

Synthesebericht aus dem Projekt

PRIORISIERUNG VON FLUSSREVITALISIERUNGSPROJEKTEN – ÖKOLOGISCHE ASPEKTE DER PRIORISIERUNG UND REVITALISIERUNGSPOTENZIAL

von

Simone Baumgartner, Armin Peter, Peter Reichert,
Christopher Robinson, Colombe Siegenthaler-Le Drian, Gregor Thomas



Die dynamische Selbstentfaltung von Gewässern gilt es zukünftig bei Flussrevitalisierungen zu fördern, wie sie hier am Beispiel der Bünz bei Möriken (Kanton Aargau) zu sehen ist. Nach einem Hochwasser im Jahr 1999 sind ein dynamischer Bachlauf und eine Aue von nationaler Bedeutung entstanden.

eawag
aquatic research **ooo**

September 2013

INHALTSVERZEICHNIS

INHALTSVERZEICHNIS	2
ZUSAMMENFASSUNG	3
1. EINLEITUNG	5
1.1 GESETZLICHER KONTEXT	5
1.2 EAWAG-FORSCHUNGSPROJEKT	6
1.3 KONKRETISIERUNG DER ZIELE	6
1.4 RÄUMLICHE EBENE DER BETRACHTUNG.....	7
2. ZIELFORMULIERUNG	9
2.1 INTAKTE ÖKOSYSTEMPROZESSE.....	9
2.2 STANDORTGERECHTE BIODIVERSITÄT	10
3. GESTÖRTE ÖKOSYSTEMPROZESSE	12
3.1 GESTÖRTE HYDRO- UND GESCHIEBEDYNAMIK.....	12
3.2 GESTÖRTE VERNETZUNG	13
3.3 UNZUREICHENDE WASSERQUALITÄT UND VERÄNDERTES TEMPERATURREGIME	14
3.4 VERARMTE HABITATVIELFALT	15
4. AUSWAHL GEEIGNETER REVITALISIERUNGSMASSNAHMEN	16
4.1 GENERELLE ASPEKTE.....	16
4.2 KONKRETE MASSNAHMEN	17
5. RÄUMLICHE KRITERIEN	21
5.1 ÖKOLOGISCHES ERHOLUNGSPOTENZIAL.....	21
5.2 ÖKOLOGISCHER WERT	21
6. PROGNOSEN	22
6.1 GRUNDLAGEN	22
6.2 METHODEN ZUR PROGNOSEERSTELLUNG.....	32
7. EMPFEHLUNGEN FÜR DIE PRIORISIERUNG	38
8. GLOSSAR	43
9. LITERATUR	51
9.1 ZITIERTER LITERATUR.....	51
9.2 GRUNDLEGENDE LITERATUR, THEMATISCH STRUKTURIERT	57
ANHANG	61

Fachbegriffe, die mit ^g markiert sind, werden im Glossar am Berichtsende definiert

ZUSAMMENFASSUNG

Laut einer Änderung des Gewässerschutzgesetzes aus dem Jahr 2011 sind die Schweizer Fließgewässer zu revitalisieren. Aufgrund begrenzter Ressourcen gilt es zu priorisieren; Revitalisierungen mit hohem Nutzen für Natur und Landschaft sollen vorrangig umgesetzt werden. Schnell stellt sich also die Frage, welche Flüsse und Bäche in diese Massnahme einbezogen werden sollten – wo es sich also besonders lohnt, ein Gewässer zu revitalisieren und nach welchen Kriterien darüber entschieden wird. Genau hier setzt die Priorisierung an: Sie beschreibt die Einstufung des Vorrangs einer Aufgabe und ist damit auch ein Bestandteil des Zeit- und Ressourcenmanagements.

Dieser Bericht ist das Produkt des Projektes „Priorisierung von Flussrevitalisierungsprojekten – ökologische Aspekte der Priorisierung und Revitalisierungspotenzial“, das zwischen 2010 und 2013 an der Eawag durchgeführt wurde und Literatur- und Feldstudien umfasste. Das Ziel dieses Berichtes ist eine Unterstützung bei der Priorisierung von Revitalisierungsmassnahmen im Rahmen einer mittelfristigen Planung, die sich auf Einzugsgebiete[§] (EZG) bezieht. Dies soll die übergeordnete Planung der Kantone auf der strategischen Ebene gemäss Artikel 41d GschV ergänzen und weiter konkretisieren. Der Schwerpunkt dieses Berichtes liegt auf den ökologischen Kriterien; die daraus resultierende Priorisierung muss aufgrund gesellschaftlicher Bedürfnisse und der Machbarkeit modifiziert werden.

Der Bericht beschreibt die Schritte eines Priorisierungsverfahrens aufbauend auf folgender Struktur:

1. Problemdefinition (Einleitung)
2. Zielformulierung
3. Defizitanalyse[§] (gestörte Ökosystemprozesse)
4. Auswahl geeigneter Revitalisierungsmassnahmen
5. Räumliche Kriterien
6. Prognose des Effekts von Massnahmen
7. Empfehlungen für die Priorisierung

Das Gewässerschutzgesetz (Art. 4) definiert Revitalisierung als Wiederherstellung der natürlichen Funktionen eines verbauten, korrigierten, überdeckten oder eingedolten[§] oberirdischen Gewässers mit baulichen Massnahmen. Das Ziel der Revitalisierung eines Gewässers ist es, das ökologische[§] Erholungspotenzial auszuschöpfen und die Gewässer sowohl hinsichtlich ihrer Morphologie als auch hinsichtlich ihres Artenspektrums hin zu einem naturnahen Zustand zu entwickeln. Vorrangiges Ziel ist es, die Gewässer so zu entwickeln, dass sie die folgenden Kriterien erfüllen:

- a) intakte Ökosystemprozesse
- b) standortgerechte Biodiversität[§]

Aufgrund der Beeinträchtigung von Ökosystemprozessen durch diverse anthropogene Nutzungen im Einzugsgebiet[§] sowie durch die unterschiedliche Verteilung von Arten und Restriktionen in deren Ausbreitung variiert das Potenzial zu einer ökologischen Erholung[§] stark. Neben dem Potenzial zur Erholung[§] durch Wiederbesiedlung variiert auch der ökologische Wert von Fließgewässerabschnitten, was bei der Priorisierung zu berücksichtigen ist.

Wichtig für eine Einschätzung, wo in einem Einzugsgebiet[§] welche Massnahme eine ökologische Erholung[§] am besten unterstützt, sind wissenschaftliche Prognosen; Kapitel 6 befasst sich ausführlich damit. Des Weiteren werden in sieben Projekthighlights Feldexperimente und Beispiele für Modellanwendungen aufgezeigt, die in diesem Projekt bearbeitet wurden und einen Kontext zur Priorisierung haben.

Die Empfehlungen für die Priorisierung werden in zwei Phasen (Kapitel 7, Abbildung 6) gegliedert: Zunächst gilt es, die prioritär zu revitalisierenden Abschnitte auf Einzugsgebietsebene[§] zu identifizieren. Anschliessend werden mithilfe eines hierarchisch-strukturierten Entscheidungsbaumes geeignete Massnahmen-Kategorien aufgezeigt, um das Erholungspotenzial[§] der Gewässerabschnitte zu unterstützen.

Die Identifikation von zu priorisierenden Abschnitten innerhalb von (Teil-) Einzugsgebieten[§] beruht auf den folgenden Kriterien:

1. Identifikation von Abschnitten mit potenziell hohem ökologischem Wert (siehe hierzu auch Abb. 4)
2. Vorhandensein von Artenpools bzw. natürlicher Gewässerabschnitte in unmittelbarer Nachbarschaft zu den zu revitalisierenden Abschnitten.
3. Potenziell hohe ausstrahlende Wirkung von Gewässerabschnitten (Möglichkeit zur Reduktion negativer Einwirkungen - etwa Wasserqualität, Schwall/Sunk[§], etc. - und Förderung positiver Aspekte - etwa Laichhabitate etc.-, die sich über längere Fließstrecken auswirken)
4. Möglichkeit zum Schliessen von Lücken zwischen intakten Ökosystemen und Ausweitung von Strecken mit guter Qualität (Herstellen grösserer, zusammenhängender Ökosysteme)
5. Möglichkeit zur Förderung unterrepräsentierter Ökosysteme (Identifizieren von Arten und Habitaten, die im Einzugsgebiet[§] bislang unterrepräsentiert und aus ökologischer Hinsicht gezielt zu fördern sind)

Das Vorgehen zur Auswahl geeigneter Massnahme-Kategorien wird im hierarchisch strukturierten Entscheidungsbaum wie folgt skizziert:

1. Analyse der Fragmentierung[§] von Gewässerabschnitten; Verbesserung der Vernetzung[§]
2. Analyse des Abflussregimes, der Geschiebedynamik[§] und der Wasserqualität; Reduktion negativer Beeinflussung
3. Analyse des Uferraums; Verbesserung durch Sanierung/Vergrösserung des Ufer- und Gewässerraums[§]
4. Analyse der Habitatqualität und Dynamik[§]; Verbesserung der Habitatvielfalt[§] und insbesondere der Eigendynamik[§]

Nachdem Strecken und mögliche Massnahmen ausgewählt sind, müssen weitergehende gesellschaftliche Aspekte in das Priorisierungsvorgehen einfließen. Nach der Berücksichtigung der Machbarkeit, der Kosten und der gesellschaftlichen Nützlichkeit (Ökosystem-Dienstleistungen), kann eine definitive Priorisierung und anschliessend für die priorisierten Strecken eine konkrete Massnahmenplanung durchgeführt werden. Nach der Ausführung der Revitalisierungen sind Erfolgskontrollen[§] essenziell, um das zukünftige Planungsvorgehen weiter zu verbessern.

1. EINLEITUNG

PRIORISIERUNG IST DIE EINORDNUNG VON ZU ERLEDIGENDEN AUFGABEN NACH DRINGLICHKEIT UND WICHTIGKEIT, NACH EINEM EINHEITLICHEN VORGEHEN. ZIEL DER PRIORISIERUNG IST ES DIE BEGRENZTEN (FINANZIELLEN) MITTEL ZUR ERREICHUNG DER DEFINIERTEN ZIELE EFFIZIENT EINZUSETZEN.

1.1 GESETZLICHER KONTEXT

Rund 15'000 km Fließgewässer in der Schweiz sind stark verbaut und in einem schlechten Zustand (Zeh-Weissmann et al. 2009). Gemäss der Änderung des Gewässerschutzgesetzes aus dem Jahr 2011 sind die Kantone verpflichtet Fließgewässer zu revitalisieren. Revitalisierungen sind im Gewässerschutzgesetz (GSchG) definiert als Wiederherstellung der natürlichen Funktionen eines verbauten, korrigierten, überdeckten oder eingedolten⁶ oberirdischen Gewässers mit baulichen Massnahmen. Innert 80 Jahren oder drei Generationen sollen ca. ein Viertel dieser Gewässer (4'000 km) revitalisiert werden. Zu berücksichtigen ist der ökologische Nutzen unter Abwägung gesellschaftlicher Interessen. Parallel dazu müssen bis 2030 Massnahmen gegen die negativen Auswirkungen der Wasserkraftnutzung (Schwall/Sunk⁶, gestörter Geschiebehalt⁶, Wiederherstellung der Durchgängigkeit für Fische) getroffen werden. Sorgfältige Planung und Priorisierung sind dabei in allen Bereichen Voraussetzungen, um mit den vorhandenen Mitteln nachhaltige und bezahlbare Erfolge zu erzielen. Abbildung 1 gibt einen Überblick über den zeitlichen Umsetzungshorizont.

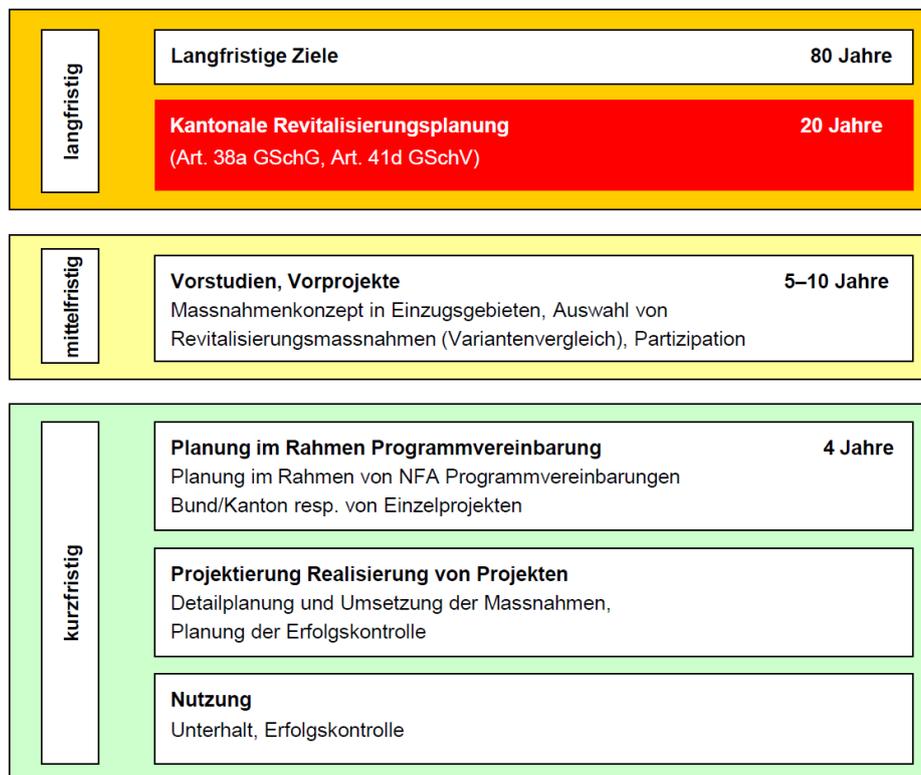


Abbildung 1: Zeitlicher Bezug der kantonalen Revitalisierungsplanung (aus Göggel 2012).

Artikel 38a des Gewässerschutzgesetzes (GSchG, SR 814.20) ist Grundlage für die übergeordnete, flächendeckende, langfristige Planung der Kantone auf strategischer Ebene. Artikel 41d der Gewässerschutzverordnung (GSchV, SR 814.201) konkretisiert diese Anforderungen und bezeichnet die dabei zu verwendenden Grundlagen (ökomorphologischer[§] Zustand der Gewässer, Anlagen im Gewässerraum[§] sowie ökologisches Potenzial und landschaftliche Bedeutung der Gewässer) sowie Prioritätskriterien (Nutzen für Natur und Landschaft, Nutzen im Verhältnis zum voraussichtlichen Aufwand, Nutzen durch das Zusammenwirken mit anderen Massnahmen zum Schutz der natürlichen Lebensräume oder zum Schutz vor Hochwasser). Das Vorgehen bei dieser Langfristplanung ist von Göggel (2012) beschrieben.

Daran anschliessend empfiehlt es sich, mittelfristige Planungen auf der Ebene von Einzugsgebieten[§] durchzuführen.

1.2 EAWAG-FORSCHUNGSPROJEKT

Der hier vorliegende Synthesebericht des Eawag-Forschungsprojektes „Priorisierung von Flussrevitalisierungen – ökologische Aspekte der Priorisierung und Revitalisierungspotenzial“ liefert Grundlagen und Empfehlungen. Hilfestellungen und Anforderungen für die Planung konkreter Projekte geben das „Handbuch Programmvereinbarungen im Umweltbereich, Kapitel Revitalisierungen“ (Bundesamt für Umwelt 2011a) sowie die „Vollzugshilfe Hochwasserschutz und Revitalisierungen an Fliessgewässern“ (Bundesamt für Umwelt in Vorb.). Das Forschungsprojekt wurde zwischen Frühjahr 2010 und 2013 von den Eawag-Abteilungen „Fischökologie und Evolution“, „Aquatische Ökologie“ sowie „Systemanalyse und Modellierung“ bearbeitet. Das Projekt war in drei Teilprojekte gegliedert: Fische, Makrozoobenthos[§] und Systemmodellierung. Ein Schwerpunkt bildete die Aufarbeitung der aktuellen Literatur zum Thema. Literaturstudien wurden durch eigene Feldstudien und mathematische Modelle ergänzt und aus den gewonnenen Erkenntnissen Empfehlungen für die Priorisierung unter ökologischen Gesichtspunkten abgeleitet.

Die im Bericht hervorgehobenen Projekthighlight-Boxen skizzieren die konkreten im Projekt geleisteten Arbeiten und zeigen den Kontext und den angewandten Nutzen für die Priorisierungsplanung. Dieses Projekt greift auf Erkenntnisse aus früheren Eawag-Projekten, wie beispielsweise das „Rhone-Thur Projekt“ (Woolsey et al. 2005) oder das Projekt „Integrales Flussgebietsmanagement“ (Angelone et al. 2012) zurück.

1.3 KONKRETISIERUNG DER ZIELE

Die Planung von Revitalisierungen erfordert – unabhängig von der zeitlichen und räumlichen Skala – jedoch stets eine komplexe Abwägung verschiedener miteinander konkurrierender Ziele eines guten Flussmanagements, wie sie in der Abbildung 2 strukturiert dargestellt werden.

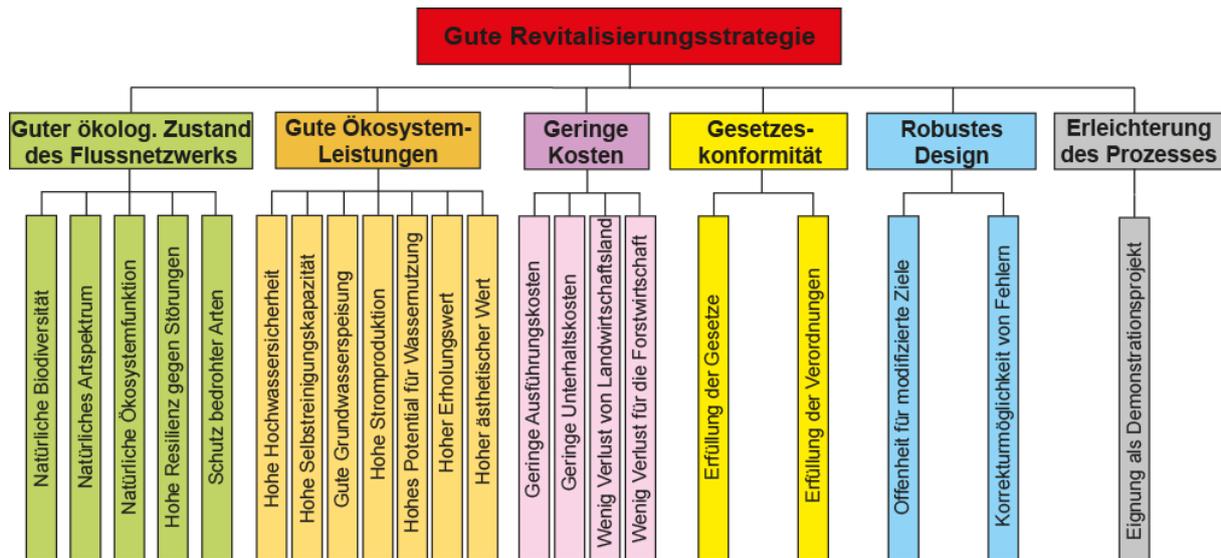


Abbildung 2: Beispiel der oberen Ebenen einer Zielhierarchie für eine gute Revitalisierungsstrategie (verändert nach Reichert et al. 2011).

Das Ziel dieses Berichtes ist nicht die übergeordnete Abwägung der in Abbildung 2 genannten Ziele, sondern ein Beitrag zur Konkretisierung der ökologischen Ziele und zur Beurteilung, ob diese in Bezug auf den ökologischen Zustands des Flussnetzwerks⁶ auch erreicht wurden. Dies entspricht dem linken, grünen Ast in Abbildung 2. Diese Konkretisierung kann dann in den übergeordneten gesellschaftlichen Abwägungsprozess eingebracht werden.

1.4 RÄUMLICHE EBENE DER BETRACHTUNG

Priorisierung lässt sich auf verschiedenen räumlichen Ebenen ausführen (Abbildung 3). Die Kantone sollen bis Ende 2014 die flächendeckende, strategische Planung für die Revitalisierung der Fliessgewässer abschliessen. Dieser bezeichnet die für die Revitalisierung prioritären Gewässer und Gewässerabschnitte. Berücksichtigt werden ökologische, gesellschaftliche und wirtschaftliche Interessen. Es geht dabei um die Abwägung zwischen einzelnen Einzugsgebieten⁶ (Ebene 1 in Abbildung 3) oder um Abschnitte in Einzugsgebieten⁶ (Ebene 2). In der Diskussion um Priorisierung im vorliegenden Synthesebericht geht es um Priorisierungen in einem vorher bei der Planung festgelegten zu revitalisierenden Gebiet. Das kann ein längerer Flussabschnitt mit Seitengewässern sein (Teileinzugsgebiet⁶) oder ein ganzes Einzugsgebiet⁶, das als prioritär eingestuft wurde. Diese ausgewählten Einzugsgebiete⁶ können unterschiedliche Grössenordnungen aufweisen (gesamtes Einzugsgebiet⁶ der Ebene 2, Grössenordnung z. B. Sense, Gürbe, Mönchaltorfer Aa, Venoge, oder nur Teileinzugsgebiet⁶). Die Ebene 3 bezieht sich auf die Variantenauswahl bei einer punktuell ausgewählten Revitalisierungsstrecke. Methoden dazu wurden im Projekt Rhone-Thur (www.rivermanagement.ch) ausgearbeitet und sind nicht Gegenstand dieses Berichtes. Nachdem die Kantone grossräumig die strategische Planung der Revitalisierung festgelegt haben, trägt der vorliegende Bericht nun dazu bei, geeignete Gewässerabschnitte in einem grösseren räumlichen Gebiet für die Revitalisierung unter ökologischen Gesichtspunkten zu priorisieren, gesellschaftliche und wirtschaftliche Aspekte werden dagegen nicht behandelt.

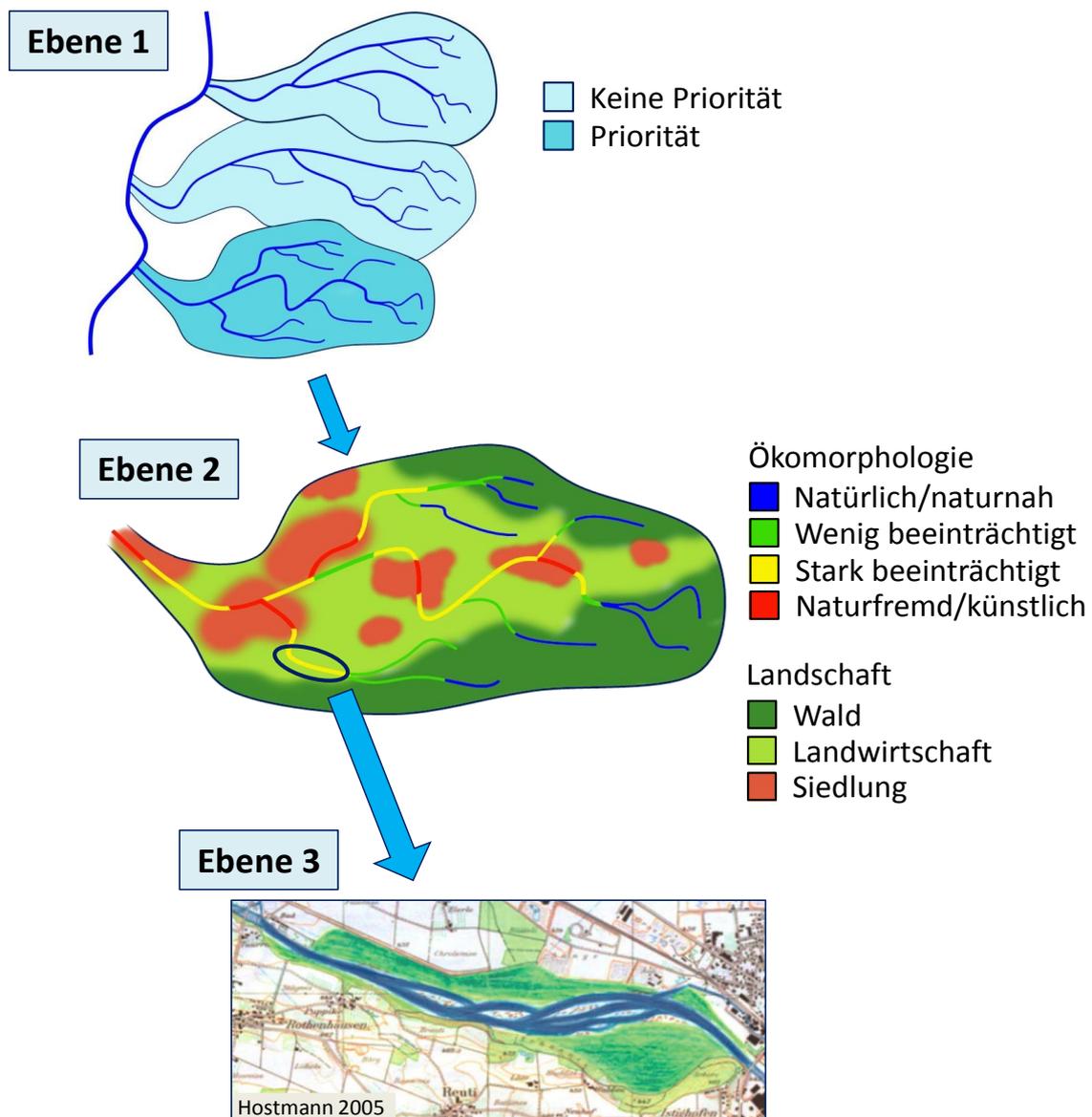


Abbildung 3: Die verschiedenen räumlichen Ebenen, auf denen Priorisierungsplanungen stattfinden. Die Ebene 1 beschreibt die Priorisierung zwischen verschiedenen Einzugsgebieten⁹, welche aber nicht mit diesem Bericht abgedeckt wird. Ebene 2 beschreibt die Priorisierung innerhalb von Einzugsgebieten⁹ und ist die Ebene, auf die sich dieser Bericht bezieht. Die Ebene 3 betrachtet die Priorisierungsplanung auf Abschnittsebene (siehe Hostmann et al. 2005) innerhalb eines Einzugsgebietes⁹ und ist ebenfalls nicht Gegenstand dieses Berichtes.

2. ZIELFORMULIERUNG

KONTEXT ZUR PRIORISIERUNG:

ERST WENN KONKRETE ZIELE DEFINIERT SIND, LASSEN SICH STRATEGIEN
FÜR DEREN ERREICHUNG ENTWICKELN.

Artikel 4 GSchG definiert Revitalisierung als „Wiederherstellung der natürlichen Funktionen eines verbauten, korrigierten, überdeckten oder eingedolten[§] oberirdischen Gewässers mit baulichen Massnahmen“. Da die Fundamentalziele von Revitalisierungen funktionierende Ökosystemprozesse und eine hohe Ökosystem-Resilienz[§] sowie eine standorttypische Biodiversität[§] umfassen, müssen zur Zielerreichung gemäss unserem Verständnis bauliche Massnahmen durch Prozesssanierungen und indirekte Massnahmen (Bereiche Wasserqualität, Hydrodynamik[§], Geschiebetransport[§], etc.) ergänzt werden.

2.1 INTAKTE ÖKOSYSTEMPROZESSE

Natürliche Ökosysteme, so auch Fließgewässer, unterliegen einem steten Wandel und sind auf ein moderates Regime (zeitlich wie auch bezüglich Ausprägung) von Störereignissen (z. B. Hochwässer) ausgelegt (Townsend et al. 1997). Durch anthropogene Einflüsse kann das Mass an Störungen vom gewünschten moderaten Störungsregime abweichen. Sind die Störungen zu schwach oder zu selten, droht das System statisch[§] zu werden. Arten, die am besten an die bestehenden Bedingungen angepasst sind, werden sich durchsetzen und die Artenvielfalt wird zurückgehen (Poff et al. 2007). Treten dagegen zu viele und zu drastische Störereignisse auf (z. B. Schwall/Sunk[§]), so übersteigt dies die Resilienz[§] von Ökosystemen und die Toleranz der Arten. Dies wird ebenfalls zu einer reduzierten Artendiversität führen. Je natürlicher Prozesse im Einzugsgebiet[§] sind, desto eher werden sie eine vielfältige Biodiversität[§] begünstigen. Als Beispiel kann der Effekt von geschiebeumlagernden Hochwässern auf kieslaichende Fische genannt werden: wird das Geschiebe[§] nie umgelagert, so verschliesst sich der Kieslückenraum mit Feinsediment, was sich negativ auf den Sauerstoffgehalt auswirkt und zum Absterben der Fischeier führen wird (Lisle 1989); ist dagegen das Geschiebe[§] so instabil, dass es sehr häufig umgewälzt wird, so werden die Fischeier oder Larven mechanisch beschädigt und sterben (MacKanzie und Moring 1988) – sowohl fehlende, als auch zu viel Dynamik[§] wirken sich im gezeigten Beispiel negativ auf die Vermehrung dieser Fischarten aus. Eine Studie an 68 Bächen und Flüssen in Dänemark zeigte die höchste Biodiversität[§] von EPT-Arten[§] in den Systemen, die ein moderates Mass an Störereignissen zeigten (Pedersen und Friberg 2009). Durch kontinuierliche Veränderung der biotischen und abiotischen Faktoren, verändert sich der Fortpflanzungserfolg, das Mortalitätsrisiko und die Konkurrenzfähigkeit der einzelnen Arten kontinuierlich, entsprechend ihrer individuellen Anpassung und Generalisten gelingt es daher nicht, sich in dynamischen[§] Ökosystemen unter sich stetig verändernden Umweltparametern, durchzusetzen.

Neben den Artengemeinschaften profitiert auch die Gesellschaft von den Ökosystemleistungen[§] ökologisch intakter Gewässer. Selbsterhaltende Systeme (bzgl. Grundwasserhaushalt, Landschaftsbild, Wasser- und Nährstoffkreislauf) erfordern geringes Management und nur wenige

oder keine Ausgleichsmaßnahmen, was Kosten minimiert. Folgende Ökosystemprozesse gilt es zu berücksichtigen:

- Hydrodynamik^g
- Geschiebetransport^g
- Vernetzung^g (longitudinal, lateral, vertikal)
- Prozesse, die auf Wasserqualität wirken
- Prozesse, die das Temperaturregime beeinflussen
- Dynamische Habitatvielfalt^g und biologische Interaktion

Diese Prozesse sind komplex miteinander verzahnt und so kann die Beeinflussung eines dieser Prozesse auch auf andere Prozesse wirken, bspw. wirkt eine veränderte Hydrodynamik^g auch auf den Geschiebetransport^g und damit auch auf die Habitatvielfalt^g und auf biologische Interaktionen.

2.2 STANDORTGERECHTE BIODIVERSITÄT

Im Folgenden soll aufgezeigt werden, was unter einer standortgerechten Biodiversität^g verstanden werden soll und welche Faktoren es bei der Ableitung von Referenz^g-Artengemeinschaften zu berücksichtigen gilt. Realistische Zielsetzungen bezüglich des Artenspektrums sind notwendig, um Revitalisierungsmaßnahmen sinnvoll zu planen und Erfolgskontrollen^g abzustimmen.

REFERENZARTENGEMEINSCHAFTEN DEFINIEREN

Bestenfalls dienen historische Aufzeichnungen, welche z. B. für Fische eher verfügbar sind als für Makrozoobenthos^g, als Referenz^g, welches Artenspektrum als standorttypisch^g zu bezeichnen ist. Sind solche Daten nicht vorhanden, können anthropogen wenig veränderte Gewässer in der näheren Umgebung (gleiches Gewässersystem) als Referenz^g dienen, sofern sie eine ähnliche Gewässermorphologie^g, Wasserqualität und Hydrodynamik^g aufweisen. Die bloße Anzahl an Arten ist dagegen kein guter Indikator^g für gesunde Fließgewässer, da nicht zwischen Arten mit geringen ökologischen Anforderungen und seltenen Arten mit komplexen Ansprüchen an Habitate, Artengemeinschaften oder Wasserqualität unterschieden wird. Die Diversität von Makrozoobenthos^g und Fischen variiert je nach Lage im Flussnetzwerk^g. Die Oberläufe eines Einzugsgebietes^g zusammengefasst weisen eine hohe Artendiversität auf, wobei der Artenreichtum jedes Gewässerabschnittes für sich genommen eher gering sein kann (Clarke et al. 2008). Typische Artengemeinschaften von Fischen sind abhängig von Gefälle und Temperatur (Fischregionen), individuelle Anpassungen variieren je nach Einzugsgebiet^g (Aarts und Nienhuis 2003).

Bei der Betrachtung des Artenspektrums sollten neben den im Gewässer selbst vorkommenden Arten auch Pflanzen und Tiere des Uferbereiches miteinbezogen werden. Viele dieser am Ufer vorkommenden Arten sind auf die dynamischen^g Prozesse von Fließgewässern angewiesen (Erosion^g, Geschiebeumlagerung^g). So ist bspw. die Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica*) daran angepasst, als Pionierpflanze auf durch Hochwasser frisch gebildeten Kiesflächen auszutreiben. Die Uferschwalbe (*Riparia riparia*) nistet an durch Ufererosion^g gebildeten Prallhängen von Flussbiegungen. Beide Habitattypen müssen durch Hochwasser stetig neu gebildet werden, da sie unter statischen^g Bedingungen rasch von Vegetation überwachsen werden würden.

SELBSTERHOLUNGSPOTENZIAL FÖRDERN

Ein Hauptziel von Revitalisierungsbemühungen ist es, durch Reaktivierung natürlicher ökologischer Prozesse und durch die direkte und indirekte Förderung standorttypischer[§] Habitats die Grundvoraussetzung für die Wiederansiedlung einer natürlichen Flora und Fauna zu schaffen. Diese Massnahmen beziehen eine verbesserte Vernetzung[§] mit benachbarten Ökosystemen ein, um eine Wiederansiedlung überhaupt zu ermöglichen (Jansson et al. 2007). Somit soll das Selbsterholungspotenzial[§] von Gewässern gefördert werden und verschwundene Arten sollen aus Rückzugshabitats selbstständig in revitalisierte Abschnitte zurückfinden. Häufig zeigen Oberläufe eine geringere anthropogene Beeinflussung und können daher prinzipiell als Quellen der Wiederbesiedlung betrachtet werden. Dies betrifft v. a. Makrozoobenthos[§], für Fische ist aufgrund der geringeren Artendiversität von Oberläufen die Wiederbesiedlung eher aus wenig beeinträchtigten Abschnitten der Unterläufe zu erwarten. Im Einzelfall können Besatz- und Wiederansiedlungsprogramme (De Groot 2002, Diamond und Selveiss 2001) aus genetisch verwandten Quellpopulationen[§] sinnvoll sein.

VERANTWORTUNG GEGENÜBER BEDROHTEN ARTEN

Eine besondere Verantwortung obliegt vor allem dem Management von Einzugsgebieten, welche bedrohte, gefährdete und ggf. endemische[§] Arten beherbergen. Hier sind Revitalisierungsplanungen nicht allein aus Sicht des Erholungspotenzials[§], sondern auch unter Aspekten des Natur- und Artenschutzes zu bewerten. Die Liste der national prioritären Arten (Bundesamt für Umwelt 2011b) fasst alle Arten mit besonderem Schutzbedürfnis zusammen. Beispiele wären die Nase (*Chondrostoma nasus*), das Bachneunauge (*Lampetra planeri*) und die Eintagsfliege *Acentrella sinaica*.

REALISTISCHE UND AN AKTUELLE BEDINGUNGEN ANGEPASSTE ZIELE

Auch wenn historische Referenzen[§] als Leitbild[§] für standorttypische[§] Artengemeinschaften und Habitats dienen sollten, muss man sich bewusst sein, dass eine komplette Rückkehr zu ursprünglichen Artengemeinschaften wohl kaum realisierbar ist. Dafür gibt es vier Gründe:

- a) *Irreversible Landschaftsveränderung*: Bäche und Flüsse wurden zum Teil grundlegend in ihrem Erscheinungsbild und in ihrer Gewässercharakteristik verändert, des Weiteren wurden einige Gewässer in ihrem Verlauf verlegt oder gänzlich neu geschaffen. Derartig fundamentale Veränderungen sind nicht mehr reversibel. Als Beispiele können die Verlegung der Kanderemündung von der Aare in den Thunersee und die Juragewässerkorrektur genannt werden, oder Bäche, die zur Entwässerung vormaliger Feuchtgebiete künstlich geschaffen wurden. Solche fundamentalen Gewässerkorrekturen verändern das zu erwartende Artenspektrum, weswegen die Definition von Referenzgemeinschaften[§] erschwert ist. Hier sollten alternativ zu historischen Artengemeinschaften Gewässer mit ähnlicher Gewässercharakteristik und gutem ökologischem Potenzial als Alternativen herangezogen werden.
- b) *Ausgestorbene Populationen*[§]: Arten oder Populationen[§] sind zum Teil ausgestorben und eine Rückkehr ist daher nicht zu erwarten, bzw. anthropogene Einflüsse und Hindernisse müssten in ökonomisch nicht mehr zu vertretendem Ausmass reduziert werden. So ist beispielsweise die Rückkehr anadromer Wanderfische[§] (z. B. Lachs, *Salmo salar*) bis weit hinein ins

Schweizer Mittelland bei der grossen Anzahl an Wanderbarrieren wohl eher als unrealistisch zu betrachten.

- c) *Invasive Arten*: Invasive Arten^g haben die Schweiz erfolgreich und in vielen Fällen voraussichtlich irreversibel besiedelt und interagieren direkt bzw. indirekt mit den einheimischen Arten, indem sie eine ähnliche ökologische Nische besetzen oder Überträger von Krankheiten sind (amerikanische Flusskrebse übertragen z. B. die Krebspest, auf die nur die einheimischen Krebse sensibel reagieren).
- d) *Klimawandel*: Der Klimawandel hat und wird zukünftig noch stärker die abiotischen Faktoren der Lebensräume verändern. So ist mit einer Erwärmung der Gewässer und veränderten Abflussregimes im Jahresverlauf zu rechnen, die Winter werden tendenziell mild und regenreich und im Sommer ist mit langen Trockenperioden zu rechnen. Diese Veränderungen wirken auch auf die Artengemeinschaften und führen dazu, dass zukünftig viele Gewässer nicht mehr das ursprüngliche Artenspektrum beheimaten. So wird beispielsweise für Nordamerika ein starker Rückgang der Gewässer, welche sich für Kaltwasserfische eignen, prognostiziert (Wenger et al. 2011). Ähnliche Tendenzen sind auch in der Schweiz zu erwarten. Zu diesen Kaltwasserfischarten zählen neben den lachsartigen Fischen, wie z. B. Bachforellen und Äschen, auch Groppen. Im Gegenzug könnten invasive Arten^g wie der Sonnenbarsch (*Lepomis* sp.), die auf höhere Wassertemperaturen zur Reproduktion angewiesen sind, profitieren.

3. GESTÖRTE ÖKOSYSTEMPROZESSE

KONTEXT ZUR PRIORISIERUNG:

REVITALISIERUNGSMASSNAHMEN MÜSSEN DEFIZITEN ENTGEGENWIRKEN, UM EINE ERHOLUNG VON ÖKOSYSTEMEN ZU ERREICHEN. NACH DER ZIELDEFINITION IST DAHER EINE DEFIZITANALYSE DER NÄCHSTE SCHRITT IM PRIORISIERUNGSVORGEHEN.

Im Folgenden werden die wichtigsten Prozesse und die bestehenden Defizite in der Schweiz kurz charakterisiert.

3.1 GESTÖRTE HYDRO- UND GESCHIEBEDYNAMIK

HYDRODYNAMIK

Durch Stauhaltungen werden saisonale Abflussregimes verändert. Dies kann Organismen benachteiligen, deren Lebenszyklus sich über Jahrtausende an bestehende saisonale Abflussdynamiken angepasst hat. So kann die fehlende Sedimentumwälzung zwischen Frühling und Herbst negativ auf Organismen oder Lebensstadien wirken, die auf ein sauerstoffgesättigtes, porenreiches Sohlsubstrat angewiesen sind (Duan et al. 2009). Unnatürliche Hochwasserspitzen im Winter hingegen haben das Potenzial, Laichgruben (Forellen) zu zerstören. Viele Fischarten werden durch die ausbleibende Überflutung von Auengebieten, die als „Kinderstube“ fungieren, negativ beeinflusst (Górski et al. 2011). In den alpinen Arealen übersteigt dagegen die künstliche Dynamik^g,

bedingt durch die intensive Wasserkraftnutzung mit Schwall/Sunk^g-Betrieb, die Resilienz^g und Toleranz vieler natürlicher Ökosysteme (Fette 2007). Die Restwassersituation unterhalb von Kraftwerksausleitungen ist vielerorts noch unbefriedigend und zu geringe Restwassermengen reduzieren die Durchgängigkeit und die Habitatverfügbarkeit von Fischen in diesen Abschnitten.

GESCHIEBEDEFIZIT

Die zahlreichen Querbauwerke und Stauhaltungen im Gewässernetz wirken als Geschiebefalle und führen zu einem Geschiebedefizit^g in weiter unten liegenden Abschnitten. Zum Teil wird aus Gründen des Hochwasserschutzes Geschiebe^g gezielt zurückgehalten (Geschiebesammler) und entfernt. Der fehlende Geschiebenachschub verhindert eine Umwälzung der Gewässersohle^g sowie die dynamische^g Kiesbankbildung. Das Geschiebedefizit^g hat vielerorts eine Eintiefung der Gewässer bewirkt, mit negativen Konsequenzen für den Grundwasserhaushalt sowie die Vernetzung^g mit angrenzenden terrestrischen Habitaten. Der Anteil an Feinsedimenten, die aus angrenzenden landwirtschaftlichen und versiegelten Nutzflächen eingetragen werden, ist hingegen kontinuierlich gestiegen und bewirkt eine Kolmatierung^g der Gewässersohle^g, was den Porenraum und die Sauerstoffsättigung reduziert.

3.2 GESTÖRTE VERNETZUNG

LÄNGSVERNERTUNG

Die mangelnde Quer- und Längsvernetzung^g ist eines der markantesten Defizite Schweizer Fließgewässer. Allein die Anzahl an Querbauwerken mit einer Absturzhöhe von > 0.5 m wird auf über 100'000 geschätzt (Zeh-Weissmann et al. 2009). Die Anzahl an niedrigeren Querverbauungen, die der Sohlsicherung und dem Hochwasserschutz dienen, dürfte um ein Vielfaches höher sein. Das Aussterben der über lange Distanzen wandernden Fische in der Schweiz (z. B. Lachs, Maifisch) macht deutlich, wie ökologisch bedeutsam diese Beeinträchtigung der Längsvernetzung^g ist. Bei der Betrachtung von Wanderhindernissen gilt es, das Artenspektrum als auch die Wanderrichtung zu berücksichtigen: so ist eine Sohlschwelle von 0,2 m Absturzhöhe wohl für alle Arten in die Stromabwärtsrichtung passierbar, stellt aber bei der Aufwärtsmigration für schwimmschwache Kleinfischarten (z.B. Schmerle oder Groppe) eine unüberwindliche Barriere dar; schwimmstarke Arten wie z.B. Bachforellen können solch kleine Hindernisse dagegen überwinden. Grosse Wanderbarrieren, wie beispielsweise Flusskraftwerke stellen dagegen für alle Arten eine unüberwindliche Wanderbarriere dar, sowohl für den Aufstieg als auch für den Fischabstieg. Viele dieser grossen Barrieren wurden in den vergangenen Jahrzehnten mit naturnahen oder technischen Fischaufstiegsanlagen ausgestattet, deren Funktionalität aber stark variiert, je nach Auffindbarkeit und Passierbarkeit. Meist sind Fischaufstiegshilfen nur für eine geringe Anzahl des vor Ort vorkommenden Artenspektrums passierbar. Bei der Abwanderung an Flusskraftwerken folgen die meisten Fische der Hauptströmung und gelangen somit in die Turbinen, was je nach Fischgösse und Turbinenbeschaffenheit, zu einer hohen Mortalitätsrate führt. Bisläng existieren keine zufriedenstellenden Lösungskonzepte zur fischschonenden Abwärtswanderung an Flusskraftwerken (Ausnahme regelmässiger Wehrüberfall) in der Schweiz. In Zeiten, in denen der Ausbau der Wasserkraft weiterhin attraktiv ist, besteht das Risiko, dass die Fragmentierung^g weiter zunimmt. Wenig Beachtung findet derzeit noch die Frage, wie ökologisch relevant für Fische die Vielzahl von Querbauwerken ist, die überwunden werden müssen. Es besteht der Verdacht, dass dadurch die Gesamteffizienz von Wanderungen stark herabgesetzt sein kann, bzw. dass es zu einer zeitlichen

Verzögerung von Wanderungen kommt (Marschall et al. 2011). Die Vernetzung^g mit Seitengewässern ist für saisonale Wanderungen (z.B. Aufsuchen von Winterhabitaten) sowie im Falle von Störereignissen im Hauptgewässer (z. B. Hochwasser, ungünstige Temperaturen, Belastungsereignis mit Effekt auf Wasserqualität) von grosser Bedeutung. Treten ungünstige Lebensbedingungen im Hauptgewässer auf, können Individuen in Seitengewässer ausweichen, wo die Bedingungen günstiger sind. Angebundene Stillgewässer (Altarme, temporäre Auengewässer) sind vielerorts verschwunden, welche von Arten, die an niedrige Strömungsgeschwindigkeiten angepasst sind oder solche Habitate für die Reproduktion nutzen, essentiell sind (stagnophile Arten wie Bitterling, Rotfeder, Schleie etc.). Die Längsvernetzung^g wird dabei nicht allein durch Querbauwerke beeinflusst, sondern auch durch unnatürliche Sohlsubstrate (z.B. Schussrinnen, schnell fliessende, für Fische unüberwindbare Fließstrecken) Eindolungen^g, unnatürliche Temperaturen, Gewässerverschmutzung und fehlende natürliche Uferabschnitte (v. a. in Siedlungsgebieten).

QUERVERNETZUNG

Die Quervernetzung^g der Gewässer ist vor allem im dicht besiedelten Mittelland gestört, wo ein Grossteil der Ufer durch Befestigungsmassnahmen gesichert ist, was die dynamische^g Entwicklung und die Selbstentfaltung von Gewässern limitiert. Durch die unterbundene Erosion^g werden der Geschiebehalt^g und die Habitatvielfalt^g (unterspülte Ufer, umgestürzte Bäume) beeinträchtigt. Häufig ist der Austausch zwischen Fließgewässer und Umgebung auch durch die Eintiefung der Gewässer reduziert; eine Überflutung der angrenzenden Flächen findet kaum noch statt. Vielerorts mangelt es an flachen Uferzonen, auf welche Makroinvertebraten oder Tiere und Pflanzen des Uferbereichs angewiesen sind. Oft fehlt eine natürliche Ufervegetation, was das Nahrungsnetz nachhaltig verändert (fehlender Laubeintrag als Nahrungsquelle, fehlendes Habitat für bspw. gewässerassoziierte Vögel).

VERTIKALE VERNETZUNG

Eine mangelnde vertikale Vernetzung^g wird vor allem durch eine Verbauung der Ufersohle und eine Kolmatierung^g der Gewässersohle^g, bedingt durch einen hohen Feinsedimenteintrag, verursacht. Dies beeinflusst Arten und Lebensstadien, die auf ein aufgelockertes hyporheisches Interstitial^g und sauerstoffreiches Wasser angewiesen sind.

3.3 UNZUREICHENDE WASSERQUALITÄT UND VERÄNDERTES TEMPERATURREGIME

ÜBERDÜNGUNG

In den 1960er- und 1970er-Jahren galt die unzureichende Wasserqualität, verursacht durch einen enormen Eintrag von Nährstoffen aus Landwirtschaft und ungeklärten Siedlungsabwässern, als ein Hauptgrund für die Beeinträchtigung der Schweizer Fließgewässer. Mit dem Bau von Abwasserreinigungsanlagen (ARA^g) konnte dieses Problem flächendeckend entschärft werden und die heutzutage niedrigen Nährstoffgehalte der Schweizer Seen, die von Fließgewässern durchflossen werden, bezeugen den Erfolg der getroffenen Massnahmen. Dennoch gibt es auch heute noch Einzugsgebiete^g in denen Nährstoffe aus diffusen Quellen aus der landwirtschaftlichen Nutzung eingetragen werden und die zu einer Überdüngung einzelner Gewässersysteme führen. Zum Teil treten Probleme mit Überdüngung nur stossweise auf (z. B. nach Ausbringung von Gülle) und werden daher nur selten mit Routineüberprüfungen erfasst. Ebenso können Unfälle und die unsachgemässe

Entsorgung von Chemikalien und Gülle aus der Landwirtschaft zu einer hohen Schadstoffbelastung in den Gewässern führen und die Ökologie beeinträchtigen.

MIKROVERUNREINIGUNGEN UND PHARMAZEUTISCHE RÜCKSTÄNDE

In den vergangenen Jahren sind bezüglich der Wasserqualität zwei Stoffgruppen identifiziert worden, die ökologisch relevant zu sein scheinen: Mikroverunreinigungen[§] (Abegglen und Siegrist 2012) und pharmazeutische Rückstände (Schultz et al. 2010). Beide Gruppen können durch die gängige Abwasseraufbereitung nur bedingt entfernt werden und gelangen somit in unsere Fließgewässer. Auch aus diffusen Quellen im urbanen Raum sowie bei Kanalisationsentlastungsmassnahmen nach Starkregenereignissen gelangen nicht unerhebliche Mengen von Mikroverunreinigungen[§] in die Umwelt (Staufer und Ort 2012). Nährstoffe und Mikroverunreinigungen[§] werden ebenfalls im grossen Stil diffus durch die landwirtschaftliche Nutzung im *Einzugsgebiet* eingetragen (Strahm et al. 2013). Pharmazeutische Rückstände im Wasser haben das Potenzial den Hormonhaushalt (Lazzara et al. 2012) oder die Genexpression[§] (Thomas und Klaper 2012) von aquatischen Organismen zu verändern und somit die Reproduktion oder das Verhalten zu verändern.

TEMPERATUR

Neben chemischen Faktoren wird auch die Temperatur der Gewässer durch menschliches Handeln beeinflusst. Fehlende Ufervegetation, die Einleitung von Kühlwasser aus Kernkraftwerken und Industrie sowie die Einleitung von geklärten Siedlungsabwässern haben einen Einfluss auf die Wassertemperatur. Der Klimawandel wird zukünftig wohl eine Erwärmung der Gewässer weiter verstärken. Umgekehrt kann die Speisung von Fließgewässern mit kaltem Tiefenwasser aus Stauseen zu einer unnatürlichen Absenkung der Wassertemperatur in den Sommermonaten führen. Bei wechselwarmen Organismen (alle Fische und Invertebraten) beeinflussen Temperaturänderungen den Lebenszyklus, da sie Entwicklungszeiten verzögern oder beschleunigen (Vannote und Sweeney 1982) und so zu zeitlichen Fehlanpassungen führen können.

3.4 VERARMTE HABITATVIELFALT

MONOTONE GERINNEFÜHRUNG

Im Zuge der Begradigung und Befestigung von Gewässern im 19. und 20. Jahrhundert zum Hochwasserschutz und zur Gewinnung von Nutzflächen sind viele Flüsse hinsichtlich ihrer Morphologie stark verarmt. Mäandrierende Tieflandbäche und Flüsse sind trapezförmigen Gerinnen mit monotoner Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und Substratverteilung gewichen. Riffle- und Pool[§]-Sequenzen (ungebräuchliche dt. Übersetzung: Rausche und Kolk) sind verlorengegangen und eine eintönige Glide[§]-Charakteristik (dt.: Gleite) bestimmt vielerorts das Erscheinungsbild. Angebundene Altwässer, die als Stillgewässer fungieren, existieren fast gar nicht mehr, ebenso ging der Grossteil der Schweizer Auenfläche verloren (Thielen et al. 2002).

In den Alpentälern wurden die vormals stark verzweigten Gewässer auf ein Minimum ihrer ursprünglichen lateralen Ausdehnung konzentriert. Auch hier ist die vormals grosse Bandbreite an Wassertiefen, Flachwasserzonen und strömungsberuhigten Abschnitten einem monotonem Kanal gewichen, der fast gar keine Habitatdiversität mehr bietet.

Zum Teil konnten bestimmte Arten künstliche Verbauungsmassnahmen für sich nutzen. So bieten Blockwurfböschungen beispielsweise für Aale ein attraktives Ersatzhabitat. Insgesamt können künstliche Habitate aber keineswegs einen Ersatz für verlorengegangene natürliche Habitatdiversität bieten.

FEHLENDES TOTHOLZ

Erosionsprozesse^g, die Totholz in die Gewässer eintragen würden, werden durch Uferverbauungen stark minimiert (oft fehlt auch eine natürliche Ufervegetation). Aus Gründen der Betriebssicherheit von Wasserkraftwerken und zum Schutz vor Hochwasser wird Totholz vielerorts aus den Gewässern entnommen.

4. AUSWAHL GEEIGNETER REVITALISIERUNGSMASSNAHMEN

KONTEXT ZUR PRIORISIERUNG:

UNTRENNBAR VON DER RÄUMLICHEN AUSWAHL VON ORTEN FÜR DIE REVITALISIERUNG IM EINZUGSGEBIET IST DIE BENENNUNG VON GEEIGNETEN MASSNAHMEN ZUR KOMPENSATION DER IDENTIFIZIERTEN DEFIZITE. MASSNAHMEN WIRKEN JE NACH POSITION IM FLUSSNETZWERK UND IN ABHÄNGIGKEIT VON DER GRÖSSE DES GEWÄSSERS UNTERSCHIEDLICH UND DAMIT VARIERT AUCH DAS POTENZIAL ZUR ÖKOLOGISCHEN ERHOLUNG.

4.1 GENERELLE ASPEKTE

Bei der Auswahl geeigneter Massnahmen sollten gestörte Ökosystemprozesse (siehe Kapitel 3) primär als Basis für weitere Überlegungen dienen. In einigen Fällen kann es sinnvoll sein, sich an den Bedürfnissen einzelner ökologisch anspruchsvoller Arten zu orientieren, um Revitalisierungen zu planen (single species approaches).

Revitalisierungsmassnahmen sollten die folgenden Kriterien erfüllen:

- wirken den ökologischen Defiziten entgegen
- sind standorttypisch^g
- dienen einem grossen Artenspektrum
- erlauben/fördern dynamische^g Prozesse und sind somit nachhaltig
- berücksichtigen Intaktheit/Störung von Prozessen auf Einzugsgebietsebene
- berücksichtigen Aspekte der Vernetzung^g mit Quellen der Wiederbesiedlung

Eine Komplettübersicht über konkrete Defizite und geeignete Massnahmen gibt eine Tabelle im Anhang wieder (verändert nach Verdonschot und Nijboer 2002). Im Folgenden haben wir die für die Schweiz wichtigsten Defizite und geeignete Gegenmassnahmen hervorgehoben:

4.2 KONKRETE MASSNAHMEN

Defizite	Massnahmen und Erläuterungen
Fehlende Habitatdynamik [§]	<p>Entfernung von Befestigungsstrukturen an der Gewässersohle[§] und an den Ufern Reicht häufig nicht aus, um die Dynamik[§] zu reaktivieren, insbesondere wenn Prozesse auf der Einzugsgebietsebene[§] gestört bleiben und die Revitalisierung nur sehr kleinräumig ausgeführt wird. Ist beispielsweise die Ufersohle kolmatiert[§] und ein Geschiebezutrag bleibt aus, ist eine hohe Energie notwendig (z. B. extremes Hochwasser), um die Gewässersohle[§] aufzubrechen</p> <p>Mäandrierung (wo standorttypisch[§]) und Strukturen zur Veränderung bestehender Strömungsmuster Veränderte Strömungsverhältnisse können dynamische[§] Prozesse anregen, welche sich dann selbst erhalten sollen. Es sollten natürliche und standorttypische[§] Strukturen (z. B. Baumstämme) gewählt und fest verankerte, künstliche Strömungsenker vermieden werden</p> <p>Raum zur Selbstentfaltung geben Hochwässer spielen eine wichtige Rolle in der dynamischen[§] Umstrukturierung von Habitaten. Uferstreifen sollten Raum für Erosion[§] lassen und Totholz sollte im Gerinne verbleiben. Ein prominentes und positives Beispiel für das Selbsterholungspotenzial[§] von Gewässern ist die Bünz bei Möriken (Kt. Aargau). Im Jahr 1999 hat sich der zuvor begradigte und mit Blockwurf befestigte Bach nach einem Jahrhunderthochwasser einen neuen Verlauf gesucht und eine natürliche Aue mit freier Gerinneführung geschaffen. Revitalisierungsarbeiten sollten auf die Selbstentfaltungskräfte von Gewässern setzen und durch Baumassnahmen hierzu die Vorbedingungen schaffen, anstatt ingenieurtechnisch Habitate zu kreieren</p> <p>grossflächige Revitalisierungen Ermöglichen eher die Etablierung dynamischer[§] Prozesse mit positiven Auswirkungen auf die Ökologie (Lake, Bond und Reich 2007)</p>
Gestörte Hydrodynamik [§]	<p>an natürliche, saisonale Abflüsse angepasstes Management von Staudämmen Grössere Abflussspitzen im Sommer und Herbst dienen der Sedimentumwälzung. Geringere Abflüsse, mit ausbleibender Sedimentumlagerung im Winter, schützen den Fischlaich</p> <p>Pufferung von Schwall/Sunk[§]-Effekten durch Speicherbecken oder andere technische und/oder betriebliche Lösungen</p> <p>Retentionspotenzial im Einzugsgebiet[§] erhöhen zur Pufferung von Hochwasserspitzen. Eine erhöhtes Retentionspotenzial kann durch die Re-Mäandrierung des Gewässerlaufs erreicht werden, oder durch eine gesteigerte Versickerung von Niederschlägen im Einzugsgebiet[§]</p>

	<p>ausreichende Wassermenge in Restwasserstrecken durch reduzierte Ausleitung für die Wasserkraftnutzung. Ausreichende Restwassermengen (Wassertiefe) sind notwendig um auch grösseren Fischen ein Überleben und eine Wanderung in Restwasserstrecken zu ermöglichen</p>
<p>Gestörter Geschiebehaushalt^g</p>	<p>Eliminierung von unnatürlichem Feinsedimenteintrag Durch strukturierte Uferstreifen können Feinsedimente teilweise zurückgehalten werden. Allerdings wird ein Grossteil des Feinsedimenteintrags über Drainagerohre direkt ins Gewässer eingeleitet, was bei der Planung von Revitalisierungsprojekten bedacht werden muss</p> <p>Auflockerung kolmatierter^g Sohle Dies sollte - wenn möglich - durch das Gewässer selbst geschaffen werden (siehe „Fehlende Habitatdynamik“). Ein künstliches Aufbrechen ist dann sinnvoll, wenn die Quellen für unnatürlichen Feinsedimenteintrag beseitigt wurden und wenn weitere Revitalisierungsmassnahmen dem Gewässer genügend Dynamik^g zum dauerhaften Abschwemmen neuer Feinsedimente geben</p> <p>künstliche Geschiebezugabe (standorttypische^g Korngrössenverteilung) Auch diese Massnahme kann nur dann langfristig erfolgreich sein, wenn der Feinsedimenteintrag auf akzeptablem Niveau und der Abfluss dynamisch^g sind. Durch Hochwässer wird Substrat verfrachtet, so dass eine erneute Geschiebezugabe in regelmässigen Abständen notwendig sein könnte</p> <p>Geschiebweiterleitung an Querbauwerken/Stauseen würde eine natürliche Geschiebedynamik^g in den, unterhalb von Barrieren liegenden, Gewässerabschnitten ermöglichen, ohne dass Kies künstlich entnommen, transportiert und wieder ausgebracht werden müsste.</p> <p>Mäandrierung (wo standorttypisch^g), Gerinneaufweitung^g und Vergrösserung des Gewässerraums^g Durch Re-Mäandrierung kann eine dynamische^g Ufererosion^g und Geschiebeablagerung aktiviert werden. Dies erhöht die Substratumwälzung, wobei Feinsedimente abgeschwemmt und neue Habitate (wie z. B. Kiesbänke) geschaffen werden.</p>
<p>Unzureichende Wasserqualität</p>	<p>genügend grosse Verdünnung von ARA^g-Abflüssen zur Minderung schädlicher Konzentrationen an ökologisch relevanten Stoffen</p> <p>verbesserte Abwasserreinigung, die auch dem Problem von Mikroverunreinigung^g und pharmazeutischen Rückständen gerecht wird</p> <p>genügend grosse Hochwasserentlastungsbecken, um den Eintrag ungeklärter Abwässer in die Fliessgewässer zu verhindern</p> <p>Pufferzonen und breite, gut bewachsene Uferstreifen fördern Nährstoffelimination sowie die Zurückhaltung von Schadstoffen</p>

	<p>Sammlung von Drainage-Abflüssen und separate Versickerung in Schönungsteichen</p> <p>Aufgrund der grossen Anzahl an Drainage-Rohren sind solche Massnahmen meist nicht umsetzbar, doch sie würden effektiv zur Verringerung von Schadstoffen (Nährstoffe, aber vor allem auch an Schwebstoffe gebundene Mikroverunreinigungen^g sowie Feinsedimente) im Gewässer beitragen.</p>
<p>Gestörtes Temperaturregime</p>	<p>Beschattung des Gerinnes durch Anpflanzen geeigneter Ufervegetation, reduziert die Erwärmung des Gewässers und schafft ein eigenes Mikroklima im Gewässerumfeld</p> <p>keine direkte Einleitung von Kühlwasser aus Industrie/Kraftwerken, da diese neben der fehlenden Gerinnebeschattung und vor dem Hintergrund des Klimawandels, die Temperaturen der Gewässer weiter erhöhen</p> <p>Anpassung der Temperatur von geklärten Abwässern aus ARAs^g vor der Einleitung ins Gewässer</p> <p>angepasstes Staudamm-Management: keine Abgabe von kaltem Tiefenwasser in sommerwarme Bäche/Flüsse</p>
<p>Gestörte Längsvernetzung^g</p>	<p>Entfernung von Querbauwerken und Sohlswellen</p> <p>Die Entfernung von Bauwerken ist sinnvoller, als diese technisch nachzurüsten, damit sie leichter durchwandert werden können. Eine Wiederherstellung der Längsvernetzung^g sollte im System von unten nach oben (entgegen der Strömung) erfolgen und die Quantität und Qualität der dann wieder angeschlossenen Habitate berücksichtigen. Eine praktische Hilfestellung bieten hier die Leitfäden von Kemp und O’Hanley (2010) und Zitek (2007)</p> <p>technische Lösungen zum Passierbarmachen von Querbauwerken für ein breiteres Artenspektrum, sowohl stromauf-, als auch stromabwärts</p> <p>Mäandrierung (wo standorttypisch^g)</p> <p>Die Mäandrierung resultiert in variabler Fliessgeschwindigkeit und schafft so strömungsarme Refugien</p> <p>Freilegung eingedolter^g Gewässer: grade im urbanen Raum wurden viele kleine Gewässer unter die Oberfläche verlegt. Eine Freilegung dieser Gewässer kann neben dem ökologischen Nutzen auch den Wohnraum aufwerten</p> <p>Schaffung vegetationsreicher Uferstreifen (wo standorttypisch^g)</p> <p>Gut bewachsene Uferzonen schaffen ein ideales Mikroklima für die fliegenden Adultstadien der Gewässerinsekten und fördern deren Ausbreitung</p> <p>natürliches Sohlsubstrat, da künstliche Substrate wie Steinpflasterungen oder betonierte Abschnitte eine Wanderbarriere für Organismen darstellen, die im Kieslückenraum der Gewässersohle^g leben</p> <p>sonstige Störelemente beseitigen: Lärm, Licht, unnatürliches Temperaturregime,</p>

	<p>Wasserqualitätsprobleme, da nicht allein Querbauwerke die Wanderung beeinflussen können, sondern die oben genannten Faktoren indirekt als Wanderbarriere fungieren, da sie das Verhalten von Organismen verändern können (z.B. Scheuch-Wirkung von Lärm- oder Lichtquellen)</p>
<p>Gestörte Quervernetzung^g</p>	<p>Entfernung von Ufer- und Sohlfixierungen ermöglicht eine dynamische Gewässerentwicklung und fördert die laterale und vertikale Vernetzung^g</p> <p>Gerinneaufweitung^g und Mäandrierung (wo standorttypisch^g) schafft flache Uferzonen, welches die laterale Konnektivität^g erhöht</p> <p>Anhebung der Gewässersohle^g oder Absenken des angrenzenden Terrains erhöht den Austausch mit dem umgebenen Gelände. Nach kleinen Hochwässern bleiben kleine Stillgewässer zurück, welche für viele Amphibien oder Arten des Uferraums wertvoll sind</p> <p>Vernetzung^g mit Auen und Stillgewässern, kommt solchen Arten zu Gute, die mit wechselnden Lebensstadien unterschiedliche Ansprüche an Habitate haben, so funktionieren viele Stillgewässer als „Kinderstube“ für Arten, die als Adulte in Fließgewässern leben</p> <p>siehe „Fehlende Habitatdynamik“ und „Gestörter Geschiebehalt“</p>
<p>Morphologische Strukturdefizite</p>	<p>Zulassen und Fördern selbsterhaltender, dynamischer^g Prozesse Ziel jeder Revitalisierung ist es, dem Gewässer die Möglichkeit zur eigenständigen Schaffung natürlicher Habitate zu geben.</p> <p>Entfernung von Ufer- und Sohlfixierungen (siehe gestörte Quervernetzung^g)</p> <p>Gerinneaufweitung^g und Mäandrierung (wo standorttypisch^g)</p> <p>Hinzufügen von standorttypischen^g Strukturen (Baumstämme, Totholz, Steine) Strukturen sollten nicht im Bachbett fixiert werden: ihre Umlagerung durch Hochwässer ist Teil der dynamischen^g Selbstentfaltung des Gewässers.</p> <p>Schaffung vegetationsreicher Uferzonen Dies führt automatisch zu einem natürlichen Eintrag von Laub und Totholz, ins Wasser ragende Wurzeln bieten Lebensraum.</p> <p>Schaffung von Habitaten Die künstliche Schaffung von Habitaten ist nur da sinnvoll, wo dem Gewässer nicht genügend Raum zur Selbstentfaltung gegeben werden kann, zum Beispiel in Siedlungsgebieten. Dennoch sollten dynamische^g Prozesse gefördert werden.</p>

5. RÄUMLICHE KRITERIEN

KONTEXT ZUR PRIORISIERUNG:

SIND DEFIZITE UND GEEIGNETE MASSNAHMEN IDENTIFIZIERT, MÜSSEN IM EINZUGSGEBIET DIE BEREICHE LOKALISIERT WERDEN, WO DIE UMGESETZTEN MASSNAHMEN IN KOMBINATION MIT ANDEREN RELEVANTEN RAHMENBEDINGUNGEN AM EHESTEN EINE EFFEKTIVE ÖKOLOGISCHE ERHOLUNG ERWARTEN LASSEN.

5.1 ÖKOLOGISCHES ERHOLUNGSPOTENZIAL

Generell sollten die Abschnitte im Gewässernetz vorrangig revitalisiert werden, welche das grösste Potenzial zur ökologischen Erholung[§] zeigen (siehe Kapitel 6 Prognosen). Hierbei spielen der Grad der Störung der ökologischen Prozesse auf Einzugsgebietsebene[§], aber auch das **Potenzial zur Wiederbesiedlung** eine Rolle.



5.2 ÖKOLOGISCHER WERT

Aus der Naturschutzökologie kommt die Sichtweise, dass **nicht alle Abschnitte im Gewässersystem gleich wertvoll** sind und demnach nicht allein der Grad der anthropogenen Beeinträchtigung über die Priorisierung entscheiden sollte. Stewart (2011) schlägt die folgenden fünf Kriterien für die Bestimmung des ökologischen Wertes eines Gewässers vor:



- **Ursprünglichkeit:** Dieser Aspekt gibt Aufschluss darüber, wie stark Arten/Habitate/Gewässercharakteristika im betrachteten Bereich anthropogen verändert sind. Je geringer die Veränderung, desto höher wohl der ökologische Wert dieser Abschnitte.
- **Seltenheit:** Dieser Aspekt soll die Häufigkeit von Arten/Habitaten/Gewässercharakteristika im gesamten Einzugsgebiet[§] bewerten. Evtl. kommen Arten oder Habitate nur sehr selten vor und erfordern daher einen speziellen Schutz.
- **Repräsentativität:** Dieser Aspekt soll in Erinnerung rufen, inwiefern Arten/Habitate/Gewässercharakteristika im betrachteten Bereich typisch für das Einzugsgebiet[§] sind. Sind Einzugsgebiete[§] stark verändert, ist dies evtl. nicht mehr leicht nachzuvollziehen. Gerade die „typischen“ Habitate und Arten haben unter dem anthropogenen Einfluss besonders gelitten und sind auf grosser Fläche verschwunden oder zurückgedrängt worden. Um eine standorttypische[§] Lebensgemeinschaft zu etablieren, sollten vor allem auch die typischen Habitate, die zuvor häufig waren, wieder gefördert werden.
- **Diversität:** Der Aspekt der Diversität von Arten/Habitaten/Gewässercharakteristika ist im Naturschutz besonders populär. Die Abschnitte, in denen die grösste Diversität von Arten und Habitaten vorhanden ist, müssen besonders geschützt werden. Dies ist sinnvoll, wenn man es auf diese Weise schafft, auf relativ wenig Raum viele Arten zu schützen, die dann auch als Quellpopulationen[§] der Wiederbesiedlung dienen können.
- **funktionale Besonderheiten:** Dieser Aspekt räumt auch Abschnitten, die aus Sicht von Arten und Habitaten wenig interessant erscheinen, einen hohen Stellenwert ein, wenn sie funktional von grosser Bedeutung sind. Zu diesen Besonderheiten können die Nutzung als

Migrationskorridor für wandernde Arten bzw. Laich- oder Jungtierhabitate sein. Da diese Ereignisse evtl. nur saisonal auftreten, ist eine gute Datengrundlage für solche Abschnitte notwendig.

Jedes Kriterium lässt sich aufgrund der verschiedenen Indikatoren^g einzeln beurteilen und mit Hilfe eines Punkteverfahrens oder mittels Expertenmeinung gesamtheitlich bewerten (Abbildung 4).

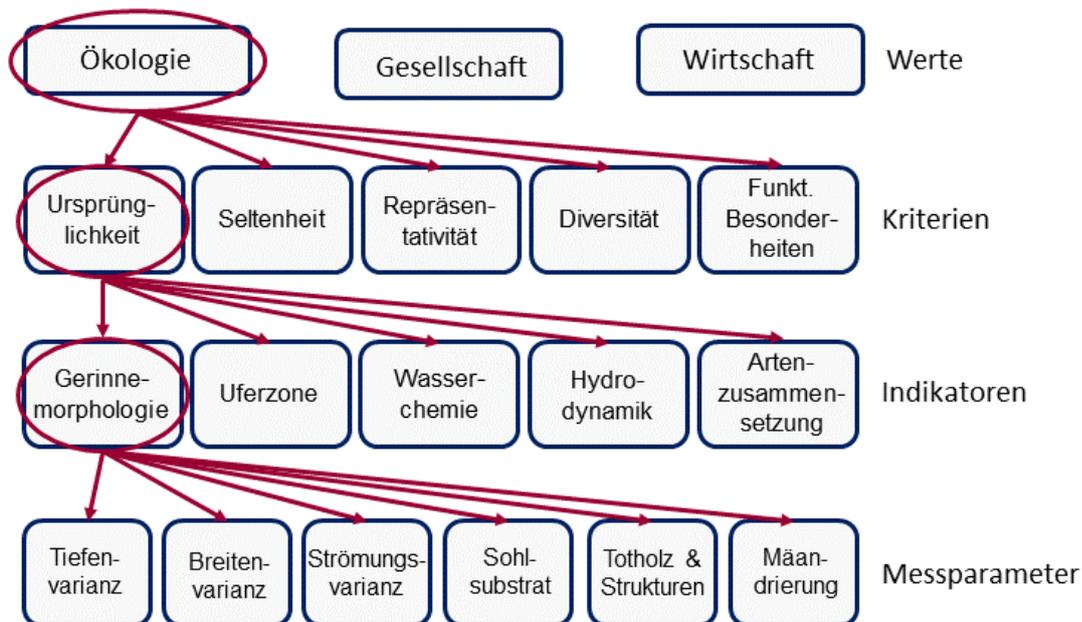


Abbildung 4: Hierarchische Bewertungsstruktur von Fließgewässern mit Schwerpunkt auf dem ökologischen Wert (verändert nach Stewart 2011).

6. PROGNOSEN

KONTEXT ZUR PRIORISIERUNG:

DIE DIVERSEN TECHNIKEN DER PROGNOSEERSTELLUNG UNTERSTÜTZEN DIE ABWÄGUNG, WO IM EINZUGSGEBIET WELCHE MASSNAHMEN DIE ÖKOLOGISCHE ERHOLUNG AM BESTEN UNTERSTÜTZEN UND SOMIT PRIORITÄR ANZUGEHEN SIND.

6.1 GRUNDLAGEN

6.1.1 BEURTEILUNG DER ERHOLUNG

Die Erholung^g wird mit Erfolgskontrollen^g aufgezeigt. Eine Übersicht geeigneter Indikatoren^g (spezifisch, messbar, exakt, realistisch und zeitgerecht) ist im Handbuch für Erfolgskontrollen^g dokumentiert (Woolsey et al. 2005).

Ein Ziel der Revitalisierung sollte die Wiederherstellung von intakten Prozessen (siehe Kapitel 2.1 Intakte Ökosystemprozesse) und Habitaten sein, die eine standorttypische^g Entwicklung von Artengemeinschaften ermöglichen sollen (siehe Kapitel 2.2 Standortgerechte Biodiversität^g). Konkrete Empfehlungen zur Auswahl und Durchführung von Erfolgskontrollen^g werden von Peter und

Scheidegger im Merkblatt 8 (2012) beschrieben. Generell sind Vorher-Nachher-Vergleiche einer Nachher-Betrachtung von revitalisierten vs. degradierten[§] Abschnitten zu bevorzugen. Unbeeinflusste Kontrollabschnitte[§] können Aufschluss über systembeeinträchtigende Ereignisse liefern. Erfolgskontrollen[§] sollten in regelmässigen Abständen über mehrere Jahre hinweg durchgeführt werden. Eine erste Kontrolle kann nach 1-2 Jahren sinnvoll sein und sollte im Abstand von 3-5 Jahren wiederholt werden. Da eine ökologische Erholung[§] auch deutlich länger benötigen kann, sollten Erfolgskontrollen[§] idealerweise über einen Zeitraum von 10 Jahren hinaus durchgeführt werden. Zur besseren Vergleichbarkeit sollten Erfolgskontrollen[§] immer zur selben Jahreszeit durchgeführt werden.

Die kombinierte Analyse vieler Erfolgskontrollen[§] bietet die Möglichkeit, generelle Schlussfolgerungen zum ökologischen Erholungspotenzial[§] von Revitalisierungen zu ziehen. In der Fachliteratur wird dieses Potenzial kontrovers diskutiert. Viele Studien, welche kleinräumige Habitatrevitalisierungen untersuchten, zeichnen ein eher nüchternes Bild, bei der die ökologische Erholung[§] deutlich hinter der physikalischen Zielerreichung zurückbleibt (Palmer et al. 2010, Roni 2003, Kail et al. 2007). Dennoch gibt es auch zusammenfassende Studien, welche positive Entwicklungen zeigen, beispielsweise zu Makrophytengemeinschaften (Lorenz et al. 2012), zur Abundanz[§] von salmoniden Fischen (Stewart et al. 2009, Whiteway et al. 2010) oder zur Artendiversität beim Makrozoobenthos[§] (Miller et al. 2011). Auch unsere Metaanalyse[§], in der wir 62 Habitatrevitalisierungsprojekte untersuchten (siehe PROJEKTHIGHLIGHT 1) zeigte, dass in ca. zwei Drittel aller untersuchten Projekte positive Tendenzen auf Fischgemeinschaften bezüglich Artenanzahl, Gesamtfischabundanz[§] und Biodiversität[§] dokumentiert werden konnten.

Dennoch scheint eine Beschränkung auf kleinräumige Habitat-Revitalisierungen in den Bestrebungen Referenz[§]-Artengemeinschaften wiederherzustellen, limitiert zu sein, (Haase et al. 2012). Unter Umständen kann langfristig eine Aneinanderkettung vieler kleinräumiger Revitalisierungen und die damit verbundene räumliche Ausdehnung eine substantielle ökologische Verbesserung nach sich ziehen.



Der Erfolg von Revitalisierungen ist daher auch sehr stark vom Zielzustand abhängig, gegen den man das Resultat testet (Weber und Peter 2011).

PROJEKTHIGHLIGHT 1

Teilprojekt: Fische

Metaanalyse[§]: Effekte von Habitat-Revitalisierungen auf Fischgemeinschaften (Thomas et al. *in Vorb.*)

In Kooperation mit dem Senckenberg Forschungsinstitut (Deutschland) haben wir 62 Fliessgewässer-Revitalisierungsprojekte aus Deutschland und der Schweiz hinsichtlich ihres Aufwertungspotenzials auf die Fischgemeinschaften ausgewertet.

Es zeigte sich, dass je zwei Drittel der Projekte eine erhöhte Fischdichte, eine Zunahme der Anzahl an Fischarten sowie einen erhöhten Biodiversitäts-Index[§] (Brillouin-Index) aufwiesen. Ein Drittel der Projekte zeigte hingegen eine Verschlechterung oder keine Veränderung in diesen Merkmalen.

Unsere Analyse zeigte keinerlei Effekt der Revitalisierungen auf den Anteil von invasiven[§] oder bedrohten Arten.

Erfolgskontrollen[§] der analysierten Projekte fanden zwischen 1 und 19 Jahren nach Abschluss der Bauarbeiten statt. Dies ermöglichte es uns, Aussagen über die zeitliche Dynamik der Wiederbesiedlung zu treffen. In den ersten 3 Jahren nach den Baumassnahmen zeigten sich hohe Schwankungen im Auftreten von Arten. Die Biodiversität, welche sich aus Artenanzahl und Abundanz[§] der einzelnen Arten errechnet, steigt über einen deutlich längeren Zeitpunkt an. Dies deutet darauf hin, dass sich die Dominanz einzelner Arten zu Beginn über die Zeit abschwächt.

Unsere Studie stützt damit das Bild, dass kleinräumige Habitatrevitalisierungen zu einer leichten Aufwertung von Fischgemeinschaften führen können, eine substantielle Verbesserung jedoch nicht dokumentiert werden kann.

Fazit:

- Wiederholte Erfolgskontrollen[§] sind notwendig, da der Erholungsprozess[§] dynamisch ist. Kontrollen sollten daher auch nach mehr als 3 Jahren nach Abschluss der Bauarbeiten durchgeführt werden.
- Kleinräumige Habitatrevitalisierungen können allenfalls eine leichte Verbesserung der Fischfauna bewirken, für substantielle Verbesserungen müssen grossräumige Prozesse verändert werden
- Kleinräumige Habitat-Revitalisierungen scheinen wenig geeignet, um invasive[§] Arten zurückzudrängen oder bedrohte Arten zu stärken

Um eine umfassende Verbesserung der Fischfauna zu erreichen, sollten Revitalisierungen möglichst grossflächig ausgeführt werden und neben der Erstellung von diversen Habitaten auch die Ökosystemprozesse im Hintergrund berücksichtigen.



6.1.2 ZEITLICHE KOMPONENTEN DER ERHOLUNG

Die zeitliche Erholung[§] aquatischer Ökosysteme nach Revitalisierungsmassnahmen ist nicht so leicht zu beurteilen, da es an Langzeitstudien mit wiederholten Erfolgskontrollen[§] mangelt. Die zu erwartenden Erholungszeiträume[§] variieren auch in Abhängigkeit davon, wie stark Prozesse im System gestört sind, welche Massnahmen realisiert worden sind, wie weit Quellen der Wiederbesiedlung entfernt liegen, welche Arten vorhanden sind und wie gut das System als solches vernetzt ist (siehe PROJEKTHIGHLIGHT 2). Wie zuvor schon beschrieben wurde, ist der Erholungsprozess[§] dynamisch und kann mit einer einmaligen Erfolgskontrolle[§] nicht dokumentiert werden. Generell ist eine kurzfristige Erholung[§] allein durch eine stärkere Ausbreitung von Individuen zu erwarten, funktionelle Verbesserungen durch Revitalisierungen, welche bspw. bisher nicht (mehr) vorkommende Arten in das Gebiet bringen, zeigen sich meist erst deutlich später - insbesondere, wenn die Arten lange Generationszeiten haben.

Bezogen auf Fische können Massnahmen, welche die Konnektivität[§] wiederherstellen, eine rasche Wiederbesiedlung ermöglichen (Gardner et al. 2013).



Andere Massnahmen (z. B. Wiederherstellen eines naturnahen Ufers) benötigen mehrere Jahre, bis sie sich in vollem Umfang auswirken (Beschattung, Strukturierung des Ufers, funktionierender Pufferstreifen zum Umland). Für Fische zeigen viele Studien eine Erholung[§] innerhalb der ersten fünf Jahre (z. B. Niemi et al. 1990, Matthews et al. 2010), einige Studien schätzen aber die Dauer bis zu einer vollständigen Erholung[§] mit bis zu 20 Jahren deutlich länger ein (Trexler 1995). Fischgemeinschaften zeigten in einer anderen zusammenfassenden Studie einen Zeitraum von < 6 Jahren, bis sich eine Reaktion auf die Revitalisierungsmassnahmen zeigte (Weber und Peter 2011). Unsere Metaanalyse[§] (siehe PROJEKTHIGHLIGHT 1) gibt Hinweise darauf, dass die Präsenz von Arten in den ersten 3 Jahren nach Abschluss der Bauarbeiten sehr dynamisch ist, die Biodiversität[§] verändert sich noch weit über diesen Zeitraum hinaus. Einzelne Erfolgskontrollen[§] zeigen daher nur

eine Momentaufnahme und dokumentieren nicht einen stabilen Gleichgewichtszustand am Ende eines dynamischen Wiederbesiedlungsprozesses. Dabei gilt zu berücksichtigen, dass Ökosysteme natürlicherweise Fluktuationen im Artenvorkommen zwischen Jahren und Jahreszeiten zeigen. Detenbeck et al. (1992) belegen, dass sich Indikatoren⁸, die sich auf die Lebensgemeinschaft beziehen (z. B. Artenzusammensetzung, Artenzahl) rascher erholen als Indikatoren⁸, welche die Population⁸ charakterisieren (z. B. Individuendichte). Salmoniden (Forellenartige) reagierten in dieser Untersuchung am wenigsten schnell.

Eine Metaanalyse⁸ zeigte eine schnelle Erholung⁸ (< 1 Jahr) für Makroinvertebraten (Miller et al. 2011), während Muotka et al. (2002) eine 4-8 jährige Erholungszeit für die benthischen Makroinvertebraten beobachteten. Eine Erfolgskontrolle⁸ nach ca. 3 Jahren, natürlich bestenfalls auch später noch einmal, ist also von grosser Wichtigkeit.

Die Wiederbesiedlungsdynamik von Abschnitten durch Fische

In zwei Feldstudien haben wir die Wiederbesiedlungsdynamik von Fischen untersucht, nachdem die Abschnitte fischfrei waren.

- a) An der Mönchaltorfer Aa (Kt. Zürich) wurden drei Abschnitte auf einer Länge von je 250 m leergefischt (Abstand ca. 1,2 km) und die Fische so versetzt, dass eine Rückkehr ausgeschlossen werden konnte. Die Neubesiedlung wurde über 18 Monate hinweg verfolgt. Revitalisierungsarbeiten fanden dabei nicht statt. Die Abschnitte lagen in einem gut vernetzten Bereich des Systems. Insgesamt wurden 11 Fischarten nachgewiesen, von denen 4 häufig waren.

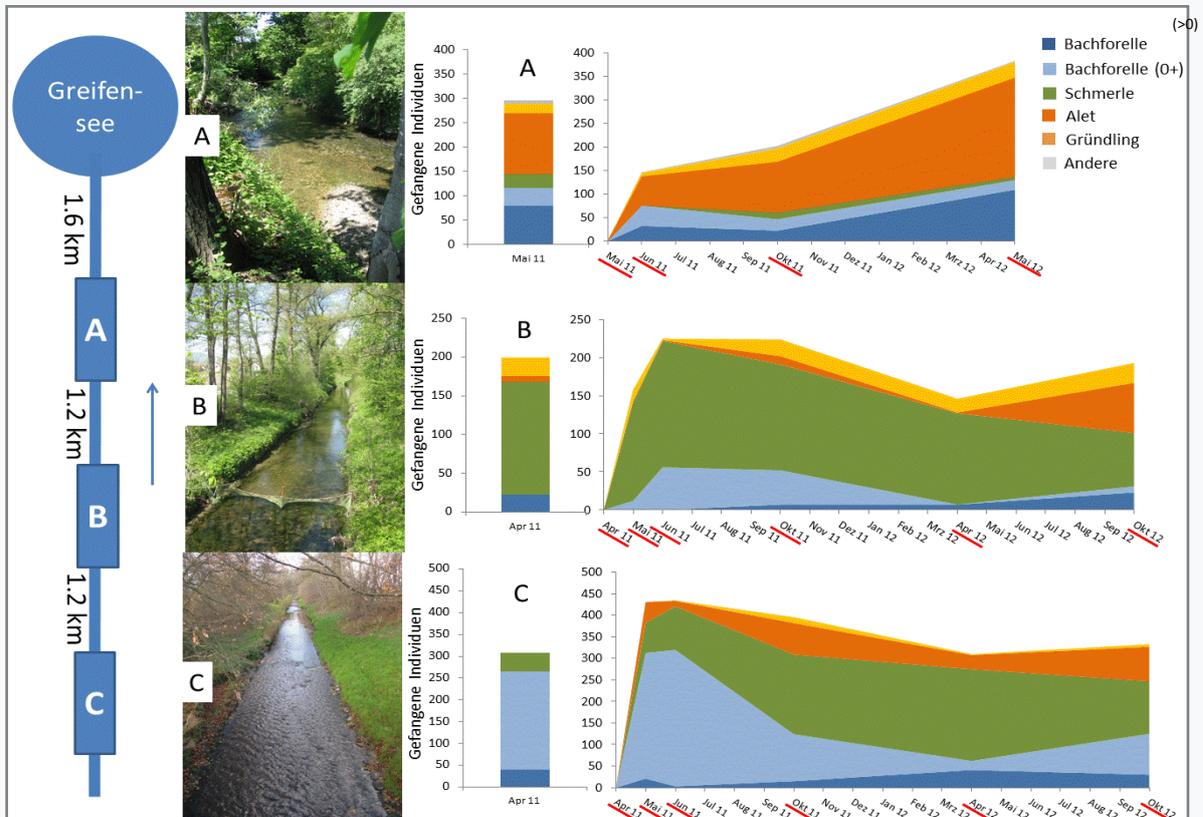


Abbildung 1: Übersicht der drei Abschnitte in der Mönchaltorfer Aa (links) und der Verlauf der Wiederbesiedlung im Untersuchungszeitraum (rechts). Die Diagrammbalken in der Mitte geben die Zusammensetzung und Abundanz⁹ (200 m Strecke, 3 Durchgänge mit Elektrofangergerät) der Fischgemeinschaft zum Zeitpunkt der Leerfischung an. Die Wiederbesiedlung ist ausgehend von einem als hypothetisch fischfrei betrachteten Abschnitt dargestellt (rote Striche auf der x-Achse markieren Befischungstermine, die Daten dazwischen wurden linear interpoliert).

Fazit:

- In kurzen und gut vernetzten Bereichen ist mit einer sehr schnellen Wiederbesiedlung (< 1 Monat) zu rechnen
- Nicht alle Fischarten und Altersklassen erholen sich gleich schnell, adulte Bachforellen zeigten beispielsweise die langsamste Erholung^g, wohingegen die Dichte von Schmerlen rasch anstieg
- Die dominanten Arten im System sind auch für die Wiederbesiedlung massgeblich, seltene Arten bleiben selten
- Kleine, schwimmschwache Arten werden evtl. durch Drift^g verfrachtet, ein strukturarmes, *degradiertes* Gewässer kann diesen Trend verstärken
- Störungen, wie in diesem Fall die experimentelle Leerfischung, können bestehende Fischgemeinschaften verändern: Evtl. kann das Verschwinden von sich territorial verhaltenden Fische in strukturarmen Gerinnen dazu führen, dass sich anschliessend Arten aus der unmittelbaren Umgebung ansiedeln, die dort zuvor nicht heimisch waren.

b) Der Lochrütibach (Kt. Nidwalden) wurde im Frühjahr 2011 revitalisiert. Die Revitalisierung war dabei auf die oberen 900 m des insgesamt 1.100 m langen Baches begrenzt. Vor Beginn der Bauarbeiten und über einen Zeitraum von 18 Monaten im Anschluss wurde die Erholung^g der Fischfauna in drei Teilabschnitten verfolgt. Der Lochrütibach ist als schlecht vernetzter Oberlauf anzusehen und beheimatet als Gewässer des Alpenvorlandes lediglich zwei Fischarten (Bachforelle und Groppe).

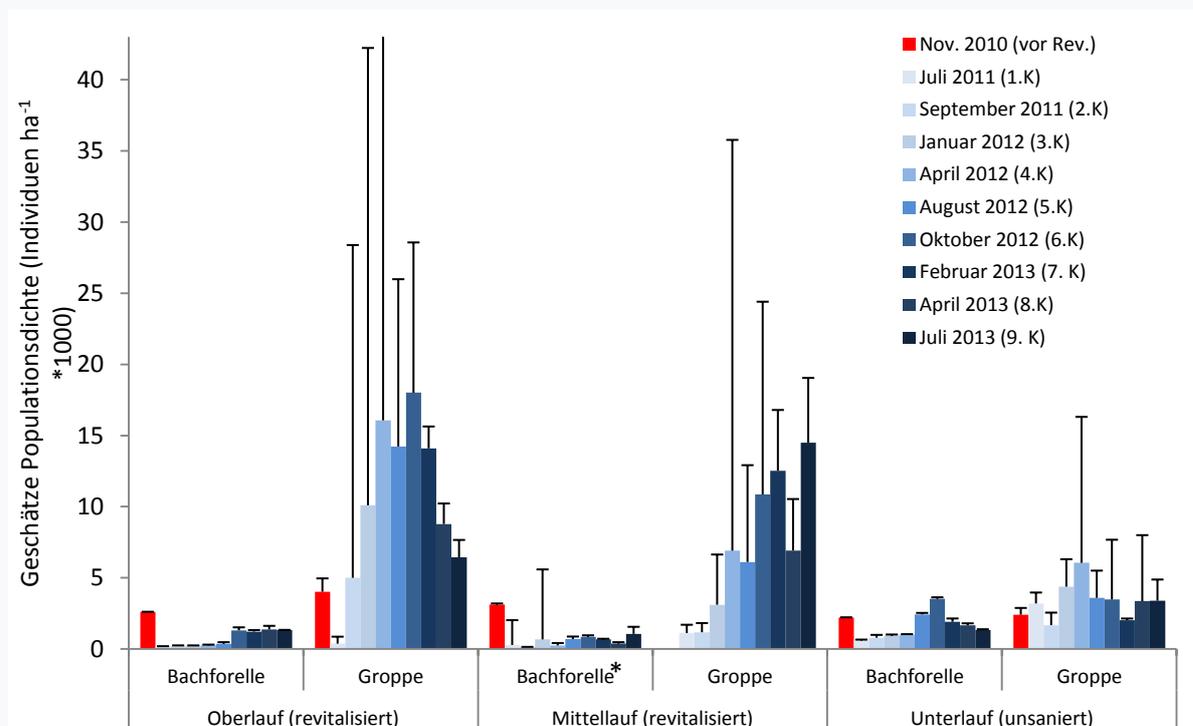


Abbildung II: Übersicht der drei Experimentalabschnitte im Lochrütibach, vor (rot) und nach (verschiedene Blautöne) der Revitalisierung (* = keine Abschätzung möglich; K = Kontrolle). Die Angaben beruhen auf Populationsabschätzung mittels des Programms „Microfish 3.0“ (J. Van Deventer, Cary, USA), basierend auf den Fangergebnissen von Elektrofischungen (Striche = Fehlerbalken; Unsicherheiten bei der Dichtebestimmung der Groppe).

Fazit:

- Schlecht vernetzte Oberläufe, die nicht von weiter oben liegenden Abschnitten wiederbesiedelt werden können, zeigen kaum Anzeichen für Erholung^g durch Ausbreitung von Individuen aus der Umgebung. Eine Erholung^g solcher Abschnitte findet wohl vor allem durch gewässerinterne Rekrutierung (=Vermehrung) von im Abschnitt verbliebenen Tieren statt.
- Wechselwirkungen zwischen Arten müssen bei der Erfolgskontrolle^g berücksichtigt werden, vor allem wenn Arten über Räuber-Beute Interaktionen miteinander verbunden sind oder um Habitate oder Nahrungsressourcen konkurrieren. In unserem Experiment war eine prächtige Entwicklung von Groppe nach der Revitalisierung zum Teil wohl auch darin begründet, dass grosse Bachforellen, die als Räuber betrachtet werden können, gefehlt haben.

Eine ökologische Erholung^g ist vor allem in solchen Abschnitten zu erwarten, in denen grundlegende Prozesse (Geschiebehauhalt^g, Hydrodynamik^g und dynamische^g Morphologie, gute Wasserqualität) noch weitgehend intakt sind oder wo sie wieder hergestellt wurden (siehe PROJEKTHIGHLIGHT 3). Eine rasche Wiederbesiedlung kann in Gewässerabschnitten erwartet werden, die mit dem Ober- und Unterlauf sowie mit den Seitengewässern gut vernetzt sind.

PROJEKTHIGHLIGHT 3

Teilprojekt: Benthos

Der Einfluss anthropogener Beeinträchtigung auf die Makrozoobenthos^g-Gesellschaft

Die Mönchaltorfer Aa (Kt. Zürich) hat ein relativ kleines Einzugsgebiet (ca. 50 km²) und mündet in den Greifensee. Die Oberläufe entspringen meist in bewaldetem Gebiet mit relativ geringer Beeinträchtigung (Ökomorphologie^g sowie Wasserqualität), die jedoch flussabwärts durch Landwirtschaft und Siedlungsgebiete stetig zunimmt. Acht Standorte wurden ausgewählt, um den Einfluss anthropogener Beeinträchtigung auf die Gesellschaft der Makroinvertebraten und deren Nahrungsnetze zu untersuchen:



Abbildung: Einzugsgebiet^g der Mönchaltorfer Aa mit den acht Untersuchungsstandorten.

Fazit:

- Die Gesamtartenzahl, vor allem der sensitiven Ephemeroptern-, Plecopteren- und Trichopteren-Taxa (EPT-Arten^g), nahm unter zunehmender anthropogener Beeinträchtigung ab und die Anzahl stressresistenter Arten nahm zu.
- Nicht nur die Artenzahl nahm ab, auch ihre Interaktionen veränderten sich: An den natürlichen Standorten wurden wesentlich komplexere Nahrungsnetze gefunden als weiter flussabwärts. Dies spiegelt die Degradation der Ökosysteme unter anthropogener Beeinträchtigung wider.
- Zwischen den Standorten 5 und 6 werden die geklärten Abwässer aus der ARA^g Gossau eingeleitet. Obwohl die Strecke 6 im Jahr 2005 renaturiert wurde und eine intakte Ökomorphologie^g besitzt, wurde kaum eine Verbesserung für die Makroinvertebraten erzielt: Die Verdünnung der Abwässer in dem kleinen Bach ist sehr gering, so dass die eingetragenen Nährstoffe durch das Nahrungsnetz anhand schwerer Stickstoff-Isotopen verfolgt werden konnten.

Dies unterstreicht die Wichtigkeit der Wasserqualität für Makrozoobenthos^g. Entweder muss diese verbessert werden oder es sollten vorrangig Teileinzugsgebiete^g mit möglichst wenig beeinträchtigter Wasserqualität revitalisiert werden.



In der Sense liess sich zeigen, dass die morphologisch stark beeinträchtigten Strecken des Unterlaufes bezüglich der Biodiversität^g von den intakten Abschnitten des Oberlaufes deutlich profitieren (Alp et al. 2011).

Für Gewässerrevitalisierung ergibt sich daraus, dass gut vernetzte Teileinzugsgebiete^g in der Nähe von intakten Gewässerabschnitten ein höheres Besiedlungspotenzial^g aufweisen und sich somit rascher erholen können.



Grundvoraussetzung für eine artenreiche Gemeinschaft in revitalisierten Flusssystemen sind Quellpopulationen^g für die Wiederbesiedlung innerhalb des Radius, in dem sich die entsprechenden Arten ausbreiten können. Für eine entsprechende Planung ist ein Wissen über die Verteilung der Arten auf regionaler Ebene sowie deren Ausbreitungspotenzial notwendig. Liegen keine entsprechenden Daten in genügend hoher Auflösung vor, so können mögliche Quellpopulationen^g („Hotspots^g“) auch aufgrund von physikalischen und chemischen Habitatcharakteristika sowie der Lage im Gewässersystem abgeschätzt werden.



FISCHE

Vor allem über grosse Strecken wandernde Fischarten wurden durch die starke Fragmentierung^g unserer Gewässer zurückgedrängt und einige Arten starben sogar aus. Dementsprechend wichtig ist der Faktor der Längsvernetzung^g. Wanderbarrieren limitieren das Ausbreitungspotenzial vieler Fischarten. Tendenziell sind Fischarten, welche über grössere Distanzen wandern, eher in den Unterläufen vertreten, weswegen die Wiederherstellung der Fischdurchgängigkeit Richtung flussaufwärts erfolgen sollte (Zitek 2007, Kemp 2010). Im Liechtensteiner Binnenkanal wurden die mündungsnahen Abschnitte nach der Entfernung einer Barriere innerhalb von 4 Jahren mit zehn aus dem Alpenrhein einwandernden Fischarten besiedelt. Die gesamte Artenzahl erhöhte sich von 6 bereits vorher vorhanden Fischarten auf 16 Fischarten nach der Vernetzung^g (Bohl et al, 2004). Dies verdeutlicht die Wichtigkeit der Nähe zu einem biologischen Hotspot. Auch bezüglich der Fliessrichtung ergeben sich Unterschiede. Fische, insbesondere Larven, können durch die Strömung stromabwärts verdriftet^g werden. Kleinere Schwellen stellen für die Abwärtsmigration meist kein Problem dar, können aber für schwimmschwache Arten (z. B. Schmerlen und Groppen) bei der Aufwärtsmigration unüberwindlich sein. Grössere Querbauwerke sind heutzutage vielerorts mit Fischauftiegsanlagen ausgestattet, deren Funktionalität für die vorkommende Fischfauna aber häufig nicht nachgewiesen ist. Weitgehend vernachlässigt wurde das Thema der Fischabwärtsmigration an Kraftwerken, wo der Grossteil der Wassermenge durch Turbinen abgeleitet wird, in den viele Fische verletzt werden oder verenden können. Dieses Thema ist erst in den vergangenen Jahren intensiver diskutiert worden.

Eine kurzfristige Besiedlung ist in erster Linie aus dem direkten Umfeld der Revitalisierung zu erwarten. Die effektiven Ausbreitungsdistanzen der meisten Fischarten liegen bei weniger als 5 km (Stoll et al. 2013) bzw. weniger als 1 km (siehe PROJEKTHIGHLIGHT 4). Von daher ist eine punktuelle Aufwertung mit längeren unsanierten Abschnitten dazwischen, wie es das Trittsteinkonzept (punktuelle Aufwertungen entlang einer degradierten^g Gewässerstrecke, die als „Trittsteine“ für die Ausbreitung von Individuen und Arten fungieren sollen) vorsieht, eher kritisch zu bewerten.

Ausbreitungspotenzial Fische

In der Seewag (Kt. Luzern) wurden entlang eines 1,6 km langen Abschnittes knapp 300 Fische mit passiven Sendern (Tags) versehen, welche jedem Fisch eine individuelle Nummer zuschreiben. Insgesamt wurden Individuen von 8 Fischarten markiert, wobei nur 3 Arten häufig waren: Bachforelle, Schmerle und (invasive^g) Sonnenbarsche. Mit einer Handantenne, mit der die markierten Fische lokalisiert werden können, wurden an 21 Terminen im Verlauf eines Jahres die Positionen der Fische im Bach dokumentiert. Auf diese Weise liess sich die Ausbreitungsdistanz und Richtung der drei häufigsten Fischarten charakterisieren.

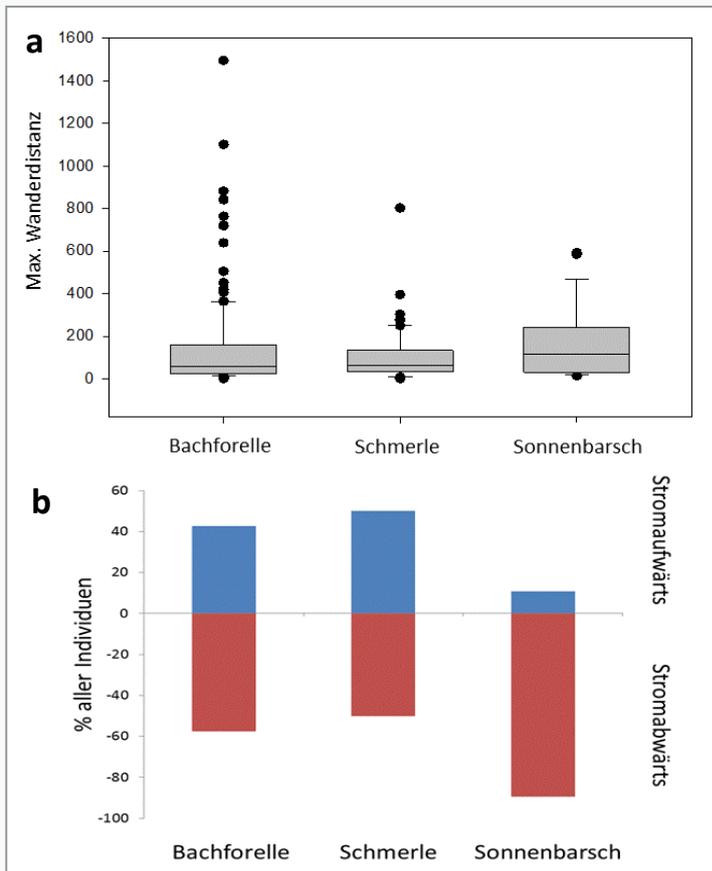


Abbildung a: Box-Plot Darstellung der Differenz (in Metern) zwischen der minimalen und maximalen dokumentierten Position innerhalb der Untersuchungsstrecke für die Individuen der drei häufigsten untersuchten Arten (Untersuchungszeitraum 11 Monate). Die grauen Boxen repräsentieren Werte für 50% der Individuen, Strich innerhalb grauer Box = Median; Striche mit Querbalken geben Werte für 5% bis 95% der Individuen an, schwarze Punkte sind Ausreisserwerte

Abbildung b: Wanderdistanz und Ausbreitungsrichtung der drei häufigsten Fischarten in der Seewag.

Fazit:

- Zwei (Schmerle und Sonnenbarsche) der drei untersuchten Fischarten zeigten innerhalb eines Jahres maximale Ausbreitungsdistanzen von weniger als 1 km. Allein für einzelne Individuen der Bachforelle kann eine Ausbreitung > 1,6 km angenommen werden
- Für eine funktionierende Strahlwirkung^g und die Ausbreitung von Arten über grössere Distanzen, ist es notwendig dass viele Individuen wandern Diese Studie zeigt, dass der Grossteil der Population^g jedoch standorttreu ist.
- Sonnenbarsche zeigen eine klar stromabwärts verschobene Ausbreitungstendenz - für Schmerlen und Bachforellen hingegen war diese ausgeglichen. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass auch einheimische Fischarten ein solch verschobenes Ausbreitungsmuster zeigen. Dies würde nahelegen, dass Revitalisierungen unterhalb von Artenpools eher besiedelt werden, als solche oberhalb.
- Fische ohne feste Ortsbindung breiten sich über die Zeit kontinuierlich aus und können evtl. langfristig auch weiter entfernte Abschnitte kolonisieren, sofern die dazwischen liegenden Abschnitte eine weitere Ausbreitung und Überleben nicht verhindern.

Vorrangig sind Revitalisierungen unterhalb und in der Nähe von Artenpools umzusetzen.



Lebensraum Kies: Jedem das Seine

In einer Feldstudie im Einzugsgebiet^g der Mönchaltorfer Aa (Kt. Zürich) wurden an fünf wenig beeinträchtigten Standorten je vier Durchflussrinnen (1 m x 0.15 m), so genannte Mesokosmen (Abb. a), installiert. Die eine Hälfte wurde mit feinem, homogenem Kies gefüllt (5-10 mm, Abb. b), die andere Hälfte mit grobem Kies (30-60 mm) und grösseren „Störsteinen“ (Abb. c). Im Verlaufe eines Jahres wurde die kleinräumige Besiedlung durch Makroinvertebraten studiert.



Abbildung: Installation von Mesokosmen in der Mönchaltorfer Aa.

Fazit:

- Wie erwartet wurde ein grösserer Artenreichtum in den Mesokosmen 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 der Strömungsgeschwindigkeit, die grösseren interstitiellen Poren zwischen den Steinen (= Lebensraum) sowie die grössere Ansammlung von Biomasse (Laub wird von Störsteinen zurückgehalten) zurückzuführen. In einem strukturreichen Fließsgewässer mit natürlichem Bodengrund, flachen Uferhabitaten und Riffle-Pool^g-Zonen findet also jede Art ihre bevorzugte Nische.
- Bei Hochwasserereignissen bietet das grobe Substrat den Makroinvertebraten Refugien.
- Bei den Standorten 4 und 5 wurden höhere Nährstoffkonzentrationen (Nitrit, Nitrat, Orthophosphat, Totaler Organischer Kohlenstoff) gemessen als an den Standorten 1, 2 und 3. Es ist anzunehmen, dass durch Landwirtschaft in der Umgebung auch mehr Pestizide und andere potenziell toxische Stoffe eingetragen werden, welche aber im Rahmen dieser Studie nicht gemessen werden konnten. Entsprechend finden sich bei 4 und 5 auch mehr stresstolerante Arten und weniger EPT-Arten^g als bei 1,2 und 3. Selbst an diesen scheinbar natürlichen Standorten ist die Wasserqualität also nicht zu vernachlässigen.

Bei Revitalisierungen in eher unbeeinträchtigten Teil-Einzugsgebieten^g mit grobem Substrat, idealerweise anschliessend an natürliche Fließstrecken, ist das Erfolgspotenzial für Makrozoobenthos^g am grössten. Dort befinden sich artenreiche Quellen für die Wiederbesiedlung, welche auf eher kleinräumiger Skala auch rasch zu erwarten ist.



MAKROINVERTEBRATEN

(Wenn nicht anderweitig zitiert, stammen die Daten aus der Literaturübersicht von Parkyn und Smith 2011)

- Ausbreitung 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 m zurückgelegt, doch über längere Zeit können auch mehrere Kilometer zurückgelegt werden; gefunden für *Gammarus*: 1.5 km, für Eintagsfliegen-Larven: 2.1 km. Durch aktive Ausbreitung gegen die Strömung können Makroinvertebraten über mehrere Wochen bis zu 300 m zurücklegen. Hier spielen jedoch natürliche (Seen, Wasserfälle) und anthropogene Barrieren (Abstürze, Kraftwerke) eine Rolle. Insgesamt dürfte die Ausbreitung durch Drift[§] eine wichtigere Rolle in der Besiedlung von Habitaten spielen (siehe PROJEKTHIGHLIGHT 5).
- Ausbreitung entlang der Fließgewässer durch fliegende Adultstadien aquatischer Insekten:
Der Flug adulter Insekten ist ihr wichtigster Ausbreitungsweg. 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 eine 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 (Smith et al. 2009).
- Ausbreitung über Land durch fliegende Adultstadien aquatischer Insekten:
Fänge von fliegenden Erwachsenenstadien aquatischer Insekten deuten auf eine eher kurze Ausbreitungsdistanz über Land hin (ca. 30-100 m). Eine Studie, in der Steinfliegen durch Anreicherung schwerer Isotopen markiert wurden, zeigte jedoch eine wind-unterstützte Ausbreitungsdistanz durchschnittlich über 600 m (Briers et al. 2004). Sowohl aufgrund von Fang- wie auch von genetischen Daten wird erwartet, dass geflügelte Stadien eine Distanz von wenigen Kilometern zwischen Einzugsgebieten überbrücken können (Kovats et al. 1996). Vor allem im Fall der lateralen Ausbreitung können Barrieren eine wichtige Rolle spielen. Mögliche Hindernisse sind Landschaftselemente: In Wäldern finden Insekten bessere klimatische Bedingungen, dafür werden sie weniger weit vom Wind getragen; Siedlungen können durch ihre künstliche „Lichtverschmutzung“ Fallen darstellen, da Insekten von verschiedenen Lichtquellen angezogen werden (Hölker et al. 2010, Perkin et al. 2011). Ausserdem nehmen Insekten Glasscheiben und Strassen wegen ihres Lichtpolarisierungsmusters fälschlicherweise als Flüsse wahr, was zu hohen Sterberaten führen kann.

6.2 METHODEN ZUR PROGNOSEERSTELLUNG

Zur Bewertung verschiedener Vorschläge für Massnahmen braucht man Prognosen zu ihren Auswirkungen. Für einzelne Massnahmen kann das relativ einfach sein, für viele Massnahmen ist es schwierig, die ökologischen Konsequenzen abzuschätzen. Trotzdem ist es sehr wichtig, sich explizit mit den erwarteten Auswirkungen auseinanderzusetzen. Wir unterscheiden im Folgenden drei Arten der Prognoseerstellung. In der Praxis ist es wichtig, diese gemeinsam einzusetzen und von den sich ergebenden Wechselwirkungen zu profitieren.

6.2.1 ÜBERTRAGUNG VON ERFAHRUNGEN

Für gewisse Massnahmen, etwa das Design von Blockrampen[§] anstellen von Schwellen, Mündungsvernetzungen etc. können direkt Erfahrungen von bereits ausgeführten Projekten übertragen werden.

Für Blockrampen[§] z. B. liegen umfassende Erfahrungen vor (Weibel und Peter 2013). Steile Rampen (> 6 % Gefälle) sollen nur in Gewässern gebaut werden, in denen die Bachforelle die einzig vorkommende Fischart ist. Beim Vorhandensein mehrerer Arten und ganz speziell von Kleinfischen sollte das Rampengefälle deutlich geringer sein (Äschenregion < 3 %, Barbenregion < 2.5 %).

Für Gerinneaufweitungen[§] liegen ebenfalls einige Erfahrungen vor. Die Habitat-Heterogenität lässt sich in der Regel mit dieser Massnahme deutlich verbessern und die Bedeutung der Uferlinie vergrössert sich. Wie rasch Organismen auf diese Veränderungen reagieren, hängt jedoch stark von der morphologischen Qualität der Habitate, der Nähe zu grösseren Artenpools und somit vom Wiederbesiedlungspotenzial[§] ab.

Für die häufigsten Revitalisierungsmassnahmen können bereits durchgeführte Erfolgskontrollen[§] in ähnlichen Gewässersystemen herangezogen werden. Dies ermöglicht Prognosen und ergibt eine gewisse Planungssicherheit. Mittels einer Erfolgskontrolle[§] sollte jedoch nach der Durchführung der Massnahme überprüft werden, ob sich der prognostizierte Erfolg auch wirklich einstellt.

6.2.2 EXPERTENBEURTEILUNG

Die Beurteilung durch erfahrene Experten ist sehr wichtig für eine Prognose für Revitalisierungsmassnahmen. Zur Strukturierung der Diskussion zwischen Experten können Konzepte wie etwa die „Landschaftsfilter“ (Poff 1997, Lake et al. 2007) nützlich sein. Sie bieten eine hierarchische Betrachtungsweise der zu berücksichtigenden Faktoren. Das Landschaftsfilter-Modell beschreibt, wie die möglichen Besiedler durch Barrieren oder „Filter“ reduziert werden, bis nur noch die tatsächlichen Besiedler vorhanden sind (Abbildung 5 nach Lake et al. 2007).

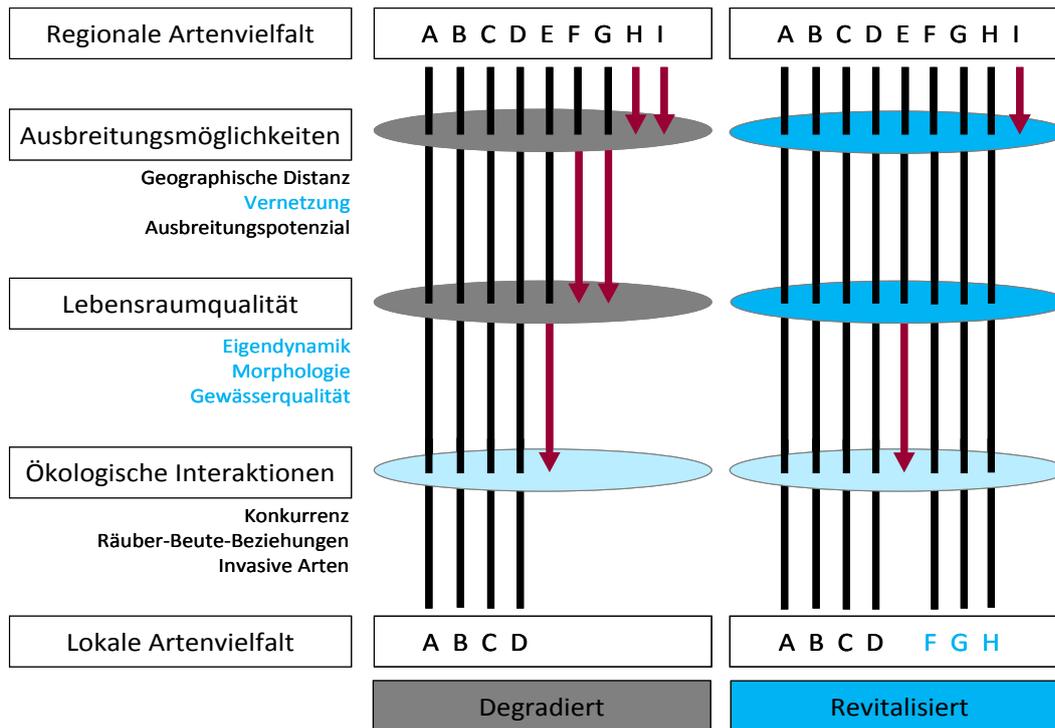


Abbildung 5: Das Landschaftsfilter-Modell veranschaulicht, welche ökologischen Prozesse (Filter) Arten zu überwinden haben, bevor sie sich erfolgreich in Abschnitten etablieren können.

Die möglichen Besiedler sind die Arten A bis I in den obersten Textkästen, welche die regionale Artenvielfalt darstellen. Diese müssen für eine erfolgreiche Besiedlung von neuen Abschnitten verschiedene Zwischenschritte erfolgreich absolvieren, damit eine nachhaltige Etablierung stattfinden kann. Folgende Schritte gilt es zu berücksichtigen (Abbildung 5): Ausbreitungsmöglichkeiten (zu überbrückende Distanz, Ausbreitungspotenzial der Arten, Vernetzungsgrad⁶ des Flusssystemes), Lebensraumqualität (ausreichende Dynamik⁶, Morphologie und Wasserqualität) und ökologische Interaktionen (Konkurrenz mit z. B. stresstoleranten Arten, Vorhandensein geeigneter Nahrung, Verdrängung durch invasive Arten⁶). 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 Lebensraumqualität verbessert werden (dunkelblau 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 degradierten⁶ Habitat.

Für eine Prognose zur Besiedlung von Organismen nach einer Revitalisierung sollten Experten folgende Fragen beantworten:

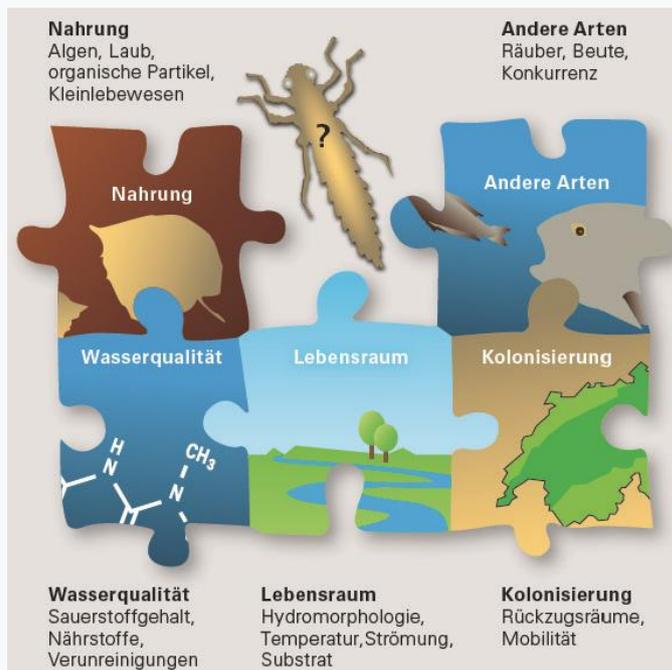
- Sind **Quellpopulationen**⁶ für die Wiederbesiedlung auf regionaler Ebene, im Abstand von wenigen Kilometern, vorhanden (Metapopulation⁶)?
- Haben die Arten das Potenzial, sich über die entsprechende **geografische Distanz** unter Miteinbezug möglicher **Vernetzungsbarrieren** auszubreiten?
- Ermöglicht das neu geschaffene Habitat mit seinen biotischen und abiotischen Faktoren eine langfristige **Etablierung der Arten**?

Mathematische Modelle formalisieren und quantifizieren das Wissen über das modellierte System. Damit können sie die Diskussion unter den Experten über die Effekte von Massnahmen und deren Unsicherheiten anregen.

Zwei an der Eawag entwickelte Modelle stehen an der Schwelle, in praxisorientierten Projekten angewandt zu werden. Das Modell streambugs (Schuwirth und Reichert 2012, 2013) versucht, die Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos[§] aufgrund von Umweltbedingungen und in der Region vorhandenen Makroinvertebraten vorherzusagen (siehe PROJEKTHIGHLIGHT 6). Damit eignet sich das Modell auch für die Beurteilung des Einflusses von Revitalisierungsmassnahmen auf die Wirbellosengemeinschaft im Fliessgewässer. Dieses Modell wird gegenwärtig mithilfe von Daten aus Bächen im Kanton Zürich getestet und verbessert und auf Ausbreitungsprozesse zwischen verschiedenen Stellen erweitert. Ein zweites Modell beschreibt die Bachforellenpopulation in einem Fliessgewässerabschnitt (Borsuk et al. 2006). Dieses Modell prognostiziert die erwartete Bachforellenpopulation[§] unter Einbeziehung von Unsicherheiten in Abhängigkeit von Umweltbedingungen und Revitalisierungsmassnahmen (siehe PROJEKTHIGHLIGHT 7). Fischbesatz, in Fliessgewässern insbesondere mit juvenilen Bachforellen, hat in der Schweiz eine lange Tradition und ist weit verbreitet. Das Modell bietet daher die Möglichkeit Fischbesatz zu berücksichtigen. Dieser Aspekt wurde - in Präzisierung der Originalversion - nun dahingehend geändert, dass die erhöhte Mortalität der Besatzfische berücksichtigt und somit die Beschreibung ihres Verhaltens und Überlebens verbessert (Siegenthaler et al., eingereicht). Das Modell wird zudem auf die Migration der Forellen im Flussnetzwerk[§] erweitert, da diese ein wichtiger Mechanismus für die Wiederbesiedlung und Erhaltung einer Population[§] ist. Beide Modelle (evtl. noch nicht mit allen Erweiterungen) werden vermutlich von Sommer 2013 an für die Anwendung auf praxisorientierten Projekten zur Verfügung stehen. Da jedoch die Prognosen unsicher sind und sich die Modelle mit derartigen Anwendungen weiterentwickeln müssen, wird es empfehlenswert sein, solche Anwendungen gemeinsam mit der Eawag durchzuführen.

Neben solchen dynamischen Populationsmodellen[§] werden für Revitalisierungsprognosen oft Habitatmodelle verwendet. Solche Modelle werden schon seit längerer Zeit für Fische verwendet (CASIMIR, Jorde 1996, Schneider et al. 2001; PHABSIM, Milhous und Waddle 2012; MesoHABSIM, Parasiewicz 2001, 2007; ESTIMHAB, Lamouroux und Capra 2002, Lamouroux und Cattaneo 2006). Mithilfe statistischer Methoden wurden aber auch neuere Habitatmodelle für Makroinvertebraten (Dedecker et al. 2004) und Fische (Olaya-Marin et al. 2012, Muñoz-Mas et al. 2012) entwickelt. Solche Habitatmodelle gehen zum Teil stärker auf strukturelle Details ein, die für die Revitalisierung wichtig sind, als die oben erwähnten Populations[§]- und Gemeinschaftsmodelle. Allerdings erfordern sie eine zusätzliche Beurteilung von dynamischen[§] Störungen und dem Effekt der Migration, weil derartige Prozesse in diesen Modellen nicht beschrieben werden. Aus diesem Grund wäre es in Zukunft erstrebenswert, Resultate von Habitatmodellen stärker in Populations[§]- und Gemeinschaftsmodelle einfließen zu lassen.

Modell für die Wirbellosengemeinschaft in Fließgewässern („streambugs“)



Das Ziel des Modells ist die Vorhersage der Wirbellosengemeinschaft, die unter gegebenen Umweltbedingungen zu erwarten ist. Als Eingabedaten braucht das Modell Laub- und Partikeleintrag (kann aus der Vegetation geschätzt werden), Wasserqualität (Sauerstoff, Nährstoffe, Belastung mit Insektiziden), Temperatur, Beschattung (kann aus Luftbildern geschätzt werden), Strömungsklasse, Substrat (falls vorhanden), typische regional vorkommende Taxa (Arten, Gattungen oder Familien). Das Modell prognostiziert dann die Wahrscheinlichkeit für das lokale Vorkommen regionaltypischer im Benthos lebender Arten.

Abbildung I: Wichtige Mechanismen für die Benthosgemeinschaft (nach Schuwirth und Reichert, 2012).

Das Modell ist für die Beurteilung von Einzelstellen grundsätzlich anwendungsbereit, die Vorhersagezuverlässigkeit wird derzeit an Monitoring⁵-Daten des Kantons Zürich getestet. Wegen seiner Komplexität empfiehlt sich die Anwendung in Zusammenarbeit mit Eawag-Forschenden. Es ist geplant, das Modell um Migrationsprozesse zu erweitern, sodass es auch auf Teileinzugsgebietsebene⁵ eingesetzt werden könnte.

Fazit: Das Modell kann als Hilfsmittel zur Beurteilung der aktuell vorliegenden Gemeinschaft (Beurteilung unbekannter Beeinträchtigungen) und zur Prognose des zu erwartenden Zustandes für verschiedene Revitalisierungsalternativen verwendet werden. Da die Mechanismen, die zu einer bestimmten Wirbellosengemeinschaft führen, sehr komplex sind, können sie nicht vollständig verstanden und in einem Modell implementiert werden. Aus diesem Grund sind Modellvorhersagen unsicher. Trotzdem können sie die Beurteilung durch Experten unterstützen und diese befruchten. Anwendungen dieses Modells in der Praxis in gemeinsamen Projekten mit PraxisvertreterInnen und der Eawag können zur Weiterentwicklung des Modells und zur Verbesserung seines Nutzens in der Praxis beitragen.

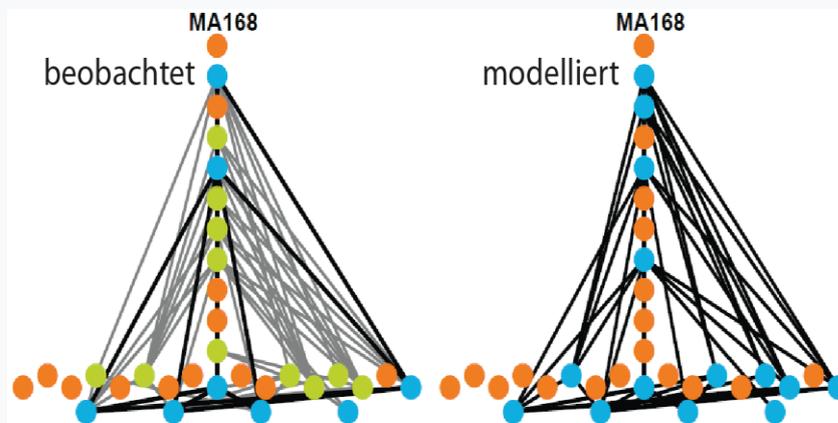


Abbildung II: Beispielresultate für ein beobachtetes und modelliertes Nahrungsnetz an einer Stelle der Mönchaltorfer Aa (nach Schuwirth und Reichert, 2013). Blaue Punkte und schwarze Linien: immer vorkommende Arten; orange Punkte: nicht vorkommende

Arten; grüne Punkte: ab und zu beobachtete Arten (das Modell unterscheidet derzeit nur vorkommende und nicht vorkommende Arten).

Numerisches Modell für die Populationsentwicklung der Bachforellen in Fließgewässern

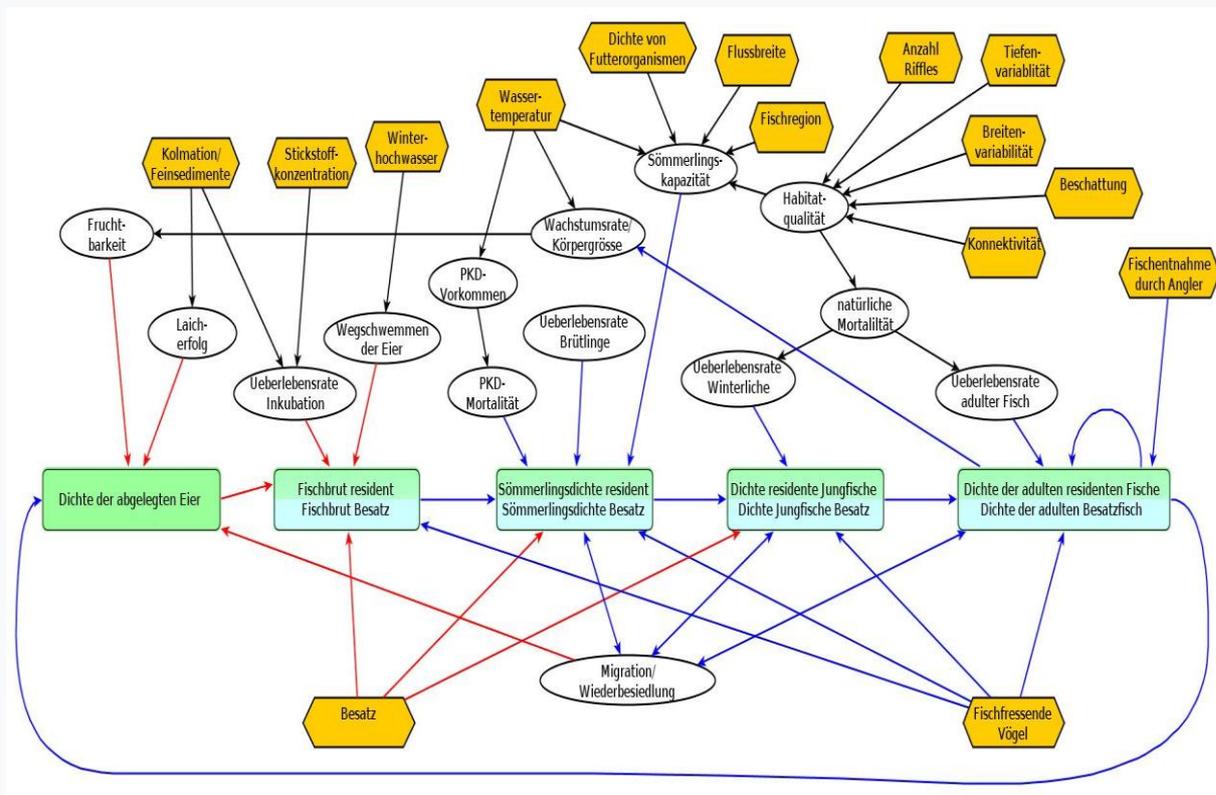


Abbildung 1: Schema des numerischen Bachforellen-Modells. Die gelben Boxen repräsentieren notwendige Eingabedaten. Die roten Pfeile stellen Prozesse dar, die nur auf eine der beiden Teilpopulationen (Residente Fische: grün; Besatzfische: blau) wirken, während die blauen Pfeile Prozesse darstellen, welche beide Teilpopulationen⁸ direkt beeinflussen. Die schwarzen Pfeile repräsentieren Effekte auf Einflussfaktoren.

Das Modell hat das Ziel, die Entwicklung der Bachforellenpopulation⁸ im Flussabschnitt oder Teileinzugsgebiet⁸ in Abhängigkeit von den Umweltbedingungen vorherzusagen.

Als Eingabedaten werden die in der obigen Abbildung in Gelb markierten Boxen dargestellten Größen benötigt.

Ausgehend von den Eingabedaten berechnet das Modell die Abundanz und das mittlere Gewicht für jedes Altersstadium der Bachforellenpopulation⁸ (siehe obige Abbildung). Wegen der Unsicherheit der Einflussfaktoren und der Populationsentwicklung wird die Prognose als Wahrscheinlichkeitsverteilung dargestellt.

Das Modell ist grundsätzlich anwendungsbereit, die Vorhersagezuverlässigkeit wird derzeit mit Hilfe verschiedener Datensätze getestet. Wegen seiner Komplexität empfiehlt sich die Anwendung in Zusammenarbeit mit Eawag-Forschenden. Es ist geplant, das Modell in den kommenden Jahren mit Hilfe solcher Anwendungen weiter zu verbessern.

Fazit: Die mögliche Anwendung des Modells bei einer Entscheidung über verschiedene Revitalisierungsoptionen ist schematisch in der Abbildung unten dargestellt. Mit Hilfe des Modells kann man Prognosen für den zu erwartenden Zustand für jede vorgeschlagene Revitalisierungsoption erstellen. Dabei können die Modellresultate Experten bei der Beurteilung unterstützen. Wegen der Unsicherheit der Prognosen ist aber auch weiterhin der Austausch unter den Experten sehr wichtig.

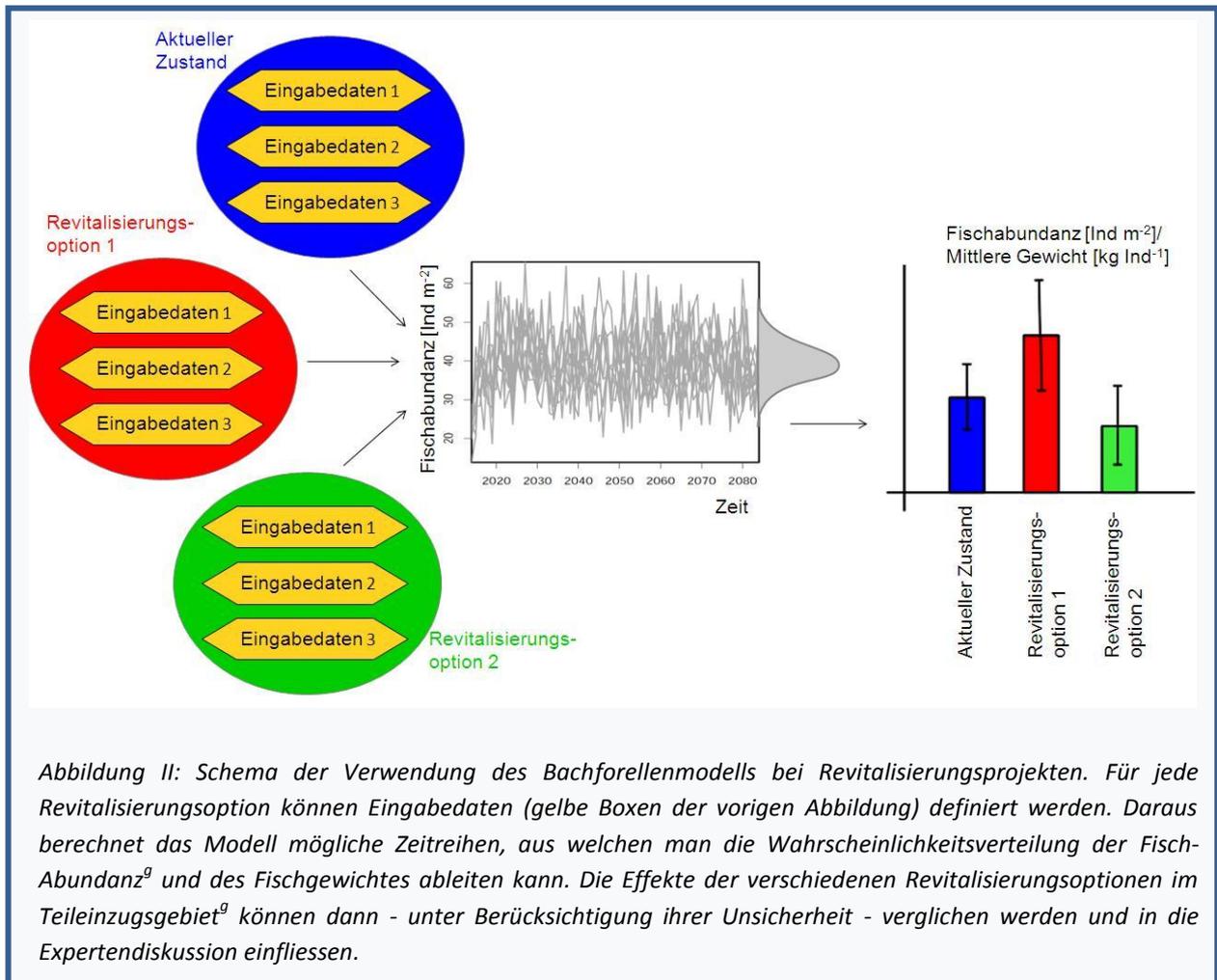


Abbildung II: Schema der Verwendung des Bachforellenmodells bei Revitalisierungsprojekten. Für jede Revitalisierungsoption können Eingabedaten (gelbe Boxen der vorigen Abbildung) definiert werden. Daraus berechnet das Modell mögliche Zeitreihen, aus welchen man die Wahrscheinlichkeitsverteilung der Fisch-Abundanz⁹ und des Fischgewichtes ableiten kann. Die Effekte der verschiedenen Revitalisierungsoptionen im Teileinzugsgebiet⁹ können dann - unter Berücksichtigung ihrer Unsicherheit - verglichen werden und in die Expertendiskussion einfließen.

Die folgenden Empfehlungen für die Priorisierung von Fließgewässerrevitalisierungen beziehen sich allein auf ökologische Gesichtspunkte. Gesellschaftliche und wirtschaftliche Aspekte spielen in der angewandten Priorisierungsplanung wohl eine gleichberechtigte Rolle, aber sie sind nicht Gegenstand dieser Studie. So kann eine Revitalisierung im urbanen Raum zur Aufwertung des Wohnraumes, zur Naherholung und aus pädagogischen Gründen sinnvoll sein, auch wenn das ökologische Erholungspotenzial[§] der räumlichen Beschränkungen und aufgrund weiterer Störeinflüsse (noch) limitiert ist.

Wie in Kapitel 1.4 beschrieben, ist die räumliche Ebene der Betrachtung auf Teileinzugsgebietsebene[§] zu sehen. Der Schwerpunkt bei der ökologischen Priorisierung ist die Abschätzung des ökologischen Erholungspotenzials[§] von Gewässerabschnitten. Die hierfür relevanten Kriterien sind in das in Abbildung 6 vorgeschlagenen Priorisierungsvorgehen eingegangen. Dieses Vorgehen gliedert sich generell in zwei ineinander übergehende Phasen, welche eine Hilfestellung geben „wo?“ und „wie?“ man Abschnitte und Kategorien von Massnahmen priorisiert. Zunächst gilt es, Abschnitte auf (Sub-)Einzugsgebietsebene[§] (siehe Kapitel 1.4) zu identifizieren, von denen ein gutes ökologisches Erholungspotenzial[§] erwartet werden kann. In einem zweiten Schritt rücken die lokalen Aspekte zur Massnahmenwahl in den Vordergrund.

Die einzelnen Schritte des Priorisierungsvorgehens werden untenstehend detailliert erläutert. Eine gute Datengrundlage hinsichtlich Gewässermorphologie[§], Wasserchemie, Anlagen im Gewässerraum[§] sowie biologische Daten sind hilfreich bei der Bewertung des ökologischen Erholungspotenzials[§]. Fehlen diese Daten, so lässt sich das ökologische Erholungspotenzial[§] grob anhand der Gewässermorphologie[§] und einer Experten-basierten Einschätzung hinsichtlich weiterer relevanten Faktoren ableiten.

Detaillierte Erläuterungen zum Priorisierungsvorgehen (Abb. 6):



Als anthropogene Störung sind sämtliche Aspekte zu betrachten, welche die Gewässermorphologie[§], Ökosystemprozesse und die Wasserqualität betreffen (siehe Kapitel 3). Als Bewertungsgrundlagen können Karten zur Gewässermorphologie[§], Restwassersituation, Einzugsgebietsnutzung, Wasserqualität und Querverbauung herangezogen werden.



Zur Identifikation von prioritär zu revitalisierenden Abschnitten, ausgehend von deren ökologischen Wert und Erholungspotenzial[§], ist eine Begutachtung auf (Sub-)Einzugsgebietsebene (siehe Kapitel 1.4) notwendig. Da sich die ökologisch relevanten Begebenheiten in verschiedenen Einzugsgebieten stark unterscheiden können, kann hier kein konkretes, einheitliches Vorgehen vorgeschlagen werden. Generell sollten die in den Punkten c-g aufgelisteten Kriterien für eine Priorisierung von Abschnitten berücksichtigt werden. Diese Abwägung kann beispielsweise Experten-basiert erfolgen.

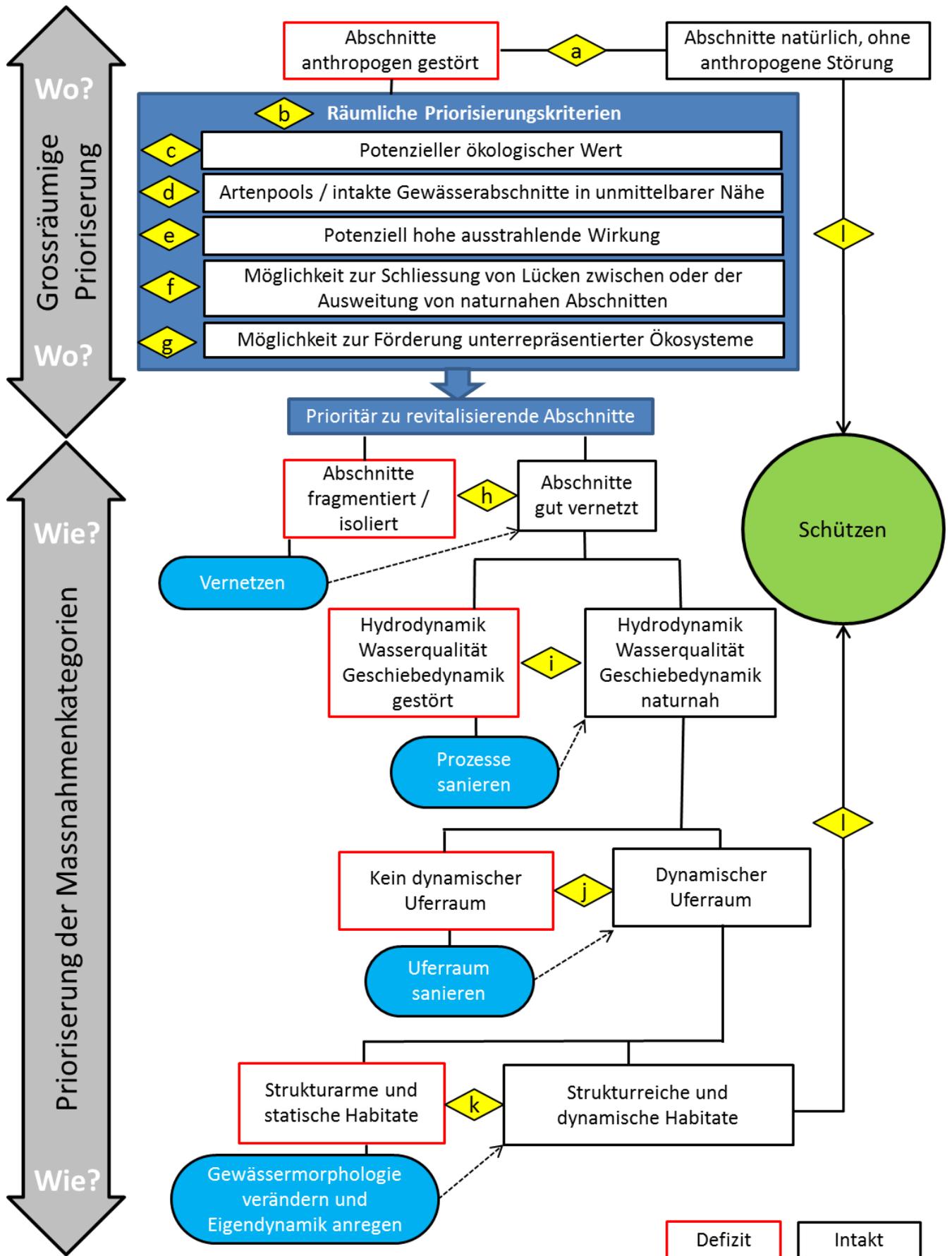


Abb. 6: Empfohlenes Priorisierungsschema zur ökologischen Erholung⁶



Gemäss Abbildung 3 soll der potenzielle ökologische Wert eines Gewässerabschnittes begutachtet werden. Ein wertvoller ökologischer Zustand lässt sich durch Revitalisierungsarbeiten erreichen bzw. weiter ausbauen.



Falls keine biologischen Daten zur Lokalisierung von potenziellen Wiederbesiedlungsquellen vorhanden sind, können auch gewässerspezifische Merkmale genutzt werden. So können Gewässerabschnitte, die hinsichtlich ihrer Morphologie, Wasserqualität und ihren Ökosystemprozessen wenig beeinträchtigt sind, als biologische Hotspots^g und damit Quellen der Wiederbesiedlung angesehen werden. Für das Makrozoobenthos^g sind hier wohl vor allem die natürlichen Oberläufe von Gewässersystemen zu betrachten. Eine hohe Diversität an Fischarten ist hingegen in naturnahen und unfragmentierten Abschnitten von Flussnetzwerken^g zu erwarten, besonders Unterläufe weisen eine hohe Artendiversität auf. Dabei gilt es zu berücksichtigen, dass das natürliche Artenspektrum sehr stark mit der Position innerhalb des Flussnetzwerkes^g variiert und bspw. Oberläufe mit alpinem Charakter ein ganz anderes Artenspektrum beheimaten als mäandrierende Tieflandflüsse.

Zur Beurteilung, welche Gewässerabschnitte nahe genug an Artenpools liegen, so dass eine Besiedlung wahrscheinlich ist, verweisen wir auf Kapitel 6.1.3 „Räumliche Aspekte der Wiederbesiedlung“. Generell gilt es das Ausbreitungspotenzial der Arten und deren bevorzugte Ausbreitungsrichtung (passive Drift^g stromabwärts, aktive Wanderung stromaufwärts oder Ausbreitung über Land) sowie die Wahrscheinlichkeit für eine solche Ausbreitung (Vernetzung^g, artspezifische Ausbreitungsfähigkeit) zu berücksichtigen. Generell sollten Abstände zu Quellen der Wiederbesiedlung möglichst im Bereich von wenigen hundert Metern liegen oder idealerweise unmittelbar angrenzen.



Die ausstrahlende Wirkung von Abschnitten kann zweigeteilt begutachtet werden, je nachdem, ob die ausstrahlenden Effekte positiv oder negativ sind:

- **Negativ:** Punktuelle Einleitungen von wasserschädlichen Substanzen können mit der Strömung viele Kilometer stromabwärts transportiert werden und trotz zunehmender Verdünnung die ökologische Erholung^g stromabwärtsliegender Abschnitte behindern. Effekte auf die Wassertemperatur wirken ebenfalls über grössere räumliche Distanzen. Neben Wasserqualitätsaspekten könnten auch hydrodynamische^g Probleme (Schwall/Sunk) eine hohe ausstrahlende Wirkung auf weiter unten liegende Abschnitte haben.
- **Positiv:** Im positiven Sinne können essenzielle Laich- oder Aufzuchthabitate von hoher ausstrahlender Wirkung sein. So kann auf diese Weise eine erfolgreiche

Rekrutierung von (geschützten) Arten in lokalen Habitaten ganzen Gewässerabschnitten zu Gute kommen.

Demnach können die Beseitigung von störenden Einflussgrößen und die bessere Anbindung und Ausweitung von Abschnitten mit positiven Effekten ein vorrangiges Ziel im Priorisierungsvorgehen sein. Die Beurteilung der ausstrahlenden Wirkung von Abschnitten kann meist nicht allein auf Ökomorphologiekarten⁸ basieren, sondern bedarf spezifische Kenntnisse des Einzugsgebietes⁸.



Die in Schritt c identifizierten Abschnitte von hohem ökologischen Wert sollen nun miteinander verbunden werden, sofern die dazwischenliegenden degradierten⁸ Strecken mit kosteneffizienten Mitteln durch Revitalisierungen aufgewertet werden können. Gibt es keine offensichtlichen Lücken zwischen ökologisch wertvollen Abschnitten im Einzugsgebiet⁸, sollten intakte Abschnitte durch Revitalisierungen verlängert werden.



Für die Betrachtung der unterrepräsentierten Ökosysteme (die deutlich seltener vorkommen als historisch überliefert) sollte das gesamte Habitatvorkommen auf Einzugsgebietsebene⁸ grob bilanziert werden, um Habitats zu identifizieren, die im Einzugsgebiet⁸ bislang unterrepräsentiert sind und die deshalb aus ökologischer Hinsicht gezielt gefördert werden sollten. Auf diese Art und Weise soll eine hohe Habitatvielfalt⁸ auf Einzugsgebietsebene⁸ geschaffen werden (siehe etwa Linke et al. 2011).



Neben der Entfernung von Querbauwerken und/oder der Wiederherstellung ihrer Durchgängigkeit für ein breites Artenspektrum, sollten auch Massnahmen ausserhalb des Gerinnes selbst berücksichtigt werden, wie z. B. die Schaffung durchgängiger Uferstreifen für Invertebraten und uferassoziierte Arten (z. B. Vögel) und die Schaffung kleiner stehender Gewässer in Auenbereichen, die sich für Amphibien eignen. Generell kann das Wiederbesiedlungspotenzial⁸ von schlecht angebundenen Oberläufen als gering eingeschätzt werden.



Wie in Kapitel 3 beschrieben, gilt es hier, vorab zu bewerten, wie stark Prozesse gestört sind und ob Revitalisierungsmassnahmen mit effizienten Mitteln realisiert werden können, so dass eine ökologische Erholung⁸ wahrscheinlich ist.



Für eine nachhaltige ökologische Erholung^g ist die dynamische^g Entwicklung von Habitaten essenziell. Der Uferraum spielt hierbei durch Erosionsprozesse und Totholzeintrag eine wichtige Rolle. Sollten Anlagen im Gewässerraum^g oder notwendige Befestigungsstrukturen eine dynamische^g Entwicklung nicht zulassen, sollten diese Limitierungen zunächst, falls möglich, beseitigt werden, bevor Revitalisierungen durchgeführt werden.



Dynamik^g und Strukturen sollten weitestgehend vom Gewässer selbst geschaffen werden. Im urbanen Raum, wo das Potenzial für dynamische^g Prozesse limitiert ist, können in Ausnahmefällen künstliche Habitate (bspw. verankerte Wurzeln, Baumstämme in der Uferböschung oder künstlich geschaffene Inseln und Kiesbänke) sinnvoll sein.

- Baumassnahmen sind sinnvoll, um dynamische^g Prozesse zu stimulieren oder um Prozesse zu beschleunigen. Gerade in verbauten Gerinnen müssen zunächst Befestigungsstrukturen abgebaut werden. Des Weiteren sollte der bereitgestellte Gewässerraum^g genügend Platz für eine dynamische^g Eigenentwicklung bieten. Indirekte Massnahmen zur Förderung von Struktur und Dynamik^g sind die Wiederanpflanzung einer standortgerechte Ufervegetation, die durch Totholzeintrag zur Zielerreichung beiträgt.
- Gewässerunterhaltsarbeiten sollten, soweit dies zu verantworten ist, zurückgenommen werden oder in einer Weise durchgeführt werden, dass die Gewässerdynamik möglichst wenig beeinträchtigt wird.



Der Schutz intakter Gewässerabschnitte sollte oberste Priorität geniessen. In Zeiten, wo der Ausbau der Wasserkraftnutzung und auch der Ausbau von neuen Siedlungsflächen weiter voranschreiten, ist dieses Ziel bei Weitem keine Selbstverständlichkeit.

8. GLOSSAR

(erweitert nach Angelone et al. 2012)

Abundanz

Bezeichnet die Individuenanzahl oder –dichte, die in einem bestimmten Habitat vorkommt.

anadrome Wanderfische

Werden im Fließgewässer geboren und wandern nach 1-3 Jahren ins Meer, wo sie bis zu mehrere Jahre lang bleiben. Zur Fortpflanzung wandern sie in die Flüsse und Bäche auf (bekannteste Vertreter: Lachs, Stör, Maifisch).

ARA

Abkürzung für Abwasserreinigungsanlage (Kläranlage).

Besiedlungspotenzial

Das Besiedlungspotenzial bewertet, wie wahrscheinlich es ist, dass Abschnitte mit den gewünschten Arten besiedelt werden. Das Besiedlungspotenzial ist abhängig davon, wie weit Quellen der Wiederbesiedlung entfernt sind, wie gut diese Abschnitte erreicht werden können (evtl. Wanderhindernisse, begünstigte Ausbreitung durch Strömung) und wie gross die Ausbreitungsfähigkeit der betrachteten Arten ist.

Biodiversität

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

Biodiversitäts-Index

Um die (→) Biodiversität von Habitaten zeitlich oder räumlich miteinander vergleichen zu können, lassen sich diverse Biodiversitäts-Indices berechnen, die sich mathematisch voneinander unterscheiden (z. B. unterschiedliche Gewichtung von selten vorkommenden Arten). Biodiversitäts-Indices übersetzen die biologische Vielfalt in mathematisch erfassbare Werte. Neben der Artenanzahl geht meist auch die Anzahl an Individuen in den Index mit ein. Zu den am häufigsten verwendeten Biodiversitäts-Indices gehören der Shannon oder der Simpson-Index.

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 soll die Durchgängigkeit für Fische und aquatische Kleinlebewesen verbessern.

Defizitanalyse

Strukturiertes Vorgehen, um die Limitierungen und gestörten Prozesse zu identifizieren, die einer ökologischen (→) Erholung im Wege stehen. Aus diesem Prozess sollen geeignete Gegenmassnahmen (Revitalisierungen) abgeleitet werden.

Degradation/degradiert

Mit diesem Begriff bezeichnet man die strukturelle Schädigung von Fließgewässerabschnitten durch menschliches Handeln.

Drift

Bezeichnet die passive Ausbreitung von Organismen oder Lebensstadien durch Luft- oder Wasserströmung.

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 von Gerinnen und Kiesbänken. Die zeitliche und räumliche Dynamik ist für viele flussbegleitende Arten lebensnotwendig, weil ihr Lebenszyklus diesen Veränderungen und vom Störungsregime abhängig ist.

ingedolt / Eindolung

Als Eindolung bezeichnet man das Überdecken von Gewässern und die unterirdische Weiterführung in künstlichen Gerinnen oder Rohren. Eindolungen können nur wenige Meter (Unterquerungen von Strassen) oder kilometerlang sein und sind vor allem im urbanen Raum verbreitet.

Einzugsgebiet (EZG)

Bezeichnet die gesamte Fläche, die von dem betrachteten Fließgewässer entwässert wird. Einzugsgebiete können verschiedene räumliche Auflösungen haben, so ist das Aare-Einzugsgebiet auch Teil des Rhein-Einzugsgebietes, in diesem Fall spricht man dann von einem Teileinzugsgebiet.

endemisch

Arten, die nur in einem einzigen Vorkommen existieren.

EPT-Arten

In der Ökologie werden innerhalb des (→) Makrozoobenthos die Ephemeroptera (=Eintagsfliegen), Plecoptera (=Steinfliegen) und Trichoptera (=Köcherfliegen) häufig gemeinschaftlich als EPT-Arten zusammengefasst. Da viele Arten innerhalb dieser Gruppe sensibel auf Gewässerverschmutzung reagieren, hat eine hohe Diversität an EPT-Arten eine Indikatorwirkung für eine gute Wasserqualität.

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 stehen 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.

Erholung

In der Ökologie bezeichnet der Begriff Erholung einen Prozess, wenn Ökosysteme, Arten oder Lebensgemeinschaften sich nach Störereignissen von dessen negativen Effekten „erholen“. Damit sind meist das erneute Funktionieren von Prozessen, die Wiederansiedlung nach einem Verschwinden oder die Zunahme der Individuendichte gemeint. Im Unterschied zur gesellschaftlichen Verwendung des Begriffes geht es nicht um das Wohlbefinden von Individuen.

Erholungspotenzial

(→) ökologisches Erholungspotenzial

Erosion

Erosion beschreibt die Abtragung von Gewässersohlen- und Ufermaterial durch die Strömungskraft von Fließgewässern. Das abgetragene Material wird z. T. vom Fließgewässer mitgenommen und in flussabwärts liegende Abschnitte transportiert.

Flussnetzwerk

Bezeichnet die miteinander verbundenen Bäche und Flüsse in einem System. Im Unterschied zum (→) Einzugsgebiet, bezieht sich die Betrachtung des Flussnetzwerkes auf die Gewässer selbst, wohingegen angrenzende terrestrische Gebiete nicht berücksichtigt werden.

Fragmentierung

Bezeichnet die künstliche Unterteilung von Lebensräumen durch direkte oder indirekte Barrieren, die die Ausbreitung von Individuen behindert.

Genexpression

Beschreibt den Vorgang in der Zelle, bei der die dort gespeicherte genetische Information in den Bau von Eiweissmolekülen umgesetzt wird und damit für die Zelle nutzbar wird. Nicht alle Informationen, die im Erbgut gespeichert sind, werden auch abgerufen und haben in der Praxis eine Relevanz. Erst wenn durch die Genexpression die gespeicherte Information abgerufen wird, ergeben sich hieraus Konsequenzen für den Organismus, der beispielsweise für das Immunsystem oder das Verhalten relevant ist.

Gerinneaufweitung

Als Gerinneaufweitung 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.

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.

Geschiebedefizit

Wird mehr Geschiebe von der Strömung abtransportiert als von weiter oben nachkommt (zurückgehalten durch Stauseen, Querbauwerke = Geschiebefalle etc.), so führt dies zu einem Geschiebedefizit und einer Eintiefung des Gewässers. Dies kann die Vernetzung mit Seitengewässern und angrenzenden Land- und Auenflächen beeinträchtigen.

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.

Gewässermorphologie

Morphologie ist die Lehre von der Beschaffenheit und Form von Organismen und Lebensräumen. Gewässermorphologie beschreibt die strukturellen Eigenschaften der Fließgewässer. Gewässermorphologische Eigenschaften sind z. B. das Quer- und das Längsprofil des Gewässerbettes, die Form und das Gefälle der Gewässersohle, der Schwebstoff- und Geschiebehaushalt und die geomorphologischen Prozesse, welche die Linienführung des Gewässers bestimmen.

Gewässerraum

Der Gewässerraum besteht aus dem Raum für eine natürliche Gerinnesohle und die beiden Uferbereichen. Das revidierte Gewässerschutzgesetz verpflichtet die Kantone, den Raumbedarf oberirdischer Gewässer festzulegen, der für die Gewährleistung der natürlichen Funktionen der Gewässer und des Hochwasserschutzes notwendig ist. Der Gewässerraum muss extensiv gestaltet und bewirtschaftet werden (Art. 36a GSchG), eine landwirtschaftliche Nutzung ohne Dünger und Pflanzenschutzmittel ist möglich. Die landwirtschaftlich genutzten Flächen im Gewässerraum gelten als ökologische Ausgleichsflächen. Die Gewässerschutzverordnung konkretisiert die Bestimmung der Breite des Gewässerraumes und die Anforderungen an die Nutzung und Bewirtschaftung des Gewässerraums (Art. 41a-c GSchV). Im Rahmen von Wasserbauprojekten sind weitere, spezifische Anforderungen an den Gewässerraum zu beachten (Art. 4 WBG bzw. Art. 37 GSchG).

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.

Glide

Mit Glide wird die Gewässercharakteristik bezeichnet, die zwischen (→) Pool und Riffle anzuordnen ist. Es handelt sich um Abschnitte mit mittlerer Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit. Häufig findet sich in der Literatur noch der Begriff „Run“, der ebenfalls eine Gewässercharakteristik beschreibt, die zwischen Riffle und Pool zu verorten ist. Der Run bezeichnet tendenziell schneller fließende Abschnitte, die Richtung Riffle tendieren, wohingegen Glide-Abschnitte langsamer fließen und damit Abfluss-Charakteristika aufweisen, die zwischen Run und Pool liegen. In der Praxis sind diese Übergänge im wahrsten Sinne des Wortes fließend und daher nicht scharf abgrenzbar. Viele verbaute Gewässer weisen eine monotone Glide-Charakteristik auf, Pool- und Riffle-Abschnitte fehlen dagegen.

Habitatvielfalt

Habitatvielfalt 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.

Hotspot (Biologie)

Als einen biologischen Hotspot bezeichnet man natürliche Areale, in denen deutlich mehr Arten und

ggf. eine höhere Dichte von Individuen auftreten als in der Umgebung. Daher werden Hotspots als Quellen der Wiederbesiedlung angesehen.

Hydrodynamik

Hydrodynamik beschreibt die schwankenden Abflussmengen in Bächen und Flüssen und die daraus resultierende Dynamik. Je nach Jahreszeit, meteorologischen Ereignissen und Geländetopografie variiert die Menge des abfließenden Wassers enorm, so ist im Frühjahr bis Frühsommer mit der Schneeschmelze mit hohen Abflüssen zu rechnen. Je mehr Wasser abfließt, desto höher ist auch die auf das Bachbett wirkende Energie, was z. B. den Geschiebetransport und die Ufererosion beeinflussen kann.

hyporheisches Interstitial

Das hyporheische 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.

invasive Arten

Arten, die nach der Entdeckung Amerikas (1492) durch den Menschen absichtlich oder unbeabsichtigt geografisch in Regionen verbreitet wurden, in denen sie zuvor nicht heimisch waren, werden als Neobiota bezeichnet (Unterteilung in: Neophyta = Pflanzen; Neozoa = Tiere). Breiten sich solche Arten unkontrolliert aus und beeinträchtigen damit einheimische Arten, so bezeichnet man sie als invasiv. Nach der so genannten 10er Regel geht man davon aus, dass von 1.000 Neobiota nur 100 eine beschränkte Überlebensrate haben, von diesen sich 10 langfristig etablieren können und letztendlich nur 1 Art eine invasive Ausbreitungstendenz zeigt.

Kolmatierung/kolmatiert

Die Kolmatierung betrifft die Sohle eines Gewässers und bezeichnet den Zustand, wenn der Porenraum (zwischen Steinen, Kies) durch Feinsediment „verstopft“ ist. Man unterscheidet hierbei zwischen innerer und äußerer Kolmation. Bei der inneren Kolmation werden die Feinpartikel infolge der Sickerströmung vom Fluss zum Grundwasser im Porenraum unter der Deckschicht ausfiltriert (d. h. Feinsedimente lagern sich in den Substratzwischenräumen ab). Bei der äußeren Kolmation lagern sich die Feinpartikel auf der Gewässersohle ab. Es findet somit nur noch ein geringer oder gar kein Austausch zwischen Freiwasser und (→) hyporheischem Interstitial mehr statt, was den Sauerstoffgehalt und den Lebensraum beeinflusst. Ursachen sind zu hoher Feinsedimenteintrag im *Einzugsgebiet* sowie fehlende Hochwässer, welche die Sohle umwälzen und somit den Porenraum reinigen.

Kontrolle/Kontrollabschnitt

Eine Kontrolle oder ein Kontrollabschnitt dienen dem Vergleich einer (→) Erfolgskontrolle eines revitalisierten Abschnittes mit einem weiterhin (→) degradierten Abschnitt aus der unmittelbaren Umgebung. Anhand dieses Vergleiches soll beurteilt werden, ob ökologische Veränderungen durch

die Revitalisierungsmassnahmen hervorgerufen wurden oder ob generelle Veränderungen im System hierfür verantwortlich sind, die dann in beiden Abschnitten gleichermaßen dokumentiert werden können. Neben der räumlichen Kontrolle gibt es auch noch die zeitliche Kontrolle, bei der der Zustand vor der Revitalisierung mit dem Zustand nach der Revitalisierung verglichen wird.

Konnektivität

(→) Vernetzung

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

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

Metaanalyse

Eine Metaanalyse ist eine zusammengefasste Analyse vieler Fallstudien und bietet den Vorteil, mittels statistischer Verfahren generelle Trends in den Ergebnissen zu identifizieren und zu benennen.

Metapopulation

In der Ökologie bezeichnet man eine regionale Gruppe von miteinander verbundenen (Sub-) Populationen als Metapopulation. Jede Metapopulation einer Art verändert sich durch Zuwächse (Geburten und Zuwanderung) oder Abnahmen (Tod und Abwanderung). Im Falle des Erlöschens einer Subpopulation besteht die Möglichkeit der Wiederansiedlung der verschwundenen Art durch Zuwanderung aus benachbarten Subpopulationen. Metapopulationen tragen also zur Stabilität des regionalen Vorkommens einer Art bei.

Mikroverunreinigung

Mikroverunreinigungen stammen aus unzähligen Produkten des täglichen Gebrauchs (Medikamente, Reinigungsmittel, Körperpflegeprodukte, etc.) sowie aus Pflanzen- und Materialschutzmitteln. Über die Siedlungsentwässerung oder diffuse Eintragswege (Regenkanäle, Abschwemmung von landwirtschaftlichen Nutzflächen) gelangen die Stoffe in die Gewässer, da sie in den meisten Abwasserreinigungsanlagen nicht eliminiert werden können.

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 frühzeitig erkannt und dann untersucht werden können.

ökologisches Erholungspotenzial

Als ökologisches Potenzial bezeichnet man die Fähigkeit eines Gewässerabschnittes, sich von negativen Beeinträchtigungen zu (→) erholen. Der Endpunkt der ökologischen Erholung wird dabei durch weiterhin bestehende Limitierungen gedeckelt. Das Erholungspotenzial beschreibt genau

dieses Potenzial zwischen dem (schlechten) aktuellen Zustand und dem unter den gegebenen Umständen bestenfalls zu erreichenden Zustand eines Gewässerabschnittes im ökologischen Sinne.

Ökomorphologie

Der Begriff "Ökomorphologie" umfasst die Gesamtheit der strukturellen Gegebenheiten im und am Gewässer: die eigentliche Gewässermorphologie, wasserbauliche Massnahmen (Verbauungen des Ufers und der Sohle, Wehre u.a.) sowie die Gegebenheiten im angrenzenden Umland (Bebauungen, Landnutzung, Vegetation) (Bundesamt für Umwelt 1998).

Ökosystemleistung

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

Population

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

Quellpopulation

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

Referenz (-zustand)

In einigen Quellen wird der Begriff (→) Kontrolle synonym zum Begriff Referenz verwendet. Wir definieren für unseren Bericht den Begriff wie folgt: Referenz ist ein Abschnitt, der als unmittelbare Vergleichsmöglichkeit für das zu erreichende (→) Leitbild herangezogen werden kann. Liegen beispielsweise für einen Gewässerabschnitt, der für eine Revitalisierung in Betracht gezogen wird, keine historischen Daten über Gewässermorphologie und Artengemeinschaft vor, so kann ein anderer Gewässerabschnitt, der weitestgehend naturbelassen ist und eine ähnliche Charakteristik (Gefälle, Einzugsgebietsnutzung) hat, als (→) Leitbild herangezogen werden und damit die Massnahmen zur Umsetzung von Revitalisierungsmassnahmen vorgeben. Geeignete Referenzgewässer werden meist durch Experten benannt.

Resilienz

Mit der Resilienz ist die Toleranz von Ökosystemen gegenüber Störereignissen gemeint (z. B. Hochwasser, schlechte Wasserqualität). Übersteigt ein Störereignis die Resilienz von Arten oder Ökosystemen, so ist mit keiner schnellen (→) Erholung zu rechnen.

Riffle und Pool (dt. Rausche und Kolk)

Bäche mit einer natürlichen Morphologie weisen eine mehr oder weniger regelmässige Strukturierung mit Riffle- und Pool-Abschnitten auf. Bei Riffles handelt es sich um flach überströmte Bereiche mit hoher Fliessgeschwindigkeit. Riffle bestehen meist aus gröberem Substrat. Pools weisen dagegen eine grössere Wassertiefe mit niedriger Fliessgeschwindigkeit auf, dementsprechend feinkörnig ist hier das Substrat.

Schwall/Sunk

Als Schwall/Sunk-Betrieb oder kurz Schwallbetrieb bezeichnet man mehr oder weniger regelmässige tägliche Abflussschwankungen, die durch den intermittierenden Betrieb von Wasserkraftwerken entstehen. Dabei werden in Zeiten mit hohem Strombedarf grosse Wassermengen turbinert und ins

Gewässer zurückgegeben, was dort zu einem Abflussmaximum führt (Schwall). In den Zeiten mit geringer Nachfrage, also meist in der Nacht, an Wochenenden und über Feiertage, gehen die turbinierte Wassermenge und damit auch der Abfluss im Rückgabegewässer auf ein Minimum zurück (Sunk). (Quelle: <http://www.wa21.ch/>)

Selbsterholung/Selbsterholungspotenzial

Durch dynamische Prozesse haben Bäche und Flüsse das Potenzial, sich von selbst zu erholen. Dies ist abhängig davon, wie stark das Gewässer verbaut und (→) degradiert ist. Hochwässer können beispielsweise Uferbefestigungen wegspülen und somit eine dynamische Entwicklung von Uferhabitaten bedingen. Unterhaltsarbeiten am Gewässer wirken diesen Selbsterholungsprozessen entgegen.

standorttypisch

Artengemeinschaften oder Habitate werden als standorttypisch bezeichnet, wenn diese an einem Ort auch ohne menschliches Handeln natürlicherweise vorkämen. Häufig geben historische Quellen (Karten, Fangstatistiken) Auskunft darüber, welche Arten/Habitate als standorttypisch zu betrachten sind. Alternativ können naturnahe Gewässer mit einer ähnlichen Morphologie in unmittelbarer Nähe als (→) Resilienz

dienen, welches Artenspektrum oder welche Habitate zu erwarten sind.

statisch

Gegenbegriff zu (→) dynamisch

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.

Vernetzung

Bezeichnet Austauschprozesse und Interaktionen zwischen aquatischen und/oder terrestrischen Lebensräumen; dazu zählen der Transport von Wasser, Geschiebe, Energie, Nährstoffen und der aktive oder passive Transport von Organismen.

9. LITERATUR

9.1 ZITIERTE LITERATUR

- Aarts, B. G. W. und P. H. Nienhuis (2003). *Fish zonations and guilds as the basis for assessment of ecological integrity of large rivers*. *Hydrobiologia* 500(1-3): 157-178.
- Abegglen, C. und H. Siegrist (2012). *Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen*. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214: 210 S.
- Alp, M., T. Karpati, S. Werth, W. Gostner, C. Scheidegger und A. Peter (2011). *Erhaltung und Förderung der Biodiversität von Fließgewässern*. In: Integrales Flussmanagement. Sonderdruck aus „Wasser Energie Luft“-103.
- Angelone, S., Fäh, R., Peter, A., Scheidegger, A. und A. Schleiss (2012). *Flussrevitalisierungen: eine Übersicht*. Merblattsammlung Wasserbau und Ökologie, Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern.
- AWEL, Kanton Zürich
http://www.zh.ch/internet/audirektion/awel/de/wasserwirtschaft/gewaesserqualitaet/fg_kenngrosse/_jcr_content/contentPar/downloadlist_2/downloaditems/688_1287670015836.spooler.download.pdf/%C3%96komorphologie.pdf.
- Baumann, P., A. Kirchhofer und U. Schälchli (2012). *Sanierung Schwall/Sunk – Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer*. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1203: 126 S.
- Beechie, T. J., D. A. Sear, J. D. Olden, G. R. Pess, J. M. Buffington, H. Moir, P. Roni und M. M. Pollock (2010). *Process-based principles for restoring river ecosystems*. *Bioscience* 60(3): 209-222.
- Benda, L., N. L. Poff, D. Miller, T. Dunne, G. Reeves, G. Pess und M. Pollock (2004). *The network dynamics hypothesis: How channel networks structure riverine habitats*. *Bioscience*, 54, 413-427.
- Bohl, E., T. Kindle & A. Peter. 2004. *Fischfaunistische Untersuchungen zur Umgestaltung der Mündung des Liechtensteiner Binnenkanals in den Alpenrhein*. Amt für Umweltschutz des Fürstentums Liechtenstein.
- Borsuk, M. E., P. Reichert, A. Peter, E. Schager und P. Burkhardt-Holm (2006). *Assessing the decline of brown trout (Salmo trutta) in Swiss rivers using a Bayesian probability network*. *Ecological Modelling* 192, 224-244.
- Briers, R. A., J. H. R. Gee, H. M. Cariss und R. Geoghegan (2004). *Inter-population dispersal by adult stoneflies detected by stable isotope enrichment*. *Freshwater Biology* 49(4): 425-431.
- Bundesamt für Umwelt Buwal (1998). *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer in der Schweiz: Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend)*. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 27

- Bundesamt für Umwelt BAFU (2011a). *Handbuch Programmvereinbarungen im Umweltbereich. Mitteilung des BAFU als Vollzugsbehörde an Gesuchsteller*. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1105: 222 S.
- Bundesamt für Umwelt BAFU (2011b). *Liste der National Prioritären Arten. Arten mit nationaler Priorität für die Erhaltung und Förderung, Stand 2010*. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1103: 132 S.
- Clarke, A., R. Mac Nally und N. Bond (2008). *Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review*. *Freshwater Biology* 53(9): 1707-1721.
- Dedecker, A. P., P. L. M. Goethals, W. Gabriels und N. De Pauw, (2004). *Optimization of Artificial Neural Network (ANN) model design for prediction of macroinvertebrates in the Zwalm river basin (Flanders, Belgium)*. *Ecological Modelling* 174, 161-173.
- De Groot, S. J. (2002). *A review of the past and present status of anadromous fish species in the Netherlands: Is restocking the Rhine feasible?* *Hydrobiologia* 478: 205-218.
- Detenbeck, N. E., P. W. DeVore, G. J. Niemi und A. Lima (1992). *Recovery of temperate-stream fish communities from disturbance: a review of case studies and synthesis of theory*. *Environmental Management (New York)* 16: 33–53.
- Diamond J. M. und V. B. Serveiss (2001). *Identifying sources of stress to native aquatic fauna using a watershed ecological risk assessment framework*. *Environmental Science and Technology* 35:4711-4718.
- Duan, X. H., Z. Y. Wang, M. Z. Xu und K. Zhang (2009). *Effect of streambed sediment on benthic ecology*. *International Journal of Sediment Research*, 24(3): 325-338.
- Fette, M., C. Weber, A. Peter und B. Wehrli (2007). *Hydropower production and river rehabilitation: A case study on an alpine river*. *Environmental Modeling & Assessment* 12(4): 257-267.
- Gardner, C., S.M. Coghlan, J. Zydlewski und R. Saunders (2013). *Distribution and abundance of stream fishes in relation to barriers: Implications for monitoring stream recovery after barrier removal*. *River Research and Applications* 29: 65-78.
- Göggel, W. (2012). *Revitalisierung Fließgewässer. Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer*. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1208: 42 S.
- Górski, K., J. J. de Leeuw, H. V. Winter, D. A. Vekhov, A. E. Minin, A. D. Buijse und L. A. J. Nagelkerke (2011). *Fish recruitment in a large, temperate floodplain: The importance of annual flooding, temperature and habitat complexity*. *Freshwater Biology* 56(11): 2210-2225.
- Haase, P., D. Hering, S. C. Jähnig, A. W. Lorenz und A. Sundermann (2012). *The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes*. *Hydrobiologia*, 704, 475-488.
- Hölker, F. et al. (2010). *Light pollution as a biodiversity threat*. *Trends in Ecology and Evolution* 25: 681-682.

Hölker, F., T. Moss, B. Griefahn, W. Kloas, C. C. Voigt, D. Henckel, A. Hänel, P. M. Kappeler, S. Völker, A. Schwobe, S. Franke, D. Uhrlandt, J. Fischer, R. Klenke, C. Wolter, K. Tockner (2010). *The Dark Side of Light: A Transdisciplinary Research Agenda for Light Pollution Policy*. Ecology and Society; Vol. 15, No. 4.

Hostmann, M., M. Buchecke, O. Ejderyan, U. Geiser, B. Junker, S. Schweizer B. Truffer B. und M. Zaugg Stern (2005). *Wasserbauprojekte gemeinsam planen. Handbuch für die Partizipation und Entscheidungsfindung bei Wasserbauprojekten*. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ. 48 pp.

Jansson, R., C. Nilsson und B. Malmqvist (2007). *Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the roles of connectivity and recovery processes*. Freshwater Biology 52:589-596.

Jorde, K. (1996). *Mindestwasserregelungen in Ausleitungsstrecken: Ein Simulationsmodell zur Beurteilung ökologischer und ökonomischer Auswirkungen*. Wasserwirtschaft 86, Heft 6, 302-308.

Kail, J., D. Hering, S. Muhar, M. Gerhard und S. Preis (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.

Kemp, P. S. und J. R. O'Hanley (2010). *Procedures for evaluating and prioritizing the removal of fish passage barriers: a synthesis*. Fisheries Management and Ecology 17:297-322.

Kovats, Z. E., J. J. H. Ciborowski und L. Corkum (1996). *Inland dispersal of adult aquatic insects*. Freshwater Biology 36(2): 265-276.

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

Lamouroux, N. und H. Capra (2002). *Simple predictions of in-stream habitat model outputs for target fish populations*. Freshwater Biol., 47(8):1543-1556.

Lamouroux, N. und F. Cattaneo (2006). *Fish assemblages and stream hydraulics: Consistent relations across spatial scales and regions*. River Research and Applications, 22(7):727-737.

Langhans, S. D. und P. Reichert (2011). *Einbettung von Verfahren zur Fließgewässerbewertung in ein übergeordnetes Gewässermanagementkonzept – Vorschläge am Beispiel des Modulstufenkonzepts*. Wasser Energie Luft 103(3), 204-214.

Lazzara, R., Blazquez M., Porte C. und Barata C. (2012) Low environmental levels of fluoxetine induce spawning and changes in endogenous estradiol levels in the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. Aquatic Toxicology 106, 123-130.

Linke, S., E. Turak und J. Nel (2011). *Freshwater conservation planning: the case for systematic approaches*. Freshwater Biology 56, 6-20.

Lisle, T.E. (1989) *Sediment Transport and Resulting Deposition in Spawning Gravels, North Coastal California*. Water Resources Research 25: 1303-1319.

Lorenz, A. W., T. Korte, A. Sundermann, K. Januschke und P. Haase (2012). *Macrophytes respond to reach-scale river restorations*. Journal of Applied Ecology 49(1): 202-212.

- MacKenzie C. und J.R. Moring (1988) *Estimating survival of Atlantic salmon during the intragravel period*. North American Journal of Fish Management 8: 45–49.
- Marschall, E. A., M. E. Mather, D. L. Parrish, G. W. Allison und J. R. McMenemy (2011). *Migration delays caused by anthropogenic barriers: Modeling dams, temperature, and success of migrating salmon smolts*. Ecological Applications 21(8): 3014-3031.
- Matthews, J., B. Reeze, C. K. Feld und A. J. Hendriks (2010). *Lessons from practice: Assessing early progress and success in river rehabilitation*. Hydrobiologia 655:1-14.
- Milhous, R. T. und T. J. Waddle (2012). *Physical habitat simulation (PHABSIM)*. Software for windows (v.1.5.1), USGS Fort Collins Science Center, Fort Collins, CO, USA.
- Miller, S. W., P. Budy und J. C. Schmidt (2011). *Quantifying macroinvertebrate responses to in-stream habitat restoration: Applications of meta-analysis to river restoration*. Restoration Ecology, 18, 8-19.
- Muñoz-Mas, R., F. Martínez-Capel, M. Schneider, A. M. Mouton (2012). *Assessment of brown trout habitat suitability in the Júcar River Basin (SPAIN): Comparison of data-driven approaches with fuzzy-logic models and univariate suitability curves*. Science of the Total Environment 440: 123-131.
- Muotka, T., R. Paavola, A. Haapala, M. Novimec und P. Laasonen (2002). *Long-term recovery of stream habitat structure and benthic invertebrate communities from in-stream restoration*. Biological Conservation 105:243-253.
- Niemi, G. J., P. Devore, N. Detenbeck, D. Taylor, A. Lima, J. Pastor, J. D. Yount und R. J. Naiman (1990). *Overview of case-studies on recovery of aquatic systems from disturbance*. Environmental Management 14:571-587.
- Olaya-Marín, E. J., F. Martínez-Capel, R. M. Soares Costa, J. D. Alcaraz-Hernández (2012). *Modelling native fish richness to evaluate the effects of hydromorphological changes and river restoration (Júcar River Basin, Spain)*. Science of the Total Environment 440: 95-105.
- Palmer, M. A., H. L. Menninger und E. Bernhardt (2010). *River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice?* Freshwater Biology 55: 205-222.
- Parasiewicz, P. (2001). *MesoHABSIM: A concept for application of in-stream flow models in river restoration planning*. Fisheries, 26(9):6-13.
- Parasiewicz, P. (2007). *The MesoHABSIM model revisited*. River Research and Applications, 23(8):893-903.
- Parkyn, S. M. und B. J. Smith (2011). *Dispersal constraints for stream invertebrates: setting realistic timescales for biodiversity restoration*. Environmental Management, 48: 602-614.
- Pedersen ML und N Friberg (2009). *Influence of disturbance on habitats and biological communities in lowland streams*. Fundamental and Applied Limnology 174: 27-41.
- Perkin, E. K., F. Hölker, J. S. Richardson, J. P. Sadler, C. Wolter und K. Tockner (2011). *The influence of artificial light on freshwater and riparian ecosystems: Questions, challenges and perspectives*. Ecosphere 2(11): 122.

- Peter, A. und C. Scheidegger (2012). *Merkblatt 8 - Erfolgskontrolle bei Revitalisierungen*. Merblattsammlung Wasserbau und Ökologie, Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern.
- 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.
- Poff, N. L., J. D. Olden, D. M. Merritt und D. M. Pepin (2007). *Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104(14): 5732-5737.
- Reichert, P., M. Borsuk, M. Hostmann, S. Schweizer, C. Spörri, K. Tockner und B. Truffer (2007). *Concepts of decision support for river rehabilitation*. *Environmental Modelling and Software* 22, 188-201.
- Reichert, P., N. Schuwirth und S. D. Langhans (2011). *MCWM – Ein Konzept für multikriterielle Entscheidungsunterstützung im Wassermanagement*. *Wasser Energie Luft* 103(2), 139-148, 2011.
- Roni, P. (2003). *Responses of benthic fishes and giant salamanders to placement of large woody debris in small Pacific Northwest streams*. *North American Journal of Fisheries Management* 23(4): 1087-1097.
- Scheidegger, C., S. Werth, W. Gostner, A. Schleiss und A. Peter (2012). *Förderung der Dynamik bei Revitalisierungen*. In: *Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie*. Bundesamt für Umwelt, Bern, Merkblatt 1.
- Schluep M., M. Thomann, A. Häner, R. Gälli (2006). *Organische Mikroverunreinigungen und Nährstoffhaushalt. Eine Standortbestimmung für die Siedlungswasserwirtschaft*. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen Nr. 0614: 238 S.
- Schneider, M., K. Jorde, F. Zöllner und F. Kerle (2001). *Development of a user-friendly software for ecological investigations on river systems, integration of a fuzzy rule-based approach*. *Proceedings Environmental Informatics 2001, 15th International Symposium, Informatics for Environmental Protection*, ETH Zurich, Switzerland.
- Schultz, M. M., E. T. Furlong, D. W. Kolpin, S. L. Werner, H. L. Schoenfuss, L. B. Barber, V. S. Blazer, D. O. Norris und A. M. Vajda (2010). *Antidepressant pharmaceuticals in two U.S. effluent-impacted streams: Occurrence and fate in water and sediment and selective uptake in fish neural tissue*. *Environmental Science and Technology* 44(6): 1918-1925.
- Schuwirth, N. und P. Reichert (in press). *Bridging the gap between theoretical ecology and real ecosystems: modeling invertebrate community composition in streams*. *Ecology*.
- Schuwirth, N. und P. Reichert (2012). *Das Vorkommen von Lebewesen vorhersagen / Predicting the occurrence of macroinvertebrates*. *Eawag News* 72d/72e 14-17, 2012.
- Siegenthaler-Le Drian, C., A. Peter und P. Reichert (submitted). *A model for the survival of stocked and resident brown trout*. Smith, R. F., L. C. Alexander und W. O. Lamp (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.

- Stauffer, P. und C. Ort (2011). *Diffuse Einträge aus Siedlungen – Ergebnisse einer Situationsanalyse*. Aqua & Gas 11.
- Stewart, G. B., H. R. Bayliss, D. A. Showler, W. J. Sutherland und A. S. Pullis (2009). *Effectiveness of engineered in-stream structure mitigation measures to increase salmonid abundance: a systematic review*. Ecological Applications 19(4): 931-941.
- Stewart, B. A. (2011). *Assessing the ecological values of rivers: An application of a multi-criteria approach to rivers of the South Coast Region, Western Australia*. Biodiversity and Conservation 20:3165-3188.
- Stoll, S., A. Sundermann, A. Lorenz, J. Kail und P. Haase (2013). *Small and impoverished regional species pools constrain colonization of restored river reaches by fishes*. Freshwater Biology 58 (4): 664-674.
- Strahm, I., N. Munz, C. Leu, I. Wittmer und C. Stamm (2013). *Landnutzung entlang des Gewässernetzes – Quellen für Mikroverunreinigungen*. Aqua & Gas (5): 36-44
- Thielen, R., M. Tognola, C. Roulier, F. Teuschner (2002). *2. Ergänzung des Bundesinventars der Auengebiete von nationaler Bedeutung. Technischer Bericht*. Schriftenreihe Umwelt Nr. 341. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, 143 S.
- Thomas M. A. und Klaper R. D. (2012) *Psychoactive Pharmaceuticals Induce Fish Gene Expression Profiles Associated with Human Idiopathic Autism*. Plos One 7.
- Thomas, G., A. Lorenz, A. Sundermann, P. Haase, A. Peter und S. Stoll (in Vorb.). *Fish community responses and the temporal dynamic of recovery following river habitat restorations in Europe*.
- Townsend, C. R. und M. R. Scarsbrook (1997). *The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams*. Limnology and Oceanography 42(5): 938-949.
- Trexler, J. C. (1995). *Restoration of the Kissimmee River - a Conceptual-Model of Past and Present Fish Communities and Its Consequences for Evaluating Restoration Success*. Restoration Ecology 3:195-210.
- Vannote, R. L. und B. W. Sweeney (1982). *Geographic analysis of thermal equilibria: a bioenergetic model for predicting thermal response of aquatic- insect communities*. Technical Report, Academy of Natural Sciences, Avondale, PA (USA). Stroud Water Research Center.
- Verdonschot, P. F. M. und R. C. Nijboer (2002). *Towards a decision support system for stream restoration in the Netherlands: an overview of restoration projects and future needs*. Hydrobiologia 478:131-148.
- Weber, C. und A. Peter (2011). *Success or Failure? Do Indicator Selection and Reference Setting Influence River Rehabilitation Outcome?* North American Journal of Fisheries Management 31(3):535-547.
- Weibel D and A Peter. 2013. *Effectiveness of different types of block ramps for fish upstream movement*. Aquatic Sciences 75: 251-260.

Wenger, S. J., D. J. Isaak, C. H. Luce, H. M. Neville, K. D. Fausch, J. B. Dunham, D. C. Dauwalter, M. K. Young, M. M. Elsner, B. E. Rieman, A. F. Hamlet und J. E. Williams (2011). *Flow regime, temperature, and biotic interactions drive differential declines of trout species under climate change*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 108(34): 14175-14180.

Werth, S., M. Alp, J. Junker, T. Karpati, D. Weibel, A. Peter und C. Scheidegger (2012). *Vernetzung von Fliessgewässern*. In: Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. Bundesamt für Umwelt, Bern. Merkblatt 4.

Whiteway, S. L., P. M. Biron, A. Zimmermann, O. Venter und J. W. A. Grant (2010). *Do in-stream restoration structures enhance salmonid abundance? A meta-analysis*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 67(5): 831-841.

Woolsey, S., F. Capelli, T. Gonser, E. Hoehn, M. Hostmann, B. Junker, A. Paetzold, C. Roulier, S. Schweizer, S. D. Tiegs, K. Tockner, C. Weber und A. Peter (2007). *A strategy to assess river restoration success*. Freshwater Biology 52:752-769.

Woolsey, S., C. Weber, T. Gonser, E. Hoehn, M. Hostermann, B. Junker, C. Roulier, S. Schweizer, S. Tiegs, K. Tockner und A. Peter (2005). *Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässer-revitalisierungen*. Publikation des Rhone-Thur Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ. 112 pp.

Zeh-Weissmann, H., C. Köntzer, A. Bertiller (2009). *Strukturen der Fliessgewässer in der Schweiz. Zustand von Sohle, Ufer und Umland (Ökomorphologie). Ergebnisse der ökomorphologischen Kartierung*. Stand: April 2009. Umwelt-Zustand Nr. 0926. Bundesamt für Umwelt, Bern. 100 S.

Zitek, A., G. Haidvogel, M. Jungwirth, P. Pavlas und S. Schmutz (2007). *Ein ökologischer Leitfaden zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fliessgewässern für die Fischfauna in Österreich*. Page 138 in S. i. A. v. L. u. L. Niederösterreich, editor. AP5 des MIRR-Projektes, Mondsee.

9.2 GRUNDLEGENDE LITERATUR, THEMATISCH STRUKTURIERT

DECISION SUPPORT

Göggel, W. (2012). *Revitalisierung Fliessgewässer. Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer*. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1208: 42 S.

Reichert, P., M. Borsuk, M. Hostmann, S. Schweizer, C. Spörri, K. Tockner und B. Truffer (2007). *Concepts of decision support for river rehabilitation*. Environmental Modelling and Software 22, 188-201.

Reichert, P., N. Schuwirth und S. D. Langhans (2011). *MCWM – Ein Konzept für multikriterielle Entscheidungsunterstützung im Wassermanagement*. Wasser Energie Luft 103(2), 139-148, 2011.

Verdonschot, P. F. M. und R. C. Nijboer (2002). *Towards a decision support system for stream restoration in the Netherlands: an overview of restoration projects and future needs*. Hydrobiologia 478:131-148.

ERFOLGSKONTROLLEN

Peter, A. und C. Scheidegger (2012). *Merkblatt 8 - Erfolgskontrolle bei Revitalisierungen*. Merblattsammlung Wasserbau und Ökologie, Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern.

Woolsey, S., F. Capelli, T. Gonser, E. Hoehn, M. Hostmann, B. Junker, A. Paetzold, C. Roulier, S. Schweizer, S. D. Tiegs, K. Tockner, C. Weber und A. Peter (2007). *A strategy to assess river restoration success*. *Freshwater Biology* 52:752-769.

ÖKOLOGISCHER WERT GEWÄSSER

Langhans, S. D. und P. Reichert (2011). *Einbettung von Verfahren zur Fließgewässerbewertung in ein übergeordnetes Gewässermanagementkonzept – Vorschläge am Beispiel des Modulstufenkonzepts*. *Wasser Energie Luft* 103(3), 204-214.

Stewart, B. A. (2011). *Assessing the ecological values of rivers: An application of a multi-criteria approach to rivers of the South Coast Region, Western Australia*. *Biodiversity and Conservation* 20:3165-3188.

WASSERQUALITÄT

Hari R. und J. Zobrist (2003). *Trendanalyse der NADUF-Messresultate 1974-1998*. Schriftenreihe der Eawag Nr. 17.

Jakob, A., P. Liechti und E. Binderheim-Bankay (2002). *30 Jahre NADUF – Eine Zwischenbilanz*. gwa 3/2002, 203-208.

Liechti, P. (1994). *Der Zustand der Seen in der Schweiz*. Schriftenreihe Umwelt Nr. 237. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern.

Schäfer, R. B., P. C. von der Ohe, R. Kühne, G. Schüürmann und M. Liess (2011). *Occurrence and Toxicity of 331 Organic Pollutants in Large Rivers of North Germany over a Decade (1994 to 2004)*. *Environmental Science & Technology* 45, 6167–6174.

Zobrist, J., L. Sigg, und U. Schönenberger (2004). *NADUF – thematische Auswertung der Messresultate 1974 bis 1998*, Schriftenreihe der Eawag Nr. 18.

ERHOLUNGSPOTENZIAL

Detenbeck, N. E., P. W. DeVore, G. J. Niemi und A. Lima (1992). *Recovery of temperate-stream fish communities from disturbance: a review of case studies and synthesis of theory*. *Environmental Management (New York)* 16:33–53.

Haase, P., D. Hering, S. C. Jähnig, A. W. Lorenz und A. Sundermann (2012). *The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes*. *Hydrobiologia*, 704, 475-488.

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

Muotka, T., R. Paavola, A. Haapala, M. Novimec und P. Laasonen (2002). *Long-term recovery of stream habitat structure and benthic invertebrate communities from in-stream restoration*. *Biological Conservation* 105:243-253.

Robson, B. J., B. D. Mitchell und E. T. Chester (2011). *An outcome-based model for predicting recovery pathways in restored ecosystems: The Recovery Cascade Model*. *Ecological Engineering* 37:1379-1386.

Thomas, G., A. Lorenz, A. Sundermann, P. Haase, A. Peter und S. Stoll (submitted). *A meta-analysis on 62 European river restoration projects: Effects on fish communities, species and recovery dynamics*.

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

PROGNOSE

Borsuk, M. E., S. Schweizer und P. Reichert (2012). *A probability network model for integrative river rehabilitation planning and management*. *Integrated Environmental Assessment and Management* 8(3), 462-472.

Borsuk, M. E., P. Reichert, A. Peter, E. Schager und P. Burkhardt-Holm (2006). *Assessing the decline of brown trout (*Salmo trutta*) in Swiss rivers using a Bayesian probability network*. *Ecological Modelling* 192, 224-244.

Kail, J., D. Hering, S. Muhar, M. Gerhard und S. Preis (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.

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

Schuwirth, N. und P. Reichert (in press). *Bridging the gap between theoretical ecology and real ecosystems: modeling invertebrate community composition in streams*. *Ecology*.

Schuwirth, N. und P. Reichert (2012). *Das Vorkommen von Lebewesen vorhersagen / Predicting the occurrence of macroinvertebrates*. *Eawag News* 72d/72e 14-17, 2012.

Siegenthaler-Le Drian, C., A. Peter und P. Reichert (submitted). *A model for the survival of stocked and resident brown trout*.

PRIORISIERUNG

Beechie, T., G. Pess und P. Roni (2008). *Setting river restoration priorities: a review of approaches and a general protocol for identifying and prioritizing actions*. *North American Journal of Fisheries Management*, 28, 891-905.

Kentula, M. E. (1997). *A comparison of approaches to prioritizing sites for riparian restoration*. *Restoration Ecology*, 5, 69-74.

Roni, P., T. J. Beechie, R. E. Bilby, F. E. Leonetti, M. M. Pollock und G. R. Pess (2002). *A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific northwest watersheds*. North American Journal of Fisheries Management, 22

Nunn, A. D. und I. G. Cowx (2012). *Restoring river connectivity: Prioritizing passage improvements for diadromous fishes and lampreys*. Ambio, 41, 402-409.

ANHANG

Komplettliste Defizite und geeignete Massnahmen

Defizite	Mögliche Massnahmen
Unzureichende Wasserqualität (aus Punktquellen)	<p>Reduzierung der Abwassermenge verbesserte Effizienz der Abwasserreinigung Lösungen für die Problematik von Mikroverunreinigung und pharmazeutischen Rückständen im geklärten Abwasser erarbeiten verbesserte Nährstoffaufnahme durch Pflanzen Schaffung von Schönungsteichen zur Nährstoffelimination Schaffung von Feuchtgebieten an Drainage-Auslässen (horse-shoe wetlands) Schaffung von Pufferzonen Unfallrisiko minimieren (Industrie und Landwirtschaft)</p>
Unzureichende Wasserqualität (aus diffusen Quellen)	<p>Reduzierung des Eintrags/Benutzung von giftigen Stoffen reduzierte Ausbringung von Gülle und Nährstoffen Ableitung von belasteten Zuflüssen Schaffung von Schönungsteichen zur Nährstoffelimination Schaffung von Feuchtgebieten an Drainage-Auslässen (horse-shoe wetlands) Schaffung von Pufferzonen Ufervegetation</p>
Gestörter Grundwasserhaushalt	<p>Beseitigung von ober- und unterirdischen Drainageleitungen verbesserte Versickerung veränderte Grundwasserentnahmepaxis Entfernung Feinsediment von Gewässersohle Aufforstung im Einzugsgebiet Schaffung von hydrologischen Puffern Versickerung geklärter Abwässer Schaffung von Überflutungsflächen verbesserte Retention von Wasser im Einzugsgebiet Wiederherstellung natürlicher Einzugsgebiete</p>
Gestörte <i>Hydrodynamik</i>	<p>Pufferung von Schwall/Sunk Effekten durch Speicherbecken oder andere techn. Lösungen an natürliche, saisonale Abflüsse angepasstes Management von Staudämmen Retentionspotenzial im Einzugsgebiet erhöhen zur Pufferung von Hochwasserspitzen ausreichende Wassermenge in Restwasserstrecken</p>
Gestörter <i>Geschiebehaushalt</i>	<p>Eliminierung von unnatürlichem Feinsedimenteintrag (Sedimentationsbecken, Ufervegetation) Auflockerung kolmatierte Sohle künstliche Geschiebezugabe (standorttypisch) Geschiebeweiterleitung an Querbauwerken/ Stauseen Re-Mäandrierung, wo standorttypisch</p>
Gestörtes Temperaturregime	<p>Beschattung Gerinne durch Anpflanzen geeigneter Ufervegetation keine direkte Einleitung von Kühlwasser aus Industrie/Kraftwerken</p>

	<p>Anpassung der Temperatur von geklärten Abwassern aus ARAs vor Einleitung in Gewässer verändertes Staudamm-Management: keine Abgabe von kaltem Tiefenwasser in sommerwarme Bäche/Flüsse</p>
Gestörte Längs <i>vernetzung</i>	<p>Entfernung von Querbauwerken Entfernung von Sohlswellen technische Lösungen zum Passierbarmachen von Querbauwerken (Auf- und Abstieg, breites Artenspektrum) Re-Mäandrierung, wo standorttypisch (zur Reduzierung Fließgeschwindigkeit) Ausdolungen natürliches Sohlsubstrat sonstige Störelemente (Lärm, Licht, unnatürl. Temperaturregime, Wasserqualitätsprobleme) beseitigen</p>
Gestörte Quer <i>vernetzung</i>	<p>Entfernung von Ufer- und Sohlfixierungen Gerinneaufweitungen Anhebung der Gewässersohle Absenken des angrenzenden Terrains Entfernung Feinsediment von Gewässersohle Schaffung von Umgehungs- und Seitenkanälen nach Versetzen von Deichen nach aussen (Hochwasserschutz) Vernetzung mit Auen und Stillgewässern natürliche Hochwässer zulassen Mäandrierung (wo standorttypisch)</p>
Morphologische Strukturdefizite	<p>Entfernung von Ufer- und Sohlfixierungen Gerinneaufweitungen Schaffung von artspezifischen Habitaten Schaffung von Riffle- und Pool-Sequenzen Hinzufügen von standorttypischen Strukturen (Baumstämme, Totholz, Steine) Zulassen und Fördern selbsterhaltender, dynamischer Prozesse Ufervegetation unmittelbar an Wasser-Land-Grenze</p>
Unnatürliche Artengemeinschaften	<p>alle oben genannte Massnahmen gezielte Entfernung unerwünschter Arten (z. B. durch Abfischung) Barrieren/techn. Lösungen zum Ausschluss unerwünschter Arten Wiederansiedlungsprogramme gezielte Vernetzung mit Artenpools Schaffung/Anbindung essenzieller Habitate für Schlüsselarten angepasstes Management (Besatz/Fischerei)</p>