

> Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie

Erkenntnisse aus dem Projekt Integrales Flussgebietsmanagement



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

Herausgeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU)

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

Bezug der gedruckten Fassung

BBL, Vertrieb Bundespublikationen, CH-3003 Bern

Tel. +41 (0)31 325 50 50, Fax +41 (0)31 325 50 58

verkauf.zivil@bbl.admin.ch

www.bundespublikationen.admin.ch

Bestellnummer: 810.300.126d

Diese Publikation ist auch in französischer Sprache verfügbar.

> Flussrevitalisierungen: eine Übersicht

Sonia Angelone, Roland Fäh, Armin Peter, Christoph Scheidegger, Anton Schleiss

Das Forschungsprojekt «Integrales Flussgebietsmanagement» erarbeitete ökologische und wasserbauliche Grundlagen zur Revitalisierung von Fliessgewässern und unterstützt so deren Planung und Umsetzung. Die vorliegende Merkblatt-Sammlung präsentiert Ergebnisse dieses transdisziplinären Projekts von Eawag, WSL, LCH-EPFL und VAW-ETHZ und richtet sich an Fachleute in Bundesämtern, kantonalen Ämtern sowie Ingenieur- und Ökobilros.

Viele Fliessgewässer der Schweiz sind in den letzten 150 Jahren durch wasserbauliche Eingriffe in morphologisch monotone und ökologisch verarmte Gerinne verwandelt worden und bieten nur noch wenig Raum für natürliche, dynamische Veränderungen. Die negativen Auswirkungen auf die Ökologie sind so schwerwiegend, dass Fliessgewässer heute zu den gefährdeten Ökosystemen zählen. Dieses einleitende Merkblatt erläutert die Hauptdefizite der Schweizer Fliessgewässer und schildert die Umbruchstimmung in der Gesetzgebung. Es stellt das transdisziplinäre Forschungsprojekt «Integrales Flussgebietsmanagement» vor, dessen Ergebnisse in diese Merkblatt-Sammlung eingeflossen sind, und es weist auf die wichtigsten Vollzugshilfen hin. Anschliessend werden die

einzelnen Merkblätter (MB) der Sammlung präsentiert. Zuletzt erläutert ein Glossar die wichtigsten Begriffe.

Abflussregime und Geschiebehaushalt

In der Schweiz werden etwa 55 % der Stromversorgung mit Energie gedeckt, die in den rund 1600 Wasserkraftzentralen generiert wird (BFE 2010). Speicherkraftwerke verändern den Wasserhaushalt von Fliessgewässern wesentlich, da sie diesen über längere Strecken Wasser entnehmen. Es entstehen Restwasserstrecken, deren Abflüsse oft weit unter dem natürlichen Pegelstand liegen. Restwasserstrecken beeinträchtigen den landschaftlichen Wert und die ökologische Funktionsfähigkeit des gesamten Einzugsgebiets. Speicherkraftwerke turbinieren



Luftaufnahme des Alpenrheintals (Haag SG, Bendern FL).

Foto: D. Walser (aus Entwicklungskonzept Alpenrhein, www.alpenrhein.net)

das zurückgehaltene Wasser zu Zeiten des höchsten Strombedarfes. Beim Rückfluss des Wassers in die Fliessgewässer führt dies zu künstlichen Abflussspitzen. Daraus ergeben sich unnatürliche, alternierende Schwall/Sunk-Ereignisse, die sich negativ auf die Fliessgewässer auswirken, und zwar bis in weit unterhalb der Speicherkraftwerke liegende Abschnitte. Wasserkraftwerke beeinflussen nicht nur den Abfluss, sondern auch den Geschiebehaushalt von Fliessgewässern. Zusammen mit Uferverbauungen, Geschiebesammlern und Kiesentnahmen bilden sie künstliche Sperren und tragen zum Geschiebedefizit der Fliessgewässer bei. Ein Geschiebedefizit kann zur Eintiefung der Gewässersohle führen und dadurch die Grundwasserstände in den Auen senken. Eine intakte Flusslandschaft ist sowohl auf einen natürlichen Abfluss als auch auf einen dynamischen Geschiebehaushalt angewiesen (MB1, Förderung der Dynamik bei Revitalisierungen; MB 2, Biodiversität in Fliessgewässern).

Naturferne Gewässermorphologie

Zum Schutz von Siedlungen und Infrastruktur vor Hochwasser wurden die Fliessgewässer in der Schweiz umfassend verbaut; gleichzeitig konnten mit Meliorationen grosse Flächen für die Landwirtschaft nutzbar gemacht werden. Dadurch gingen rund 90 % der Auenflächen verloren, und die vielfältigen Uferstrukturen wurden zerstört (Lachat *et al.* 2010). Zu den Massnahmen gehörten hauptsächlich die Kanalisierung und Verbauung von Fliessgewässern und die Trockenlegung und Eindolung von Bächen (Abb. 1). Zur Verbesserung der umliegenden Landwirtschaftsflächen und des Hochwasserschutzes wurden viele Fliessgewässer tiefer gelegt. Bei den Einmündungen wurden Abstürze gebaut, um die Seitengewässer einfacher anschliessen zu können. Zusätzlich wurden in den begradigten Strecken Abstürze oder Schwellen unterschiedlicher Höhe errichtet, um Eintiefungen der Gewässersohle zu vermeiden. Heute gibt es landesweit rund 101 000 künstliche Querbauten mit einer Höhe von über 50 cm (Zeh Weissmann *et al.* 2009). Querbauten stellen Wanderhindernisse für die aquatische Fauna dar und unterbinden dadurch die Vernetzung der Fliessgewässer, eine wichtige ökologische Funktion (MB 4, Vernetzung von Fliessgewässern; MB 6, Durchgängigkeit von Blockrampen).

Neuorientierung im Hochwasserschutz

In eingeebneten, kanalisierten Gerinnen erhöht sich der Abfluss schneller, wodurch sich die Hochwasserspitzen im Unterlauf der Gewässer verschärfen. Wenn der Abflussquerschnitt zu klein ist, bahnt sich das heranströmende Wasser seinen eigenen Weg. In dicht besiedelten Gebieten hat dies fatale Folgen für den Menschen und seine Infrastruktur (Abb. 2). Seit 1987 häufen sich in der Schweiz die Hochwasserereignisse. Das Ausmass der Schäden zeigt, dass die kanalisierten Gerinne



Abb. 1 Verbaute Wigger bei Zofingen (AG).
Foto: Armin Peter



Abb. 2 Hochwasser bei Klosters (GR) im August 2005.
Foto: Schweizer Luftwaffe



Abb. 3 Aufweitung im Valle Mesolcina bei Grono (GR).
Foto: Amt für Jagd und Fischerei Graubünden

und damit der Mangel an Fliessgewässerraum mit zunehmender Besiedelung eine Bedrohung für die Sicherheit der Bevölkerung darstellen. Die Häufung von Extremereignissen zwang die zuständigen Behörden, die Nutzung der Fliessgewässer zu überdenken und neue Strategien im Hochwasserschutz zu entwickeln. Sie erkannten, dass ein grösserer Gewässerraum die Voraussetzung für einen effektiven Hochwasserschutz ist und gleichzeitig eine ökologische Aufwertung der Fliessgewässer ermöglicht. Seit 2000 gingen deshalb neue Hochwasserschutzprojekte vermehrt mit Revitalisierungen einher; so entstanden bereits zahlreiche Aufweitungen (Abb. 3).

Gewässerschutz und Recht

Das Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer von 1991 (SR 814.20 GSchG) bezweckt neben der Reinhaltung der Gewässer die Sicherung angemessener Restwassermengen und die Verhinderung und Behebung anderer nachteiliger Einwirkungen auf Gewässer. Wie das Gewässerschutzgesetz fordert auch das Wasserbaugesetz von 1991 (SR 721.100 WBG), dass wasserbauliche Eingriffe naturnah ausgeführt werden müssen (Art. 37 GSchG, Art. 4 WBG). Für den Vollzug dieser Bestimmungen sind die Kantone verantwortlich. Trotz dieser rechtlichen Grundlagen blieb der Gewässerschutz ungenügend. Dies veranlasste den Schweizerischen Fischerei-Verband SFV im Sommer 2006, die Volksinitiative «Lebendiges Wasser» zu lancieren. Auf Initiative der ständerätlichen Kommission für Umwelt, Raumplanung und Energie (UREK) erarbeitete der Ständerat den indirekten Gegenvorschlag «Schutz und Nutzung der Gewässer», welcher Ende 2009 vom Parlament angenommen wurde. Daraufhin zog der SFV die Initiative zurück. Das revidierte Gewässerschutzgesetz (Box 1) ist seit 1. Januar 2011 und die revidierte Gewässerschutzverordnung (SR814.201 GSchV) seit 1. Juni 2011 in Kraft.

Praxisorientierte Forschung

Auch die Forschung hat den Handlungsbedarf im Gewässerschutz erkannt. Zwei transdisziplinäre Projekte, die von Institutionen des ETH-Bereichs und vom BAFU getragen werden, sind von besonderer Praxisrelevanz und werden hier kurz vorgestellt. Forschende verschiedener Fachrichtungen (Wasserbau, Natur- und Umweltwissenschaften, Soziologie) haben zusammengearbeitet, um Grundlagen für die Verbesserung des Gewässerschutzes zu erstellen. Das «Rhone-Thur Projekt» untersuchte Fragen zu Schwall/Sunk, Aufweitungen, Erfolgskontrollen und Entscheidungsfindungen bei Revitalisierungen. Die wichtigsten Ergebnisse wurden in wissenschaftlichen Publikationen sowie Syntheseberichten für die Praxis veröffentlicht (Box 2) und sind auf der Website www.rivermanagement.ch zu finden. Das Folgeprojekt «Integrales Flussgebietsmanagement» erforschte dynamische und vernetzte Fliessgewässer mit hoher Lebensraum- und Artenvielfalt und entwickelte

> Box 1: Das revidierte Gewässerschutzgesetz verpflichtet die Kantone

> Die Kantone werden verpflichtet, den Gewässerraum auszuscheiden, der benötigt wird, um die natürlichen Funktionen der Gewässer, den Hochwasserschutz und die Gewässernutzung zu gewährleisten. Der Gewässerraum muss an allen Gewässern ausgeschieden werden. Unter gewissen in der Gewässerschutzverordnung (GSchV) geregelten Bedingungen können die Kantone auf die Festlegung des Gewässerraums verzichten. Die im Gewässerraum zulässige Nutzung und Bewirtschaftung ist in der GSchV geregelt. Die Landwirte werden für die Nutzungseinschränkungen entschädigt – dafür wurde das Landwirtschaftsbudget um 20 Millionen Franken pro Jahr aufgestockt.

> Die Kantone sollen Revitalisierungsprogramme erstellen und umsetzen. Über die nächsten 80 Jahre wird die Wiederherstellung von 4000 km der 15000 km verbauten Wasserläufe angestrebt, wobei der Landbedarf auf 2000 ha geschätzt wird. Der Bund übernimmt durchschnittlich 65 % der Kosten – dies entspricht rund 40 Millionen Franken pro Jahr. In Programmvereinbarungen soll festgelegt werden, welche Leistungen die Kantone erbringen und welche der Bund finanziert.

> Die Kantone sollen bei bestehenden und neuen Wasserkraftanlagen innert 20 Jahren eine Reihe von Sanierungsmassnahmen planen und umsetzen. Dazu gehören die Beseitigung der Beeinträchtigungen durch Schwall/Sunk, die Verbesserung des Geschiebehauhalts sowie die Wiederherstellung der Durchgängigkeit. Die Kosten werden auf rund 50 Millionen Franken pro Jahr geschätzt und durch einen Zuschlag von max. 0,1 Rp./kWh auf die Übertragungskosten der Hochspannungsnetze finanziert. Die Stromproduktion wird durch diese Massnahmen nicht eingeschränkt.

Dimensionierungswerkzeuge für flussbauliche Fragestellungen weiter (Schleiss *et al.* 2008). Die wichtigsten Erkenntnisse werden in der vorliegenden Merkblatt-Sammlung präsentiert.

Die Merkblatt-Sammlung

Viele Fliessgewässer müssen ökologisch aufgewertet werden und gleichzeitig den Ansprüchen des Hochwasserschutzes genügen. Im Wasserbau sind deshalb innovative Konzepte und Massnahmen gefragt. Ihre Umsetzung bedingt einen Austausch zwischen Experten und Expertinnen aus Forschung und Praxis sowie aus der Politik. Die vorliegende Merkblatt-Sammlung soll einen Beitrag dazu leisten, indem sie neue Erkenntnisse aus der Forschung präsentiert. Die Themenauswahl orientiert sich am aktuellen Handlungsbedarf im Gewässerschutz und wurde in einem interaktiven Prozess getroffen, an dem sowohl Vertreterinnen und Vertreter der Forschung als auch von Behörden verschiedener Fachbereiche von Bund und Kantonen beteiligt waren (siehe Impressum). Gewisse Merk-

> Box 2: Praxisrelevante Publikationen

Rhone-Thur Projekt

- > Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen (Woolsey *et al.* 2005)
- > Integrales Gewässermanagement – Erkenntnisse aus dem Rhone-Thur Projekt (Rhode 2005)
- > Synthesebericht Schwall/Sunk (Meile *et al.* 2005)
- > Wasserbauprojekte Gemeinsam Planen. Handbuch für die Partizipation und Entscheidungsfindung bei Wasserbauprojekten (Hostmann *et al.* 2005)
- > Publikationen unter www.rivermanagement.ch

BAFU und andere Bundesämter

- > Hochwasserschutz an Fliessgewässern (BWG 2001)
- > Leitbild Fliessgewässer Schweiz (BUWAL 2003)
- > Auendossier: Faktenblätter Auen (BAFU 2001–2008)
- > Strukturen der Fliessgewässer in der Schweiz (Zeh Weissmann *et al.* 2009)
- > Ingenieurbio-logische Bauweisen im naturnahen Wasserbau (BAFU 2010)
- > Empfehlung zur Erarbeitung kantonaler Schutz- und Nutzungsstrategien im Bereich Kleinwasserkraftwerke (BAFU, BFE, ARE 2011)
- > Einzugsgebietsmanagement EGM (BAFU, BFE, BLW, ARE 2011)
- > Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: www.modul-stufen-konzept.ch
- > Module der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer: www.bafu.admin.ch/umsetzungshilfe-renaturierung

blätter präsentieren Forschungsergebnisse, die direkt im Projekt «Integrales Flussgebietsmanagement» untersucht wurden. Andere Merkblätter behandeln Themen, die zwar nicht direkt in diesem Projekt erforscht wurden, aber relevant sind für die Fliessgewässerrevitalisierung. Das Merkblatt 8, Erfolgskontrolle bei Revitalisierungen, fasst Resultate aus dem «Rhone-Thur Projekt» zusammen.

Die Sammlung umfasst folgende Merkblätter

1



Merkblatt 1: Förderung der Dynamik bei Revitalisierungen

Naturnahe Fliessgewässer sind dynamische Systeme: Gewässersohle und Ufer werden regelmässig durch Hochwasser umgestaltet, wodurch neue Lebensräume entstehen. In den letzten Jahrzehnten wurde diese Dynamik vielerorts eingeschränkt, weil zahlreiche Fliessgewässer verbaut wurden. Ein wichtiges Ziel von Revitalisierungen ist, sie wiederherzustellen. Dieses Merkblatt präsentiert Grundlagen für die Förderung der Dynamik.

2



Merkblatt 2: Biodiversität in Fliessgewässern

Vielfältige, naturnahe und dynamische Lebensräume sind eine wichtige Voraussetzung dafür, die Biodiversität in Fliessgewässern zu erhalten und zu fördern. Dieses Merkblatt stellt die wichtigsten Faktoren für die Lebensraum- und Artenvielfalt vor und präsentiert Empfehlungen, mit welchen Massnahmen die Biodiversität erhöht werden kann.

3



Merkblatt 3: Index für hydro-morphologische Diversität

Strukturvielfalt ist eine Voraussetzung für die Funktionsfähigkeit von Gewässerökosystemen. Dieses Merkblatt stellt einen neuen Index vor – den sogenannten Hydro-Morphologischen Index der Diversität (HMID), mit dem sich die hydro-morphologische Diversität messen lässt. Als Hilfsmittel für den Wasserbau ermöglicht er es, flussbauliche Projekte in Bezug auf die Verbesserung der Strukturvielfalt quantitativ zu beurteilen.

4



Merkblatt 4: Vernetzung von Fliessgewässern

Die verschiedenen Abschnitte eines Fliessgewässers sind Teile eines Ganzen und beeinflussen sich gegenseitig. Kenntnisse über die Vernetzung sind Voraussetzung dafür, lokale und regionale Prozesse in Fliessgewässern zu verstehen. Wie diese bei einer Revitalisierung am besten berücksichtigt werden können, zeigt dieses Merkblatt.

5



Merkblatt 5: Lokale Aufweitung von Seiteneinmündungen

Eine naturnahe Morphologie der Einmündungen von Seitengewässern erhöht die Vernetzung von Fließgewässern. In diesem Merkblatt wird aufgezeigt, wie sich durch eine lokale Aufweitung im Mündungsbereich eines Seitengewässers die Lebensraumvielfalt erhöhen sowie die Durchgängigkeit der Fließgewässer verbessern lässt. Diese Massnahmen sind meist kostengünstig, weil sie nur lokal durchgeführt werden.

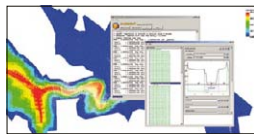
6



Merkblatt 6: Durchgängigkeit von Blockrampen

Blockrampen sind Fließgewässerabschnitte mit erhöhtem Gefälle, die mit Steinblöcken befestigt werden. Sie dienen als Ersatz für künstliche Abstürze und Wehre zur Stabilisierung der Gewässersohle und verbessern die longitudinale Vernetzung für aquatische Organismen. Dieses Merkblatt stellt die verschiedenen Blockrampentypen vor und diskutiert, welche Typen sich für welche Arten und Situationen eignen.

7



Merkblatt 7: Numerische Fließgewässer-Modellierung

Bei Gewässern treffen unterschiedliche Nutzungs- und Schutzinteressen aufeinander; umso wichtiger ist eine gesamtheitliche Sicht im Wasserbau. Numerische Simulationen helfen, Varianten flussbaulicher Massnahmen und ihre Folgen für Fließgewässer zu bewerten. Dieses Merkblatt beschreibt das Vorgehen beim Aufsetzen von numerischen Modellen, stellt die Simulationssoftware *BASEMENT* vor und zeigt mögliche Anwendungen anhand praktischer Beispiele.

8



Merkblatt 8: Erfolgskontrolle bei Revitalisierungen

Erfolgskontrollen überprüfen, ob die Ziele einer Revitalisierung erreicht wurden, und tragen ausserdem dazu bei, die Reaktion von Fließgewässern besser zu verstehen. Wichtig ist, sie bereits bei der Planung einer Revitalisierung einzubeziehen. Dieses Merkblatt stellt die wichtigsten Typen von Erfolgskontrollen vor und beschreibt das Vorgehen bei deren Planung und Durchführung.

Glossar

Das Glossar beschreibt die wichtigsten Begriffe, die in der vorliegenden Merkblatt-Sammlung verwendet werden. Quellen: Loat und Meier 2003, Woolsey *et al.* 2005, www.bafu.admin.ch

Aufweitung

Aufweitung bezeichnet eine lokale Verbreiterung der Gewässersohle eines kanalisierten Fließgewässers. Sie kommt im Flussbau als Schwellenersatz zur Sohlenstabilisierung zur Anwendung und hat viele ökologische Vorteile. So lässt sie die Entwicklung dynamischer, verzweigter Gerinne zu, gewährleistet die Wanderung von Fischen und Kleinlebewesen und bietet neue Lebensräume für flussbegleitende Tier- und Pflanzenarten.

Biodiversität

Biodiversität bedeutet biologische Vielfalt und beschreibt die Anzahl, Verschiedenheit und Variabilität der lebenden Organismen. Sie umfasst drei Ebenen: die Vielfalt zwischen den Arten (Artenvielfalt), die Vielfalt innerhalb der Arten (genetische Vielfalt) sowie die Vielfalt zwischen Ökosystemen (Ökosystem- oder Lebensraumvielfalt). Als funktionale Biodiversität wird die Vielfalt der Wechselbeziehungen innerhalb und zwischen den drei Ebenen der Biodiversität beschrieben.

Blockrampe

Eine Blockrampe ist eine mit Steinblöcken befestigte Fließgewässerstrecke mit erhöhtem Gefälle und dient der Sohlenstabilisierung. Sie wird als Alternative zu Absturzbauwerken wie Schwellen gebaut und hat zum Ziel, die Durchgängigkeit für Fische und aquatische Kleinlebewesen wiederherzustellen.

Dynamik, dynamisch

Unter Dynamik werden die stetigen Schwankungen des Wasser- und Geschiebeflusses verstanden, welche die Lebensräume von Flusslandschaften verändern. Dynamische Vorgänge sind beispielsweise das Entstehen und Verschwinden neuer Gerinne oder Kiesbänke. Die zeitliche und räumliche Dynamik ist für viele flussbegleitende Arten lebensnotwendig, weil ihr Lebenszyklus von den Eigenschaften und vom Störungsregime abhängig ist.

Erfolgskontrolle

Eine Erfolgskontrolle überprüft, ob die Ziele eines Projekts erreicht wurden. Sie dient der Überprüfung von Wirkung, Umsetzung und Verfahren eines Vorhabens oder einer Massnahme. Im Vordergrund steht ein Vorher-Nachher-Vergleich oder eine In-situ-Beobachtung (z. B. Verhalten). Wenn die Ziele nicht erreicht wurden, müssen die Gründe dafür ausfindig gemacht werden. Als Grundlage für ökologische Erfolgskontrollen dienen abiotische und biotische Indikatoren.

Genetische Differenzierung

Genetische Differenzierung bezeichnet die Gliederung der genetischen Vielfalt in mehrere Ebenen: innerhalb und zwischen Populationen derselben Art sowie zwischen Populationen mehrerer Arten. Als Faustregel gilt: Je geringer die Differenzierung ist, umso ähnlicher sind sich die Individuen, Populationen oder Arten.

Genetische Struktur

Genetische Struktur bezeichnet die Muster in der genetischen Zusammensetzung von Populationen. Bei hohem Genfluss zwischen den Populationen ist die genetische Struktur gering, weil die Populationen

aufgrund des hohen Austauschs eine ähnliche genetische Zusammensetzung aufweisen. Bei geringem Genfluss ist die genetische Struktur ausgeprägt, weil sich die genetische Zusammensetzung der Populationen unterscheidet.

Genetische Verarmung

Genetische Verarmung bezeichnet Populationen, deren genetische Vielfalt reduziert ist. Besonders betroffen sind kleine und isolierte Populationen. Ist die genetische Verarmung stark, kann dies zu Inzuchtproblemen führen.

Genetische Vielfalt

Genetische Vielfalt beschreibt die auf dem Erbgut beruhenden Unterschiede zwischen Individuen und Populationen. Die genetische Vielfalt einer Population kann berechnet werden, indem mittels Labormethoden die relative Häufigkeit der Ausprägungsformen des Erbguts jedes Individuums einer Population bestimmt wird.

Genfluss

Genfluss bezeichnet den genetischen Austausch zwischen zwei Populationen einer Art. Wandernde Individuen und deren Fortpflanzungserfolg bestimmen den Genfluss zwischen Populationen.

Gerinne-Erosion

Gerinne-Erosion beschreibt die Abtragung von Gewässersohlen- und Ufermaterial aufgrund der Strömungskraft von Fließgewässern. Das abgetragene Material wird vom Fließgewässer mitgenommen und in unterliegende Abschnitte transportiert.

Gerinnemorphologie, gerinnemorphologisch

Morphologie ist die Lehre von der Beschaffenheit und Form von Organismen und Lebensräumen. Gerinnemorphologie beschreibt die strukturellen Eigenschaften der Fließgewässer. Gerinnemorphologische Eigenschaften werden beschrieben durch das Quer- und das Längsprofil des Gewässerbettes, die Form und das Gefälle der Gewässersohle, den Schwebstoff- und Geschiebehalt oder durch die geomorphologischen Prozesse, welche die Linienführung des Gewässers bestimmen.

Geschiebe

Geschiebe bezeichnet mineralische Feststoffe (Sand und Kies bis Blöcke), die von einem Einzugsgebiet abgetragen und vom Fließgewässer abwärts transportiert werden. Durch die gegenseitige Reibung werden die Gesteinskörner abgerundet und mit zunehmender Transportdistanz kleiner. Ins Wasser getragene feine Partikel sowie abgeriebene Feinanteile werden Schwebstoffe genannt. Sie werden über die ganze Abflusstiefe verteilt und in suspendierter Form transportiert.

Geschiebetransport

Der von der Strömung angetriebene Geschiebetransport findet gleitend, rollend oder springend auf der Gewässersohle statt. Im Wasserbau wird der Geschiebetransport durch die Masse des Geschiebes definiert, das pro Zeiteinheit durch den gesamten Gewässerquerschnitt transportiert wird.

Gewässersohle

Die Gewässersohle ist der Grund des Gewässers. Sie wird durch die Bodenfläche zwischen den Uferbereichen definiert, die normalerweise vom Wasser benetzt ist und auf der das Geschiebe transportiert wird. Während Trockenperioden und in Restwasserstrecken kann die Gewässersohle vorübergehend sichtbar werden.

Hydraulik, hydraulisch

Hydraulik ist die Lehre vom Strömungsverhalten der Flüssigkeiten. Im Wasserbau sind die Wechselwirkungen zwischen Abfluss, Geschiebetransport und Gerinnemorphologie zentral. Flussbauliche Massnahmen in Fließgewässern beeinflussen diese Wechselwirkungen.

Hyporheisches Interstitial

Hyporheisches Interstitial bezeichnet den Lebensraum des Hohlraumsystems, das durch die vom Fließgewässer abgelagerten Sedimente gebildet wird und dicht unterhalb des Oberflächenwassers eines Fließgewässers liegt.

Indikator

Ein Indikator bezeichnet allgemein einen Hinweis auf einen bestimmten Sachverhalt oder ein bestimmtes Ereignis. Da biologische Sachverhalte schwer zu fassen sind, werden in der Ökologie Indikatoren als messbare Ersatzgrößen verwendet, um den Zustand oder die Prozesse eines Ökosystems zu beschreiben. Im Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen sind 50 Indikatoren beschrieben.

Lebensraumvielfalt

Lebensraumvielfalt bezeichnet die Anzahl, Vielgestaltigkeit und Variabilität der Lebensräume einer Fläche oder eines Ökosystems. Sie ist nach der Artenvielfalt und der genetischen Vielfalt die dritte Ebene der Biodiversität. Im Gegensatz zu den ersten beiden Ebenen werden nur geografische und nichtbiologische Eigenarten des Lebensraumes beigezogen.

Leitbild

Ein Leitbild ist ein fallspezifisches Ziel für einen zu revitalisierenden Gewässerabschnitt. Es beschreibt den naturnahen Zustand des betreffenden Fließgewässers unter unbeeinträchtigten Verhältnissen, jedoch unter Berücksichtigung der irreversiblen Rahmenbedingungen.

Makrozoobenthos

Makrozoobenthos sind wirbellose Tiere, die auf oder in der Gewässersohle leben und mit bloßem Auge sichtbar sind. Wichtige Vertreter in Fließgewässern sind beispielsweise Insektenlarven, Krebse, Würmer, Egel, Schnecken und Muscheln.

Metapopulation

Metapopulation beschreibt eine Gruppe von Teilpopulationen, zwischen denen ein Genfluss stattfindet. Der Genfluss erfolgt nicht gleichmäßig zwischen allen Teilpopulationen, weil er von der Wanderung und vom Fortpflanzungserfolg einzelner Individuen abhängig ist. Individuen wandern ein oder ab, abhängig von der Qualität und vom Zustand der Lebensräume und von deren Vernetzung. Dies führt zu sogenannten Source-Sink- bzw. lokalen Aussterbens-Wiederbesiedlungsdynamiken.

Monitoring

Die Begriffe Monitoring, Langzeitbeobachtung und Umweltbeobachtung werden synonym verwendet und stehen für eine systematische Erfassung von Zuständen oder Prozessen. Zentral ist die wiederholte Durchführung eines Monitorings, mit dessen Hilfe Veränderungen in Natur und Landschaft verfolgt werden. Ein Monitoring ermöglicht die Früherkennung von Veränderungen, welche dann näher untersucht werden können.

Numerische Simulation

Eine numerische Simulation ist die Anwendung eines numerischen Modells und bezeichnet den Vorgang der Berechnung eines numerischen Modells auf einem Computer.

Numerisches Modell

Strömungs- und Transportvorgänge in Gewässern werden mittels mathematischer Gleichungen beschrieben, die für praktische Anwendungen analytisch nicht gelöst werden können. Die Erhaltungsgleichungen für Masse und Impuls können numerisch nur angenähert auf der Basis von diskreten Raumelementen und Zeitschritten gelöst werden. Ein numerisches Modell beinhaltet das Programm, das die Gleichungen löst, ein Rechengitter, welches den Raum diskretisiert, sowie sämtliche Parameter, welche die Randbedingungen spezifizieren.

Ökosystemleistung

Ökosystemleistungen sind direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen. Sie sind die Grundlage der Ernährung und Produktherstellung, der Sicherheit vor Naturgefahren wie Hochwasser sowie der Erholung in der Natur.

Ökoton

Ökoton (Synonyme: Saumbiotop, Randbiotop) beschreibt in der Ökologie einen Übergangsbereich zwischen zwei Ökosystemen. Oft weisen Ökotope eine höhere Artenvielfalt auf als die Summe der Arten, die in den angrenzenden Gebieten vorkommen.

Population

Population ist eine Gruppe von Lebewesen der gleichen Art, die sich untereinander paaren und die sich gleichzeitig in einem einheitlichen Areal aufhalten.

Quellpopulation

Quellpopulation ist die Teilpopulation einer Metapopulation, die den umliegenden Teilpopulationen als Quelle dient. Aus der Quellpopulation wandern häufig Individuen ab.

Revitalisierung

Das Ziel einer Revitalisierung ist die Wiederherstellung von Schlüsselprozessen und -elementen von Fließgewässern. Neben Strukturen und Funktionen werden auch physikalische, morphologische und hydrologische Bedingungen sowie eine gute Gewässerqualität wiederhergestellt. Angestrebt wird ein sich selbst erhaltendes System mit eigen-dynamischen Prozessen und die Vernetzung der Lebensräume sowie die Wiederherstellung der biologischen Vielfalt und standortgerechter Lebensgemeinschaften. Mit der Revision des Gewässerschutzgesetzes (GSchG, SR 814.20) vom 11. Dezember 2009 wurde der Begriff dort aufgenommen. Er wird definiert im GSchG als «Wiederherstellung der natürlichen Funktionen eines verbauten, korrigierten, überdeckten oder eingedolten oberirdischen Gewässers mit baulichen Massnahmen». In der Schweiz wird häufig der Begriff Renaturierung verwendet, der sämtliche Aufwertungsmassnahmen beinhaltet.

Schwall/Sunk

Schwall bezeichnet den kurzfristigen, künstlich erhöhten Abfluss in einem Fließgewässer, der meistens während des bedarfsorientierten Turbinierbetriebes eines Speicherkraftwerks entsteht. Sunk bezeichnet den verringerten Basisabfluss zwischen den Schwällen. Der Minimalabfluss wird häufig Sockelabfluss und das Maximum Peak genannt. Die gesamte Abfolge, d. h. der mehr oder weniger regelmässige Wechsel

zwischen den unterschiedlichen Abflusszuständen, wird Schwall/Sunk-Betrieb oder kurz Schwallbetrieb genannt.

Schwebstoff

Schwebstoffe sind Materialien, die so feinkörnig sind, dass sie schwebend transportiert werden. Bei kleiner Strömungsbelastung lagern sich die gröberen Körner ab und werden als Geschiebe auf der Gewässersohle transportiert.

Sedimenttransport

Sedimenttransport beschreibt die verschiedenen Verteilungsmöglichkeiten von Materialien an Land, im Wasser und in der Luft. Der Sedimenttransport in Fließgewässern wird in Schwebstoff- und Geschiebetransport aufgeteilt.

Strahlwirkung

Strahlwirkung beschreibt die positive Wirkung eines Strahlursprungs auf angrenzende Gewässerbereiche. Als Strahlursprünge werden Gewässerabschnitte mit Lebensgemeinschaften und/oder Populationen bezeichnet, die als Quellpopulationen für die Besiedlung geeigneter angrenzender Lebensräume dienen. Der Ausbreitungsweg der Organismen wird auch Strahlweg genannt, welcher durch die Schaffung von Verbindungs- oder Trittsteinelementen verlängert oder intensiviert werden kann.

Sukzession

In der Biologie wird Sukzession als Prozess bezeichnet, der an einem Standort stattfindet und bei dem sich im Verlaufe der Zeit verschiedene Lebensgemeinschaften ablösen. Sukzession findet in Ökosystemen statt, die aufgrund von Störungen aus dem ökologischen Gleichgewicht geraten sind, und strebt die Wiederherstellung des Gleichgewichts an. Je nach Umweltbedingungen können Sukzessionen schneller (über Wochen, Monate) oder langsamer (über Jahre, Jahrzehnte) ablaufen.

Vernetzung (longitudinale, laterale, vertikale), vernetzt

Vernetzung beschreibt die Austauschprozesse und Interaktionen innerhalb aquatischer Lebensräume sowie zwischen aquatischen und terrestrischen Lebensräumen. Drei Ebenen werden unterschieden: 1) Longitudinale Vernetzung beschreibt die Durchgängigkeit innerhalb des Gerinnes für Organismen in Fließrichtung und -gegenrichtung, inklusive Austausch mit Seitenbächen. 2) Laterale Vernetzung beschreibt den Austausch zwischen Gerinne, Uferbereich, Auen und der weiteren Umgebung. 3) Vertikale Vernetzung beschreibt den Austausch zwischen Fließgewässern und Grundwasser durch die Gewässersohle.

Literatur

BAFU, 2001–2008: Auendossier: Faktenblätter Auen. BAFU, Bern.

BAFU, 2009: Strukturen der Fliessgewässer in der Schweiz. BAFU, Bern.

BAFU, 2010: Ingenieurbiologische Bauweisen im naturnahen Wasserbau. BAFU, Bern.

BAFU, BFE, ARE, 2011: Empfehlung zur Erarbeitung kantonaler Schutz- und Nutzungsstrategien im Bereich Kleinwasserkraftwerke. BAFU, BFE, ARE, Bern.

BAFU, BFE, BLW, ARE, 2011: Einzugsgebietsmanagement. Leitbild für die integrale Bewirtschaftung des Wassers in der Schweiz. BAFU, BFE, BLW, ARE, Bern.

BFE, 2010: Schweizerische Elektrizitätsstatistik. Bern, online: www.bfe.admin.ch

BUWAL, 2003: Leitbild Fliessgewässer Schweiz. BUWAL, BWG, BLW, ARE, Bern.

BWG, 2001: Hochwasserschutz an Fliessgewässern, Wegleitung. BWG, Biel.

Hostmann, M., Buchecker, M., Ejderyan, O., Geiser, U., Junker, B., Schweizer, S., Truffer, B., Zaugg Stern, M., 2005: Wasserbauprojekte Gemeinsam Planen. Handbuch für die Partizipation und Entscheidungsfindung bei Wasserbauprojekten. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ.

Lachat, T., Pauli, D., Gonseth, Y., Klaus, G., Scheidegger, C., Vittoz, P., Walter, T. (Red.) 2010: Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Ist die Talsohle erreicht? Haupt, Bern.

Loat, R., Meier, E., 2003: Wörterbuch Hochwasserschutz / Dictionnaire de la protection contre les crues / Dizionario della protezione contro le piene / Dictionary of Flood Protection. Haupt, Bern.

Meile, T., Fette, M., Baumann, P., 2005: Synthesebericht Schwall/Sunk. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETH.

Rohde, S., 2005: Integrales Gewässermanagement. Erkenntnisse aus dem Rhone-Thur Projekt. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETH.

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

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. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ.

Zeh Weissmann, H., Könitzer, C., Bertiller, A., 2009: Strukturen der Fliessgewässer in der Schweiz. BAFU, Bern.

Impressum

Konzept

In diesem Projekt arbeiteten Wasserbauerinnen und -bauer, Ökologinnen und Ökologen sowie Vertreterinnen und Vertreter von Behörden von Bund und Kantonen gemeinsam an Lösungen für die Behebung der vorhandenen Defizite in und an Fliessgewässern. Im Rahmen des Projekts erforschten sie dynamische, vernetzte Lebensräume und entwickelten innovative Konzepte in der Umsetzung flussbaulicher Massnahmen. Ausführliche Informationen finden sich unter www.rivermanagement.ch

Projekt

Das Projekt wurde vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) finanziell unterstützt und von vier Projektleitern an folgenden Institutionen durchgeführt:

Armin Peter, Eawag, Fischökologie und Evolution, Seestrasse 79, 6047 Kastanienbaum, www.eawag.ch

Christoph Scheidegger, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Biodiversität und Naturschutzbiologie, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, www.wsl.ch
Anton Schleiss, EPF-Lausanne, Laboratoire de Constructions Hydrauliques LCH-EPFL, Station 18, 1015 Lausanne, www.lch.epfl.ch

Roland Fäh, ETH Zürich, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie VAW-ETHZ, Gloriastrasse 37/39, 8092 Zürich, www.vaw.ethz.ch

Koordination

Sonia Angelone, Manuela Di Giulio

Fachliche Begleitung

BAFU: Paul Dändliker, Manuel Epprecht, Werner Göggel, Susanne Haertel-Borer, Daniel Hefti, Jean-Pierre Jordan, Stephan Lussi, Olivier Overney, Markus Thommen
Kantone: Lorenz Jaun (UR), Vinzenz Maurer (BE), Sandro Peduzzi (TI), Markus Zumsteg (AG)

Projekt: Sonia Angelone, Tobias Buser, Manuela Di Giulio, Roland Fäh, Armin Peter, Christopher Robinson, Christoph Scheidegger, Anton Schleiss

Herausgeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU)

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

Redaktion

Manuela Di Giulio, Sonia Angelone

Sprachliche Bearbeitung

Jacqueline Dougoud

Zitierung

Angelone, S., Fäh, R., Peter, A., Scheidegger, C., Schleiss, A. 2012: Flussrevitalisierungen: eine Übersicht. In: Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. BAFU, Bern. Flussrevitalisierungen: eine Übersicht.

Gestaltung und Illustrationen

anamorph.ch: Marcel Schneeberger (AD), Patrik Ferrarelli

PDF-Download

www.bafu.admin.ch/uw-1211-d

Diese Publikation ist auch in französischer und italienischer Sprache verfügbar. Die Originalsprache ist Deutsch.

© BAFU 2012



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

1 > Förderung der Dynamik bei Revitalisierungen

Christoph Scheidegger, Silke Werth, Walter Gostner, Anton Schleiss, Armin Peter

Naturnahe Fliessgewässer sind dynamische Systeme: Gewässersohle und Ufer werden regelmässig durch Hochwasser umgestaltet, wodurch neue Lebensräume entstehen. In den letzten Jahrzehnten wurde diese Dynamik vielerorts eingeschränkt, weil zahlreiche Fliessgewässer verbaut wurden. Ein wichtiges Ziel von Revitalisierungen ist, sie wiederherzustellen. Das vorliegende Merkblatt präsentiert Grundlagen für die Förderung der Dynamik.

Natürliche Dynamik von Fliessgewässern

Die Abschnitte eines Fliessgewässers bestehen aus aquatischen, amphibischen und terrestrischen Lebensräumen, die durch bestimmte Prozesse geprägt werden. Diese Prozesse lassen sich durch ihre Häufigkeit und Intensität beschreiben. Dazu gehören: saisonale Schwankungen des Abflusses, des Geschiebetransports und der Wassertemperatur sowie natürliche Abflussschwankungen mit Periodizitäten zwischen Stunden, Tagen, Jahren und Dekaden. Eine natürliche Dynamik ist deshalb die Voraussetzung für die Erhaltung und Förderung von naturnahen Fliessgewässern und deren Vernetzung in Raum und Zeit.

Eine ausgeprägte Abfluss- und Geschiebedynamik fördert eine hohe Habitatvielfalt (MB 2, Biodiversität in Fliessgewässern) und weitere Elemente der Biodiversität sowie die Ökosystemleistungen von Fliessgewässern (Staub *et al.* 2011). Zudem weisen naturnahe, morphologisch vielfältige Fliessgewässer eine hohe Pufferwirkung gegenüber extremen Hochwassern auf, und sie wirken sich positiv auf die Grundwasserinfiltration und die Erholungsfunktion einer Landschaft aus. Bei verminderter Abfluss- und Geschiebedynamik ist die Lebensraumvielfalt eingeschränkt.



Dynamischer Flussverlauf an der Sense (BE/FR).

Foto: Stephanie Speiser

Neubildung von Lebensräumen

Die saisonale Abflussdynamik und der Geschiebetransport schaffen Mikrohabitate in der Gewässersohle, die für viele Tiere aquatischer Lebensgemeinschaften wichtig sind, sowohl für die Reproduktion als auch für die späteren Entwicklungsstadien und die adulten Tiere. Die terrestrischen Lebensräume hingegen – von den Kiesbankfluren und Flussröhrichten bis zu den Auenwäldern – sind durch eine Abfolge unterschiedlicher Störungshäufigkeiten und -intensitäten geprägt (Abb. 1). Damit die Lebensräume von ihren charakteristischen Lebensgemeinschaften besiedelt werden können, müssen die Habitate verfügbar sowie zeitlich und räumlich vernetzt sein.

Die Lebensräume von Fließgewässern lassen sich nicht statisch erhalten, sondern werden durch die Abflussdynamik und den Geschiebetransport fortwährend neu geschaffen, insbesondere durch Hochwasser. Bei grösseren Hochwassern wird die Gerinnemorphologie räumlich und zeitlich verändert. Bei grossräumigen und bettbildenden Abflüssen werden Lebensräume zerstört, und es wird Raum für neue geschaffen. Bei kleineren Hochwassern bleiben Teilbereiche der Gewässersohle und der Grossteil der Ufer oft unverändert. Bei grösseren Hochwassern hingegen kommt es zu einer kompletten Umlagerung der Gewässersohle und einer Neubildung von Lebensräumen sowohl in der Gewässersohle als auch an den Ufern. Sehr grosse Hochwasser (Wiederkehrzeit > 30 Jahre) können zu einer kompletten Verlegung eines Fließgewässers (einschliesslich der Ufer) führen.

Aus ökologischer Sicht ist die Dynamik eines Fließgewässers ausreichend, wenn sie die ganze Vielfalt an standorttypischen Habitaten und Lebensgemeinschaften schafft. In den meisten Fließgewässern der Schweiz ist die Dynamik durch flussbauliche Massnahmen, Entnahme von Geschiebe und die Regulierung des Abflusses stark reduziert worden (Flussrevitalisierungen: eine Übersicht). Dies hat zu einem starken Rückgang und der Gefährdung vieler Arten geführt, die an spezifische Lebensräume von Fließgewässern gebunden sind (Tab. 1).

Hochwasser helfen Fischen

Kieslaichende Fische wie die Bachforelle sind für ihre Fortpflanzung auf Hochwasser angewiesen. Diese reinigen das Kiesbett von feinen Sedimenten und sorgen damit für die zur Laichablage notwendigen Substrateigenschaften. Allerdings müssen die Hochwasser jahreszeitlich versetzt zur Eiablage stattfinden, weil die im Kies abgelegten Eier während ihrer Entwicklung auf Abflüsse ohne Geschiebeumlagerung angewiesen sind. Im ersten Lebensjahr leben junge Bachforellen in sogenannten Riffles (d. h. in schnell fließenden, untiefen Arealen). Grössere und adulte Bachforellen bevorzugen hingegen tiefe Areale, welche durch Hochwasser gebildet werden.

Das Vorkommen von Fischen ist generell an kleinräumige und wechselnde Mikrohabitate gebunden. In Fließgewässern werden diese im Verlaufe eines Jahres mehrmals zerstört (2- bis 10-mal) und wieder neu geschaffen. Dies zeigt, wie wichtig Dynamik in Fließgewässern ist. Sie lässt Lebens-

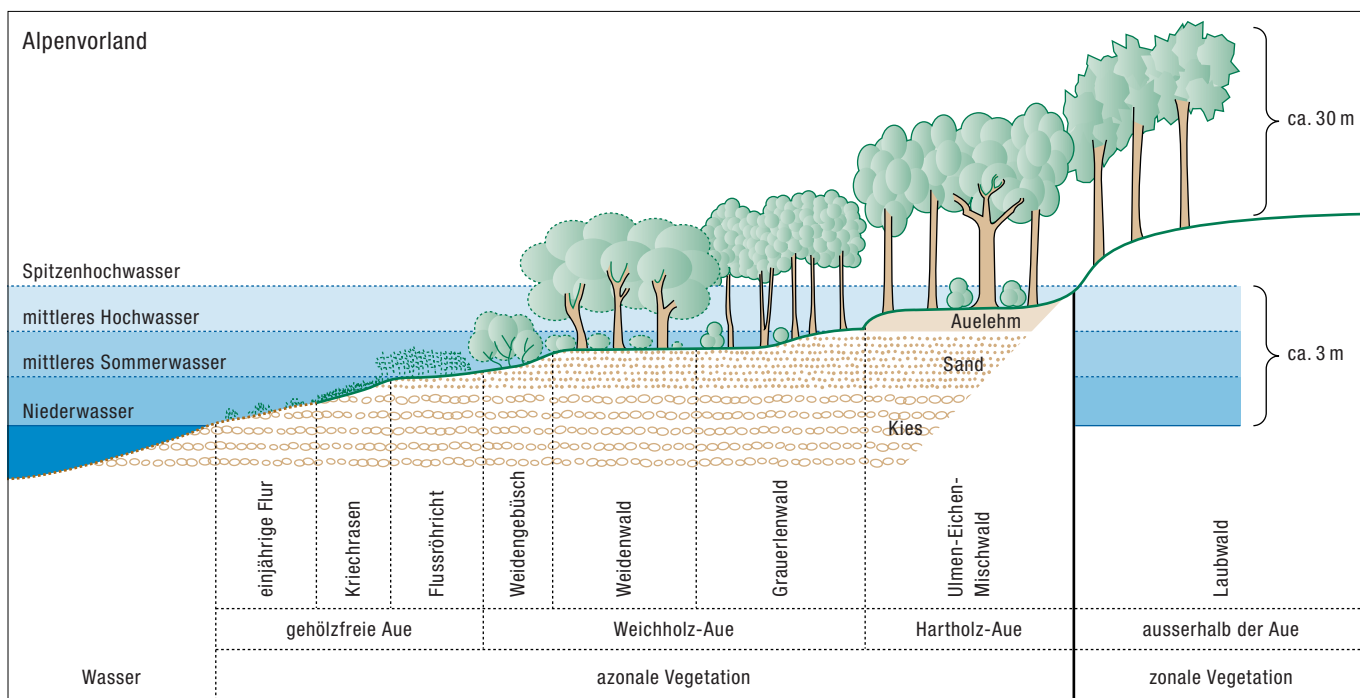


Abb. 1 Schematischer Querschnitt durch die Auenvegetation am Mittellauf eines Fließgewässers des Alpenvorlands. Illustration nach Ellenberg und Leuschner 2010

räume wie strukturierte Uferzonen und saisonal überflutete Areale für Fische und andere aquatische Tiere entstehen. Die Struktur und die Dichte von Lebensgemeinschaften sind eine Reaktion auf diese Dynamik und führen zur Ausbildung von Nahrungsnetzen.

Sedimentumlagerungen fördern Biodiversität

Für die Pflanzen- und Tiergesellschaften der Auenstandorte (Abb. 2) ist die Wiederkehrzeit von Sedimentumlagerungen entscheidend. Dabei werden zwar vorhandene Lebensräume zerstört, aber auch neue Kies- und Sandbänke aufgeschüttet (MB 2, Biodiversität in Fließgewässern). Ein solches dynamisches Gleichgewicht führt zur Erhaltung von Lebensräumen und damit von Arten, die für Fließgewässer charakteristisch sind (Tab. 1). Damit die neu entstandenen Lebensräume von auentypischer Vegetation besiedelt werden können, muss die Sedimentumlagerung in einer bestimmten Jahreszeit erfolgen. Für Pflanzen, die sich über das Wasser ausbreiten, müssen die kiesbankumlagernden Hochwasser im Sommer stattfinden. Zu diesem Zeitpunkt sind die Samen reif und können sich erfolgreich ausbreiten. Bei sogenannten ökologischen Flutungen von Restwasserstrecken muss der Zeitpunkt der Flutung an den Lebenszyklus der Pflanzen und die Lebenszyklen der aquatischen Organismen angepasst werden.

Bei der Projektierung von Revitalisierungen sollten die Lebenszyklen der Arten berücksichtigt werden. Nur so können Massnahmen wie das ökologische Fluten von Gewässerabschnitten oder Kraftwerkspülungen optimal terminiert werden. Die Keimfähigkeit vieler auentypischer Strauch- und Baumarten beschränkt sich auf wenige Tage, und für einige Arten ist eine erfolgreiche Etablierung von Keimlingen nur auf durchfeuchteten Sedimenten kurz nach ihrer Ablagerung möglich. Terrestrische Lebensgemeinschaften können sich oft auf relativ kleinen Habitatinseln etablieren, sofern diese räumlich vernetzt sind (Box 1). Die Flächenangaben in Tabelle 2 sind als Minimalflächen zu verstehen, welche ein kurzfristiges Überleben der Lebensgemeinschaften erlauben. Eine Strahlwirkung (MB 4, Vernetzung von Fließgewässern) kann von kleinen Flächen nicht erwartet werden.

Viele terrestrische Arten, besonders die auf Kiesbänken lebenden Spezialisten wie die Tamariske, sind auf ein regelmässiges Wiederkehren (Tab. 2) von Störungen wie Hochwasser angewiesen (Abb. 3). Bleiben solche Störungen aus, verbuschen die Kiesbänke und entwickeln sich langfristig zu Auenwäldern. Die spezialisierten Arten der Kiesbänke verschwinden (Abb. 2). Wenn die Störungen zu häufig auftreten, werden mehr Vorkommen seltener, spezialisierter Arten zerstört als neu aufkommen, was langfristig zum lokalen Aussterben führt (MB 2, Biodiversität in Fließgewässern). In höher gelegenen und seltener überfluteten Auenbereichen sind langfristig ablaufende, vom Menschen möglichst ungestörte Suk-

> Tabelle 1

Durch mangelnde Gewässerdynamik beeinflusste Habitattypen und Anzahl gefährdeter Arten (nach Delarze und Gonseth 2008).

Habitattyp	Gefährdete Arten
Äschenregion	15
Auen-Weidengebüsch	2
Bachröhricht	8
Brachsen- und Barbenregion	17
Flusskies-Pionierflur	10
Grauerlen-Auenwald	2
Hartholz-Auenwald	8
Obere Forellenregion	3
Stillwasser-Röhricht	22
Weichholz-Auenwald	2
Total	87

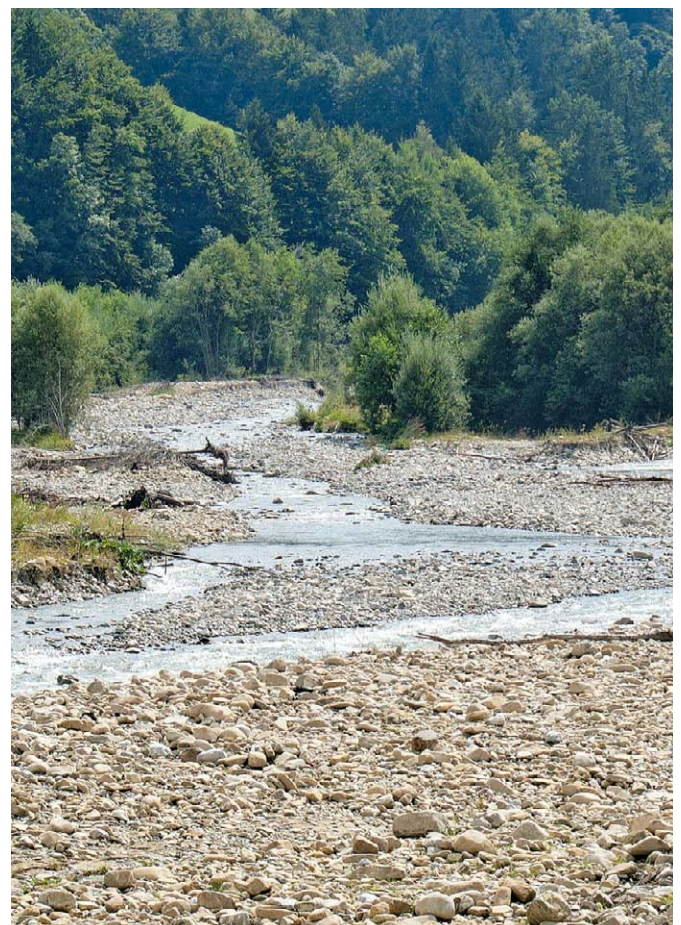


Abb. 2 Der Oberlauf der Sense bei Plaffeien (FR) ist ein Beispiel für ein Fließgewässer mit natürlicher Dynamik. Bei grossem Hochwasser wird die Vegetation der Kiesbänke zerstört, und es bilden sich neue Kiesbänke, die von spezialisierten Pionierarten besiedelt werden. Foto: Christoph Scheidegger

zessionen wichtig damit sich alte, reife Gehölzstrukturen entwickeln können.

Ziele von Revitalisierungen

Revitalisierungen haben zum Ziel, den Gewässern eine natürliche Dynamik und einen optimalen Strukturreichtum zurückzugeben. Bei beschränktem Raumangebot muss ein Kompromiss zwischen den verschiedenen Bedürfnissen gefunden werden. Flussbauliche Massnahmen müssen so gestaltet werden, dass eine möglichst grosse strukturelle Vielfalt an aquatischen und terrestrischen Lebensräumen entsteht. Diese wiederum wirken sich positiv auf die Artenvielfalt der Gewässer aus. Selbst ein unvermeidbarer Blockwurf sollte über dem Mittelhochwasserbereich mit Lockermaterial überschüttet werden, damit sich durch natürliche Sukzession eine Ufervegetation etablieren kann. Die Uferlinie eines Blockwurfes in einem nahezu geraden Gewässerabschnitt sollte geschlängelt ausgebildet werden, da dadurch die Strömungsvielfalt erhöht wird. Strukturreichtum ist immer das Resultat eines dynamischen Fliessgewässers, welches regelmässig Geschiebe im Gerinne umlagert und lokale Gerinne-Erosion verursacht.

Hochwasserschutz und Dynamik

Hochwasserschutzprojekte müssen naturnah ausgeführt werden (Art. 4 Wasserbaugesetz, SR 721.100, und Art. 37 Gewässerschutzgesetz, SR 814.20). Diese sollten die Dynamik nur so weit als nötig einschränken und die Strukturvielfalt so gut wie möglich fördern: Entsprechend dem Zitat «Das Wasser ist ein freundliches Element für den, der damit bekannt ist und es zu behandeln weiss» (von Goethe 1809) muss sich Hochwasserschutz an der genauen Kenntnis der während eines Hochwassers ablaufenden Prozesse orientieren. Nur so können Hochwasserschutzmassnahmen am richtigen Ort eingesetzt und die Eingriffe in das Gewässer minimiert werden. Bis zum Anfang der 1990er-Jahre waren die Massnahmen in erster Linie auf den Widerstand gegenüber den Strömungskräften sowie auf den Geschiebetransport ausgerichtet. Heute haben sie auch zum Ziel, Qualität und Vernetzung der Fliessgewässer zu erhöhen (Flussrevitalisierungen: eine Übersicht).

Unter konstruktivem Hochwasserschutz werden bauliche Massnahmen verstanden, welche die Fliessgewässer gegen gefährliche Gerinne-Erosionen schützen und gleichzeitig die Abflusskapazität bei Hochwasser gewährleisten. Die ausreichende Abflusskapazität umfasst dabei nicht nur das Wasser, sondern auch das Geschiebe und das Schwemholz. Konstruktiver Hochwasserschutz schränkt die bei Hochwasser ablaufenden Prozesse wie Erosion, Ablagerung und Ausuferung ein und reduziert somit zwangsläufig die Gewässerdynamik. Naturnah realisierte Hochwasserschutzprojekte sollten eine natürliche Dynamik so weit wie möglich zulassen. Diese benötigen jedoch viel Raum, welcher in stark besiedelten Gebie-

> Box 1: Sedimentumlagerungen und Wiederkehrzeiten

Zur langfristigen Erhaltung flussbegleitender Lebensräume sind spezifische Wiederkehrzeiten von Kiesbankumlagerungen notwendig. Minimale Schwellenwerte dürfen nicht unterschritten, maximale Werte nicht überschritten werden, damit die Zielarten der Lebensgemeinschaften ihren Lebenszyklus vollständig durchlaufen können. Damit bei Revitalisierungen neue Lebensräume entstehen, müssen sie mit bereits existierenden Lebensräumen des gleichen Typs vernetzt werden (Werth *et al.* 2011; MB 4, Vernetzung von Fliessgewässern). Der in Tabelle 2 angegebene minimale Flächenbedarf bezieht sich deshalb auf die Grösse eines Bestandes. Die gesamte benötigte Fläche für das langfristige Überleben der regionalen Lebensgemeinschaft inklusive ihrer aquatischen und aentypischen Arten ist um mindestens den Faktor 10 höher anzusetzen.

> Tabelle 2

Die terrestrischen Lebensräume der Fliessgewässer (nach Delarze und Gonseth 2008), ihr minimaler Flächenbedarf zur kurzfristigen Erhaltung der charakteristischen Artenvielfalt sowie die minimale und die maximale Wiederkehrzeit von Kiesbankumlagerungen.

Lebensraum	Minimaler Flächenbedarf	Minimale Wiederkehrzeit	Maximale Wiederkehrzeit
Flusskies-Pionierflur	0,5 ha	3 Jahre	8 Jahre
Auen-Weidengebüsch	0,5 ha	8 Jahre	15 Jahre
Röhrichte	0,5 ha	8 Jahre	15 Jahre
Weichholz-Auenwald	1 ha	15 Jahre	40 Jahre
Grauerlen-Auenwald	1 ha	15 Jahre	40 Jahre
Quellfluren	100 m ²	50 Jahre	>150 Jahre
Hartholz-Auenwald	10 ha	40 Jahre	>150 Jahre

ten nur noch beschränkt verfügbar ist. In vielen Fällen kann deshalb nur eine eingeschränkte Dynamik erreicht werden. Diese sollte aber in den verfügbaren Grenzen ausgenutzt werden. Auch eine kleinräumige Dynamik kann ökologisch wertvoll sein, weil der Strukturreichtum und somit die verfügbaren Lebensräume erhöht werden. Damit in besiedelten Gebieten die Dynamik bei Hochwasser nicht unkontrollierbar abläuft, sind bauliche Hochwasserschutzmassnahmen jedoch oft unabdingbar.

Empfehlungen für die Praxis

Die Forschung ist zurzeit noch weit davon entfernt, ein quantitatives Modell vorstellen zu können, in welchem Abflussparameter, Gerinnemorphologie und Biodiversität in direkte Beziehung zueinander gestellt werden. Einzig für Teilsysteme sind solche Aussagen möglich (WSL *et al.* 2008). Das Ziel

jeder Revitalisierung sollte sein, die naturnahe Dynamik eines Fließgewässers zu fördern, weil die Gerinnemorphologie und die aquatische und terrestrische Biodiversität durch die Gewässerdynamik gesteuert werden. Auch bei Hochwasserschutzprojekten gilt es, Dynamik zuzulassen. Für Empfehlungen, welche speziell den Hochwasserschutz betreffen, sei auf die Wegleitung des Bundesamts für Wasser und Geologie (BWG 2001) und deren Aktualisierung sowie auf die Erweiterung des BAFU verwiesen (Wegleitung Hochwasserschutz und Revitalisierungen an Fließgewässern, ab 2012).

Revitalisierungen bezwecken die Wiederherstellung der natürlichen Funktionen eines verbauten, korrigierten, überdeckten oder eingedolten oberirdischen Gewässers mit baulichen Massnahmen (GSchG, Art. 4 Bst. m; Flussrevitalisierungen: eine Übersicht). Dabei kommt der Wiederherstellung der Dynamik eine wichtige Rolle zu. Folgende Punkte sollten berücksichtigt werden:

- > Der Wiederherstellung des hydrologischen Regimes kommt eine entscheidende Rolle zu: Ohne bettbildende Abflüsse sind Revitalisierungen nicht erfolgreich, auch wenn eine vielfältige Gerinnemorphologie oder gute Voraussetzungen beim Geschiebe vorhanden sind.
- > Damit die Dynamik wiederhergestellt werden kann, ist ein ausgeglichener Geschiebehaushalt notwendig, d. h., ein Fließgewässer muss eine hohe Geschiebedurchgängigkeit aufweisen. Fehlt der Geschiebeeintrag von oben, tieft sich der Hauptarm durch die hydrologische Dynamik

innerhalb weniger Hochwasserereignisse ein. Umgekehrt ist auch ein übermässiger Geschiebeeintrag problematisch, denn er kann zu Auflandungen führen.

- > Den Fließgewässern muss Raum gegeben werden, damit Umlagerungen des Kiesbetts und Geschiebetransport möglich sind und so die aquatischen und auentypischen Lebensgemeinschaften gefördert werden können. Das Raumangebot für charakteristische Lebensgemeinschaften und Arten der Fließgewässer ist zu vergrössern. Die Flächenangaben in Tabelle 2 sind als Minimalangaben zu verstehen.
- > Kleinflächige Habitate, die bereits vor einer Revitalisierung vorhanden waren, haben einen hohen Wert für aquatische und auentypische Lebensgemeinschaften und für Populationen seltener Arten. Hingegen werden die bei Revitalisierungen neu geschaffenen und isolierten Habitate oft nicht oder nur langfristig (innerhalb vieler Jahre) besiedelt.
- > Ein hoher Grad an Vernetzung zwischen auentypischen Lebensgemeinschaften kann den Erfolg von Revitalisierungen auch bei relativ kleinen Habitaten erhöhen. Es ist darauf zu achten, dass der Lebensraumverbund an Fließgewässern gefördert wird.

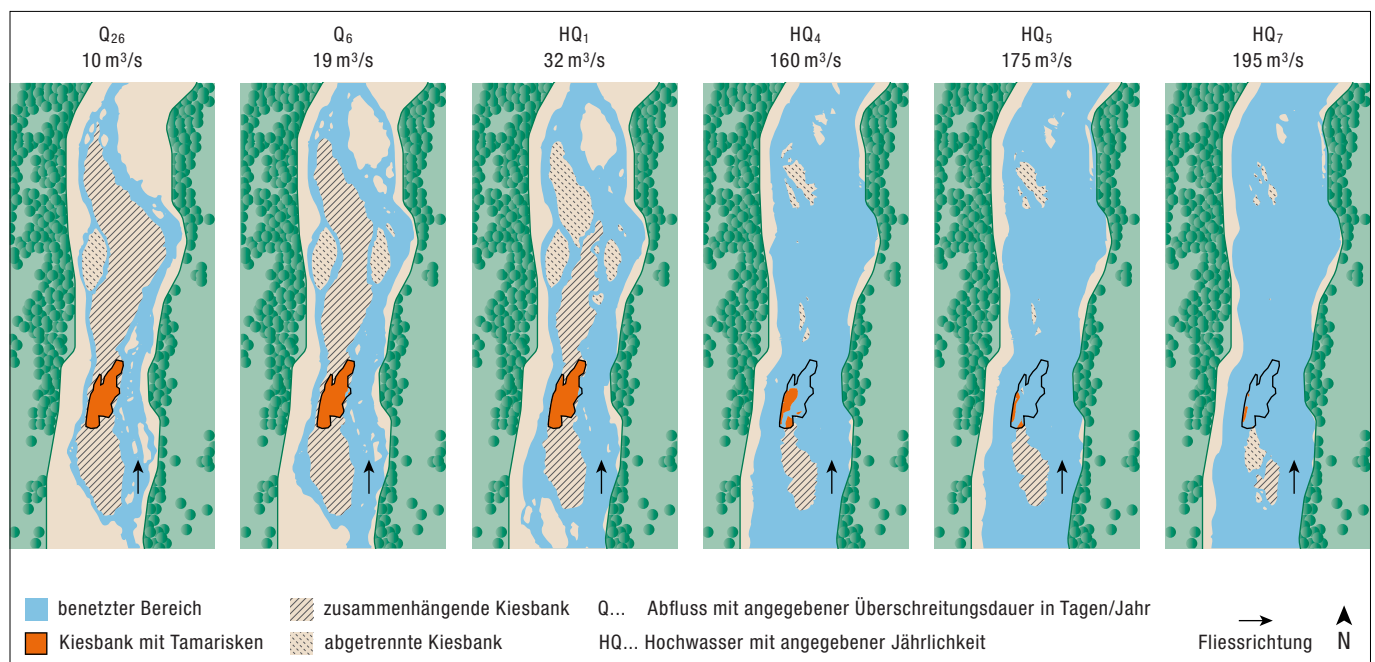


Abb. 3 Überschwemmungsgrad der Kiesbänke am Oberlauf der Sense bei Plaffeien (FR). Die Abflusswerte werden (von links nach rechts) an 26, 6 und 1 Tag pro Jahr erreicht beziehungsweise mit einer Wiederkehrzeit von 4, 5 und 7 Jahren.

Illustration nach Walter Gostner

Literatur

BWG, 2001: Hochwasserschutz an Fliessgewässern. BWG, Bern.

Delarze, R., Gonseth, Y., 2008: Lebensräume der Schweiz. Hep Verlag, Bern.

Ellenberg, H., Leuschner, C., 2010: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Eugen Ulmer, Stuttgart.

Marti, C., 2006: Morphologie von verzweigten Gerinnen. Dissertation ETH Zürich, Zürich.

Méndez, PR., 2008: Seitenerosion in kiesführenden Flüssen. Dissertation ETH Zürich, Zürich.

Staub, C., Ott, W., Heusi, F., Klingler, G., Jenny, A., Häcki, M., Hauser, A., 2011: Indikatoren für Ökosystemleistungen: Systematik, Methodik und Umsetzungsempfehlungen für eine wohlfahrtsbezogene Umweltberichterstattung. BAFU, Bern.

von Goethe JW., 1809: Die wunderlichen Nachbarskinder, online: www.digbib.org/Johann_Wolfgang_von_Goethe_1749/Die_wunderlichen_Nachbarskinder

Werth, S., Weibel, D., Alp, M., Junker, J., Karpati, T., Peter, A., Scheidegger, C., 2011: Lebensraumverbund Fliessgewässer: Die Bedeutung der Vernetzung. Wasser Energie Luft: 3/2011, 224–234.

WSL, Eawag, ETHZ, EPFL, 2008. Indikatorsteckbriefe. Online: www.rivermanagement.ch/download.php

Impressum

Konzept

In diesem Projekt arbeiteten Wasserbauerinnen und -bauer, Ökologinnen und Ökologen sowie Vertreterinnen und Vertreter von Behörden von Bund und Kantonen gemeinsam an Lösungen für die Behebung der vorhandenen Defizite in und an Fliessgewässern. Im Rahmen des Projekts erforschten sie dynamische, vernetzte Lebensräume und entwickelten innovative Konzepte in der Umsetzung flussbaulicher Massnahmen. Ausführliche Informationen finden sich unter www.rivermanagement.ch

Projekt

Das Projekt wurde vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) finanziell unterstützt und von vier Projektleitern an folgenden Institutionen durchgeführt:

Armin Peter, Eawag, Fischökologie und Evolution, Seestrasse 79, 6047 Kastanienbaum, www.eawag.ch

Christoph Scheidegger, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Biodiversität und Naturschutzbiologie, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, www.wsl.ch
Anton Schleiss, EPF-Lausanne, Laboratoire de Constructions Hydrauliques LCH-EPFL, Station 18, 1015 Lausanne, www.lch.epfl.ch

Roland Fäh, ETH Zürich, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie VAW-ETHZ, Gloriastrasse 37/39, 8092 Zürich, www.vaw.ethz.ch

Koordination

Sonia Angelone, Manuela Di Giulio

Fachliche Begleitung

BAFU: Paul Dändliker, Manuel Epprecht, Werner Göggel, Susanne Haertel-Borer, Daniel Hefti, Jean-Pierre Jordan, Stephan Lussi, Olivier Overney, Markus Thommen
Kantone: Lorenz Jaun (UR), Vinzenz Maurer (BE), Sandro Peduzzi (TI), Markus Zumsteg (AG)

Projekt: Sonia Angelone, Tobias Buser, Manuela Di Giulio, Roland Fäh, Armin Peter, Christopher Robinson, Christoph Scheidegger, Anton Schleiss

Herausgeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU)

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

Redaktion

Manuela Di Giulio, Sonia Angelone

Sprachliche Bearbeitung

Jacqueline Dougoud

Zitierung

Scheidegger, C., Werth, S., Gostner, W., Schleiss, A., Peter, A., 2012: Förderung der Dynamik bei Revitalisierungen. In: Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. BAFU, Bern. Merkblatt 1.

Gestaltung und Illustrationen

anamorph.ch: Marcel Schneeberger (AD), Patrik Ferrarelli

PDF-Download

www.bafu.admin.ch/uw-1211-d

Diese Publikation ist auch in französischer und italienischer Sprache verfügbar. Die Originalsprache ist Deutsch.

© BAFU 2012



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

2 > Biodiversität in Fließgewässern

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

Vielfältige, naturnahe und dynamische Lebensräume sind eine wichtige Voraussetzung dafür, die Biodiversität in Fließgewässern zu erhalten und zu fördern. Das vorliegende Merkblatt stellt die wichtigsten Faktoren für die Lebensraum- und Artenvielfalt vor und präsentiert Empfehlungen, mit welchen Massnahmen die Biodiversität erhöht werden kann.

Zentren der Biodiversität

Biodiversität ist die Vielfalt des Lebens und besteht aus der Artenvielfalt, der genetischen Vielfalt, der Vielfalt der Lebensräume sowie der Vielfalt der ökologischen Funktionen einschliesslich der Ökosystemleistungen (Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2005). Das Vorkommen charakteristischer und seltener Arten ist ein wichtiger Bestandteil der Biodiversität.

Fließgewässer und Auenbereiche sind Zentren der Biodiversität und weisen eine hohe Vielfalt an Pflanzen- und Tierarten auf (Hausammann 2008, Lachat *et al.* 2010). Auen beherbergen Schätzungen zufolge 1500 Pflanzenarten (BAFU 2005). Dies entspricht etwa einem Drittel der Schweizer Flora,

obwohl Auen nur 0,55 % der Landesfläche bedecken. Tier- und Pflanzenarten, die in und an Fließgewässern leben (Abb. 1), sind an die Umweltbedingungen natürlicher, dynamischer Fließgewässer angepasst. Der Mensch hat durch flussbauliche Massnahmen und Wasserverschmutzung die Ökologie vieler Fließgewässer beeinträchtigt und dadurch zahlreiche Arten gefährdet (Tab. 1). Viele dieser Arten haben einen Grossteil ihres Verbreitungsgebiets in der Schweiz, deshalb trägt diese eine besondere Verantwortung für ihren Schutz. Die Artenvielfalt insgesamt und die typischen Arten von Fließgewässern können durch die Verbesserung der Vernetzung sowie durch die Wiederherstellung einer naturnahen Dynamik geför-



Natürlicher Senseverlauf (BE/FR).

Foto: Walter Gostner

dert werden (MB 1, Förderung der Dynamik bei Revitalisierungen; MB 4, Vernetzung von Fließgewässern).

Genetische Vielfalt

Eine hohe genetische Vielfalt ist die Voraussetzung für die Erhaltung stabiler und anpassungsfähiger Populationen. Die genetische Vielfalt ist abhängig von der Grösse der Populationen und ihrer Vernetzung mit anderen Populationen. Arten, die natürlicherweise oder wegen menschlicher Eingriffe selten vorkommen, bilden meist kleine, isolierte Populationen mit einer geringen genetischen Vielfalt. Dadurch können Inzuchtprobleme entstehen, welche die Vitalität und den Fortpflanzungserfolg der Populationen beeinträchtigen, weil ihre Individuen weniger widerstandsfähig gegenüber Umweltveränderungen sind. Populationen mit hoher genetischer Vielfalt können sich besser an veränderte Umweltbedingungen anpassen und sind daher für den Naturschutz besonders wertvoll (Werth *et al.* 2011).

Die Tamariske ist eine charakteristische Pflanzenart von Auen, die in der Schweiz oft in kleinen Populationen vorkommt und auf Kiesbänken naturnaher Flüsse wächst. Das Projekt «Integrales Flussgebietsmanagement» untersuchte in der Schweiz einen Grossteil der Populationen und zeigte, dass sich deren genetische Vielfalt stark unterscheidet (Abb. 2). An der Sense (BE/FR) gibt es heute ein einziges Vorkommen der Tamariske, und dieses ist genetisch stark verarmt, obwohl die Lebensraumqualität hoch ist. Ursachen für die genetische Verarmung sind die kleine Populationsgrösse, aber auch die fehlende Vernetzung mit flussabwärts gelegenen Vorkommen, welche durch Gewässermeliorationen vor Jahrzehnten zerstört wurden (MB 4, Vernetzung von Fließgewässern). Bis vor 100 Jahren war die Tamariske auf einer Strecke von etwa 30 Flusskilometern verbreitet. Die Populationen am Alpenrhein (GR/SG) zeigen erfreulicherweise das Gegenteil: Im Einzugsgebiet des Alpenrheins haben mehrere grosse Populationen überlebt, und diese weisen eine hohe genetische Vielfalt auf. Dieser Befund ist erstaunlich, weil der Alpenrhein durch zahlreiche Verbauungen geprägt ist, und zeigt die Bedeutung der Vernetzung: Die Populationen in den kanalisiertem Bereichen erhalten aus flussaufwärts gelegenen Quellpopulationen genügend Individuen und Gene.

Vielfältige Lebensräume

Ein natürliches Fließgewässer bietet aquatischen, amphibischen und terrestrischen Organismen unterschiedliche Lebensräume wie Haupt- und Nebenarme sowie Kiesbänke (Abb. 3). Diese werden durch zahlreiche Umweltfaktoren beeinflusst, insbesondere durch Temperatur (Abb. 3), Lichteinstrahlung, Nährstoffgehalt, Gerinnemorphologie und Abflussregime. Gewässerabschnitte mit verschiedenen Umweltbedingungen zeichnen sich durch eine hohe Artenvielfalt aus, weil dort zahl-



Abb. 1 Beispiele charakteristischer Fließgewässerarten. Oben: Tamariske (*Myricaria germanica*; Foto: Silke Werth), unten: Kiesbankgrashüpfer (*Chorthippus pullus*; Foto: Theresa Karpati).

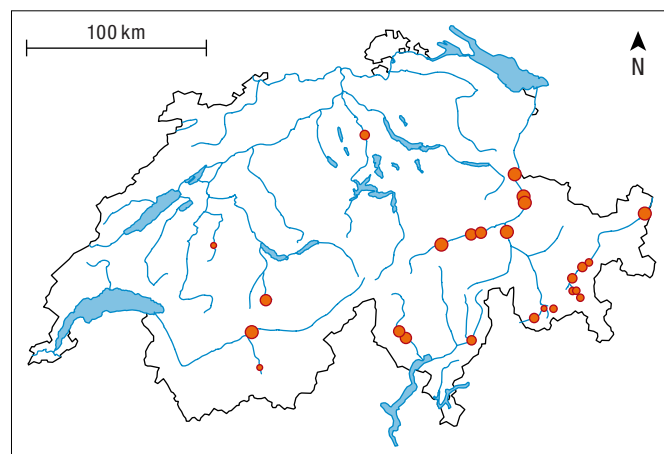


Abb. 2 Genetische Vielfalt der Schweizer Tamarisken-Populationen. Die Grösse der Kreise ist proportional zur genetischen Vielfalt einer Population. Illustration nach Silke Werth

reiche Arten ideale Lebensbedingungen finden. Aquatische Arten werden besonders durch das Abflussregime beeinflusst, das von der Abflusstiefe und der Abflussgeschwindigkeit geprägt wird. Für terrestrische Arten sind Faktoren wie die Uferbeschaffenheit, die Höhe des Ufers über dem Normalwasserstand sowie das Vorhandensein von Kiesbänken und die Substrateigenschaften wichtig. Natürliche und naturnahe Gewässerabschnitte zeichnen sich oft durch eine grosse Variabilität wichtiger Umweltfaktoren (z. B. Temperatur, Abflussgeschwindigkeit) aus (Abb. 3, 4), während kanalisierte Gewässerabschnitte monoton sind (Abb. 4).

Für viele aquatische und terrestrische Arten ist das Vorkommen von Totholz wichtig. Angrenzend an grosse Totholzstämme bilden sich oft Tiefwasserbereiche, die Fischen gute Versteckmöglichkeiten bieten und tiefere Temperaturen aufweisen. Und wenn Totholzstämme bei Hochwasser auf Kiesbänke angeschwemmt werden, lagern sich dort Substrate wie Sand ab, auf denen sich Pflanzen etablieren können. Die Strukturen und Bedingungen bei Totholzstämmen bilden auch für den gefährdeten Kiesbankgrashüpfer (Abb.1) einen optimalen Lebensraum: Er ernährt sich von den Pflanzen, findet

im Totholz Unterschlupf und kann in der Nähe auf kleinen vegetationsfreien Sandflächen seine Eier ablegen.

Vernetzte Lebensräume

Das Vorkommen von Lebensraumspezialisten wird durch die funktionelle Vernetzung ihrer Lebensräume bestimmt (MB 1, Förderung der Dynamik bei Revitalisierungen). Die longitudinale Vernetzung fördert die Ausbreitung und somit das Vorkommen von Arten und beeinflusst die Nährstoffkreisläufe sowie Nahrungsnetze von Fließgewässern. Beispielsweise sind flussabwärts gelegene Standorte auf den Eintrag von Biomasse (z. B. Laubstreu, Totholz) von flussaufwärts gelegenen Standorten angewiesen. Barrieren wie Stauseen unterbrechen diese Vernetzung und beeinträchtigen die Biodiversität. Auch die laterale Vernetzung zwischen aquatischen und terrestrischen Lebensräumen beeinflusst die Biodiversität. Beispielsweise wirkt sich die Beschattung durch die Ufervegetation auf die Temperaturbedingungen in kleinen Fließgewässern aus. Bäche, an denen die natürliche Ufervegetation abgeholzt wurde, weisen eine höhere Wassertemperatur auf. Einerseits beeinflusst dies die Organismen direkt, weil mit zunehmender

> Tabelle 1

Charakteristische Arten von naturnahen Flusslandschaften (BAFU 2011). Schutzpriorität: 1 sehr hoch; 2 hoch; 3 mittel; 4 mässig. Die Spalte «Verantwortung» beschreibt die europäische bzw. globale Bedeutung des schweizerischen Bestandes einer Art und gibt die internationale Verantwortung der Schweiz für die Erhaltung der betreffenden Art an. Skala: 4 sehr hoch; 3 hoch; 2 mittel; 1 gering; 0 keine Verantwortung.

Deutscher Name	Lateinischer Name	Organismenklasse	Gefährdung (Schweiz)	Schutzpriorität	Verantwortung
Laufkäfer	<i>Bembidion eques</i>	Insekten	Vom Aussterben bedroht	1	2
Laufkäfer	<i>Bembidion foraminosum</i>	Insekten	Vom Aussterben bedroht	2	1
Gefleckte Schnarrschrecke	<i>Bryodemella tuberculata</i>	Insekten	Ausgestorben	1	2
Kiesbankgrashüpfer	<i>Chorthippus pullus</i>	Insekten	Vom Aussterben bedroht	1	2
Fluss-Strandschrecke	<i>Epacromius tergestinus</i>	Insekten	Vom Aussterben bedroht	1	2
Türks Dornschrecke	<i>Tetrix tuerki</i>	Insekten	Vom Aussterben bedroht	1	2
Zierliche Moosjungfer	<i>Leucorrhinia caudalis</i>	Insekten	Vom Aussterben bedroht	1	2
Kreuzkröte	<i>Bufo calamita</i>	Amphibien	Stark gefährdet	3	1
Laubfrosch	<i>Hyla arborea</i>	Amphibien	Stark gefährdet	3	1
Flussuferläufer	<i>Actitis hypoleucos</i>	Vögel	Stark gefährdet	1	1
Flussregenpfeifer	<i>Charadrius dubius</i>	Vögel	Verletzlich	1	1
Buntes Birnmoos	<i>Bryum versicolor</i>	Moose	Vom Aussterben bedroht	1	2
Alpen-Knorpelsalat	<i>Chondrilla chondrilloides</i>	Blütenpflanzen	Stark gefährdet	3	0
Deutsche Tamariske	<i>Myricaria germanica</i>	Blütenpflanzen	Potenziell gefährdet	-	-
Sanddorn	<i>Hippophaë rhamnoides</i>	Blütenpflanzen	Nicht gefährdet	-	-
Reifweide	<i>Salix daphnoides</i>	Blütenpflanzen	Nicht gefährdet	-	-
Einfacher Igelkolben	<i>Sparganium emersum</i>	Blütenpflanzen	Verletzlich	4	0
Kleiner Rohrkolben	<i>Typha minima</i>	Blütenpflanzen	Stark gefährdet	3	0

Wassertemperatur die Verfügbarkeit von Sauerstoff sinkt. Andererseits führt eine erhöhte Wassertemperatur zu einer Zunahme von Krankheitserregern (z. B. die proliferative Nierenerkrankung PKD [Proliferative Kidney Disease] bei Forellen), welche die Organismen indirekt beeinträchtigen.

An der Sense (BE/FR) wird die Artenvielfalt des Makrozoobenthos von der Lage des Standorts im Einzugsgebiet beeinflusst (Alp *et al.* 2011). Die Artenvielfalt des Makrozoobenthos in kanalisierten Abschnitten ist vergleichbar mit der Artenvielfalt naturnaher Abschnitte am Oberlauf der Sense (BE/FR). Das Makrozoobenthos wird durch die gute Vernetzung der Standorte und die Lage im Einzugsgebiet gefördert: Organismen aus den naturnahen Abschnitten im Oberlauf breiten sich passiv in die kanalisierten Abschnitte flussabwärts aus. Zudem sind gewisse wichtige Lebensraumfaktoren am Unterlauf vergleichbar mit denjenigen der naturnahen Standorte. Das natürliche Abflussregime, die gute Wasserqualität und eine naturnahe Beschaffenheit der Gewässersohle haben wahrscheinlich zur hohen Artenvielfalt des Makrozoobenthos der verbauten Abschnitte beigetragen. Die terrestrischen Arten Tamariske und Kiesbankgrashüpfer kommen an den kanalisierten Abschnitten der Sense jedoch nicht vor, weil dort keine geeigneten Kiesbänke vorhanden sind und somit die Lebensräume für beide Arten fehlen.

Anspruchsvolle Organismen

Im Verlaufe ihres Lebenszyklus sind viele Organismen auf unterschiedliche Lebensräume angewiesen. So benötigen gewisse Fische und aquatische Insekten unterschiedliche Lebensraumtypen für die Reproduktion und die Entwicklung ihrer Juvenilstadien (Jungwirth *et al.* 2003). Viele aquatische Insektenarten brauchen für ihre Eiablage grosse, aus dem Wasser ragende Steine. Der Erfolg der Reproduktion hängt stark von der Verfügbarkeit solcher Substrate ab (Alp *et al.* 2011). Und lachsartige Fische wandern zum Laichen zu den Seitengewässern oder zu den Oberläufen der Fließgewässer, weil sie dort ideale Standorte für die Eiablage finden. Gewisse Arten benötigen sogar im Verlauf eines Tages verschiedene Lebensräume. Bekannte Beispiele sind Fischarten, die am Tag und in der Nacht unterschiedliche Lebensräume aufsuchen. Wenn an einem Fließgewässer die Standorte für bestimmte Lebensphasen fehlen, fallen charakteristische und spezialisierte Arten aus. Dies kann ebenso der Fall sein, wenn die Vernetzung zwischen Standorten im Einzugsgebiet nicht gewährleistet ist.

Gefährdete Biodiversität

Die Zerschneidung der Fließgewässer durch Barrieren wie Stauseen und andere Verbauungen stellt eine Bedrohung für die Biodiversität dar. Verbauungen haben die Lebensraumvielfalt dramatisch reduziert. Kanalisierte Fließgewässer mit monotonen Profilen bieten nur wenigen Generalisten einen

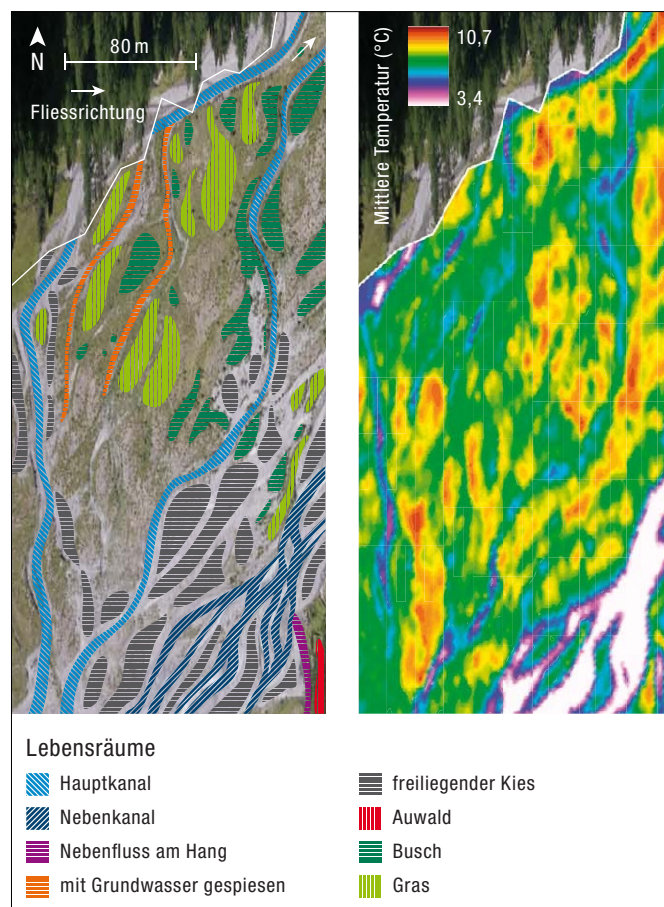


Abb. 3 Vielfalt der Lebensräume (links) und der Temperaturbedingungen (rechts) in einer natürlichen Aue (Val Roseg, GR). Die Temperatur ist ein wichtiger Umweltfaktor, der die Tiere und Pflanzen von Fließgewässern beeinflusst. Illustration nach Tonolla *et al.* 2010

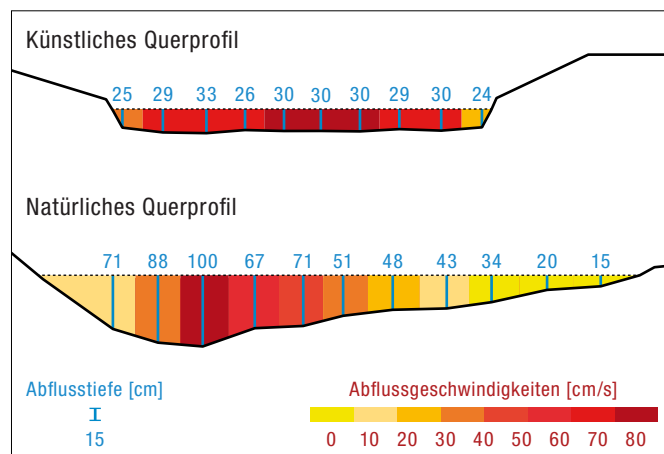


Abb. 4 Querprofile eines kanalisiertes (oben) und eines natürlichen (unten) Gewässerabschnitts im Mittelland (Bünz, AG). Angegeben sind Abflusstiefen und Abflussgeschwindigkeiten (tiefigemittelt). Illustration nach Walter Gostner

geeigneten Lebensraum. Veränderungen des Geschiebehalt (z. B. durch Kiesabbau), des Abflussregimes und der Temperatur (z. B. durch Wasserkraftnutzung) beeinträchtigen die Lebensbedingungen der spezialisierten Arten von Fließgewässern. Viele dieser Arten sind heute deshalb gefährdet (Delarze und Gonseth 2008). Hinzu kommen chemische Stoffeinträge aus Landwirtschaft, Industrie und Siedlungen, welche die Wasserqualität vermindern und Arten gefährden, die auf eine hohe Wasserqualität angewiesen sind. In der Schweiz hat die chemische Belastung der Fließgewässer seit den 1980er-Jahren abgenommen. Trotzdem sind noch nicht alle Arten, die wegen der Wasserverschmutzung verschwunden sind, wieder zurückgekehrt. Ein wichtiger Grund dafür ist die mangelnde Vernetzung der Gewässer, die durch zahlreiche künstliche Barrieren zerschnitten sind. Die Barrieren verhindern die Wiederbesiedelung von Gewässerabschnitten, was besonders Arten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit beeinträchtigt. In Zukunft wird der Klimawandel eine weitere Herausforderung für die Erhaltung der Biodiversität von Fließgewässern darstellen. Die saisonalen Änderungen der Niederschlagsmengen – wie sie von Klimamodellen vorausgesagt werden – sind besonders gravierend, weil sie das Abflussregime vieler Fließgewässer ändern können.

Es gibt zahlreiche weitere Faktoren, welche die Biodiversität von Fließgewässern beeinflussen. Revitalisierungen, die zum Ziel haben, die Biodiversität zu fördern, benötigen deshalb einen umfassenden Ansatz und müssen Fließgewässer in ihrer Gesamtheit betrachten. In vielen Fällen reicht die Verbesserung einzelner Aspekte (z. B. Erhöhung der Gerinnemorphologie) nicht aus, um die Artenvielfalt wiederherzustellen. In der Vergangenheit wurden viele Revitalisierungen unter der Annahme durchgeführt, dass eine lokale Wiederherstellung der morphologischen Vielfalt die Biodiversität erhöht. Nach der Umsetzung zeigte sich, dass andere Umweltfaktoren (z. B. chemische Belastung, Schwall/Sunk-Betrieb) die positiven Effekte der morphologischen Verbesserungen überlagerten (Alp *et al.* 2011) und den Revitalisierungserfolg begrenzten oder gar verhinderten.

Empfehlungen für die Praxis

- > Die Wiederherstellung der Biodiversität ist wesentlich schwieriger als ihre Erhaltung. Der Erhaltung von Populationen und qualitativ guten Lebensräumen muss deshalb höchste Priorität gegeben werden.
- > Es müssen ausreichend vernetzte Lebensräume für alle Lebensphasen aquatischer, amphibischer und terrestrischer Arten vorhanden sein. Eine abwechslungsreiche Gerinnemorphologie sowie vielfältige Uferzonen und Auenbereiche sind eine Voraussetzung für die Wiederherstellung der Biodiversität.

- > Um den ökologischen Erfolg von Revitalisierungen zu gewährleisten, müssen die wichtigsten Lebensraumfaktoren miteinbezogen werden. Bei der Priorisierung der zu revitalisierenden Abschnitte müssen einerseits morphologische und strukturelle Faktoren, andererseits das Abflussregime, die Wasserqualität und die Vernetzung der Lebensräume im Einzugsgebiet berücksichtigt werden (Werth *et al.* 2011). Defizite in einem dieser Faktoren können die Besiedlung revitalisierter Abschnitte verzögern oder gar verhindern. Zu beachten ist, dass auch vielfältige morphologische Strukturen nicht gewährleisten, dass sich bei Revitalisierungen eine hohe Biodiversität einstellt.
- > Die Lage im Einzugsgebiet beeinflusst den Erfolg der Massnahmen: Revitalisierungen von Abschnitten in der Nähe von artenreichen Lebensräumen fördern die Biodiversität mehr als solche an stark isolierten Standorten ohne Verbindungen zu Quellpopulationen.
- > Als Begleitmassnahmen von Revitalisierungen können spezifische Artenförderungsmassnahmen sinnvoll sein. Beispielsweise können bei Revitalisierungen Steilufer als Brutwände für den Eisvogel (*Alcedo atthis*) berücksichtigt und Laichmöglichkeiten für Amphibien angelegt werden. Die Analyse, wie dringlich diese Massnahmen sind, sollte sich auf die Liste der National Prioritären Arten (BAFU 2011) abstützen. Diese beziehen neben der Gefährdung der Arten auch die Verantwortung der Schweiz für einzelne Arten mit ein.

Literatur

Alp, M., Karpati, T., Werth, S., Gostner, W., Junker, J., Peter, A., Scheidegger, C., 2011: Erhaltung und Förderung der Biodiversität von Fließgewässern. Wasser Energie Luft: 3/2011, 216–223.

BAFU, 2005: Die Auen der Schweiz. BAFU, Bern, online: www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00888/index.html

BAFU, 2011: Liste der National Prioritären Arten. BAFU, Bern.

Delarze, R., Gonseth, Y., 2008: Lebensräume der Schweiz. Hep Verlag, Bern.

Hausammann, A., 2008: Fauna und Flora in Auen. Faktenblatt Nr. 13, Auendossier. BAFU, Bern.

Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S., Schmutz, S., 2003: Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien.

Lachat, T., Pauli, D., Gonseth, Y., Klaus, G., Scheidegger, C., Vittoz, P., Walter, T., 2010: Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900 – ist die Talsohle erreicht? Haupt, Bern.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2005: Handbook of the convention on biological diversity including its Cartagena protocol on biosafety. Friesen, Montreal, online: www.cbd.int/handbook

Tonolla, D., Acuña, V., Uehlinger, U., Frank, T., Tockner, K., 2010: Thermal heterogeneity in river floodplains. Ecosystems 13: 72–740.

Werth, S., Weibel, D., Alp, M., Junker, J., Karpati, T., Peter, A., Scheidegger, C., 2011: Lebensraumverbund Fließgewässer: Die Bedeutung der Vernetzung. Wasser Energie Luft: 3/2011, 224–234.

Impressum

Konzept

In diesem Projekt arbeiteten Wasserbauerinnen und -bauer, Ökologinnen und Ökologen sowie Vertreterinnen und Vertreter von Behörden von Bund und Kantonen gemeinsam an Lösungen für die Behebung der vorhandenen Defizite in und an Fließgewässern. Im Rahmen des Projekts erforschten sie dynamische, vernetzte Lebensräume und entwickelten innovative Konzepte in der Umsetzung flussbaulicher Massnahmen. Ausführliche Informationen finden sich unter www.rivermanagement.ch

Projekt

Das Projekt wurde vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) finanziell unterstützt und von vier Projektleitern an folgenden Institutionen durchgeführt:

Armin Peter, Eawag, Fischökologie und Evolution, Seestrasse 79, 6047 Kastanienbaum, www.eawag.ch

Christoph Scheidegger, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Biodiversität und Naturschutzbiologie, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, www.wsl.ch
Anton Schleiss, EPF-Lausanne, Laboratoire de Constructions Hydrauliques LCH-EPFL, Station 18, 1015 Lausanne, www.lch.epfl.ch

Roland Fäh, ETH Zürich, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie VAW-ETHZ, Gloriastrasse 37/39, 8092 Zürich, www.vaw.ethz.ch

Koordination

Sonia Angelone, Manuela Di Giulio

Fachliche Begleitung

BAFU: Paul Dändliker, Manuel Epprecht, Werner Göggel, Susanne Haertel-Borer, Daniel Hefti, Jean-Pierre Jordan, Stephan Lussi, Olivier Overney, Markus Thommen
Kantone: Lorenz Jaun (UR), Vinzenz Maurer (BE), Sandro Peduzzi (TI), Markus Zumsteg (AG)

Projekt: Sonia Angelone, Tobias Buser, Manuela Di Giulio, Roland Fäh, Armin Peter, Christopher Robinson, Christoph Scheidegger, Anton Schleiss

Herausgeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU)

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

Redaktion

Manuela Di Giulio, Sonia Angelone

Sprachliche Bearbeitung

Jacqueline Dougoud

Zitierung

Werth, S., Alp, M., Karpati, T., Gostner, W., Scheidegger, C., Peter, A. 2012: Biodiversität in Fließgewässern. In: Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. BAFU, Bern. Merkblatt 2.

Gestaltung und Illustrationen

anamorph.ch: Marcel Schneeberger (AD), Patrik Ferrarelli

PDF-Download

www.bafu.admin.ch/uw-1211-d

Diese Publikation ist auch in französischer und italienischer Sprache verfügbar. Die Originalsprache ist Deutsch.

© BAFU 2012



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

3 > Index für hydro-morphologische Diversität

Walter Gostner, Anton Schleiss

Strukturvielfalt ist eine Voraussetzung für die Funktionsfähigkeit von Gewässerökosystemen. Das vorliegende Merkblatt stellt einen neuen Index vor – den sogenannten hydro-morphologischen Index der Diversität (HMID), mit dem sich die hydro-morphologische Diversität berechnen lässt. Als Hilfsmittel für den Wasserbau ermöglicht er es, flussbauliche Projekte in Bezug auf die Verbesserung der Strukturvielfalt quantitativ zu beurteilen.

Bedeutung der Strukturvielfalt

Die Funktionsfähigkeit von Gewässerökosystemen wird durch abiotische und biotische Faktoren bestimmt, die sich gegenseitig beeinflussen. Bei den abiotischen Faktoren sind Wasserqualität, Abflussdynamik und Gewässerstruktur besonders wichtig. Fließgewässer mit natürlicher und künstlicher Gerinnemorphologie unterscheiden sich in der Ausprägung ihrer Strömungen (Abb. 1). In naturnahen Abschnitten wechseln sich Bereiche mit hoher Abflussgeschwindigkeit und Bereiche mit geringer Abflussgeschwindigkeit und hoher Abflusstiefe ab. Zudem verfügen sie über Flachwasserbereiche mit geringer Strömung, Kiesbänke verschiedener Höhen mit unterschiedlicher Vegetation und diversen Sukzessionsstadien (MB 2, Bio-

diversität in Fließgewässern) sowie über Totholz und unterschiedliche Substrate. Zwischen dem Fließgewässer und dem Umland liegt ein breiter Ufergürtel. Kanalisierte Abschnitte hingegen sind monoton und haben gleichmässige Strömungen in Längs- und Querrichtung.

Die Homogenisierung der Gerinnemorphologie führt zu einer Verminderung von Artenreichtum und Biomasse aquatischer und uferbewohnender Organismen. Strukturvielfalt hingegen fördert die Entwicklung und Erhaltung artenreicher Lebensräume und Lebensgemeinschaften (Jungwirth *et al.* 2003). Das Ziel vieler Revitalisierungen ist es deshalb, die Strukturvielfalt wieder herzustellen und die Habitatvielfalt zu fördern. Viele aquatische, amphibische und terrestrische Orga-



Strukturreichtum führt zu erhöhter Vielfalt bei der Abflussgeschwindigkeit: Riffle an der Sense (FR/BE).

Foto: Walter Gostner

nismen von Fliessgewässern brauchen eine grosse Vielfalt an Habitattypen, um sich fortzupflanzen und zu entwickeln (MB 2, Biodiversität in Fliessgewässern). So brauchen Fische im Lauf ihres Lebenszyklus unterschiedliche Lebensräume: Laichplätze mit einem geeigneten Sohlsubstrat, schnellfließende Wasserbereiche mit hohem Nahrungsangebot für die Nahrungssuche und Bereiche mit hohen Abflusstiefen und geringer Abflussgeschwindigkeit als Ruheplätze. Lokale Fischpopulationen können sich also nur erhalten, wenn genügend Habitate und verschiedene Habitattypen vorhanden sind.

Der Hydro-morphologische Index der Diversität

Im Wasserbau müssen nicht nur Hochwasserschutzmassnahmen geplant und umgesetzt werden, sondern auch Massnahmen, welche die Funktionsfähigkeit der Gewässerökosysteme verbessern (Flussrevitalisierungen: eine Übersicht). Bei flussbaulichen Projekten konnte die Verbesserung der Strukturvielfalt bisher nur qualitativ aufgrund von Expertenbeurteilungen abgeschätzt werden. Der im vorliegenden Merkblatt beschriebene hydro-morphologische Index der Diversität (HMID) ermöglicht neu auch eine quantitative Beurteilung (Box 1). Anhand numerischer Abflussmodellierungen und statistischer Analysen hydraulischer Variablen, welche die Strukturvielfalt kennzeichnen, kann der HMID einfach berechnet werden. So lässt er sich für verschiedene Varianten von flussbaulichen Projekten berechnen, und die Varianten können anhand der HMID-Werte miteinander verglichen werden. Die Variante mit der besten ökologischen Wirkung kann auf diese Weise objektiv bestimmt werden. Zudem lässt sich abschätzen, wie weit sich diese dem gewünschten Referenzzustand nähert.

Der HMID füllt die Lücke zwischen der Bewertung des Ist-Zustandes eines Fliessgewässers vor Beginn eines flussbaulichen Projekts (BUWAL 1998) und der Erfolgskontrolle nach der Umsetzung des Projekts (Woolsey *et al.* 2005). Er ermöglicht es, eine A-priori-Bewertung von Projekten vorzunehmen und diese zu optimieren. Der HMID wurde für kiesführende Alpenflüsse entwickelt, die in ihrem Referenzzustand einen pendelnden, einen gewundenen oder einen verzweigten Verlauf aufweisen können. Dieser Gewässertyp war früher in den Alpen häufig anzutreffen, weshalb es eine breite Anwendung für den HMID gibt.

Herleitung und Entwicklung des HMID

Die Herleitung des HMID basiert auf folgenden Annahmen (Gostner und Schleiss 2011):

a. Die Strukturvielfalt eines Fliessgewässerabschnittes lässt sich mithilfe der hydraulischen Grössen Abflussgeschwindigkeit und Abflusstiefe sowie ihrer statistischen Parameter charakterisieren.

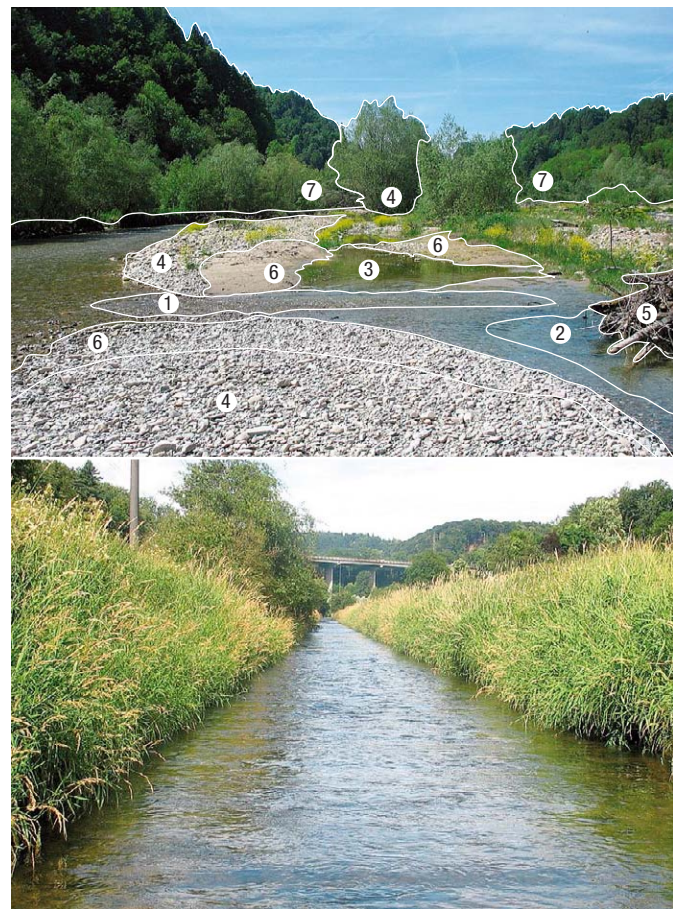


Abb. 1 Oben: Naturnaher Abschnitt der Sense (FR) mit Bereichen hoher Abflussgeschwindigkeit (1), hoher Abflusstiefe (2), mit Flachwasserbereichen (3), Kiesbänken (4), Totholz (5), unterschiedlichen Substraten (6) und einem breiten Ufergürtel (7). Unten: verbauter, kanalartiger Abschnitt der Bünz (AG) mit verminderter Habitatvielfalt. Fotos: Walter Gostner

b. Die statistischen Parameter der hydraulischen Grössen können anhand einer mathematischen Definition in einer Masszahl, dem HMID, kombiniert werden. Dieser vermag die Strukturvielfalt des aquatischen und semi-aquatischen Lebensraums eines Fliessgewässerabschnittes zu charakterisieren.

Zur Herleitung des HMID wurden umfangreiche Felduntersuchungen an verschiedenen Fliessgewässern in der Schweiz durchgeführt (Bünz, AG; Venoge, VD; Sense, FR/BE). An jedem Untersuchungsabschnitt wurden mehrere Querprofile definiert (Tab. 1). Entlang dieser Querprofile wurden in einem Abstand von 1–2 m die Abflusstiefe und die Abflussgeschwindigkeit erfasst. In Abbildung 2 sind die Ergebnisse für die Sense (FR/BE) dargestellt. Untersucht wurden 5 Abschnitte mit unterschiedlichem Verbauungsgrad.

Abbildung 2 zeigt die hydraulischen Grössen Abflussgeschwindigkeit und Abflusstiefe. In den kanalisiertem Abschnit-

ten ist die Streuung der Variablen gering. Hier ist die durchschnittliche Abflussgeschwindigkeit hoch, und Ruhewasserzonen sind kaum vorhanden. An den naturbelassenen Abschnitten hingegen ist die Variabilität der hydraulischen Grössen ausgeprägter. Wie erwartet ist in den natürlichen Abschnitten die Variabilität der die Lebensräume prägenden Faktoren höher als in kanalisierten Strecken.

Zur Beschreibung der Vielfalt kann die Standardabweichung σ verwendet werden. Ihre Gewichtung hängt eng mit dem Mittelwert μ zusammen, was mit dem Variationskoeffizienten $c_v = \sigma/\mu$ ausgedrückt wird. Die Vielfalt $V(i)$ einer einzelnen hydraulischen Grösse lässt sich wie folgt berechnen (Schleiss 2005):

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

Der HMID für einen Abschnitt wird aus dem Produkt der Teilvielfältigkeitsindizes für Abflussgeschwindigkeit v und Abflusstiefe t berechnet:

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

Die Definition des HMID beschreibt die räumliche Vielfalt der strukturell-morphologischen Eigenschaften eines Fließgewässers (konkrete Beispiele s. Tab. 2). Eine Modellierung der Untersuchungsabschnitte an der Sense mit der Software *BASEMENT* (MB 7, Numerische Fließgewässer-Modellierung) für verschiedene Abflüsse zeigte, dass Abschnitte unterschiedlicher Morphologie auch eine unterschiedliche zeitliche Variabilität haben. In natürlichen Abschnitten bleibt der HMID für fast alle im Jahresverlauf auftretenden Abflüsse annähernd konstant, mit Ausnahme derjenigen, die an ca. 5 Tagen pro Jahr überschritten werden. In verbauten Abschnitten hingegen wird der HMID mit grösser werdenden Abflüssen kleiner. In natürlichen Abschnitten ist die Strukturvielfalt generell höher als in verbauten Abschnitten. Zudem bleiben in den natürlichen Abschnitten die Lebensbedingungen für Organismen konstanter als in den verbauten Abschnitten.

Anwendungen des HMID

Der HMID ist ein Hilfsmittel zur Optimierung der morphologischen Strukturvielfalt in flussbaulichen Projekten. Abbildung 3 zeigt ein Beispiel möglicher Projektvarianten einer Revitalisierung. Das Beispiel ist stark vereinfacht, um eine mögliche Anwendung zu illustrieren. Die Ausgangslage ist ein kanalisierte, trapezprofilförmiger, mit festem Uferschutz gesicherter Abschnitt. Angenommen wird, dass dieser Abschnitt in seinem Referenzzustand ein verzweigter kiesführender Alpenfluss war und dass eines der Ziele des Leitbildes ist, das Fließgewässer dem morphologischen Referenzzustand zu nähern.

Box1: Der hydro-morphologische Index (HMID)

Was ist neu am HMID?

Der HMID verwendet hydraulische Grössen, welche die aquatischen Habitate charakterisieren. Im Gegensatz zu Bewertungsmethoden (z. B. Ökomorphologie des Modul-Stufen-Konzepts), die teilweise auf subjektiven Einschätzungen der oder des Betrachtenden im Feld aufbauen, basiert der HMID auf objektiven Kriterien.

Was sind die Vorteile des HMID?

Die Verwendung von numerischen, zweidimensionalen Abflussmodellen zur Beurteilung des Hochwasserverhaltens von wasserbaulichen Projekten 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?

Durch die Anwendung des HMID in wasserbaulichen Projekten können Projektvarianten in Bezug auf die Verbesserung der Strukturvielfalt quantitativ verglichen werden. Der HMID ist kein Instrument zur Beurteilung des IST-Zustandes oder zur Erfolgskontrolle, sondern dient der Beurteilung verschiedener Varianten flussbaulicher Projekte.

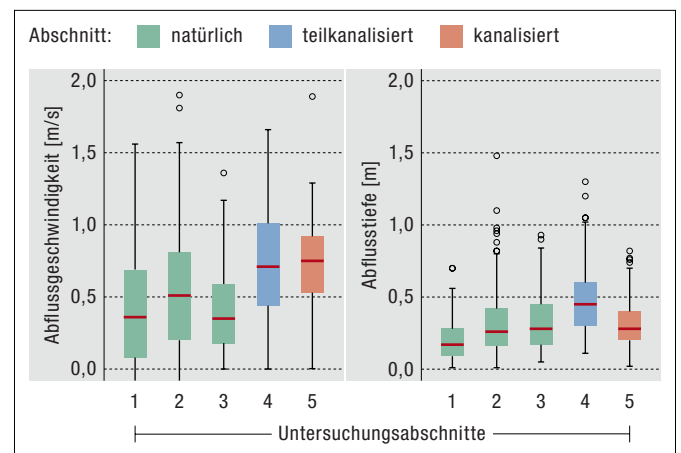


Abb. 2 Boxplots von Abflussgeschwindigkeit (links) und Abflusstiefe (rechts) für die untersuchten Abschnitte an der Sense (FR). Sie geben den Medianwert an (horizontale rote Linie). Innerhalb der unteren und oberen Begrenzung liegen 50% der Daten. Die vertikalen Linien entsprechen etwa 2 Standardabweichungen. Ausserhalb dieses Bereiches liegen die sogenannten Ausreisser, die als Einzelpunkte gekennzeichnet sind. Illustration nach Walter Gostner

Mögliche Massnahmen sind: kleinräumiger Eingriff durch die Platzierung von Störsteinen (Abb. 3: Variante 1), Auflösung einer der beiden Uferlinien zur Initiierung von alternierenden Kiesbänken mit verdecktem Uferschutz am Rande des zugelassenen Pufferstreifens (Abb. 3: Variante 2) oder Aufweitung mit Auflösung beider Uferlinien und Zulassen der vollständigen Dynamik ohne laterale Einschränkungen (Abb. 3: Variante 3).

Der HMID wird folgendermassen ermittelt:

- > Durchführung einer numerischen 2-D-Modellierung des Mittelwasserabflusses für den Zustand unmittelbar nach Projektumsetzung. Befindet sich das Fließgewässer in einem dynamischen Gleichgewicht, werden bei bett-bildenden Abflüssen zwar lokal Habitate umgelagert, ihre Zusammensetzung bleibt aber konstant. Als Eingabedaten für die Modellierung dienen das digitale Höhenmodell der einzelnen Varianten (inkl. Rauigkeitsbeiwerte) und der Mittelwasserabfluss, der entweder berechnet werden muss oder aus einer für den entsprechenden Fließgewässerabschnitt vorliegenden Abflussdauerkurve abgelesen werden kann. Das Höhenmodell liegt meistens bereits vor, weil es für die Berechnung des Hochwasserabflusses benötigt wird.
- > Wählen der Abflussgeschwindigkeiten und Abflusstiefen für die einzelnen Zellen des Gitternetzes des numerischen Abflussmodells aus den Ergebnissen der Modellierung.
- > Berechnung der Mittelwerte und Standardabweichungen für die hydraulischen Grössen Abflussgeschwindigkeit und Abflusstiefe sowie Berechnung des HMID gemäss der oben dargestellten Formel.

Durch die Berechnung des HMID für den Ist-Zustand kann beurteilt werden, wie gross die Verbesserung der Strukturvielfalt für die verschiedenen Varianten ist. Im Vergleich mit der

> **Tabelle 1**

Kenndaten der Felduntersuchungen an der Sense (FR/BE).

Abschnitt		(1) ver- zweigt	(2) pen- delnd	(3) ver- zweigt	(4) teilver- baut	(5) kanali- siert
Länge	[m]	1850	770	620	685	940
Querprofile QP		19	17	19	14	14
Abstand QP	[m]	100	48	10,4	53	72
Punkte		310	202	249	135	216
Abfluss Q	[m ³ /s]	2,30	2,93	3,19	5,65	5,81
Spende q	[l/s, km ²]	19,5	19,5	18,2	17,6	16,3

Strukturvielfalt des Ist-Zustandes bedeutet Variante 1 (Abb. 3) nur eine leichte Verbesserung. Bei Variante 2 ist der HMID zwar wesentlich höher, aber aufgrund des noch vorhandenen Uferschutzes ist auch bei Variante 2 keine vollständige Entwicklung natürlicher Habitate zu erwarten. Variante 3 erreicht einen hohen Wert für den HMID und stellt für die Revitalisierung ein Optimum dar. Mit dieser Variante kann eine grosse Habitatvielfalt erreicht und damit die Biodiversität gefördert werden. Voraussetzung ist, dass sich aufgrund eines ausgeglichenen Geschiebehaltungs die Fließgewässerdynamik wieder einstellt. Auf diese Weise ermöglicht es der HMID, die Auswirkungen verschiedener Varianten auf die Hydromorphologie eines Fließgewässers abzuschätzen.

Einschränkungen der Anwendung

Bei der Anwendung des HMID sollten gewisse Grundsätze beachtet werden, damit die Umsetzung eines flussbaulichen Projekts auch langfristig erfolgreich ist. Zuerst ist bei Revitalisierungen ein Leitbild mit klar definierten Zielen zu erarbei-

> **Tabelle 2**

Berechnung des HMID für die einzelnen Untersuchungsabschnitte an der Sense (FR/BE).

Abschnitt		(1) verzweigt, natürlich	(2) pendelnd, natürlich	(3) verzweigt, natürlich, geringfügig verbaut	(4) kanalisiert, teilverbaut	(5) kanalisiert
Abflussge- schwindigkeit	μ [m/s]	0,445	0,564	0,388	0,717	0,713
	σ [m/s]	0,412	0,450	0,266	0,416	0,294
	c_v	0,93	0,80	0,69	0,58	0,41
	V(v)	3,71	3,23	2,84	2,50	1,99
Abflusstiefe	μ [m]	0,196	0,319	0,314	0,461	0,306
	σ [m]	0,131	0,222	0,184	0,219	0,149
	c_v	0,67	0,70	0,59	0,48	0,49
	V(t)	2,78	2,88	2,52	2,18	2,21
HMID		10,31	9,30	7,15	5,43	4,41

ten. Darin sollte die Frage beantwortet werden, ob die strukturell morphologischen Eigenschaften des Fließgewässers die Erreichung des Leitbilds erschweren. Wenn die Biodiversität aus anderen Gründen vermindert ist, zum Beispiel Nährstoff- und Sedimenteinträge aus der Landwirtschaft, chemische Belastung oder Fragmentierung des Fließgewässers, können Massnahmen zur Verbesserung der Strukturvielfalt nicht ausreichend sein, um den gewünschten Erfolg des Projektes zu erreichen. Die Vernetzung des Fließgewässers ist für die Erreichung einer hohen Biodiversität von zentraler Bedeutung (MB 4, Vernetzung von Fließgewässern). Die longitudinale, laterale und vertikale Vernetzung ist die Voraussetzung dafür, dass mit der Verbesserung der Strukturvielfalt eine höhere Biodiversität einhergeht.

Zudem muss bei der Projektierung die Dynamik des Fließgewässers untersucht oder beurteilt werden (MB 1, Förderung der Dynamik bei Revitalisierungen). Fließgewässer, die über längere Zeit strukturell vielfältig bleiben, zeichnen sich durch ein dynamisches Gleichgewicht aus. Bei bettbildenden Abflüssen entstehen zwar in regelmässigen Abständen neue Habitate, aber es kommt zu keinen irreversiblen Eintiefungen oder Auflandungen. Um die zeitliche Stabilität der im HMID verwendeten statistischen Parameter beurteilen zu können, sind Untersuchungen des Geschiebehaushalts und der Abflussdynamik im ganzen Einzugsgebiet notwendig. Zum Beispiel kann eine mangelnde Geschiebezufuhr aus dem Oberlauf zusammen mit häufig auftretenden Hochwasserspit-

zen dazu führen, dass die Verbesserung oder Wiederherstellung der Strukturvielfalt nur kurzfristig wirkt. Die Ursache dafür ist, dass sich der Hauptarm durch die Aufnahme von Geschiebe eintieft und sich deshalb langfristig wieder ein strukturarmes Fließgewässer bildet. Demzufolge ist bei flussbaulichen Projekten nicht nur eine Verbesserung der Strukturvielfalt wichtig, sondern auch die Erreichung eines ausgeglichenen Geschiebehaushalts. Nur damit lässt sich gewährleisten, dass die Wiederherstellung der Ökosystemleistungen eines Fließgewässers von Dauer sind.

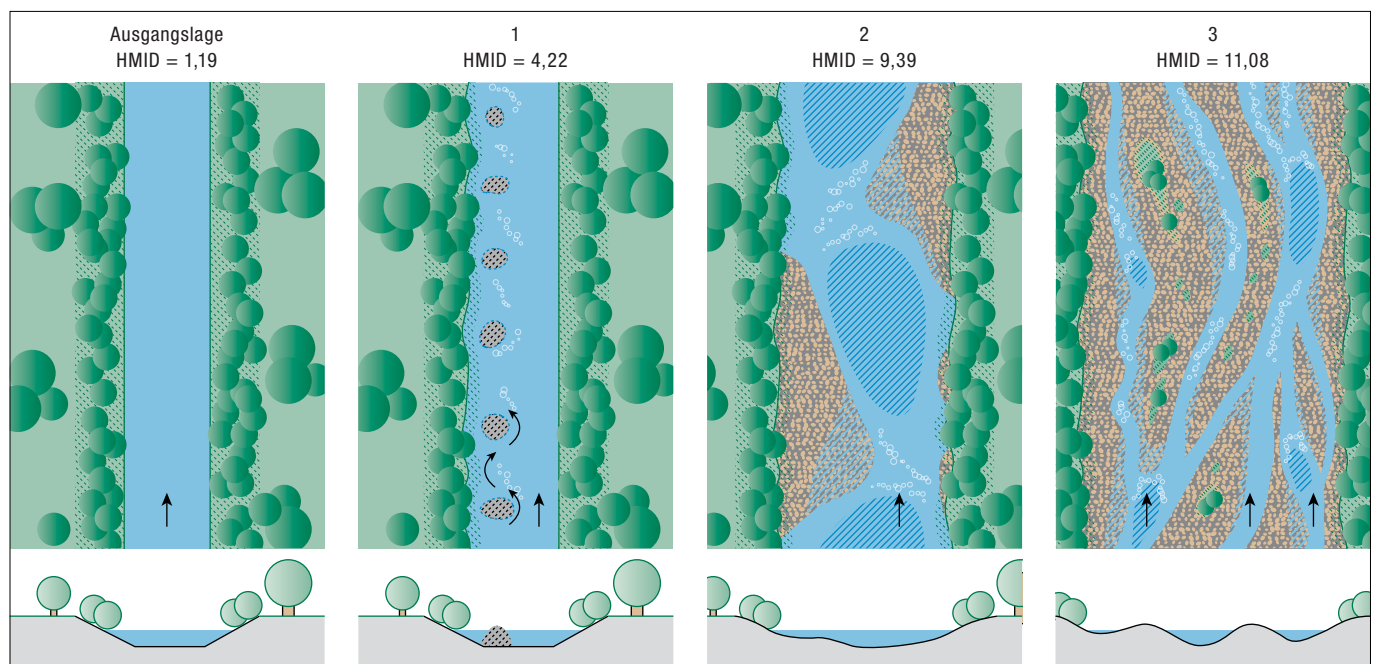


Abb. 3 Skizze möglicher Varianten bei Revitalisierungen mit Angabe des erreichten HMID für jede Variante. Von links nach rechts: Ausgangslage; Variante 1 (Platzierung von Störsteinen); Variante 2 (Initiierung alternierender Kiesbänke); Variante 3 (Entwicklung kompletter Eigendynamik). Illustration nach Walter Gostner

Literatur

BUWAL, 1998: Ökomorphologie Stufe F. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer in der Schweiz. BUWAL, Bern.

BWG, 2001: Hochwasserschutz an Fliessgewässern. BWG, Bern.

Gostner, W., Schleiss, A., 2011: Der hydromorphologische Index der Diversität – «eine Messlatte für das ökologische Potenzial von Hochwasserschutzprojekten». Wasser Energie Luft: 4/2011, 327–336.

Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S., Schmutz, S., 2003: Angewandte Fischökologie an Fliessgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien.

Schleiss, A., 2005: Flussbauliche Hochwasserschutzmassnahmen und Verbesserung der Gewässerökologie – Vorschlag eines hydraulisch-morphologischen Vielfältigkeitsindex. Wasser Energie Luft: 7/8 2005, 195–199.

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. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW ETHZ, 112 S.

Impressum

Konzept

In diesem Projekt arbeiteten Wasserbauerinnen und -bauer, Ökologinnen und Ökologen sowie Vertreterinnen und Vertreter von Behörden von Bund und Kantonen gemeinsam an Lösungen für die Behebung der vorhandenen Defizite in und an Fliessgewässern. Im Rahmen des Projekts erforschten sie dynamische, vernetzte Lebensräume und entwickelten innovative Konzepte in der Umsetzung flussbaulicher Massnahmen. Ausführliche Informationen finden sich unter www.rivermanagement.ch

Projekt

Das Projekt wurde vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) finanziell unterstützt und von vier Projektleitern an folgenden Institutionen durchgeführt:

Armin Peter, Eawag, Fischökologie und Evolution, Seestrasse 79, 6047 Kastanienbaum, www.eawag.ch

Christoph Scheidegger, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Biodiversität und Naturschutzbiologie, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, www.wsl.ch
Anton Schleiss, EPF-Lausanne, Laboratoire de Constructions Hydrauliques LCH-EPFL, Station 18, 1015 Lausanne, www.lch.epfl.ch

Roland Fäh, ETH Zürich, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie VAW-ETHZ, Gloriastrasse 37/39, 8092 Zürich, www.vaw.ethz.ch

Koordination

Sonia Angelone, Manuela Di Giulio

Fachliche Begleitung

BAFU: Paul Dändliker, Manuel Epprecht, Werner Göggel, Susanne Haertel-Borer, Daniel Hefti, Jean-Pierre Jordan, Stephan Lussi, Olivier Overney, Markus Thommen
Kantone: Lorenz Jaun (UR), Vinzenz Maurer (BE), Sandro Peduzzi (TI), Markus Zumsteg (AG)

Projekt: Sonia Angelone, Tobias Buser, Manuela Di Giulio, Roland Fäh, Armin Peter, Christopher Robinson, Christoph Scheidegger, Anton Schleiss

Herausgeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU)

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

Redaktion

Manuela Di Giulio, Sonia Angelone

Sprachliche Bearbeitung

Jacqueline Dougoud

Zitierung

Gostner, W., Schleiss, A., 2012: Index für hydro-morphologische Diversität. In: Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie.

BAFU, Bern. Merkblatt 3.

Gestaltung und Illustrationen

anamorph.ch: Marcel Schneeberger (AD), Patrik Ferrarelli

PDF-Download

www.bafu.admin.ch/uw-1211-d

Diese Publikation ist auch in französischer und italienischer Sprache verfügbar. Die Originalsprache ist Deutsch.

© BAFU 2012



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

4 > Vernetzung von Fließgewässern

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

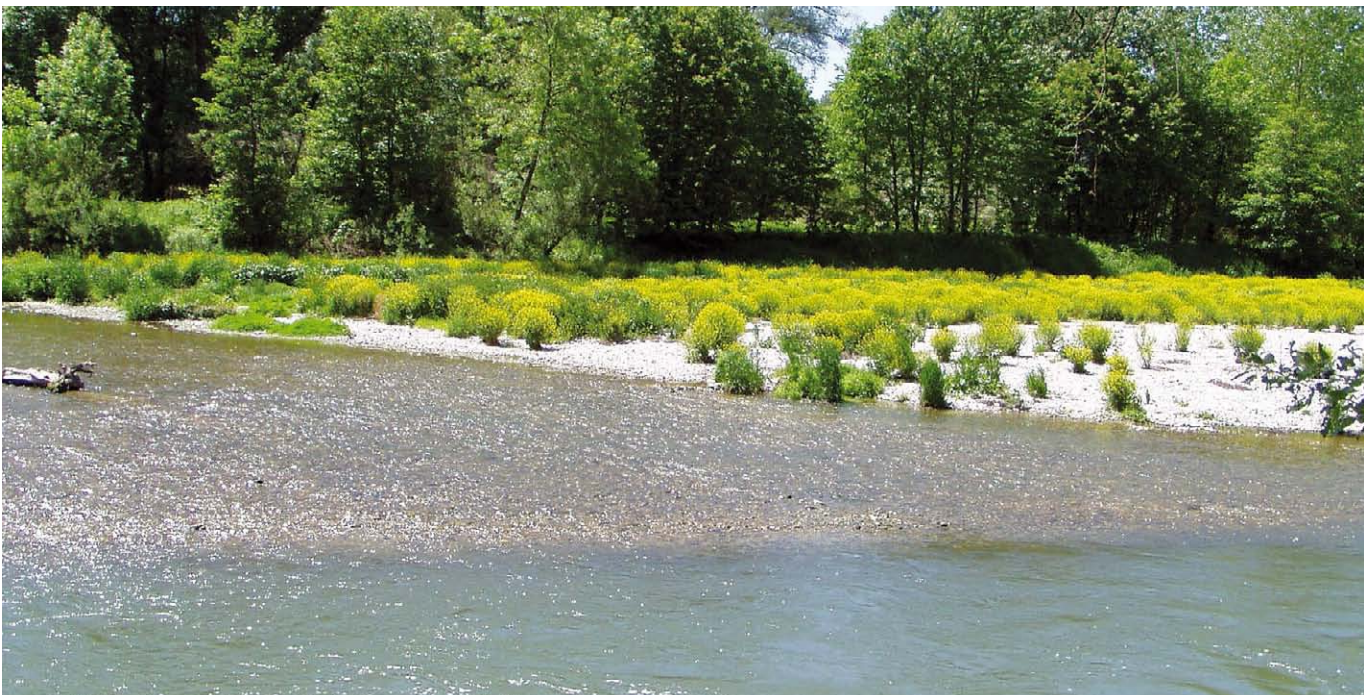
Die verschiedenen Abschnitte eines Fließgewässers sind Teile eines Ganzen und beeinflussen sich gegenseitig. Kenntnisse über die Vernetzung sind Voraussetzung dafür, lokale und regionale Prozesse in Fließgewässern zu verstehen. Wie diese bei einer Revitalisierung am besten berücksichtigt werden können, zeigt das vorliegende Merkblatt.

Vernetzte Lebensräume

Der Begriff Vernetzung beschreibt Austauschprozesse und Interaktionen zwischen aquatischen und/oder terrestrischen Lebensräumen; dazu zählen der Transport von Wasser, Geschiebe, Energie, Nährstoffen sowie der aktive oder passive Transport von Organismen. Im vorliegenden Merkblatt wird der Begriff enger gefasst und bezieht sich auf die Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Ausbreitung aquatischer, amphibischer und terrestrischer Organismen. Wichtig ist die Unterscheidung zwischen struktureller und funktioneller Vernetzung. Lebensräume können rein strukturell miteinander vernetzt sein, zum Beispiel durch Korridore. Korridore sind streifenförmige Landschaftsstrukturen, die zumindest theo-

retisch die Wanderung von Organismen von einem Lebensraum zum nächsten ermöglichen. Lebensräume sind erst dann auch funktionell vernetzt, wenn Organismen die Korridore als Wanderwegen tatsächlich annehmen und wenn Genfluss zwischen den Populationen stattfindet. Revitalisierungen haben zum Ziel, die natürlichen Funktionen von Fließgewässern und damit auch ihre Vernetzung wiederherzustellen.

Die longitudinale Vernetzung bezeichnet den Austausch zwischen den Lebensräumen flussaufwärts und flussabwärts innerhalb desselben Einzugsgebiets sowie zwischen Hauptfluss und Zuflüssen (Abb. 1, Uehlinger 2001). Longitudinal vernetzte Fließgewässer sind durchgängig für verschiedene Organismengruppen und ermöglichen die Wanderung von Fi-



Seitliche Vernetzung mit der Auenlandschaft an der Isar bei Moosburg (D).

Foto: Harald Matzke

schen wie der Seeforelle oder der Nase ebenso wie die Samenausbreitung von Pflanzen wie der Tamariske. Auch Fische mit eher kurzen Wanderdistanzen (z. B. Bachforelle, Groppe) und andere aquatische, amphibische und terrestrische Organismen sind auf eine longitudinale Vernetzung angewiesen. Diese ermöglicht den Fortbestand und die Neugründung von Populationen entlang von Fließgewässern und ihren Zuflüssen. Sie ist damit entscheidend für die Populationsentwicklung und das Überleben vieler Organismen.

Die laterale Vernetzung ist die seitliche Anbindung eines Fließgewässers über das Ökoton an Uferzonen, Auenhabitate und andere terrestrische Lebensräume (Abb. 1). Die laterale Vernetzung der Fließgewässer mit den terrestrischen Habitaten des Uferbereichs und der weiteren Umgebung ist für Organismengruppen wie Amphibien, Arthropoden oder aquatische Insekten von zentraler Bedeutung, weil sie für ihren Lebenszyklus auf unterschiedliche Habitattypen angewiesen sind. Terrestrische und aquatische Nahrungsnetze hängen eng zusammen. Eine Unterbrechung der lateralen Vernetzung wirkt sich deshalb auf zahlreiche Organismen negativ aus, sowohl auf räuberische Arten (z. B. Vögel, Fische, Wirbellose) als auch auf Arten, die auf einen Eintrag von Laubstreu vom Uferbereich angewiesen sind (z. B. Bachflohkrebs).

Die vertikale Vernetzung beschreibt die Wechselwirkungen zwischen dem Fließgewässer und dem hyporheischen Interstitial sowie zwischen den Boden bzw. das Grundwasser bewohnenden Lebensgemeinschaften (Abb. 1). Vertikal vernetzte Systeme sind wichtig für die In- und Exfiltration des Grundwassers sowie für die Entwicklung verschiedener Organismen, vor allem für Fische und Wirbellose.

Genfluss und Populationsmodelle

Die Vernetzung beeinflusst den Genfluss zwischen Populationen (Abb. 2). Genfluss findet dann statt, wenn sich Individuen in der Population, in die sie einwandern, fortpflanzen und so zum Genpool (Gesamtheit der Genotypen) beitragen. Bei vielen Ausbreitungsereignissen findet kein Genfluss statt, weil die eingewanderten Individuen wieder abwandern oder sterben, bevor sie sich fortpflanzen haben. Da Arten unterschiedliche Ausbreitungsfähigkeiten haben und mehr oder weniger spezifisch in der Wahl ihrer Lebensräume sind, wurden theoretische Modelle formuliert, um die Populationen zu beschreiben (Tab. 1). Die Modelle sind nicht starr und können bei einer Art variieren. So bilden manche Arten in Teilen ihres Verbreitungsgebiets zusammenhängende Populationen, während sie in anderen Gebieten kleine, isolierte Bestände oder Metapopulationen haben (z. B. Tamariske).

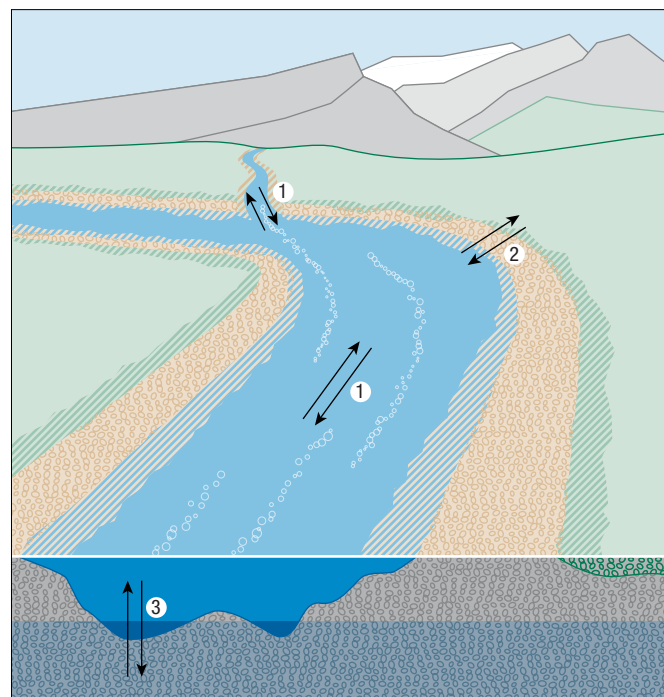


Abb. 1 Vernetzung. 1: longitudinal zwischen Abschnitten am Hauptfluss und zwischen Hauptfluss und Zuflüssen; 2: lateral zwischen terrestrischen und aquatischen Ökosystemen; 3: vertikal zwischen Sohle und hyporheischem Interstitial. Illustration nach Malmqvist 2002

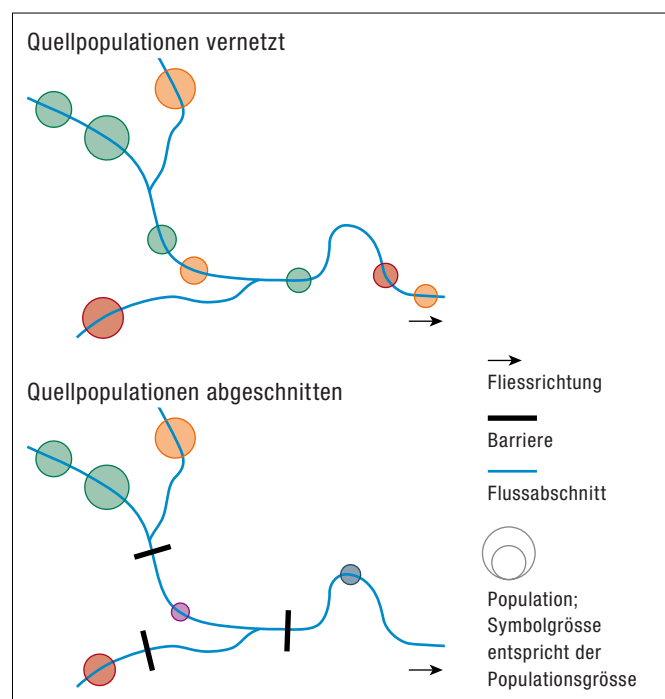


Abb. 2 Einfluss der Vernetzung auf Grösse und genetische Zusammensetzung lokaler Populationen bei einem Source/Sink-Populationsmodell. Genetisch verschiedene Bestände sind farblich gekennzeichnet. Illustrationen nach Silke Werth

Barrieren

Die Vernetzung der Fließgewässer in der Schweiz ist durch natürliche und anthropogene Barrieren beeinträchtigt (Flussrevitalisierungen: eine Übersicht). Welche Struktur effektiv eine Barriere darstellt, hängt von der Art ab. Eine mehrere Meter hohe Staustufe beispielsweise kann von aquatischen Insekten mit geflügelten Adultstadien problemlos überwunden werden, während sie die flussaufwärts gerichtete Wanderung von Fischen und flügellosen aquatischen Wirbellosen wie Bachflohkrebsen und Muscheln verunmöglicht (MB 6, Durchgängigkeit von Blockrampen). Gewisse Barrieretypen beeinträchtigen die Drift flussabwärts, d.h. den passiven Transport von Organismen mit dem Wasser. Drift ist eine wichtige Ausbreitungsart für das Makrozoobenthos und beeinflusst die Verteilung von Fischen. Nach Hochwasserereignissen ist sie für die Besiedlung von flussabwärts gelegenen Standorten ver-

antwortlich und beeinflusst die Entwicklung und Strukturierung von Lebensgemeinschaften des Makrozoobenthos. Barrierewirkungen können auch durch spezielle Situationen im Gewässer entstehen, zum Beispiel durch ungenügenden Abfluss oder Abschnitte mit schnellem Abfluss. Für terrestrische Organismen können Staudämme oder kanalisierte Fließgewässerabschnitte mit fehlenden Auen- und Kiesbankbereichen Barrieren darstellen, welche die Ausbreitung und den Genfluss der Arten behindern.

Distanz und Strahlwirkung

Die Distanz zwischen Lebensräumen stellt für viele ausbreitungslimitierte Arten eine Barriere dar – eine sogenannte weiche Barriere, die zwar nicht unüberwindbar ist, aber trotzdem einem Hindernis gleichkommt. Sie kann ein Problem für Lebensraumspezialisten sein, die seltene Lebensraumtypen

> Tabelle 1

Populationsmodelle für terrestrische und aquatische Organismen von Fließgewässern.

Die Illustrationen folgen Tero *et al.* (2003) und Pollux *et al.* (2009).

Modell	Illustration	Charakteristik	Beispiele	Priorisierung von Massnahmen
Isolierte Populationen		Die Populationen einer Art sind so stark isoliert, dass kein Genfluss stattfindet. Dieses Populationsmodell gilt für seltene Arten, die an Fließgewässern kleine Bestände haben.	> Tamariske (<i>Myricaria germanica</i>) im Schweizer Mittelland > Kiesbankgrashüpfer (<i>Chorthippus pullus</i>) am Vorderrhein > Bachforellen (<i>Salmo trutta fario</i>) in getrennten Seitengewässern	1. Förderung der Arten an Standorten, wo sie noch vorkommen 2. Wiederansiedlungen nur wenn geeignete Lebensräume vorhanden sind und nur mit lokalen Organismen
Räumlich strukturierte Populationen		Individuen von Arten mit diesem Populationsmodell bewegen sich vorwiegend zwischen räumlich benachbarten Beständen. Die genetische Struktur unterscheidet sich zwischen den Fließgewässerabschnitten.	> Bachflohkrebs (<i>Gammarus fossarum</i>) und Gropppe (<i>Cottus gobio</i>) an der Sense (BE/FR) > Schwarzpappel (<i>Populus nigra</i>) im Schweizer Mittelland	1. Bestände entlang des ganzen Fließgewässers erhalten und fördern 2. Longitudinale Vernetzung verbessern
Metapopulationen		Bei Metapopulationen ist die Bestandsentwicklung von dem häufigen Erlöschen alter Bestände und von der Gründung neuer Populationen gekennzeichnet (oben). Die Zahl der Neugründungen muss die Zahl der Verluste übersteigen, sonst stirbt eine Art lokal aus. Bei durch Wasser ausgebreiteten Arten ist es möglich, dass die Ausbreitung vermehrt flussabwärts erfolgt (unten). In diesem Fall sind die Quellpopulationen an den Oberläufen zu schützen.	> Tamariske (<i>Myricaria germanica</i>) am Vorder- und Alpenrhein (GR, SG) > Kleiner Rohrkolben (<i>Typha minima</i>) im Rheindelta > Alpen-Knorpelsalat (<i>Chondrilla chondrilloides</i>) > Kiesbankgrashüpfer (<i>Chorthippus pullus</i>)	1. So viele grosse Bestände wie möglich erhalten 2. Revitalisierungen in der Nähe von existierenden Beständen durchführen 3. Longitudinale Vernetzung prüfen und ggf. erhöhen 4. Dynamik prüfen und ggf. erhöhen 5. Quellpopulationen erhalten und ggf. fördern
Zusammenhängende Populationen		Arten mit diesem Populationsmodell sind gute Ausbreiter und können neue Standorte über grosse Distanzen hinweg besiedeln. Sie werden durch Revitalisierungen gefördert, auch wenn diese weit entfernt von bestehenden Beständen durchgeführt werden.	> Purpurweide (<i>Salix purpurea</i>) > Silberweide (<i>Salix alba</i>) > Eintagsfliege (<i>Baetis rhodani</i>) an der Sense (BE/FR) > Schwarzpappel (<i>Populus nigra</i>) an der Rhone (VS)	1. Intakte Habitate erhalten 2. Wenn die Qualität der Habitate ungenügend ist, Massnahmen zur ihrer Verbesserung durchführen

bewohnen. Die Tamariske beispielsweise ist auf einen räumlichen Verbund von Kiesbänken verschiedener Hochwasserwiederkehrzeiten und Sukzessionsstadien der Vegetation angewiesen. Diese Habitate sind in den vom Menschen veränderten Fließgewässern selten geworden. Für Arten wie die Tamariske sind Revitalisierungen nur dann erfolgversprechend, wenn sie in der Nähe von Quellpopulationen durchgeführt werden.

Die Strahlwirkung beschreibt die positive Wirkung eines Strahlursprungs auf angrenzende Gewässerbereiche. Als Strahlursprünge werden Gewässerabschnitte mit Lebensgemeinschaften und/oder Populationen bezeichnet, die als Quellpopulationen für die Besiedlung geeigneter angrenzender Lebensräume dienen (Abb. 2). Der Ausbreitungsweg der Organismen wird auch Strahlweg genannt. Dieser ist in vernetzten Fließgewässern länger als in nicht vernetzten, weil sich die Organismen über weitere Distanzen ausbreiten können.

Zeitliche Veränderung der Vernetzung

Die Vernetzung von Fließgewässern kann sich im Jahreslauf mit dem Abfluss ändern. Wenn Flüsse abschnittsweise trockenfallen – sei dies natürlicherweise oder weil Wasser für die Bewässerung von Feldern entnommen oder für die Energiegewinnung zurückgehalten wird – ist die Vernetzung für aquatische Organismen nicht mehr gewährleistet. Fällt dieser Mangel an Vernetzung zeitlich mit der Ausbreitung von aquatischen Organismen zusammen, können diese keine neuen Populationen gründen. Dies beeinträchtigt ihre Populationen, besonders wenn es sich um Metapopulationen handelt. Im Extremfall kann dies langfristig zum lokalen Aussterben des Bestandes einer Art in einem Einzugsgebiet führen.

Isolierte Populationen

Barrieren wirken sich auf den Genfluss aquatischer und terrestrischer Arten aus. Wenn der Genfluss über mehrere Generationen unterbunden wird, werden die Teilpopulationen isoliert, und dadurch kann genetische Vielfalt verloren gehen. Arten mit kleinen Populationen sind von diesem Verlust besonders betroffen. Bei grossen Populationen kann es hingegen mehrere Generationen dauern, bis eine genetische Differenzierung nachzuweisen ist oder die genetische Vielfalt verringert wird (Hartl und Clark 1997).

Aquatische Arten an der Sense

An der Sense (BE/FR) wurden drei aquatische Arten mit unterschiedlichen Ausbreitungsstrategien untersucht (Abb. 3):

- > Eintagsfliege (*Baetis rhodani*): Als Larve breitet sie sich wie der Bachflohkrebs aus. Als adultes Tier kann sie fliegen und Barrieren überwinden.
- > Bachflohkrebs (*Gammarus fossarum*): Er legt kleine Distanzen durch Kriechen (flussabwärts und -aufwärts) oder Driften (flussabwärts) zurück.



Abb. 3 Im Projekt genetisch untersuchte Arten. A1: Larve der Eintagsfliege (*Baetis rhodani*); A2: geflügeltes adultes Tier (Fotos: Maria Alp); B: Bachflohkrebs (*Gammarus fossarum*) (Foto: Maria Alp); C: Groppe (*Cottus gobio*) (Foto: Jeannette Gantenbein); D: Kiesbankgrashüpfer (*Chorthippus pullus*) (Foto: Theresa Karpati); E: Tamariske (*Myricaria germanica*) (Foto: Silke Werth)

- > Groppe (*Cottus gobio*): aktiv schwimmender Fisch, der Barrieren, die höher als 0,5 m sind (z. B. künstliche Stufen), nicht überwinden kann.

Der Genfluss zwischen Populationen der Groppe bzw. Populationen des Bachflohkrebses ist geringer als jener zwischen Populationen der Eintagsfliege (Abb. 4). Diese bildet an der Sense eine zusammenhängende Population und scheint in ihrer Ausbreitung nicht eingeschränkt zu sein. Ihre genetische Struktur widerspiegelt der hohe Genfluss zwischen ihren Populationen (Abb. 4, A).

Bei der Groppe beeinflussen die in den letzten 100 Jahren in der Sense gebauten Barrieren die genetische Struktur der Populationen (Abb. 4, B). Sie verhindern die Wanderung der Groppe flussaufwärts und führen zu einer genetischen Verarmung der Populationen oberhalb der Barrieren und zu einer Differenzierung der Populationen oberhalb und unterhalb der Barrieren.

Beim Bachflohkrebs ist die Barrierewirkung nicht eindeutig nachzuweisen. Die genetische Struktur ist eher durch die geografische Distanz geprägt als durch Barrieren (Abb. 4, C).

Bachflohkrebs und Groppe bilden an der Sense räumlich strukturierte Populationen. Die genetische Differenzierung von nahe beieinander liegenden Populationen ist geringer als bei weiter voneinander entfernten Populationen. Das deutet auf eine geringe Ausbreitungsfähigkeit dieser Arten hin.

Terrestrische Arten an der Isar

An der Oberen Isar in Süddeutschland wurden zwei terrestrische Arten mit unterschiedlicher Ausbreitungsstrategie untersucht (Abb. 3):

- > Der Kiesbankgrashüpfer (*Chorthippus pullus*) ist eine in der Schweiz vom Aussterben bedrohte Heuschreckenart und hat mit seinen kurzen Flügeln ein niedriges Ausbreitungspotenzial.

- > Die Tamariske (*Myricaria germanica*) kommt auf Kiesbänken und in Auen entlang von Fließgewässern vor und ist auf dynamische Ökosysteme angewiesen. In der Schweiz ist sie potenziell gefährdet. Sie pflanzt sich mit kleinen, flugfähigen Samen fort, die über Wind oder Wasser ausgebreitet werden.

Beim Kiesbankgrashüpfer stellen der Isarstausee und der Sylvensteinspeicher Barrieren für den Genfluss zwischen Populationen oberhalb und unterhalb der Stauseen dar (Abb. 5). Der Abschnitt zwischen den beiden Stauseen fiel zwischen 1949 und 1990 aufgrund von Ausleitungen jeden Sommer trocken. Trotzdem fand in diesem Fließgewässerabschnitt über weite Strecken Genfluss statt. Die geringen Abflussmengen haben die Vernetzung der terrestrischen Standorte und somit die Durchmischung der Populationen des Kiesbankgrashüpfers gefördert.

Bei der Tamariske ist die genetische Differenzierung von Populationen oberhalb und unterhalb der Stauseen deutlich (Abb. 5). Diese stellen für die Tamariske eine starke Barriere dar, obwohl sie dank ihrer durch Wind und Wasser verbreiteten Samen ein hohes Ausbreitungspotenzial aufweist. Der kanalisierte Abschnitt hat zwar weniger geeignete Lebensräume für die Tamariske, schränkt ihre Ausbreitung aber nicht ein.

Förderung der Vernetzung

Um die Lebensräume von Fließgewässern besser zu vernetzen, muss eine naturnahe Dynamik der Abflüsse und des Geschiebehaushalts wiederhergestellt werden. Dafür brauchen Fließgewässer mehr Raum für natürliche Prozesse und genügend Geschiebe. Falls es zu wenig Geschiebe geben sollte, kann der Geschiebehaushalt durch die Entfernung von Barrieren oder durch andere Massnahmen verbessert werden (MB 1, Förderung der Dynamik bei Revitalisierungen).

> Tabelle 2

Massnahmen zur Förderung der Vernetzung.

Ziel	Massnahmen	Zu beachten	Profitierende Arten
Longitudinale Vernetzung	Ersetzen von Querverbauungen durch Blockrampen; Revitalisierung von Fließgewässerabschnitten; Anbindung an Zuflüsse	Gefälle; Anbindung an naturnahe Fließgewässerabschnitte	> Fische > Makrozoobenthos > Arten von Auen und Kiesbänken > Der Mensch
Laterale Vernetzung	Ufer und ufernahe aquatische Standorte naturnah gestalten; Verbauungen entfernen; Auenwald wiederherstellen	Raumbedarf des Fließgewässers	> Fische > Makrozoobenthos > Arten der Auen und Kiesbänke > Der Mensch
Vertikale Vernetzung	«Ökologisches Fluten» von Restwasserstrecken; Entfernen von künstlichen Sohlenverbauungen	Dynamischer Abfluss; Raumbedarf des Fließgewässers	> Fische > Makrozoobenthos > Wasserpflanzen > Evtl. Arten von Feuchtgebieten

Tabelle 2 fasst Massnahmen zusammen, mit denen sich die Vernetzung von Fließgewässern verbessern lässt. Bei der Planung von Revitalisierungen sind die Distanz zu den Quellpopulationen der Zielorganismen und deren Populationsgrösse zu beachten. Revitalisierte Flächen werden nur dann erfolgreich besiedelt, wenn sie innerhalb der maximalen Ausbreitungsdistanz der Zielarten gelegen sind. Ausbreitungsdistanzen unterscheiden sich stark zwischen Artengruppen (Tab. 3).

Empfehlungen für die Praxis

Die longitudinale Vernetzung lässt sich bei Revitalisierungen verbessern, indem die revitalisierten Strecken mit naturnahen oder natürlichen Fließgewässerabschnitten vernetzt werden. Zudem können anstelle von Querbauwerken Blockrampen gebaut werden, um bestimmte Fließgewässerabschnitte für Fische und andere aquatische Organismen durchgängig zu machen (MB 6, Durchgängigkeit von Blockrampen). Die Anbindung der Seitenzuflüsse an naturnahe Hauptgewässer ist wichtig (MB 5, Lokale Aufweitung von Seiteneinmündungen), weil damit die Artenzahlen der aquatischen Fauna rasch erhöht werden können. So wurde bei der Revitalisierung der Mündung des Liechtensteiner Binnenkanals die Anzahl der Fischarten von 6 auf 16 erhöht, indem der Kanal mit dem Alpenrhein (GR/SG) vernetzt wurde.

Auenstandorte sollten durch Revitalisierungen miteinander vernetzt werden. Dabei ist der Lebensraumbedarf der Auenarten zu beachten: Während ihres Lebenszyklus benöti-

> Tabelle 3

Maximale Ausbreitungsdistanzen verschiedener Artengruppen (Werth *et al.* 2011).

Gruppe	Artengruppe	Maximaldistanz
Amphibien	Frösche, Kröten und Unken	1–4 km
Amphibien	Molche	0,5–1 km
Fische	Karpfenartige	58–446 km
Fische	Lachsfische	126 km
Insekten	Heuschrecken	1 km
Insekten	Libellen	5 km
Mollusken	Schnecken	0,9–3 km
Mollusken	Muscheln	10 km
Pflanzen	Blütenpflanzen	8–50 km

gen viele Arten verschiedene Habitate, die nahe beieinander liegen. Beispielsweise brauchen Amphibien Lebensräume wie Altarme zur Eiablage und Juvenilentwicklung sowie Lebensräume, in denen sie sich nach der Fortpflanzung aufhalten. Der Laubfrosch zum Beispiel hält sich nach dem Abläichen gerne in Hecken und Gebüsch auf.

Die laterale Vernetzung lässt sich fördern, indem den Fließgewässern Raum für eine naturnahe Dynamik gegeben wird (MB 1, Förderung der Dynamik bei Revitalisierungen) und indem Uferzonen naturnah gestaltet werden, zum Beispiel

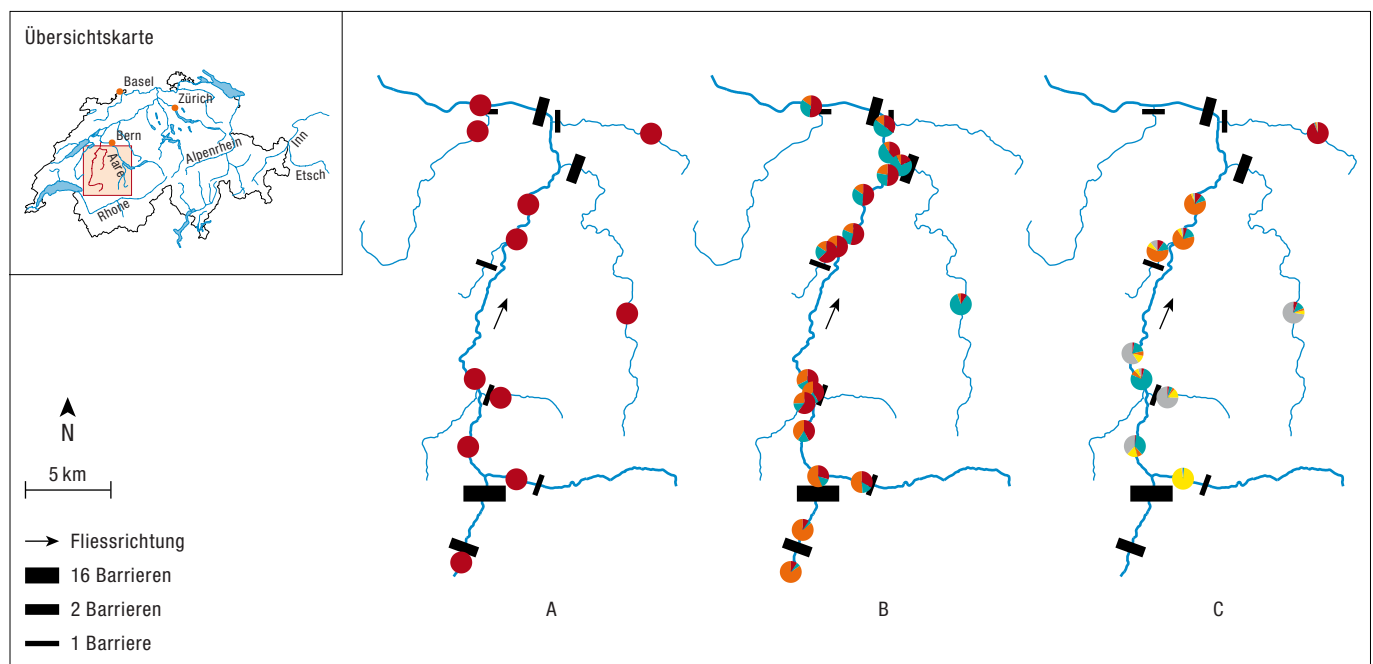


Abb. 4 Populationsstruktur aquatischer Arten der Sense (BE/FR). Die Barrieren sind als schwarze Balken dargestellt. Die farbigen Kreise zeigen die genetische Gruppierung der untersuchten Bestände. A: Eintagsfliege; B: Groppe; C: Bachflohkrebs. Illustration nach Sonia Angelone

durch das Entfernen von Betonstrukturen und Seitenverbauungen. Ausserdem sollten bei Revitalisierungen Kiesbänke und Auenwälder eine Förderung erfahren. Im Uferbereich, der sich ausserhalb des dynamischen Bereichs befindet, ist eine Uferbestockung vorteilhaft. Je nach Standort ist ein Mosaik aus extensiv bewirtschafteten Kulturlächen und bestockten Flächen gut. Dies kann durch die Ausscheidung eines ausreichenden Gewässerraums mit einem nicht oder extensiv genutzten Uferstreifen erreicht werden, was die Vernetzung zwischen aquatischen und terrestrischen Lebensräumen fördert.

Die vertikale Vernetzung wird durch Massnahmen verbessert, die den Bächen und Flüssen zu einem naturnahen Geschiebehaushalt verhelfen und die einer Kolmation der Gewässersohle durch feinkörnige Sedimentablagerungen entgegenwirken. Ein hoher Anteil an Feinsedimenten führt zu einer verringerten Durchlässigkeit der Gewässersohle und verhindert den Austausch mit dem hyporheischen Interstitial. Bei Fließgewässern, die aufgrund von Wasserkraftwerken im Oberlauf ein verändertes Abflussregime und dadurch einen zu hohen Anteil an Feinsedimenten haben, kann die Durchführung von «künstlichen Hochwassern» in Erwägung gezogen werden. Dabei muss jedoch beachtet werden, dass es – wie bei natürlichen Fließgewässern – zu einem langsamen An- und Absteigen des Wasserstandes kommt. Fließgewässer mit betonierter Gewässersohle sollten aus ihrem «Korsett» befreit werden, damit sie wieder Geschiebe führen und eine vertikale

Vernetzung mit dem hyporheischen Interstitial ermöglicht wird. Diese Massnahmen können den Wasserhaushalt zwischen Fließgewässern und Umland verbessern und Fischarten wie die Bachforelle fördern, die eine kiesige Gewässersohle zum Laichen brauchen.

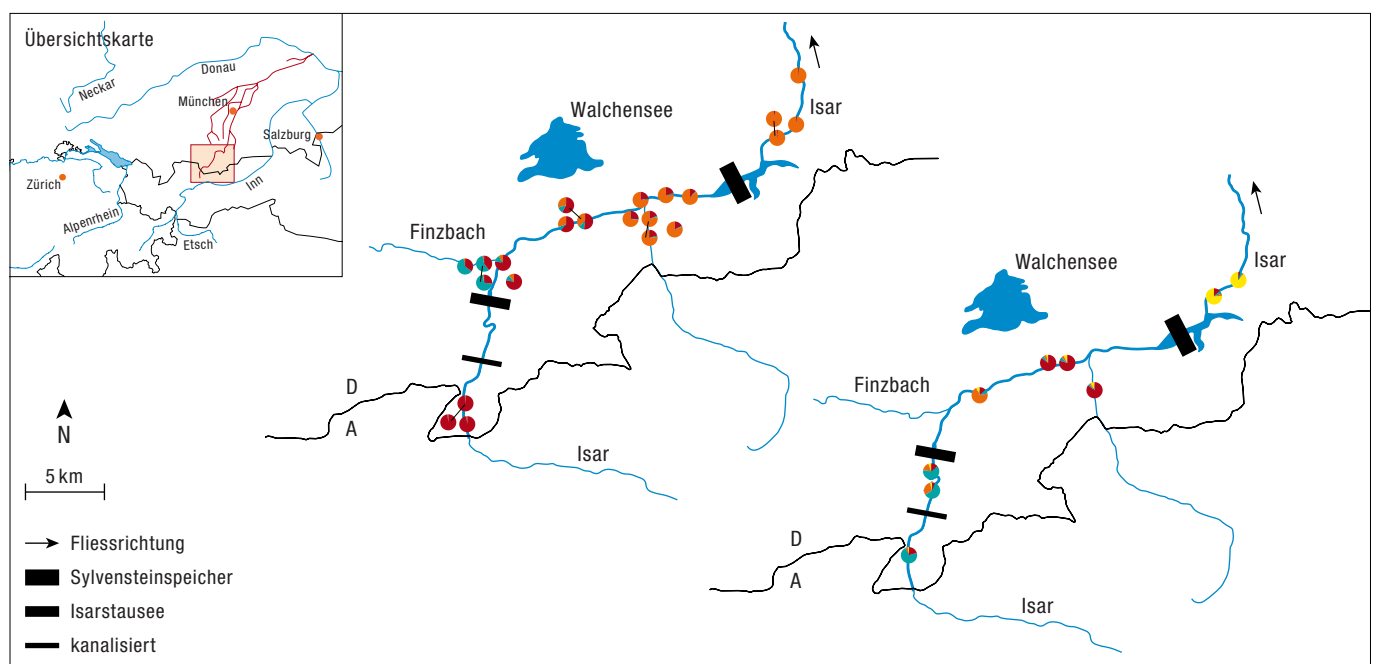


Abb. 5 Populationsstruktur terrestrischer Arten der Isar im Grenzgebiet zwischen Deutschland (D) und Österreich (A). Barrieren sind als schwarze Balken dargestellt. Die farbigen Kreise zeigen die genetische Gruppierung der untersuchten Bestände. Links: Kiesbankgrashüpfer, rechts: Tamariske. Illustration nach Sonia Angelone

Literatur

Benda, L., Poff, LN., Miller, D., Dunne, T., Reeves, G., Pess, G., Pollock, M., 2004: The Network Dynamics Hypothesis: How Channel Networks Structure Riverine Habitats. *BioScience* 54(4): 413–427.

Hartl, DL., Clark., AG., 1997: Principles of population genetics. Sinauer Associates, Sunderland.

Malmqvist, B., 2002: Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47: 679–694.

Pollux, BJA., Luteijn, A., Van Groenendael, JM., Ouborg, NJ., 2009: Gene flow and genetic structure of the aquatic macrophyte *Sparganium emersum* in a linear unidirectional river. *Freshwater Biology* 54: 64–76.

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.

Uehlinger, U., 2001: Vom Bachabschnitt zum Einzugsgebiet. Die ökologische Bedeutung räumlicher und zeitlicher Heterogenität. *Eawag News* 51: 16–17, online: www.eawag.ch/publications/eawagnews/www_en51/en51d_pdf/en51d_uehl.pdf

Werth, S., Weibel, D., Alp, M., Junker, J., Karpati, T., Peter, A., Scheidegger, C., 2011: Lebensraumverbund Fließgewässer: Die Bedeutung der Vernetzung. *Wasser Energie Luft*: 3/2011, 224–234.

Impressum

Konzept

In diesem Projekt arbeiteten Wasserbauerinnen und -bauer, Ökologinnen und Ökologen sowie Vertreterinnen und Vertreter von Behörden von Bund und Kantonen gemeinsam an Lösungen für die Behebung der vorhandenen Defizite in und an Fließgewässern. Im Rahmen des Projekts erforschten sie dynamische, vernetzte Lebensräume und entwickelten innovative Konzepte in der Umsetzung flussbaulicher Massnahmen. Ausführliche Informationen finden sich unter www.rivermanagement.ch

Projekt

Das Projekt wurde vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) finanziell unterstützt und von vier Projektleitern an folgenden Institutionen durchgeführt:

Armin Peter, Eawag, Fischökologie und Evolution, Seestrasse 79, 6047 Kastanienbaum, www.eawag.ch

Christoph Scheidegger, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Biodiversität und Naturschutzbiologie, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, www.wsl.ch
Anton Schleiss, EPF-Lausanne, Laboratoire de Constructions Hydrauliques LCH-EPFL, Station 18, 1015 Lausanne, www.lch.epfl.ch

Roland Fäh, ETH Zürich, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie VAW-ETHZ, Gloriastrasse 37/39, 8092 Zürich, www.vaw.ethz.ch

Koordination

Sonia Angelone, Manuela Di Giulio

Fachliche Begleitung

BAFU: Paul Dändliker, Manuel Epprecht, Werner Göggel, Susanne Haertel-Borer, Daniel Hefti, Jean-Pierre Jordan, Stephan Lussi, Olivier Overney, Markus Thommen
Kantone: Lorenz Jaun (UR), Vinzenz Maurer (BE), Sandro Peduzzi (TI), Markus Zumsteg (AG)

Projekt: Sonia Angelone, Tobias Buser, Manuela Di Giulio, Roland Fäh, Armin Peter, Christopher Robinson, Christoph Scheidegger, Anton Schleiss

Herausgeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU)

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

Redaktion

Manuela Di Giulio, Sonia Angelone

Sprachliche Bearbeitung

Jacqueline Dougoud

Zitierung

Werth, S., Alp, M., Junker, J., Karpati, T., Weibel, D., Peter, A., Scheidegger, C., 2012: Vernetzung von Fließgewässern. In: Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. BAFU, Bern. Merkblatt 4.

Gestaltung und Illustrationen

anamorph.ch: Marcel Schneeberger (AD), Patrik Ferrarelli

PDF-Download

www.bafu.admin.ch/uw-1211-d

Diese Publikation ist auch in französischer und italienischer Sprache verfügbar. Die Originalsprache ist Deutsch.

© BAFU 2012



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

5 > Lokale Aufweitung von Seiteneinmündungen

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

Eine naturnahe Morphologie der Einmündungen von Seitengewässern erhöht die Vernetzung von Fließgewässern. Im vorliegenden Merkblatt wird aufgezeigt, wie sich durch eine lokale Aufweitung im Mündungsbereich eines Seitengewässers die Lebensraumvielfalt erhöhen sowie die Durchgängigkeit der Fließgewässer verbessern lässt. Diese Massnahmen sind meist kostengünstig, weil sie nur lokal durchgeführt werden.

Weniger Vernetzung nach Meliorationen

Die Flussmeliorationen in den Alpenregionen Europas verwandelten die grossen Fließgewässer mit ihren verzweigten Gerinnen und den alternierenden Bänken oft in kanalartige Gerinne. Den meisten korrigierten Fließgewässern, zum Beispiel dem Oberlauf der Rhone in der Schweiz, fehlt es an struktureller Vielfalt, an Kiesbänken und Inseln sowie an einem Wechsel von Abschnitten mit schnellem und ruhigem Abfluss. Bei den Flussmeliorationen sind sowohl die Hauptgewässer als auch die Einmündungen der Seitengewässer baulich gestaltet und kanalisiert worden. An der Rhone beispielsweise entstanden mehrheitlich glatte, schräg einmündende, gemauerte Kanäle, die teilweise einen künstlichen

Absatz bei der Einmündung aufweisen. Ziel dieser baulichen Gestaltung war es, einen optimalen Eintrag des Geschiebes der Seitenbäche in die Rhone zu erreichen. Solche Eingriffe im Einmündungsbereich der Seitengewässer haben die Vernetzung der Fließgewässer und ihren ökologischen Wert beträchtlich vermindert. Eine Untersuchung von 21 Einmündungen an der Rhone zeigte, dass ihre Ökomorphologie und Durchgängigkeit ungenügend sind (Abb. 1; Bourgeois 2006). Das Potenzial für Revitalisierungen ist gross: Mit lokalen Massnahmen können solche Mündungen morphologisch naturnah gestaltet und durchgängig gemacht werden.



Einmündung der Borgne in die Rhone (VS).

Foto: Marcelo Leite Ribeiro

Kleiner Eingriff, grosse Wirkung

Einmündungen sind im natürlichen Zustand die Knotenpunkte von Fliessgewässern.

- > Aus hydraulischer Sicht: Die komplexe Dynamik von Fliessgewässern, zusammen mit einem unterschiedlichen Geschiebehalt, führt zur Bildung von Ablagerungs- und Erosionszonen, die bei Hochwasser regelmässig verändert werden.
- > Aus ökologischer Sicht: Für Fliessgewässer ist wichtig, dass die laterale und die longitudinale Vernetzung sowie der Eintrag von Geschiebe und von organischem Material gewährleistet sind. Im Einmündungsbereich von Seitengewässern entstehen auf kleinstem Raum vielfältige Ökosysteme, welche in anderen Fliessgewässerabschnitten nicht zu finden sind. Verantwortlich dafür sind Wechselwirkungen zwischen Abfluss, Geschiebetransport, Eintrag organischen Materials und Morphologie.
- > Aus landschaftlicher Sicht: Mündungsbereiche sind wichtige Landmarken in Flusslandschaften. Wo sie naturnah erhalten oder ausgestaltet sind, stellen sie oft beliebte Naherholungsgebiete dar.

Revitalisierungen können ihre ökologischen Ziele nicht vollständig erreichen, wenn die laterale und die longitudinale Vernetzung unterbrochen sind (MB4, Vernetzung von Fliessgewässern). Kleinräumige Massnahmen im Einmündungsbereich von Seitengewässern können somit eine grossräumige positive Auswirkung auf das Hauptgewässer oder sogar auf das ganze Einzugsgebiet haben (Abb.2, Box 1).

Aufweitung von Seiteneinmündungen

Bei alpinen, geschiebeführenden Fliessgewässern ist wenig bekannt über die morphologischen und hydrodynamischen Prozesse an Einmündungen. Deshalb wurden im Rahmen des Projekts «Integrales Flussgebietsmanagement» Modellversuche durchgeführt. Untersucht wurden die Wechselwirkung zwischen dem Raumangebot von Einmündungen und dem Geschiebetransport sowie die im Mündungsbereich entstehende Morphologie. Die Entwicklung der Morphologie wurde für verschiedene Aufweitungsggrade der Einmündungen und für verschiedene Abflussverhältnisse von Seitengewässern und Hauptfluss erforscht. Dabei wurden folgende Masse von rechteckigen Aufweitungen mit einer Länge L_w in Fliessrichtung und einer seitlichen Breite B_w als Funktion der Gerinnebreite B_t des Seitengewässers untersucht (Abb. 3):

- > *Kleine Aufweitung*: $L_w = 3 \cdot B_t$ und $B_w = 2 \cdot B_t$
- > *Mittlere Aufweitung*: $L_w = 3 \cdot B_t$ und $B_w = 3 \cdot B_t$
- > *Grosse Aufweitung*: $L_w = 4 \cdot B_t$ und $B_w = 3 \cdot B_t$

In den Versuchen stellte sich bereits bei kleinen Aufweitungen eine vielfältige Morphologie ein (Abb. 4). Im Hauptgewässer wurde durch die Aufweitung der Einmündung die kiesbankartige Ablagerung unmittelbar nach der Einmündung nicht

> Box 1: Ökologische Ziele, die mit lokalen Aufweitungen von Seiteneinmündungen erreicht werden können

Variabilität von Abflusstiefen, Abflussgeschwindigkeiten und Substrat erhöhen durch:

- > Förderung von Habitaten (z. B. für Wirbellose, Fische oder Pflanzen)
- > Schaffung von Rückzugsgebieten für den Fall von Hochwassern und bei Schwall/Sunk-Betrieb

Uferzonen gestalten durch:

- > Förderung der Vielfalt von Pflanzen- und Tierarten
- > Schaffung von Biodiversitätszentren

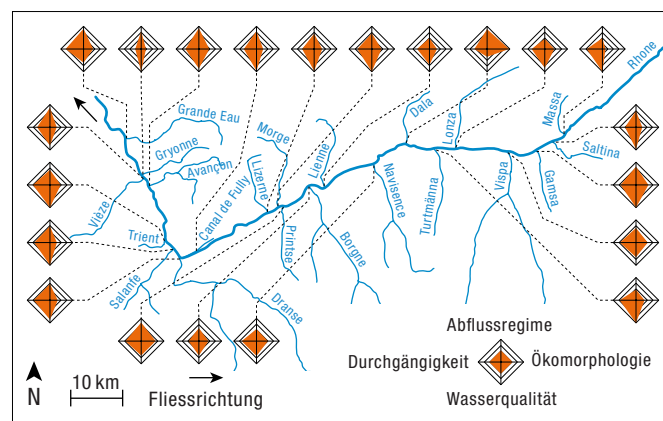


Abb. 1 Zustandserhebung der Einmündungen an der Rhone für die Kriterien Abflusshaushalt, Ökomorphologie, Wasserqualität und Durchgängigkeit (CH) gemäss Bourgeois (2006). Der orange Bereich zeigt den heutigen Zustand gegenüber dem unbeeinträchtigten Zustand (aufgestelltes Quadrat). Illustration nach Bourgeois 2006

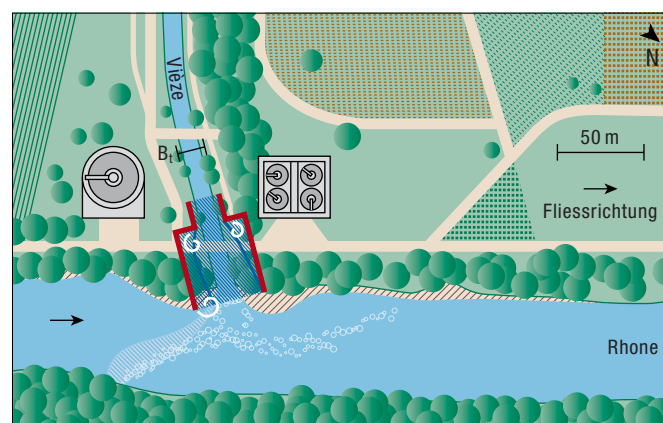


Abb. 2 Schematische Aufweitung eines Einmündungsbereichs (Vièze mit der Rhone, VS). B_t : Gerinnebreite. Illustration nach Marcelo Leite Ribeiro

vergrössert. Dies bedeutet, dass eine Aufweitung der Seitengewässereinmündungen die Hochwassergefahr im Hauptgewässer nicht erhöht. Lokale Eigenschaften der Aufweitung sind dafür verantwortlich: Die ursprünglich eingeschränkte Geschiebetransportkapazität wird durch eine leichte Auflandung und die Umlegung des Abflusskorridors des Hauptkanals rasch wieder ausgeglichen.

Durch eine Aufweitung der Einmündung kann sich ein natürlicher Einmündungswinkel einstellen. Für alpine Seitengewässer liegt dieser etwa zwischen 60 und 80 Grad. Die Modellversuche zeigten, dass bei einer kanalisiert Einmündung ein ausgeprägter Gewässersohlenversatz zwischen Hauptgerinne und Seitengewässer entsteht. Dies kann auch in der Natur beobachtet werden – selbst wenn keine Schwelle gebaut wurde – und ist ein starkes Hindernis für die Durchgängigkeit von Fliessgewässern. Bei grossen, bettbildenden Abflussmengen (HQ_2 bis HQ_5) entsteht dieser Gewässersohlenversatz trotz einer Aufweitung der Einmündung. Bei kleinen Abflussmengen hingegen bildet sich in der aufgeweiteten Einmündung ein verzweigtes Gerinne aus, sodass die Durchgängigkeit stark verbessert und nahezu optimal wird. Bei grossen, bettbildenden Abflussmengen entstehen in aufgeweiteten Einmündungen sowohl ein Hauptabflusskorridor als auch nicht überflutete Sand- und Kiesbänke sowie Stillwasserbereiche. Dabei ergeben sich verschiedene Abflusstiefen und Abflussgeschwindigkeiten (Abb. 4), was die Lebensraumvielfalt erheblich vergrössert. Zudem werden bei Hochwasser im Hauptgewässer die Sand- und Kiesbänke im Einmündungsbereich regelmässig überflutet.

Durch eine lokale Aufweitung des Zuflusses im Einmündungsgebiet lässt sich deshalb die Variabilität von Parametern, die für die Wiederherstellung von Habitaten wichtig sind, erhöhen, zum Beispiel Abflusstiefe (Abb. 4), Abflussgeschwindigkeit, Gewässersohlensubstrat (Abb. 3).

Empfehlungen für die Praxis

Die Aufweitung von Einmündungen ist eine gute Massnahme bei Revitalisierungen, weil sie sowohl die Vielfalt an morphologischen Strukturen als auch die Durchgängigkeit und die Vernetzung der Fliessgewässer wiederherstellen kann. Zudem ist sie relativ günstig, weil sie lokal durchgeführt wird. Folgende Empfehlungen lassen sich aus den Modellversuchen ableiten:

- > Eine Aufweitung von 3-mal die Breite des Seitengewässers ($B_w = 3 \cdot B_t$) und eine Länge von 4-mal die Breite des Seitengewässers ($L_w = 4 \cdot B_t$) reicht aus, um die Revitalisierungsziele zu erreichen. Die Hochwassergefahr am Hauptgewässer wird dadurch nicht erhöht.
- > Bei den Laborexperimenten wurden lediglich rechteckige Aufweitungen im Mündungsbereich des Gewässers untersucht. Selbst derart einfache Bedingungen erbrachten

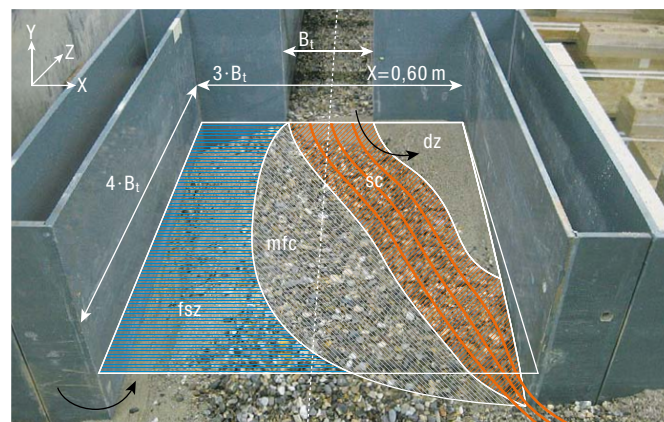


Abb. 3 Im Modellversuch beobachtete morphologische Entwicklung des aufgeweiteten Mündungsbereiches eines Seitengerinnes (Masse für Berechnung siehe S. 2; B_t : Gerinnebreite). Es entstehen Sand- und Feinkiesbänke (dz), welche regelmässig trocken fallen, Stillwasserbereiche (fsz), Abflusskorridore (mfc) und Zonen (sc), wo der Sedimenttransport stattfindet. Illustration nach Leite Ribeiro et al. 2011

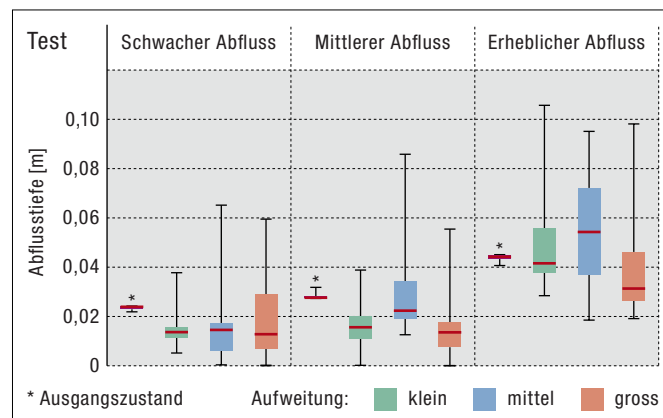


Abb. 4 Verteilung der Abflusstiefen in der Einmündung eines Seitengerinnes. Vergleich einer kanalisiert Einmündung mit drei Aufweitungen im Mündungsbereich (klein, mittel, gross) für drei Abflusszenarien (schwach, mittel, erheblich; definiert durch Abfluss des Seitengerinnes Q_t im Vergleich zum Hauptgerinne Q_m : $Q_t/Q_m = 0,11$ (schwach), $0,15$ (mittel) und $0,20$ (erheblich)). Illustration nach Leite Ribeiro et al. 2011

zufriedenstellende Ergebnisse. Dennoch erweist sich eine progressive Aufweitung als funktionaler (Bidaud 2010).

- > In korrigierten Seitengewässern wurden häufig Geschiebesammler gebaut, um die Geschiebefracht zu vermindern und den Hochwasserschutz zu verbessern. In solchen Fällen sind Massnahmen zu prüfen, welche das der morphologischen Dynamik des Zuflusses entsprechende Geschieberegime wiederherstellen.

Literatur

Benda, L., Poff, LN., Miller, D., Dunne, T., Reeves, G., Pess, G., Pollock, M., 2004: The Network Dynamics Hypothesis: How Channel Networks Structure Riverine Habitats. *BioScience* 54(4): 413–427.

Bidaud, L., 2010: Etude morphologique de confluences alpines. Application à la jonction du Rhône et de la Borgne, Travail de master, LCH-EPFL.

Bourgeois, M., 2006: Accroissement de la valeur naturelle de la vallée du Rhône par un raccordement optimal des affluents du Rhône, Travail de master, LCH-EPFL.

Leite Ribeiro, M., Blanckaert, K., Boillat, J.-L., Schleiss, A., 2011: Elargissement local de l'affluent dans une zone de confluence – Comportement morphologique et potentiel écologique. *Wasser Energie Luft*: 3/2011, 235–242.

Impressum

Konzept

In diesem Projekt arbeiteten Wasserbauerinnen und -bauer, Ökologinnen und Ökologen sowie Vertreterinnen und Vertreter von Behörden von Bund und Kantonen gemeinsam an Lösungen für die Behebung der vorhandenen Defizite in und an Fließgewässern. Im Rahmen des Projekts erforschten sie dynamische, vernetzte Lebensräume und entwickelten innovative Konzepte in der Umsetzung flussbaulicher Massnahmen. Ausführliche Informationen finden sich unter www.rivermanagement.ch

Projekt

Das Projekt wurde vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) finanziell unterstützt und von vier Projektleitern an folgenden Institutionen durchgeführt:

Armin Peter, Eawag, Fischökologie und Evolution, Seestrasse 79, 6047 Kastanienbaum, www.eawag.ch

Christoph Scheidegger, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Biodiversität und Naturschutzbiologie, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, www.wsl.ch
Anton Schleiss, EPF-Lausanne, Laboratoire de Constructions Hydrauliques LCH-EPFL, Station 18, 1015 Lausanne, www.lch.epfl.ch

Roland Fäh, ETH Zürich, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie VAW-ETHZ, Gloriastrasse 37/39, 8092 Zürich, www.vaw.ethz.ch

Koordination

Sonia Angelone, Manuela Di Giulio

Fachliche Begleitung

BAFU: Paul Dändliker, Manuel Epprecht, Werner Göggel, Susanne Haertel-Borer, Daniel Hefti, Jean-Pierre Jordan, Stephan Lussi, Olivier Overney, Markus Thommen
Kantone: Lorenz Jaun (UR), Vinzenz Maurer (BE), Sandro Peduzzi (TI), Markus Zumsteg (AG)

Projekt: Sonia Angelone, Tobias Buser, Manuela Di Giulio, Roland Fäh, Armin Peter, Christopher Robinson, Christoph Scheidegger, Anton Schleiss

Herausgeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU)

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

Redaktion

Manuela Di Giulio, Sonia Angelone

Übersetzung und sprachliche Bearbeitung

Jacqueline Dougoud

Zitierung

Leite Ribeiro, M., Blanckaert, K., Boillat, J.-L., Schleiss, A., 2012: Lokale Aufweitung von Seiteneinmündungen. In: Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. BAFU, Bern. Merkblatt 5.

Gestaltung und Illustrationen

anamorph.ch: Marcel Schneeberger (AD), Patrik Ferrarelli

PDF-Download

www.bafu.admin.ch/uw-1211-d

Diese Publikation ist auch in französischer und italienischer Sprache verfügbar. Die Originalsprache ist Deutsch.

© BAFU 2012



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

6 > Durchgängigkeit von Blockrampen

Denise Weibel, Armin Peter, Anton Schleiss

Blockrampen sind Fliessgewässerabschnitte mit erhöhtem Gefälle, die mit Steinblöcken befestigt werden. Sie dienen als Ersatz für künstliche Abstürze und Wehre zur Stabilisierung der Gewässersohle und verbessern die longitudinale Vernetzung für aquatische Organismen. Das vorliegende Merkblatt stellt die verschiedenen Blockrampentypen vor und diskutiert, welche Typen sich für welche Arten und Situationen eignen.

Fragmentierte Fliessgewässer

Durch die Melioration der Fliessgewässer wurde ihr Lauf begradigt und kanalisiert. Als Folge davon kam es vielerorts zu Gerinne-Erosion und Eintiefungen der Gewässersohle (z. B. Kander, BE). Künstliche Abstürze und Schwellen (Abb. 1) wurden gebaut, um die Gewässersohle zu stabilisieren und der Erosion entgegenzuwirken (Flussrevitalisierungen: eine Übersicht). Diese Bauwerke stellen für viele aquatische Organismen Hindernisse dar, welche die Wanderung flussaufwärts behindern und die Fliessgewässer zerschneiden (MB 4, Vernetzung von Fliessgewässern). Weitere Hindernisse sind: künstliche Wehre zur Ausleitung von Wasser bei Kraftwerken oder zur Bewässerung, eingedolte Bäche sowie ver-

baute, sehr schnell fliessende Gewässerabschnitte mit glatter betonierter oder gepflasterter Sohle. Fische und andere aquatische Organismen wie Krebse sind darauf angewiesen, dass sie in Fliessgewässern ungehindert wandern können. Barrieren be- oder verhindern ihre natürliche Ausbreitung und verunmöglichen die Laichwanderungen von Fischen. Wirbellose Tiere mit geflügelten Adultstadien hingegen können solche künstliche Hindernisse überfliegen. Auch für Wirbeltiere wie Biber und Spitzmäuse, welche die Hindernisse auf dem Landweg umgehen können, stellen solche Bauwerke keine Barrieren dar.



Blockrampe am Aabach in Wildegg (AG).

Foto: Thomas Schläppi

Blockrampen fördern Vernetzung

Im Wasserbau wird die Gerinne-Erosion häufig mit dem Bau von Blockrampen verhindert. Eine Blockrampe ist eine mit Steinblöcken befestigte Fliessgewässerstrecke mit erhöhtem Gefälle (Lange 2007). Im Vergleich zu Schwellen und Abstürzen erleichtert sie den Fischaufstieg erheblich. In fragmentierten Fliessgewässern werden deshalb zur Wiederherstellung der longitudinalen Vernetzung Querbauwerke entfernt und durch Blockrampen ersetzt. Blockrampen müssen gewisse hydraulische Kriterien erfüllen, damit sie die Durchgängigkeit von Fliessgewässern für aquatische Organismen und insbesondere für Fische tatsächlich erhöhen.

Es gibt verschiedene Typen von Blockrampen: klassische und aufgelöste (Abb. 2). Die klassischen Blockrampen erfüllen oft die Durchgängigkeitskriterien für Fische nicht. Als Kriterien für den Fischaufstieg gelten in der Literatur eine maximale Abflussgeschwindigkeit von 2 m/s und eine minimale Abflusstiefe von 20 cm (DVWK 1996). Bei strukturierten Rampen ist die Geschwindigkeitsverteilung ungleichmässig, was den Fischaufstieg erleichtert. Beim Bau von Blockrampen spielen mehrere Faktoren eine wichtige Rolle (Box 1). Zudem muss der Blockrampentyp auf die bereits vorkommenden oder die potenziell vorkommenden Fischarten und ihre Schwimmkapazität abgestimmt sein.

Erfolgskontrolle

Beim Bau einer Blockrampe sollte eine Erfolgskontrolle durchgeführt werden, um zu überprüfen, ob die Blockrampe die Durchgängigkeit für die gewünschten Fische tatsächlich verbessert. Vor dem Bau wird dafür die Fischregion gemäss Fliessgewässerzonierung bestimmt. Aufgrund des Gefälles, der Gewässerbreite und der Wassertemperatur wird auf die potenzielle Fischfauna geschlossen (Abb. 3). Deren tatsächliche Zusammensetzung kann mittels Elektroabfischung erhoben werden. Nach dem Bau der Rampe wird die Durchgängigkeit des Gewässerabschnittes für bestimmte Fischarten und Grössenklassen untersucht, indem Fische versetzt werden. Für Bäche bzw. kleine Flüsse eignen sich Fang-Wiederfang-Versuche mit Farbmarkierung an flussabwärts versetzten Fischen. Genauere Beobachtungsergebnisse erzielt man mit individuellen passiven Sendern, sogenannten PIT-tags. Diese werden den Fischen in die Bauchhöhle gespritzt. Die markierten Fische werden bei ihrem Aufstieg entweder mit einer fest installierten Antenne direkt oberhalb der Rampe oder mit einer Handantenne erfasst. Bei mittleren und grossen Fliessgewässern (z.B. Glatt ZH, Aare BE) ist der Einsatz von Radiotelemetrie (aktive Sender mit weitreichendem Radius) von Vorteil.

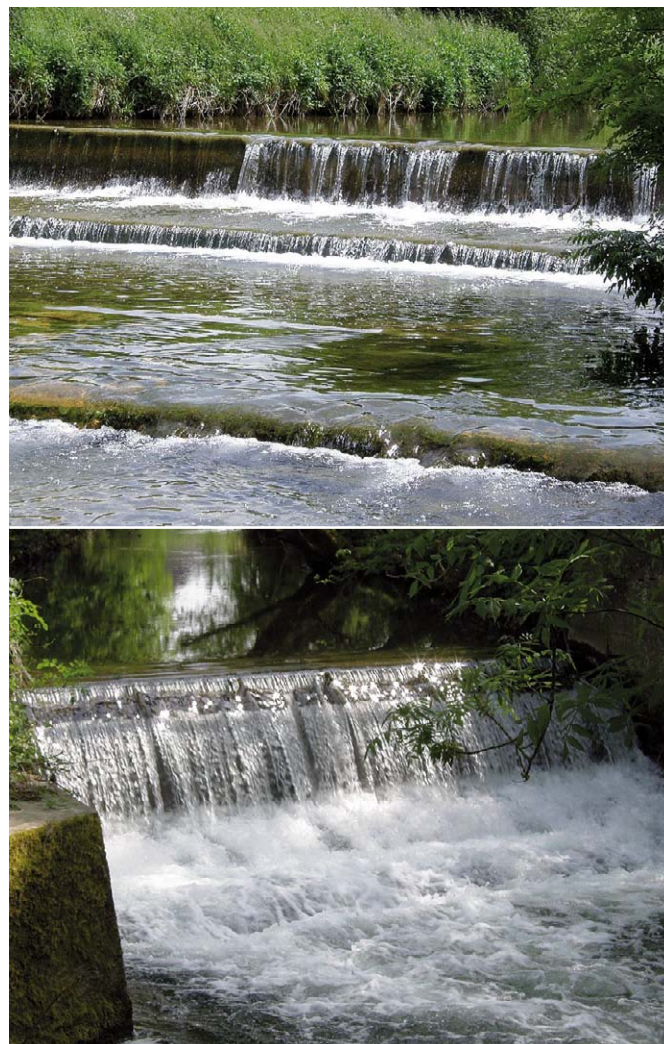


Abb. 1 Sohlstufen und künstliche Abstürze bilden Wanderhindernisse für Fische. Querbauwerke an der Sissle (AG) (oben) und Suhre (AG) (unten). Fotos: Denise Weibel

> Box 1: Wichtige Faktoren beim Bau von Blockrampen

- > Rampengefälle
- > Länge der Rampe
- > Rampentyp (Art, Struktur der Rampe)
- > Bereits und potenziell vorkommende Fischarten
- > Stabilität bei Hochwasser, insbesondere des Rampenfusses
- > Durchgängigkeit für Fischarten mit unterschiedlichen Schwimmleistungen

Durchgängigkeit von Blockrampen

Die Durchgängigkeit von Rampen unterscheidet sich je nach Fischart, Fischgrösse und Blockrampentyp. So hängt die Aufstiegsrate bei Bachforellen und Alet von der Körpergrösse ab und ist bei Jungfischen (<200 mm) eingeschränkt. Blockrampen mit einem Gefälle von mehr als 6 % verbessern die Vernetzung der Fließgewässer nur für grosse Bachforellen (>200 mm). Für juvenile Tiere hingegen sind solche Blockrampen nur beschränkt überwindbar, und für Groppen sind sie sogar unüberwindbar. Auch die schwimmschwächeren Karpfenartigen (Cypriniden) haben Schwierigkeiten, Blockrampen mit einem Gefälle von mehr als 5 % zu überwinden.

Für viele Karpfenartige, etwa für Kleinfische wie Gründling und Strömer, ist die für den Fischeufstieg als zulässig geltende Abflussgeschwindigkeit von maximal 2 m/s (DVWK 1996) zu hoch bemessen. Die relativ langen Blockrampen mit Becken- und Querriegelstruktur weisen geringe Abflussgeschwindigkeiten auf und gewährleisten Erholungszonen. Bei Niedrigwasser besteht allerdings die Gefahr, dass sich bei diesen Blockrampen vertikale Abstürze auf den Querriegeln bilden (Abb. 4). Für die schwimmschwachen Groppen stellen bereits Abstürze von 15 cm ein Wanderhindernis dar.

Versuche mit Rampenmodellen

Im Projekt «Integrales Flussgebietsmanagement» wurden in Laborversuchen Messungen auf Rampenmodellen durchgeführt. Diese zeigten, dass klassisch gesetzte Blockrampen bei Neigungen von 6 und 10 % auch bei kleinen spezifischen Abflüssen die Durchgängigkeitskriterien ($v_{max} = 2 \text{ m/s}$; $h_{max} = 20 \text{ cm}$) nicht erfüllen. Blockrampen mit regelmässigen Querriegeln erfüllen bei einer Neigung von 6 % die Durchgängigkeitskriterien bis zu einem spezifischen Abfluss von $2 \text{ m}^3/\text{s}/\text{m}$. Falls die Querriegel unregelmässig angeordnet sind, werden die Durchgängigkeitskriterien bis zu einem spezifischen Abfluss von $1 \text{ m}^3/\text{s}/\text{m}$ erfüllt. Als Alternative zur klassisch gesetzten Blockrampe wurde die mäanderförmige Blockrampe entwickelt (Studer und Schleiss 2011). Die hügelartige Oberfläche erzeugt eine breite Geschwindigkeitsverteilung und erleichtert den Fischen den Aufstieg. Bei diesem Blockrampentyp werden deshalb die Durchgängigkeitskriterien bei einer Neigung von 10 % bis zu einem spezifischen Abfluss von $1 \text{ m}^3/\text{s}/\text{m}$ und bei einer Neigung von 6 % bis zu einem spezifischen Abfluss von $1,5 \text{ m}^3/\text{s}/\text{m}$ erfüllt (Abb. 5). Gleichmässige Blockrampen werden den Durchgängigkeitskriterien kaum gerecht. Strukturierte Blockrampen sind für den Forellenaufstieg wesentlich besser, weil sie bei Neigungen bis 6 % für spezifische Abflüsse bis zu $2 \text{ m}^3/\text{s}/\text{m}$ und bei Neigungen bis 10 % für spezifische Abflüsse bis $1 \text{ m}^3/\text{s}/\text{m}$ optimale Verhältnisse gewährleisten.



Abb. 2 Unterschiedliche Bauweisen von Blockrampen. Oben: klassisch gesetzte Rampe an der Emme in Burgdorf (BE) (Foto: Thomas Berchtold). Mitte: aufgelöst strukturierte Rampe mit Becken- und Riegelstruktur am Staffeleggbach (AG). Unten: aufgelöste unstrukturierte Rampe am Aabach in Seengen (AG). Fotos: Denise Weibel

Empfehlungen für die Praxis

- > Strukturierte Blockrampen sind den klassischen Rampen vorzuziehen, da sie aufgrund einer breiteren Geschwindigkeitsverteilung bessere Verhältnisse für den Fischeufstieg bieten.
- > In der Forellenregion können Blockrampen mit einem Gefälle von mehr als 6 % gebaut werden, wenn die Bachforelle die einzige Fischart ist, die dort vorkommt. Kleine Bachforellen werden jedoch bei der Aufwanderung benachteiligt. Wenn andere Fischarten vorkommen können (z. B. Groppe), sollte das Rampengefälle kleiner sein.
- > In der Äschenregion sind Blockrampen mit einem Gefälle von mehr als 5 % für kleinere Cypriniden ungeeignet. Bei einem Vorkommen von schwimmschwachen Fischen (z. B. kleine Karpfenartige, Groppe) sollte das Gefälle 3 % nicht übersteigen (DVWK 1996). Strukturen mit losen Blöcken im Uferbereich können am Rand grösserer Rampen strömungsberuhigte Bereiche (Abb. 6) mit geringer Abflussgeschwindigkeit bilden, die von Fischen durchschwommen werden können.



Abb. 4 Vertikale Abstürze bei Querriegeln am Staffeleggbach (AG). In Fließgewässern, in denen die Groppe vorkommt, sollten solche Abstürze vermieden werden. Foto: Denise Weibel

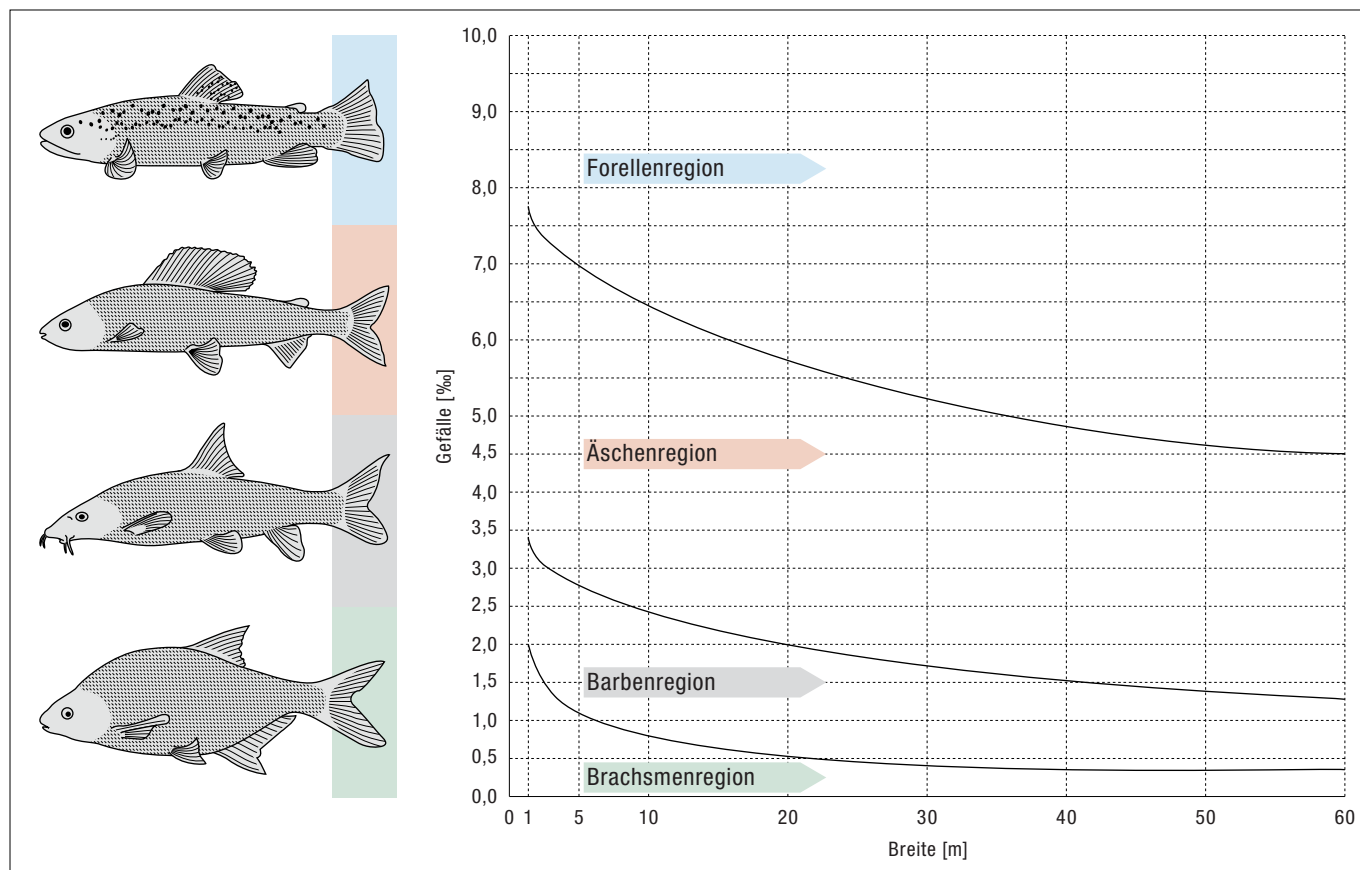


Abb. 3 Fischregion als Funktion von Gefälle und Breite des Fließgewässers.

Illustration nach Modul Fische Stufe F (Schager und Peter 2004, nach Huet 1949)

- > Vertikale Überfälle bei Rampen mit Querriegeln sollten vermieden werden, damit die Durchgängigkeit während mindestens 300 Tagen im Jahr gewährleistet ist (Abfluss $Q_{30}-Q_{330}$, Friedrich *et al.* 2005).
 - > Ein Monitoring vor und nach dem Bau der Blockrampe ist empfehlenswert, um die Zielfischarten zu bestimmen, die ökologische Funktionsfähigkeit zu überprüfen und Lehren für die Konstruktion künftiger Blockrampen zu ziehen.
- Für praktische Empfehlungen zur Wahl, Dimensionierung und konstruktiven Gestaltung von Blockrampen wird auf die Publikation *Blockrampen Normalien* (Hunziker *et al.* 2008) verwiesen.



Abb. 6 Randbereiche mit stark reduzierten Fließgeschwindigkeiten an der Suhre (AG). Foto: Denise Weibel

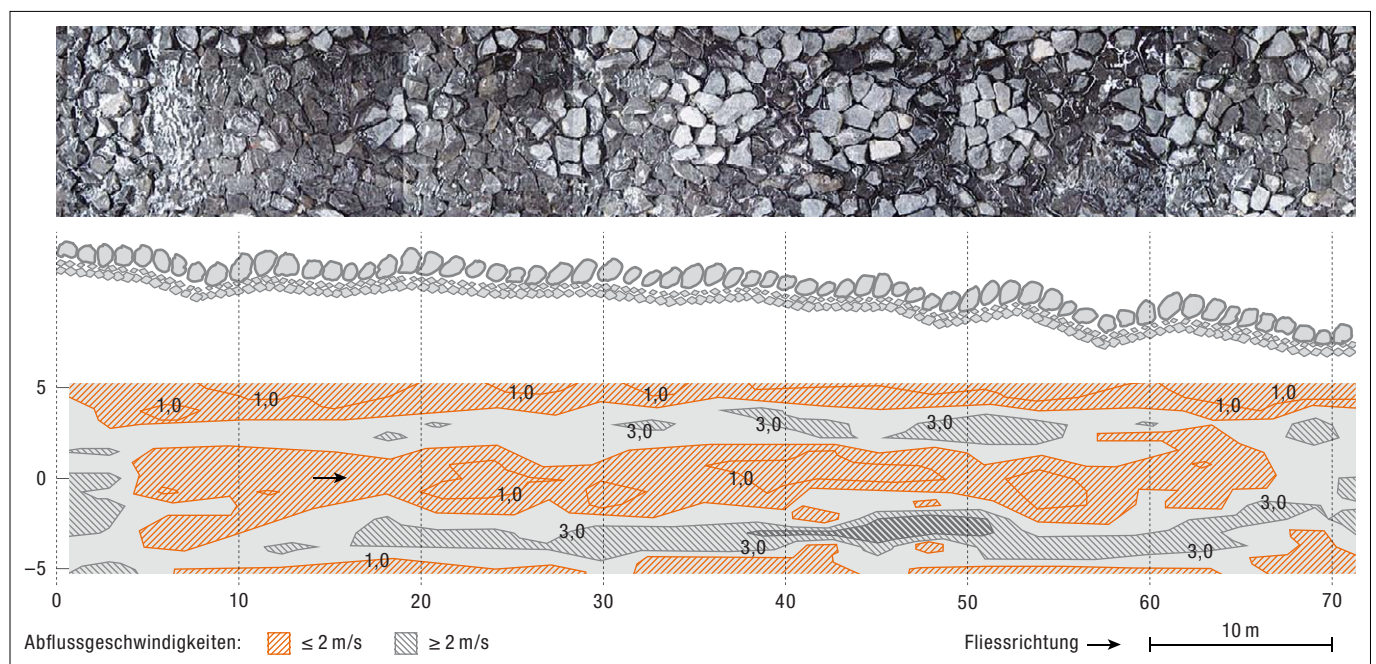


Abb. 5 Mäanderförmige Blockrampe (oben; Typ IV, 6%). Fließgeschwindigkeiten in m/s für den spezifischen Abfluss von $1,5 \text{ m}^3/\text{s}/\text{m}$ (unten). Die orangenen Bereiche umranden Abflussgeschwindigkeiten $\leq 2 \text{ m/s}$. Graue Bereiche weisen Abflussgeschwindigkeiten $\geq 2 \text{ m/s}$ auf. Illustration nach Markus Studer

Literatur

BUWAL, 1998: Ökomorphologie Stufe F. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer in der Schweiz. BUWAL, Bern.

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V.), 1996: Fischaufstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. DVWK-Merkblatt 232/1996.

Friedrich, H., Kolf, R., Pawlowski, S., 2005: Handbuch Querbauwerke. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.

Huet, M., 1949: Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie 11: 333–351.

Hunziker, Zarn & Partner AG, 2008: Blockrampen Normalien – Manual zur Sanierung von Abstürzen. Aarau, online: www.ag.ch/alg/de/pub/angebote/dokumente.php

Lange, D., 2007: Blockrampen – ökologische Bauwerke zur Sohlenstabilisierung. In: Minor, H.-E. (Hrsg.) Blockrampen: Anforderungen und Bauweisen. ETH Zürich, Zürich. S. 5–21.

Schager, E., Peter, A., 2004: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Fischstufe F (flächendeckend). Mitteilungen zum Gewässerschutz 44, BUWAL, Bern.

Studer, M., Schleiss, A., 2011: Analyse von Fliessgeschwindigkeiten und Abflusstiefen auf verschiedenen Typen von Blockrampen. WasserWirtschaft 101(1–2): 67–71.

Impressum

Konzept

In diesem Projekt arbeiteten Wasserbauerinnen und -bauer, Ökologinnen und Ökologen sowie Vertreterinnen und Vertreter von Behörden von Bund und Kantonen gemeinsam an Lösungen für die Behebung der vorhandenen Defizite in und an Fliessgewässern. Im Rahmen des Projekts erforschten sie dynamische, vernetzte Lebensräume und entwickelten innovative Konzepte in der Umsetzung flussbaulicher Massnahmen. Ausführliche Informationen finden sich unter www.rivermanagement.ch

Projekt

Das Projekt wurde vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) finanziell unterstützt und von vier Projektleitern an folgenden Institutionen durchgeführt:

Armin Peter, Eawag, Fischökologie und Evolution, Seestrasse 79, 6047 Kastanienbaum, www.eawag.ch

Christoph Scheidegger, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Biodiversität und Naturschutzbiologie, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, www.wsl.ch
Anton Schleiss, EPF-Lausanne, Laboratoire de Constructions Hydrauliques LCH-EPFL, Station 18, 1015 Lausanne, www.lch.epfl.ch

Roland Fäh, ETH Zürich, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie VAW-ETHZ, Gloriastrasse 37/39, 8092 Zürich, www.vaw.ethz.ch

Koordination

Sonia Angelone, Manuela Di Giulio

Fachliche Begleitung

BAFU: Paul Dändliker, Manuel Epprecht, Werner Göggel, Susanne Haertel-Borer, Daniel Hefti, Jean-Pierre Jordan, Stephan Lussi, Olivier Overney, Markus Thommen
Kantone: Lorenz Jaun (UR), Vinzenz Maurer (BE), Sandro Peduzzi (TI), Markus Zumsteg (AG)

Projekt: Sonia Angelone, Tobias Buser, Manuela Di Giulio, Roland Fäh, Armin Peter, Christopher Robinson, Christoph Scheidegger, Anton Schleiss

Herausgeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU)

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

Redaktion

Manuela Di Giulio, Sonia Angelone

Sprachliche Bearbeitung

Jacqueline Dougoud

Zitierung

Weibel, D., Peter, A., Schleiss, A., 2012: Durchgängigkeit von Blockrampen. In: Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. BAFU, Bern. Merkblatt 6.

Gestaltung und Illustrationen

anamorph.ch: Marcel Schneeberger (AD), Patrik Ferrarelli

PDF-Download

www.bafu.admin.ch/uw-1211-d

Diese Publikation ist auch in französischer und italienischer Sprache verfügbar. Die Originalsprache ist Deutsch.

© BAFU 2012



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

7 > Numerische Fließgewässer-Modellierung

Patric Rousselot, David Vetsch, Roland Fähr

Bei Gewässern treffen unterschiedliche Nutzungs- und Schutzinteressen aufeinander; umso wichtiger ist eine gesamtheitliche Sicht im Wasserbau. Numerische Simulationen helfen, Varianten flussbaulicher Massnahmen und ihre Folgen für Fließgewässer zu bewerten. Das vorliegende Merkblatt beschreibt das Vorgehen beim Aufsetzen von numerischen Modellen, stellt die Simulationssoftware BASEMENT vor und zeigt mögliche Anwendungen anhand praktischer Beispiele.

Simulationen helfen dem Hochwasserschutz

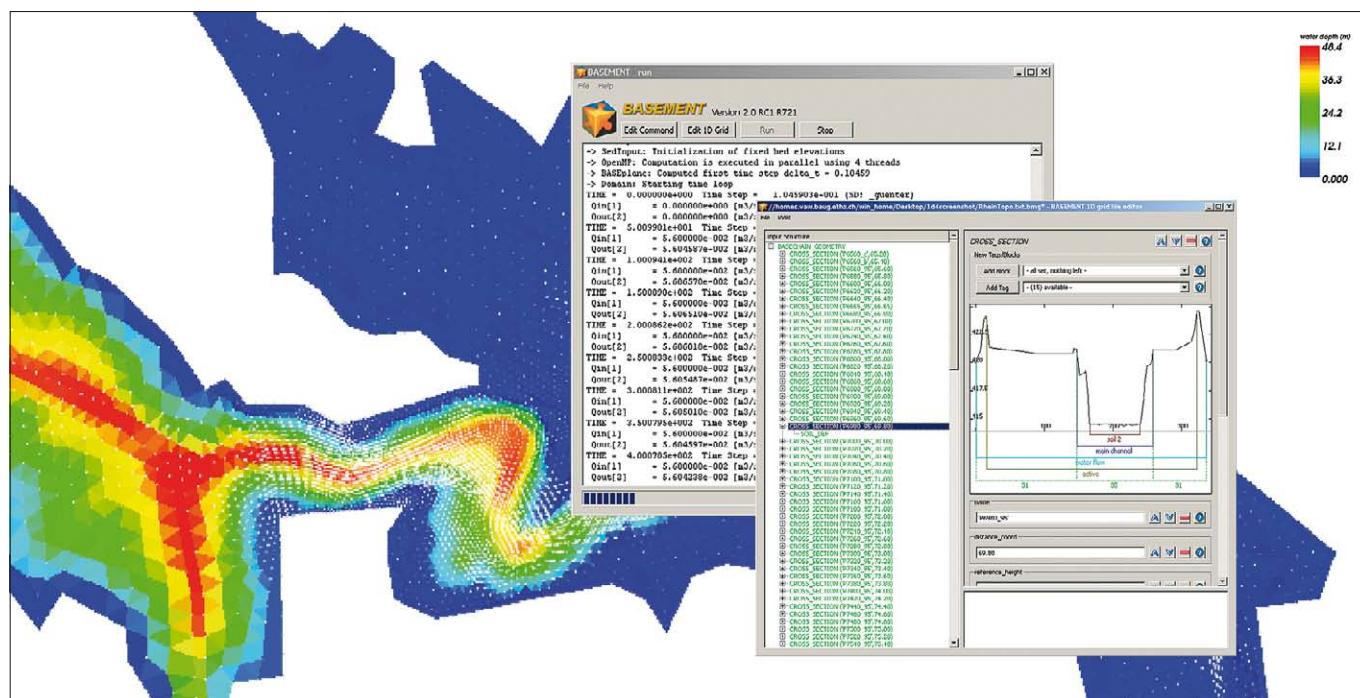
In der Schweiz werden seit einigen Jahren Fließgewässer revitalisiert und ökologisch aufgewertet. Eine gängige Massnahme, um die morphologische Vielfalt und die Habitatsvielfalt in einem Gewässer zu erhöhen, sind Aufweitungen. Diese stellen neue Anforderungen an den Hochwasserschutz. Numerische Simulationen können die Planung baulicher Massnahmen unterstützen, indem sie helfen, die Folgen eines solchen Eingriffs zu analysieren und die unterschiedlichen Nutzungsinteressen besser aufeinander abzustimmen.

Numerische Simulationen eignen sich insbesondere für die Hochwasservorsorge, die Erstellung von Gefahrenkarten, die Regelung von Flüssen und Seen sowie zur Dimensionie-

rung von Fließgewässern. Zudem können morphologische Entwicklungen untersucht werden, und mittels geeigneter Indizes lässt sich die Habitatsvielfalt eines Gewässers bestimmen. Im Vergleich zu physikalischen Experimenten erlauben numerische Simulationen Varianten kostengünstig zu vergleichen, indem Parameter verändert werden.

Modelle für die Ingenieur-Anwendung

Der Einsatz numerischer Modelle für die Simulation von Fließgewässern hängt von der Fragestellung und der Grösse des Berechnungsgebiets ab. Die Anwendung ist hauptsächlich durch die Leistungsfähigkeit der Computer begrenzt. Modelle mit einer hohen räumlichen Auflösung oder grossen Berech-



Beispiel der Benutzeroberfläche von BASEMENT: Visualisierung von Abflusstiefe und Abflussgeschwindigkeit.

Illustration: VAW, ETH Zürich

nungsgebieten benötigen lange Rechenzeiten. Der Aufwand für rechenintensive Aufgaben kann vermindert werden, wenn das Modell vereinfacht oder die räumliche Dimension reduziert wird.

1-D-Modelle

Für Fragestellungen mit beschränktem Detaillierungsgrad sowie für grossräumige Fließgewässer eignen sich 1-D-Modelle, die auf Querprofilen basieren (Abb. 1). Diese Modelle eignen sich auch für die Simulation langer Zeitspannen und liefern als Resultat die zeitliche Variation der Wasserspiegel- und Gewässersohlenlage sowie die mittlere Abflussgeschwindigkeit pro Querprofil.

2-D-Modelle

Wenn lokale Prozesse simuliert werden sollen, sind 2-D-Modelle zu empfehlen. Dafür braucht es Daten zur Topografie, und diese basieren auf einem digitalen Geländemodell (Abb. 2). Als Resultat liefern diese Modelle Wasserspiegel- und Gewässersohlenlagen sowie eine tiefengemittelte Abflussgeschwindigkeit für jedes Rechenelement. 2-D-Modelle sind beispielsweise geeignet für die Berechnung von Ausuferungen ausserhalb des eigentlichen Fließgewässers, zur Gefahrenkartierung oder für die Dimensionierung von Rückhalteräumen und Aufweitungen.

3-D-Modelle

3-D-Modelle eignen sich für die Lösung kleinräumiger Aufgaben, in denen turbulente vertikale Strömungen eine wesentliche Rolle spielen. Beispiele für Anwendungen sind die Optimierung der Anströmbedingungen eines Wasserkraftwerks oder lokale Kolkvorgänge bei Wehranlagen sowie Brückenpfeilern.

Ergänzend zur Berechnung der Strömung kann auch der Sedimenttransport simuliert werden, um eine Aussage über die morphologische Veränderung der Gewässersohle zu machen. Die Berechnungen des Sedimenttransports basieren auf empirischen Formeln, die Resultate hängen von der gewählten Methode ab. Eine Alternative zu numerischen Simulationen sind physikalische Modelle. Diese werden angewendet, wenn eine Skalierung des Massstabs von der Realität zum Modell das Fließverhalten des Wassers nicht verändert. Die Vorteile physikalischer Modelle gegenüber numerischen Simulationen liegen in der Qualität der Resultate. Numerische Simulationen ergeben abhängig vom gewählten Verfahren unterschiedliche Resultate, wobei die Wahl eines spezifischen Verfahrens im Ermessen des Anwenders liegt. Bei den physikalischen Modellen gibt es keine solchen Unsicherheiten. Komplexe Strömungsverhältnisse mit turbulenten Eigenschaften können numerisch nur mit hoch aufgelösten Modellen genau berech-

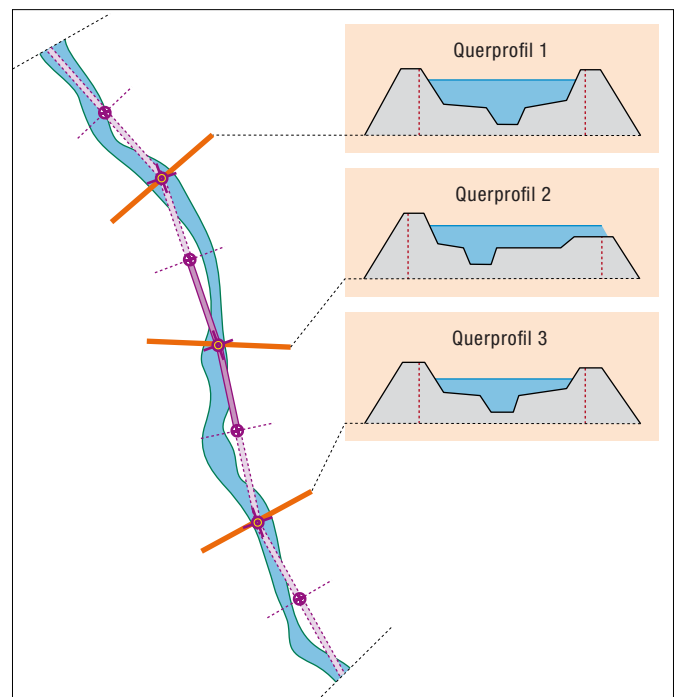


Abb. 1 Schematische Darstellung des Berechnungsgitters für eine 1-D-Simulation. Das Fließgewässer wird für die Berechnung in einzelne Querprofile unterteilt. Illustration nach VAW, ETH Zürich

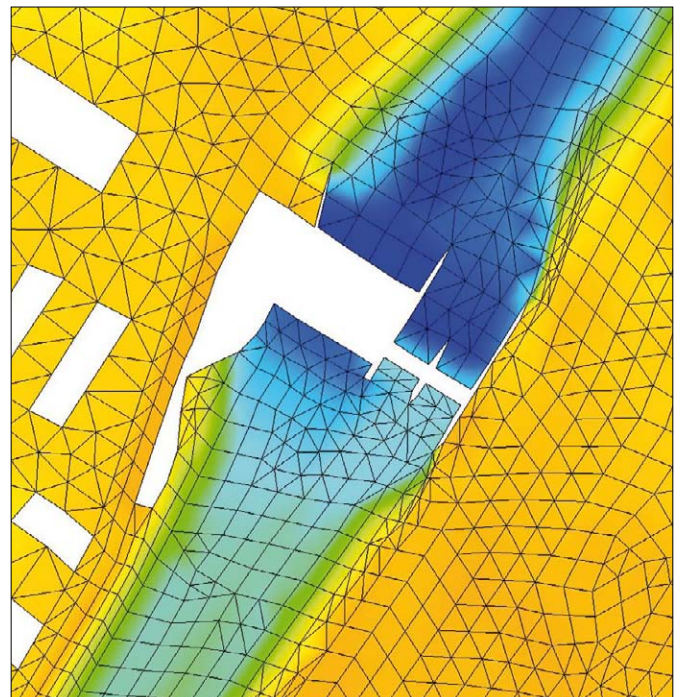


Abb. 2 Beispiel eines 2-D-Berechnungsgitters, das aus Dreiecks- und Viereckselementen besteht. Die Farbe widerspiegelt die Topografie. Gebäude werden aus dem Gitter ausgespart. Der Abfluss über ein Wehr wird als innere Randbedingung modelliert. Illustration: VAW, ETH Zürich

net werden. Solche numerischen Simulationen sind aufwendig und benötigen ein fundiertes Fachwissen. Allerdings haben auch physikalische Modelle Nachteile. Änderungen während der Projektierungsphase lassen sich nicht so leicht implementieren wie in numerischen Modellen. In der Praxis werden deshalb die beiden Ansätze häufig in einem sogenannten hybriden Modell kombiniert. Mit den numerischen Berechnungen werden die Auslegung und die Randbedingungen für das physikalische Modell so genau wie möglich spezifiziert. Das physikalische Modell wird dann für die Feinabstimmung der Dimensionierung eines Bauteiles verwendet.

Simulationssoftware BASEMENT

Das Programm *BASEMENT* wird seit 2002 an der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (VAW) der ETH Zürich entwickelt und steht kostenlos zur Verfügung (Box 1). Der Kern der Software besteht aus der Lösung der Saint-Venant-Gleichungen für 1-D-Modelle sowie der Flachwassergleichungen für die Hydrodynamik der 2-D-Modelle. Diese Gleichungen basieren auf der Annahme einer hydrostatischen Druckverteilung und sind demnach nur gültig, wenn die vertikale Geschwindigkeitskomponente vernachlässigt werden kann. Für die Kalibrierung werden Reibungsgesetze für den Widerstand an der Gewässersohle verwendet. Zusätzlich kann beim 2-D-Modell ein Turbulenzmodell aktiviert werden.

Als Randbedingungen für die Strömungsberechnung stehen u. a. Zuflusshydrografen, Normalabfluss sowie hydraulische Strukturen wie Wehr und Schütze zur Verfügung. Diese Strukturen können auch innerhalb des Rechengebiets verwendet werden. *BASEMENT* bietet auch die Möglichkeit, Wehre und Schützen nach beliebigen Zielkriterien automatisch zu regeln.

Abbildung 3 zeigt einen schematischen Überblick über die mit *BASEMENT* modellierten Prozesse. Der Sedimenttransport wird unterteilt in Geschiebetransport und Schwebstofftransport. Für die Berechnung des Geschiebetransports stehen empirische Formeln zur Verfügung. Für den Schwebstofftransport wird eine Advektions-Diffusions-Gleichung gelöst. Damit lässt sich sowohl die Ausbreitung von Schadstoffen als auch der Transport von suspendiertem Gewässersohlenmaterial simulieren. Für die Beschreibung des Austausches des suspendierten Materials zwischen Gewässersohle und Flüssigphase kann zwischen verschiedenen Ansätzen gewählt werden. Das zu transportierende Feststoffgemisch kann in beliebig viele Kornklassen unterteilt werden, *BASEMENT* löst die entsprechenden Transportgleichungen.

Beim Sedimenttransport ist die Wasserströmung die treibende Kraft. Das Gewässersohlenmaterial kann jedoch auch durch gravitative Prozesse wie einen Böschungskollaps transportiert werden. Solche Vorgänge lassen sich mit einem geo-

> Box 1: *BASEMENT* – eine Software zur Modellierung von Fließgewässern

BASEMENT ist eine Software zur Berechnung von Prozessen in Fließgewässern unter Berücksichtigung von Strömung und Feststofftransport. Die Prozesse können entweder ein- oder zweidimensional oder auch als gekoppeltes Modell beschrieben werden. Auch Regelungseingriffe lassen sich abbilden. Beim Feststofftransport wird zwischen Geschiebetransport und Suspensionstransport unterschieden. Dabei können unterschiedliche Korngrößen berücksichtigt werden. Zur Unterstützung der Modellkonfiguration steht eine grafische Benutzeroberfläche zur Verfügung. In Zukunft ist vorgesehen, *BASEMENT* mit Funktionen wie einem Grundwassermodell, einer Simulation von Dichteströmen sowie praxisorientierten Modellierungen von dreidimensionalen Strömungsvorgängen zu erweitern. Das Programm und die dazugehörige Dokumentation (Fäh *et al.* 2011) sind kostenlos erhältlich unter www.basement.ethz.ch – dort sind ebenfalls Eingabedateien für verschiedene Übungsbeispiele und Testfälle abrufbar. Dadurch soll der Einstieg in die numerische Modellierung erleichtert werden.

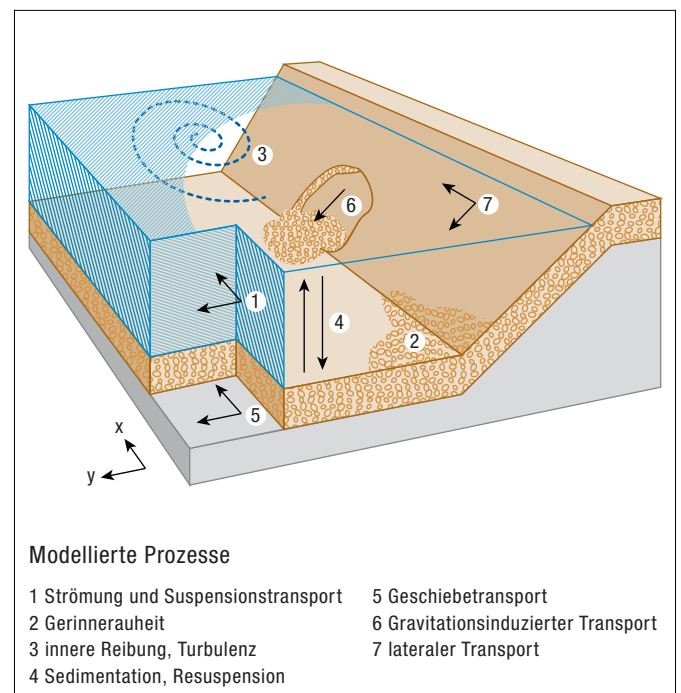


Abb. 3 Übersicht über die Prozesse, die bei einem 2-D-Modell simuliert werden. Illustration nach VAW, ETH Zürich

metrischen Modell, das auf einem kritischen Böschungswinkel basiert, abbilden.

Zur effizienten Simulation grossräumiger Gebiete können mehrere Modelle aneinander gekoppelt werden (Abb. 4). So ist es möglich, einen Gewässerabschnitt in einem 1-D-Modell zu berechnen und etwaige Ausuferungen mit einem gekoppelten 2-D-Modell zu simulieren. Des Weiteren unterstützt die Software die Verwendung von handelsüblichen Computern mit Multi-Core-Prozessoren.

BASEMENT bietet noch weitere Funktionen. Im «Command File Editor» werden die notwendigen Parameter für numerische Modelle definiert. Sämtliche zur Verfügung stehenden Parameter werden beschrieben und mit Beispielen illustriert. Eingabefehler werden sofort erkannt und entsprechend gekennzeichnet. Der sogenannte 1-D Grid Editor wird für die Gittererstellung der 1-D-Modelle verwendet und gibt die Querprofile samt ihren Eigenschaften grafisch wieder. Bereits während der Berechnung können Resultate wie Abflusstiefe, Geschwindigkeit oder Gewässersohlendifferenzen visualisiert werden.

Vorgehen

Zu Beginn der Modellierung (Abb. 5) müssen die entsprechenden Daten beschafft werden. Unabdingbar für eine Simulation sind Informationen betreffend Anfangs- und Randbedingungen. Daten von gemessenen Wasserspiegellagen, Hochwasserspurten, Korngrößen, Bewuchs u. a. m. vermögen die Kalibrierung des Modells erheblich zu erleichtern. Eine fundierte Datengrundlage kann die Vorhersagekraft des Modells massgeblich steigern.

Mit den vorhandenen Informationen wird ein Rechengitter erstellt, das der Dimension des Modells entspricht. Mit diesem Gitter und den gewählten Randbedingungen beginnt die eigentliche Simulation. In einem ersten Schritt wird das numerische Modell anhand eines dokumentierten Ereignisses kalibriert und falls möglich mit weiteren Vergleichsdaten validiert. Mit dem kalibrierten Modell werden die Varianten berechnet. Nach der Simulation werden die Resultate ausgewertet und visualisiert.

Anfangsbedingungen: Topografie

Die topografischen Informationen über ein Fließgewässer liegen meist in Form von Gerinnequerprofilen vor. Häufig wurden die Profile mit grossem Abstand aufgenommen und haben für die Zwischenräume nur einen geringen Informationsgehalt. Mithilfe von Orthofotos sowie Kenntnis der Situation vor Ort kann aus einer eher dünnen Datenlage das Optimum gewonnen werden. Insbesondere bei 2-D-Modellen werden die Querprofilaten entlang des Fließwegs interpoliert, um ein verdichtetes Höhenmodell zu erhalten. Für das Umland

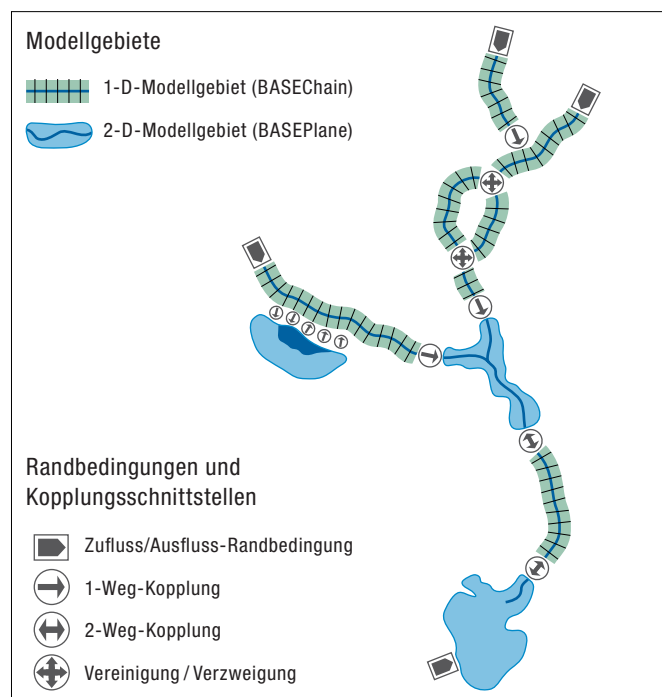


Abb. 4 Schematische Darstellung von 1-D- und 2-D-Modellgebieten, die beliebig aneinandergesetzt werden können. Der Informationsaustausch kann in eine oder zwei Richtungen stattfinden. Illustration nach VAW, ETH Zürich

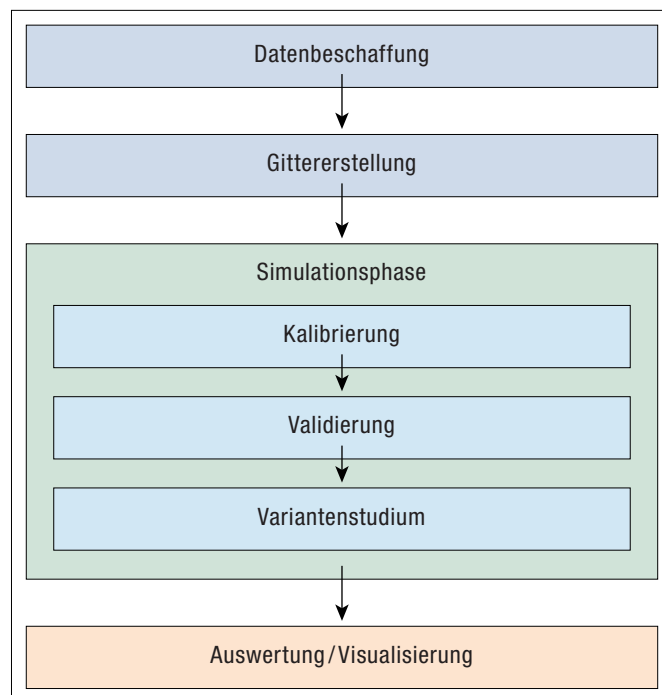


Abb. 5 Schematischer Ablauf einer numerischen Modellierung. Die einzelnen Prozesse werden nach Bedarf iterativ wiederholt. Illustration nach VAW, ETH Zürich

hingegen gibt es oft Höheninformationen in guter Auflösung (z. B. Daten aus Laserscanning).

Für die 1-D-Modelle ergibt sich das Rechengitter direkt aus der Aufreihung der einzelnen Querprofile. Für die 2-D-Modelle muss aus den vorhandenen Höheninformationen zusätzlich ein Rechengitter erzeugt werden, das aus Dreiecks- und Viereckselementen besteht. Bei der Erstellung des Gitters müssen vorhandene Bruchkanten beachtet werden.

Randbedingungen: Strömung und Sedimenttransport

Als Zuflussrandbedingung für die Strömung können zum Beispiel repräsentative Abflussganglinien von Messstationen des BAFU oder Resultate eines hydrologischen Modells verwendet werden. Für die Randbedingung am Ausflussrand stehen verschiedene Ansätze wie Wasserstands-Abfluss-Beziehungen oder hydraulische Strukturen wie Wehre oder Schützen zur Verfügung.

Die Randbedingungen für den Sedimenttransport sind in den meisten Fällen nicht bekannt. Vielfach muss zuerst der totale jährliche Sedimenteintrag abgeschätzt werden, um eine Geschiebezufussfunktion in Abhängigkeit vom hydraulischen Abflusshydrografen zu konstruieren. Diese Funktion hängt massgeblich von der verwendeten Geschiebetransportformel ab und basiert oft auf der Annahme, dass die ganze Transportkapazität ausgeschöpft wird.

Kalibrierung und Validierung

Numerische Modelle enthalten Kalibrierungsparameter, mit denen die Ergebnisse der Simulation an die realen Situationen angepasst werden können. Als Kalibrierungsgrundlagen für die Hydraulik werden im Idealfall Wasserspiegellagen verwendet, die zu verschiedenen Zeitpunkten gemessen wurden. Häufig sind solche Daten nicht vorhanden. Dann können – wenn vorhanden – vermessene Hochwasserspuren verwendet werden, deren zugehörige Abflussspitzen bekannt sind. Für die Kalibrierung werden die Reibungsbeiwerte der Gewässersohle des numerischen Modells so weit angepasst, bis die simulierten Wasserspiegellagen mit den gemessenen Werten übereinstimmen.

Modelle mit Sedimenttransport sind zusätzlich zu kalibrieren. Dafür muss die Topografie zu verschiedenen Zeitpunkten gemessen werden. Für die Kalibrierung des Geschiebe- und Schwebstofftransports stehen verschiedene Parameter zur Auswahl. Das Modell gilt als validiert, wenn mit einem kalibrierten Parametersatz ein vom Kalibrierungsfall unterschiedliches Ereignis qualitativ und quantitativ reproduziert werden kann.

Das kalibrierte und validierte Modell dient als Ausgangspunkt für die eigentlichen Simulationen. Mit verschiedenen Randbedingungen für die Hydraulik und den Sedimenttransport lassen sich Szenarien berechnen. Bauliche Massnahmen

können in das Rechengitter eingebaut und ihre Auswirkungen untersucht werden.

Auswertung und Darstellung der Resultate

Numerische Simulationen generieren grosse Datenmengen. Der Anwender oder die Anwenderin sollten sich bereits vor den Simulationen überlegen, welche Resultate gewünscht werden, denn oft sind nur einzelne Aspekte von Interesse. Zu viele Informationen führen zu grossen Ergebnis-Dateien und erhöhen den Berechnungs- und Auswertungsaufwand. Die Ergebnisse werden in tabellarischer Form als Textdatei ausgegeben und können in Visualisierungsprogramme kopiert werden. Für flächige Darstellungen von skalaren und vektoriellen Daten erfolgt die Nachbearbeitung meist in anderen, kommerziellen Programmen.

Genauigkeit und Aufwand

Die Genauigkeit der Resultate ist abhängig vom verwendeten Verfahren und dessen Annahmen sowie von der Qualität der topografischen Daten und den Randbedingungen. Im Allgemeinen verkleinert sich der Fehler bei höheren Gitterauflösungen, was als Konvergenz bezeichnet wird. Bei praktischen Anwendungen wird die Gitterauflösung durch die Rechenzeit beschränkt. Das Resultat einer numerischen Simulation ist deshalb immer ein Kompromiss zwischen Genauigkeit und Berechnungsaufwand.

Generell sollte der Aufwand für numerische Projekte nicht unterschätzt werden. Ein einfaches Modell kann bereits mit geringem Aufwand erstellt werden. Für qualitativ und quantitativ verlässliche Resultate lohnt sich jedoch eine vertiefte Auseinandersetzung mit der Problemstellung. Bereits die Gittererstellung kann für die Stabilität der Simulation, den zeitlichen Rechenaufwand und die Qualität der Resultate entscheidend sein. Um im späteren Verlauf der Simulationen Probleme zu vermeiden, lohnt es sich, für die Gittererstellung genügend Zeit aufzuwenden. Nach der Interpolation der Höheninformation auf das Rechengitter sollten wichtige Bruchkanten kontrolliert und bei Bedarf angepasst werden. Die Randbedingungen sind in einigen Fällen an ungünstigen Stellen platziert, was zu unregelmässigem Verhalten führen kann. Üblicherweise werden die Randbedingungen möglichst weit weg vom eigentlich interessierenden Gebiet angeordnet, um Randeffekte zu minimieren.

Für eine konkrete Problemstellung sollte der Anwender die zugrunde liegenden Modellannahmen beachten. Für die 1-D- und 2-D-Modelle wird beispielsweise von einer hydrostatischen Druckverteilung ausgegangen. Zudem haben die Gleichungen streng genommen nur für kleine Gefälle innerhalb der Gewässersohle Gültigkeit. Auch Geschiebetransportformeln gelten meistens für einen eingeschränkten Bereich betreffend Korndurchmesser oder Gefälle der Gewässersohle.

In der Praxis werden diese Grundannahmen oft verletzt, und es können lokale Abweichungen zwischen berechneten und gemessenen Werten auftreten.

Berechnungen mit Sedimenttransport benötigen oft einen erheblichen Aufwand, um das Modell zu kalibrieren. Im Vergleich zur reinen Hydraulik gibt es mehr Parameter, welche zur Kalibrierung verändert werden können. Zusätzlich bestehen die Randbedingungen bezüglich des zugeführten Sedimentvolumens meistens aus groben Abschätzungen und haben dennoch einen grossen Einfluss auf die numerischen Resultate. Vielfach können Modelle mit Sedimenttransport nicht ausreichend kalibriert und validiert werden, weil keine topografischen Informationen zu verschiedenen Zeitpunkten existieren. Diesen Unsicherheiten ist Rechnung zu tragen, indem numerische Resultate kritisch begutachtet und auf ihre Plausibilität geprüft werden.

Anwendungen

Anhand konkreter Beispiele sollen Anwendungsmöglichkeiten von *BASEMENT* gezeigt werden.

Gewässersohlenentwicklung am Alpenrhein (1-D)

Am Alpenrhein soll der Hochwasserschutz zwischen der Illmündung (SG) und dem Bodensee erhöht werden, und gleichzeitig soll den Anliegen von Ökologie, Grundwassernutzung, Wasserkraft und Naherholung besser Rechnung getragen werden. In einer ersten Planungsphase wurden Varianten baulicher Massnahmen und ihre Auswirkungen auf die langfristige Entwicklung der Gewässersohle simuliert. Es wurden 1-D-Modelle erstellt, weil das Rechengebiet 50 km umfasst und lange Zeitdauern simuliert werden mussten. Für den Geschiebetransport wurde ein Mehrkornverfahren mit 8 Kornfraktionen verwendet. Das Modell wurde anhand eines Zeitraums von 10 Jahren kalibriert und anhand eines anderen Zeitraums von 20 Jahren validiert. Mit dem validierten Modell wurde die Entwicklung der Gewässersohle für 7 Varianten von Massnahmen und für eine Zeitspanne von 60 Jahre simuliert und im Hinblick auf das zu erreichende Hochwasserschutzziel evaluiert (Abb. 6).

Automatische Regelung von Seen (1-D)

Der Schaden von Hochwasserereignissen kann mit einer optimalen Regelung der Seen und der aufeinanderfolgenden Staustufen vermindert werden. An einem Beispiel wurde getestet, ob sich *BASEMENT* zur Regelung von hydraulischen Strukturen in einem grossen Gebiet eignet (Abb. 7). Das numerische Modell umfasste die 3 Jurarandseen Bieler-, Neuenburger- und Murtensee mit ihren Verbindungskanälen sowie Teile der Aare und der Emme. Das Gebiet bestand aus einzelnen 1-D-Modellen, welche aneinandergeschaltet wurden und insgesamt 800 Querprofile enthielten. Die Wehre unterlagen unterschiedlichen Regulierungsreglementen. Anhand eines drei Monate

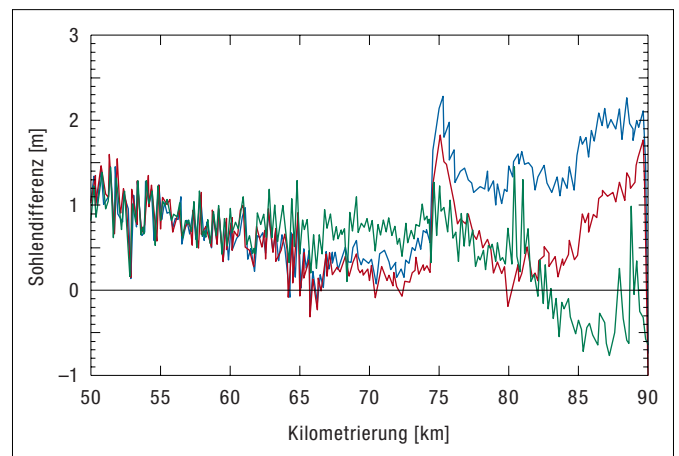


Abb. 6 Mit einem 1-D-Modell simulierte Sohldifferenzen verschiedener Massnahmen für eine Simulationszeit von 50 Jahren am Beispiel des Alpenrheins (SG). Die Nulllinie zeigt die Sohlenentwicklung ohne Massnahmen. Illustration nach VAW, ETH Zürich

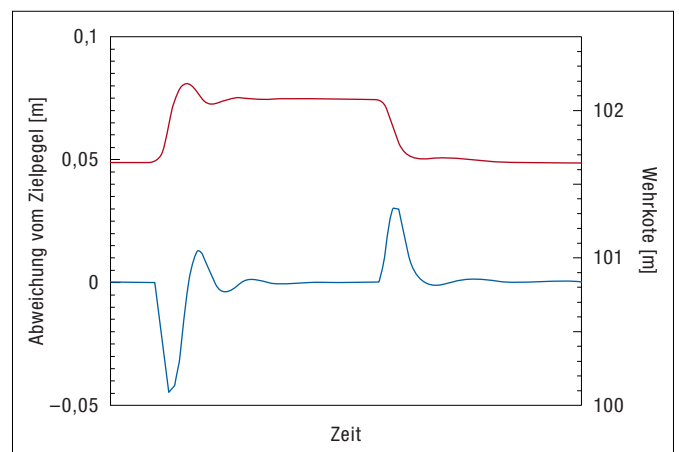


Abb. 7 Verhalten eines geregelten Wehrs mit einer abrupten Verringerung sowie anschliessender Steigerung des Zuflusses. Die blaue Kurve zeigt die Abweichung des Pegels vom Zielwert. Die rote Kurve zeigt den Verlauf der Wehrkote. Illustration nach VAW, ETH Zürich

langen Zeitabschnitts von 2005 wurde das gekoppelte Modell kalibriert und anschliessend anhand eines Zeitabschnitts von 2007 validiert. Danach wurden mit dem validierten Modell diverse Szenarien bezüglich der Staustufen und der Seeregulierung berechnet.

Habitatsvielfalt an der Sense (2-D)

Die Sense (BE/FR) befindet sich streckenweise noch in einem natürlichen Zustand. An einem 2 km langen Abschnitt, der die Charakteristik eines verzweigten Gerinnes hat, wurde eine Abflussganglinie über 1 Jahr simuliert. Es wurde eine

2-D-Simulation durchgeführt, um die vielfältigen Strukturen der Topografie abbilden zu können. Die Kalibrierung des hydraulischen Modells erfolgte anhand von gemessenen Wasserspiegellagen. Im Anschluss wurden die Auswirkungen verschiedener Geschiebetransportformeln (Ein- und Mehrkorn) auf die Morphologie sowie die Veränderungen der Habitattypen (MB 3, Index für hydro-morphologische Diversität) untersucht.

Entwicklung der Rheinmündung (2-D)

Der Alpenrhein mündet in Form eines künstlichen Gerinnes – der sogenannten Rheinvorstreckung – in den Bodensee (Abb. 8). Dabei werden grosse Mengen an feinkörnigem Sediment in die Vorstreckung und den Bodensee eingetragen. Um die langfristigen Veränderungen der Gewässersohle innerhalb der Vorstreckung abzuschätzen, wurde ein 2-D-Modell des Mündungsbereichs erstellt. Für die Sedimentumlagerungen wurde hauptsächlich der Schwebstofftransport modelliert, weil der Korndurchmesser klein ist. Die Topografie der Vorstreckung ist an 2 Zeitpunkten im Abstand von etwa 500 Tagen bekannt. Ausgehend vom früheren Zustand wurde das numerische Modell dahingehend kalibriert, dass die gemessenen Gewässersohlendifferenzen durch die Simulation qualitativ und quantitativ reproduziert werden konnten.

Hydraulische Wirkungsweise einer Aufweitung (2-D)

Aufweitungen werden geplant, um die Biodiversität zu fördern und gleichzeitig den Hochwasserschutz zu verbessern. Mit einer hydraulischen 2-D-Simulation wurde die Wirkungsweise der Aufweitung anhand mehrerer Lastfälle bestimmt (Abb. 9). Die Ergebnisse können als Randbedingung eines physikalischen Modells für geplante Aufweitungen verwendet werden.

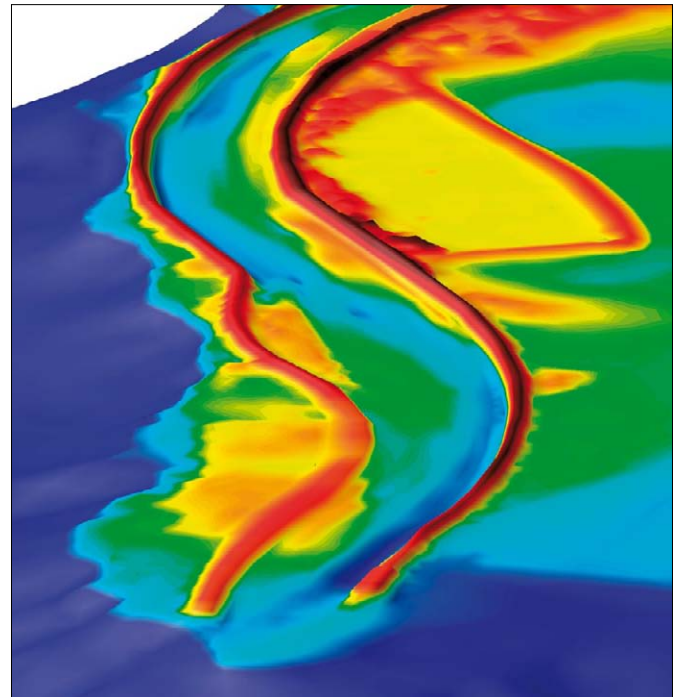


Abb. 8 Sohlentopografie (2-D) im Bereich der Rheinvorstreckung in den Bodensee. Illustration: VAW, ETH Zürich

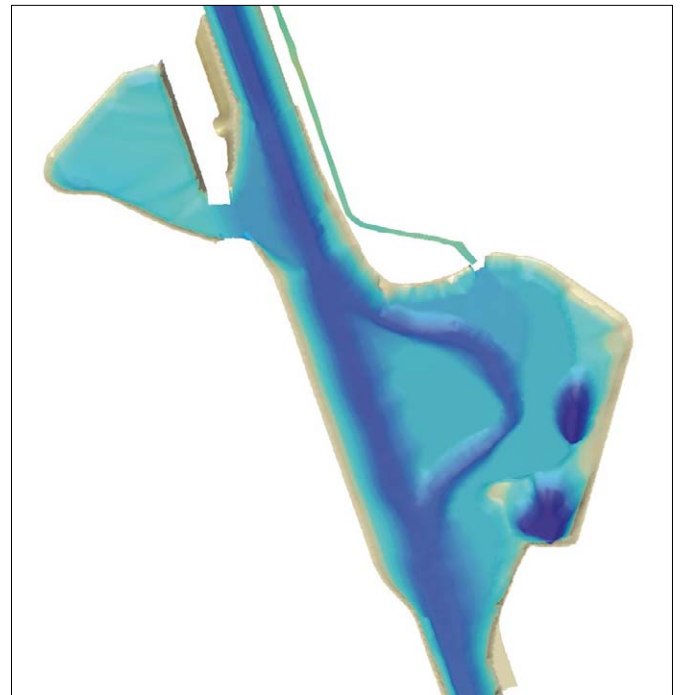


Abb. 9 Simulierte Abflusstiefen (2-D) in einer Aufweitung neben einem kanalisiertem Gewässer mit Hochwasserentlastung. Illustration: VAW, ETH Zürich

Literatur

Fäh, R., Mueller, R., Rousselot, P., Veprek, R., Vetsch, D., Volz, C., 2006–2011: *BASEMENT* – Basic Simulation Environment for Computation of Environmental Flow and Natural Hazard Simulation. VAW, ETH Zürich, online: www.basement.ethz.ch

Vetsch, D., Rousselot, P., Fäh, R., 2011: Flussgebietsmodellierung mit der Simulationssoftware *BASEMENT*. Wasser Energie Luft: 4/2011, 313–319.

Impressum

Konzept

In diesem Projekt arbeiteten Wasserbauerinnen und -bauer, Ökologinnen und Ökologen sowie Vertreterinnen und Vertreter von Behörden von Bund und Kantonen gemeinsam an Lösungen für die Behebung der vorhandenen Defizite in und an Fließgewässern. Im Rahmen des Projekts erforschten sie dynamische, vernetzte Lebensräume und entwickelten innovative Konzepte in der Umsetzung flussbaulicher Massnahmen. Ausführliche Informationen finden sich unter www.rivermanagement.ch

Projekt

Das Projekt wurde vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) finanziell unterstützt und von vier Projektleitern an folgenden Institutionen durchgeführt:

Armin Peter, Eawag, Fischökologie und Evolution, Seestrasse 79, 6047 Kastanienbaum, www.eawag.ch

Christoph Scheidegger, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Biodiversität und Naturschutzbiologie, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, www.wsl.ch
Anton Schleiss, EPF-Lausanne, Laboratoire de Constructions Hydrauliques LCH-EPFL, Station 18, 1015 Lausanne, www.lch.epfl.ch

Roland Fäh, ETH Zürich, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie VAW-ETHZ, Gloriastrasse 37/39, 8092 Zürich, www.vaw.ethz.ch

Koordination

Sonia Angelone, Manuela Di Giulio

Fachliche Begleitung

BAFU: Paul Dändliker, Manuel Epprecht, Werner Göggel, Susanne Haertel-Borer, Daniel Hefti, Jean-Pierre Jordan, Stephan Lussi, Olivier Overney, Markus Thommen
Kantone: Lorenz Jaun (UR), Vinzenz Maurer (BE), Sandro Peduzzi (TI), Markus Zumsteg (AG)

Projekt: Sonia Angelone, Tobias Buser, Manuela Di Giulio, Roland Fäh, Armin Peter, Christopher Robinson, Christoph Scheidegger, Anton Schleiss

Herausgeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU)

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

Redaktion

Manuela Di Giulio, Sonia Angelone

Sprachliche Bearbeitung

Jacqueline Dougoud

Zitierung

Rousselot, P., Vetsch, D., Fäh, R., 2012: Numerische Fließgewässer-Modellierung. In: Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. BAFU, Bern. Merkblatt 7.

Gestaltung und Illustrationen

anamorph.ch: Marcel Schneeberger (AD), Patrik Ferrarelli

PDF-Download

www.bafu.admin.ch/uw-1211-d

Diese Publikation ist auch in französischer und italienischer Sprache verfügbar. Die Originalsprache ist Deutsch.

© BAFU 2012



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

8 > Erfolgskontrolle bei Revitalisierungen

Armin Peter und Christoph Scheidegger

Erfolgskontrollen überprüfen, ob die Ziele einer Revitalisierung erreicht wurden, und tragen ausserdem dazu bei, die Reaktion von Fliessgewässern besser zu verstehen. Wichtig ist, sie bereits bei der Planung einer Revitalisierung einzubeziehen. Das vorliegende Merkblatt stellt die wichtigsten Typen von Erfolgskontrollen vor und beschreibt das Vorgehen bei deren Planung und Durchführung.

Ziele von Erfolgskontrollen

Bei Revitalisierungen werden Erfolgskontrollen durchgeführt, um zu prüfen und zu dokumentieren, ob die zu Beginn eines Projekts festgelegten Ziele erreicht wurden. Erfolgskontrollen untersuchen, ob und wie sich physikalische, chemische, hydrologische oder biologische Parameter verändern. Für die Planung einer Erfolgskontrolle müssen Indikatoren gewählt und Referenzbedingungen einbezogen werden. Zudem müssen das Design sowie der örtliche und der zeitliche Rahmen festgelegt werden. Es werden diverse Typen von Erfolgskontrollen unterschieden (Tab. 1).

Revitalisierungen von Fliessgewässern haben weltweit an Bedeutung gewonnen, so auch in der Schweiz. In den letz-

ten Jahren wurden bereits zahlreiche Fliessgewässer, Auen, Seeufer und andere aquatische Habitate revitalisiert, und in Zukunft werden noch viele weitere Revitalisierungen dazukommen. In der Vergangenheit wurde nur bei wenigen Projekten eine Erfolgskontrolle durchgeführt, und nur bei einzelnen Projekten erfolgte eine solche in einem grösseren Umfang. Umfragen in Europa und in den USA ergaben, dass für weniger als 10% der Projekte eine Erfolgskontrolle durchgeführt wurde.

Die Planung einer Erfolgskontrolle ist ein wichtiger Bestandteil von Revitalisierungsprojekten und muss in das Gesamtprojekt integriert werden. Bereits in der Planungsphase einer Revitalisierung sollte der Ist-Zustand eines Fliessgewäs-



Elektrobefischung im Vorderrhein (GR). Erfassen von naturverlaichten Bachforellenbrütlingen.

Foto: Christine Peter

sers erhoben werden, weil dieser sowohl die Ziele als auch die Massnahmen einer Revitalisierung beeinflusst. Zudem können die finanziellen Mittel für die Erfolgskontrolle sichergestellt werden, indem sie in die Gesamtkosten des Projekts integriert werden. Die Kosten sind vom gewählten Design und vom zeitlichen Intervall der Erhebungen abhängig.

Vor der Durchführung einer Revitalisierung sollte der Ist-Zustand (Baseline) erhoben werden. Nach dem Abschluss einer Revitalisierung wird eine Wirksamkeitskontrolle durchgeführt, die aus langfristigen Untersuchungen besteht. Auch ein Trend-Monitoring liefert hilfreiche Informationen für die Beurteilung von Projekten und für künftige Planungen.

Indikatoren für die Planung

Die Planung einer Erfolgskontrolle beginnt am Anfang einer Revitalisierung. Sobald der zu revitalisierende Gewässerabschnitt feststeht, wird sein Ist-Zustand (Baseline) erfasst (Abb. 1). Idealerweise werden mehrere Zeitpunkte vor der Revitalisierung erhoben, um saisonale Unterschiede zu erfassen. Die letzte Erhebung sollte kurz vor Beginn der Revitalisierung erfolgen. Der Ist-Zustand eines Gewässerabschnitts beeinflusst die Definition des Leitbildes (Woolsey *et al.* 2005: S. 25). Die Indikatoren für die Erfolgskontrolle müssen bereits zu Beginn eines Projekts festgelegt werden. Nach dem Formulieren der Ziele müssen die Indikatoren nochmals überprüft werden. In der Regel werden die Ziele bereits früh festgelegt und beeinflussen die Auswahl der Indikatoren.

Optimales Design finden

Das Design einer Erfolgskontrolle hängt davon ab, wie viele Gewässerabschnitte untersucht werden und wie viel Zeit dafür zur Verfügung steht. Die Erfolgskontrolle richtet sich nach den

Zielen einer Revitalisierung. Diese bestimmen die Auswahl der verwendeten Indikatoren. Es gibt zwei mögliche Designs für Erfolgskontrollen:

1. «Vorher-Nachher-Vergleich» (BA = before-after) oder «Vorher-Nachher-Vergleich mit Kontrolle» (BACI = before-after control-impact design): Daten werden vor und nach einer Revitalisierung erhoben, oft unter Einbezug eines unbehandelten Kontrollabschnitts (BACI). Diese Studien ziehen sich über mehrere Jahre hin: Bei intensiven Studien sind es 5–7 Jahre vorher und nachher, bei extensiven Studien sind es 1–2 Jahre vorher und nachher (Hicks *et al.* 1991). Idealerweise beinhalten «Vorher-Nachher-Vergleiche» (BA, BACI) örtliche Replikate (Abb. 2). Allerdings ist dies für revitalisierte Abschnitte oft nicht möglich, weil diese kurz sind.
2. «Nachher-Betrachtung» (post treatment design): Bei diesem Design dienen nichtrevitalisierte (unbehandelte) Abschnitte als Kontrolle für den Vergleich. Die Kontrollabschnitte sollten möglichst ähnlich sein wie die revitalisierten Abschnitte vor der Revitalisierung. Dieses Design kommt zur Anwendung, wenn vor der Revitalisierung keine Daten erhoben wurden. Wenn möglich sind mehrere nichtrevitalisierte Abschnitte einzu beziehen. Intensive «Nachher-Betrachtungen» erstrecken sich über mehrere Jahre. Eine extensive Studie dauert 1–2 Jahre und beinhaltet einen Vergleich zwischen mehreren revitalisierten und nichtrevitalisierten Abschnitten. Diese Designs können in verschiedenen Varianten verwendet werden. Eine ausführliche Diskussion ist zu finden in Roni (2005), Roni *et al.* (2010) und Hicks *et al.* (1991). Optimal sind «Vorher-Nachher-Designs» (BA, BACI).

> Tabelle 1

Unterschiedliche Typen von Erfolgskontrollen nach MacDonald *et al.* (1991) und Roni (2005).

Typ	Ziel	Beispiele
Ist-Zustands-Erhebung (Baseline)	Erfasst bestehende physikalische, chemische oder biologische Bedingungen für die Planung und für künftige Vergleiche; gibt einen Überblick über den Zustand vor einer Revitalisierung	Fliessgewässermorphologie, Vorkommen von Fisch- oder Benthosarten, chemischer Gewässerzustand
Status	Charakterisierung der Bedingungen (räumliche Variabilität) von physikalischen oder biologischen Eigenschaften	Fischdichte zu einer gegebenen Zeit in einem Fliessgewässer
Trend	Zeigt Veränderungen über eine ausgewählte Zeitspanne, jährliches Monitoring, um Veränderungen der Baseline-Bedingungen zu beobachten	Veränderungen der Fisch- oder Benthosdichte über die Zeit
Implementation	Überprüft, ob ein Projekt wie geplant implementiert wurde	Wurden die Bauarbeiten gemäss der Planung durchgeführt?
Wirksamkeit (Effektivität)	Überprüft, ob die Massnahmen die gewünschten Effekte erzielten	Hat die Anzahl tiefer Stellen oder schnell fliessender Stellen zugenommen?
Validierung	Überprüft die postulierten Ursache-Wirkung-Beziehungen zwischen Revitalisierungsmassnahme und Reaktion (z. B. Biologie)	Sind durch die Habitatsveränderungen die gewünschten biologischen Effekte aufgetreten?

Naturnahe Gewässer als Referenz

Erfolgskontrollen sollten einen Vergleich mit einer Referenz beinhalten. Als Referenz dient ein ähnlicher, unbeeinträchtigter Gewässerabschnitt, idealerweise in der Nähe der revitalisierten Strecke. Wenn ein naturnaher Abschnitt fehlt, kann auch eine bereits vor längerer Zeit revitalisierte Strecke als Referenz beigezogen werden. Weitere mögliche Referenzen sind entweder historische Karten (Abb. 3) oder Expertenwissen anhand von wissenschaftlichen Konzepten und Klassifikationssystemen.

Als Referenz können ein einzelner oder mehrere Abschnitte zusammen dienen. Das Verwenden mehrerer Strecken kann bei einzelnen Indikatoren zu widersprüchlichen Aussagen führen. Von den Ansätzen mit mehreren Referenzabschnitten lässt sich jedoch für künftige Projekte Wichtiges lernen (Weber und Peter 2011). In der Schweiz gibt es nur noch wenige naturnahe Gewässerstrecken, die als Referenz beigezogen werden können; zudem ist das Wissen über Referenzsysteme allgemein ungenügend. Im Projekt «Integrales Flussgebietsmanagement» wurde deshalb die Sense (BE/FR) als Referenzgewässer untersucht (Abb. 4).

Smarte Indikatoren

Grundsätzlich sollen Indikatoren «smart» (specific = spezifisch, measurable = messbar, accurate = exakt, realistic = realistisch, timely = zeitgerecht) sein (WFP).

Die für die Erfolgskontrolle verwendeten Indikatoren sollten sich an den Projektzielen orientieren. Im «Rhone-Thur Projekt» wurden Indikatoren für spezifische Projektziele erarbeitet und drei Themen zugeordnet: (1) Gesellschaft: Schutz und Nutzen, (2) Umwelt und Ökologie, (3) Wirtschaft. Das *Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen* (Woolsey *et al.* 2005) beschreibt 50 Indikatoren und enthält eine Excel-Vorlage, mit der geeignete Indikatoren bestimmt werden können. Sie startet mit der Eingabe der Projektziele und schlägt automatisch geeignete Indikatoren vor. Die Tabelle 8.1 des Handbuchs gibt – abhängig von den Projektzielen – einen Überblick über die empfohlenen Indikatoren. Es werden direkte und indirekte Indikatoren unterschieden, die das Projektziel entsprechend erfassen. Direkte Indikatoren sind besser als indirekte. Tabelle 7.3 im Handbuch gibt einen Überblick über sämtliche Indikatoren. Diese Liste kann jedoch nach Belieben mit weiteren Indikatoren ergänzt werden.

Die Anzahl der verwendeten Indikatoren hängt von den finanziellen Möglichkeiten eines Projekts ab. Ideal ist ein Set von Indikatoren, das unterschiedliche Aspekte einer Revitalisierung einbezieht. Ein solches Set sollte ökologische (z. B. Artenvielfalt), gesellschaftliche (z. B. Projektakzeptanz in der Bevölkerung) und wasserbauliche (z. B. Hydraulik und Gewässersohle) Indikatoren enthalten (Woolsey *et al.* 2005). Requena

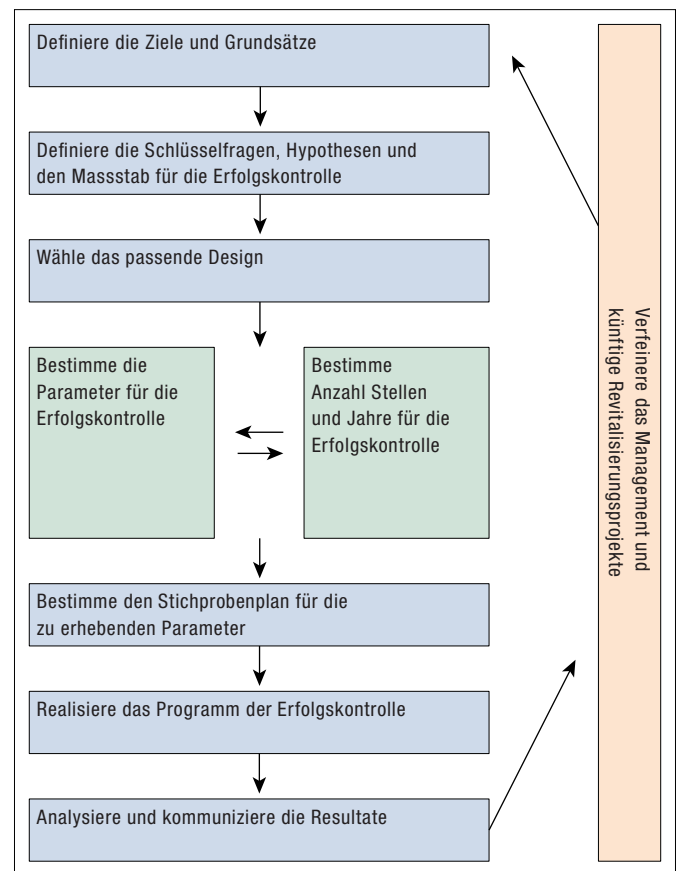


Abb. 1 Ablauf und Schritte einer Erfolgskontrolle nach Roni 2005

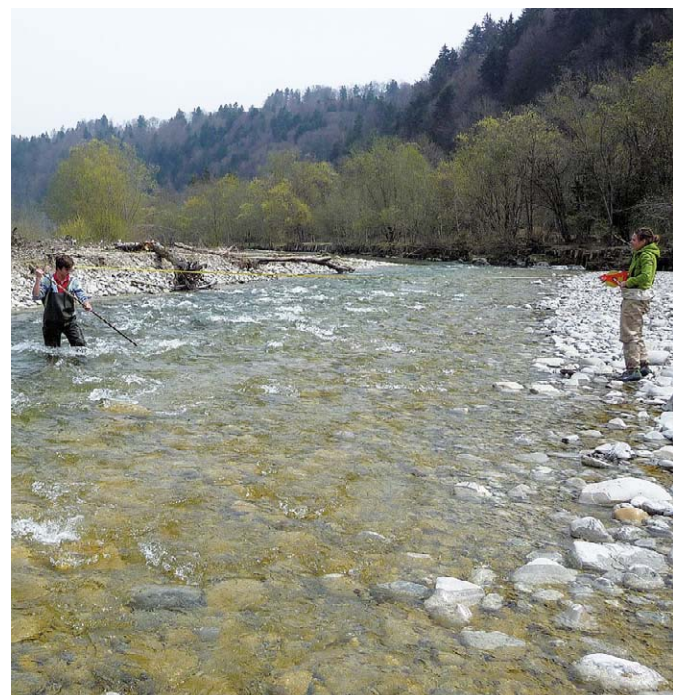


Abb. 2 Vermessen eines Gewässerabschnitts zur Erfassung der Breiten- und Tiefenvariabilität. Foto: Armin Peter

und von Pfuhlstein (2011) diskutieren Indikatoren für die morphologische Entwicklung.

Für das Projektziel «naturnahe Diversität und Abundanz der Fauna» gibt es 15 indirekte und 8 direkte Indikatoren (Woolsey *et al.* 2005: Tabelle 8.1). Angermeier (1997) schlägt vor, eine Mischung von Indikatoren einzusetzen, beispielsweise ein Set aus kompositionellen, strukturellen und funktionellen Indikatoren. Kompositionelle Indikatoren beschreiben die biotischen Elemente (z. B. Abundanz, Biomasse, Artenvielfalt), strukturelle Indikatoren beschreiben deren Organisation oder Muster (z. B. Altersverteilung, mittlere Fischgrösse), und funktionelle Indikatoren sind direkte Werte für ökologische oder evolutionäre Prozesse (z. B. Wachstums- oder Überlebensraten; Weber und Peter 2011). Die Beurteilung des Erfolgs eines Revitalisierungsprojekts hängt auch von den Indikatoren ab, welche für die Erfolgskontrolle gewählt wurden. Oft werden Indikatoren ausgewählt, die für die Bevölkerung eine charismatische Bedeutung haben (z. B. Präsenz von Rote-Liste-Arten wie Seeforelle, Nase, Tamariske).

Zeit und Ort

Die zeitlichen und örtlichen Massstäbe sind so zu wählen, dass sich die Veränderungen, die eine Revitalisierung bewirkt, auch tatsächlich feststellen lassen. Die zeitlichen Rahmenbedingungen müssen vor Beginn einer Erfolgskontrolle festgelegt werden. Als grobe Faustregel gilt: Erfolgskontrollen sollten eine Zeitspanne von mindestens 3–5 Jahren erfassen, im Idealfall

von bis zu 10 Jahren. Dies ist besonders wichtig, wenn es Dichte-Veränderungen einer Art zu dokumentieren gilt. Steht nur ein minimales Budget für die Erfolgskontrolle zur Verfügung, sollten die Veränderungen nach einem mittleren und längeren Zeitabstand dokumentiert werden (z. B. nach 3 und 5 Jahren). Die zu empfehlende Zeitspanne hängt auch von den Projektzielen ab. Die Erfolgskontrolle ist in der Regel dann beendet, wenn sich der Erfolg eingestellt hat. Sind die Ziele auch nach mehreren Jahren nicht erreicht, müssen die Ursachen untersucht werden, und es muss abgeschätzt werden, ob sich der Erfolg später noch einstellen könnte (z. B. nach mehr als 10 Jahren).

Der Einbezug mehrerer nichtrevitalisierter (unbehandelter) Abschnitte ist vor allem bei der «Nachher-Betrachtung» (post-treatment design) notwendig. Auch bei «Vorher-Nachher-Vergleichen» (BA, BACI) sollten möglichst mehrere Abschnitte einbezogen werden. Die Referenzabschnitte sollten dem revitalisierten Gewässertyp entsprechen und nicht in allzu grosser Distanz zu diesem liegen.

Bewertung

Das *Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen* (Woolsey *et al.* 2005) schlägt ein mehrstufiges Bewertungsverfahren vor. Die Indikatorwerte werden standardisiert und die Werte vorher und nachher einander gegenübergestellt. Mit einer Vergleichsmatrix lässt sich eine Veränderung nach der Revitalisierung ermitteln. Verschlechterung:

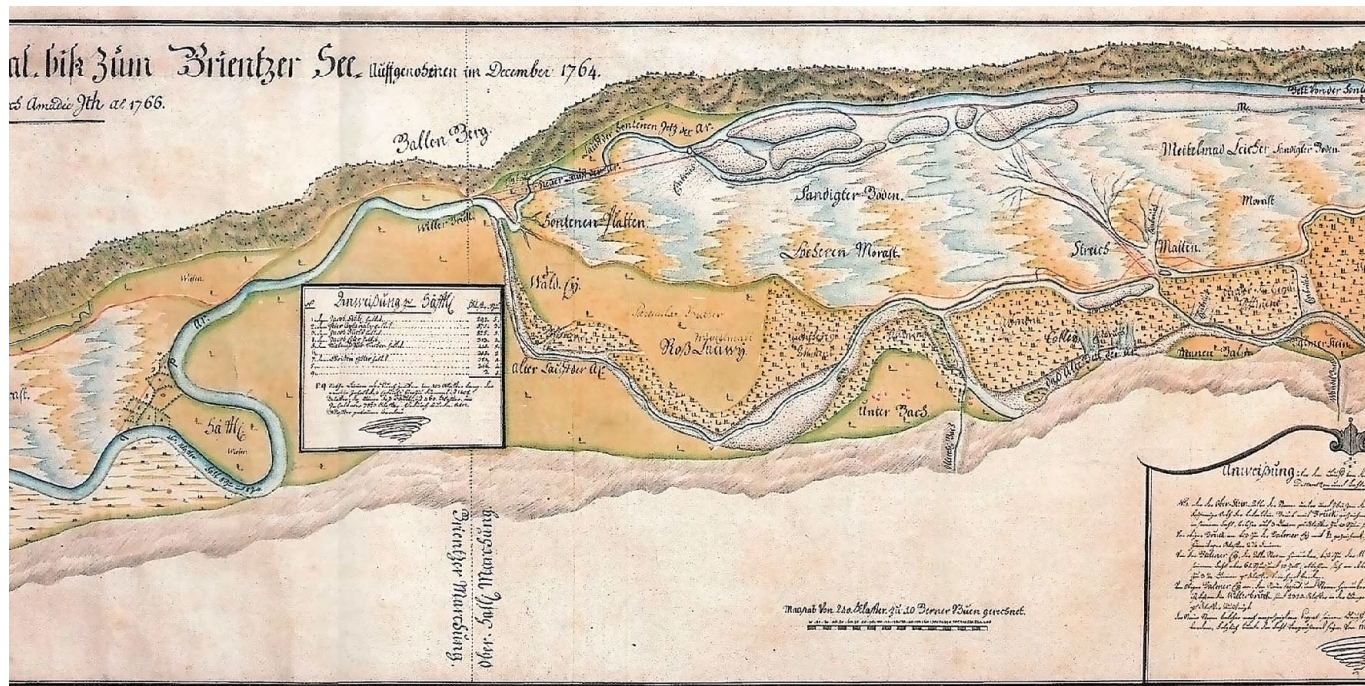


Abb. 3 Historische Karte der Hasliare (BE) von Mirani aus dem Jahre 1764. Sie kann als Referenz für die Erfolgskontrolle einer Revitalisierung beigezogen werden. Abbildung: Heimatbuch von Brienz, Originalpläne: Staatsarchiv Bern

Misserfolg; keine Veränderung; leichte Verbesserung: kleiner Erfolg; mittlere Verbesserung: mittlerer Erfolg; starke Verbesserung: grosser Erfolg. Abschliessend wird beurteilt, wie sich der Zustand der einzelnen Projektziele entwickelt hat. Dies geschieht durch die Bildung des Mittelwertes der standardisierten Werte. Kapitel 10 des Handbuches beschreibt das Konzept der Erfolgskontrolle detailliert. Das Excel-Programm berechnet das Ergebnis für die einzelnen Projektziele und stellt die Werte grafisch dar.

Kosten

Generell wird für grosse und teure Projekte eher eine Erfolgskontrolle durchgeführt als für kleine und kostengünstige Projekte. In der Literatur werden die Kosten für Erfolgskontrollen kaum angegeben. Kosten in der Höhe von 5–10 % der gesamten Projektkosten scheinen jedoch für die Erfolgskontrolle angemessen. Es ist wichtig, die Kosten für die Erfassung einzelner Indikatoren frühzeitig zu berücksichtigen und auch kostengünstige Indikatoren einzubeziehen. Aus strategischer Sicht ist es nicht unbedingt nötig, für jedes einzelne Projekt eine umfassende Erfolgskontrolle durchzuführen. Es kann ausreichen, für ähnliche Projekttypen und für ausgewählte Gewässer den Erfolg von Revitalisierungen zu quantifizieren. Wichtig ist es, auch kleine Gewässer für die Erfolgskontrolle einzubeziehen. Grosse Projekte sind immer mit einer Erfolgskontrolle zu begleiten. Eine einfache Beurteilung des Erfolgs sollte jedoch auch für kleine Projekte stattfinden. Als kosten-

günstige Massnahme wird für diese ein reduziertes Vorgehen mit wenigen Indikatoren (2–3 Schlüsselindikatoren) vorgeschlagen. Bei der Verwendung von wenigen Indikatoren ist jedoch besonders darauf zu achten, dass eine Kombination von abiotischen und biotischen Indikatoren verwendet wird.



Abb. 4 Sense mit Flussaue bei Plaffeien (FR). Naturnaher Gewässerabschnitt mit Referenzcharakter für ein typähnliches Fliessgewässer. Foto: Armin Peter

Literatur

Angermeier, PL., 1997: Conceptual roles of biological integrity and diversity. In: Williams, JE., Wood, CA., Dombeck, MP., (Hrsg.) Watershed restoration: principles and practices. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland: 49–65.

Hicks, BJ., Hall, JD., Bisson, PA., Sedell, JR., 1991: Responses of salmonids to habitat changes. American Fisheries Society Special Publication 19: 483–518.

MacDonald, LH., Smart, AW., Wissmar, RC., 1991: Monitoring guidelines to evaluate effects of forestry activities on streams in the Pacific Northwest and Alaska. U.S. Environmental Protection Agency, Seattle, WA.

Requena, P., von Pfuhlstein, M., 2011: Erfolgskontrolle der morphologischen Entwicklung bei Flussaufweitungen – Erfahrungen aus der Praxis. Wasser Energie Luft: 2/2011, 128–132.

Roni, P., Pess, G., Morley, S., 2010: Monitoring Salmon stream restoration: guidelines based on experience in the American Pacific Northwest. In: Kemp, P., (Hrsg.) Salmonid Fisheries: Freshwater Habitat Management. Wiley-Blackwell: 119–147.

Roni, R., 2005: Overview and Background. In: Roni, P., (Hrsg.) Monitoring stream and watershed restoration. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland: 1–11.

Weber, C., Peter, A., 2011: Success or Failure? Do Indicator Selection and Reference Setting Influence River Rehabilitation Outcome? North American Journal of Fisheries Management 31: 3, 535–547.

WFP (United Nations World Food Programme). Monitoring & Evaluation Guidelines. WFP, Rome, online: documents.wfp.org/stellent/groups/public/documents/ko/mekb_module_15.pdf

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, online: www.rivermanagement.ch/erfolgskontr/docs/erfolgskontrolle.pdf

Nützliche Weblinks

Erfolgskontrolle bei Revitalisierungen
ecobe.infosite.ch/renf-public/Erfolgskontrollen
www.rivermanagement.ch/erfolgskontr/welcome.php

Monitoring einer Auenrevitalisierung
faculty.washington.edu/philroni/FSH428/Navigation%20Index/Assignments/Assignment%206/CH6_Pess_et_al_Floodplains.pdf

Impressum

Konzept

In diesem Projekt arbeiteten Wasserbauerinnen und -bauer, Ökologinnen und Ökologen sowie Vertreterinnen und Vertreter von Behörden von Bund und Kantonen gemeinsam an Lösungen für die Behebung der vorhandenen Defizite in und an Fließgewässern. Im Rahmen des Projekts erforschten sie dynamische, vernetzte Lebensräume und entwickelten innovative Konzepte in der Umsetzung flussbaulicher Massnahmen. Ausführliche Informationen finden sich unter www.rivermanagement.ch

Projekt

Das Projekt wurde vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) finanziell unterstützt und von vier Projektleitern an folgenden Institutionen durchgeführt:

Armin Peter, Eawag, Fischökologie und Evolution, Seestrasse 79, 6047 Kastanienbaum, www.eawag.ch

Christoph Scheidegger, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Biodiversität und Naturschutzbiologie, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, www.wsl.ch
Anton Schleiss, EPF-Lausanne, Laboratoire de Constructions Hydrauliques LCH-EPFL, Station 18, 1015 Lausanne, www.lch.epfl.ch

Roland Fäh, ETH Zürich, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie VAW-ETHZ, Gloriastrasse 37/39, 8092 Zürich, www.vaw.ethz.ch

Koordination

Sonia Angelone, Manuela Di Giulio

Fachliche Begleitung

BAFU: Paul Dändliker, Manuel Epprecht, Werner Göggel, Susanne Haertel-Borer, Daniel Hefti, Jean-Pierre Jordan, Stephan Lussi, Olivier Overney, Markus Thommen
Kantone: Lorenz Jaun (UR), Vinzenz Maurer (BE), Sandro Peduzzi (TI), Markus Zumsteg (AG)

Projekt: Sonia Angelone, Tobias Buser, Manuela Di Giulio, Roland Fäh, Armin Peter, Christopher Robinson, Christoph Scheidegger, Anton Schleiss

Herausgeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU)

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

Redaktion

Manuela Di Giulio, Sonia Angelone

Sprachliche Bearbeitung

Jacqueline Dougoud

Zitierung

Peter, A., Scheidegger, C., 2012: Erfolgskontrolle bei Revitalisierungen.

In: Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie.

BAFU, Bern. Merkblatt 8.

Gestaltung und Illustrationen

anamorph.ch: Marcel Schneeberger (AD), Patrik Ferrarelli

PDF-Download

www.bafu.admin.ch/uw-1211-d

Diese Publikation ist auch in französischer und italienischer Sprache verfügbar. Die Originalsprache ist Deutsch.

© BAFU 2012



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU