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

Herausgeber: Schweizerischer Wasserwirtschaftsverband

Band: 106 (2014)

Heft: 1

Artikel: Aufwertungspotenzial von Flussrevitalisierungen für das Makrozoobenthos : Prognose anhand des Landschaftsfilter-Modells

Autor: Baumgartner, Simone / Robinson, Christopher T.

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-939733

Nutzungsbedingungen

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

Conditions d'utilisation

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

Terms of use

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

Download PDF: 23.08.2025

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

Aufwertungspotenzial von Flussrevitalisierungen für das Makrozoobenthos

Prognosen anhand des Landschaftsfilter-Modells

Simone Baumgartner, Christopher T. Robinson

Zusammenfassung

Rund 15 000 Kilometer Fliessgewässer in der Schweiz (= ca. 22%) sind stark verbaut und in einem schlechten ökologischen Zustand. Das revidierte GSchG (in Kraft seit 2011) beauftragt die Kantone mit deren Revitalisierung, definiert als: «Wiederherstellung der natürlichen Funktionen eines verbauten, korrigierten, überdeckten oder eingedolten oberirdischen Gewässers mit baulichen Massnahmen». Allerdings decken die finanziellen Mittel nur die Revitalisierung von etwa einem Drittel der stark beeinträchtigten Gewässer. Dieses Defizit verlangt einen Leitfaden zur Priorisierung von Flussrevitalisierungsprojekten, um ein möglichst hohes Aufwertungspotenzial ausschöpfen zu können.

Natürlich spielen die Bereiche Hochwasserschutz, Erholung und Kosten eine wichtige Rolle, doch in diesem Artikel werden nur die ökologischen Aspekte von Renaturierungen behandelt. Er soll die neuesten wissenschaftlichen Ergebnisse einem breiteren Publikum zugänglich machen und somit eine Brücke zwischen Forschung und Anwendung schlagen.

1. Der umstrittene ökologische Erfolg von Revitalisierungsmassnahmen

In den letzten Jahrzehnten nahm die Anzahl durchgeführter Flussrevitalisierungsprojekte stark zu. Deren Erfolg wurde jedoch meist aufgrund subjektiver Einschätzungen postuliert, ohne wissenschaftlich fundierte Kontrollen (*Alexander* and *Allan* 2007). Wenn Erfolgskontrollen durchgeführt wurden, waren diese meist von sehr unterschiedlicher Qualität und konnten nur schlecht verglichen werden. Oft wurden keine Vorher-Nachher-Kontrollen gemacht, sondern Raum-für-Zeit-Substitutionen, bei denen renaturierte Abschnitte mit nahen, nicht renaturierten Abschnitten verglichen wurden. Ausserdem wurden meist keine unbeeinflussten Kontrollabschnitte miteinbezogen, welche Aufschluss über systembeeinträchtigende Ereignisse liefern können.

Untersuchungen zeigen, dass Revitalisierungen in der Tat meist zu natürlicheren hydrologischen Regimes und grösserer Habitatvielfalt führen (*Jahnig, Lorenz* et al. 2009). Gemäss der ökologischen Theorie, dass mehr Habitatnischen eine grössere Anzahl Arten beherbergen, wird erwartet, dass Revitalisierungen eine Zunahme der Biodiversität fördern (*Muhar, Schmutz* et al. 1995; *Palmer, Ambrose* et al. 1997). Dies wird für Pflanzen meist gefunden, bei Makroinvertebraten scheint dies jedoch oft nicht zuzutreffen (*Palmer, Menninger* et al. 2010). In der Theorie sollten die Tiere also folgen, wenn neues Habitat geschaffen wird, doch dies scheint der Komplexität der Realität nicht gerecht zu werden. Es stellt sich die Frage: Sind die Habitate immer noch minderwertig, oder werden sie von Besiedlern nicht erreicht?

2. Landschaftsfilter als hierarchische Strukturierungsweise der Einflussfaktoren

Viele Faktoren beeinflussen den Besiedlungsprozess renaturierter Habitate. Konzepte wie etwa die «Landschaftsfilter» (Poff 1997; *Lake, Bond* et al. 2007) bieten eine hierarchische Betrachtungsweise derer. Das Landschaftsfilter-Modell beschreibt, wie die möglichen Besiedler durch Barrieren oder «Filter» aussortiert werden, bis nur noch die tatsächlichen Besiedler vorhanden sind (*Bild 1* nach *Lake* et al. 2007).

Die möglichen Besiedler sind die Arten A bis I in den obersten Textkästchen, welche die regionale Artenvielfalt darstellen. Diese müssen in ihrem Besiedlungsprozess die Hindernisse Ausbreitungsmöglichkeiten (zu überbrückende Distanz, Ausbreitungspotenzial der Arten, Vernetzungsgrad des Flusssystems), Lebensraumqualität (ausreichende Dynamik, Morphologie und Wasserqualität) und ökologische Interaktionen (Konkurrenz mit z.B. stresstoleranten Arten, Vorhandensein geeigneter Nahrung, Ausschluss durch invasive Neozoen) überwinden, um sich am

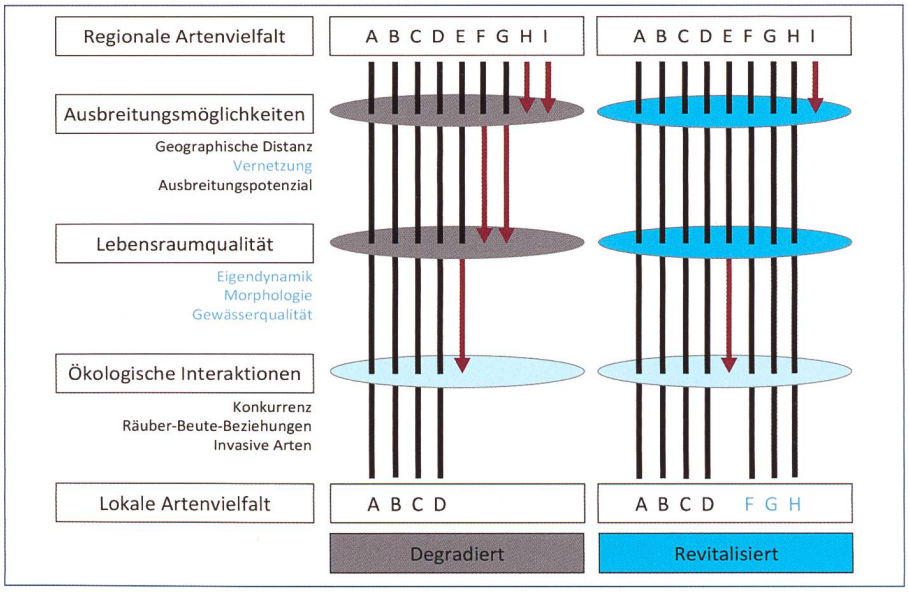


Bild 1. Das Landschaftsfilter-Modell veranschaulicht, welche ökologischen Prozesse (Filter) besiedelnde Arten zu überwinden haben, bevor sie sich erfolgreich in neuen Habitaten etablieren können.

neuen Standort etablieren zu können. In der Grafik sind die Arten, die an einem der Hindernisse scheitern, mit roten Pfeilen gekennzeichnet. Durch Flussrevitalisierungen (im rechten Teil der Grafik) können vor allem die Ausbreitungsmöglichkeiten und die Lebensraumqualität verbessert werden (blau gekennzeichnet). Dadurch wird in der Abbildung den Arten F, G und H die Überwindung dieser Barrieren und somit die Besiedlung ermöglicht. Die lokale Artenvielfalt ist im revitalisierten Habitat also grösser als im degradierten Habitat.

Für eine Erfolgsprognose von Renaturierungsprojekten oder zur Identifikation bestehender Besiedlungsbarrieren sollten also folgende Fragen durch Experten abgeschätzt werden:

- Sind Quellpopulationen für die Wiederbesiedlung auf regionaler Ebene vorhanden?
- Haben die Arten das Potenzial, sich über die entsprechende geografische Distanz unter Miteinbezug möglicher Vernetzungsbarrieren auszubreiten?
- Ermöglicht das neu geschaffene Habitat mit seinen biotischen und abiotischen Faktoren eine Etablierung der Arten und die Gründung neuer Populationen?

Im Folgenden soll der Stand der Wissenschaft zu den einzelnen Faktoren zusammengefasst werden.

3. Räumliche Aspekte der Wiederbesiedlung: Quellenpopulationen und Ausbreitung von Arten

Grundvoraussetzung für eine artenreiche Gemeinschaft in revitalisierten Flusssystemen sind Quellpopulationen für die Wiederbesiedlung innerhalb der Ausbreitungskapazität der entsprechenden Arten. Voraussetzung für eine entsprechende Planung ist ein Wissen über die Verteilung der Arten auf regionaler Ebene sowie deren Ausbreitungspotenzial. Liegen keine entsprechenden Daten in genügend hoher Auflösung vor, so können mögliche Quellpopulationen – «Hot Spots» – auch aufgrund von physikalischen und chemischen Habitatcharakteristiken abgeschätzt werden.

3.1 Quellenpopulationen und Hot Spots

Makroinvertebraten-Quellenpopulationen sind vor allem in den Oberläufen und teilweise in den Flüssen mittlerer Ordnung zu erwarten. Das hat folgende Gründe:

- Die Artenzusammensetzung der Makroinvertebraten-Gesellschaft ändert sich im Längsverlauf eines Flusssystems. Auch in einem völlig unberührten System findet man aufgrund von Änderungen in Gefälle, Temperatur, Substrat, Landschaft und somit auch Flussufer usw. andere Bedingungen und die entsprechend angepassten Arten. Auch bilden Nährstoffbereitstellung und weitere ökologische Prozesse im Flussverlauf ein komplexes Kontinuum, welches die Artzusammensetzung beeinflusst (*Vannote, Minshall* et al. 1980). Grosse Flüsse sind relativ stabile, uniforme Habitate, welche kaum Quellenpopulationen für Flüsse mittlerer Ordnung und Oberläufe beherbergen. An Oberläufen hingegen findet man nicht nur ausgesprochen angepasste Arten, sondern auch solche, die weiter unten vorkommen, aber in Oberläufen Refugien finden können (*Meyer, Strayer* et al. 2007).
- Grundsätzlich ist die lokale Biodiversität in Flüssen mittlerer Ordnung am höchsten und nimmt gegen die Oberläufe und grossen Flüsse hin ab (*Minshall, Petersen* et al. 1985). Dies liegt daran, dass grosse Flüsse relativ uniform sind und eine einzelne Quelle zwar sehr charakteristisch in ihren physikalischen und chemischen Eigenschaften, doch insgesamt klein und homogen ist. Betrachtet man jedoch alle Oberläufe eines Flusssystems – welche sehr verschieden sein können – zusammengefasst, so sind sie die grössten Hot Spots (*Meyer, Strayer* et al. 2007; *Clarke, Mac Nally* et al. 2008).
- Die Beeinträchtigung der Gewässer und der umgebenden Landschaft nimmt flussabwärts typischerweise zu. In Flüssen niedrigerer Ordnung ist die Wahrscheinlichkeit, dass die ursprünglich hohe Biodiversität noch erhalten ist, also am grössten.

Diese Überlegungen gelten vor allem in eher kleinen Teil-Einzugsgebieten von einigen Kilometern Länge (Beispiel Bünz, Sense, Reppisch). Auf einer grossräumigen Skala (Beispiel Rhein) sind Ober- und Mittelläufe zu verschieden, um sich gegenseitig als Besiedlungsquellen zu dienen.

Im Rahmen des vorliegenden Forschungsprojektes und in Zusammenarbeit mit dem NFP 61 «iWaQa» wurde das Einzugsgebiet der Mönchaltorfer Aa *(Bild 2)*, welche in den Greifensee mündet, genauer untersucht.

Im Teilprojekt mit «iWaQa» wurden die acht Standorte untersucht *(Bild 3)*. Gegenstand der Studie war die Frage nach der Artenvielfalt und den Nahrungsnetz-Interaktionen der verschiedenen Arten in Abhängigkeit der anthropogenen Beeinträchtigung der Standorte. Die Standorte 1, 2 und 8 wurden als «naturnah» kategorisiert, die Standorte 3 und 7 als «landwirtschaftlich» und die Standorte 4, 5 und 6 als «landwirtschaftlich und urban». Die Proben wurden im April, August und November 2011 gemäss Modul-Stufen-Konzept (Stucki 2010) gesammelt und entweder auf Gattungsniveau (EPT-Taxa) oder Familienniveau (Dipteren, Mollusken) bestimmt.

Mit zunehmender anthropogener Beeinträchtigung von den Oberläufen hin zur Seemündung nahm die Artendiversität, vor allem der sensitiveren EPT-Taxa

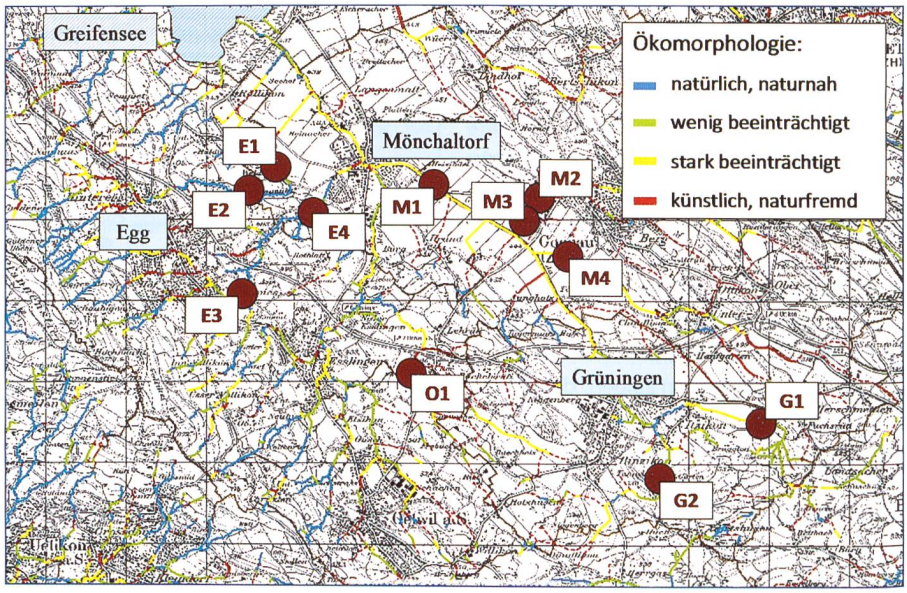


Bild 2. Einzugsgebiet der Mönchaltorfer Aa mit den Untersuchungsstandorten. Die Farben der Flüsse zeigen deren Ökomorphologie (Stand 2010). Die Einzugsgebietsfläche beträgt rund 50 km².

(E: Ephemeroptera [Eintagsfliegen], P: Plecotpera [Steinfliegen], T: Trichoptera [Köcherfliegen]), ab. Die als landwirtschaftlich und die als landwirtschaftlich und urban kategorisierten Standorte unterschieden sich in ihren Nahrungsnetzen nur gering. Die naturnahen Standorte hingegen zeigten einen höheren Taxa-Reichtum (speziell der EPT-Taxa) und komplexere Nahrungsnetze *(Bild 4)*. In *Bild 4* sind zwei wichtige Nahrungsnetz-Messgrössen abgebildet: die mittlere Anzahl Nahrungsnetz-Interaktionen beschreibt, wie viele Ressourcen/Beutearten ein Konsument durchschnittlich nutzt (es ist schon dafür korrigiert, dass an den naturnahen Standorten mehr Taxa vorkommen). Die andere Messgrösse ist die Anzahl trophischer Funktionen. Die naturnahen Standorte beherbergen Taxa mit mehr trophischen Ebenen, weil an den beeinträchtigten Standorten oft die intermediären Räuber fehlen. Dies widerspiegelt die Degradation der Ökosysteme unter anthropogener Beeinträchtigung.

Zwischen den Standorten 5 und 6 werden die geklärten Abwässer aus der ARA Gossau eingeleitet. Obwohl die Strecke 6 im Jahr 2005 renaturiert wurde und eine intakte Ökomorphologie besitzt, wurde kaum eine Verbesserung für die Makroinvertebraten erzielt: Die Verdünnung der Abwässer in dem kleinen Bach ist sehr gering, sodass die eingetragenen Nährstoffe durch das Nahrungsnetz verfolgt werden konnten.

Diese Resultate bestätigen die Annahme, dass Quellenpopulationen für eine Wiederbesiedlung vor allem in den Oberläufen zu finden sind, sofern diese denn noch naturnahe Charakteristik aufweisen, und zeigen die Wichtigkeit der Wasserqualität für Makroinvertebraten.

In einem zweiten Teilprojekt wurden fünf naturnahe oder zumindest wenig beeinträchtige Standorte untersucht *(Bild 5)*. Da sie einen relativ hohen Artenreichtum aufweisen, wurde die kleinräumige Besiedlung (ohne Ausbreitungsbarrieren) von Mesokosmen untersucht. Die Mesokosmen bestanden aus 15 cm breiten und 1 m langen Rinnen, welche im Bachbett installiert und entweder mit heterogenem Grobkies und grösseren Steinen oder mit feinem, homogenem Kies bestückt wurden *(Bild 5)*.

Wie erwartet wurde ein grösserer Artenreichtum in den Rinnen mit grobem Substrat gefunden. Selbst von Arten, die oft auf sandigem Substrat zu finden sind (wie z.B. die Grosse Eintagsfliege, Ephemera danica), wurden jene Mesokosmen bevorzugt. Dies ist höchstwahrscheinlich auf die grössere Variabilität in Strömungsgeschwindigkeit (langsam und schneller fliessende Zonen) sowie die grössere Ansammlung von Biomasse (Laub wurde an den Störsteinen zurückgehalten) zurückzuführen. Ausserdem waren diese Mesokosmen während Hochwässern wesentlich stabiler und boten Refugien. In Flüssen mit natürlichem Substrat (variable Korngrössen und auch grössere Steine) und variabler Strömungsgeschwindigkeit (flache Uferzonen, Riffle-Pool-Sequenzen, unbegradigter Fluss) ist also eine grössere Biodiversität zu erwarten, was wiederum für Quellenpopulationen in noch wenig beeinträchtigten Oberläufen spricht.

Weiter wurde gefunden, dass die Sub-Einzugsgebiete Mönchaltorf (Standorte 1, 2 und 3) und Grüningen (Standorte 4 und 5) in ihrer Artengemeinschaft recht verschieden sind. Die Gesellschaften der Standorte 1, 2 und 3 zeichnen sich durch mehr Steinfliegen und häufigeres Vorkommen von Ecdyonurus, Rhyacophila und Glyphotaelius aus, während an den Standorten 4 und 5 diverse Käfergattungen sowie einige Taxa, die nicht sehr sensitiv gegenüber Verschmutzung sind, vermehrt vorkommen. Die Hauptumweltfaktoren sind erhöhte

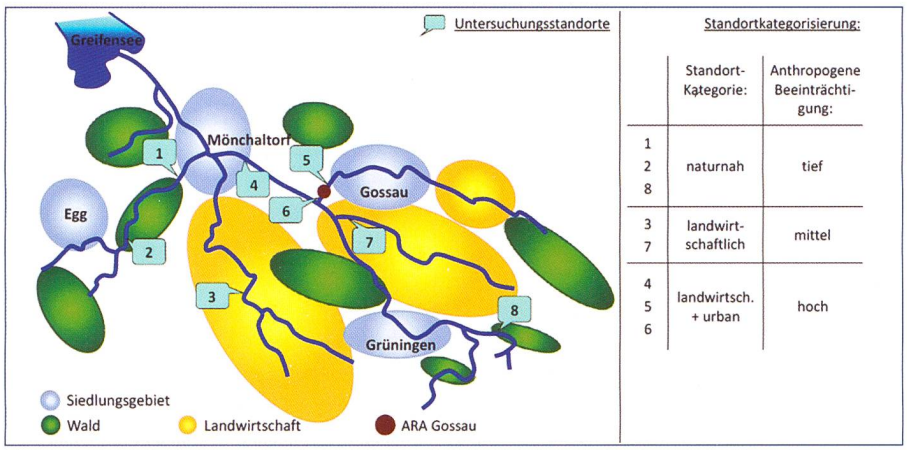


Bild 3. Standorte der Nahrungsnetz-Studie im Einzugsgebiet der Mönchaltorfer Aa.

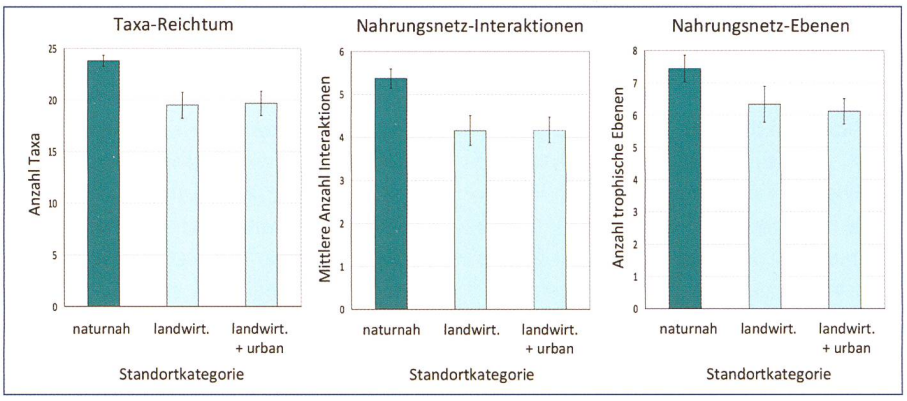


Bild 4. Anzahl Taxa, mittlere Anzahl Interaktionen und Anzahl trophischer Ebenen für die drei Standortkategorien «landwirtschaftlich und urban», «landwirtschaftlich» und «naturnah».

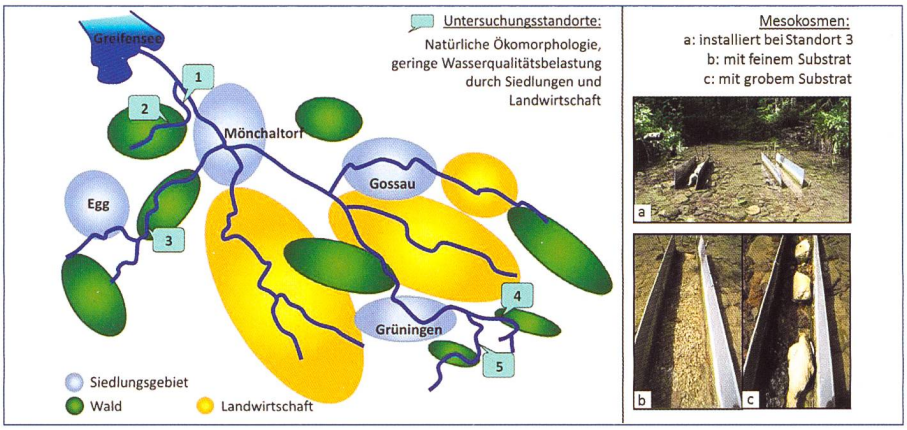


Bild 5. Links: Standorte der Mesokosmos-Studie. Rechts: a) zwei Mesokosmen, installiert bei E3; b) feines, homogenes Substrat; c) grobes, heterogenes Substrat (Kies 2 bis 6 cm Durchmesser und «Störsteine»).

Temperatur und erhöhte Konzentrationen von gelöstem organischem Kohlenstoff, gelöstem Stickstoff und partikulärem Phosphor im Sub-Einzugsgebiet Grüningen. Der artenärmste Standort ist Nummer 5, welcher unterhalb eines botanischen Gartens und einiger landwirtschaftlicher Felder liegt. Neben den gemessenen Nährstoffparametern haben bestimmt auch andere Substanzen, wie möglicherweise Pestizide, einen Einfluss. Allerdings konnten diese aufgrund der Aufwendigkeit der Analysen im Rahmen dieses Projektes nicht gemessen werden. Obwohl sich die Standorte bei Mönchaltorf und Grüningen vom äusseren Aspekt her kaum unterscheiden (natürliches Substrat, nicht begradigt, keine Ufer- oder Sohlbefestigungen, intakte Uferzonen), hat die Wasserqualität wiederum einen entscheidenden Einfluss.

Bei Revitalisierungen in eher unbeeinträchtigten Teil-Einzugsgebieten, idealerweise anschliessend an natürliche Fliessstrecken, ist das Erfolgspotenzial für Makroinvertebraten am grössten, denn dort befinden sich artenreiche Quellen für die Wiederbesiedlung, welche auf eher kleinräumiger Skala auch rasch zu erwarten ist.

4. Ausbreitungsmöglichkeiten, Literaturübersicht von (*Parkyn* and *Smith* 2011):

- Innerhalb des Flusses durch aktives Kriechen/Schwimmen oder passive Drift flussabwärts: Durch Drift werden vor allem junge Makroinvertebraten mitgetragen. In einem einzelnen Drift-Ereignis werden zwar meist weniger als 20 Meter zurückgelegt, doch über längere Zeit können auch mehrere Kilometer zurückgelegt werden (gefunden für Gammarus: 1.5 Kilometer, für Eintagsfliegenlarven: 2.1 Kilometer). Durch aktive Ausbreitung gegen die Strömung können Makroinvertebraten über mehrere Wochen bis zu 300 Meter zurücklegen. Hier spielen jedoch natürliche (Seen, Wasserfälle und anthropogene Barrieren (Stufen, Kraftwerke) eine Rolle. Insgesamt dürfte die Ausbreitung durch Drift eine wichtigere Rolle in der Besiedlung von Habitaten spielen.
- Durch fliegende Adultstadien aquatischer Insekten entlang der Wasserwege: Der Flug adulter Insekten ist ihre wichtigste Ausbreitungsphase. Studien haben gezeigt, dass verschiedene Taxa mehrere Kilometer weit fliegen können (Baetis [Eintagsfliege]: 2 km, Hydropsyche [Köcherfliege]: 5 km, Culex [Mückenlarve]: 9 km, Ephoron [Eintagsfliege]: 20 km). In der Theorie erwartet man fliegende Ausbreitung vor allem durch befruchtete Weibchen und vorrangig flussaufwärts. Die dortige Eiablage soll die passive Flussabwärts-Drift der jungen Larvenstadien kompensieren. Diesen «Kompensationsflug» konnte man in einigen Studien beobachten (zusammengefasst in *Smith, Alexander* et al. 2009). Während Eindolungen nur schwer überwindbare Barrieren darstellen können (*Blakely, Harding* et al. 2006), bieten gut bewachsene, strukturierte Uferzonen ein ideales Mikroklima für die fliegenden Insektenstadien und können deren Ausbreitung fördern (*Smith, Alexander* et al. 2009).
- Durch fliegende Adultstadien aquatischer Insekten über Land: Fänge von fliegenden Erwachsenenstadien aquatischer Insekten deuten auf eine eher kurze Ausbreitungsdistanz über Land hin (ca. 30 bis 100 Meter). Eine Studie, in der Steinfliegen durch Anreicherung schwerer Isotopen markiert wurden, zeigte jedoch eine windunterstützte Ausbreitungsdistanz von über 600 Metern (*Briers, Gee* et al. 2004). Sowohl aufgrund von Fang- wie auch genetischer Daten wird erwartet, dass geflügelte Stadien eine Distanz von wenigen Kilometern zwischen Einzugsgebieten überbrücken könnten (Bsp.: Trichoptera: bis 5 km [*Kovats, Ciborowski* et al. 1996]).

Vor allem im Fall der lateralen Ausbreitung können Barrieren eine wichtige Rolle spielen. Mögliche Hindernisse sind Landschaftselemente. So finden Insekten in Wäldern bessere klimatische Bedingungen, dafür werden sie weniger weit vom Wind getragen. Siedlungen können Fallen darstellen, da Insekten Glasscheiben und Strassen wegen ihres Lichtpolarisierungsmusters fälschlicherweise für Flüsse halten oder von Lichtquellen angezogen werden (*Horvath, Blaho* et al. 2010).

Flussrevitalisierungen können die Ausbreitung von Makroinvertebraten also vor allem durch Aufforstung und Schaffung zusammenhängender Ufervegetationsstreifen fördern. Ansonsten kann vor allem die Lebensraumqualität von Revitalisierungsprojekten profitieren.

5. Lebensraumqualität: Abiotische und biotische Faktoren

Flussrevitalisierungen fokussieren oft auf eine rein morphologische Aufwertung von anthropogen beeinträchtigten, verarmten Habitaten. Aspekte, die relativ einfach durch Flussrevitalisierungen verbessert werden können, sind:

- Gewässerform und Strukturen
  Eine mäandrierende Gewässerform sowie Strukturen innerhalb des Gewässers wie grosse Störsteine oder Totholz erhöhen die Fliessgeschwindigkeitsvariabilität des Systems und die hydrologische Dynamik. Die Oberflächen von grösseren Strukturen können wichtige Habitate für Makroinvertebraten sein (*Kail, Hering* et al. 2007). Ausserdem bieten sie Refugien bei erhöhten Abflüssen und ermöglichen driftenden Insekten das Absetzen und Besiedeln neuer Habitate (*Parkyn* and *Smith*). Auch künstliche Strukturen wie Blockwürfe können dem Makrozoobenthos Lebensraum bieten – obwohl ein natürlicheres Erscheinungsbild klar wünschenswert ist.
- Substrat
  Sowohl in einer im Rahmen dieses Projektes durchgeführten Studie (*Baumgartner* und *Robinson*, in Bearbeitung) wie auch in vielen anderen Forschungsprojekten (z.B. *Duan, Wang* et al. 2009; *Relyea, Minshall* et al. 2012) konnte gezeigt werden, dass grobkörniges Substrat (Kies mit Durchmesser grösser als 3 cm und grössere Steine) von einer diverseren makroinvertebraten Gesellschaft besiedelt wird, als sehr feines Substrat. Dies hat hauptsächlich zwei Gründe (*Milner* and *Gilvear* 2012): Zum einen sind die Porenräume zwischen den Steinen ein wichtiger Lebensraum mit einer grossen Fliessgeschwindigkeitsvariabilität. Zum anderen sammelt sich in den Zwischenräumen biologisches Material, was die Nahrungsressource der meisten Makroinvertebraten darstellt. Eine Substratzugabe als Standard-Revitalisierungsmassnahme ist jedoch nicht immer sinnvoll (selbst wenn grundsätzlich standortgerecht): Wenn ein Einzugsgebiet mit Feinsedimenteintrag belastet ist, und das Gewässer aufgrund einer monotonen Fliessweise nicht genügend Kraft hat, würde der Grobkies innerhalb kürzester Zeit wieder kolmatiert.
- Ufervegetation und Auenufer
  Eine strukturreiche Ufervegetation ist auf vielfache Weise wertvoll. Das Falllaub ist eine wichtige Nahrungsressource für zerkleinernde Makroinvertebraten. Die Beschattung schützt vor zu starker Erwärmung des Wassers

und unter dem Blätterdach der Vegetation finden adulte Insekten ein ideales Mikroklima. Weiter dienen Uferzonen der Retention von Feinsedimenten (auch wenn ein zu grosser Teil des Feinsedimenteintrags über Drainagerohre direkt ins Gewässer eingeleitet wird) und reduzieren so die Kolmation des Flussbettes (*Muenz, Golladay* et al. 2006). Eine funktionierende Auenuferzone beherbergt Bakterien, die gelösten Stickstoff umwandeln, den Pflanzen zur Aufnahme zur Verfügung stellen und somit die Nährstoffbelastung reduzieren können (*Parn, Pinay* et al. 2012; *Roley, Tank* et al. 2012).

Schwieriger ist es, eine Dynamik im hydrologischen Regime und dem Geschiebe wiederherzustellen: Das Entfernen von Sohl- und Uferverbauungen kann dem Fluss die Möglichkeit der Selbstentfaltung zumindest teilweise zurückgeben. Eine natürliche Gewässerform kann durch seine natürlichere Hydrodynamik die Substratumwälzung fördern: Durch Substraterosion und -ablagerung an neuer Stelle werden immer wieder neue Habitate geschaffen. Für Arten, die an moderate (natürliche) Störereignisse angepasst sind, ist eine solche Dynamik notwendig, um nicht von Generalisten (welche besser mit monotonem Habitat zurechtkommen) verdrängt zu werden. Aus ökologischer Sicht wäre es wünschenswert, wenn natürliche Hochwasser das Flussbett und die Ufer neu formen könnten und dies langfristig ein dynamischer Prozess bliebe. Auch aus finanzieller Sicht wären solche passive Renaturierungen positiv. Doch zum einen sind natürliche Erosions- und Aufschüttungsprozesse nicht planbar, und der Platzbedarf übersteigt womöglich den beschränkten Flussraum. Zum anderen sind die hydrodynamischen Prozesse meist so gestört, dass das Wasser nicht genügend Kraft für solche Veränderungen hat: aufgrund des Mangels an grobem Geschiebe (Entnommen oder Zurückgehalten an Querbauwerken), welches umgelagert werden könnte, und aufgrund der begradigten, monotone Fliessweise. Wenn dies der Fall ist, können Geschiebezugabe, künstliche Remäandrierung oder Störelemente wie Baumstämme (alle Massnahmen nur da, wo standortgerecht) ein Aufbrechen der kolmatierten Sohle und die Erosion und Aufschüttung von Kiesbänken und der Ufer begünstigen. Es sollte jedoch vermieden werden, ein optisch ansprechendes Flussbild ingenieurtechnisch herstellen und durch Massnahmen aufrechterhalten zu wollen – diese Statik entspricht nicht dem Wesen eines dynamischen, morphologisch intakten Flusses.

In Flussrevitalisierungsprojekten wird oft die Wasserqualität vernachlässigt. Für Makroinvertebraten allerdings ist sie von grosser Wichtigkeit, nicht umsonst werden sie zur Beurteilung der Gewässergüte herangezogen. Wissenschaftliche Studien und Experten von Ökobüros sind sich einig, dass eine rein morphologische Aufwertung oft nicht reicht. Deshalb sollen wichtige Einflüsse, deren ökologische Auswirkungen derzeit in der Wissenschaft erforscht werden, hier erwähnt werden.

Dank dem gut ausgebauten Netzwerk von kommunalen Abwasserreinigungsanlagen (ARA) konnte der Nährstoffeintrag in die Gewässer in den letzten 50 Jahren stark reduziert werden. Die Menge der im gereinigten Wasser zurückbleibenden Nährstoffe ist dennoch genügend gross, dass sie unterhalb der ARA Gossau (ZH) im Rahmen des vorliegenden Projektes durch das Nahrungsnetz verfolgt werden konnten (*Baumgartner* und *Robinson*, in Bearbeitung). Im Gegensatz dazu werden Mikroverunreinigungen, welche Gewässerorganismen schon in geringen Konzentrationen (µg/L bis mg/L) beeinflussen können, kaum oder nur unzureichend entfernt. ARA-Ausläufe sind also punktuelle Eintragsquellen, vor allem von Humanarzneimitteln, Lebensmittelzusätzen und Stoffen aus Körperpflegeprodukten sowie Waschmitteln. Fische werden zum Beispiel durch Östrogene und andere hormonaktive Stoffe in der Fortpflanzung beeinträchtigt, während das verbreitete Schmerzmittel Diclofenac zu Nierenschäden führen kann (*Abegglen* and *Siegrist* 2012). Diffuse Einträge von Mikroverunreinigungen stammen aus Abwassern der Landwirtschaft und dem Regenablauf versiegelter Oberflächen wie Verkehrswegen und Siedlungsgebieten. Sie tragen Öl und toxische Stoffe von Motorfahrzeugen, Herbizide aus dem Fassaden- und Flachdachschutz, Pflanzenschutzmittel und Dünger von Gartenanlagen, Streusalz und Schwermetalle in die Fliessgewässer ein (Paul and Meyer). Ein Beispiel sind Polyaromatische Hydrokarbone (PAH) aus Erdöl, Teer und Abgasen: Sie führen bei Fischen zu Tumoren, Missbildungen, Fruchtbarkeitsverlust und Nierenschäden und sind auch für Algen und Wirbellose giftig (*Brack, Klamer* et al. 2007). Aus der Landwirtschaft werden vor allem Nährstoffe (Phosphor, Stickstoff und Kohlenstoff) und Pflanzenschutzmittel eingetragen (*Paul* and *Meyer* 2001); Herbizide gegen Unkraut hemmen die Photosynthese von Algen und neurotoxische Insektizide schädigen das Nervensystem von Wassertieren.

Eine grosse Unsicherheit besteht vor allem bei kurzzeitigen Spitzenbelastungen, die im routinemässigen Wasserqualitätsmonitoring schwierig zu erfassen sind. So werden zur Entlastung der Kanalisation nach Starkregenereignissen Abwässer zum Teil ungeklärt in die Flüsse geleitet oder es kommt zu Unfällen, zum Beispiel mit Gülle oder durch unsachgemässe Entsorgung von Chemikalien.

Diese Belastungen akkumulieren sich im Verlaufe des Systems in Abhängigkeit der Landschaftsnutzung, weshalb die Wasserqualität mit Blick auf das gesamte Einzugsgebiet betrachtet werden muss.

Sind die abiotischen Bedingungen für eine Besiedlung ausreichend, müssen zuletzt auch noch die biotischen Bedingungen für eine erfolgreiche Etablierung gegeben sein:

- Invasive Arten
  Invasive Arten können durch Konkurenzausschluss die Besiedlung einheimischer Arten verhindern oder erschweren (*Baur* and *Schmidlin* 2007): Die Zebramuschel (Dreissena polymorpha) kann die Flusssohle flächendeckend bewachsen, der Grosse Höckerflohkrebs (Dikerogammarus villosus) ist ein höchst aggressiver Räuber. Das bekannteste Beispiel für potenziell verheerende Folgen von Neozoen sind die Amerikanischen Krebsarten, welche als Träger der Krebspest einheimische Arten lokal zum Aussterben bringen (*Edgerton, Henttonen* et al. 2004).
- Nahrungsressourcen, Räuber-Beute-Beziehungen
  Landwirtschaftliche Landnutzung verdrängte die meisten Waldflächen. Somit wechselte die Nahrungsgrundlage von Laub hin zu Algen. Für Makroinvertebraten bedeutet das, dass Laubzersetzer mehr durch Graser ersetzt wurden (*Baumgartner* und *Robinson*, in Bearbeitung, *Nislow* and *Lowe* 2006). Durch die Wiederherstellung bewachsener Uferzonen könnte einigen Arten die Wiederbesiedlung ermöglicht werden.

6. Fallbeispiel Bünz

Die Bünz im Kanton Aargau (Geschichte und Flussrevitalisierungsprojekte, beschrieben von *Burger* 2007) war einst ein stark mäandrierendes Fliessgewässer. Um mehr Fläche landwirtschaftlich nutzen zu können, wurde ihr Verlauf ab dem 19. Jahrhundert grösstenteils begradigt und befestigt. In den letzten 15 Jahren wurden vermehrt Anstrengungen unternommen, dem Fluss mehr Raum und Natürlichkeit zurückzugeben.

Ein prominentes Beispiel für passive Revitalisierung ist die Bünzaue bei Möriken:

Während eines Jahrhunderthochwassers im Jahr 1999 suchte sich der mit Blockwurf befestigte Bach einen neuen Verlauf und schuf ein Auengebiet von nationaler Bedeutung. Im Jahr 2007 wurden nach einem weiteren Hochwasser einige Befestigungen vorgenommen, ansonsten kann der Fluss frei mäandrieren. In der Bünzaue (wie auch an anderen Standorten, z.B. bei Boswil, Bünzen, Wohlen, Dottikon, Othmarsingen) findet sich nun eine naturnahe Ökomorphologie *(Bild 6)*, dennoch hat eine Bestandesaufnahme von *Lubini* und *Vincentini* (2009) eine – für eine intakte Aue – relativ artenarme Makrozoobenthos-Gesellschaft mit einem eher hohen Anteil an stresstoleranten Arten gefunden. Es stellt sich nun die Frage: Wo liegen die Barrieren für die Wiederbesiedlung? Und entsprechend: Wie könnte die Ökologie der Bünzaue weiter gefördert werden? Das Landschaftsfilter-Modell kann hierbei hilfreich sein.

Entsprechend dem Landschaftsfilter-Modell stellt sich zuerst die Frage nach möglichen Quellen der Wiederbesiedlung. In *Bild 6* ist der Verlauf der Bünz (Farben geben die Ökomorphologie wieder, entsprechend *Bild 2*) dargestellt. Die Grösse der Kuchendiagramme widerspiegelt die Gesamtzahl EPT-Arten, die einzelnen Kreissektoren zeigen den Anteil Ephemeroptera (rot), Plecoptera (blau) und Trichoptera (gelb). Die Daten stammen mit freundlicher Genehmigung vom CSCF-Server (www.cscf.ch), es wurden nur Aufzeichnungen ab 1990 miteinbezogen. Zum Vergleich sind auch zwei Kuchendiagramme im selben Massstab aus einem anderen Flusssystem, der Reppisch, abgebildet.

Tatsächlich scheint die Situation an der Bünzaue – verglichen mit den anderen Standorten im Einzugsgebiet – wesentlich positiver als auf den ersten Blick vermutet: Sie weist den grössten EPT-Artenreichtum im Bünztal auf (6 Ephemeropteren, 1 Plecoptere, 22 Trichopteren), auffallend klein ist allerdings die Anzahl Plecopteren-Arten, wie auch von *Lubini* und *Vincentini* (2009) bemerkt. Die anderen Kuchendiagramme zeigen mögliche flussaufwärts liegende Quellenpopulationen. Allerdings kann nicht nur die reine Artenzahl zur Identifikation von Quellenpopulationen herangezogen, sondern auch deren ökologische Parameter müssen beachtet werden. Am Beispiel der Plecopteren: In flussaufwärts liegenden Abschnitten werden zum Beispiel die Arten Protonemura risi, Nemoura obtusa und Nemurella pictetii gefunden, welche an die hydrologischen Bedingungen von Oberläufen angepasst sind und wahrscheinlich nicht Siedlerquellen dienen.

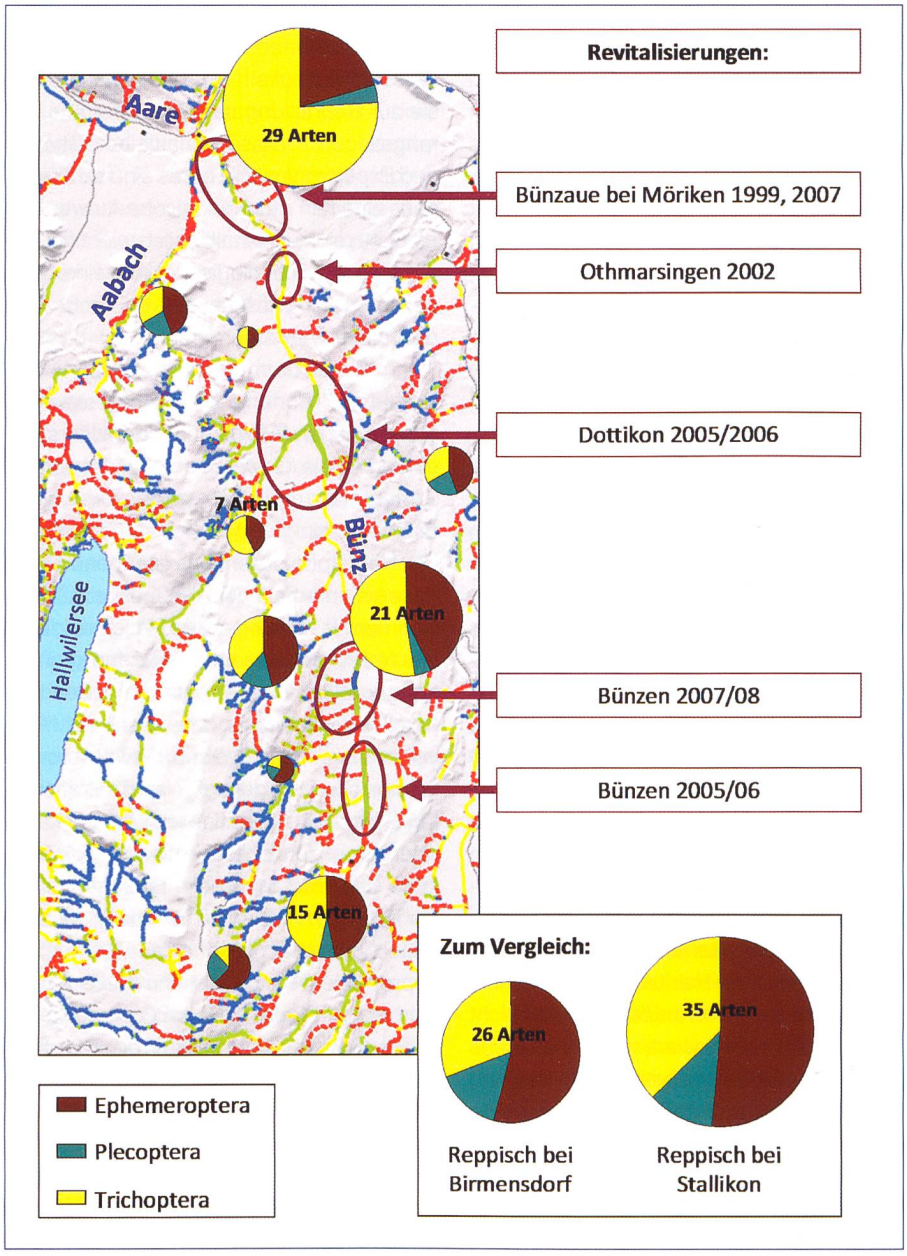


Bild 6. Ökomorphologie-Karte der Bünz (blau: natürlich, grün: naturnah/wenig beeinträchtigt, gelb: stark beeinträchtigt, rot: künstlich/naturfremd): Revitalisierungsprojekte sind auf der Karte rot markiert und ihr Standort sowie Jahr der Ausführung rechts neben der Karte aufgelistet. Die Grösse der Kuchendiagramme entspricht der Gesamtzahl an EPT-Arten, die Kreissektoren zeigen den Anteil Ephemeroptera (rot), Plecoptera (blau) und Trichoptera (gelb). Im Kasten rechts unten: Vergleich mit zwei Bestandesaufnahmen an der Reppisch (gleiche Skala wie für die Bünz).

Im Vergleich mit der Reppisch fällt auf, dass die Bünz eher artenarm ist. Während die Reppisch trotz gewisser morphologischer Beeinträchtigungen ein noch relativ natürlicher Unterlandfluss ist, war die Bünz früher nicht nur in ihrem äusseren Aspekt stark beeinträchtigt: Die Wasserqualität war durch Industrie, Landwirtschaft und Siedlungsentwässerung sehr schlecht und die Bünz galt als einer der dreckigsten Flüsse im Kanton Aargau. Gewässerschutzmassnahmen haben diese Situation stark verbessert, doch das System bleibt geschädigt. Und wenn keine Siedler-Populationen vorhanden sind, so kann sich das Makrozoobenthos nicht erholen.

Die nächste Faktorengruppe im Landschaftsfilter-Modell ist die Habitatqualität. Auch hier gibt es noch Beeinträchtigungen an der Bünzaue: Die Wasserqualitätsanforderungen werden nur knapp oder teilweise gar nicht erreicht. Ausserdem ist der Eintrag von Feinsedimenten aus Spülungen der Stauhaltung Tieffurtmühle bei Dottikon nach wie vor eine Belastung. Die schon genannten Plecopteren-Arten P. risi, N. obtusa und N. pictetii z.B. sind Indikatoren für nährstoffarme Gewässer, weswegen sie auch aufgrund der Wasserqualitätsbeeinträchtigung nicht in der Bünzaue zu erwarten wären. Diese Faktoren gegeben, beherbergt die Bünzaue eine

erstaunlich vielfältige Makrozoobenthos-Gesellschaft. Weitere Möglichkeiten zur Förderung des Ökosystems könnten sein:

- Förderung der longitudinalen Vernetzung, vor allem der bewachsenen Uferzonen, könnte die Ausbreitung einzelner Arten aus Rückzugsgebieten in Oberläufen fördern
- Reduktion der Belastung durch die Stauhaltung Tieffurtmühle
- Reduktion der Belastung durch Abwässer aus Landwirtschaft und versiegelter Oberflächen

Diese Massnahmen müssten im Voraus jedoch genau untersucht und deren Auswirkungen abgeschätzt werden.

7. Schlussfolgerungen

Grundvoraussetzungen für ökologisch erfolgreiche Flussrevitalisierungsprojekte sind:

- eine gewisse Intaktheit der übergeordneten Prozesse auf Einzugsgebietsebene (Wasserqualität, Hydrodynamik, Geschiebe/Feinsedimente)
- Wiederbesiedlungsquellen in der Region (Sub-Einzugsgebiet mit nur wenigen Kilometern Ausbreitungsdistanz)
- Vernetzung zu den Quellenpopulationen (Migrationskorridore entlang gut funktionierender Uferzonen)

Das Landschaftsfiltermodell kann als strukturierende Gedankenstütze hilfreich sein, um das Erfolgspotenzial von Flussrevitalisierungen abzuschätzen und bestehende Kolonisierungsbarrieren zu identifizieren.

Literatur

Abegglen, C. and *Siegrist, H.* (2012). Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bern, BAFU, Bundesamt für Umwelt.

Alexander, G. G. and *Allan, J. D.* (2007). «Ecological success in stream restoration: Case studies from the midwestern United States.» Environmental Management 40(2): 245–255.

Baur, B. and *Schmidlin, S.* (2007). Effects of Invasive Non-Native Species on the Native Biodiversity in the River Rhine. Biological Invasions. W. Nentwig, Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 5: 257–273.

Blakely, T. J., Harding, J. S. et al. (2006). «Barriers to the recovery of aquatic insect communities in urban streams.» Freshwater Biology 51(9): 1634–1645.

Brack, W., Klamer, H. J. C. et al. (2007). «Effect-directed analysis of key toxicants in European river basins – a review.» Environmental Science and Pollution Research 14(1): 30–38.

Briers, R. A., Gee, J. H. R. et al. (2004). «Interpopulation dispersal by adult stoneflies detected by stable isotope enrichment.» Freshwater Biology 49(4): 425–431.

Burger, S. (2007). Bünz: Vom Kanal zum dynamischen Bach, Kt. Aargau, Abteilung Landschaft und Gewässer: 9–15.

Clarke, A., Mac Nally, R. et al. (2008). «Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review.» Freshwater Biology 53(9): 1707–1721.

Duan, X. H., Wang, Z. Y. et al. (2009). «Effect of streambed sediment on benthic ecology.» International Journal of Sediment Research 24(3): 325–338.

Edgerton, B. F., Henttonen, P. et al. (2004). «Understanding the causes of disease in European freshwater crayfish.» Conservation Biology 18(6): 1466–1474.

Horvath, G., Blaho, M. et al. (2010). «Reducing the Maladaptive Attractiveness of Solar Panels to Polarotactic Insects.» Conservation Biology 24(6): 1644–1653.

Jahnig, S. C., Lorenz, A. W. et al. (2009). «Restoration effort, habitat mosaics, and macroinvertebrates – does channel form determine community composition?» Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems 19(2): 157–169.

Kail, J., Hering, D. et al. (2007). «The use of large wood in stream restoration: experiences from 50 projects in Germany and Austria.» Journal of Applied Ecology 44(6): 1145–1155.

Kovats, Z. E., Ciborowski, J. J. H. et al. (1996). «Inland dispersal of adult aquatic insects.» Freshwater Biology 36(2): 265–276.

Lake, P. S., Bond, N. et al. (2007). «Linking ecological theory with stream restoration.» Freshwater Biology 52(4): 597–615.

Lubini, V., Vincentini, H. et al. (2009). Periodische Bestandesaufnahme an grösseren Bächen 2009: Bünz bei Möriken, Kanton Aargau.

Meyer, J. L., Strayer, D. L. et al. (2007). «The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks.» Journal of the American Water Resources Association 43(1): 86–103.

Milner, V. S. and *Gilvear, D. J.* (2012). «Characterization of hydraulic habitat and retention across different channel types; introducing a new field-based technique.» Hydrobiologia 694(1): 219–233.

Minshall, G. W.,Petersen, R. C. et al. (1985). «Species Richness in Streams of Different Size from the same Drainage-Basin.» American Naturalist 125(1): 16–38.

Muenz, T. K., Golladay, S. W. et al. (2006). «Stream buffer effectiveness in an agriculturally influenced area, southwestern Georgia: Responses of water quality, macroinvertebrates, and amphibians.» Journal of Environmental Quality 35(5): 1924–1938.

Muhar, S., Schmutz, S. et al. (1995). «River restoration concepts – Goals and perspectives.» Hydrobiologia 303(1–3): 183–194.

Nislow, K. H. and *Lowe, W. H.* (2006). «Influences of logging history and riparian forest characteristics on macroinvertebrates and brook trout (Salvelinus fontinalis) in headwater streams (New Hampshire, USA).» Freshwater Biology 51(2): 388–397.

Palmer, M. A.,Ambrose, R. F. et al. (1997). «Ecological theory and community restoration ecology.» Restoration Ecology 5(4): 291–300.

Palmer, M. A., Menninger, H. L. et al. (2010). «River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: A failure of theory or practice?» Freshwater Biology 55: 205–222.

Parkyn, S. M. and *Smith, B. J.* (2011). «Dispersal Constraints for Stream Invertebrates: Setting Realistic Timescales for Biodiversity Restoration.» Environmental Management 48(3): 602–614.

Parn, J., Pinay, G. et al. (2012). «Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: A review.» Ecological Indicators 22: 4–15.

Paul, M. J. and *Meyer, J. L.* (2001). «Streams in the urban landscape.» Annual Review of Ecology and Systematics 32: 333–365.

Poff, N. L. (1997). «Landscape filters and species traits: Towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology.» Journal of the North American Benthological Society 16(2): 391–409.

Relyea, C. D., Minshall, G. W. et al. (2012). «Development and Validation of an Aquatic Fine Sediment Biotic Index.» Environmental Management 49(1): 242–252.

Roley, S. S., Tank, J. L. et al. (2012). «Floodplain restoration enhances denitrification and reach-scale nitrogen removal in an agricultural stream.» Ecological Applications 22(1): 281–297.

Smith, R. F., Alexander, L. C. et al. (2009). «Dispersal by terrestrial stages of stream insects in urban watersheds: a synthesis of current knowledge.» Journal of the North American Benthological Society 28(4): 1022–1037.

Stucki, P. (2010). Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Makrozoobenthos Stufe F. Bern, Bundesamt für Umwelt (BAFU): 61.

Vannote, R. L., Minshall, G. W. et al. (1980). «River Continuum Concept.» Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37(1): 130–137.

Anschrift der Verfasser

Simone Baumgartner, Christopher Robinson

Eawag, Abteilung Aquatische Ökologie

Überlandstrasse 133, CH-8600 Dübendorf

Tel. +41 (0)58 765 53 17

simone.baumgartner@eawag.ch

christopher.robinson@eawag.ch

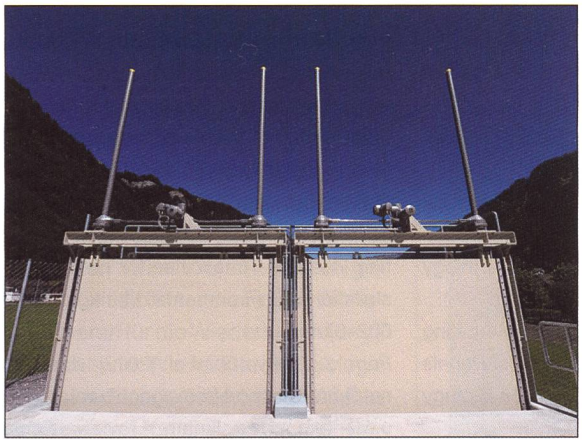
http://www.eawag.ch

H. ERNE METALLBAU AG

VERTRAUEN IN STAHL
www.h-erne.ch info@h-erne.ch

Steiächerweg 12
CH-5316 Leuggern

Engineering, Fertigung und Montage



- Tafel-, Segment- und Rollschützen
- Drucktore / -türen
- Stauklappen
- Fein- und Grobrechen
- Dammbalken
- Druckrohrleitungen in Stahl
- Panzerungen in Stahl
- Revisionen an Stahlwasserbauteilen

STAHLWASSERBAU - UMWELTTECHNIK - STAHL-/METALLBAU

Natürlich Binkert Buag.

Online-
Drucksachen-
Management
SHOP

Laufenburg

Intelligent vernetzt – unterstützen Sie mit uns weltweit Klimaschutzprojekte von ClimatePartner.

Wir bekennen uns zu einem aktiven, ganzheitlichen Klimaschutz und haben Lösungen entlang der gesamten Wertschöpfungskette in die Tat umgesetzt. Wenn auch Sie bei der Erstellung Ihrer Publikationen Wert auf verantwortungsvoll handelnde Lieferanten und Partner legen, sollten wir uns kennenlernen. Anruf genügt. **Natürlich Binkert Buag.**

Binkert Buag AG
Baslerstrasse 15
5080 Laufenburg

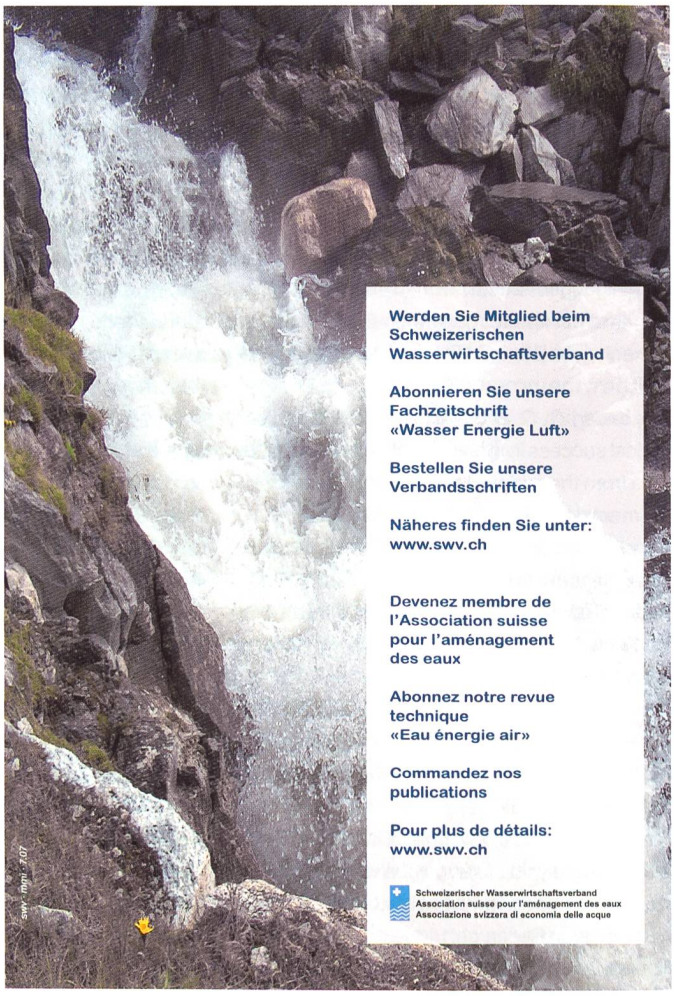
Tel. 062 869 74 74
Fax 062 869 74 80

info@binkertbuag.ch
www.binkertbuag.ch

binkert buag

ZINGRICH
CABLETRANS GMBH

Alte Strasse 28A
info@cabletrans.com
www.cabletrans.com

CH-3715 Reichenbach i.K.
Tel. +41 (0)33 671 32 48
Fax +41 (0)33 671 22 48

- Transportsysteme
- Materialseilbahnen
- Pipelinebau
- Wasserkraftwerke
- Brückenbau
- Schutzbauten