

Flussaufweitungen lohnen sich! Ergebnisse einer Erfolgskontrolle aus ökologischer Sicht

■ Sigrun Rohde

Zusammenfassung

Seit rund 12 Jahren werden in der Schweiz Flussaufweitungen gebaut. Im Rahmen des Rhone-Thur-Projektes wurde eine Erfolgskontrolle durchgeführt und die ökologischen Auswirkungen von fünf Gerinneaufweitungen untersucht. Dabei wurden die Gerinneaufweitungen mit kanalisierten und mit naturnahen Fließgewässerabschnitten verglichen.

Die Ergebnisse zeigen, dass Gerinneaufweitungen grundsätzlich zu einer Aufwertung des Gewässers in Richtung eines naturnäheren Zustandes führen. So werden durch die Aufweitungen Bereiche unterschiedlicher Strömung und Wassertiefen und Raum für die Etablierung von Pionierlebensräumen (Kiesbänke, Pionierkrautgesellschaften und Weichholzgebüsche) geschaffen. Aufgrund der begrenzten Flächenausdehnung der Gerinneaufweitung kann sich jedoch nur ein Teil des gesamten Spektrums auetypischer Lebensräume einstellen. Zudem ist das Landschaftsmosaik der Aufweitungen kleinteiliger und komplexer als das naturnaher Auen. Die Entwicklung einer Aufweitung hin zu naturnahen Verhältnissen hängt jedoch nicht nur von der Grösse der Aufweitung ab, sondern wird auch massgeblich von den übergeordneten naturräumlichen Randbedingungen (Hydrologie, Geschiebeeintrag) bestimmt.

Neben den Untersuchungsergebnissen werden eine Liste «auetypischer Pflanzenarten der Schweiz» und ein Indikatorenset «Landschaftsstrukturmasse» vorgestellt. Damit soll eine Hilfestellung für die Durchführung zukünftiger Wirkungskontrollen gegeben werden.

1. Einleitung

Seit rund 12 Jahren werden in der Schweiz Flussaufweitungen gebaut. Damit soll zum einen die Sohle eines Flusses stabilisiert werden, und zum anderen soll das kanalisierte Gerinne ökologisch aufgewertet werden. Nachdem Hunzinger in seinem Artikel (WEL, Heft 9/10-2004) die Erfahrungen des Wasserbaus dargelegt hat, sollen in diesem Beitrag

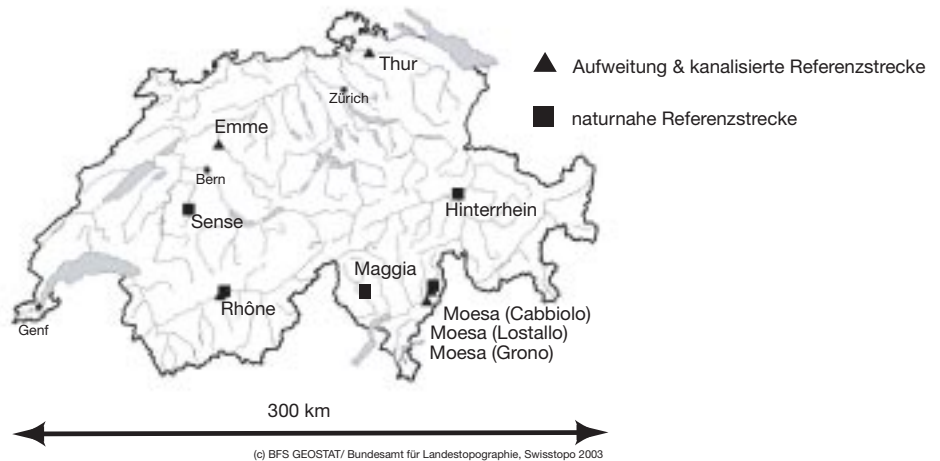


Bild 1. Untersuchungsgebiete.

die Erfahrungen aus Sicht der Ökologie (am Beispiel der Lebensraumausstattung und Vegetationsentwicklung) beleuchtet werden. Folgende Fragen stehen dabei im Mittelpunkt:

- Wie können die ökologischen Auswirkungen von Flussaufweitungen gemessen werden?
- Können Aufweitungen Lebensraum für auetypische Arten- und Lebensgemeinschaften schaffen?
- Welche Naturnähe kann mit Gerinneaufweitungen erreicht werden?

In diesem Artikel werden die Ergebnisse eines im Rahmen des Rhone-Thur-Projektes (www.rhone-thur.eawag.ch) durchgeführten Projektes vorgestellt. Es wurden fünf Flussaufweitungen untersucht und jeweils

mit einem kanalisierten Abschnitt (= regulierte Referenz = Nullzustand) und einem naturnahen Abschnitt (= naturnahe Referenz = Zielzustand) verglichen (Bild 1, Tabelle 1). Diese vergleichende Untersuchung ermöglicht die Beurteilung der durch die Gerinneaufweitung erreichten Naturnähe.

2. Indikatoren für die Erfolgskontrolle

2.1 Landschaftsstrukturmasse

Die in einem Gebiet vorhandenen Habitattypen, ihre Grenzstrukturen und Nachbarschaftsbeziehungen bestimmen sowohl das Wander- bzw. Ausbreitungsverhalten von Organismen als auch Material- und Energieflüsse. Es besteht also eine enge Verbindung

kanalisierte Referenzstrecke	Flussaufweitung	naturnahe Referenzstrecke
0 ————— Natürlichkeitsgradient —————> 1		
Thur (Gütighausen) Rhone (Chippis) Moesa (Grono, Lostal) Emme (Aefligen)	Thur (Gütighausen) Rhone (Chippis) Moesa (Grono, Lostal) Emme (Aefligen)	Hinterrhein (Rhäzüns) Hinterrhein (Rhäzüns)/Rhone (Pfywald) Maggia (Someo)/Moesa (Cabbio) Sense (Plaffeien)

Tabelle 1. Untersuchungsdesign.

Indikator	Definition ¹	Bezug zu Ökosystemfunktionen und -prozessen
Landschaftskomposition		
PR	Patch Richness: misst die Habitatvielfalt.	Habitatvielfalt ist die Voraussetzung für Artenvielfalt.
%Area	Flächenanteil eines Habitattyps.	Die Fläche eines Lebensraumes hat einen grossen Einfluss auf die Populationsgrösse einer Art.
Landschaftskonfiguration		
MSI	Mean Shape Index: misst die Komplexität einer Fläche im Vergleich zu einer Standardform (Kreis bzw. Quadrat).	Die Artenzahl wird nicht nur durch die Grösse einer Fläche, sondern auch durch ihre Form beeinflusst (Hamazaki 1996).
medPS	Median Patch Size: Mittlere (Median) Flächengrösse eines Habitattyps.	Die Flächengrösse ist ein Schlüsselfaktor hinsichtlich der Habitateignung.
MNN	Mean Nearest Neighbour: misst den Abstand zwischen zwei Flächen des gleichen Habitattyps.	Ausbreitungsmöglichkeiten und damit Wiederbesiedlung und der Schutz von so genannten Metapopulationen werden durch die Entfernung zwischen geeigneten Lebensräumen bestimmt.
MPI	Mean Proximity Index: misst den Isolations- bzw. Fragmentierungsgrad. Neben der Distanz zur nächstgelegenen Fläche des gleichen Habitattyps wird auch die Grösse der einzelnen Flächen berücksichtigt.	siehe oben
IJI	Interspersion and Juxtaposition Index: misst Nachbarschaftsverhältnisse. IJI = 100, wenn alle Habitattypen gleichermaßen an alle anderen Habitattypen angrenzen.	Viele Arten sind auf die Verzahnung verschiedener Habitattypen angewiesen.
ED	Edge Density: Grenzliniendichte. Standardisierung der gesamten Grenzlinie zwischen verschiedenen Habitattypen auf eine Flächeneinheit (m/ha).	<ul style="list-style-type: none"> - Der Wasseraustausch ist abhängig von der Uferlänge. - Die Fläche des Interface zwischen Wasser und Substrat ist positiv mit dem Stickstoffrückhalt korreliert (Pinay et al. 2002). - Bei Fischen, aquatischen Wirbellosen und auetypischen Laufkäfern ist die Artenvielfalt positiv mit der Uferlänge korreliert (Wintersberger 1996, Rempel et al. 1999, Hering & Plachter 1997, Tockner et al. 2005).

¹ Siehe auch McGarigal & Marks 1995

Tabelle 2. Landschaftsstrukturmasse als Indikatoren für Ökosystemfunktionen und -prozesse.

Landschaftsstrukturmass k (siehe Tabelle 2)	Fall 1 Emme	Fall 2 Emme	Fall 3 Sense	Fall 1 - Fall 2	Fall 3 - Fall 2
Untersuchungstyp	kanalisiert	Aufweitung	naturnah		
PR (Habitatdiversität)	4	17	18	13.00	1.00
MSI	4.73	2.41	2.07	2.32	0.34
medPS	0.63	0.02	0.05	0.61	0.03
MNN	41.3	37.2	59.6	4.10	22.40
MPI	3.75	328.3	372.99	324.55	44.69
IJI	61.31	68.57	66.02	7.26	2.55
ED	1081.3	1459.84	1221.28	378.54	238.56
Manhattan Masszahl (d_{ij})				104.34	44.22
<p>erreichte Naturnähe der Aufweitung = (Standardisierung)</p> $d_{ij} = \frac{\sum_k x_{ik} - x_{jk} }{\sum_k x_{jk}}$					

Rechenbeispiel. Berechnung der «Manhattan»-Masszahl d_{ij} und anschliessende Standardisierung.

zwischen der Struktur einer Landschaft bzw. eines Landschaftsausschnittes und den darin ablaufenden, ökologischen Prozessen und Funktionen. Mit Gerinneaufweitungen möchte man unter anderem auetypische Lebensräume und Strukturen im und am Gewässer wiederherstellen. Damit soll die Voraussetzung für den Ablauf natürlicher Prozesse und die Wiederbesiedlung durch auetypische Arten geschaffen werden. Inwieweit die neu geschaffenen Strukturen denen

naturnaher Auen entsprechen, lässt sich mittels so genannter Landschaftsstrukturmasse bestimmen. Mit Hilfe dieser Landschaftsstrukturmasse lässt sich die Struktur einer Landschaft in Zahlen fassen. Diese Quantifizierung der Landschaftsstruktur ermöglicht den Vergleich zwischen kanalisiertem, aufgeweiteten und naturnahen Flussabschnitten. Anhand dieses Vergleichs lässt sich anschliessend die erreichte Naturnähe einer Gerinneaufweitung bestimmen.

Welche Landschaftsstrukturmasse sich besonders gut als Indikatoren für eine Erfolgskontrolle bei Flussrevitalisierungsprojekten (Gerinneaufweitungen) eignen, zeigt Tabelle 2.

Als Grundlage für die Berechnung der Landschaftsstrukturmasse wird lediglich ein GIS mit digitalen Biotoptypen-/Habitattypenkarten der betrachteten Flussabschnitte benötigt (Bild 2). Für die Berechnung selbst stehen verschiedene Computerprogramme zur Verfügung. Dabei hat sich der PatchAnalyst 3.1 als besonders praxistauglich erwiesen. Der PatchAnalyst ist eine anwenderfreundliche Erweiterung zu ArcView, welche unter <http://flash.lakeheadu.ca/~rrempe/p/patch/index.html> kostenlos heruntergeladen werden kann.

Für den Vergleich zwischen kanalisiertem, aufgeweiteten und naturnahen Abschnitten lassen sich die einzelnen Landschaftsstrukturmasse wie folgt zu einem einzigen Indikator («Manhattan»-Masszahl d_{ij}) zusammenfassen:

$$d_{ij} = \frac{\sum_k |x_{ik} - x_{jk}|}{\sum_k x_{jk}}$$

Dabei ist x_{ik} der Wert des Indikators (Landschaftsstrukturmasses) k im Fall i und x_{jk} der Wert des Indikators (Landschaftsstrukturmasses) k im Fall j. Bei einer Erfolgskontrolle gibt die «Manhattan»-Masszahl (d_{ij}) einen Überblick zur erreichten Naturnähe eines Revitalisierungsprojektes. Eine globale Bewertung sollte jedoch immer in Zusammenschau mit den zugrunde liegenden Werten der einzelnen Landschaftsstrukturmasse vorgenommen werden.

Das nebenstehende Rechenbeispiel zeigt die Berechnung der «Manhattan»-Masszahl d_{ij}. Die anschliessende Standardisierung ermöglicht die Bewertung verschiedener Projekte entlang eines Natürlichkeitsgradienten, der von kanalisiert (Wert «0») bis naturnah (Wert «1») reicht (Bild 8).

2.2 Liste auetypischer Pflanzenarten der Schweiz

Pflanzen sind sehr publikumswirksam und lassen sich mit verhältnismässig geringem Aufwand erheben. Sie eignen sich daher besonders gut als Indikatoren für eine Erfolgskontrolle.

Vergleicht man nun Vegetationsaufnahmen (z.B. Kartierungen nach Braun-Blanquet) aus Aufweitungen mit Vegetationsaufnahmen aus kanalisiertem bzw. naturnahen Flussabschnitten, kann die Naturnähe der Aufweitung erfasst werden. Je ähnlicher sich die Vegetationsaufnahmen der Aufweitung

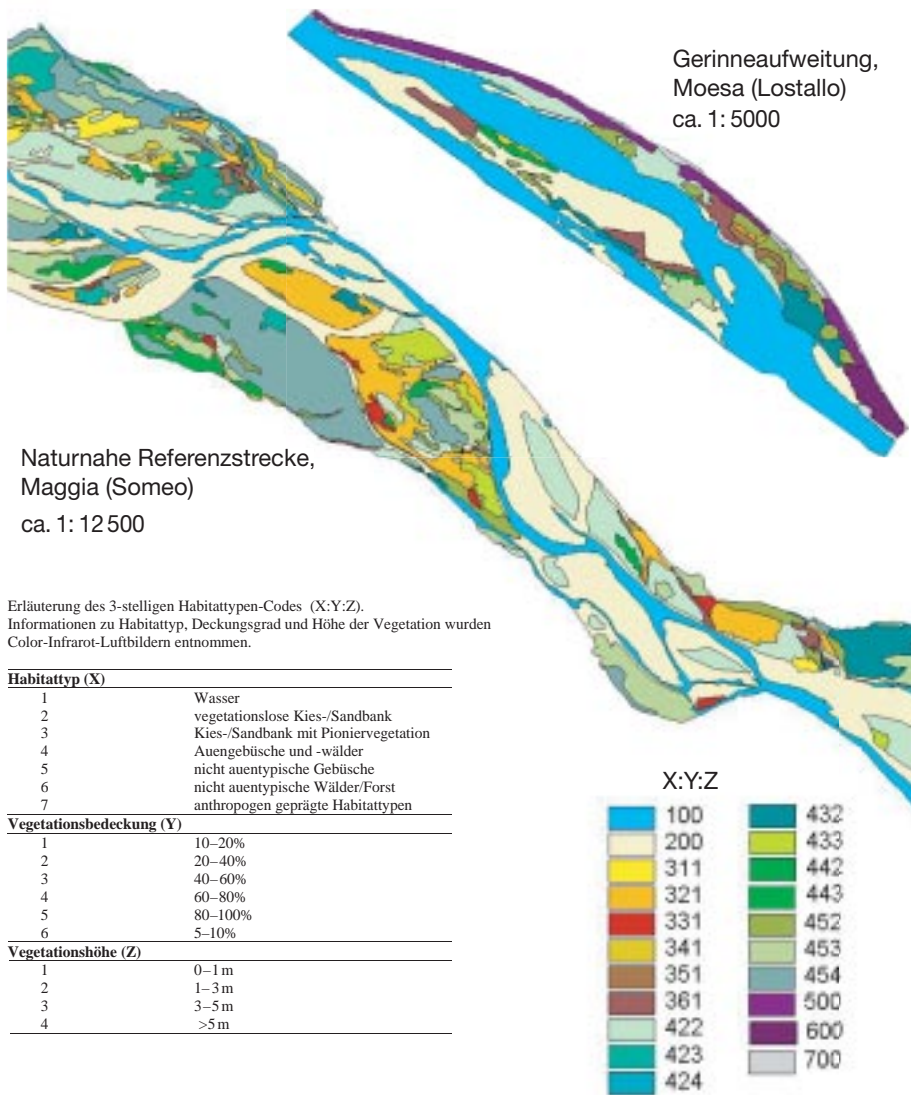


Bild 2. Habitattypenkartierung.

und des naturnahen Abschnitts sind, umso grösser ist der Revitalisierungserfolg.

Die Anzahl und Habitatbindung (Stenökie) der einzelnen, in einem revitalisierten Abschnitt angetroffenen Arten sind ebenfalls Zeiger für den Revitalisierungserfolg. Je mehr auentypische Arten in einer Aufweitung angetroffen werden, umso grösser ist der zu verzeichnende Revitalisierungserfolg. Zu den auentypischen Arten gehören beispielsweise Fleischers Weidenröschen (*Epilobium fleischeri*) und das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) (Bilder 3 und 4). Für die Durchführung zukünftiger Erfolgskontrollen wurde deshalb eine Liste «auentypischer Pflanzenarten der Schweiz (ohne Wasserpflanzen)» erstellt (Tabelle 3).

Dabei wurden die Arten, gemäss ihrer Habitatbindung, in drei verschiedene Klassen eingeteilt:

Klasse 1: auenabhängige Arten sensu stricto: Arten, deren Vorkommen stark an Auen gebunden ist.

Klasse 2: auenabhängige Arten sensu lato: Arten, deren natürlicher Lebensraum die

Auen sind, die aber heute auch in so genannten Sekundärhabitaten (z.B. Kiesgruben) auftreten können.

Klasse 3: weitere, charakteristische Arten: Arten, die regelmässig in Auen vorkommen (ohne Arten des Intensivgrünlandes), aber deren Bestand nicht von Auen abhängig ist.

Diese hier vorgestellte Liste basiert auf den Ausführungen von Kuhn (1987), Pantke (2003), Moor (1958), Ellenberg (1996) und Oberdorfer (1992, 1993).

3. Ergebnisse

3.1 Wiederherstellung auentypischer Lebensraumtypen und Strukturen

Die Untersuchungen zeigen, dass Aufweitung zu einem erhöhten Angebot an (auentypischen) Lebensräumen führen (Bild 5, Tabelle 4). Insbesondere die Aufweitung an der Emme (Aefligen) und der Moesa (Lostallo) brachten eine wesentliche Verbesserung hinsichtlich der Schaffung auentypischer Habitattypen mit sich. Jedoch liegt auch hier die Ha-

bitatvielfalt, aufgrund der geringen Flächenausdehnung der Aufweitung, unter jener der naturnahen Referenzstrecken.

Betrachtet man die Habitattypen, die durch Gerinneaufweitung geschaffen werden, so fällt auf, dass sich insbesondere Pionierlebensräume wie Kiesbänke und Weichholzgebüsch e etablieren. Ältere Entwicklungsstadien, wie z.B. Auwälder, fehlen weitgehend, ausser es handelt sich um ältere Bestände, die in die Aufweitung integriert wurden. Das Fehlen von Auwäldern lässt sich mit der geringen Flächenausdehnung der Aufweitung erklären. Auwälder treten natürlicherweise an höher gelegenen Auenbereichen auf, die nur episodisch überflutet werden. Aufweitung beschränken sich bisher jedoch auf den dynamischen und damit häufig überfluteten Teil des Flusses, so dass sich hier keine Auwälder etablieren können.

Vergleicht man die Landschaftskonfiguration von Aufweitung mit jener der naturnahen Referenzstrecken, so sieht man, dass das Landschaftsmosaik der Aufweitung im Allgemeinen deutlich kleinteiliger und komplexer ist als das der naturnahen Auen. So beträgt die mittlere Flächengrösse (medPS) der Aufweitung an der Emme (Aefligen) und Moesa (Lostallo) weniger als die Hälfte der mittleren Flächengrösse der dazugehörigen, naturnahen Referenzstrecke (Bild 6). Anders sieht es bei den Aufweitung an der Thur (Gütighausen) und Rhone (Chippis) aus. Der Unterschied liegt hier in der Tatsache begründet, dass die Aufweitung im Wesentlichen aus dem Flusslauf selbst und zwei grossen Kiesbänken bestehen.

Allen Aufweitung gemeinsam ist jedoch eine höhere Flächenkomplexität, welche sich in einem hohen Wert des Mean Shape Index (MSI) niederschlägt. Auch die Grenzliniendichte ist in den Aufweitung durchwegs höher als in den naturnahen Referenzabschnitten (Tabelle 4).



Bild 3. Fleischers Weidenröschen (*Epilobium fleischeri*).

Klasse 1: auenabhängige Arten sensu stricto:
Arten, deren Vorkommen stark an Auen gebunden ist

<i>Calamagrostis pseudophragmites</i> <i>Carex acutiformis</i>	<i>Epilobium dodonaei</i> <i>Epilobium fleischeri</i>	<i>Hippophaë rhamnoides</i> <i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	<i>Myricaria germanica</i> <i>Salix alba</i>	<i>Salix triandra</i> <i>Salix viminalis</i>	<i>Salix elaeagnos</i>
Klasse 2: auenabhängige Arten sensu lato: Arten, deren natürlicher Lebensraum die Auen sind, die aber heute auch in so genannten Sekundärhabitaten (z.B. Kiesgruben) auftreten können.	<i>Carduus personata</i> <i>Carex pseudocyperus</i> <i>Centaurea diffusa</i> <i>Centaurea pulchellum</i> <i>Chaerophyllum aureum</i> <i>Chaerophyllum bulbosum</i> <i>Chenopodium ficifolium</i> <i>Chenopodium glaucum</i> <i>Chenopodium polyspermum</i> <i>Chenopodium rubrum</i> <i>Chondrilla chondrilloides</i> <i>Colutea arborescens</i> <i>Cornus mas sanguinea</i> <i>Corrigiola litoralis</i> <i>Cotinus coggygia</i> <i>Cotoneaster integerrimus</i>	<i>Cotoneaster tomentosus</i> <i>Crepis setosa</i> <i>Cruciata laevipes</i> <i>Cyperus fuscus</i> <i>Daucus carota</i> <i>Echium vulgare</i> <i>Epilobium roseum</i> <i>Equisetum hyemale</i> <i>Erigeron annuus</i> <i>Erigeron annuus</i> <i>Erigeron annuus subsp. str.</i> <i>Glyceria maxima</i> <i>Hieracium piloselloides</i> <i>Hieracium stictifolium</i> <i>Hippocrepis emerus</i> <i>Humulus lupulus</i>	<i>Isoplepis setacea</i> <i>Juncus bufonius</i> <i>Juncus capitatus</i> <i>Juncus tenuis</i> <i>Lamium maculatum</i> <i>Linaria vulgaris</i> <i>Lythrum portula</i> <i>Melilotus albus</i> <i>Melilotus officinalis</i> <i>Montia fontana subsp. chon</i> <i>Myosotis cespitosa</i> <i>Oenothera biennis</i> <i>Oenothera glazioviana</i> <i>Oenothera parviflora</i> <i>Petasites hybridus</i> <i>Rumex aquatilis</i> <i>Salix fragilis</i> <i>Salix purpurea</i> <i>Salix x rubens</i> <i>Sambucus ebulus</i> <i>Schoenoplectus lacustris</i>	<i>Polygonum lapathifolium su</i> <i>Polygonum minus</i> <i>Prunus mahaleb</i> <i>Ranunculus sceleratus</i> <i>Reseda luteola</i> <i>Rhamnus alpina</i> <i>Riccia glauca</i> <i>Rorippa amphibia</i> <i>Rosa micrantha</i> <i>Rosa villosa</i> <i>Rumex aquatilis</i> <i>Salix fragilis</i> <i>Salix purpurea</i> <i>Salix x rubens</i> <i>Sambucus ebulus</i> <i>Schoenoplectus lacustris</i>	<i>Scrophularia canina</i> <i>Sium latifolium</i> <i>Spartanium emersum</i> <i>Spartanium erectum</i> <i>Spartanium vulgare</i> <i>Tanacetum vulgare</i> <i>Tragopogon dubius</i> <i>Typha angustifolia</i> <i>Typha latifolia</i> <i>Viburnum lantana</i>

Klasse 3: Weitere, charakteristische Arten:
Arten, die regelmässig in Auen vorkommen (ohne Arten des Intensivgrünlandes), aber deren Bestand nicht von Auen abhängig ist.

<i>Achillea millefolium</i> <i>Agropyron repens</i> <i>Agropyron repens</i> <i>Agrostis gigantea</i> <i>Agrostis rupestris</i> <i>Agrostis stolonifera</i> <i>Alchemilla vulgaris</i> <i>Althaea peitolata</i> <i>Alopecurus geniculatus</i> <i>Amaranthus blitum</i> <i>Amaranthus caudatus</i> <i>Amaranthus retroflexus</i> <i>Angelica sylvestris</i> <i>Anthriscus sylvestris</i> <i>Anthyllus vulneraria</i> <i>Arabis alpina</i> <i>Arctium tomentosum</i> <i>Arenaria serpyllifolia aggr.</i> <i>Ariemisia campestris</i> <i>Astragalus alpinus</i> <i>Atriplex patula</i> <i>Bidens frondosa</i> <i>Brachypodium pinnatum</i> <i>Brachypodium sylvaticum</i> <i>Brassica oleracea</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Calamagrostis varia</i> <i>Callia palustris</i> <i>Calystegia sepium</i> <i>Campanula cochlearifolia</i> <i>Capsella bursa-pastoris</i> <i>Cardamine amara</i> <i>Cardamine hirsuta</i>	<i>Cardamine pratensis</i> <i>Cardamine resedifolia</i> <i>Carduus acanthoides</i> <i>Carduus defloratus</i> <i>Carex acuta</i> <i>Carex alba</i> <i>Carex ornithopoda</i> <i>Carex vesicaria</i> <i>Carex vulpina</i> <i>Cerastium arvense</i> <i>Chaenorrhinum minus</i> <i>Chaerophyllum hirsutum</i> <i>Chelidonium majus</i> <i>Chenopodium album</i> <i>Chenopodium bonus-henricus</i> <i>Cirsium arvense</i> <i>Cirsium oleraceum</i> <i>Cirsium vulgare</i> <i>Clematis vitalba</i> <i>Coryza canadensis</i> <i>Cornus sanguinea</i> <i>Corylus avellana</i> <i>Crataegus laevigata</i> <i>Crataegus monogyna</i> <i>Crepis capillaris</i> <i>Deschampsia cespitosa</i> <i>Digitaria sanguinalis</i> <i>Echinochloa crus-galli</i> <i>Epilobium hirsutum</i> <i>Equisetum arvense</i> <i>Equisetum fluviatile</i> <i>Equisetum peforatum</i> <i>Erigeron acer</i>	<i>Ericastrum gallicum</i> <i>Ericastrum nasturtifolium</i> <i>Erysimum cheiranthoides</i> <i>Euoymnus europaeus</i> <i>Euphorbia cyparissias</i> <i>Euphorbia pepus</i> <i>Euphrasia salisburgensis</i> <i>Eurychium striatum</i> <i>Fallopia convolvulus</i> <i>Festuca arundinacea</i> <i>Festuca glauca</i> <i>Festuca rubra aggr.</i> <i>Festuca rupicola</i> <i>Filipendula ulmaria</i> <i>Fragaria vesca</i> <i>Fragula alnus</i> <i>Fraxinus excelsior</i> <i>Galeopsis tetrahit</i> <i>Galium aparine</i> <i>Galium palustre</i> <i>Geranium pyrenaicum</i> <i>Geranium robertianum</i> <i>Geum rivale</i> <i>Geum urbanum</i> <i>Glechoma hederacea</i> <i>Glyceria fluitans</i> <i>Gypsophila repens</i> <i>Hellianthus annuus</i> <i>Heraclium sphondylium</i> <i>Hieracium inphyaceum</i> <i>Hylocomium splendens</i> <i>Hypericum perforatum</i> <i>Hypnum cupressiforme</i>	<i>Impatiens noli-tangere</i> <i>Impatiens parviflora</i> <i>Iris pseudacorus</i> <i>Isatis tinctoria</i> <i>Juniperus communis</i> <i>Lactuca serriola</i> <i>Lanium album</i> <i>Lanium purpureum</i> <i>Leontodon hispidus</i> <i>Leontodon hispidus</i> <i>Lepidium campestre</i> <i>Leucanthemopsis alpina</i> <i>Ligustrum vulgare</i> <i>Plantago major</i> <i>Linaria alpina</i> <i>Lonicera xylosteum</i> <i>Lotus corniculatus</i> <i>Lycopersicon esculentum</i> <i>Lysimachia nummularia</i> <i>Lysimachia vulgaris</i> <i>Lythrum salicaria</i> <i>Malva neglecta</i> <i>Matricaria recutita</i> <i>Medicago lupulina</i> <i>Melica nutans</i> <i>Mentha aquatica</i> <i>Mentha longifolia</i> <i>Myosotis arvensis</i> <i>Myosotis scorpioides</i> <i>Myosoton aquaticum</i> <i>Nasturtium officinale</i> <i>Origanum vulgare</i> <i>Oxalis fontana</i>	<i>Oxytropis campestris</i> <i>Papaver rhoeas</i> <i>Pastinaca sativa</i> <i>Petasites paradoxis</i> <i>Picea abies</i> <i>Pinus sylvestris</i> <i>Plagiogramma undulatum</i> <i>Plantago major subsp. intermedia</i> <i>Poa alpina</i> <i>Poa angustifolia</i> <i>Poa annua aggr.</i> <i>Poa compressa</i> <i>Poa glauca</i> <i>Polygonum amphibium</i> <i>Polygonum aviculare</i> <i>Polygonum mite</i> <i>Polygonum persicaria</i> <i>Populus nigra</i> <i>Portulaca oleracea</i> <i>Potentilla anserina</i> <i>Prunus avium</i> <i>Prunus padus</i> <i>Prunus spinosa</i> <i>Quercus petraea</i> <i>Quercus pubescens</i> <i>Quercus robur</i> <i>Ranunculus acris</i> <i>Ranunculus lingua</i> <i>Raphanus raphanistrum</i> <i>Reseda lutea</i> <i>Rhamnus cathartica</i> <i>Rhytidadelphus triquetrus</i>	<i>Rorippa x</i> <i>Rorippa islandica</i> <i>Rorippa sylvestris</i> <i>Rosa canina</i> <i>Rubus caesius</i> <i>Rumex acetosa</i> <i>Rumex crispus</i> <i>Rumex maritimus</i> <i>Rumex scutatus</i> <i>Sagina saginoides</i> <i>Salix appendiculata</i> <i>Sambucus nigra</i> <i>Sanguisorba minor</i> <i>Saponaria ocyroides</i> <i>Saponaria officinalis</i> <i>Saxifraga aizoides</i> <i>Saxifraga bryoides</i> <i>Saxifraga oppositifolia</i> <i>Scrophularia nodosa</i> <i>Scrophularia nemorosum</i> <i>Scrophularia umbrosa</i> <i>Sempervivum arachnoideum</i> <i>Senecio vulgaris</i> <i>Setaria pumila</i> <i>Setaria viridis</i> <i>Silene dioica</i> <i>Silene pratensis</i> <i>Silene vulgaris</i> <i>Sinapis arvensis</i> <i>Sisymbrium officinale</i> <i>Solanum dulcamara</i> <i>Solanum nigrum</i> <i>Solidago gigantea</i> <i>Sonchus asper</i>
---	---	--	---	--	---

Tabelle 3. Auetypische Pflanzenarten der Schweiz (ohne Wasserpflanzen). Indikatoren für die ökologische Erfolgskontrolle von Revitalisierungsmassnahmen an Fliessgewässern.

Landschaftsstrukturmass	Emme			Moesa (Grono)			Maggia			Thur			Rhône		
	kanalisiert	Aufweitung	naturnah	kanalisiert	Aufweitung	naturnah	kanalisiert	Aufweitung	naturnah	kanalisiert	Aufweitung	naturnah	kanalisiert	Aufweitung	naturnah
PR (Habitatdiversität)	4.00	17.00	18.00	2.00	14.00	19.00	3.00	14.00	19.00	3.00	6.00	20.00	2.00	6.00	20.00
MSI	4.73	2.41	2.07	2.68	2.50	2.33	3.94	2.41	2.33	3.22	2.63	2.03	1.58	2.18	2.03
medPS	0.63	0.02	0.05	1.84	0.06	0.09	1.53	0.04	0.09	0.99	0.12	0.05	1.49	0.07	0.05
MNN	41.30	37.20	59.60	8.30	39.80	78.20	0.00	40.10	78.20	29.10	85.40	68.20	0.00	9.40	68.20
MPI	3.75	328.30	372.99	6089.37	396.06	1334.58	0.00	176.79	1334.58	5.85	1.76	193.24	0.00	71.39	193.24
IJI	61.31	68.57	66.02	0.00	29.35	71.37	63.08	68.90	71.37	25.99	47.51	56.01	0.00	66.14	56.01
ED	1081.30	1459.84	1221.28	623.36	812.82	759.16	699.47	1470.91	759.16	782.47	795.15	634.91	411.14	1025.26	634.91

Tabelle 4. Landschaftsstruktur (Komposition und Konfiguration) der untersuchten Aufweitungen im Vergleich zu kanalisiertem bzw. naturnahen Referenzstrecken (Sommer 2001). Die Analyse beruht auf digitalen Habitattypenkarten (PR: Patch Richness, MSI: Mean Shape Index, medPS: Median Patch Size, MNN: Mean Nearest Neighbour, MPI: Mean Proximity Index, IJI: Interspersion & Juxtaposition Index, ED: Edge Density).



Bild 4. Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*).

3.2 Vorkommen auetypischer Pflanzenarten

Die bisherigen Erfahrungen zeigen, dass Aufweitungen einen wichtigen Beitrag zu Förderung und Schutz auetypischer Arten leisten können. So wurden an den untersuchten Aufweitungen insgesamt 30 auetypische Pflanzenarten der Klassen 1 und 2 gefunden (Tabelle 5). Mit sechs auetypischen Arten der Klasse 1 weist die Aufweitung an der Moesa ebenso viele auetypischen Arten auf, wie die dazugehörige, naturnahe Referenzstrecke (Bild 7). Während die Aufweitungen an der Thur und Emme zwei bzw. drei Arten weniger aufweisen als die naturnahen Referenzstrecken, sind es bei der Aufweitung an der Rhône deren fünf weniger.

Bei den vorgefundenen Arten der Gerinneaufweitungen handelt es sich hauptsächlich um (Pionier-)Arten der Kiesbänke und Ufer. Diese sind nicht nur in der Lage Trockenperioden zu überdauern, sondern überstehen auch zeitweilige Überflutung ohne Dauerschaden oder vermögen sich rasch zu regenerieren. Ein Paradebeispiel hierfür sind die verschiedenen Weiden-Arten. Arten, die nicht an die wechselnden und teilweise völlig unberechenbaren Bedingungen

der Kiesbänke und Ufer angepasst sind, tun sich hingegen schwer und sind entsprechend selten anzutreffen. Zu diesen Arten gehören insbesondere die Arten der Auwälder.

Neben den in Tabelle 5 aufgeführten Arten profitieren insbesondere die Schwarzpappel (*Populus nigra*) und die Gräser Weisses Straussgras (*Agrostis stolonifera*), Gemeine Quecke (*Agropyron repens*), Wiesenknäuelgras (*Dactylus glomerata*) und Rasenschmiele (*Deschampsia cespitosa*) von dem Bau von Aufweitungen.

3.3 Erreichte Naturnähe

Bei der Beurteilung der erreichten Naturnähe dient ein Referenzsystem als Messlatte. Diese Messlatte entspricht einem Natürlichkeitsgradienten. Dabei steht der regulierte Zustand (= kanalisierte Strecke) am Anfang,

und der naturnahe Zustand (= naturnahe Referenzstrecke) bildet das Ende der Messlatte (Tabelle 1). Auf diesem Natürlichkeitsgradienten entspricht der Wert «0» dem kanalisiertem Ausgangszustand und der Wert «1» dem angestrebten Zielzustand. Die untersuchten Aufweitungen erreichen durchschnittlich eine Naturnähe von 0,46 hinsichtlich der Landschaftsstruktur und eine Naturnähe der Pflanzenbestände von 0,56 (Bild 8).

Es gibt jedoch beträchtliche Unterschiede zwischen den einzelnen Flussaufweitungen. So erreicht die Aufweitung an der Thur (Gütighausen) bei der Landschaftsstruktur lediglich eine Naturnähe von 0,03. Die Gerinneaufweitung an der Emme (Aeffligen) hingegen erzielt einen Wert von 0,7 und schuf damit die naturnahsten Landschaftsstrukturverhältnisse.

Artname	Aufweitung	Aufweitung				
		Emme (Aeffligen)	Moesa (Grono)	Moesa (Lostalio)	Thur (Gütighausen)	Rhône (Chippis)
Klasse 1: Arten, die für ihr Überleben im Wesentlichen auf Auen angewiesen sind						
<i>Calamagrostis pseudophragmites</i>	Schilfähnliches Reitgras					x
<i>Epilobium dodonaei</i>	Dodonaeus' Weidenröschen		x	x		
<i>Myricaria germanica</i>	Tamariske		x	x		x
<i>Salix alba</i>	Silber-Weide, Weiss-Weide	x	x	x	x	x
<i>Salix elaeagnos</i>	Lavendel-Weide	x	x	x		x
<i>Salix myrsinifolia</i>	Schwarz-Weide	x	x	x		
<i>Salix triandra</i>	Mandel-Weide			x	x	
<i>Salix viminalis</i>	Hanf-Weide, Korb-Weide	x			x	
Klasse 2: Arten, die ihren natürlichen Verbreitungsschwerpunkt in Auen haben, aber auch ausserhalb von Auen (in so genannten Sekundärhabitaten) vorkommen können						
<i>Alnus incana</i>	Grau-Erle, Weiss-Erle	x	x	x		x
<i>Artemisia vulgaris</i>	Gemeiner Beifuss	x	x	x	x	x
<i>Barbarea vulgaris</i>	Gemeine Winterkresse		x	x	x	
<i>Chenopodium polyspermum</i>	Vielsamiger Gänsefuss				x	
<i>Daucus carota</i>	Möhre		x	x	x	
<i>Echium vulgare</i>	Natterkopf			x	x	x
<i>Erigeron annuus</i>	Borstiges Berufkraut		x	x		
<i>Epilobium roseum</i>	Rosenrotes Weidenröschen					
<i>Hieracium piloselloides</i>	Florentiner Habichtskraut		x			x
<i>Humulus lupulus</i>	Hopfen			x	x	x
<i>Juncus bufonius</i>	Kröten-Binse		x	x		
<i>Melilotus albus</i>	Weisser Honigklee	x	x	x		x
<i>Meililotus officinalis</i>	Echter Steinklee					
<i>Oenothera biennis</i>	Gemeine Nachtkerze		x	x	x	
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohr-Glanzgras	x			x	
<i>Picris hieracioides</i>	Bitterkraut		x	x		
<i>Polygonum hydropiper</i>	Wasserpfeffer-Knöterich				x	
<i>Polygonum lapathifolium</i>	Amperblättriger Knöterich			x	x	
<i>Polygonum minus</i>	Kleiner Knöterich		x			
<i>Prunus mahaleb</i>	Felsenkirsche, Steinweichsel				x	
<i>Salix purpurea</i>	Purpur-Weide	x	x	x		x
<i>Scrophularia canina</i>	Hunds-Braunwurz		x	x		

Tabelle 5. Auetypische Arten, die im Sommer 2002 an Gerinneaufweitungen nachgewiesen werden konnten.

Grosse Unterschiede ergeben sich auch hinsichtlich der Naturnähe der angetroffenen Pflanzenbestände. Während die Aufweitung an der Thur (Gütighausen) eine Naturnähe der Pflanzenbestände von 0,23 aufweist, etablierten sich in der Aufweitung der Moesa (Grono) die naturnahsten Pflanzenbestände (Natürlichkeitsgrad 0,73). Dieser Unterschied lässt sich mit dem unterschiedlichen Vernetzungsgrad der Aufweitungsprojekte erklären. Während die Thur oberhalb der Aufweitung weitestgehend begradigt und kanalisiert ist, befindet sich ca. 10 km oberhalb der Aufweitungen an der Moesa ein naturnaher Abschnitt. Wie Bild 9 zeigt, führt diese Vernetzung mit einer naturnahen Flussstrecke dazu, dass die Pflanzenbestände der Aufweitungen an der Moesa von diesem naturnahen Abschnitt beeinflusst («geimpft») werden. Die naturnahe Strecke dient also als Besiedlungsquelle für die stromabwärts gelegenen, neu geschaffenen Lebensräume der Aufweitungen. An der Thur hingegen werden die neu geschaffenen, relativ isolierten Lebens-

räume, mangels Nähe zu naturnahen Auengebieten, von Arten der Umgebung (insbesondere Arten der Waldränder) besiedelt (Bild 10).

4. Schlussfolgerungen

Basierend auf den Erkenntnissen, die im Rahmen der Erfolgskontrolle des Forschungsprojektes Rhône-Thur gewonnen wurden, lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

Indikatoren und Methode einer Erfolgskontrolle

(1) Eine naturnahe Landschaftsstruktur ist die Voraussetzung für den Ablauf auetypischer Prozesse und Funktionen und dafür, dass sich auetypische Arten- und Lebensgemeinschaften einstellen. Die Landschaftsstruktur lässt sich mittels der vorgestellten Landschaftsstrukturmasse quantifizieren und anschliessend bewerten. Landschaftsstrukturmasse eignen sich also besonders gut als Indikatoren für die ökologische Erfolgskon-

trolle. Zudem lassen sich Landschaftsstrukturmasse mit Hilfe eines GIS schnell und einfach berechnen, und die transparente Vorgehensweise erleichtert die Kommunikation mit allen Beteiligten eines Revitalisierungsprojektes.

(2) Die Habitatbindung einer Art und die Anzahl vorgefundener Arten mit enger Habitatbindung sind Zeiger für den Revitalisierungserfolg einer Massnahme. Die vorgestellte Liste «auetypischer Pflanzenarten der Schweiz (ohne Wasserpflanzen)» ermöglicht eine schweizweit einheitliche Beurteilung von Gerinneaufweitungen.

(3) Bei einer Erfolgskontrolle wird ein hierarchisches Vorgehen empfohlen. Eine Erfolgskontrolle sollte sowohl Untersuchungen auf Habitatniveau (Landschaftsstruktur) als auch auf Artniveau (ökosystemtypische Arten) umfassen.

Untersuchungen auf Habitatniveau ermöglichen eine umfassende Beurteilung, ob lokal die Voraussetzungen für den Ablauf natürlicher Prozesse geschaffen wurden.

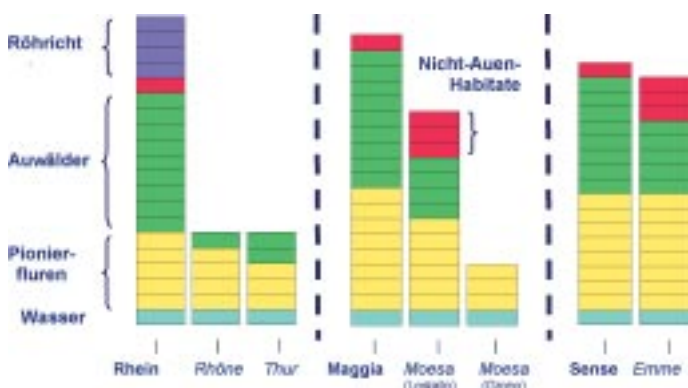


Bild 5. Habitattypen der untersuchten Aufweitungen (kursiv) und der dazugehörigen, naturnahen Referenzstrecken (fett).

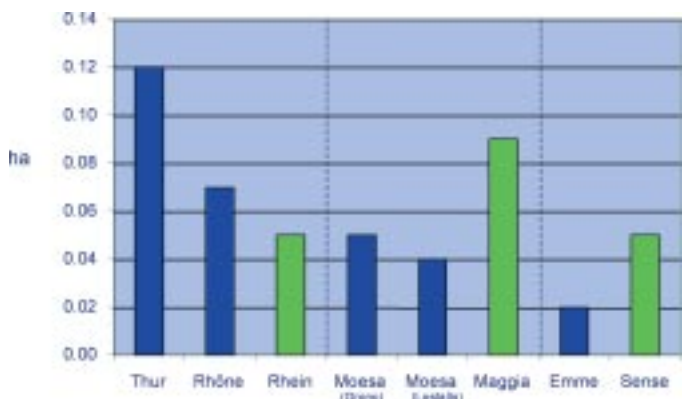


Bild 6. Mittlere Flächengrösse der in den Aufweitungen (blau) und den naturnahen Referenzstrecken (grün) festgestellten Habitattypen.

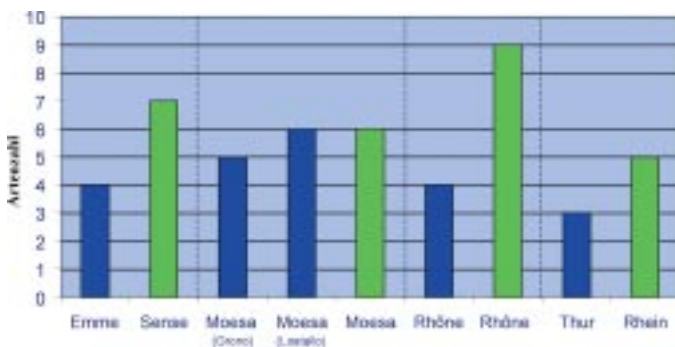


Bild 7. Anzahl der in den untersuchten Gerinneaufweitungen (blau) und dazugehörigen, naturnahen Referenzstrecken (grün) nachgewiesenen, auetypischen Arten der Klasse 1 (siehe Tabelle 3).

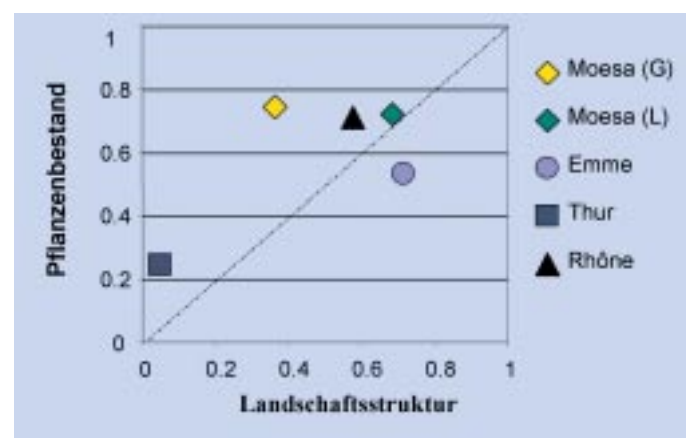


Bild 8. Naturnähe der untersuchten Gerinneaufweitungen (0 = kanalisierter Zustand, 1 = naturnaher Zustand). Die Werte entstammen der Berechnung von Landschaftsstrukturmassen («Manhattan»-Masszahl) und Ähnlichkeitsberechnungen der erhobenen Vegetationsaufnahmen (Van der Maarel) (Details siehe Rohde 2004).

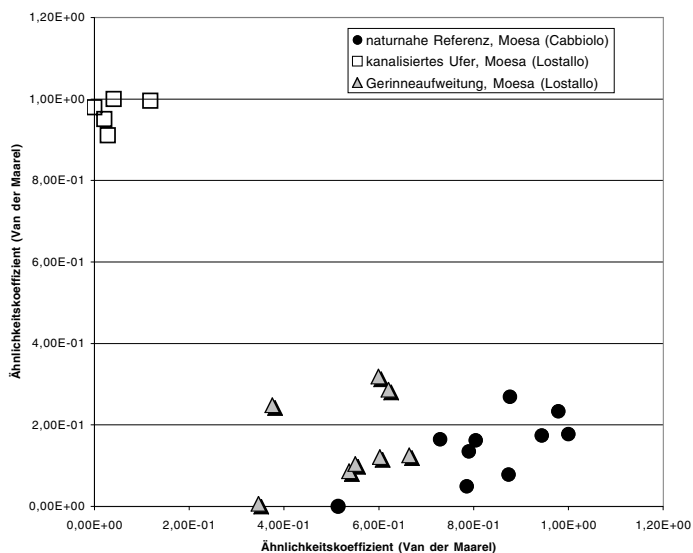


Bild 9. Ähnlichkeit zwischen den Vegetationsaufnahmen der Gerinneaufweitung an der Moesa (Lostalloy) und der dazugehörigen regulierten bzw. naturnahen Referenzstrecke. Je näher die Punkte beieinander liegen, umso ähnlicher sind sich die Pflanzenbestände.

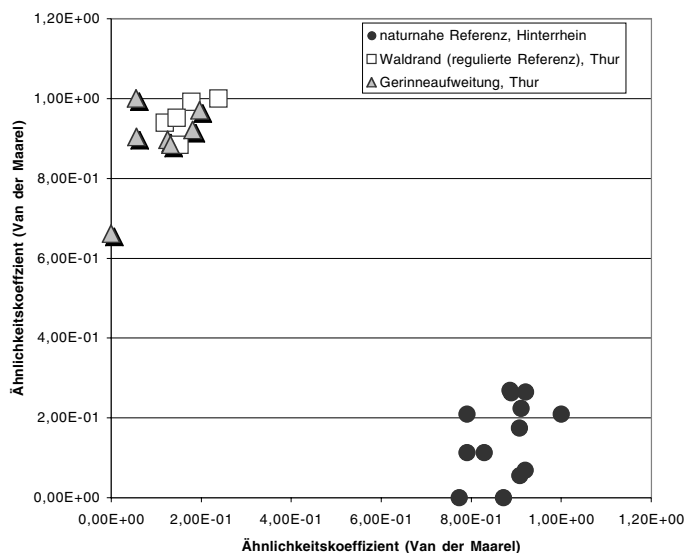


Bild 10. Ähnlichkeit zwischen den Vegetationsaufnahmen der Gerinneaufweitung an der Thur und der dazugehörigen kanalisiertes bzw. naturnahen Referenzstrecke. Je näher die Punkte beieinander liegen, umso ähnlicher sind sich die Pflanzenbestände.

Untersuchungen auf Artniveau zeigen, ob die neu geschaffenen Flächen tatsächlich von ökosystemtypischen Arten besiedelt werden. Ist dies nicht der Fall, kann dies ein Hinweis darauf sein, dass es Faktoren gibt, die ausserhalb des Einflussbereiches des lokalen Projektperimeters liegen. Damit werden wertvolle Erkenntnisse für weitere Massnahmen im Einzugsgebiet gewonnen (Einzugsgebietsmanagement).

(4) Naturnahe und kanalisierte Referenz-/Kontrollstrecken sind wichtige Bestandteile einer Erfolgskontrolle. Mittels eines solchen Referenzsystems ist es möglich, die Frage zu beantworten, wie viel Naturnähe mit einem Revitalisierungsprojekt erreicht wurde.

Flussaufweitungen als Revitalisierungsmassnahme

(5) Der Erfolg von Gerinneaufweitungen ist im Wesentlichen abhängig von der Grösse der Aufweitung, der Nähe zu naturnahen Bereichen und dem Geschiebehaushalt.

(6) Grundsätzlich zeigt sich, dass Gerinneaufweitungen geeignete Massnahmen zur Förderung und Wiederherstellung auentypischer Arten- und Lebensgemeinschaften sind. Die untersuchten Aufweitungen weisen jedoch, aufgrund der geringen Flächenausdehnung, nur einen Ausschnitt des natürlichen Spektrums an Auenlebensräumen auf. Aufweitungen fördern im Wesentlichen Pionierhabitate und -arten.

(7) Im Vergleich zu naturnahen Auen ist das Lebensraummosaik der Aufweitungen kleinteiliger und komplexer.

Damit ist festzuhalten, dass Aufwei-

tungen zwar naturnahe Auen nicht ersetzen können, aber einen wertvollen Beitrag zu Schutz und Förderung auentypischer Lebensräume leisten, deren Potenzial in der Schweiz bei weitem noch nicht ausgeschöpft ist!

Literatur

Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5., stark veränderte und verb. Aufl. ed. Ulmer, Stuttgart, 1095 S.

Hamazaki, T. (1996): Effects of patch shape on the number of organisms. *Landscape Ecology* 11: 299–306.

Hering, D. & Plachter, H. (1997): Riparian ground beetles (Coleoptera, Carabidae) preying on aquatic invertebrates: a feeding strategy in alpine floodplains. *Oecologia* 111: 261–270.

Hunzinger, L. (2004): Flussaufweitungen: Möglichkeiten und Grenzen. *Wasser, Energie, Luft* 9/10: 243–249.

Kuhn, N. (1987): Schematische Darstellung der Vegetation Mitteleuropas. *Natur und Landschaft* 62: 484–485.

McGarigal, K. & Marks, B. (1995): FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 122 S.

Moor, M. (1958): Pflanzengesellschaften schweizerischer Flussauen. *Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen* 34: 221–360.

Oberdorfer, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I: Fels- und Mauergesellschaften, alpine Fluren, Wasser-, Verlandungs- und Moorgesellschaften. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, New York, 314 S.

Oberdorfer, E. (1993): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil III: Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, New York, 455 S.

Pantke, R. (2003). Pflanzengesellschaften der Schweiz. Juni 2003. <http://131.152.161.2/veghe/v/index.html>

Pinay, G., Clément, J. C. & Naiman, R. J. (2002): Basic Principles and Ecological Consequences of Changing Water Regimes on Nitrogen Cycling in Fluvial Systems. *Environmental Management* 30: 481–491.

Reich, M. (1994): Kies- und schotterreiche Wildflusslandschaften – primäre Lebensräume des Flussregenpfeifers (*Charadrius dubius*). *Vogel und Umwelt* 8: 43–52.

Rempel, L. L., Richardson, J. S. & Healey, M. C. (1999): Flow refugia for benthic invertebrates during flooding of a large river. *Journal of the North American benthological Society* 18: 34–48.

Rohde, S. (2004): River widenings: Potential and limitations to re-establish riparian landscapes. Assessment and planning. Diss ETH no. 15496.

Tockner, K., A. Paetzold, U. Karas, C. Claret & J. Zettel (2005): Ecology of braided rivers, in G. H. Sambrook Smith, J. L. Best, C. S. Bristow, and G. Petts, editors. *Braided Rivers – IAS Special Publication*. Blackwell, Oxford. In press.

Wintersberger, H. (1996): Spatial resource utilisation and species assemblages of larval and juvenile fish. *Archiv für Hydrobiologie/Supplement* 115: 29–44.

Anschrift der Verfasserin
Dr. *Sigrun Rohde*, WSL, Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf.