Dr. Ecole d'Ingénieurs et d'Architectes (EIA-Fr), Péroilles 80, CH-1700 Fribourg.

Jean-Louis Boillat, Dr.

Anton Schleiss, Prof. Dr. Laboratoire de Constructions Hydrauliques (LCH), Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL), LCH-IIC-EPFL, Station 18, CH-1015 Lausanne.

Armin Peter, Dr. EAWAG, Seestrasse 79, CH-6047 Kastanienbaum.



Führend in der Automatisierung von Wasserkraftwerken

Der hydromorphologische Index der Diversität

«eine Messlatte für das ökologische Potenzial von Hochwasserschutzprojekten»

Walter Gostner, Anton Schleiss

Zusammenfassung

Im modernen Flussbau müssen nicht nur schutzwasserbauliche, sondern auch ökologische Anforderungen berücksichtigt werden. Durch entsprechende Gestaltung ist ein möglichst grosser Strukturreichtum anzustreben, da dieser zweifelsfrei eine der Grundvoraussetzungen für eine hohe Biodiversität in einem Fliessgewässer darstellt.

Im vorliegenden Artikel wird ein neuer hydromorphologischer Index der Diversität (HMID) vorgestellt. Der HMID wurde im Rahmen des Forschungsprojektes «Integrales Flussgebietsmanagement» mittels umfangreicher Felderhebungen, numerischer Modellierungen und statistischer Analysen an drei Fliessgewässern in der Schweiz entwickelt.

Er enthält in seiner Formulierung die hydraulischen Variablen Fliessgeschwindigkeit und Fliessstiefe, welche aufgrund der vorhandenen Wechselwirkungen mit anderen hydraulischen und geomorphischen Grössen die Strukturvielfalt eines Fliessgewässers zu charakterisieren vermögen.

Mit dem HMID steht dem Wasserbauer ein Werkzeug zur Verfügung, das es ihm erlaubt, bei Hochwasserschutzprojekten auch den Strukturreichtum zu optimieren und damit möglichst günstige hydromorphologische Voraussetzungen für die Wiederherstellung der natürlichen Funktionen eines Fliessgewässers zu schaffen.

Résumé

Dans l'ingénierie fluviale moderne, il est non seulement nécessaire de considérer les exigences de protection contre les crues, mais également les demandes écologiques. Avec une configuration du lit optimisée, une richesse structurelle peut être retrouvée. Elle représente sans aucun doute une des conditions de base pour une biodiversité élevée dans un cours d'eau.

Dans le présent article, un nouvel indice hydro-morphologique de diversité (HMID) est présenté. Le HMID a été développé dans le cadre du projet «Gestion intégrale des réseaux fluviaux» à l'aide d'investigations in situ, de modélisations numériques et d'analyses statistiques sur trois cours d'eau situés en Suisse. Dans sa formulation, il contient les variables hydrauliques, tel que les vitesses d'écoulement et les profondeurs d'eau, qui, suite aux corrélations avec d'autres grandeurs hydrauliques et géomorphiques, sont capables de caractériser la richesse structurelle d'un cours d'eau.

En utilisant le HMID, l'ingénieur hydraulicien dispose d'un outil qui lui permet d'optimiser la richesse structurelle d'un cours d'eau, dans le cadre des projets de protection contre les crues. Par conséquent, il peut générer des conditions hydro-morphologiques optimales pour la restauration de ses fonctions naturelles.

1. Einführung

Fliessgewässer erfüllen wichtige ökologische, wirtschaftliche und soziale Funktionen. Eingriffe an den Fliessgewässern auf verschiedenen Ebenen waren und sind die Voraussetzung für die Entwicklung unserer Zivilgesellschaften. Durch die mannigfaltigen Nutzungs- und Verbauungsformen zählen Fliessgewässer heutzutage jedoch zu den am vielfältigsten und schwersten beeinträchtigten Ökosystemen (Jungwirth et al., 2003). Zudem hat der klassische Hochwasserschutz oft seine gewünschte Wirkung nicht erreicht. Extreme Hochwässer haben gezeigt, dass ein absoluter Schutz nicht möglich ist und die traditionellen Herangehensweisen zu überdenken sind.

Aus diesen Beweggründen heraus hat sich ein Wandel weg von einer sektoriellen Betrachtungsweise hin zu ganzheit-

lichen und integralen Ansätzen vollzogen. In den einschlägigen Gesetzen hat dieser Paradigmenwechsel Eingang gefunden. Demnach müssen die Kantone nicht nur die Gefahrengelände bezeichnen, sondern auch den Raumbedarf der Gewässer festlegen, der für den Schutz vor Hochwasser und für die Erfüllung der ökologischen Funktionen der Gewässer notwendig ist. Bei Hochwasserschutzprojekten sind also auch die ökologischen Defizite zu ermitteln und zu beheben. Weiters sind die Kantone verpflichtet, die Revitalisierung ihrer Gewässer vorzunehmen, wobei darunter die Wiederherstellung der natürlichen Funktionen der oberirdischen Fliessgewässer zu verstehen ist.

Der Wasserbauingenieur benötigt demzufolge nicht mehr nur Instrumente zur fachgerechten Auslegung der Hochwasserschutzmassnahmen, vielmehr

muss er imstande sein, die Projekte so zu gestalten, dass auch die Voraussetzungen für das ökologische Potenzial der Fliessgewässer verbessert werden.

Der in diesem Artikel vorgestellte «hydromorphologische Index der Diversität» (HMID) ist aus diesen Anforderungen heraus im Rahmen des Forschungsprojektes «Integrales Flussgebietsmanagement» entstanden. Er soll als Werkzeug dienen, bei Hochwasserschutzprojekten die hydromorphologischen Eigenschaften des betroffenen Fliessgewässerabschnitts so zu gestalten, dass möglichst gute Voraussetzungen für dessen natürliche Funktionen geschaffen werden. Durch die Ermittlung des HMID für verschiedene Projektvarianten und die Überprüfung weiterer hydromorphologischer Kriterien können die aus gesamtheitlicher Sicht zu priorisierenden Varianten festgelegt werden.

2. Der hydromorphologische Index der Diversität

2.1 Strukturvielfalt als Voraussetzung für die Funktionsfähigkeit der Gewässerökosysteme

Für die Funktionsfähigkeit der Fließgewässerlebensräume ist eine Vielzahl sich gegenseitig beeinflussender Faktoren abiotischer und biotischer Natur mitbestimmend.

Bei den abiotischen Faktoren spielen die hydromorphologischen Eigenschaften eine tragende Rolle. Stellt man Fließgewässer mit natürlicher und künstlicher Morphologie einander gegenüber, ist in natürlichen Abschnitten (Beispiel in *Bild 1*, links) in der Regel eine grosse Variabilität der Strömung, d.h. der hydraulischen Variablen, zu erkennen. Zonen mit hoher Fließgeschwindigkeit wechseln sich ab mit Bereichen mittlerer Fließtiefe und -geschwindigkeit und mit Stellen hoher Tiefe und geringer Fließgeschwindigkeit. Weiter gibt es Flachwasserbereiche mit geringer Strömung, Kiesbänke unterschiedlicher Höhe mit dementsprechend verschiedenen Vegetationscharakteristiken und Sukzessionsstadien, Vorkommen von Totholz und ein buntes Muster an verschiedenen Substratgrößen. Auch ist zwischen dem Fließgewässer und dem Umland oft ein breiter Ufergürtel vorhanden. Man stellt also eine hohe Vielfalt an aquatischen und terrestrischen Lebensräumen fest. In kanalisiertem Abschnitten hingegen (Beispiel in *Bild 1*, rechts) ist eine starke Monotonie mit konstant bleibenden Strömungsmustern sowohl in Längs- als auch in Querrichtung und einem eingeschränkten Angebot an Lebensräumen zu beobachten.

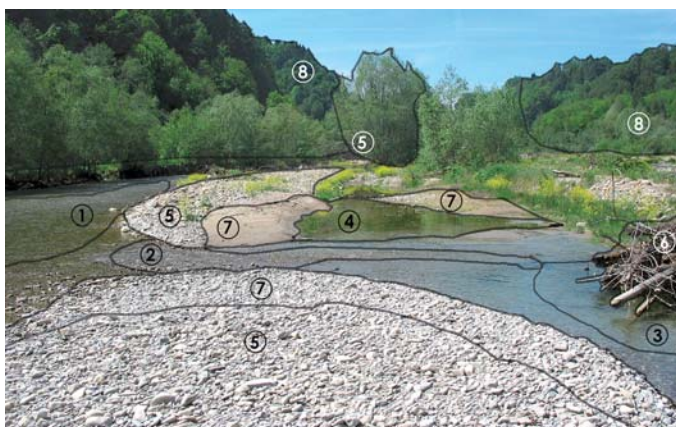


Bild 1. Links: unverbauter, natürlicher Abschnitt an der Sense (Kt. Freiburg) mit Bereichen mittlerer Fließgeschwindigkeit und -tiefe (Rinner) (1), Zonen hoher Fließgeschwindigkeit (Furt) (2), hoher Fließtiefe (Kolk) (3), Flachwasserbereichen (4), Kiesbänken unterschiedlicher Höhe (5), Totholz (6), wechselnden Substrateigenschaften (7) und einem breiten Ufergürtel (8).

Rechts: verbauter, kanalartiger Abschnitt an der Bünz (Kt. Aargau) mit stark reduziertem Habitatangebot (aquatisch: Rinner, terrestrisch: Böschung konstanter Neigung mit Grasbewuchs und Sträuchern).

Die hydromorphologische Vielfalt, häufig auch als Strukturvielfalt bezeichnet, ist einerseits bedingt durch die morphologischen Eigenschaften, also durch die räumliche Variabilität, und andererseits durch das hydrologische bzw. abflussdynamische Geschehen, also durch die zeitliche Komponente. Aus dem Zusammenspiel von Morphologie mit dem Abfluss entstehen jene hydraulischen Variablen (Fließtiefe, Fließgeschwindigkeit, Substrateigenschaften, u.a.), welche das Habitatangebot für aquatische Lebensgemeinschaften bestimmen, aber auch die Randbedingungen für die flussbegleitende Flora und Fauna.

Die Veränderung und vor allem Homogenisierung der physikalischen Habitate mit der damit einhergehenden Verarmung der Strukturvielfalt in den Fließgewässern ist die bedeutsamste Bedrohung für die Biodiversität und führt zu einer Reduzierung von Artenreichtum und Biomasse (Allan & Castillo, 2007). In der Schweiz sind rund 15 000 km der Fließgewässer stark verbaut (BAFU 2010), dort sind verschiedene Fischarten nicht mehr vorhanden bzw. hat sich in den letzten Jahren die Fischbiomasse auf bis zu einem Zehntel dezimiert (Peter A. in Häusler, 2011). Im Umkehrschluss gilt der Grundsatz, dass die Vielfalt der Habitate in verschiedenen räumlichen Massstabsebenen eine der wichtigsten Grundvoraussetzungen für die Entwicklung und Erhaltung artenreicher Lebensgemeinschaften ist (Jungwirth et al., 2003).

2.2 Grundlegende Hypothesen

Aus diesen grundsätzlichen Betrachtungen leiten sich die zur Herleitung des hydromorphologischen Index der Diversität (HMID) folgendermassen postulierten

Hypothesen ab (Gostner et al., 2011a, Gostner et al., 2011b):

- Die Strukturvielfalt eines Fließgewässerabschnittes lässt sich mit Hilfe der hydraulischen Grössen Fließgeschwindigkeit und Fließtiefe sowie ihrer statistischen Parameter charakterisieren.
- Die statistischen Parameter dieser hydraulischen Grössen können anhand einer mathematischen Definition in einer Masszahl, dem HMID, kombiniert werden. Dieser charakterisiert somit die Strukturvielfalt der aquatischen Lebensräume eines Fließgewässerabschnittes direkt und der flussbegleitenden Lebensräume indirekt.
- Die räumliche Variabilität der aquatischen Habitate ist in einem natürlichen oder naturnahen Fließgewässer höher als in einem künstlichen, während die zeitliche Variabilität in einem künstlichen Fließgewässer höher ist und dort somit eine geringere zeitliche Persistenz der Habitate gegeben ist.

2.3 Anwendungsbereich

Bisher war man in Ermangelung besserer Hilfsmittel bei Hochwasserschutzprojekten auf qualitative und gutachterliche Expertenbeurteilungen angewiesen, wenn es darum ging, auch die Strukturvielfalt zu verbessern. Der HMID (siehe Infobox) trägt den Anforderungen nach einer quantitativen und objektiven Beurteilung Rechnung. Er besitzt nämlich die Fähigkeit zur Vorhersage. Anhand von numerischen Abflussmodellierungen und darauffolgender statistischer Analyse der massgebenden hydraulischen Variablen kann der HMID für einzelne zur Diskussion stehende Varianten auf einfache Weise berechnet werden. Aus dem Vergleich des für die einzelnen



Variante berechneten Wertes für den HMIID kann man jene Variante definieren, die das Fließgewässer mit der besten Strukturvielfalt auszustatten imstande ist und deshalb die aus ökologischer Sicht zu priorisierende Variante darstellt. Auch kann eine Abschätzung darüber getroffen werden, inwieweit eine gewählte Variante sich in bezug auf die Strukturvielfalt an den Referenzzustand annähern kann.

In zeitlicher Abfolge betrachtet reiht sich der HMIID zwischen den Methoden, welche eine Bewertung des Ist-Zustandes

eines Fließgewässers erlauben (z.B. BUWAL, 1998) und den Anlass zur Lancierung eines Projektes geben können, und den Methoden für die Erfolgskontrolle (z.B. Woolsey, 2005), welche nach Umsetzung des Projekts zur Anwendung kommen, ein. Er füllt damit jene Lücke, die zwischen der Bewertung von Fließgewässern vor und nach Durchführung eines Projektes liegt und schafft eine Möglichkeit, eine a-priori Bewertung vorzunehmen und die Projekte in strukturell-morphologischer Hinsicht zu optimieren.

Der HMIID ist an kiesführenden Alpenflüssen, die in ihrem Referenzzustand entweder einen pendelnden bis hin zu einem gewundenen oder verzweigten Verlauf aufwiesen, entwickelt worden. Dieser morphologische Flusstyp war in den Alpen häufig anzutreffen, weshalb sich für die Anwendung des HMIID ein breites Betätigungsfeld ergibt.

3. Herleitung und Entwicklung des HMIID

3.1 Durchgeführte Arbeiten

3.1.1 Feldarbeiten

An drei Fließgewässern in der Schweiz wurden umfangreiche Felderhebungen durchgeführt (siehe Bild 2). Bei der Auswahl der Fließgewässer wurde darauf geachtet, dass Abschnitte mit unterschiedlicher morphologischer Ausprägung vorhanden sind, um die Strukturvielfalt am Fließgewässer in Funktion der morphologischen Eigenschaften erfassen zu können.

Die Bünz liegt im Kanton Aargau, hat ein Einzugsgebiet von 111 km² und mündet bei Wildegg in den Aare. Die Venoge hingegen weist eine Einzugsgebietsgrösse von 238 km² auf und mündet in den Genfer See. Die Sense wiederum entwässert ein Einzugsgebiet mit einer Fläche von 432 km², sie mündet bei Laupen (Kan-

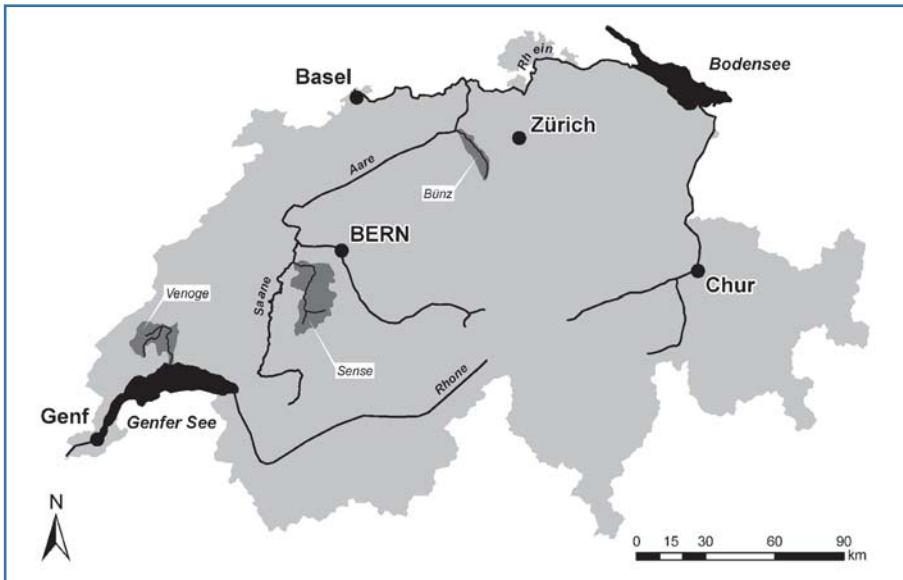


Bild 2. Übersicht der untersuchten Fließgewässer.



Bild 3. Aufnahmen der Untersuchungsabschnitte. Bünz (oben): (1) durch Jahrhunderthochwasser 1999 geformtes pendelndes System («Bünzau»), (2) naturbelassen pendelnd, (3) kanalisiert, (4) revitalisiert.
Venoge (Mitte): (1) naturbelassen geradlinig, (2) kanalisiert, (3) kanalisiert, (4) naturbelassen mäandrierend.
Sense (unten): (1) naturbelassen verzweigt, (2) naturbelassen in einer Schlucht pendelnd, (3) naturbelassen verzweigt, geringfügig verbaut, (4) rechtsufrig verbaut, linksufrig naturbelassen, (5) kanalisiert.

ton Bern) in die Saane. Die untersuchten Fließgewässer weisen pluviales bzw. nivo-pluviales Abflussregime auf, wobei sich das hydrologische Regime weitgehend in seinem natürlichen Zustand befindet. Es gibt nämlich keine bedeutenden Wasserleitungen, auch sind keine größeren Staustufen vorhanden. Die Sense kann auf einem Grossteil ihres Verlaufes als Referenzgewässer bezeichnet werden: sie weist eine nahezu naturbelassene Morphologie auf und ist vom längsten zusammenhängenden Auenwald der Schweiz flankiert.

An jedem Fließgewässer wurden mehrere Untersuchungsabschnitte festgelegt (siehe Bild 3). Entlang von Querprofilen erfolgte in einem Abstand von durchschnittlich 100–150 cm zwischen den einzelnen Messpunkten die Aufnahme der topographischen Lage, der Sohlhöhe, der Wassertiefe und der mittleren Fließgeschwindigkeit (Übersicht über die wichtigsten Kenndaten der Untersuchungsabschnitte und der Messungen in Tabelle 1). An der Sense wurden zudem die Substrateigenschaften, die Höhe des bordvollen Abflusses, die Dichte der Ufervegetation und die Totholzvolumina erhoben, eine detaillierte Geländevermessung mit Erfassung des Talweges, der Kiesbänke, der Uferanschlagslinien und aller anderen markanten Bruchkanten im Gelände gemacht sowie eine Temperaturmesskampagne durchgeführt.

3.1.2 Numerische Modellierung

Die Felderhebungen stellen lediglich einen Schnappschuss der im Jahresverlauf auftretenden Situationen dar. Da auch die zeitliche Variabilität der untersuchten Variablen für die Entwicklung des HMID von Interesse war, wurde für die Untersuchungsabschnitte an der Sense mit der Software Basement eine numerische 2d-Modellierung durchgeführt. Diese bietet auch den Vorteil, dass im Gegensatz zur Aufnahme entlang von Querprofilen in jedem Element des Gitternetzes die hydraulischen Variablen ermittelt werden, damit eine flächige Abbildung gegeben und somit eine bessere Repräsentation der tatsächlichen Situation gewährleistet ist.

Folgenden Daten dienten als Input für die Modellierung:

- Abflusswerte, abgelesen von Dauerkurven, die für jeden Untersuchungsabschnitt mithilfe von regionalisierten Modellen (Pfaundler & Zappa, 2006) und mittels Interpolation anhand der Abflussstatistik an drei im Einzugsgebiet vorhandenen Pegeln ermittelt wurden;
- aus der Vermessung gewonnene x-, y-, z-Koordinaten der Geländepunkte;
- Rauigkeitsbeiwerte, welche anhand der mittels der Pebble-Count Methode (Wolman, 1954) ermittelten charakteristischen Korndurchmesser der Deckschicht berechnet und anhand der Feldmessungen und der Abfluss-

tiefe bei bordvollem Abfluss geeicht wurden.

3.2 Resultate

3.2.1 Räumliche Variabilität

Die Boxplots in Bild 4 zeigen an den jeweiligen Untersuchungsabschnitten die aus den Felderhebungen gewonnenen hydraulischen Größen Fließgeschwindigkeit und Fliesstiefe, Tabelle 2 (oben) listet jeweils die Mittelwerte mit den dazugehörigen Standardabweichungen auf. In kanalisierten Abschnitten (S3 an der Bünz, S2 und S3 an der Venoge, S5 an der Sense) ist die Streuung und somit auch Diversität der Variablen gering. In diesen Abschnitten ist auch eine hohe durchschnittliche Fließgeschwindigkeit zu beobachten, Ruhewasserzonen sind kaum vorhanden. An den natürlichen Abschnitten (S1 und S2 an der Bünz, S1 und S4 an der Venoge, S1 bis S3 an der Sense) hingegen lässt sich eine ausgeprägtere Variabilität der Größen feststellen.

Die statistische Auswertung bestätigt somit die visuelle Wahrnehmung (Bild 1). Mit dem Grad der Naturbelassenheit eines Fließgewässers nimmt auch die Variabilität der hydraulischen Größen zu. Je natürlicher also ein Gewässer ist, desto grösser ist die Vielfältigkeit der aquatischen Lebensräume.

3.2.2 Formulierung des HMID

Die Standardabweichung σ ist eine statistische Kenngrösse zur Beschreibung der Diversität einer Grösse (Palmer et al., 1997). Deren Aussagekraft hängt allerdings eng mit der Grösse des Mittelwertes μ zusammen. Eine gleich bleibende Standardabweichung hat nämlich bei einem grösseren Mittelwert ein geringeres Gewicht. Um die Standardabweichung als Vergleichsmass heranzuziehen, ist es somit zielführend den Variationskoeffizienten c_v zu verwenden, welcher den Quotienten aus Standardabweichung und Mittelwert darstellt und damit ein relatives Streuungsmass ausdrückt (Schneider, 1994). Daraus lässt sich ein Indikator für die Strukturvielfalt an einem Fließgewässer errechnen (Schleiss, 2005). Die Teilvielfältigkeit für eine einzelne Grösse wird folgendermassen ausgedrückt:

$$V(i) = (1 + c_{v,i})^2 = \left(1 + \frac{\sigma_i}{\mu_i}\right)^2 \quad (1)$$

Der HMID für einen Abschnitt wird aus dem Produkt der Teilvielfältigkeitsindizes für Fließgeschwindigkeit v und –tiefe t berechnet:

Bünz					
Abschnitt	(S1) verzweigt	(S2) pendelnd	(S3) kanalisiert	(S4) revitalisiert	
Längsneigung (%)	1,5	0,75	0,3	0,15	
Länge Abschnitt [m]	150	115	55	140	
Anzahl Querprofile	15	12	7	10	
Mittlerer Abstand Querprofile [m]	10,7	10,4	9,2	15,6	
Anzahl Messpunkte	436	209	66	177	
Abfluss am Messtag [m³/s]	0,98	0,84	0,84	0,68	
Abflusspende am Messtag [l/s,km]	7,5	7,5	7,5	7,5	
Venoge					
Abschnitt	(S1) gestreckt	(S2) kanalisiert	S3 kanalisiert	(S4) mäandrierend	
Längsneigung (-)	NA	NA	NA	NA	
Länge Abschnitt [m]	60	40	80	120	
Anzahl Querprofile	12	8	8	12	
Mittlerer Abstand Querprofile [m]	5,0	5,0	10,0	10,0	
Anzahl Messpunkte	112	152	113	167	
Abfluss am Messtag [m³/s]	0,69	2,41	2,69	3,99	
Abflusspende am Messtag [l/s,km]	19,0	19,0	19,0	19,0	
Sense					
Abschnitt	(S1) verzweigt	(S2) pendelnd	(S3) verzweigt	(S4) teilverbaut	(S5) kanalisiert
Längsneigung (-)	1,8	1,3	1,2	0,5	0,7
Länge Abschnitt [m]	1850	770	620	685	940
Anzahl Querprofile	19	17	19	14	14
Mittlerer Abstand Querprofile [m]	100	48	25	53	72
Anzahl Messpunkte	310	202	249	135	216
Abfluss am Messtag [m³/s]	2,30	2,93	3,19	5,65	5,81
Abflusspende am Messtag [l/s,km]	19,5	19,5	18,2	17,6	16,3

Tabelle 1. Überblick über die Untersuchungsabschnitte mit den wichtigsten Kenndaten.

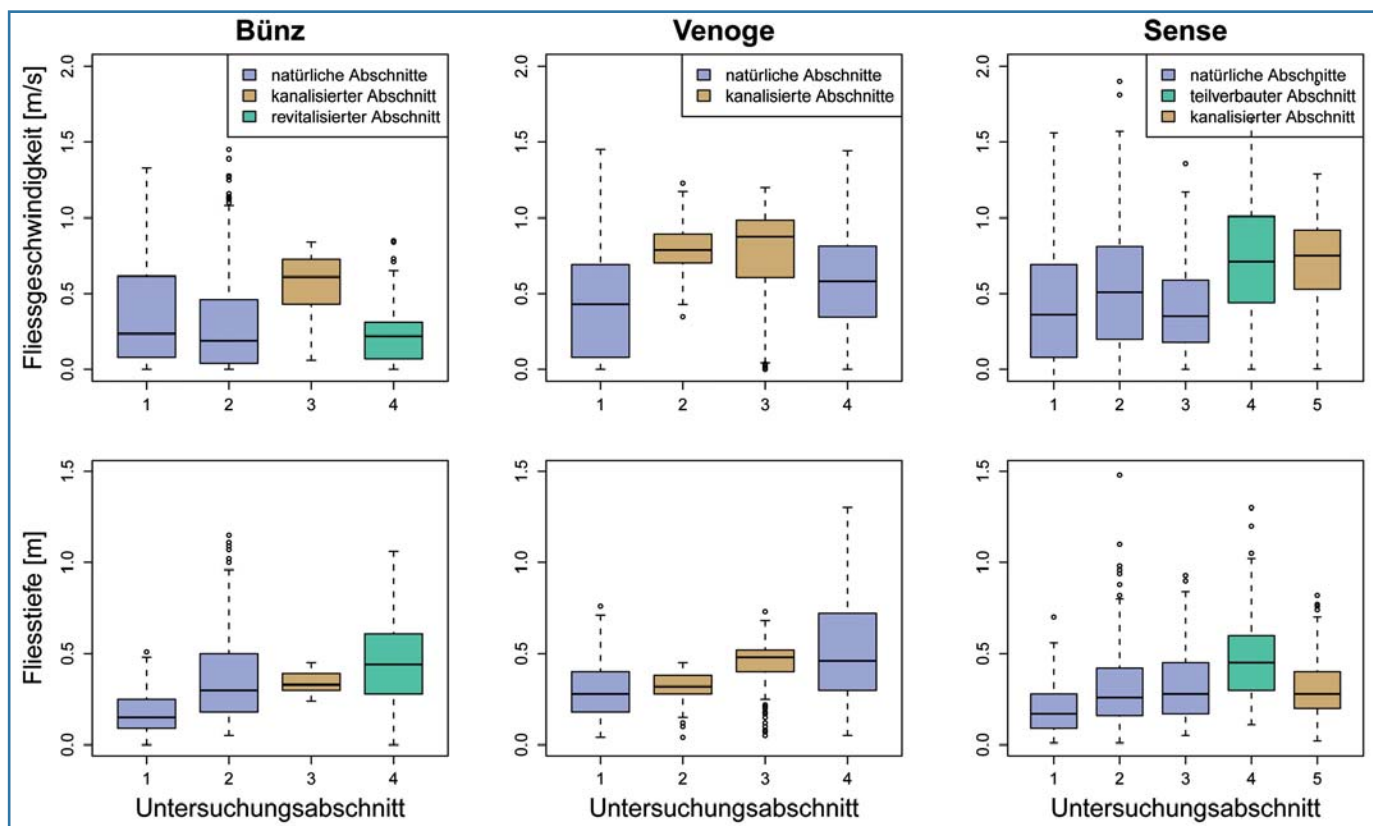


Bild 4. Boxplots der hydraulischen Grössen Fließgeschwindigkeit und Fliesstiefe. Die Boxplots geben jeweils den Medianwert (horizontale schwarze Linie) an, die untere und obere horizontale Begrenzung der Box zeigt das 25 bzw. 75% Perzentil der Daten (d.h. 50% der Daten liegen innerhalb dieses Bereiches), die vertikalen strichlierten Linien decken jenen Bereich ab, der ca.zwei Standardabweichungen entspricht. Ausserhalb dieses Bereiches liegende Messdaten sind Ausreisser und werden als Einzelpunkte dargestellt.

$$\begin{aligned}
 \text{HMID}_{\text{Abschnitt}} &= \prod_i V(i) = V(v) \cdot V(t) = \\
 &= \left(1 + \frac{\sigma_v}{\mu_v}\right)^2 \cdot \left(1 + \frac{\sigma_t}{\mu_t}\right)^2 \quad (2)
 \end{aligned}$$

Bei jedem der untersuchten Fließgewässer weisen die kanalisiertes Abschnitte (S3 bei der Bünz, S2 und S3 bei der Venoge, S5 bei der Sense) den niedrigsten HMID auf (Tabelle 2, unten). Es folgen Abschnitte, die bis zu einem gewissen Grad revitalisiert (S4 bei der Bünz) bzw. teilverbaut (S4 bei der Sense) sind. Den höchsten HMID weisen naturbelassene Abschnitte (S1 und S2 bei der Bünz, S1 und S4 bei der Venoge, S1 bis S3 bei der Sense) auf. Diese Feststellungen lassen den Schluss zu, dass der HMID die Strukturvielfalt eines Fließgewässers in geeigneter Art und Weise zu charakterisieren vermag.

3.2.3 Vergleich mit einer visuellen Bewertungsmethode

Um die Aussagekraft des vorgeschlagenen Indexes weiter validieren zu können, ist den errechneten Werten für den HMID eine multimetrische Methode gemäss den Bewertungsprotokollen der

	Abschnitt	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
Bünz	v [m/s]	0,37±0,34	0,32±0,35	0,56±0,21	0,22±0,18	
	t [m]	0,18±0,11	0,38±0,26	0,34±0,06	0,46±0,22	
Venoge	v [m/s]	0,45±0,38	0,79±0,16	0,77±0,31	0,57±0,33	
	t [m]	0,30±0,16	0,32±0,08	0,44±0,14	0,49±0,26	
Sense	v [m/s]	0,44±0,41	0,56±0,45	0,39±0,27	0,72±0,42	0,71±0,29
	t [m]	0,20±0,13	0,32±0,22	0,31±0,18	0,46±0,22	0,31±0,15
	Abschnitt	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
Bünz	V _v	3,74	4,43	1,88	3,16	
	V _t	2,66	2,85	1,35	2,22	
	HMID	9,92	12,61	2,55	7,01	
Venoge	V _v	3,37	1,46	1,98	2,52	
	V _t	2,41	1,55	1,76	2,35	
	HMID	8,12	2,26	3,50	5,93	
Sense	V _v	3,71	3,23	2,84	2,50	1,99
	V _t	2,79	2,88	2,51	2,17	2,21
	HMID	10,32	9,29	7,13	5,42	4,41

Tabelle 2. Mittelwerte und Standardabweichung (±) der hydraulischen Variablen Fließgeschwindigkeit v und Fliesstiefe t (oben). Berechnung der Vielfältigkeitsindizes und des HMID (unten).

USEPA (Barbour et al., 1999) gegenübergestellt worden. Bei diesem Verfahren zur Habitatbewertung wird für zehn Kriterien eine visuelle Bewertung abgegeben und auf einer Skala von 1–20 ein

Wert zugewiesen. Durch Summieren der einzelnen Werte ergibt sich eine Gesamtpunkteanzahl für jeden bewerteten Abschnitt, wobei maximal 200 Punkte erreicht werden können. Die berücksich-

tigten Kriterien betreffen dabei den allgemeinen morphologischen Zustand des Abschnittes sowie die Situation an der Fließgewässersohle und an den Ufern. Aus Bild 5 ist ersichtlich, dass sich eine gute Übereinstimmung zwischen den beiden Methoden ergibt, obwohl die Ansätze völlig unterschiedlich sind.

3.2.4 Statistische Auswertung der erhobenen Variablen

Ein Fließgewässer und seine Komponenten sind niemals sektoriell zu betrachten. Die abiotischen und biotischen Faktoren beeinflussen sich nämlich auf mannigfaltige Weise, was zu verschiedenen Formen von Wechselwirkungen führt. Ob der Kom-

plexität der in einem Fließgewässer sich abspielenden Interaktionen könnte man versucht sein, angesichts der Einfachheit seiner Formulierung die Repräsentativität des HMID in Frage zu stellen.

Aus diesem Grund wurden die im Feld erhobenen Variablen unter Anwendung der Software R (R Development Core Team, 2009) umfangreichen statistischen Auswertungen unterzogen, um Korrelationen zu erkennen und die Verwendung von lediglich zwei Variablen zur Charakterisierung der Strukturvielfalt rechtfertigen zu können.

Folgende Fragen standen dabei im Vordergrund:

- Wie hängen die hydraulischen mit

den geomorphischen Grössen (geomorphische Variabilität in Längs- und Querrichtung, Regimebreite, Breite bei bordvollem Abfluss, Substrateigenschaften, usw.) und vor allem deren Variabilität zusammen?

- Welche Korrelationen bzw. Interdependenzen bestehen innerhalb der hydraulischen Grössen?

Als Beispiel für diese Analysen sei der Zusammenhang zwischen den Substrateigenschaften und der Fließgeschwindigkeit dargestellt. Die Korngrößenverteilung der Deckschicht hängt statistisch signifikant mit dem Verbauungsgrad eines Abschnittes zusammen (Bild 6, links), während unter Heranziehen der Variationskoeffizienten eine eindeutige Korrelation zwischen der Fließgeschwindigkeits- und der Substratvariabilität (Bild 6, rechts) zu erkennen ist. Die Vielfalt in der Fließgeschwindigkeit repräsentiert somit auch die Vielfalt der für die aquatischen Lebewesen und deren Lebenszyklen wichtigen Sohlsubstrate. Bild 7 fasst die Ergebnisse der durchgeführten Analysen zusammen. Die hydraulischen Grössen Fließgeschwindigkeit und Fliesstiefe sind imstande, die Strukturvielfalt eines Abschnittes ausreichend zu charakterisieren, da sie aufgrund der inneren Zusammenhänge wichtige geomorphische Grössen und andere komplexe hydraulische Variablen, die auch oft für die Charakterisierung aquatischer Habitate Anwendung finden, repräsentieren.

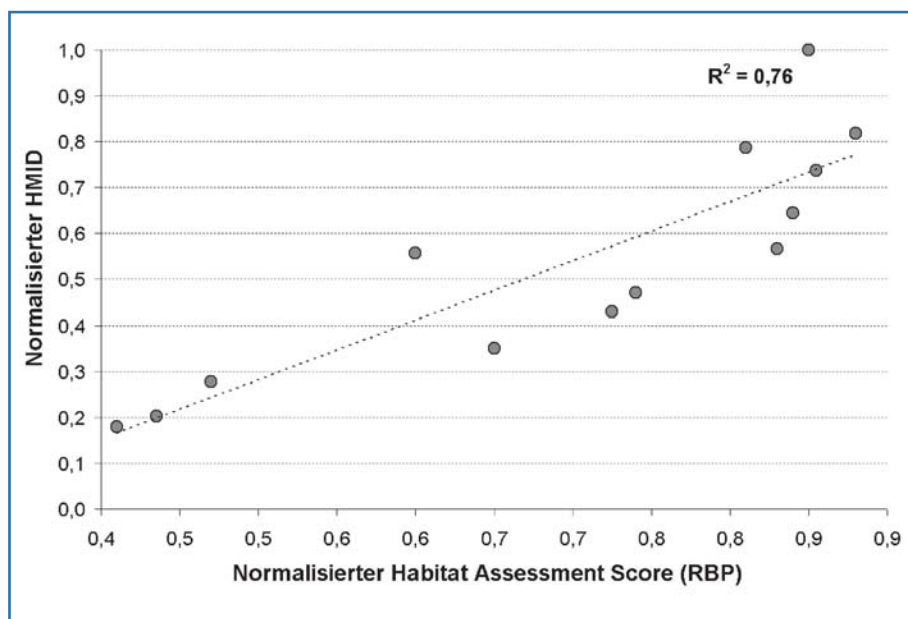


Bild 5. Gegenüberstellung des HMID mit einem multimetrischen, visuell bestimmten Habitatsindex.

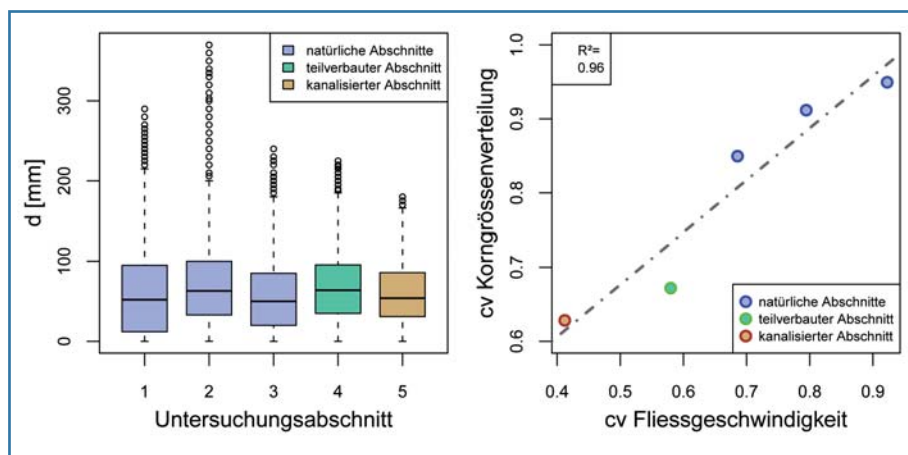


Bild 6. Links: Boxplots der Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates in den fünf Untersuchungsabschnitten an der Sense. Ein Kruskal-Wallis Test (McDonald, 2009), die nicht parametrische Version einer ANOVA, zeigte signifikante Effekte ($p < 2,2e-16$), die durch einen post hoc paarweise durchgeführten Mann Whitney Test bestätigt wurden (p durchwegs $< 0,0272$), mit Ausnahme zwischen Abschnitt 1 und 3 ($p=0,96$). Rechts: Zusammenhang zwischen dem Variationskoeffizienten der Korngrößenverteilung und der mittleren Fließgeschwindigkeit in den fünf Untersuchungsabschnitten der Sense.

3.2.5 Zeitliche Variabilität

Mittels numerischer 2d-Modellierung wurde die zeitliche Variabilität der hydraulischen Grössen untersucht. Wenn man ein Querprofil eines natürlichen Abschnittes einem Querprofil eines verbauten Abschnittes gegenüberstellt, lässt sich feststellen, dass bei gleicher Zunahme des Abflusses Fließgeschwindigkeit und -tiefe in einem verbauten Abschnitt aufgrund der behinderten Seitenausdehnung ungleich schneller ansteigen als in einem natürlichen Abschnitt (Bild 8). Dies hat zur Folge, dass in natürlichen Abschnitten an jeder einzelnen Stelle im Fließgewässer eine grössere zeitliche Konstanz der hydraulischen Variablen vorhanden ist.

In einem Fließgewässer mit natürlicher Morphologie finden die aquatischen Lebewesen also zwar eine grosse räumliche Vielfalt der Habitate vor, diese bleiben aber über einen längeren Zeitraum hinweg erhalten. Erst bei grösseren, bettbildenden Hochwasserabflüssen verlieren die Habitate ihre Stabilität. Es ist aber zu be-

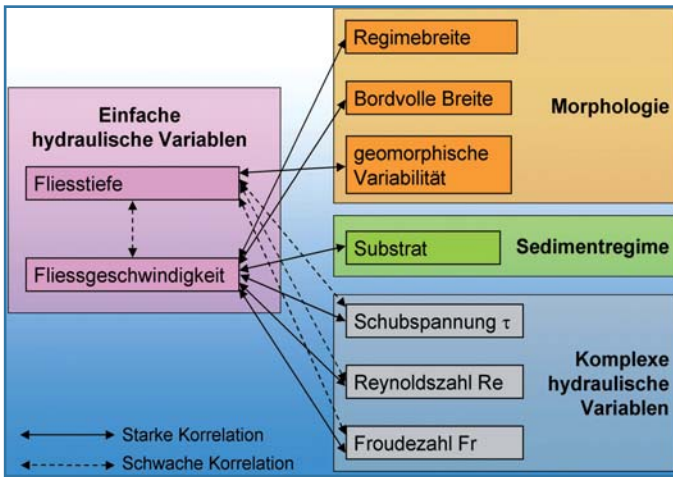


Bild 7. Interdependenzen zwischen morphologischen und hydraulischen Größen.

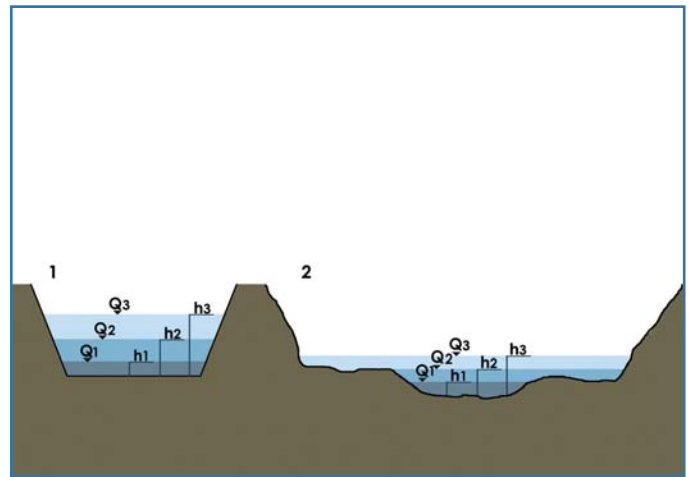


Bild 8. Änderung der Fliesstiefe bei gleicher Zunahme des Abflusses in einem verbauten (links) und in einem natürlichen (rechts) Abschnitt.

obachten, dass in Fließgewässern natürlicher Morphologie der prozentuelle Anteil eines Habitats am Gesamthabitatangebot immer ähnlich bleibt, bei bettbildenden Prozessen finden lediglich räumliche Umlagerungen mit Neubildung der Habitate statt (s. auch Arscott et al., 2002).

In einem künstlichen Fließgewässer hingegen sind die aquatischen Lebewesen einem grösseren Stress ausgesetzt. Sich ändernde Abflüsse bedeuten immer auch eine Änderung der hydraulischen Randbedingungen und somit der Habitate. Deshalb haben sich Lebewesen in einem künstlichen Fließgewässer nicht nur mit einem verarmten Lebensraum auseinandersetzen, sondern auch mit sich ständig wandelnden Lebensbedingungen.

In Bild 9 sind die Zeitreihen für den HMD am Beispiel der Sense dargestellt. Es lassen sich mehrere Beobachtungen anstellen:

- In natürlichen Abschnitten (Abschnitt 1 bis Abschnitt 3) bleibt der HMD für den gesamten Jahresverlauf annähernd konstant. Erst bei einem Abfluss mit einer Überschreitungsdauer von ein bis zwei Tagen, also bei einem Abfluss, der mindestens einem Jahreshochwasser entspricht und an dem grössere bettbildende Prozesse stattfinden, fällt der HMD stark ab.
- Bereits eine leichte Verbauung (in Abschnitt 3 ist das rechte Ufer teilweise durch Zyklopensteine gesichert) oder eine durch die Natur vorgegebene Beschränkung der Seitenausdehnung (Abschnitt 2 verläuft in einer Schlucht) führt dazu, dass die Strukturvielfalt geringer ist als in Fließgewässern im Referenzzustand (Abschnitt 1).
- In teilverbauten oder gänzlich kanalisiertem Fließgewässerabschnitt

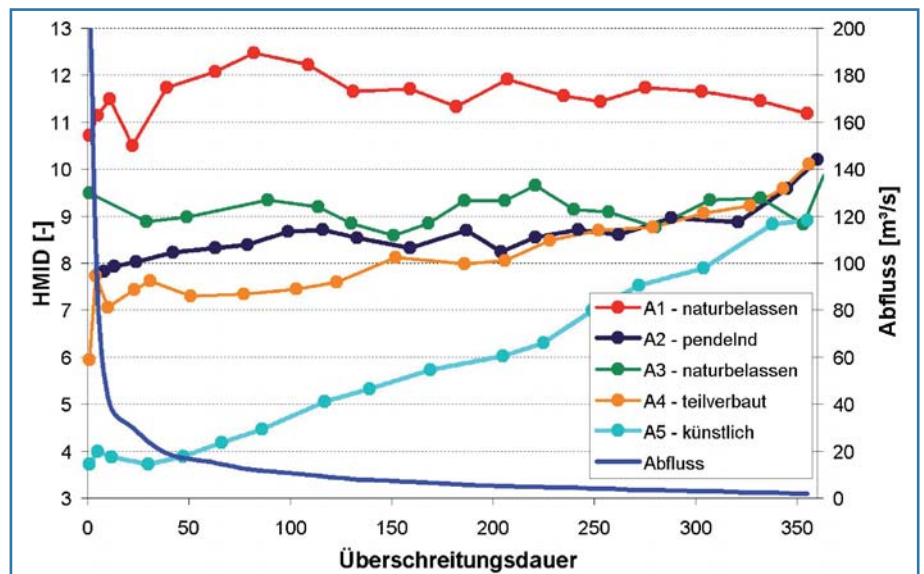


Bild 9. Zeitreihen für den HMD für verschiedene Verbauungsgrade am Beispiel der Sense.

		Abschnitt	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
Fließgeschwindigkeit	μ		0,50	0,86	0,55	0,82	0,98
	σ		0,20	0,28	0,18	0,35	0,50
	c_v		0,40	0,33	0,32	0,43	0,51
Fliesstiefe	μ		0,16	0,31	0,19	0,42	0,35
	σ		0,05	0,13	0,08	0,19	0,24
	c_v		0,33	0,41	0,41	0,45	0,68
HMD	μ		11,55	8,45	9,16	7,97	5,80
	σ		0,48	0,45	0,34	0,89	1,79
	c_v		0,04	0,05	0,04	0,11	0,31

Tabelle 3. Zeitreihenvariabilität der Fließgeschwindigkeit und -tiefe sowie des HMD für verschiedene Verbauungsgrade am Beispiel der Sense.

ten nimmt der HMD kontinuierlich mit steigendem Abfluss ab. Diese Tendenz verstärkt sich mit dem Verbauungsgrad des Abschnittes: man kann beobachten, dass beim teilverbauten Abschnitt 4 die Neigung der HMD-Linie

geringer ist als beim kanalisiertem Abschnitt 5.

- Bei kleineren Abflüssen (in der Graphik im rechten Bereich) nähern sich die Werte für den HMD einander an, während bei Mittelwasserabflüssen

der HMID jene Werte annimmt, welche die Strukturvielfalt des Fliessgewässerabschnittes am besten zu charakterisieren vermögen.

Zieht man nun wiederum den Variationskoeffizienten heran, um auch die Variabilität der Zeitreihen zu analysieren, werden diese Feststellungen bestätigt (Tabelle 3). Je natürlicher der Abschnitt, desto geringer ist die zeitliche Variabilität sowohl für die separat gesehenen hydraulischen Grössen als auch für den HMID.

4. Anwendung des HMID

4.1 Vorgehensweise

Der HMID soll vor allem dazu dienen, dem Wasserbauer ein Instrument für die Optimierung von Hochwasserschutzprojekten in strukturell-morphologischer Hinsicht in die Hand zu geben.

Da bei einem Hochwasserschutzprojekt die Durchführung von 2d-Modellierungen zur Untersuchung des Hochwasserungsverhaltens für verschiedene Varianten heutzutage Standard ist, bedeutet die Berechnung des HMID keinen wesentlichen Mehraufwand.

Für einzelne zur Diskussion stehende Projektvarianten wird der HMID nun folgendermassen ermittelt:

- Durchführung einer numerischen 2D-Modellierung für den Mittelwasserabfluss. Als Eingabedaten für die Modellierung dienen das digitale Höhenmodell (inklusive Rauigkeitsbeiwerte) der einzelnen Varianten und der Mittelwasserabfluss, der entweder zu berechnen ist oder aus einer für den betroffenen Fliessgewässerabschnitt vorliegenden Abflussdauerkurve abgelesen werden kann;
- Auslesen der Fliessgeschwindigkeiten und -tiefen in den einzelnen Zellen des Gitternetzes des 2d-Modells für den Mittelwasserabfluss, wobei bei stark unterschiedlichen Zellengrössen eine Gewichtung der Werte über die Fläche empfehlenswert ist;
- Berechnung der Mittelwerte und Standardabweichungen und Berechnung des HMID gemäss Formel in Kapitel 3.2.2.

Durch die Anwendung des HMID eröffnet sich die Möglichkeit, Hochwasserschutzprojekte hinsichtlich der Verbesserung der Strukturvielfalt zu optimieren. Je höher der HMID, desto höher ist die Vielfalt der aquatischen Habitats, die im Projektabschnitt geschaffen werden. Durch die Erlangung eines hohen Struktureichtums schafft man günstige morphologisch-strukturelle

Voraussetzungen für ein hohes ökologisches Potenzial und als Folge davon für eine hohe Biodiversität.

4.2 Weitere Überprüfungen

Die Untersuchungen zur Entwicklung der HMID haben die Annahme bestätigt, dass die zeitliche Variabilität der aquatischen Habitats in natürlichen Fliessgewässern niedriger ist als in verbauten Fliessgewässern.

Deshalb ist es nicht ausreichend, ein Fliessgewässer nur für einen bestimmten Projektzustand mit einer hohen Strukturvielfalt auszustatten. Es ist zu überprüfen, ob die zeitliche Stabilität der Strukturvielfalt gewährleistet bleibt.

Dazu stehen zwei Möglichkeiten, die sich ergänzen können, zur Auswahl:

- Überprüfung des HMID für mehrere Abflüsse. Der HMID soll auch für Abflüsse, die höher oder niedriger als der Mittelwasserabfluss sind, einen ähnlichen Wert wie für den Mittelwasserabfluss aufweisen. Diese Überprüfung kann die zeitliche Stabilität der Habitats bestätigen. Eine Ausnahme bilden Abflüsse mit starken Geschiebeumlagerungen. Bei diesen nimmt der HMID auch in Fliessgewässern, die dem Referenzzustand nahe kommen, stark ab.
- Überprüfung des Verhältnisses der benetzten Breite bei Mittelwasserabfluss und bei bordvollem Abfluss. In ihrem natürlichen Zustand beanspruchen Fliessgewässer grosse Flächen. Innerhalb des so genannten parafluvialen Bereiches (Lorang & Hauer, 2006) entwickelt sich die volle Dynamik mit Erosions- und Auflandungsprozessen, der Laufverlagerung und der darauffolgenden Neubildung der Habitats bei Geschiebeumlagernden Prozessen. Die von kiesführenden, verzweigten Alpenflüssen in ihrem Referenzzustand beanspruchte Breite liegt um ein Vielfaches höher als die bei verbauten Flüssen noch vorhandene Breite. An der Sense zum Beispiel weist die aktive Flusssohle am natürlichen Abschnitt 1 eine Breite von ca. 150 m auf. Bei Hochwasser wird die gesamte Breite beansprucht, während bei Mittel- und Niederwasser lediglich ca. 20% der Fläche des parafluvialen Bereiches benetzt sind (Gostner et al., 2010). Im kanalisiertem Abschnitt 5 hingegen beträgt die Breite bei bordvollem Abfluss ca. 30 m. Die benetzte Breite bleibt für alle Abflüsse annähernd konstant. Bei steigenden Ab-

flüssen kann es kaum zu einer Beanspruchung nicht benetzter Bereiche kommen. Dies schlägt in einer starken Änderung von Fliessgeschwindigkeit und -tiefe und dementsprechend in einer grossen zeitlichen Instabilität der aquatischen Habitats zu Buche. Je kleiner also das Verhältnis zwischen benetzter Breite bei Mittelwasserabfluss und Breite bei bordvollem Abfluss ist, desto näher kommt man – indikativ gesehen – dem Referenzzustand.

4.3 Einschränkungen

Es besteht kein Zweifel darüber, dass die hydromorphologische Strukturvielfalt eine notwendige Bedingung für eine reiche Biodiversität am Fliessgewässer darstellt. Dass die Erfüllung dieser Bedingung aber nicht immer hinreichend ist, bringen unterschiedliche Untersuchungen klar zum Ausdruck (Gostner & Schleiss, 2010, Alp et al., 2011).

Damit eine strukturmorphologische Gewässersanierung nicht zum Selbstzweck verkommt bzw. einen rein ästhetischen Wert erhält, ist es notwendig, den Fokus nicht nur auf lokale Defizite zu beziehen, sondern auch ausserhalb des Projektperimeters liegende Prozesse mit einzubeziehen (Rau & Peter, 2011).

In erster Linie ist bei Projekten im Flussbau ein Leitbild mit klar definierten Zielen zu erarbeiten und dementsprechend die Frage zu beantworten, ob die strukturell-morphologischen Eigenschaften tatsächlich eine relevante Hürde auf dem Weg zu diesem Leitbild darstellen. Sind nämlich andere Elemente massgebend für eine verarmte Biodiversität (z.B. Nährstoff- und Sedimenteinträge durch intensive landwirtschaftliche Nutzung bis an den Gewässerrand, chemische Belastung des Fliessgewässers, Fragmentierung des betroffenen Fliessgewässers, durch Wassernutzungen verändertes Abflussregime, usw.) und wird dieser Frage nicht auf den Grund gegangen, können Massnahmen zur Verbesserung der Strukturvielfalt eventuell ohne positive Effekte bleiben und damit den erwarteten Erfolg des Projektes nicht erreichen.

Ein Kernthema in diesem Zusammenhang bildet die Vernetzung des Fliessgewässers und seiner Umgebung. Die longitudinale, laterale und vertikale Vernetzung sind grundlegende Voraussetzung dafür, dass mit der Verbesserung der Strukturvielfalt eine höhere Biodiversität einhergeht.

Auch ist das Wechselspiel zwi-

schen Morphologie und Geschiebehaushalt zu beleuchten. Fließgewässer, die langfristig positive strukturelle Lebensbedingungen anbieten, sind durch ein dynamisches Gleichgewicht gekennzeichnet. Es treten zwar in periodischen Abständen bettbildende Prozesse mit der Neubildung der Habitate auf, es kommt aber zu keinen irreversiblen Eintiefungs- bzw. Auflandungstendenzen. Um diese Vorgänge beurteilen zu können, sind Untersuchungen des Geschiebehaushaltes in Verbindung mit abflussdynamischen Prozessen auf der Einzugsgebietsebene notwendig. Zum Beispiel kann eine mangelnde Geschiebezufuhr aus dem Oberlauf in Verbindung mit anthropogen veränderten und häufiger auftretenden Hochwasserspitzen dazu führen, dass die Verbesserung oder Wiederherstellung der Strukturvielfalt nur kurzfristig wirksam ist, da sich der Hauptarm durch die Aufnahme von Geschiebe aus der Sohle eintieft und sich auf lange Sicht wiederum ein Gewässer mit Verödungsflächen und einem verarmten Lebensraumangebot bildet. Deshalb ist bei Hochwasserschutzprojekten nicht nur eine Verbesserung der Strukturvielfalt notwendig. Die Erreichung eines ausgeglichenen Geschiebehaushalts kann nicht nur die Dauerhaftigkeit der Schutzmassnahmen gewährleisten, sondern auch dafür sorgen, dass die Ökosystemleistungen des Fließgewässers von Dauer sind.

5. Zusammenfassung

Fließgewässer sind komplexe Systeme. Mit dem HMID steht dem Wasserbauer ein Werkzeug zur Verfügung, einzelne Projektvarianten im Hinblick auf die Verbesserung der Strukturvielfalt vergleichen und bewerten zu können.

Der Formel zur Berechnung des HMID enthält die hydraulischen Variablen Fließgeschwindigkeit und -tiefe. Diese können gewissermassen als repräsentativ für die Strukturvielfalt eines Fließgewässers angesehen werden, da sie aufgrund der vorhandenen Wechselwirkungen stark mit anderen hydraulischen und morphologischen Variablen korrelieren.

Bei einem vorhandenen 2d-Modell, was heutzutage bei der Ausarbeitung von Hochwasserschutzprojekten zum Standard gehört, kann der HMID mit wenig Zusatzaufwand für die zur Diskussion stehenden Projektvarianten berechnet werden. Durch zusätzliche Überprüfungen (Berechnung des HMID für mehrere Abflüsse, Untersuchung der Regimebreite im Vergleich zur Breite bei bordvollem Abfluss) ist die zeitliche Stabilität der Habitate

Infobox

Der hydro-morphologische Index der Diversität – Wichtigste Merkmale Was ist neu am HMID?

Der HMID verwendet die statistischen Parameter von hydraulischen, die aquatischen Habitate kennzeichnenden Grössen. Im Gegensatz zu Bewertungsmethoden (wie zum Beispiel Ökomorphologie des Modul-Stufen-Konzepts), die auf teilweise subjektiven Einschätzungen des Betrachters im Feld aufbauen, basiert der HMID damit auf objektiven Kriterien.

Was sind die Vorteile des HMID?

Die Verwendung von numerischen, zweidimensionalen Abflussmodellen zur Beurteilung von wasserbaulichen Projekten im Hochwasserfall ist heutzutage Standard. Mit geringem Zusatzaufwand können diese Modelle dazu verwendet werden, auch die Mittelwasserabflüsse zu modellieren und aus den daraus resultierenden hydraulischen Kenngrössen den HMID zu berechnen.

Welche Lücke schliesst der HMID?

Der HMID hat die Fähigkeit zur Vorhersage. Durch Anwendung des HMID in wasserbaulichen Projekten können Projektvarianten im Hinblick auf die Verbesserung der Strukturvielfalt quantitativ verglichen werden. Der HMID soll also weder ein neues Instrument zur Beurteilung des IST-Zustandes eines Fließgewässers noch zur Erfolgskontrolle nach der Durchführung von Projekten sein, sondern sich, in zeitlicher Abfolge gesehen, dazwischen einreihen.

und somit des Lebensraumes der aquatischen Flora und Fauna zu verifizieren. Natürliche Fließgewässer befinden sich in einem dynamischen Gleichgewicht und sind durch eine hohe zeitliche Stabilität der Lebensräume charakterisiert. Deshalb ist dies auch bei Hochwasserschutzprojekten als Ziel anzustreben. Ist man imstande, ein Fließgewässer mit einem hohen HMID auszustatten und gleichzeitig dessen zeitliche Stabilität bis zum Eintreten von Schwellenereignissen, d.h. von Ereignissen mit intensiven Geschiebeumlagerungsprozessen, zu gewährleisten, schafft man die für ein hohes ökologisches Potenzial notwendigen hydromorphologischen Voraussetzungen.

Ob ein Projekt schlussendlich erfolgreich im Hinblick auf die Verbesserung der Biodiversität ist, hängt damit zusammen, ob auch andere wichtige Faktoren (z.B. Nährstoff- und Sedimenteinträge, chemische Belastung, Fragmentierung, verändertes Abflussregime, usw.) auf der Einzugsgebietsebene richtig erkannt und analysiert werden und nicht einer oder mehrere dieser Faktoren einen Erfolg von vorneherein verhindern können.

Danksagung

Wir bedanken uns bei Prof. William K. Annable (University of Waterloo/Kanada) für die grosse fachliche und praktische Hilfe bei der Durchführung der Feldarbeiten, bei Prof. Piotr Parasiewicz (Rushing Rivers Institute, Massachusetts/USA) für wertvolle wissenschaftliche Unterstützung, bei Laura Vigne für die Datenerhebung und -analyse an der Venoge, bei Fabri Haldi für

die Durchführung der 2D-Modellierungen an der Sense und beim Team der Ingenieure Patscheider & Partner GmbH (Südtirol/Italien) für den unermüdlichen Einsatz bei den Feldarbeiten und der Ausarbeitung der Graphiken.

Das gegenständliche Projekt ist im Rahmen des Forschungsprojektes «Integrales Flussgebietsmanagement» ausgearbeitet worden. Den Kollegen der EAWAG, WSL und VAW, insbesondere Maria Alp und Patric Rousselot, sind wir Dank schuldig für die sehr wertvolle und konstruktive interdisziplinäre Zusammenarbeit.

An das BAFU und die Autonome Provinz Bozen/Südtirol geht der Dank für die Finanzierung des Projektes.

Literatur

- Allan J.D., Castillo M.M. 2007. Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters. Second Edition. Springer, Dordrecht, Netherlands.
- Alp, M., Karpati, Th., Werth, S., Gostner, W., Scheidegger, Ch., Peter, A. 2011. Erhaltung und Förderung der Biodiversität von Fließgewässern. Wasser Energie Luft. Heft 3: 216–223
- Arcott, D. B., Tockner, K., Nat, D., van der Ward, J.V. 2002. Aquatic Habitat Dynamics along a Braid Alpine River Ecosystem (Tagliamento River, Northeast Italy). Ecosystems 5: 802–814.
- Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D., Stribling J.B. 1999. «Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish», Second Edition, EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington, D.C., 337 S.
- BAFU (Hrsg). 2010. Strukturen der Fließgewässer



- ser in der Schweiz. Zustand von Sohle, Ufer und Umland (Ökomorphologie); Ergebnisse der ökomorphologischen Kartierung. Stand: April 2009. Umwelt Zustand Nr. 0926. Bundesamt für Umwelt, Bern. 100 S.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft). 1998. Ökomorphologie Stufe F. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer in der Schweiz. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 27, 51 S.
- Gostner, W., Schleiss, A.J. 2010. «Der hydraulisch-morphologische Index der Diversität: Ein Indikator für die ökologische Funktionsfähigkeit von Fliessgewässern». Beiträge zum 15. Gemeinschafts-Symposium der Wasserbau-Institute TU München, TU Graz und ETH Zürich, vol. 124, pp. 1–10.
- Gostner, W., Schleiss, A. J., Annable, W. K., Paternolli, M. 2010 «Gravel bar inundation frequency: an indicator for the ecological potential of a river». Proceedings of the River Flow International Conference on Fluvial Hydraulics in Braunschweig, pp. 1485–1494.
- Gostner, W., Alp, M., Schleiss, A.J., Robinson, C.T. 2011a. The hydro morphological index of diversity: a tool for river restoration planning. Eingereicht bei Hydrobiologia.
- Gostner, W., Parasiewicz, P., Schleiss, A.J. 2011b. Spatial and temporal hydraulic variability in an Alpine gravel bed river with changing morphological characteristics. In Einreichung bei Ecohydrology.
- Häusler, Th. 2011. Bahn frei für die Flüsse. Wissenschaftssendung Kontext, ausgestrahlt am 14.09.2011 auf DRS2.
- Jungwirth M., Haidvogel G., Moog O., Muhar S., Schmutz S. 2003. Angewandte Fischökologie an Fliessgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien, 547 S.
- Lorang, M.S., Hauer, F.R. 2006. Fluvial Geomorphic Processes. Hauer F.R. and Lamberti G.A. (Eds.) Methods in Stream Ecology, 2nd edition Elsevier Academic Press, 877 pp.
- McDonald, J.H. 2009. Handbook of Biological Statistics, 2nd ed. Sparky House Publishing, Baltimore, Maryland.
- Palmer, M.A., Hakenkamp, C.C., Nelson Baker, K. 1997. Ecological heterogeneity in streams: why variance matters. Journal of the North American Benthological Society 16: 189–202.
- Pfaundler, M., Zappa, M. 2006. Die mittleren Abflüsse über die ganze Schweiz Ein optimierter Datensatz im 500x500 m Raster. Wasser Energie Luft. Heft 4: 291–298.
- Rau, Ch., Peter, A. 2011. Fliessgewässerrevitalisierungen – das grosse Potenzial kleiner Bäche. Wasser Energie Luft. Heft 1: 43–48.
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Schleiss, A.J. 2005. Flussbauliche Hochwasserschutzmassnahmen und Verbesserung der Gewässerökologie – Vorschlag eines hydraulisch – morphologischen Vielfältigkeitsindexes. Wasser Energie Luft. Heft 7/8: 195–199
- Schneider, D.C. 1994. Quantitative ecology: spatial and temporal ecology. Academic Press: San Diego.
- Wolman, M.G. 1954. A method of sampling coarse bed material. American Geophysical Union, Transactions, 35: 951–956.
- Woolsey, S., Weber, C., Gonser, T., Hoehn, E., Hostmann, M., Junker, B., Roulier, C., Schweizer, S., Tiegs, S., Tockner, K., Peter, A. 2005. Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen. Publikation des Rhone Thur Projektes. Eawag, WSL, LCH EPFL, VAW ETHZ, 112 S.

Anschrift der Verfasser

Walter Gostner, Anton Schleiss, Laboratoire de constructions hydrauliques (LCH), Ecole polytechnique fédérale del Lausanne (EPFL), Station 18, CH-1015 Lausanne, secrétariat.lch@epfl.ch, <http://lch.epfl.ch>