© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at
Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich **145**, 2008, 1–22

Die Evertebraten-Fauna des Almbaches und dessen Quellen im Nationalpark Kalkalpen, Oberösterreich

Nella POKORNY, Christian FESL, Romana NIEDERMAYR & Michael SCHAGERL

Der auf der bewirtschafteten Ebenforstalm im Nationalpark Kalkalpen gelegene Almbach stellt ein typisch oligotrophes, krenales Karstgewässer dar. Hydrologische und physikochemische Parameter werden stark von der Geologie und den Niederschlagsverhältnissen des Gebietes beeinflusst, was in einer hohen Variabilität dieser Umweltvariablen resultiert. Diese zeitliche und örtliche Dynamik ist ausschlaggebend für die vielfältige Makrozoobenthosgemeinschaft. Sie bedingt die besondere Mischung der Biozönosen aus sowohl ubiquisten (z. B. *Baetis* sp.) als auch Reinwasser-liebenden Arten (z. B. *Leuctra* sp.) sowie fakultativen Krenobioten (z. B. *Nemurella pictetii*). Die dominanten Formen in den untersuchten Quellen sind Nicht-Insekten-Taxa (Ostracoda, Nematoda), Ephemeroptera fehlen hier gänzlich. Die Hauptquelle des Almbaches wurde im Zuge von LIFE-Managementmaßnahmen mit einem Zaun umgeben, um das Vieh am direkten Zutritt zu hindern. Sie beherbergt verhältnismäßig mehr Reinwasser-liebende Plecoptera als eine für die Kühe zugängliche und leicht stickstoff-belastete benachbarte Quelle. In dem von beiden Quellen gespeisten Bach dominieren hingegen Insekten-Taxa (Plecoptera, Ephemeroptera), hier gibt es keine signifikanten Unterschiede zwischen den untersuchten Stellen. Eine Hauptkomponentenanalyse resultierte in 3 Faktoren, deren Hintergrundvariablen als „Quellentfernung", „organische Materie" und „Sauerstoff" interpretiert wurden. Die ersten beiden Faktoren trennen die beiden Quellen sowohl voneinander als auch von den Bachstandorten. Insgesamt erklären die 3 Faktoren 75 % der Gesamtvariation und beeinflussen die Taxazahl, Individuendichte und Evenness des MZB signifikant.

POKORNY N., FESL C., NIEDERMAYR R. & SCHAGERL M., 2008: The invertebrate fauna of the stream Almbach and its sources in the national park Kalkalpen, Upper Austria.
Situated on the farmed Ebenforstalm in Nationalpark, Kalkalpen the "Almbach" is a typical oligotrophic, krenal karst headwater stream. Hydrological and physicochemical parameters are strongly affected by the geology and precipitation conditions of the area, resulting in highly dynamic environmental parameters. This temporal and spatial variability is the determining factor for the macroinvertebrate community, generating a biocenosis of both ubiquist (e.g. *Baetis* sp.) and optionally krenobiont species (e.g. *Nemurella pictetii*) as well as organisms requiring oligotrophic water conditions (e.g. *Leuctra* sp.). The examined springs of this study are dominated by non-insect taxa like Ostracoda and Nematoda; Ephemeroptera are missing at these sites. In the course of management arrangements for a LIFE project, the main spring of the Almbach was enclosed to protect it from the direct influences of the cattle. At this site, plecopteran taxa, which prefer low nutrient concentrations, occurred in higher abundances than in the nearby, unfenced spring. The latter is characterized by higher nutrient loading, which is reflected by a lower taxon richness of this plecopterans. However, the spring-fed stream is dominated by insect taxa like Plecoptera and Ephemeroptera, and there are no significant differences between the studied stream sites. A principal component analysis resulted in 3 factors that can be summarized under "distance from the spring", "organic material" and "oxygen". The first two factors separate the spring sites from the stream sites and from each other. Altogether the 3 factors explain 75 % of the total variance and significantly influence taxon richness, abundance and evenness of the macroinvertebrate community.

Keywords: macroinvertebrate community, karst spring, spring-fed stream, Alps, environmental factors, pasture

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Einleitung

Quellen sind einzigartige, sehr kleinräumige Ökotone, in denen eine enge Verzahnung zwischen Boden, Gewässer, Fauna und Flora gegeben ist (VOGEL 2006). Hier leben teils hochspezialisierte Organismen, die in ihrer Zusammensetzung wichtige Bioindikatoren darstellen. Quellen spielen in der Trinkwasserversorgung ebenfalls eine bedeutende Rolle. Umso erstaunlicher ist, dass das Interesse der Wissenschaft an diesen Biotopen erst Anfang des letzten Jahrhunderts geweckt wurde (z. B. THIENEMANN 1923, 1925, BRUES 1924, zitiert in WILLIAMS & WILLIAMS 1998). Heute liefern großräumig angelegte Monitorings in der Alpenregion, bei denen sowohl faunistische als auch physikalische, chemische und geologische Parameter gemessen werden, wertvolle Daten. So wurden im Zuge einer Studie in Südtirol, Italien, in den Jahren 2000 bis 2003 insgesamt 63 natürliche und gefasste Quellen beschrieben (SAMBUGAR et al. 2006). Im Nationalpark Berchtesgaden, Deutschland, wurden im selben Zeitraum ca. 60 Quellen detailliert untersucht und dokumentiert (GERECKE & FRANZ 2006).

Man kann Quellen nach der Art des Gestein, dem sie entspringen, typisieren. Bei Kluftquellen tritt das Wasser aus Fels aus, als Entwässerungskanal dient eine Kluft oder andersartige Störung im Gestein. Dem gegenüber stehen Karstquellen, sie entspringen aus Lockergesteinen. Wird Kalkgestein von kohlensäurehältigem Wasser aufgelöst, so spricht man von chemischer Verwitterung. Es entsteht eine zerklüftete Karstlandschaft mit Einsturztrichtern (Ponore), unterirdischen Verzweigungen und Höhlen. Das Wasser, das nahe beieinander liegende Quellen speist, kann so ursprünglich aus völlig unterschiedlichen Einzugsgebieten kommen, da es in den Höhlensystemen des Karst oft weite Strecken im Inneren des Berges zurücklegt (KLEE 1998). Bei der Zirkulation durch diese Hohlräume wird das Wasser kaum gereinigt (KRALIK 2006). Außerdem bilden Kalkböden wie Rendzina lediglich eine dünne Humusauflage aus, sodass organische Einträge und Keime nahezu ungefiltert in die unterirdischen Gewässer gelangen (SCHÖN & STRAUCH 2004). Im Karst gibt es Quellen, die nur bei starken Niederschlägen im Einzugsgebiet anspringen. Diese unregelmäßigen Schüttungen, hohe Härtegrade und dadurch gut gepufferte, stabile pH-Werte des karbonatreichen Wassers sind charakteristisch für Karstquellen.

Die Region des heutigen Nationalpark Kalkalpen wurde früher intensiv in Form von Holznutzung, Braunkohleabbau oder Almwirtschaft genutzt. Einige Almen wie auch die Ebenforstalm werden auch heute noch bewirtschaftet. Im Rahmen des LIFE-Projektes LIFE99NAT/A/5915 wurden in den Jahren 1999 bis 2003 diverse Management-Maßnahmen im Nationalpark durchgeführt und dokumentiert. Unter anderem wurden Karstquellen untersucht, die als Schutzgüter im Anhang 1 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie ausgewiesen sind. Bei diesem seit 1991 laufenden Karstquellen-Monitoringprogramm (PRÖLL 2002) finden regelmäßig Messkampagnen zu Hydrologie, Chemie und Hydrobiologie ausgesuchter Quellen statt. Ebenfalls für eine Zustandserhebung der Gewässer im Nationalpark dienen die Messungen der mikrobiellen Aktivität mittels Petrifilm Platten (THYR 2002) und die hydrobiologische Beweissicherung von Karstquellen anhand der Quellfauna (WEIGAND & GRAF 2002). Bereits nach den ersten Erhebungen stellte sich heraus, dass einige der Almquellen ihre Naturnähe völlig verloren hatten. Wo Kühe das Gewässer durchqueren, findet eine Verschlammung des Sediments statt. Die an die hohen Strömungsgeschwindigkeiten angepasste Fauna kann sich nicht mehr in das Interstitial zurückziehen und wird weggeschwemmt. Die Schatten spendende Ufervegetation wird weggefressen, so kann die Sonnenstrahlung stellenweise ungehindert auf das Gewässer treffen. Durch fäkale Verunreinigungen punktuell sehr hohe Nährstoffeinträge verändern

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

die chemischen Verhältnisse des Wassers. Zum Schutz gegen solche negativen Einflüsse des Viehs wurden einige sensible Biotope auf den Almen des Nationalparks umzäunt. So wurde die Hauptquelle des Almbaches dauerhaft von einem Zaun umgeben, um das Vieh am direkten Zutritt zu hindern. Mit der Zeit soll sich hier wieder eine standorttypische Ufervegetation ansiedeln und eine quelltypische Fauna etablieren. Anhand einer regelmäßigen Datenerhebungen ist dokumentiert, dass sich bereits zwei Jahre nach Errichten des Zaunes konnten erhebliche Verbesserungen eingestellt haben: Statt Schlamm besteht der Untergrund jetzt aus Kies, eine typische Ufervegetation konnte aufkommen und der Anteil an krenalen und xenosaproben Arten war gestiegen (Weigand et al. 2002).

Einige aktuelle Arbeiten beschäftigen sich mit der Frage nach den wichtigsten Einflussvariablen auf Karstquellenbiozönosen. So wird laut Smith et al. (2003) und von Fumetti et al. (2006) die Lebensgemeinschaft am stärksten von der Abflussdynamik dieser Lebensräume beeinflusst. Neben diesem hydrologischen Parameter spielt das Ausmaß der vorangegangenen Vergletscherung im Quellgebiet eine erhebliche Rolle für das Verhältnis von Insekten- zu Nicht-Insekten-Taxa (Williams & Williams 1998). Ziel dieser Arbeit ist (a) eine allgemeine Charakterisierung des Gewässers Almbach anhand von biotischen und abiotischen Parametern. Weiters soll festgestellt werden, ob sich (b) die Quellen vom Bach unterscheiden, und ob es (c) Unterschiede zwischen der umzäunten Quelle und einer benachbarten Quelle, zu der das Vieh ungehinderten Zutritt hat, gibt. Das Hauptaugenmerk liegt hier beim Makrozoobenthos. Aufgrund der raschen Reaktion auf sich ändernde Umweltbedingungen eignet sich die Zusammensetzung dieser Biozönosen daher gut, um Aussagen über den Zustand eines Gewässers zu treffen. Die zusätzliche Analyse hydrologischer und physikochemischer Umweltparameter hilft, die komplexen Zusammenhänge eines solchen Quellgewässers zu verstehen. Bisherige Datenerhebungen zur Quellfauna der Ebenforstalm wurden mittels semiquantitativer Methoden (Emergenzfallen, Kicksampling) durchgeführt. Die vorliegende Untersuchung liefert zum ersten Mal quantitative Daten.

Gebietsbeschreibung

Der Nationalpark oberösterreichische Kalkalpen wurde im Jahr 1997 gegründet und hat eine Gesamtfläche von fast 21.000 ha. Das im Westen gelegene Sengsengebirge erstreckt sich in Nord-Süd-Richtung auf einer Länge von ca. 15 km und beherbergt mit dem Hohen Nock (1963 m) den höchsten Berg des Gebietes. Das Reichraminger Hintergebirge zählt zu den größten geschlossenen Waldgebieten Mitteleuropas und bildet den östlichen Teil des Nationalparks. Die durchschnittliche Jahressumme der Niederschlagsmengen beträgt 1275 mm und die Jahresmitteltemperatur 7,3 °C. Es handelt sich um ein feucht-gemäßigtes, ozeanisch geprägtes Klima (Schön & Strauch 2004). Eine Erklärung für das dichte Gewässernetz mit zahlreichen Quellen findet man in der Geologie der Kalkalpen: Aus dem porösen Kalkstein und Dolomit entsteht durch Verwitterung eine zerklüftete Karstlandschaft mit unterirdischen Höhlensystemen.

Die Ebenforstalm liegt auf ca. 1.100 m Höhe an der Nordseite des Reichraminger Hintergebirges. Rund 40 Rinder werden jedes Jahr Mitte Mai auf die 5 ha Weidefläche auf- und Ende September wieder abgetrieben. Aufgrund einer inverse Synklinale liegen hier ältere Gesteine auf jüngeren Schichten (Haseke 2002). Das Hauptgestein der Weide ist der so genannte „Alpine Flysch" (auch Rossfeldschichten genannt). Dieser Boden verkarstet kaum, es kann sich eine dichte Humusschicht bilden, die auch den Vertritt des Viehs aushält. Aufgrund des Lehmanteils hat er außerdem eine Wasser stauende Wirkung,

 © Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

die die Ausbildung eines fast 7.800 Jahre alten Übergangsmoores auf der Ebenforstalm ermöglicht hat. Hier wachsen Moorspezialisten wie das Scheiden-Wollgras (*Eriophorum vaginatum*), der Rundblatt-Sonnentau (*Drosera rotundifolia*) oder Torfmoosarten (*Sphagnum spp.*).

Das Wasser, das zum Almbach zusammenfließt, tritt an vielen Stellen aus dem Gestein. Der höchst gelegene Ursprung wurde im Zuge der LIFE-Managementmaßnahmen umzäunt (WEIGAND & GRAF 2002). Anschließend fließt der Bach ein Stück unterirdisch die Alm entlang (anmooriger Bereich, siehe Abb. 1). Ca. 150 m unterhalb der umzäunten Quelle befinden sich zwei weitere, nur wenige Meter auseinander liegende Quellen, deren Abflüsse sich mit dem Bach vereinigen. Der Almbach durchquert den Rest der Alm, bis er in den autochthonen Fichten-Forst eintritt und hier ungefähr 900 m nach seinem Ursprung in einem Ponor im Boden verschwindet. Der Ebenforstponor entwässert schließlich in die auf ca. 450 m Seehöhe gelegene Predigtstuhlquelle.

Der Behaarte Kälberkopf (*Chaerophyllum hirsutum*) und die Rossminze (*Mentha longifolia*) sind die dominanten Vertreter der Quellflurgesellschaft. Diese Arten charakterisieren die *Chaerophyllum hirsutum*-Gesellschaft, die typisch für eine gleichmäßige Wasserführung und oligotrophes Wasser sind, aber doch auf leichten Beweidungseinfluss hindeuten (HUBER 2006). Auf der Weide selbst gibt es nur wenige Bäume, den Almbach entlang wachsen vereinzelte Fichten, kurz vor dem Eintritt in den Forst säumen einige strauchförmige Rotbuchen das Gewässer.

Material und Methoden

Es wurden vier Probenstellen im Almbach ausgewählt und entsprechend ihrer Lage entlang des Längsverlaufes nummeriert. EB1 repräsentiert die umzäunte Hauptquelle des Gewässers und EB2 eine Quelle ohne Zaun weiter bachabwärts. EB3 und EB4 liegen ein paar hundert Meter unterhalb in dem von den Quellen gespeisten Bach. EB3 befindet sich auf der Weide und EB4 im Forst knapp oberhalb des Ponor (Abb. 1). Im Folgenden werden EB1 und EB2 als „Quellen" und EB3 und EB4 als „Bach" bezeichnet. Die Probennahmen erfolgten an neun Terminen in dreiwöchigen Abständen zwischen Anfang Mai und Ende Oktober 2005. Um eine statistische Auswertung des Makrozoobenthos (MZB) mittels Parallelproben zu ermöglichen, wurden an jeder der vier Stellen vier Proben im Hauptsubstrat gezogen.

Abiotik

Abiotische Parameter wie Wassertemperatur (T), Leitfähigkeit (Lf), pH Wert und Sauerstoffgehalt (O_2) konnten bereits im Feld an jeder Probenstelle gemessen werden (Messgerät: WTW MulitLine P4; Temperatur- und Sauerstoffsonde: CellOx 325, pH-Sonde: SenTix 41, Leitfähigkeitssonde: TetraCon 325). Der Lichteinfall wurde anhand einer fünfstufigen Skala geschätzt (1 = geringer, 5 = sehr starker Lichteinfall). Zusätzlich wurden an jeder Probenstelle Wasserproben für wasserchemische Untersuchungen entnommen und bis zur Analyse in einer Kühlbox verwahrt. Zu jeder Benthosprobe wurden außerdem Daten zur Hydrologie des Gewässers gemessen (Wassertiefe = z, Gewässerbreite = b und Strömungsgeschwindigkeit = v, mittels Flo-Mate, Firma Marsh-McBirney).

An fünf Terminen wurden repräsentative Sedimentproben aus dem Gewässer entnommen. Nachdem die Sedimentproben bei 95°C getrocknet worden waren, erfolgte eine Korngrößenanalyse (>0,25; >0,40; >0,63; >0,80; >2; >6,3; >20; >63 mm). Zur Bestimmung der

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

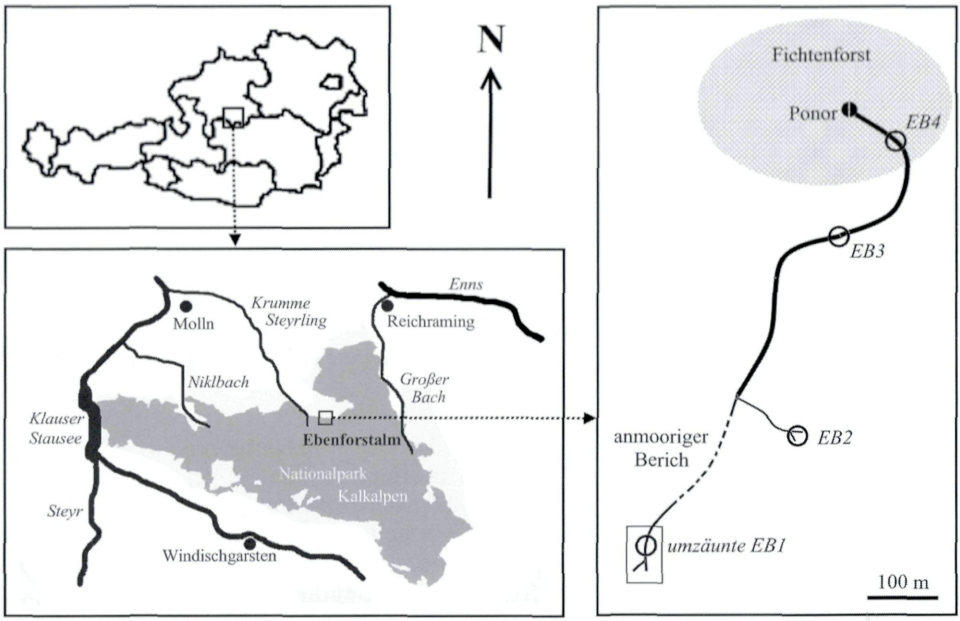

Abb. 1: Skizze der Ebenforstalm im Nationalpark Kalkalpen, Oberösterreich, mit den Probestellen. EB1 und EB2 sind die Quellstandorte und EB3 und EB4 die Bachstandorte. Bewaldete Flächen sind schraffiert dargestellt. – Fig. 1: Location of the sampling sites on the Ebenforstalm in the Nationalpark Kalkalpen, Upper Austria. EB1 and EB2 are the studied springs, EB3 and EB4 represent the spring-fed stream. Shaded areas are covered by forest.

Heterogenität des Sediments wurde der Sortierungskoeffizient So bestimmt, wobei ein Wert von 1 homogenes Sediment bedeutet und die Heterogenität mit ansteigendem Wert zunimmt. Der Schiefekoeffizient Sk lässt Aussagen über die Symmetrie der Korngrößenverteilung zu, wobei Werte kleiner 1 das Vorwiegen gröberen Materials und Werte größer 1 die Dominanz von feinerem Material anzeigen. (Beide Koeffizienten nach TRASK 1932)

$$So = \sqrt{\frac{Q_3}{Q_1}} \qquad Sk = \frac{Q_1 * Q_3}{Q_2}$$

Q_i … Quartile der Korngrößenverteilung

Nach Entfernen der Tiere aus den Proben wurde der Gehalt an partikulärem organischen Material (POM; >100 µm) bestimmt: Nachdem die Proben zwei Tage lang bei 95°C getrocknet (Trockengewicht, TG) und danach vier Stunden lang bei 500°C gemuffelt (Aschegewicht, AG) worden waren, konnte das aschefreie Trockengewicht (AFTG) aus der Differenz zwischen TG und AG ermittelt werden.

Chemie

Die Nährstoffgehalte der filtrierten Wasserproben wurden colorimetrischen analysiert. Orthophosphat (PO_4^{3-}-P) wurde nach der Molybdänblau-Methode (STRICKLAND & PARSONS 1968) ermittelt. Ammonium (NH_4^+-N) konnte nach der Indophenolblau-Methode (KROM 1980) bestimmt werden und die Natriumsalicylat-Methode (LEGLER 1988) wurde zur Bestimmung des Gehaltes an Nitrat (NO_3^--N) verwendet. Nach Aufschluss der unfiltrierten Rohprobe mit konzentrierter Schwefelsäure und Wasserstoffperoxyd und Zusatz der Ammonium-Reagenzien wurde der organisch gebundene Stickstoff N_{red}-N ermittelt.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Phytobenthos

Das Phytobenthos wurde mit Schablonen und Pinseln von definierten Flächen am Substrat abgeschabt. Diese quantitativen Proben wurde im Labor mit Leitungswasser auf ein bestimmtes Volumen verdünnt, homogenisiert und mit Formol konserviert (2 bis 3 % Endkonzentration). Mittels Zählen und Vermessen im Umkehrmikroskop (nach UTERMÖHL 1958) und Kieselalgenpräparaten (Behandlung mit Säure, Einschluss in Naphrax) wurde die Phytobenthosgemeinschaft charakterisiert. Verwendete Bestimmungsliteratur: Cyanoprokaryota: GEITLER (1932), KOMAREK & ANAGNOSTIDIS (1999); Bacillariophyceae: KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986, 1988, 1991a, 1991b); Chlorophyceae: KOMAREK & FOTT (1983); Oedogoniophyceae: MROZINSKA (1985); Conjugatophyceae: KADLUBOWSKA (1984); Xantophyceae: ETTL (1978).

Makrozoobenthos

Das MZB wurde quantitativ mit Hess-Samplern beprobt. Je nach Breite des Gewässers wurde der passende Sampler ausgewählt und am Hauptsubstrat aufgesetzt (Durchmesser 5,8, 8,0, 11,2 oder 16,0 cm). Aufgrund erhöhter Wasserführung und der daraus resultierenden Sedimentauswaschung konnten an der Stelle EB 2 an fünf Terminen nur drei Parallelproben gezogen werden. Vor Ort wurden die Proben durch ein 100 µm-Sieb geschwemmt und mit 95%igem Ethanol fixiert. Eine Aufteilung des MZB in Großgruppen größer als 200 µm erfolgte im Labor mit Hilfe eines Auflichtmikroskopes bei maximal 32facher Vergrößerung. Hier wurden zusätzlich die Gruppen der Plecoptera (Steinfliegen-Larven; Bestimmung nach HYNES 1984) und Ephemeroptera (Eintagsfliegen-Larven; Bestimmung nach BAUERNFEIND & HUMPESCH 2001) auf niedrigstmögliches taxonomisches Niveau determiniert. Mittels der Fauna Aquatica Austriaca (MOOG et al. 2002) wurden diese noch ihren Habitatpräferenzen zugeordnet (Plecoptera: GRAF et al. 2002; Ephemeroptera: BAUERNFEIND et al. 2002).

Statistische Auswertung

Hydrologische Parameter (z, b und v) wurden mittels nicht-parametrischem H-Test und post-hoc-Test nach Tamhane auf signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) getestet. Die übrigen abiotischen (T, Lf, pH und O_2) und chemischen (PO_4^{3-}-P, NO_3^--N, NH_4^+-N und N_{red}-N) Parameter wurden mit Tests nach Friedman ($p < 0,05$) und Wilcoxon ($p < 0,01259$) nichtparametrisch auf signifikante Unterschiede überprüft. Ausgewählte Umweltfaktoren wurden mittels Hauptkomponentenanalyse (PCA) mit Varimax-Rotation reduziert. Einige Parameter wurden für eine Annäherung an die Normalverteilung mit dem natürlichen Logarithmus (ln(x+1)) transformiert.

Zur weiteren Datenanalyse wurde die Biozönose über Taxazahl S, Shannon-Wiener Diversitätsindex H' und Shannon-Wiener Evenness V' genauer charakterisiert.

$$H' = -\sum_{i}^{S} (p_i * \mathrm{h}\ p_i) \qquad V' = \frac{H'}{\mathrm{h}\ S}$$

p_i Anteil der Individuenzahl des Taxon i an der Gesamtindividuenzahl

Mit multiplen Regressionen wurde anschließend ermittelt, wie gut die aus der PCA resultierenden Faktoren die Taxazahl S, die logarithmierten Gesamtindividuenzahlen, GesInd(ln), und die Evenness V' der Großgruppen erklären.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

$$\hat{y} = b_0 + b_1 f_1 + b_2 f_2 + b_3 f_3$$

$\hat{y}$ ... geschätzte Geslnd (ln), S bzw. V'
b ... Regressionskoeffizient
f ... Faktor

Berechnet wurden sämtliche Analysen mit dem Programm SPSS 12.0 (SPSS Inc. 2003).

Ergebnisse

Abiotik

Alle Probenstellen des Almbaches haben konstant neutrale bis leicht basische pH-Werte und eine ausreichende Sauerstoffsättigung (Min – Max: 77–100 % relative Sättigung). Der durchschnittliche Lichteinfall auf das Gewässer ist sehr variabel. Zur Quelle EB1 dringt am wenigsten Licht durch, bei der im Fichtenforst gelegenen EB4 war der Lichteinfall während der gesamten Vegetationsperiode konstant (Tab. 1). Die Wassertemperatur der beiden Quellstandorte ist während des gesamten Probenzeitraumes annähernd konstant und liegt im Bereich des Jahresmittels der Lufttemperatur des Gebietes (7,3 °C). Im Gegensatz dazu schwankt die Temperatur im Bach zwischen 20,6 °C im Mai und 3,3 °C im Oktober. EB3 unterscheidet sich bezüglich Temperatur signifikant von den übrigen Probestellen (Abb. 2). Nach einem Anstieg in Frühjahr bleibt die Leitfähigkeit auf einem Niveau zwischen 300 und 400 µS cm^{-1}. Eine Ausnahme stellt das Starkregenereignis Mitte August dar, das vor allem die Werte an den Bachstandorten stark beeinflusst (siehe Pfeil in Abb. 3). Die Leitfähigkeit bei EB2 übersteigt 400 µS cm^{-1} und ist signifikant höher als an den anderen Stellen.

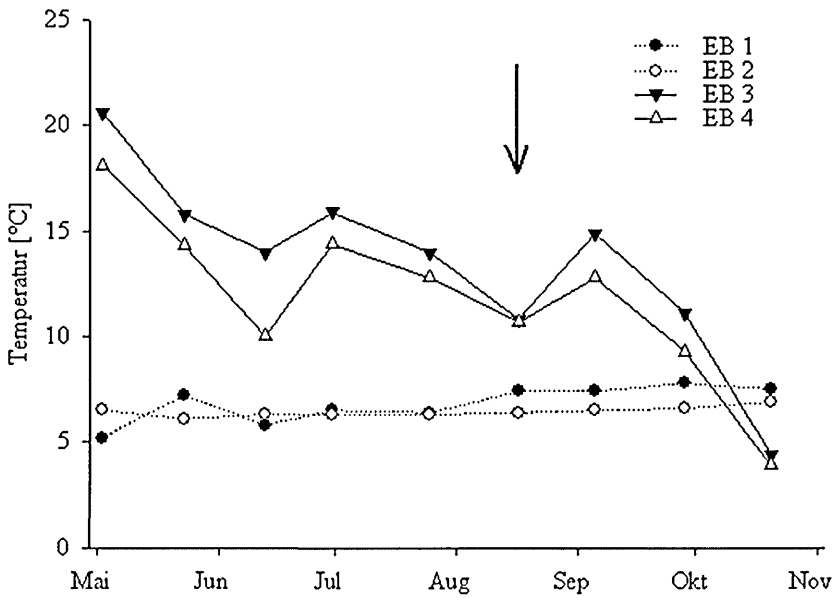

Abb. 2: Mittelwert der Wassertemperaturen des Almbaches. Der Pfeil markiert das Hochwasserereignis im August 2005. – Fig. 2: Mean water temperature of the Almbach. The flood in August 2005 is indicated by the arrow.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

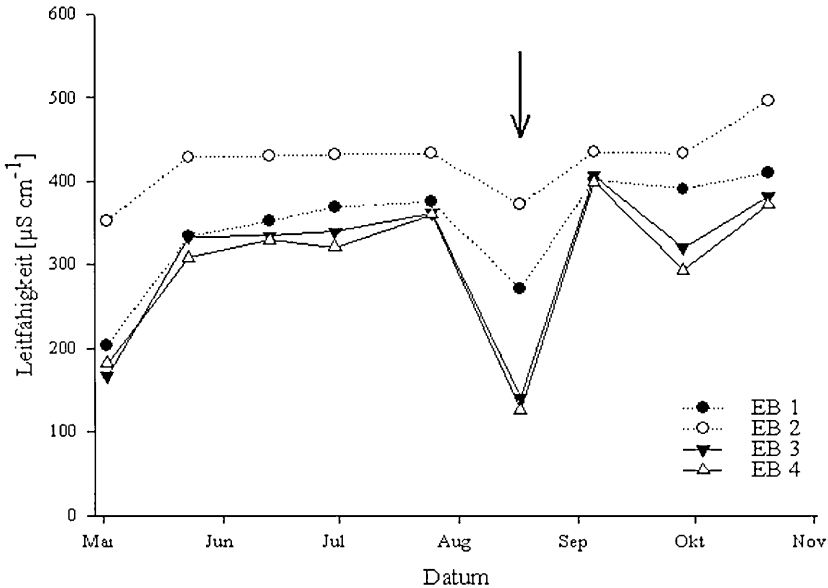

Abb. 3: Mittelwerte der Leitfähigkeiten des Almbaches. Der Pfeil markiert das Hochwasserereignis im August 2005. – Fig. 3: Mean conductivity of the Almbach. The flood in August 2005 is indicated by the arrow.

Gewässerbreiten und -tiefen der Standorte variieren verhältnismäßig stark. Generell können mit zunehmender Quellentfernung Anstiege sowohl bei der Breite als auch der Tiefe verzeichnet werden. EB1 ist am schmälsten (Mittelwert ± 95 % Konfidenzintervall: 0,48 ± 0,19 m), bei EB4 spaltet sich der Bach bei Hochwasser in zwei „Äste" auf, um sich einige Meter weiter wieder zu vereinen. Hier betrug die maximale Gesamtbreite bei Hochwasser 6 m (2,22 ± 1,44 m). Für diese Probenstelle konnte ein signifikanter Unterschied zu den anderen Stellen ermittelt werden. Die Wassertiefen liegen bei allen Probestellen im Schnitt unter 10 cm, die Quellstandorte sind signifikant verschieden von den Bachstandorten. Die mittlere Fließgeschwindigkeit nimmt von EB1 bis EB3 zu (Mediane: 0,06 bis 0,22 m s^{-1}), EB4 zeigt wiederum geringere Fließgeschwindigkeiten. In diesem Parameter unterscheidet sich EB1 signifikant von den übrigen Probestellen.

Quellsediment ist feiner als jenes in EB3 und EB4, die mittleren Korngrößen liegen bei 11,5 mm (EB1), 18 mm (EB2), 31,4 mm (EB3) und 37,5 mm (EB4) (Abb. 4). Die Heterogenität des Sediments nimmt von EB1 bis EB4 ab, der Sortierungskoeffizient So liegt zwischen 1,9 und 1,7. Bei EB1 überwiegt mit einem Schiefekoeffizient Sk von 1,1 feineres, bei EB4 (Sk = 0,8) hingegen gröberes Material. Die Menge an partikulärem organischen Material steigt von EB1 (24,7 ± 7,3 g m^{-2}) bis EB4 (93,9 ± 28,9 g m–2) an. EB1 unterscheidet sich anhand von POM signifikant von EB2 und EB4.

Chemie

In Tabelle 1 ist außerdem die Nährstoffsituation des Almbaches zusammengefasst. Die beiden Quellen unterscheiden sich mit Ausnahme von N_{red}-N in allen Parametern signifikant voneinander. Das Wasser der umzäunten Quelle EB1 enthält ein vielfaches an PO_4^{3-}-P. Der Gehalt an NO_3^--N in der für das Vieh zugänglichen EB2 ist nahezu doppelt so hoch als in der benachbarten Quelle EB1 und annähernd neun mal höher als im Bach.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

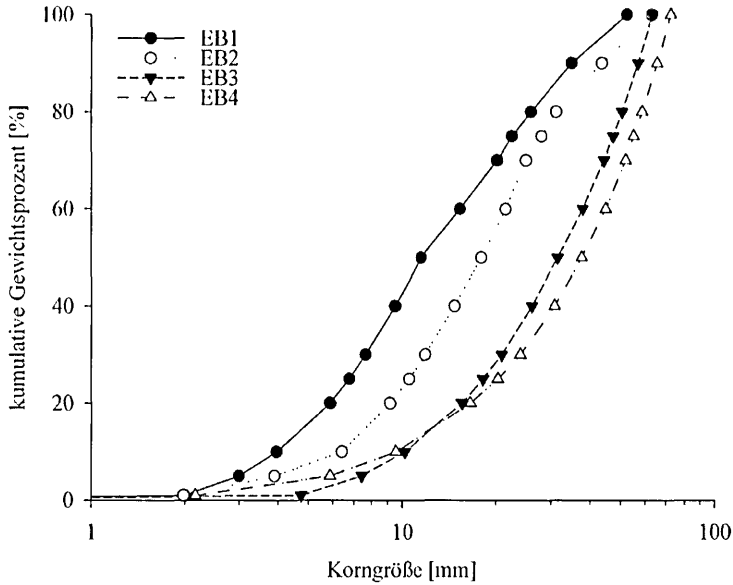

Abb. 4: Korngrößenverteilung im Almbach. (Summenkurve mit logarithmierter Skala der Abszisse). – Fig. 4: Grain size distribution in the Almbach. (Note logarithmic horizontal scale.).

EB3 und EB4 im Bach sind hinsichtlich Nährstoffgehalt nicht voneinander zu unterscheiden.

Mit einer PCA konnten drei Hauptkomponenten extrahiert werden, diese erklären insgesamt 75 % der Gesamtvarianz (Tab. 3). Hinter dem ersten Faktor stehen die Variablen NO_3^--N, Leitfähigkeit, Wassertiefe, N_{red}-N, Gewässerbreite und Wassertemperatur, er erklärt 37 % der Gesamtvarianz. Man kann diesen Faktor mit „Quellentfernung" umschrei-

Tab. 1: Ausgewählte physikalische und chemische Parameter des Almbaches. Der Lichteinfall wird als Q_2 (Q_1, Q_3), die übrigen Parameter werden als Mittelwert ± 95 % Konfidenzintervall dargestellt. (Die Gruppen A, B und C unterscheiden sich signifikant voneinander). – Tab. 1: Selected physical and chemical parameters of the Almbach. Data presented as Q_2 (Q_1, Q_3) for Lichteinfall and mean ± 95 % C.I. for the remaining parameters. (The groups A, B and C differ significantly).

MESSDATEN	EB1		EB2		EB3		EB4	
T [°C]	6,8 ± 0,3	A	6,4 ± 0,08	A	13,5 ± 1,51	B	11,8 ± 1,35	A
Lf [µS cm^{-1}]	345,2 ± 22,97	A	423,7 ± 14,98	B	309,9 ± 31,32	A	299,0 ± 30,32	A
PH	7,4 ± 0,05	A	7,3 ± 0,05	A	8,0 ± 0,09	B	8,1 ± 0,3	B
O_2 [mg l^{-1}]	10,2 ± 0,3	A	9,1 ± 0,3	A	9,0 ± 0,3	A	9,8 ± 0,5	A
Lichteinfall	2 (1,3)	A	3 (3,4)	A	3 (3,4)	B	3 (3,3)	B
PO_4^{3-}-P [µg l^{-1}]	31,9 ± 2,4	B	4,9 ± 1,4	A	5,4 ± 0,8	A	5,3 ± 0,7	A
NH_4^+-N [µg l^{-1}]	6,35 ± 4,10	B	2,45 ± 1,35	A	8,87 ± 2,07	A	7,14 ± 2,57	A
NO_3-N [µg l^{-1}]	857 ± 84	A	1628 ± 167	B	184 ± 31	C	197 ± 29	C
N_{red}-N [µg l^{-1}]	113 ± 24	A	75 ± 14	A	345 ± 39	B	347 ± 61	B

 © Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 2: Rotierte Faktorladungsmatrix der PCA anhand von abiotischen Variablen und Variablen zur Beschreibung der Algengemeinschaften. Gezeigt werden die Korrelationen der Variablen mit den einzelnen Faktoren und deren erklärte Variation. (ln): Variable wurde zuvor logarithmiert. – Tab. 2: Rotated factor matrix of the PCA based on abiotic variables and variables describing the phytobenthic community. The table shows correlations of the factors with these variables and the total variance explained by the factors. (ln): ln-transformed variable.

MESSDATEN	FAKTOR 1 (37%)	FAKTOR 2 (24%)	FAKTOR 3 (14%)
NO_3^--N [µg*l^{-1}] (ln)	**–0,894**	–0,335	0,095
Lf [µS*cm^{-1}]	**–0,876**	0,052	0,040
z [m] (ln)	**0,828**	0,052	–0,218
N_{red}-N [µg*l^{-1}] (ln)	0,783	0,315	–0,141
b [m] (ln)	0,675	0,526	0,149
T [°C]	0,643	0,318	–0,519
PO_4^{3-}-P [µg*l^{-1}]	–0,050	**–0,896**	0,071
POM [mg*m^{-2}] (ln)	0,197	0,693	–0,118
Alg H'	–0,136	–0,614	0,445
Alg Biom [mm^3*m^{-2}] (ln)	0,543	0,586	0,403
O_2 [mg*l^{-1}]	–0,133	–0,097	**0,883**

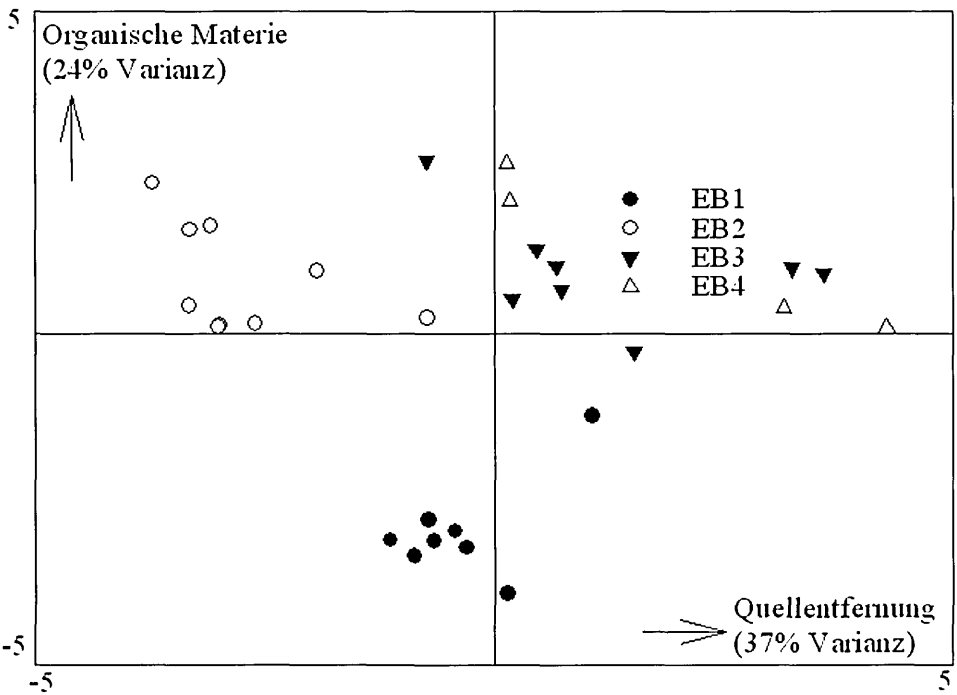

Abb. 5: Biplot des ersten (Quellentfernung) und zweiten (organische Materie) Faktors der PCA. – Fig. 5: Biplot based on the first (Quellentfernung) and second (organische Materie) factor of the PCA.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

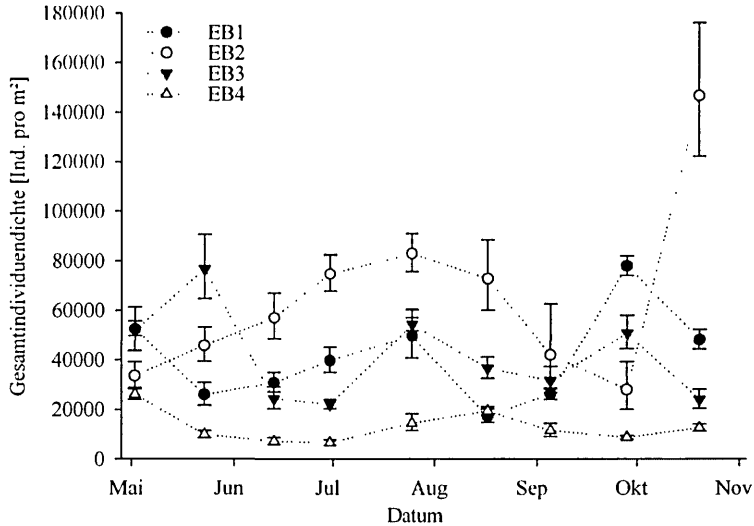

Abb. 6: Entwicklung der Gesamtindividuendichten [Ind. m^{-2}] der vier Probestellen im Almbach (Mittelwert ± 95% Konfidenzintervall). – Fig. 6: Progression of the abundances of macroinvertebrates at the four study sites in the Almbach (mean ± 95% C.I.).

ben. Der zweite Faktor (24%), unter dem Begriff „Organische Materie" zusammengefasst, wird aus PO_4^{3-}-P, dem POM im Gewässer und den Algenparametern Gesamtbiomasse (Alg Biom) und Shannon-Wiener-Diversitätsindex (Alg H') gebildet. Hinter Faktor 3 schließlich steht alleine der Sauerstoff, er erklärt noch 14% der Gesamtvarianz.

Biotik

Insgesamt wurden 45138 Tiere gezählt und 47 Taxa zugeordnet. Im Mittel befanden sich 13 Taxa in den Quellproben (Min–Max: 5–18; Standardabweichung: 2,6 Taxa) und 21 Taxa im Bach (9–31; 5,0 Taxa). Die insgesamt individuenreichste Großgruppe sind die Plecoptera mit 26,4% an den Gesamtindividuen, gefolgt von den Ostracoda (15,1%), den Ephemeroptera und Nematoda (je 12,5%). Die Quellen werden hauptsächlich von Nicht-Insektentaxa, nämlich Ostracoda (Muschelkrebse), Nematoda (Fadenwürmer), Copepoda (Ruderfußkrebse), sowie Chironomidae (Zuckmücken-Larven) beherrscht. Die mittleren Individuendichten schwanken zwischen ca. 20000 und 80000 Individuen pro m^2. Hervorzuheben ist die Quelle EB2, an der Ende Oktober ein steiler Anstieg auf knapp 150000 Individuen pro m^2 ermittelt wurde und die insgesamt meisten Tiere beherbergt (Abb. 6).

Im Bach dominieren die Insektentaxa Chironomidae, Ephemeroptera und Plecoptera sowie die Copepoda (Tab. 3). Die Individuendichten in EB3 liegen im selben Bereich wie in den Quellen. EB4 ist mit maximal 26137 Individuen pro m^2 die individuenärmste Probenstelle mit den geringsten Schwankungen über den Probezeitraum. Bei dem Hochwasser Mitte August, verzeichnen die Ephemeroptera starke Einbußen in ihrer Individuendichte (bei EB3 Reduktion auf ein Drittel, bei EB4 auf ein Fünftel zum vorherigen Termin). Im Gegensatz dazu verdoppelte sich die Zahl der Plecoptera bei EB4 sogar zu diesem Ereignis.

 © Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 3: Liste aller im Almbach gefundenen Taxa und deren durchschnittliche Anteile je Probenstelle in Prozent (– : fehlt an dieser Stelle, <0,01: vereinzelte Individuen). – Tab. 3: Collected taxa of the Almbach and their mean percentage in the sites (– : absent at this site, <0.01: sporadical occurrence).

FAUNENLISTE	EB1	EB2	EB3	EB4
MOLLUSCA				
Gastropoda	0,04	1,81	<0,01	0,01
Bivalvia	–	0,04	0,01	0,02
OLIGOCHAETA	11,59	13,69	2,70	4,16
ARACHNIDA				
Hydracarina	0,20	0,21	3,07	5,35
CRUSTACEA				
Ostracoda	23,27	39,13	0,18	0,26
Copepoda	15,76	11,92	5,98	8,81
AMPHIPODA				
Gammaridae	–	0,01	–	–
EPHEMEROPTERA				
Baetidae				
Acentrella sinaica	–	–	<0,01	–
Baetis sp.	–	–	0,47	0,23
Centroptilum sp.		<0,01	0,13	0,05
Procleon bifidum	–	–	0,06	–
Baetidae Rest	<0,01	<0,01	0,24	0,42
Hepatgeniidae				
Ecdyonurus sp.	–	–	0,05	0,08
Electrogena sp.	–	–	0,01	–
Epeorus sp.	–	–	0,01	–
Rhitrogena sp.	–	–	<0,01	0,03
Hepatgeniidae Rest	–	–	0,02	0,19
Leptophlebiidae				
Habrophlebia sp.	–	–	10,04	5,35
Paraleptophlebia sp.	<0,01	–	0,11	0,11
Leptophlebiidae Rest	<0,01	–	4,98	13,41
Polymitarcyidae				
Ephoron virgo	–	–	–	<0,01
Ephemerellidae	–	–	–	<0,01
Ephemeroptera Rest	0,01	<0,01	3,61	3,41
PLECOPTERA				
Nemouridae				
Amphinemura spp.	0,06	<0,01	0,12	0,07
Nemoura spp.	<0,01	–	0,08	0,35
Nemurella pictetii	0,57	0,05	4,42	2,74
Protonemura spp.	0,02	0,09	0,01	0,01
Nemouridae Rest	0,88	0,98	15,03	3,24
Leuctridae				
Leuctra spp.	0,52	<0,01	0,22	6,94
Plecoptera Rest	0,62	0,03	0,06	0,13
MEGALOPTERA	–	–	0,05	0,08

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

COLEOPTERA	–	0,01	0,05	0,10
TRICHOPTERA	0,01	0,09	0,52	0,39
DIPTERA				
Ceratopogonidae	0,02	0,24	0,87	0,84
Chironomidae	18,10	10,08	43,50	36,30
Dixidae	–	–	<0,01	<0,01
Psychodidae	<0,01	0,01	<0,01	0,01
Ptychopteridae	–	–	<0,01	–
Rhagionidae	<0,01	<0,01	0,01	0,02
Simuliidae	0,01	–	0,12	0,03
Stratomyidae	<0,01	<0,01	–	–
Tabanidae	<0,01	–	0,01	–
Diptera Rest	0,02	0,17	0,04	0,10
COLLEMBOLA	0,19	0,11	0,06	0,08
NEMATODA	28,03	21,08	3,11	6,64
TURBELLARIA	–	0,05	<0,01	<0,01

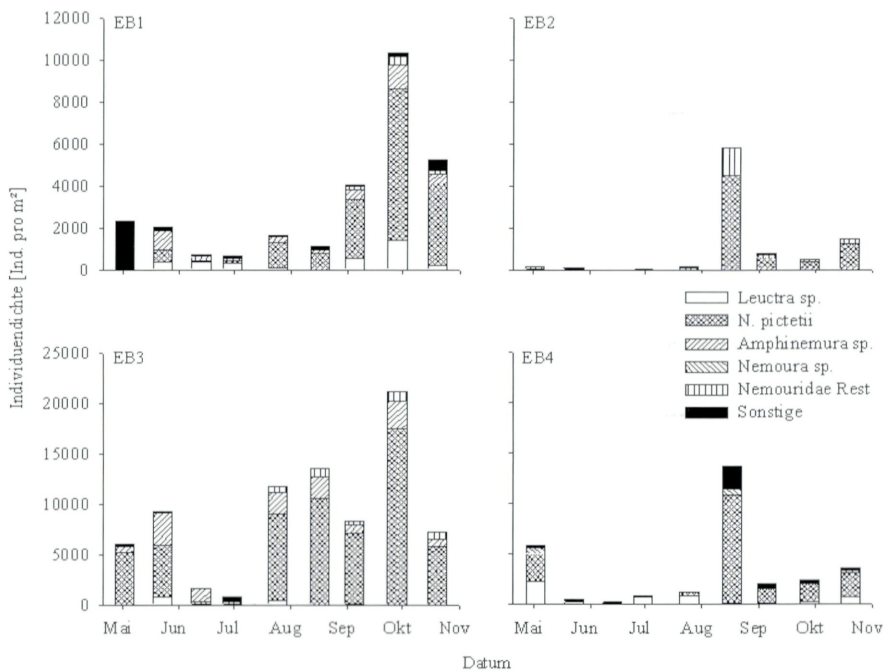

Abb. 7: Feintaxonomische Analyse der Plecoptera des Almbaches. Die Grafiken zeigen die jeweils häufigsten von insgesamt 7 erhobenen Taxa. Man beachte die unterschiedlich skalierten Ordinaten bei den Quellen (EB1 und EB2) bzw. dem Quellbach (EB3 und EB4). In EB2 wird die Biozönose dominiert von: Nemouridae Rest (1. bis 4. Termin) und *N. pictetii* (5. Termin). In EB3 wir die Biozönose dominiert von: Sonstige und *N. pictetii* (4. Termin). In EB4 wird die Biozönose dominiert von: *Leuctra* sp. (2. und 3. Termin). – Fig. 7: Detailed taxonomic analysis of Plecoptera in the Almbach. Shown above are the most frequent of a total of 7 taxa. Note vertical scale changes for spring (EB1 and EB2) and stream sites (EB3 and EB4). Biocoenosis in EB2 is dominated by Nemouridae Rest (1st to 4th date) and *N. pictetii* (5th date). Biocoenosis in EB3 is dominated by Sonstige and *N. pictetii* (4th date). Biocoenosis in EB4 is dominated by *Leuctra* sp. (2nd and 3rd date).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Plecoptera und Ephemeroptera wurden, wenn möglich, bis auf Artniveau bestimmt. Die genaue feintaxonomische Verteilung Ersterer ist in Abbildung 7 dargestellt. *Nemurella pictetii* ist an allen vier Probenstellen die häufigste Plecoptere, insgesamt macht diese im Eukrenal bevorzugt lebende Art ca. 50% der Plecoptera aller Probestellen aus. Vertreter der vor allem nährstoffarmes Wasser liebenden Gattung *Leuctra sp.* konnten überall und regelmäßig gefunden werden (Ausnahme: EB2 am 3. Termin). *Amphinemura sp.* und *Nemoura sp.* (in EB1 und EB3 bzw. in EB4 häufig) sind zwei im Krenal und Rhitral heimische Gattungen. Bei der Ordnung der Ephemeroptera gibt es einen deutlichen Unterschied zwischen Quelle und Bach (Abb. 8). In den Quellen treten Ephemeroptera nur sehr vereinzelt auf, im Bach sind die Abundanzen sogar höher als die der Plecoptera. Die Familie der Leptophlebiidae stellt insgesamt 74% der vorkommenden Ephemeroptera. Dieser zuzuordnen ist auch *Habrophlebia sp.*, das individuenreichste Taxon. 35% der gesammelten Ephemeroptera zählen zu dieser im Krenal bis Rhithral lebenden und reinwasser-liebenden Ordnung. Baetidae (16% aller Ephemeroptera) kamen fast während des gesamten Untersuchungszeitraumes im Bach vor.

Betrachtet man den Diversitätsindex H' für die Großgruppen, so unterscheiden sich die einzelnen Probestellen nicht wesentlich voneinander (Min–Max: 1,42–1,63; EB1 und EB4 sind signifikant diverser als EB3). Dasselbe gilt für die Evenness V' (0,57–0,73; bei EB3 sind signifikant weniger Arten dominant als bei den übrigen Probenstellen). Inner-

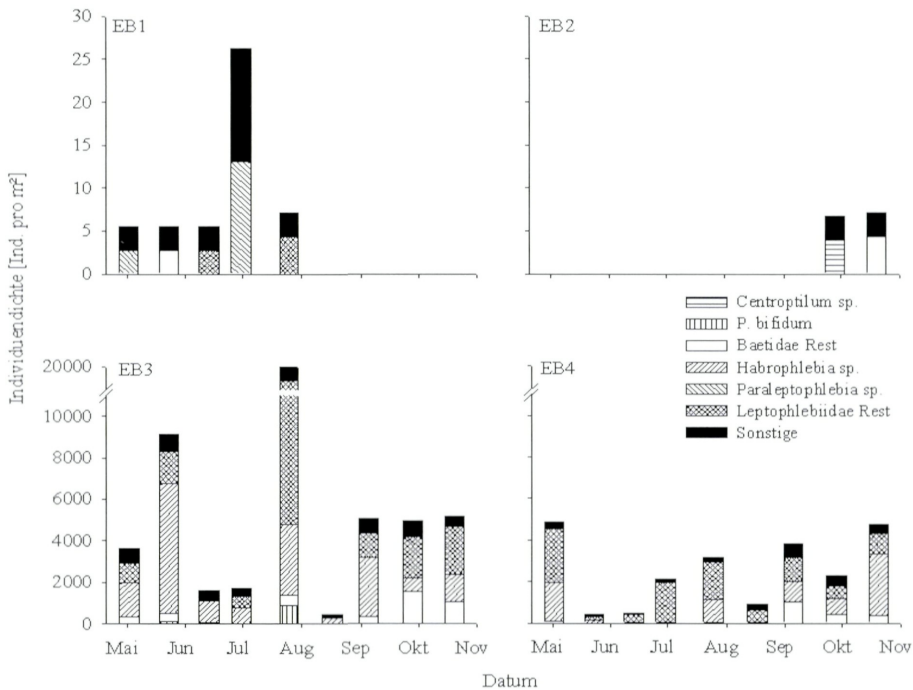

Abb. 8: Feintaxonomische Analyse der Ephemeroptera des Almbaches. Die Grafiken zeigen die jeweils häufigsten von insgesamt 16 erhobenen Taxa. Man beachte beim Vergleich die unterschiedlich skalierten Ordinaten bei den Quellen (EB1 und EB2) bzw. dem Quellbach (EB3 und EB4). – Fig. 8: Detailed taxonomic analysis of Ephemeroptera in the Almbach. Shown above are the most frequent of a total of 16 taxa. Note vertical scale changes for spring (EB1 and EB2) and stream sites (EB3 and EB4).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

halb der Plecoptera kann man erkennen, dass sowohl die Diversität als auch die Evenness bei der umzäunten Quelle EB1 am höchsten (H' = 0,89; V' = 0,75) und bei der benachbarten EB2 am geringsten ist (H' = 0,27; V' = 0,58; EB2 ist signifikant unterschiedlich von EB1 und EB4). Verglichen mit den Quellen (H' < 0,1) zeigen die Diversitäten der Ephemeroptera in EB3 und EB4 ähnliche Werte (1,28 und 1,06). Innerhalb der Gruppe der Ephemeroptera hat die Evenness hingegen an der Stelle EB1 mit 0,95 den höchsten ermittelten Wert und liegt bei den anderen Stellen zwischen 0,67 und 0,77. Bezüglich H' und V' dieser Gruppe ist EB1 signifikant unterschiedlich von EB3 und EB4.

Die detaillierten Ergebnisse aus den multiplen Regressionen der PCA-Faktoren mit den biotischen Variablen GesInd (ln), S und V' sind Tabelle 5 zu entnehmen. 45% der Variabilität der Taxazahlen S werden hochsignifikant ($p < 0,001$) von allen drei Faktoren erklärt, wobei der zweite Faktor („Organische Materie") den größten Einfluss auf diese Variable hat. Die logarithmierten Gesamtindividuendichten des MZB, GesInd (ln), werden signifikant von der Quellentfernung (Faktor 1) und vom Sauerstoff (Faktor 3) beeinflusst ($R^2 = 0,37$, $p > 0,001$). Auf die Evenness V' der Großgruppen hat alleine Faktor 2 einen signifikanten Einfluss ($R^2 = 0,27$, $p = 0,001$).

Tab. 4: Multiple Regression der drei Faktoren der PCA mit den abhängigen Variablen Taxazahl (S), logarithmierte Gesamtindividuendichte pro m² (GesInd (ln)) und Evenness (V'). (Regressionskoeffizient b_i des Faktors i ± Standardfehler; b_1 = "Quellentfernung", b_2 = "organische Materie" und b_3 = "O_2"). – Tab. 4: Multiple regression of the 3 factors of the PCA with the dependent variables amount of taxa (S), ln-transformed abundance of invertebrates (GesInd(ln)) and their evenness (V'). (Regression coefficient b_i of the factor i ± S.E. ; b_1 = "distance from spring", b_2 = "organic matter" and b_3 = "O_2").

Abhängige Variable	b_0	Regressionskoeffizienten		b_3	R^2	Sign.
		b_1	b_2			
S	15,64 ± 0,27	0,34 ± 0,13	0,48 ± 0,13	−0,3 ± 0,13	0,449	> 0,001
Ges. Ind (ln)	10,35 ± 0,1	−0,18 ± 0,05	–	−0,13 ± 0,05	0,371	> 0,001
V'	0,55 ± 0,01	–	−0,02 ± 0,01	–	0,272	0,001

Diskussion

Abiotik

Das Gebiet des Nationalpark Kalkalpen ist sehr regenreich, im Probezeitraum Mai bis Oktober 2005 wurden über 1000 mm Niederschlag gemessen (Bogner & Leihner 2005). Nachdem es sich beim Almbach um ein sehr kleines Gewässer handelt, sind hydrologische Parameter wie Gewässerbreite, -tiefe und Fließgeschwindigkeit sehr stark von den Witterungsverhältnissen abhängig (Suren & Jowett 2006).

Der Almbach ist ein typisches Kalkgewässer mit konstanten, nahezu neutralen pH-Werten und charakteristischen Leitfähigkeiten. Die Sauerstoffsättigung entspricht der eines turbulenten Baches. Mori & Brancelj (2006) erhoben in Slowenien ebenso wie Barquin & Death (2004) in Spanien ähnliche Werte. Die im Frühjahr niedrigen Leitfähigkeiten sind durch Schmelzwasser bedingt, die verschiedenen Werte bei den beiden Quellen lassen auf eine unterschiedliche Herkunft des Grundwassers schließen. Die konstant tiefen Temperaturen der Quellen liegen typischerweise im Bereich der durchschnittlichen Lufttemperatur des Gebietes. Im Almbach wurden die höchsten Temperaturen Anfang Mai gemessen, als die Sonnenstrahlung noch ungehindert von Ufervegetation auf das Gewäs-

 © Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

ser treffen konnte (Abb. 2). Die Leitfähigkeit kann durch Starkregen verändert werden: Im August regnete es vier Tage lang bis zu 90 mm pro Tag, die Ionenkonzentrationen wurden stark verdünnt und die Leitfähigkeiten damit rapide gesenkt (Abb. 3). Der abwechslungsreiche Lichteinfall des Almbaches zeugt von einer teils üppigen Ufervegetation, die sich während der Vegetationsperiode stetig verändert. Gab es im Mai nach der Schneeschmelze noch kaum Annuelle auf der Alm, so war das Gewässer bei EB1 bereits am zweiten Probentermin durch die Schicht der *Chaerophyllum hirsutum*-Gesellschaft kaum zu erkennen.

Die Summenkurven in Abb. 4 zeigen einen Anstieg der Korngröße im Längsverlauf des Gewässers. Vor allem bei EB4 befinden sich große Steinplatten am Gewässergrund. Diese konnten bei der Entnahme der Sedimentproben und den darauf folgenden Berechnungen nicht berücksichtigt werden. Der allgemeine Trend zur linksschiefen Verteilung und damit zur Dominanz von gröberem Sediment weiter bachabwärts wird dadurch noch verstärkt. Die Erklärung dafür liegt wieder in der Geologie des Gebietes: Im lückenreichen Karstsystem kann das Wasser an vielen Stellen an die Oberfläche treten. So wird der Bach nicht nur von den offensichtlichen Quellen gespeist, auch während seines Verlaufs tritt immer wieder Grundwasser an die Oberfläche in das Bachbett (Pröll, mündliche Mitteilung). Die Wassermenge nimmt also auf dem kurzen Stück zwischen EB1 und EB4 zu und bei flussabwärts gelegenen Stellen wird das feinere Sediment effektiver weggespült als an den Quellen.

Die Zunahme des POM entlang des Gewässerverlaufes liegt in der Ufervegetation begründet. Die Annuellen bei den Quellen tragen kaum zum POM bei, bei EB2 sind wohl die Kühe an den etwas höheren Werten schuld. Bei EB3 gelangt das Laub der Sträucher und kleinen Bäume am Ufer in das Gewässer. EB4 schließlich liegt in einem Fichtenforst, hier sind vor allem die Zapfen der Bäume ein bedeutender organischer Eintrag für den Bach.

Chemie

Die Nährstoffkonzentrationen im Gewässer Almbach entsprechen den Erwartung an ein krenales, oligotrophes Fließgewässer. Sie liegen generell unter den Grenzwerten der Grundwasserschwellenwertverordnung (BGBl II 1997/213 des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft 1997). Vereinzelte, leicht erhöhte Konzentrationen (z. B. PO_4^{3-}-P bei EB1 und NO_3^--N bei EB2, Tab. 2) können im Karst als „Hintergrundbelastung" gedeutet werden. Solche Einzelwerte sind aufgrund der hohen Dynamik dieser Systeme nicht aussagekräftig, man sollte immer Durchschnittswerte über längere Zeiträume betrachten (Kralik 2006). In organisch unbelasteten Gewässern wie dem Almbach ist NO_3-N die wichtigste Stickstoffverbindung und kommt genauso wie PO_4^{3-}-P in nur sehr geringen Konzentrationen in der freien Wassersäule vor.

Die Quellen der Ebenforstalm unterscheiden sich in jedem der untersuchten chemischen Parameter (Ausnahme: N_{red}-N) signifikant voneinander (Tab. 2). Dies spiegelt die selbe Situation wie bei der Leitfähigkeit (Tab. 1) wider und unterstützt die Annahme, dass die beiden Quellen von unterschiedlichen Grundwässern gespeist werden und das Substrat im Karst kaum Filterwirkungen hat (Klee 1998). Die höhere Stickstoffbelastung in EB2 weist auch auf einen Einfluss der Kühe, die ungehinderten Zutritt zu dieser Quelle haben, hin.

NO_3-N nimmt im Bach rasch wieder ab und ist an den Probestellen EB3 und EB4 nur mehr sehr gering. Für diese Abnahme im Längsverlauf des Gewässers gibt es zwei Gründe. Einerseits wird das nitratreiche Wasser der einen Quelle (EB2) vom nährstoffärmeren Wasser der anderen Quelle (EB1) verdünnt, sobald sich die beiden Abflüsse vereinen. An-

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

dererseits werden die Nährstoffe vom Biofilm (benthische Algen und Mikroorganismen) aufgenommen. House et al. (2001) führen eine Netto-Abnahme des NO_3 -N vor allem auf eine Denitrifikation in den obersten Sedimentschichten und auf die Assimilation durch benthische Algen zurück. Abbildung 10 zeigt, dass in den Quellen nur wenige Algen anzutreffen sind (Mittelwert ± 95% Konfidenzintervall: EB1: 403,8 ± 790,6; EB2: 132,8 ± 111,5 mm^3m^{-2}) und die Gesamtbiomassen im Bach weit höher sind (EB3: 635,0 ± 291,9; EB4: 1159,3 ± 424,8 mm^3m^{-2}). An den Bachstandorten ist die Aufnahme von NO_3 -N durch die Algen daher höher.

Die Hauptkomponentenanalyse schließlich bestätigt oben genannte Vermutungen: In Abbildung 5 erkennt man, dass die beiden ersten Faktoren der PCA die Quellen EB1 und EB2 deutlich voneinander und von den Bachstandorten EB3 und EB4 trennen. Letztere sind kaum voneinander abzugrenzen, was die Ähnlichkeit der beiden Probestellen unterstreicht. Der erste Faktor „Quellentfernung" trennt die beiden Quellen von den Bachstandorten. Die einflussreichste Variable ist der NO_3^--N (Tab. 3). Die negative Korrelation mit dem Faktor und der Algen-Gesamtbiomasse bestätigt oben geführte Diskussion über die Rolle des Biofilms im Gewässer. Auch die Leitfähigkeit nimmt mit zunehmender Entfernung zur Quelle ab. Die Ionenkonzentrationen werden im Bachverlauf immer mehr verdünnt, da etliche unterirdische Zuflüsse den Bach speisen. Aus dem selben Grund nehmen die hydrologischen Parameter (Wassertiefe und Gewässerbreite) zu. Die Temperatur korreliert wie die Hydrologie positiv mit Faktor 1 der PCA (das Wasser erwärmt sich an der Oberfläche), ebenso N_{red}-N, der entsprechend der steigenden Algenbiomasse mit dem Längsverlauf des Baches zunimmt (Niedermayr et al. in praep.). Der zweite Faktor der PCA wird von „Organischer Materie" gebildet. Die Algen-Gesamtbiomassen (Ladung auf Faktor 1 und 2 fast gleich) und Mengen an POM repräsentieren die Nahrungsgrundlage für das MZB. Je größere deren Mengen im Gewässer, desto mehr organische Materie ist vorhanden – sie sind positiv korreliert. Die Konzentration an PO_4^{3-}-P, welches als der limitierende Faktor für Algen in unbelasteten Gewässern gilt (Schwörbel 1999), und der Diversitätsindex der Algen korrelieren negativ mit dem Faktor. PO_4^{3-}-P hat eine sehr kurze Turnoverzeit und ist in unbelasteten Gewässern in nur geringen Konzentrationen zu finden, da es sofort von Algen aufgenommen wird. Dieser zweite Faktor trennt die beiden Quellen deutlich voneinander. Vor allem kann man erkennen, dass EB2 mit seinen höheren Nährstoffkonzentrationen von den übrigen Probestellen getrennt ist. Ausschließlich der Sauerstoff zeigt eine hohe positive Ladung mit dem dritten Faktor. Dieser hat den geringsten Erklärungswert und grenzt die einzelnen Probenstellen nicht deutlich voneinander ab.

Biotik

a: Allgemeine Charakterisierung des Gewässers Almbach

Die dominanten Formen im Gewässer sind die Plecoptera, Ostracoda, Ephemeroptera und Nematoda. Die Anteile dieser Taxa sind in den Quell- und Bachstandorten jedoch sehr unterschiedlich. Diese hohe Dynamik in Zusammensetzung und Individuendichte (Abb. 6) ergibt sich aus den oben beschriebenen wechselnden Umweltbedingungen, die wiederum von der im Bach geführten Wassermenge abhängen. Smith et al. (2003) und von Fumetti et al. (2006) bezeichnen die Abflussdynamik als die wichtigste Einflussvariable in Karstquellen. Die schnell anspringenden Hochwässer im Karst stellen dabei wichtige, regelmäßige Störungen dar, bei denen Organismen weggespült werden (von Fumetti et al. 2006). Eine Wiederbesiedelung kann in Quellgewässern nur bachaufwärts und somit gegen die Strömung erfolgen. Das Gewässer auf der Ebenforstalm ist außerdem sehr kurz. Zwar fließt es nach der Schwinde im Berg weiter; die Tiere, die vom

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Ponor „verschluckt" wurden, können diese Hürde aber kaum überwinden und sind so für die Biozönose verloren. Dadurch werden hier hohe Ausfallsraten (HOFFSTEN & MALMQVIST 2000) und schwankende Individuendichten der benthischen Organismen erwartet. Bereits die zeitlich stark schwankenden hydrologischen Verhältnisse und die variierenden Nährstoffkonzentrationen (NIEDERMAYR et al. in praep.) weisen darauf hin, dass vor allem ubiquiste Arten ohne hohe Ansprüche an stabile Bedingungen aufkommen (WOOD et al. 2005). Dies wurde durch die Makrozoobenthos-Ergebnisse belegt. Zu den Ubiquisten zählen im Almbach beispielsweise Vertreter der Baetidae, *Baetis sp.* und *Procleon bifidum*. Die Gattung *Habrophlebia sp.* kommt zwar auch noch mit den Bedingungen im Hyporhithral zurecht, sie bevorzugt aber die Quellregion als ihren Lebensraum. Dies spiegelt auch die Ergebnisse von SMITH & WOOD (2002) wieder, wonach in Karstquellen eher solche fakultativen Krenobionten zu finden sind als obligate. Erwähnenswert ist die in Österreich seltene und zum Rhithron gehörende Art *Acentrella sinaica*: Sie konnte an zwei Terminen an der Stelle EB3 gesammelt werden. Neben den eben genannten Ephemeroptera treten auch die gefundenen Plecoptera vom Krenal bis ins Rhithral auf, allerdings stellen sie höhere Ansprüche an die Wasserqualität (u.a. WEINZIERL & GRAF 2006). *Leuctra sp.* (Familie: Leuctridae) bewohnt hauptsächlich den Bereich vom Hypokrenal bis zum Epirhithral, *Amphinemoura sp.* (Familie: Nemouridae) lebt im Eukrenal bis Metarhithral. Der Großteil der zu den Plecopteren zählenden Individuen bestand aus jüngsten Larvenstadien der Nemouridae. In der Südwest-Schweiz wurden in drei Viertel der untersuchten Quellen Vertreter der Nemouridae gefunden (VON FUMETTI et al. 2006), diese Familie macht durchschnittlich 80% der Plecopterenfauna einer MZB-Probe des Almbaches aus. Dazu zählt auch *Nemurella pictetii*, die dominante Plecoptere im Almbach. *N. pictetii* wurde auch in den Quellen des Nationalpark Berchtesgaden (WEINZIERL & GRAF 2006) und Zentral-Schwedens (HOFFSTEN & MALMQVIST 2000) sehr häufig beobachtet. Sie kann aufgrund ihres polyvoltinen Lebensrhythmus während des gesamten Probenzeitraumes gefunden werden und bevorzugt das Eukrenal.

b: Unterschiede zwischen Quellen und Bach

Es gibt wenige Untersuchungen zu einer Abgrenzung des Quellbereiches vom Bach. Unterschiede wurden bei den Ephemeroptera (ERMAN 1998) und dem Verhältnis von Insekten zu Nicht-Insekten (WEBB et al. 1998) festgestellt. Abgesehen davon sollte man in naturbelassenen Quellen mit krenobionten Arten, die im Laufe des Baches aus der Biozönose verschwinden, rechnen können.

Schon anhand der Großgruppen kann man deutliche Unterschiede zwischen Quellen und Bach erkennen. In den Quellen EB1 und EB2 sind vor allem Nicht-Insekten-Taxa wie kleine Crustacaea (Krebstiere) und Nematoda vorherrschend. Hier ist das Ausmaß der Vergletscherung während der letzten Eiszeit im Quellgebiet von großer Bedeutung. WILLIAMS & WILLIAMS (1998) meinen, dass der Anteil an Insekten umso größer ist, je später sich der Gletscher zurückgezogen hat, weil diese Tiere vagiler als Nicht-Insekten sind und daher den neu gewonnenen Lebensraum schneller besiedeln können. Im Gebiet des Nationalpark gab es nur eine geringe Vergletscherung (SCHÖN & STRAUCH 2004), was die von Nicht-Insekten dominierten Zönose in den Quellen erklärt.

Im Bach hingegen dominieren Insekten-Taxa wie Plecoptera, Ephemeroptera und Chironomidae. Dies entspricht den Ergebnissen von BARQUIN & DEATH (2004) in den Quellbächen Nordspaniens: Der Bach berherbergt mehr Insekten-Taxa als die Quellen, wohingegen die Zahlen der Nicht-Insekten-Taxa in den verschiedenen Regionen gleich sind. Vergleichbare Ergebnisse in Illinois, U.S.A. (WEBB et al. 1998) werden starker Abflussschwankungen bei Regenereignissen erklärt. Die den Lückenraum im Bachbett bewoh-

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

nende Fauna (bestehend aus oben genannten Nicht-Insekten-Taxa) wird bei Hochwasser wie auch das feinere Sediment und POM einfach weggespült. Die Schüttung bei Quellen hingegen ist bei Hochwasserereignissen konstant und Tiere können sich hier halten.

Der auffälligste Unterschied zwischen den beiden Gewässerregionen ist wohl bei den Ephemeroptera zu sehen: In den Quellproben befanden sich nur einzelne Individuen, im Bach sind sie individuenreichste Gruppe. Auch in den kalten Quellen der Sierra Nevada (ERMAN 1998) und im Nationalpark Berchtesgaden bilden diese Tiere erst weiter bachabwärts größere Populationen (HAYBACH et al. 2006). Eine weitere Übereinstimmung mit dem deutschen Nationalpark liegt bei den Plecoptera, die wie auf der Ebenforstalm die am stärksten repräsentierte Insektenordnung bilden (WEINZIERL & GRAF 2006); gleiches gilt für Schweden (HOFFSTEN & MALMQVIST 2000). Über Unterschiede im Längsverlauf des Almbaches geben auch die Regressionskoeffizienten des ersten Faktors „Quellentfernung" Auskunft (Tab. 4). Mit Entfernung zur Quelle nehmen die Individuenzahlen (negativer Koeffizient) ab, aber die Anzahl der Taxa (positiver Koeffizient) zu. Die Biozönose der Quellen besteht also aus einer spezialisierten Fauna mit wenigen Arten, die dafür in hohen Dichten vorkommen können. Zusätzlich zur Quellentfernung hat auch die Menge an organischer Materie (Faktor 2) einen positiven Effekt auf die Taxazahl. Sie kann weiter stromabwärts schon andere Qualitäten als in den Quellen haben, da immer mehr Prozesse im Längsverlauf des Gewässers stattfinden. Mit der Anzahl an unterschiedlichen POM-Quellen steigt so auch die Anzahl der Taxa.

c: Unterschiede zwischen der umzäunten und der nicht umzäunten Quelle

Die unterschiedlichen physikalischen und chemischen Verhältnisse der beiden Quellen bedingen das Vorkommen bzw. Fehlen bestimmter Taxa. In EB1 leben verhältnismäßig mehr reinwasser-liebende Plecoptera. Der Anteil an *Nemurella pictetii* ist gegenüber EB2 zehnmal so hoch, *Leuctra sp.* kommt in EB2 überhaupt nur vereinzelt vor. Das spiegelt sich auch in den Diversitätsparametern von Shannon und Wiener (H' und V') wider. Bezüglich Plecoptera hat die umzäunte Quelle die geringste Diversität, nur wenige Taxa sind hier dominant.

Der geringe Anteil an Trichoptera (Köcherfliegen-Larven) in den Proben dürfte unter anderem in der Sammelmethode begründet sein. Bei einem Methodenvergleich ermittelte ERMAN (1998), dass höchstens 67 % der Trichoptera-Taxa, die als Adulttiere in Emergenzfallen gefangen worden waren, auch als Larven in Benthosproben zu finden sind. Das könnte daran liegen, dass sich die Tiere bevorzugt am stabilen, also gröberen Substrat (Steinplatten) aufhalten. Dort konnten allerdings keine Proben gezogen werden, da die Substratgröße die Fläche der Probengeräte überstieg.

Die Gammaridae (Flohkrebse) spielen auf der Ebenforstalm eine sehr untergeordnete Rolle, wie es auch in den Quellen Nordeuropas bzw. in höheren Lagen der Fall ist. Im Gegensatz dazu dominiert diese Tiergruppe die Quellen Südeuropas, was SMITH et al. (2003) auf den geringeren glazialen Einfluss in diesen Gebieten zurückführen. Das ist allerdings eine für die Ebenforstalm sehr fragliche Erklärung, da die eiszeitlichen Gletscher im Sengsengebirge nur kurzfristig bestanden (SCHÖN & STRAUCH 2004). BARQUIN & MALMQVIST (2004) diskutieren zusätzlich zur Vergletscherung auch die hohe Abflussvariabilität als Einflussfaktor auf die Gammaridae: Die Tiere sind an solche Gegebenheiten nicht gut angepasst und driften ab. Wie schon erwähnt, ist eine Wiederbesiedelung gegen den Strom schwierig und vom Ponor auf der Alm stark begrenzt.

Betrachtet man Tabelle 3, so kann man auch bei anderen Taxa Unterschiede zwischen den Probestellen erkennen. So fehlen in EB1 die Bivalvia (Muscheln), Coleoptera (Käfer) und

 © Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Turbellaria (Strudelwürmer). Bei den Chironomidae sind die mittleren Anteile je Probenstelle in den Bachproben mehr als doppelt so hoch als in den Quellproben. Es können hier aber keine generellen Aussagen zu Habitatpräferenzen gemacht werden, da die Arten innerhalb diese Taxa über Anpassungen an verschiedenste Umweltbedingungen verfügen.

Dank

Besonderer Dank gilt Dr. WEIGAND und Ing. PRÖLL vom Nationalpark Kalkalpen für die tatkräftige Hilfe bei den Probenahmen. Weiters danken wir der Nationalpark OÖ. Kalkalpen Ges.m.b.H. für die finanzielle Unterstützung.

Literatur

BARQUIN J. & DEATH R. G., 2004: Patterns of invertebrate diversity in streams and feshwater springs in Northern Spain. Arch. Hydrobiol. 161, 329–349.

BAUERNFEIND E. & HUMPESCH U., 2001: Die Eintagsfliegen Zentraleuropas; Bestimmung und Ökologie. Verlag Naturhistorisches Museum, Wien.

BAUERNFEIND E., MOOG O. & WEICHSELBAUMER P., 2002: Ephemeroptera. – Teil III. In: MOOG O. (Hg.), Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung 2002, 24 pp. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

BOGNER M. & LEHNER T., 2005: Übersicht über die Meteorologischen Daten aus der Region des Nationalparks Kalkalpen und Dokumentation der Datenkorrektur der nationalparkeigenen Messstationen . In: Forschungsprojekt „Meteorologisches Programm Nationalpark Kalkalpen". Unveröff. Studie i. A. der Nationalpark O.ö. Kalkalpen Ges.m.b.H.

BRUES C. T., 1924: Observations of the fauna of thermal waters. Proceedings of the National Academy of Science, U.S.A. 10, 484–486.

ERMAN N., 1998: Invertebrate richness and Trichoptera phenology in Sierra Nevada (California, USA) cold springs: Sources of variation. In: BOTOSANEANU L. (Ed.), Studies in Crenobiology, 95–108. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

ETTL H., 1978: Xanthophyceae, Teil 1. In: ETTL H., GERLOFF J., & HEYNIG H. (Hg.), Süßwasserflora von Mitteleuropa. Fischer, Stuttgart – New York.

GEITLER L., 1932: Cyanophyceae. In: KOLKWITZ R. (Hg.), Die Algen. Dr. L. RABENHORST's Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz, 14. Koeltz Scientific Books.

GERECKE R. & FRANZ H. (Koord.), 2006: Quellen im Nationalpark Berchtesgaden. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Germany.

GRAF W., GRASSER U. & WEINZIERL A., 2002: Plecoptera. – Teil III. In: MOOG O. (Hg.), Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung 2002, 17. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

HASEKE H., 2002: Rundwanderweg Wollgras, Alm und Wasserschwinde. Nationalpark oberösterreichische Kalkalpen Ges.m.b.H., Österreich, Informationsfolder.

HAYBACH A., DORN A. & GERECKE R., 2006: Eintagsfliegen (Ephemeroptera). In: Quellen im Nationalpark Berchtesgaden, 157–161. Germany.

HOFFSTEN P. & MALMQVIST B., 2000: The macroinvertebrate fauna and hydrogeology of springs in central Sweden. Hydrobiologia 436, 91–104.

HOUSE W. A., LEACH D. V. & ARMITAGE P. D., 2001: Study of dissolved silicon and nitrate dynamics in a freshwater stream. Water Research 35,11, 2749–2757.

HUBER D., 2006: Pflanzengesellschaften der Quellfluren und deren Kontaktgesellschaften. In: Quellen im Nationalpark Berchtesgaden, 87–92. Germany.

HYNES H. B. N., 1984: A key to the adults and nymphs of the British stoneflies (Plecoptera). Freshwater Biological Association, Ambleside, U.K.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

KADLUBOWSKA J., 1984: Conjugatophyceae I: Zygnemales. In: ETTL H., GERLOFF J., HEYNIG H., & MOLLENHAUER D. (Hg.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, 16. Fischer, Jena.

KLEE O., 1998: Wasser untersuchen: einfache Analysemethoden und Beurteilungskriterien. Quelle und Meyer, Wiesbaden.

KOMAREK J. & ANANGNOSTIDIS K., 1999: Cyanoprokaryota. 1. Teil, Chroococcales. In: ETTL H., GÄRTNER G., HEYNIG H., & ANAGNOSTIDIS K. (Hg.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, 19/1. Fischer, Stuttgart – New York.

KOMAREK J. & FOTT B., 1983: Chlorophyceae (Grünalgen); Ordnung Chlorococcales. In: HUBER-PESTALOZZI G. (Hg.), Das Phytoplankton des Süßwassers. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandkung, Stuttgart.

KRALIK M., 2006: Karst- und Kluftgrundwasser. In: Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 2006, 53–57. Umweltbundesamt, Wien.

KRAMMER K. & LANGE-BERTALOT H., 1986: Bacillariophyceae, Teil 1: Naviculaceae. In: ETTL H., GERLOFF J., HEYNIG H., & MOLLENHAUER D. (Hg.), Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2/1. Fischer, Stuttart – New York.

KRAMMER K. & LANGE-BERTALOT H., 1988: Bacillariophyceae, Teil 2: Bacillariaceae. In: ETTL H., GERLOFF J., HEYNIG H., & MOLLENHAUER D. (Hg.), Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2/2. Fischer, Stuttgart – New York.

KRAMMER K. & LANGE-BERTALOT H., 1991: Bacillariophyceae, Teil 4: Achnanthaceae, kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. In: ETTL H., GERLOFF J., HEYNIG H., & MOLLENHAUER D. (Hg.), Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2/4. Fischer, Stuttgart – New York.

KRAMMER K. & LANGE-BERTALOT H., 1991: Centrales, Fragilariaceae, Eunontiaceae, Teil 3: Naviculaceae. In: ETTL H., GERLOFF J., HEYNIG H., & MOLLENHAUER D. (Hg.), Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2/3. Fischer, Stuttgart – New York.

KROM M. D., 1980: Spectrophotometric determination of amminia: A study of a modified Bertholet Reaction using salicylate and dichlorisocyanurate. The Analyst 105, 305–316.

LEGLER C. (Hg.), 1988: Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung. Fischer, Jena.

MOOG O. (Hg.), 2002: Fauna Aquatica Austriaca. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

MORI N. & BRANCELJ A., 2006: Macroinvertebrate communities of karst springs of two river catchments in the Southern Limestone Alps (the Julian Alps, NW Slovenia). Aquatic Ecology 40, 69–83.

MROZINSKA T., 1985: Chlorophyta IV, Oedogoniophyceae: Oedogoniales. In: ETTL H., GERLOFF J., HEYNIG H., & MOLLENHAUER D. (Hg.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, 14. Fischer, Stuttgart – New York.

NIEDERMAYR R., POKORNY N., SCHAGERL M. & FESL C.: Das Phytobenthos von Quellen und Quellbach auf einer Alm im Nationalpark Kalkalpen, Österreich. In prep.

PRÖLL E., 2002: Karstquellen-Monitoringprogramm Nationalpark Kalkalpen. In: Forschung im Nationalpark 2002, 24–25. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

SAMBUGAR B., DESSI G., SAPELZ A., STENICO A., THALER B. & VENERI A., 2006: Südtiroler Quellfauna. Autonome Provinz Bozen – Südtirol.

SCHÖN B. & STRAUCH M., 2004: Raumeinheit Sengsengebirge. Land Oberösterreich, Linz.

SCHWOERBEL J., 1999: Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer, Stuttgart.

SMITH H. & WOOD P. J., 2002: Flow permanence and macroinvertebrate community variability in limestone spring systems. Hydrobiologia 487, 45–58.

SMITH H., WOOD P. J. & GUNN J., 2003: The influence of habitat structure and flow permanence on invertebrate communities in karst spring systems. Hydrobiologia 510, 53–66.

 © Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

STRICKLAND J. D. H. & PARSONS T. R., 1968: A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Bd. Canada, 167.

SUREN A. M. & JOWETTI I. G., 2006: Effects of floods versus low flows on invertebrates in a New Zealand gravel-bed river. Freshwater Biology 51, 2207–2227.

THIENEMANN A., 1923: Hydrobiologische Untersuchungen an Quellen V. Die Trichopterenfauna der Quellen Holsteins. Insekten Biologie 18, 126–144.

THIENEMANN A., 1925: Die Binnengewässer Mitteleuropas. Eine limnologische Einführung. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

THYR P., 2002: Mikrobielle Dynamik von Karstquellen. In: Forschung im Nationalpark 2002, 26–27. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

TRASK P. D., 1932: Origin and environment of source sediments in petroleum. Gulf Publishing Company, Houston, Texas.

UTERMÖHL H., 1958: Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Science Publishers, Stuttgart.

VOGEL M., 2006: Vorwort. In: Quellen im Nationalpark Berchtesgaden, Germany.

VON FUMETTI S., NAGEL P., SCHEIFHACKEN N. & BALTES B., 2006: Factors governing macrozoobenthic assemblages in perennial springs in north-western Switzerland. Hydrobiologia 568, 467–475.

WEBB D. W., WETZEL M. J., REED P. C., PHILLIPPE L. R. & YOUNG T. C., 1998: The macroinvertebrate biodiversity, water quality, and hydrogeology of ten karst springs in the Salem Plateau Section of Illinois, USA. In: BOTOSANEANU L. (Ed.), Studies in crenobiology, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

WEIGAND E. & GRAF W., 2002: Hydrobiologische Beweissicherung von Karstquellen. In: Forschung im Nationalpark 2002, 28–30. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

WEIGAND E., PELIKAN U., RATSCHAN C. & SCHEDER C., 2002: Gewässerökologische Bewertung des Einflusses von Alm- und Forstwirtschaft auf Karstquellen im Nationalpark Kalkalpen (Österreich). Revue de Geographie Alpine 2, 103–115.

WEINZIERL A. & GRAF W., 2006: Steinfliegen (Plecoptera). In: Quellen im Nationalpark Berchtesgaden, 161–165. Germany.

WILLIAMS D. D. & WILLIAMS N. E., 1998: Invertebrate communities from freshwater springs: What can they contribute to pure and applied ecology? In: BOTOSANEANU L. (Ed.), Studies in Crenobiology, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

WOOD P. J., GUNN J., SMITH H. & ABAS-KUTTY A., 2005: Flow permanence and macroinvertebrate community diversity within groundwater dominated headwater streams and springs. Hydrobiologia 545, 55–64.

Manuskript eingelangt: 2008 02 19

Anschrift:
Mag. Nella POKORNY, Arge Ökologie OEG, Neubaugasse 66/2/10, 1070 Wien. E-Mail: nella.p@gmx.net.

Mag. Dr. Christian FESL, Dept. für Limnologie und Hydrobotanik, Koordinationszentrum Ökologie der Universität Wien. Althanstrasse14, 1090 Wien. E-Mail: christian.fesl@univie.ac.at.

Mag. Romana NIEDERMAYR, DWS Hydro-Ökologie GmbH, Zentagasse 47, 1050 Wien. E-Mail: romana.niedermayr@dws-hydro-ökologie.at.

Ao. Univ.-Prof. Dr. Michael SCHAGERL, Dept. für Limnologie und Hydrobotanik, Koordinationszentrum Ökologie der Universität Wien. Althanstrasse14, 1090 Wien. E-Mail: michael.schagerl@univie.ac.at.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien. Frueher: Verh.des Zoologisch-Botanischen Vereins in Wien. seit 2014 "Acta ZooBot Austria"

Jahr/Year: 2008

Band/Volume: 145

Autor(en)/Author(s): Fesl Christian, Schagerl Michael, Pokorny Nella, Niedermayr Romana Alice

Artikel/Article: Die Evertebraten-Fauna des Almbaches und dessen Quellen im Nationalpark Kalkalpen, Oberösterreich 1-22