© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Beitr. Naturk. Oberösterreichs	19	269-294	31.12.2009

Die Phytobenthosgemeinschaft eines Quellbaches im Nationalpark Kalkalpen, Österreich

R. NIEDERMAYR[1)], N. POKORNY[2)] & M. SCHAGERL[3*)]

A b s t r a c t : **The phytobenthos community along a headwater in the national park Kalkalpen, Austria.** — We investigated the phytobenthos community along an oligotrophic krenal karst headwater stream including its springs (Ebenforstalmbach, national park Kalkalpen, Austria). The high dynamics in hydrology and physicochemistry could be attributed mainly to precipitation and geology of the catchment area. The rivulet is located within a traditionally operated mountain pasture. Two springs, one of them fenced to avoid cattle access, and two more sites from the headwater stream were sampled from May to October 2005. Cattle had strong influence on the light availability and the sediment composition at the unfenced spring, resulting in a changed phytobenthos community structure. At the fenced spring, diatoms were found to dominate the generally low phytobenthos biomass, while Chlorophyta and Cyanoprokaryota could reach high biovolumes at the unfenced well. Rhodophyta occurred in rather high abundances at the stream sites. A principal component analysis resulted in 3 factors that can be summarized as "distance from the spring", "macroinvertebrates" and "phosphorus". The first factor separates the spring sites from the stream sites, the second one differs between the two stream sites and finally the third factor distinguishes between the fenced and the unfenced spring.

K e y w o r d s : phytobenthos, spring, headwater, biovolume, pasture.

Einleitung

Quellen sind einzigartige, sehr kleinräumige Ökotone, in denen eine enge Verzahnung zwischen Boden, Gewässer, Fauna und Flora gegeben ist (VOGEL 2006). Aufgrund ihrer physiko-chemischen Stabilität unterscheiden sich Quellen deutlich von anderen Oberflächengewässern (THIENEMANN 1922, HYNES 1976). Hier leben teils hochspezialisierte Organismen, die in ihrer Zusammensetzung wichtige Bioindikatoren darstellen. Dennoch wurden erst in den letzten Jahren biologische Studien über diese besonderen Biotope durchgeführt. Während sich ein Großteil der Arbeiten mit dem Phytobenthos im Oberlauf von Bächen beschäftigte (BESCH et al. 1972, KANN 1978, KAWECKA 1980, PIPP &

[1] DWS Hydro-Ökologie, Zentagasse 47, A-1050 Wien
[2] Arge Ökologie OEG, Neubaugasse 66/2/10, A-1070 Wien
[3] korrespondierender Autor; Universität Wien, Department Meeresbiologie, Althanstraße 14, A-1090 Wien

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

ROTT 1993), wurden Quellen selbst nur selten ausführlich untersucht (SABATER & ROCA 1990, 1992, CANTONATI 1998, CANTONATI et al. 2001). Nur wenige Arbeiten beschäftigen sich mit der Charakterisierung der Algengemeinschaften in Quellen und den maßgeblichen steuernden Umweltparametern. Bei ungestörten Quellen wird die Biozönose am stärksten von geochemischen Faktoren beeinflusst (CANTONATI 1998, CANTONATI et al. 2001), weiters spielt unter stabilen hydrologischen Bedingungen Licht ebenfalls eine entscheidende Rolle (CANTONATI & PIPP 2000). Zusätzlich liefern großräumig angelegte Monitoringprogramme in der Alpenregion wertvolle Daten, bei denen sowohl geologische, physikalische chemische und oft auch faunistische Parameter erhoben werden. In diesem Zuge wurden in Südtirol 63 Quellen beschrieben (SAMBUGAR et al. 2006), und im Nationalpark Berchtesgaden 60 Quellen charakterisiert (GERECKE & FRANZ 2006).

Quellen werden nach der Art des Gesteins typisiert, dem sie entspringen. Bei Kluftquellen tritt das Wasser aus Fels aus, als Entwässerungskanal dient eine Kluft oder andersartige Störung im Gestein. Dem gegenüber stehen Karstquellen, welche aus Lockergesteinen entspringen. Wird Kalkstein von kohlesäurehältigem Wasser aufgelöst, so spricht man von chemischer Verwitterung. Es entsteht eine zerklüftete Karstlandschaft mit Einsturztrichtern (Ponoren), unterirdischen Verzweigungen und Höhlen. Wasser, das nahe benachbarte Quellen speist, kann so aus völlig unterschiedlichen Einzugsgebieten stammen, da es in den Karsthöhlensystemen oft weite Strecken zurücklegt (KLEE 1998) und gereinigt wird (KRALIK 2006). Darüber hinaus bilden Kalkböden wie Rendzina lediglich dünne Humusauflagen aus, sodass organische Einträge und Keime nahezu ungefiltert in die unterirdischen Gewässersysteme gelangen (SCHÖN & STRAUCH 2004). Im Karst existieren Quellen, die nur bei starken Niederschlägen im Einzugsgebiet anspringen. Diese unregelmäßigen Schüttungen, hohe Härtegrade und dadurch gut gepufferte, stabile pH-Werte des karbonreichen Wassers sind charakteristisch für Karstquellen.

Die Region des heutigen Nationalpark Kalkalpen wurde früher intensiv in Form von Holznutzung, Braunkohleabbau und Almwirtschaft genutzt. Einige Almen, wie auch die Ebenforstalm, werden selbst 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 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 Almquellen ihre Naturnähe völlig verloren hatten. An Stellen, wo Kühe das Wasser durchqueren, findet eine Verschlammung des Sediments statt. Darüber hinaus wird die beschattende Ufervegetation abgeweidet, wodurch die Sonneneinstrahlung stellenweise ungehindert auf das Gewässer trifft. Durch fäkale Verunreinigungen gelangen punktuell hohe Nährstoffeinträge in das Wasser, welche die chemischen Verhältnisse beeinflussen. Zum Schutz gegen diese negativen Einflüsse durch Weidevieh wurden einige besonders sensible Biotope auf den Almen des Nationalparks umzäunt, so auch die Hauptquelle der Ebenforstalm. Mit der Zeit soll sich an diesen Stellen wieder eine standorttypische Ufervegetation ansiedeln und eine quelltypische Biozönose etablieren. Während sich bereits nach zwei Jahren die Situation der

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Ufervegetation, des Sediments und der Fauna gebessert hatte (WEIGAND et al. 2002), liegen bislang keinerlei Daten über eine Regeneration des Phytobenthos vor.

Ziel dieser Arbeit ist eine allgemeine Charakterisierung der Gewässer auf der Ebenforstalm anhand von biotischen und abiotischen Parametern. Weiters soll festgestellt werden, ob sich die Quellen vom Bach unterscheiden, und ob es Unterschiede zwischen der umzäunten Quelle und einer benachbarten Quelle gibt, zu der das Weidevieh ungehinderten Zutritt hat. Das Hauptaugenmerk dieser Untersuchung liegt am Phytobenthos, die Miteinbeziehung hydrologischer und physiko-chemischer Umweltparameter liefert Basisdaten über die komplexen Wirkungsgefüge eines Quellgewässers. Konträr zu zahlreichen anderen Quellstudien, in denen Häufigkeitsschätzungen der Organismen im Mittelpunkt stehen, wurde das Phytobenthos in dieser Untersuchung quantitativ erfasst. Dadurch werden wertvolle und seltene Informationen hinsichtlich Produktivität und Quantität der Phytobenthoszönose gewonnen.

Gebietsbeschreibung

Der 1997 gegründete Nationalpark "Oberösterreichische Kalkalpen" liegt im Süden Oberösterreichs und umfasst eine Gesamtfläche von 20 856 ha im Sengsengebirge und Reichraminger Hintergebirge. Dieses österreichweit größte Waldschutzgebiet erstreckt sich von 385 bis 1963 m Seehöhe und besteht zu 89 % aus Naturzone und zu 11 % aus Bewahrungszone. Der Nationalpark ist seit 1998 international anerkannt (IUCN, Kategorie II), sowie seit 2004 als Ramsar-Schutzgebiet und Natura 2000-Gebiet ausgewiesen. Der kostbare Naturraum stellt ein einzigartiges Mosaik aus verschiedensten schützenswerten Biotopen dar. Insgesamt besteht der Nationalpark Oberösterreichische Kalkalpen zu 81 % aus Wald und zu 11 % aus Almen bzw. Fels. Die restlichen 8 % der Fläche werden von Legföhrenbeständen eingenommen. Mehr als 200 Kilometer unverbaute Bachläufe durchziehen die Region.

Das Gebiet weist ein ozeanisch geprägtes Klima auf (SCHÖN & STRAUCH 2004) mit einer durchschnittlichen Jahresniederschlagssumme von 1275 mm und einer mittleren Lufttemperatur von 7,3 °C. Der geologische Untergrund besteht hauptsächlich aus Wettersteinkalk und Hauptdolomit. Durch Verwitterung dieser beiden Gesteinsarten entstehen ausgeprägte Karstlandschaften mit ausgedehnten, unterirdischen Höhlensystemen und fein verzweigten Wasserläufen. An etwa 800 Quellen tritt Wasser wieder zutage.

Die Ebenforstalm befindet sich auf etwa 1105 m Seehöhe an der Nordseite des Reichraminger Hintergebirges. Die seit hunderten Jahren traditionell bewirtschaftete Alm umfasst zurzeit etwa 45 ha, wo zwischen Mai und dem Almabtrieb im September ca. 40 Rinder weiden. Im Almgebiet existiert eine geologische Besonderheit: Aufgrund einer inversen Synklinale liegen hier ältere Gesteine auf jüngeren Schichten (HASEKE 2002). Das Hauptgestein der Weide ist der sogenannte "Alpine Flysch", der auch als "Rossfeldschichten" bezeichnet wird. Da dieser Boden kaum verkarstet, kann sich eine vergleichsweise dichte Humusschicht bilden, welche dem Vertritt des Weideviehs standhält. Darüber hinaus wirkt der Lehmanteil wasserstauend, wodurch die Ausbildung eines ca. 8000 Jahre alten Übergangsmoores auf der Ebenforstalm möglich wurde. Es beherbergt Moorspezialisten wie das Scheiden-Wollgras (*Eriophorum vaginatum*), den Rundblatt-Sonnentau (*Drosera rotundifolia*) sowie mehrere Torfmoosarten (*Sphagnum spp.*). Übergangs- und Schwingrasenmoore werden nach der Roten Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs als stark gefährdet eingestuft (ESSL et al. 2002).

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Der Almbach wird aus zahlreichen, zumeist kleineren Quellen gespeist. Die am höchsten gelegene Hauptquelle wurde im Zuge der LIFE-Managementmaßnahmen umzäunt (WEIGAND & GRAF 2002). Anschließend fließt der Bach ein Stück unterirdisch (anmooriger Bereich, siehe Abb. 1). Etwa 150 m unterhalb der umzäunten Quelle (EB 1) befinden sich zwei weitere Quellaustritte (als EB 2 zusammengefaßt), deren Abflüsse sich schließlich mit dem Bach vereinigen. Der Almbach durchfließt den Rest der Alm (EB 3), bis er in einen Fichtenforst eintritt (EB 4), um schließlich 900 m nach seinem Ursprung in einem Ponor zu verschwinden. An der auf 450 m Seehöhe gelegenen Predigtstuhlquelle tritt das Wasser des Ebenforstbaches schließlich wieder zutage.

Der behaarte Kälberkopf (*Chaerophyllum hirsutum*) sowie die Rossminze (*Mentha longifolia*) dominieren die Quellflurgesellschaft der Ebenfortstalm. Diese Arten charakterisieren die *Chaerophyllum hirsutum* - Gesellschaft, die typisch für eine gleichmäßige Wasserführung und oligotrophes Wasser sind, jedoch auf leichten Beweidungseinfluss hindeuten (HUBER 2006). Auf der Alm selbst gibt es nur vereinzelt Fichten, kurz vor dem Eintritt des Almbachs in den Wald säumen einige strauchförmige Rotbuchen das Gewässer.

Material & Methoden

Die Probenahme erfolgte von Mai bis Oktober 2005 in einem 3-wöchigen Zyklus. An jeder der 4 Probestellen (EB 1 – EB 4) wurden direkt im Freiland Wassertemperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit (µS cm^{-1}) und Sauerstoff (% und mg l^{-1}) gemessen (WTW-MultiLineP4 mit TetraCon 325, SenTix 41, CellOx 325). An jeder Probenstelle wurden Bachbreite (b), Wassertiefe (z) sowie die Fließgeschwindigkeit (v) ermittelt (Flow-Mate, Marsh-McBirney). Der Grad der Sonnenexposition der einzelnen Probenstellen wurde vor Ort geschätzt und in Werten von 1 bis 5 (gänzlich beschattet bis vollständig sonnenexponiert) festgehalten.

Bachwasser: Für die chemischen Wasseranalysen wurden pro Probenstelle etwa 2 l Probenwasser entnommen, welche bis zur weiteren Aufbereitung im Labor kühl und dunkel aufbewahrt wurden. Um den Schwebstoffgehalt des Probenwassers zu ermitteln, wurden definierte Volumina durch vorgemuffelte Glasfaserfilter filtriert (Ederol BM/C). Das Filtrat diente zur Durchführung der chemischen Wasseranalysen. Unter den Stickstofffraktionen wurde Ammoniumstickstoff (Ammonium-N, NH_4^+-N) nach der Indophenolblau-Methode (KROM 1980), Nitratstickstoff (Nitrat-N, NO_3^--N) nach der Natriumsalicylat-Methode (LEGLER 1988) und Nitritstickstoff (Nitrit-N, NO_2^--N) colorimetrisch nach der GRIESS-Reaktion nachgewiesen. Der gelöste, reaktive Phosphor (Soluble reactive phosphorus, SRP) wurde mittels der Molybdänblau-Methode (STRICKLAND & PARSONS 1968) colorimetrisch bestimmt. Der Gesamtphosphorgehalt sowie die organisch gebundenen Stickstoffanteile wurden nach Aufschluss der Rohproben mit Schwefelsäure und Wasserstoffperoxid ermittelt. Die Totalalkalinität wurde durch Endpunkttitration der unfiltrierten Wasserproben auf den pH-Wert 4,3 bestimmt (Methrom: Titrando 808, Dosimat 805, 814 USB Sample Processor).

Phytobenthos: Zur Quantifizierung der Phytobenthosgemeinschaft wurden 4 Parallelproben je Stelle untersucht. Mit Schablonen wurden definierte Flächen von den entnommenen Steinen mittels Zahnbürsten und Pinseln abgebürstet und in eine 20 ml Schraubdeckelflasche überführt. Zusätzlich wurden qualitative Phytobenthosproben von

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

makroskopisch sichtbaren Algenwatten sowie von unterschiedlichen Choriotopen wie Totholz, Moos und Feinsediment entnommen. Die qualitativen Phytobenthosproben wurden als Lebendmaterial mit dem Mikroskop (Polyvar Reichert-Jung) bestimmt, wobei die Häufigkeiten der identifizierten Taxa mit Hilfe einer relativen Skala geschätzt wurden (1 = sporadisch bis 5 = massenhaft). Verwendete Bestimmungsliteratur: Cyanoprokaryota: (GEITLER 1932, KOMAREK & ANAGNOSTIDIS 1999, 2001); Bacillariophyceae: (KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986, 1988, 1991a, 1991b); Chlorococcales: (KOMAREK & FOTT 1983); Oedogoniophyceae: (MROZINSKA 1985); Conjugatophyceae: (KADLUBOWSKA 1984); Xantophyceae: (ETTL 1978).

Die quantitativ entnommenen Proben wurden im Labor mit Leitungswasser bis zu einem definierten Volumen verdünnt, durch Schütteln homogenisiert und anschließend in drei Fraktionen aufgeteilt. Ein Drittel wurde zur nachfolgenden Zählung und Vermessung im Umkehrmikroskop (UTERMÖHL 1958) mit Formol konserviert (Endkonzentration 2 %). Zur präzisen Ermittlung des Biovolumens wurden operative taxonomische Einheiten (OTE) verwendet, um unterschiedlich große Individuen derselben Gattung oder derselben Art verschiedenen Größenklassen zuzuteilen. Aus den bei der Zählung überschüssigen Probenanteilen wurden mittels Säurebehandlung (HCl, HNO_3 + H_2SO_4) und Naphrax-Einschluß Kieselalgenpräparate angefertigt und ausgewertet.

Ein weiterer Teil wurde zur Chlorophyll-a-Analyse (Chl-a) auf Glasfaserfilter (Whatman GF/C) filtriert und bei -30°C tiefgefroren. Anschließend wurden die Filter in 90 % Aceton mit einem Dispergiergerät homogenisiert und bei 2 °C für 12 h extrahiert (Polytron, PT 1660 E, Kinematica). Der nach dem Zentrifugieren (Zentrifuge Jouan MR 22 i) dekantierte Extrakt wurde zur Chl-a-Bestimmung im Spektralphotometer (Hitachi U-2100) vermessen (LORENZEN 1967). Der dritte Teil der quantitativen Phytobenthosproben wurde zur Ermittlung des organischen und des anorganischen Anteils über vorgemuffelte und gewogene Glasfaserfilter (Ederol BM/C) filtriert, bei 95°C für 12 Stunden getrocknet und erneut gewogen (Trockengewicht, TG). Anschließend wurden die Filter 3 Stunden lang bei 550 °C gemuffelt, um das Aschegewicht (AG) festzustellen (Feinwaage Sartorius MC 1 Research 63595). Der organische Anteil (Glühverlust = aschefreies Trockengewicht AFTG) wurde folgendermaßen berechnet: TG – AG = AFTG. Den biologischen Analysen liegt ein Datensatz von 144 Proben zugrunde (4 Stellen x 4 Parallelproben x 9 Termine).

Makrozoobenthos: Das MZB wurde quantitativ mit Hess-Samplern beprobt. Vor Ort wurden die Proben durch ein 100 µm-Sieb geschwemmt und mit 95%igem Ethanol fixiert. Im Labor erfolgte eine Aufteilung der Großgruppen größer als 200 µm (Auflichtmikroskop, max. 32-fache Vergrößerung) und eine Determination der beiden Gruppen der Plecoptera und Ephemeroptera auf niedrigstmögliche taxonomische Einheiten. Verwendete Literatur: (HYNES 1984, BAUERNFEIND & HUMPESCH 2001, MOOG et al. 2002, GRAF et al. 2002, 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 Parameter (Temperatur, Leitfähigkeit, pH und Sauerstoff) und chemischen (SRP, NO_3^--N, NH_4^+-N und N_{red}-N) wurden mit Tests nach Friedman ($p < 0,05$) und Wilcoxon ($p < 0,01259$) nicht-parametrisch auf signifikante Unterschiede überprüft. Ausgewählte Umweltfaktoren wurden mittels Faktorenanalyse (PCA) auf Hauptkomponenten reduziert. Einige Parameter wurden für eine

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Annäherung an die Normalverteilung mit dem natürlichen Logarithmus (ln(x+1)) transformiert und dann mit dem Präfix ln kenntlich gemacht. Zur weiteren Datenanalyse wurde die Biozönose über Taxazahl S, Shannon-Wiener Diversitätsindex H' und Shannon-Wiener Evenness V' genauer charakterisiert (pi ist der Anteil der Individuenzahl des Taxons i an der Gesamtindividuenzahl).

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

Mit multiplen Regressionen wurde anschließend ermittelt, wie gut die aus der PCA resultierenden Hauptkomponenten die Taxazahl S, die logarithmierten Gesamtindividuenzahlen, GesInd(ln), und die Evenness V' der Großgruppen erklären (^y…S, GesInd (ln), bzw. V'; b…Regressionskoeffizient; f…Hauptkomponente):

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

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

Abkürzungsverzeichnis

AG	Aschegewicht: Masse der anorganischen Bestandteile
AFT	Gaschefreies Trockengewicht: Masse der organischen Bestandteile (=Glühverlust)
MZB	Makrozoobenthos: benthisch lebende Invertebraten, ab einer Größe von ca. 100 bzw. 200 µm
OTE	operative taxonomische Einheit: wird verwendet, um unterschiedlich große Individuen derselben Gattung oder derselben Art verschiedenen Größenklassen zuzuteilen
PCA	Principal component analysis (Hauptkomponentenanalyse): reduziert eine Vielzahl an Umweltfaktoren auf wenige Hauptkomponenten
SRP	soluble reactive phosphorus (gelöster reaktiver Phosphor): jene Form des Phosphors, welche von Primärproduzenten direkt aufgenommen werden kann
TG	Trockengewicht: Masse aller organischen und anorganischen Bestandteile

Ergebnisse

Abiotik

Die beiden Quellstandorte (EB 1, EB 2) weisen geringere Gewässerbreiten und -tiefen, sowie niedrige Fließgeschwindigkeiten gegenüber den Bachstandorten auf. Im Bereich der nichteingezäunten Quelle EB 2 herrscht im Durchschnitt eine nahezu doppelt so hohe Fließgeschwindigkeit als in EB 1 (Tab. 1). Die Temperaturwerte sind in beiden Quellen während der Untersuchungsperiode konstant niedrig um 5 – 8 °C, während der weitere Bachverlauf eine charakteristische saisonale Temperaturkurve aufzeigt (Abb. 2). Bereits zu Beginn der Vegetationsperiode erreicht die Wassertemperatur des Quellbaches über 20°C. Zum Zeitpunkt des starken Hochwassers Mitte August weisen beide Bachstandorte

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

idente Temperaturen von 10,7 °C auf, am Jahresende werden die niedrigsten Temperaturen mit 4,4 bzw. 3,9 °C gemessen. Der Bachstandort EB 3 unterscheidet sich hinsichtlich der Wassertemperatur signifikant von den drei anderen Untersuchungsstellen. An allen Probenstellen kann ein ähnlicher Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit beobachtet werden, die starken Schwankungen unterliegt (126 – 496 µS cm^{-1}). Beide Quellen weisen generell höhere Leitfähigkeiten als der Quellbach auf, wobei vor allem die Werte des Standorts EB 2 (353 bis 496 µS cm^{-1}) während der gesamten Untersuchungsperiode signifikant über jenen der übrigen Probenpunkte liegen. Nach einem raschen Anstieg im Mai bewegen sich die Werte auf einem konstanten Niveau zwischen 300 und 400 µS cm^{-1}. Zum Zeitpunkt des Hochwassers Mitte August ist ein deutlicher Einbruch aller Leitfähigkeitswerte zu erkennen, welcher vor allem beim Quellbach sehr stark ausgeprägt ist (siehe Pfeil in Abb. 2). Generell liegen die pH-Werte aller Probenstelle zwischen 7,2 und 8,5 im leicht basischen Bereich, wobei von Anfang Mai bis Ende Oktober beide Quellen signifikant geringere pH-Werte als der Ebenforstbach aufweisen. Der Quellstandort EB 1 ist während der Vegetationsperiode am dichtesten beschattet, während die für Kühe zugängliche Quelle EB 2 sonnenexponiert liegt. Die Probenstellen EB 3 und EB 4 erfahren ganzjährig einen mittleren Lichtgenuss.

Hinsichtlich ihrer chemischen Eigenschaften unterscheiden sich die beiden Quellen signifikant voneinander. In der eingezäunten Quelle (EB 1) ist die Konzentration des gelösten, reaktiven Phosphors (SRP) mit 32 µg l^{-1} etwa sechs Mal höher als in den übrigen Probenstellen, welche im Jahresmittel ca. 5 µg l^{-1} aufweisen (Tab. 2). Mit Nitratgehalten (NO_3^--N) von rund 850 µg l^{-1} (EB 1) und 1600 µg l^{-1} (EB 2) werden jene von EB 3 und EB 4 um ein vier- bis achtfaches überschritten. NO_3^--N bildet an den Quellen die bedeutendste Stickstoff-Fraktion, während in den Probenstellen des Ebenforstbaches der überwiegende Teil des Gesamtstickstoffs von reduzierten Stickstoff (Nred) gestellt wird (Abb. 3). Nitrit-N (NO_2^--N) kann an jeder Probenstelle nur in äußerst geringen Konzentrationen nachgewiesen werden, die Werte liegen meist unter der Nachweisgrenze von 0,5 µg l^{-1}. Das Gewichtsverhältnis der für die Primärproduzenten verfügbaren Stickstoff- zu Phosphorfraktionen (NH_4^+-N + NO_3^--N + NO_2^--N): SRP ist in der eingezäunten Quelle EB 1 mit 27 am geringsten, während in der für Kühe zugänglichen Quelle EB 2 der höchste Wert (616) berechnet wird (Abb. 3). Im Quellbach liegt das mittlere N/P-Verhältnis bei 56 und 59. Alle Probenpunkte weisen somit ein deutliches Überangebot an Stickstoff auf. Das höchste Säurebindungsvermögen (Alkalinität) besitzt EB 2 mit 3,3 mval l^{-1}, in den übrigen Standorten liegen die Werte zwischen 2,6 (EB 3) und 2,8 mval l^{-1} (EB 1; Tab. 2).

Von Mai bis Oktober werden nur geringe Schwebstoffkonzentrationen – vor allem in den Quellen - beobachtet, die meist deutlich unter 5mg l^{-1} liegen (Tab. 2). EB 3 stellt hingegen ganzjährig die schwebstoffreichste Probenstelle dar. Durchschnittlich wird etwa die Hälfte der Trübe in den Quellen von organischen Partikeln verursacht, in den beiden Bachstandorten überwiegt jedoch der anorganische Anteil.

Das Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse liefert 3 Komponenten mit einem kumulativen Erklärungswert von 71 % an der Gesamtvarianz (Tab. 3). Komponente 1 wird als "Quellentfernung" interpretiert, da die Parameter Wassertemperatur, Gewässertiefe und –breite sowie der N_{red}-N Anteil bachabwärts an Bedeutung gewinnen. Die zweite Hauptkomponente zeigt den großen Einfluss des "MZB" auf (r = 0,95). Komponente 3 wird als SRP-Verfügbarkeit interpretiert, weil hier SRP sehr hoch lädt. Während der erste Faktor

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

"Quellentfernung" die Quellen deutlich von den Bachstandorten trennt (Abb. 4), lässt sich aufgrund des zweiten Faktors "MZB" der Waldstandort (EB 4) von allen übrigen Probenstellen abgrenzen. Schließlich unterscheidet sich die Quelle EB 1 anhand des 3. Faktors "SRP-Verfügbarkeit" maßgeblich von den drei anderen Standorten.

Biotik

Die Trockengewichte der benthischen Beläge weisen in den Quellen geringere Werte als in den Bachstandorten auf, wobei sich EB 2 von EB 4 signifikant unterscheidet (Abb. 5). Die Menge des Biofilms variiert am stärksten in der Quelle EB 1, wo zu Beginn der Vegetationsperiode ein TG-Maximum von 186,1 g m^{-2} gemessen wird. Im Waldstandort EB 4 können ganzjährig die durchschnittlich höchsten Biofilmmengen (44,1 ± 5,4 g m^{-2}) festgestellt werden. Hinsichtlich der Zusammensetzung des benthischen Belages überwiegt mit rund 70 % der Anteil der anorganischen Partikeln (AG) an allen Probenstellen. Durchschnittlich ist der größte Anteil an organischen Bestandteilen (36 %) in EB 1, der geringste Anteil hingegen in EB 3 (28 %) zu finden. Das AFTG differenziert EB 2 von EB 4 ebenfalls signifikant.

In beiden Quellen liegen ganzjährig geringere Chl-a - Konzentrationen als in den Bachstandorten vor (Unterschied EB 2 zu EB 3 signifikant; $p < 0,05$), wobei während der gesamten Untersuchungsperiode der Waldstandort EB 4 die signifikant höchsten Chl-a - Mengen aufweist (Max. 61,2 mg m^{-2}). Hinsichtlich des prozentuellen Anteils des Chl-a am AFTG (Abb. 5) sind die einzelnen Probenstellen nicht signifikant voneinander unterschieden (Mediane: EB 1 0,12; EB 2 0,19; EB 3 0,22; EB 4 0,33 %).

Sowohl Höhe als auch Verlauf des benthischen Biovolumens unterscheiden die Untersuchungsstellen deutlich voneinander, wobei sich EB 2, EB 3 und EB 4 jeweils signifikant differenzieren (Abb. 6). Beide Quellen weisen bereits zu Beginn der Vegetationsperiode ihre Biovolumsmaxima von rund 2000 mm^3 m^{-2} (EB 1) bzw. 300 mm^3 m^{-2} (EB 2) auf, während in den Sommermonaten die Werte meist deutlich unter 100 mm^3 m^{-2} liegen. In der umzäunten Quelle EB 1 ist ab dem Spätherbst erneut ein Anstieg der Phytobenthospopulation zu verzeichnen. Im Almbach hingegen bauen die Algengemeinschaften ihre höchsten Biovolumina jeweils im Juli und im Oktober auf, die Spitzenwerte liegen bei rund 1000 mm^3 m^{-2} (EB 3) bzw. etwa 1300 mm^3 m^{-2} (EB 4). Generell werden in den Bachstandorten im jährlichen Mittel deutlich höhere Gesamtbiovolumina als in den Quellen erreicht. Zur Zeit des Hochwassertermins Mitte August findet an allen Untersuchungsstellen eine Reduktion der Phytobenthospopulation statt, welche vor allem im Waldstandort EB 4 gravierend ausfällt (Abb. 6).

Betrachtet man die Großgruppenzusammensetzung der Algengemeinschaft (Bacillariophyceae, Rhodophyta, Chlorophyta, Cyanoprokaryota), so grenzen sich die 4 Probenstellen deutlich gegeneinander ab: Während in der Quelle EB 1 ganzjährig Kieselalgen (Bacillariophyceae) dominieren, stellen Grünalgen die Hauptmasse der Algengemeinschaft von EB 2. Nach dem Zusammenfluss der beiden Quellbäche im Bereich (EB 3) bauen hauptsächlich Grün- und Rotalgen die Phytobenthosgemeinschaft auf. Lediglich Ende Mai und Ende Oktober können sich hier für kurze Zeit Bacillariophyceae etablieren. Im Waldstandort EB 4 stellen zu Beginn der Vegetationsperiode die Blaualgen mit rund 60 % den Hauptteil der Phytobenthosgemeinschaft. Der rasante Anstieg der Algenmasse bis Ende Juni beruht auf einer Zunahme aller Algengruppen, wobei zuerst Kieselalgen den größten Anteil bilden, danach dominieren Rot- und Grünalgen das Bild.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Die zur Ermittlung des Biovolumens verwendeten OTE weisen bei EB 1 sowohl die signifikant höchsten Diversitätsindices H' als auch die signifikant größte Evenness V' auf (H' = 2,2; V' = 0,8). In der Bachstelle EB 3 werden die jeweils geringsten Werte berechnet, d.h. wenige OTE dominieren diesen Standort. Die größte Anzahl an OTE kann in EB 2 ermittelt werden (34). Der taxonomische Schwerpunkt dieser Untersuchung liegt auf der Kieselalgenbestimmung am Hauptsubstrat Stein. Insgesamt können 102 Taxa bestimmt werden (88 Kieselalgen-, 1 Rotalgen-, 4 Grünalgen- und 9 Cyanoprokaryota). Als artreichster Untersuchungsstandort erweist sich die Quelle EB 2 (75 Taxa), dicht gefolgt von EB 3 im Ebenforstbach mit 70 Phytobenthostaxa. Die Quelle EB 1 und der Waldstandort EB 4 beherbergen je 58 Algentaxa (Tab. 4). Unterschiede zwischen den einzelnen Probestellen bestehen sowohl in deren spezifischen Taxazusammensetzungen wie auch in der saisonalen Entwicklung. So können z. B. 4 *Pinnularia* – Arten (*P. appendiculata*, *P. gibba*, *P. sudetica*, *P. viridis var. commutata*) ausschließlich in EB 1 nachgewiesen werden, während 3 *Cymbella*-Arten (*C. aspera*, *C. austriaca*, *C. helvetica*) nur in EB 2 auftreten (Tab. 4). Das Vorkommen von *Neidium affine* beschränkt sich auf EB 3, jenes von *Achnanthes daonensis*, *Gomphonema truncatum* und *Nitzschia microcephala* hingegen auf EB 4. Andere Taxa treten ausschließlich in den beiden Quellen auf (*Denticula tenuis*, *Caloneis branderii*, *Pinnularia divergentissima*).

An allen Standorten dominierende Taxa sind unter anderem die Ubiquisten *Achnanthes minutissima*, *Cocconeis placentula var. lineata*, *Cymbella sinuata* und *Meridion circulare var. circulare.* Im Laufe der Untersuchungsperiode nehmen die Taxazahlen der beiden Quellen ab (in EB 1 von 41 auf 25, in EB 2 von 45 bis 23), konträr dazu wird in EB 3 ein Anstieg von 21 auf 40 Arten beobachtet. An dieser Stelle variiert die Anzahl der Phytobenthostaxa am stärksten, Ende Mai werden 55 Taxa, Anfang September aber nur 14 Taxa nachgewiesen. 5 Arten können als "gefährdet" und 1 Art sogar als "stark gefährdet" eingestuft werden. Das Vorkommen von 13 Arten wird als "zurückgehend" bezeichnet, während bei 3 weiteren Arten eine "Gefährdung anzunehmen" ist. Schließlich gilt 1 Taxa als "extrem selten" (LANGE-BERTALOT & STEINDORF 1996).

Diskussion

Abiotik

Aufgrund des vom Wettersteinkalk und Hauptdolomit gebildeten geologischen Untergrundes weist der Almbach neutrale bis leicht basische pH-Werte sowie charakteristische Leitfähigkeiten auf. Die Werte entsprechen nach (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004) dem Typ 1 – Fließgewässer der Alpen. Durch das turbulente Abflussregime ist eine ausreichend hohe Sauerstoffsättigung gegeben. Die niedrigen Leitfähigkeitswerte im Frühjahr und August sind auf Verdünnungseffekte durch Schmelzwasser bzw. eines Starkregenereignisses zurückzuführen, während die verschiedenen Werte der beiden Quellen auf eine unterschiedliche Herkunft des Grundwassers schließen lassen (Abb. 2). Die konstant tiefen Wassertemperaturen der Quellen entsprechen ungefähr dem Jahresdurchschnitt der Lufttemperatur (ZOLLHÖFER 1997). Bereits im Mai weist der Almbach gegenüber den Quellen erhöhte Temperaturen auf, da sich das langsam abfließende Schmelzwasser auf den sonnenexponierten, dunklen Humusschichten der umliegenden

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Weideflächen stark erwärmt (Abb. 2). Die Sonnenexposition von EB 1, EB 2 und EB 3 ist während der gesamten Untersuchungsperiode einerseits durch die üppige Entwicklung der Ufervegetation, andererseits durch die Beweidung großen Schwankungen unterworfen; nur der Waldstandort EB 4 erfährt ganzjährig einen mittleren Lichtgenuss. Analog zu (CANTONATI & PIPP 2000) steigen Durchflussmenge, Temperatur und Sauerstoffsättigung mit zunehmender Quellentfernung an. Der Almbach weist die Nährstoffkonzentrationen eines typischen oligotrophen, krenalen Karstfließgewässers auf, welche ganzjährig unter den Grenzwerten der Grundwasserschwellenverordnung (BGB II 1997/213 des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft 1997) liegen. (CANTONATI et al. 2001) erhob in Gebirgsbächen der Alpen und im Himalaya vergleichbare Werte. Die auffällig hohen SRP Werte der umzäunten Quelle EB 1 stammen vermutlich aus phosphorhältigen Gesteinsschichten. Die Quelle EB 2 hingegen weist signifikant höhere NO_3^--N Konzentrationen auf. Nachdem Weideflächen diese Quelle umgeben, werden offenbar Exkremente der Kühe bei starken Regenfällen ausgewaschen und gelangen in das Grundwasser. Die signifikanten physiko-chemischen Unterschiede zwischen den beiden Quellen untermauern die Vermutung, dass EB 1 und EB 2 aus unterschiedlichen Grundwasservorkommen gespeist werden. Die deutliche Abnahme des Nitratgehaltes von den Quell- zu den Bachstandorten hat verschiedene Gründe: (i) das nitratärmere Wasser von EB 1 verdünnt beim Zusammenfluss jenes von EB 2, (ii) gibt es zahlreiche weitere, diffuse Wasseraustritte entlang der Fließstrecke und (iii) nimmt der stark ausgeprägte Biofilm im Bach Nitrat auf. Dies unterstreicht den flussabwärts größer werdenden Einfluss des Biofilms (mögliche Denitrifikation in mikroanaeroben Zonen, N- Aufnahme durch Photoautotrophe). Das Verhältnis von anorganischem Stickstoff zu Phosphor zeigt für alle Probenstellen eine Phosphorlimitation an (N:P > 16:1; SCHWOERBEL 1999). Das Verhältnis von reduziertem zu oxidiertem Stickstoff liegt in den beiden Quellen stets deutlich unter 1, während in den Bachstandorten die reduzierten N-Fraktionen dominieren.

Die Hauptkomponentenanalyse (PCA) trennt alle vier Probenstellen deutlich voneinander ab: Besonders hervorzuheben ist hier der zweite Faktor "MZB". Er unterscheidet die beiden Bachstandorte aufgrund der MZB-Gesamtindividuenzahlen, welche in EB 3 ganzjährig höher sind als in EB 4 (POKORNY et al. 2008). Der Standort EB 3 weist ähnliche MZB - Individuendichten wie die beiden Quellen auf (Mittelwert ± 95 % Konfidenzintervall: EB 1: 40975 ± 14234; EB 2: 64902 ± 27793; EB 3: 41406 ± 14087; EB 4: 12953 ± 4860 Individuen pro m^2). Es ist somit anzunehmen, dass der Fraßdruck auf das Phytobenthos in EB 4 am geringsten ausgeprägt ist (quantitativ weist der Waldstandort EB 4 ein etwa neun Mal höheres Gesamtbiovolumen als die die Quelle EB 2 auf). Während für die beiden Bachstandorte hinsichtlich ihrer Ressourcen eine ähnliche bottom up Situation gegeben ist, so kann im Waldstandort EB 4 ein geringerer top down Effekt durch Grazing vermutet werden (SCHWOERBEL 1999).

Biotik

Während in den beiden Quellen geringe Phytobenthosmengen ausgebildet sind, kann die Stelle EB 3 als Übergang zum algenreichen Waldstandort EB 4 angesehen werden. Die hohe Dynamik in Zusammensetzung und Biovolumen (Abb. 6) ergibt sich aus wechselnden Umweltbedingungen wie Temperatur, Nährstoffgehalt, Licht, Strömung und Vertritt. (KANN 1966) stellte fest, dass an Stellen größerer Strömungsgeschwindigkeit qualitativ

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

und quantitativ mehr Organismen als an ruhigeren Stellen auftreten. Die bereits von (KANN 1978) beobachtete Dominanz der Kieselalgen im Frühjahr ist in der vorliegenden Studie ebenfalls feststellbar. In beiden beschatteten Bachstandorten werden im Frühjahr trotz vergleichsweise hohen Wassertemperaturen nur geringe Biovolumina gemessen, hingegen sind in den konstant kühlen Quellen die Benthosgemeinschaften bei voller Sonneneinstrahlung am besten entwickelt. Laut (KANN 1978) ist es mehr das Licht als die Temperatur, die zur frühjährlichen Entwicklung der Algen führt. Auch (CANTONATI & PIPP 2000) erklären in Quellregionen das Licht zum Schlüsselfaktor für die Entwicklung des Aufwuchses. Das Hochwasserereignis Mitte August führt an allen Probestellen zu einer gravierenden Reduktion der Biomasse, da das Substrat umgelagert wird (mittlere Korngröße 12 bis 38 mm; POKORNY 2008). Darüber hinaus stellt der Vertritt durch Weidevieh an den leicht zugänglichen Stellen EB 2 und EB 3 einen Störfaktor dar.

In Übereinstimmung zu einschlägiger Literatur weisen die qualitativen Analysen Diatomeen als taxareichste Gruppe aus, gefolgt von Cyanoprokaryota (KANN 1978, KAWECKA 1981, PFISTER 1992 und PIPP & ROTT 1994). Innerhalb dieser beiden Gruppen gibt es eine große Anzahl an Spezialisten, die an extreme Bedingungen angepasst sind (PFISTER 1992).

Unterschiede zwischen Quellen und Bach: Im Saisonverlauf sind bedeutende Unterschiede sowohl quantitativ als auch qualitativ zu erkennen. Während die Biovolumina der beiden Quellen jeweils ein Frühjahrsmaximum aufweisen, zeigen die Bachstandorte Mitte Juli große Phytobenthospopulationen. Werden die Quellen ganzjährig von Diatomeen geprägt, so unterliegen die Bachstandorte wechselnden Dominanzverhältnissen. Rhodophyta spielen nur im Bach eine entscheidende Rolle, sie sind ausschließlich durch das sogenannte Chantransia-Stadium der Gattung *Batrachospermum* vertreten. Das Stadium bezeichnet eine Generation im dreigliedrigen Lebenszyklus dieser Gattung. *Batrachospermum* kommt vorwiegend in klaren, kalten und beschatteten Quellbächen und Flussoberläufen vor. Weiters ist eine Vorliebe für hohe Fließgeschwindigkeiten und die damit verbundene gute Sauerstoffversorgung festzustellen (KNAPPE et al. 1996). (STARMACH 1961) konnte Chantransia-Stadien hauptsächlich auf Steinflächen beobachten, die der Strömung zugewandt waren.

In der Quelle EB 1 konnten gegenüber den Bachstandorten signifikant höhere Diversitätsindices H' und Evenness H' verzeichnet werden, obwohl die beiden leicht zugänglichen Standorte EB 2 und EB 3 die meisten OTE aufweisen ($p > 0,05$). Dasselbe gilt für die qualitativ erhobenen Taxalisten: Die beiden für Kühe nicht bzw. schwer zugänglichen Stellen EB 1 und EB 4 beherbergen mit jeweils 58 Arten im Vergleich zu den beeinträchtigten Stellen EB 2 und EB 3 weniger Taxa (75 und 70). Aufgrund der ökologischen Angaben in der Fachliteratur (KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986, 1988, 1991a, 1991b) werden beispielsweise *Diatoma mesodon* und *Meridion circulare* als krenophil eingeschätzt. Beide Arten sind in den Quellstandorten präsenter als im Bach.

Unterschiede zwischen der umzäunten und der zugänglichen Quelle: Anfang Mai weisen beide Quellphytobenthoszönosen maximale Biovolumina auf, wobei in der umzäunten Quelle Bacillariophyceen unerwartet hohe Dichten bis rund 2000 $mm^3\ m^{-2}$ erreichen. Zu dieser Zeit sind beide Standorte voll sonnenexponiert. Mit der sich rasch entwickelnden Ufervegetation aus Annuellen und der damit verbundenen Beschattung, verringern sich beide Algenpopulationen bis Mitte Juni rapide. Von diesem Zeitpunkt an bedingen unterschiedliche Einflussfaktoren die nunmehr geringen Biovolumina. Während eine

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

dichte Ufervegetation die Quellregion EB 1 gänzlich überdeckt und beschattet, weiden Kühe an der zugänglichen Quelle EB 2 die Pflanzen ab. Die Phytobenthosgemeinschaft in EB 2 erfährt zwar erneut einen hohen Lichtgenuss, kann aber dennoch nur geringfügig höhere Biovolumina als jene von EB 1 aufbauen. Das Substrat der zugänglichen Quelle wird durch den Vertritt des Weideviehs ständig umgelagert, die Algengemeinschaft muss sich hier ständig neu etablieren. Selbst nach dem Almabtrieb im Herbst können sich an EB 2 keine hohen Algendichten mehr ausbilden. Konträr dazu ist die Situation in EB 1: Sobald die lichtlimitierende Ufervegetation zusammenbricht, entwickelt die benthische Algenpopulation erneut größere Dichten.

Während EB 1 ganzjährig von Diatomeen dominiert wird, beherrschen raschwüchsige Grünalgen EB 2. Auch Cyanoprokaryota können in der für Kühe zugänglichen Quelle größere Populationen aufbauen. CANTONATI (1998) kommt zu dem Schluss, dass Diatomeen qualitativ und quantitativ die wichtigste Komponente der Mikroflora in Quellen darstellen, die umzäunte Quelle EB 1 entspricht dieser Feststellung. Analog zu anderen Autoren (HUSTEDT 1945, ROUND 1957, DELL'UOMO 1975, RUSHFORTH et al. 1986 und CANTONATI 1998) sind *Achnanthes lanceolata*, *Diatoma mesodon* und *Meridion circulare var. circulare* häufige Vertreter des Phytobenthos in den Quellen.

Hinsichtlich der OTE weist die umzäunte Quelle die signifikant höchsten Diversitätsindices H' und die signifikant größte Evenness V' auf. Trotzdem werden in der zugänglichen Quelle EB 2 mehr Taxa gefunden. Durch den Vertritt der Kühe werden hier zusätzliche Mikrohabitate geschaffen, in denen sich feineres Sediment ansammelt. Vor allem nährstofftolerante Vertreter der Gattungen *Navicula*, *Gyrosigma* und *Melosira* können diese Bedingungen nutzen. Durch die Abweidung der Ufervegetation und Vertritt üben Kühe einen destruktiven Einfluß auf die Quelle und den Almbach aus. Aufgrund geringerer Beschattung und ständiger Umwälzung des Substrates kommt es zu einer qualitativen und quantitativen Veränderung der Phytobenthosgemeinschaft in EB 2 und EB 3. Betrachtet man hingegen die umzäunte Quelle EB 1, die eine dichte Ufervegetation und eine stabile Sedimentsituation aufweist, so findet man eine quelltypische, von Kieselalgen dominierte Phytobenthosgemeinschaft mit geringen Biovolumina vor. Aus diese Gründen können Sinnhaftigkeit und Notwendigkeit der Umzäunungen nur bestätigt werden.

Danksagung

Besonderer Dank gilt Dr. Erich Weigand und Ing. Elmar Pröll vom Nationalpark Kalkalpen für die tatkräftige Hilfe bei den Probenahmen. Weiters danken wir der Nationalpark OÖ. Kalkalpen Ges.m.bH. für die finanzielle Unterstützung.

Zusammenfassung

Im Nationalpark Kalkalpen wurde das Phytobenthos eines typischen oligotrophen, krenalen Karstgewässers von Mai bis Oktober 2005 untersucht. Der Almbach und dessen 2 Hauptquellen liegen auf der traditionell bewirtschafteten Ebenforstalm in etwa 1200 m Seehöhe. Im Zuge von LIFE-Managementmaßnahmen wurde eine Quelle zum Schutz vor dem Vertritt durch Weidevieh umzäunt. In dieser Studie wurden 2 Quellen (eine umzäunt, eine für Kühe zugänglich) und 2 weitere Bachstandorte qualitativ und quantitativ beprobt. Während sich die beiden Quellen anhand

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

ihrer chemischen Eigenschaften stark unterscheiden, weisen sie ähnliche hydrologische und physikalische Bedingungen auf. Die umzäunte Quelle weist geringe Algenbiomassen auf, wobei Diatomeen den Hauptteil stellen, hingegen beeinflusst das Weidevieh die zugängliche Quelle besonders durch das Abweiden der Ufervegetation und der Umwälzung des Substrates, wodurch eine Zunahme der Chlorophyta- und Cyanoprokaryota-anteile bewirkt wird. An den Bachstandorten erreichen in den Sommermonaten Rhodophyta der Gattung *Batrachospermum* hohe Biovolumina. Eine Hauptkomponentenanalyse resultierte in 3 Faktoren, deren Hintergrundvariablen als "Quellentfernung", "MZB" und "SRP" interpretiert werden. Der erste Faktor trennt die beiden Quellen von den Bachstandorten, der zweite Faktor unterscheidet die beiden Bachstandorte voneinander und schließlich separiert der dritte Faktor die beiden Quellen voneinander.

Literatur

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

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

BESCH W.K., BACKHAUS D., CAPBLANCQ J. & P. LAVANDIER (1972): Données écologiques sur les algues benthiques de haute montagne dans les Pyrenées. — Annales de Limnologie **2**: 103-118.

CANTONATI M. (1998): Diatom communities of springs in the Southern Alps. — Diatom Research **13** (2): 201-220.

CANTONATI M. & E. PIPP (2000): Longitudinal and seasonal differentiation of epilithic diatom communities in the uppermost sections of two mountain spring-fed streams. — Verh. Internat. Limnol. **27**: 1591-1595.

CANTONATI M., CORRADINI G., JÜTTNER I. & E.J. COX (2001): Diatom assemblages in high mountain streams of the Alps and the Himalaya. — Nova Hedwigia, Beiheft **123**: 37-61.

DELL'UOMO A. (1975): La flora e la associazioni algali della Sorgente di Salomone (Anterselva, Bolzano). Facies estiva. — Giornale Botanico Italiano **109**: 257-271.

ESSL F., EGGER G., ELLMAUER T. & S. AIGNER (2002): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs: Konzept. — Umweltbundesamt, Monographie Band **155**. Wien.

ETTL H. (1978): Xantophyceae, Teil 1. — In: ETTL H., GERLOFF J. & H. HEYNIG (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa. Stuttgard-New York, Fischer Verlag.

GEITLER L. (1932): Cyanophyceae. — In: KOLKWITZ R. (Ed.): Die Algen. Dr. L. Rabenhorst's Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. **14**. Band 2nd Ed., reprint 1985, Koeltz Scientific Books, 1196 pp.

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

GRAF W., GRASSER U. & A. WEINZIERL (2002): Plecoptera. – Teil III. — In: MOOG O. (Edt.), 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.

HUSTEDT F. (1945): Diatomeen aus Seen u. Quellgebieten der Balkan Halbinsel. — Archiv für Hydrobiologie **40** (4): 867-973.

HYNES H.B.N. (1976): The ecology of running waters. — 3rd Ed. Liverpool University Press., 555pp.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

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

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

KANN E. (1966): Der Algenaufwuchs in einigen Bächen Österreichs. — Verh. Internat. Verein. Limnol. **16**: 646-654.

KANN E. (1978): Systematik und Ökologie der Algen österreichischer Bergbäche. — Arch. Hydrobiol., Suppl. **53**: 405-643.

KAWECKA B. (1980): Sessile algae in European mountain streams. 1. The ecological characteristics of communities. — Acta Hydrobiol. **22**(4): 361-420.

KAWECKA B. (1981): Sessile algae in European mountain streams. 2. Taxonomy and autecology. — Acta Hydrobiol **23**: 17-46.

KLEE O. (1998): Wasser untersuchen: einfache Analysemethoden und Beurteilungskriterien. — Quelle und Meyer Verlag, Wiesbaden, Germany.

KNAPPE J., GEISSLER U., GUTOWSKI A. & G. FRIEDRICH (1996): Rote Liste der limnischen Braunalgen (Fucophyceae) und Rotalgen (Rhodophyceae) Deutschlands. — Schr.-R. f. Vegetationskde. **28**: 609-623.

KOMAREK J. & K. ANAGNOSTIDIS (1999): Cyanoprokaryota. 1. Teil, Chroococcales. — In: ETTL H., GÄRTNER G., HEYNIG H. & K. ANAGNOSTIDIS (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa **19**/1. Fischer Verlag.

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

KRALIK M. (2006): Karst- und Kluftgrundwasser. — In: Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 2006: 53-57. Umweltbundesamt, Wien, Austria.

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

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

KRAMMER K. & H. LANGE-BERTALOT (1991a): Bacillariophyceae, Teil 3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. — In: ETTL H., GERLOFF J., HEYNIG H. & D. MOLLENHAUER (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa. **2**/3. Stuttgart — New York, Fischer Verlag.

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

KROM M.D. (1980): Spectrophotometric determination of amminia: A study of a modified Bertholet Reaction using salicylate and dichlorisocyanurate. — The Analyst **105**: 305-316.

LANGE-BERTALOT H. & A. STEINDORF (1996): Rote Liste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. — Schr.-R. f. Vegetationskde. **28**: 633-677.

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

LORENZEN C.J. (1967): Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. — Limnol. Oceanogr. **12**: 543-556.

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

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

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

POKORNY N., FESL C., NIEDERMAYR R. & M. SCHAGERL (2008): Die Evertebraten-Fauna des Almbaches und dessen Quellen im Nationalpark Kalkalpen, Oberösterreich. — In Praep.

PFISTER P. (1992): Artenspektrum des Algenaufwuchses in 2 Tiroler Bergbächen – Teil 1: Cyanophyceae, Chrysophyceae, Chlorophyceae, Rhodophyceae. — Algological Studies **65**: 43-61.

PIPP E. & E. ROTT (1993): Bestimmung der ökologischen Wertigkeit von Fließgewässern in Österreich nach dem Algenaufwuchs. — Blaue Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie **2**: 147pp.

PIPP E. & E. ROTT (1994): Classification of running-water sites in Austria based on benthic algal community structure. — Verh. Internat. Verein. Limnol. **25**: 1610-1613.

POTTGIESSER T. & M. SOMMERHÄUSER (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. — In: STEINBERG C., CALMANO W., WILKEN R.D. & H. KLAPPER (Hrsg.): Handbuch der Limnologie. 19. Erg.Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.

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

ROUND F.E. (1957): A note on some diatom communities in calcareous springs and streams. — Journal of the Linnean Society of London. Botany **55**: 662-668.

RUSHFORT S.R., SQUIRES L.E. & C.E. CUSHING (1986): Algal communities of springs and streams in the Mt. St. Helens Region, Washington, U.S.A. following May 1980 eruption. — Journal of Phycology **22**: 129-137.

SABATER S. & J.R. ROCA (1990): Some factors affecting distribution of diatom assemblages in Pyrenean springs. — Freshwater Biololgy **24**: 493-507.

SABATER S. & J.R. ROCA (1992): Ecological and biogeographical aspects of diatom distribution in Pyrenean springs. — British Phycological Journal **27**: 203-213.

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

SCHÖN B. & M. STRAUCH (2004): Raumeinheit Sengsengebirge. — Land Oberösterreich, Linz, Austria.

SCHWOERBEL J. (1999): Einführung in die Limnologie. — Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

STARMACH K. (1961): Communities of algae in the stream Piekielnik near Jablonska. — Acta Hydrobiol. **3**(2-3): 143-150. Kraków.

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

THIENEMANN A. (1922): Hydrobiologische Untersuchungen an Quellen. — Arch. Hydrobiol. **14**: 151-190.

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

UTERMÖHL H. (1958): Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton Methodik. — Mitt. Internat. Verein. Limnol. **9**: 1-39.

VOGEL M. (2006): Vorwort. — In: Quellen im Nationalpark Berchtesgarden, Germany.

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

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

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

ZOLLHÖFER J.M. (1997): Quellen – die unbekannten Biotope: erfassen, bewerten, schützen. — Bristol Stiftungsserie Band **6**. Flück-Wirth Verlag. Teufen. Schweiz. 153 pp.

Anschriften der Verfasser: Romana Alice NIEDERMAYR
DWS Hydro-Ökologie
Zentagasse 47
A-1050 Wien
Email: Romy.Niedermayr@gmx.at

Nella POKORNY
Arge Ökologie OEG
Neubaugasse 66/2/10
A-1070 Wien
Email:nella.p@gmx.net

Michael SCHAGERL
Universität Wien, Department Meeresbiologie
Althanstraße 14
A-1090 Wien
Email: michael.schagerl@univie.ac.at

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 1: Übersicht hydrologischer und physikalischer Parameter der Probenstellen, dargestellt als Mittelwerte ± 95% Konfidenzintervall (C.I.). Der Lichteinfall wird als Q_2 (Q_1, Q_3) angegeben. Hochgestellt ist die Gruppenzugehörigkeit; Gruppen unterschiedlicher Signifikanz sind mit verschiedenen Buchstaben gekennzeichnet.

	EB 1	EB 2	EB 3	EB 4
Gewässerbreite b [m]	$0{,}48 \pm 0{,}07^{A}$	$0{,}69 \pm 0{,}19^{AB}$	$0{,}99 \pm 0{,}16^{B}$	$2{,}22 \pm 0{,}49^{C}$
Wassertiefe z [m]	$0{,}07 \pm 0{,}01^{A}$	$0{,}05 \pm 0{,}01^{A}$	$0{,}10 \pm 0{,}02^{B}$	$0{,}09 \pm 0{,}01^{B}$
Fließgeschwindigkeit v [m s^{-1}]	$0{,}06 \pm 0{,}01^{A}$	$0{,}13 \pm 0{,}02^{B}$	$0{,}22 \pm 0{,}07^{B}$	$0{,}19 \pm 0{,}05^{B}$
pH [-log H^+]	$7{,}4 \pm 0{,}05^{A}$	$7{,}3 \pm 0{,}05^{A}$	$8{,}0 \pm 0{,}09^{B}$	$8{,}1 \pm 0{,}3^{B}$
Sauerstoff [mg l^{-1}]	$10{,}2 \pm 0{,}3^{A}$	$9{,}1 \pm 0{,}3^{A}$	$9{,}0 \pm 0{,}3^{A}$	$9{,}8 \pm 0{,}5^{A}$
Sauerstoff [%]	95,5 ± 2,2	84,6 ± 2,6	97,4 ± 1,1	102,0 ± 2,1
Lichteinfall	2 (1,3)	3 (3,4)	3 (3,4)	3 (3,3)

Tab. 2: Physiko-chemische Parameter der Untersuchungsstellen, aufgelistet als Mittelwerte ± 95% Konfidenzintervall (C.I.).

		EB 1	EB 2	EB 3	EB 4
SRP	[µg l^{-1}]	$31{,}9 \pm 2{,}4^{B}$	$4{,}9 \pm 1{,}4^{A}$	$5{,}4 \pm 0{,}8^{A}$	$5{,}3 \pm 0{,}7^{A}$
NO_2^- -N	[µg l^{-1}]	$0{,}2 \pm 0{,}1^{A}$	$0{,}2 \pm 0{,}1^{A}$	$0{,}5 \pm 0{,}1^{B}$	$0{,}6 \pm 0{,}1^{B}$
NO_3^- -N	[µg l^{-1}]	857 ± 84^{A}	1628 ± 167^{B}	184 ± 31^{C}	197 ± 29^{C}
NH_4^+ -N	[µg l^{-1}]	$6{,}35 \pm 4{,}1^{A}$	$2{,}45 \pm 1{,}4^{B}$	$8{,}87 \pm 2{,}1^{A}$	$7{,}14 \pm 2{,}6^{A}$
N_{red} -N	[µg l^{-1}]	113 ± 24^{A}	75 ± 14^{A}	345 ± 39^{B}	347 ± 61^{B}
N_{tot}	[µg l^{-1}]	970 ± 93^{A}	1703 ± 161^{B}	530 ± 36^{C}	544 ± 61^{C}
Totalalkalinität	[mval l^{-1}]	$2{,}8 \pm 0{,}3^{A}$	$3{,}3 \pm 0{,}4^{B}$	$2{,}6 \pm 0{,}3^{A}$	$2{,}7 \pm 0{,}3^{A}$
TG	[mg l^{-1}]	8,6 ± 7,0	7,1 ± 6,1	13,2 ± 7,3	5,4 ± 2,3
AG	[mg l^{-1}]	7,7 ± 6,7	6,3 ± 5,7	10,6 ± 7,0	3,5 ± 1,5
AFTG	[mg l^{-1}]	$1{,}0 \pm 0{,}4^{A}$	$0{,}8 \pm 0{,}4^{A}$	$2{,}6 \pm 0{,}4^{B}$	$1{,}9 \pm 0{,}8^{B}$

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 3: Rotierte Faktorladungsmatrix der PCA anhand von abiotischen Variablen und Variablen zur Beschreibung der Makrozoobenthosgemeinschaften. Gezeigt werden die Korrelationen der Variablen mit den einzelnen Faktoren und deren erklärte Variation. (ln) … Variable wurde zuvor ln-transformiert.

	Quellentfernung (38%)	**MZB (18%)**	**SRP-Verfügbarkeit (15%)**
ln N_{red} – N [µg l^{-1}]	**0,844**	-0,249	-0,099
ln NO_3^- – N [µg l^{-1}]	**-0,812**	0,468	0,111
Wassertemperatur [°C]	**0,786**	-0,164	-0,147
ln Wassertiefe z [m]	**0,725**	-0,416	0,089
MZB Gesamtindividuen [Ind m^{-2}]	-0,062	**0,945**	-0,054
ln Gewässerbreite [m]	**0,477**	-0,692	-0,312
SRP [µg l^{-1}]	-0,215	0,155	**0,882**

Tab. 4: Taxaliste der Kieselalgen und ihre relativen Häufigkeiten. (-)…nicht gefunden, (+)…an 1-2 Terminen, (++)…an 3-6 Terminen, (+++)…an 7-9 Terminen gefunden.

	EB 1	**EB 2**	**EB 3**	**EB 4**
Bacillariophyceae:				
Achnanthes cf. peterseni HUSTEDT	-	+	-	++
Achnanthes daonensis LANGE-BERTALOT	-	-	-	+
Achnanthes lanceolata var. *rostrata* (OESTRUP) HUSTEDT	+++	+++	++	++
Achnanthes minutissima KÜTZING	+++	+++	+++	+++
Achnanthes montana KRASSKE	+++	++	+	-
Achnanthes ventralis (KRASSKE) LANGE-BERTALOT	+	++	+	-
Amphipleura pellucida (KÜTZING) KÜTZING	-	-	+	-
Amphora inariensis KRAMMER	+++	+++	+	+++
Amphora libyca EHRENBERG	-	+	+	-
Amphora pediculus (KÜTZING) GRUNOW	+	++	++	+++
Caloneis alpestris (GRUNOW) CLEVE	-	+	-	-
Caloneis bacillum (GRUNOW) CLEVE	+++	+++	++	+
Caloneis branderii (HUSTEDT) KRAMMER	++	+	-	-
Cocconeis pediculus EHRENBERG	-	+	+	-
Cocconeis placentula var. *klinoraphis* GEITLER	-	-	+	-
Cocconeis placentula var. *lineata* (EHRENBERG) VAN HEURCK	+++	+++	+++	+++
Cocconeis placentula var. *pseudolineata* GEITLER	+	-	++	++

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

	EB 1	EB 2	EB 3	EB 4
Cymbella affinis KÜTZING	-	-	+	-
Cymbella aspera (EHRENBERG) CLEVE	-	++	-	-
Cymbella austriaca GRUNOW	-	+	-	-
Cymbella cistula (EHRENBERG) KIRCHNER	-	++	+	-
Cymbella helvetica KÜTZING	-	+	-	-
Cymbella minuta HILSE	+++	++	++	++
Cymbella silesiaca BLEISCH	++	+	+	++
Cymbella sinuata GREGORY	+++	++	+++	+++
Denticula tenuis KÜTZING	+++	+	-	-
Diatoma mesodon (EHRENBERG) KÜTZING	+++	++	+	+
Diatoma vulgaris BORY	+	++	++	+
Diploneis ovalis (Hilse) Cleve	+++	++	++	+++
Fragilaria arcus (Ehrenberg) Cleve	+	-	-	-
Fragilaria capucina var. *vaucheriae* (KÜTZING) LANGE-BERTALOT	+	+	++	++
Fragilaria leptostauron (EHRENBERG) HUSTEDT	-	-	+	-
Fragilaria pinnata EHRENBERG	-	-	+	-
Fragilaria ulna var. *acus* (KÜTZING) LANGE-BERTALOT	-	++	-	+
Frustulia vulgaris (THWAITES) DE TONI	++	+	+	-
Gomphonema angustatum (KÜTZING) RABENHORST	++	+++	++	+
Gomphonema angustum AGARDH	++	++	+++	+++
Gomphonema clevei FRICKE	-	-	-	+++
Gomphonema micropus KÜTZING	+++	+++	++	++
Gomphonema parvulum KÜTZING	-	+	+	-
Gomphonema truncatum EHRENBERG	-	-	-	+
Gyrosigma acuminatum (KÜTZING) RABENHORST	-	++	+	-
Gyrosigma scalproides (RABENHORST) CLEVE	-	+	-	-
Hantzschia amphyoxis (EHRENBERG) GRUNOW s. str.	+	+	++	-
Melosira varians AGARDH	-	+	+	-
Meridion circulare var. *circulare* (GREVILLE) AGARDH	+++	+++	++	++
Navicula angusta GRUNOW	++	++	++	++
Navicula capitatoradiata GERMAIN	-	+	+	-
Navicula cari EHRENBERG	-	++	-	-
Navicula cf. *vitabunda* HUSTEDT s. str.	-	+	-	-
Navicula cryptocephala KÜTZING	-	++	++	-
Navicula cryptotenella LANGE-BERTALOT	-	+	++	-

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

	EB 1	EB 2	EB 3	EB 4
Navicula digitoradiata (GREGORY) RALFS	-	+	-	-
Navicula elginensis (GREGORY) RALFS	++	++	++	+
Navicula menisculus var. menisculus SCHUMANN	++	+++	++	++
Navicula mutica KÜTZING	+	+	-	+
Navicula pupula var. pupula KÜTZING	++	++	+	+
Navicula radiosa KÜTZING	-	-	++	-
Navicula recens (LANGE-BERTALOT) LANGE-BERTALOT	-	+	-	-
Navicula tripunctata (O.F. MÜLLER) BORY	-	++	++	+++
Navicula trivialis LANGE-BERTALOT	-	-	+	-
Navicula viridula (GRUNOW) EHRENBERG	-	-	++	-
Neidium affine (EHRENBERG) PFITZER	-	-	+	-
Neidium ampliatum (EHRENBERG) KRAMMER	+	++	-	+
Nitzschia dissipata (KÜTZING) GRUNOW	-	+	++	+
Nitzschia linearis (AGARDH) W. SMITH	-	++	++	++
Nitzschia microcephala GRUNOW	-	-	-	+
Nitzschia sp. klein	++	+	+	+
Nitzschia sp. groß	++	+++	++	++
Pinnularia appendiculata (AGARDH) CLEVE	+	-	-	-
Pinnularia borealis EHRENBERG	+	++	+	+
Pinnularia divergentissima (GRUNOW) CLEVE	++	+	-	-
Pinnularia gibba EHRENBERG	+	-	-	-
Pinnularia interrupta W. SMITH	+	+	+	+
Pinnularia karelica CLEVE	-	+	-	-
Pinnularia microstauron (EHRENBERG) CLEVE	++	+	++	+
Pinnularia schroederii (HUSTEDT) KRAMMER	-	-	+	-
Pinnularia sudetica (HILSE) HILSE	+	-	-	-
Pinnularia viridis var. *commutate* (NITZSCH) EHRENBERG	+	-	-	-
Pinnularia viridis (NITZSCH) EHRENBERG	++	+++	++	++
Rhoicosphenia abbreviata (AGARDH) LANGE-BERTALOT	-	-	-	+
Stauroneis anceps EHRENBERG	+	+	+	+
Stauroneis phoenicenteron (NITZSCH) EHRENBERG	+	-	-	-
Stauroneis smithii GRUNOW	+	++	-	+
Surirella angusta KÜTZING	++	-	+	+
Surirella brebissonii KRAMMER & LANGE-BERTALOT	-	-	-	+
Surirella linearis W. SMITH	-	+	-	-
Surirella minuta BRÉBISSON	++	+	+	+

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

	EB 1	EB 2	EB 3	EB 4
Rhodophyta:				
Batrachospermum sp. - Chantransia-Stadium	+++	+++	+++	+++
Chlorophyta				
Gongrosira incrustans (REINSCH) SCHMIDLE	+	+++	+++	+++
Gongrosira sp.	-	-	-	++
Chlorococcale klein	+++	+++	++	++
Chlorococcale groß	+++	+++	+++	+++
Cyanoprokaryota:				
Chroococales	+++	++	+++	+++
Chamaesiphon incrustans GRUNOW	-	-	++	+++
Chamaesiphon sp.	++	+++	+++	++
Chroococcus cf. *minutus* var. *obliteratus* (KUETZING) NAEGELI	++	+++	+++	+++
Heteroleibleinia sp.	-	-	+	+++
Homoeothrix varians GEITLER	+++	+++	+++	+++
Leptolyngbya perforans (GEITLER) ANAGNOSTIDIS & KOMAREK	++	+++	+++	+++
Oscillatoria tenuis var. *tergestina* AGARDH ex GOMONT	++	+	++	++
Phormidium sp.	+++	++	+	-

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

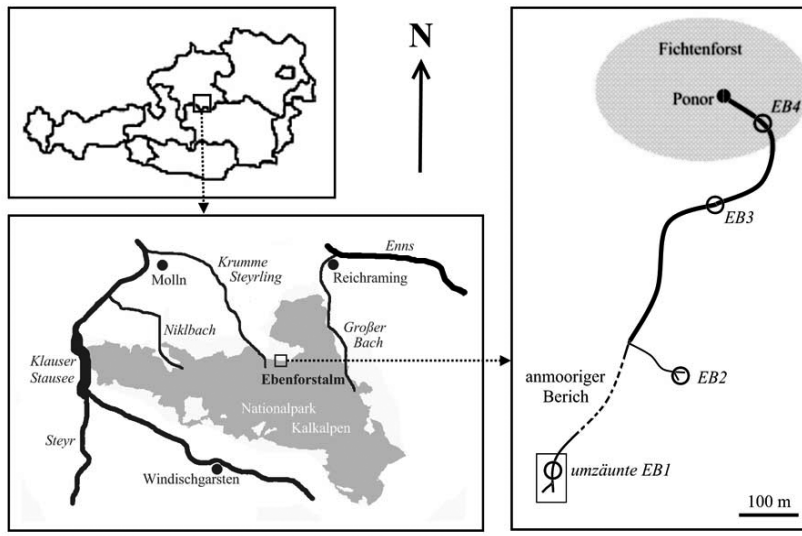


Abb. 1: Lageplan der Ebenforstalm im Nationalpark Oberösterreichische Kalkalpen. Die umzäunte Quelle EB 1 und die zugängliche Quelle EB 2 bilden nach ihrem Zusammenfluss den Almbach. Der Bachstandort EB 3 befindet sich vor dem Wald, EB 4 liegt im Fichtenforst (schraffierte Fläche).

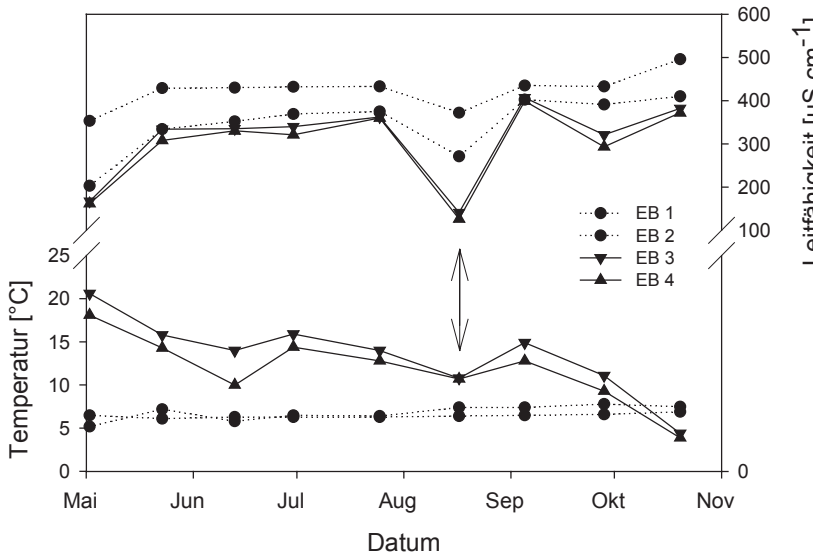


Abb. 2: Verlauf der Wassertemperatur [°C] und der Leitfähigkeitswerte während der Untersuchungsperiode, der Pfeil kennzeichnet das Hochwasserereignis im August 2005.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

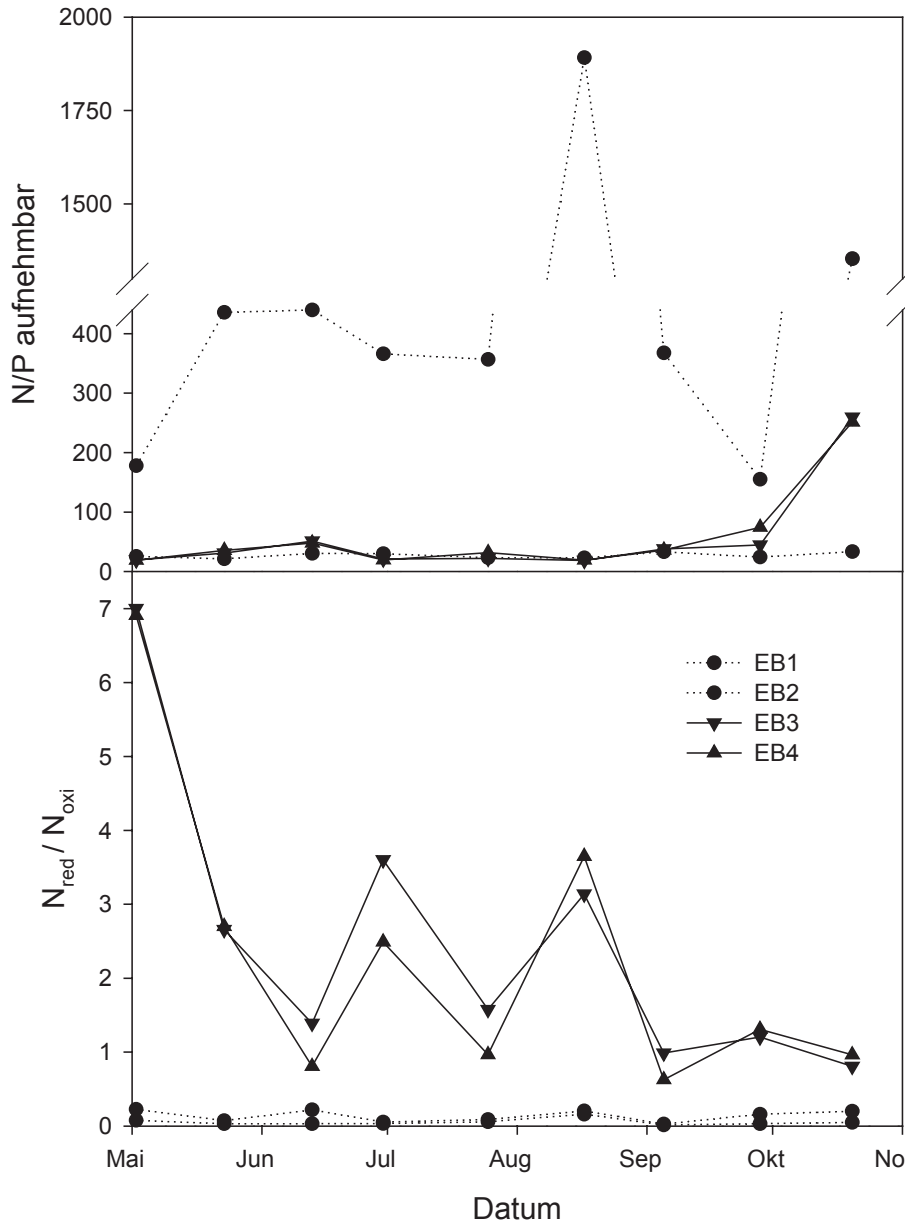
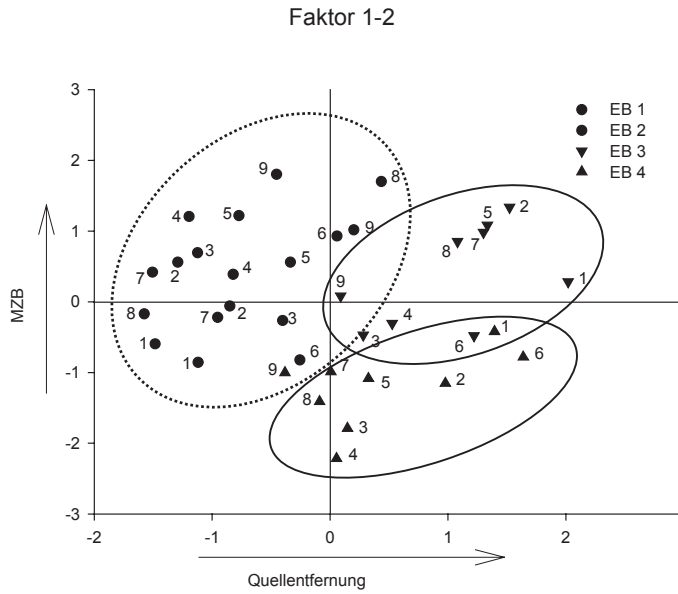


Abb. 3: Verhältnisse der wichtigsten Stickstofffraktionen im Almbach.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at



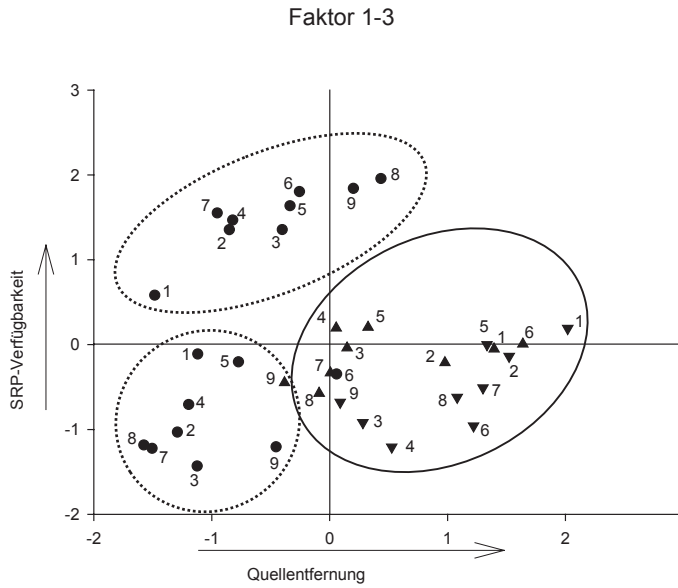


Abb. 4: Faktorwerteplot der rotierten Lösung; die Nummern stellen fortschreitend den jeweiligen Probenahmetermin dar. 1…Anfang Mai bis 9…Ende Oktober.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

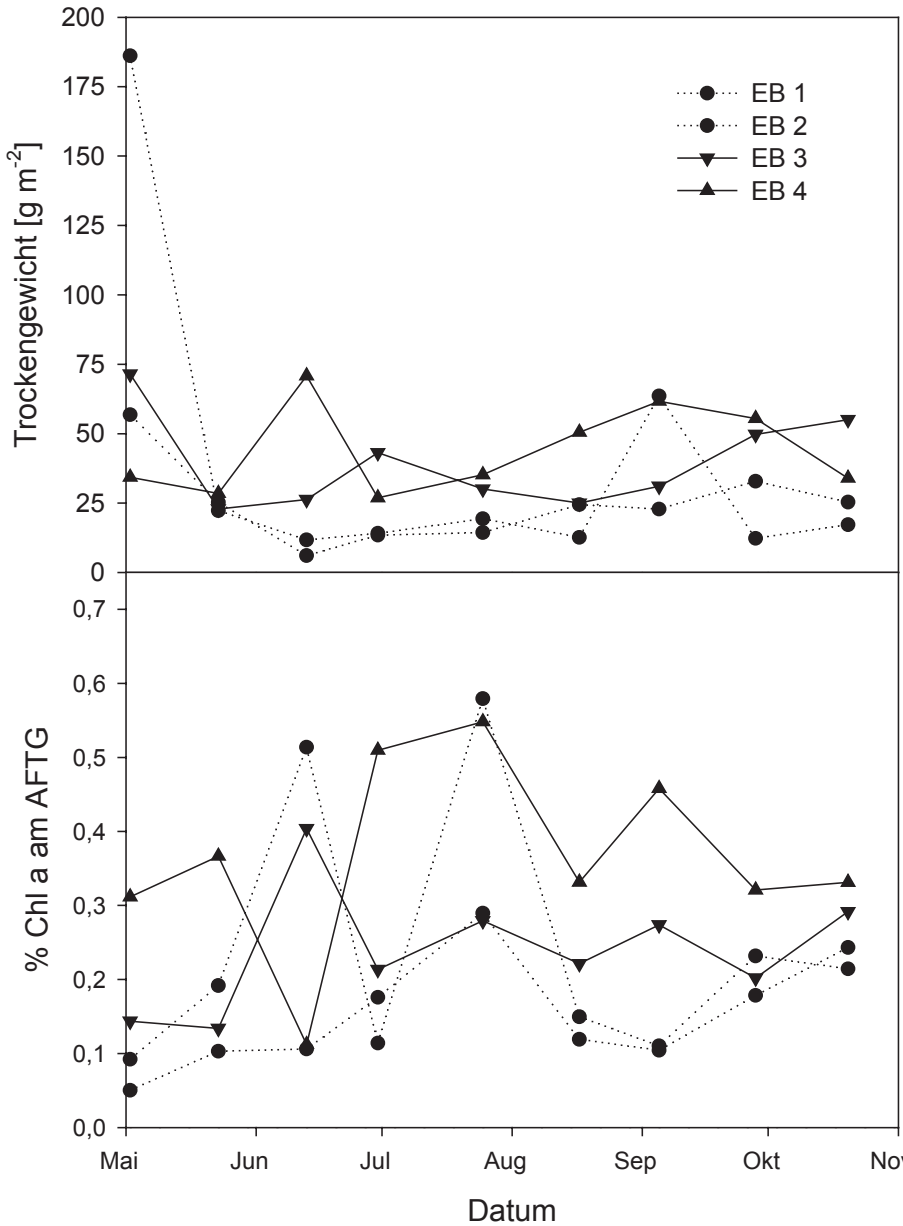


Abb. 5: Mittelwerte der benthischen Trockengewichte aller Probenstellen, sowie der prozentuelle Anteil des Chlorophyll a – Gehaltes am aschefreien Trockengewicht (AFTG).

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

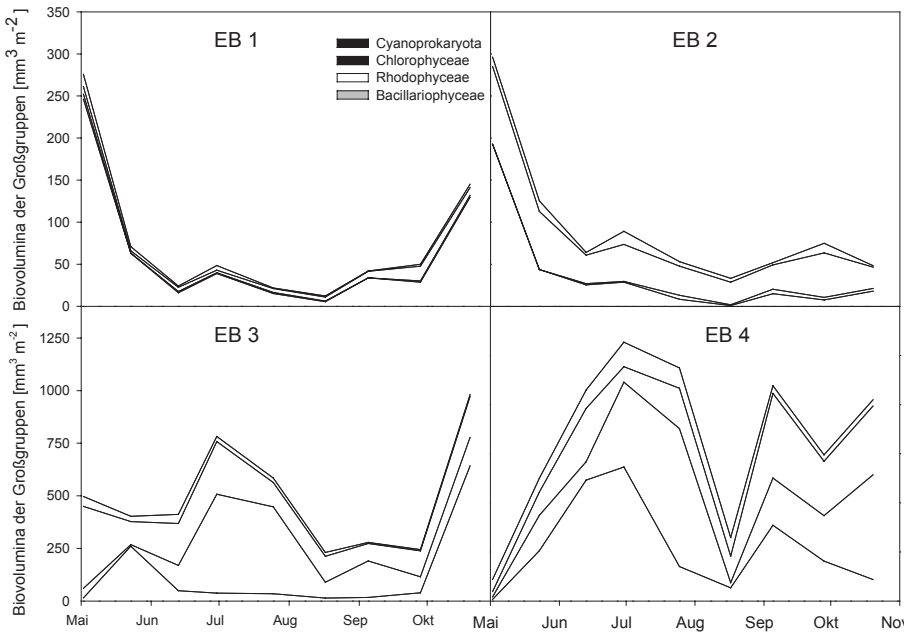


Abb. 6:Verlauf der Algenbiovolumina und Zusammensetzung der Großgruppen an den einzelnen Probenstellen von Mai bis Oktober 2005. Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der einzelnen Graphiken. Zur besseren graphischen Darstellung wurde bei EB 1 Anfang Mai das Volumen der Bacillariophyceae um den Wert 1700 vermindert angegeben.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs

Jahr/Year: 2009

Band/Volume: 0019

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

Artikel/Article: Die Phytobenthosgemeinschaft eines Quellbaches im Nationalpark Kalkalpen, Österreich 269-294