

EAWAG news [dtsch. Ausg.]

Das Magazin des Wasserforschungs-Instituts des ETH-Bereichs

Journal Issue

Publication date:

1999

Permanent link:

<https://doi.org/10.3929/ethz-a-000916380>

Rights / license:

In Copyright - Non-Commercial Use Permitted

Originally published in:

EAWAG news [dtsch. Ausg.]

Alpine Fließgewässer

Die Ökologie alpiner Fließgewässer **3**



Dynamik organischen Materials
in alpinen Fließgewässern **19**



Biodiversität der Wirbellosenfauna in
Fließgewässern des Val Roseg **26**



Wie reagieren Fließgewässer
auf künstliche Hochwasser? **31**



Alpine Fließgewässer

2 Editorial

Leitartikel

3 Die Ökologie alpiner Fließgewässer

Forschungsberichte

7 Gletscherbäche in der Schweiz: ein dominierendes Element alpiner Landschaften

10 Alpine Seeausflüsse: aussergewöhnliche alpine Gewässertypen?

13 Val Roseg: eine glaziale Schwem- ebene in den Schweizer Alpen

16 Habitatdynamik in der Schwemmebene des Val Roseg

19 Dynamik organischen Materials in alpinen Fließgewässern

22 Ökologische Zeitfenster in glazialen Fließgewässerökosystemen

24 Biodiversität in der hyporheischen Zone eines Gletscherbachs

26 Biodiversität der Wirbellosenfauna in Fließgewässern des Val Roseg

28 Habitatfragmentierung und genetische Diversität

31 Wie reagieren Fließgewässer auf künstliche Hochwasser?

Forum

34 Gewässerforschung im Schweizerischen Nationalpark

Diverses

36 Reaktionen

36 Publikationen (3022–3157)

40 In Kürze

Herausgeberin Vertrieb und ©:
EAWAG, Postfach 611, CH-8600 Dübendorf
Tel. +41-1-823 55 11
Fax +41-1-823 53 75
<http://www.eawag.ch>

Redaktion Martina Bauchrowitz, EAWAG

Copyright Nachdruck möglich nach Absprache mit der
Redaktion.

Erscheinungsweise dreimal jährlich in Deutsch,
Englisch und Französisch. Chinesische Ausgabe in
Zusammenarbeit mit INFOTERRA China National Focal
Point.

Fotos Titelblatt R. Zah, M. Hieber und P. Burgherr
(EAWAG), P. Rey (HYDRA)

Konzept Inform, 8004 Zürich

Satz, Bild und Layout Peter Nadler, 8700 Küsnacht

Gedruckt auf rezykliertem Papier

Abonnemente und Adressänderungen
NeuabonnentInnen willkommen!
Bitte Bestelltalon in der Heftmitte beachten.



Alexander J.B. Zehnder
Direktor der EAWAG

Obwohl die zentrale Rolle alpiner Regionen für den hydrologischen Kreislauf und die Abflussdynamik von Flüssen seit langem bekannt ist, wissen wir über die ökologisch relevanten biologischen, chemischen und physikalischen Verhältnisse alpiner Fließgewässer wenig. Diese Wissenslücke rief einige innovative Wissenschaftler auf den Plan, die sich von diesen scheinbar «eintönigen» Ökosystemen mit ihrer geringen Biodiversität und den eingeschränkten Wechselwirkungen mit dem Umland angezogen fühlten. James V. Ward war einer von ihnen. Bevor James V. Ward 1995 zu uns kam, hatte die EAWAG nur wenig in alpinen Regionen geforscht. Er formierte eine Gruppe junger enthusiastischer Wissenschaftler, die sich der Erforschung alpiner Fließgewässer widmete. Ein wichtiges Merkmal ihrer Arbeit war, Probenahmen ganzjährig durchzuführen und nicht nur auf die warmen Sommermonate zu beschränken. Dieser erweiterte Blickwinkel hat viele neue Erkenntnisse geliefert. Sie werden uns helfen, geeignete Massnahmen zum Schutz alpiner Gewässer zu ergreifen und damit letztlich auch dichter bevölkerte Regionen im Tiefland vor den Folgen extremer Abflüsse zu bewahren. Gleichzeitig ist dieses neue Wissen unerlässlich, um den ästhetischen Wert und die Biodiversität alpiner Gewässer zu erhalten. In der vorliegenden Ausgabe der EAWAG news fassen James V. Ward und seine Mitarbeiter ihre Arbeit zusammen – eine faszinierende Geschichte über die Struktur und Funktionsweise alpiner Gewässerökosysteme.

Die Vereinten Nationen erklärten das Jahr 2002 zum Internationalen Jahr der Berge. Ziel war es, auf internationaler Ebene das Bewusstsein für die globale Bedeutung alpiner Ökosysteme zu fördern, denn auch

diese, lange Zeit als unberührt angesehen Ökosysteme sind zunehmend durch die moderne Zivilisation gefährdet. Die prognostizierten globalen Klimaveränderungen sowie die Zunahme der Naturkatastrophen mit Ursprung in Gebirgsregionen (Lawinen, massive Überschwemmungen), machen deutlich, dass alpine Regionen in der Tat stark von menschlichen Aktivitäten beeinflusst werden. Die Anhebung der Permafrostgrenze infolge von Temperaturerhöhungen und die damit verbundene Destabilisierung der Bergflanken ist ein Beispiel. Dass herbstliche Niederschläge oberhalb der Baumgrenze heute vermehrt als Regen anstatt wie früher als Schnee fallen, ist ein weiteres Beispiel: Die in Form von Regen niedergehenden Niederschläge fließen direkt ab, so dass bei heftigen Ereignissen die Überschwemmungsgefahr in tiefer gelegenen Gebieten stark gewachsen ist.

James V. Ward ist im Herbst 2002 in den Ruhestand getreten. Sein kompromissloses Engagement für die Wissenschaft und insbesondere für die Ökologie der Fließgewässer hat ihm den Ruf eines erstklassigen und aussergewöhnlichen Wissenschaftlers eingetragen. So wie sein 1994 in der angesehenen Fachzeitschrift *Freshwater Biology* veröffentlichter Syntheseartikel über alpine Fließgewässer auf breites Interesse gestossen ist, werden auch die hier vorgestellten Arbeiten unser Verständnis dieser Ökosysteme verbessern und uns den Wert alpiner Fließgewässer in der Schweiz und anderswo deutlich machen. Ich hoffe, dass die Arbeiten, die in dieser Ausgabe der EAWAG news zusammengefasst sind, einen dauerhaften Beitrag zu den Zielen der Vereinten Nationen liefern werden.



Die Ökologie alpiner Fließgewässer

Die raue Schönheit alpiner Lebensräume ist auf allen Kontinenten zu finden und fasziniert Geografen und Naturforscher seit jeher. Wissenschaftliche Arbeiten über alpine Tundren beschäftigten sich überwiegend mit Fragen zur Glaziologie, Hydrologie, terrestrischen Ökologie und Klimatologie, dagegen erhielt die Ökologie alpiner Fließgewässer erstaunlich wenig Aufmerksamkeit. Deshalb initiierte die EAWAG eine umfassende Studie zur Ökologie alpiner Fließgewässer mit Probenahmen über den gesamten Jahreszyklus. Unsere Ergebnisse zeigen, dass alpine Ökosysteme ein viel grösseres Mass an Heterogenität aufweisen als bisher angenommen, und dass die Dynamik der Auen und des Grundwassers eine wichtige Rolle für die Strukturierung der Lebensräume spielt. Optimale Bedingungen für die biologische Aktivität herrschen in Gletscherbächen vom Spätherbst bis in den Frühwinter.

Alpine Fließgewässer sind eine unserer wertvollsten Wasserressourcen. Anthropogene Einflüsse beeinträchtigen auch diese faszinierenden aquatischen Systeme, wenngleich in weit geringerem Ausmass als Bäche und Flüsse des Tieflandes. Deshalb haben alpine Einzugsgebiete einen grossen ästhetischen und wissenschaftlichen Wert und gelten als empfindliche Indikatoren für Umweltveränderungen [1]. Trotzdem gehören sie zu den am wenigsten untersuchten Ökosystemen der Welt [2]. Dies war Ansporn für die Abteilung Limnologie der EAWAG, sich im Rahmen umfangreicher Forschungsprojekte mit der Ökologie alpiner Fließgewässer zu befassen und so mitzuhelfen, diese Wissenslücke zu schliessen.

Der vorliegende Artikel gibt eine allgemeine Einführung und die folgenden Artikel stellen die wichtigsten Forschungsergebnisse aus verschiedenen Teilprojekten vor, die in Fließgewässern nahe oder oberhalb der Baumgrenze in den Schweizer Alpen durchgeführt wurden.

Was ist ein alpiner Bach?

Der Begriff «alpin» hat zwei recht unterschiedliche Bedeutungen. Einerseits sind alpine Bäche solche, die in den Alpen liegen und zwar unabhängig von der Höhenlage. Andererseits kommen alpine Bäche überall in der Welt in der alpinen Zone vor. Unter

der alpinen Zone versteht man den Bereich zwischen der Baumgrenze und der permanenten Schneegrenze. Wir beziehen uns in diesem und in den folgenden Beiträgen nur auf die zweite Bedeutung, also auf Fließgewässer, die in der alpinen Zone liegen.

Weltweite Verteilung alpiner Fließgewässer

Alpine Lebensräume sind auf allen Kontinenten zu finden. Jedoch steigt die Baumgrenze von nahe Meereshöhe in Polnähe auf etwa 4000 m ü.M. in tropischen Gebirgen (Abb. 1). Die alpine Tundra bedeckt ungefähr 4 Millionen km² oder 3% der totalen Landfläche [4]. Davon entfallen 16% auf tropische oder subtropische Regionen, 21% liegen in Breitengraden oberhalb 60° und 63% in mittleren Breitengraden (Abb. 2). Die Gesamtfläche alpiner Zonen einschliesslich der vegetationslosen Gebiete beträgt knapp 6 Millionen km².

Ragen Gebirge über die permanente Schneegrenze hinaus, können alpine Fließgewässer direkt durch Gletscherschmelzwasser gespeist werden. Die Höhe der permanenten Schneegrenze ist vor allem eine Funktion der geografischen Breite und wird zusätzlich durch die kontinentale Lage, die

U. Jehliński, EAWAG



Alpiner Bach im Val Muragl.

Eigenschaft	Bäche in alpiner Tundra	Bewaldete Bergbäche
Kronendach	offen	geschlossen
Ufervegetation	nicht vorhanden/Kräuter und kleine Sträucher	Kräuter, Sträucher, Bäume
Grosse Holzteile	nicht vorhanden	wichtiger Lebensraum
Schneedecke	ungleichmässig	tief
Rückhalt organischer Substanz	gering	hoch
Fallaub	gering/fehlend	wichtige Energiequelle
Autotrophe Produktion	limitiert durch Temperatur/Nährstoffe	limitiert durch Licht
Trophischer Zustand	autotroph	heterotroph

Tab. 1: Einige Unterschiede zwischen Fließgewässern oberhalb und unterhalb der Baumgrenze.

Exposition (Himmelsrichtung) und den Niederschlag beeinflusst. So liegt die Schneegrenze in den Tropen auf über 5000 m ü.M. und sinkt in Polnähe auf Meereshöhe. Der Lewisgletscher am Mount Kenya in Äquatornähe ist mit nur 0,25 km² der grösste Gletscher auf dem afrikanischen Kontinent. Während der letzten Eiszeit im Pleistozän waren noch 32% der globalen Landfläche mit Eis bedeckt, heute sind es nur mehr 10% [1]. In der so genannten kleinen Eiszeit von ca. 1550 bis 1850 stiessen die Talgletscher der Alpen vor. Das 20. Jahrhundert dagegen ist durch einen markanten Gletscherrückzug charakterisiert. Gletscher haben einen enormen Einfluss auf das Abflussregime und die Sedimentfracht, zwei Faktoren, welche die Gewässermorphologie [5] beeinflussen und, gemeinsam mit der Temperatur, die Struktur der aquatischen Lebensgemeinschaften in alpinen Fließgewässern [6] bestimmen.

Allgemeine Eigenschaften alpiner Bäche

Alpine Bäche unterscheiden sich deutlich von tiefer gelegenen Bergbächen in bewaldeten Einzugsgebieten (Tab. 1). Im Gegensatz zur dichten Ufervegetation (Wald) fin-

det sich in der Uferzone alpiner Bäche meist nur Fels und Geröll. Unter günstigen Bedingungen entwickelt sich eine Vegetation, bestehend aus einer Krautschicht und niedrigen Sträuchern. Angeschwemmte Baumstämme und Äste, die den Lebensraum strukturieren und an denen Feststoffe zurückgehalten werden, fehlen weitgehend. Ebenso spielt Falllaub, eine wichtige Quelle organischer Substanz in Bächen bewaldeter Einzugsgebiete, kaum eine Rolle im Stoff- und Energiehaushalt alpiner Bäche. Während die autotrophe Produktion in stark bewaldeten Einzugsgebieten normalerweise durch Licht beschränkt ist, sind Temperatur und Nährstoffe die limitierenden Faktoren in alpinen Bächen.

Typen alpiner Bäche

Drei Fließgewässertypen mit unterschiedlichen Lebensraumbedingungen fließen durch alpine Landschaften: **kryale** Bäche werden von Gletscherschmelzwasser gespeist, **krenale** Bäche von Grundwasser und **rhithrale** Bäche sind abhängig von Regenwasser und Schneeschmelze [6]. Die charakteristischen Eigenschaften kryaler und krenaler Bäche verändern sich jedoch schnell bachabwärts. Mit zunehmendem

Abstand von der Quelle nehmen diese Bäche einen eher rhithralen Charakter an.

Kryale Bäche besitzen eine sehr charakteristische Fauna und sie verändern sich dramatisch mit zunehmender Distanz vom Gletscher. Die Schmelzwasserrinnen in und auf dem Gletscher in der so genannten eukryalen Zone sind durch heterotrophe mikrobielle und autotrophe Organismen besiedelt. Die heterotrophen Organismen leben von organischen Partikeln, die während der Eisschmelze befreit werden. Die autotrophen, hauptsächlich Grünalgen und Cyanobakterien, kolonisieren die Wände der Schmelzwasserrinnen. Es gibt sogar Untersuchungen, die von aquatischen Invertebraten in der eukryalen Zone berichten [7]. Die metakryale Zone ist der Bachabschnitt zwischen dem Gletschertor und dem Punkt, wo die Wasserhöchsttemperaturen 2 °C erreichen. Sie ist durch grosse Schwankung des täglichen Abflusses im Sommer, durch eine normalerweise starke Trübung und eine extrem kurze Wachstumsperiode charakterisiert. Fische und höhere Wasserpflanzen fehlen. Die makroskopische, filamentöse Alge *Hydrurus foetidus*, eine Art, die man nur in kalten Bächen findet, kommt in allen Gletscherbächen der Holarktis vor. Nach-

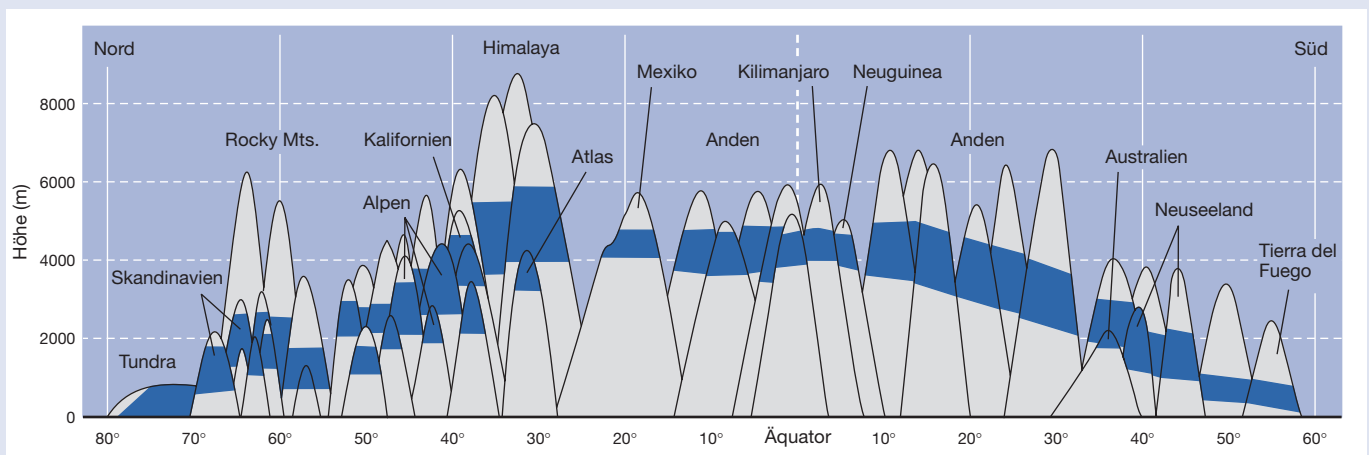


Abb. 1: Die Höhenlage der alpinen Zone als Funktion des Breitengrades [aus 3].

weislich ist das Zoobenthos auf eine einzige Zuckmückengattung (*Diamesa*) beschränkt. *Diamesa* spp. dominiert die metakryalen Lebensgemeinschaften in den Alpen, in Skandinavien, in der Tatra, im Balkan, im Kaukasus, in den Rocky Mountains, im Himalaya, und sogar in tropischen Gebirgen. *Diamesa*-Larven bewohnen Vertiefungen in Felsoberflächen, über die sie ein Netz spinnen. Damit schützen sie sich davor, verfrachtet oder zerdrückt zu werden, sollte der Fels in Bewegung geraten. Weiter bachabwärts, in der hypokryalen Zone, erreichen die Temperaturen im Sommer für eine kurze Zeitspanne Werte von über 2 °C. Hier kommen auch Dipteren (Zweiflügler) und Oligochaeten (Würmer, Wenigborster) vor. Noch weiter bachabwärts, wo die Temperatur 4 °C überschreitet, findet der Übergang zur rhithralen Zone statt und die Diversität des Zoobenthos nimmt mit dem Auftauchen von Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen weiter zu.

Rhithrale Oberläufe findet man auch in nicht vergletscherten Einzugsgebieten. Sie werden durch Schneeschmelzwasser gespeist oder haben ihren Ursprung als Ausflüsse von Seen. Rhithrale Lebensräume haben Sommertemperaturen von 5–10 °C. Im Gegensatz zu kryalen Bächen weisen sie weniger ausgeprägte Schwankungen im täglichen Abfluss, ein stabileres Flussbett, klareres Wasser und ein grösseres Nährstoffangebot auf. Man findet Fische und auch Moose, Flechten sowie eine relativ diverse Algengemeinschaft. Das Zoobenthos besteht aus einigen Spezialisten, die nur an Oberläufen vorkommen. Charakteristisch für das Zoobenthos in rhithralen Bächen sind aber Arten, die sich an kalte Bergbäche adaptiert haben. Sie können ein weites Spektrum von Höhenlagen besiedeln, gelangen jedoch in der alpinen Zone an ihre Höhengrenze.

Krenale Bäche werden von Grundwasser gespeist und kommen in allen Höhenlagen vor. Diejenigen, die in der alpinen Tundra

entspringen, weisen insbesondere im Vergleich zu kryalen Bächen relativ konstante und milde Bedingungen auf. Sie haben recht warmes und klares Wasser und ein stabiles Bachbett. Krenale Gerinne entstehen dort, wo Grundwasser entweder aus dem unterliegenden Grundwasserleiter, dem Alluvium (alluviale Quellen), oder aus Talhängen (Talhangquellen) austritt. Die Quellen bieten aquatischen Organismen Schutz in der rauen alpinen Umgebung. Häufig besteht die alpine Landschaft aus einem Mosaik von kryalen, krenalen und rhithralen Lebensräumen und bietet deshalb eine grosse Diversität an Umweltbedingungen für die aquatische Flora und Fauna.

Was haben wir bisher gelernt?

Obwohl, besonders in Europa, seit langem Interesse an Hochgebirgsbächen besteht [8], ergab eine umfangreiche Literatursuche im Jahr 1994, dass das Wissen zur Ökologie alpiner Bäche sehr beschränkt war [6]. Dies stand im Gegensatz zur umfangreichen Datenlage bezüglich Klima, Glaziologie, Hydrologie und terrestrischer Ökologie in alpinen Gebieten [2, 4]. Die damalige ökologische Forschung an alpinen Bächen war auf relativ enge Bereiche und typischerweise auf die kurze Sommerperiode beschränkt. Deshalb startete die Abteilung Limnologie der EAWAG im Jahr 1996 ein umfassendes Forschungsprojekt, wobei sich die Untersuchungen über den gesamten Jahreszyklus erstreckten. Die wichtigsten Ergebnisse dieses Projekts, das das wissenschaftliche Verständnis für die ökologischen Muster und Prozesse in alpinen Bächen erweiterte, sind in den folgenden Artikeln zusammengefasst. Hinzu kommen

M. Hieber, EAWAG



Die Guglia am Julierpass.

einige ökologische Studien, die von anderen europäischen Forschungsgruppen in den letzten Jahren durchgeführt wurden [9, 10].

Die Oberläufe der vier grossen europäischen Flüsse – Rhone, Rhein, Po und Donau – liegen in der Schweiz und sind durch Gletscher beeinflusst. Der Artikel von C.T. Robinson und U. Uehlinger auf Seite 7 charakterisiert verschiedene Schweizer Gletscherbäche. Viele alpine Bäche entspringen aus Bergseen. M. Hieber und Koautoren

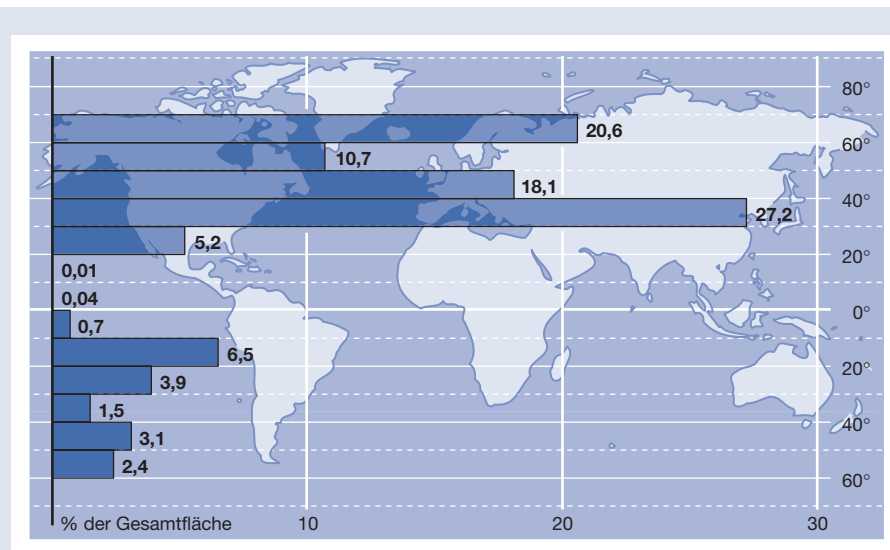


Abb. 2: Der relative Anteil der Fläche pro 10 Breitengrade, die weltweit mit alpiner Vegetation bedeckt ist. Verändert aus C. Koerner's Kapitel «Alpine plant diversity: A global survey and functional interpretations», in [4].



M. Heber, EAWAG

Die Moesa am San Bernardinopass.

berichten auf Seite 10 über ihre Untersuchung von Seeausflüssen und insbesondere über die ökologischen Unterschiede im Vergleich zu anderen alpinen Fließgewässern. Der Artikel von U. Uehlinger auf Seite 13 stellt das Val Roseg vor, eine Schwemmebene, die von 2 Talgletschern beeinflusst wird und die intensiv durch die EAWAG untersucht wurde. Das Val Roseg ist im Fokus mehrerer Artikel dieses Heftes. K. Tockner und Koautoren untersuchten die räumliche und zeitliche Heterogenität in der Schwemmebene des Val Roseg und stellen den heute umfassendsten Datensatz zur Habitatdynamik alpiner Fließgewässer vor (Seite 16). Die Dynamik organischen Materials in der Schwemmebene des Val Roseg ist Thema des Artikel von U. Uehlinger und Koautoren auf Seite 19. Darin geht es sowohl um die räumliche Modellierung von Stoffflüssen in der Schwemmebene als auch um Fragen zum Abbau künstlich exponierter Blattpakete. Auf Seite 22 beschreiben U. Uehlinger und Koautoren, dass sich günstige Abfluss-, Licht-, Temperatur- und Nährstoffbedingungen für die aquatischen Lebensgemeinschaften in Gletscherbächen auf zwei relativ kurze Perioden vor und nach der sommerlichen Schmelzphase beschränken. Die hier vorgestellten Ergebnisse unterstreichen, wie wichtig Probenahmen während des ganzen Jahres für

das Verständnis alpiner Ökosysteme ist. Der Artikel von F. Malard auf Seite 24 beschäftigt sich mit der hyporheischen Fauna, das sind die Tiere, die im wassergefüllten Lückenraum des Bachbetts leben. Die Verteilung der hyporheischen Fauna in Gletscherbächen verändert sich mit zunehmendem Abstand vom Gletscher. P. Burgherr und Koautoren untersuchten die Biodiversität der Fauna in verschiedenen alpinen Bachtypen. Ihre Ergebnisse auf Seite 26 illustrieren, wie stark die Heterogenität des Lebensraums mit der Diversität der Fauna verknüpft ist. Hindernisse wie natürliche und künstliche (Stau-)Seen können alpine Fließgewässer fragmentieren. Auf Seite 28 zeigen M. Monaghan und Koautoren auf, dass solche Barrieren die genetische Vielfalt von Fließwasserinsekten beeinflussen. Dabei scheint es auf das Alter der Seen und Stauseen anzukommen. Im letzten Artikel auf Seite 31 berichten C.T. Robinson und U. Uehlinger über die Auswirkungen künstlicher Hochwasser in einer Restwasserstrecke im Schweizerischen Nationalpark. Das dort praktizierte Vorgehen ist ein viel versprechender Ansatz zur ökologischen Aufwertung regulierter Fließgewässer. Aus unserer Forschung über alpine Fließgewässer ergeben sich einige z.T. unerwartete Erkenntnisse: (1) die Ökologie alpiner Fließgewässer ist wesentlich komplexer als ursprünglich erwartet; (2) alpine Fließgewässer können räumlich und zeitlich sehr heterogen sein, vor allem dann, wenn sie eine Schwemmebene mit komplexer Gerinnestruktur umfassen; (3) die zyklische Veränderung des Lebensraums (Ausdehnung/Verkleinerung) beeinflusst die Lebensraumbedingungen und auch die Lebensgemeinschaften; (4) die biologische Aktivität in Gletscherbächen ist im Spätherbst/Frühwinter am höchsten und nicht wie bisher angenommen im Sommer; (5) Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser haben einen starken Einfluss auf Umweltbedingungen und die Lebensgemeinschaft; (6) die Fragmentierung von Lebensräumen verändert den Austausch

von genetischer Information auf Artniveau und spiegelt die Geschichte der Vergletscherung auf der Ebene des Einzugsgebiets wieder.



J.V. Ward war Professor für aquatische Ökologie an der ETH Zürich und Leiter der Abteilung Limnologie an der EAWAG. Er ging im Herbst 2002 in den Ruhestand.

- [1] McGregor G., Petts G.E., Gurnell A.M., Milner A.M. (1995): Sensitivity of alpine stream ecosystems to climate change and human impacts. *Aquatic Conservation* 5, 233–247.
- [2] Bowman W.D., Seastedt T.R. (Eds.) (2001): *Structure and function of an alpine ecosystem – Niwot Ridge, Colorado*. Oxford University Press, Oxford, 337 p.
- [3] Koerner C. (1999): *Alpine plant life*. Springer-Verlag, Berlin, 338 p.
- [4] Chapin F.S., Koerner C. (Eds.) (1995): *Arctic and alpine biodiversity*. Springer-Verlag, Berlin, 332 p.
- [5] Gurnell A.M., Edwards P.J., Petts G.E., Ward J.V. (1999): A conceptual model for alpine proglacial river channel evolution under changing climatic conditions. *Catena* 38, 223–242.
- [6] Ward J.V. (1994): Ecology of alpine streams. *Freshwater Biology* 32, 277–294.
- [7] Kohshima S. (1984): A novel cold-tolerant insect found in a Himalayan glacier. *Nature* 310, 225–227.
- [8] Steinmann P. (1907): *Die Tierwelt der Gebirgsbäche. Eine faunistischbiologische Studie*. *Annales de Biologie lacustre* 2, 30–150.
- [9] Brittain J.E., Milner A.M. (Eds.) (2001): Glacier-fed rivers – unique lotic ecosystems. *Freshwater Biology* 46, 1571–1847.
- [10] Sommaruga R., Psenner R. (Eds.) (2001): High-mountain lakes and streams: indicators of a changing world. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 33, 383–492.

Gletscherbäche in der Schweiz: ein dominierendes Element alpiner Landschaften

Gletscherbäche sind wichtige Elemente der alpinen Landschaft in der Schweiz. Die wenigen bisher bekannten ökologischen Untersuchungen in Gletscherbächen wurden fast ausschliesslich während der Sommermonate durchgeführt und beschränkten sich meist nur auf einen Gletscherbach. Ziel unseres Projektes war es deshalb, die zeitliche und räumliche Variabilität verschiedener Gletscherbäche zu erfassen. Dazu wurden Gletscherbäche in den Schweizer Alpen ausgewählt und im Verlauf eines Jahreszyklus hinweg untersucht. Eines der wichtigsten Resultate ist, dass die biologische Aktivität im Herbst und Winter am höchsten ist und nicht wie erwartet im Sommer.

Die Oberläufe aller grösseren Schweizer Flüsse (Rhone, Rhein, Inn, Ticino) sind mehr oder weniger stark von Gletschern beeinflusst. Die Vielfalt von Gletscherbächen in der Schweiz ist erstaunlich. Sie reicht von grossen Flüssen wie die Massa, die vom Aletschgletscher gespeist wird, über kleine Bäche, z.B. unterhalb des Mutt- oder Steinlimigletschers, bis hin zu tief in den Fels eingeschnittenen Bächen, wie sie beim oberen und unteren Grindelwaldgletscher zu finden sind.

Im Vergleich zu Fliessgewässern tieferer Lagen ist über die Ökologie von Gletscherbächen wenig bekannt [1]. Neuere Untersuchungen identifizieren Gletscherbäche als sehr spezielle Fliessgewässer, nicht zuletzt weil der Einfluss physikalischer Faktoren dominiert. Das gilt insbesondere für die Wassertemperatur, den im Tages- und Jahresverlauf stark schwankenden Abfluss, den Geschiebetransport und die Trübung. Ausserdem steht der Fauna nur wenig organisches Material als Nahrung zur Verfügung. Verschiedene Untersuchungen, die sich allerdings weitgehend auf den Sommer beschränkten, zeigten, dass vor allem abiotische Faktoren die Lebensgemeinschaft des Zoobenthos kontrollieren [2]. Was im Verlauf der restlichen Jahreszeiten geschieht, blieb hingegen weitgehend unbekannt. Dies war Anlass, die Dynamik ausgewählter physikalisch-chemischer Faktoren und benthischer Lebensgemeinschaften in verschiedenen Gletscherbächen während eines Jahreszyklus genauer zu untersuchen.

Harsche Bedingungen im Gletscherbach

Gletscherbäche zeichnen sich durch besondere Umweltbedingungen aus (Tab. 1).

Die Wassertemperaturen liegen unter 4 °C und der Abfluss kann starken Schwankungen unterworfen sein, die sich aus den täglichen Gefrier- und Schmelzvorgängen am Gletscher ergeben. Diese Abflussschwankungen – maximaler Abfluss am frühen Nachmittag – sind während sommerlicher Schönwetterperioden besonders ausgeprägt. Die Produktion von Schmelzwasser hat ausserdem einen starken Einfluss auf die Wassertrübung. Das Wasser ist relativ klar, wenn der Abfluss gering ist, jedoch sehr trübe während der sommerlichen Abflussspitzen [3]. Die von uns gemessene Trübung lag zwischen weniger als 10 Trübungseinheiten im Winter und mehr als 3000 Trübungseinheiten im Sommer [4].

Eigenschaft	kryal	rhithral
Jährlicher Temperaturbereich (°C)	0–4	0–10
Jährliche kumulative Temperatur (GT)	<500	500–1000
Jährliche Abflussschwankungen	extrem	moderat
Tageszeitliche Abflussschwankungen	extrem	moderat
Wassertrübung (NTU)	2– >1000	0–50
Stabilität des Bachbettes	gering	hoch

Tab. 1: Allgemeine physikalische Eigenschaften von Gletscherbächen (kryal) im Vergleich zu anderen alpinen Fliessgewässern (rhithral). GT (Grad-Tage) = über ein Jahr aufsummierte Tagestemperaturen von über 0 °C (Einheit °C). NTU = Nephelometrische Trübungseinheiten.



Gletscherbach beim Austritt aus dem Morteratschgletscher.

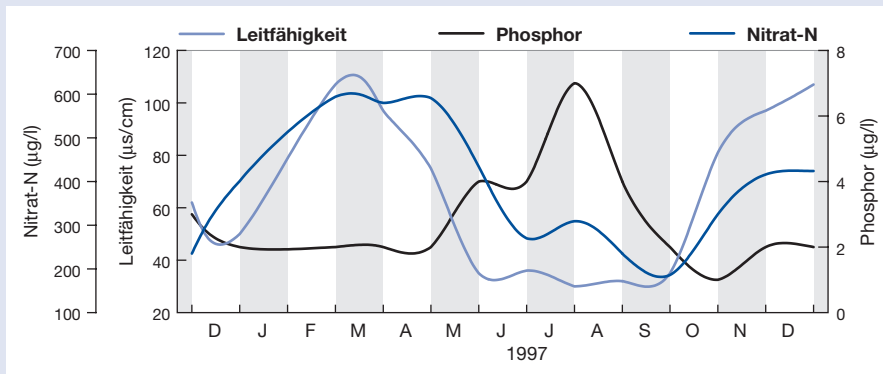


Abb. 1: Jährliche Nährstoffdynamik im Roseg, einem typischen Gletscherbach. Dargestellt sind die spezifische Leitfähigkeit sowie die Konzentrationen von Nitrat-N und löslichem Phosphor.

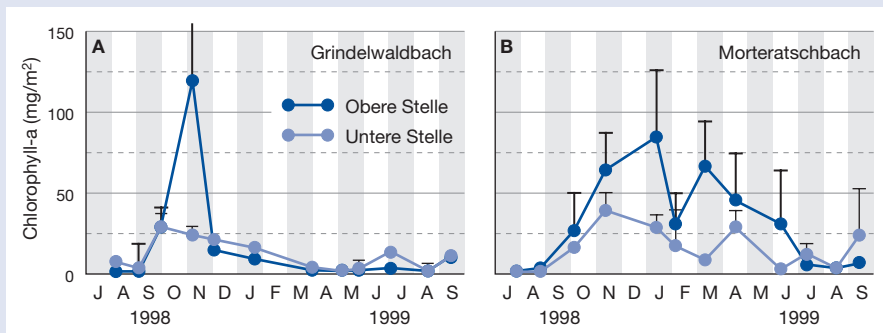


Abb. 2: Saisonaler Verlauf der Algenbiomasse (ausgedrückt als Chlorophyll-a-Gehalt in aschfreier Trockensubstanz) für zwei Gletscherbäche in den Schweizer Alpen. Für beide Gewässer sind eine untere und eine obere Probenahmestelle dargestellt, die die longitudinale Dynamik der Gletscherbäche illustrieren. Der Morteratschbach ist im Winter normalerweise eisfrei, während die obere Probenahmestelle am Grindelwaldbach schneebedeckt ist.

Hoher Abfluss fällt in Gletscherbächen oft mit dem Transport von Geschiebe zusammen, was fatale Folgen für festsitzende Organismen wie z.B. Algen hat. Da die meisten Gletscherbäche oberhalb der Baumgrenze liegen, ist der Eintrag von organischem Material eher gering [5, siehe auch S. 19].

Nährstoffdynamik

Die Ionen- und Nährstoffkonzentrationen in Gletscherbächen sind stark an die jahreszeitliche Gletscherdynamik gebunden (Abb. 1). Die Ionenkonzentration, gemessen als spezifische Leitfähigkeit, sinkt mit zunehmender Schmelzwasserproduktion im Sommer. Dies ist auch der Fall für die Stickstoffkonzentrationen, obwohl diese immer 150 µg/l übersteigen. Stickstoff wird primär durch atmosphärische Deposition eingetragen [6]. Im Gegensatz zur Stickstoff-

konzentration steigt die Konzentration von gelöstem reaktivem Phosphor (GRP) im Sommer an und erreicht Werte von bis zu 7 µg/l (Abb. 1). Während der übrigen Zeit liegen die GRP-Konzentrationen bei 2 µg/l und limitieren daher vermutlich das Algenwachstum und die Primärproduktion in Schweizer Gletscherbächen [7]. GRP stammt überwiegend aus dem Muttergestein.

Die Algen

Im Herbst, d.h. bei relativ klarem Wasser und geringem Geschiebetransport, ist die Algenbiomasse am höchsten (Abb. 2A). Frieren Gletscherbäche nicht zu, wie z.B. unterhalb des Morteratschgletschers, so bleibt die Biomasse auch im Winter hoch (Abb. 2B). Die Biomasse von *Hydrurus foetidus*, einer fädigen Alge, kann im Herbst mehr als 25 g aschfreie Trockensubstanz

pro m² erreichen. Zu den häufiger vorkommenden Kieselalgen gehören vor allem kleine, stark am Substrat anhaftende Arten, die sehr resistent sind gegenüber Scherkräften, Abrasion durch suspendierte Feststoffe und Bewegungen des Substrats [4]. Dafür fanden wir nur eine Rotalgenart, nämlich *Audouinella violacea*.

Das Makrozoobenthos

In den von uns untersuchten Bächen dominieren aquatische Insekten das Makrozoobenthos mit Vertretern aus mehr als 100 Arten. Die ganzjährige Probenahme enthüllte eine unerwartet vielfältige Fauna: neben Kriebelmücken und anderen Dipteren kamen Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen vor sowie eine Handvoll Nicht-Insekten wie zum Beispiel der räuberische Alpenstrudelwurm *Crenobia alpina* und einige Oligochaeten-Arten. Die Zusammensetzung der wirbellosen Fauna schwankte saisonal stark, wobei sowohl die Anzahl der Individuen (maximal >9000 Tiere pro m²) als auch die Zahl der Arten im Herbst und Winter wesentlich höher waren als im Sommer (Abb. 3) [8, 9]. Die Tiere verfolgen offenbar zwei Strategien, um ihren Lebenszyklus an die zeitweise harschen Bedingungen im Gletscherbach anzupassen:

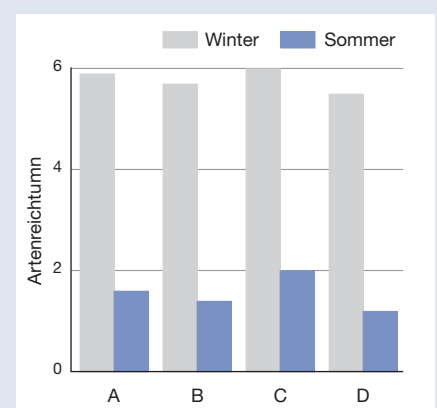


Abb. 3: Saisonale Unterschiede im Artenreichtum von vier Schweizer Gletscherbächen. A = Lang, B = Steinlimi, C = Morteratsch, D = Grindelwald.

Messung	Stickstoff	Phosphor
Aufnahmedistanz (km)	15–45	0,13–2,5
Aufnahmerate (mg·m ⁻² ·h ⁻¹)	0,01–0,15	0,21–0,51

Tab. 2: Aufnahme von Stickstoff und Phosphor in verschiedenen Schweizer Gletscherbächen. Die Aufnahmedistanz bezieht sich auf die Fließstrecke, innerhalb der der Nährstoff durch physikalische oder biologische Prozesse aufgenommen wird. Die Aufnahmerate ist die Rate, mit der ein Nährstoff aufgenommen wird, normalisiert auf eine Einheitsfläche des Gewässers.

- Anpassung an die extremen abiotischen Bedingungen im Sommer: Beispielsweise dominieren Zuckmücken der Unterfamilie Diamesinae die Lebensgemeinschaften echter glazialer Systeme im Sommer [8–11];
- Vermeidung der Sommerperiode und stattdessen Wachstum und Entwicklung im Winter [10]. So konnten wir im Februar geschlechtsreife Mücken in schnee- und eisbedeckten Gletscherbächen beobachten.

Sind Gletscherbäche nährstofflimitiert?

Um diese Frage abzuklären, wurden in verschiedenen Gletscherbächen im Frühling, Sommer und Herbst die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor in Form von Düngertabletten zugefügt. Die Stickstoffzufuhr förderte die Algenproduktion nicht und die Bäche hielten praktisch keinen Stickstoff zurück (Tab. 2). Im Gegensatz dazu erhöhte die Zugabe von Phosphor die Algenproduktion deutlich (Abb. 4), allerdings nur im Frühling und im Herbst, wenn die natürlichen GRP-Konzentrationen niedrig waren. Wir vermuten, dass die starke Trübung und die geringe Substratstabilität bei hohem Abfluss die vermutlich positiven Effekte der Phosphorzugabe im Sommer kompensierten. Insgesamt wurde Phosphor wesent-



Gletscherbach unterhalb des Langgletschers.

lich stärker zurückgehalten als Stickstoff (Tab. 2). Dies ist wahrscheinlich auf die Adsorption von Phosphor an suspendiertes Feinmaterial (Gletschermehl) zurückzuführen.

Zusammenfassung

Gletscherbäche unterscheiden sich deutlich von anderen Bachtypen. Die Temperaturen sind ganzjährig niedrig, die Konzentration suspendierter Feinstoffe (Gletschermehl) ist während des Sommers hoch und der Abfluss variiert jahres- und tageszeitlich stark. Unsere Untersuchungen zeigen eine ausgeprägte Saisonalität der physikalisch-chemischen Umweltbedingungen, die sich auch in der Aktivität der aquatischen Fauna und Flora widerspiegelte. Die Algenbiomasse sowie Dichte und Diversität des Makrozoobenthos waren im Herbst und Winter am höchsten.



Christopher T. Robinson ist Gewässerökologe in der Abteilung Limnologie der EAWAG. Seine Forschungsinteressen liegen hauptsächlich in der Ökologie alpiner Fließgewässer.

Koautor: U. Uehlinger

- [1] Ward J.V. (1994): The ecology of alpine streams. *Freshwater Biology* 32, 277–294.
- [2] Brittain J.E., Milner A.M. (2001): Ecology of glacial-fed rivers: current status and concepts. *Freshwater Biology* 46, 1571–1578.
- [3] Tockner K., Malard F., Burgherr P., Robinson C.T., Uehlinger U., Zah R., Ward J.V. (1997): Physico-chemical characterization of channel types in a glacial flood plain (Val Roseg, Switzerland). *Archiv für Hydrobiologie* 140, 433–463.
- [4] Hieber M., Robinson C.T., Rushforth S.R., Uehlinger U. (2001): Algal communities associated with different alpine stream types. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 33, 447–456.
- [5] Zah R., Uehlinger U. (2001): Particulate organic matter inputs to a glacial stream ecosystem in the Swiss Alps. *Freshwater Biology* 46, 1597–1608.
- [6] Malard F., Tockner K., Ward J.V. (2000): Physico-chemical heterogeneity in a glacial riverscape. *Landscape Ecology* 15, 679–695.
- [7] Robinson C.T., Uehlinger U., Guidon F., Schenkel P., Skvarc R.: Limitation and retention of nutrients in alpine streams of Switzerland. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, (in press).
- [8] Robinson C.T., Uehlinger U., Hieber M. (2001): Spatio-temporal variation in macroinvertebrate assemblages of glacial streams in the Swiss Alps. *Freshwater Biology* 46, 1663–1672.
- [9] Burgherr P., Ward J.V. (2001): Longitudinal and seasonal distribution patterns of the benthic fauna of an alpine glacial stream (Val Roseg, Swiss Alps). *Freshwater Biology* 46, 1705–1722.
- [10] Schültz C., Wallinger M., Burger R., Füreder L. (2001): Effects of snow cover on the benthic fauna in a glacial-fed stream. *Freshwater Biology* 46, 1691–1704.
- [11] Milner A.M., Brittain J.E., Castella E., Petts G.E. (2001): Trends of macroinvertebrate community structure in glacier-fed rivers in relation to environmental conditions: a synthesis. *Freshwater Biology* 46, 1833–1848.

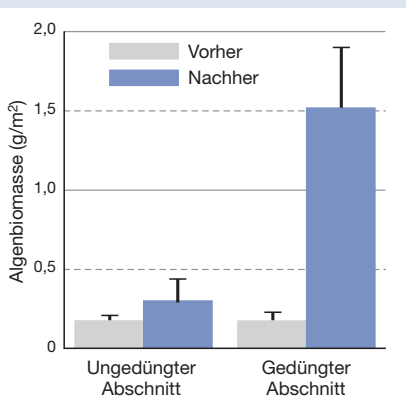


Abb. 4: Effekte von Nährstoffzugaben auf das Algenwachstum in einem Gletscherbach. Die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor wurden in Form von Düngertabletten zugegeben.

Alpine Seeausflüsse: aussergewöhnliche alpine Gewässertypen?

Fließgewässer, die aus Seen austreten, sind einzigartige aquatische Ökosysteme, die sowohl von See- als auch von Bachorganismen besiedelt werden. In alpinen Gebieten können Seeausflüsse entweder rhithralen (gespeist durch Schneeschmelzwasser) oder kryalen (gespeist durch Gletscherschmelzwasser) Ursprungs sein. Obwohl alpine Seeausflüsse ein wichtiges Element alpiner Landschaften sind, ist erstaunlich wenig zur Ökologie dieser charakteristischen Fließgewässersysteme bekannt. Untersuchungen der EAWAG haben gezeigt, dass sie sich wesentlich von Seeausflüssen tieferer Lagen und anderen alpinen Fließgewässern unterscheiden.

Seeausflüsse stellen die Übergangszonen zwischen den Lebensräumen See und Fließgewässer dar. Abhängig von der Grösse des Sees (Volumen) und der Aufenthaltszeit des Wassers wirken Seen in tieferen Lagen als Puffer für Schwankungen der Abflussmenge und der Wassertemperatur. Häufig werden aus diesen Seen auch grosse Mengen Plankton ausgeschwemmt, so dass sich in den Seeausflüssen bevorzugt wirbellose Filtrierer ansiedeln [1]. In tieferen Lagen sind Seeausflüsse eingehend untersucht worden, man weiss jedoch nur wenig über die Ökologie von Seeausflüssen in alpinen Gebieten. Aus diesem Grund lancierte die EAWAG ein Forschungsprojekt, um die Lebensraumbedingungen und die Lebensgemeinschaften alpiner Seeausflüsse genauer zu charakterisieren. Eine der Hauptfragestellungen war, ob sich die Aus-

flüsse alpiner Seen von anderen alpinen Fließgewässern und von Seeausflüssen in tieferen Lagen unterscheiden? Dazu untersuchten wir 2 kryale und 4 rhithrale Seeausflüsse sowie 2 kryale und 2 rhithrale Bäche in den Schweizer Alpen (Abb. 1; Definitionen siehe S. 4).

Charakteristische Lebensraumbedingungen alpiner Seeausflüsse

Trotz ihrer meist geringen Grösse haben alpine Seen einen deutlichen Einfluss auf ihre Abflüsse. Die Wassertemperatur ist ein wesentlicher Faktor, der die Lebensraumbedingungen und damit das Vorkommen aquatischer Organismen beeinflusst [2, 3]. Wir fanden, dass die sommerlichen Wassertemperaturen in alpinen Seeausflüssen um etwa 4 °C höher waren als in alpinen Fließgewässern, die nicht im Einflussbereich eines Sees liegen (Abb. 2, Tab. 1). Diese Tendenz zeigte sich auch, wenn man die jährlichen Gradtage (= Summe der täglichen Durchschnittstemperaturen, Tab. 1) miteinander vergleicht. Ausserdem wärmten sich alpine Seeausflüsse schneller auf und unterlagen geringeren Temperaturschwankungen im Verlauf eines Tages als andere Bergbäche [4]. Die Konzentration der Schwebstoffe ist ein weiterer wichtiger Faktor. Das Wasser der Gletscherbäche ist während der Eisschmelze im Sommer besonders trübe. In proglazialen Seen jedoch können die suspendierten Teilchen absedimentieren, so dass das Wasser in den untersuchten kryalen Seeausflüssen wesent-

lich klarer und der physikalische Stress durch Sedimentabrieb reduziert war (Tab. 1). Da alpine Gewässer über der Baumgrenze liegen, wird generell nur wenig organisches Material aus der terrestrischen Umgebung in diese Gewässer eingetragen. Ihr Energiehaushalt wird hauptsächlich durch Primärproduzenten wie z.B. Algen und Makrophyten angekurbelt (siehe auch S. 19). Die meisten alpinen Seen sind denn auch ex-

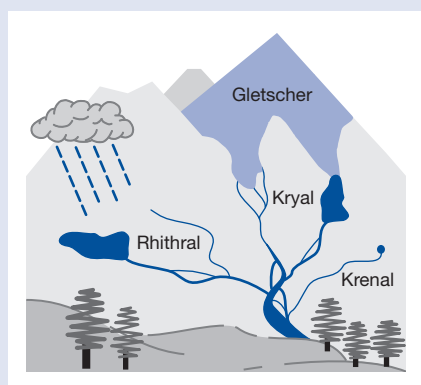


Abb. 1: Alpine Fließgewässertypen und ihr Wasserursprung [verändert nach 3, 5].

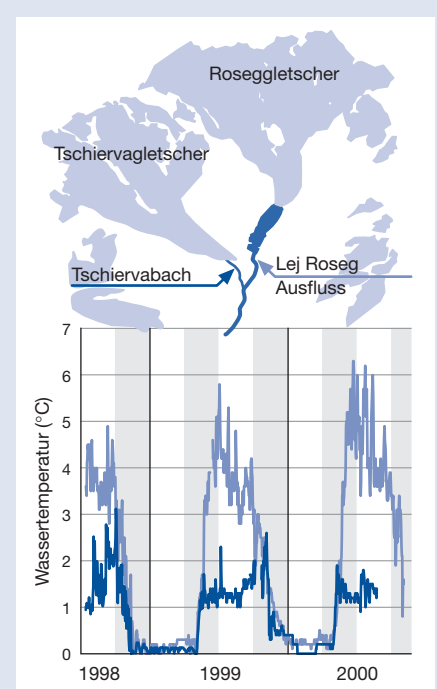


Abb. 2: Durchschnittliche tägliche Wassertemperatur eines kryalen Seeausflusses (Lej Roseg) und eines benachbarten kryalen Baches (Tschierwabach).



Fotos: M. Hieber, EAWAG

Der Ausfluss des rhithralen Lago Bianco.



Der Ausfluss des kryalen Steinsees.

trem oligotroph und gaben im Gegensatz zu Seeausflüssen tieferer Lagen nur sehr wenig organisches Material an ihre Ausflüsse ab. In kryalen Systemen waren die Konzentrationen organischen Materials im See und im Ausfluss ähnlich niedrig und zeigten dieselbe jahreszeitliche Dynamik mit Konzentrationsspitzen bei geringem Abfluss im Herbst und Frühling (siehe auch S. 22). In Ausflüssen rhithraler Seen dagegen war die interne Produktion organischen Materials recht hoch, was vermutlich auf eine höhere Stabilität des Flussbettes zurückzuführen ist.

Generell unterschieden sich die Lebensraumbedingungen alpiner Seeausflüsse, egal ob kryal oder rhithral, von den Bedingungen anderer alpiner Fließgewässer. Aber auch kryale und rhithrale Seeausflüsse sind stärker durch ihre vorgelagerten Seen geprägt als kryale Seeausflüsse. Die Gegenwart eines Gletschers und die damit verbundene sommerliche Gletscherschmelze scheint der bestimmende Faktor für die Lebensraumbedingungen kryaler Systeme zu sein.

Flora und Fauna alpiner Seeausflüsse

Flora und Fauna alpiner Fließgewässer sind weltweit relativ einheitlich [5]. Dennoch wurde die spezifische Struktur der Lebensgemeinschaft durch die jeweiligen Lebensraumbedingungen in den verschiedenen Gewässertypen bestimmt. Wir konnten zeigen, dass die Artendiversität in kryalen Seeausflüssen generell geringer war als in rhithralen und dass sich die Lebensgemeinschaften in den Seeausflüssen wesentlich von den Lebensgemeinschaften in den jeweiligen Fließgewässern ohne vorgelagerten See unterschieden (Tab. 1).

Die **aquatische Flora** war typischerweise von Kieselalgen, Blaualgen und der Goldalge *Hydrurus foetidus* dominiert. *Hydrurus* ist eine weitverbreitete Fadenalge, die normalerweise in kalten Gewässern anzutreffen ist. Im Vergleich der verschiedenen Gewässersysteme zeigte sich, dass die Algengemeinschaften in rhithralen Gewässern wesentlich vielfältiger sind als in kryalen Gewässern. In kryalen Fließgewässern waren sowohl die Artenvielfalt als auch die gebildete Biomasse von den starken jahreszeitlichen Schwankungen geprägt und wiesen ein charakteristisches Minimum während des starken Sommerabflusses auf. Kryale Seeausflüsse unterschieden sich durch eine höhere Artenvielfalt (insbesondere Kieselalgen) von kryalen Fließgewäs-

sern, während in rhithralen Seeausflüssen zudem Süßwassermoose vorkamen, die zeitweise grosse Biomassen erreichten und den wirbellosen Organismen einen wichtigen Lebensraum boten [6, 7].

Die **Gemeinschaften der wirbellosen Organismen** waren in rhithralen Gewässern ebenfalls vielfältiger als in kryalen Systemen. Gefunden wurden Larven der Ordnungen Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Steinfliegen (Plecoptera), Köcherfliegen (Trichoptera) und Zweiflügler (Diptera, meist Zuckmücken) sowie Strudelwürmer (Turbellaria) und Wenigborster (Oligochaeta). Zuckmückenlarven der Unterfamilie Diamesinae dominierten die kryalen Systeme, allerdings waren bei Niedrigabfluss dort auch Eintags- und Steinfliegenlarven anzutreffen (siehe

Parameter	Rhithral		Kryal	
	Bach (n = 2)	Seeausfluss (n = 4)	Bach (n = 2)	Seeausfluss (n = 2)
Jährliche Grad-Tage	900–1300	900–1500	<300	500–700
Jährlicher Temperaturbereich (°C)	0–13	0–17	0–5	0–9
Tägliche Temperaturschwankungen	Stark	Mässig	Mässig	Gering
Abflussregime	Starke saisonale Schwankungen	Mässige saisonale Schwankungen	Hohe saisonale und tägliche Schwankungen	Mässige saisonale und tägliche Schwankungen
Trübung (NTU)	Klar (0–3)	Klar (0–10)	Trüb (2– >1000)	Trüb (30–400)
Stabilität der Bachsohle	Wechselnd	Hoch	Gering	Wechselnd
Algen	Diverse Kieselalgen Blaualgen <i>Hydrurus foetidus</i>	Diverse Kieselalgen Blaualgen Moose	<i>Hydrurus foetidus</i> <i>Chamaesiphon</i> Lyngbya Vereinzelt Kieselalgen	<i>Hydrurus foetidus</i> <i>Chamaesiphon</i> Lyngbya Wenig Kieselalgen
Wirbellose	Verschiedene EPTD Nicht-Insekten	Nicht-Insekten: Oligochaeta Nematoda Chironomidae Wenige EPT	Diamesinae EP: Baetidae Heptageniidae Leuctridae	Diamesinae EP: Baetidae Heptageniidae Leuctridae

Tab. 1: Abiotische und biotische Eigenschaften rhithraler und kryaler Fließgewässer [nach 5].
E = Ephemeroptera, P = Plecoptera, T = Trichoptera, D = Diptera, n = Zahl der Probenahmestellen, NTU = Nephelometrische Trübungseinheiten.

auch S. 7 und S. 26). Chironomiden und Nicht-Insekten wie z.B. Wenigborster, Fadenwürmer (Nematoda) und Ruderfusskrebse (Copepoda) kamen typischerweise in rhithralen Seeausflüssen vor und wurden in rhithralen Fließgewässern durch zahlreiche andere Insektenarten ergänzt. Im Gegensatz zu Seeausflüssen tieferer Lagen waren jedoch Filtrierer selten oder sogar abwesend.

Tabelle 1 liefert eine Zusammenfassung unserer Ergebnisse und erweitert die von Ward [5] zusammengestellten Daten zur allgemeinen Charakterisierung alpiner Fließgewässer.

Sind alpine Seeausflüsse einzigartige Lebensräume?

Unsere Ergebnisse zeigten, dass alpine Seeausflüsse spezifische Lebensräume darstellen, die charakteristische Lebensgemeinschaften aufweisen. Alpine Seeausflüsse können als Unterklassen rhithraler und kryaler Gewässer betrachtet werden. In diesem Sinne können die verschiedenen Typen alpiner Fließgewässer hierarchisch strukturiert werden, wobei verschiedene Umweltparameter wie beispielsweise Klima,

Wasserursprung und Gerinnetyp als hintereinander gereichte «Filter» wirken. Sie filtern bestimmte Arten aufgrund ihrer biologischen Eigenschaften aus dem potenziell verfügbaren regionalen Artenpool heraus und bestimmen so die Struktur der Lebensgemeinschaften (Abb. 3). Die hierarchische Struktur der beeinflussenden Umweltparameter zeigt jedoch auch, dass die Einzigartigkeit der Seeausflüsse mit steigender Höhe über dem Meer und zunehmendem Einfluss von Gletschern abnimmt. Eine erfolgreiche Bewirtschaftung alpiner Gewässer muss die individuellen ökologischen

Eigenschaften der verschiedenen Gewässertypen berücksichtigen. Nur unter dieser Voraussetzung kann die natürliche Biodiversität erhalten werden.



Mäggi Hieber erarbeitete ihre Doktorarbeit über alpine Bäche und Seeausflüsse in der Abteilung Limnologie der EAWAG. Seither ist sie als Projektleiterin beim Zentrum für angewandte Ökologie Schattweid tätig.

Koautoren:
C.T. Robinson, U. Uehlinger

- [1] Richardson J.S., Mackay R.J. (1991): Lake outlets and the distribution of filter feeders: an assessment of hypotheses. *Oikos* 62, 370–380.
- [2] Hieber M., Robinson C.T., Uehlinger U., Ward J.V. (2002): Are alpine lake outlets less harsh than other alpine streams? *Archiv für Hydrobiologie* 154, 199–223.
- [3] Ward J.V., Stanford J.A. (1982): Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. *Annual Review of Entomology* 27, 97–117.
- [4] Füreder L. (1999): High alpine streams: cold habitats for insect larvae. In: Margesin R., Schinner F. (eds.) *Cold-Adapted Organisms – Ecology, Physiology, Enzymology and Molecular Biology*. Springer, Berlin, p. 181–196.
- [5] Ward J.V. (1994): Ecology of alpine streams. *Freshwater Biology* 32, 277–294.
- [6] Kawecka B. (1980): Sessile algae in European mountain streams. I. The ecological characteristics of communities. *Acta Hydrobiologica* 22, 361–420.
- [7] Hieber M., Robinson C.T., Rushforth S.R., Uehlinger U. (2001): Algal communities associated with different alpine stream types. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 33, 447–456.
- [8] Tonn W.M. (1990): Climate change and fish communities: a conceptual approach. *Transactions of the American Fisheries Society* 119, 337–352.
- [9] 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, 391–409.

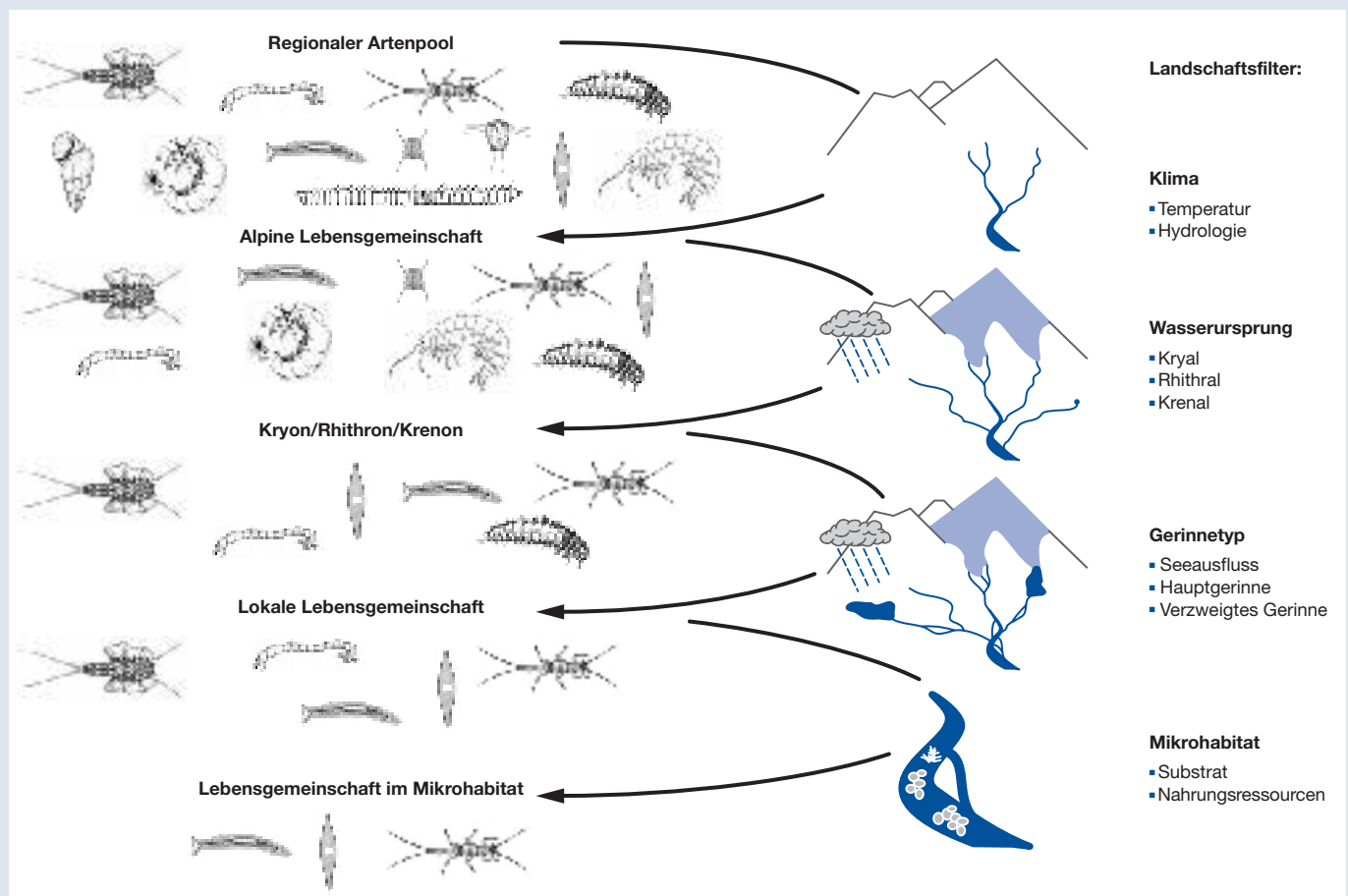


Abb. 3: Konzeptionelles Modell, das die Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaft in verschiedenen Typen alpiner Fließgewässer aufgrund so genannter Landschaftsfilter bestimmt [sensu 8, 9]. Die wichtigsten landschaftlichen Elemente oder Faktoren auf einem beliebigen hierarchischen Niveau bestimmen, wie sich die Lebensgemeinschaft auf der darunter liegenden Stufe zusammensetzt.

Val Roseg: eine glaziale Schwemmebene in den Schweizer Alpen

Das obere Val Roseg in den östlichen Schweizer Alpen beherbergt ein hydro-morphologisch vielfältiges Flussökosystem, das stark durch den Abfluss des Roseg- und Tschiervagletschers geprägt ist. Das Val Roseg bietet einer ausgedehnten glazialen Schwemmebene Platz, die Gegenstand einer umfassenden Ökosystemstudie war.

Zusätzlich zu den bereits existierenden menschlichen Eingriffen wie Tourismus, Hochwasserschutz und Wasserentnahmen für die Stromerzeugung ist zu erwarten, dass alpine Fließgewässer zukünftig auch durch die Folgen des prognostizierten Klimawandels ernst zu nehmend beeinflusst werden [1]. Bis vor kurzem war nur wenig über die Struktur und Funktion alpiner Fließgewässer bekannt (siehe auch S. 3). In den vergangenen Jahren jedoch wurde eine Reihe von Untersuchungen an alpinen Fließgewässern durchgeführt [z.B. 2]. So hat im Jahre 1996 die Abteilung Limnologie der EAWAG eine umfassende Untersuchung der glazialen Schwemmebene im oberen Val Roseg (Abb. 1) initiiert. Das Val Roseg ist einzigartig, weil es eine grosse Anzahl verschiedener Fließgewässertypen umfasst und weil das Gebiet ganzjährig erreichbar ist.

Die Studie zielte darauf ab, die räumliche und zeitliche Dynamik des Periphyton sowie der benthischen und hyporheischen Fauna zu verstehen und die Prozesse Produktion und Dekomposition von organischer Substanz sowie die Nährstoffdynamik in der rauen alpinen Umwelt zu analysieren.

Einige Ergebnisse des Val Roseg Projektes werden in den folgenden fünf Artikeln dieser Ausgabe der EAWAG news vorgestellt. Der

vorliegende Artikel fasst einige wichtige Charakteristika des Val Roseg wie Geomorphologie, Hydrologie, Temperaturverläufe und Abflussdynamik zusammen.

Ein alpiner Flusslauf

Das Val Roseg liegt im Bernina-Massiv in den Schweizer Alpen. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Flächenstatistik. Der Höhenunterschied im Val Roseg beträgt etwa 2000 m und reicht vom Piz Bernina mit 4049 m bis zum unteren Ende der glazialen Schwemmebene, die auf 1981 m ü.M. liegt. Der Rosegbach (mittlerer jährlicher Abfluss = 2,8 m³/s) wird hauptsächlich vom Schmelzwasser des Rosegletschers, der in einen Gletschersee mündet, und des Tschiervagletschers gespeist. Fünf wesentliche Flussabschnitte können im Verlauf des Rosegbachs unterschieden werden (Abb. 2):

- ein 650 m langer glazialer Abschnitt direkt unterhalb des Tschiervagletschers;
- der 900 m lange Seeausfluss unterhalb des Gletschersees;
- ein 700 m langes Flussbett mit einem Gerinne, das sich unterhalb des Zusammenflusses von glazialen Fluss und Seeausfluss in die Grundmoräne eingeschnitten hat;
- eine 2800 m lange und 150–500 m breite glaziale Schwemmebene, die sich zwischen 1981 und 2055 m ü.M. erstreckt;
- ein 7,2 km langer Abschnitt, der von Talhängen eingeengt wird.

Die Schwemmebene weist eine beeindruckende Vielfalt verschiedener alpiner Gerinnetypen auf, angefangen von Gletscherflüssen bis hin zu Quellbächen [3] (siehe auch S. 16).

Die terrestrische Vegetation – eine potenzielle Energiequelle für die benthischen Gewässerorganismen (siehe auch S. 19) – reicht von Zonen fast ohne Bewuchs nahe der Zunge des Tschiervagletschers bis zu subalpinen Wäldern, die auf den Hängen der Schwemmebene wachsen. Die Baumgrenze liegt zwischen 2100 und 2300 m ü.M. Ein dynamisches Mosaik unterschiedlichster terrestrischer Vegetation ist die Folge der starken Abflussschwankungen in der Schwemmebene. Blanker Kies oder Kies mit ersten Stadien von Pionierpflanzengesellschaften überwiegen auf 70% der

	%	km ²
Gletscher	41,7	20,6
Fels	32,3	16,0
Wiesen	18,4	9,1
Wald	3,6	1,8
Schwemmebene	3,4	1,7
See	0,6	0,3
Gesamtfläche		49,5

Tab. 1: Flächenstatistik des oberen Val Roseg. Anteil der verschiedenen Landschaftselemente.



Abb. 1: Die Vielseitigkeit des Val Roseg-Projektes.

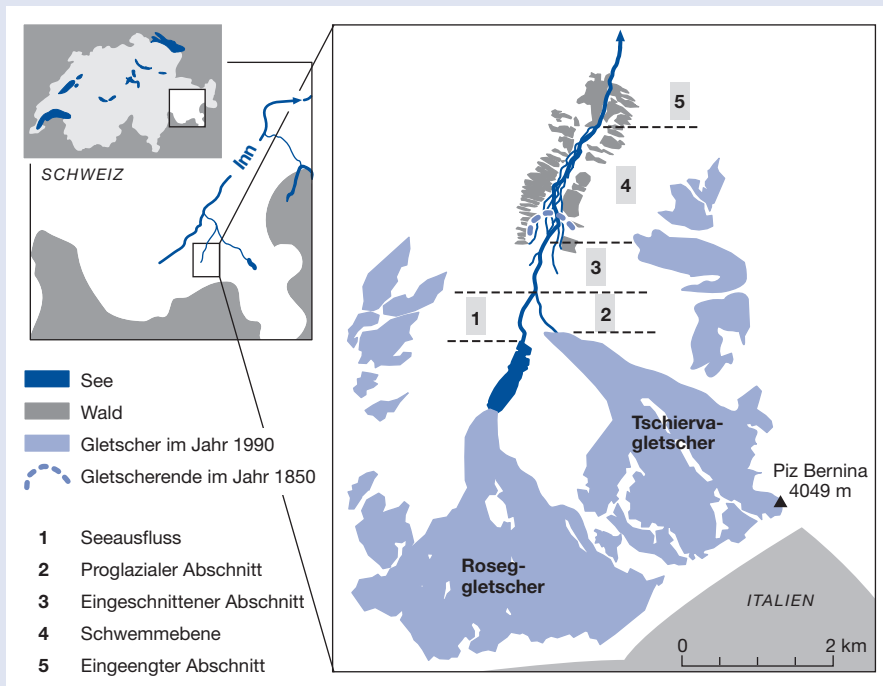


Abb. 2: Einzugsgebiet des oberen Val Roseg.

Fläche, die die Schwemmebene einnimmt. Die Schwemmebene ist baumfrei; es gibt aber vereinzelt Büsche auf kleineren Flächen, die seit mehr als 30 Jahren nicht mehr von Verlagerungen des Flussbetts betroffen waren.

Strömungsdynamik

Die abiotische Struktur der Schwemmebene wird hauptsächlich durch das vom Gletscher beeinflusste Abflussregime geprägt. Typischerweise kommt es zu einer Abflussspitze in den Sommermonaten, wobei der tägliche Abfluss von ca. $0,16 \text{ m}^3/\text{s}$ im April auf über $10 \text{ m}^3/\text{s}$ im Juli und August ansteigt. Danach nimmt er vom späten September bis November wieder auf $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ ab (Abb. 3). Dieser in hohem Masse vorher-sagbare Abflussrhythmus wird durch nicht-periodische und periodische Schwankungen überlagert. Tagesschwankungen sind

die Folge verstärkter Gefrier-Auftau-Zyklen während der warmen Sommermonate. Hin-zu kommen Abflussspitzen bei schweren Regenfällen (z.B. im Juli, August und November 1997, Abb. 3), wohingegen Kalt-wetterperioden die Schmelzwasserproduk-tion und damit die Abflussmenge reduzieren (z.B. im Juli und August). Diese jährlichen Abflussschwankungen bewirken drama-tische Zyklen von Ausdehnung, Verkleine-rung und Fragmentierung des Habitats und beeinflussen die Wasserchemie, Wasser-trübung und die Temperatur (siehe auch S.16) [4, 5].

Thermische Heterogenität

Die Temperatur ist ein Schlüsselfaktor, der die Zusammensetzung der aquatischen Le-bensgemeinschaften und das Funktionieren des Ökosystems reguliert. Darüber hinaus sind Temperatur und Abfluss in diesem gla-

zialen System eng miteinander verbunden. Im Frühling erhöhen Lufttemperatur und Sonneneinstrahlung die Wassertemperatur in der gesamten Schwemmebene. Jedoch mit Einsetzen der Schnee- und Eisschmelze im frühen Juni beginnt die Wassertempe-ratur im Hauptgerinne und in den verbun-denen Seitengerinnen wieder zu sinken. In Gerinnen, die nicht mit dem Hauptgerinne in Verbindung stehen, steigt die Temperatur weiter bis in den August/September hinein. Folge davon ist eine hohe thermische Hete-rogenität von Habitaten, die sich in enger Nachbarschaft zueinander befinden. Im Ge-gensatz zu vielen anderen glaziale Fließge-wässern kommen in der Roseg-Schwemme-bene aquatische Habitate mit relativ hohen Temperaturen in unmittelbarer räumlicher Nähe zum Gletscher vor (Abb. 4).

Ein alpines Fließgewässer-system im Klimawandel

Die Auswertung von Luftbildern aus den Jahren 1947 bis 1999 zeigte, dass sich ca. 25% des Gerinnenetzes jährlich neu gestal-ten [6]. Trennung und Wiederverbindung ehemaliger Flussbette im oberen Teil der Roseg-Schwemmebene bewirken Verände-rungen im Netzwerk der Wasser führenden Gerinne. Es gibt Hinweise darauf, dass sol-che Modifikationen besonders nach Hoch-wassern mit beträchtlichem Geschiebe-transport auftreten.

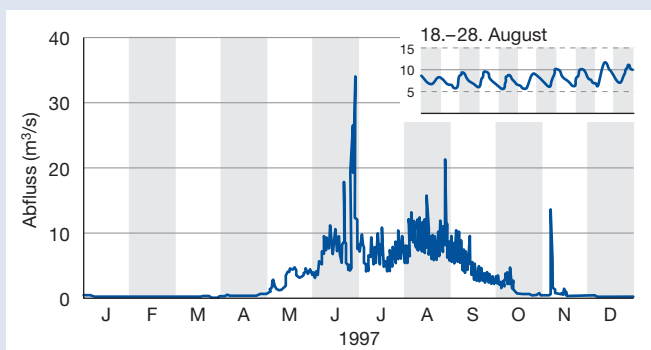


Abb. 3: Hydrograph des Roseg. Die täglichen Abflussschwankungen im August sind die Folge einer verstärkten Gefrier-Auftau-Dynamik während der Warmwetterphasen.

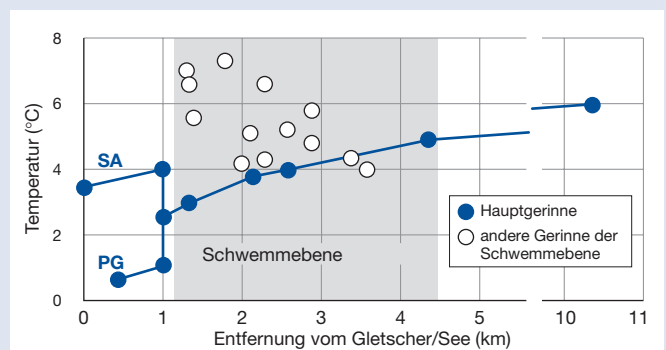


Abb. 4: Mittlere Wassertemperaturen im Juli im Verlauf des Rosegbaches. SA = Seerausfluss, PG = proglazialer Abschnitt.

[4] und mindert folglich die durchschnittliche Lebensdauer eines Habitats. Aufzeichnungen der Lufttemperatur an Messstationen in den Alpen zeigen seit 1901 eine Erhöhung der täglichen Minimumtemperatur um 2 °C [7, 8]. Die Reaktion der Wassertemperatur auf diesen Trend ist vermutlich gering, solange er nicht durch den Rückzug der Gletscher verstärkt wird. Im Bereich zwischen dem heutigen Gletscherende und dem Ende von 1850 steigt die Wassertemperatur aktuell im Schnitt um 3 °C während des Sommers. Daraus kann man ableiten, dass die Lebensbedingungen im Hauptgerinne und in den damit oberflächlich verbundenen Seitengerinnen seit Ende der kleinen Eiszeit, zumindest in

Bezug auf die Temperatur, milder wurden. Hält der derzeitige Trend des Gletscher-rückzugs an, werden sich einige Gerinne der Schwemmebene weiter erwärmen, während sich die Stabilität der Gewässersohle vermutlich verringern wird.



Urs Uehlinger ist Fließgewässerökologe in der Abteilung Limnologie der EAWAG

Koautoren:
F. Malard, K. Tockner

Der Roseg- und der Tschiervagletscher ziehen sich wie die meisten Alpengletscher immer weiter zurück. 1934 trennte sich der Tschierva- vom Roseggletscher. Heute enden der Tschierva- und der Roseggletscher etwa 3 bzw. 1,5 km oberhalb des Punktes, der zur Zeit der kleinen Eiszeit im Jahre 1850 das Gletscherende darstellte (Abb. 2). Die wachsende glaziale Zone unterhalb des Tschiervagletschers birgt grosse Massen ungefestigter Sedimente, die dem fluvialen Abtransport in die Schwemmebene während eines Hochwassers ausgesetzt sind. Ein erhöhtes Angebot an Sedimenten jedoch beschleunigt vermutlich die Verlagerung von Gerinnen in der Schwemmebene

- [1] McGregor G., Petts G.E., Gurnell A.M., Milner A.M. (1995): Sensitivity of alpine stream ecosystems to climate change and human impacts. *Aquatic conservation* 5, 233–247.
- [2] Brittain J.E., Milner A.M. (Eds.) (2002): Glacier-fed rivers – unique lotic ecosystems. *Freshwater Biology* 46, 1571–1847.
- [3] Tockner K., Malard F., Burgherr P., Robinson C.T., Uehlinger U., Zah R., Ward J.V. (1997): Characterization of channel types in a glacial floodplain ecosystem (Val Roseg, Switzerland). *Archiv für Hydrobiologie* 140, 433–463.
- [4] Malard F., Tockner K., Ward J.V. (1999): Shifting dominance of subcatchment water sources and flow paths in a glacial flood plain, Val Roseg, Switzerland. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 31, 135–150.
- [5] Tockner K., Malard F., Uehlinger U., J.V. Ward. (2002): Nutrients and organic matter in a glacial river-floodplain system (Val Roseg, Switzerland). *Limnology and Oceanography* 47, 266–277.
- [6] Zah R., Niederöst M., Rinderpacher H., Uehlinger U., Ward J.V. (2001): Long-term dynamics of the channel network in a glacial flood plain, Val Roseg, Switzerland. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 33, 440–446.
- [7] Beniston M., Rebetez M., Giorgi F., Marinucci M.R. (1994): An analysis of regional climate change in Switzerland. *Theoretical and Applied Climatology* 49, 135–159.
- [8] UN Framework Convention on Climate Change (2001): Third National Communication of Switzerland, 92 p.



Photos: K. Tockner, EAWAG

Verschiedene Gerinnetypen in der Schwemmebene des Val Roseg (siehe auch Tab. 1, Seite 17). Das Seitengerinne (links) führt nur Gletscherwasser und das gemischte Gerinne (rechts) zusätzlich noch Grundwasser.

Habitatdynamik in der Schwemmebene des Val Roseg

Schwemmebenen sind sehr komplexe und dynamische, aber auch stark gefährdete Ökosysteme. Sie zeichnen sich durch eine hohe Habitatheterogenität aus und werden von einer Vielzahl von Organismen besiedelt, die an diese Heterogenität angepasst sind. In der proglazialen Schwemmebene des Val Roseg ergibt sich die Heterogenität aus der grossen Vielfalt an Gerinntypen und dem ausgeprägten Expansions- und Kontraktionszyklus des gesamten Gewässernetzes.

Untersuchungen an Schwemmebenen (Flussauen) beschränkten sich bisher fast ausschliesslich auf die grösseren Unterläufe der Flüsse. Dabei haben sich Schwemmebenen als Orte mit hoher biologischer Vielfalt und Produktivität erwiesen [1]. Schwemmebenen können sich aber an unterschiedlichen Abschnitten entlang eines Flusslaufes bilden. Die 2,6 km lange Schwemmebene im oberen Val Roseg entstand durch die Ablagerung fluvioglazialer Sedimente durch den Roseg- und Tschiervagletscher (Abb. 1 und Abb. 2 auf S. 14). Uns interessierte die Frage, ob alpine Schwemmebenen eine ähnlich hohe Lebensraum- und Artenvielfalt aufweisen wie Schwemmebenen im Unterlauf der Flüsse.

Eines der Hauptziele unseres Projekts war es deshalb, die räumliche und zeitliche Lebensraumdynamik der Schwemmebene des Val Roseg zu quantifizieren und diese mit der biologischen Vielfalt (siehe Artikel S. 26) und den wichtigsten Ökosystemprozessen, z.B. der Umwandlung von Nährstoffen und organischer Substanz, in Verbindung zu setzen (siehe Artikel S. 19).

Diversität des Gerinnenetzes

Je nach Art der Vernetzung zum Hauptgerinne und dem relativen Anteil unterschiedlicher Wasserquellen wurden sechs verschiedene Gerinntypen identifiziert (Tab. 1) [2]. Im Sommer formen all diese Gerinntypen ein komplexes Gesamtgewäs-

sertnetz. Im Winter hingegen fallen die Zuflüsse und Seitengewässer sowie Gewässer ohne ständigen oberstromigen Kontakt zum Hauptgerinne trocken. Die verbleibenden Gerinne verwandeln sich zu grundwasserbürtigen Gewässern, die oberstromig nicht verbunden sind. Jeder dieser Gerinntypen trägt, einzeln oder in Verbindung mit den anderen, zur bemerkenswerten Diversität dieser glazialen Schwemmebene bei [3; siehe auch Artikel S. 24 und S. 26].

Die Schwemmebene, ein Ökosystem zwischen Ausdehnung und Rückzug

Die Schwemmebene des Val Roseg ist durch den Wechsel von Expansions- und Kontraktionsperioden geprägt, die sich stark auf die Länge des Gewässernetzes auswirken; ein für Auenlandschaften weit verbreitetes Phänomen, das bislang jedoch kaum untersucht wurde. In der Schwemmebene des Val Roseg ändert sich die Länge des Gerinnenetzes von ca. 5 km im Winter auf über 20 km im Sommer. Durch die Anwendung hydrochemischer Indikatoren war es möglich, diesen Expansions- und Kontraktionszyklus mit Veränderungen wichtiger hydrologischer Prozessen zu korrelieren. Als Indikatoren dienten Natrium (Grundwasserbeitrag), Nitrat (Schneeschmelzwasser) und partikulärer Phosphor (Eisschmelzwasser). Der relative Anteil der Wasserquellen am Gesamtabfluss in der Schwemmebene ändert sich im Jahreszyklus [4]. Subglaziales Grundwasser und Hanggrundwasser dominieren den Abfluss im Winter. Dagegen führen die Gerinne im Frühling überwiegend Schneeschmelzwasser und im Sommer vor allem Eisschmelzwasser (Abb. 2). Mit Hilfe eines Mischungsmodells [5] konnte gezeigt werden, dass sich der Anteil von Hanggrundwasser am gesamten Abfluss der Schwemmebene von weniger als 10% im Sommer auf über 70% im Winter erhöht. Das Ökosystem Schwemmebene wechselt also von einem einheitlichen, durch Grundwasser geprägtem System im Winter zu einem heteroge-



R. Zähr, EAWAG

Abb. 1: Lage der verschiedenen Gerinntypen im oberen Bereich der Schwemmebene des Val Roseg: H = Hauptgerinne, S = Seitengerinne, T = temporär vernetztes Gerinne, X = gemischtes Gerinne, G = grundwasserbürtiges Gerinne, Z = Zufluss (siehe auch Tab. 1).



Zufluss zum Rosegbach.

nen System im Sommer, das durch Gletscherschmelzwasser dominiert wird. Diese saisonalen Schwankungen der relativen Anteile verschiedener Wasserquellen wiederum beeinflussen wesentlich die Verfügbarkeit von Nährstoffen und organischer Substanzen sowie das Temperaturregime (siehe Artikel S. 19).

Überflutungsdynamik und Komplexität der Schwemmebene

Wir haben ein einfaches Modell entwickelt, das die Verfügbarkeit der Gerinntypen und die Heterogenität des aquatischen Lebensraums über einen Zeitraum von mehreren Jahren voraussagen kann (Abb. 3). Dabei werden drei Parameter zueinander in Beziehung gesetzt: die Abflussmenge, die Länge des Gewässernetzes und die Diversität der Gerinntypen, die als Mass für die Heterogenität der Flusslandschaft verwendet wird. Die Diversität der Gerinntypen wurde mit einem Diversitätsindex berechnet. Darin werden die einzelnen «Arten», d.h. Gerinntypen, durch 8 Trübungsklassen repräsentiert, und die Abundanz der Gerinntypen ergibt sich durch den Anteil jeder Klasse an der Gewässernetzlänge [4]. Die Ergebnisse zeigen eine ausgeprägte Saisonalität der Lebensraumvielfalt (Diversität der Gerinntypen). Sie ist im Sommer während der Gletscherschmelze am höchsten und kann dadurch die negativen Auswirkungen der täglichen Abflussspitzen und des damit verbundenen Sedimenttransports abschwächen.

Anders als bei Tieflandschwemmebenen wird die bemerkenswerte Habitat-heterogenität in der Schwemmebene des

Val Roseg primär durch die saisonalen Veränderungen im Wasserursprung verursacht. Im Vergleich zu hochalpinen Gewässern mit einem einzigen Gerinne weisen Schwemm-

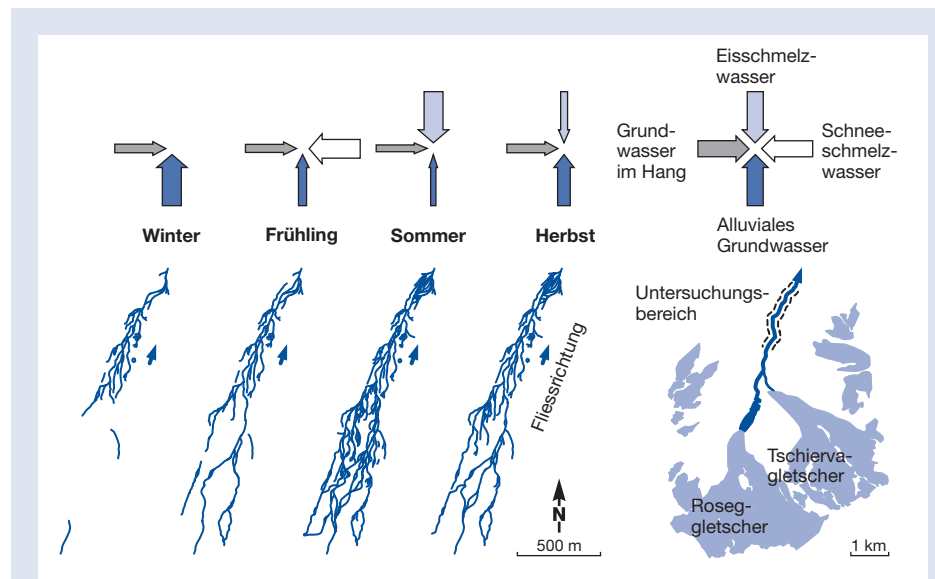


Abb. 2: Ausdehnungs- und Verkleinerungszyklus des Gerinnenetzes der Schwemmebene des Val Roseg (über vier Jahreszeiten) und relativer Anteil der verschiedenen Wasserquellen am Gesamtabfluss der Schwemmebene.

Gerinntyp	Parameter					
	Wasserquelle	Temperatur (°C)	Trübung	Gerinnestabilität	Nährstoffe	Erwartete Biodiversität
Hauptgerinne (H)	Tal-gletscher	2–4	hoch	niedrig (Geschiebe-transport)	wenig	mittel–niedrig
Seitengerinne (S)	Tal-gletscher	2–4	hoch	niedrig–mittel	wenig	niedrig
Temporär vernetztes Gerinne (T)	Tal-gletscher	2–5	hoch–mittel	mittel–niedrig	wenig	niedrig
Gemischtes Gerinne (X)	Gletscher, Grundwasser	3–5	mittel	mittel	mittel	mittel–hoch
Grundwasser-bürtiges Gerinne (G)	Alluviales und Hanggrundwasser	4–8	klar	hoch	hoch	hoch
Zufluss (Z)	Hanggletscher	4–8	klar–mittel	hoch	mittel–hoch	niedrig–mittel

Tab. 1: Gerinntypen der Schwemmebene, ihre Eigenschaften während des Sommerhochwassers und ihre erwartete Biodiversität (detaillierte Beschreibung der Gerinntypen in [2]).

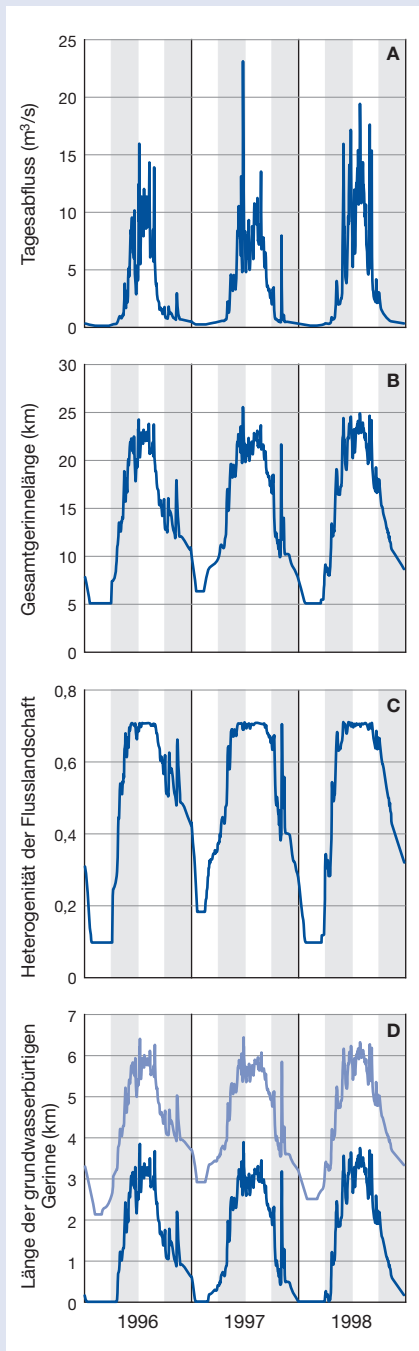


Abb. 3: Jahreszeitlich bedingte dynamische Entwicklung des Tagesabflusses (A), der Gesamtlänge des Gerinnenetzes (B) und der Heterogenität der Flusslandschaft (C). Die Länge (D) der grundwasserbürtigen Gerinne (hellblaue Linie) und der temporär vernetzten Gerinne (dunkelblaue Linie) wurden anhand der Verhältnisse Abfluss-Gerinnelänge und Abfluss-Heterogenität bestimmt.



Photos: K. Tockner, EAWAG

Grundwasserbürtiges Gerinne.



Temporär vernetztes Gerinne.

ebenen vermutlich eine grössere Resistenz gegenüber Änderungen im Abfluss und in der Landnutzung im Einzugsgebiet aus und gewährleisteten somit eine recht hohe regionale Stabilität in einem sonst hochsensiblen Lebensraum. Proglaziale Schwemmebenen verdienen daher unsere besondere Aufmerksamkeit in Naturschutz- und Managementprogrammen. Ein Schritt in diese Richtung ist die Initiative des BUWAL, bei der momentan alle schützenswerten hoch-

alpinen Schwemmebenen von nationaler Bedeutung inventarisiert werden.



Klement Tockner ist Limnologe mit dem Spezialgebiet Flussauen und Biodiversität. Seit 1996 ist er an der Abteilung Limnologie der EAWAG sowie als Dozent an der ETH Zürich tätig.

Koautoren: U. Uehlinger, F. Malard

- [1] Ward J.V., Tockner K. (2000): Biodiversity: towards a unifying theme in river ecology. *Freshwater Biology* 46, 807–819.
- [2] Tockner K., Malard F., Burgherr P., Robinson C.T., Uehlinger U., Zah R., Ward J.V. (1997): Physico-chemical characterization of channel types in a glacial floodplain ecosystem (Val Roseg, Switzerland). *Archiv für Hydrobiologie* 140, 433–463.
- [3] Klein B., Tockner K. (2000): Biodiversity in springbrooks of a glacial flood plain (Val Roseg, Switzerland). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 27, 704–710.
- [4] Malard F., Tockner K., Ward J.V. (2000): A landscape-level analysis of physico-chemical heterogeneity in a glacial flood plain. *Landscape Ecology* 15, 679–695.
- [5] Tockner K., Malard F., Uehlinger U., Ward J.V. (2002): Nutrients and organic matter in a glacial flood plain (Val Roseg, Switzerland). *Limnology & Oceanography* 47, 266–277.



Hauptgerinne.

Dynamik organischen Materials in alpinen Fließgewässern

Benthische Algen und organisches Material, das aus der terrestrischen Umgebung eingetragen wird, bilden die Nahrungsgrundlage für die Konsumenten und Destruenten in Fließgewässern. Beide Ressourcen sind im Einzugsgebiet des Val Roseg stark begrenzt. Experimente mit künstlich exponiertem Falllaub deuten jedoch darauf hin, dass das Potenzial, organisches Material umzusetzen, viel grösser ist als generell angenommen.

Der Eintrag organischen Materials aus der Uferzone (allochthones organisches Material) und die Primärproduktion (autochthone Produktion) durch benthische Algen im Gewässer bilden gemeinsam die energetische Basis für heterotrophe Gewässerorganismen wie wirbellose Tiere, Fische, Bakterien und Pilze. In die Oberläufe von Gewässern mit bewaldetem Einzugsgebiet werden grosse Mengen organischen Materials in Form von Laub und Holz eingetragen, während die Primärproduktion aufgrund der starken Beschattung der Gewässersohle eingeschränkt ist. In grösseren Flüssen nimmt der Beschattungsgrad und im gleichen Mass auch der Eintrag allochthonen organischen Materials ab. Das Algenwachstum nimmt aufgrund der besseren Lichtverhältnisse zu.

Entlang alpiner Fließgewässer ist die Ufervegetation spärlich und der Eintrag allochthonen Materials entsprechend gering. Gleichzeitig ist aber auch das Algenwachstum – vor allem in von Gletschern beeinflussten Gewässern – durch das kalte, trübstoffhaltige Wasser und die instabile Gewässersohle stark begrenzt. Es ist deshalb unklar, welche Ressourcen den heterotrophen Organismen in alpinen Fließgewässern zur Verfügung stehen und ob allochthones oder autochthones organisches Material die wesentliche Energiebasis darstellt. In der vorliegenden Studie haben wir die Algenbiomasse und den Eintrag terrestrischen organischen Materials im Verlauf eines Jahres bestimmt. Darüber hinaus wurden Prozesse quantifiziert, die bei der Umsetzung organischen Materials eine Rolle spielen. Die Untersuchungen wurden in einem alpinen, gletscherbeeinflussten Fließgewässersystem im Val Roseg im Oberengadin durchgeführt (Abb. 2 auf S. 14).

flussten Fließgewässersystem im Val Roseg im Oberengadin durchgeführt (Abb. 2 auf S. 14).

Eine niedrige autochthone Produktion

Während des Sommers lag die Biomasse benthischer Algen bei 0,7–19 g aschfreier Trockensubstanz pro m² Bachbett (Abb. 1). In dem Bachabschnitt direkt unterhalb des Gletschers (proglazialer Abschnitt) und dem etwas weiter bachabwärts gelegenen Abschnitt ohne ausgedehnte Aue (eingeschnittener Abschnitt, Abb. 2 auf S. 14) waren die Werte am niedrigsten, da die Algen dort wegen der hohen Scherkräfte zur Zeit der täglichen, durch die Gletscherschmelze verursachten Abflussspitzen von ihrer Unterlage wegerodiert wurden. Höhere Algenbiomassen traten im Seeausfluss und in Bächen der Schwemmebene wenige Kilometer unterhalb der Gletscherzunge auf, wo sich der Abfluss in mehrere Gerinne aufgliedert. Entsprechend wurden die höchsten Biomassen in Bachtypen der Schwemmebene gefunden, die vom Gletscherschmelzwasser und Geschiebetrieb gänzlich unbeeinflusst waren (Abb. 1).

Das jahreszeitliche Muster der Algenbiomasse ist charakterisiert durch Maximalwerte im Frühling und Herbst und niedrigere Werte im Winter und Sommer (Abb. 2; siehe auch Artikel auf S. 22). Falls das Bachbett nicht schneebedeckt ist, kann eine hohe Biomasse jedoch auch im Winter aufrechterhalten werden (Abb. 2B auf S. 8). Die höchsten in den Fließgewässern des Val Roseg beobachteten Algenbiomassen erreichten Werte, die in derselben Grössenordnung lagen wie die Biomassen, die in

Voralpenflüssen wie z.B. dem Necker im Toggenburg (SG) gemessen worden sind.

Ein geringer allochthoner Eintrag organischen Materials

Der Eintrag partikulären organischen Materials (POM) in die Fließgewässer des Val Roseg wurde mit 94 Laubfallen gemessen, die im Verlauf eines Jahres regelmässig geleert wurden [1, 2]. Abhängig von der Zusammensetzung der Ufervegetation setzte sich der Eintrag aus Lärchen- und Tannennadeln, Zweigen, Zapfen, Gras und nicht identifizierbarem feinerem organischem

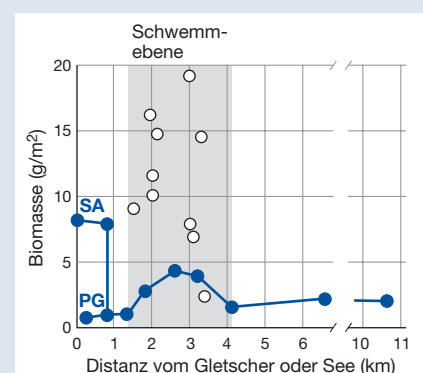


Abb. 1: Durchschnittliche Algenbiomasse von Juni bis September 1997 in unterschiedlichen Bachtypen im Val Roseg, Oberengadin. Füllte Kreise = Untersuchungsstellen im Hauptgerinne, offene Kreise = andere Untersuchungsstellen in Bächen der Schwemmebene. SA = Seeausfluss, PG = proglazialer Abschnitt.

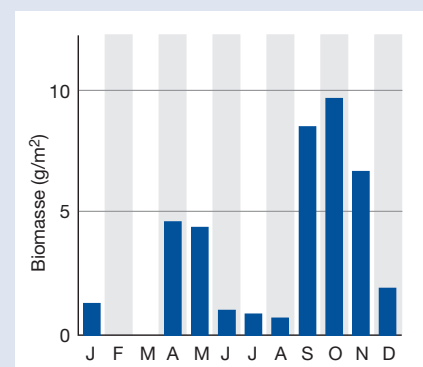


Abb. 2: Jahreszeitlicher Verlauf der Algenbiomasse im proglazialen Abschnitt.

Material zusammen. Der Jahreseintrag betrug durchschnittlich 2 g/m^2 im proglazialen Abschnitt und erreichte Werte von bis zu 40 g/m^2 weiter bachabwärts (Abb. 3). Auch der Spitzenwert von 40 g/m^2 ist jedoch extrem niedrig im Vergleich zu Einträgen organischen Materials in Bäche unterhalb der Baumgrenze, die von Ufergehölzen beschattet werden. Dort können die Einträge um gut eine Größenordnung höher liegen (Tab. 1).

Der Eintrag von POM in die gesamte Schwemmebene wurde mit Hilfe eines GIS-gestützten Modells quantifiziert. Dazu wurden die Daten über die Einträge in die Laubfallen mit hochaufgelösten Luftaufnahmen und einem digitalen Höhenmodell kombiniert. Die meisten Gerinne in der Roseg-Schwemmebene erhielten geringe Mengen POM, da sich die Vegetation in einem sehr

Fließgewässer	Jahreseintrag (g/m^2)
Roseg	2–40
Antarktische Flüsse	0
Wüstenflüsse	3–242
Flüsse in Mischwäldern	37–761
Flüsse in Nadelwäldern	736–1678

Tab. 1: Jährlicher Gesamteintrag partikulären organischen Materials (aschfreie Trockensubstanz) in verschiedene Fließgewässerabschnitte des Rosegtals im Vergleich zu nicht-alpinen Bächen [1, 5].

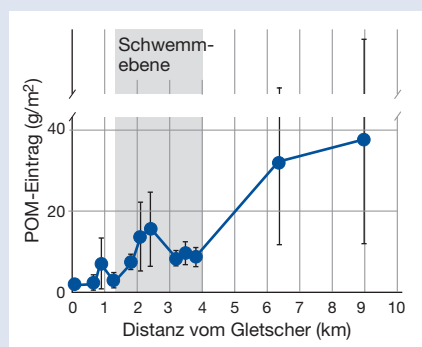


Abb. 3: Jahreseintrag terrestrischen partikulären organischen Materials (Mittelwert \pm Standardabweichung) in das Hauptgerinne zwischen dem Tschiervagletscher und dem unteren Ende des Untersuchungsgebiets.



Zustand von Erlenlaub 19 Tage nach Exposition im Hauptgerinne ...

frühen Sukzessionsstadium befand bzw. überwiegend sogar völlig fehlte. Die Bewaldung an den Talhängen lieferte zwar organisches Material in Mengen von bis zu 300 g/m^2 pro Jahr, aber da die durchschnittliche Transportdistanz in die Schwemmebene nur etwa $10\text{--}15 \text{ m}$ betrug, war der Eintrag von POM von den Talhängen trotzdem gering (Abb. 4).

Alpine Bäche sind prädisponiert, organisches Material umzusetzen

Obwohl natürlicherweise nur sehr geringe Mengen Laub in die meisten Bachtypen des

Val Roseg eingetragen werden, wurde experimentell eingebrachtes Erlenlaub fast ebenso schnell abgebaut wie in Bächen tieferer Lagen (Abb. 5). Die Halbwertszeiten des Laubabbaus reichten von 23 bis 239 Tagen, wobei die Unterschiede zwischen verschiedenen Bachtypen mit der Härte der Lebensbedingungen für die Gewässerorganismen korreliert waren. In allen untersuchten Bachtypen wurden die Blätter sowohl von laubabbauenden Mikroorganismen (Pilze) als auch von laubfressenden wirbellosen Tieren besiedelt, die aus Bächen in bewaldeten Einzugsgebieten bekannt sind [3, 4]. Die unerwartet hohen Abbauraten (d.h.

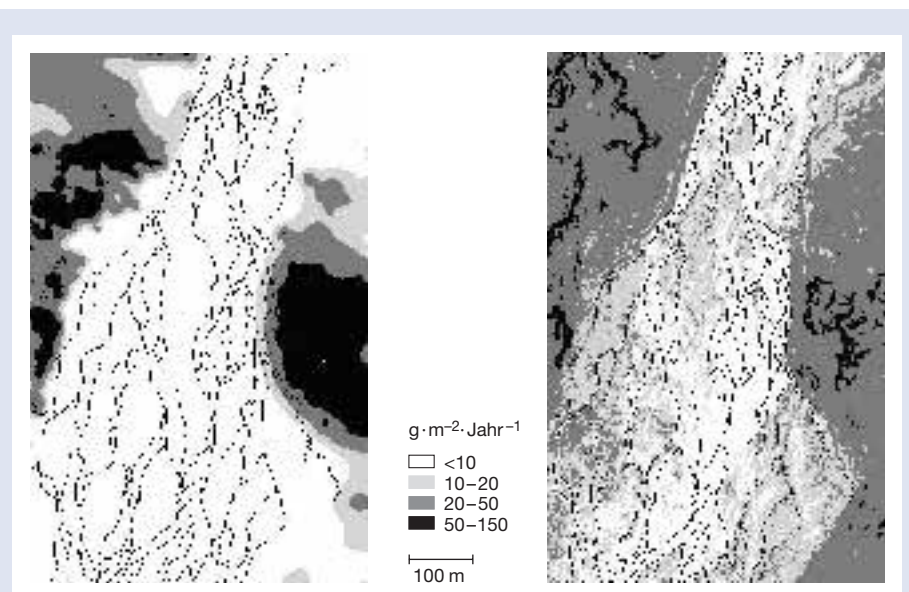
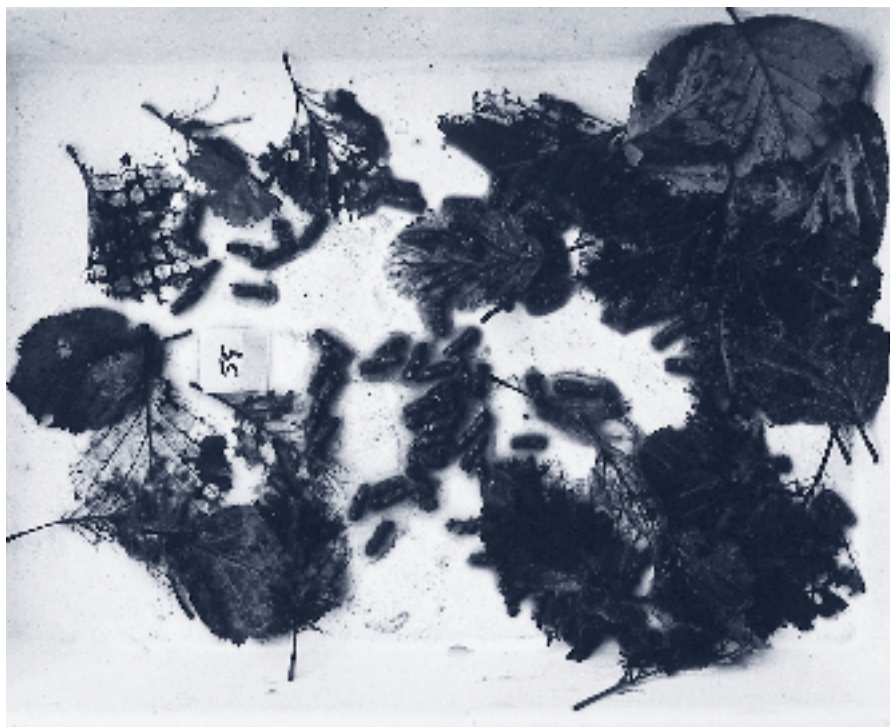


Abb. 4: Räumliche Muster des direkten vertikalen (links) und des seitlichen (rechts) Eintrags partikulären organischen Materials in die Schwemmebene des Val Roseg. Der seitliche Eintrag umfasst partikuläres Material, das durch Wind und Oberflächenabfluss in die Gewässer transportiert wird.



... und im Seeausfluss. Der Laubabbau erfolgte im Hauptgerinne wesentlich langsamer als im Seeausfluss.

kurze Halbwertszeit) im Seeausfluss war auf die Anwesenheit eines sehr effizienten Zerkleinerers, der Köcherfliege *Acrophylax zerberus*, zurückzuführen.

Insgesamt weisen die Resultate der Laubabbauversuche darauf hin, dass alpine Fließgewässer trotz des Fehlens nennenswerter Laubeinträge prädisponiert sind, dieses Material effizient umzusetzen sobald es verfügbar wird [3]. Eine Verschiebung der

Baumgrenze als Folge globaler Klimaveränderungen würde deshalb voraussichtlich von einer raschen Verschiebung des Gewässerstoff- und -energiehaushalts gefolgt. Dabei würden sich Verhältnisse einstellen, die Fließgewässer in bewaldeten Einzugsgebieten tieferer Lagen auszeichnen.

Neben dem Blattabbau wurde die Respiration (Sauerstoffverbrauch) oberflächennaher Sedimente (0–10 cm) an 24 Stellen innerhalb der Schwemmebene des Val Roseg gemessen. Respirationsraten spiegeln die Gesamtintensität der aeroben Mineralisierung organischen Materials durch die aquatische mikrobielle Gemeinschaft wider. Im Vergleich verschiedener Bachtypen erwiesen sich die gemessenen Raten als stärker abhängig von der physischen Stabilität der Bachsohle als von der Entfernung der Gerinne von dichter terrestrischer Vegetation. Generell lagen die Respirationsraten um mehr als eine Größenordnung niedriger als in nicht-alpinen Fließgewässern. Die Tagesraten erreichten durchschnittlich 0,34 g O₂/m² in stabilen Gerinnen am Rand der Schwemmebene, betragen aber nur 0,12–0,15 g O₂/m² sowohl im Hauptgerinne als auch in Bächen, die mit der Hauptgerinne oberflächlich vernetzt waren.

Gletscherbäche – energielimitierte Ökosysteme

Unsere Studie weist darauf hin, dass die Energiebasis alpiner Fließgewässer – besonders von Gletscherbächen – sich wesentlich von der in Fließgewässern tieferer Lagen unterscheidet. Der Eintrag terrestrischen POM in die Oberläufe ist extrem

niedrig, und selbst in Bereichen mit subalpiner Bewaldung ist er wegen der Breite der Bäche gering. Das hohe Abflussvolumen während der Gletscherschmelze und die durch die Gletschermilch verursachte Trübung schränken das Algenwachstum im Sommer weitgehend ein. Auch die Schneebedeckung der Bäche im Winter begrenzt das Wachstum benthischer Algen, während relativ milde Bedingungen im Frühling und Herbst ihre Produktion begünstigen. Grundsätzlich scheinen Gletscherbäche während der Periode der hohen Abflüsse im Sommer stark energielimitiert zu sein. Wegen der räumlichen Komplexität alpiner Schwemmebenen stehen in verschiedenen Bachtypen jedoch jederzeit Lebensräume zur Verfügung, die hohe Algenbiomassen während des ganzen Jahres ermöglichen.

Urs Uehlinger (siehe Portrait S. 15)

Koautoren:

R. Zah, M. Gessner, C.T. Robinson

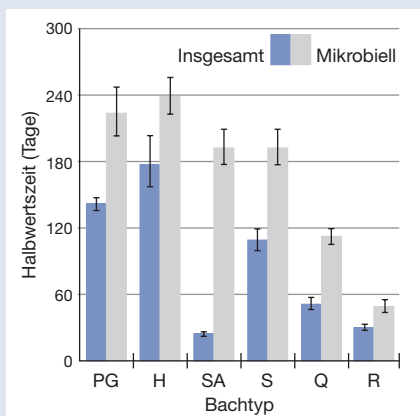


Abb. 5: Halbwertszeit (Mittelwert ± Standardabweichung) von Erlenlaub, dass in verschiedenen Bachtypen des Val Roseg abgebaut wird, die sich bezüglich der Härte der Lebensbedingungen für aquatische Organismen unterscheiden. Die Halbwertszeit ist die Zeit, die benötigt wird, um 50% des organischen Materials abzubauen.

«Insgesamt» bezeichnet den Abbau durch Mikroorganismen, wirbellose Tiere und möglicherweise mechanische Zerkleinerung in grobmaschigen Netzbeuteln. «Mikrobiell» bezieht sich auf Abbauexperimente in feinmaschigen Netzbeuteln, die laubfressende Wirbellose ausschließen. PG = proglazialer Abschnitt; H = Hauptgerinne; SA = Seeausfluss; S = Seitengerinne, die Mischwasser führen; Q = am Talhang austretender Quellbach; R = Referenzbach in einem bewaldeten Einzugsgebiet auf 700 m Meereshöhe [3, 4].

- [1] Zah R., Uehlinger U. (2001): Particulate organic matter inputs to a glacial stream ecosystem in the Swiss Alps. *Freshwater Biology* 46, 1597–1608.
- [2] Tockner K., Malard F., Uehlinger U., Ward J.V. (2002): Nutrients and organic matter in a glacial river-floodplain system (Val Roseg, Switzerland). *Limnology and Oceanography* 47, 266–277.
- [3] Gessner M.O., Robinson C.T., Ward J.V. (1999): Leaf breakdown in streams of an alpine glacial flood plain: dynamics of fungi and nutrients. *Journal of the North American Benthological Society* 17, 403–419.
- [4] Robinson C.T., Gessner M.O. (2000): Nutrient addition accelerates leaf breakdown in an alpine springbrook. *Oecologia* 122, 258–263.
- [5] Benfield E.F. (1997): Comparison of litterfall inputs to streams. *Journal of the North American Benthological Society* 16, 104–108.

Ökologische Zeitfenster in glazialen Fließgewässerökosystemen

In alpinen Gewässern und insbesondere Gletscherbächen herrschen fast während des ganzen Jahres harsche Umweltbedingungen. Nur kurze Zeit, nämlich nach Beginn und vor Ende der sommerlichen Gletscherschmelze, sind Abfluss-, Licht-, Temperatur- und Nährstoffbedingungen für benthische Lebensgemeinschaften relativ günstig.

Die Alpen, ein Gebirgsmassiv mit scharfer Topographie und steilen Hängen, zeichnen sich durch raue Umweltbedingungen aus. Mit zunehmender Höhe fällt ein wachsender Anteil des jährlichen Niederschlags als Schnee und oberhalb 3500 m ü.M. schneit es fast ausschliesslich [1]. Schnee und Eis bilden einen vorübergehenden Wasserspeicher und im Sommer wird ein Teil des gespeicherten Wassers aufgrund erhöhter Sonneneinstrahlung und Lufttemperaturen in Form einer charakteristischen Schmelzwasserwelle wieder freigesetzt. Diese Abflussspitze ist in Gletscherbächen besonders ausgeprägt (siehe Artikel S. 7). Sie ist ein wichtiger Faktor, der zusätzlich zu den klimatischen Gegebenheiten wie Schneebedeckung und Frost im Winter, die Umweltbedingungen für Algen und Wirbellose bestimmt. Bis vor kurzem gründete das Wissen über die Umweltbedingungen und deren Bedeutung für die benthische Le-

bensgemeinschaft in Gletscherbächen auf Untersuchungen, die typischerweise während der sommerlichen Gletscherschmelze durchgeführt wurden [2]. Der vorliegende Artikel fasst die Ergebnisse aus Ganzjahresstudien im Val Roseg und anderer vergletschertes Einzugsgebiete zusammen [3]; er stellt die in Gletscherbächen herrschenden physikalischen und chemischen Umweltbedingungen vor und diskutiert ihre Bedeutung für die dort vorkommenden benthischen Lebewesen.

Sommer und Winter: die ungünstigen Jahreszeiten

Der hohe Abfluss während der Gletscherschmelze im Sommer schafft lebensfeindliche Umweltbedingungen. Sie sind charakterisiert durch:

- hohe Sohlenschubspannung;
- starke Geschiebeführung, verbunden mit niedriger Gerinnestabilität, besonders bei

starkem Gefälle und hohem Sedimenteintrag (z.B. aus kürzlich eisfrei gewordenen Gletschervorfeldern);

- starke Trübung durch suspendierte mineralische Partikel, die das Lichtangebot an der Bachsohle einschränken und die dort festsetzenden Organismen abtragen;
- niedrige Konzentrationen gelösten Phosphors und organischen Kohlenstoffs [4];
- Wassertemperaturen von weniger als 2 °C in Gletschernähe.

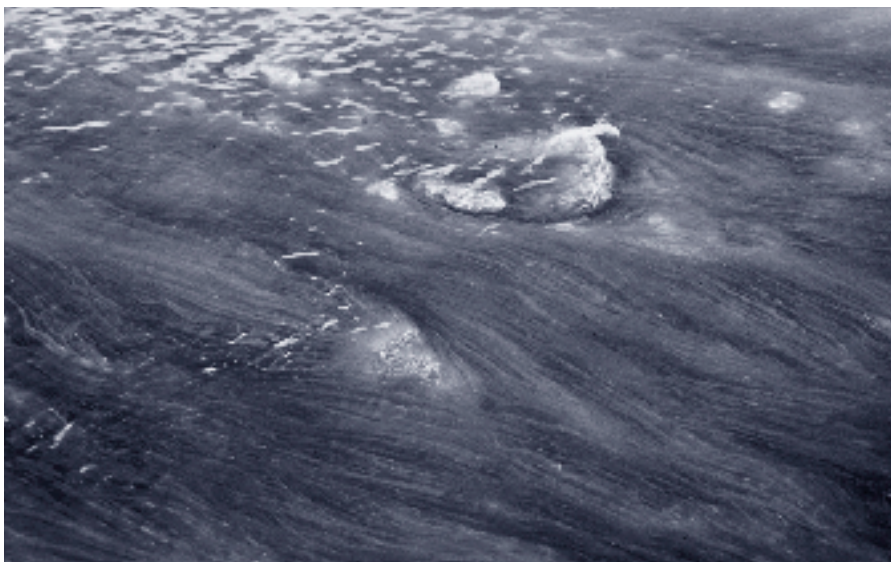
Allerdings können in Schwemmebenen wie beispielsweise im Val Roseg die negativen Auswirkungen der sommerlichen Abflussspitze abgemildert werden. Dies liegt daran, dass zahlreiche Gerinne in der Schwemmebene nicht oder nur wenig von Gletscherschmelzwasser beeinflusst werden (siehe Artikel S. 16).

Ebenfalls ungünstig sind die Umweltbedingungen vom Spätherbst bis Frühlingsanfang; sie unterscheiden sich aber wesentlich von den Verhältnissen im Sommer. Die Temperaturen liegen nahe bei 0 °C, der Abfluss ist gering und manche Bäche trocknen völlig aus oder gefrieren bis zum Grund. Sind die Gewässer schneebedeckt, wird nahezu das gesamte einfallende Licht von der Schneedecke absorbiert. Dagegen gibt es Bachabschnitte in der Schwemmebene des Val Roseg und in anderen Gletscherbächen, die durch das Austreten von Grundwasser auch bei niedrigen Lufttemperaturen nicht gefrieren [3, 5].

Für alpine Gewässer sind Perioden harsher Umweltbedingungen relativ gut vorhersagbar. Dies ist bei tiefer gelegenen Bächen und Flüssen wie beispielsweise den Fließgewässern der nördlichen Voralpen, deren Abflussregime durch das atlantische Klima geprägt ist, weniger gut möglich. In diesen Gewässern werden die benthischen Lebensgemeinschaften immer wieder durch zufällig auftretende Hochwasser gestört [6].

Günstige Zeitfenster

Das konzeptionelle Modell (Abb. 1) fasst das Zusammenspiel des regionalen Klimas, der Umweltbedingungen in alpinen Gewässern



EAWAG

Dichter Bestand der Goldalge *Hydrurus foetidus* im Hauptgerinne des Roseg im Januar 1998.

beeinträchtigt als für Algen; manche Arten vollenden ihren Lebenszyklus unter Schnee und Eis.

Globale Klimaerwärmung betrifft alpine Gewässer

Unsere Ergebnisse zeigen, dass sich Untersuchungen alpiner Fließgewässer über alle Jahreszeiten erstrecken müssen, um ein umfassendes Bild der Struktur und Funktion dieser Ökosysteme zu gewinnen [3, 7]. In Gletscherbächen werden Perioden harter Umweltbedingungen von kurzen Phasen mit relativ milden Bedingungen unterbrochen. Dieses zeitliche Muster ist vorhersagbar und fällt mit entsprechenden Veränderungen der Abundanz und des Artenreichtums benthischer Organismen zusammen. Szenarien für zukünftige Klimaänderungen lassen einen Rückgang der von Eis- und Schneeschmelze dominierten Fließgewässer erwarten. Dagegen nimmt der Anteil von Gewässern zu, deren Abflussregime hauptsächlich durch Schneeschmelze und Regen geprägt ist. In diesen Systemen endet der jährliche Schmelzwasserabfluss schon im Frühsommer und die durch Regen verursachten Hochwasser werden an Häufigkeit zunehmen. Das weniger regelmäßige Abflussregime und die ausgedehnte Periode günstiger Lebensbedingungen im Herbst werden die Struktur und die Dynamik benthischer Lebensgemeinschaften entsprechend verändern.

Urs Uehlinger (siehe Porträt S. 15)

Koautoren:
K. Tockner, F. Malard

- [1] Röthlisberger H., Lang H. (1987): Glacial Hydrology. In: Gurnell A.M., Clark M.J. (eds.) Glacio-fluvial sediment transfer. Wiley & Sons, Chichester p. 207–284.
- [2] Milner A.M., Petts G.E. (1994): Glacial rivers: physical habitat and ecology. *Freshwater Biology* 32, 295–307.
- [3] Robinson C.T., Uehlinger U., Hieber M. (2001): Spatio-temporal variation in macroinvertebrate assemblages of glacial streams in the Swiss Alps. *Freshwater Biology* 46, 1663–1672.
- [4] Tockner K., Malard F., Uehlinger U., Ward J.V. (2002): Nutrients and organic matter in a glacial river floodplain system (Val Roseg, Switzerland). *Limnology and Oceanography* 47, 266–277.
- [5] Tockner K., Malard F., Burgherr P., Robinson C.T., Uehlinger U., Zah R., Ward J.V. (1997): Physico-chemical characterization of channel types in a glacial floodplain ecosystem (Val Roseg, Switzerland). *Archiv für Hydrobiologie* 140, 433–463.
- [6] Uehlinger U. (2000): Resistance and resilience of ecosystem metabolism in a flood-prone river system. *Freshwater Biology* 45, 319–332.
- [7] Schütz C., Wallinger M., Burger R., Füreder L. (2001): Effects of snow cover on the benthic fauna in a glacier-fed stream. *Freshwater Biology* 46, 1961–1704.

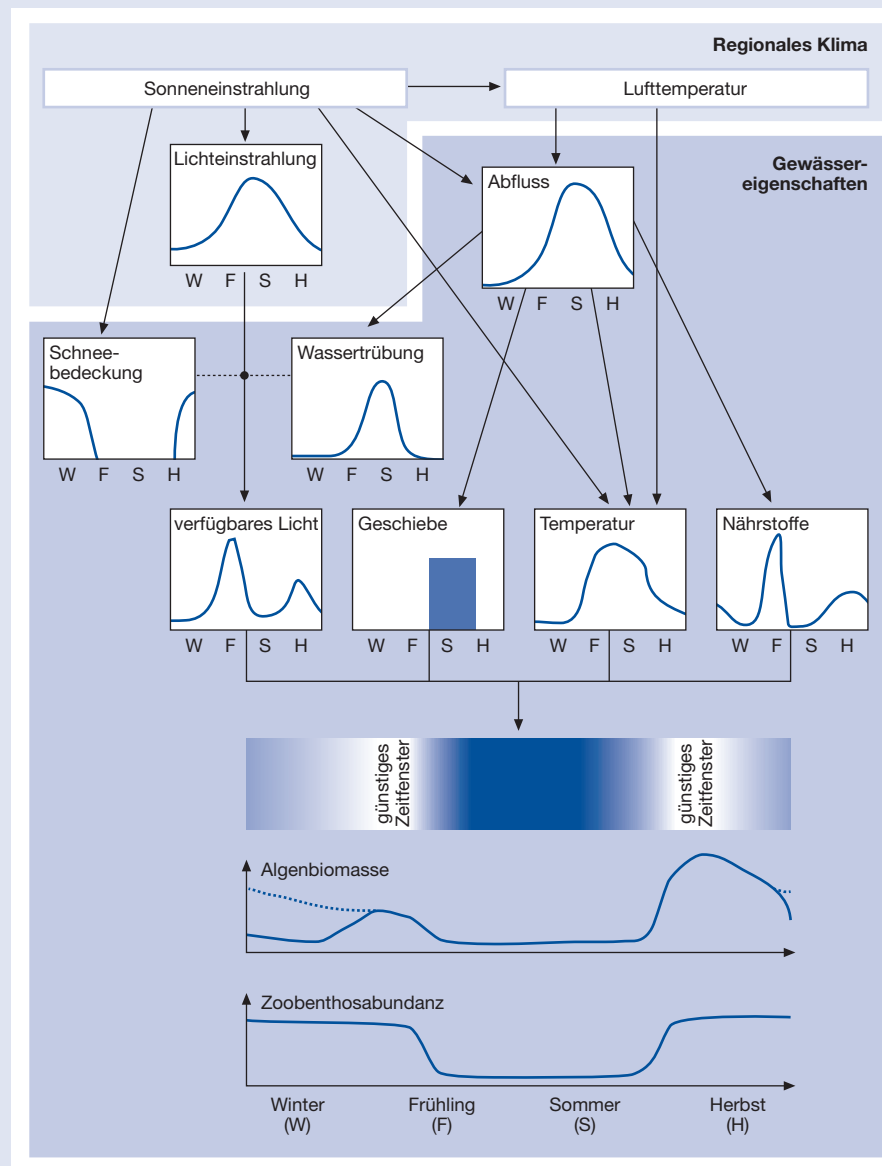


Abb. 1: Zeitfenster günstiger Umweltbedingungen für Organismen in Gletscherbächen (konzeptionelles Modell). Das regionale Klima, gekennzeichnet durch Sonneneinstrahlung und Lufttemperatur, bestimmt den Abfluss und die Lichteinstrahlung und beeinflusst die Wassertemperatur. Steigende Lufttemperaturen und intensivere Sonneneinstrahlung im Frühling bewirken eine erhöhte Freisetzung von kaltem Schmelzwasser, sodass der jahreszeitlich bedingte Anstieg der Wassertemperatur stoppt (siehe auch S. 14). Während der Eisschmelze ist die Wassertrübung maximal und in den Phasen mit starkem Abflusses nimmt der Geschiebetransport stark zu. Im Frühling, wenn der Schnee taut, werden grosse Mengen gelöster Stickstoffverbindungen, die aus atmosphärischen Depositionen stammen, freigesetzt; im Sommer werden die hohen Nährstoffkonzentrationen jedoch durch das Schmelzwasser wieder verdünnt. Die wichtigste Energiequelle benthischer Algen ist Licht. Die verfügbare Lichtmenge hängt sowohl von der jahreszeitlich variierenden Lichteinstrahlung ab als auch von der Lichtabschwächung durch Trübungsstoffe im Sommer oder Schneebedeckung im Winter (punktierte Linie = Algenbiomasse in Gewässern ohne Schneebedeckung im Winter). Im Gegensatz zum Frühling oder Herbst, sorgen im Sommer hohe Abflussmengen, Geschiebetransport, und Schwebstoffgehalte für ungünstige Bedingungen, die das Wachstum benthischer Organismen stark einschränken.

und die Reaktion der aquatischen Organismen zusammen. Danach ist im Sommer sowohl die Abundanz der Invertebraten als auch die Algenbiomasse gering. Die Tiere werden vor allem durch den starken sommerlichen Geschiebetransport beeinträchtigt [2, 3], während die Bildung von Algenaufwuchs zudem durch das geringe Nährstoff- und Lichtangebot eingeschränkt wird. Günstige Bedingungen herrschen dagegen im Frühjahr und im Herbst, wenn Abfluss und Trübung gering und die Temperaturen relativ hoch sind. Obwohl die Nährstoffkon-

zentrationen im Frühling kurz nach Beginn der Gletscherschmelze am höchsten sind, reagieren die Algen insbesondere im Herbst rasch auf die wieder günstigeren Bedingungen. Ausser in schneebedeckten Gerinnen bleibt die Algenbiomasse im Winter in schnee- und eisfreien Bachabschnitten sehr hoch (siehe Foto). Die Abundanz der Invertebraten und der Artenreichtum sind in der Zeitspanne zwischen Herbst und Frühling am höchsten [3, siehe auch Artikel S. 26]. Die winterlichen Umweltbedingungen sind für die benthischen Invertebraten weniger

Biodiversität in der hyporheischen Zone eines Gletscherbachs

Ein wichtiger Lebensraum in Fließgewässern ist die hyporheische Zone, die unterhalb des Bachbetts liegt und von einer charakteristischen Fauna besiedelt wird. Nur wenig ist jedoch über die hyporheische Zone in Gletscherbächen bekannt. Da die Lebensbedingungen im Gletscherbach sehr harsch sind, erwarteten wir, dass die hyporheische Zone wesentlich zur Diversität der Wirbellosenfauna beiträgt. Unsere Untersuchungen im Rosegbach zeigten, dass eine Reihe aquatischer Taxa permanent in der hyporheischen Zone vertreten sind. Weiter deuten unsere Ergebnisse darauf hin, dass die hyporheische Zone der wichtigste Zuwanderungsweg stromaufwärts ist und als Reservoir für die Besiedelung von Lebensräumen an der Gewässersohle dient.

Die hyporheische Zone umfasst die Porenräume unterhalb des Bachbetts und der seitlichen Uferböschungen. Sie enthält eine Mischung von Bach- und Grundwasser [1]. Da Gletscherbäche grosse Sedimentmengen transportieren und entlang der alpinen Täler ablagern, kann sich die hyporheische Zone über mehrere Meter in die Tiefe und über hunderte von Metern seitlich neben dem Gerinne erstrecken. Schmelzwasser vom Gletscher infiltriert das Sediment, fliesst eine gewisse Distanz (cm bis km) in der hyporheischen Zone, mischt sich gelegentlich mit Grundwasser und gelangt später wieder in den Bach zurück [2]. Der Austausch zwischen oberirdischem und unterirdischem Wasser beeinflusst die Diversität, Produktivität und die Verbreitung von wirbellosen Tieren in Fließgewässern. Die meisten neueren Untersuchungen über die Diversität wirbelloser Tiere in Gletscherbächen haben sich aber auf die benthischen – an der Bachsohle lebenden – Organismen beschränkt [3]. Im Val Roseg haben wir deshalb die longitudinale Verteilung der wirbelloser Tiere in der hyporheischen Zone untersucht. Unsere Ziele waren:

- den Beitrag der hyporheischen Zone zur Artendiversität in einem Gletscherbach zu bestimmen;
- die wichtigsten Faktoren zu identifizieren, welche die Artenverteilung kontrollieren;
- die unterschiedlichen Besiedlungsstrategien der benthischen und hyporheischen Tiere zu erfassen.

Die Probenahmen

Die Probenahmen erfolgten im September 1996 sowie im Juni, August, September und November 1997. Jeweils drei Parallelproben wurden an 11 Stellen entlang des Rosegaches über eine Distanz von 11 km ab Gletscherende genommen (siehe Abb. 2 auf S. 14). Die wirbellosen Tiere wurden mit Hilfe eines Rohrs gesammelt, das 30 cm tief ins Bachbett getrieben wurde. Zehn Liter Porenwasser wurden mit einer Handpumpe aus dem Untergrund heraufgesaugt und durch ein Netz mit einer Maschenweite von 100 µm filtriert. Anschliessend wurden die Tiere im Labor unter einem Binokular identifiziert und gezählt.

Die Schwemmebene als «Artenquelle»

Insgesamt wurden 46 verschiedene Taxa in der hyporheischen Zone des Hauptgerinnes im Val Roseg gefunden. Damit wird die Artenvielfalt jedoch stark unterschätzt, weil wir Insektenlarven nur bis zur Familie identifizieren konnten. Die Anzahl der Taxa nimmt im unteren Teil der Schwemmebene (Fig. 1A) und mit ansteigendem Grundwasseranteil (Fig. 1B) deutlich zu. Dies ist ein Hinweis dafür, dass die Stellen in Schwemmebenen, wo aufquellendes Grundwasser in den Bach eintritt, wichtige Quellen für die Artenvielfalt sind. Ausserdem zeigten Probenahmen in verschiedenen Gerinnen innerhalb der Schwemmebene, dass die Diversität der benthischen und hyporheischen Gemein-

schaften in Grundwasser-gespeisten Gerinnen deutlich grösser war [4; F. Malard, unveröffentlicht]. Darüber hinaus wurden mindestens 12 Muschelkrebsarten (Ostracoda) ausschliesslich in der hyporheischen Zone des Hauptgerinnes gefunden und einige Wenigborsterarten (Oligochaeta) kamen in der hyporheischen Zone viel weiter stromaufwärts vor als in der benthischen Zone [5]. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass die hyporheische Zone sowohl als Zuwanderungsweg in Richtung Gletscher dient als auch einen Rückzugsraum während der Besiedlung von Gletscherebenen für verschiedene aquatische Arten darstellt.

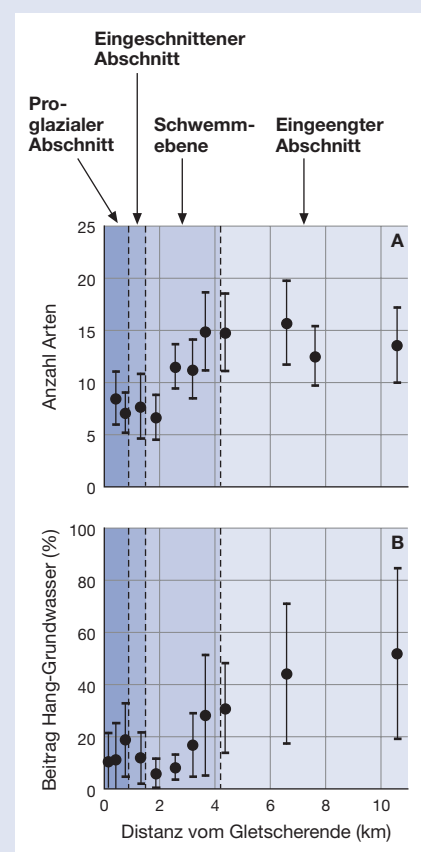


Abb. 1: Longitudinale Veränderung des Artenreichtums in der hyporheischen Zone (A, n = 15 Proben), durchschnittlicher Beitrag von Hang-Grundwasser zum Oberflächenwasser (B, n = 12 Daten). In Abb. 2 auf S. 14 ist die Lage der verschiedenen Bachabschnitte dargestellt.

Die Artenverteilung im Rosegbach bei abnehmendem Gletschereinfluss

Die Verteilung der Tiere in einem Gletscherbach wird im wesentlichen durch die longitudinalen Veränderungen der wichtigsten Umweltfaktoren (z.B. Temperatur, Bachbettstabilität, Gehalt an organischem Material in den Sedimenten) geprägt [3]. 18 der insgesamt 42 hyporheischen Tierarten zeigten keine einheitliche Verteilung im Rosegbach (Abb. 2). Nur zwei Arten, der Alpenstrudel-

wurm *Crenobia alpina* und der Ruderfusskrebs *Maraenobiotus insignipes* besiedelten vorzugsweise die Bereiche in Gletschnähe. Im Gegensatz dazu waren einige Arten beschränkt auf oder besiedelten vorzugsweise die unteren Abschnitte des Rosegbaches. Arten, die im proglazialen Abschnitt gefunden wurden, kamen meist auch in weiter stromabwärts liegenden Abschnitten mit abnehmendem Gletschereinfluss vor.

Im Val Roseg hat die Temperatur einen wichtigen Einfluss auf die Diversität und Besiedlungsdichte der hyporheischen Gemeinschaften. Die Temperatur des hyporheischen Wassers ist abhängig von der Richtung und der Intensität des Austauschs zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser [6]. Grundwasserzufuhr erhöht vor allem im Sommer die durchschnittliche Temperatur in der hyporheischen Zone des Roseg-Hauptgerinnes. Hinzu kommt, dass die Lebensraumstabilität in der hyporheischen Zone grösser ist. So können einige Arten relativ weit stromaufwärts in der hypo-

reischen Zone überleben, wohingegen sie sich auf gleicher Höhe in der benthischen Zone nicht dauerhaft halten könnten.

Ausblick

Die vorliegende Untersuchung deutet darauf hin, dass die Besiedlung von Gletscherbächen zum Teil von der Menge und der Porosität der Ablagerungen abhängt, die beim Rückzug des Gletschers freigelegt werden. Diese Hypothese wird gegenwärtig in ähnlichen Studien an anderen Gletscherbächen überprüft. Der Rückzug von Gletschern und der dadurch veränderte Einfluss des Gletscherschmelzwassers würde auch die Artenverteilung im Längsverlauf von Gletscherbächen beeinflussen. Arten, die gegenwärtig auf die unteren Abschnitte des Rosegbaches beschränkt sind, würden erwartungsgemäss in stromaufwärts gelegene Bereiche einwandern, falls sich der Roseg- und der Tschiervagletscher weiterhin zurückziehen. Hier kann der vorliegende Datensatz als Basis für ein Modell dienen, das die Veränderungen der Biodiversität infolge Gletscherrückzugs vorhersagt. Langfristige Beobachtungen wie sich die longitudinale Verteilung der hyporheischen und benthischen Gemeinschaften im Val Roseg verändern, würden uns erlauben, ein solches Modell zu überprüfen.



Florian Malard ist Grundwasser-ökologe und war von 1996 bis 1999 Post-Doktorand in der Abteilung Limnologie der EAWAG. Seit 1999 ist er am Forschungslabor für Süsswasser- und Flussökologie des CNRS in Lyon, Frankreich tätig. Der Autor dankt C. Boesch für die Verarbeitung der Tierproben, M. Lafont für die Identifizierung der Oligochaeten und D. Galassi für die Bestimmung der Copepoden.

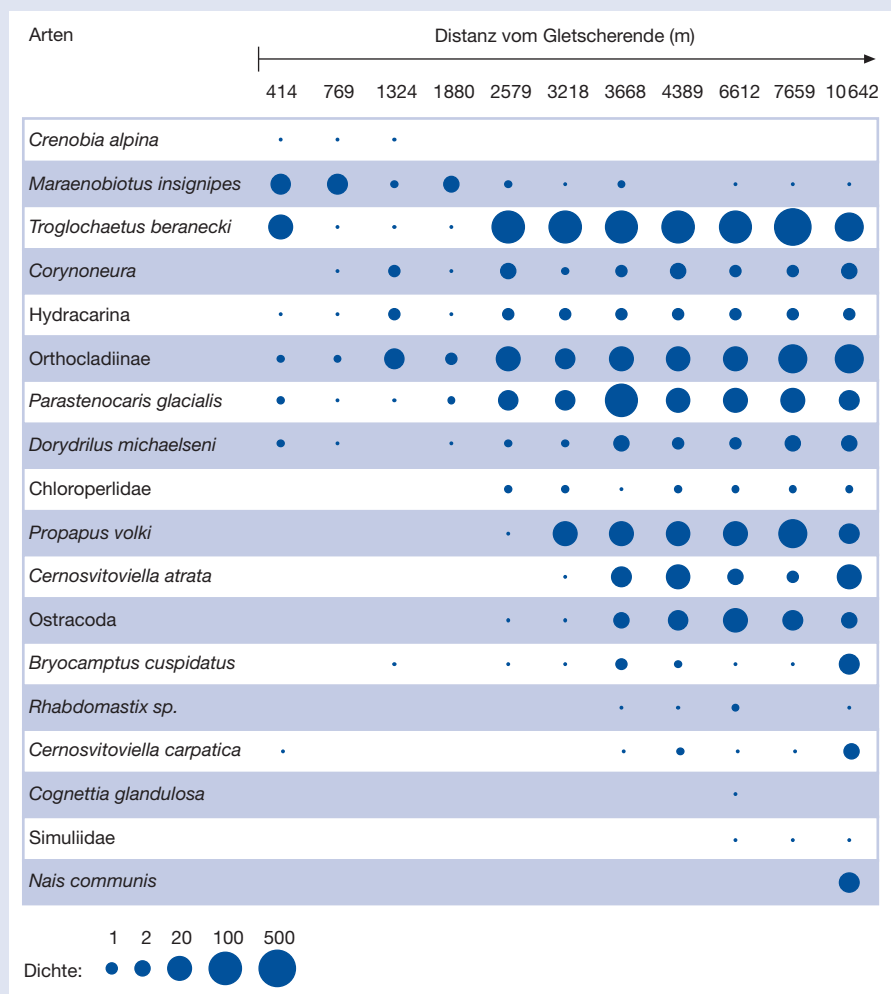


Abb. 2: Longitudinale Verteilung von 18 Arten in der hyporheischen Zone des Roseg. Die Grösse der Kreise ist proportional zum Logarithmus (Basis 10) der durchschnittlichen Anzahl von Organismen ($n > 10$ Proben) in 10 l Porenwasser.

- [1] White D.S. (1993): Perspectives on defining and delineating hyporheic zones. *Journal of the North American Benthological Society* 12, 61–69.
- [2] Malard F., Tockner K., Dole-Olivier M.-J., Ward J.V. (2002): A landscape perspective of surface-subsurface hydrological exchanges in river corridors. *Freshwater Biology* 47, 621–640.
- [3] Milner A.M., Brittain J.E., Castella E., Petts G.E. (2001): Trends of macroinvertebrate community structure in glacial-fed rivers in relation to environmental conditions: a synthesis. *Freshwater Biology* 46, 1833–1847.
- [4] Malard F., Lafont M., Burgherr P., Ward J.V. (2001): A comparison of longitudinal patterns in hyporheic and benthic oligochaete assemblages in a glacial river. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 33, 457–466.
- [5] Burgherr P. (2000): Spatio-temporal community patterns of lotic zoobenthos across habitat gradients in an alpine glacial stream ecosystem. PhD. Thesis no. 13 829, ETH Zurich.
- [6] Malard F., Mangin A., Uehlinger U., Ward J.V. (2001): Thermal heterogeneity in the hyporheic zone of a glacial flood plain. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 1319–1335.

Biodiversität der Wirbellosenfauna in Fließgewässern des Val Roseg

Alpine Gletscherbäche sind häufige und prägende Elemente der Hochgebirgslandschaft. Wir bestaunen ihre wilde und ungezähmte Natur, sind uns aber kaum bewusst, dass diese harschen Lebensräume von einer vielfältigen und charakteristischen Fauna besiedelt werden. Doch ist die Biodiversität alpiner Fließgewässer aufgrund ihrer Empfindlichkeit gegenüber klimatischen Veränderungen und dem stetig zunehmenden Druck durch mannigfaltige menschliche Aktivitäten stark gefährdet.

Integrität und Biodiversität alpiner Gewässerökosysteme sind von vielen Seiten bedroht. Klimaveränderung, die Zerstörung von Lebensraum durch eine Änderung der Nutzung oder durch den Bau von Wasserkraftwerken sind nur einige der Gefahren [1]. Will man die schädlichen Auswirkungen beurteilen und durch geeignete Massnahmen mildern, ist ein umfassendes Verständnis der komplexen Wechselwirkungen zwischen Umweltbedingungen und der Verteilungsmuster von Flora und Fauna erforderlich. Trotz eines grossen und gut dokumentierten Interesses an der Fauna alpiner Fließgewässer zu Beginn des 20. Jahrhunderts [z.B. 2] sind umfassende ganzjährige Studien jedoch eher selten [3]. Wir haben uns deshalb auf die wirbellosen Tiere an der Gewässersohle konzentriert und die räumlichen und zeitlichen Verteilungsmuster dieser Organismen in verschiedenen Gletscherbächen des Val Roseg untersucht (siehe Artikel auf S. 13).

Arteninventar im Rosegbach

Bis heute konnten etwa 150 verschiedene wirbellose Tiere in der Schwemmebene des



P. Burgherr, EAWAG

Acrophylax zerberus ist eine verbreitete Köcherfliege, die in verschiedenen Lebensraumtypen im Val Roseg vorkommt.

Val Roseg identifiziert werden (Abb. 1). Die Nicht-Insektenarten machen ca. 35% aus, wobei Wenigborster (Oligochaeta), Wassermilben (Hydrachnellae) und Muschelkrebse (Ostracoda) den grössten Anteil stellen. Unter den Insekten sind die Zuckmücken (Chironomidae) mit 35 Arten am zahlreichsten vertreten, während die Artenvielfalt in anderen Gruppen wesentlich geringer ist. Das Auftreten von 8 Kriebelmückenarten (Simuliidae) war jedoch unerwartet, da Gletscherbäche für diese Organismen keine günstigen Lebensräume darstellen.

Räumliche Phänomene

Während der Schmelzperiode im Sommer beobachteten wir eine longitudinale Abfolge der Wirbellosenarten wie sie für gletscher gespeiste Bäche typisch ist. Zuckmückenlarven der Gattung *Diamesa* bevorzugten kalte Gewässer und dominierten denn auch

den proglazialen Abschnitt unterhalb der Gletscherzunge mit einem Anteil von etwa 95%. Sie blieben eine häufige Art entlang des gesamten Rosegbaches. Mit zunehmender Distanz vom Gletscherende nahmen Artenvielfalt und Besiedlungsdichte zu. Häufig angetroffene Arten waren: Zuckmückenlarven der Unterfamilien Orthoclaudiinae und Tanytarsini, Larven der Eintagsfliegen *Baetis alpinus* und *Rhithrogena* spp. sowie der Steinfliegen *Leuctra* spp. und *Protonemura* spp., Kriebelmückenlarven und Wenigborster. Dieses longitudinale Muster ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass die extremen Habitatbedingungen mit zunehmender Distanz vom Gletscherende abgeschwächt werden. Unsere Ergebnisse stimmen somit mit dem konzeptionellen Modell von Milner et al. überein (s. Kasten). Im Gegensatz zu diesem longitudinalen Aspekt ist die räumliche Dynamik verschiedener Gerinnetypen in glazialen Schwemmebenen bislang kaum untersucht worden. Die Schwemmebene des Val Roseg weist eine bemerkenswerte Vielfalt an aquatischen Lebensräumen auf, was hauptsächlich eine Folge davon ist, dass sich Wasserursprung und Vernetzungsgrad der Gerinne stetig ändern (siehe Artikel auf S. 16). Wir verglichen die Lebensgemeinschaften in drei verschiedenen Gerinnetypen (Habitat-

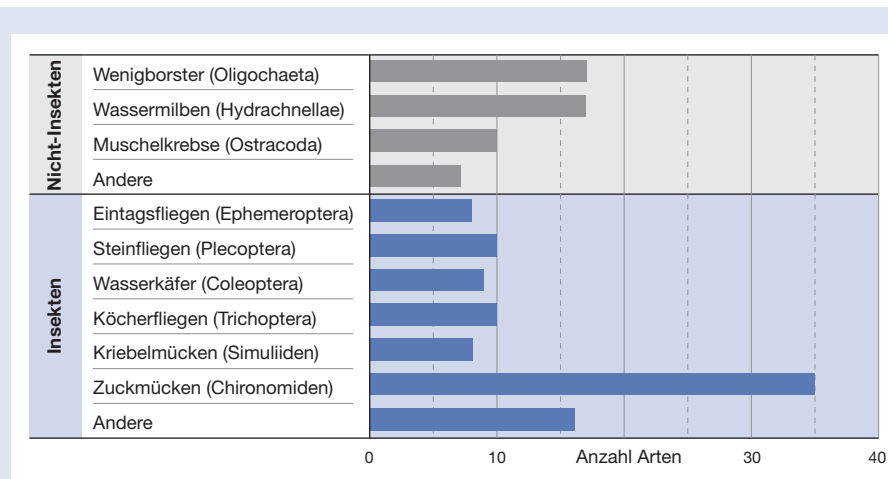


Abb. 1: Artenvielfalt und Anteile verschiedener taxonomischer Gruppen in der Schwemmebene des Val Roseg.

Konzeptionelles Modell zur Verteilung des Zoobenthos in Gletscherbächen

Aufgrund neuerer Forschungsergebnisse und einer Literatursynthese haben Milner et al. [8] ein konzeptionelles Modell vorgeschlagen, das die Zonierung wirbelloser Organismen als Funktion der Distanz vom Gletscherende beschreibt. Je weiter man sich vom Gletscherende entfernt desto milder werden die Umweltbedingungen. Das Modell postuliert, dass die Verteilung des Zoobenthos durch zwei Hauptfaktoren bestimmt wird, nämlich Temperatur und Gerinnenstabilität. Mit zunehmender Wassertemperatur und Gerinnenstabilität steigt auch die Zahl der Arten und die Biomasse des Zoobenthos an.

Diese Aktivitäten führen oft zur Fragmentierung der natürlichen und artenreichen Lebensräume (siehe Artikel auf S. 28). Es sind deshalb mehr ganzheitliche Studien wie diejenige im Val Roseg nötig, um das subtile Zusammenspiel zwischen Habitatveränderungen und Biodiversität auf verschiedenen Ebenen zu verstehen.



P. Burgherr schloss seine Doktorarbeit über die Verteilungsmuster wirbelloser Tiere in alpinen Gletscherbächen im Jahr 2000 in der Abteilung Limnologie der EAWAG ab. Seit 2001 ist er am Paul Scherrer Institut tätig.

Koautoren:
M. Hieber, B. Klein, M.T. Monaghan, C.T. Robinson, K. Tockner

- [1] Mc Gregor G., Petts G.E., Gurnell A.M., Milner A.M. (1995): Sensitivity of alpine stream ecosystems to climate change and human impacts. *Aquatic Conservation* 5, 233–247.
- [2] Steinmann P. (1907): Die Tierwelt der Gletscherbäche. Eine faunistisch-biologische Studie. *Annales de Biologie Lacustre* 2, 30–150.
- [3] Lavandier P., Décamps H. (1984): Estaragne. In: B.A. Whitton (ed.) *Ecology of European Rivers*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, p. 237–264.
- [4] Tockner K., Malard F., Burgherr P., Robinson C.T., Uehlinger U., Zah R., Ward J.V. (1997): Physicochemical characterization of channel types in a glacial floodplain ecosystem (Val Roseg, Switzerland). *Archiv für Hydrobiologie* 140, 433–463.
- [5] Burgherr P., Ward J.V. (2001): Longitudinal and seasonal distribution patterns of the benthic fauna of an alpine glacial stream (Val Roseg, Swiss Alps). *Freshwater Biology* 46, 1705–1721.
- [6] Watson R.T., Zinyowera M.C., Moss R.H., Dokken D.J. (eds.) (1997): The regional impacts of climate change: an assessment of vulnerability. IPCC special report. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 517 p.
- [7] 2. Alpenreport (2001): CIPRA, Internationale Alpenschutzkommission (ed.) Verlag Paul Haupt, Bern, 423 p.
- [8] Milner A.M., Brittain J.E., Castella E., Petts G.E. (2001): Trends of macroinvertebrate community structure in glacier-fed rivers in relation to environmental conditions: a synthesis. *Freshwater Biology* 46, 1833–1847.

typen), die einen Gradienten mit zunehmender Gerinnestabilität darstellten: das vorwiegend durch Gletscherschmelzwasser gespeiste Hauptgerinne, Gerinne, die temporär mit dem Hauptbach verbunden sind, und Grundwassergerinne (siehe Tab. 1, S. 17). Obwohl alpine Fließgewässer extreme Lebensräume darstellen, die sich auf dem absteigenden Ast der Rauheit/Diversität-Kurve befinden [4] (Abb. 2), ist es dieses heterogene Mosaik aus verschiedenen Gerinntypen, das eine deutlich höhere Biodiversität ermöglicht, indem zahlreiche Rückzugsräume für die sohlennahe Wirbellosenfauna zur Verfügung stehen. So zeigten besonders die sehr stabilen Grundwassergerinne eine enorme Besiedlungsdichte und Artenvielfalt an wirbellosen Tieren, die auch nur geringfügige saisonale Schwankungen aufwies (Abb. 3).

Zeitliche Phänomene

Das konzeptionelle Modell von Milner et al. (siehe Kasten) beschreibt die Verteilungsmuster von wirbellosen Organismen sehr gut während der Eisschmelze im Sommer, berücksichtigt aber nicht, dass der Einfluss der Gletscherschmelze jahreszeitlich variiert. Wir konnten jedoch feststellen, dass sich die longitudinalen Verteilungsmuster der Wirbellosen mit den Jahreszeiten veränderten. Eintagsfliegen- und Steinfliegenlarven zum Beispiel wurden, vor allem im Oktober und November, viel näher beim Gletscherende gefunden, als dies vom Modell vorhergesagt wird. Zusätzlich wurden die maximale Besiedlungsdichte und Diversität in Zeiten mit besonders günstigen Umweltbedingungen beobachtet, nämlich im Frühling und vom Spätherbst bis zum frühen Winter (Abb. 4, siehe auch S. 22).

Biodiversität in Gefahr

Zusammenfassend deuten unsere Resultate darauf hin, dass die Verteilung der wirbellosen Organismen in den Gletscherbächen nicht nur durch die Wassertemperatur und Gerinnestabilität beeinflusst wird, sondern durch ein komplexes Wechselspiel verschiedenster Faktoren bestimmt wird [z.B. 5]. Einige Klimamodelle sagen vorher, dass 95% der Gletschermasse in den Alpen bis zum Jahr 2100 verschwindet [6]. Die Auswirkungen auf alpine Fließgewässer sind jedoch schwer vorherzusagen, da viele der wichtigsten Veränderungen auf der Ebene kleiner Einzugsgebiete stattfinden werden und mit den heute angewandten globalen Zirkulationsmodellen kaum abgeschätzt werden können. Zusätzlich sind etwa 90% aller Bäche und Flüsse in den Alpen von menschlichen Aktivitäten beeinträchtigt [7].

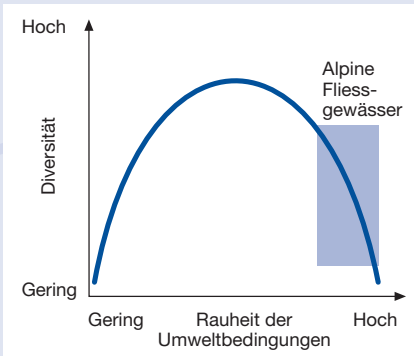


Abb. 2: Alpine Fließgewässer befinden sich auf dem absteigenden Ast der Rauheit/Diversität-Kurve.

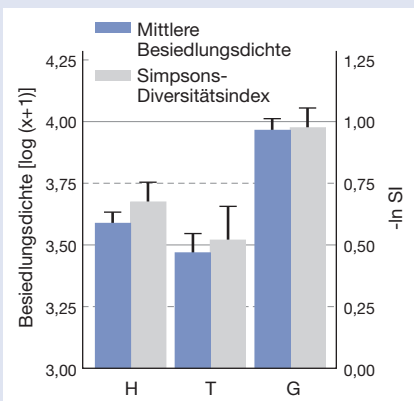


Abb. 3: Mittlere Besiedlungsdichte und Simpsons-Index für die Diversität des Hauptgerinnes (H), der temporär vernetzten Gerinne (T), und der Grundwassergerinne (G). Die Fehlerbalken entsprechen +1 Standardabweichung.

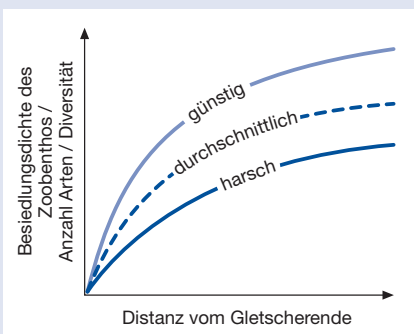


Abb. 4: Konzeptionelle Darstellung der Abhängigkeit der Dichte und der Diversität des Zoobenthos von der Distanz zum Gletscherende. Durchgehende Linien stellen die Endpunkte mit den rauesten und günstigsten Lebensbedingungen dar. Die gestrichelte Linie repräsentiert den theoretischen Mittelwert über den gesamten Jahreszyklus hinweg.

Habitatfragmentierung und genetische Diversität

Was können wir durch das Studium alpiner aquatischer Insekten lernen

Die Fragmentierung natürlicher Lebensräume hat wichtige Konsequenzen für die Verbreitung von Organismen und die genetische Struktur der Populationen. In den letzten vier Jahren haben wir untersucht, wie sich die Fragmentierung alpiner Fließgewässer durch natürliche Seen und künstliche Stauseen auf aquatische Insekten auswirkt. Dabei fanden wir, dass fragmentierte Populationen von *Baetis alpinus* genetisch unterschiedlich waren; jedoch nur dann, wenn geologisch alte Seen die Populationen trennten. Dagegen zeigten sich keine genetischen Unterschiede zwischen Populationen, die durch Stauseen getrennt waren; dies deutet daraufhin, dass die Zeitspanne seit Fragmentierung zu kurz war, um sich auf genetischer Ebene niederzuschlagen.

Die Lebensräume vieler Arten sind durch natürliche Prozesse oder durch anthropogene Eingriffe in kleinere «Inseln» aufgespalten worden. Dieser Prozess der Lebensraumfragmentierung kann eine grosse Population in mehrere kleine Populationen auftrennen. Die Reduktion der Populationsgrösse bezeichnet man auch als «genetischen Flaschenhals». Sie kann einen ernsthaften Verlust genetischer Diversität innerhalb der kleineren Populationen zur Folge haben, was die Wahrscheinlichkeit lokalen Aussterbens erhöht [1]. Die genetische Diversität kann durch Genfluss, d.h. durch den Zufluss neuer genetischer Variationen aus anderen Populationen, erhöht werden. Durch die Isolierung der einzelnen Populationen wird der Genfluss jedoch häufig eingeschränkt, so dass das Problem noch verstärkt wird.

Wirkt sich die Habitatfragmentierung auch auf Bachinsekten aus?

Viele aquatische Insekten können nur in fließenden Gewässern leben. Fließgewässer können jedoch durch stehende Wasserkörper, wie z.B. natürliche Seen oder künstliche Stauseen, in getrennte Abschnitte unterteilt werden (Abb. 1). Sind die aquatischen Insekten nicht in der Lage diese Hindernisse zu überqueren, kommt es zur Isolierung der Populationen und damit wahrscheinlich zu Veränderungen der genetischen Diversität. Im Verlauf der letzten vier

Jahre untersuchten wir, wie die natürliche und künstliche Fragmentierung von Fließgewässern in den Schweizer Alpen die Populationsgenetik von Bachinsekten beeinflusst hat. Da die Alpen besonders reich an seltenen Pflanzen und Tieren sind, ist es gerade für diese Gebiete wichtig zu verstehen, wie sich eine Habitatfragmentierung auf die Organismen auswirkt.

Die Untersuchungsgewässer

Die untersuchten Fließgewässer liegen im Einzugsgebiet von Rhein, Inn und Ticino

(Abb. 2). Sechs der Fließgewässer waren durch Seen fragmentiert, zwei durch Stauseen und drei Fließgewässer waren nicht fragmentiert und dienten als Kontrollgewässer. Die Insekten wurden jeweils oberhalb und unterhalb jedes Sees oder Stausees gesammelt oder an zwei verschiedenen Stellen entlang der unfragmentierten Bäche (Abb. 2). Diese Strategie hatte den Zweck, natürliche Fragmentierung (durch Seen) mit künstlicher Fragmentierung (durch Stauseen) zu vergleichen, wobei der Hauptunterschied im Alter der Fragmentierung lag. Die künstlichen Stauseen wurden mehrheitlich innerhalb der letzten 100 Jahre angelegt, während die meisten der untersuchten Seen vor sehr langer Zeit infolge Gletscherrückzugs entstanden sind.

Die untersuchten Organismen

Unsere Studie konzentrierte sich auf die beiden Eintagsfliegenarten (Ephemeroptera) *Baetis alpinus* und *Rhithrogena loyolaea*, deren Fähigkeiten, sich zu verbreiten recht unterschiedlich sind. Beide Arten verbringen den grössten Teil ihres Lebens als Larven an der Bachsohle. *Baetis* lebt 6–9 Monate und

P. Spaak, EAWAG



Abb. 1: Fragmentierte alpine Fließgewässer: Natürliche Fragmentierung durch die Jöriseen ...

Rhithrogena 2–3 Jahre im Bach, bevor sie als adulte Insekten den Bach verlassen und sich fliegend verbreiten. Ihre Lebenszeit als Erwachsene ist allerdings sehr begrenzt; innerhalb weniger Stunden bis zu einem Tag müssen sich Männchen und Weibchen finden und die Weibchen müssen die befruchteten Eier anschliessend wieder im Bach ablegen. *B. alpinus* ist eine weit verbreitete und häufige Art in den Alpen [2]. Die erwachsenen Tiere sind schlechte Flieger und bewegen sich generell stromaufwärts entlang des Fließgewässers, aus dem sie stammen. Im Gegensatz dazu ist *R. loyolaea* nicht ganz so weit verbreitet, kann aber besser fliegen und verbreitet sich in alle Richtungen.

Die genetischen Analysen

Wir wendeten zwei verschiedene Techniken zur genetischen Analyse der Eintagsfliegenpopulationen an. Die erste Technik war die Allozymelektrophorese, in der genetisch verschiedene Formen gleicher Enzyme, so genannte Allozyme, durch Gelelektrophorese aufgetrennt werden (Abb. 3). Dies gibt uns einerseits Aufschluss über die **geneti-**

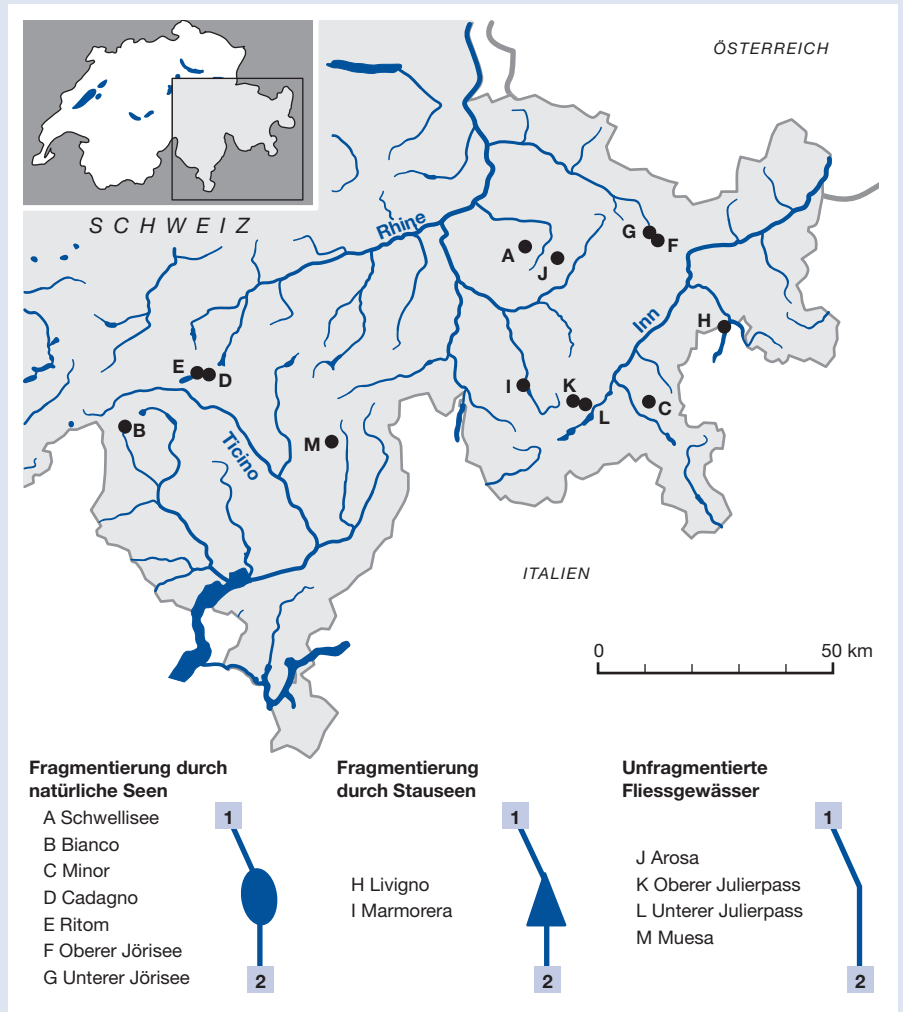


Abb. 2: Übersicht über die untersuchten Fließgewässer. Fließgewässer A–G sind fragmentiert durch Seen, H–I durch Stauseen, und die Gewässer J–M sind unfragmentierte Kontrollflüsse. Die Nummern 1 und 2 beziehen sich auf die Probenahmestellen.

sche Diversität, d.h. wie viele Formen eines Enzyms innerhalb einer Population vorhanden sind, und andererseits kann man durch

den Vergleich verschiedener Populationen den **genetischen Unterschied** (θ) bestimmen. Der genetische Unterschied erlaubt es



S. Laessle, EAWAG

... und vom Mensch verursachte Fragmentierung durch den Lago di Livigno.

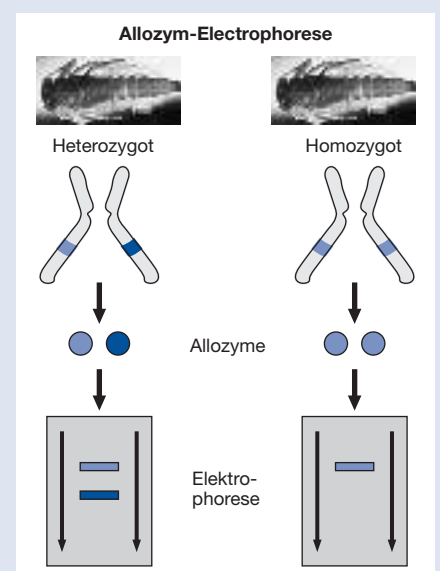


Abb. 3: Prinzip der Allozym-Elektrophorese.

uns, den Genfluss zwischen zwei getrennten Populationen abzuschätzen. Kleine genetische Unterschiede ($\theta < 0,05$) zwischen Populationen deuten darauf hin, dass ein Austausch häufig ist. Dagegen zeigen grosse genetische Unterschiede ($\theta > 0,05$) an, dass die Verbreitung der Populationsmitglieder eher begrenzt ist und sich die Populationen kaum mischen, da die Tiere den stehenden Wasserkörper nicht überqueren können. Die zweite Technik, die angewandt wurde, war ein DNA-«fingerprinting»-Verfahren, die so genannte AFLP-Methode (amplified fragment length polymorphism). Damit ist eine empfindlichere Analyse der genetischen Unterschiede verschiedener Populationen direkt auf DNA-Niveau möglich. Die Daten wurden mit speziellen Computerprogrammen für Populationsgenetik, z.B. FSTAT [3] und ARLEQUIN [4], ausgewertet.

Begrenzter Austausch zwischen Habitatfragmenten

Die Ergebnisse der Allozymanalysen zeigten weder für *B. alpinus* noch für *R. loyolaea* eine Reduktion der genetischen Diversität innerhalb der Habitatfragmente. Mit Ausnahme der Jöriseen bestanden jedoch grosse genetische Unterschiede zwischen den *B.-alpinus*-Populationen, die durch Seen fragmentiert waren (Abb. 4) [5]. Diese Ergebnisse wurden durch die AFLP-Methode bestätigt (Resultate nicht dargestellt). Im Gegensatz zu *B. alpinus* zeigten die Populationen von *R. loyolaea* keine signifikanten genetischen Unterschiede, wenn sie durch Seen fragmentiert waren.

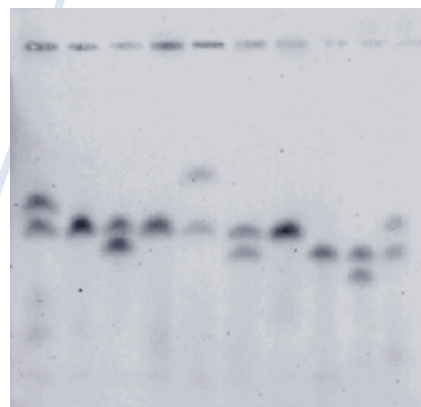
Wir führen den Unterschied zwischen den beiden Arten auf das Flugverhalten der erwachsenen Insekten während der Ablage der Eier zurück. *B.-alpinus*-Individuen fliegen normalerweise stromaufwärts und

halten sich dabei eng an den Verlauf des Baches. Erreichen sie ein stehendes Gewässer und finden für die Eiablage keine Felsen, die aus dem Wasser herausragen, beenden sie normalerweise ihren Flug und legen ihre Eier im Bach ab. *R. loyolaea* dagegen fliegt in verschiedene Richtungen und kann dabei sogar den Gewässerlauf verlassen. Diese Art scheint demzufolge fähig zu sein, ungünstige Lebensräume, wie z.B. Seen, zu überqueren und sich in verschiedenen Lebensraumfragmenten zu verbreiten [6].

Weiterhin ungeklärt ist allerdings, weshalb sich *B.-alpinus*-Populationen, die durch die Jöriseen und oder die beiden Stauseen getrennt sind, genetisch nicht unterscheiden (Abb. 4). Eine Erklärung könnte sein, dass die Geschichte des Gewässersystems eine Rolle in der Entwicklung der genetischen Struktur von Populationen spielt, und dass genetische Unterschiede erst mehrere 100 Jahre nach Trennung der Habitate erkennbar werden. Der Jörigletscher war tatsächlich während des gesamten Holozäns aktiv und erstreckte sich noch vor 150 Jahren, also während der kleinen Eiszeit, bis zu einem der untersuchten Seen. Die untersuchten Stauseen wurden sogar erst im letzten Jahrhundert gebaut. Wahrscheinlich war die Zeitspanne seit Trennung der Populationen zu kurz, so dass sich noch keine genetischen Unterschiede ausgebildet haben.

Schlussfolgerungen und nächste Schritte

Die beiden wichtigsten Ergebnisse unserer Untersuchung sind: (1) Habitatfragmentierung kann die Verbreitung von Insekten in alpinen Fließgewässern vermindern und zu genetischen Unterschieden zwischen Populationen führen; und (2) genetische



Der polymorphe Allozym-Locus *Pep-B* wurde für 10 Individuen von *Baetis alpinus* analysiert. Die unterschiedlichen Wanderungsdistanzen der dunklen Banden (vom oberen Rand des Fotos) deuten auf das Vorkommen 5 verschiedener *Pep-B*-Allozyme hin.

Unterschiede zwischen fragmentierten Populationen lassen sich erst nach mehreren 100 Jahren nachweisen. Eines unserer nächsten Forschungsziele ist es deshalb, historische und gegenwärtige genetische Effekte zu trennen, um besser verstehen zu können, wie Organismen auf natürliche und anthropogene Umweltveränderungen reagieren.



Michael T. Monaghan schloss kürzlich seine Doktorarbeit in der Abteilung Limnologie der EAWAG ab. Er untersuchte die Auswirkungen von Habitatfragmentierungen auf die genetische Diversität und die Artenvielfalt alpiner Gewässerinsekten.

Koautoren:
P. Spaak, C.T. Robinson

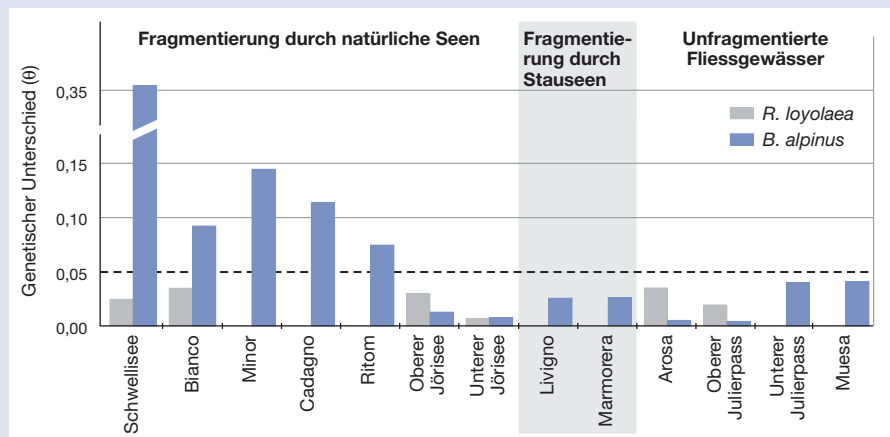


Abb. 4: Genetische Unterschiede (θ) zwischen fragmentierten Populationen der Eintagsfliegen *Baetis alpinus* und *Rhythrogena loyolaea*. Werte $> 0,05$ sind Indiz für einen stark eingeschränkten Genaustausch.

- [1] Saccheri I., Kuussaari M., Kankare M., Vikman P., Fortelius W., Hanski I. (1998): Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* 392, 491–494.
- [2] Sartori M., Landolt P. (1999): Atlas de distribution des éphémères de Suisse (Insecta, Ephemeroptera). In: Burckhardt D. (ed.) Fauna Helvetica. Centre Suisse de Cartographie de la Faune, Neuchâtel, Vol. 3, p. 214.
- [3] FSTAT-Software: Goudet J., University of Lausanne, <http://www.unil.ch/izea/software/fstat.html>
- [4] ARLEQUIN-Software: Schneider S., Roessli D., Excoffier L., University of Geneva, <http://anthropologie.unige.ch/arlequin>
- [5] Monaghan M.T., Spaak P., Robinson C.T., Ward J.V. (2001): Genetic differentiation of *Baetis alpinus* Pictet (Ephemeroptera: Baetidae) in fragmented alpine streams. *Heredity* 86, 395–403.
- [6] Monaghan M.T., Spaak P., Robinson C.T., Ward J.V. (2002): Population genetic structure of 3 Alpine stream insects: influences of gene flow, demographics, and habitat fragmentation. *Journal of the North American Benthological Society* 21, 114–131.

Wie reagieren Fließgewässer auf künstliche Hochwasser?

Staudämme verändern das Abflussregime und haben damit oft einen grossen Einfluss auf die Zusammensetzung und Dichte der Lebensgemeinschaft, die im darunter liegenden Fließgewässer angesiedelt ist. Unsere Frage war deshalb, ob künstliche Hochwasser die ökologische Integrität der so beeinträchtigten Fließgewässer verbessern können. Zu diesem Zweck wurden drei künstliche Hochwasser im Spöl unterhalb des Lago-di-Livigno-Stausees ausgelöst. Jeweils im Anschluss untersuchten wir die Algen- und Zoobenthospopulationen. Unsere Ergebnisse weisen darauf hin, dass künstliche Hochwasser die ökologische Situation an abflussregulierten Fließgewässern verbessern können.

Viele Fließgewässer sind heute in ihrem Verlauf durch einen oder mehrere Dämme von mehr als 15 m Höhe aufgestaut [1]. Weltweit dienen ca. 40 000 grosse Staudämme der Stromproduktion, der Bewässerung, der Schifffahrt, der Wasserversorgung

sowie seit kurzem auch ökologischen Zielen [2]. Kleinere Staudämme werden immer häufiger rückgebaut, insbesondere in Nordamerika, wo im letzten Jahrzehnt ca. 180 Staudämme entfernt wurden [3]. Dennoch bleiben die meisten grossen Dämme aus den verschiedensten Gründen bestehen und jährlich werden ca. 260 neue grosse Staudämme in Betrieb genommen [4]. In den Alpen dienen die Staudämme hauptsächlich der Stromerzeugung.

Die Konsequenzen der Staudämme für die aufgestauten Fließgewässer sind enorm. Waren die Fließgewässer vor dem Bau der Staumauern durch starke Abflussschwankungen geprägt, so weisen sie nach dem Bau ein eher gleichmässiges Abflussregime auf. Hinzu kommt, dass der Abfluss unterhalb der Staumauern meist stark vermindert ist; man spricht vom so genannten Restwasserabfluss. Dadurch verändern sich nicht nur die physikalischen Eigenschaften der Gewässer, z.B. steigt die Wassertemperatur an und die Poren des Flussbettes verstopfen durch Feinsedimente [5, 6]. Auch die aquatischen Lebensgemeinschaften sind von diesen Habitatveränderungen betroffen. Beispielsweise zeigen Organismen, die gleichmässige Bedingungen bevorzugen, signifikante Zuwachsraten, während diejenigen, die an das ursprüngliche Abflussregime angepasst sind, zurückgehen [7].

Dies macht deutlich, wie notwendig es ist, den ökologischen Zustand der betroffenen Flussabschnitte zu verbessern. Dabei spielt

der Abfluss eine zentrale Rolle [1, 2]. Eine Möglichkeit in Richtung eines natürlicheren Abflussregimes wäre, die betroffenen Fließgewässer von Zeit zu Zeit mit einer grösseren Menge Wasser zu fluten. Wir wollen wissen, ob solch künstliche Hochwasser die ökologische Situation der Fließgewässer unterhalb grosser Staudämme tatsächlich verbessern können.

Das Spöl-Projekt: eine Premiere im Schweizer Hochwassermanagement

Nur die Glen Canyon Studie (Colorado River) in den USA [3] untersuchte bisher den Effekt eines künstlichen Hochwassers auf ein Fließgewässer unterhalb eines grossen Staudamms. Unsere Studie wurde am Spöl durchgeführt, einem Fluss, der an der schweizerisch-italienischen Grenze durch den Staudamm Punt da Gall zum Livigno-Stausee aufgestaut wurde und danach durch den Schweizer Nationalpark fliesst (Abb. 1). Seit der Damm 1974 in Betrieb genommen wurde, hat der Spöl einen gleichmässigen Abfluss von weniger als 2,5 m³/s. Dieser reduzierte Abfluss verursachte die Kolmation des Flussbettes durch Feinsedimente und förderte im Hauptgerinne die Entstehung von Schuttkegeln aus Erosionsmaterial von den Talhängen. Um die ökologischen Eigenschaften eines nicht-regulierten Systems zu dokumentieren, wurde ein Referenzbach, der nahe gelegene Val da l'Aqua, gewählt. Sowohl die Parkbehörden als auch die Kraftwerkbetreiber willigten ein, den Spöl durch künstliche Hochwasser zu fluten. Das Spöl-Projekt ist ein multidisziplinäres Projekt, an dem der Schweizerische Nationalpark, die Engadiner Kraftwerke, die Universität Bern, die private Ökoberatung Hydra, das Jagd- und Fischereinspektorat Graubünden und die EAWAG beteiligt sind und jeweils unterschiedliche Aspekte untersuchen. Dieser Artikel konzentriert sich auf die Reaktion von Algen und Zoobenthos, zwei wichtigen Indikatorgruppen für biologische Veränderungen, auf künstliche Hochwasser.

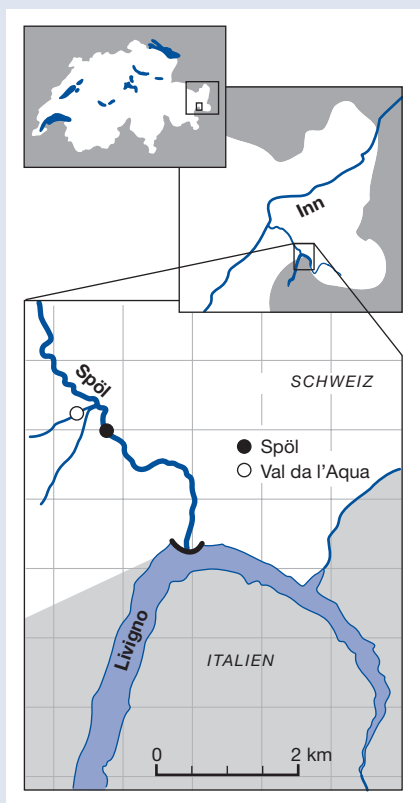


Abb. 1: Lage der Untersuchungsstelle am Spöl in der Schweiz.

Das experimentelle Hochwasserregime

Abbildung 2 zeigt das Abflussregime des Spöl in drei verschiedenen Perioden:

- drei typische Jahre (1960–1962) aus der Zeit vor dem Dammbau (Inbetriebnahme 1974),
- ein typisches Jahr nach dem Dammbau (1999),
- das erste Jahr des Experiments mit künstlichem Hochwasser (2000).

Durch die Verminderung der Restwasserdotierung ab September 1999 konnten die Hochwasserexperimente ohne zusätzliche Kosten durchgeführt werden. Die drei künstlichen Hochwasserereignisse in den

Monaten Juni, Juli und August waren in ihrer Stärke vergleichbar mit den natürlichen Hochwassern aus der Zeit vor dem Dammbau, wenn auch von kürzerer Dauer. Das vierte Hochwasser im Oktober war die Folge starker Regenfälle, die den Stausee soweit füllten, dass die Hochwasserentlastung ansprang und den Abfluss von überschüssigem Wasser erlaubte.

Generelle ökologische Auswirkungen der Hochwasser

Erstes Hochwasser: Das erste Hochwasser hatte unterschiedliche Effekte auf die aquatischen Algen und das Zoobenthos. An einigen Stellen wurde das Flussbett durch

Sohlenerosion und Gerinneverlagerungen stark verändert, was eine Verminderung der Algen, nicht aber des Zoobenthos zur Folge hatte. Andere Stellen, z.B. solche, wo grobes Sediment dominierte, wurden vom Hochwasser weniger betroffen. Möglicherweise zogen sich die Organismen dorthin zurück. Grobes stabiles Sediment war häufig stark mit Moos bewachsen, auf dem sich die Organismen halten konnten oder das ihnen als Refugium diente. Es ist wahrscheinlich, dass der Spöl ausgehend von diesen wenig gestörten Bereichen rasch wieder besiedelt wurde. Die Algen erholten sich schnell nach dem ersten Hochwasser (Abb. 3 und 4), auch wenn ihre räumliche Verteilung sehr ungleichmässig blieb. Im Val da l'Aqua, dem Referenzbach, wiesen Algen und Zoobenthos in der Untersuchungsperiode wenig Veränderungen auf.

Zweites Hochwasser: Das zweite Hochwasser war das stärkste im Untersuchungs-jahr 2000 (Abb. 2). Es mobilisierte grosse Bereiche des Flussbettes und reduzierte sowohl die Algenbiomasse als auch das Zoobenthos drastisch (Abb. 3). Manche Pools wurden mit Flusssediment aufgefüllt. Steine und Felsblöcke wiesen nach diesem Hochwasser kaum Algenbewuchs auf und der Moosbestand wurde stark dezimiert. Diesmal erholten sich die Populationen nur mit Verzögerung und weder Algen noch Zoobenthos erreichten den Bestand vor der Flutung, ehe das nächste Hochwasser kam. Die Gründe für diese verzögerte Wiederbesiedlung erscheinen vielfältig. Zum einen hängt es vermutlich mit der grösseren Intensität des Hochwassers zusammen. Zum anderen könnte es aber auch daran liegen, dass die Lebensgemeinschaften bereits durch das Hochwasser im Vormonat verändert waren und dass das Hochwasser zu einem ungünstigen Zeitpunkt im Lebenszyklus der Organismen stattfand (Abb. 5).

Drittes Hochwasser: Das Erosions- und Störpotenzial des dritten Hochwassers war stark vermindert, vermutlich weil bereits viele Feinsedimente durch das zweite Hochwasser flussabwärts transportiert worden waren. Dennoch reduzierte auch das dritte Hochwasser den Zoobenthosbestand, wirkte sich aber kaum auf den Algenbewuchs aus. Obwohl das dritte Hochwasser eine ähnliche Stärke wie das erste aufwies, erholten sich Algen- und Wirbellose langsamer (Abb. 3 und 4).

Veränderungen der Lebensgemeinschaft durch künstliche Hochwasser

Während des Untersuchungsjahres veränderte sich der Aufwuchs an der Gewässer-

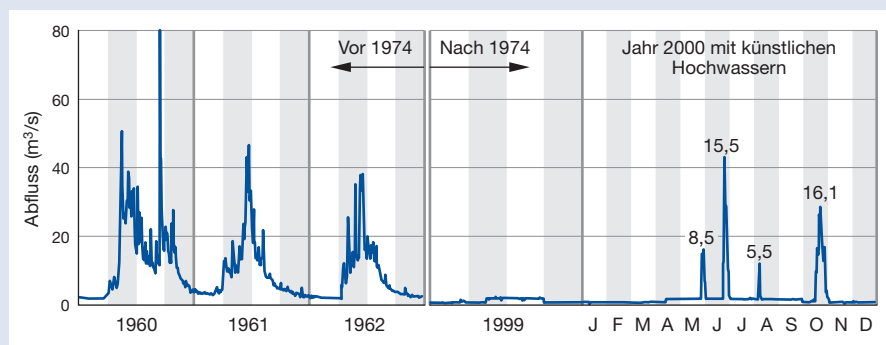


Abb. 2: Typisches Abflussregime des Spöl vor (Jahre 1960 bis 1962) und nach Dammbau (1999) sowie im Jahr 2000 mit künstlichen Hochwassern. Der Abfluss von 1999 entspricht dem Restwasserabfluss unterhalb des Staudamms, wobei überschüssiges Wasser für die Stromproduktion abgeleitet wurde. Die Zahlen über den Abflussspitzen im Jahr 2000 entsprechen den durchschnittlichen Tagesabflussmengen in m^3/s .

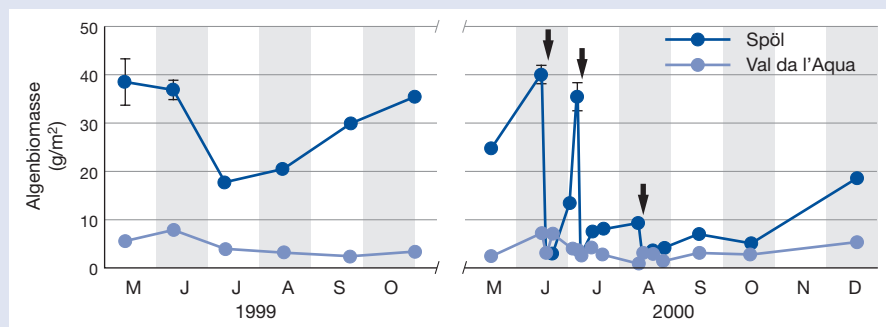


Abb. 3: Mittlere Algenbiomasse (± 1 Standardabweichung) ausgedrückt in mg aschfreier Trockenmasse pro m^2 im Spöl und im Val da l'Aqua in den Jahren 1999 und 2000. Die Pfeile weisen auf die drei künstlichen Hochwasser im Jahr 2000 hin.

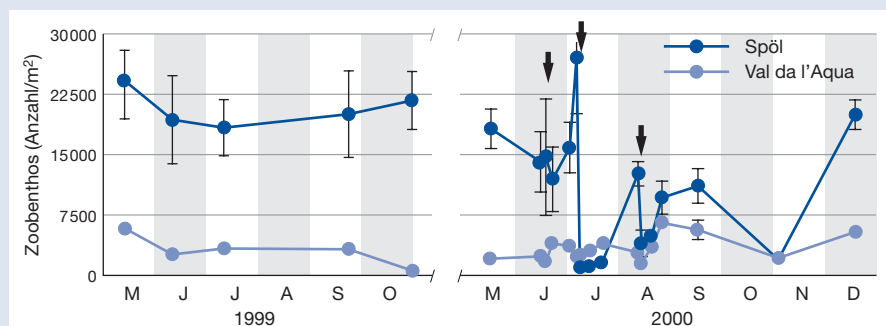


Abb. 4: Mittlere Zoobenthosdichte (± 1 Standardabweichung) ausgedrückt in Anzahl Individuen pro m^2 im Spöl und im Val da l'Aqua in den Jahren 1999 und 2000. Die Pfeile weisen auf die drei künstlichen Hochwasser im Jahr 2000 hin.



Photographs: U. Uehlinger, EAWAG



Der Spöl bei Niedrigwasser und ...

... während des starken Hochwassers im Juli 2000.

sohle von Moosen (*Fontinalis* sp.) hin zu Kiesel- und Fadenalgen, insbesondere *Hydrurus foetidus*, eine Alge, die im Winter häufig in alpinen Gewässern zu finden ist. Das für eher gleichmässige Strömungen typische Zoobenthos, z.B. die Turbellaria-Art *Crenobia alpina* und die Amphipoda-Art *Gammarus fossarum*, nahm im Untersuchungs-jahr ab (Abb. 5). Die Crenobien waren nach dem ersten Hochwasser deutlich vermindert, während die Dichte von *Gammarus* nach dem ersten Hochwasser zunahm und erst durch das zweite, stärkere Hochwasser vermindert wurde. Der Unterschied liegt wahrscheinlich darin, dass *Gammarus* ein starker Schwimmer ist, während sich *Crenobia* nur langsam kriechend

fortbewegt. Wirbellose, die an grössere Abflussschwankungen angepasst sind, reagieren positiv auf die künstlichen Hochwasser und erholten sich rasch wieder. Dazu gehörten Zuckmücken (Chironomidae), Eintagsfliegen (Baetidae) (Abb. 5) und Kriebelmücken (Simuliidae, nicht dargestellt).

Schlussfolgerungen

Das Abflussregime ist integraler Bestandteil jedes Fließgewässers. Veränderungen der Abflussmuster, unter anderem durch Beseitigung der Hochwasserereignisse, können enorme Auswirkungen auf die Fließgewässer und ihre Lebensgemeinschaften haben. Unsere Ergebnisse zeigen, dass künstliche

Hochwasser die Zusammensetzung und Dichte der Algen und des Zoobenthos verändern. Insbesondere nehmen die Arten ab, die typischerweise in regulierten Gewässern anzutreffen sind. Es sind jedoch weitere Untersuchungen nötig, um die Langzeiteffekte von künstlichen Hochwassern abzuschätzen. Ausserdem müssen wir mehr Daten zum bestmöglichen Zeitpunkt und zur Stärke der Hochwasser sammeln, denn unsere Ergebnisse weisen darauf hin, dass vergleichbare Hochwasser unterschiedliche Auswirkungen haben können.

Christopher T. Robinson (siehe Porträt Seite 9)

Co-Autoren:
U. Uehlinger und M.T. Monaghan

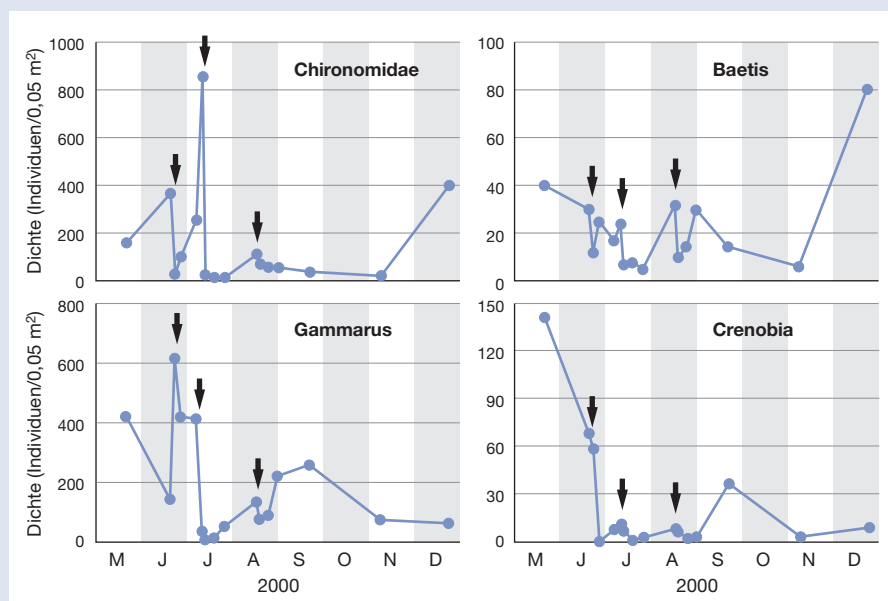


Abb. 5: Mittlere Dichte (Anzahl Individuen pro 0,05 m²) von 4 ausgewählten Makroinvertebraten-Taxa, die die unterschiedlichen Reaktionsmuster auf die künstlichen Hochwasser (Pfeile) zeigen. Fehlerbalken sind nicht dargestellt.

[1] Pringle C.M. (2001): Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: a global perspective. *Ecological Applications* 11, 981–998.
 [2] Jackson R.B., Carpenter S.R., Dahm C.N., McKnight D.M., Naiman R.J., Postel S.L., Running S.W. (2001): Water in a changing world. *Ecological Applications* 11, 1027–1045.
 [3] Born S.M., Genskow K.D., Filbert T.L., Hernandez-Mora N., Keefer M.L., White K.A. (1998): Socioeconomic and institutional dimensions of dam removals: the Wisconsin experience. *Environmental Management* 22, 359–370.
 [4] McCully P. (1996): *Silenced rivers: the ecology and politics of large dams*. Zed Books, London, UK, 350 p.
 [5] Patten D.T., Harpman D.A., Voita M.I., Randle T.J. (2001): A managed flood on the Colorado River: background, objectives, design, and implementation. *Ecological Applications* 11, 635–643.
 [6] Ward J.V., Stanford J.A. (1979): *The ecology of regulated streams*. Plenum Press, New York, 398 p.
 [7] Vinson M.R. (2001): Long-term dynamics of an invertebrate assemblage downstream from a large dam. *Ecological Applications* 11, 711–730.

Gewässerforschung im Schweizerischen Nationalpark

Seit über 80 Jahren wird im Schweizerischen Nationalpark geforscht. Dabei interessierten sich vor allem Botaniker und Zoologen für dieses von menschlichen Eingriffen weitgehend unberührte Gebiet. Erst der Bau der Spölkraftwerke, bei dem der Spöl im Lago di Livigno aufgestaut wurde, rief auch die Limnologen auf den Plan. Weltweit einmalig ist das zur Zeit durchgeführte Projekt zur Revitalisierung des Spöl durch künstliche Hochwasser. Es hat zum Ziel, das Restwasserregime zu optimieren und den Spöl in einen möglichst ursprünglichen Zustand rückzuführen.

Die Gewässer und Wasservorkommen der Schweiz sind in grossem Ausmass reguliert und genutzt. Schutzgebiete haben daher eine besondere Bedeutung als weitgehend unbeeinflusste Referenzgebiete, in denen natürliche Prozesse aber auch die Hintergrundbelastungen überregionaler bis globaler Umweltveränderungen erforscht werden können (siehe Kasten). Diese Bedeutung

als Referenzgebiet hat der 1914 gegründete Nationalpark jedoch erst im Laufe der Zeit erlangt.

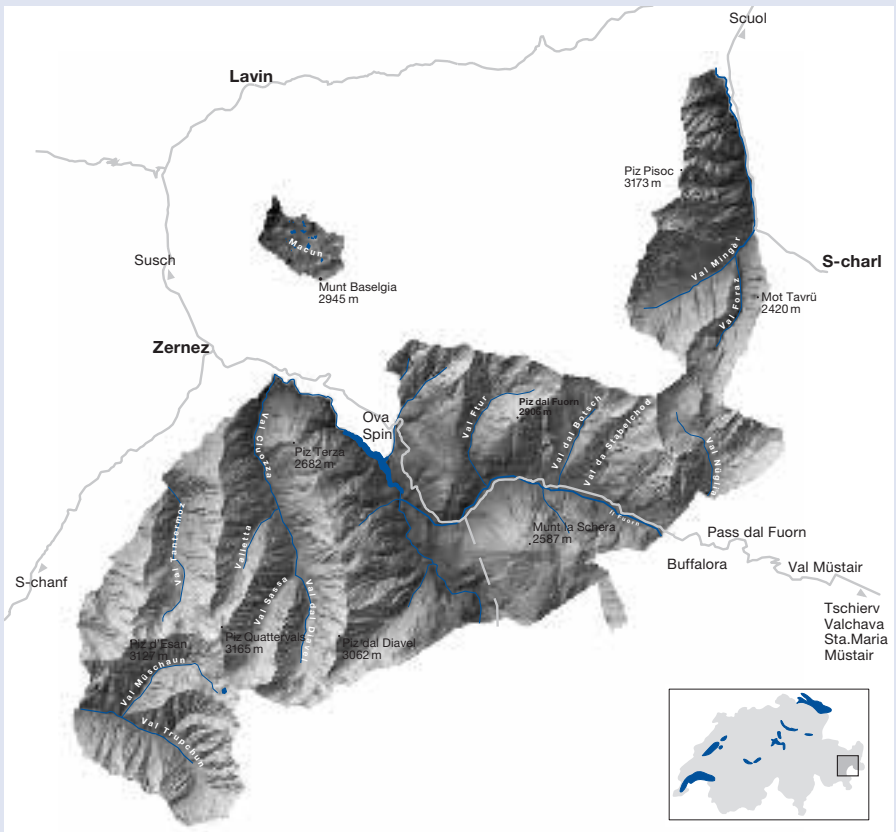
Gewässerforschung erst nach 1950 intensiviert

In den ersten Jahrzehnten nach der Parkgründung waren vor allem Hydrobiologen im Park tätig und untersuchten planktische

Algen und die Fauna von Quellbächen und Fliessgewässern [1]. Aktuell wurde die Gewässerforschung im Nationalpark um 1950, als mit der Planung der Spöl-Kraftwerke begonnen wurde – der Gewässerschutz war somit paradoxerweise auch im Nationalpark der Auslöser für eine intensivere Gewässerforschung. 1952 wurde innerhalb der Forschungskommission des Nationalparks die Hydrobiologische Subkommission gegründet. Danach wurden in den 1950er Jahren umfangreiche chemisch-physikalische Untersuchungen an einigen Fliessgewässern durchgeführt, ein umfassendes Inventar von rund 100 Quellen im Fuorngebiet erstellt und die chemische Wasserqualität dieser Quellen bestimmt [2]. Im Zusammenhang mit der Kraftwerksplanung errichtete man im Nationalpark 3 hydrologische Messstationen, die noch heute in Betrieb sind und Abflussdaten für den dotierten Spöl und die beiden natürlichen Zuflüsse Ova Fuorn und Ova Cluozza liefern.

Einschneidend: Bau und Betrieb der Spöl-Kraftwerke

Trotz grossem Widerstand seitens der Naturschutzorganisationen und des Nationalparks konnte der Bau der Spöl-Kraftwerke nicht verhindert werden. Hier wäre die Forschung gefordert gewesen, die ökologischen Zusammenhänge des Spöl noch vor dem Kraftwerkbau zu untersuchen und ein langfristiges Monitoringprogramm einzurichten. Dies gelang leider nicht. Die damals aktiven Forschenden beschränkten sich darauf, vereinzelte Messungen vor Baubeginn und einige Kontrollen während der Bauphase zwischen 1960–1970 vorzunehmen. Hingegen trugen sie dazu bei, dass dem Nationalpark ein relativ grosszügiges Restwasserregime von jährlich 35 Mio. m³ Wasser zugestanden wurde. Auch nachdem das Kraftwerk 1970 seinen Betrieb aufgenommen hatte, blieb es bei vereinzelten Untersuchungen (z.B. limnologische Studien am Stausee Livigno) und fischereibiologischen Kontrollen.



Karte des Schweizerischen Nationalparks.

Dynamisches Restwasserregime für den Spöl

1990 bot sich anlässlich einer Grundablass-Spülung der Engadiner Kraftwerke (EKW) beim Staudamm Livigno die Möglichkeit für fachlich breit abgestützte wissenschaftliche Begleituntersuchungen. Dabei wurde offensichtlich, dass der Restwasser-Spöl im Gebiet des Nationalparks immer mehr «vertümpelte». Diese Entwicklung schien auch durch sporadische Spülungen und See-Entleerungen kaum aufhaltbar. Zudem stellte sich heraus, dass die Staubecken im Gebiet des Nationalparks durch zugeleitetes Innwasser eine weitere Klärstufe der Oberengadiner Abwasser bilden. Die Forschungskommission beschloss nach ausführlichen Diskussionen, dieses durch Sedimentation geprägte Gewässersystem wieder den ursprünglichen Bedingungen anzunähern. Dazu boten sich in erster Linie künstliche Hochwasser an. Dank gutem Einvernehmen mit der Direktion der EKW und den kantonalen Amtsstellen konnten im Jahr 2000 die ersten Hochwasserversuche gestartet werden. Bis zum Jahr 2003 werden jährlich 3 eintägige Hochwasser zwischen Juni und August durchgeführt, an deren fachübergreifenden Begleitung auch die Abteilung Limnologie der EAWAG (siehe Artikel von C. Robinson und U. Uehlinger, S. 31) intensiv beteiligt ist. Ziel der Versuche ist eine Optimierung, nämlich mit möglichst wenig Wasser einen möglichst hohen ökologischen Nutzen zu erzielen [3]. Die Hochwasserversuche bauen auf dem seit 1996 eingerichteten Gewässermonitoring am stark beeinträchtigten Spöl und am wenig beeinflussten Ova Fuorn auf. Es weist den Zustand des Spöl vor den Versuchen aus, so dass die Effekte der Hochwasser daran gemessen werden können. Ein solches Experiment ist meines Wissens weltweit einmalig. Der Nationalpark bietet dafür einzigartige Voraussetzungen, weil neben der Wasserkraftnutzung und dem Naturschutz keine weiteren Interessen zu berücksichtigen sind. Es zeichnet sich ab, dass mit 1–2 kleineren eintägigen Hochwassern (10–30 m³/s) pro Jahr eine deutliche ökologische Aufwertung erzielt werden kann. Es bleibt zu hoffen, dass künstliche Hochwasser in der Schweiz schon bald integrierter Bestandteil der Restwasserbewirtschaftung sein werden.

Impulse durch sauren Regen und Global Change

Neben der Wasserkraftnutzung kamen nach 1970 weitere Anstösse für die Gewässerforschung aus den sich abzeichnenden atmosphärischen Veränderungen. Der da-

mals bekannt gewordene saure Regen war Ende der 1970er Jahre Auslöser für chemische und algologische Messungen in den Macunseen [4]. Mit der Eingliederung dieser Seen in den Nationalpark im Jahr 2000 bietet sich heute die Gelegenheit, die Entwicklung der Gewässer und des Wasserhaushaltes der auf 2500 m gelegenen Seenplatte kontinuierlich zu verfolgen. Auch beim Aufbau dieses Monitoringprogramms wird sich die Abteilung Limnologie der EAWAG beteiligen.

In Vorbereitung ist zudem eine systematische Wiederholung der Messungen aus den 1950er Jahren, bei der die Wasserqualität von Quellwassern bestimmt worden war. Dies ist ein erster Schritt, um abzuklären, inwieweit atmosphärische Veränderungen, z.B. infolge erhöhter Stickstoffemission, auch im Untergrund wirksam sind. Ein weiterer Schritt betrifft die Frage, ob und wie sich eine Erwärmung auf die Durchfeuchtung des Gebirges auszuwirken vermag.

Chance Nationalpark: langfristige Prozesse erkennen

Wie das Beispiel Nationalpark zeigt, machen Wassernutzungskonflikte und atmosphärische Einträge auch vor Schutzgebieten nicht halt. Die Gewässerforschung ist in zweierlei Hinsicht ein wichtiger Stützpfeiler der Forschung in Schutzgebieten: Zum einen wirken langfristige Umweltveränderungen auch auf aquatische Ökosysteme und ihre Auswirkungen auf die betroffenen Gewässer gilt es zu klären. Zum anderen sind fundierte Kenntnisse der Gewässerökologie – wie etwa jene des regulierten Spöl oder der Staubecken – Voraussetzung für einen wirksamen und präventiven Natur- und Gewässerschutz. Meistens handelt es sich dabei um Fragen, die nur durch langfristige Untersuchungen bzw. Monitoring zu beantworten sind. Seitens der National-

P. Rey, HYDRA



Der stark beeinträchtigte Spöl bei Restwasserabfluss.

parkforschung hoffen wir, dass die EAWAG ihr heutiges Engagement in der Gewässerforschung im Nationalpark weiterführt und damit zum Erkennen langfristig wirksamer Prozesse beitragen hilft.



Thomas Scheurer ist Geschäftsführer der Forschungskommission des Schweizerischen Nationalparks (eine Kommission der Schweizerischen Akademie der Naturwissenschaften SANW).

- [1] Nadig A. (1942): Hydrobiologische Untersuchungen in Quellen. Ergebnisse der wissenschaftlichen Untersuchungen im Schweizerischen Nationalpark Zerne, 9.
- [2] Nold H., Schmassmann W. (1954): Chemische Untersuchungen in der Ova da Val Ftur. Ergebnisse der wissenschaftlichen Untersuchungen im Schweizerischen Nationalpark Zerne, 31.
- [3] Scheurer T. (2000): Mehr Dynamik im Spöl. Cratschla, Zerne 2, 2–9.
- [4] Schanz F. (1984): Chemical and algological characteristics of five high mountain lakes near the Swiss National Park. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 22, 1066–1070.

Warum und welche Forschung für den Nationalpark?

Die Initianten des Nationalparks waren Forschende: Ein Stück urtümlicher Natur sollte hier vor allen menschlichen Eingriffen geschützt werden und der Forschung als Studienobjekt für natürliche Prozesse dienen. Neben dem Naturschutzauftrag gibt es im Nationalpark deshalb auch einen Forschungsauftrag, mit dem die Wissenschaftliche Nationalparkkommission (heute Forschungskommission FoK-SNP) von der Schweizerischen Akademie der Naturwissenschaften SANW betraut wurde. Wichtige Forschungsziele waren und sind:

- umfassende Inventarisierung der Parknatur,
- Verfolgen der natürlichen Entwicklung bzw. Regeneration im Park (Langzeitforschung, Dauerbeobachtung),
- Vergleiche mit genutzten Gebieten ausserhalb des Parks (Referenzgebiet),
- Erkennen von ökosystemaren Zusammenhängen (Ökosystemforschung).

Im Rahmen dieser Zielsetzungen gibt es zur Zeit vier fachübergreifende Forschungsschwerpunkte:

- Die Zukunft der Nationalparkregion im Zeichen des globalen Wandels,
- Die Bedeutung von Störungen in der Ökosystementwicklung,
- Huftiere in einem alpinen Lebensraum,
- Interaktionen zwischen Gesellschaft und Nationalpark.

Weiterführende Informationen unter: www.nationalpark.ch

Reaktionen

«Klärschlamm: Dünger oder Abfall?»

Stadelmann et al. *EAWAG news* 53, S. 9–11
Im Mai 2002 hat der Bundesrat entschieden, dass die Verwendung von Klärschlamm als Dünger ab Januar 2003 auf Futter- und Gemüseflächen und ab Oktober 2005 auch auf allen anderen Böden verboten ist. Eine entsprechende Änderung der Stoffverordnung wurde vom UVEK (Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie, Kommunikation) in die Vernehmlassung gegeben. Darin heisst es, dass Klärschlamm beseitigt werden soll, dass aber keine Befürchtungen für den aus pflanzlichem Material hergestellten Kompost bestehen.

Aus Abbildung 2 des Artikels «Klärschlamm: Dünger oder Abfall» entnimmt der Leser eine 2 bis 10-fach höhere PCB-Konzentration im Kompost als im Klärschlamm. Nur Insider der jüngeren Abfallgeschichte wissen aber, dass bis Mitte der 80er Jahre überwiegend Kehrriechtkomposte im Umlauf waren, deren Verwendung als Dünger bereits 1986 durch die Stoffverordnung verboten wurde. Somit muss in der Abbildung 2 der Begriff «Kompost» durch den Begriff «Kehrriecht-kompost» ersetzt werden.

Aktuelle Gehalte an PCB im Kompost liegen im oberen Bereich von unbehandeltem Boden und im unteren Bereich von Klärschlamm. Das Umweltbundesamt Wien (2000) fand in 42 Kompostproben PCB-Gehalte im Bereich von 0,9 bis 34,7 µg/kg Trockensubstanz mit einem Median bei 11,6 µg/kg TS. Ähnliche Werte hatten schon Krauss et al. (Kassel 1996) und Sihler et al. (Hamburg 1996) publiziert. In der Risikoanalyse der FAL (Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz) [1] sind auf S. 148 PCB-Konzentrationen im Kompost in einer ähnlichen Grössenordnung dargestellt.

Wenn in Zukunft der Einsatz von möglichst sauberen «Kreislaufdüngern» gefördert werden soll, muss in der Berichterstattung darüber mit möglichst hoher Genauigkeit vorgegangen werden. Der Markt wird es uns danken.

Umwelt- und Kompostberatung
Dr. Konrad Schleiss, Baar

Stellungnahme

In Abbildung 2 handelt es sich nicht um die PCB-Konzentration von Kompost, sondern um PCB-Konzentration von Boden, der mit Kompost behandelt worden ist. Die Abbildung 2, bei der primär die Akkumulierung von PCB in der Nahrungskette gezeigt wird,

basiert auf Untersuchungen, die 1985 von Tarradellas et al. publiziert wurden. Korrekt ist der Hinweis von K. Schleiss, dass bis Mitte der 80er überwiegend Kehrriechtkomposte im Umlauf waren, was die höhere PCB-Konzentration im Boden, der mit Kompost behandelt wurde, in der Arbeit von Tarradellas et al. (1985) erklärt. Deshalb ist der Ersatz der Bezeichnung «Kompost» durch «Kehrriechtkompost» in Abbildung 2 gerechtfertigt.

Die FAL ist zur Zeit daran, sich eine bessere Datenbasis über die PCB-Gehalte der heute in der Landwirtschaft verwendeten Komposte zu beschaffen. Eine provisorische Übersicht zeigt, dass diese Gehalte im unteren Bereich von Klärschlamm liegen. Bezüglich der geschätzten PCB-Frachten pro Hektare gedüngter Fläche und Jahr sind die beiden Dünger auf Grund der höheren applizierten Kompost-Mengen (auf Trockensubstanz-Basis) ähnlich einzuschätzen (siehe S. 155–157 in [1]).

Dr. Franz X. Stadelmann, FAL Zürich-Reckenholz

[1] Herter U., Külling D. (Redaktoren) (2001): Risikoanalyse zur Abfalldüngerverwertung in der Landwirtschaft. Teil 1: Grobbeurteilung. Bericht der Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau FAL, Zürich-Reckenholz, 271 S.
Dokument als pdf-Datei erhältlich unter:
www.blw.admin.ch/themen/hstoffe/pbm/d/texte.htm

Publikationen

Separata bitte mit dem in der Mitte eingehafteten Talon bestellen.

[3022] Shanahan P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Reichert P., Somlyódy L., Vanrolleghem P. (2001): River water quality model no. 1 (RWQM1): I. modelling approach. *Water Sci. Technol.* 43 (5), 1–9.

[3023] Wagner G., Beer J., Masarik J., Muscheler R., Kubik P.W., Mende W., Laj C., Raisbeck G.M., Yiou F. (2001): Presence of the solar de Vries cycle (~205 years) during the last ice age. *Geophys. Res. Lett.* 28 (2), 303–306.

[3024] Gerecke A., Müller S., Singer H., Schärer M., Schwarzenbach R., Sägesser M., Ochsenbein U., Popow G. (2001): Pestizide in Oberflächengewässern. Einträge via ARA: Bestandsaufnahme und Reduktionsmöglichkeiten. *Gas Wasser Abwasser* 81 (3), 173–181.

[3025] Ackermann G. (2000): Assessment of environmental compounds with estrogenic activity in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and in the rainbow trout gonad cell line RTG-2. Diss. ETHZ No. 13 968, Zurich.

[3026] Alder A.C., McArdell C.S., Golet E.M., Ibric S., Molnar E., Nipales N.S., Giger W. (2001): Occurrence and fate of fluoroquinolone, macrolide, and sulfonamide antibiotics during wastewater treatment and in ambient waters in Switzerland. In: «Pharmaceuticals and personal care products in the environment» (Eds. C.G. Daughton, T.L. Jones-Lepp) ACS Symposium Ser. 791, 56–69.

[3027] Müller B., Duffek A. (2001): Similar adsorption parameters for trace metals with different aquatic particles. *Aquat. Geochem.* 7, 107–126.

[3028] Larsen T.A., Gujer W. (2001): Waste design and source control lead to flexibility in wastewater management. *Water Sci. Technol.* 43 (5), 309–318.

[3029] Maurer M., Fux C., Graff M., Siegrist H. (2001): Moving-bed biological treatment (MBBT) of municipal wastewater: denitrification. *Water Sci. Technol.* 43 (11), 337–344.

[3030] Yang H., Zehnder A.J.B. (2001): China's regional water scarcity and implications for grain supply and trade. *Environ. Planning A* 33, 79–95.

[3031] Omlin M., Reichert P., Forster R. (2001): Biogeochemical model of Lake Zurich: model equations and results. *Ecol. Modelling* 141, 77–103.

[3032] Omlin M., Brun R., Reichert P. (2001): Biogeochemical model of Lake Zurich: sensitivity,

identifiability and uncertainty analysis. *Ecol. Modelling* 141, 105–123.

[3033] **Spaak P., Boersma M.** (2001): The influence of fish kairomones on the induction and vertical distribution of sexual individuals of the *Daphnia galeata* species complex. *Hydrobiologia* 442, 185–193.

[3034] **Lass S., Boersma M., Wiltshire K.H., Spaak P., Boriss H.** (2001): Does trimethylamine induce life-history reactions in *Daphnia*? *Hydrobiologia* 442, 199–206.

[3035] **Winder M., Spaak P.** (2001): Carbon as an indicator of *Daphnia* condition in an Alpine lake. *Hydrobiologia* 442, 269–278.

[3036] **Koch G., Kühni M., Rieger L., Siegrist H.** (2001): Calibration and validation of an ASM3-based steady-state model for activated sludge system – Part I: Prediction of nitrogen removal and sludge production. *Water Res.* 35 (9), 2235–2245.

[3037] **Koch G., Kühni M., Siegrist H.** (2001): Calibration and validation of an ASM3-based steady-state model for activated sludge system – Part II: Prediction of phosphorus removal. *Water Res.* 35 (9), 2246–2255.

[3038] **Acero J.L., von Gunten U.** (2001): Characterization of oxidation processes: ozonation and the AOP O_3/H_2O_2 . *J. Amer. Water Works Assoc.* 93 (10) 90–100.

[3039] **Livingstone D.M., Dokulil M.T.** (2001): Eighty years of spatially coherent Austrian lake surface temperatures and their relationship to regional air temperature and the North Atlantic oscillation. *Limnol. Oceanogr.* 46 (5), 1220–1227.

[3040] **Jaspers M.C.M., Sturm M., van der Meer, J.R.** (2001): Unusual location of two nearby pairs of upstream activating sequences for HbpR, the main regulatory protein for the 2-hydroxybiphenyl degradation pathway of *Pseudomonas azelaica* HBP1. *Microbiology* 147, 2183–2194.

[3041] **Jaspers M.C.M., Meier C., Zehnder A.J.B., Harms H., van der Meer J.R.** (2001): Measuring mass transfer processes of octane with the help of an *alkS-alkB::gfp*-tagged *Escherichia coli*. *Environ. Microbiol.* 3 (8), 512–524.

[3042] **Monaghan M.T., Spaak P., Robinson C.T., Ward J.V.** (2001): Genetic differentiation of *Baetis alpinus* Pictet (Ephemeroptera: Baetidae) in fragmented Alpine streams. *Heredity* 86, 395–403.

[3043] **Mazellier P., Sulzberger B.** (2001): Diuron degradation in irradiated, heterogeneous iron/oxalate systems: the rate-determining step. *Environ. Sci. Technol.* 35 (16), 3314–3320.

[3044] **Kaech A., Egli T.** (2001): Isolation and characterization of a *Pseudomonas putida* strain able to grow with trimethyl-1,2-dihydroxy-propylammonium as sole source of carbon, energy and nitrogen. *Syst. Appl. Microbiol.* 24, 252–261.

[3045] **Raschke H., Meier M., Burken J.G., Hany R., Müller M.D., van der Meer J.R., Kohler H.-P.E.** (2001): Biotransformation of various substituted aromatic compounds to chiral dihydrodihydroxy derivatives. *Appl. Environ. Microbiol.* 67 (8), 3333–3339.

[3046] **MacGregor B.J., Moser D.P., Baker B.J., Alm E.W., Maurer M., Neilson K.H., Stahl D.A.** (2001): Seasonal and spatial variability in Lake Michigan sediment small-subunit rRNA concen-

trations. *Appl. Environ. Microbiol.* 67 (9), 3908–3922.

[3047] **Espino M.P., Aga D.S., Nguyen M.H., Singer H., Berg M., Müller S.R.** (2001): Analysis of organophosphorus pesticides in water by graphitized carbon black extraction and gas chromatography-mass spectrometry. *Kimika* 17 (1), 13–18.

[3048] **Egli T.** (2001): Nachhaltiges Plastik aus Bakterien. *Focus Prozess-BioTeCH* 1, 6–7.

[3049] **von Gunten U., Carini D., Dunn I.J., Morbidelli M.** (2001): Ozonation as pre-treatment step for the biological batch degradation of industrial wastewater containing 3-methyl-pyridine. *Ozone Sci. Engng.* 23, 189–198.

[3050] **Monaghan M.T., Thomas S.A., Minshall G.W., Newbold J.D., Cushing C.E.** (2001): The influence of filter-feeding benthic macroinvertebrates on the transport and deposition of particulate organic matter and diatoms in two streams. *Limnol. Oceanogr.* 46 (5), 1091–1099.

[3051] **Thomas S.A., Newbold J.D., Monaghan M.T., Minshall G.W., Georgian T., Cushing C.E.** (2001): The influence of particle size on the deposition of seston in streams. *Limnol. Oceanogr.* 46 (6), 1415–1424.

[3052] **Giger W., Berg M.** (2001): Arsenhaltiges Grundwasser in Hanoi – Schweizerisch-vietnamesische Forschungspartnerschaft. *Neue Zürcher Ztg. «Forschung und Technik»* Nr. 193, S. 56, 22. August.

[3053] **Muscheler R.** (2000): Nachweis von Änderungen im Kohlenstoffkreislauf durch Vergleich der Radionuklide ^{10}Be , ^{36}Cl und ^{14}C . *Diss. ETHZ* Nr. 13 941, Zürich.

[3054] **Steiner M., Boller M.** (2001): Copper removal in infiltration facilities for stormwater runoff. In: «Advances in Urban Stormwater and Agriculture Runoff Source Control» (Eds. J. Marsalek et al.) Kluwer Academic Publishers, Dordrecht NL, pp. 169–180.

[3055] **Klaus I., Baumgartner C., Tockner K.** (2001): Die Wildflusslandschaft des Tagliamento (Italien, Friaul) als Lebensraum einer artenreichen Amphibiengesellschaft. *Z. Feldherpetologie* 8, 21–30.

[3056] **Burgherr P., Ward J.V., Glatthaar R.** (2001): Diversity, distribution and seasonality of the Simuliidae fauna in a glacial stream system in the Swiss Alps. *Arch. Hydrobiol.* 152 (1), 19–37.

[3057] **Enz C.A., Schäffer E., Müller R.** (2001): Importance of diet type, food particle size and tank circulation for culture of Lake Hallwil whitefish larvae. *North Amer. J. Aquaculture* 63, 321–327.

[3058] **Gerecke A.C., Tixier C., Bartels T., Schwarzenbach R.P., Müller S.R.** (2001): Determination of phenylurea herbicides in natural waters at concentrations below 1 ng l^{-1} using solid-phase extraction, derivatization, and solid-phase microextraction-gas chromatography-mass spectrometry. *J. Chromatogr. A*, 930 (1–2), 9–19.

[3059] **Kohler A., Abbaspour K.C., Fritsch M., Schulin R., van Genuchten M.T.** (2001): Simulating unsaturated flow and transport in a macroporous soil to tile drains subject to an entrance head: model development and preliminary evaluation. *J. Hydrol.* 254, 68–81.

[3060] **Klausen J., Ranke J., Schwarzenbach R.P.** (2001): Influence of solution composition and column aging on the reduction of nitroaromatic compounds by zero-valent iron. *Chemosphere* 44, 511–517.

[3061] **Rieger L., Koch G., Kühni M., Gujer W., Siegrist H.** (2001): The EAWAG bio-P module for the activated sludge model No. 3. *Water Res.* 35 (16), 3887–3903.

[3062] **Abbaspour K.C., Kohler A., Simunek J., Fritsch M., Schulin R.** (2001): Application of a two-dimensional model to simulate flow and transport in a macroporous agricultural soil with tile drains. *Eur. J. Soil Sci.* 52, 433–447.

[3063] **Ziegler F., Johnson C.A.** (2001) The solubility of calcium zincate ($CaZn_2(OH)_6 \cdot 2 H_2O$). *Cement & Concrete Res.* 31 (9), 1327–1332.

[3064] **Steingruber S.M., Friedrich J., Gächter R., Wehrli B.** (2001): Measurement of denitrification in sediments with the ^{15}N isotope pairing technique (^{15}N IPT): A review. *Appl. Environ. Microbiol.* 6 (9), 3771–3778.

[3065] **Volkert M.R., Landini P.** (2001): Transcriptional responses to DNA damage (Review article). *Current Opinions in Microbiol.* 4, 178–185.

[3066] **Baccini P.** (2001): Auf dem Weg nach übermorgen. *Bauland Schweiz. Holcim (Schweiz) AG (Hrsg.)*. S. 11–13.

[3067] **Björck S., Muscheler R., Kromer B., Andresen C.S., Heinemeier J., Johnsen S.J., Conley D., Koc N., Spurk M., Veski S.** (2001): High-resolution analyses of an early holocene climate event may imply decreased solar forcing as an important climate trigger. *Geology* 29 (12), 1107–1110.

[3068] **Acero J.L., Haderlein S.B., Schmidt T.C., Suter M.J.-F., von Gunten U.** (2001): MTBE oxidation by conventional ozonation and the combination ozone/hydrogen peroxide: efficiency of the processes and bromate formation. *Environ. Sci. Technol* 35, 4252–4259.

[3069] **Tillman D.** (2001): Stakeholder analysis in water supply systems. *Diss. ETHZ-Nr. 13 992*. Schrr. Inst. für Hydromechanik und Wasserwirtschaft, ETHZ, Nr. 9. Zurich.

[3070] **Ruckstuhl S., Suter M.J.-F., Giger W.** (2001): Rapid determination of sulfonated naphthalene formaldehyde condensates in aqueous environmental samples using synchronous excitation fluorimetry. *Analyst* 126, 2072–2077.

[3071] **Tillmann D.E.** (2001): Risiko von zuviel Sicherheit. *wasserspiegel* 1, 6–7.

[3072] **Gallard H., von Gunten U.** (2001): Chlorination of natural organic matter: kinetics of chlorination and of THM formation. *Water Res.* 36, 65–74.

[3073] **Rauch W., Krejci V., Frutiger A., Gujer W.** (2001): Generelle Entwässerungsplanung in der Schweiz. *KA Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* 48 (11), 1615–1622.

[3074] **Lloyd G.S., Landini P., Busby S.J.W.** (2001): Activation and repression of transcription initiation in bacteria. In «Regulation of gene expression» (Eds. K.E. Chapman, S.J. Higgins). *Essays in Biochemistry*. 37, Portland Press Ltd., London, pp. 17–31.

- [3075] **Tillman D., Larsen T.A., Pahl-Wostl C., Gujer W.** (2001): Interaction analysis of stakeholders in water supply systems. *Water Sci. Technol.* 43 (5), 319–326.
- [3076] **Kasemir B., Suess A., Zehnder A.J.B.** (2001): The next unseen revolution – pension fund investment and sustainability. *Environment* 43 (9), 8–19.
- [3077] **Binder C., Patzel N.** (2001): Assessing the potential of organic waste recycling through the analysis of rural-urban carbon fluxes. In: «Waste composting for urban and peri-urban agriculture» (Eds. P. Drechsel, D. Kunze) CABI Publishing, Oxon, UK, pp. 141–149.
- [3078] **Bond G., Kromer B., Beer J., Muscheler R., Evans M.N., Showers W., Hoffmann S., Lott-Bond R., Hajdas I., Bonani G.** (2001): Persistent solar influence on North Atlantic climate during the holocene. *Science* 294, 2130–2136.
- [3079] **Gerecke A.C., Canonica S., Müller S.R., Schärer M., Schwarzenbach R.P.** (2001): Quantification of dissolved natural organic matter (DOM) mediated phototransformation of phenylurea herbicides in lakes. *Environ. Sci. Technol.* 35, 3915–3923.
- [3080] **Wagner G., Laj C., Beer J., Kissel C., Muscheler R., Masarik J., Sval H.-A.** (2001): Reconstruction of the paleoaccumulation rate of central Greenland during the last 75 kyr using the cosmogenic radionuclides ^{36}Cl & ^{10}Be and geomagnetic field intensity data. *Earth Planetary Sci. Lett.* 193, 515–521.
- [3081] **Hug S.J., Canonica L., Wegelin M., Gechter D., von Gunten U.** (2001) Solar oxidation and removal of arsenic at circumneutral pH in iron containing waters. *Environ. Sci. Technol.* 35 (10), 2114–2121.
- [3082] **Beer J.** (2001): Sun and climate. *Spatium* 8, 3–19.
- [3083] **Schmidt T.C., Morgenroth E., Schirmer M., Effenberger M., Haderlein S.B.** (2001): Use and occurrence of fuel oxygenates in Europe. In: «Oxygenates in gasoline: environmental aspects» (Eds. A.F. Diaz, D.L. Drogos) Amer. Chem. Soc., ACS Sympos. Ser. No. 799, Washington, DC, Chapter 5, pp. 58–79.
- [3084] **Schlumpf C., Pahl-Wostl C., Schönborn A., Jäger C.C., Imboden D.** (2001): Impacts – an information tool for citizens to assess impacts of climate change from a regional perspective. *Climatic Change* 51, 199–241.
- [3085] **Bührer H., Ambühl H.** (2001): Lake Lucerne, Switzerland a long term study of 1961–1992. *Aquat. Sci.* 63, 432–456.
- [3086] **Ward J.V., Tockner K., Edwards P.J., Kollmann J., Gurnell A.M., Petts G.E., Bretschko G., Rossaro B.** (2000): Potential role of island dynamics in river ecosystems. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27, 2582–2585.
- [3087] **Li Y., Xue H.** (2001): Determination of Cr(III) and Cr(VI) species in natural waters by catalytic cathodic stripping voltametry. *Anal. Chim. Acta* 448, 121–134.
- [3088] **Hug S.J.** (2001): An adapted water treatment option in Bangladesh: solar oxidation and removal of arsenic (SORAS). *Environ. Sci.* 8, 467–479.
- [3089] **Zinn M., Witholt B., Egli T.** (2001): Occurrence, synthesis and medical application of bacterial polyhydroxyalkanoate. *Adv. Drug Delivery Rev.* 53, 5–21.
- [3090] **Robinson C.T., Uehlinger U., Hieber M.** (2001): Spatio-temporal variation in macroinvertebrate assemblages of glacial streams in the Swiss Alps. *Freshwater Biol.* 46, 1663–1672.
- [3091] **Kohler A., Abbaspour K.C., Fritsch M., Schulin R.** (2001): Functional relationship to describe drains with entrance resistance. *J. Irrigation & Drainage Engng.* 127, 355–362.
- [3092] **Power M.E., van der Meer J.R., Harms H., Wanner O.** (2001): Colonization of aerobic biofilms by sulfate-reducing bacteria. *Biofouling* 17, 275–288.
- [3093] **Zah R., Niederöst M., Rinderspacher H., Uehlinger U., Ward J.V.** (2001): Long-term dynamics of the channel network in a glacial flood plain, Val Roseg, Switzerland. *Arctic, Antarctic & Alpine Res.* 33, 440–446.
- [3094] **Escher B.I., Berg M., Mühlemann J., Schwarz M.A.A., Hermens J.L.M., Vaes W.J.J., Schwarzenbach R.P.** (2002): Determination of liposome/water partition coefficients of organic acids and bases by solid-phase microextraction. *Analyst* 127, 42–48.
- [3095] **Carini D., von Gunten U., Dunn I.J., Morbidelli M.** (2001): Modeling ozonation as pre-treatment step for the biological batch degradation of industrial wastewater containing 3-methyl-pyridine. *Ozone Sci. Engng.* 23, 359–368.
- [3096] **Zah R., Uehlinger U.** (2001): Particulate organic matter inputs to a glacial stream ecosystem in the Swiss Alps. *Freshwater Biol.* 46, 1597–1608.
- [3097] **Keller A., Abbaspour K.C., Schulin R.** (2002): Assessment of uncertainty and risk in modeling regional heavy-metal accumulation in agricultural soils. *J. Environ. Quality* 31, 175–187.
- [3098] **Hunziker R.W., Escher B.I., Schwarzenbach R.P.** (2001): pH dependence of the partitioning of triphenyltin and tributyltin between phosphatidylcholine liposomes and water. *Environ. Sci. Technol.* 35, 3899–3904.
- [3099] **Peeters F., Livingstone D.M., Goudsmit G.-H., Kipfer R., Forster R.** (2002): Modeling 50 years of historical temperature profiles in a large Central European lake. *Limnol. Oceanogr.* 47, 186–197.
- [3100] **Bloesch J.** (2002): Integral water protection along the Danube – trite or concept – and how is IAD engaged? *Arch. Hydrobiol.* 141 (1–2) – Suppl. Large Rivers 13 (1–2), 123–128.
- [3101] **Bloesch J.** (2002): The unique ecological potential of the Danube and its tributaries: a report on the 33rd IAD-Conference in Osijek, Croatia, 3–9 Sept. 2000. *Arch. Hydrobiol.* 141 (1–2) – Suppl. Large Rivers 13 (1–2), 175–188.
- [3102] **Uehlinger U.** (2000): Periphyton biomass in an unpredictable environment: exploring the temporal variability with a dynamic model. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27, 3162–3165.
- [3103] **Livingstone D.M.** (2000): Large-scale climatic forcing detected in historical observations of lake ice break-up. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27 (5), 2775–2783.
- [3104] **Volkland H.-P., Harms H., Wanner O., Zehnder A.J.B.** (2001): Corrosion protection by anaerobiosis. *Water Sci. Technol.* 44 (8), 103–106.
- [3105] **Enz C.A., Heller C., Müller R., Bürgi H.-R.** (2001): Investigations on fecundity of *Bythotrephes longimanus* in Lake Lucerne (Switzerland) and on niche segregation of *Leptodora kindtii* and *Bythotrephes longimanus* in Swiss lakes. *Hydrobiologia* 464, 143–151.
- [3106] **Ammann A.A.** (2002): Determination of strong binding chelators and their metal complexes by anion-exchange chromatography and inductively coupled plasma mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* 947, 205–216.
- [3107] **Ohlendorf C., Sturm M.** (2001): Precipitation and dissolution of calcite in a Swiss high Alpine lake. *Arctic, Antarctic & Alpine Res.* 33 (4), 410–417.
- [3108] **Frutiger A.** (2002): The function of the suckers of larval net-winged midges (Diptera: Blephariceridae). *Freshwater Biol.* 47, 293–302.
- [3109] **Burgherr P., Ward J.V.** (2001): Longitudinal and seasonal distribution patterns of the benthic fauna of an Alpine glacial stream (Val Roseg, Swiss Alps). *Freshwater Biol.* 46, 1705–1721.
- [3110] **Hieber M., Robinson C.T., Rushforth S.R., Uehlinger U.** (2001): Algal communities associated with different Alpine stream types. *Arctic, Antarctic & Alpine Res.* 33 (4), 447–456.
- [3111] **Buerge-Weirich D., Hari R., Xue H., Behra P., Sigg L.** (2002): Adsorption of Cu, Cd, and Ni on goethite in the presence of natural groundwater ligands. *Environ. Sci. Technol.* 36 (3), 328–336.
- [3112] **Mettler S., Abdelmoula M., Hoehn E., Schoenenberger R., Weidler P., von Gunten U.** (2001): Characterization of iron and manganese precipitates from an *in situ* groundwater treatment plant. *Ground Water* 39 (6), 921–930.
- [3113] **Beer J.** (2001): Ice core data on climate and cosmic ray changes. Workshop on ion-aerosol-cloud interactions, CERN, Geneva, Switzerland, 18–20 April, pp. 3–11.
- [3114] **Purtschert R., Beyerle U., Aeschbach-Hertig W., Kipfer R., Loosli H.H.** (2001): Palaeowaters from the Glatt Valley, Switzerland. In: «Palaeowaters in coastal Europe: evolution of groundwater since the late pleistocene» (Eds. W.M. Edmunds, C.J. Milne) Geological Society of London. Spec. Publ. Vol. 189, pp. 155–162.
- [3115] **Loosli H.H., Aeschbach-Hertig W., Barbécot F., Blaser P., Darling W.G., Dever L., Edmunds W.M., Kipfer R., Purtschert R., Walraevens K.** (2001): Isotopic methods and their hydrogeochemical context in the investigation of palaeowaters. In: «Palaeowaters in coastal Europe: evolution of groundwater since the late pleistocene» (Eds. W.M. Edmunds, C.J. Milne) Geological Society of London. Spec. Publ. Vol. 189, pp. 193–212.
- [3116] **Hoehn E.** (2001): Exchange processes between rivers and ground waters – the hydrological and geochemical approach. In: «Groundwater ecology» (Eds. C. Griebler et al.) Eur. Commiss. Environment and Climate Programme, pp. 55–68.
- [3117] **Wagner W., Gawel J., Furumai H., Pereira De Souza M., Teixeira D., Rios L., Ohgaki**

- S., Zehnder A.J.B., Hemond H.F.** (2002): Sustainable watershed management: an international multi-watershed case study. *Ambio* 31 (1), 2–13.
- [3118] **Meyer A., Schmidt A., Held M., Westphal A.H., Röthlisberger M., Kohler H.-P., van Berkel W.J.H., Witholt B.** (2002): Changing the substrate reactivity of 2-hydroxybiphenyl 3-monooxygenase from *Pseudomonas azelaica* HBP1 by directed evolution. *J. Biol. Chem.* 277 (7), 5575–5582.
- [3119] **Yang H., Abbaspour K.C., Zehnder A.J.B.** (2001): An analysis of water scarcity-induced cereal grain import. MODSIM 2001, Internat. Congress on Modelling and Simulation, The Australian National University Canberra, Australia, 10–13 December, pp. 1279–1284.
- [3120] **Pianta R., Boller M.** (2001): Bericht über quantitative und qualitative Eigenschaften von Karstquellwasser und dessen Aufbereitung zu Trinkwasser mittels Membrantechnologie. EAWAG, Dübendorf.
- [3121] **Rieger L., Thomann M., Siegrist H., Gujer W.** (2001): Ein praxisnahes Konzept für Online-Messgeräte und Messsonden, VDI-Ber. Nr. 1619, S. 269–306.
- [3122] **Schnabel C., Lopez-Gutierrez J.M., Szidat S., Sprenger M., Wernli H., Beer J., Synal H.-A.** (2001): On the origin of 129I in rain water near Zurich. *Radiochim. Acta* 89, 815–822.
- [3123] **Ziegler F., Gieré R., Johnson C.A.** (2001): Sorption mechanisms of zinc to calcium silicatehydrate: sorption and microscopic investigations. *Environ. Sci. Technol.* 35 (22), 4556–4561.
- [3124] **Johnson C.A., Furrer G.** (2002): Influence of biodegradation processes on the duration of CaCO₃ as a pH buffer in municipal solid waste incinerator bottom ash. *Environ. Sci. Technol.* 36 (2), 215–220.
- [3125] **Müller B., Granina L., Schaller T., Ulrich A., Wehrli B.** (2002): P, As, Sb, Mo, and other elements in sedimentary Fe/Mn layers of Lake Baikal. *Environ. Sci. Technol.* 36 (3), 411–420.
- [3126] **Gallard H., von Gunten U.** (2002): Chlorination of phenols: kinetics and formation of chloroform. *Environ. Sci. Technol.* 36 (5), 884–890.
- [3127] **Binder C., Patzel N.** (2001): Preserving tropical soil organic matter at watershed level. A possible contribution of urban organic wastes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 61, 171–181.
- [3128] **Huisman J.L.** (2001): Transport and transformation processes in combined sewers. Diss ETHZ No. 13 989. Schrr. Inst. für Hydromechanik und Wasserwirtschaft Nr. 10, Zurich.
- [3129] **Zika U.** (1999): Factors affecting settlement and post-settlement processes in littoral marine fishes, focusing on *Aidablennius sphynx*. Diss. ETHZ No. 13 241, Zurich.
- [3130] **Hug F.** (2002): Ressourcenhaushalt alpiner Regionen und deren physiologische Interaktionen mit den Tiefländern im Kontext einer nachhaltigen Entwicklung. Diss. ETHZ Nr. 14 540, Zürich.
- [3131] **Wick L.M.** (2002): Adaptation of *Escherichia coli* to glucose-limited growth in chemostats. Diss. ETHZ No. 14 541, Zurich.
- [3132] **Lass S.** (2002): The scent of danger. Chemical signalling and inducible defences in a predator-prey system. Diss. ETHZ No. 14 447, Zurich.
- [3133] **Ruckstuhl S.** (2002): Environmental exposure assessment of sulfonated naphthalene formaldehyde condensates and sulfonated naphthalenes applied as concrete superplasticizers. Diss. ETHZ Nr. 14 477, Zurich.
- [3134] **Monaghan M.T., Spaak P., Robinson C.T., Ward J.V.** (2002): Population genetic structure of three Alpine stream insects: influences of gene flow, demographics, and habitat fragmentation. *J. North Amer. Benthol. Soc.* 21 (1), 114–131.
- [3135] **Landini P., Zehnder A.J.B.** (2002): The global regulatory *hns* gene negatively affects adhesion to solid surfaces by anaerobically grown *Escherichia coli* by modulating expression of flagellar genes and lipopolysaccharide production. *J. Bacteriol.* 184 (6), 1522–1529.
- [3136] **Zeltner C., Lichtensteiger T.** (2002): Thermal waste treatment and resource management – a petrologic approach to control the genesis of materials in smelting processes. *Environ. Engng. Policy* 3, 75–86.
- [3137] **Laj C., Kissel C., Scao V., Beer J., Thomas D.M., Guillou H., Muscheler R., Wagner G.** (2002): Geomagnetic intensity and inclination variations at Hawaii for the past 98 kyr from core SOH-4 (Big Island), a new study and a comparison with existing contemporary data. *Physics of the Earth & Planetary Interiors* 129, 205–243.
- [3138] **Chèvre N., Becker-Van Slooten K., Tardellas J., Brazzale A.R., Behra R., Güttinger H.** (2002): Effects of dinoseb on the life cycle of *Daphnia magna*: modeling survival time and a proposal for an alternative to the no-observed-effect concentration. *Environ. Toxicol. Chem.* 21 (4), 828–833.
- [3139] **Fassnacht B.L., Bloesch J.** (1999): Ephemeropteren- und Plecopterenzönosen von Schnee- und Gletscherschmelzbächen im alpinen Einzugsgebiet der Furkareuss (Kanton Uri). Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt), Tutzing.
- [3140] **Lanci L., Hirt A.M., Lotter A.F., Sturm M.** (2001): A record of holocene climate in the mineral magnetic record of Alpine lakes: Sägistalsee and Hinterburgsee. *Earth Planetary Sci. Lett.* 188, 29–44.
- [3141] **Bangs M., Battarbee R.W., Flower R.J., Jewson D., Lees J.A., Sturm M., Vologina E.G., Mackay A.W.** (2000): Climate change in Lake Baikal: diatom evidence in an area of continuous sedimentation. *Internat. J. Earth Sci.* 89, 251–259.
- [3142] **Teranes J.L., McKenzie J.A., Bernasconi S.M., Lotter A.F., Sturm M.** (1999): A study of oxygen isotopic fractionation during bio-induced calcite precipitation in eutrophic Baldeggersee, Switzerland. *Geochim. Cosmochim. Acta* 63 (13/14), 1981–1989.
- [3143] **Lanci L., Hirt A.M., Lowrie W., Lotter A.F., Lemcke G., Sturm M.** (1999): Mineral-magnetic record of late quaternary climatic changes in a high Alpine lake. *Earth Planetary Sci. Lett.* 170, 49–59.
- [3144] **Teranes J.L., McKenzie J.A., Lotter A.F., Sturm M.** (1999): Stable isotope response to lake eutrophication: calibration of a high-resolution lacustrine sequence from Baldeggersee, Switzerland. *Limnol. Oceanogr.* 44 (2), 320–333.
- [3145] **Lees J.A., Flower R.J., Ryves D., Vologina E., Sturm M.** (1998): Identifying sedimentation patterns in Lake Baikal using whole core and surface scanning magnetic susceptibility. *J. Paleolimnol.* 20, 187–202.
- [3146] **Flower R.J., Batterabee R.W., Lees J., Levina O.V., Jewson D.H., Mackay A.W., Ryves D., Sturm M., Vologina E.G.** (1998): A geopassner project on diatom deposition and sediment accumulation in Lake Baikal, Siberia. *Freshwater Forum, F.B. Assoc.* 16–29.
- [3147] **Lemcke G., Sturm M.** (1997): $\delta^{18}\text{O}$ and trace element measurements as proxy for the reconstruction of climate changes at Lake Van (Turkey) – preliminary results. *NATO ASI Ser. 149* (Eds. H. Nüzhet et al.) Springer-Verlag, Berlin.
- [3148] **Lister G.S., Livingstone D.M., Ammann B., Ariztegui D., Haeberli W., Lotter A.F., Ohlen-dorf C., Pfister C., Schwander J., Schweingruber F., Stauffer B., Sturm M.** (1998): Alpine paleoclimatology. In: «A view from the Alps: regional perspectives on climate change», MIT Press, Cambridge, Mass., pp. 73–169.
- [3149] **von Gunten H.R., Sturm M., Moser R.N.** (1997): 200-year record of metals in lake sediments and natural background concentrations. *Environ. Sci. Technol.* 31 (8), 2193–2197.
- [3150] **Lotter A.F., Merkt J., Sturm M.** (1997): Differential sedimentation versus coring artifacts: a comparison of two widely used piston-coring methods. *J. Paleolimnol.* 18, 75–85.
- [3151] **Salonen V.-P., Grönlund T., Itkonen A., Sturm M., Vuorinen I.** (1995): Geochemical record on early diagenesis of recent baltic sea sediments. *Marine Geology* 129, 101–109.
- [3152] **Beer J., Muscheler R., Wagner G., Laj C., Kissel C., Kubik P.W., Synal H.-A.** (2002): Cosmogenic nuclides during isotope stages 2 and 3. *Quaternary Sci. Rev.* 21, 1129–1139.
- [3153] **Venkatapathy R., Bessingpas D.G., Canonica S., Perlinger J.A.** (2002): Kinetics models for trichloroethylene transformation by zero-valent iron. *Appl. Catalysis B. Environmental* 47, 139–159.
- [3154] **Müller B., Märki M., Dinkel C., Stierli R., Wehrli B.** (2002): *In situ* measurements in lake sediments using ion-selective electrodes with a profiling lander system. *ACS Sympos. Ser. 811* (Eds. M. Taillefert et al.) American Chemical Society, Washington DC, pp. 126–143.
- [3155] **Gremion B., Aristanti C., Wegelin M.** (2002): From theory to practice. In: «Message in a bottle. solar water disinfection» Simavi World Waterfund, Haarlem NL pp. 10–28.
- [3156] **Winder M., Monaghan M.T., Spaak P.** (2001): Have human impacts changed Alpine zooplankton diversity over the past 100 years? *Arctic, Antarctic & Alpine Res.* 33 (4), 467–475.
- [3157] **Escher B.I., Schwarzenbach R.P.** (2002): Mechanistic studies on baseline toxicity and uncoupling of organic compounds as a basis for modeling effective membrane concentrations in aquatic organisms. *Aquat. Sci.* 64, 20–35.

Neulancierung von Aquatic Sciences

Mit Ausgabe 64 wurde die Zeitschrift «Aquatic Sciences» neu lanciert. Damit beginnt eine neue Ära in der Geschichte der Zeitschrift, die ein neues Design, eine neue Chefredaktorin und ein neues internationales Redaktionskomitee erhielt.

«Aquatic Sciences – Research Across Boundaries» befasst sich mit natürlichen aquatischen Ökosystemen und dem Einfluss des Menschen auf diese Systeme. Dabei wird die gesamte Bandbreite von mechanistischen Studien auf molekularer Ebene bis zu ökosystemaren Untersuchungen abgedeckt. Wir freuen uns auf Ihre Forschungs- und Übersichtsartikel.

Weitere Informationen:
www.eawag.ch/publications/aquatic_sciences



Y. Uhlig, EAWAG
 Chefredaktorin Barbara Sulzberger (EAWAG) und zwei Vertreter des Birkhäuser Verlags stellen die neue Aquatic Sciences vor.

Beratende Kommission der EAWAG: neues Mitglied



Frau Dr. **Ursula Brunner** ist seit Januar 2002 Mitglied der Beratenden Kommission der EAWAG. Als Rechtsanwältin mit Schwerpunkten im Umwelt-, Staats- und Verwaltungsrecht ist sie Partnerin einer Anwaltskanzlei. Ihre Aktivitäten im Bereich Umweltschutz sind zahlreich: Sie hat als Autorin beim Kommentar zum Umweltschutzgesetz mitgewirkt, ist in der Redaktionskommission «Umweltrecht in der Praxis» tätig und engagierte sich im Vorstand und Präsidium der Vereinigung für Umweltrecht. Darüberhinaus doziert Frau Brunner im Rahmen verschiedener Nachdiplomstudiengänge und Schulungsprogramme über Umweltrecht und begleitete als Expertin das 1992 vom Schweizerischen Nationalfonds lancierte Schwerpunktprogramm «Umwelt».

Darüberhinaus doziert Frau Brunner im Rahmen verschiedener Nachdiplomstudiengänge und Schulungsprogramme über Umweltrecht und begleitete als Expertin das 1992 vom Schweizerischen Nationalfonds lancierte Schwerpunktprogramm «Umwelt».

EAWAG-Workshop: «Reformen in der Schweizer Siedlungswasserwirtschaft»

Weltweit werden Versorgungsdienstleistungen dereguliert, privatisiert und teilweise dem freien Markt überlassen. In der Schweiz stehen nach der Telekommunikation und dem Verkehr nun auch der Wasser- und Abwassersektor im Fokus von Reformen. Aus diesem Grund veranstaltete die sozialwissenschaftliche Forschungsgruppe CIRUS der EAWAG im Juni 2002 einen eintägigen Workshop zum Thema «Reformen in der Schweizer Siedlungswasserwirtschaft» im AudiMax der ETH Zürich. Den mehr als 100 Teilnehmenden wurde ein ungewöhnliches Format präsentiert. Statt einzelner Vorträge gab es drei Podiumsdiskussionen mit namhaften Experten: Direktoren von Wasserversorgungen und Abwasserreinigungen,

Gemeindeammänner aus dem In- und Ausland, Vertreter eines privaten Wasserkonzerns, kantonale Abteilungsvorsteher und Vertreter von NGOs.

Zentrale Fragen in der Debatte waren: Welches sind die Vor- und Nachteile der unterschiedlichen Organisationsformen? Ist die Deregulierung ein Mittel zur Steigerung von Flexibilität und Effizienz oder schon ein erster Schritt hin zur privaten Wasserwirtschaft? Schliessen sich Effizienzsteigerung und Ökologie gegenseitig aus? Können durch Regionalisierung nachhaltige Strukturen geschaffen werden?

Informationen zum Workshop sind erhältlich unter:
www.cirus.eawag.ch
 Dieter Rothenberger, Tel: +41 41 349 21 82 oder
dieter.rothenberger@eawag.ch

Fischnetz: Im letzten Drittel

Das Projekt Fischnetz, das nach Gründen für die stark rückläufigen Fangerträge und die gesundheitliche Beeinträchtigung von Fischen in schweizerischen Fließgewässern sucht, geht in die Abschlussphase. 35 der 75 bisher initiierten Teilprojekte sind bereits abgeschlossen. Eine Auswahl von Ergebnissen wurde am 4. Fachseminar Fischnetz im April 2002 vorgestellt. Rund 170 Interessierte, darunter Vertreter aus 22 Kantonen und 5 Bundesämtern, nahmen teil. Angesprochen wurden Themen wie Kolmation, Besatz versus Naturverlaichung, hormonaktive Verbindungen und veränderte Fortpflanzung. Aufgrund bisher erhaltener Ergebnisse wurden 6 weitere Teilprojekte gestartet, die sich beispielsweise mit der Regionalisierung von Einflussfaktoren und der Erstellung eines Populationsmodells befassen. Daneben haben die Arbeiten am Schlussbericht begonnen. Er wird in praxisnaher Weise die erarbeiteten Resultate zusammenfassen sowie Vorschläge zum weiteren Vorgehen und mögliche Verbesserungsmaßnahmen enthalten. Eine öffentliche Schlussveranstaltung ist für November 2003 geplant.

Informationen zum Stand von Fischnetz sind abrufbar unter: www.fischnetz.ch



Wasserversorgung Zürich