# Limnologische Studie "Hinterer Rettenbach" (Nationalpark "Kalkalpen", Sengsengebirge, Oberösterreich)

Ein Beitrag zur Limnologie eines Karstfließgewässers unter besonderer Berücksichtigung der ökologischen Relevanz hydrographischer Extremereignisse

# LIMNOLOGISCHE STUDIE "HINTERER RETTENBACH" (NATIONALPARK "KALKALPEN", SENGSENGEBIRGE, OBERÖSTERREICH)

Ein Beitrag zur Limnologie eines Karstfließgewässers unter besonderer Berücksichtigung der ökologischen Relevanz hydrographischer Extremereignisse

Klement TOCKNER (Hrsg.)

Wien, im Juni 1993

Gefördert aus Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie und unterstützt vom Verein "Nationalpark Kalkalpen", Leonstein, ÖÖ.

# INHALTSVERZEICHNIS

1. Limnologische Studie "Hinterer Rettenbach": allgemeine Einführung	
(Klement TOCKNER)	S.1
2. Einzugsgebiet, Morphologie und Sedimentstruktur des Karstgewässersystems	"Hinterer
Rettenbach-Fischbach" (Herbert WEILGUNI)	S.13
3. Oberflächen-Hydrographie im Einzugsgebiet des Gewässersystems "Hinterer	Rettenbach-
Fischbach" (Herbert WEILGUNI)	S.33
4. Zeitliche und räumliche Dynamik chemisch-physikalischer Parameter im	
Karstgewässersystem "Fischbach-Hinterer Rettenbach" (Christian FESL)	S.54
5. Verteilung und Dynamik des partikulären organischen Materials (POM) im H	interen
Rettenbach und im Fischbach. (Herbert WEILGUNI & Klement TOCKNER)	S.89
6. Struktur und zeitliche Variation der Biozönosen benthischer Makroinvertebrat	ten in zwei
Karstgewässern mit stark fluktuierendem hydrographischen Regime (Christian	n FESL)S.133
7. Intermittierende und perennierende Gewässerabschnitte im "Fischbach": Ober	flächendrift
und Rekolonisation (Klement TOCKNER)	S.169
8. Limnologische Studie "Hinterer Rettenbach" (Nationalpark "Kalkalpen", Seng	gsengebirge,
Oberösterreich): Zusammenfassung (Klement TOCKNER)	S.191

### VORWORT

Die vorliegende Studie zur Stabilität eines Karstfließgewässers, am Beispiel des Gewässersystems "Fischbach-Hinterer Rettenbach" im projektierten Nationalpark "Kalkalpen" der Verordnungszone "Sengsengebirge", ist die Weiterführung zweier bereits vorangegangener Untersuchungen. Diese beiden Pilotstudien hatten eine allgemeine Charakterisierung der Fließgewässer des Sengsengebirges und eine erste Präzisierung der Fragestellungen im Rahmen eines langfristigen, interdisziplinären Forschungsprogramms zur Aufgabe. Diese ersten Ergebnisse sind durch die jetzt vorliegenden ergänzt und qualifiziert worden. Eine Fortführung der Arbeiten an diesem für Karstsysteme repräsentativen Gewässersystem wird angestrebt, nicht zuletzt da diese Gewässersysteme auf regionale und überregionale Veränderungen sehr sensibel reagieren und deshalb für ein langfristiges Monitoring besonders geeignet sind.

Diese Studie ist vom Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie finanziell gefördert worden. Der "Verein Nationalpark Kalkalpen" (Sitz in Leonstein, OÖ) hat seine Infrastruktur im Forschungszentrum in Molln, das Mobillabor und sein Personal dankenswerterweise zur Verfügung gestellt. Ohne diese Unterstützung wären insbesondere die vielen hydrochemischen Analysen nicht möglich gewesen. Insgesamt 178 Einzelproben sind von Hrn Mag. Siegfried ANGERER und Fr. Lotte GÄRTNER auf ihre chemischen Inhaltsstoffe sorgfältig analysiert worden. Dafür gebührt ihnen ein ganz besonderer Dank. Desgleichen gilt für ihre zuvorkommende Hilfsbereitschaft den beiden Technikern des Forschungszentrums, Roland MAYR und Kurt BUCHNER, ein besonderer Dank. Bei den Probennahmen, bei der Vorsortierung der Organismen und bei der Bestimmung des partikulären organischen Materials haben mitgearbeitet: Erich WEIGAND, Mag.Tom BATTIN, Elisabeth BAUER, Augustine BAUMGARTNER, Mag.Iris FORTMANN, Mag.Barbara KOEFLER, Mag.Werner WEISZMAIR. Ein weiterer Dank gebührt dem Hydrographischen Dienst Oberösterreich, hier besonders Hrn Ing.Max WIMMER, für die Vorauswertung der hydrographischen Daten, Fr. Ernestine SCHÖGGL in Pichl für die tägliche Ablesung der Pegellatten und Hrn Mag.Günter Mahringer für die Zusendung der metereologischen Daten. Die limnologische Abteilung des Instituts für Zoologie, Universität Wien, hat den Ott-Strömungsflügel zur Verfügung gestellt.

Für ihren hohen persönlichen Einsatz möchte ich an dieser Stelle besonders Hrn Christian FESL und Hrn Herbert WEILGUNI erwähnen. Mit ihrer Ausdauer und Begeisterung haben sie an der Qualität dieser Studie wesentlich beigetragen. Teile ihrer Arbeiten (siehe eigenständige Kapitel in diesem Band) werden bald in Form zweier Diplomarbeiten veröffentlicht. Hiezu ist auch die logistische und fachliche Unterstützung von Hrn Univ.Doz.Dr.Johann WARINGER, Institut für Pflanzenphysiologie der Universität Wien, Abteilung für Ökologie, hervorzuheben.

Wien, Juni 1993

Klement TOCKNER (Hrsg.) Linzerstr. 460/6

A-1140 Wien

# Limnologische Studie "Hinterer Rettenbach": allgemeine Einführung

# Klement TOCKNER

#### ABSTRACT

General remarks about karstic river systems, with special consideration of the investigated study area "Rettenbach-Fischbach" (National Park "Kalkalpen", Upper Austria), are given. The importance of "disturbances", especially of spates and droughts, in structuring the benthic biocoenosis is discussed, and detailled information about the project is presented.

key words: karstic river systems, hydrological disturbance, stability, long term change

Fast 20% des österreichischen Bundesgebietes sind zum überwiegenden Teil Karst, 1/4 der Niederschläge fällt in diesem Gebiet und ein Viertel bis zu einem Drittel der österreichischen Bevölkerung bezieht ihr Trinkwasser aus diesen Zonen (Abb.1; ÖWWV-Regelblatt 201). Durch die hohe volkswirtschaftliche Bedeutung, die Karstgebiete daher besitzen, unter anderem auch wegen ihrer Erholungsfunktion (Fremdenverkehr), ist ihr Schutz von vorrangiger Notwendigkeit (TRIMMEL, 1993). Dies gilt umso mehr, da das Ökosystem "Karst" auf anthropogene Eingriffe, global, regional und punktuell, besonders sensibel reagiert. Bereits geringe Änderungen im Niederschlagsregime, etwa infolge globaler Klimaverschiebungen, würden sich in Karstgebieten, ähnlich wie in semiariden Arealen, drastisch auf die hydrographischen Verhältnisse auswirken (FIRTH und FISHER, 1991; CARPENTER et al., 1992). Auch regionale Eingriffe im Einzugsgebiet, wie Wegebau oder falsche forstliche Bewirtschaftung, können das hydrologische Regime irreversibel stören (vgl. LIKENS et al., 1970; WEBSTER et al., 1983). Bei fortschreitender Verkarstung kommt es auch zum Verlust der kleineren Quellen. Leistungsfähigere Einzugsgebiete zapfen deren Einzugsgebiete an (BÖGLI, 1978). Dies würde nicht nur die Anzahl der Karstfließgewässer einschränken, sondern in den verbliebenen zu ausgeprägteren Fluktuationen führen.



KARST IN ÖSTERREICH

Abbildung 1: Karstgebiete in Österreich. Der Pfeil markiert das Untersuchungsareal.

Gerade die Phänomenologie (Frequenz, Amplitude) hydrographischer Extremsituationen (Hochwasser, Trockenheit) ist für Karstfließgewässer einer der wichtigsten Parameter, der die Struktur, die Funktion und somit die "Stabilität" des Gesamtökosystems determiniert (NIEMI et al., 1990; VERVIER & GIBERT, 1991; BENCALA, 1993; STANLEY & BOULTON, 1993; Abb.2). Karstgewässer sind daher als Zeiger für großräumige Veränderungen besonders gut geeignet. Die möglichen Zusammenhänge zwischen klimatischen Veränderungen und einem Fließgewässerökosystem sind schematisch in der Abbildung 2 dargestellt.

#### Störungen, Stabilität und Diversität

Extremereignisse, d.h. zeitlich relativ diskrete Ereignisse, die zu einer substanziellen Veränderung der Struktur und Funktion eines Ökosystems (Abweichung vom nominalen Status; GERRITSEN und PATTEN, 1985) führen, können im ökologischen Sinne als "Störungen" definiert werden (WHITE & PICKETT, 1985; RESH et al., 1988; YOUNT und NIEMI, 1990). "Störungen" sind Schlüsselereignisse für ökologische Systeme, da von ihrer Phänomenologie relevante Größen wie Diversität, Stabilität und Funktionsfähigkeit

abhängen. Für die Karstfließgewässer sind dies in erster Linie Hochwasserereignisse und Trockenperioden. Diese beiden Einflußgrößen sind sogenannte "pulse disturbances", zeitlich begrenzte Phänomene, denen charakteristische Sukzessionsabläufe folgen (vgl. FISHER, 1990). Demgegenüber etabliert sich das biozönotisches Ordnungsgefüge durch "press disturbances" auf einer gänzlich neuen nominalen Ebene, wobei die Toleranzamplitude im Vergleich zum ursprünglichen Status deutlich geringer ist (PICKETT et al., 1989; ARMITAGE und BLACKBURN, 1990).



Abbildung 2: Allgemeine Beschreibung der Zusammenhänge zwischen Umwelt- (Klima, Vegetation, Geologie) jenen ausgewählten physikalischen Gewässervariablen, die interaktiv die Habitatmuster definieren und die ökologischen Abläufe beeinflußen (aus CARPENTER et al., 1992).

Viele anthropogene Einwirkungen sind als solche "press disturbances" zu bezeichnen. Dazu zählen so gravierende Eingriffe wie etwa Aufstau, extreme Wasserentnahme oder starke kommunale Verschmutzung aber auch weniger augenscheinliche Modifikationen, wie die Entfernung der Ufervegetation oder die Regulierung des Abflußes. Bei hohen Auftrittsfrequenzen und/oder Amplituden können aber auch Hochwässer oder Trockenheit den Charakter einer dauerhaften Störgröße erlangen. Hierzu ist die "Theorie der mittleren Störung" zu erwähnen (CONNELL, 1978). Diese Theorie zeigt, daß einerseits Störereignisse für die Erhaltung einer hohen Biodiversität notwendig sind, daß aber andererseits ein Ökosystem durch besonders konstante Bedingungen oder zu häufige Störungeinwirkungen verarmen kann (Dominanz weniger konkurrenzstarker Arten, geringe Taxazahl). Zusätzlich erhalten beziehungsweise erhöhen Hochwässer und das periodische Trockenfallen ganzer Bachabschnitte die räumliche Heterogenität eines natürlichen Gewässers.

Die Stabilität eines Ökosystems läßt sich anhand der Reaktion der benthischen Organismen auf "Störungen" determinieren, wobei die Resistenz ("resistance") den Grad der Systemänderung nach einem Störeinfluß wiedergibt, und die Elastizität ("resilience") die nachfolgenden Sukzessionsahläufe und die Erholungsdauer beschreibt (WEBSTER et al., 1975). Natürliche Fließgewässer können als Ökosysteme mit einer geringen Resistenz gegenüber Störungen aber mit einer sehr hohen Elastizität bezeichnet werden (z.Bsp. LAKE & BARMUTA, 1986). So führt etwa in einem Fluß in Arizona ein extremes Hochwasser zu einer Reduktion der benthischen Biomasse von 98%, die Regenerationsdauer beträgt aber nur einen Monat (FISHER et al., 1982; GRIMM und FISHER, 1989). Während der ersten Sukzessionsstufen können dabei Arten auftreten, die sonst selten oder nie im Gewässer gefunden werden können (zeitliche Heterogenität).

Die hohe Elastizität wirft die Frage nach den Mechanismen, die für diese rasche Rekolonisation verantwortlich sind, auf. Refugialbereiche, d.h. Areale, die von Störungen weniger heeinflußt werden, sind die wesentliche Ressource bei der Wiederhesiedlung (SEDELL et al., 1990). Die meisten Refugialbereiche sind dabei durch eine enge angrenzenden Überflutungszonen und dem Uferbereichen, Vernetzung mit Grundwasserkörper charakterisiert. Deshalb stellt die Entkoppelung des Gewässers von seiner Umgebung, hydrologisch und biotisch, den höchsten Verlust an Refugialbereichen dar. In natürlichen Gewässern hingegen, die eine hohe habituelle Heterogenität aufweisen, wirken Störungen ungleichmäßig und weniger großräumig (vgl. BRETSCHKO, in press). Permanent überströmte Gewässerabschnitte, die hyporheischen Zonen (Bettsedimente) und "pool-Zonen" sind etwa bei der Kolonisation der intermittierenden Bereiche von hoher Bedeutung. Umgekehrt dürften bei Hochwasserereignissen die intermittierenden Areale, wie auch die vielen kleinen Zubringer, eine Refugialfunktion für die permanenten Gewässer besitzen. Je nach Art der Störung und der davon betroffenen Gewässerabschnitte sind unterschiedliche Dispersionsmechanismen bei der Rekolonisation (Drift, bachaufwärts gerichte Wanderungen...) wirksam.

#### Energieeintrag, Transport und Retention

Fließgewässer niedriger Ordnungszahl (1-3) der temperaten Zonen werden energetisch von ihrer terrestrischen Umgebung bestimmt (z.Bsp. CUMMINS, 1980). Diese Bäche sind daher weitgehend heterotroph. Der Großteil des allochthonen organischen Materials (POM, particulate organic matter) wird dabei stoßweise während des herbstlichen Laubfalls in den Bach eingebracht (MOSER, 1992). Ein zweiter Schub erfolgt in den gemäßigten Zonen im Frühjahr über den Ufereintrag (z.Bsp. bei der Schneeschmelze). Die Ufervegetation kontrolliert somit die Qualität und Quantität des Energieeintrages entscheidend (MALTBY, 1992). Änderungen in ihrer Zusammensetzung und ihrem Bedeckungsgrad führen zu einer Verschiebung in der funktionellen Organisation und somit zu einer Veränderung des Nahrungsnetztes im Bachökosystem (CUMMINS et. al., 1989). Desgleichen führt eine intensive Forstwirtschaft im Einzugsgebiet, verstärkt noch durch den Wegebau, zu einer Erhöhung der Schwebstoffracht und des Nährstoffeintrages und beeinträchtigt somit die Wasserqualität auch in nicht bewohnten Gebieten (z.Bsp. BENFIELD et al., 1991). Das partikuläre organische Material kann als wesentliches Verbindungsglied zwischen der terrestrischen Umgebung und den benthischen Biozönosen angesehen werden (GURTZ et al., 1987).

Eine weitere zumeist unberücksichtigte energetische Quelle ist der Eintrag gelöster organischer Substanzen (DOM, dissolved organic matter) über das Grundwasser. Das DOM, das nicht aus dem POM ihren Ursprung hat, ist für die heterotrophen Mikroorganismen eine wesentliche energetische Ressource (MILLER, 1987). Gerade in Karstgewässern ist die hydrologische Vernetzung zwischen Grund- (Karst-) und Oberflächenwasser äußerst intensiv (vgl. FESL, dieser Bericht).

Durch die Strömung wird das partikuläre organische Material verfrachtet, mechanisch zerlegt und in die Bettsedimente eingearbeitet. Die hydrographischen Bedingungen und die

-5-

Morphometrie des Bachbettes bestimmen die Retention des POM's und die heterogene Verteilung in den Sedimenten und auf der Sedimentoherfläche. Diese physikalische Retention ist in den kleinen Gewässern ungemein wichtiger als das biogene Rückhaltevermögen. Eine besondere Bedeutung für die lokale Speicherung des POM's stellen nicht überströmte Uferanschnitte und die intermittierenden Bereiche dar (z.Bsp. BRETSCHKO, 1990), Hier wird das POM während der Trockenperioden akkumuliert und bei Anstieg des Wasserspiegels schwallartig ahtransportiert und für die flußabwärtigen Biozönosen zeitlich verzögert verfügbar (BOULTON & LAKE, 1992a,b). Im Unterschied zu den permanent überströmten Bereichen, wo der epilithischer Algenwuchs zur Trophie des Gewässers beiträgt, und dieser trotz seiner quantitativ geringen Bedeutung (in kleinen beschatteten Gewässerabschnitten) für manche Organismen wesentlich sein dürfte ("grazers"), sind die intermittierenden Bereiche ausschließlich heterotroph. In den gemäßigten Breiten fällt der Haupteintrag organischer Substanzen zumeist in eine Niederwasserperiode (herbstliche Niederwasserperiode), wodurch es zu einer zusätzlichen zeitlichen Verzögerung zwischen Eintrag und Verfügharkeit (Abtransport von den aktuell nicht überströmten Arealen) für die benthischen Biozönosen kommt. Anderseits können wiederum frühwinterlich auftretende Hochwässer den gesamten Energiekreislauf des gesamten folgenden Jahres beeinflußen.

In dieser Sudie ist daher der Dynamik des Eintrags, des Transports und der Retention der partikulären organischen Substanzen ein wichtiger Stellenwert zugeordnet. Die Arbeit konzentriert sich dabei besonders auf die Modifikationen des saisonalen Zyklus durch hydrographische Extremsituationen und deren Auswirkungen auf die funktionelle Organisation der benthischen Biozönosen (FESL, diese Studie; TOCKNER, diese Studie, etwa am Beispiel der Trichopteren). Im Herbst sind zusätzlich intensive Untersuchungen zum Transport des partikulären organischen Materials durchgeführt worden. Die benthischen partikulären organischen Substanzen (TG und AFDW; siehe die Beiträge von WEILGUNI und TOCKNER, und TOCKNER, diese Studie) sind von jeder biologischen Probe, von der die Organismen vorher gezählt und separiert worden sind, bestimmt worden. Das FPOM (0.1-1.0) und das CPOM (>1.0mm) sind dabei separat determiniert worden, wobei das CPOM zusätzlich in eine Blatt-, Holz- und in die Fraktion <5mm getrennt worden ist.

Periodisch trockenfallenden Gewässer und Gewässerabschnitte (episodische und intermittierende Gewässer) sind für die Karstregionen im allgemeinen und das Nationalparkgebiet "Kalkalpen" im speziellen charakteristisch (Abb.3 und 4; TOCKNER et al., 1990; TOCKNER et al., 1992; WEILGUNI, dieser Band). Trotz der generellen Präsenz sind diese Gewässer bisher weitgehend unberücksichtigt geblieben. Zwar gibt es eine Anzahl an Arbeiten, die sich mit intermittierenden Bächen befassen, zumeist handelt es sich dabei aber um Fließgewässer der ariden und semiariden Zonen, vereinzelt auch um sogenannte "chalk streams" in Großbritanien (u.a. BOULTON & LAKE, 1986; BOULTON & LAKE, 1992b; FISHER & GRIMM, 1988; VIDAL-ABARCA et al., 1992; WRIGHT, 1992). Während in den ariden Klimazonen und in den "chalk-streams" der Zeitpunkt und die Dauer der Flutung (mit Einschränkung) vorhersagbar sind, sind in den Karstgebieten der Alpen die Fluktuationen deutlich ausgeprägter und von stochastischer Natur. Trockenperioden von unterschiedlicher Dauer können während des gesamten Jahres auftreten (WEILGUNI, dieser Band). Dasselbe gilt für Hochwässer, die ebenfalls während aller Saisonen auftreten können, wenngleich die mittleren Abflußwerte im Frühjahr und Sommer am höchsten sind (TOCKNER, 1990). Die Präsenz intermittierender Bereiche in den ariden und semiariden Gebieten ist in erster Linie klimatisch bedingt, wogegen dieses Phänomen in den Karstgebieten der Alpen geologisch-hydrologische Ursachen hat. Dieser gravierende Unterschied in der Genese erschwert zweifellos die Interpretation und den Vergleich desselben Phänomens.

Aufgrund der Präsenz von permanenten Gewässerabschnitten bachaufwärts des intermittierenden Bereichs dürfte im Fischbach die Drift, d.h. der gerichtete Transport an Organismen, bei der Wiederbesiedlung nach oberflächiger Flutung von hervorragender Bedeutung sein (TOCKNER, dieser Band). Zusätzlich stellen offensichtlich die Bettsedimente, besonders für die Primärkolonisation, einen wichtigen Refugialbereich dar, anders sind die bereits bedeutenden Abundanzen kurz nach Beginn der Überströmung nicht zu erklären (DELUCCHI, 1989; TOCKNER et al., 1992). Es ist leider von Nachteil, daß die Bettsedimente der intermittierenden Abschnitte während der Trockenperioden nicht untersucht werden können. Die diesbezüglichen Methoden sind für eine Daueruntersuchung zu aufwendig. Nur ein einziges Mal ist mit der "Freeze-Core-Methodik" eine Beprobung durchgeführt worden (WEIGAND, dieser Band).

-7-



Abbildung 3: Entwässerungssystem des Sengsengebirges (Datengrundlage: handelsübliche 1:50.000 Karten). Extra ausgewiesen ist das topographische Einzugsgebiet der vorliegende Studie. Die römischen Ziffern beziehen sich auf die von TOCKNER et al. (1990) erfassten Fließgewässer. Strichliert: Episodische Gewässer bzw. intermittierende Abschnitte.

Die Karstfließgewässer im Untersuchungsbereich entspringen alle etwa in einer Seehöhe von 600-800m (Abb.4). Der Niklbach, der das Gebiet der Feichtau entwässert, und der Rumpelmayrbach haben höher gelegene Quellregionen (ca. 1000m). Sämtliche Bachabschnitte erster Ordnung sind als episodische Gewässer zu bezeichnen (Abb.3), zusätzlich sind die meisten Gewässer im weiteren Verlauf von intermittierenden Abschnitten unterbrochen, wobei beim Niklbach dieser im Bereich der Hopfing besonders ausgeprägt ist (TOCKNER et al., 1990). In der Abbildung 3 ist das topographische Einzugsgebiet des Untersuchungsgebietes ausgewiesen, eine genaue Beschreibung findet sich bei WEILGUNI (dieser Band). Das Bachsystem "Fischbach-Hinterer Rettenbach" zeichnet sich durch die Präsenz aller für Karstgewässer typischen Gewässerabschnitte auf engem Raume aus. Zusätzlich ist eine gute hydrographische Datenaufnahme, wichtigste Grundlage für alle gewässerökologisch relevanten Fragestellungen, von diesem Bereich vorhanden.



Abbildung 4: Höhenverlauf jener in Abbildung 3 bezeichneten Gewässer mit Darstellung der Seehöhen (m) beim Ursprung (Quellen) und beim Austritt aus dem Nationalparkgebiet (schematisiert, siehe auch TOCKNER et al., 1990; 10: Hinterer Rettenbach).

- ARMITAGE P.D. & J.H. BLACKBURN (1990). Environmental stability and communities of Chironomidae (Diptera) in a regulated river. Regulated Rivers 5:319-328.
- BENCALA K.E. (1993). A perspective on stream- catchment connections. J.N.Am. Benthol.Soc. 12:44-47
- BENFIELD E.F., WEBSTER J.R., GOLLADAY S.W., PETERS G.T., STOUT B.M. (1991). Effects of forest disturbance on leaf breackdown in southern Appalachian streams. Verh.Internat. Verein.Limnol. 24:1687-1690.
- BÖGLI A. (1978). Karsthydrographie und physische Speleologie, Heidelberg.
- BONACCI O. (1993). Karst spring hydrographs as indicators of karstic aquifers.- Hydrological Sciences 38: 51-61.
- BOULTON A.J. & P.J. SUTER (1986). Ecology of temporal streams an Australian perspective, p.313-327. in: P. DE DECKKER & W.D. WILLIAMS. (eds.): Limnology in Australia.- Junk Publ., Dordrecht
- BOULTON A.J. & P.S. LAKE (1992a). Benthic organic matter and detritivorous macroinvertebrates in two intermittent streams in south-eastern Australia. *Hydrobiologia* 241:107-118.
- BOULTON A.J. & P.S. LAKE (1992b). The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. III. Temporal changes in faunal composition. Freshwater Biology 27:123-138.
- BRETSCHKO G. (1990). The dynamic aspect of coarse particulate organic matter (CPOM) on the sediment surface of a second order stream free of debris dams (RITRODAT-LUNZ study area). *Hydrobiologia* 203: 15-28.
- BRETSCHKO G. (in press). River/land ecotones: scales and patterns. Hydrobiologia: in press
- CARPENTER S.R., S.G. FISHER, N.B. GRIMM, J.F. KITCHELL. (1992). Global change and freshwater ecosystems. Ann. Rev. Ecol. Syst. 23: 119-139.
- CONNELL J.H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science 199:1302-1310.
- CUMMINS K.W. (1980). The natural stream ecosystem. in: J.V.WARD & J.A. STANFORD (eds.) The ecology of regulated streams. Plenum Press, N.Y.
- CUMMINS K.W., M.A. WILZBACH, D.M. GATES, J.B. PERRY & W.B. TALIAFERRO (1989). Shredders and riparian vegetation. *BioScience* 39.24-30.
- DELUCCHI C.M. (1989). Movement patterns of invertebrates in temporary and permanent streams. Oecologia 78:199-207.
- FIRTH P. & S.G. FISHER (eds., 1992). Global climate change and freshwater ecosystems. Springer, N.Y.
- FISHER S.G. (1990). Recovery processes in lotic ecosystems: limits of successional theory. Environmental Managment 14:725-736.

- FISHER S.G., L.J. GRAY, N.B. GRIMM & D.E. BUSCH (1982). Temporal succession in a desert stream following flash flooding. *Ecological Monographs* 52:93-110.
- FISHER S.G. & N.B. GRIMM (1988). Disturbance as a determinant of structure in a Sonoran Desert stream ecosystem. Verh. Verein. Internat. Limnol. 23:1183-1189.
- GERRITSEN J. & B.C. PATTEN (1985). System theory formulation of ecological disturbance. Ecological Modelling 29:383-397.
- GRIMM N.B. & S.G. FISHER. (1989). Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a dessert stream. J.N.Am. Benthol.Soc. 8:293-307.
- GURTZ M.E., R.G. MARZOLF, K.T. KILLINGBECK, D.L. SMITH & J.V. MCARTHUR (1988). Hydrologic and riparian influences on the import and storage of coarse particulate organic matter in a Prairie Stream. Can.J.Fish.Aquat.Sci. 45:655-665.

HYNES H.B.N. (1970). The ecology of running waters. Liverpool Univ. Press, Liverpool.

- LAKE P.S. & L.A. BARMUTA (1986). Stream Benthic Communities: Persistent Presumptions and Current Speculations. p.263-276 in: P. DE DECKKER & WILLIAMS W.D. (eds.): Limnology in Australia. Junk Publ., Dordrecht
- MALTBY L. (1992). Detritus processing. in: P. CALOW & PETTS G.E. (eds.): The River Handbook, Vol.1, Blackwell Sci.Publ., Oxford. p.311-353.
- MILLER J.C. (1987). Evidence for the use of non-detrital dissolved organic mater by microheterotrophs on plant detritus in a woodland stream. Freshwater Biology 18:483-494.
- MOSER H. (1992). Oberflächeneintrag und Verfrachtung organischer Substanzen bei einem Gebirgsbach. Diss. Univ.Wien. 137pp.
- NEWBURY R.W. (1984). Hydrologic determinants of aquatic insect habitats. p.324-355. in: V.H. RESH und D.M. ROSENBERBERG (eds.). The ecology of aquatic insects. Praeger Publ., N.Y.
- PICKETT S.T.A. & P.S. WHITE (1985). The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, N.Y.
- PICKETT S.T.A., J.J. KOLASA & S.L. COLLINS (1989). The ecological concept of disturbance and its expression at various hierachical levels. OIKOS 54:129-136.
- RESH V.H., A.V. BROWN, A.P. COVICH, M.E. GURTZ, H.W. LI, G.W. MINSHALL, S.R. REICE, A.L. SHELDON, J.B. WALLACE & R.C. WISSMAR (1988). The role of disturbance in stream ecology. J.N.Am. Benth.Soc. 7:433-455.
- SEDELL J.R., G.H. REEVES, F.R. HAUER, J.A. STANFORD & C.P. HAWKINS (1990). Role of Refugia in Recovery from Disturbances: Modern Fragmented and Disconnected River Systems. *Environmental Managment* 14:711-724.
- STANLY E.H. & S.G. FISHER (1992). Intermittency, disturbance, and stability in stream ecosystems, p.271-280. in: ROBARTS R.D. & M.L. BOTHWELL (eds.). Aquatic ecosystems in semi-arid regions: Implications for resource managment. N.H.R.I. Symposium series 7, Saskatoon
- STANLEY E.H. und A.J. BOULTON (1993). Hydrology and the distribution of hyporheos: perspectives from a mesic and a desert stream. J.N.Am. Benthol.Soc. 12:79-83

- TOCKNER K. (1990). Auswirkungen eines Hochwassers auf die Drift im Oberen Seebach. Jber.Biol.Stn Lunz 12:123-135.
- TOCKNER K., K. STEINER, J. SCHMID-ARAYA & P.-E. SCHMID (1990). Faunistisch-ökologische Untersuchung ausgewählter Fließgewässer des Sengsengebirges. Verein Nationalpark Kalkalpen, Eigenverlag, 35pp.
- TOCKNER K., C. FESL & H. WEILGUNI (1992). Limnologische Studie Hinterer Rettenbach". Zur ökologischen Stabilität von Reinwasserreserven: Konzeption und Ausarbeitung einer interdisziplinären Langzeitstudie zur Dokumentation und Prognose ausgewählter Umweltparameter im Ökosystem "Hinterer Rettenbach". Verein Nationalpark Kalkalpen, Eigenverlag; 187pp.
- TRIMMEL H. (1993). Forschungen, Nutzungsansprüche und Schutzmassnahmen in Kartsgebieten der Alpen - Bilanz und Zukunftschancen. Die Höhle (Wissenschaftl. Beihefte) 42:191-196.
- VERVIER Ph. & J. GIBERT (1991). Dynamics of surface water/groundwater ecotones in a karstic aquifer. Freshwater Biology 26:241-250.1
- VIDAL-ABARCA M.R., M.L. UAREZ & G. RAMIREZ-DIAZ (1992). Ecology of Spanish semi-arid streams. Limnetica 8:151-160.
- WEBSTER J.R., J.B. WAIDE & B.C. PATTEN (1975). Nutrient recycling and the stability of ecosystems. p.1-27 in: F.G.HOWELL, J.B. GENTRY & M.H. SMITH (eds.): Mineral cycling in southeastern ecosystems. ERDA Symposium Series, Washington D.C.
- WEBSTER J.R., M.E. GURTZ, J.J. HAINS, J.L. MEYER, W.T. SWANK, J.B. WAIDE & J.B. WALLACE (1983). Stability of stream ecosystems; 355-396. in: (J.R. BARNES & G.W. MINSHALL, eds.): Stream Ecology. Application and Testing of General Ecological Theory. Plenum Press, N.Y.
- WRIGHT J.F. (1992). Spatial and temporal occurence of invertebrates in a chalk stream, Berkshire, England. Hydrobiologia 248:11-30.
- YOUNT J.D. & G.J. NIEMI (1990). Recovery of Lotic Communities and Ecosystems from Disturbance A Narrative Review of Case Studies. *Environmental Managment* 14:547-569.

Adresse des Autors: Linzerstr.460/6, A-1140 Wien

Einzugsgebiet, Morphologie und Sedimentstruktur des Karstgewässersystemes "Hinterer Rettenbach - Fischbach"

Herbert WEILGUNI

### ABSTRACT

Habitat and sediment patterns of a low order karstic mountain brook ("Hinterer Rettenbach", Sengsengebirge; Upper Austria) and a general description of the catchment area are given. The physical abiotic parameters are compared with the Seebach, an also well investigated mountain brook (Lunz, Lower Austria).

Key words: karstic mountain brook, catchment area, gravel sediments

#### 1. EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

Zwischen Fließgewässern und ihrem Umland besteht ein Energie- und Stoff-Austausch, sie sind offene Systeme im thermodynamischen Sinne bzw. unvollständig (ELLENBERG, 1973). Je geringer Fließgewässer im Längsverlauf noch entwickelt sind, desto enger ist diese Verknüpfung mit der Umgebung (z.B. BURTZ, 1992). Ein Bach ist somit kein diskretes sondern ein integratives Landschaftselement, das vom Einzugsgebiet bestimmt wird (HYNES, 1975). Muster des Wasser- und Materialtransportes werden stark bedingt durch die Wechselbeziehung zwischen der Form des Einzugsgebietes und der Geomorphologie des Baches (WISSMAIR & SWANSON, 1990). Die Biozönosen von Fließgewässern sind diesen strukturellen und funktionellen Bedingungen in hohem Maße angepaßt (z.B. VANNOTE et al., 1980), woraus sich die Unumgänglichkeit der Miteinbeziehung des Umlandes für eine ökologische Studie direkt ableitet.

Als wichtiges Bindeglied für dynamische Austauschprozesse zwischen dem Einzugsareal und dem Vorfluter fungiert der Interstitialbereich der Sedimente (BENCALA, 1993; Abb. 1) - die hyporheische Zone (ORGHIDAN, 1959; SCHWOERBEL, 1961).





Neben der Vermittlung von Austauschvorgängen dient diese Zone benthischen Organismen aufgrund des überreichen Nahrungsangebotes und der konstanteren chemischphysikalischen Bedingungen als Lebensraum (WILLIAMS, 1984). Die hyporheischen Zone wird von Tieren zudem als Refugialbereich bei ungünstigen oberflächigen Lebensbedingungen genutzt (z.B. CLIFFORD, 1966; HYNES, 1968) und ist anschließend Ausgangspunkt für die Rekolonisation der zuvor beeinträchtigten Habitate (WILLIAMS & HYNES, 1976; TOCKNER, dieser Band).

Das Ziel dieser Arbeit ist es, einen Überblick über die topographischen und hydrogeologischen Gegebenheiten im Einzugsgebiet des Hinteren Rettenbach/Fischbach-Bereiches zu geben und ihre Relevanz für das betrachtete Bachsystem abzuschätzen. Weiters wird die Morphologie des Bachsystemes mit den Positionen der Untersuchungseinheiten dokumentiert. Eine Beschreibung der Habitatstruktur für die benthischen Organismen wird durch die Analyse der Sedimenttextur im Längsverlauf und in der Tiefendimension vorgenommen.

# 2. UNTERSUCHUNGSGEBIET

# 2.1. OROGRAPHIE

Das Untersuchungsareal wird topographisch im Norden durch die Erhebungen des Sengsengebirges und im Süden durch die Steinwand begrenzt. Das relevante Einzugsgebiet mit einer Fläche von 15.4 km<sup>2</sup> besitzt eine ellipsoide Gestalt, die nahe an die Form eines Kreises herangeht: Die Länge beträgt 4.77 km, die Breite 4.38 km und der Umfang 15.85 km (TOCKNER et al., 1992).

Beim Zusammenrinn können dem Fischbach bei einer Länge von 2.7 km 10.4 km<sup>2</sup> oberirdisches Einzugsgebiet zugeordnet werden, der Hintere Rettenbach kommt bei einer Bachlänge von 0.3 km bis zur Brücke beim Forsthaus auf ein Areal von 4.15 km<sup>2</sup>, was eine sprunghafte Zunahme des zu entwässernden Areales bedeutet. Das Verhältnis Fläche des Einzugsgebietes pro Kilometer Bachlänge beträgt für den Fischbach 3.85 km und für den Hinteren Rettenbach 12.85 km, also mehr als dreimal so viel.

Die höchste Erhebung stellt der Hohe Nock im Sengsengebirge mit 1963 m dar. Idealisierte Neigungsprofile ergeben sowohl für die Verbindung Hohe Nock bis Zusammenrinn Fischbach/Hinterer Rettenbach als auch Steinwand bis Zusammenrinn eine Neigung von circa 20%, das Längsprofil des Fischbaches etwa 5%.

#### 2.2. HYDROGEOLOGIE

Am Südschenkel des Sengsengebirges dominiert Wettersteinkalk, wobei HASEKE (1990) für die Hohlraumentwicklung das Stadium des Seichten Karstes angibt, also die phreatische Zone kaum bis nicht ausgeprägt ist (BÖGLI, 1978). Haseke fügt in seiner Arbeit hinzu, daß der Kern der Sengsengebirgs-Antiklinale auch als Karstwasserscheide zu betrachten ist. Nach dieser Aussage wären die Grenzen des orographischen und unterirdischen Einzugsgebietes in der Horizontalprojektion deckungsgleich.

Bei der Entwässerung des untersuchten Einzugsgebietes dominieren zwei Quellen: die Hangschuttquelle "Mehlboden-Rettenbachreith" (Q1) auf einer Seehöhe von 820 m und die Karstquelle im Budergraben (Q2) auf einer Seehöhe von 635 m. Der Aquifer für Q1 besteht vornehmlich aus Hauptdolomit, der zum Hinteren Rettenbach hin immer mehr in den Hintergrund gerückt wird, er hat mehrere Austrittsstellen im Schuttfeld des Mehlbodens. Der Fischbach überwindet anschließend bis zum Zusammenrinn eine Höhendifferenz von 200 m und zeichnet sich bei Niedrigwasser durch einen Wechsel intermittierender und perennierender Teilabschnitte aus. Die Riesenquelle Q2 entspringt im Grenzbereich Wettersteinkalk zu Lunzer Schichten/Hauptdolomit; Aquifere sind hier Wettersteinkalk und Hauptdolomit.

# 2.3. VEGETATION

Die Vegetationshedeckung im Einzugsareal macht mehr als 90% aus. Im Graben des Hinteren Rettenbaches kommen wegen häufiger Lawinenabgänge fast ausschließlich Gebüsche und Hochstauden auf (SCHWARZ, 1990).

Als Begleitvegetation direkt an den Bächen findet man vornehmlich Salix- Arten und Alnus glutinosa, untersetzt mit Petasites sp.. Der flachgründige, nährstoffarme und trockenere Anteil des Sengsengebirgsrückens, der am Fischbach angrenzt, wird vor allem von Pinus sylvestris besiedelt, in höhen Lagen dominiert Pinus mugo (SCHWARZ, op.cit.). Mischwaldausbildungen (v.a. Fraxinus excelsior, Acer pseudoplatanus, Picea abies auf den Steinwand-Hängen) finden sich an Stellen mit stark aktiver Oberflächenentwässerung.

KUPFER-WESELY (1990) weist das Gebiet aufgrund der vorkommenden Flechtensozietäten als unbelastete Zone bzw. Reinluftgebiet aus – morphologische Schäden waren nur an Flechten in unmittelbarer Nähe des fallweise bewohnten Jagdhauses festzustellen.

### 2.4. PROBENSTELLEN

Im Fischbach befinden sich fünf Probenstellen, die Quelle (Q1), zwei permanent überströmte Stellen (P1, P2) und zwei bei Niederwasser trockenfallende Stellen (P3,P4).

Im Hinteren Rettenbach werden die Quelle (Q2), der im Sommer trockenfallende Zusammenrinn (P5) und das permanent überflutetes Transekt bei der Brücke (P6) in der Nähe des Jagdhauses beprobt (Abb.1). Neben der chemisch-physikalischen Probennahme an Q1 und Q2 wird im weiteren Verlauf das Programm für Benthos- und Drift-Aufsammlungen fokussiert auf P2 als Referenzstelle, auf die intermittierenden Bereiche P3 und P4, und die Stelle P6.

### 3. MATERIAL UND METHODE

# 3.1. BACHBETT-MORPHOLOGIE

Vom 03. bis 06. September 1991 fand bei Niederwasser-Situation eine Bachkartierung statt. Neben Quer- und Längsprofil-Länge bzw. -Ausrichtung wurden auch Benetzungsgrad der Querprofile sowie Substratverhältnisse und Beschattungsgrad der Bachabschnitte ermittelt.

# 3.2. FREEZE CORE - PROBENNAHME

Eine detaillierte Schilderung des Probenvorganges findet sich in BRETSCHKO & KLEMENS (1986). Den Probenstellen P1, P2, P4, P5 und P6 werden jeweils zwei Cores für die Sedimentanalyse entnommen. Die Teilung der Cores erfolgt in die Tiefenstufen 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm und 30 bis maximal 50 cm.

Die einzelnen Tiefenstufen werden nach Probenentnahme und Reinigung bei etwa 90°C in einem Heizofen getrocknet. Über den Gewichtsverlust werden Wassergehalt (Gewichtsprozente) und Porenvolumen (Volumsprozente) bestimmt. Aus der Dichte von 2,675 g/cm<sup>3</sup> wird aus dem Sedimentgewicht das Volumen errechnet (LEICHTFRIED, 1986). Die Maschenweiten der verwendeten Siebe sind 0.063, 0.2, 0.63, 2.0, 6.3 und 10 mm; die Fraktion  $\leq 1$  mm wird über Interpolierung erhalten. Aus den Größenfraktionen werden Lage- und Dispersionsparameter der Korngrößen-Verteilungen ermittelt. Als Lageparameter werden die Quartile verwendet, die sich aus dem Strahlensatz herleiten:

(1) Qi = XUm + bm/fm \* (G \* i/4 - Fm-1)

Quartil i aus {1,2,3},
Klasse, in der das entsprechende Quartil liegt,
untere Grenze der Klasse m (mm),
Breite der Klasse m (mm),
absolute Häufigkeit in der Klasse m (Gewicht),
kumulative Häufigkeit bis inklusive der Klasse m-1 (Gewicht)
Gesamtgewicht der Fraktion (g).

Für die Charakterisierung der Verteilung werden der Sortierungskoeffizient (so) und die Schiefe (skewness, sk) herangezogen. Wegen der Vergleichbarkeit werden die vereinfachten Formeln

(2) so =  $(Q3 / Q1)^{0.5}$ (3) sk = Q1 \* Q3 / Q2^2

verwendet, wobei Q1, Q2 bzw. Q3 für die Quartile 25%, 50% bzw 75% steht.

# 3.3. DATENANALYSE

Für Mehrstichproben-Probleme wird der Test nach KRUSKAL & WALLIS verwendet. Bei einer vorgegebenen Irrtumswahrscheinlichkeit  $\alpha = 0.05$  wird bei p $\leq 0.05$  das Ergebnis als nicht signifikant (Symbol: o), hei  $0.01 \leq p < 0.05$  als signifikant (\*),  $0.001 \leq p < 0.01$  hoch signifikant (\*\*) und p< 0.001 als höchst signifikant (\*\*\*) bezeichnet. Zur multivariaten Charakterisierung und Abgrenzung der einzelnen Probenstellen anhand biotischer bzw. abiotischer Parameter wird eine Diskriminanzanalyse verwendet. Variablen mit geringster bzw. größter diskriminatorischen Wirkung werden errechnet (BACKHAUS et al., 1990).

### 4. ERGEBNISSE

#### 4.1. BACHBETTMORPHOLOGIE

#### 4.1.1. Deskription

Der Hintere Rettenbach wird nur von Quellbächen gespeist und entspricht nach dem System von STRAHLER (1957) einem Fließgewässer der Ordnungszahl 2. Das gesamte Bachsystem ist als sommerkalt anzusehen, wobei in dem betrachteten Teil des Hinteren Rettenbaches durch starken Grundwasser- bzw. Karstwasser-Einfluß die Temperaturen niedriger bleiben als im Fischbach (vgl. FESL, dieser Band).

Die Gesamtlänge der vermessenen Bachstrecke beträgt 3290.9 m, auf die Strecke Q1P6 entfallen 2870.2 m, auf die Strecke Q2P5 156.6 m. Die Längsentwicklung des Bachsystemes ist anhand der Zunahme der durchschnittlichen Breite und deren Varianz als Heterogenitätsmaß gut erkennbar (Tabelle 1). Der Beschattungsgrad des Hinteren Rettenbaches liegt mit 35% deutlich unter jenem des Fischbaches mit 58%, was im Zusammenhang mit anthropogenen Einwirkungen wie Privatgrundstücke, Brücke bzw.Forststraße zu sehen ist.

Zur Zeit der Kartierung wies die Pegelstelle Roßleithen Durchfluß-Werte von 86 bis 107 l/sec aus. Etwa 23% der Längsstrecke des Fischbaches waren zu diesem Zeitpunkt trocken, während der Hintere Rettenbach oberflächig durchgehend überströmt war. Der mittlere Benetzungsgrad der Querprofile ist im Hinteren Rettenbach deutlich größer als im Fischbach, das Verhältnis beträgt etwa 1.5 : 1. Normiert auf den arithmetischen Mittelwert weist die Breitenvarianz den Hinteren Rettenbach als beterogener aus: 11.7% zu 5.6% vom Mittel; die Anzahl der Querprofile ist im Fischbach allerdings weitaus höher. Das Datenmaterial der Kartierung findet sich gesammelt im Appendix von TOCKNER et al. (1992). Tabelle 1: Auswertung der Kartierung des Hinteren Rettenbach/Fischbach - Systemes. A Abschnitt, lLänge, t trockener Längsanteil (%), mb durchschnittliche Bachbett-Breite (m), mB mittlere Benetzung der Querprofile (%), H Breitenheterogenität (m<sup>2</sup>), mS mittlerer Beschattungsgrad (%), Px Probenstelle x, Qx Quelle x.

А	1	t	mb	mB	Н	mS
Q1P1	1201	20,7	3,8	34	1,96	47
P1	20	00,0	4,1	80		58
P1P2	811	00,0	4,5	56	2,00	63
P2P3	341	20,4	5,6	48	1,18	77
P3P4	261	100,0	5,4	0	1,23	62
P4P5	69	100.0	5,6	1	2,43	47
P5P6	167	00,0	10,2	69	5,75	35
Q2P5	157	00,0	11,6	39	6,85	35
FB	2703	23,3	4,5	39	2,19	58
HR	323	00,0	10,7	53	6,18	35

# 4.1.2. Zeitliche Dynamik

Periodische und episodische Hochwasser-Ereignisse (vgl. WEILGUNI, dieser Band) mit Schüttungszahlen von z.T. mehr als 20000 l/s bewirken in dem noch gering entwickelten Bachsystem beträchtliche Umlagerungen. Dabei führen Erosions- und Depositionsereignisse zu deutlichen Veränderungen in der Morphologie des Bachesbettes. Im Probenareal P1 wird nach dem Sommer-Hochwasser des Jahres 1991 großflächig der alluviale Schotter entfernt und der Felsgrund freigelegt. Der Hilfspegel Pe1 oberhalb P1 wird verschüttet und die Pegellatte 2 bei P4 unterwaschen.

Der Transekt an der Probenstelle P5 ist einer starken Dynamik unterworfen. Abbildung 2 zeigt diese Veränderungen des Querprofiles unterhalb des Zusammenrinnes, vor bzw. nach Hochwasser-Ereignissen. Das erste Hochwasser führte zu einer Eintiefung des Bachbettes an der linken Bachseite, dem Prallhang des Hinteren Rettenbaches, während nach dem 23.Dezember die Hauptströmungsrichtung deutlich nach rechts verlagert ist. Danach bewirkte das Hochwasser im Frühjahr 1992 wieder eine Verlagerung der tiefsten Stelle auf die linke Seite.



Abbildung 2: Bachbett-Dynamik am Beispiel des Transektes der Probenstelle 5. a) Vor und b) nach dem Sommer-Hochwasser 1991, c) und d) nach dem Hochwasser vom 21.12.1991. Pfeile markieren die tiefste Stelle im Querprofil.

Bei P6 beim Forsthaus bricht nach dem Winter-Hochwasser eine Schwelle aus. Bäume aus dem Uferbereiches des Hinteren Rettenbach werden entwurzelt, kommen im Bach zu liegen und bilden neue Retentionszonen. Der Pegelschreiber Roßleithen muß nach jedem Hochwasser neu geeicht werden. Eine genauere Ausführung der Auswirkung und Bedeutung hydrographischer Extremereignisse findet sich im entsprechenden Kapitel dieses Bandes (WEILGUNI, op.cit.).

#### 4.2. SEDIMENTSTRUKTUR

#### 4.2.1. Korngrößenverteilung

Tabelle 2 gibt die arithmetischen Mittelwerte der Lageparameter aller Tiefenstufen wieder. In Tabelle 3 werden die drei Korngrößenklassen  $\leq 1 \text{ mm}$ , >1-10 mm und >10 mm für die Probenstellen und Tiefenstufen zusammengefaßt. Die Bettsedimente (sensu BRETSCHKO & KLEMENS, 1986) der einzelnen Probenareale sind nahezu uniform: Bei den Medianwerten gibt es, über alle Probenstellen betrachtet, keine signifikanten Unterschiede (p $\geq 0.05$ ). Paarweise getestet ist der Median der Stelle P2 signifikant größer (p<0.05) als jener von P6.

Tabelle 2: Mittlere Lageparameter für die Korngrößenverteilungen der einzelnen Probenstellen über alle Tiefenstufen. Qx Quartile in mm (Q2 = Median), so Sortierungskoeffizient, sk skewness (Schiefe), Px Probenstelle x.

Q1	Q2	Q3	so	sk
10.3	36.4	76.5	3.12	0.61
24.0	59.4	94.3	2.31	0.59
20.2	41.0	64.5	2.15	0.69
21.0	48.6	81.4	2.22	0.72
11.4	32.2	58.4	2.44	0.65
17.6	44.1	75.5	2.43	0.65
	Q1 10.3 24.0 20.2 21.0 11.4 17.6	Q1 Q2   10.3 36.4   24.0 59.4   20.2 41.0   21.0 48.6   11.4 32.2   17.6 44.1	Q1Q2Q310.336.476.524.059.494.320.241.064.521.048.681.411.432.258.417.644.175.5	Q1Q2Q3so10.336.476.53.1224.059.494.32.3120.241.064.52.1521.048.681.42.2211.432.258.42.4417.644.175.52.43

Bezüglich der Sortierung ergibt sich aus dem Kruskal-Wallis-Test kein signifikanter Unterschied ( $p \ge 0.05$ ). Generell sind die Probenstellen schlecht sortiert, d.b. es gibt eine große Heterogenität bezüglich der Korngrößen. Paarweise getestet hebt sich nur die Stelle P1 mit ihrem hohen Sortierungskoeffizienten signifikant von den Probenstellen 2 und 5 ab (p < 0.05), P1 ist somit schlechter sortiert. Eine Tendenz der Sortierung und Lageparameter der Bettsedimente im Längsverlauf kann nicht ausgemacht werden.

Tabelle 3: Korngrößenverteilungen (Gewichtsprozent) an den Probenstellen und in den Tiefenstufen (arithmetische Mittel und Standardabweichungen). Px Probenstelle x, d Tiefenstufe in Zentimeter, n Stichprobenanzahl.

Px/d	≤1 mm	>1 mm-10 mm	>10 mm	n
P1	5.6 ± 3.3	$24.8 \pm 8.0$	$69.7 \pm 11.2$	6
P2	$4.8 \pm 4.8$	$15.8 \pm 11.5$	$79.8 \pm 16.0$	8
P4	$4.5 \pm 5.9$	$17.2 \pm 13.9$	$78.3 \pm 17.4$	6
P5	$3.5 \pm 2.2$	$19.6 \pm 13.1$	$76.9 \pm 14.8$	8
P6	$3.7 \pm 1.9$	$25.4 \pm 10.6$	$71.0 \pm 12.2$	8
00-10	$1.8 \pm 2.6$	$10.5 \pm 10.6$	87.7 ± 12.9	10
10-20	$4.5 \pm 2.6$	$26.0 \pm 7.8$	$69.4 \pm 9.1$	9
20-30	$6.1 \pm 4.3$	$25.7 \pm 13.1$	$69.0 \pm 16.1$	9
30-40	$6.3 \pm 4.1$	$20.9 \pm 7.2$	72.8 ± 8.9	8
Σ	4.4 ± 3.7	20.5 ± 11.6	75.1 ± 12.2	36

Die Mittelwerte der Korngröße ≤1 mm nehmen im Längsverlauf ab, signifikanten Unterschiede lassen sich aber durch die großen Schwankungsbreiten, wie auch bei den anderen beiden Korngrößenklassen im Probenstellenvergleich, nicht nachweisen - dies unterstreicht noch die Gleichförmigkeit der Sedimentstruktur.

Bei der Beurteilung der Tiefenstufen zueinander zeigt sich nach Anwendung des parameterfreien U-Testes von MANN und WHITNEY, daß sich in allen drei Größenklassen jeweils die Stufe 0 bis 10 cm signifikant bis hoch signifikant von den anderen abhebt, einen geringeren Gehalt aufweist (Tabelle 4). Tabelle 4: Analyse der Korngrößenklassen  $\leq 1 \text{ mm}$  (1), 1-10 mm (2) und >10 mm (3) hinsichtlich signifikanter Unterschiede der einzelnen Tiefenstufen (0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-40 cm) zueinander mit dem U-Test von MANN und WHITNEY. o p $\geq 0.05$ , \* p<0.05, \* p<0.01.

10-20	20-30	30-40			
*	*	**	1		
**	*	+	2	00-10	
**	*	*	3		
	0	0	1		
	0	0	2	10-20	
	0	0	3		
		0	1		
		0	2	20-30	
		0	3		

### 4.2.2. Wassergehalt und Porenvolumen

In der Tabelle 5 sind die arithmetischen Mittelwerte und deren Standardabweichungen einerseits des Gewichtanteiles des Interstitialwassers und andererseits des Porenvolumens aufgelistet. Bei beiden Parametern gibt es über alle Stellen betrachtet keine signifikanten Unterschiede ( $p \ge 0.05$ ), paarweise getestet unterscheidet sich nur die Probenstelle 6 von den Stellen P1 und P4 signifikant (p < 0.05).

Tabelle 5: Relativer Wassergehalt und relatives Porenvolumen der Probenstellen: Arithmetisches Mittel und Standardabweichung. Px Probenstelle x, n Stichprobenanzahl.

Px	Wassergehalt	Porenvolumen	n
P1	5.96 ± 1.94	$14.05 \pm 4.18$	6
P2	$8.26 \pm 2.99$	$18.74 \pm 5.91$	8
P4	$5.76 \pm 3.77$	$13.36 \pm 7.79$	6
P5	$8.47 \pm 3.38$	$19.12 \pm 6.61$	8
P6	$11.63 \pm 5.04$	$24.93 \pm 9.39$	8
Σ	8.26 ± 4.04	18.57 ± 7.88	36

4.3. Multivariater Vergleich der Probenstellen

Aus der Zuordnung der abiotischen Parameter Median (Q2), relativer Korngrößenanteil ≤1 mm (KG1), Porenvolumen (V%) und Sortierungskoeffizient (so) zu den einzelnen Probenstellen können mittels der Diskriminanzanalyse keine klaren Abgrenzungen gewonnen werden. Während die Probenstellen P1, P2 und P4 noch relativ gut abzutrennen sind, ist eine Vorhersage für die Stellen P5 und P6 kaum noch möglich (Tabelle 6).

Die beiden wichtigeren der vier Diskriminanzfunktionen, die zu einer höchst (Funktion 1, Eigenwert  $g_1 = 1,18$  und der kanonische Korrelationkoeffizient  $C_1 = 0,74$ ) bzw. hoch signifikanten Trennung beitragen (F2,  $g_2 = 0,64$  und  $C_2 = 0,62$ ) machen 87% der Trennkraft aus:

F1: 0.07 \* Q2 - 0.04 \* KG1 + 0.24 \* V% + 1.22 \* so - 10.17F2: -0.02 \* Q2 - 0.38 \* KG1 + 0.003 \* V% + 2.44 \* so - 3.57,

Aus den vier standardisierten Diskriminanzfunktionen läßt sich ableiten, daß die Variable Q2 (Median) die größte und KG1 die geringste diskriminatorische Bedeutung besitzen (nach BACKHAUS et al., 1990).

Tabelle 6: Confusionsmatrix der Diskriminanzanalyse für die abiotischen Parameter Median, relativer Korngrößenanteil  $\leq 1$  mm, Porenvolumen und Sortierungskoeffizient. Px Probenstelle x, PPx Zuordnung (Vorhersagbarkeit) zur Probenstelle x in Prozent, in Klammer Stichprobenanzahl.

Px\PPx	P1	P2	P4	P5	P6	Gesamt
PI	67 (4)	00 (0)	17 (1)	17 (1)	00 (0)	100 (6)
P2	00 (0)	71 (5)	00 (0)	14(1)	14(1)	100 (7)
P4	17(1)	00 (0)	67 (4)	17(1)	00 (0)	100 (6)
P5	25 (2)	38 (3)	00 (0)	13(1)	25 (2)	100 (8)
P6	14 (1)	14 (1)	00 (0)	14 (1)	57 (4)	100 (7)

# 5. DISKUSSION

# 5.1. EINZUGSGEBIET

Biotische Prozesse sind generell eng mit geomorphologischen Gegebenheiten und Prozessen verknüpft (z.B. HYNES, 1970). In einer Raum-Zeit-Skala appliziert SALO (1990) einen geomorphologischen Ansatz auf biotische Reaktionsmuster in Systemen mit Netto-Ablagerung, wie etwa Seen oder Fließgewässer (Abbildung 3).



Abbildung 3: Räumlich-zeitliche Verknüpfung geomorphologischer und biotischer Prozesse. Mikroform Aktivitätsvarianz des Wassers; Mesoform Kanalprozesse, Deposition; Macroform Kanalentwicklung, Änderungen im Einzugsgebiet; Megaform Plattentektonik, Klimaänderung. (Aus: SALO, 1990).

Obwohl ihr Gewichtsanteil äußerst gering ist, nämlich nie mehr als 6.3% in den einzelnen Tiefenstufen, stellt die Korngrößenklasse  $\leq 1$  mm, auch Lückenraumsedimente genannt (z.B. LEICHTFRIED, 1991), für die benthische Lebensgemeinschaft einen besonders wichtigen Parameter dar. Ihre Bedeutung liegt vor allem in der für das heterotrophe Mikrobenthos (Pilze, Bakterien und Protozoa) besiedelbaren großen Oberfläche - hier findet ein bedeutender Energieumsatz statt. Das arithmetische Mittel der Korngrößenklasse  $\leq 1$  mm nimmt an den Probenarealen mit der Tiefe allmählich zu. Dieser Gradient ist als sichtbares Zeichen der Dynamik des Bachsystemes zu werten, die sich vor allem in Umlagerungen der obersten Sedimentschichten äußert. Analog dazu sind die relativen Maxima im Oberen Seebach (Lunz, Niederösterreich) zu sehen, die in Sedimentbereichen ab etwa 40 cm zu finden sind (LEICHTFRIED, 1986).

In der Tabelle 7 wird dem Bachsystem Hinterer Rettenbach/Fischbach (HR/FB) der Obere Seebach gegenübergestellt (Werte aus BRETSCHKO, 1990). Die Korngrößenquartile liegen im HR/FB deutlich über denen des Seebaches, was auf die noch geringere Längsentwicklung zurückzuführen ist. Es paßt dabei gut in das Bild, daß der relative Gehalt der Korngröße ≤1 mm deutlich unter dem Wert des Oberen Seebaches liegt.

Tabelle 7: Vergleich des Gesamtareales Hinterer Rettenbach/Fischbach (HR/FB) mit dem Lunzer Seebach (Werte aus BRETSCHKO, 1990) bezüglich ihrer Lageparameter (Qx Quartile) und der Korngrößenklassen. Angabe als arithmetische Mittelwerte mit 95% - Vertrauensbereiche (untere/obere Vertrauensgrenze), Einheiten in Millimeter bzw. Prozent.

Seebach	HR/FB
$10.6 \pm 1.2$	17.6 ± 5.1
$23.1 \pm 2.0$	$44.1 \pm 8.4$
$47.6 \pm 1.6$	$75.5 \pm 11.9$
7.4 (4.4/9.3)	$4.4 \pm 1.2$
14.5 (10.6/17.0)	$20.5 \pm 3.9$
78.0 (74.3/81.3)	$75.1 \pm 4.1$
	Seebach $10.6 \pm 1.2$ $23.1 \pm 2.0$ $47.6 \pm 1.6$ 7.4 (4.4/9.3) 14.5 (10.6/17.0) 78.0 (74.3/81.3)

Die ausgewiesenen Unterschiede im Wassergehalt bzw. Porenvolumen im Fischbach und Hinteren Rettenbach dürften weniger in einer tatsächlichen Heterogenität als in hohen Strömungsgeschwindigkeiten im Sediment, vor allem an P6, begründet liegen. Dadurch

#### 6. ZUSAMMENFASSUNG

Der Hintere Rettenbach/Fischbach (Sengsengebirge, Oberösterreich) ist ein typischer Gebirgsbach zweiter Ordnung, der, begünstigt durch die Karstentwicklung und der Form des Einzugsgebietes bzw. der Anordnung der Zuleiter, zu raschen Reaktionen auf Niederschlagsereignisse neigt. Ein hoher Anteil von großen Korntypen bzw. die große Varianz aller Sedimentparameter innerhalb und zwischen den einzelnen Probenarealen weisen das Bachsystem als gering entwickelt aus, wo kleinräumige Muster Entwicklungen im Längsverlauf noch überdecken. Vergleiche zum Oberen Seebach (Lunz, Niederösterreich), einem Gebirgsbach zweiter Ordnung, werden angestellt.

#### LITERATUR

- BACKHAUS, K., B. ERICHSON, W. PLINKE& R. WEIBER (1990). Multivariate Analysemethoden. Springer-Verlag, Berlin. 416 pp.
- BAUER, F. (1975). Die Rolle der Karsthydrologie im Hinblick auf Fragen der Gewässerreinhaltung. Wasser und Abwasser 1975, 111-118.
- BENCALA, K.E. (1993). A perspective on stream-carchment connections. Journal of the North American Benthological Society 12, 44-47.
- BöGLI, (1978). Karsthydrologie und physische Speläologie. Springer-Verlag, Berlin. 250 pp.
- BOULTON, A.J. (1989). Over-summering refuges of aquatic macroinvertebrates in two intermittent streams in Central Victoria. Transactions of the Royal Society of South Australia 113, 23-34.
- BOULTON, A.J. & P.S. LAKE (1988). Australian temporary streams Some ecological characteristics. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 23, 1380-1383.
- BRETSCHKO, G. (1989). Allochthone organische Substanz in einem Voralpenbach. Jahrestagung der DGL 1988, 77-82.
- BRETSCHKO, G. (1990). The dynamic aspect of coarse particulate organic matter (CPOM) on the sediment surface of a second order stream free of debris dams (RITRODAT-LUNZ study area). *Hydrobiologia* 203, 15-28.
- BRETSCHKO, G. (1992). Differentation between epigeic and hypogeic fauna in gravel streams. Regulated Rivers: Research & Management 7, 17-22.
- BRETSCHKO, G. & W.E. KLEMENS (1986). Quantitative methods and aspects in the study of the interstitial fauna of running waters. Stygologia 2 297-316.

- BURT, T.P. (1992). The hydrology of headwater catchments. In: P. CALOW & G.E. PETTS (eds.). The Rivers Handbook. Volume 1. 3-28.
- CLIFFORD, H.F. (1966). The ecology of invertebrates in an intermittent stream. Investigations of Indian Lakes & Streams 7/2, 57-98.

ELLENBERG, H. (1973). Ökosystemforschung. Springer Verlag, Berlin. 280 pp.

- HASEKE, H. (1990). Hydrologie und Karstmorphologie des Sengsengebirges. Verein Nationalpark Kalkalpen Eigenverlag, Kirchdorf. 156 pp.
- HYNES, H.B.N. (1958). The effect of drought on the fauna of a small mountain stream in Wales. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 13, 826-833.
- HYNES, H.B.N. (1968). Further studies on the invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. Archiv für Hydrobiologie 65, 360-379.
- HYNES, H.B.N. (1970). The Ecology of Running Waters. University of Toronto Press, Toronto. 555 pp.
- HYNES, H.B.N. (1975). The stream and its valley. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 19, 1-15.
- KUPFER-WESELY, E. (1990). Floristische und immissionsökologische Flechtenkartierung in ausgewählten Gebieten. Verein Nationalpark Kalkalpen Eigenverlag, Kirchdorf.
- LEICHTFRIED, M. (1986). Räumliche und zeitliche Verteilung der partikulären organische Substanz (POM) in einem Gebirgsbach als Energiebasis der Biozönose. Dissertation der Universität Wien, 360 pp.
- LEICHTFRIED, M. (1991). Organische Substanz in Bettsedimenten des Oberen Seebaches in Lunz/See, Niederösterreich. Mitteilungen der österreichischen geologischen Gesellschaft 83, 229-241.

LEVIN, S.A. (1974). Dispersion and population interaction. American Nature 108, 207-228.

- ORGHIDAN, T. (1959). Ein neuer Lebensraum des unterirdischen Wassers: Der hyporheische Biotop. Archiv für Hydrobiologie 55, 392-414.
- SABATAN, F.& P.B. VILA(1991). The hyporheic zone considered as an ecotone. Oecologia aquatica 10, 35-43.
- SALO, J. (1990). External processes influencing origin and maintenance of inland water-land ecotones. In: R.J. NAIMAN & H. DECAMPS (eds.). The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. UNESCO & The Parthenon Publishing Group, Paris, New Jersey (USA). 37-63.
- SASSUCHIN, D.N., N.M. KABANOV & K. EISWESTNOVA-SHADINA (1927). Über die mikroskopische Pflanzen- und Tierwelt der Sandfläche des Okaufers bei Murom. Russische hydrobiologische Zeitschrift Saratow 6, 59-83.
- SCHWARZ, C. (1990). Einfluß von Vegetations- und Bodenzustand auf das Karstwasser und seine Nutzung im Sengsengebirge. Verein Nationalpark Kalkalpen Eigenverlag, Kirchdorf.
- SCHWOERBEL, J. (1961). Über die Lebensbedingungen und die Besiedlung des hyporheischen Lebensraumes. Archiv für Hydrobiologie Supplementband 25, 182-214.

- SPEAKER, R., K. MOORE & S. GREGORY (1984). Analysis of the process of retention of organic matter in stream ecosystems. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 22, 1835-1841.
- STRAHLER, A.N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. American Geophysical Union Transactions 38, 913-920.
- THORUP, J. (1970). The influence of a short-termed flood on a springbrook community. Archiv für Hydrobiologie 66, 447-457.
- TOCKNER, K., C. FESL & H. WEILGUNI (1992). Limnologische Studie Hinterer Rettenbach Zur ökologischen Stabilität von Reinwasserreserven: Konzeption und Ausarbeitung einer interdisziplinären Langzeitstudie zur Dokumentation und Prognose ausgewählter Umweltparameter im Ökosystem "Hinterer Rettenbach". Verein Nationalpark Kalkalpen Eigenverlag, Kirchdorf. 187 pp.
- VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. Sedell & R.E. CUSHING (1980). The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37, 130-137.
- WILLIAMS, D.D.& H.B.N. HYNES (1974). The occurrence of benthos deep in the substratum of a stream. Freshwater Biology 4, 233-256.
- WILLIAMS, D.D.& H.B.N. HYNES (1976). The recolonization mechanisms of stream benthos. Oikos 27, 265-272.
- WISSMAIR, R.C. & F.J. SWANSON (1990), Landscape disturbances and lotic ecotones. In: R.J. Naiman & H. Decamps (eds.). The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. UNESCO & The Parthenon Publishing Group, Paris, New Jersey (USA). 65-90.
- WILLIAMS, D.D. (1984). The hyporheic zone as a habitat for aquatic insects and associated arthropods. In: V.H. RESH & D.M. ROSENBERG (eds.). The Ecology of Aquatic Insects. Praeger Publishers, New York, 507 pp.

Adresse des Autors: Siccardsburggasse 42/22, A-1100 Wien

Oberflächen-Hydrographie im Einzugsgebiet des Gewässersystems "Hinterer Rettenbach - Fischbach"

Herbert WEILGUNI

# ABSTRACT

The ecology of karstic mountain brooks is determined by the flashy hydrograph, a pulse parameter, with frequent disturbances like spates and droughts. A description of discharge regime and precipitation in the study area "Fischbach - Hinterer Rettenbach" is given with a general discussion about karstic hydrographic regimes.

KEY WORDS: karstic brook, intermittent flashy stream, precipitation, hydrologic regime, streamflow variation, karst water

#### **1.EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG**

Fließgewässer sind aufgrund der Strömung, die einen permanenten gerichteten Transport biotischer und abiotischer Materialien bewirkt, als Ökosysteme einzigartig (z.B. SPEAKER et al., 1984). Das Miteinbeziehen des hydrologischen Geschehens ist daher eine ökologische Betrachtung von Fließgewässern von herausragender Bedeutung. Direkte Auswirkungen auf abiotische Strukturen zeigt die Strömung vor allem bei der Bachbett-Morphologie, Substratstabilität und beim Habitatvolumen (z.B. HASFURTHER, 1985; POFF & WARD, 1989). Für die benthischen Organismen im Bach ist die Strömung habitatschaffender und mobilitätsbeeinflussender Faktor, und eine weitere wichtige Funktion besteht im Transport der Nahrung bzw. der Nährstoffe und deren Einarbeitung in die Sedimente (FISHER & LIKENS, 1973; PETERSEN & CUMMINS, 1974; HYNES, 1975; BILBY & LIKENS, 1979).

Kennzeichnend für Karstgebiete, wie es das von Wetterstein-Kalk und Hauptdolomit dominierte Einzugsgebiet des Hinteren Rettenbaches darstellt (WEILGUNI, dieser Band), sind starke kurzzeitige Abflußschwankungen der Vorfluter. Als Hochwasser wird in dieser
Arbeit jene Durchflußmenge bezeichnet, welche die kritische Menge des "bankfull"-Stadiums überschreitet (z.B. CARLING & BEVEN, 1989). Dieser Durchfluß wird in Gebirgshächen gemeinhin als für das Substrat effektiv oder dominant erachtet (CARLING, 1987). Für Hochwasserereignisse, die unmittelbar auftreten, wird auch der Terminus "flash / cloudburst floods" gebraucht (sensu HOYD & LANGBEIN, 1955). Hochwässer sind in Karstgebieten eine systemimmanente Kenngröße, die die charakteristischen biozönotischen Muster und die habituelle Heterogenität bedingen. Ein weiteres Charakteristikum von das Karsthächen Bachabschnitten ist periodische Trockenfallen von bei Niederwassersituationen, weswegen der Terminus intermittierendes oder temporäres Fließgewässer gebraucht wird (WILLIAMS & HYNES, 1976) bzw. "intermittent flashy stream" (POFF & WARD, op.cit.).

Beide Extremereignisse stellen "disturbances" sensu WHITE & PICKETT (1985) dar, bedingen räumlich-zeitliche Heterogenität in der Struktur und Dynamik der Biozönose und sind bedeutende Selektionsmechanismen für spezifische Adaptationen von Entwicklungszyklen (SOUSA, 1984). Für das Verständnis der Dynamik in einem Ökosystemes ist es unbedingt notwendig, das "disturbance-regime" miteinzubeziehen: Größe des beeinflußten Areales, Größe des Ereignisses bestehend aus Strenge und Intensität, Häufigkeit, Prognostizierbarkeit und "turnover"-Rate (kompiliert in SOUSA, op.cit.). Die relative Stabilität eines Ökosystemes ist durch das Verhalten bei und nach dem Störungsereignis (disturbance) beschreibbar: einerseits durch den Widerstand (resistance), der der Störung entgegengesetzt wird, und andererseits durch die Flexibilität (resilience), mit der die Beeinträchtigung ausgeglichen wird (WEBSTER et al., 1983). Ein System wird als stabil angesehen, wenn es sich nur geringfügig vom Ausgangszustand entfernt bzw. schnell wieder in diesen zurückkehrt (WEBSTER et al., op.cit.). Fließgewässer hesitzen im allgemeinen eine geringe Widerstandskraft aber eine hohe Elastizität (resilience) (LAKE & BARMUTA, 1986).

Das Abflußverhalten des Hinteren Rettenbaches, ein typischer Karstbach wird beispielhaft für alle Bäche niedriger Ordnung im projektierten Gebiet "Nationalpark Kalkalpen" analysiert (TOCKNER et al., 1990). Diese Arbeit soll einerseits die Größen Niederschlag und oberflächiger Abfluß des Einzugsgebietes in deskriptiver Weise erfassen und andererseits deren spezifische Verlaufsmuster, Periodizitäten bzw. Zusammenhänge herausarbeiten. Diese Größen bilden die Grundlage bzw. den Rahmen für die Beschreibung der biotischen Phänomene (siehe FESL, dieser Band; TOCKNER, dieser Band; WEILGUNI & TOCKNER, dieser Band).

## 2. MATERIAL UND METHODE

#### 2.1. DATENGRUNDLAGE

Die Niederschlagsdaten wurden vom Meteorologischen Dienst des Landes Oberösterreich zur Verfügung gestellt und entstammen den Stationen Windischgarsten und Feuerkogel. Die Übertragbarkeit auf das relevante Einzugsgebiet ist wegen der orographischen Unterschiede nur bedingt möglich. Der Betrachtungszeitraum erstreckt sich vom 01.05.1991 bis 31.10.1992.

Die Abflußdaten wurden vom Hydrographischen Dienst des Landes OÖ zur Verfügung gestellt, die sich auf den Pegelschreiber Roßleithen (Pe4) mit einem Einzugsgebiet (EG) von 15.4 km<sup>2</sup> beziehen - zur Pegelschlüsselkurve siehe TOCKNER et al. (1992). Der Zeitrahmen für die ausgewerteten Daten erstreckt sich vom 20.06.1991 bis 31.12.1992.

Ergänzend gibt es tägliche Aufnahmen der Pegellatten-Werte vom 09.10.1992 bis 31.12.1992: Im Fischbach an der Probenstelle 4 (P4) Hilfspegel 2 (EG 10.4 km<sup>2</sup>) und im Hinteren Rettenbach bei der Forsthaus-Brücke der dritte Lattenpegel (Pe3, EG 14.55 km<sup>2</sup>). Hilfspegel 1, etwa 70 m oberhalb der Probenstelle 1, liefert seit dem ersten Hochwasser keine repräsentativen Daten mehr (TOCKNER et al., op.cit.).

## 2.2. DATENANALYSE

Der Gesamtniederschlag eines Tages ergibt sich aus den vorhandenen Stundenwerten. Für die Schüttung wird der Tagesmittelwert (MQ) aus den Aufzeichnungen des Pegelschreibers Roßleithen herangezogen. Berechnet werden für die jeweiligen Zeiträume sowohl arithmetisches bzw. geometrisches Mittel, letzteres über In- Transformation, als auch Dispersionssparameter. Bezug genommen wird vor allem auf das geometrische Mittel, da dieses von Extremereignissen, d.h. Ausreißer, nicht so stark beeinflußt wird wie das arithmetische.

Hydrographische Richtwerte werden nach ÖNORM B2400 bezeichnet. Die Quantile der Verteilungskurve für die Tagesmittel werden über den Strahlensatz interpoliert (vgl. auch ZÖFEL, 1988). Der Sortierungskoeffizient so und die Schiefe sk werden aus den Quartilen über Näherungsformeln ermittelt:

(1) so =  $(Q75 / Q25)^{0.5}$ 

(2)  $sk = Q25 * Q75 / (Q50)^2$ ,

wobei Qi das i%-Quartil angibt. An einer Reihe regenfreier Tage wird zur Beschreibung der Schüttungsabnahme über eine Rezessionskurve nach der MAILLET-Formel

(3)  $Qt = Qo * exp(-\alpha * t)$ 

der Rezessions- oder Leerlaufkoeffizient \_ und die Speicherungskonstante 1/\_ bestimmt, wobei Qt = Abfluß am Tag t und Qo = Ausgangsschüttung, also der Beginn der Schüttungsabnahme.

#### **3.ERGEBNISSE**

# 3.1. NIEDERSCHLAG

Gesamtniederschlag für verschiedene hydrographische Zeiträume sind in Tabelle 1 gesammelt. Der Niederschlag des gesamten Untersuchungszeitraumes ergibt, bezogen auf das betrachtete Einzugsgebiet von 15.4 km<sup>2</sup> eine hypothetisch eingebrachte Wassermenge von 33 838 420 m<sup>3</sup> im Gesamtzeitraum, angepaßt an die verfügbaren Abflußdaten 31 491 460 m<sup>3</sup>.

Tabelle 1: Niederschlagssumme verschiedener hydrographischer Zeitintervalle.

Zeitraum	Summe
01.05.1991 - 31.10.1992	2197.3 mm
01.05.1991 - 30.04.1992	1571.5 mm
01.05.1991 - 31.10.1991	890.7 mm
01.11.1991 - 30.04.1992	680.8 mm
01.05.1992 - 31.10.1992	625.8 mm

Allgemeine deskriptive Parameter sind in Tabelle 2 gesammelt wiedergegeben ausgeführt für die einzelnen Monate, Jahreszeiten, Jahre und das gesamte Zeitintervall. Sehr starke bzw. langandauernde Regenereignisse finden sich im Juli 1991 und März 1992 (geometrische Mittel). Frühjahr und Sommer 1991 sind die Jahreszeiten mit den höchsten Mittelwerten, wodurch das Mittel des Jahres 1991 deutlich über jenem von 1992 liegt.

Tabelle 2: Lage- und Dispersionmaße der Niederschlagsdaten in mm für den Gesamtzeitraum 01.05.1991 bis 31.10.1992. avga arithmetisches Mittel, std Standardabweichung, S.E. Standardfehler, C.V. Variationskoeffizient, avgg geometrisches Mittel aus In-Transformation, II/ul untere/obere 95%-Vertrauensgrenze, max Tagesmaximum im betrachteten Zeitraum, n Stichprobenzahl.

	avga	std	S.E.	C.V.	avgg	п	ul	max	n
0591	4.5	10.1	1.8	227	1.6	0.8	2.8	49.9	31
0691	2.8	4.0	0.7	144	1.4	0.7	2.4	12.2	30
0791	10.0	16.4	2.9	164	2.7	1.1	5.4	53.3	31
0891	7.4	18.6	3.3	252	1.6	0.6	3.2	84.4	31
0991	2.6	5.9	1.1	224	0.8	0.3	1.7	24.2	30
1091	1.7	4.2	0.8	246	0.7	0.2	1.3	22.0	31
1191	3.4	5.7	1.0	167	1.4	0.6	2.6	22.2	30
1291	5.4	10.5	1.9	193	1.8	0.8	3.4	52.3	31
0192	0.3	1.2	0.2	374	0.2	0.0	0.3	06.5	31
0292	4.0	7.1	1.3	176	1.5	0.6	2.8	31.1	29
0392	6.0	10.1	1.8	168	2.0	0.9	3.8	39.7	31
0492	3.2	6.0	1.1	187	1.1	0.4	2.1	19.3	30
0592	1.0	3.6	0.7	351	0.3	0.0	0.7	19.4	31
0692	5.2	9.1	1.7	174	1.6	0.6	3.2	36.7	30
0792	4.1	5.4	1.0	131	1.9	0.9	3.3	18.7	31
0892	2.7	4.7	0.9	179	1.0	0.3	1.9	15.0	31
0992	4.3	7.7	1.4	179	1.6	0.7	2.9	33.2	30
1092	3.2	4.8	0.9	150	1.4	0.6	2.5	14.8	31
Fj91	3.5	8.2	1.2	234	1.4	0.8	2.1	49.9	51
So91	6.6	14.7	1.5	222	1.7	1.0	2.5	84.4	94
He91	3.2	05.1	0.6	180	1.2	0.8	1.7	22.2	89
Wi91	3.2	08.4	0.9	266	0.9	0.5	1.3	52.3	90
Fj92	4.1	07.5	0.8	184	1.3	0.8	1.9	36.7	93
So92	3.5	05.8	0.6	173	1.3	0.8	1.9	33.2	94
He92	3.3	04.9	0,8	150	1.4	0.7	2.4	15.3	39
1991	4.7	11.0	0.7	231	1.4	0.8	2.3	84.4	245
1992	3.4	6.6	0.4	194	1.2	0.6	2.0	39.7	305
Σ	4.0	8.8	0.4	221	1.3	0.6	2.2	84.4	550

In Tabelle 3 finden sich die Üherschreitungen der geometrischen Mittelwerte in absoluten und relativen Angaben. Die häufigsten Überschreitungen eines Jahresmittels finden sich im März 1992, was sich jedoch weder im Mittel noch in Abflußmaxima deutlich niederschlägt (siehe Tab.3).

ZR	N (%)	Üm (%)	Üj (%)	Üg (%)
0591	4 (12.9)	9 (29.0)	11 (35.5)	12 (32.3)
0691	7 (23.3)	11 (36.7)	11 (36.7)	13 (43.3)
0791	12 (38.7)	14 (45.2)	14 (45.2)	14 (45.2)
0891	16 (51.6)	9 (29.0)	9 (29.0)	9 (29.0)
0991	19 (63.3)	8 (26.7)	8 (26.7)	8 (26.7)
1091	18 (58.1)	8 (25.8)	8 (25.8)	8 (25.8)
1191	15 (50.0)	13 (43.3)	13 (43.3)	13 (43.3)
1291	16 (51.6)	14 (45.2)	14 (45.2)	14 (45.2)
0192	24 (77.4)	5 (16.1)	2 (06.5)	2 (06.5)
0292	12 (41.4)	11 (36.7)	12 (40.0)	12 (40.0)
0392	11 (35.5)	11 (35.5)	16 (51.6)	16 (51.6)
0492	11 (36.7)	9 (30.0)	9 (30.0)	9 (30.0)
0592	21 (67.7)	7 (22.6)	3 (09.7)	3 (09.7)
0692	15 (50.0)	11 (36.7)	11 (36.7)	11 (36.7)
0792	12 (38.7)	15 (48.4)	15 (48.4)	15 (48.4)
0892	19 (61.3)	9 (29.0)	9 (29.0)	9 (29.0)
0992	15 (50.0)	13 (43.3)	14 (46.7)	14 (46.7)
1092	14 (45.2)	13 (41.9)	13 (41.9)	13 (41.9)
Fj91	6 (11.8)		18 (35.3)	20 (39.2)
So91	48 (51.1)		32 (34.0)	33 (35.1)
He91	48 (53.9)		34 (38.2)	34 (38.2)
Wi91	50 (55.6)		27 (30.0)	27 (30.0)
Fj92	41 (44.1)		29 (31.2)	29 (31.2)
So92	51 (54.3)		36 (38.3)	36 (38.3)
He92	17 (43.6)		16 (41.0)	16 (41.0)
1991	107 (43.7)	86 (35.1)	88 (35.9)	91 (37.1)
1992	154 (50.5)	104 (34.1)	104 (34.1)	104 (34.1)
Σ	261 (47.5)	190 (34.5)	192 (34.9)	195 (35.5)

Tabelle 3: Niederschlagscharakteristik vom 01.05.1991 bis 31.10.1992. N Anzahl der niederschlagsfreien Tage, Ü Anzahl der das geometrische Mittel überschreitenden Tage: Üm Monatsmittel, Üj Jahresmittel, Üg Mittel des Gesamtzeitraumes.

#### **3.2. DURCHFLUSZ**

#### 3.2.1. Pegelschreiberauswertung

Über den gesamten Beobachtungszeitraum 10.06.1991 bis 31.12.1992 beträgt die Abflußmenge 55 540 166 m<sup>3</sup>, angepaßt an die zum Zeitpunkt der Auswertung verfügbaren Niederschlagsdaten 48 269 866 m<sup>3</sup>. Im Jahr 1992 wurden circa 36 180 086 m<sup>3</sup> registriert, im hydrographischen Halbjahr 01.11.1991-30.04.1992 sind dies 13 654 742 m<sup>3</sup>, für 01.05.1992-31.10.1992 etwa 15 255 044 m<sup>3</sup>.

Allgemeine deskriptive Parameter für den Durchfluß sind in Tahelle 5 gesammelt wiedergegeben - ausgeführt für die einzelnen Monate, Jahreszeiten, Jahre und das gesamte Zeitintervall.Für das Jahr 1991 gibt es hohe monatliche Abflußmengen im Juni und Juli, 1992 im April und Mai, woraus ein deutlicher Frühjahrsüberhang zu ersehen ist. Die größten Streuungen weisen die Monate August und Dezember 1991 auf, der Variationskoeffizient liegt über 200%, die geringsten Schwankungen mit einem Variationskoeffizienten his 40% finden sich im November 1991, im Jänner und Mai 1992. Kurzfristige extreme Hochwasserereignisse im August 1991 bzw. im November 1992 führen noch zu hohen arithmetischen Mittelwerten, vergleiche dazu auch Tabelle 4 mit den hydrographischen Kenngrößen. Abbildung 1 gibt die Monatsextrema im Vergleich mit dem jeweiligen arithmetischen Jahresmittel wieder.

Tabelle 4: Hydrographische Kenndaten und Quantile für das Jahr 1992: Quartile 25%, 50%, 75% und Quantil 99%. Die Daten beziehen sich, falls keine andere Angabe, auf den Gesarntzeitraum. Einheiten in  $m^3/s$ . Dimensionslos: sk Schiefe, so Sortierungskoeffizient.

HQ1991 = HOmax = HHQ	24.8	03.08.1991
HQ1992 = HQmin	24.7	23.11.1992
NQ1991 = NOmax	0.06	16./17.9.91
NQ1992 = NQmin = NNQ	0.048	31.8./1.9.92
Höchstes Tagesmittel	17.77	03.08.1991
Niederstes Tagesmittel	0.05	31.08.1992
Höchste Tagesfracht	1534953 m <sup>3</sup>	03.08.1991
Niederste Tagesfracht	4320 m <sup>3</sup>	31.08.1992
Q25 1992 =	0.317	
Q50 = Median =	0.617	
075 =	1.375	
Q99 =	6.040	

sk = 1.145so = 2.083 Tabelle 5: Lage- und Dispersionmaße der Abfluß-Daten in m<sup>3</sup>/s für den Gesamtzeitraum 10.06 1991 bis 31.12.1992. avga arithmetisches Mittel, std Standardabweichung, S.E. Standardfehler, C.V. Variationskoeffizient, avgg geometrisches Mittel aus In-Transformation, II/ul untere/obere 95%-Vertrauensgrenze, max Tagesmaximum im betrachteten Zeitraum, n Stichprobenzahl.

	avga	std	S.E.	C.V.	avgg	п	ul	max	n
0691	1.60	0.90	0.20	56	1.43	1.15	1.77	4.21	21
0791	2.48	2.94	0.53	119	1.45	1.01	2.08	12.50	31
0891	1.88	4.15	0.75	220	0.50	0.30	0.85	17.80	31
0991	0.18	0.15	0.03	86	0.14	0.11	0.18	0.71	30
1091	0.31	0.38	0.07	124	0.19	0.14	0.27	1.72	31
1191	0.44	0.17	0.03	37	0.42	0.37	0.48	1.01	30
1291	0.87	2.21	0.40	253	0.33	0.22	0.50	12.00	31
0192	0.39	0.15	0.03	40	0.36	0.31	0.42	0.72	25
0292	0.51	0.29	0.05	57	0.45	0.37	0.54	1.34	29
0392	0.98	0.60	0.11	61	0.85	0.69	1.03	3.07	31
0492	2.11	1.73	0.32	82	1.60	1.22	2.10	6.01	30
0592	3.21	1.10	0.20	34	3.02	2.65	3.45	5.11	31
0692	1.52	1.59	0.29	105	1.09	0.82	1.46	7.76	30
0792	0.80	0.69	0.12	87	0.55	0.39	0.76	2.52	31
0892	0.21	0.21	0.04	98	0.16	0.12	0.21	1.09	31
0992	0.64	0.70	0.13	110	0.38	0.26	0.56	2.70	30
1092	0.68	0.57	0.10	84	0.51	0.38	0.68	2.47	31
1192	2.31	3.30	0.60	142	1.34	0.94	1.93	17.10	30
1292	0.48	0.25	0.04	53	0.43	0.36	0.51	1.37	31
Fj91	1.87	0.90	0.27	48	1.71	1.28	2.29	4.21	11
So91	1.61	3.04	0.31	189	0.55	0.41	0.74	17.80	94
He91	0.33	0.27	0.03	82	0.25	0.22	0.30	1.72	89
Wi91	0.77	1.35	0.15	174	0.54	0.46	0.63	12.00	84
Fj92	2.32	1.60	0.17	69	1.83	1.58	2.12	7.76	93
So92	0.56	0.58	0.06	104	0.35	0.29	0.43	2.70	94
He92	1.18	2.10	0.22	178	0.65	0.53	0.80	17.10	89
Wi92	0.31	0.12	0.04	38	0.29	0.22	0.37	0.58	11
1991	1.09	2.31	0.16	211	0.43	0.37	0.51	17.80	205
1992	1.16	1.54	0.08	133	0.67	0.60	0.74	17.10	360
Σ	1.14	1.86	0.08	163	0.57	0.52	0.63	17.80	565

In Abbildung 2 sind für 1992 die Häufigkeitsklassen sämtlicher Abfluß-Tagesmittelwerte (Abbildung 2a) und die Jahreslinie dargestellt (Abbildung 2b). Die Jahreslinie läßt sich durch folgendes Exponentialmodell beschreiben:

(4)  $d = \exp(5.57 - 0.68 * Q)$ 

wobei d die Anzahl der Tage mit dem Schüttungsereignis Q ist. Der Korrelationsfaktor aus den gemessenen und den errechneten Werten beträgt -0.993 mit p<0.001.



Abbildung 1: Monatsspannweite der Tagesmittel des Durchflusses bei Pegelschreiber Roßleithen. Die Linie stellt das geometrische Jahresmittel dar.

Die Verteilungskurve ist stark linkssteil, da der Median deutlich näher beim 25%-Quartil liegt als beim 75%-Quartil und die Schiefe einen größeren Wert als 1 ergibt. Der Sortierungskoeffizient weist die Verteilung auch als mäßig heterogen aus. Die höchste Tagesfracht macht um den Faktor 355 mal mehr aus als die niederste Tagesfracht, das Verhältnis HQmax zu NQmin ergibt den Faktor 517.

#### 3.2.2. Analyse der Werte der Hilfspegel

Ein Vergleich des Verlaufes der abgelesenen Pegelwerte im Zeitraum vom 09.Oktober bis zum 31.Dezember 1992 findet sich in der Abbildung 3. Es zeigt sich, daß die Schwankungen der abgelesenen Hilfspegel-Werte an der Fischbach-Brücke (Pe2) und mit jenen des Hilfspegels an der Forsthaus-Brücke (Pe3) nicht unbedingt synchron verlaufen. Pe3 weist etwa kleinere Anstiege aus, die bei Pe2 nicht zu finden sind, der umgekehrte Fall tritt seltener auf.



Abbildung 2: a) Häufigkeitsklassen der Durchfluß-Tagesmittel. Angegeben sind die Klassenobergrenzen b) Abflußlinie des Jahres 1992. d Anzahl der Tage, Q Tagesmittel.



Abbildung 3: Abgelesene Pegelwerte im Vergleich. Pe2 Pegel 2 unter der Fischbach-Brücke (P4), Pe3 Pegel 3 unter der Forsthausbrücke (P6 im Hinteren Rettenbach). Pfeile markieren Schwankungen von Pe3, die Pe2 nicht mitvollzieht; Dreiecke markieren Trockenheit von P4.

Für das Trockenfallen der Probenstelle 4 ergibt sich vor dem November-Hochwasser ein kritischer Pegelwert der dritten Pegellatte (Probenstelle 6) von 117, der Pegelschreiber registrierte ein kritisches MQ von weniger als 636 bis 685 l/s. Nach dem Hochwasser befindet sich die kritische Marke Ende Dezember bei etwa 101, hier bei einem Durchfluß von 246 bis maximal 288 l/s. Niederschlagsdaten zum Hochwasser-Ereignis sind zum Zeitpunkt der Analyse noch nicht verfügbar. Die dritte Probenstelle P3 liegt oberflächig etwa bei einem Pegelwert der zweiten Pegellatte (Probenstelle 4) von 90 trocken, zeitlich also noch vor P4.

# 3.2.3. Analyse der Abflußverhältnisse

## Durchfluß-Zunahme

Das Bachsystem Hinterer Rettenbach/Fischbach reagiert auf starke, kurz andauernde Regenereignisse innerhalb von 6.5 bis 10.5 Stunden mit einer Abflußspitze. Im Jahr 1991 ergeben starke Regenfälle Ende Juli/Anfang August bzw. ein Fönwettereinbruch Ende Dezember an der Pegelstelle Roßleithen Schüttungsspitzen von mehr als 20000 l/s bzw. Tagesfrachten von mehr als 1000000 m<sup>3</sup>/d. Das Jahr 1992 ist gekennzeichnet durch eine lang andauernde hohe Wasserführung im Frühjahr, vor allem im Mai, und ein Hochwasserereignis im November, bedingt durch starke Regenfälle.

Analysen des Zeitraumes 11.Mai bis 2.Juni 1992 weisen einen deutlichen diurnalen Rhythmus in der Schüttung aus. Da zu dieser Zeit die Niederschlagsintensität gering ausgeprägt ist, läßt sich diese Periodizität einwandfrei auf Ahlationsereignissen zurückführen. Der Kompensationspunkt, der Ausgleich zwischen der Zu- und Abfluß-Menge, findet sich an diesen Tagen zumeist in der Zeit von  $10^{45}$  bis  $13^{00}$ . Der Kulminationspunkt zwischen  $20^{30}$  bis  $22^{30}$  ergibt, bei Annahme der höchsten Strahlungsintensität um etwa  $13^{00}$ , eine Reaktionszeit von 7.5 bis 9.5 Stunden. Es zeigt sich, daß bei der Schneeschmelze enorme Wassermengen in das Bachsystem gelangen, der betrachtete Mai weist das höchste Monatsmittel auf (Abb. 4).

Die Jahresverläufe sowohl der Niederschlags- als auch der Schüttungsereignisse sind in Abbildung 5 dargestellt.







-46-

#### Durchfluß-Abnahme

Tabelle 6 gibt die für die exponentielle MAILLET-Gleichung (1) errechneten Rezessionskoeffizienten wieder.

Tabelle 6: Abnahme der Schüttung an niederschlagsfreien Tagen.  $\alpha$  Rezessionskoeffizient ([ $\alpha$ ]= Tage^-1), 1/ $\alpha$  Speicherkonstante ([ $1/\alpha$ ]= Tage), Qo Ausgangsschüttung (MQ, m<sup>3</sup>/s), n Anzahl der einbezogenen Tagesmittel und r Korrelationsfaktor.

α	1/α	Qo	n	r
0.116	8.621	0.590	14	0.98
0.179	5.587	0.803	17	0.92
0.128	7.812	0.717	09	0.97
0.169	5.917	2.440	15	0.92
0.148	6.757	1.130	14	0.91
0.218	4.587	1.460	11	0.93

Zum Teil widersprüchliche Ergebnisse ergehen die Betrachtung der Durchfluß-Werte an der Stelle Pegelschreiber Roßleithen zu den Probenterminen: Läßt sich die kritische Durchfluß-Menge für das Trockenfallen der Probenstelle 4 vor dem Dezember-Hochwasser 1991 auf 210 bis 440 l/s eingrenzen, ergibt sich für das Jahr 1992 bis unmittelbar vor dem November-Hochwasser ein Intervall von 534 bis 698 l/s, nach diesem gar von 223 bis 323 l/s. Das Intervall für P5 beträgt für 1991 90 bis 200 l/s, im Jahr 1992 kann mit den vorbandenen Werten nur mehr eine obere Grenze 151 l/s festgestellt werden.

#### 4. DISKUSSION

In alpinen Karstgehieten steht im allgemeinen eine extreme Wasserlosigkeit in den Hochlagen wenigen starken Quellen im Talbereich gegenüber (BAUER, 1975). Aufgrund komplexer Wasserwege im Endokarst ist in der Regel das orographische Einzugsgebiet der Quellen nicht mit dem hydrographischen ident (ÖWWF, 1984). So können sich etwa Teile des Einzugsgebietes von Quellen im jungen, gering entwickelten Karst überschneiden (BÖGLI, 1978). Karstquellen zeichnen sich durch ausgeprägte Jahresschwankungen aus (BAUER, op.cit.), die sich im Abflußgeschehen des jeweiligen Vorfluters widerspiegeln. Allgemein ist in verkarsteten Gebieten die Retentionskapazität gering (BONACCI, 1993), was bei starken Regenereignissen zu unmittelbaren Abflußspenden führt.

Wald- und Flurschäden, bedingt etwa durch Immissionsschäden, Trittschäden, u.v.m., bewirken eine verminderte Wasser-Retentionskapazität im Boden des Einzugsgebietes. Im Verein mit überregionaler Klimaänderung kommt es zu einer Zunahme der Hochwasserfrequenz (WIMMER, Hydrographischer Dienst des Landes OÖ, pers.Mitt.), was zwangsläufig Auswirkungen auf die Stabilität der Fließgewässer hat. Die kürzer werdenden Intervalle zwischen Hochwasser-Ereignissen verhindern eine Erholung der benthischen Biozönosen und führen zu tiefgreifenden strukturellen Veränderungen, wie etwa dem Verlust der biologischen Vielfalt. Die natürlichen und naturnahen Fließgewässer stellen nämlich ein wichtiges genetisches Reservoir bei der Rehabilitation bereits geschädigter Ökosysteme dar.

Eine Jahresrhythmik des Abflußgeschehens wie hohe Wasserführung im Frühjahr und Niederwasser-Situation im Winter wird im Hinteren Rettenbach/Fischbach von anscheinend nicht prognostizierbaren, also stochastischen Hochwasser-Ereignissen überlagert. Trockene Bachabschnitte aufgrund niedriger Wasserführung finden sich zu allen Jahreszeiten, wobei ein rascher Wechsel zwischen extremen Hochwasser-Ereignissen und Trockenphasen möglich ist. Eine Analyse der hydrologischen Dynamik im Einzugsgebiet weist das Bachnetz als sehr schnell und empfindlich reagierendes System aus, mitunter kommt es innerhalb weniger Stunden zu einer Zunahme um mehr als 20000 Litern. Verstärkend wirkt, daß sich das Hohlraumsystem erst im Stadium des Seichten Karstes befindet (HASEKE, 1990) und das Wasser keine langen unterirdischen Wege zu durchwandern hat. Ohne Regen- oder Ablationsereignisse kann die Ausgangslage nach innerhalb weniger Tage wiederhergestellt sein, die errechneten Rezessionskoeffizienten liegen dennoch über den in BAUMGARTNER & LIEBSCHER (1990) ausgewiesenen Literaturwerten von 0.05-0.01 d<sup>-1</sup> für Kluftaquifere, was andererseits auf eine noch relativ hohe Speichereigenschaft im Einzugsgebietes des Hinteren Rettenbaches hinweist.

Die Schüttungsverhältnisse sind äußerst komplex, Reaktionen auf pluviale Ereignisse lassen sich nicht eindeutig einem der beiden Bäche zuordnen. Der Fischbach vollzieht Abfluß-Schwankungen in etwas abgeschwächter Form mit. Die ist einerseits auf die unterschiedlichen Entwässerungseigenschaften der Aquifere zurückzuführen, Dolomitquellen weisen allgemein kontinuierlichere Schüttungen auf (VOHRYZKA, 1973). Weiters vereinigt der Hintere Rettenbach auf seinen ersten 300 m offene Fließstrecke mehr als 4 km<sup>2</sup> Einzugsgebiet mit Höhen über 1900 m bei z.T. geringerer Vegetationsbedeckung (WEILGUNI, dieser Band). Obwohl der Hintere Rettenbach insgesamt das kleinere orographische Einzugsgebiet entwässert, übertreffen seine Abfluß-Mengen jene des Fischbaches zumeist, was sich auch in dem weitaus größeren hydraulischen Bachquerschnitt äußert. Dies weist auf lokale Niederschlagsunterschiede und Überschneidungen der unterirdischen Wasserwege hin. Aufschluß über das hydrographische Einzugsgebiet können nur Trift- oder Tracer-Versuche bzw. Pegelschreiber in den Höhlensystemen geben.

Unterstrichen wird die Schwierigkeit der hydrologischen Entflechtung der Bäche bei dem Versuch, die kritischen Abfluß-Mengen für das oberflächige Trockenfallen der intermittierenden Probenarele zu hestimmen. Feldbeobachtungen geben Aufschluß über die Reihenfolge bei einer Abnahme des Durchflusses: zuerst beendet P3, wenig später P4 und zuletzt P5 bei etwa 90 bis 150 l/s den oberflächigen Durchfluß. Eine wertvolle Ergänzung bei einer Abgrenzung des hydrologischen Regimes bietet aber die Hydrochemie, wo etwa die Leitfähigkeit eine herausragende Rolle spielt (FESL, dieser Band).

Eine Bilanz des Regeneintrages versus Abtransport durch den Vorfluter ergibt einen Mehrtransport von circa 16 500 000 m<sup>3</sup> im vergleichbaren Zeitraum vom 10.06.1991 bis 31.10.1992. Dies dokumentiert nicht zuletzt die unzureichende Übertragbarkeit der Niederschlagsdaten aus dem Windischgarstener Gebiet auf das betrachtete Einzugsgebiet. Einerseits nimmt der Niederschlag in den Alpen mit der Höhe zu, andererseits bedingen topographische Faktoren in inneralpinen Tälern oft lokal unterschiedliche Muster (OZENDA, 1988). Zudem ist denkbar, daß das hydrographische Einzugsgebiet doch bedeutend größer ist als das oberirdische und einen Teil des Nordschenkels der Sengsengebirgsantiklinale (mit-) entwässert, wie BAUER bereits 1953 postulierte.

## 5. KARSTWASSER-QUALITÄT - EIN AUSBLICK

In Karstgebieten bildet sich durch Lösungsvorgänge im Gestein ein weitreichendes Hohlraum-System aus, das je nach Reife des Karstes als Wasserspeicher fungieren kann. Ein Viertel der in Österreich fallenden Niederschläge gehen auf Karstgebieten nieder (BAUER, 1975). Karstwasser hat somit einen bedeutenden Anteil an den TrinkwasserReserven; die Stadt Wien bezieht etwa über die 2.Hochquellen-Leitung Trinkwasser aus dem Schneeberg-Rax-Gebiet.

Der Karstwasser-Körper ist auf Beeinträchtigungen besonders anfällig. Keime und Schadstoffe vermögen wegen der gering ausgebildeten Vegetationsschicht im Gebirge nahezu ungehindert in Wasserkörper einzudringen. Da pathogene Keime wesentlich kleiner sind als die für Markierungsversuche verwendeten Bärlapp-Sporen - *Lycopodium clavatum*, vermögen sie um so leichter unterirdische Abflußwege zu nutzen und über Quellen an anderer Stelle wieder zutage zu treten (BAUER et al., 1958). Innerhalb der Gruppe der verkarstungsfähigen Gesteine gibt es allerdings Unterschiede: Aufgrund der wasserwegsameren Klüfte sind für Wasser aus Kalkeinzugsgebieten Gesamtkeimzahlen um den Faktor 10 höher als für jenes aus Dolomitgebieten (PAVUZA & TRAINDL, 1991; Abb. 6). Erschwerend kommt hinzu, daß reife Karstkörper mit ausgeprägter phreatischen Zone Wasser über lange Zeit zurückhalten können, was bei einer Kontamination eine Belastung auf Jahrzehnte oder mehr bedeuten kann.





Die Gefahr einer Beeinträchtigung von Karstwasser gehen vor allem von Besiedelung, Tourismus, Bewirtschaftung oder Immissionen aus. Diese stark miteinander verflochtenen negativen Einflußparameter sind im Zunehmen begriffen, bedingt etwa generell durch Bevölkerungswachstum oder konkret durch Trendsetzung, z.B. Schutzgebiet-Tourismus, wofür entsprechende Infrastrukturen geschaffen werden. Weltweite Restriktion sauberen Trinkwassers im Verein mit großklimatischen Veränderungen führen drastisch die Notwendigkeit einer genauen Erfassung der potentiellen Wasserreserven vor Augen (ÖWWF, 1984; BAUER, 1989). Dazu wird folgenden Fragestellungen - verstärkt nachgegangen werden müssen:

- Dynamik der Wasserkörpers: unterirdische Wege der Sink- bzw. der Karstwässer, hydrographisches Einzugsgebiet der Quellen
- Quantität der Wasserreserven: Menge vorhandener und Menge verfügbarer (Trink-)
  Wassermengen
- o Qualität der Wasserreserven: hakteriologische, chemische und biologische Güte
- o Bedeutung des oberirdischen Ablaufes für das Umland.

Diese Aufgaben sind in ihrer Komplexität nur in Form langjähriger und vor allem interdisziplinärer Studien zu bewältigen, doch große Ziele bedürfen eines großen Aufwandes: "Vor allem gilt's, von hinnen nicht zu fliehn!" (WAGNER, 1850).

#### LITERATUR

BONACCI, O. (1993). Karst springs hydrographs as indicators of karst aquifers. *Hydrological Sciences* 38, 51-61.

BAUER, F. (1953). Zur Verkarstung des Sengsengebirges in Oberösterreich. Mitt.d.Höhlenkomm.b. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft 1952. 7-14.

BAUER, F. (1975). Die Rolle der Karsthydrologie im Hinblick auf Fragen der Gewässerreinhaltung. Wasser und Abwasser 1975, 111-118.

BAUER, F. (1989). Die unterirdischen Abflußverhältnisse im Dachsteingebiet und ihre Bedeutung für den Karstwasserschutz. UBA-Report 89-028, Wien. 73 pp.

BAUER, F., J. ZÖTL & A. MAYR (1958). Neue karsthydrologischen Forschungen und ihre Bedeutung für Wasserwirtschaft und Quellschutz. *Wasser und Abwasser* 1958, 280-297.

BAUMGARTNER, A. & H.J. LIEBSCHER (1990). Allgemeine Hydrologie. Quantitative Hydrologie. Borntraeger, Berlin. 675 pp.

BILBY, R.E. & G.E. LIKENS (1979). Effect of hydrologic fluctuation on the transport of fine particulate organic carbon in a small stream. *Limnology and Oceanography* 24, 69-75.

BÖGLI, A. (1978). Karsthydrographie und physische Speläologie. Springer Verlag, New York. 292 pp.

CARLING, P.A. (1987). Bed stability in gravel streams, with reference to stream regulation and ecology. In: K. RICHARDS (ed.). *River Channels* - Environment and Process. Basil Blackwell, New York. 391 pp.

CARLING, P. & K. BEVEN (1989). The hydrology, sedimentology and gemorphological implications of floods: an overview. In: K.BEVEN & P.CARLING (eds.). *Floods. Hydrological, Sedimentological and Geomorphological Implications.* Wiley, Chichester, 290 pp.

FISHER, S.G. & G.E. LIKENS (1973). Energy flow in a Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to ecosystem metabolism. *Ecological Monographs* 43, 421-439.

HASFURTHER, V.R. (1985). The use of meander parameters in restoring hydrologic balance to reclaimed stream beds. In: J.A. GORE (ed.). The Restoration of Rivers and Streams - Theories and Experience. 21-40.

HOYT, W.G. & W.B. LANGBEIN (1955). Floods. Princeton University Press, Princeton / N.J., 496 pp.

HYNES, H.B.N. (1975). The stream and its valley. Verhandlungen des Internationalen Vereines für Theoretische und Angewandte Limnologie 19, 1-15.

LAKE, P.S. & L.A. BARMUTA (1986). Stream benchic communities: Persistant presumptions and current speculations. In: P. DE DECKKER & W.D. WILLIAMS (eds.). *Limnology in Australia*. Junk Publishers, Dordrecht.

ÖSTERREICHISCHER WASSERWIRTSCHAFTSVERBAND (1984). Leitlinie für die Nutzung und den Schutz von Karstwasservorkommen für Trinkwasserzwecke. ÖWWV Regelblatt 201, 1-51.

OZENDA, P. (1988). Die Vegetation der Alpen im europäischen Gebirgsraum. G.Fischer-Verlag, Stuttgart. 349 pp.

PAVUZA, R. & H. TRAINDL (1991). Zur Hydrogeologie einiger kontaminierter Karstquellen in Österreich. Die Höhle 39, 36-42.

PETERSEN, R.C. & K.W. CUMMINS (1974). Leaf processing in a woodland stream. Freshwater Biology 4, 343-368.

POFF, N.L. & J.V. WARD (1989). Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46, 1805-1818.

SOUSA, W.P. (1984). The role of disturbance in natural communities. Annual Revue of Ecol. Syst. 15, 353-391.

SPEAKER, R., K. MOORE & S.GREGORY (1984). Analysis of the process of retention of organic matter in stream ecosystems. Verhandlungen des Internationalen Vereines für Theoretische und Angewandte Limnologie 22, 1835-1841. TOCKNER, K., C. FESL & H. WEILGUNI (1992). Limnologische Studie Hinterer Rettenbach. Verein Nationalpark Kalkalpen Eigenverlag, Kirchdorf. 187 pp.

TOCKNER, K., K. STEINER, J. SCHMID-ARAYA & P.E. SCHMID (1990). Faunistisch-ökologische Untersuchung ausgewählter Fließgewässer des Sengsenberg. Verein Nationalpark Kalkalpen Eigenverlag, Kirchdorf. 35 pp.

VOHRYZKA, K.(1973). Hydrogeologie von Oberösterreich. Amt der OÖ Landesregierung, Linz. 74 pp.

WAGNER, R. (1850). Lohengrin. Reclam.

WEBSTER, J.R., M.E. GURTZ, J.J. HAINS, J.L. MEYER, W.T. SWANK, J.B. WAIDE & J.B. WALLACE (1983). Stability of stream ecosystems. In: J.R. BARNES & G.W. MINSHALL (eds.). Stream ecology. Application and testing of general theory. Plenum Press, New York. 399 pp.

WHITE, P.S. & S.T.A. PICKETT (1985). Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: S.T.A. PICKETT & P.S. WHITE (eds.). *Natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, San Diego. 472 pp.

WILLIAMS, D.D. & H.B.N. HYNES (1976). The ecology of temporary streams. I. The fauna of two Canadian streams. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 61, 761-787.

ZÖFEL, P. (1988). Statistik in der Praxis. Fischer Verlag, Stuttgart. 426 pp.

Adresse des Autors: Siccardsburggasse 42/22, A-1100 Wien

# Zeitliche und räumliche Dynamik chemisch-physikalischer Parameter im Karstgewässersystem "Fischbach - Hinterer Rettenbach"

Christian FESL

# ABSTRACT

Temperature, conductivity, and several chemical parameters were measured in two undisturbed karstic headwater brooks over one and a half years. The permanently flooded sites showed evident seasonal variation in water temperature with a maximum at 11,4°C in late summer. Between the two brooks, electric conductivity, hardness, and calcium concentration differed significantly and proved different hydrographic catchment areas. The major ions were calcium, magnesium, and bicarbonate. Conductivity was significant negatively correlated to discharge. A factor analysis resulted in four factors, explaining 86% of the total variation. A cluster analysis splitted the study sites into two groups, according to the brooks. Highest nutrient concentrations (NO<sub>3</sub> and PO<sub>4</sub>) were detected at the initial stage of flooding after low water periods and at the beginning of snow-nelt.

Key words: karstic headwater brooks; spatial and temporal dynamics; temperature; conductivity; nutrients; catchment area.

# Einleitung

Der Chemismus eines Fließgewässers ist von zahlreichen Faktoren, wie Geomorphologie, Bodeninfiltration, biologischen Aktivitäten etc. abhängig, die selbst in ständiger Wechselwirkung miteinander stehen und sich aus biotischen wie abiotischen Prozessen rekrutieren. Im Gegenzug bilden die physikalisch-chemischen Faktoren neben den hydrographischen Verhältnissen die Rahmenbedingungen, in denen alle biologischen Prozesse ablaufen (MEYER et al., 1990). Die verschiedenen Betrachtungsweisen bzw. unterschiedlichen Kompartimente eines Fließgewässersystems, die die Hydrochemie bedingen oder von ihr anhängen, und deren Verknüpfungen untereinander sollen im folgenden kurz dargestellt werden (Abb. 1).

In anthropogen wenig beeinflußten Gewässern ist es möglich, aus dem Chemismus über die Mineralanteile löslichen auf die Gesteinszusammensetzung des Einzugsgebiet rückzuschließen. So finden sich in Fließgewässern aus Buntsandstein- und Urlandschaften nur sehr geringe Mengen an Hydrogenkarbonat, während dessen Gehalt in Kalk- und Dolomitgebieten recht hoch liegt. Weiters können Calciumkonzentrationen in Fließgewässern aus Gipslandschaften jene aus Kalk- und Dolomitgebieten weit übertreffen (BREHM & MEUERING, 1990). Sowohl Evaporite, wie Gips, als auch die Karbonatgesteine Kalk und Dolomit zählen zu den verkarstungsfähigen Gesteinen. Darunter versteht man all jene "Gesteine, in denen infolge ihrer Löslichkeit in (kohlensäurehältigem) Wasser die Möglichkeit zur Verkarstung gegeben ist" (TRIMMEL, 1965). Der Verkarstungsprozeß selbst führt zu einer Verlagerung von einer oberirdischen zu einer teilweise oder vollständigen unterirdischen Entwässerung eines Gebietes unter gleichzeitiger Umwandlung der Oberfläche in ein Karstrelief.



Abbildung 1: Schematische Darstellung der Faktoren, die den Chemismus eines Fließgewässers beeinflussen bzw. ihrerseits von diesem abhängen.

Die Verkarstungsfähigkeit von Kalk ist an das Vorkommen von Verunreinigungen im Mineralkomplex geknüpft, die die Verkarstung stark herabsetzen oder ganz unterbinden können. Calciumkarbonat selbst ist in reinem Wasser relativ schwer löslich. Verantwortlich für das Herauslösen der Calcium-Ionen ist ein komplexes Gleichgewichtssystem zwischen Kohlendioxid, Wasser und Karbonatgestein (BÖGLI, 1978).

Mit Hilfe der chemischen Analyse kann das Einzugsgehiet nicht nur hinsichtlich seiner Mineralkomponenten, sondern auch nach seiner Hydrographie beschrieben werden. Da die chemischen Elemente als natürliche "tracer" angesehen werden können, ermöglicht die Hydrochemie einen Einblick in die Wasserzirkulation unzugänglicher Karstsysteme (VERVIER, 1990). Daraus lassen sich in der Folge das Infiltrationsgebiet, unterirdische Wasserwege und Retentionszeiten im Zusammenhang mit Hochwasserereignissen ableiten.

Der Chemismus des Wassers hängt neben geologischen und hydrographischen Gegebenheiten auch von biotischen und abiotischen Prozessen im Fließgewässer selbst ab und prägt seinerseits die Organismenkomposition im Ökosystem. So ergaben einige Untersuchungen klare Korrelationen zwischen der Struktur von benthischen Biozönosen auf der einen Seite und der Gesamthärte, der Alkalinität und dem pH auf der anderen Seite (TOWNSEND et al., 1984; SUTCLIFFE & CARRICK, 1973). Niedere pH-Werte und weiches Wasser drücken sich ein einer deutlichen Verarmung hinsichtlich Abundanz und Diversität aus (HILDREW & TOWNSEND, 1987).

Während die Ionenzusammensetzung vor allem die Präsenz der Arten limitiert, regulieren die Temperatur und die Nährstoffe entscheidend die "life-history" der Biota. Die Temperatur wirkt in Populationen aquatischer Insekten auf die Dauer der Eientwicklung, die Entwicklung und das Wachstum der Larven, das "timing" der Verpuppung und der Emergenz, sowie der Körpergröße und Fekundität der Adulttiere (SwEENEY, 1984). Die Nährstoffgrundlage, d.h. die Energiebasis eines Baches niederer Ordnung ist größtenteils allochthonen Ursprungs und gelangt als gelöste organische Substanz (DOM,  $\emptyset < 0,0005$  mm) über Ufererosion, Grundwasser, Bodenausschwemmungen und Niederschläge oder als partikuläre organische Substanz (POM,  $\emptyset > 0,0005$  mm) über Einwehung, Laubfall und Ufererosion ins Gewässer (CUMMINS, 1974; LEICHTFRIED, 1986). Zweifellos wirkt sich der Input organischen Materials im Chemismus der Wässer aus. Partikuläre Substanz geht durch "leaching" pflanzlicher Zellen oder direkt über mikrobielle Tätigkeit in Lösung. Demgegenüber kann durch physikalischchemische Flockung aus gelösten organischen Inhaltsstoffen feines partikuläres Material entstehen (WETZEL, 1983). Neben mikrobiellen Umwandlungsprozessen wird das "nutrient cycling" von Konsumenten stark beeinflußt. Die wichtigsten Prozesse sind dabei die Umwandlung der Nährstoffe von einem Teil des Ökosystems zu einem anderen, die Umwandlung über Mineralisation, Aufnahme anorganischer Nährstoffe mit einhergehender Umformung in organisches Material, Änderung des Oberflächen/Volumen-Verhältnisses etc., und die Speicherung der Nährstoffe im "standing crop" der Konsumenten. Aquatische Insekten selbst sind am "processing" durch Freßaktivität, Bioturbation, Aufnahme, Exkretion und organische Mineralisation von Phosphor sowie Herausfiltern des Materials aus dem Wasserkörper beteiligt (MERRITT et al., 1984).

Neben den im Gewässer ablaufenden Umwandlungs- und Aufbereitungsprozessen kommt es zu einer Trennung des organischen Materials vom Weitertransport durch Retention und "storage" in den Bettsedimenten und liefert somit den benthischen Biozönosen auch hier wertvolle Nahrungspotentiale (SPEAKER et al., 1984; GURTZ et al., 1988). Die chemische Analyse der Bettsedimente nimmt daher einen bedeutenden Stellenwert in der Erfassung der Energieressourcen in Fließgewässern ein (siehe WEILGUNI, dieser Band).

Nicht zuletzt stellen chemische Untersuchungen im Bereich der angewandten Limnologie einen wesentlichen Bestandteil zur Gütebestimmung von Fließgewässern dar (KLEE, 1991).

Ziel dieser Arbeit ist es, die physikalisch-chemischen Parameter eines Karstgewässersystems in ihrer Dynamik über einen längeren Zeitraum zu erfassen, auf die geologischen Gegebenheiten des Einzugsgebietes rückzuschließen, sowie Auswirkungen von Extremereignissen, wie Trockenheit und Hochwässer, quantitativ zu beschreiben.

#### Material und Methode

#### Untersuchungsareal

Die Untersuchungen werden an dem Gewässersystem Fischbach/Hinterer Rettenbach durchgeführt. Sein Einzugsgebiet ist an der Südseite des Sengsengebirges im südlichen Oberösterreich gelegen. Im Fischbach werden fünf Probenstellen, das sind die Quelle (Q1), zwei permanent geflutete (P1 und P2) und zwei intermittierende Stellen (P3 und P4), beprobt. Nach einer Fließstrecke von etwa 2,7 km, gemessen ab der Quelle Q1, mündet der Fischbach in den Hinteren Rettenbach, in dem beim Einrinn die Probenstelle P5, ca. 170 m bachabwärts

von dieser die Stelle P6 und die Quelle, etwa 160 m oberhalb von P5, als Probenpunkt Q2 eingerichtet sind. (Eine genauere Beschreibung des Untersuchungsgebietes befindet sich bei WEILGUNI, dieser Band, sowie bei TOCKNER et al., 1991.)

# Probennahme

Die Probennahmen erfolgen synchron mit den Besammlungen des Makrozoobenthos von Mai 1991 bis Dezember 1992. Im Sommerhalbjahr werden von Mai bis September alle zwei Wochen, von Oktober bis April monatlich Wasserproben entnommen, wobei bisweilen aus methodischen Gründen an manchen Stellen auf einige Parameter verzichtet werden muß. Zu jedem Termin werden die Luft- und Wassertemperatur - letztere mittels Schöpfthermometer sowie die elektrische Leitfähigkeit (auf 25°C standardisiert) und der pH mittels WTW-Meßgeräten bestimmt. Zur chemischen Analyse werden zwei ½-Liter-Flaschen luftblasenfrei gefüllt, wobei eine entsprechend den weiteren Bestimmungsverfahren im Labor mit 1 n H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> angesäuert wird. Der Transport ins Labor erfolgt in Kühlboxen, um Veränderungen durch mikrobielle und chemische Prozesse zu unterbinden bzw. zu verlangsamen.

## Probenaufbereitung:

Die chemischen Analysen werden zum Großteil gemäß den ÖNORMEN bzw. ISO-NORMEN durchgeführt. Ermittlelt werden folgende Parameter:

Parameter	Methode	ÖNORM / Autor
Calcium	titrimetrisch	M 6261
Gesamthärte	titrimetrisch	M 6268
Alkalinität (SBV)	titrimetrisch	Fa. MERCK
Absorptionskoeffizienten bei:		
$\lambda = 436 \text{ nm}$	spektrophotometrisch	M 6240
$\lambda = 254 \text{ nm} (\text{UV-Bereich})$	spektrophotometrisch	HUTTER, 1990
Nitrit-Stickstoff	spektrophotometrisch	M 6282
Nitrat-Stickstoff	spektrophotometrisch	M 6238
Ammonium-Stickstoff	spektrophotometrisch	ISO 7150
Orthophophat	spektrophotometrisch	M 6237
Gesamtphosphor	spektrophotometrisch	M 6237
Eisen	spektrophotometrisch	M 6260
Sulfat	spektrophotometrisch	HUTTER, 1990
Natrium	spektrophotometrisch	HÜTTER, 1990
Kalium	spektrophotometrisch	HUTTER, 1990

Datenanalyse:

Der Gehalt an Magnesium wird aus der Differenz zwischen Gesamthärte und Calcium-Gehalt ermittelt.

An ausgewählten Terminen werden die Gesamtionengehalte, die Konzentrationen der verschiedenen Kohlendioxid-Verbindungen, sowie die Gleichgewichtskonzentrationen des Calcium-Bikarbonat-Karbonat-Systems berechnet. Dafür werden für P1, P5, P6 und Q2 der 29. Mai 1992, für P2 und Q1 der 13. Juni 1992 und für P3 und P4 der 15. Juli 1992 herangezogen.

Die Berechnungen von freiem CO<sub>2</sub>, Hydrogenkarhonat und Karbonat aus der Alkalinität und dem pH folgen MACKERETH et al. (1989). Die Gesamtionenkonzentration kann näherungsweise über die elektrische Leitfähigkeit nach DAVIS & DE WIEST (1967) bzw. LOGAN (1961) bestimmt werden:

bei 1,0 < Cgesamt <3,0:

$$LF = 12,27 + 86,38 \times C_{Genut} + 0,835 \times C_{Genut}^2$$

bei 3,0 < Cgesamt <10,0:

 $LF = C_{gasaml} \Big[ 95, 5-5, 54 \times \Big( \lg C_{gasaml} \Big) \Big],$ 

wobei LF die Leitfähigkeit in  $[\mu S/cm]$  und Cgesamt die Gesamtkonzentration der Ionen in [meq/l] ist.

Um festzustellen, ob sich das Calcium-Bikarbonat-Karbonat-System im Gewässer in einem Gleichgewichtszustand befindet, wird nach dem TILLMANSschen Gesetz (TILLMANS & HEUBLEIN, 1912) die Konzentration des Gleichgewichts-CO<sub>2</sub> berechnet:

$$C_{\rm CO_2 Glatchgew} = \frac{K}{f_{\rm T}} C_{\rm HCO_3^+}^2 \times C_{\rm Ca^{2+}}, \label{eq:CO_2 Glatchgew}$$

wobei C<sub>CO2</sub> Gleichgew. die CO<sub>2</sub>-Gleichgewichtskonzentration in [meq/l], K die temperaturabhängige TILLMANS-Konstante [meq<sup>2</sup>], f der TILLMANS-Korrekturfaktor in Abhängigkeit von der Ionenstärke, C<sub>HCO3</sub> die Bikarbonat-Konzentration in [meq/l] und C<sub>Ca</sub>

die Calciumkonzentration in [meq/l] ist. Als weiteren Index für die Aggressivität des Wassers wird der LANGELIER-Index (Calciumcarbonatsättigungsindex, I) ermittelt (STROHECKER et al., 1936, LANGELIER 1936):

$$I = \Delta pH = pH_{gemessen} - pH_{Gleichgew}$$
$$pH_{Gleichgew} = pK^* - \lg C_{Ca^{2*}} - \lg C_{HCO;} + \lg f_L$$

mit pK<sup>\*</sup>= temperaturabhängige Konstante [meq/l],  $C_{Ca}$  = Calcium-Konzentration in [meq/l],  $C_{HCO3}$  = Bikarbonat-Konzentration in [meq/l] und  $f_L$  = LANGELIER-Korrekturfaktor in Abhängigkeit von der Ionenstärke. Sowohl bei der TILLMANSschen als auch bei der LANGELIERschen Gleichung wird zur Bestimmung der Ionenstärke ein vereinfachtes Rechenschema nach HÄSSELBARTH (1963) verwendet.

Regressionsrechnungen sollen Abhängigkeiten zwischen einzelnen Variablen aufdecken. Um die große Zahl an chemisch-physikalischen Parametern zu reduzieren, wird anhand der standardisierten Daten eine Faktorenanalyse basierend auf einer Hauptachsenanalyse mit anschließender Varimax-Rotation durchgeführt. Folgende Parameter werden dabei berücksichtigt: Wassertemperatur, Leitfähigkeit, pH, Calcium-und Magnesiumkonzentration, Gesamthärte, Alkalinität, Nitrat, Orthophosphat, Gesamtphosphat und Sulfat.

Diese Variablen werden auch für eine Clusteranalyse herangezogen, die zur Klassifizierung der einzelnen Probenstellen dient. Als Distanzmaß wird hiebei die quadrierte euklidische Distanz und als Algorithmus zur Gruppenhildung das Average-Linkage-Verfahren angewandt. Die statistischen Berechnungen werden auf dem Statistik-Paket SPSS<sup>x</sup> durchgeführt.

#### Ergebnisse

Die Mittelwerte einzelner chemisch-physikalischer Parameter sind in Tabelle 1 aufgelistet, die zeitlichen Schwankungen der Variablen in Abbildung 2a-h dargestellt.

		Temp. °C	LF µS/cm	pН	Ca <sup>2+</sup> mg/l	Mg <sup>2+</sup> mg/l	GH mmol/l	Alk mmol/l	NO3-N mg/l	PO <sub>4</sub> -P mg/l	SO4 mg/l
P1	X	7,8	257,1	8,3	43,7	9,0	1,5	2,6	0,9	0,02	7,7
	r	4-11	204-302	7,7-8,5	36-48	6-14	1,2-1,7	1,3-3,4	0,7-1,5	0-0,2	0,1-16,0
	n	29	29	27	26	26	26	23	24	25	11
P2	x	7,3	256,0	8,4	44,1	10,0	1,5	2,6	0,8	0,02	7,6
	r	5-11	231-281	±0,1	39-46	8-12	1,3-1,6	1,5-3,1	0,8-1,0	0-0,1	6,7-8,4
	n	13	13	13	9	9	9	10	8	11	2
P3	x	7,7	255,9	8,4	44,7	9,9	1,5	2,8	0,8	0,02	4,3
	F	5-11	232-283	±0,1	43-46	7-14	1,4-1,7	2,6-3,0	0,6-0,9	0-0,1	
	n	12	12	12	9	9	9	8	6	9	1
P4	x	7,3	250,9	8,0	42,1	10,1	1,5	2,5	0,9	0,03	9,1
	r	4-11	208-303	±0,1	37-51	8-16	1,3-1,7	1,3-3,0	0,6-1,2	0-0,3	5,6-11,7
	n	19	19	17	13	13	13	12	10	13	5
P5	x	6,6	197,4	8,0	34,4	6.3	1,1	2,0	0,8	0,03	5,2
	r	6-9	152-290	±0,1	26-41	3-14	0,8-1,6	0,9-3,0	0,5-1,4	0-0,3	0,1-10,9
	n	25	25	21	22	22	22	18	19	22	8
P6	x	6.7	208,8	8,1	35,6	7,1	1,2	2,1	0,8	0,01	6,1
	Г	5-10	154-283	±0,1	27-44	3-14	0,8-1,5	0,9-2,8	0,5-1,2	0-0,1	0,1-11,5
	n	31	31	27	25	25	26	22	23	27	9
QI	x	6,9	258,4	7,9	44,6	7,9	1,4	2,5	1,0	0,03	7,5
	r	6-9	190-316	±0,1	36-51	3-14	1.1-1.8	1,2-3,2	0,8-1,3	0-0,3	6,4-8,7
	n	21	21	21	20	20	21	16	16	18	3
Q2	x	6,2	187,8	7,9	33,7	4.7	1,0	1,9	0,8	0,02	5,2
1	r	6-7	138-225	±0,1	26-40	2-8	0,8-1,3	0,9-2,3	0,5-1,1	0-0,2	0,04-9,1
-	n	22	22	19	20	20	20	18	18	20	8

Tabelle 1: Mittelwerte (x) der wichtigsten physikalisch-chemischen Parameter über den untersuchten Zeitraum von Mai 1991 bis Dezember 1992 an den Probenstellen 1 bis 6 sowie den Quellen der beiden Bäche Hinterer Rettenbach und Fischbach. r = Spannweite, n = Probenunfang.

#### Temperatur

Die über den gesamten Untersuchungszeitraum gemittelten Temperaturwerte liegen im Fischbach um etwa 1°C höher als im Hinteren Rettenbach und erreichen auch Maximalwerte über 10°C. So liegen die durchschnittlichen Temperaturen an den Probenstellen 1 bis 4 zwischen 7,3°C und 7,8°C, jene von P5 und P6 bei 6,6°C bzw. 6,7°C. Die Quellen der zwei Bäche sind im Mittel erwartungsgemäß kühler als die jeweiligen Probenstellen im Verlauf der Bäche. Die Quelle des Fischbaches weist im Durchschnitt 6,9°C auf, die Temperatur kann aber während der Sommermonate aufgrund der geringen Schüttung bis auf 8,7°C ansteigen.



Abbildung 2: Ausgewählte physikalisch-chemische Parameter an den Untersuchungsstellen von Mai 1991 bis Dezember 1992. a) - f): Stellen P1 bis P6, g) und h): Quellen Q1 und Q2. k. A. = keine Angaben, n. n. = nicht nachweisbar.















Abbildung 2 c: Chemisch-physikalische Parameter an der Stelle P5 von Mai 1991 bis Dezember 1992. k. A. = keine Angaben, n. n. = nicht nachweisbar.







Abbildung 2 g: Chemisch-physikalische Parameter an der Quelle Q1 von Mai 1991 bis Dezember 1992. Die Quelle wurde in den Wintermonaten nicht mitbeprobt. k. A. = keine Angaben, n. n. = nicht nachweisbar.








**P1** 



Abbildung 4: Verlauf der Leitfähigkeit während des Untersuchungszeitraumes von Mai 1991 bis Dezember 1992 an den Stellen P1, P6 und Q2.

Allerdings können an allen Stellen beträchtliche Schwankungen beobachtet werden. Ende Mai 1992 wird zum Beispiel an der Stelle 1 ein Wert von nur 204  $\mu$ S/cm gemessen. Bis auf die P3 zeigen alle Stellen zumindest signifikante Abhängigkeiten von der mittleren Schüttung auf. Die beiden Quellen sowie die Stellen 1 und 6 erreichen hiebei höchst signifikante Beziehungen (Abb. 5).

#### pH

Die mittleren pH-Werte der einzelnen Stellen in den Bachverläufen ähneln einander mit 7,9 bis 8,4 weitgehend. Auch dieser Parameter ist im Zeitverlauf starken Schwankungen unterworfen, die an der Stelle 6 sogar eine Spannweite von 2 pH ausmachen. Das Maximum tritt hier Anfang September 1991 während einer extremen Niederwassersituation auf. Der niederste Wert wird während einer Hochwasserspitze Ende November 1992 verzeichnet.

# Calcium, Magnesium, Gesamthärte und Alkalinität

Die mittleren Calcium-Konzentrationen im Fischbach liegen zwischen 43 mg/l und 46 mg/l, die im Hinteren Rettenbach bei 34 mg/l bis 36 mg/l. Diese bereits an der Leitfähigkeit beobachteten Unterschiede zwischen den beiden Bächen drücken sich nochmals in der Gesamthärte mit 1,4 mmol/l bis 1,7 mmol/l (7,8°dH bis 9,5°dH) im Fischbach bzw.aus 1,0 mmol/l bis 1,2 mmol/l (5,6°dH bis 6,7°dH) im Hinteren Rettenbach aus. Auch die Variationen in den Calciumgehalten an den Probenstellen deckt sich weitgehend mit jenen der gemessenen elektrischen Leitfähigkeiten. Ebenso liegen die Magnesiumwerte des Hinteren Rettenbaches im Durchschnitt unter denen des Fischbaches. Dasgleiche gilt für das Säurebindungsvermögen (Alkalinität) und damit für die Karbonathärte. Die höchsten gemittelten Gehalte an bleibender Härte werden an der intermittierenden Stelle 4 beobachtet, die hier bei 0,2 mmol/l (1,2°dH) liegen. Das Verhältnis zwischen Calcium- und Magnesiumkonzentration ist im Fischbach mit 4,3 bis 5,1 niedriger als im Hinteren Rettenbach mit 5,6 bis 6,4. Interessant ist, daß die Quellen jeweils höhere Relativwerte zeigen als die Stellen im Verlauf der entsprechenden Bäche (Fischbach-Quelle: 6,6, Hintere Rettenbach-Quelle: 8,2).

# Natrium und Kalium

Natrium und Kalium wurden nur einmal innerhalb des Untersuchungszeitraumes, am 29. Mai 1992 an vier der acht Probenstellen bestimmt. Stelle 1 weist dabei einen Gehalt anNatrium von 0,31 mg/l, die Stelle 5 0,11 mg/l, die Stelle 6 0,12 mg/l und die Quelle des Hinteren Rettenbaches 0,1 mg/l auf. Die Konzentrationen von Kalium liegen an P1 bei 0,13 mg/l, an P5 bei 0,06 mg/l, an P6 bei 0,09 mg/l und an Q2 bei 0,04 mg/l.

#### Eisen

Auf den Eisengehalt der Wasserproben wurde an den Stellen 1, 5 und 6 sowie an den beiden Quellen jeweils zweimal getestet. An P1 und der Quelle des Hinteren Rettenbaches liegen dabei die Werte unter der Nachweisgrenze. Die restlichen untersuchten Stellen weisen jeweils als Maximalwerte 1µg/l auf.

# Stickstoff

Die durchschnittlichen Nitrat-Konzentrationen liegen durchwegs zwischen 0,8 mg/l und 0,97 mg/l (Tab.2). Nitrit kommt, wenn überhaupt, in vernachlässigbaren Konzentrationen vor, und das nur an den Stellen, die während der Sommerperiode teilweise oder gänzlich trocken fallen. Auch Ammonium ist in nur geringen Mengen nachweisbar. Eigentümlicherweise wurden die höchsten Konzentrationen an der Stelle 1 mit 0,52 mg/l nachgewiesen. Ansonsten reichen die mittleren Werte mit Ausnahme der Stelle 4 (0,12 mg/l) nicht über 0,09 mg/l. An den Stellen 1 und 5 treten die maximalen Stickstoffkonzentrationen Ende Februar und zu Herbstbeginn auf, zu Zeitpunkten also, an denen die Bäche nach längeren Trockenperioden aufgrund erhöhter Niederschläge wieder anschwellen (Abb. 6). Auch die Stickstoffgehalte der weniger oft beprobten Stellen P2, P3 und P4 weisen zu diesen Zeiten Spitzenwerte auf. Nur die Stelle 6 läßt einen derartigen Zusammenhang nicht erkennen.

	NO3-N	NO2-N	NH4-N
P1	0,95 (0,68-1,49)	0	0,09 (0-0,52)
P2	0,82 (0,76-1,00)	0	0,04 (0-0,12)
P3	0,80 (0,64-0,86)	0,001 (0-0,010)	0,02 (0-0,05)
P4	0,86 (0,64-1,21)	0,001 (0-0,006)	0,12 (0-0,48)
P5	0,85 (0,45-1,41)	0,001 (0-0,014)	0,08 (0-0,40)
P6	0,82 (0,54-1,23)	0	0,06 (0-0,29)
Q1	0,97 (0,75-1,34)	0	0,05 (0-0,14)
Q2	0,80 (0,45-1,11)	0	0,,07 (0-0,29)

Tabelle 2: Mittelwerte mit Minima und Maxima der Stickstoffkonzentrationen von NO3, NO2 und NH4 in mg/a an den acht Probenstellen.

# Phosphat

Ortho-Phophat ist durchschnittlich mit 0,01 mg/l bis 0,03 mg/l vertreten. Anfang Juni 1991 weisen beide Quellen erhöhte Konzentrationen auf. Die Mittelwerte der Konzentrationen an Gesamtphosphor liegt zwischen 0,01 mg/l und 0,08 mg/l, der Höchstwert bei 0,98 mg/l und wurde an der Probenstelle 5 Ende April 1992 nachgewiesen.

# Sulfat

Die mittleren Sulfatgehalte liegen zwischen 4 mg/l und 9 mg/l. Der höchste Wert tritt an der Stelle 1 mit 16 mg/l auf.

#### Absorptionskoeffizient

Der Absorptionskoeffizient bei 436 nm zur objektiven Erfassung der Färbung eines Gewässers liegt durchschnittlich zwischen 0,3 und 0,4. Lediglich die Quelle des Fischbaches weist mit 0,2 einen geringeren Mittelwert auf. Der als Maß für den Gehalt an organischen Stoffen bzw. allgemein aromatischen Verbindungen dienende Koeffizient im UV-Bereich bei 254 nm ergab durchschnittlich 5 bis 7, wobei auch hier die Fischbachquelle mit einem Wert von 4 unter den anderen Stellen zu liegen kommt.

# Gesamtionenkonzentration

Die Gesamtionen-Konzentrationen liegen im Fischbach zwischen 2,5 meg/l und 3,5 meg/l, im Rettenbach zwischen 1,5 meg/l und 1,6 meg/l. Abbildung 7 gibt Hinteren die Ionenzusammensetzung der Proben an den einzelnen Stellen zu den augewählten Probenterminen wieder. Lediglich an den Stellen P1, P5, P6 und Q2 wurden Natrium- und Kaliumgehalte bestimmt. Hier zeigt sich, daß unter den Kationen Calcium und Magnesium über 99% der nachgewiesenen Ionen ausmachen und die Konzentrationen der Alkalimetalle daher vernachlässigbar gering sind. An den selben Stellen dominieren unter den Anionen mit 95% bis 98% das Bikarbonat und Karbonat. Die Chloridionen, die selbst nicht bestimmt und nur zum Ladungsausgleich durch Differenzbildung aus den gesamten Kationen und Anionen herangezogen wurden, repräsentieren nur 1% bis 4% der Gesamtanionen und fallen daher wie Nitrat- und Sulfationen kaum ins Gewicht. An den Stellen an denen insgesamt weniger Parameter bestimmt wurden, sind die Ladungen der Kationen und Anionen beinahe ausgeglichen, nur an der Stelle 4 überwiegen die Kationen in hohem Maße.

Die Gesamtionenkonzentrationen, die nach den Formeln von DAVIS & DE WIEST (1967) bzw. LOGAN (1961) aus den Leitfähigkeitsdaten berechnet wurden, schwanken stark gegenüber jenen, die aus den Analysenwerten ermittelt wurden. Hier beträgt der relative Fehler bis zu 25%. Diese Methoden können daher nur als erste Grobschätzungen Verwendung finden.

# Kohlendioxid

Die Berechnungen zur Art des Vorkommens des gelösten  $CO_2$  zeigen, daß an den Stellen im Bachverlauf durchgehend um die 98% des gelösten Kohlendioxids in Form des Hydrogenkarbonats vorliegen, an den Quellen 96%. Im Fischbach entspricht das in absoluten Zahlen 2,3 mmol/l bis 2,8 mmol/l, im Hinteren Rettenbach 1,5 mmol/l bis 1,6 mmol/l. Die Konzentration an freiem  $CO_2$  im Wasser liegt an den Quellen mit 0,05 mmol/l bzw. 0,07 mmol/l etwas über den Werten an den übrigen Stellen (0,03 mmol/l bis 0,04 mmol/l). Der Gehalt an Karbonationen ist wie der des freien  $CO_2$  sehr gering, schwankt jedoch zwischen 0,003 mmol/l und 0,02 mmol/l.



Abbildung 6: Ganglinien der Gesamtstickstoffkonzentrationen an den Stellen P1, P5 und P6. Die eingezeichneten Pfeile zeigen das Ende von Trockenperioden an.





## Aggressivität der Wässer

Nach der TILLMANSschen Gleichung liegen die Gleichgewichtskonzentrationen an gelöstem CO<sub>2</sub> an den vier Stellen im Fischbach zwischen 1,9 mg/l und 3,6 mg/l., an denen im Hinteren Rettenbach bei 0,6 mg/l. P5, P6, Q1 und Q2 weisen jedoch um 0,8 mg/l bis 2,0 mg/l höhere Werte an freiem Kohlendioxid auf, als den Berechnungen zufolge zu erwarten wäre, d.h., daß an diesen Stellen das Wasser aufgrund seiner überschüssigen Kohlensäure ein erhöhtes Kalklösungsvermögen besitzt und demnach als aggressiv zu bezeichnen ist. Allerdings können diese Ergebnisse nach der Anwendung des LANGELIER-Index nicht bestätigt werden. Hier treten durchwegs positiveWerte auf, was auf eine CaCO<sub>3</sub>-Übersättigung hindeutet. Die selben Stellen, die nach TILLMANS kalkaggressives Wasser führen, unterscheiden sich in ihren berechneten und gemessenen pH-Werten in relativ geringem Ausmaß, sodaß man hier eine Gleichgewichtssituation annehmen kann.

## Faktorenextraktion

Die Faktorenanalyse führt die elf Parameter auf vier Faktoren zurück (Abb. 8). Die dabei erklärte Gesamtvarianz ist mit 86,4% recht hoch. Der erste Faktor mit einem Varianzerklärungsanteil von 40,6% beinhaltet die vorherrschenden Ionen, sowie die aus diesen resultierende Leitfähigkeit und mit geringerem Erklärungswert die Wassertemperatur. Der zweite Faktor (erklärte Varianz: 18,1%) enthält die Phosphorverbindungen, der dritte (16,7%) Nitrat und Sulfat. Der letzte Faktor (11,0%) resultiert aus dem pH und der Magnesiumkonzentration, doch besitzt letztere einen relativ geringen erklärenden Anteil. Die Faktorladungen in der rotierten Matrix sind mit fast durchwegs über 0,8 recht hoch, lediglich die Temperatur des Wassers und die Magnesiumkonzentration liegen bei 0,75 und 0,7.

#### Klassifizierung der Probenstellen

Eine auf den ausgewählten elf Parametern beruhende Clusteranalyse legt eine Zwei-Gruppen-Lösung nahe. Danach trennt sie die Stellen in hohem Maße nach ihrer Bachzugehörigkeit (Abb. 9a).



Abbildung 8: Graphische Darstellung der vier extrahierten Faktoren aus der Faktorenanalyse nach der Varimax-Rotation.



Abbidung 9: Dendrogramme zur Veranschaulichung der Ergebnisse der Cluster-Analyse. a) Verwendete Variablen: Wassertemperatur, Leitfähigkeit, pH, Calcium, Magnesium, Gesamthärte, Akalinität, Nitrat, Orthophosphat, Gesamtphosphat und Sulfat. b) wie bei a), jedoch ohne Leitfähigkeit.

c) Wassertemperatur, pH, Nitrat und Orthophosphat.

Hier sind sich P1 und P2 am ähnlichsten, gefolgt von den Gruppen P1-Q1, P1-P3, P1-P4 sowie P5-Q2 und P5-P6. Diese extreme Aufspaltung des Bachsystems wird durch das Weglassen der Leitfähigkeit aus der Berechnung etwas gedämpft, doch bleiben die zwei grundsätzlichen Gruppen erhalten (Abb. 9b). Werden für die Clusteranalyse lediglich solche Parameter verwendet, die sich aus der Faktorenanalyse ergeben, wobei hier neben Leitfähigkeit, pH, Nitrat und Orthophosphat auch die Wassertemperatur berücksichtigt wurde, gleicht das Ergebnis dem unter Einbeziehung aller elf Variablen. Nur durch Entfernen der Leitfähigkeit aus der Analyse, verschiebt sich die Ähnlichkeitsstruktur ein wenig (Abb. 9c).

## Diskussion

Das Temperaturregime des Bachsystems ist typisch für sommerkalte Gebirgsbäche niedriger Ordnung in den gemäßigten Breiten. Vor allem die ständig überströmten Bereiche geben deutlich die jahreszeitlichen Schwankungen wieder. Aus etlichen Untersuchungen sind Korrelationen zwischen Luft- und Wassertemperatur bekannt. So erhalten MACKEY & BERRIE (1991) in drei Fließgewässern eines Kalkgebietes in Südengland die gemeinsame Regressionsgleichung: y = 4,29 + 0.55 x mit Regressionskoeffizienten von 0.90 bis 0.99. Daß an den ständig überströmten Bereichen im Hinteren Rettenbach und Fischbach keine derartig hohen Koeffizienten erreicht wurden, sind mehrere Gründe verantwortlich: Die Probenstellen liegen nahe an den Quellen, die selbst ja relativ geringen Schwankungen im Jahresverlauf unterliegen. Da die Bäche großteils stark beschattet sind, erwärmt sich das Wasser auf dem Weg von der Quelle zu den Probenstellen kaum. Darüberhinaus ist ein Charakteristikum von Karstbächen, daß sie von großen Grundwasserkörpern begleitet werden (MACKEY & BERRIE, 1991). Diese dämpfen die Temperaturamplituden, indem sie in trockeneren Zeiten kühleres Wasser dem oberirdischen Gewässer zukommen lassen. An der Stelle 1 kann dennoch die Wasser- über die Lufttemperatur gut geschätzt werden. Dasgleiche gilt wahrscheinlich auch für P2, doch liegen hiefür zu wenig Meßwerte vor. Charakteristisch für das Bachsystem sind die unterschiedlichen Temperaturniveaus der beiden Quellen bzw. deren unterschiedliches Verhalten gegenüber den klimatischen Verhältnissen. Dies wird als Anzeichen für verschiedene hydrographische Einzugsgehiete gewertet (SCHWARZ, 1990, TOCKNER et al., 1991). Im allgemeinen sind die Quelltemperaturen von Karstgewässern umso ausgeglichener, je tiefer die Wasserbahnen in die phreatische Zone hinabreichen (BÖGLI, 1978). Demnach wird die Quelle des Hinteren Rettenbaches, deren im Vergleich kühleres Wasser kaum jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen ist, von tiefer gelegenen Grundwasserkörpern gespeist. Das Wasser der Fischbachquelle dürfte auf oberflächennahen Wegen zum Quellausrtitt gelangen und nur kurz im Untergrund verweilen, da es in hohem Maße den Lufttemperaturen folgt.

Die Annahme zweier hydrographischer Einzugsgebiete findet ihre Bestätigung in den unterschiedlichen Leitfähigkeitswerten der beiden Bäche. Während der Aquifer der Fischbachquelle vorwiegend aus Hauptdolomit besteht, tritt neben diesem im Grundwasserleiter der Q2 zusätzlich Wettersteinkalk auf (HASEKE, 1990). Diese Verschiedenheit offenbart sich sowohl in den relativen Anteilen der Ionenzusammensetzung als auch in deren Gesamtkonzentrationen. So macht sich der höhere Gehalt an Hauptdolomit im Fischbach durch geringere Werte im Calcium/Magnesium-Verhältnis bemerkbar, hingegen liegen die Leitfähigkeitswerte in Abhängigkeit vom Gesamtgehalt an Ionen hier deutlich höher als im Hinteren Rettenbach. Diese Ionenkonzentration wird unter den Kationen an beiden Bächen mit über 99% von Calcium und Magnesium bestimmt. Beide zusammen liefern eine Gesamthärte, die die Wässer nach BREHM & MEUERING (1990) als weich bis mittelhart typisieren läßt, wobei der Hintere Rettenbach deutlich weicheres Wasser führt. Die Lösungsprozesse von Calcium und Magnesium aus dem Gestein werden in ihrer Geschwindigkeit neben äußeren Faktoren, wie Temperatur, pH und Kohlendioxid, hauptsächlich von der Oberflächenkinetik bestimmt (VOIGT, 1990). An der Grenzfläche Gestein-Wasser erfolgt die Ionenwanderung lediglich durch Diffusion und bestimmt somit die Reaktionsgeschwindigkeit (BÖGLI, 1978). Bei längerer Verweildauer des Wassers im Untergrund stellt sich ein physikalisch-chemisches Gleichgewicht mit dem umgebenden Gestein ein. Bei einem Regenereignis werden nun gößere Wassermengen pro Zeiteinheit durch die Klüften und Spalten des Karstsystems hindurchgepreßt . Die beobachtete Verringerung der Leitfähigkeit bei stärkerer Schüttung ist daher oftmals nicht nur auf einen Verdünnungseffekt zurückzuführen, sondern auch auf ein vermindertes Lösungsvermögen von Ionen aus dem Gestein. Die Verweildauer des Wassers im Untergrund läßt sich daher aus der Zeit zwischen Beginn des Regenereignisses bis zur Verminderung der Leitfähigkeit des Wassers beim Quellaustritt gut abschätzen.

Entsprechend Kationen den unter den dominierenden Calciumund Magnesiumkonzentrationen ist das Bikarbonat das mit Abstand häufigste Anion. Die Zuordnung zu den Hydrogenkarbonatgewässern, wie bereits in TOCKNER et al. (1991) aus den pH-Werten geschlossen wurde, ist somit gerechtfertigt. Wie allgemein bekannt ist, ist die Bildung von Hydrogenkarbonat eine Folge des im Wasser gelösten CO<sub>2</sub>, das zur Kohlensäure hydratisiert ist. Als starke Säure ist letztere wiederum völlig in H<sup>+</sup> und HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> dissoziiert, wobei sich die H<sup>+</sup>-Ionen mit CO<sub>2</sub><sup>2-</sup>, das beim Herauslösen der Ca<sup>2+</sup>-Ionen aus dem Karbonatgestein frei wird, zu weiterem Hydrogenkarbonat verbinden. Die Lösung von Kalk ist daher in hohem Maße vom gelösten Kohlendioxid abhängig, das im Grundwasser durch die Anreicherung infolge der Tätigkeit der Bodenorganismen in erheblich größeren Konzentrationen vorliegt als an der Erdoberfläche (MATTHESS, 1973, BÖGLI 1978). So erstaunt es nicht, daß an den beiden Quellen überschüssige, aggressive Kohlensäure nachgewiesen werden konnte. Das Auffinden derartiger Kohlensäure an den Stellen P5 und P6 bekräftigt die Annahme weiterer Grundwasseraustritte in diesen Bereichen. Die Berechnung des Gleichgewichtszustandes über die pH-Werte nach LANGELIER liefert für diese vier Probenstellen abweichende Ergebnisse. Mögliche Erklärungen dafür sind folgende: Da die Differenzen zwischen gemessenen und berechneten pH-Werten hier wesentlich geringer sind als an den übrigen Stellen, liegen die Abweichungen möglicherweise in der Ungenauigkeit der Methode begründet. Die Berechnung selbst ist falsch, da eventuelle Auswirkungen von zusätzlichen Fremdionen nicht herücksichtigt werden konnten. Oder einige Meßergebnisse sind infolge von Funktionsstörungen des pH-Meters fehlerhaft, was aufgrund öfter auftretender Probleme mit dem Meßgerät denkbar wäre.

Die erhobenen pH-Werte entsprechen jedoch sicherlich den natürlichen Gegebenheiten. So weist auch dieser Parameter die beiden Bäche als voneinander unterschiedlich aus. Durch den hohen Kalkgehalt der Bäche liegen die pH-Werte der Quellen im schwach alkalischen Bereich und steigen vor allem im Fischbach durch die Abgabe überschüssiger Kohlensäure an die Luft noch weiter an (vgl. TOCKNER et al., 1991). Unter den vielen chemisch-physikalischen Parametern nimmt der pH in der Literatur über die Ökologie von Gewässern einen hohen Stellenwert ein, da er die Zusammensetzung und Abundanzen der Makroinvertebraten stark beeinflußt (FELDMAN & CONNOR, 1992). Der Großteil der Untersuchungen beinhaltet neutale his mittelsaure Fließgewässer mit geringen Kalkgehalten im Einzugsgebiet. Hier hat sich gezeigt, daß aufgrund der Auswaschung saurer Komponenten aus der Atmosphäre während Regenereignissen der pH-Wert der Fließgewässer stark absinken kann, was sich in einem Rückgang der Artenmannigfaltigkeit bemerkbar macht (SUTCLIFFE & CARRICK, 1973). Natürliches Niederschlagswasser besitzt einen pH-Wert von 5,3 bis 5,5, anthropogen vorbelastetes kann bis unter 3,7 absinken. Natürliche Fließgewässer sind in ihren typischen pH-Bereichen zwischen 7 und 8,5 relativ schlecht, gegen beide Enden der pH-Skala jedoch sehr gut abgepuffert (STUMM & MORGAN, 1981, SIGG & STUMM, 1991). Verantwortlich dafür ist das CO<sub>2</sub>-Hydrogenkarbonat-System, das naturgemäß in kalkreichen Gewässern gleich dem Fischbach und dem Hinteren Rettenbach kaum größere pH-Schwankungen zuläßt.

Hohe Sulfatgehalte haben ihren allochthonen Ursprung nicht nur in der Gesteinszusammensetzung der Einzugsgehiete, sondern gelangen auch über Niederschläge, die immer Spuren von Sulfaten aufweisen, ins Gewässer (BREHM & MEUERING, 1990). Saure Niederschläge können über Akkumulation des Sulfates im Ökosystem eine Versauerung des Einzugsgebietes von Fließgewässern zur Folge haben (HELVEY & KUNKLE, 1986). Diese Gefahr scheint im untersuchten Gewässersystem noch in keiner Weise gegeben zu sein. Die höchsten gemessenen Werte liegen mit 16 mg/l weit unter den bedenklichen Immissionsgrenzwerten von 100 mg/l gemäß den Immissionsbegrenzungen für Salmonidengewässer des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft.

Die relativ geringen mittleren Nährstoffkonzentrationen weisen auf ein recht unbeeinflußtes Gewässersystem hin. Die über den untersuchten Zeitraum gemittelten Werte an Nitrit, Ammonium und Orthophosphat lassen nach KLEE (1991) eine Einordnung der Bäche in die Güteklasse I zu. Die höchste Nitrit-Konzentration mit 0,014 mg/l an der Stelle 5 gereicht immer noch für die Gütestufe I-II. Nach chemischen Gesichtspunkten dürften die Wässer der beiden Bäche den Trinkwasseranforderungen genügen und daher wichtigen Reinwasserreserven zuzurechnen sein.

Maximale Stickstoffkonzentrationen treten an fast allen Stellen in der Folge erhöhter Niederschläge nach Trockenperioden auf. Durch die verstärkte Schüttung wird vermehrt organisches Material des Umlandes bzw. der Bettsedimente moblisiert. Diese natürliche Eutrophierung ist, zum Beispiel, an dem extrem hohen Ammoniumwert Ende Februar 1992 an P1 beohachtbar. An der Stelle 6 ist dieser Effekt durch Transport und dem bereits fortgeschrittenen Abbau des Materials nicht bemerkbar. An den meisten beprobten Stellen befinden sich die Gipfel in den Phosphatkonzentrationen im Frühjahr während der Schneeschmelze. Aufgrund des erhöhten Adsorptionsvermögens durch seine Porosität und seine große aktive Oberfläche kann getauter Altschnee oft erhebliche Stofffrachten in aquatische Ökosysteme einbringen (VOIGT, 1990).

Die große Zahl der untersuchten chemischen und physikalischen Parameter konnte erfolgreich auf vier Faktoren reduziert werden. Der erste Faktor wird am besten von der Leitfähigkeit repräsentiert und beinhaltet die überwiegenden Ionen Calcium, Hydrogenkarbonat und Gesamthärte. Die Miteinbeziehung der Wassertemperatur in diese Gruppe ist möglicherweise daraufzurückzuführen, daß in Zeiten geringerer Schüttung die Leitfähigkeit sinkt, während die Temperatur ansteigt und somit eine scheinbare Beziehung zwischen diesen beiden Parametern entsteht Daher wird die empfohlen, Wassertemperatur als wesentlichen entwicklungssteuernden Mechanismus auf jeden Fall gesondert zu betrachten. Die Nährstoffe Nitrat, Sulfat und Phosphat dürften die zwei weiteren Faktoren aufgrund ihrer starken Variationen und keiner ersichtlichen Beziehung zu anderen Variablen bedingen. Aus denselben Gründen sind wahrscheinlich auch der pH zusammen mit Magnesium als weiterer Faktor ausgewiesen. Daraus folgt in Zusammenhang mit den Ergebnissen der Clusteranalyse, daß der bestimmende Faktor zur Beschreibung der Natur des Gewässersystems jener um die Leitfähigkeit und damit der Gesamtionenkonzentration ist.

Intermittierende Stellen unterliegen in ihren chemisch-physikalischen Bedingungen höheren Schwankungen als ständig überströmte Bereiche in einem Fließgewässer (WILLIAMS & HYNES, 1976, BOULTON & SUTER,1986). Dies ist wahrscheinlich auch auf die hier untersuchten Stellen P3, P4 und P5 zutreffend. Zusätzlich dürften auch Grundwasserzutritte die Lebensgemeinschaften in diesen Bereichen beeinflussen. So besitzen die nach der Versickerung des Baches übriggebliebenen Pools deutlich kühleres Wasser als die zur gleichen Zeit Oberflächenwasser führenden Stellen.

#### DANKSAGUNG

Mein besonderer Dank gilt Herrn Mag. Siegfried Angerer und Fr. Lotte Gärtner, die die unzähligen chemischen Analysen mit höchster Sorgfalt durchführten, sowie dem Verein Nationalpark-Kalkalpen für die Bereitstellung der Infrastruktur zur Durchführung der Analysen.

#### LITERATUR

BOGLI, A. (1978). Karsthydrographie und physische Spelaeologie. Springer-Verlag, Berlin. 250 pp.

- BOULTON, A.J. & P.J. SUTER (1986). Ecology of temporary streams an Australian perspective. In: P. de Decker & W.D. Williams (eds.). Limnology in Australia. Monographiae Biologicae 61, 313 - 327.
- BREHM, J. & M.P.D. MEIJERING (1990). Fließgewässerkunde Einführung in die Limnologie der Quellen. Bäche und Flüsse. Quelle und Meyer, Heidelberg - Wiesbaden, 295 pp.

CUMMINS, K.W. (1974). Structure and function of stream ecosystems. Bio Science 24 (11), 631 - 641.

DAVIS, S.N. & R.J.M. DE WIEST (1967). Hydrogeology. New York-London-Sydney (Wiley), 463 pp.

- FELDMANN, R.S. & E.F. CONNOR (1992). The relationship between pH und community structure of invertebrates in streams of the Shenandoah National Park, Virginia, U.S.A. Freshwater Biology 27, 261 - 276.
- GURTZ, M.E., R. MARZOLF, K.T. KILLINGBECK, D.L. SMITH & J.V. MCARTHUR (1988). Hydrologic and riparian influences on the import and storage of coarse particulate organic matter in a Prairie stream. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 45, 655 - 665.
- HASEKE, H. (1990). Hydrologie und Karstmorphologie des Sengsengebirges. Jahresberichte 1990, Verein Nationalpark Kalkalpen. Eigenverlag, Kirchdorf.
- HELVEY, J.D. & S.H. KUNKLE (1986). Input-output budgets of selected nutrients on an experimental watershed near Parsons, West Virginia. Northeastern Forest Experiment Station, United States Department of Agriculture, Research Paper NE-584, 7 pp.
- HILDREW, A.G. & C.R. COLIN (1987). Organization in freshwater benthic communities. In: J.H.R. GEE & P.S. GILLER (eds.). Organization of communities. Blackwell Scientific Publication, Oxford-London-Edinburgh-Boston-Palo-Alto-Melbourne, 347 371.
- HUTTER, L.A. (1990). Wasser und Wasseruntersuchung. Salle+Sauerländer, 493 pp.
- KLEE, O. (1991). Angewandte Hydrobiologie: Trinkwasser Abwasser Gewässerschutz. Thieme-Verlag, Stuttgart-New York, 272 pp.
- LANGELIER, W.F. (1936). The analytical control of anti-corrosion water treatment. J. amer. Water Works Assoc. 28, 1500 - 1521.
- LEICHTFRIED, M. (1986). Räumliche und zeitliche Verteilung der partikulären organischen Substanz (POM particulate organic matter) in einem Gebirgsbachals Energiebasis der Biozönose. Dissertation an der Formal- und Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Wien, 191 pp.
- LOGAN, J. (1961). Estimation of electrical conductivity from chemical analysis of natural waters. J. geophys. Res. 66, 2479 - 1483.
- MACKERETH, F.J.H., J. HERON & J.F. TALLING (1989). Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, Scientific Publication 36, 120 pp.

- MACKEY, A.P. & A.D. BERRIE (1991). The prediction of water temperatures in chalk streams from air temeratures. Hydrobiologia 210, 183 - 189.
- MATTHESS, G. (1973). Die Beschaffenheit des Grundwassers. Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd. 2. Gebrüder Borntraeger, Berlin - Stuttgart, 324 pp.
- MERRITT, R.W., K.W. CUMMINS & T.M. BURTON (1984). The role of aquatic insects in the processing and cycling of nutrients. In: V.H. RESH & D.M. ROSENBERG (eds.). The ecology of aquatic insects. Praeger Publishers, New York, 134 - 163.
- MEYER, E., J. SCHWOERBEL & G.C. TILLMANNS (1990). Physikalische, chemische und hydrographische Untersuchungen eines Mittelgebirgsbaches: Ein Beitrag zur Typisierung kleiner Fließgewässer. Aquatic Sciences 52(3), 236 - 255.
- SCHWARZ, C. (1990). Einfluß von Vegetations- und Bodenzustand auf das Karstwasser und seine Nutzung im Sengsengebirge. Verein Nationalpark Kalkalpen. Eigenverlag, Kirchdorf. 84 pp.
- SIGG, L. & W. STUMM (1991). Aquatische Chemie. Eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und in die Chemie natürlicher Gewässer. Verlag der Fachvereine, Zürich, 388 pp.
- SPEAKER, R., K. MOORE & S. GREGORY (1984). Analysis of the process of retention of organic matter in stream ecosystems. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22, 1835 - 1841.
- STROHECKER, R. (1936). Ein neuer Weg zur Ermittlung der Angriffslust (Aggressivität) von Wässern. Z analyt. Chemie, 321 - 328.
- STUMM, W. & J.J. MORGAN (1981). Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. John Wiley & Sons, New York-Chichester-Brisbane-Toronto-Singapore, 780 pp.
- SUTCLIFFE, D.W. & T.R. CARRICK (1973). Studies on mountain streams in the English Lake District. I. ph, calcium and the distribution of invertebrates in the River Duddon. Freshwater Biology 3, 437 - 462.
- SWEENEY, B.W. (1984). Factors influencing life-history patterns of aquatic insects. In: V.H. RESH & D.M. ROSENBERG (eds.). The ecology of aquatic insects. Praeger Publishers, New York, 56 - 100.
- TILLMANS, J. & O. HEUBLEIN (1912). Über die kohlensauren Kalk angreifende Kohlensäure der natürlichen Wässer. Gesundh.-Ing. 35, 669 - 677.
- TOCKNER, K., C. FESL & H. WEILGUNI (1992). Limnologische Studie "Hinterer Rettenbach". Zur ökologischen Stabilität von Reinwasserreserven. Konzeption und Ausarbeitung einer interdisziplinären Langzeitstudie zur Dokumentation und Prognose ausgewählter Umweltparameter im Ökosystem "Hinterer Rettenbach". Verein Nationalpark Kalkalpen. Eigenverlag, Kirchdorf, 187 pp.
- TOWNSEND, C.R., A.G. HILDREW & J. FRANCIS (1983). Community structure in some southern English streams: the influence of physicochemical factors. Freshwater Biology 13, 521 - 544.
- TRIMMEL, H. (1965). Speläologisches Fachwörterbuch (Fachbuch der Karst- und Höhlenkunde). Landesverein für Höhlenkunde in Wien und Niederösterreich, 109 pp.

- VERVIER, P. (1990). Hydrochemical characterization of the water dynamics of a karstic system. Journal of Hydrology 121, 103 - 117.
- VOIGT, H.-J. (1990). Hydrogeochemie. Eine Einführung in die Beschaffenheitsentwicklung des Grundwassers. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York-London-Paris-Tokyo-Hong Kong, 310 pp.
- WETZEL, R.G. (1983). Limnology. Saunders College Publishing, Philadelphia-Fort Worth-Chicago- San Francisco-Montreal-Toronto-London-Sydney-Tokyo, 767 pp.
- WILLIAMS, D.D. & H.B.N. HYNES (1976). The ecology of temporary streams. I. The fauna of two Canadian streams. Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. 61, 761 - 787.

Adresse des Autors: Jagdgasse 9/1, A-1100 Wien

# Verteilung und Dynamik des partikulären organischen Materials (POM) im Hinteren Rettenbach und im Fischbach

Herbert WEILGUNI & Klement TOCKNER

# ABSTRACT

Distribution and dynamics of benthic particulate organic matter (BPOM) has been investigated for one and a half year in the mountain brook "Hinterer Rettenbach" (Upper Austria) in a karstic catchment area. Amounts of BPOM are highly variable in time and space. Concentrations and size of BPOM in the upper parts of the sediments are highly dependent on input of riparian vegetation and hydrologic regime. Differences between intermittent and perennial reaches are shown.

Key words: benthic particulate organic matter, BPOM, vertical distribution, drift, size fractions, intermittent reaches

#### ř.

#### 1. Einleitung und Zielsetzung

Hinsichtlich ihres Energie- und Materieflusses sind Fließgewässer im thermodynamischen Sinn als offen zu bezeichnen. Für Bäche niedriger Ordnung (sensu STRAHLER, 1957) ist in den temperaten Zonen hierbei der allochthone Eintrag aus der terrestrischen Umgebung die wesentliche energetische Ressource. Diese Gewässer sind somit überwiegend heterotroph (FISHER & LIKENS, 1973; VANNOTE et al., 1980). Mit zunehmender Längsentwicklung werden gewässerinterne Prozeße (z.B. autotrophe Primärproduktion), zu denen im weitesten Sinne auch die Beeinflussungen von flußaufwärts liegenden Abschnitten zählen, verstärkt wirksam.

In kleinen Bächen wie den hier untersuchten Gewässern spielt aber der Uferbereich als Transgressionszone zwischen terrestrischen und aquatischen Ökosystemen eine maßgebliche Rolle hinsichtlich der Qualität und Quantität des Energieeintrags, der Retentionskapazität und als Refugialbereich (z.B. RISSER, 1990). Der unmittelbare Eintrag des partikulären organischen Materials (POM) erfolgt im allgemeinen auf drei verschiedenen Wegen:

- Herbstlicher Laubfall und Windverdriftung (aeolischer Eintrag)
- Ufererosion durch das Gewässer
- Uferablauf ("runoff") bei Regen- und Ablationsereignissen.

Danach übernimmt die Strömung einerseits die räumliche Verteilung des Materials in drei Dimensionen und andererseits die physikalische Umwandlung, wie etwa Zerkleinerung des eingehrachten grohen Materials (CPOM nach CUMMINS, 1974). Neben der mechanischen ist der biogene Ab- und Umbau durch benthische Mikrozönosen und Evertebraten von hervorragender Bedeutung.

In dieser Arbeit wird vor allem auf die räumliche Verteilung, Qualität und zeitliche Dynamik des benthischen partikulären organischen Materials (BPOM) eingegangen. Die hydrologischen und saisonalen Muster werden besonders berücksichtigt. Im Herbst 1992 sind zusätzlich Untersuchungen zum Transport der partikulären organischen Substanzen durchgeführt worden. Separate Aufsammlungen von CPOM in intermittierenden Abschnitten während der Trockenperioden sind gleichfalls erfolgt. Es werden die unterschiedlichen Größenfraktionen von BPOM gesondert betrachtet.

# 2. Material und Methode

2.1. Freeze-Core - Probennahme

Eine detaillierte Schilderung des Probenvorganges findet sich in BRETSCHKO & KLEMENS (1986). Den Stellen P1, P2, P4 im Fischbach bzw. P5 und P6 im Hinteren Rettenbach werden im November jeweils fünf bis sieben Cores entnommen (vgl. TOCKNER et al., 1992). Vor der Probenentnahme wird der Corer von einem NEILL-Sampler mit 0.3 m<sup>2</sup> Grundfläche und 0.1 mm Maschenweite umgeben. Die Teilung der einzelnen Cores erfolgt in die Tiefenstufen 0-10, 10-20, 20-30 und 30 bis maximal 50 cm. Die Biocores werden nach Fixierung mit etwa vierprozentigem Formaldehyd für die biotischen Parameter verwendet.

## 2.1.1. Total organic carbon (TOC) und total nitrogen (TN)

Den Biocores werden Subsamples entnommen und diese auf ihren Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) und Stickstoff (TN) analysiert. Für die Bestimmung wird die nur die Kornfraktion ≤1.0 mm herangezogen, da diese Fraktion für das organische Material am wichtigsten ist (LEICHTFRIED, 1986). Die genauen Analyseschritte sind bei BRETSCHKO & LEICHTFRIED (1987) beschrieben. TOC (Total organic carbon) wird mittels eines LECO LOW CARBON ANALYZER über Leitfähigkeit und TN (Total nitrogen) nach entsprechender Aufbereitung kolometrisch bei 690 nm bestimmt. Der in den Sedimentkörnern enthaltene Anteil anorganischen Stickstoffes wird nicht gemessen, wodurch als Größe nur der Gesamtstickstoff-Gehalt vorliegt. Die Analysen von LEICHTFRIED (op.cit.) zeigen jedoch, daß der Anteil an anorganischem Stickstoff in der untersuchten Korngröße ≤1.0 mm prozentuell eine geringe Rolle spielt.

Aus den Konzentration TOC und TN wird eine dimensionslose Verhältnis-Zahl gebildet, die die Nahrungsqualität angeben soll - die Grenzmarke zur Unterscheidung von guter und schlechter energetischer Qualität liegt hei einem empirischen Wert von etwa 15 (z.B. HYNES & KAUSHIK, 1969; HYNE, 1978).

#### 2.1.2. Benthic particulate organic matter (BPOM)

Der Anteil an partikulären organischem Material (>0.1mm) wird für jede Tiefenstufe der Biocores, nachdem die Tiere entfernt worden sind, bestimmt. Eine Maschenweite von 0.1 mm bedingt organisches Material der Fraktionen SPOM (Small particulate organic matter, 0.1 bis 1.0 mm) und CPOM (Coarse particulate organic matter, größer als 1.0 mm) (sensu MOSER, 1992), werden jedoch hier nicht getrennt. Bei circa 60°C wird das organische Material bis zur Gewichtskonzentration getrocknet, gewogen und auf 1.0 m<sup>2</sup> bezogen.

## 2.2. Kontinuierliches Sammelprogramm

Die Besammlung beginnt am 02.05.1991 und endet vorläufig am 21.12.1992. Die Beprohung wird im vierzehntägigen Rhythmus durchgeführt, mit Ausnahme der Winterzeit, wo diese monatlich vorgenommen wird (vgl. Tabelle 1). Der Herbst 1992 wird wegen des Hochwasser-Ereignisses intensiver beprobt.

Tabelle 1: Probenprogramm im Untersuchungszeitraum. Qi Quelle 1,2, Pi Probenstelle; t trocken, +/stehen für Beprobung an der Probenstelle; W Witterung, b bedeckt, r Regen, s Schnee, S Sonne.

Termin	Q1	P1	P2	P3	P4	P5	P6	Q2	W
020591	+	+	+	+	+	+	+	+	п
190591	+	+	+	+	+	+	+	+	TS
040691	+	+	+	+	+	+	+	+	п
190691	+	+	+	+	+	+	+	+	hb
050791	+	+	+	+	+	+	+		bS
230791	+	+	-	-	-	+	+	+	S
070891	+	+	-	t	t	+	+	+	S
220891	+	+	-	L	t	+	+	+	b
060991	+	+	-	t	L	t	+	+	b
200991	+	+	-	ι	L	+	+	+	S
211091	+	+	-	t	ι	τ	+	-	rs
161191	-	+	+		+	+	+	-	ГS
211291	-	+	-	-		+	+		s
280192		+	-	t	ι	+	+	+	b
250292	-	+	-	t	-	+	+	+	b
220392	-	+	-	-	+	+	+	-	S
300492		+		-	+	+	+	+	r
140592	+	+	-	-	+	+	+	+	S
290592	?	+	-	t	t	+	+	+	kA
130692	+	+	-	+	-		+	+	kA
300692	+	+	+	t	L	+	+	-	kA
150792	+	+	-	+	+	+	+		bS
300792	+	+	-	L	t	+	+	+	S
170892	+	+	-	t	t	+	+	+	kA
020992	+	+	-	t	t	+	+	+	kA
011092	+	+	-	+	+	+	+	+	kA
151092	?	-	-	ι	L		+	-	kA
221092	-	-	+	+	+	-	+	-	kA
231092	-	-	+	+	-	-	-	-	kA
021192	+	+	-		-	-	+	+	kA
181192	+	-	+	+	+	-	+	+	п
261192	+	-	+	+	+	-	+	+	п
031292	-	•	+	+	+	-	-	-	r
050193	-	-	+		-	-	-	-	kA

## 2.2.1. Benthic particulate organic matter (BPOM)

Die Probenstellen 1 bis 6 werden mittels eines modifizierten Neill-Samplers mit einer Sammelfläche von  $0.05 \text{ m}^2$  beprobt. Die Maschenweite des Fangbehälters beträgt 0.1 mm. Die Proben werden noch im Freiland in vierprozentigem Formaldehyd fixiert.

Im Labor werden die benthischen Organismen mittels Stereolupe aussortiert. Das verbleibende organische Material größer als 0.1 mm wird bei 60°C bis zur Gewichtskonstanz, Dauer 24 Stunden, getrocknet - das Trockengewicht. Ah dem Dezembertermin wird das BPOM zusätzlich mit einem Sieb der Maschenweite 1.0 mm in die Fraktionen SPOM (Small particulate organic matter, >0.1 bis 1.0 mm) und CPOM (Coarse particulate organic matter, größer als 1.0 mm) aufgetrennt und beschrieben. Das organische Material wird ab dem Dezembertermin nach dem Trocknungsverfahren in einem Muffelofen bei einer Temperatur von 490°C über den Zeitraum von viereinhalb Stunden verascht. Gemuffelte Alufolien als Nullproben zeigen nur geringfügige (weniger als 0.1%), Gewichtsveränderung, daher wird kein Faktor miteinbezogen. Zwischen den einzelnen Operationen wird das organische Material zur Abkühlung, um eine Gewichtszunahme durch die Luftfeuchtigkeit zu vermeiden, in den Exsikkator gegeben. Aus der gravimetrischen Bestimmung des Gewichtsverlustes wird das aschfreie Trockengewicht errechnet und auf eine Fläche von 1.0 m<sup>2</sup> standardisiert (AFDM in g/m<sup>2</sup>; ash free dry matter). Ab Juni 1992 wird das organische Material zusätzlich in die Fraktionen Holz (>5 mm), Blatt (>5 mm), CPOM (>1 bis 5 mm) und SPOM (>0.1 bis 1 mm) aufgetrennt. Auch hier werden von jeder Einzelfraktion Trockengewicht und AFDM bestimmt (Tabelle 2).

Tabelle 2: Durchschnittlicher Prozentanteil des Glühverlustes vom Trockengewicht. n analysierte Probenzahl.

Fraktion	%	n
Holz	81.11	19
Blatt	84.50	68
CPOM	60.82	130
SPOM	23.03	130

Für die Betrachtungen ergeben sich daher drei Zeiträume mit unterschiedlichen Gewichtungen, wobei der letztere für spezielle, insbesondere qualitative, Betrachtungen herangezogen wird:

\* Mai 1991 bis November 1991 mit ausschließlich Trockengewichtsangaben für Gesamtgehalt an organischem Material,

\* Dezember 1991 bis Mai 1992 Trockengewicht für die Fraktionen SPOM und CPOM+Blatt zusätzlich mit AFDM

\* Juni 1992 bis Jänner 1993 Trockengewicht und AFDM für die Fraktionen SPOM, CPOM, Blatt, Holz.

2.2.2. Schwebstoffe

Zu allen Sammelterminen werden den Probenstellen zur Bestimmung der Schwebstoffkonzentrationen jeweils ein Liter Oberflächenwasser entnommen. Dieses Wasser wird durch WHATMAN-Glasfiber-Filter mit einem Porenvolumen 0.45 µm filtriert und der Filterrückstand gravimetrisch bestimmt. Eine Trennung in eine organische und eine anorganische Komponente wird nicht vorgenommen.

2.3. Datenanalyse

2.3.1. Deskriptive Methoden und Verteilungen

Für sämtliche Datensätze werden deskriptive Methoden verwendet, um einen ersten Aufschluß über die Verteilung - z.B. mittels Krümmung (Kurtosis) oder Häufigkeitsdiagrammen - zu erhalten. Geprüft auf Normalverteilung wird, auch wenn Transformationen bereits gebräuchlich sind, mittels "Probability-plot" und dem KOLMOGOROFF-SMIRNOV-Anpassungstest (z.B. HARTUNG, 1991). Vorgenommene Datentransformationen sind aus dem Ergebnisteil ersichtlich.

## 2.3.2. Zusammenhangsanalysen und Prüfverfahren

Vorausgehende Korrelationsanalysen weisen mögliche Zusammenhänge zwischen zwei Datenreihen aus. Je nach Art der Merkmalsausprägung wird die Spearman-Rangkorrelation bzw. die Pearson'sche Produktmoment-Korrelation verwendet. Die Korrelationsfaktoren werden mit der Wahrscheinlichkeit, mit der sie verschieden von Null sind, angegeben. Muß ein Einfluß einer dritten Variablen z vermutet werden, werden die Korrelationen bereinigt (TIMISCHL, 1990):

(1)  $rxy/z = (rxy - rxz * ryz) / [(1 - r2xz) * (1 - r2yz)] ^ 0.5$ 

Für Zweistichproben-Probleme werden je nach Verteilung der t-Test nach STUDENT bzw. der U-Test nach MANN & WHITNEY verwendet. Bei Mehrstichprobenproblemen gelangt, wenn keine Varianzhomogenität gegeben ist, der parameterfreie Test nach KRUSKAL-WALLIS zur Anwendung.

Zur verbalen Umschreibung der Korrelationskoeffizienten wird die Diktion aus ZÖFEL (1988) übernommen, wo ein Koeffizient zwischen 0 und 0.2 als sehr gering, zwischen 0.2 und 0.5 als gering, zwischen 0.5 und 0.7 als mittel, zwischen 0.7 und 0.9 als hoch und darüber als sehr hoch korreliert bezeichnet wird. Bei einer vorgegebenen Irrtumswahrscheinlichkeit  $\alpha = 0.5$  wird bei p $\geq$ 0.5 das Ergebnis als nicht signifikant (Symbol: o), bei 0.1 $\leq$ p<0,5 als signifikant (\*), 0.01 $\leq$ p<0.1 hoch signifikant (\*\*) und p<0.01 als höchst signifikant (\*\*\*) eingestuft.

#### 2.3.3. Multivariate Verfahren

Zur Charakterisierung und Abgrenzung der einzelnen Probenstellen anhand biotischer bzw. abiotischer Parameter wird eine Diskriminanzanalyse verwendet. Hier müssen die Ausgangsvariablen nicht normalverteilt sein, erst die Diskriminanz-Werte. Aus der Summe der Produkte der standardisierten Diskriminanzkoeffizienten mit den EIGEN-Wert-Anteilen werden die Variablen mit geringster bzw. größter diskriminatorischen Wirkung, i.e. ihre Bedeutung bei der Herausarbeitung der Gruppenunterschiede, errechnet (BACKHAUS et al., op.cit.). Zur Bestimmung wirkender übergeordneter Faktoren bzw. zur Merkmalsreduktion wird eine Faktorenanalyse verwendet. Über das KAISER-Kriterium (EIGEN-Wert >1) werden die relevanten Faktoren extrahiert (BACKHAUS et al., op.cit.). Für die Rotation der Hauptachsen wird die VARIMAX-Methode verwendet.

## 3. Ergebnisse

#### 3.1. Tiefenverteilung

#### 3.1.1. BPOM

In der Tabelle 3 werden einander die BPOM-Konzentrationen der einzelnen Betrachtungseinheiten gegenübergestellt. Auffällig sind die geringen Konzentrationen an P4 und P5 bzw. die im Mittel ausgewiesene Zunahme ab der zweiten Tiefenstufen. In den ersten zehn Zentimetern überwiegen deutlich die groben, noch unbeeinträchtigten Fraktionen wie Nadeln und Blätter.

Label	xa	std	xg	n
P1	0.417	0.255	0.346	15
P2	0.445	0.452	0.433	12
P4	0.118	0.087	0.093	9
P5	0.198	0.182	0.148	20
P6	0.304	0.205	0.254	14
00-10	0.287	0.223	0.210	19
10-20	0.215	0.138	0.172	19
20-30	0.346	0.355	0.236	17
30-40	0.478	0.397	0.319	15
P1P2P4	0.399	0.353	0.269	36
P5P6	0.242	0.196	0.185	34
P1P2P6	0.429	0.325	0.332	41
P4P5	0.173	0.161	0.128	29
P1-P6	0.323	0.297	0.224	70

Tabelle 3: POM-Konzentrationen ( $gTG*dm^{-3}$ ) der Probenstellen Pi und -gruppen bzw. der einzelnen Tiefenstufen (Tiefe in cm).

Die einzelnen Probenstellen unterscheiden sich nach dem KRUSKAL-WALLIS-Test höchst signifikant (p<0.001) voneinander. In Tabelle 4 sind die Ergebnisse des paarweisen Testes nach MANN & WHITNEY ausgewiesen. Es zeigt sich, daß sich die gepoolten Probenstellen des Fischbaches nicht signifikant von jenen des Hinteren Rettenbaches unterscheiden, wohl aber die Gruppe P1P2P6 von der Gruppe P4P5 höchst signifikant (p<0.001).

Der KRUSKAL-WALLIS-Test ergibt für die Tiefenstufen über alle Probenstellen keinen signifikanten Unterschied ( $p \ge 0.05$ ). Auch für Probengruppen wie P1P2P4, P5P6, P1P2P6 bzw. P4P5 können keine signikanten Unterschiede in den Tiefenstufen festgestellt werden, obwohl der Verlauf des arithmetischen Mittels jeweils das gleiche Muster wie bei dem gepoolten Datenmaterial, also Zunahme zur Tiefe hin, zeigt (Tab.4).

Statistisch können keine signifikanten Beziehungen zu den Quartilen, den Sortierungskoeffizienten oder der Schiefe, bzw. zu TOC, TN und C/N gezeigt werden.

Tabelle 4: Signifikanzniveaus der paarweisen Auswertung nach dem Test von MANN & WHITNEY. o nicht signifikant ( $p \ge 0.05$ ), \* signifikant (p < 0.05), \*\* hoch signifikant (p < 0.01), \*\*\* höchst signifikant (p < 0.001).

P2	P4	P5	P6	
0	***	**	0	P1
	***	**	0	P2
		0	**	P4
			*	P5

## 3.1.2. TOC, TN und C/N

Die Tiefenverteilung der Nährstoff-Parameter zeigt weder ein einheitliches Muster noch Trends; die Streuungen sind enorm und machen z.T. mehr als 200% des arithmetischen Mittelwertes aus (Tabelle 5). Es gibt keine signifikanten Unterschiede, ein Poolen über die Probenstellen ist möglich. Tabelle 5: Mittlere Konzentrationen (mg/g Sediment  $\leq 1$  mm) der Nährstoff-Parameter TOC und TN und das Verhältnis C/N  $\pm$  Standardabweichung. Px Probenstelle x, d Tiefenstufe, n Stichprobenzahl.

Px	d	TOC	TN	CN	n
P1-P6	1	$3.18 \pm 2.10$	$0.76 \pm 0.66$	12.99 ±16.35	19
	2	6.09 ±13.71	$1.05 \pm 1.51$	$8.31 \pm 8.97$	19
	3	$2.36 \pm 1.24$	$0.84 \pm 0.67$	9.28 ±13.62	19
P1P2P4	1	$2.61 \pm 1.71$	$0.23 \pm 0.18$	$22.10 \pm 18.40$	10
	2	$2.84 \pm 1.45$	$0.36 \pm 0.28$	12.86 ±10.35	10
	3	$2.40 \pm 1.54$	$0.34 \pm 0.25$	$16.13 \pm 16.16$	10
P5P6	1	$3.82 \pm 2.40$	$1.35 \pm 0.45$	$2.87 \pm 1.28$	9
	2	9.70 ±19.82	$1.82 \pm 1.95$	$3.25 \pm 2.38$	9
	3	$2.32\pm0.87$	$1.40\pm0.51$	$1.67 \pm 0.31$	9
P1P2P6	1	4.11 ± 2.34	$0.73 \pm 0.67$	13.99 ±16.22	11
	2	8.68 ±17.89	$1.17 \pm 2.00$	$11.15 \pm 10.20$	11
	3	$2.36 \pm 1.26$	$0.87 \pm 0.84$	$10.51 \pm 14.61$	11
P4P5	1	$1.91 \pm 0.52$	$0.80 \pm 0.69$	$11.62 \pm 17.53$	8
	2	$2.52 \pm 0.99$	$0.89 \pm 0.31$	$4.40 \pm 5.28$	8
	3	$2.36 \pm 1.28$	$0.80 \pm 0.35$	$7.59 \pm 12.90$	8

Die Tabelle 6 gibt Auskunft über die durchschnittlichen TOC-TN-Konzentrationen und das Verhältnis TOC/TN (C/N) pro Probenstelle. Augenfällig sind die großen Streuungen um das arithmetische Mittel.

Tabelle 6: Nährstoffe und deren Qualität für die Probenstellen. Arithmetisches Mittel  $\pm$  Standardabweichung für TOC, TN (Einheit jeweils mg/g Sediment  $\leq 1$  mm) und C/N; Px Probenstelle x, n Stichprobenanzahl.

Px	TOC	TN	C/N	n
P1	$1.56 \pm 0.84$	$0.17 \pm 0.15$	19.09 ± 15.27	8
P2	$3.69 \pm 1.32$	$0.30 \pm 0.14$	$16.29 \pm 13.59$	7
P4	$2.93 \pm 1.67$	$0.40 \pm 0.29$	$15.33 \pm 15.66$	8
P5	$1.73 \pm 0.37$	$1.06 \pm 0.28$	$1.75 \pm 0.71$	8
P6	$4.26 \pm 2.16$	$1.46 \pm 0.30$	3.01 ± 1.69	7
Σ	$2.77 \pm 1.69$	$0.67 \pm 0.55$	11.17 ± 13.23	38

Im Gehalt an organischem Kohlenstoff unterscheidet sich die Stelle P2 in ihrer größeren C-Konzentration hoch signifikant von den Stellen P1 und P5; die Konzentration an P6 ist ebenfalls hoch signifikant höher als jene der Probenstellen P1 und P5; P4 zeigt keinerlei

signifikante Unterschiede zu den anderen Probenstellen (Tabelle 7). Der Gehalt an organischem Stickstoff weist die Stellen P1, P2 und P4 als Einheit ohne signifikante Unterschiede untereinander aus, die sich klar von P5 bzw. P6 abgrenzt (jeweils p<0.001). P5 und P6 unterscheiden sich auf dem 95%-Niveau voneinander. Ähnlich wie bei der TN-Konzentration, nur in abgeschwächter Form, verhalten sich die Signifikanzen für das - logarithmierte - C/N- Verhältnis. Auch hier bilden die Stellen P1, P2 und P4 eine voneinander nicht signifikant zu trennende Einheit.

Tabelle 7: Signifikanztabelle für die Parameter TOC, TN und C/N (lg-transformiert). Px Probenstelle x; Einheiten in mg/g Sediment ( $\leq 1$  mm). o p $\geq 0.05$ , \* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001.

P2	P4	P5	P6	Px	
**	o	0	**	TOC	
0	0	***	***	TN	P1
0	0	***	*	lg(C/N)	
	0	**	0	TOC	
	0	***	***	TN	P2
	0	***	***	lg(C/N)	
		0	0	TOC	
		***	***	TN	P4
		*	*	lg(C/N)	
			**	TOC	
			*	TN	P5
			0	lg(C/N)	

Die Probenstellen werden zu zwei Gruppen - einerseits P1, P2 und P4, andererseits P5 und P6 - zusammengefaßt und analysiert. Diese beiden Gruppen unterscheiden sich voneinander höchst signifikant (p<0.001) in bezug auf TN und C/N- Verhältnis: Die Gruppe P1 bis P4 besitzt einen geringeren Stickstoffanteil in dem Nahrungsangebot, was hier das höhere C/N- Verhältnis und die größere Spannweite bedingt.

Durchgeführte Korrelationsrechnungen von Nährstoffparameter zu Sedimentstruktur ergeben im besten Fall eine mittlere Korrelation bei TN zu Porenvolumen r=0.59 (Konfidenzintervall: UL=0.8 und LL=0.34) mit der Signifikanzstufe 0.002. Nur geringe (r $\leq$ 0.5) bis sehr geringe (r $\leq$ 0.2) Zusammenhänge gibt es zwischen den Nährstoffparametern und den Lageparametern der Korngrößen.

3.1.3. Multivariater Vergleich

# A Diskriminanzanalyse

Bei der multivariaten Betrachtung der Nährstoffparameter erklären die ersten beiden der drei Diskriminanzfunktionen nahezu 99% der Varianz. Dies bedeutet eine hohe Zuordenbarkeit, hei der Probenstelle 1 gar zu 100% (Tabelle 8). Die einzige Ausnahme stellt P4 dar, deren Werte sich auf die anderen Probenareale verteilen. Aus den standardisierten drei Funktionen ergeben sich TN als Variable mit größter und TOC als Variable mit geringster diskriminatorischer Wirkung.

Tabelle 8: Confusionsmatrix der Diskriminanzanalyse für die Nährstoffparameter TOC, TN und C/N. Px Probenstelle x, PPx Zuordnung (Vorhersagbarkeit) zur Probenstelle x in Prozent, in Klammer Stichprobenanzahl (n).

Px\PPx	P1	P2	P4	P5	P6	Gesamt	n
PI	100(6)	00 (0)	00 (0)	00 (0)	00 (0)	100	(6)
P2	00 (0)	86 (6)	14(1)	00 (0)	00 (0)	100	(7)
P4	50 (3)	17(1)	33 (2)	00(0)	00 (0)	100	(6)
P5	00 (0)	00 (0)	13(1)	75 (6)	13 (1)	100	(8)
P6	00 (0)	00 (0)	00 (0)	29 (2)	71 (5)	100	(7)

Eine Verbesserung der Spezifizierung der Probenstellen wird durch eine Analyse der abiotischen und nutritiven Parameter gemeinsam erreicht. Da sich pro Probenstelle maximal ein abweichender Wert ergibt, sind die Zuordnungsmöglichkeiten größer als 83% (Tabelle 9). Erst in dieser Merkmalskombination ist eine gute Abgrenzbarkeit für die Stelle 4 gegeben (100%). Die zweidimensionale Darstellung des Diskriminanzraumes weist deutlich die beiden, bereits festgestellten, heteromorphen Gruppen P1, P2 und P4 bzw. P5 und P6 aus; sie befinden sich auf der jeweils anderen Seite der Ordinate (Abb.1a).

Von den vier errechneten Diskriminanzfunktionen trennen die drei ersten höchst signifikant und die vierte immer noch signifikant auf. Der Gehalt an organischem Stickstoff hat auch in dieser Gesamtbetrachtung die größte diskriminatorische Bedeutung, die logarithmierten C/N- Werte die geringste.

Tabelle 9: Confusionsmatrix der Diskriminanzanalyse für die abiotischen (Median, relativer Korngrößenanteil  $\leq 1$  mm, Porenvolumen und Sortierungskoeffizient) und nutritiven Parameter (TOC, TN und C/N). Px Probenstelle x, PPx Zuordnung (Vorhersagbarkeit) zur Probenstelle x in Prozent, in Klammer Stichprobenanzahl (n).

Px\PPx	P1	P2	P4	P5	P6	Gesamt	n
P1	83 (5)	17 (1)	00 (0)	00 (0)	00 (0)	100	(6)
P2	00 (0)	100(7)	00 (0)	00 (0)	00 (0)	100	(7)
P4	00 (0)	00 (0)	100(6)	00 (0)	00 (0)	100	(6)
P5	00 (0)	00 (0)	00 (0)	88 (7)	13(1)	100	(8)
P6	00 (0)	00 (0)	00 (0)	14 (1)	86 (6)	100	(7)

#### **B** Faktorenanalyse

Bei der Faktorenanalyse mit den Merkmalsausprägungen der Parameter TOC, TN, POM, Korngröße ≤1 mm (KG1), Q2 (Median), Sortierungskoeffizient (so) und Porenvolumen ergibt sich aufgrund des Kaiser-Kriteriums eine Dreifaktor-Lösung, die einen Erklärungsanteil von 84.9% der Gesamtvarianz ausmacht. Der erste Faktor wird maßgeblich bedingt durch die abiotischen Parameter KG1, Q2, Sortierungskoeffizient und z.T.auch Porenvolumen, steht also für die Sediment-Textur. Der zweite Faktor wird dominiert von TOC, TN und Porenvolumen, und der dritte Faktor vor allem durch CPOM (Tabelle 10). In Abbildung 1b) werden die Parameter nach der Achsenkreuz-Rotation nach der VARIMAX-Methode dargestellt und zu Gruppen zusammengefaßt.

Tabelle 10: Unrotierte Faktormatrix für die ersten drei Faktoren: F1 erklärt etwa 40%, F2 29% und F3 noch 16% der Gesamtstreuung. Fettgedruckte Zahlen weisen dominante Faktorenladungen aus.

	F1	F2	F3
TOC	-0.010	0.729	0.516
TN	-0.264	0.760	-0.376
POM	-0.307	-0.197	0.813
KG1	-0.767	-0.492	0.027
Q2	0.944	-0.055	0.195
so	-0.835	-0.411	-0.104
V%	-0.661	0.688	0.074



Abbildung 1: Multivariate Analysen. a) Diskriminanzanalyse für die abiotischen und biotischen Sedimentparameter. D1,D2 Diskriminanzfunktionen, die Zahlen bezeichnen die Probenstelle. b) Faktorenanalyse. TOC, TN, V Porenvolumen, POM, KG1 Korngröße ≤1 mm, so Sortierungskoeffizient, Med Median (Q2).

#### 3.2. Sammelprogramm

## 3.2.1. BPOM

## A Zeitverlauf

In den Abbildungen 2 bis 5 bis sind die mittleren Werte für POM-Gesamt (TGg\*m<sup>-2</sup>), CPOM (gAFDM\*m<sup>-2</sup>), Prozentanteil von CPOM und SPOM (gAFDM\*m<sup>-2</sup>) für alle Probenstellen dargestellt.

a) 02.05.1991 bis 14.11.1991

Im Verlauf von POM-Gesamt (Abb.2) zeigt sich, daß es bereits zwischen dem 19.05. und 04.06. zu Reduktionen kommt. Besonders stark sind diese an P6 (Reduktion um 120 gTG, 95%) und P1 (Reduktion um 66 gTG, 69%). Es liegen zwar keine Durchflußdaten vor, allerdings gibt es in diesem Zeitraum starke Regenfälle. Anschließend ist wieder eine Zunahme im BPOM-Gehalt bemerkbar.

Es gibt im Zeitraum 15. bis 18.07. Durchflußmaxima bis 13.1 m<sup>3</sup>/s, die offenbar POMeffektiv sind: an P1 eine Reduktion um 43 g TG (44%), P5 43 g (69%) und P6 28 g (80%). Danach kommt es bei Durchflußspitzen am 27./28.07. (15.7 bzw. 16.5 m<sup>3</sup>/s) und am 03.08. (24.8 m<sup>3</sup>/s) zu weiteren Verminderungen im Gehalt organischen Materials, am 07.08. beträgt die Konzentration an P1 noch 13 g (23%). Im Sommer gibt es bei Niederwasser keine deutliche Veränderung im benthischen organischem Material mehr, erst der November bringt höchst signifikante Zunahmen.

# b) 21.12.1991 bis 14.05.1992

Nach dem Probennahme-Termin am 21.12.1991 folgt der Föneinbruch mit dem Hochwasser am 23.12.  $(20 \text{ m}^3/\text{s})$ , das insgesamt zu einer Abnahme führt. Bei der Fraktion SPOM kommt es zu keiner signifikanten Abnahme; CPOM ist stärker betroffen (z.B. P5 94% Abnahme) die relativen Anteile an den einzelnen Probenstellen nehmen ab (Abb.4). Hohe Wasserführung ab Mitte April (bis zu 8.79 m<sup>3</sup>/s) bis Juni -Schmelzwasser - bewirkt zum Teil Zunahmen an organischem Material, besonders an P1, hier übertreffen die



Abbildung 2: Gesamt-BPOM (> 0.1 mm; Trockengewicht,  $g/m^2$ ) über alle Probentermine; angeführt ist das jeweilige Monat. Die Pfeile markieren Hochwasser-Einwirkung mit Signifikanzniveaus für Reduktionen: HS p<0.001, hs p<0.01, s p<0.05; Pi Probenstelle.



Abbildung 3: CPOM als Fraktion > 1.0 mm (AFDM,  $g/m^2$ ) ab dem 21.12.1991 für alle Probenareale Pi; ab Juni CPOM als Fraktion 1.0 bis 5.0 mm mit Blättern. Die Pfeile markieren Hochwasser-Einwirkung mit Signifikanzniveaus für Reduktionen: HS p<0.001, hs p<0.01, s p<0.05.



Abbildung 4: CPOM prozentuell zu SPOM für alle Probenareale Pi: Ab 21.12.1991 als Fraktion > 1.0 mm (AFDM,  $g/m^2$ ), ab Juni CPOM als Fraktion 1.0 bis 5.0 mm mit Blättern. Die Pfeile markieren Hochwasser-Einwirkung.

mittleren CPOM/SPOM-Konzentrationen am 14.05. sogar die Dezemberwerte. Im Hinteren Rettenbach gibt es zwar auch von Jänner bis Mai Zunahmen, doch sind diese gering und erreichen die Werte des Dezembers bei weitem nicht.

# c) 13.06.1992 bis 05.01.1993

Vom 12. bis 14.06. gibt es erhöhten Durchfluß (bis  $11.3 \text{ m}^3/\text{s}$ ), die Probennahme am 13.06. zeigt an P1 bei CPOM eine Abnahme und bei SPOM aber eine Zunahme (Abb.5). Die CPOM-Werte von P6 am 30.06. sind geringer als am 14.05., SPOM ist etwa gleich geblieben. Der kurze Anstieg des Durchflusses bei der Probennahme am 16.07. (4.13 m<sup>3</sup>/s) bewirkt keine Veränderungen im CPOM- bzw. SPOM-Gehalt. Die Proben enthalten keine großen Blatteile mehr. Vom 16.07. bis zum 17.11. gibt es mehr oder weniger kontinuierlichen Durchfluß mit einem Maximalwert von 3.71 m<sup>3</sup>/s (04.11.). Dennoch sind Schwankungen des partikulären organischen Materials zu verzeichnen, so nehmen Anfang September an P1 die SPOM- und CPOM-Konzentrationen im Schnitt ab - jeweils um 7 g AFDM (50% bzw. 25% Abnahme) - und Anfang Oktober durch erhöhten Lufteintrag (Laubfall) wieder zu - um 2.5 g bzw. 15 g AFDM (30% bzw. 75% Zunahme).

Die Durchfluß-Spitzen vom 22./23.11. (Maximum 24.7 m<sup>3</sup>/s) und 28./29.11. (11.3 m<sup>3</sup>/s) bewirken wieder deutliche Reduktionen, wobei die gröberen Fraktionen stärker beeinträchtigt sind, z.B. bei P3 (vgl. Abb.6b): signifikant bei CPOM (9 g AFDM bzw.) und höchst signifikant bei dem Blattanteil (37 g AFDM bzw. 98%), dagegen nicht signifikant bei SPOM. An P2 kommt es zu einer Zunahme der Fraktion Holz (Abb.6a).

## **B** Fraktionen

Über den Probennahme-Zeitraum 13.06.1992 bis 05.01.1993 ergibt sich etwa ein Verhältnis von Holz:Blatt:CPOM:SPOM = 1:2:4:2. Die mittelwert-standardisierten Abweichungen der Fraktionen vom Mittelwert nehmen mit zunehmender Partikelgröße zu, so liegt der Variationskoeffizient von Holz über 300% und weist somit die größte Verteilungsbeterogenität auf (Tabelle 11). CPOM spielt quantitativ insgesamt die größte Rolle.


Abbildung 5: SPOM im Jahresverlauf (AFDM, g/m<sup>2</sup>). Die Pfeile markieren Hochwasser-Einwirkung mit Signifikanzniveaus für Reduktionen: HS p<0.001, hs p<0.01, s p<0.05.



a)

b)

Abbildung 6: Einfluß zweier Hochwasser-Spitzen auf die verschiedenen Fraktionen organischen Materials. a) Perennierender Bereich P2, b) intermittierender Bereich P3.

Tabelle 11: Fraktionen organisches Material (gAFDM\*m<sup>-2</sup>) im Zeitraum 13.6.1992 bis 05.01.1993 (gepoolt). avg arithmetischer Mittelwert, std Standardabweichung, Variationskoeffizient (CV in %), min/max Minimum/Maximum (n=130).

		Holz	Blatt	CPOM	SPOM
Gesamt	%	11.70	24.31	42.45	21.54
	avg	3.38	7.02	12.26	6.22
	std	11.6	16.02	12.20	5.08
	C.V.%	343	228	100	82
	min	0	0	0.10	0.16
	max	92.62	101.58	58.82	25.36

Über alle Probenstellen gemittelt und standardisiert, ergibt sich über den gesamten Zeitraum ein konstanter relativer SPOM-Gehalt, der erst durch den großen Anteil an Holz nach dem November-Hochwasser verringert wird (Abb.7). Weiters zeigen die Juni-Werte einen hohen Holzanteil, allerdings bei einer Probenanzahl von drei. Das Verhältnis CPOM/SPOM der nicht standardisierten Werte steigt über den Sommer von etwa 1.6 (30.06.) auf 2.4 (02.09.), hält danach etwa bei 2, was dem Verhältnis beider Gesamtmittel entspricht. Nach dem Hochwasser im November verringert sich die Verhältniszahl auf 1.4. Deutlich ausgewiesen ist in Abbildung 7 der Laubeintrag im Herbst. Die Verhältniszahl Blatt zu CPOM schwankt vorher von 0 (13.06.) his 0.34 (30.06.) mit Abwärtstendenz und steigt ab 01.10. bis zum Maximum von 1.5 (18.11.), um nach dem Hochwasser-Ereignis auf 0.1 zu sinken.

Hoher Durchfluß wirkt sich auf alle Fraktionen aus, die größeren, wie der im Herbst eingetragen Blatt-Anteil, werden z.T. auf Null reduziert. Holz ist äußerst ungleichmäßig verteilt und wird nach Hochwässern sowohl stark reduziert als auch vermindert (vgl. Zeitverlauf bzw. Abb.6a bzw.b). Der relative Anteil von CPOM+Blätter sinkt nach der Einwirkung zugunsten von SPOM, erholt sich danach aber wieder.

### C Untersuchungseinheiten

### a) Probenstellen

In den ersten beiden zu betrachtenden Zeiträumen Mai bis November 1991 und Dezember 1991 bis Mai 1992 wird die Zäsur beim Hochwasser im Dezember 1991 gesetzt (Tabelle 12). Im Zeitraum vor dem Hochwasser dominiert P2 im Trockengewicht organischen





Materials; P1, P3, P4 und P5 liegen etwa gleich dimensioniert, P6 fällt ab. Die geringste Variationen zeigen P3 und P4. Nach dem Hochwasser weist P1 das höchste arithmetische Mittel mit der geringsten Streuung auf - P2 und P3 sind nicht beprobt. Die übrigen Probenstellen fallen deutlich ab, die Variationen sind einander ähnlich.

Tabelle 12: Gegenüberstellung des Zeitraumes vor und nach dem Dezember-Hochwasser 1991. Mai bis November in g Trockengewicht/m<sup>2</sup>, Dezember bis Mai in g AFDM/m<sup>2</sup>.

	Mai 1991 bis Nov	.1991	Dez.1991 bis Mai	1992
	$avg \pm std$	n	$avg \pm stds$	n
P1	$50.20 \pm 54.00$	49	21.50 ± 14.92	27
P2	$111.29 \pm 118.99$	22		
P3	52.72 ± 36.27	15		
P4	$49.69 \pm 31.66$	19	4.77 ± 7.69	18
P5	$52.90 \pm 84.21$	44	$7.14 \pm 11.61$	28
P6	$33.35 \pm 45.88$	54	$7.71 \pm 10.61$	22

Die relativen Anteile der Größenfraktionen sind an den Probenstellen ähnlich, bei P1, P4 und P6 überwiegt der CPOM-Anteil. Bei den übrigen Stellen beträgt der Anteil an CPOM auch noch über 30%, allerdings überwiegt bei P2 der Holzanteil und bei P3 der Blattanteil (Abb.8).

Bei einer Gewichtung des Variationskoeffizienten und des absoluten Gehaltes der jeweiligen Fraktion mit Rangzahlen ergibt sich, daß an P1 am meisten organisches Material und die geringste Variabilität zu finden ist (Tabelle 14). Die größte Variabilität findet sich an P3, der geringste Gehalt an organischem Material an P6.

Wie die Abbildungen 2, 3 und 5 zeigen, erhöht sich der Gehalt an organischem Material (Trockengewicht, SPOM und CPOM+Blatt in gAFDM) an den Probenstellen 5 und 6 nach einer höheren Durchfluß-Menge kaum mehr. Probenstelle P1 kehrt bald zu den Ausgangsmengen zurück, exemplarisch nach dem Dezember-Hochwasser 1991 bei den Fraktionen SPOM und CPOM+Blatt.





P2

Gesamt



21%

P6

Abbildung 8: Relative Anteile der analysierten POM-Fraktionen an den einzelnen Probenstellen. P1 und P2 perennierende, P3 und P4 intermittierende Abschnitte im Fischbach, P6 perennierender Abschnitt im Hinteren Rettenbach. z

Tabelle 13: Die Fraktionen organischen Materials über den Zeitraum 13.6.1992 bis 05.01.1993 gepoolt. avg arithmetischer Mittelwert, std Standardabweichung, Variationskoeffizient (CV in %), min/max Minimum/Maximum; Pi Probenstelle (Stichproben-Anzahl). Einheiten in gAFDM\*m<sup>-2</sup>.

		Holz	Blatt	CPOM	SPOM	Summe
P1	avg	3.70	4.72	23.32	10.60	42.34
(28)	std	9.40	5.86	10.86	4.44	
2.00	C.V.%	257	124	47	42	
	min	0	0	4.45	3.20	
	max	38.4	18.60	50.54	23.12	
P2	avg	6.38	2.46	6.40	3.58	18.82
(20)	std	21.76	3.94	7.12	2.68	
	C.V.%	341	160	111	75	
	min	0	0	0.16	0.46	
	max	92.62	26.22	25.68	9.44	
P3	avg	2.92	16.70	11.74	5.84	37.20
(31)	std	9.58	28.30	13.26	4.86	
	C.V.%	329	169	123	83	
	min	0	0	0.10	0.26	
	max	44.86	101.58	58.82	16.10	
P4	avg	2.38	4.52	12.92	7.28	27.10
(21)	std	5,80	6.54	13.66	6.64	
	C.V.%	243	145	106	91	
	min	0	0	0.10	0.16	
	max	21.94	20.68	41.92	25.36	
P6	avg	2.28	3.92	6.92	3.50	16.62
(30)	std	8.82	10.38	5.84	2.20	
	C.V.%	386	264	84	63	
	min	0	0	0.12	0.64	
	max	46.36	51.90	19.80	10.34	

Tabelle 14: Reihung des arithmetischen Mittelwertes und des Variationskoeffizienten mit Rangzahlen. (Für die Werte aus Tabelle 13).

			Var	iabilitä	t		Mi	ttelwert	0	
	Н	В	С	S	Σ	Н	В	С	S	Σ
P1	4	5	5	5	19	2	2	1	1	6
P2	2	3	2	3	10	1	5	5	4	15
P3	3	2	1	2	8	3	1	3	2	9
P4	5	4	3	1	13	4	3	2	3	12
P6	1	1	4	4	10	5	4	4	5	18

### b) Intermittierende Bereiche - perennierende Bereiche

Für perennierende Bereiche werden nur eine Kombination aus P1 und P2 herangezogen, da P6 einem anderen Bachsystem zugeordnet werden muß (siehe oben). Gepoolt gibt es zwischen den perennierenden (PP) und intermittierenden (IP) Bereichen in der gesammelten Menge organischen Materials keinen eindeutigen Unterschied. Qualitativ gibt es bei den perennierenden Stellen einerseits eine größere Menge an Blättern und andererseits eine größere Variabilität außer bei der Fraktion Holz (Tabelle 15).

Tabelle 15: Die Fraktionen organischen Materials über den Zeitraum 13.6.1992 bis 05.01.1993 gepoolt. avg arithmetischer Mittelwert, std Standardabweichung, C.V. Variationskoeffizient in %, min/max Minimum/Maximum; Pi Probenstelle (Stichproben-Anzahl). Einheiten in g/m<sup>2</sup>.

		Holz	Blatt	CPOM	SPOM	Summe
P1P2	avg	4.82	3.78	16.27	7.68	32.55
(48)	std	15.64	5.22	12.62	5.14	
	C.V.%	324	138	78	67	
	min	0	0	0.16	0.46	
	max	92.62	26.22	50.54	23.12	
P3P4	avg	2.70	11.78	11.62	6.42	33.12
(52)	std	8.20	22.90	13.34	9.02	
	C.V.%	304	194	115	141	
	min	0	0	0.10	0.16	
	max	44.86	101.58	58.82	25.36	

In der Abbildung 9b spiegelt sich bei den intermittierenden Bereichen die Heterogenität der einzelnen Fraktionen wider. Nach der sommerlichen Trockenperiode ähnelt die relative Zusammensetzung der Fraktionen in den nun fließenden IP jener in den perennierenden Abschnitten. Nach der Hochwasser-Periode Ende November fehlen die Fraktionen Holz und Blatt bei den IP, während die Zusammensetzung der PP von Holz dominiert wird (Abb.9a)



Abbildung 9: Standardisierte Anteile der analysierten Fraktionen im Vergleich. a) Perennierende Stellen P1 und P2 im Fischbach, b) P3 und P4 intermittierende Stellen im Fischbach, c) Fischbach (P1 bis P4 gepoolt), d) Hinterer Rettenbach (P6).

Im Fischbach (Abb.9c) sind die Fraktionen gleichmäßig verteilt. Ab Oktober spielt der Laubfall eine große Rolle, der Gehalt der Blatt-Fraktion im Sediment steigt deutlich, der standardisierte relative Anteil beträgt etwa 30-50%. Nach dem November-Hochwasser 1992 kommt es zu einer Dominanz des Holzgehaltes. Neben dem bereits ausgewiesenen bleibendem Hochwasser-Einfluß bei P5 und P6 zeigt Abbildung 9d) für P6 eine geringe Retention für die gröberen Fraktionen Holz und Blatt. Holz wird im sommerlichen Niederwasser akkumuliert, Blätter sind erst im Herbst im Probenmaterial vorhanden. Nach dem November-Hochwasser finden sich beide Fraktionen nicht mehr im Probenmaterial. Standardisiert bildet SPOM die dominierende Fraktion, in absolutem Gehalt hingegen CPOM (Tab.15).

## D CPOM auf der Sedimentoberfläche nicht überströmter und überströmter Bereiche

Zu drei Terminen ist das an der Sedimentoberfläche abgelagerte CPOM separat bestimmt worden: am 29.10. im nicht überströmten Bereich der Probenstelle 3; am 11.11. im Querschnittsprofil an der Probenstelle 3 und am 18.11. der Probenstellen 2-4 (Abb.10, 11).



Abbildung 10: CPOM-Ablagerungen (xg; n=4; Fraktion >1.0 mm, hps. Blätter) in den aktuell nicht überströmten Uferzonen (29.10.; 11.11. und 18.11.1992, Probenstellen 2-4).





Abbildung 11: CPOM (gAFDM\*m<sup>-2</sup>) auf der Sedimentoberfläche und in den Bettsedimenten und SPOM (gAFDM\*m<sup>-2</sup>, 0.1 bis 1.0 mm) in den Bettsedimenten zu unterschiedlichen Entnahmeterminen (Hauptströmungsrinne; intermittierende Bereiche während der Flutung). Pfeil: Hochwasserereignisse; Sterne: signifikante Abnahme (p<0.05; MANN-WITHNEY-Test). Angegeben sind die geometrischen Mittel (n=3-5). Die Probennahme erfolgte mittels eines "NEILL Samplers".

Zusätzlich sind am 11.11. an der Probenstelle 2 und am 18.11. an den Stellen 2-4, jeweils im überströmten Bereich (Hauptströmungsrinne), die an der Sedimentoberfläche abgelagerten und die bereits in die Bettsedimente eingearbeiteten Blätter getrennt erfaßt worden (Abb.12).



Abbildung 12: Probenprofil 3: Horizontale Verteilung von CPOM (Blätter, gTG\*m<sup>-2</sup>) während der intermittierenden Phase (11.11.1992). Gekennzeichnet sind der hydraulisch aktive Profilquerschnitt ("bankfull"-Querschnitt) und die Hauptströmungsrinne.

Die Mengen des an der Sedimentoberfläche abgelagerten CPOM's erklären sich im wesentlichen aus zwei Phänomenen: Eintrag über die Ufervegetation und Abflußgeschehen. Zwar liegen keine eigenen Untersuchungen zum äolischen Eintrag vor, vergleichbare Ergebnisse zeigen aber, daß bereits mit Ende Oktober die Defoliationsperiode abgeschlossen ist (Abb.13; MOSER, 1991, 1992). Der herbstlichen Laubfalls macht über 60% des jährlichen allochthonen Gesamtinputs aus, wobei allein in den ersten beiden Oktoberwochen 30% eingetragen werden (MOSER, 1991; Lunzer



Abbildung 13: Äolischer Eintrag an CPOM und SPOM (offener Balken) im Jahresverlauf (mg TOC/d\*m<sup>-2</sup>; aus MOSER, 1991). Daten vom Lunzer Seebach (Bach 2.Ordnung).

Seebach). Diese Ergebnisse sind auf unser Untersuchungsgebiet aufgrund ausgeprägter klimatischer und vegetationskundlicher Ähnlichkeiten gut übertragbar. Der durchschnittliche Eintrag in Gewässern dieser Größe läßt sich auf maximal etwa 400 gTG\*m<sup>-2</sup>\*a Bachfläche festlegen (Literaturzusammenstellung von WEIGELHOFER, 1993). Dieser Wert entspricht sehr gut den hier festgestellten mittleren Maximalwerten von xg= 362 gTG (250-524 gTG) im Uferbereich des Probenprofils 3 (Abb.10). Zu allen drei Probenterminen sind die CPOM-Mengen an der Sedimentoberfläche in den trockenen Uferzonen um mehr als 10-fache höher wie in den überströmten Bereichen, die Mengen bewegen sich etwa an der Probenstelle 3 im Mittel (geometrisches Mittel) zwischen xg= 199 gTG\*m<sup>-2</sup> (137 bis 289 gTG; 18.11.) und xg=  $362 \text{ gTG}^{*}\text{m}^{-2}$  (250 bis 525 gTG; 11.11.; Abb.10). Gezielte Besammlungen von sogenannten "leaf-peaks" ergeben sogar Werte von über 1 kgTG CPOM je Quadratmeter Sedimentoberfläche (1.28 kgTG\*m<sup>-2</sup>; Profil 2: 18.11.1992). Die Blattablagerungen an der Sedimentoberfläche setzen sich im Mittel aus 83% Buche (Fagus sylvaticus), 14% Ahorn (Acer pseudoplatanus), 1% Weide (Salix spp.) und 2% undefinierbaren Resten zusammen. Diese Komposition entspricht in etwa der relativen Verteilung der Ufergehölzer (WEILGUNI, dieser Band). Im Probenprofil 4 führt die geringer entwickelte Ufervegetation zu deutlich niedrigeren Werten (xg=39 gTG). Bei der Beprobung am 11.11. ist bei der Probenstelle 3, die seit einigen Tagen oberflächig trocken ist, ein Probenquerprofil gezogen worden (Abb.11). Hier zeigen sich deutlich die Unterschiede zwischen dem periodisch überfluteten Hauptströmungsbereich (xg=87.5 gTG\*m<sup>-2</sup>) und der erst bei Hochwasser aktiven Bachbettzone, wobei es im Grenzbereich, bedingt durch die Strömung, zu einer Akkumulation der abgelagerten Blätter kommt (Abb.11).

Bei getrennter Erfassung der groben organischen Substanzen an der Sedimentoberfläche und in den Bettsedimenten der perennierenden und intermittierenden (während der Flutung) Bereiche, kann kein signifikanter Unterschied zwischen diesen beiden Kompartimenten festgestellt werden (MANN-WHITNEY Test). Die Verteilung ist entweder zu heterogen, oder die Probenanzahl zu klein um auf Signifikanz testen zu können. (Abb.11). So liegt etwa zum 11.11. (Profil 2) der relative Anteil des CPOM's in den Bettsedimenten am Gesamt-CPOM zwischen 46.3 und 72% (xg= 57.8%). Dies entspricht einer Menge von xg= 20.8 gAFDM·m<sup>-2</sup> (13.9 bis 31 g) in den Sedimenten und xg= 15.2 gAFDM·m<sup>-2</sup> (7.5 bis 30.7 g) an der Sedimentoberfläche. Diese etwa ausgewogene Relation ist aber zweifellos saisonal und hydrographisch mitbegründet.

Ein Hochwasserdurchgang zum 22. und 23. November führt schließlich zu einer vollständigen Elimination der auf Sedimentoberfläche abgelagerten groben organischen Partikel (CPOM, Abb.12.). Hingegen ist die mengenmäßige Reduktion in den Bettsedimenten deutlich geringer. Im Unterschied zum 18.11. sind jetzt aber bereits die meisten Blätter in den Sedimenten in kleinere Fraktionen zerteilt. Ein weiterer weniger ausgeprägter Hochwasseranstieg Ende November / Anfang Dezember führt zu einer zusätzlichen Reduktion (CPOM und SPOM), hier besonders in den intermittierenden Bereichen (Ahh.12). Sind etwa an der Probenstelle 3 zum 18.11. im Durchschnitt noch über 25 g AFDM\*m<sup>-2</sup> an CPOM vorhanden, so liegt dieser Wert zum 3.12. bereits <1 g AFDM\*m<sup>-2</sup> CPOM. Beim SPOM sind die Verluste nicht so dramatisch (Abb.11).

## E. Transport partikulärer organischer Substanzen

Im Herbst 1992/93, von Mitte Oktober bis Anfang Jänner, sind intensive Untersuchungen zum Transport der partikuären organischen Substanzen durchgeführt worden. Eine genaue Beschreibung der verwendeten Methode zur Erfassung der driftenden CPOM (>1.0 mm)und SPOM (0.1 bis 1.0 mm)- Fraktionen findet sich hierbei bei TOCKNER (dieser Band). Die Angaben erfolgen ebenfalls in aschenfreiem Trockengewicht (gAFDM·m<sup>-3</sup>). Die mittleren SPOM- und CPOM-Dichten beschreiben charakteristische Muster im Zeitverlauf und zwischen den drei Probenstellen (P2-, P3, P4). Am 22.10. beginnt die Überflutung der intermittierenden Probenbereiche. Zu diesem Zeitpunkt werden die während der vorangegangen Trockenperiode abgelagerten groben organischen Substanzen, in erster Linie Blätter, schwallartig abtransportiert. Die CPOM-Dichten an der Probenstelle 4 erreichen mit xg= 3.39 gAFDM·m<sup>-3</sup> (2.99 bis 3.84 g) Werte, die weitaus höher als in den perennierenden Stellen liegen und dabei beinahe eine Größenordnung, wie zum Zeitpunkt des Hochwasserdurchgangs, erlangen (6.3 bis 10.9 gAFDM·m<sup>-3</sup>, Abb.14). Die Dichten sind bereits am ersten Tag nach der Flutung um das 30-fache niedriger als zu Beginn (am Beispiel von P3 und P4). Der Großteil der abgelagerten Blätter wird somit bereits in den ersten Stunden abtransportiert. Die relative Zusammensetzung des CPOM's ist: 58% Buche, 26% Ahorn, 10.5% Weide und 8% Erle (22.10., P4). Bei längerer Flutung verwischen die Unterschiede zwischen perennierenden und intermittierenden Bachabschnitten (Abb.14, z.B. 29.10.). Das SPOM zeigt geringere Abnahmen. Die mittlere Dichte liegt hier zum 22.10. bei xg= 0.032 gAFDM·m<sup>-3</sup> (0 bis 0.8 g) und am 23.10. (P3) bei xg= 0.0045 gAFDM·m<sup>-3</sup> (0.0036 bis 0.0056; Abb.14).

Bis zum Hochwasserereignis am 22./23.11. liegt die CPOM-Fracht zumeist weit üher der SPOM-Fracht (bis zum 45-fachen). Zusätztlich sind die Fluktuationen beim CPOM ausgeprägter. Zum Zeitpunkt des Hochwassers können wieder sehr hohe Dichten erreicht werden, wobei aber bereits ein Großteil beim ansteigenden Durchfluß abtransport worden sein dürfte und hier nicht mehr erfaßt worden ist (Abb.14). Die Frachten betragen an der Probenstelle 2 bei einem geschätzten Abfluß von 5m<sup>-3</sup> 72 kg CPOM und 113 kg SPOM (gAFDM) je Stunde. Nach Durchgang sind die SPOM-Dichten wieder den vorherigen Werten ähnlich, die CPOM-Dichten sind jedoch durchaus niedriger oder fallen als Bestandteil der partikulären organischen Substanz in der fließenden Welle vollständig weg (Abb.14). Wie bereits an einer anderen Stelle dieses Berichtes genau dokumentiert, wird durch das Hochwasserereignis das CPOM von der Bachsedimentoberfläche vollständig entfernt (abtransportiert und/oder ins Sediment eingearbeitet).

Ähnlich wie bei der organismischen Drift kann auch für das organische Material eine Relation der Benthos- zur Driftdichte aufgestellt werden (vgl. TOCKNER, dieser Band). Hier sei in erster Linie der extrem hohe Wert kurz nach Beginn der Flutung (P4, 22.10.1991) erwähnt. Zu diesem Zeitpunkt befinden sich 22% der in den Sedimenten gespeicherten Blätter aktuell in der Drift. Unter Berücksichtigung, daß der intermittierende Bereich zum Zeitpunkt der Probennahme bereits seit einigen Stunden überströmt ist und



Abbildung 14: Driftdichten des partikulären organischen Materials (CPOM und SPOM;  $gAFDM^*m^{-3}$ ) in perennierenden (Probenstelle 2) und internnittierenden Bachabschnitten (Probenstelle 3) zu unterschiedlichen Zeitpunkten. 22.10.: Beginn der Flutung in den intermittierenden Bereichen (Bsp. P4); 22.11.: Hochwasserdurchfluß.

unter Miteinbeziehung der nur an der Sedimentoberfläche abgelagerten Blätter dürfte der Wert noch weit höher sein. Im Vergleich dazu liegt diese Relation am 26.11. unter 0.1% (siehe TOCKNER, dieser Band).

#### F Zusammenhangsanalyse

Zum Austesten eines Zusammenhanges zwischen organischem Material und Oberflächen-Heterogenität des Sediments wird der erste Termin nach der Einwirkung eines Hochwassers herangezogen. Bei der Korrelationsanalyse gibt es bei signifikanten Zusammenhängen zwischen Heterogenität und der jeweiligen, log-transformierten, POM-Fraktion sehr oft auch einen starken Zusammenhang mit der Probenstelle. Aus diesem Grund werden die Korrelationsfaktoren bereinigt, sie sind in Tabelle 16 gesammelt.

Tabelle 16: Zusammenhang Heterogenität und organisches Material nach Hochwasser. Korrelationsfaktoren mit Bereinigung: r Korrelationsfaktor, x Probenstelle, y Heterogenität, z POM-Fraktion (Frak), / weist den ausgeschlossenen Faktor aus; POM (Trockengewicht), +CPOM CPOM und gröber (AFDM), SPOM (AFDM), Holz (AFDM), Blatt (AFDM), CPOM (AFDM).

rx,y	FX,2	ry,2	rx,y/z	rx,z/y	ry,z/x	Termin	Frak
.643	239	211	.624	137	078	07.08.	POM
318	.133	.229	362	.224	.289	21.12.	+CPOM
318	036	567	412	277	611	21.12.	SPOM
318	.131	.119	339	.179	.171	21.12.	POM
205	553	.033	224	559	099	28.01.	+CPOM
205	522	.491	.068	493	.459	28.01.	SPOM
205	606	.216	095	588	.118	28.01.	POM
.417	206	.216	.483	334	.340	26.11.	Holz
.417	289	.223	.516	431	.396	26.11.	Blatt
.417	336	.071	.469	403	.246	26.11.	CPOM
.417	722	.076	.684	832	.600	26.11.	SPOM
587	322	.248	553	225	.077	03.12.	Holz
587	427	.563	464	145	.426	03.12.	Blatt
587	505	.483	454	313	.266	03.12.	CPOM
587	734	.435	438	656	.008	03.12.	SPOM

Ein eindeutige Zusammenhang zwischen Oberflächen-Heterogenität und organischem Material läßt sich auf diese Weise nicht zeigen - die bereinigten Korrelationsfaktoren reichen von -0.61 bis +0.60.

#### 3.2.2. Schwebstoffe

In Tabelle 17 sind deskriptive Kennwerte ohne bzw. mit dem beprobten Hochwasserereignis zu den einzelnen Probenstellen aufgelistet. Ohne Berücksichtigung des Hochwassers sind der Mittelwert bzw. die Standardabweichung - mit jeweils kleiner Spannweite - an den Stellen P1 und P6 deutlich geringer als die entsprechenden Werte der übrigen Probenstellen; P3 weist den höchsten Mittelwert auf, die Fischbach-Quelle die größte Spannweite. Die größten Schwankungen um das Mittel gibt es in den Quellbereichen, die geringsten bei den intermittierenden Arealen P3, P4 und P5. Im Längsverlauf kann im Mittelwert kein Trend ausgemacht werden, hingegen deutet sich eine Abnahme der Variation mit der Längsentwicklung an.

Tabelle 17: Schwebstoff-Kennwerte (mg/l). -/+ ex-/inclusive Hochwasser, xa arithmetisches Mittel, std Standardabweichung, CV Variationskoeffizient (%), n Probenzahl, min Minimum, max Maximum.

	xa-	std-	CV	n-	min-	max-	xa+	std+	n+	max+
QI	1.27	2.49	196	15	0.02	8.56	1.73	2.41	16	8.56
P1	0.68	0.76	112	22	0.08	3.68	14.77	52.06	24	240.20
P2	1,11	1.65	149	11	0.02	5.89	26.67	92.49	12	307.80
P3	1.74	1.39	80	10	0.28	4.56				
P4	1.37	1.12	82	12	0.17	4.48	52.77	136.10	14	458.50
P5	1.10	0.93	85	20	0.03	3.24				
P6	0.80	0.76	95	22	0.12	3.72	11.40	39.64	24	170.10
Q2	1.37	1.72	126	16	0.23	7.05	4.03	9.15	18	38.68

Bei der Betrachtung der Schwebstoffkonzentrationen im Hinteren Rettenbaches zeigt sich, daß P5 in sechs von neun Fällen ein diametrales Verhalten zu Q2/P6 aufweist: die Schwebstoff-Konzentration von P5 liegt entweder höher oder niedriger als jene der beiden anderen (Abb.15). In der Korrelation der Probenstellen zueinander (Tabelle 18) findet dieses Verhalten ebensowenig Entsprechung wie im Verlauf der Leitfähigkeit, wo die Werte von Q2 jenen von P5 etwa gleichen.



Abbildung 15: Diametrales Verhalten der Schwebstoffkonzentrationen im Hinteren Rettenbach. P5 beim Zusammenrinn zeichnet sich durch abweichende Konzentrationen aus.



Abbildung 16: Schwebstoffkonzentrationen (S) während des Hochwasser-Ereignisses im November 1992 mit Durchfluß (Q mit MQ, NQ und HQ).

Tabelle 18: Korrelationstabelle der Schwebstoff-Gehalte (mg/l) der einzelnen Probenstellen Pi bzw. Quellen Qi zueinander. Korrelationsfaktor (Stichprobenzahl), fett bei p<0.05, fett bei p<0.01, fett bei p<0.001.

P1	P2	P3	P4	P5	P6	Q2	
.01(13)	<u>.97</u> (07)	<u>.72</u> (07)	<u>.96(07)</u>	.11(10)	27(13)	19(11)	Q1
	.05(07)	.55(07)	.22(11)	.19(17)	.86(17)	25(14)	P1
		<u>.67</u> (08)	<u>.94</u> (08)	07(08)	19(08)	.26(06)	P2
			.63(06)	.45(07)	01(08)	<u>67</u> (04)	P3
				.37(09)	09(10)	36(07)	P4
					.20(16)	.37(07)	P5
						.12(13)	P6

In der Korrelationstabelle weist P1 eine eher isolierte Stellung im Fischbach auf, dagegen gibt es eine deutliche Beziehung zu P6, die Werte sind stark positiv korreliert. Q2, P2, P3, P4 sind miteinander mittel bis sehr hoch positiv korreliert, die Stichprobenzahl ist allerdings gering. Im Hinteren Rettenbach korreliert die Konzentration der Quelle mit dem Zusammenrinn P5 gering.

Nur bei der Quelle des Hinteren Rettenbaches ist eine geringe signifikante Korrelation zwischen Schwebstoffgehalt und Leitfähigkeit festzustellen (r=0.32, n=16). Mit dem Tagesmittelwasser ist nur P6 signifikant korreliert (r=0.33, n=19).

Das Hochwasserereignis führt zu Konzentrationen an Schwebstoffen, die das arithmetische Mittel - ohne Hochwasserwerte - bis zu 352-mal (P1) übertreffen. In Abbildung 16 ist die Schwebstoff-Konzentration von P4 kombiniert mit den Durchflußwerten der zweiten Novemberhälfte. Sowohl bei P4 als auch bei P2 ist beim ersten Anstieg am 22.11. (Peak 15.4 m<sup>3</sup>/s, kurze Zeit nach der Probennahme) die Konzentration größer - um circa 140% bei P2 und 75% bei P4 - als beim Anstieg zum zweiten Peak am 23.11. (24.8 m<sup>3</sup>/s). Bei P6 bzw. Q2 verhält es sich genau umgekehrt. Am 26.11., nach dem Hochwasser-Ereignis, liegt nur die Schwebstoff-Konzentration von P4 unter dem Wert vom 18.11., P1, P3 und P4 weisen höhere Konzentrationen auf.

### 4. Diskussion

## 4.1. Tiefenverteilung und Qualität von POM im Sediment

Zur Bestimmung des Gehaltes an organischem Material im Fließgewässer-Sediment werden im allgemeinen Subsamples entnommen und hochgerechnet (z.B. LEICHTFRIED, 1986). In dieser Projektstudie wird POM (>0.1mm) zusätzlich von Sediment und Makrozoobenthos abgeschieden und analysiert. Die Verteilung des partikulären organischen Material zeigt kleinräumig eine große Variabiltät; gepoolt kann allerdings eine Zunahme zur Tiefe von 40 cm hin gezeigt werden, den geringsten POM-Anteil hat dabei die Tiefenstufe 10-20 cm. Vorhandene größere Konzentrationen im Oberflächenbereich sind vor allem auf den herbstlichen Eintrag zurückzuführen, was durch die intakten Bestandteile bestätigt wird.

Methodisch bedingt entsteht bei der Bestimmung des organischen Gehaltes und ihrer Qualität über die Nährstoff-Parameter (TOC, TN und C/N-Verhältnis) ein völlig anderes Bild. Der bestimmende Faktor ist hier die Verteilung der analysierten Korngröße  $\leq 1 \text{ mm}$ es wird nicht partikuläres organisches Material analysiert (vgl. Kapitel "Material und Methode"). Die große Variabilität bleibt allerdings gewahrt. Die Tiefenstufe 10-20 cm weist hier die größte Konzentration sowohl an TOC als auch an TN auf. Wie auch bei der Verteilung der Korngröße  $\leq 1 \text{ mm}$  nimmt die Nahrungsqualität, ausgedrückt durch das C/N-Verhältnis, bis zu einer Tiefe von 30 cm zu (siehe WEILGUNI, dieser Band).

Die perennierenden Bereiche (PP) im Fischbach (P1, P2) zeigen die höchsten Konzentrationen an POM, die beiden intermittierenden Stellen (IP) P4 und P5 die niedersten. Dies kann bedeuten, daß eine Verfrachtung bzw. ein Einarbeiten des organischen Materials bei IP nicht in demselben Ausmaß möglich ist wie bei PP. Die POM-Qualität im Fischbach allgemein liegt mit einem C/N-Verhältnis von etwa 17 im Bereich des Lunzer Seehaches (Niederösterreich) (C/N=15; aus BRETSCHKO & TOCKNER, 1989). Der Hintere Rettenbach zeichnet sich durch eine hesondere Nahrungsqualität aus, die C/N-Werte (xa=2.9) liegen bedeutend günstiger als etwa in der Donau, z.B. Hundsheimer Haufen (Strom-km 2005) mit 10 oder Unterloiben (Strom-km 2007) mit etwa 5.9 (BRETSCHKO, 1992).

Die statistischen Analysen weisen einen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Poren- oder Lückenraum-Volumen und dem Gehalt an Stickstoff aus. Eine sinnvolle Ergänzung wäre daher Messungen von Strömungsgeschwindigkeit innerhalb des Sedimentes, um weitere Informationen über Mikrohabitate von den heterotrophen Bakterien, Pilzen und Protozoen zu erhalten. Der TN-Gehalt erweist sich weiters als Variahle mit größter Unterscheidungskraft zwischen den Probenstellen. Bei der Faktorenanalyse zeigt sich, daß von den erhobenen Parametergruppen jede Gruppe als ein Faktor zu betrachten ist, also abiotischer Faktor, Nabrungsqualität und POM-Gehalt. Einziger Grenzgänger ist das Porenvolumen, das ungefähr gleich gewichtet in die ersten beiden Gruppen einfließt. Eine Reduktion der Parameter ist insgesamt ohne großen Informationsverlust nur innerhalb dieser Gruppen sinnvoll.

#### 4.2. BPOM-Dynamik

Der zeitliche Verlauf des benthischen organischen Materials ist einerseits durch den saisonalen und andererseits durch den stochastischen hydrographischen Aspekt bestimmt. Die Saisonalität kommt im Untersuchungsgebiet eindrucksvoll durch den herbstlichen Laubeintrag zur Geltung. Nach MOSER kommt es neben einem herbstlichen Eintragsmaximum zu einem kleineren Peak im April zur Zeit der Schneeschmelze (1992). Dieses Phänomen kommt hier nicht in dieser Weise zur Geltung, sowohl am Beispiel des Verlauf des BPOM-Trockengewichtes im Jahre 1991 (Abb.2) als auch an den Zunahmen der Fraktionen CPOM + Blatt (Abb.3) und SPOM (Abb.5) im Winter/Frühjahr 1992 zeigt sich jeweils eine Zunahme im POM-Gehalt bis hinein in den Juli.

Hochwasser-Ereignisse führen zu beträchtlichen Reduktionen des Gehaltes an benthischem organischen Material, z.T. vermindert sich der Gehalt an BPOM um mehr als 90%. Je nach dem zeitlichen Eintreffen des Ereignisses gibt es zwei unterscheidhare Reaktionen: Tritt das Hochwasser im Winter (23.12.1991) oder im Frühjahr (zwischen 19.05 und 4.6.1991 bzw.12.-14.6.1992) auf, so gibt es die oben angesprochene Erholungsphase im organischen Gehalt, was bedeutet, daß die Ausgangswerte erreicht bzw. übertroffen werden - dies gilt vor allem für den Fischbach. Tritt das Hochwasser-Ereignis hingegen nach dieser Frühjahrsakkumulation ein, wie 28.7. und 2./3.8.1991, kommt es his Herbst zu keiner deutlichen Zunahme mehr. Hydrologische Ereignisse stellen den Hauptfaktor für die Regulation des BPOM-Gehaltes dar. Wegen des stark fluktuierenden hydrologischen

Regimes kann schwer abgeschätzt werden, zu welcher Jahreszeit jetzt tatsächlich die höchsten Mengen an BPOM zu finden sind.

Der Hintere Rettenbach zeigt ein weniger ausgeprägtes Verhalten als das eben besprochene. Die Reduktion nach einem Hochwasser ist vor allem bei den gröberen Fraktionen besonders gründlich, eine deutliche Erholung ist nicht auszumachen. Wenig Einfluß scheint die Hydrologie auf SPOM zu haben, im Hinteren Rettenbach schwankt diese Fraktion anscheinend regellos zwischen 0.5 bis 5.5 g/m<sup>2</sup>. Die gänzlich andere Dimensionierung des Einzugsgebietes, der Bachbett-Morphologie und der hydrologischen Situation (vgl. WEILGUNI, dieser Band) bedingt offenbar ein viel geringeres Retentionsvermögen als im Fischbach, die Qualität der Nahrung ist aber eine deutlich bessere.

Bei den einzelnen Fraktionen zeigt sich generell eine große Variabilität, wie auch HILL et al. in Prärie-Fließgewässern feststellte (1992). Diese nimmt mit zunehmender Fraktionsgröße beträchtlich zu. Im Jahresverlauf bleibt der Gehalt an SPOM mehr oder weniger konstant, erst durch den Laubeintrag im Herbst bzw. der Akkumulation von Holzteilen nach Hochwasser verringert sich der relative Anteil. CPOM-Anteil macht im Gesamtbereich den größten Anteil aus; er reagiert auf Schüttungserhöhungen empfindlich, so verschiebt sich der relative Anteil nach einem Hochwasserereignis in Richtung SPOM. Die gröbste Fraktion Holz scheint sich während des Hochwasser-Ereignisses im November 1992 an perennierenden Stellen des Fischbaches anzusammeln, während sie mit der Blattfraktion an den heiden IP ausgewaschen wird (Abb.6). Da an P3 vor dem November-Hochwasser die höchste Menge an Blättern vorhanden ist, kann vermutet werden, daß hier eine geringe Retention vorhanden ist.

# 4.3. Schwebstoffe

CPOM wird im Längsverlauf beim Transport durch mechanisches und biogenes Zerkleinern über FPOM (SPOM+VPOM) zu DOM umgearbeitet und enden als CO<sub>2</sub> (CUMMINS, 1974). FPOM und DOM sind leichter abwärts zu transportieren als grobe Fraktionen, dominieren daher im flußabwärts gerichteten Export (BILBY & LIKENS, 1979) und bilden eine wichtige Nahrungsgrundlage für Makroinvertebraten bzw. Mikroorganismen (CUMMINS, 1990). Der Fischbach bildet vom Schwebstoffgehalt, also der (F)POM-Anteil mit anorganischem Material >0.45 µm, mit Ausnahme von P1 eine Einheit. Die Ursache für das Ausreißen von P1 ist unklar. Die Variabilität der Schwebstoffe tendiert im Längsverlauf zur Abnahme. Die Fraktion FPOM nimmt während eines Hochwassers deutlich zu (FISCHER & LIKENS, 1979), wobei die Konzentration beim aufsteigendem Ast der Pegelgang-Linie höher ist als bei der entsprechenden Durchfluß-Menge beim Abklingen (BILBY & LIKENS, op.cit.). Dieses "wash-out" Verhalten gilt auch für die abiotische Komponente.

#### 6. Zusammenfassung

Die Verteilung und Menge des benthischen partikulären organischen Materials wird vor allem durch die Saisonalität des Eintrages und über Transport durch das hydrologisches Regime bestimmt. Die vertikale Verteilung im Sediment zeichnet sich durch eine Zunahme der Menge und Qualität bis zu einer Tiefe von 40cm aus. Qualitative Unterschiede zwischen perennierenden und intermittierenden Bereichen sind auszumachen. Eine klare Unterscheidung von Fischbach und Hinterer Rettenbach ist aufgrund des BPOM möglich. Der Hintere Rettenbach zeichnet sich durch die außerordentliche gute Qualität seines organischen Materials im Sediment aus.

### LITERATUR

- BILBY, R.E. & G.E. LIKENS (1979). Effect of hydrologic fluctuations on the transport of fine particulate organic carbon in a small stream. Limnology and Oceanography 24, 69-75.
- BRETSCHKO, G. (1992). The sedimentfauna in the uppermost parts of the impoundment "Altenwörth" (Danube, stream km 2005 and 2007). Archiv für Hydrobiologie, Supplementband 84, 131-168.
- BRETSCHKO, G. & W.E. KLEMENS (1986). Quantitative methods and aspects in the study of the interstitial fauna of running waters. *Stygologia* 2, 297-316.
- BRETSCHKO, G. & M. LEICHTFRIED (1987). The determination of organic matter in stream sediments. Archiv für Hydrobiologie, Supplement-Band 68, 403-417.
- BRETSCHKO, G. & K. TOCKNER (1989). Endbericht Fachgruppe Limnologie-Core. Sedimentuntersuchung in Donauufer- und Augewässer bei Hainburg. In: N. HARY und G.A. JANAUER (eds.). Interdisziplinäre Studie Donau. Österreichischer Wasserwirtschaftsverband, Wien. 234-260.

CUMMINS, K.W.(1974). Structure and function of stream ecosystems. BioScience 24, 631-641.

- CUMMINS, K.W.(1974). Invertebrates. In: P.CALOW & G.E.PETTS (eds.). The Rivers Handbook. Volume 1, 234-250.
- FISHER, S.G. & G.E. LIKENS (1973). Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs* 43, 421–439.
- HARTUNG, J. (1991). Statistik. Lehrbuch und Handbuch der angewandten Statistik. R.Oldenbourg Verlag, München. 975 pp.
- HILL, B.H., T.J. GARDNER & O.F. EKISOLA (1992). Benthic organic matter dynamics in Texas prairie streams. Hydrobiologia 242, 1-5.
- HYNE, N.J. (1978). The distribution and source of organic matter in reservoir sediments. Environm. Geol. 2, 279-285.
- KAUSHIK, N.K. & H.B.N. HYNES (1969). The fate of the dead leaves that fall into streams. Archiv für Hydrobiologie 68, 465-515.
- LEICHTFRIED, M. (1986). Räumliche und zeitliche Verteilung der partikulären Substanz (POM particulate organic matter) in einem Gebirgsbach als Energie basis für die Biozönose. Thesis, Universität Wien. 360 pp.
- MOSER, H. (1991). Input of organic matter (OM) in a low order stream (Ritrodat-Lunz study area, Austria. Verh.Internat. Verein.Limnol. 24:1913-1916.
- MOSER, H. (1992). Oberflächeneintrag und Verfrachtung organischer Substanzen bei einem Gebirgsbach. Thesis, Universität Wien. 132 pp.
- STRAHLER, A.N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorpholog. American Geophysical Union Transactions 38, 913-920.

TIMISCHL, W. (1990). Biomathematik. Springer Verlag, Wien. 199 pp.

- TOCKNER, K., C. FESL & H. WEILGUNI (1992). Limnologische Studie Hinterer Rettenbach. Zur ökologischen Stabilität von Reinwasserreserven: Konzeption und Ausarbeitung einer interdisziplinären Langzeitstudie zur Dokumentation und Prognose ausgewählter Umweltparameter im Ökosystem Hinterer Rettenbach. Verein Nationalpark Kalkalpen Eigenverlag, Kirchdorf. 187 pp.
- VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL & R.E. CUSHING (1980). The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37, 130-137.
- WEIGELHOFER, G.(1993). Eintrag an grob-partikulärem organischen Material (CPOM) in einem Bach niederer Ordnung und Abbau von Fallaub. Diplomarbeit, Univ. Wien, 105 pp.

ZÖFEL, P. (1988). Statistik in der Praxis. G.Fischer Verlag, Stuttgart. 426 pp.

Adresse der Autoren: Siccardsburggasse 42/22, A-1100 Wien Linzer Straße 460/6, A-1140 Wien Struktur und zeitliche Variation der Biozönosen benthischer Makroinvertebraten in zwei Karstgewässern mit stark fluktuierendem hydrologischen Regime

Christian FESL

### ABSTRACT

Macroinvertebrate community structure with regard to highly fluctuating discharge was examined in two karstic headwater brooks over a period of one and a half years. Recurrent spates in late spring and late autumn resulted in a 90% reduction of the benthic fauna, but short time recovery occured within two to four weeks. In contrast, populations did not recover from a unique spate in summer over a periode of one year. In late summer, wide areas of one brook fell dry. These sites showed significantly less abundances and different community structures. Durind floods, individual numbers increased at these sites. Some organisms showed significant correlations to current velocity and substrate heterogenity.

Key words: benthic macroinvertebrates, spate, drought, disturbance, recovery, discharge, substrate, diversity.

### Einleitung

Die Umwelt gleicht einer dynamischen, aber im allgemeinen vorhersehbaren "Schablone" ökologischer Strategien (SOUTHWOOD, 1977). So werden Fließgewässerorganismen in iherer Verteilung und Abundanz von ihrer physiologischen Toleranz gegenüber Temperatur, Wasserchemismus, Schüttung etc. innerhalb spezifischer Bereiche der physikalischen Umgebung begrenzt (VANNOTE & SWEENEY, 1980). Dabei deutet die "patchiness" auf ein Muster unterschiedlich gestörter Areale hin (MCAULIFFE, 1983). In der Organisation und Funktion aller Ökosysteme spielen diese "disturbances" eine signifikante Rolle (BAZZAZ, 1983). Sie werden definiert als alle diskreten Ereignisse, die Ökosysteme, Lebensgemeinschaften oder Populationsstrukturen in ihrem zeitlichen Verlauf unterbrechen und die Ressourcen, Substratverhältnisse oder physikalische Umwelt ändern. In einer mathematischen Beschreibung beinhaltet dies jeden Parameter oder jede Änderung, die eine Abweichung des Systemzustandes, des Outputs oder eine Verschiebung über die Grenzen des nominalen Verhaltens hinaus verursacht (siehe Definitionen in YOUNT & NIEMI, 1990). Wichtig für die Auswirkungen einer "disturbance" ist die Häufigkeit, Intensität und der Zeitpunkt ihres Auftretens, sowie die Höhe der Umweltheterogenität (BAZZAZ, 1983). Bewegt sich ein System nach der Störung in die normalen Grenzen zurück, wird dies als "recovery" bezeichnet. Diese Erholungsrate bestimmt ehenso wie die "resistance" gegenüber Störungen die relative Stabilität von Lehensgemeinschaften oder Ökosysteme (YOUNT & NIEMI, 1990). So zeichnen sich die henthischen Biozönosen von Fließgewässern durch eine niedrige "resistance" aus, besitzen jedoch ein hohes Maß an "resilience" (LAKE & BARMUTA, 1986). Die nach Störungen eintretenden Sukzessionen, beinhalten Rekolonisation und darauffolgende strukturelle Änderungen der Gemeinschaften (FISHER, 1983).

Karstgewässer stellen durch ihr stark fluktuierendes Abflußregime besonders wertvolle Untersuchungsareale zum Studium der Auwirkungen von "disturbances" auf Ökosysteme dar. Hochwässer verändern die physikalische Struktur des Gewässersystems durch Umarbeiten der Bachmorphologie und des Substrates. Während die Organismen durch kurzfristigen Abflußspitzen in ihren Dichten stark reduziert werden, erlaubt das Trockenfallen die stattfinden, Zeit für von Bachabschnitten. graduell Verhaltensanpassungen (YOUNT & NIEMI, 1990). Somit können Forschungsarbeiten auf diesem Gebiet auch einen wesentlichen Beitrag zum Verständnis der Beeinflussung von Ökosystemen durch anthropogen bedingte Störungen leisten. In der vorliegenden Studie wird versucht, Auswirkungen von hydrologischen Extremsituationen auf die benthische Besiedlung hinsichtlich Abundanz und Struktur quantitativ darzulegen. Desweiteren wird auf Unterschiede zwischen zwei Bächen des gleichen Gebietes in ihrer biozönotischen Zusammensetzung, sowie Beziehungen der Organismen zu abiotischen Parametern, wie Substratbeschaffenheit und Fließgeschwindigkeit, eingegangen.

### Material und Methode

## Untersuchungsareal

Das Untersuchungsareal ist an der Südseite des Sengsengebirges in Oberösterreich gelegen. Es umfaßt das Karstgewässersystem "Hinterer Rettenbach - Fischbach", zwei

Bäche niederer Ordnung, die sich durch starke Schwankungen in ihrem hydrologischen Regime auszeichnen. Einerseits treten kurzfristig extreme Abflußspitzen auf, andererseits fallen einige Bachabschnitte während Perioden geringer Schüttung völlig trocken (siehe WEILGUNI, dieser Band). Nach ihren Unterschieden hinsichtlich Abflußverhalten und Chemismus (siehe FESL, dieser Band) dürften die beiden Bäche zwei verschiedene hydrographische Einzugsgebiete entwässern.

Im Verlauf des Fischbaches werden vier Probenstellen eingerichtet: zwei permanent überströmte Bereiche (Stelle P1 und P2) und zwei intermittierende Stellen (P3 und P4). Nach einer Fließstrecke von insgesamt etwa 2,7 km ab seiner Quelle mündet der Fischbach in den Hinteren Rettenbach. Hier befindet sich die Probenstelle P5 und 170 m weiter bachabwärts die Stelle P6. (Eine genauere Beschreibung ist bei WEILGUNI, dieser Band, sowie TOCKNER et al., 1992, zu finden.)

### Probennahme

Der Untersuchungszeitraum beträgt Mai 1991 bis Dezember 1992, die Probennahmen erfolgen von Mai bis September alle zwei Wochen, von Oktober bis April monatlich. Die Stelle P5 wird lediglich bis Mai 1992 besammelt. Die Beprobung des Makrozoobenthos erfolgt mit einem modifizierten "NEILL-Sampler" (SCHWOERBEL, 1986). Die Besammlungsfläche beträgt 5 dm<sup>2</sup>, die Maschenweite des Auffangnetzes 0,1 mm. An jeder Probenstelle werden drei bis fünf Parallelproben entnommen. Dabei wird der "Sampler" vorsichtig auf das Sediment aufgesetzt und die Organismen vom eingeschlossenen Sediment abgebürstet. Durch die Strömung werden die Organismen dann in das Auffanggefäß gespült. Zur Konservierung der Proben wird 30% iges Formaldehyd verwendet. An jeder Sammelposition wird die Entfernung vom Ufer, die Wassertiefe und die Heterogenität des Substrates ermittelt. Das verwendete Heterogenitätsmeßgerät ist eine Modifikation des bereits bei GORE (1978) bzw. STATZNER (1981) vorgestellten Gerätes. Dabei wird eine Kunststoffplatte, die dem "Sampler" aufgesetzt wird, von 15 zufällig angeordneten, gleichlangen Metallstäben durchbohrt. Durch das Verschieben der Stangen in ihrer Höhe bei Berührung mit der Sedimentoberfläche geben die Längen der über die Platte ragenden Stäbe angenähert die Struktur der Oberfläche wieder. Die Standardabweichung dieser Längen wird als Maß für die Heterogenität herangezogen.

An mehreren Terminen wird die mittlere Strömungsgeschwindigkeit an der Sammelposition mittels Ott-Flügel ermittelt. Sein Flügeldurchmesser beträgt 3 cm, die Expositionsdauer 30 sec. Zusätzlich wird an einigen Terminen der hydraulische Stress an der Gewässersohle bestimmt. Halbkugeln gleicher Größe und Oberflächenbeschaffenheit, jedoch unterschiedlichen spezifischen Gewichtes werden auf eine am Gewässergrund horizontal ausgerichteten Platte aufgesetzt. Die dichteste Halbkugel, die sich durch die Strömung noch verschieben läßt, wird dann für die Berechnungen sedimentnaher hydraulischer Parameter herangezogen (nach STATZNER & MÜLLER, 1989).

## Probenaufbereitung:

Das Makrozoobenthos wird im Labor durch ein 100 µm-Netz geschlämmt, unter der Stereolupe bei 10- bis 40-facher Vergrößerung vom organischen Material getrennt und auf großtaxonomischen Niveau bestimmt. Für die Artdetermination werden Vergleichspräparate angefertigt.

## Datenanalyse

Die erforderliche Stichprobenanzahl (n) bei vorgegebener Genauigkeit (G) und Sicherheit wird nach der Formel

$$n = \frac{(t \times s)^2}{(G \times \overline{x})^2}$$

berechnet, wobei s = Standardabweichung,  $\vec{x}$  = Mittelwert und t = t-Wert der STUDENT-Verteilung bei bestimmter Sicherheit und Probenzahl.

Als Maß für die Besiedlungsstruktur wird der Diversitätsindex nach SHANNON & WIENER (H') (1963), sowie der SIMPSON-Index (S) (1949) verwendet:

$$H' = -\Sigma p_i \ln p_i ,$$
  
$$S = \Sigma \left( \frac{n_i (n_{i+1})}{N(N-1)} \right).$$

wobei  $p_i$  = Anteil der Individuen im i-ten Taxon,  $n_i$  = Zahl der Individuen in der i-ten Art und N = Gesamtzahl der Individuen. Der SIMPSON-Index wird dann zwecks besserer Vergleichbarkeit in seiner reziproken Form angewandt. Die statistischen Auswertungen richten sich nach einschlägiger Literatur (ZÖFEL, 1988; BACKHAUS et al., 1990; ELLIOTT, 1977; SCHLITTGEN, 1991; HARTUNG & ELPELT, 1992). An den Individuenzahlen wird eine ln(x+1)-Transformation durchgeführt, um die Daten parametrischen Tests zugänglich zu machen. Neben einer deskriptiven Datenanalyse werden verschiedene Testverfahren für den Vergleich der genommenen Proben herangezogen. Regressionsanalysen dienen der Erfassung von Beziehungen zwischen Individuen und abiotischen Parametern. Mittels t-Test nach STUDENT werden aufeinanderfolgende Termine auf signifikante Veränderungen hinsichtlich Abundanzen und Besiedlungsstruktur geprüft. Einfache Varianzanalysen (ANOVA) mit anschließenden STUDENT-NEWMANN-KEULS-Tests, sowie eine Cluster-Analyse sollen strukturelle Unterschiede zwischen den sechs Probenstellen aufzeigen. Die statistischen Berechnungen werden mit dem Programmpaket SPSS<sup>x</sup> durchgeführt.

### Ergebnisse

Statistische Absicherung der erhobenen Probenzahlen

Den Berechnungen zur Bestimmung der Genauigkeit der erhobenen Daten und der erforderlichen Stichprobenanzahlen bei vorgegebenen Sicherheiten und Genauigkeiten liegen die Daten des ersten Probennahmetermins am 2.5.1991 zugrunde. Bei fünf Stichproben pro Probenstellen und einer Sicherheit von 70% wird, ausgenommen an der Stelle P3, eine Genauigkeit von 30% erreicht. Höhere Genauigkeiten und Sicherheiten, z.B. eine Genauigkeit von 10% und eine Sicherheit von 95% würden an einigen Stellen über 50 Stichproben erfordern (vgl. TOCKNER et al., 1992).

## Individuenzahlen

Die Gesamtzahl an Individuen, die mit dem "NEILL-Sampler" im Untersuchungszeitraum von Mai 1991 bis Dezember 1992 in 431 Einzelproben entnommen wurden, beläuft sich auf 394.942, das sind im Durchschnitt 916 Individuen pro Probe. Auf den Quadratmeter umgerechnet ergibt dies insgesamt ca. 8,1 Mio. Individuen bzw. 19000 Individuen pro Probe. Hinzu kommen noch jene, die mittles "Freeze-Core"-Technik entnommen wurden. Bisher konnten 66 Arten bestimmt werden (vgl. TOCKNER et al, 1990; TOCKNER et al.

# Ergebnisse für die Probenstellen im Längsverlauf

### Individuendichten der Großtaxa

Die absoluten sowie relativen Abundanzen der untersuchten Großgruppen sind in der Tabelle 2 angeführt. Die höchsten mittleren Abundanzen werden an der Stelle P1 mit  $34432 \pm 4367$  Individuen/m<sup>2</sup> erreicht. Dominierend sind hier die Chironomidae  $(38,6\% \pm 1,8)$ , die Ephemeroptera  $(35,3\% \pm 1,6)$ , sowie die Plecoptera  $(18,0\% \pm 1,1)$ . An der darauffolgenden Stelle P2 liegt die mittlere Gesamtabundanz bei 22463 ±1854 Individuen/m<sup>2</sup>. Auch hier stellen die gleichen Großtaxa in der selben Reihenfolge den größten Anteil  $(36,5\% \pm 2,5; 17,9\% \pm 2,5; 11,0\% \pm 1,6)$ . Gegenüber diesen permanent überströmten Bereichen weisen die intermittierenden Stellen des Fischbaches deutlich geringere mittlere Gesamtdichten auf. An P3 liegen sie bei  $4124 \pm 614$  Individuen/m<sup>2</sup>, an P4 bei 2934.3 ± 520 Individuen/m<sup>2</sup>. Hier folgen auf die auch hier abundantesten Chironomiden  $(32,8\% \pm 4,3 \text{ bzw}, 36,4 \pm 3,9)$  die Oligochaeta mit  $22,2\% \pm 3,9$  bzw. 18,6  $\pm 3,3$ . An der Stelle P3 übertreffen prozentuell die Plecoptera die Ephemeroptera, an der Stelle P4 tritt erstmals im Längsverlauf Niphargus sp. auf. Desweiteren erreichen die aufgefundenen Collemholen an beiden trockenfallenden Stellen über 5%, während sie an den übrigen Probenpunkten kaum ins Gewicht fallen. Die Stellen nach dem Zusammenrinn der beiden Bäche im Hinteren Rettenbach weisen dann wieder höhere Individuenzahlen auf: P5 mit  $13473 \pm 1498$  Individuen/m<sup>2</sup> und P6 mit  $19978 \pm 2134$  Individuen/m<sup>2</sup>. An der Stelle P5 übertreffen die Ephemeroptera mit  $29,6\% \pm 2,2$  und die Plecoptera mit  $26,6\% \pm 1,9$  die Chironmidae ( $25,1\% \pm 2,2$ ). Hydracarina sind wie auch der Höhlenkrebs Niphargus sp. von allen untersuchten Stellen hier am stärksten vertreten. Dasgleiche gilt für die Turbellaria, die vor allem in kaum fließenden Wasser oder übriggebliebenen Pools massenhaft in Erscheinung treten können. Die Stelle 6 weist die höchsten Zahlen an Nematoden, Ostracoda und Harpacticoidea auf. Prozentuell führen wieder die Ephemeroptera  $(35,2\% \pm 1,9)$ , die Chironomiden  $(35,0\% \pm 2,1)$  und die Plecoptera  $(15,9\% \pm 1,0)$ .

# Klassifizierung der Probenstellen nach den Individuendichten

Varianzanalysen über die Probenstellen hinsichtlich der Abundanzen der Großtaxa lassen charakteristische Muster erkennen. So unterscheiden sich die sechs Stellen nach den häufigsten Gruppen Ephemeroptera, Plecoptera und Chironomidae höchst signifikant (p<0,001). In diesen drei Fällen trennen sich die intermittierenden Bereiche P3 und P4 im Fischbach von den übrigen zumindest signifikant (p<0,05) ab. Dasgleiche gilt für die Gruppen Trichoptera, Turbellaria, Hydracarina und Collembolen. Zusätzlich sind die Ephemeroptera an der Stelle P5 weniger stark vertreten (p<0,05), während die Turbellaria hier deutlich abundanter als an den restlichen Probenarealen sind (p<0,05). Die hohen Chironomidenzahlen an P1 und P2 lassen diese heiden Stellen als wenigstens signifikant (p<0,05) von den restlichen abgrenzen. Die Oligochaeten, die an den trockenfallenden Stellen prozentuell die zweithäufigste Gruppe stellen, sind an allen Probenstellen in ähnlichen Dichten vertreten. Lediglich an P1 liegen die geringeren Individuenzahlen höchst signifikant (p<0,001) unter denen der übrigen Stellen. Die Ostracoda treten im Hinteren Rettenbach (P5 und P6) in höchst signifikant höheren Abundanzen (p<0,05) als im Fischbach auf. Die nur an den Stellen P4 his P6 zu findenden Höhlenkrebse (Niphargus sp.) sind an P4 und P5 ebenfalls in höheren Zahlen zu finden (p<0,001). Die Stelle P2 unterscheidet sich hinsichtlich des Coleopteren-Vorkommens zumindestens signifikant (p<0,05) von den ührigen. Gemäß dem Auftreten der Simuliiden kann man deutlich zwei Gruppen von Probenstellen unterscheiden: so sind die Stellen P1, P2 und P5 höchst signifikant (p<0,001) von P3. P4 und P6 verschieden. Nach den restlichen Dipteren grenzt sich die Stelle P4, als auch P5 von den übrigen ab (p<0,05). Die Auftrennung der Probenstellen hinsichtlich ihrer Gesamtabundanzen gleicht jener nach den Chironomiden. Hier spalten sich P3 und P4, sowie P1 und P2 von den übrigen ab (p<0,001).

Eine auf der Basis der Ahundanzen aller Großgruppen durchgeführte Cluster-Analyse trennt die Probenstellen in zwei Gruppen auf, wobei die intermittierenden den permanent gefluteten Stellen gegenüberstehen (Abb. 1a). Von letzteren spaltet sich die Stelle P5, an dem die beiden Bäche ineinandermünden, deutlich ab. Am ähnlichsten sind sich nach diesem Verfahren die Stellen P1 und P6.

# Struktur der Lebensgemeinschaft im Längsverlauf

Die anhand der Großtaxa über den gesamten Zeitraum gemittelten Diversitätsindices nach SHANNON & WIENER (1963) liegen an den Probenstellen zwischen 1,16 und 1,40 (Tab. 3). Der höchste Wert mit 1,40  $\pm$  0,04 ist an der Stelle P5, die geringsten sind an den intermittierenden Bereichen P3 und P4 mit 1,18  $\pm$  0,04 bzw. 1,16  $\pm$  0,04 zu finden. Das gleiche Ergebnis wird bei der Anwendung des reziproken SIMPSON-Index erhalten. Dem höchsten Wert an P5 (3,35  $\pm$  0,13) stehen die geringsten gemittelten Indices an den Stellen P3 und P4 (2,66  $\pm$  0,15 und 2,62  $\pm$  0,12) gegenüber. Klassifizierung der Probenstellen nach der Struktur der Lebensgemeinschaft

Die Varianzanalysen ergeben eine höchst signifikante Auftrennung (p<0,001) der Probenstellen nach beiden Diversitätsindices, wobei die Stelle P5 zumindest hoch signifikant (p<0,05) von den restlichen verschieden ist. Ebenso spaltet sich diese Stelle bei der Durchführung einer Cluster-Analyse von den anderen klar ab (Abb. 1b). Gruppen geringerer Gewichtung bilden P1, P3 und P4 einerseits, sowie P2 und P6 andererseits.

Zeitliche Dynamik

Zeitliche Veränderungen in den Individuendichten

Perennierende Bereiche im Fischbach (P1 und P2)

An der Probenstelle P1 und P2 liegt zu Beginn der routinemäßigen Aufsammlungen die Gesamtabundanz etwas über dem 11/2-jährigen Durchschnitt (Abb. 2a). Eine Abnahme der Individuendichte im Mai 1991 fällt signifikant aus (p<0,05) und trifft vor allem die Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera und Simulidae. In diesem Zeitraum erreichen die Niederschläge 50 mm/Tag, was eine erhöhte Schüttung annehmen läßt (vgl. WEILGUNI, dieser Band). Nach einem geringen Anstieg in der Zahl an Benthosorganismen, kommt es nach einer Hochwasserspitze Anfang August zu einer höchst signifikanten Reduktion der Organismen (p<0,001) um 90%, von der alle aufgefundenen Großtaxa betroffen sind. Danach werden erst Mitte Herbst die ursprünglichen Werte erreicht und steigen im November noch weiter an. Ende Dezember kommt es wieder zu einer dramatischen Abnahme in der Individuendichte (96%), die jedoch nicht signifikant ausfällt. Wie bereits im August zieht sich diese Reduktion durch sämtliche Großtaxa hindurch. Vor allem die Chironomiden erleiden prozentuell eine starke Einbuße (Abb 3a). Nach Dichteschwankungen im Frühjahr, die vor allem die Insektenfauna betrifft, steigen die Abundanzwerte im August um 70% an (p<0,01) und erreichen Anfang September mit 218000 Individuen/m<sup>2</sup> ihr Maximum. Dies ist vor allem auf das massenhafte Auftreten von Ephemeroptera zurückzuführen. Darauf folgt eine signifikante Abnahme (p<0,05) um 39%, wobei die Ephemeroptera weiterhin prozentuell am stärksten vertreten sind.



Abbildung 2: Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichungen der Gesamtabundanzen im Untersuchungszeitraum von Mai 1991 bis Dezember 1992 an den Probenstellen P4 bis P6. Die Sterne zeigen signifikante Unterschiede zu den jeweils vorangegangenen Terminen an: \* p<0,05, \*\* p<0,01, \*\*\* p<0,001, die Pfeile markieren Hochwasserereignisse. k. A. = keine Angaben.



Abbildung 3: Relative Abundanzen ausgewählter Großgruppen im Zeitverlauf von Mai 1991 bis Dezember 1992. a) bis f) Probenstellen P1 bis P6. Oli = Oligochaeta, Eph = Ephemeroptera, Plec = Plecoptera, Col = Coleoptera, Trich = Trichoptera, Ch = Chironomidae, Dipt = Diptera, Rest = restliche Großtaxa (siehe Text).



Abbildung 3c: Relative Abundanzen ausgewählter Großgruppen im Zeitverlauf von Mai 1991 bis Dezember 1992 an der Stelle P3. Oli = Oligochaeta, Eph = Ephemeroptera, Plec = Plecoptera, Col = Coleoptera, Trich = Trichoptera, Ch = Chironomidae, Dipt = Diptera, Rest = restliche Großtaxa (siehe Text).


Abbildung 3e: Relative Abundanzen ausgewählter Großgruppen im Zeitverlauf von Mai 1991 bis Dezember 1992 an der Stelle P5. Oli = Oligochaeta, Eph = Ephemeroptera, Plec = Plecoptera, Col = Coleoptera, Trich = Trichoptera, Ch = Chironomidae, Dipt = Diptera, Rest = restliche Großtaxa (siehe Text).



1

I.

Abbildung 3f: Relative Abundanzen ausgewählter Großgruppen im Zeitverlauf von Mai 1991 bis Dezember 1992 an der Stelle P6. Oli = Oligochaeta, Eph = Ephemeroptera, Plec = Plecoptera, Col = Coleoptera, Trich = Trichoptera, Ch = Chironomidae, Dipt = Diptera, Rest = restliche Großtaxa (sielhe Text).

überwiegen. An P5 sinkt im März die benthische Besiedlung um 85% höchst signifikant (p<0,001). Auch die Stelle P6 weist ab diesem Termin geringere Abundanzen auf. Erst ab August steigen die Individuenzahlen an und erreichen Anfang November Maximalwerte mit bis zu 102500 Individuen/m<sup>2</sup>. Nach dem Hochwasser Ende November sind an dieser Stelle höchst signifikant (p<0,001) geringere Abundanzen nachzuweisen. Die Reduktion beläuft sich dabei auf 87%.

# Struktur der Lebensgemeinschaft im Zeitverlauf

Nach einer Abnahme in der Diversität der Lebensgemeinschaften im Mai und Juni 1991, die vor allem an den Probenstellen P1, P3, P4 und P6 augenfällig ist, kehren die Indices spätestens im Juli zu ihren Anfangswerten zurück (Abb. 4a bis f). Nur an den intermittierenden Bereichen bleiben die Werte gensenkt. Einem kleineren Einbruch in der Diversität an den Stellen P1 und P6 im September, folgt an P6 von Oktober bis Dezember ein starker Rückgang. Im Dezember ist die Besiedlungsstruktur auch an der Stelle P1 und P5 weniger divers. An der Stelle P1 kommt es wie im ersten Untersuchungsjahr im Juni zu einer Abnahme in der Diversität.

Morphologische und hydrologische Parameter

Die mittleren Wassertiefen, Substratheterogenitäten, die mittleren Fließgeschwindigkeiten sowie die sedimentnahen hydraulischen Parameter, die an den Sammelpositionen der sechs Probenstellen genommen werden, sind in Tabelle 4 aufgelistet. Die unterschiedliche Bachmorphologie ist hier an den unterschiedlichen mittleren Wassertiefen der Probennahmestellen erkennbar. Auch eine ANOVA über alle Probenstellen in Bezug auf diese Größe trennt die Stellen des Hinteren Rettenbach von den übrigen höchst signifikant (p<0,001). Die Substratverhältnisse sind an den beiden intermittierenden Stellen sowie an P6 im Durchschnitt weniger heterogen als an den restlichen Probenarealen. Tatsächlich signifikante Unterschiede (p<0,05) in derHeterogenität der Sedimentoberfläche besitzen lediglich P5 - gegenüber allen anderen Stellen - sowie P1 gegenüber P6. Die höchsten mittleren Strömungsgeschwindigkeiten an den Sammelpositionen sind an den Stellen P1 und P5 zu finden, die niederste an P6.







Abbildung 4d) bis f): Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichungen der Diversitätsindices nach Shannon & Wiener (H') an den Probenstellen P4, P5 und P6 im Zeitverlauf. Die Sterne zeigen signifikante Unterschiede zu den jeweils vorangegengenen Terminen an: \* p < 0,05, \*\* p < 0,01, \*\*\* p < 0,001, die Pfeile markieren Hochwasserereignisse, k. A. = keine Angaben.

Die sedimentnahe Fließgeschwindigkeit erreicht an P1 und P2 ihre höchsten mittleren Werte. Zu beachten ist, daß diese Daten sich lediglich auf die Sammelpositionen und nicht auf ein gesamtes Probenareal beziehen. Über alle Stellen errechnet sich eine höchst signifikante Korrelation zwischen mittlerer und sedimentnaher Fließgeschwindigkeit (r = 0.61, p<0.001).

Tabelle 4: Morphologische und hydrologische Kenngrößen an den Sammelpositionen über den Untersuchungszeitraum gemittelt. P1 bis P6 = Probenstellen 1 bis 6. Tiefe in [cm], Het = Heterogenität [cm], Flg = mittlere Fließgeschwindigkeit [m/s], Sed-Flg = Fließgeschwindigkeit knapp über der Sedimentoberfläche [m/s], x = Mittelwert; S.E.M. = Standardfehler des Mittelwertes, n = Stichprobenanzahl.

		P1	P2	P3	P4	P5	P6
Tiefe	x	13,1	12,2	11,6	12,9	20,9	22,7
	S.E.M.	±0,6	0,9	±0,8	±0,9	±1,1	±0,9
	n	112	39	38	52	77	108
Het	x	2,21	2,71	1,86	1,91	2,25	1,96
	S.E.M.	±0,09	±0,81	±0,12	±0,12	±0,11	±0,10
	n	97	28	29	44	67	93
Flg	x	0,67	0,48	0,37	0,39	0,79	0,36
	S.E.M.	±0,09	±0,06	±0,05	±0,08	±0,23	±0,05
	n	44	21	22	19	14	39
Sed-Flg	x	0,45	0,45	0,39	0,33	0,39	0,32
	S.E.M.	-		-	-	-	-
	n	17	14	8	11	20	23

Beziehungen der Individuendichten zu ausgewählten Umweltparametern

An der Stelle P1 können signifikante Beziehungen zwischen den abundantesten Großtaxa und den sedimentnahen hydraulischen Bedingungen nachgewiesen werden (Abb. 5a bis d). Die stärkste positive Korrelation zu diesem Parameter wird von den Chironomiden erreicht (r = 0.84, p<0.001). Desweiteren sind die Simuliidae hoch signifikant mit der Schüttung doppelt-logarithmisch korreliert (Abb. 8a). An der intermittierenden Stelle P3 kommt es mit steigender Schüttung zu einer Abnahme der Oligochaeten (r = 0.91, p<0.01), während die Ephemeropteren-Zahlen steigen (r = 0.88, p<0.01) (Abb. 8b und c). An der Stelle P4 nehmen die Individuendichten der Oligochaeta und der Plecoptera mit steigender Substratheterogenität zu (r = 0.48, p<0.05 bzw. r = 0.51, p<0.01) (Abb. 6a und b). Ephemeroptera und Plecoptera zeigen eine deutliche Abnahme mit der Entfernung vom rechten Ufer (Abb. 6c und d). Die mittlere Schüttung ist zudem mit den Chironomiden-Zahlen korreliert (r = 0.78, p<0.01) (Abb. 8d). An der Stelle P5 weisen die Chironomiden-



Abbildung 5: Regressionen zwischen sedimentnahen, hydraulischen Parametern, ausgedrückt in Hemisphären unterschiedlichen Gewichtes, und Abundanzen von Großgruppen an der Stelle P1. a) Ephemeroptera, b) Plecoptera, c) Chironomidae, d) Gesamtabundanzen.



Abbildung 6: Regressionen zwischen Abundanzen und Umweltparametern an der intermittierenden Stelle P4. a) Beziehung Oligochaeta - Substratheterogenität, b) Plecoptera - Substratheterogenität, c) Ephemeroptera - Entfernung vom rechten Ufer als Zeiger eines Gradienten in der Substratbeschaffenheit, d) Plecoptera - Entfernung vom rechten Ufer.



Abbildung 7: Regressionen zwischen Abundanzen und Umweltparametern an der Stelle P5.
a) Beziehung Chironomidae - Entfernung vom rechten Ufer als Zeiger eines Umweltgradienten,
b) Gesamtabundanzen - Entfernung vom rechten Ufer, c) Chironomidae - Substratheterogenität
d) Diversität - Entfernung vom rechten Ufer.





sowie die Gesamtabundanzen negative Beziehungen zur Entfernung vom rechten Ufer auf, während die Diversität zum linken Ufer hin zunimmt (Abb. 7a, b und d). Mit steigender Heterogenität der Stromsohle ist eine Zunahme an Chironomiden zu verzeichnen (Abb. 7c). An der Stelle P6 sind die Ephemeroptera und Plecoptera zur mittleren Fließgeschwindigkeit korreliert (r = 0,77, p<0,001, r = 0,76, p<0,001).

## Diskussion

Das stark variable hydrologische Regime des Fließgewässersystems "Hinterer Rettenbach -Fischbach" spielt in der Strukturierung des Makrozoobenthos sowohl in zeitlicher als auch räumlicher Hinsicht eine Hauptrolle. So unterliegen die Abundanzen im Jahresverlauf enormen Fluktuationen, die nicht nur saisonale, biotisch bedingte Erscheinungen (z.B. lifecycles) wiederspiegeln, sondern in hohem Ausmaß von den Abflußverhältnissen abhängen. Demgegenüher weichen die Reaktionen der benthischen Fauna auf die hydrologischen Extremereignisse an den intermittierenden Stellen grundlegend von jenen der perennierenden ab, weswegen diese Bereiche in der Folge gesondert behandelt werden.

An den ständig überströmten Stellen kann eine räumliche Trennung entsprechend der Bachzugehörigkeit vorgenommen werden. Diese wird jedoch nicht allein durch die Schüttungsverhältnisse gegeben begründet, sondern wird auch maßgeblich von der Bachmorphologie und Wasserchemismus mitbestimmt. So besitzt der Hintere Rettenbach ein weitaus breiteres und tieferes Bachbett, verbunden mit einem entsprechend größeren hydraulischen Querschnitt (siehe WEILGUNI, dieser Band) und weist niedrigere Werte in der Leitfähigkeit, dem pH und der Gesamthärte auf (vgl. FESL, dieser Band). Zudem ist die Sedimentoberfläche mit einem dichten epiphytischen Aufwuchs üherzogen, der an den perennierenden Stellen im Fischbach nur spärlich in Erscheinung tritt. Diese Unterschiede drücken sich in einer höheren mittleren Individuendichte im Fischbach aus, während im Hinteren Rettenbach bestimmte Großtaxa, wie Hydracarina, Turbellaria, Ostracoda, Nematoda und Harpacticoidea, zusätzlich oder vermehrt vorkommen. Eine tatsächliche longitudinale Sukzession, wie sie VANNOTE et al. (1980) in ihrem River Continuum Concept postulieren, ist anhand der Großgruppen zwar schwer nachvollziehbar, doch sprechen einige Anhaltspunkte dafür. So zeigten sich bereits in der Pilotstudie (TOCKNER et al., 1990) auf Artniveau deutliche Unterschiede zwischen den Probenstellen, besonders im Bereich von P5 und P6. Desweiteren weist das vermehrte Auftreten epiphytischer Algen im Hinteren Rettenbach auf einen Anstieg in der Bedeutung der autotrophen Produktion hin. Der vergleichsweise niedrige Gehalt an partikulärem organischen Material in den bachabwärts gelegenen Stellen kann ebenfalls als Anzeichen einer Verschiebung entlang des Kontinuums gewertet werde (vgl. WEILGUNI & TOCKNER, dieser Band).

Eine besondere Stellung unter den ständig überströmten Bereichen nimmt P5 ein. Infolge der Einmischung des Fischbaches in den Hinteren Rettenbach und der damit verbundenen unterschiedlichen Beeinflussung hinsichtlich Wasserchemismus sowie Substratverhältnissen ist hier eine erhöhte räumliche und zeitliche Dynamik gegeben. Dieser Umstand drückt sich in einer gegenüber allen anderen Stellen erhöhten Diversität aus. Entsprechend einem Gradienten zum linksufrig einmündenden Fischbach steigt die Diversität von der rechten zur linken Seite an, während die Gesamtabundanzen abnehmen. Wie aber auch das C/N-Verhältnis in der Sedimentfraktion kleiner 1,0 mm zeigt, zeichnet sich diese Stelle in der besten Nahrungsqualität aus (siehe WEILGUNI, dieser Band). Als dynamisches, zeitlich veränderliches System, das in hohem Maße von der Stärke der Beeinflussung durch die beiden Bäche abhängt und somit einen systemimmanenten Gradienten aufweist, entspricht diese Stelle den grundsätzlichen Anforderungen eines Ökotones (RISSER, 1990). Tatsächlich werden diese Transitionszonen als Bereiche mit relativ höherer hiologischer Diversität angesehen (Holland et al., 1990).

Gravierender als die longitudinalen Unterschiede in den Individuendichten der perennierenden Stellen treten aber die zeitlichen Fluktuationen in der Folge extremer hydrologischer Verhältnisse zutage. Die erhöhten Schüttungen Ende Frühjahr und die Hochwässer Ende Herbst dürften wiederkehrende Ereignisse darstellen. Trotz hoher Verluste in den Abundanzen erholen sich die betroffenen Biozönosen relativ rasch. Bereits nach zwei bis vier Wochen könne vergleichhare Dichten wic vor dem Eintreten dieser Abflußspitzen erreicht werden. Dies deckt sich mit Ergebnissen aus Untersuchunggen an einem intermittierenden Fließgewässer in Australien, in dem sich ebenfalls bereits zwei Wochen nach erhöhten Frühjahrs-Schüttungen die ursprünglichen Individuenzahlen einstellten (BOULTON & LAKE, 1992). Das partikuläre organische Material, daß ebenfalls starke Reduktionen erfährt, benötigt mindestens drei Monate, um in der ursprünglichen Menge vorzuliegen und scheint daher kein limitierender Faktor für die Populationen zu sein. Refugialbereiche der Organismen dürften kleine intermittierende Seitenbäche und die intermittierenden Bereiche im Fischbach, sowie die Bettsedimente darstellen (vgl. TOCKNER, dieser Band). Im Sommer trägt auch Oviposition zur Wiederbesidlung bei. Drift, Migrationen aus dem Substrat und Oviposition stellen daher die hauptsächlichen Rekolonisationsmechanismen dar (WILLIAMS & HYNES, 1976). Interessanterweise kommt es schon einige Tage vor dem Eintreffen der winterlichen Hochwässer zu den drastischen Abundanzeinbrüchen. Die Frage nach der Ursache dieses Phänomens kann an dieser Stelle nicht beantwortet werden. Möglicherweise treffen schon geringe Erhöhungenn in der Schüttung am aufsteigenden Ast der Hochwasserwelle die Organismen in einer kritischen Phase ihrer Entwicklung. 19.00

13

Gegenüber diesen alljählichen Abflußspitzen ist das sommerliche Hochwasser im Juli 1991 ein einmaliges Ereignis und stellt das Paradebeispiel einer "disturbance" dar, da sich durch sein stochastisches Auftreten die Umweltbedingungen derart ändern, daß sie sich aus dem Bereich des "normalen" Durchschnittes entfernen (STANFORD & WARD, 83). Ersichtlich wird dies aus dem Umstand, daß sich die Population im gleichen Jahr nicht mehr erholen dürfte. Die Individuendichten steigen zwar im Hebst wieder an, sind aber weit von den hohen Abundanzen im Herbst des zweiten Untersuchungsjahres entfernt. Eine direkte Beziehung zwischen der mittleren Schüttung und den Individuenzahlen kann unter den Großgruppen nur bei den Simuliiden an P1 nachgewiesen werden, bei denen die Individuen mit der Schüttung zunehmen.

Die Diversität in natürlichen Ökosystemen dürfte mit der zeitlichen und räumlichen Heterogenität der Umwelt korreliert sein. Mit der Zeit stellt sich jedoch ein dynamisches Gleichgewicht zwischen Diversität und der Verfügbarkeit an Ressourcen, zu der auch die Variabilität der Umwelt zählt, ein (STANFORD & WARD, 1983). Die Diversitäten lassen an den perennierenden Stellen kaum Änderungen im Zusammenhang mit dem hydrologischen Regime erkennen. Abnahmen in den Diversitäten, wie sie jeweils im Juli auftreten, resultieren möglicherweise aus der Emergenz einiger Benthosorganismen, die mit anderen Arten in Konkurrenz stehen. Die Emergenz solcher kompetitiv dominierender Taxa hat zwangsläufig eine Reduktion der Diversität zur Folge (REICE, 1985).

Ungewöhnliche Schüttung beeinflußt die Macroinvertebraten von Fließgewässern über den Habitatverlust, reduzierter periphytischer Nahrung und Austrocknung (HYNES, 1958; STEVEN et al., 1984). Die intermittierenden Stellen heben sich von den perennierenden hinsichtlich der makrozoobenthischen Besiedlung nach folgenden Charakterisika ab:

- 1) geringe mittlere Individuenzahlen,
- 2) abeichende relative Abundanzen,
- 3) geringe Diversität und
- 4) abweichendes Verhalten gegenüber hydrologischen Verhältnissen.

Die mittleren Individuendichten sind deutlich geringer als an den übrigen Stellen. Dies deckt sich mit Ergebnissen aus Untersuchungen aus gänzlich trockenfallenden Fließgewässern (BOULTON & LAKE, 1992). Dort konnte gezeigt werden, daß jene Bereiche, die nach dem trockenfallen als "pools" übrigblieben, auch in Zeiten, da der Fluß Wasser führte, höhere Individuenzahlen aufwiesen. An den Stellen P3 un P4 sind es vor allem die ansonsten häufigsten Taxa Ephemeroptera, Plecoptera und Chironomidae, die in geringerer Zahl auftreten. Das bewirkt auch die Verschiebung in den relativen Abundanzen zugunsten der Oligochaeta, die nach den Chironomiden die dominanteste Gruppe stellen. Neben den Individuenzahlen ist auch die Diversität an diesen Stellen am geringsten.

Während die perennierenden Stellen Ende Frühjahr und Ende Herbst aufgrund der hydrologischen Verhältnisse deutliche Abnahmen erfahren, nehmen die Dichten an den intermittierenden Bereichen zu. Auch die relativen Anteile der Ephemeroptera, Plecoptera und Chironomiden steigen an. Vor allem die Ephemeroptera und der Großteil der Chironomiden dürften diese Areale nach der Flutung über die Drift besiedeln (vgl. TOCKNER. dieser Band). wiederum die Drift als wichtigen was Rekolonisationsmechanismus zeigt (WATERS, 1966; WATERS, 1972; TOWNSEND & HILDREW; 1976, BRITTAIN & EIKELAND, 1988). Auch zeigen die Ephemeroptera an der Stelle P3 sowie die Chironomiden an P4 deutliche Zunahmen mit der mittleren Schüttung. Demgegenüber nehmen die Individuendichten der Oligochaeta, die solche Areale über die Bettsedimente wiederbesiedeln, mit steigenden Abfluß ab. Es ist anzunehmen, daß die intermittierenden Bereiche nach Hochwässern Refugialkapazitäten für die dezimierten Poulationnn an den perennierenden Arealen darstellen. Im Gegensatz dazu bilden letztere die Refugialbereiche für die trockenfallenden Areale.

Minshall (1984) hezeichnet das Substrat als die Bühne, auf der das Drama der Ökologie aquatischer Insekten aufgeführt wird. Vor allem die Korngröße des Substrates bestimmt in hohem Maße den Aufbau benthischer Lebensgemeinschaften (MINSHALL & MINSHALL, 1977; REICE, 1980). So spielt neben dem hydrographischen Regime die Substratbeschaffenheit eine wesentliche Rolle. An der Stelle P5 zeigt sich eine Abhängigkeit der Individuenzahlen und der Diversität von einem Gradienten im Querprofil, der von der Einmischung des Fischbaches in den Hinteren Rettenbach herrührt. Die Gradient tritt auch augenfällig durch den Umstand in Erscheinung, daß lediglich die rechte Hälfte dieser Probenstelle einen epilithischen Algenbewuchs aufweist. Hinzu kommt an P5 eine Bevorzugung höherer Substratheterogenität. Diese Heterogenität der Stromsohle ist an der Stelle P2 am höchsten, die geringsten treten an den intermittierenden Bereichen auf. An P4 sind schwache Abhängigkeiten der Individuendichten der Oligochaeta und Plecoptera von der Heterogenität zu ersehen. Dies drückt sich auch in einem Gradienten hinsichtlich der Sohlbeschaffenheit mit der Entfernungg vom Ufer aus. Die Heterogenität ist in der rechtsufrigen Strömungsrinne am größten, während am linken Ufer feines Material den Untergrund bildet. Daraus resultiert eine Abnahme der Ephemeroptera- und Plecoptera-Zahlen zum linken Ufer hin.

An der Stelle P6 nehmen die Ephemeroptera und Plecoptera mit mittlerer steigender Fließgeschwindigkeit zu. An der Stelle P1 zeigen die Ephemeroptera, Plecoptera, Chironomiden und in der Folge die Gesamtabundanzen eine positive Korrelation zur sedimentnahen Fließgeschwindigkeit. Während Temperatur, Wasserchemie oder gelöster Sauerstoff in homogener Weise auf einer längeren Strecke eines Fließgewässers wirken, sind für kleinräumige Verteilungsmuster vor allem Fließgeschwindigkeit, Substrathedingungen, sowie Nahrungsverfügbarkeit bestimmend (Ulfstrand, 1967; Rabeni & Minshall, 1977). Rabeni & Minshall (1977) kommen zu dem Schluß, daß die direkten Einfluß auf die Strömungsgeschwindigkeit einen minimalen Organismenverteilung hat, die Individuen jedoch mehr aud Dichteeffekte reagieren, die eine Funktion des Substrates darstellen, das selbst wiederum von der Strömung beeinflußt wird.

## LITERATUR

- BACKHAUS, K., B. ERICHSON, W. PLINKE & R. WEIBER (1990). Multivariate Analysemethoden: eine anwendungsorientierte Einführung. Berlin. 416 pp.
- Bazzaz, F.A. (1983). Characteristics of poulations in relation to disturbance in natural and man-modified ecosystems. In: H.A. Mooney & M. Godron (eds.). Disturbance and ecosystems. - Components of response. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York-Tokyo. 259 - 275.
- Boulton, A.J. & P.S. Lake (1992 a). The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. II. Comparisons of faunal composition between habitats, river and years. Freshwater Biology 27, 99 - 121.

Boulton, A.J. & P.S. Lake (1992 b). The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. III. Temporal changes in faunal composition. Freshwater Biology 27, 123 - 138.

Brittain, J.E. & T.J. Eikeland (1988). Invertebrate drift - A review. Hydrobiologia 166, 77 - 93.

ELLIOTT, J.M. (1977). Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. Freshwater Biological Association-Publication 25, 159 pp. SOUTHWOOD, T.R.E. (1977). Habitat, the templet for ecological strategies? Journal of Animal Ecology 46, 337 - 365.

- Stanford, J.A. & J.V. Ward (1983). Insect species diversity as a functin of environmental variability and disturbance in stream systems. In: J.R. Barnes & G.W. Minshall (eds.). Stream ecology. - Application and testing of general ecological theory. Plenum Press, New York. 265 - 277.
- STATZNER, B. & R. MOLLER (1989). Standard hemispheres as indicators of flow characteristics in lotic benthos research. Freshwater Biology 21, 445 - 459.
- STATZNER, B. (1981). A method to estimate the population size of benthic macroinvertebrates in streams. Oecologia 51, 157 - 161.
- STEVEN, P.C., L.D. CLINE, R.A. SHORT & J.W. WARD (1984). The macroinvertebrates and fish of a Colorado stream during a period of fluctuating discharge. Freshwater Biology 14, 311 316.
- TOCKNER K., C. FESL & H. WEILGUNI (1992). Limnologische Studie "Hinterer Rettenbach". Zur ökologischen Stabilität von Reinwasserreserven: Konzeption und Ausarbeitung einer interdisziplinären Langzeitstudie zur Dokumentation und Prognose ausgewählter Umweltparameter im Ökosystem "Hinterer Rettenbach". Verein Nationalpark Kalkalpen. Eigenverlag, Kirchdorf. 187 pp.
- Townsend, C.R. & A.G. Hildrew (1976). Field experiments on the drifting, colonization and continuous redistribution of stream benthos. *Journal of Animal Ecology* 45, 759 772.
- Ulfstrand, S. (1967). Microdistribution of benthic species (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Diptera: Simuliidae) in Lapland streams. Oikos 18, 293 - 310.
- VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL & C.E. CUSHING (1980). The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 37, 130 137.
- Vannote, R.L. & B.W. Sweeney (1980). Geographic analysis of thermal equilibria: a conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. American Naturalist 115, 667 - 695.
- Waters, T.F. (1966). Production rate, population density, and drift of a stream invertebrate. Ecology 47/4, 595 - 604.
- Waters, T.F. (1972). The drift of stream insects. Annual Review of Entomology 17, 253 272.
- Williams, D.D. & H.B.N. Hynes (1976). The recolonization mechanisms of stream benthos. Oikos 27, 265 - 272.
- Yount, J.D. & G.J. Niemi (1990). Recovery of lotic communities and ecosystems from disturbance a narrative review of case studies. Environmental Management 14/5, 547 - 569.

ZÖFEL, P. (1988). Statistik in der Praxis. Fischer Verlag, Stuttgart. 426 pp.

Adresse des Autors: Jagdgasse 9/1, A-1100 Wien

San San San

Ver 41.06

# Intermittierende und perennierende Gewässerabschnitte im "Fischbach": Oberflächendrift und Rekolonisation

Klement TOCKNER

# ABSTRACT

Discharge regimes and drift patterns in intermittend and permanent areas are described. Drift, the downstream transport of organisms and organic matter in the water column, is one of the main charakteristics in running water sites. Hence drift densities and drift-benthos relationship are estimated in intermittend and perennial river areas to get some information about the dynamics of (re)colonization patterns. First results support the importance of drift for colonization of the intermittent areas as well as of denudated areas after a spate.

Key words: drift, internittent stream areas, colonization patterns.

## **1. EINLEITUNG**

Der gerichtete Transport, somit auch die Drift (stromabwärts gerichtete Bewegung im Wasserkörper) der organischen Substanzen und der Organismen, ist das Charakteristikum, welches Fließgewässer von anderen Ökosystemen am deutlichsten unterscheidet. Die Drift der benthischen Organismen ist von den unterschiedlichen Dispersionsmechanismen in lotischen Systemen (Drift, stromaufwärtsgerichtete und laterale Bewegung, Eiablage heterotoper Organismen und Vertikalbewegungen in den Bettsedimenten) der Wesentlichste (z.Bsp. TOWNSEND & HIDREW, 1976; WILLIAMS, 1981; BRITTAIN & EIKELAND, 1988). Nach seinen "Ursachen" wird die Drift groh in verhaltensbedingte Drift, Katastrophendrift und konstante Drift ("background drift") unterteilt, eine gegenseitige Abgrenzung bleibt aber mehr als problematisch (WATERS, 1965).

In dieser Studie sind die Ergebnisse einer intensiven Untersuchung von Oktober 1992 bis Jänner 1993 berücksichtigt, wobei zwei Fragenkomplexe zur Disposition stehen. Einerseits geht es um den Vergleich der Driftraten und der Benthos-Drift-Relationen in perennierenden und intermittierenden Gewässerabschnitten, wobei die Bedeutung der Drift für die Kolonisation der intermittierenden Areale nach oberflächiger Flutung besonderes Augenmerk verdient, andererseits um die Auswirkung eines Hochwassers auf das Driftgeschehen und die Benthosverteilungsmuster.

## 2. MATERIAL und METHODIK

Intensive Untersuchungen der Drift werden ab Herbst 1992 durchgeführt (Abb.1). Zu diesem Zwecke werden bei jeder Probennahme neben den routinemäßigen Bentbosaufnahmen Driftnetze exponiert. Eine verzinkte Eisenplatte mit einer Halterung für das Auffanggefäß wird am Gewässerboden (Hauptströmungsrinne) exponiert. Die Probengefäße sind störungsfrei austauschbar. Die Einströmöffnung hat eine Fläche von 95cm<sup>2</sup>, die Maschenweite des Auffangnetzes ist, wie auch die des "Neill-Samplers", 100µm. Die Expositionsdauer beträgt jeweils 5 Minuten. Fünf bis 10 Einzelproben sind je Termin und Probenstelle entnommen worden.



Abbildung 1: Pegelganglinie (Pegelwert in cm) im Fischbach und im Hinteren Rettenbach (Oktober 1992-Jänner 1993). Durchgezogene Linie markiert den kritischen Wert, bei dem die Probenstelle 3 bereits oberflächig trockenliegt (Pst.4: 85cm). Gekennzeichnet sind die Probentermine an denen Benthosund/oder Driftproben gezogen wurden. Zum Zeitpunkt des Hochwassers (22.11.1992) bleiben die Netze nur 15sec exponiert (Verstopfung des Netzes durch die partikulären organischen Substanzen). Nach jeder Probenserie wird zur Determination des Durchflusses mit einem Strömungsflügel (OTT-Flügel, Flügeldurchmesser: 3cm) die Strömungsgeschwindigkeit bei der Einströmöffnung gemessen.

Da die Drift einen ausgeprägten diurnalen Zyklus umschreibt, werden die Proben jeweils zwischen 10 und 15<sup>h</sup> entnommen. Die Proben werden in ein Probengefäß überführt und in 4% Formaldehyd fixiert. Im Labor werden die Organismen mit Hilfe einer Stereolupe gezählt, nach Großgruppen sortiert und taxaspezifisch konserviert. Die Trichopteren und stichprobenweise die Chironomiden sind näher determiniert worden. Das partikuläre organische Material wird fraktioniert (0.1-1.0mm; >1.0mm, Blätter und Holz), getrocknet und bei 490°C (4.5<sup>h</sup>) verbrannt. Die Angaben erfolgen in gAFDW\*m<sup>-3</sup> (aschenfreies Trockengewicht).

Die Driftdichten (Abundanzen und organisches Material je Kubikmeter Wasser) errechnen sich aus der Wassermenge, die in der Zeit (meist 5min) das Sammelnetz durchströmen. Die Driftrate ist die Anzahl der Individuen (oder gAFDW; POM), die je Sekunde einen bestimmten Profilquerschnitt passieren. Die Drift-Benthos-Relation (P) gibt an, wie groß der relative Anteil (%) der benthischen Organismen ist, der sich gerade in der Drift befindet (siehe KONAR, 1990). Diese Relation errechnet sich aus der Benthosdichte, der Driftdichte und der mittleren Wassertiefe (siehe ELLIOTT, 1971).

P(%) = (xd/(NB-xd))\*100,

wobei x die Driftdichte  $(m^{-3})$ , d die mittlere Tiefe (m) und NB die Benthosdichte  $(m^{-2})$  ist.

Die einzelnen Probenstellen und Probentermine werden mittels nonparametrischer statistischer Verfahren verglichen. Die Mittelwertangaben sind, wenn nicht anders erwähnt, geometrische Mittel.

## 3. ERGEBNISSE und DISKUSSION

# Durchflußraten in intermittierenden und perinnierenden Abschnitten

Bevor genauer auf die Driftmuster in den intermittierenden und perennierenden Bereichen eingegangen wird, erfolgt eine kurze hydrographische Charakteristik der perennierenden und intermittierenden Abschnitte im Fischbach. Die Durchflußraten an den jeweiligen Probenstellen zum Zeitpunkt der Beprobungen sind dabei in der Tabelle 1 aufgelistet, wobei die Angahen nur Näherungswerte darstellen können, da die durchgeführten Flügelmessungen (Ott-Strömungsflügel) keine exakten Ergebnisse ermöglichen. Die mittleren Durchflußraten (m<sup>-3</sup>\*sec<sup>-1</sup>) ergeben sich hierbei aus der mittleren Wassertiefe (m), dem benetzten Querschnitt und der mittleren Strömungsgeschwindigkeit (m\*sec<sup>-1</sup>), wobei zumeist drei repräsentative Strömungsmeßpunkte im Querschnitt bestimmt worden sind. Die Ergebnisse zeigen trotzdem die hydrographischen Unterschiede zwischen den drei Probenstellen. Der Oberflächenabfluß ist im perennierenden Probenprofil (Probenstelle 2) etwa zwei bis drei mal so hoch wie im Probenprofil 3. Beim Probenprofil 4 sind die Unterschiede zum Probenprofil 2 geringer (Tab.1). Hier sind es Grundwassereintritte, die eine höhere Flutungsfrequenz bewirken. Dies läßt sich etwa an den vergleichsweise niedrigeren Wassertemperaturen (FESL, dieser Bericht) bei Unterbrechung des longitudinalen Kontinuums feststellen. Auch die Präsenz typischer Grundwasserorganismen (Niphargus spp.) in oberflächennahen Sedimentschichten dieser Stelle unterstreicht diese Annahme (fehlen an der Prst. 2 und 3). Diese Probenstelle fällt daher auch seltener als die Probenstelle 3 trocken (vgl. WEILGUNI, dieser Band; Abb.1 bis 3).

Die höhere hyporheische Aufnahmekapazität im intermittierenden Abschnitt macht sich in erster Linie bei niedrigen und mittleren Wasserständen bemerkbar. Die im Vergleich zum perennierenden Abschnitt größere interstitialle Retention liegt zwischen 0.12 und 0.5m<sup>-</sup> 3\*sec<sup>-3</sup>. Bei höheren Wasserständen dürften die Unterschiede zwischen den beiden Prohenarelaen weitgehend verwischen, da sich die Relation des Oberflächen- zum Interstitialabflußes verschiebt. Die kritische Grenze, bei der Abschnitte zwischen den Probenprofilen 3 und 4 bereits trocken fallen liegt bei etwa einem Durchfluß von 0.05m<sup>-</sup> 3\*sec<sup>-1</sup> (Probenstelle 2; 18.11.1992), bei einem Abfluß <0.04m<sup>-3</sup>\*sec<sup>-1</sup> (Pst.2) dürfte die Probenstelle 3, bei <0.03m<sup>-3</sup>\*sec<sup>-1</sup> auch die Probenstelle 4 bereits oberflächig trocken liegen (Tab.1, Abb.2).

\* 20396.9



Abbildung 2: Schematischer Längsverlauf des Fischbaches zwischen der permanent geströmten Probenstelle 2 und den intermittierenden Probenstellen 3 und 4. Angabe der kritischen Durchflußraten (Pst.2), bei der die intermittierenden Stellen geflutet und oberflächig trocken liegen. Pfeile. Perlokationsrichtung des Oberflächenwassers durch die Bettsedimente bei niedrigen Durchflußraten.

Tabelle 1: Durchflußraten  $(m^{-3}*sec^{-1})$  in den intermittierenden und percnnierenden Bachabschnitten zu unterschiedlichen Probenterminen und Pegelwerten (Annäherungswerte). 22.11.: Hochwasserereignis. Die Pegelwerte vor und nach dem Hochwasserdurchgang sind nicht unmittelbar vergleichbar. (k.A.: keine eigenen Messungen)

		P2	P3	P4
22.10.	(Pegel:104cm)	0.195m <sup>-3</sup>	0.080m <sup>-3</sup>	0.130m <sup>-3</sup>
23.10.	(Pegel:096cm)	0.035m <sup>-3</sup>	0.014m <sup>-3</sup>	0.025m <sup>-3</sup>
29.10.	(Pegel:102cm)	0.175m <sup>-3</sup>	0.070m <sup>-3</sup>	k.A.
18.11.	(Pegel:099cm)	0.048m <sup>-3</sup>	0.020m <sup>-3</sup>	k.A.
22.11.	(Pegel:143cm)	5.000m <sup>-3</sup>	4.450m <sup>-3</sup>	k.A.
26.11.	(Pegel:102cm)	0.190m <sup>-3</sup>	0.060m <sup>-3</sup>	k.A.
3.12.	(Pegel:096cm)	0.085m <sup>-3</sup>	0.030m <sup>-3</sup>	k.A.



\*\* 240 c

-----

· 16.00

L.a

La colicita

-----

The states of the states

Assistance.

P 14

Abbildung 3: Zeitliche Abfolge zwischen Flutung und "Trockenfallen" der intermittierenden Bachabschnitten, dargestellt anhand der Pegelganglinie im Fischbach (Oktober 1992 - Mai 1993): Pst.4: kritische Grenze des oberflächigen Trockenfallens: 85cm; Pst.3: 90cm.

Wie bereits in der Einleitung zu diesem Band hingewiesen (TOCKNER, 1.Kapitel), können in den Karstbächen zu allen Jahreszeiten einzelne Abschnitte trockenfallen (im Gegensatz zu intermittierenden Gewässern semiarider und arider Gebiete). Diese hohe Dynamik zwischen oberflächliger Trockenheit und Überflutung charakterisiert auch die Fließgewässer im Nationalparkgebiet. Am Beispiel des untersuchten "Fischbachs" wird diese Periodizität in der Abbildung 3 dargestellt, wobei die Probenstelle 3 eine höhere Frequenz des Trockenfallens, als die Probenstelle 4 zeigt. Im Zeitraum von acht Monaten (Oktober 1992 bis Mai 1993) können an der Probenstelle 4 acht Trocken- und sieben Fließperioden beobachtet werden, wobei die einzelnen Phasen von wenigen Tagen bis zu mehr als einen Monat dauern können. An der Probenstelle 3, wo als empirischer kritischer Pegelwert 90cm angenommen wird, sind 10 Trocken- und 9 Fließzeiten festzustellen. Dieses Phänomen der alternierenden Abfolge von Trockenheit und Flutung erweist sich als idealer Untersuchungsgegenstand für Rekolonisationsversuche. Dieses "pulsed ecosystem" wird daher in Zukunft besonders eingehend untersucht.

### Driftdichten und Driftraten

Die Driftdichten, das heißt die Anzahl der pro Volumseinheit transportierten Individuen, schwanken zwischen 11.5 Individuen (Pst.4, 18.11.) und 1.690 Individuen je Kubikmeter (22.11.; Pst.2 und 4; Tab.2). Da die höchsten Werte während des Durchgangs eines Hochwassers erreicht werden, sind die Unterschiede in den Driftraten noch weitaus größer. Eine grobe Kalkulation ergibt für die Probenstelle 2 vor dem Hochwassereigniss eine Driftrate von etwa 1.1\*10<sup>5</sup> Individuen in 24 Stunden (Durchfluß: etwa 0.05m<sup>-3</sup>\*sec<sup>-1</sup>), während des Hochwasserabflußes aber von 1.5\*108 Individuen (Durchfluß: etwa 5m<sup>-3</sup>). Auch hier gilt die Annahme, vergleichbar dem Transport des partikulären organischen Materials (WEILGUNI & TOCKNER, dieser Band), daß die höchsten Werte bereits unmittelbar beim Überschreiten der "bankfull" Marke erreicht worden sein dürften, und zum Zeitpunkt der Probennahme die Dichten bereits wieder im Sinken begriffen sind. Demnach dürften während eines singulären Hochwasserereignisses mehr Organismen einen Bachquerschnitt passieren als ansonsten während eines gesamten Jahres. Dies stimmt mit den Ergebnissen einer intensiven Driftuntersuchung während eines Hochwassers im Lunzer Seebach gut überein (TOCKNER, 1990), wenngleich hier die Driftdichten etwa 10-fach höher sind wie im Lunzer Seebach (vgl. TOCKNER, 1990; WARINGER, 1992).

Tabelle 2: Driftdichten zu unterschiedlichen Sammelterminen und an ausgewählten Probenstellen. Q5min: Durchfluß durch das Sammelgefäß in fünf Minuten (22.11.; 15sec Expositionszeit); N: Driftdichte (m<sup>-3</sup>); CPOM, FPOM: Driftdichte des partikulären organischen Materials, gAFDW\*m<sup>-3</sup>); arithmetisches Mittel, n=3-6.

.

\*\*\*\*\*\*

Probenstelle		2	3	4	6
22/23.10.1992	O5min(m <sup>-3</sup> )	1.24	1.09	1.68	-
	$N(m^{-3})$	59.7	94.2	69.8	-
	CPOM (gAFDW* $m^{-3}$ )	0.014	0.11	3.390	-
	FPOM (gAFDW*m <sup>-3</sup> )	0.005	0.0045	0.032	-
		(23.10)	(23.10.)	(22.10)	
29.10.1992	$O5min(m^{-3})$	2.3	1.72	-	
	N (m <sup>-3</sup> )	45.1	56.8	-	-
	CPOM (gAFDW*m-3)	0.178	0.144		-
	FPOM (gAFDW*m <sup>-3</sup> )	0.006	0.003	-	-
18 11 1992	$O5min(m^{-3})$	1.78	0.67	1.50	
10.11.1772	N (m-3)	25.6	194	11.5	
	CPOM (#AFDW*m-3)	0 147	0.0814	0.0085	-
	FPOM (gAFDW*m <sup>-3</sup> )	0.006	0.0134	0.0045	-
22 11 1992	$O15sec(m^{-3})$	0.21		0.17	0.14
22.11.1.772	N (m <sup>-3</sup> )	1563	wieP4	1825	778
	CPOM (PAFDW*m-3)	3.99	wieP4	10.03	5.40
	FPOM (gAFDW*m <sup>-3</sup> )	6.32	wieP4	3.11	1.28
26 11 1002	$O_{\text{5min}(m^{-3})}$	1 78	1 38	2.06	
20.11.1976	N (m-3)	155	318	463	
	CDOM (a AEDW/*m-3)	0.0029	0.004	0.0038	
	FPOM (gAFDW*m <sup>-3</sup> )	0.0076	0.007	0.0054	-
3.12.1992	$Q_{2}^{5}min(m^{-3})$	2.68	0.86	1.14	-
	N (m <sup>-3</sup> )	55.4	285	185	-
	CPOM (gAFDW*m <sup>-3</sup> )	0.004	0.177	-	-
	FPOM (gAFDW*m <sup>-3</sup> )	0.002	0.007	0.001	
5.1.1993	Q5min(m <sup>-3</sup> )	1.04			
Sector Contractor	N (m <sup>-3</sup> )	61.9	-		-
	FPOM (gAFDW*m <sup>-3</sup> )	0.011	-	~	-

Die mittleren Driftdichten sind in den intermittierenden Abschnitten mi einer Ausnahme (18.11.; Pst.4) immer höher (meist signifikant) wie in den perennierenden Abschnitten (Tab.2). Die ausnahmsweise sehr geringen Driftdichten zum 18.11. an der Probenstelle 4 erklären sich aus einer Unterbrechung des longitudinalen Kontinuums. Zu diesem Zeitpunkt sind zwischen der Probenstelle 3 und 4 bereits einige Abschnitte oberflächig trocken. Bei Berücksichtigung der Relation der Drift- zur Benthosdichte sind die Unterschiede zwischen den beiden Bacharealen noch deutlicher (Abb.4; Tab.2). Zu allen Probenterminen, mit Ausnahme des Hochwasserereignisses, wobei hier eine Relation spekulativ bleibt, da keine Benthoserhebungen zu diesem Zeitpunkt durchgeführt werden konnten, ist in den intermittierenden Bereichen der Anteil des Benthals in der Drift weitaus höher als in den perennierenden Abschnitten (Abb.4, Tab.2). Maximalwerte von über 5% können gemessen werden. Diese Werte sind im Vergleich mit den Literaturwerten extrem hoch und liegen beinahe in einer Größenordnung wie beim Durchgang einer Hochwasserwelle. Im Gegensatz dazu bleiben die Drift-Benthos-Relationen in den perennierenden Abschnitten in einer Größenordnung, wie sie aus der Literatur bereits bekannt ist (P%=0.01-0.099; Literaturzusammenschau: z.Bsp.ANDERWALD, 1992). Auffällig für die Probenstelle 2 sind die erhöhten Werte nach dem Hochwasserereignis (26.11. und 3.12.).



Abbildung 4: Drift-Benthos-Relation (%) in intermittierenden und perennierenden Probenstellen zu unterschiedlichen Besammlungsterminen (22.11.: Hochwasserdurchfluß).

Die im Vergleich zum Lunzer Seebach, wie auch im Vergleich zu vielen weiteren Fallbeispielen (siehe u.a. STATZNER et al. 1987; ANDERWALD et al. 1991; WARINGER, 1992), weitaus höheren Driftdichten im Fischbach erklären sich aus der Verwendung einer geringeren Maschenweite (100µm). Dadurch werden auch die kleinsten Larvenstadien, die ja bevorzugt driften, quantitativ erfasst. So zeigt WILLIAMS (1988), daß die I.Stadien der Chironomiden den proportional höchsten Anteil an der Drift dieses Taxons besitzen, diese aber bereits bei Verwendung einer Maschenweite von 125µm fast vollständig verloren gehen. Im Lunzer Seebach, einem vergleichbaren Karstbach ähnlicher Größenordnung, liegt die Driftdichte im Mittel bei 2.14 (0.87-5.65, Maschenweite: 0.2mm) Individuen je Kubikmeter und damit weit unter den hier festgestellten Driftdichten (WARINGER, 1990; 1992). 1. e46

Second Second

and the state

inter a

15

#### Relative Zusammensetzung der Drift

Die relativen Verteilungen taxonomischer Großgruppen in der Drift sind in intermittierenden und perennierenden Probenarealen deutlich anders. Dieser Unterschied ist unmittelbar nach Beginn der Flutung besonders ausgeprägt, verwischt aber etwas mit zunehmender Dauer (Tab.3). In den perennierenden Probenstellen dominieren beinahe zu allen Terminen die Chironomiden, Baetiden und Plecopteren die Drift, nur zum Probentermin am 5.1.1993 sind fast ausschließlich Chironomiden in der Drift zu finden (Tab.4). Im Vergleich zu der relativen Verteilung in den Sedimenten fehlen jedoch die Heptageniidae weitgehend in der Drift, während die Baetidae überproportional stark driften (Tab.4).

In den intermittierenden Abschnitten, unmittelbar nach Beginn der Flutung (z.Bsp. 22./23.10. und 18.11.), sind die Plecopteren dominierend. Desgleichen können die Oligochaeten und Hydracarina einen wesentlichen Anteil an der Drift einnehmen. Ephemeropteren sind am ersten Tag noch nicht oder sehr selten in Drift zu finden (Tab.3). Nach drei Tagen (18.11.) sind sie zwar schon wesentlicher Bestandteil der Drift (Pst.3:  $22.8 \pm 3.7$ ; Pst.4:  $30.4 \pm 22.3$ ), wenngleich die Fluktuationen beträchtlich sind, aber erst in geringen Dichten im Benthal vorhanden (Tab.5). Nach acht Tagen sind die Ephemeropterm (fast ausschließlich Baetidae) mit xa=18% in der Drift vertreten (Tab.3). Diese unterschiedlichen Driftmuster haben ihre Entsprechung in der Benthosverteilung. Auch hier können unmittelbar nach der Flutung kaum Ephemeropteren und auch Chironomiden nachgewiesen werden (Tab.5). Hingegen sind zu Beginn besonders die Oligochaeta und

Plecotera im Benthal dominierend. Die Gesamtbenthosdichten liegen zu Beginn der Überflutung um eine Größenordnung unter den Dichten der perennierenden Stelle (Tab.5). Demnach dürften bei der Rekolonisation die Bettsedimente für die Oligochaeten und m.E. die Plecopteren der wesentliche Refugialhereich sein, bzw. diese Taxa können die oberflächige Trockenheit in den tieferliegenden wassergesättigten Sedimentschichten überleben, während Chironomidae und Ephemeroptera in erster Linie über die Drift die intermittierenden Abschnitte besiedeln können. Besonders die Chironomidae sind in der Wiederbesiedlung offensichtlich äußerst rasch (Tab.5). Hier bleibt die Frage aber offen, wie diese Organismen aber auf beginnende Trockenheit reagieren. Dieses Phänomen ist offensichtlich äußerst komplex, da am Beispiel der Probenstelle 3 zuerst die bachabwärts gelegenen Bereiche trockenfallen und die Trockenheit sich dann flußauf ausbreitet. Inwieweit die Organismen auf die beginnenden Trockenheit mit erhöhter Driftaktivität ragieren können bleibt daher fraglich.

Tabelle 3: 22./23.10. (1.Tag nach Flutung) und 29.10 (8.Tag nach Flutung): Relative Verteilung der taxonomischen Großgruppen in der Drift perennierender (Pst2) und intermittierender Bachabschnitte (Pst3 und Pst4) sowie die mittlere Gesamtdriftdichte (N·m<sup>-3</sup>) und die Drift-Benthos-Relation (P%).

	22./23.10.1992			29,10,1992	
	Pst2	Pst3	Pst4	Pst2	Pst3
Oligochaeta	0.97	0.33	15.53	2.0	7.1
Hydracarina	2.78	2.96	10.61	0.4	3.4
Collembola	5.98	5.80	2.56	5.1	3.1
Plecoptera	27.40	68.05	30.92	17.5	45.8
Baetidae	26.20	-	0.91	33.6	18.7
Heptageniidae	-	-		2.1	0.4
Trichoptera	1.53	0.35	0.20	1.3	-
Coleoptera	-	-	1.90	-	0.6
Diptera div.	1.63	2.87	6.62	1.1	1.2
Chironomidae	33.1	19.7	30.81	35.8	19.4
N (m <sup>-3</sup> )	59.7	94	69.8	45.1	56.8
P(%)	0.024	0.72	0.19	k.A.	k.A.

Tabelle 4: 18.11., 26.11.1992 und 5.1.1993 (Probenstelle 2): Relativer Anteil (%) taxonomischer Großgruppen in der Oberflächendrift (D) und im Benthos (B), sowie die Drift-Benthos-Relation (D/B-Rel.).

	В	D	В	D	в	D
	(18.11.1992)		(26.11.1992)		(5.1.1992)	
Oligochaeta	1.2	0.8	0.1	0.3		
Hydracarina	1.2	1.7	0.3	0.8	< 0.1	1.0
Collembola	0.1	1.2	0.2	1.8	-	-
Plecoptera	39.8	21.1	31.3	10.6	10.5	1.9
Baetidae	14.4	22.6	17.6	32.0	11.5	1.2
Heptageniidae	19.8	2.7	27.8	0.9	48.0	1.0
Trichoptera	1.0	-	2.7	1.2	0.6	0.6
Simuliidae	0.2	0.4	1.3	2.7	0.2	-
Chironomidae	19.5	49.3	16.4	49.1	27.1	94.3
Diptera div.	0.3	0.8	0.9	0.3	0.5	-
restl.Taxa	2.6		1.0	0.2	2.8	-
D/B-Rel.(%)		0.015		0.068		0.025

Tabelle 5: Gesamtdichten (N\*m<sup>-2</sup>, geometrisches Mittel) und relative Verteilung taxonomischer Großgruppen in den Bettsedimenten intermittierender (Pst.3 und Pst.4) und perennierender Probenstellen (Pst.2). Intermittierende Probenstellen: 22./23.10.: 1.Tag nach Flutung; 18.11.: 2.Tag nach Flutung

	1	22./23.10.199	02	18.11		
	Psi2	Pst3	Pst4	Pst2	Pst3	Pst.4
Oligochaeta	1.4	48.0	37.4	1.2	46.8	82.0
Hydracarina	0.5	2.7	0.8	1.3	2.5	3.1
Gammaridae	-	-	-		-	1.7
Collembola	0.2	10.9	3.1	0.1	2.5	4.1
Plecoptera	40.4	33.4	48.9	39.8	15.1	0.7
Ephemeroptera	37.3	0.6	1.3	36.3	5.3	-
Trichoptera	0.5	0.3	0.2	1.1	-	-
Coleoptera	1.9	-	- 2.9	0.4	0.6	
Diptera div.	1.4	2.4	1.7	0.3	2.2	1.7
Chironomidae	16.4	2.4	1.7	19.5	24.8	1.7
N (m <sup>-2</sup> )	36171	1309	4128	24889	905	1931

Innerhalb der Baetidae (Ephemeroptera), eines abundanten Taxons in der Drift, kann am Beispiel eines Probentermins (26.11.) die unterschiedliche Längenfrequenzverteilung in der Drift und im Benthal gezeigt werden (Abb.5). Während in der Drift fast ausschließlich die Größenklassen bis 0.9mm (Körperlänge) zu finden sind, sind im Benthalbereich auch 44 P.

1 .....

and a state

- 2

-180-



Abbildung 5: Längenfrequenzverteilung (Körperlänge, mm) der Baetiden in der Oberflächendrift und im Benthal von intermittierenden (Pst.3 und 4) und perennierenden (Pst.2) Bachabschnitten (Aufnahmetermin: 26.11.1992).

die größeren Larven wesentlich am Populationaufbau beteiligt. Mit zunehmender Entfernung von der Kolonisationsquelle nimmt auch die Heterogenität der Größenklassen, im Benthal und in der Drift, zu. Die Baetiden zählen zweifellos zu jener Organismusgruppe, die die intermittierenden Abschnitte fast ausschließlich über die Drift besiedelt. Kurz nach Flutung sind die Baetiden, wie oben bereits erwähnt, in den intermittierenden Bereichen kaum in der Drift und auch im Benthal nachzuweisen (im Gegensatz zur Probenstelle 2). Nach längerer Überströmung steigt der Anteil der Baetiden sowohl im Benthal wie auch in der Drift der intermittierenden Bereiche.

#### Auswirkungen eines Hochwassers auf die Benthalbesiedlung und die Oberflächendrift

Der Durchgang einer Hochwasserwelle am 22./23.11, mit Abflußspitzen von über 5m-3\*sec<sup>-1</sup> im Fischbach (vgl. Rettenbach; Pegel Klammstein: HQ=24.7m<sup>-3</sup>\*sec<sup>-1</sup>; vgl. Abb.1), führt in allen Bereichen erwartungsgemäß zu einer signifikanten Reduktion des benthischen partikulären organischen Materials (BPOM; siehe WEILGUNI & TOCKNER, dieser Band). Demgegenüber ändern sich die Benthosdichten an der Probenstelle 2 (perennierender Bereich) nicht. Hier hat bereits eine Reduktion vor dem eigentlichen Hochwasserereignis stattgefunden (vgl. auch Dezemberhochwasser 1991, FESL, dieser Band). Faszinierend ist aber, daß in den intermittierenden Bereichen (Pst.3 und 4) die Benthosdichten nach dem ersten ausgeprägten Hochwasserereignis signifikant höher als vor dem Hochwasserereignis sind. (p<0.05; Mann-Withney-Test; Tab.6). Eine weitere, etwas kleinere Abflußspitze zum 28./29.11. (HO=11.3m-3\*sec-1: Pegel Klammstein. siehe Abb.1) führt jedoch wieder zu einer generellen Reduktion in allen drei Probenstellen (vgl. BPOM, WEILGUNI & TOCKNER, dieser Band). Nach einem weiteren Monat (5.1.1993) ist an der Probenstelle 2 bereits wieder eine Dichte erreicht, wie sie vor den Hochwasserereignissen zu beobachten war (18.11.). Die intermittierenden Abschnitte sind zu diesem Zeitpunkt bereits trocken und konnten daher nicht mehr beprobt werden (vgl. Abb.3).

Die Driftraten sind nach dem Hochwasserereignis an allen drei Probenstellen extrem hoch (153-453Ind\*m<sup>-3</sup>; vgl. Tab.2; Abb.6a), und liegen signifikant über den Werten vor dem Hochwasserereignis (Mann-Whitney-Test). Dies entspricht den Ergebnissen von TOCKNER (1990), der im Lunzer Seebach nach einem Hochwasserereignis eine erhöhte Driftrate (im Vgl. zum Normalwert) bis zum 5.Tag nachweisen kann. Erst dann beginnen sich die Driftdichten wieder zu stabilisieren.

2

1203/1

136,500

Tabelle 6: Benthosdichten (xg und Standardabweichung) in intermittierenden (Pst.3 und 4) und perennierenden (Pst.2) Probenstellen vor einem Hochwasserereignis (18.11.), unmittelbar nach diesem (26.11.) und nach einer zweiten geringeren Abflußspitze (3.12.1992), sowie am 5.1.1993 (Pst.2)



Abbildung 6a: 26.11.1992: Driftdichte (N\*m<sup>-3</sup>), Benthosdichte (N\*m<sup>-2</sup>), Drift-Benthos-Relation (POM und Organismen) und POM-Drift (gAFDW\*m<sup>-3</sup>) in intermittierenden (Pst.3 u. Pst.4) und perennierenden (Pst.2) Gewässerabschnitten des "Fischbachs".

-183-

Am 3.12. sind die Drifdichten im perennierenden Abschnitt wieder ähnlich niedrig wie am 18.11., in den intermittierenden Abschnitten hingegen, trotz weitaus niedriger Benthosdichten, noch immer äußerst hoch (Abb.6b). Zu diesem Zeitpunkt werden extrem hohe Drift-Benthos-Relationen von mehr als 5% (Pst.4) erreicht, Werte also, die ähnlich hoch wie zum unmittelbaren Zeitpunkt des Hochwassers liegen (Abb.6a,b). Trotz des proportional hohen Anteils der Collembolen (34%) an der Gesamtdrift der Probenstelle 4 sind diese Werte als äußerst hoch einzustufen.

10. 1

-



Abbildung 6b: 3.12.1992: Driftdichte (N\*m<sup>-3</sup>), Benthosdichte (N\*m<sup>-2</sup>), Drift-Benthos-Relation (POM und Organismen) und POM-Drift (gAFDW\*m<sup>-3</sup>) in intermittierenden (Pst.3 u. Pst.4) und perennierenden (Pst.2) Gewässerabschnitten des "Fischbachs"

Tabelle 7: Trichopterentaxa, die im Gewässersystem "Hinterer Rettenbach-Fischbach" bisher nachgewiesen sind (Alphabetische Reihung).

Allogamus uncatus Drusus discolor Glossosoma sp. Hydropsyche fulvipes Lithax niger Limnephilidae gen.sp. Micrasema morosum Philopotamus ludificatus Philopotamus sp. Plectrocnemia sp. Potamophylax cingulatus Rhyacophila s.str. Rhyacophila tristis Rh.torrentium Rh.praemorosa Rh.(Hyporhyacophila) sp. Rhyacophilidae ge.sp. Sericostoma sp. Tinodes dives



Abbildung 7: Probenstelle 1 (2); Oktober 1991-Jänner 1993: Gesamtichte des Makrozoobenthos und der Trichopteren (N\*m<sup>-2</sup>\*1000). Pfeile markieren Hochwasserereignisse.

In der Tabelle 8 ist die relative benthale Verteilung der Trichopterentaxa an der Probenstelle 2 (1) aufgelistet. Ab dem 2.11. dominiert in erster Linie Glossosoma sp., weiters können Philopoamus sp. und Hydropsyche fulvipes, letztere tritt nach dem Hochwasserereignis massiv auf, zu einzelnen Terminen einen hohen Anteil an der Trichopterentaxozönose stellen (gepoolte Daten). Die Limnephilidae sind hingegen nach dem Hochwasserereignis nur mehr in vergleichsweise geringeren Dichten vorhanden. Regelmässig und in respektablen Dichten sind zu allen Terminen die Rhyacophilidae im Benthal nachzuweisen. Die Taxa innerhalb dieser Gruppe, köcherlose Predatoren, können zu den typischen Krenalbewohneren, wie etwa die frequente Art Rh.tristis, gezählt werden.







Bis zum 18.11. sind die Trichopteren in der Oberflächendrift nur marginal vertreten. Am 26.11., nach Durchgang einer Hochwasserwelle treten sie aber auch in Drift massiv auf, wobei einzelne Taxa, die zwar im Benthal vertreten sind, in der Drift fehlen (z.Bsp. *Hydropsyche fulvipes*, Limnephilidae; Tab.9). Von den beiden häufigsten Taxa, *Glossosoma sp.* und *Philopotamus sp.*, driften besonders die frühen Larvenstadien (Abb.9; vgl. Baetidae). Desgleichen sind die Rhycophilidae überproportional stark in der Drift, besonders in den intermittierenden Probenstellen, zu finden (Tab.9). Wie bereits allgemein mehrmals erwähnt ist auch bei den Trichopteren die Driftdichte in den intermittierenden Abschnitten (Tab.9). Die Anteil des Benthos (Trichopteren) in der Drift (P%) liegt an der Probenstelle 2 bei 0.024%, an der Probenstelle 4 hingegen bei 0.3%, also um mehr als das 10fache höher.

.....

-der

1 124M

L'estocies.

Selen.



Abbildung 9: 26.11.1992: Stadienverteilung von Glossosoma sp. und Philopotamus sp. in der Oberflächendrift und im Benthal von intermittierenden (Pst.3 u. 4) und perennierenden (Pst.2) Probenstellen.

Tabelle 8: Relative Verteilung der Trichopterentaxa an den Probenstelle 2 (Oktober bis Dezember 1992)

	1.10	22.10	2.11	18.11	26.11	3.12
Glossosoma sp.	22.0	11.1	45.8	68.8	23.9	46.9
Philopotamus sp.	12.2	33.3	31.2	6.3	32.4	21.9
H.fulvipes	2.4	22.2		-	19.7	15.6
Limnephilidae	31.7	11.1	10.4	-	1.4	3.1
Rhyacophila s.str.	24.4	11.1	6.3	-	12.7	3.1
Rh.tristis	2.4	11.1	2.1	12.5	5.6	6.3
Rh.praemorosa	-	-	2.1	-	-	-
Rh.torrentium	-	-			-	3.1
Rh. (Hyporh.) sp.	2.2		2.1	-	-	-
Lithax niger	-	-	-	6.3	1.4	-
Sericostoma sp.	-	-	-	6.3		-
M.morosum	2.4	-		-	1.4	-
Plectrocnemia sp.	-		•	-	1.4	-

Tabelle 9: 26.11.1992: Relative Verteilung der Trichopterentaxa im Benthal (B2-B4) und in der Drift (D2-D4) 2:perennierender; 3 und 4: intermittierender Abschnitt (vgl. Abb.8). N: Gesamtdichte (xa) im Benthal ( $m^{-2}$ ) und der Drift ( $m^{-3}$ )

	B2	B3	B3	D2	D3	D4
Glossosoma sp.	23.92.0	76.1	51.9	38.9	41.7	31.2
Philopotamus sp.	32.4	8.7	14.8	50.0	-	43.8
H.fulvipes	19.7	9.8	22.2	-	-	-
Limnephilidae	1.4	1.1	3.7	5.6	-	
Rhyacophila s.str.	12.7	2.2	3.7	5.5	16.7	18.8
Rh.tristis	5.6	2.2	-	11.1	25.0	6.3
Rh.praemorosa		-	-		-	-
Rh.torrentium		-	-	-	-	-
Rh. (Hyporh.) sp.		-	-	-	-	
Lithax niger	1.4	-	-	-	-	-
Sericostoma sp.	-	-	-	*	-	-
M.morosum	1.4	-	-		4.2	-
Plectrocnemia sp.	1.4	-	-	-	4.2	-
Tinodes dives			3.7	-	8.3	-
N (m <sup>-2</sup> ,m <sup>-3</sup> ):	670	431	150	1.6	5.1	4.5
Danksagung: In erster Linie gilt hier ein tiefer Dank Hrn Univ.Doz.Dr. Johann Waringer, der bei der Determination der Trichopteren behilflich war.

# LITERATUR

ANDERWALD P.H., M. KONAR, U.H. HUMPESCH (1991). Continuous drift samples of macroinvertebrates in a large river, the Danube in Austria. Freshwater Biology 25:461-476.

BRITTAIN J.E. & T.J. EIKELAND (1988). Invertebrate drift: a review. Hydrobiologia 166:77-93

ELLIOTT J.M. (1971). The distance travelled by drifting invertebrates in a Lake District stream. Oecologia 6:350-379.

KONAR M. (1990). Bibliographie über die quantitative Beschreibung von Driftphänomenen. Wasser und Abwasser 34:11-29.

STATZNER B., J.M. ELOUARD & DEJOUX C. (1987). Field experiments on the relationship between drift and benthic densities of aquatic insects in tropical streams (Ivory Coast). III. Trichoptera. Freshwater Biology 17:391-404

TOCKNER K. (1990). Auswirkungen eines Hochwassers auf die Drift im Oberen Seebach. Jber.Biol.Stn.Lunz 12:123-135.

TOCKNER K., FESL C. & WEILGUNI H. (1992). Limnologische Studie Hinterer Rettenbach". Zur ökologischen Stabilität von Reinwasserreserven: Konzeption und Ausarbeitung einer interdisziplinären Langzeitstudie zur Dokumentation und Prognose ausgewählter Umweltparameter im Ökosystem "Hinterer Rettenbach". Verein Nationalpark Kalkalpen, Eigenverlag; 187pp.

TOWNSEND C.R. & A.G. HILDREW (1976). Field experiments on drifting, colonization and continuous redistribution of stream benthos. *Journal of Animal Ecology* 45:759-772.

WARINGER J.A. (1990). Vorläufige Ergebnisse des Ritrodat-Driftprojekts.- Jber.Biol.Stn Lunz 12:101-122.

WARINGER J.A. (1991). The drifting of invertebrates and particulate organic matter in an Australian Mountain brook. Freshwater Biology 27:367-378.

WATERS T.F. (1965). Interpretation of invertebrate drift in streams. Ecology 46:327-334.

WILLIAMS D.D. (1981). Migration and distribution of stream benthos. in: M.A.LOCK & D.D.WILLIAMS (eds.) Perspectives in Running Water Ecology; Plenum Press, N.Y. pp.155-207.

WILLIAMS C.J. (1988). Downstream drift of the larvae of Chironomidae (Diptera) in the River Chew, S.W. England. *Hydrobiologia* 183:59-72.

Adresse des Autors: Linzerstr. 460/6, A-1140 Wien

Limnologische Studie "Hinterer Rettenbach" (Nationalpark "Kalkalpen", Sengsengebirge, Oberösterreich): Zusammenfassung

### Klement TOCKNER

Alpine Karstfließgewässer im allgemeinen und jene im Nationalparkgebiet "Kalkalpen" im besonderen zeichnen sich durch extreme, teils äußerst kurzfristig auftretende hydrographische Schwankungen und ein komlexes hydrologisches Regime aus. Eine enge räumliche Vernetzung episodischer, intermittierender und perennierender Gewässer charakterisieren diese Gebiete.

Zwei Fließgewässer, die sich hinsichtlich ihrer Geomorphologie, Hydrologie, Hydrographie und ihres Chemismus deutlich voneinander unterscheiden sind in dieser Studie, beginnend von Mai 1991 bis Jänner 1993, genau untersucht worden: "Fischbach" (FI) und "Hinterer Rettenbach" (HR). In regelmäßigen Abständen, vierzehntägig bis monatlich, sind die beiden Quellen (Q1 und Q2), im FI ein bis zwei perennierende (Pst.1 u. 2) und ein bis zwei intermittierende (P3 u. P4) Probenstellen, das Areal des Zusammenrinns beider Gewässer (P5) und im HR ein perennierender Abschnitt (Pst.6) beprobt worden. Während bei den Quellaustritten nur die Chemie des Karstwassers analysiert worden ist, sind an den einzelnen Probenstellen im Längsverlauf der beiden Bäche zusätzlich die makrozoobenthischen Organismen und die benthischen partikulären organischen Substanzen quantitativ und qualitativ erfasst worden. Neben einer intensiven Kartierung der Bachbettmophometrie und der Bettsedimentstruktur sind im Herbst und Winter 1992 umfangreiche Aufsammlungen der Oberflächendrift, hier in erster Linie in den intermittierenden und perennierenden Bachabschnitten des FI, vorgenommen worden. Zusätzlich sind die ökologischen Verhältnisse (benthische Verteilungsmuster, Drift, Chemismus) vor, während und nach einem Hochwasserereignis in den intermittierenden und perennierenden Gewässerarealen des FI genau dokumentiert worden.

Im FI, einem Bach 2.Ordnung, fällt ein 0.67km langer Abschnitt (Gesamtlänge: 2.7km) regelmässig oberflächig trocken (km 2.03-2.7). Bei km 2.7 mündet der FI in den HR, der in einer großen Karstquelle, 156m bachab des Zusammenrinns entspringt. Obwohl beide Gewässer sich hinsichtlich der Morphologie deutlich voneinander unterscheiden können anhand ausgewählter Sedimentparameter (Quartile, So; V%) keine signifikanten Differenzen, weder zwischen FI und HR, noch zwischen den intermittierenden und perennierenden Abschnitten, festgestellt werden. Eine kurze allgemeine Darstellung der wichtigsten geomorphologischen Parameter und der Sedimentstruktur in beiden Gewässern erfolgt in anschließender Tabelle:

41.1

- - - - -

duddar

	Fischbach	Hinterer Rettenbach
Gewässerlänge	2703m	323m (Q2 bis Pst.5)
davon trocken	23.3%	
mittlere Bachbreite	4.5m	10.7m
davon trocken bei NQ	61%	47%
Beschattung	58%	35%
mittlere Korngröße (MD)	36-41mm	32-48mm
mittleres Porenvolumen	13-19%	19-24%
EG (orographisch)	10.4km-2	4.0km-3 (bei Pst.5)

Die hydrographischen Phänomene sind in den beiden Gewässern (FI und HR) schon deutlich komplexer. Die maximale Schüttung im FI kann mit etwas über 5m-3\*ses-1 berechnet werden. Die maximalen Durchflußraten im HR (Pegel Klammstein, unterhalb von Pst 6; EG=15.4km-3) während der Untersuchungzeit betragen hingegen HHQ=24.8m-3\*sec-1, die minimalen NNQ=0.048m-3\*sec-1 (Verbältnis von HHQ zu NNQ:517!). Die weitaus höheren Abflußmengen des HR im Vergleich zum FI zeigen, daß das hydrographische Einzugsgebiet des HR weitaus größer als das orographische ist. Die unterschiedlichen Höhenlagen im Einzugsgebiet der beiden Gewässer zeigen sich etwa auch im Frühjahr durch das zeitlich verzögerte Einsetzen der Schneeschmelze im Einzugsgebiet des HR (Mai-Juni). Die Perlokation durch den Karstkörper (Wettersteinkalk) dauert hierbei etwa 7-9 Stunden. Im FI ist die Retention höher (Hauptdolomit). Die kritischen Durchflußraten, bei denen der intermittierende Abschnitt im FI in seiner gesamten Länge trockenfällt liegt bei etwa Q=0.03m-3sec-1 (Pst.2, oberhalb der intermittierenden Bereiche). Diese Durchflußmenge entspricht den zusätzlichen interstitialen Aufnahmekapazitäten der intermittierenden Sedimentabschnitte. Bei Durchflußraten von Q>0.06m-3\*sec-1 wird die oberflächige Kontinuität im FI wieder hergestellt. Die intermittierenden Abschnitte können zu allen Jahreszeiten trockenfallen (im Gegenstz zu intermittierenden Gewässern in Trockengebieten). Im Zeitraum Oktober 1992 bis Mai 1993 sind etwa 7 (Pst.4) bzw. 8 (Pst.3) Trocken- und 8 bzw. 10 Fließperioden von jeweils wenigen Tagen bis zu über einem Monat zu beobachten.

### Chemisch-physikalische Dynamik des Oberflächenwassers

Anhand der chemisch-physikalischen Parameter sind die beiden Gewässer deutlich voneinander trennbar. Die jeweiligen Ionenkonzentrationen erklären sich dabei eindeutig aus den hydrogeologisch unterschiedlichen Charakteristika beider Einzugsgebiete (Wettersteinkalk und Hauptdolomit). Ausgewählte Parmeter (xa) der beiden Quellen (Q1; Q2) sind nachfolgend aufgelistet:

	Q1	Q2
T*C	6.9	6.2
$LF(\mu S)$	258	188
pH	7.9	7.9
Ca2+(mg/l)	44.6	33.7
Mg2+ (mg/l)	7.9	4.7
GH (mmol/l)	1.4	1.0
Alk (mmol/l)	2.5	1.9
NO3-N(mg/l)	1.0	0.8
PO4-P (mg/l)	0.03	0.02
SO4 (mg/l)	7.5	5.3

Bemerkenswert sind jeweils erhöhte Stickstoffkonzentraten bei Anstieg des Durchflußes nach Ende einer längeren Niederwassersituation ("chemical flood"). Die höchsten Phosphorkonzentrationen werden zum Zeitpunkt der Schneeschmelze gemessen. Offensichtlich werden bei der Schneeschmelze erhebliche Stofffrachten mobilisiert und ins aquatische System eingebracht. Nitrit kann, wenn auch in geringen Konzentrationen, nur in den intermittierenden Abschnitten nachgewiesen werden. Die intermittierenden Stellen weisen höhere Fluktuationen als die perennierenden auf.

Die über den untersuchten Zeitraum gemittelten Nährstoffkonzentrationen lassen eine Einordnung der Bäche erwartungsgemäß in die Güteklasse I zu (z.Teil I-II). Nach hydrochemischen Gesichtspunkten sind die Oberflächenwässer daher als Trinkwasser geeignet. Teils hohe Schwankungen an den Quellen, besonders zu den kritischen Zeitpunkten der Schneeschmelze und des Hochwasserabflusses, zeigen jedoch die Problematik und die potentielle Gefährdung dieser Reinwasserressourcen auf. Auch die Schwebstoffkonzentrationen zeigen im Quellbereich die höchsten Schwankungsbreiten. Hier sind Quellen aus dem Wettersteinkalk (Q2, Hinterer Rettenbach) zweifellos einer höheren potentiellen Gefährdung unterworfen als Dolomitquellen (Q1). Zusätzlich ist die Ausprägung vieler chemisch-physikalischer Parmeter hydrologisch bedingt, und es sind gerade Karstgebiete, deren Abflußregimes extrem sensibel auf Veränderungen im Einzugsgebiet reagieren (Wegebau, Erosion, falsche forstliche Bewirtschaftung).

# Partikuläres organisches Material in intermittierenden und perennierenden Gewässerabschnitten

Die Gesamtdichten des BPOM (benthic particulate organic matter) sind in den Bettsedimenten des FI mit 16-42 gAFDW\*m-2 höher wie jene des HR (xa=16.6gAFDW\*m-2). Die mittleren Konzentrationen in den perennierenden Abschnitten unterscheiden sich aber nicht signifikant von den intermittierenden (während der oberflächigen Flutung). In intermittierenden Abschnitten werden zwar während der herbstlichen Trockenperioden hohe Mengen an CPOM auf der Sedimentoberfläche abgelagert (Pst.3: 250-524gTG), diese werden aber bei Beginn der Überflutung großteils sofort wieder abtransportiert. Zu diesem Zeitpunkt können Drift-BCPOM-Relationen (aktueller Anteil des benthalen CPOM's im Oberflächenwasser) von weit über 20% erreicht werden (normalerweise: <0.1%). Diese Werte übersteigen sogar jene während eines Hochwasserdurchgangs. Die vergleichsweise kurzen Fließperioden verringern offensichtlich die Wahrscheinlichkeit des Eintrags in die Sedimente, während für den Abtransport vergleichsweise nur geringe Fließzeiten notwendig sind. Daher führen Hochwässer in den intermitierenden Abschnitten zu einer stärkeren Reduktion des BPOM als in perennierenden Abschnitten, da diese in den oberflächennahen Sedimentschichten hydraulisch stärker wirksam sind.

Das Verhältnis der POM-Fraktionen Holz:Blatt:CPOM(<5mm):SPOM zueinander beträgt etwa 1:2:4:2 (gemittelte Werte). Holz zeigt hiervon die höchste, SPOM die geringste Verteilungsheterogenität. Die SPOM-Konzentrationen sind auch saisonal konstanter als die gröberen Fraktionen. Der Haupteintrag an CPOM erfolgt zwar erwartungsgemäß im Herbst, extreme hydrologische Fluktuationen überlagen jedoch diese saisonale Dynamik. Spätherbstliche Hochwässer führen zu einer starken Reduktion der CPOM-Fraktionen (Ausnahme: Holz) in allen Gewässerabschnitten (bis 90%). Die SPOM-Abnahmen sind hingegen nach einem Hochwasserdurchgang nicht so ausgeprägt, zum Teil ist die Reduktion nicht einmal signifikant. Die hydraulische Wirkung während eines Hochwassers führt zur mechanischen Zerkleinerung des CPOM's zu SPOM. Beim SPOM dürfte während eines Hochwasserereignisses ein ungefähres Gleichgewicht zwischen Austrag und Eintrag in die Sedimente vorliegen. Trotz extremer Reduktionen des benthischen CPOM's durch ein frühwinterliches Hochwasser sind im Frühjahr bereits wieder ähnliche Mengen wie vor dem Hochwasserdurchgang vorhanden. Dieser Eintrag geschieht in erster Linie während der Schneeschmelze üher die Gewässerufer. Hingegen kann die Reduktion durch ein sommerliches Hochwasser erst wieder durch den herbstlichen Laubfall kompensiert werden. Die Auswirkungen sind im HR jeweils gravierender als im FI, d.h. die Reduktionen sind stärker und die Erholung dauert länger. Im HR spielt aber bereits die autotrophe Primärproduktion für die energetische Versorgung der Gewässerbiozönosen eine bedeutende Rolle. Im FI sind die perennierenden weitgehend, die intermittierende Bereiche ausschließlich heterotroph.

Anhand der TOC- und TN-Konzentrationen der Sedimentfraktion <1.0mm (Lückenraumsedimente) sind die beiden Gewässer FI und HR deutlich voneinander unterscheidbar. Insbesondere die hohen Stickstoffkonzentrationen (TN) im HR führen zu einer potentiell ausgezeichneten energetischen Qualität dieser Fraktion. Besonders gut ist die Nahrungsqualiät beim Zusammenrinn der beiden Gewässer (C/N-ratio:<2.9; vgl. FI, C/N-ratio:xa=17).

### Benthische Biozönosen, organismische Drift und (Re)kolonisationsmuster

Hier lassen sich die intermittierenden eindeutig von den perennierenden Abschnitten im FI abgrenzen. Kurz nach Flutung sind die Gesamtdichten in den intermittierenden Abschnitten um ein Vielfaches niedriger als im perennierenden Abschnitt. In erster Linie sind es Oligochaeten und Chironomidenlarven, die unmittelbar nach Flutung dort zu finden sind. Diese Taxa können sich offensichtlich während der Trockenperioden in die tieferen Sedimentschichten zurückziehen und von dort aus nach Flutung wieder in oberflächennahe Strata einwandern. Andererseits finden sich auch relativ viele Collembolen und Coleopteren, die aus dem terrestrischen Bereich in die trockenliegenden Abschnitte einwandern. In den intermittierenden Abschnitten ist die Vernetzung zwischen Gewässer und Land besonders ausgeprägt. Ephemeropteren und Plecopteren hingegen können diese Bereiche fast auschließlich nur über die Oberflächendrift besiedeln. Die Driftdichten sind in den intermittierenden Abschnitten. Maximale durchschnittliche Driftdichten von über 300 Individuen je Kubikmeter sind beobachtbar. Desgleichen ist die Driftdichten von über 300 Individuen je Kubikmeter sind beobachtbar. Desgleichen ist die Driftdichten von über 400 Individuen je Kubikmeter sind beobachtbar. Desgleichen ist die Driftdichten von über 400 Individuen je Kubikmeter sind beobachtbar. Desgleichen ist die Driftdichten von über 400 Individuen je Kubikmeter sind beobachtbar. Desgleichen ist die Driftdichten von über 400 Individuen je Kubikmeter sind beobachtbar. Desgleichen ist die Drift-Benthos-Relation mit Werten his zu 5% extrem hoch. Diese sind somit ähnlich hoch wie zum Zeitpunkt eines Hochwassers, wenngleich dann Driftdichten von über 1.500 Individuen je Kubikmeter erreicht werden.

Während eines singulären Hochwassers werden an einem Querschnitt mehr Organismen vorbeitransportiert wie ansonsten während des gesamten Jahres. Sind in den perennierenden Abschnitten bei allen Hochwasserereignissen (Überschreiten der "bankfull"-Linie) Reduktionen der benthischen Biozönosen hemerkbar (diese finden bereits etwas vor dem eigentlichen Hochwasser statt), so kommt es in den intermittierenden Bereichen jeweils zu einer Zunahme. Es ist anzunehmen, daß die intermittierenden Abschnitte eine Refugialfunktion für die perennierenden Gewässer nach extremen wesentliche Durchflußraten einnehmen. SO wie die perennierenden eine Kolonisationsquelle für die intermittierenden Areale nach Flutung darstellen.

Die Auswirkungen von Hochwässer auf die benthischen Biozönosen sind auch stark saisonal geprägt. Können im Frühjahr bereits nach zwei bis vier Wochen wieder ähnlich hohe Abundanzen wie vorher erreicht werden (die Erholungszeit des BPOM's dauert länger), dürften sich durch ein extremes Hochwasser im Hochsommer die Populationen im gleichen Jahr nicht mehr erholen. Ohne sommerliche Abflußspitze werden im Herbst nämlich höchst signifikant höhere Dichten wie mit Hochwasserereignis erreicht.

Die höchste Taxadiversität (wenngleich auf einem hohen taxonomischen Niveau errechnet) zeigt jeweils die Probenstelle 5, das ist der Einrinn des FI in den HI. Hier können auch die höchsten TN-Konzentationen der Lückenraumsedimente nachgewiesen werden. Dieser

Bereich zeigt hinsichtlich der abiotischen Einflußgrößen die höchste Dynamik und größte habituelle Heterogenität.

## Perspektiven

Die weiteren limnologischen Untersuchungen im Nationalpark Kalkalpen sollten sich in erster Linie auf die Wechselwirkungen zwischen intermittierenden und perennierenden Gewässerabschnitten konzentrieren. Hier bietet sich die ausgezeichnete Möglichkeit, anhand dieses "Freiluftlaboratoriums". Aufschluß über Kolonisationsund Rekolonisationsprozesse, über die Auswirkungen unterschiedliche langer Trockenperioden auf die Regenerationsdauer der benthischen Biozönosen, und über die unterschiedliche Wirkung von Hochwasserereignissen zu geben. Offen ist derzeit auch das "Schicksal" der Organismen bei beginnender Austrocknung. Weiters wäre es notwenig die Vorgänge in den Gewässersedimenten bei Trockenheit zu beobachten. Zusätzlich ist die Dokumentation der genauen hydrologischen Austauschprozesse anzustreben. Die Erfassung der chemischphysikalen Grundparameter unmittelbar nach Beginn der Flutung und im weiteren Verlauf ist erforderlich. Desweiteren soll die Dauerbeobachtung der Quellen unbedingt weitergeführt werden. Die, nicht nur im wissenschaftlichen Sinne, hoch interessanten Fragestellungen, die derzeit bereits vorliegenden Hintergrundinformationen und die schon vorhandene Infrastruktur würden die Fortführung des Projekts unbedingt rechtfertigen.

Gerade die Ökosysteme in Karstgebieten können aufgrund ihrer hohen Empfindlichkeit gegenüber Veränderungen der Umwelt eine ausgezeichnete Sensorfunktion einnehmen.

Adresse des Autors: Linzerstr. 460/6; A-1140 Wien.