

Ausgewählte Untersuchungen zur Ökologie eines Karstfließgewässers

**(Fischbach und Hinterer Rettenbach;
Sengsengebirge)**

Dr. Klement Tockner

Jahresberichte 1993

Für den Inhalt verantwortlich:

Dr. Klement Tockner
Linzer Straße 460/6
1140 Wien

Impressum:

Projekt Nationalpark Kalkalpen
Endbericht 1603/1993

Herausgeber:
Amt der Oö. Landesregierung
Nationalparkplanung
im Verein Nationalpark Kalkalpen
Obergrünburg 340
4592 Leonstein

Gefördert aus Mitteln des
Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie

Die zur Verfügung gestellte Infrastruktur
im Forschungszentrum Molln
wurde gefördert aus Mitteln des Landes Oberösterreich

Ausgewählte Untersuchungen zur
Ökologie eines
Karstfließgewässers (Fischbach
und Hinterer Rettenbach;
Sengsengbirge)

Klement TOCKNER (Hrsg.)

Wien, im April 1994

INHALTSVERZEICHNIS

I.	OBERLÄCHENHYDROGRAPHIE im JAHRE 1993. K.TOCKNER	1
II.	STRÖMUNGSMESSUNGEN im INTERSTITIAL der BETTSEDIMENTE des FISCHBACHES und des HINTEREN RETTENBACHES. K.PANEK	6
III.	DEKOMPOSITION von <i>FAGUS SYLVATICUS</i> L. in INTERMITTIERENDEN und PERENNIERENDEN BACHABSCHNITTEN des FISCHBACHES. G.WEIGELHOFER, E.WEIGAND, K.TOCKNER	22
IV.	HYDROCHEMISCHE CHARAKTERISTIK im JAHRE 1993. K.TOCKNER	35
V.	KOMPOSITION, VERTEILUNG und DYNAMIK des BENTHISCHEN PARTIKULÄREN ORGANISCHEN MATERIALS (BPOM) in INTERMITTIERENDEN und PERENNIERENDEN BACHABSCHNITTEN. K.TOCKNER	56
VI.	OBERFLÄCHENDRIFT der BENTHISCHEN ORGANISMEN und des PARTIKULÄREN ORGANISCHEN MATERIALS in KARSTEGWÄSSERN (FISCHBACH). K.TOCKNER	74
VII.	ZUSAMMENFASSUNG. K.TOCKNER	87

VORWORT

Neben den routinemässigen Benthos- und Driftaufnahmen, die sich in erster Linie auf den Fischbach - die intermittierenden und perennierenden Probenabschnitte - konzentrierten, wurden im Jahre 1993 zusätzliche Detailuntersuchungen durchgeführt. Dazu zählen die Messungen der Sedimentwasserströmungen, die einen Hinweis auf die Austauschvorgänge in den Sedimenten, zwischen Oberfläche und Sediment und zwischen Sedimentwasserkörper und Grundwasser geben. Dr.Karl PANEK hat diese Untersuchungen im Herbst 1993 an den Probenstellen 2 und 6 durchgeführt (Zwei Untersuchungsserien bei unterschiedlichen Durchflußwerten). Die ursprünglich für die Probenstelle 3 (intermittierende Probenstelle) ebenfalls vorgesehenen Untersuchungen konnten nicht durchgeführt werden, da zum Zeitpunkt der oberflächigen Trockenheit der Wasserspiegel sofort auf eine Sedimenttiefe von mehr als 40cm abfällt (Grenze der Meßbarkeit).

Mag.Gabi WEIGELHOFER und Erich WEIGAND haben mittels Laubkäfigen über einen Zeitraum von drei Monaten die Abbauraten von Buchenblättern beobachtet. Die Buche ist das weitaus häufigste Ufergehölz und dessen Blätter sind die wesentliche partikuläre Nahrungsbasis für die Bachbiozöten. Ziel dieser Untersuchung war die Dokumentation der Abbaugeschwindigkeit in Abhängigkeit von Zeit und Überflutungshäufigkeit (perennierender und intermittierender Bachbereich). Gerade während der Wintermonate hatte sich die Entnahme der Proben witterungsbedingt immer als sehr schwierig erwiesen. Für den Einsatz sei daher in erster Linie Erich WEIGAND gedankt.

Auch die Beprobung des Oberflächenwassers zur Bestimmung wesentlicher hydrochemischer und -physikalischer Parameter wurde fortgesetzt. Hier gebührt ein aufrichtiger und großer Dank Herrn Mag.Siegfried ANGERER und Fr.Lotte GARTNER für die sorgfältigen Analysen im Labor. Dem Verein Nationalpark

Kalkalpen, unter seinem Leiter Dr.Erich MAYERHOFER, sei für die Unterstützung und die Bereitstellung der Laboreinrichtung herzlichst gedankt.

Die Fraktionierungen des POM's und die gravimetrischen Bestimmungen wurden mit Sorgfalt von Fr.Mag.Barbara KÖFLER durchgeführt. Benthische Proben wurden auf Großgruppenniveau von Dr.Wolfgang LECHTHALER ausgezählt. Ein weiterer Dank gebührt Mag.Christian FESL und Mag.Herbert WEILGUNI, die am Beginn des Jahres noch bei der Probennahme mitgeholfen haben. Ihre zweijährige Tätigkeit im Nationalpark konnten beide mit einer ausgezeichnet bewerteten Diplomarbeit beenden.

Hrn.Ing.Max WIMMER vom Hydrographischen Dienst des Landes Oberösterreich und Fr.Ernestine SCHÖGGL (Pichl) möchte ich für die Betreuung der Pegellaten danken.

Anschrift des Herausgebers: Dr.Klement TOCKNER, Inst.für Zoologie der Univ. Wien, Althanstr.14, A-1090 Wien.

OBERFLÄCHENHYDROGRAPHIE im JAHRE 1992

K. TOCKNER

Der Gesamtabfluß im Hinteren Rettenbach (Pegel Klammstein; siehe WEILGUNI, 1994) beträgt für das Beobachtungsjahr 1993 29.73 Millionen Kubikmeter (Tab.1). Knapp die Hälfte des Gesamtjahresabflusses (44%) im Hinteren Rettenbach entfällt dabei auf die drei Frühjahrsmonate März, April und Mai, d.h. in die Zeit der Schneeschmelze. Die Gesamtfracht des abflußreichsten Monats April ist 15 fach höher als jene im abflußschwächsten Monat November (Fracht: 0.36mill Kubikmeter).

Im Vergleich zu den Jahren 1991 und 1992 fehlt im Beobachtungsjahr 1993 ein Hochwasserereignis mit Überschreitung der sogenannten "bankfull"- Marke. Der höchste tägliche Abflußwert kann mit $12.4\text{m}^3\cdot\text{sec}^{-1}$ im Monat Juli beobachtet werden. Besonders konstante Niederwassermonate sind Februar und November. Das Verhältnis von höchstem und niedrigstem Wasserstand (HQ/NQ) ist folglich während dieser beiden Monate mit 8.03 beziehungsweise 5.6 besonders gering (Tab.1). Im Vergleich zum Untersuchungsjahr 1992 - mit einem Gesamtjahresabfluß von 36.18mill Kubikmeter - ist der Jahresabfluß im Jahre 1993 mit 29.73mill Kubikmeter um etwa 20% niedriger.

Das Phänomen der spätfrühlingshaften Schneeschmelze (im Zentralbereich des Sengsengebirges) läßt sich am Beispiel der Abbildung 1 deutlich erkennen (Mitte Mai bis Ende Juni). Einerseits sind dies die täglichen Abflußschwankungen (Spiegeländerungen von 5cm bis 10cm), die sich aus dem diurnalen Abschmelzvorgang ergeben (Daten: Hydrographischer Dienst OÖ). Die höchsten Frachten können zumeist zwischen 22h und 2h, die niedrigsten Werte etwa zwischen 10h und 14h beobachtet werden. Aus der zeitliche Verzögerung läßt sich in etwa die Passagedauer durch den Karstkörper (hps. Dolomit)

Pegelstand (Pst.4) oberflächlich auszutrocknen beginnt, sind sogar 230 "trockene" Tage beobachtbar. Lange Trockenperioden treten im Februar/Anfang März (26 Tage), Mai/Anfang Juni (40 Tage; vergleiche hierzu die Periode der Schneeschmelze; Abb.1)) und im Herbst (zweimal 43 Tage, nur von einer kurzen Fließperiode unterbrochen, Abb.2) auf. Die längste Flutung kann im März/April (45 Tage) beobachtet werden (Abb.2). Diese Periode fällt in die Zeit der Schneeschmelze im Einzugsgebiet des Fischbaches (vgl. Rettenbach: Mai/Juni; Abb.1).

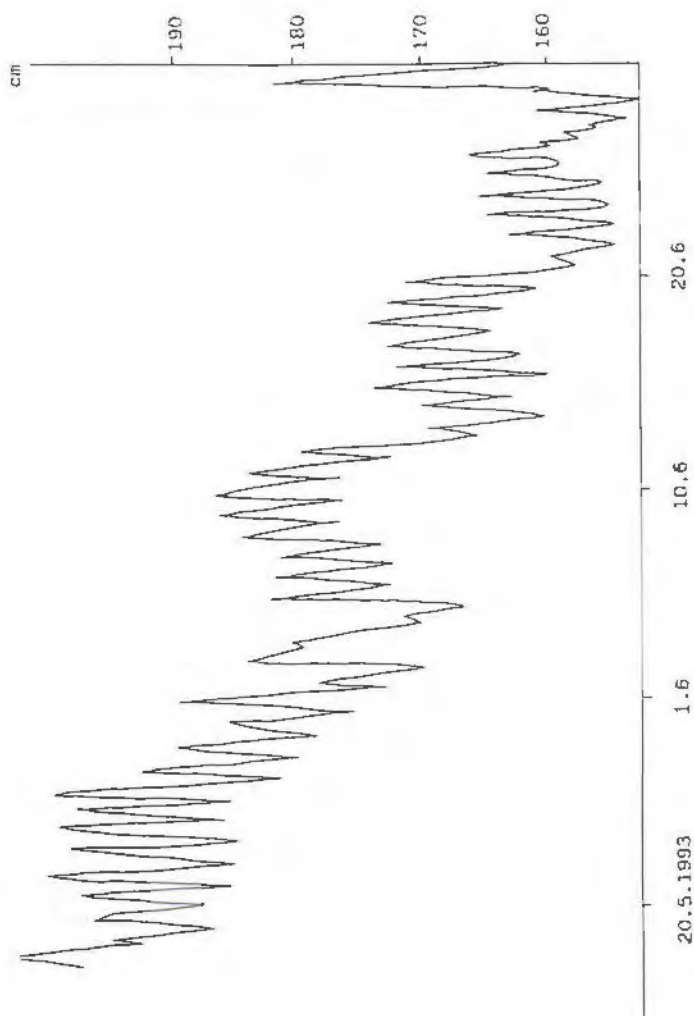


Abbildung 1: Pegelweg im Hinteren Rettenbach zwischen Mitte Mai und Ende Juni 1992 (Pegel: Klammstein)

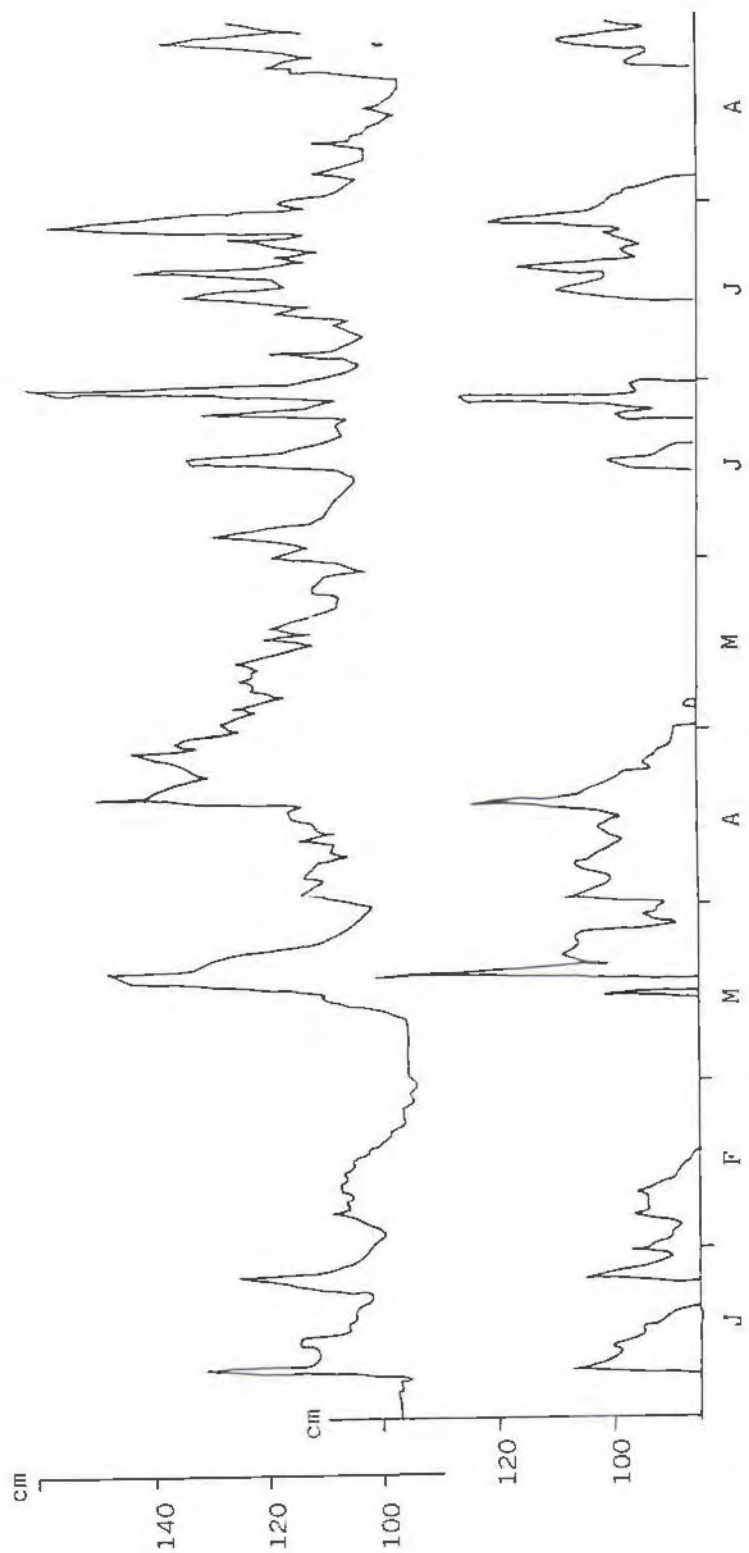


Abbildung 2: Pegelweg im Hinteren Rettenbach (Pegel Klammstein, obere Skalierung) und im Fischbach (Brücke "Wildwiese") zwischen Jänner 1992 und März 1993).

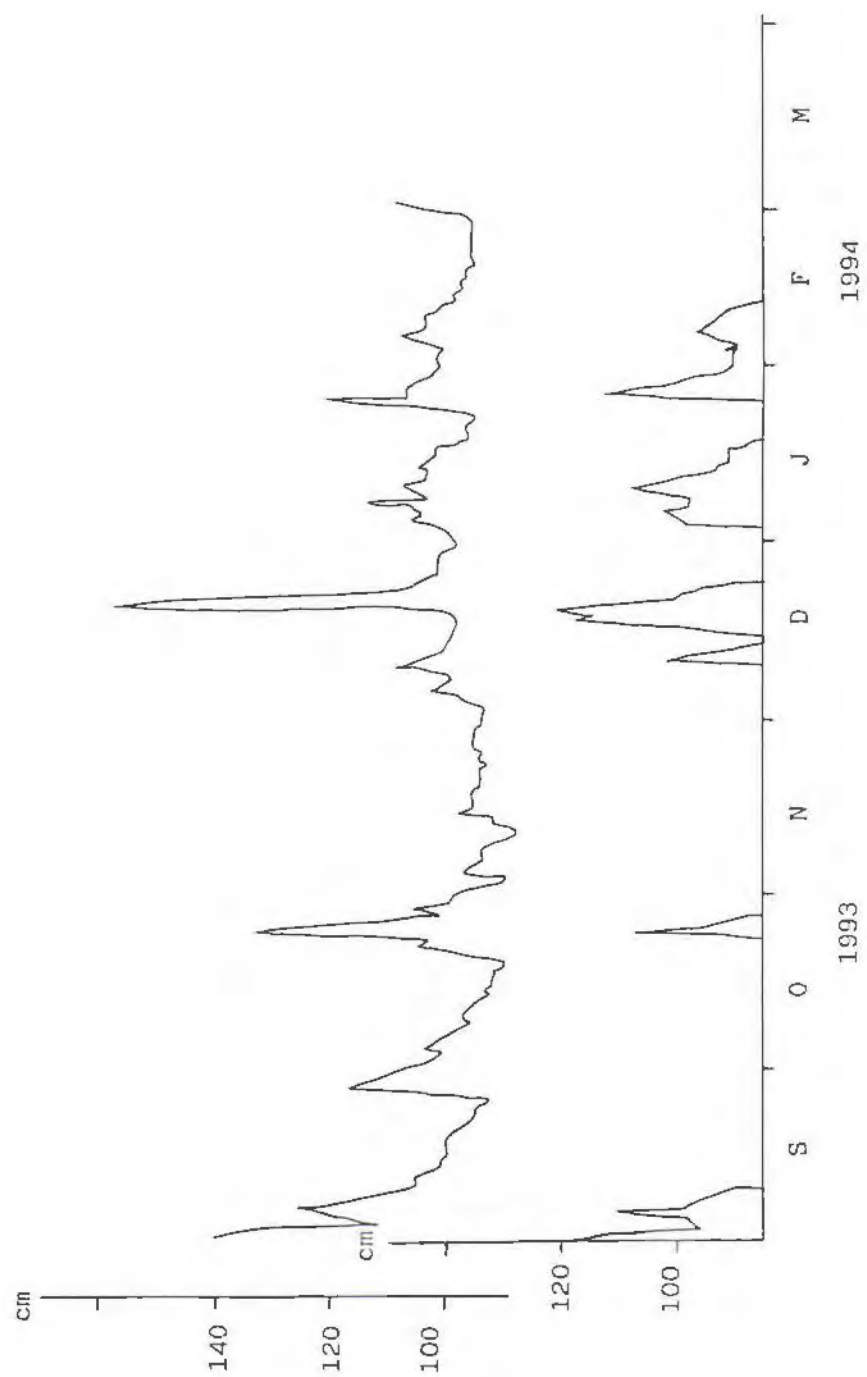


Abbildung 2: Fortsetzung

STRÖMUNGSMESSUNGEN IM INTERSTITIAL DER BETTSEDIMENTE DES FISCHBACHES UND HINTEREN RETTENBACHES

K. PANEK

1. Einleitung und Methodik

Die interstitielle Wasserströmung ist für die Bachbiozönose von existentieller Bedeutung. Durch die vertikale Durchströmung der Bettsedimente wird partikuläre organische Substanz (POM) als Nahrungsgrundlage sowie gelöster Sauerstoff aus dem Oberflächenwasser in den Lückenraum der Bettsedimente transportiert, während die horizontale Durchströmung longitudinale Umlagerungs- und Verteilungsprozesse innerhalb des Sedimentkörpers bewirkt (PANEK 1991). Der Interstitialwasserstrom ermöglicht auf diese Weise die Besiedlung auch tief gelegener Bettsedimentschichten.

Eine Möglichkeit für die Messung von Interstitialwasserströmungen bietet die Darstellung von Trockengewichtsverlusten von Salztabletten oder -kugeln. Dabei wird ein einfaches Prinzip genutzt: An Salzen vorbeistreichendes Wasser löst diese auf. Abhängig vom Löslichkeitsprodukt des verwendeten Salzes, der Ausgangskonzentration, der Wassertemperatur sowie der Expositionszeit kann man bei geeigneter Kalibrierung aus dem Trockengewichtsverlust auf die an der Salzkugel vorbeistreichende Wassermenge schließen. Kugeln aus chemisch reinem Gips mit einem Durchmesser von 14mm haben sich bei einer Expositionszeit von drei Tagen als vorteilhaft erwiesen. Die untere Meßgrenze dieser Methode liegt bei 0.01 l/min. Die Charakteristika dieser Meßmethode können wie folgt zusammengefaßt werden:

- * integrale Messung
- * punktuelle Erfassung des Durchflußgeschehens

- * Kugelgröße muß den Bedingungen angepaßt werden, Veränderungen machen neuerliche Eichung notwendig
- * keine Registrierung möglich
- * hoher Arbeitsaufwand

Die Gipskugeln werden einzeln in kleinen, zerlegbaren Käfigen exponiert (Abb. 1). Diese sind etwa 40 mm lang und haben einen Innendurchmesser von 28mm (Öffnung 6.16cm²). Die beiden gegenüberliegenden Öffnungen sind mit einer Gaze (Maschenweite etwa 5mm) überzogen, um ein Eindringen größerer Sedimentpartikel sowie einen Verlust der Gipskugel zu verhindern. Mit Hilfe einer Schlagstange mit Überrohr werden die Käfige in der gewünschten Sedimenttiefe ausgebracht. Die Öffnungen können hierbei horizontal oder vertikal orientiert werden (Abb. 1).

Die Exposition der insgesamt 80 Meßwertaufnehmer erfolgte in den Bettsedimenten des Hinteren Rettenbaches vom 16. - 19.11.1993. Als Ausbringungsorte wurden die Untersuchungsstellen 2 und 6 (ersatzweise) gewählt. Die ursprünglich an der Stelle 3 vorgesehene Exposition wurde nicht durchgeführt, da auch nach mehreren Probeeinschlüssen bis etwa - 40cm keine wassergesättigten Sedimentschichten gefunden werden konnten.

In jedem Untersuchungsbereich wurden pro Expositionsphase 20 Gipskugeln, an jeweils 5 Meßstellen in vier Tiefen (5, 10, 20, 30cm Sedimenttiefe) ausgebracht. Die Expositionsstellen wurden im Bereich des Überströmten Bachbettes unter Beachtung eines Mindestabstandes von 1m zufällig ausgewählt. Alle Käfige waren horizontal orientiert.

unmittelbar an die z.T. steile Böschung des Uferbereiches. Das Bachbett hat hier eine Breite von 4.5 bis 5.2m (mittlere Breite 4.9m, n=4), aufgrund der für diese Jahreszeit typischen Niederwasserführung ist der tatsächlich überströmte Bereich allerdings deutlich geringer (1.7 bis 2.4 m; mittlere Breite 2.0m, n=4). Das Hauptgerinne verläuft in diesem Abschnitt nahe dem rechten Ufer. Von der Bachbettmitte bis zur linken Uferböschung gibt es kleinere feuchte Zonen sowie z.T. ausgeprägte Falllaubpakete (Abb.2).

Abb.4 ist eine Überblicksaufnahme der Probenstelle 6. Der nach Einmündung von Seitenzubringern etwa 250m bachab des Bereiches 2 gelegene Abschnitt beschreibt hier eine schwache Linkskurve. Das Bachbett hat hier eine Breite von 8 bis 10m, die benetzte Breite schwankt zwischen 6 und 8m.



Abb.2: Probenstelle 2 vom linken Ufer gesehen. Datum: 13.11.1993. 1-5 markieren die Expositionsstellen.



Abb.3: Probenstelle 2, Blick bachab. Datum: 16.11.1993. 1-5 markieren die Expositionsstellen.



Abb.4: Probenstelle 6, Blick bachauf. Datum: 16.11.1993. 1-5 markieren die Expositionsstellen.



Abb.5: Probenstelle 2. Exposition A IV, Verankerung (16.11.1993).

3. Ergebnisse

Die Wassertiefen sowie die Ergebnisse der Oberflächenwasserströmungsmessungen über den Expositionsstellen und die mittels Schöpfthermometer eruierten Wassertemperaturen sind Tab.1 zu entnehmen. Die Strömungsmessungen im Oberflächenwasser wurden mit einem Ott-Flügel durchgeführt, und zwar wurden die theoretische mittlere Strömungsgeschwindigkeit im Vertikalprofil und jene 2cm über dem Bachgrund ermittelt. Aufgrund eines technischen Gebrechens konnten lediglich am 16.11.1993 in einem Abschnitt derartige Messungen durchgeführt werden. Die Wassertemperaturen im Bereich 6 liegen z.T. deutlich über jenen des Bereiches 2. Die aus den Trockengewichtsverlusten berechneten Durchfluß-ergebnisse sind in Tab.2 zusammengefaßt.

Eine Frequenzanalyse der Meßergebnisse zeigt deutlich ein Überwiegen der kleinen und kleinsten Durchflußmengen (Abb.6A und 6B). Dieser extrem linksschiefe Verteilungstyp kann auch durch eine etwaige Transformation der Daten nicht "normalisiert" werden, daher basieren die statistischen Auswertungen auf nonparametrischen Verfahren. Folgende Tests wurden angewendet: Kolmogorov-Smirnov-Test (K-S), Mann-Whitney-U-Test (M-W) und Kruskal-Wallis-Test (K-W).

30% aller Meßwerte liegen unter der Erfassungsgrenze. Dies ist auf das relativ hohe "Methodenrauschen" zurückzuführen. Zwar ist ein Trockengewichtsverlust auch in diesen Fällen nachweisbar, allerdings kann ihnen kein Meßwert zugeordnet werden.

Der arithmetische Mittelwert aller Ergebnisse liegt bei 0.532 l/min (SE:0.058) (Median 0.11/min). Für die einzelnen Untersuchungsabschnitte gilt $x=0.429$ l/min (SE:0.092, Median 0.17 l/min) (Bereich 2) und $x=0.275$ l/min (SE:0.07, Median 0.08 l/min) (Bereich 6). Aufgrund der extremen Verteilung sind arithmetische Mittelwerte allerdings mit Vorbehalt zu betrachten. Der größte Einzelmeßwert liegt bei 2.03 l/min. Ein Vergleich der beiden Probenbereiche zeigt eine Verschiebung der Verteilung im Untersuchungsgebiet 2 zu höheren Durchflüssen. Alle relevanten Kennwerte der BW-Plots des Bereiches 2 liegen über jenen des Bereiches 6 (Abb.6B). Statistisch ist diese Verschiebung aber nicht sehr bedeutsam (K-S, $p=0.164$).

Ein statistischer Vergleich der beiden Expositionsperioden zeigt, daß keine signifikanten Unterschiede zwischen den zeitlich aufeinanderfolgenden Messungen erkennbar ist. (K-S, $p=0.819$). Dies ist auf die unverändert gebliebene hydraulische Gesamtsituation aufgrund gleichmäßiger Wasserführung in beiden Abschnitten während dieser Zeit zurückzuführen.

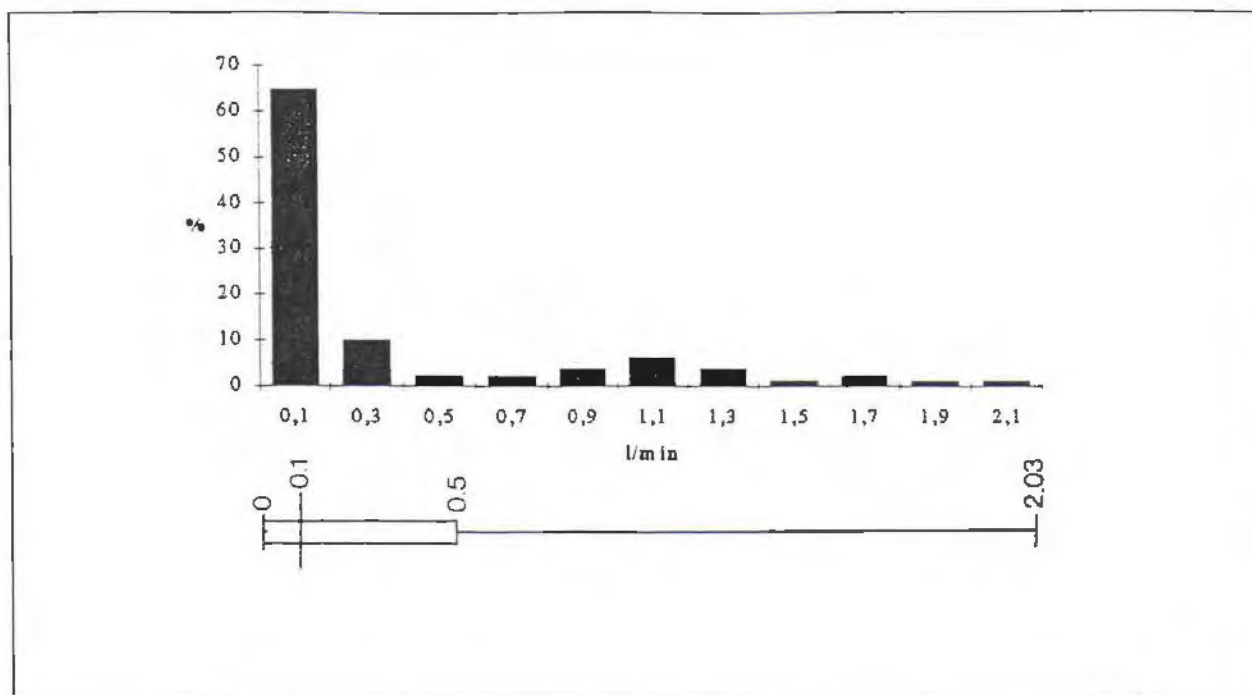


Abb.6a: Darstellung der Durchflußmeßergebnisse als Frequenzdiagramm (angegeben sind die Klassenmitten) und Box-and-Whisker-Plot unter Einbeziehung aller Meßwerte.

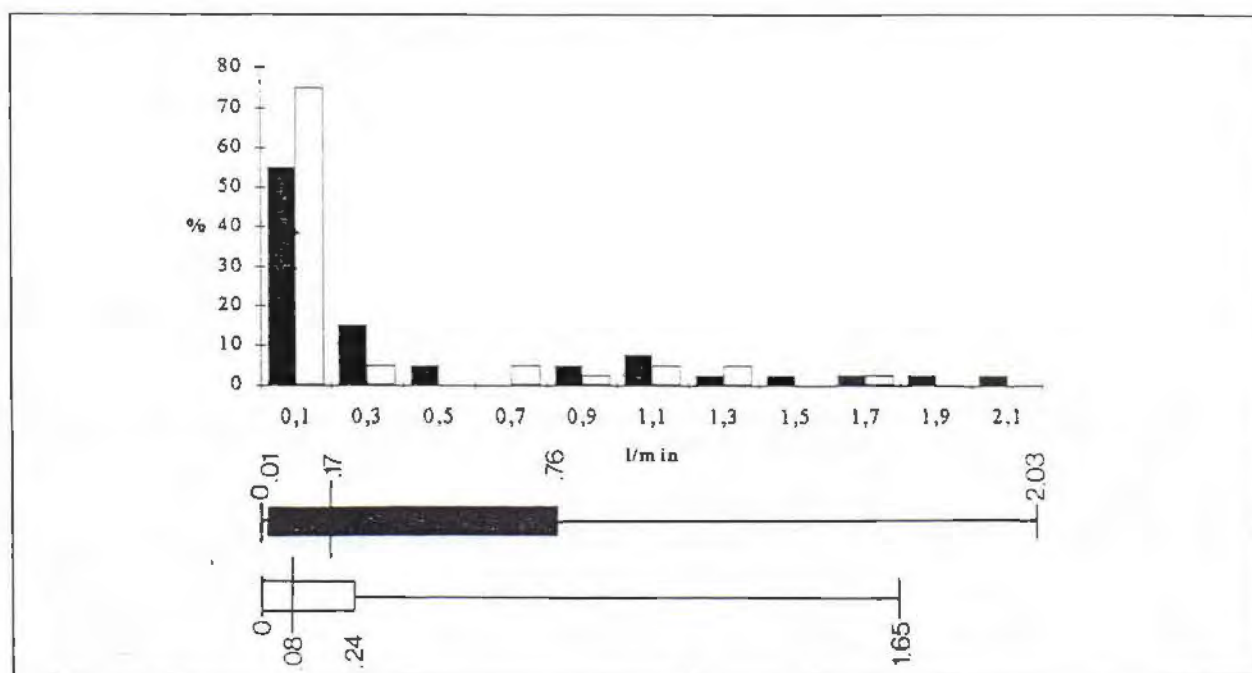


Abb.6b: Darstellung der Durchflußmeßergebnisse als Frequenzdiagramm (angegeben sind die Klassenmitten) und Box-and-Whisker-Plot, getrennt für die beiden Probenstellen (schwarz: Bereich 2, weiß: Bereich 6).



Abb.9: Gipskugelkörbchen einer Tiefenserie von einer Expositionsstelle unmittelbar nach Ablauf der dreitägigen Expositionszeit. Von links nach rechts: -5 cm, -10 cm, -20 cm, -30 cm. Tiefer exponierte Gipskugeln zeigen deutlich einen geringeren Volumsverlust. Charakteristischerweise steigt die Menge des mobilen interstitiellen Feinsedimentes (Durchmesser < 5 mm) mit der Sedimenttiefe.

LITERATUR

Panek, K. (1991): Durchströmung der Bettsedimente des Oberen Seebaches (Lunz/See, Österreich). - DGL, Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1990 Essen: 463-467.

Panek, K. (1992): Dispersionsdynamik des Zoobenthos in den Bettsedimenten eines Gebirgsbaches. - Dissertation. Universität Wien. 190p.

Grund für diese Änderung der Organismengemeinschaft in den Käfigen liegt voraussichtlich in der kurzzeitigen Überflutung dieses Bachabschnittes. So wurden gegen Ende des Experimentes auch immer wieder typische Bachorganismen, wie z.B. Ephemeropteren oder Plecopteren, in diesen Käfigen gefunden (Anh. 2).

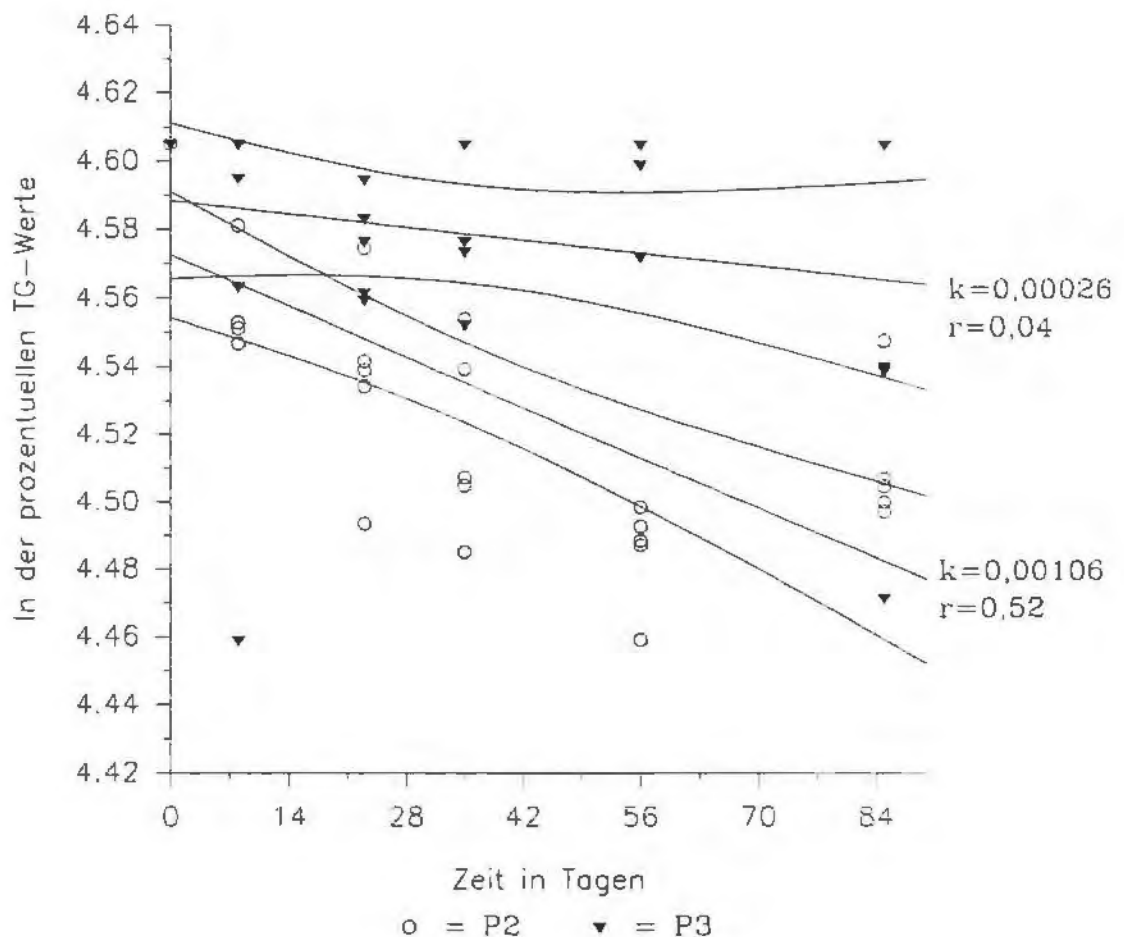


Abb.2: Trockengewichtsverlust von *Fagus sylvatica* L. am P2 und P3 im Fischbach. Angegeben sind die Logarithmen der prozentuellen Trockengewichtswerte, die Regressionsgeraden durch die Werte \pm 95% Vertrauensgrenzen sowie der Abbaukoeffizient k und der r^2 -Wert(r).

Tab.1: Werte der Regressionsgeraden für *Fagus sylvaticus* L.. Angegeben werden der Abbaukoeffizient k , die errechnete Anfangstrockenmasse TM , der r^2 -Wert, das Signifikanzniveau (Sig.; ***: hoch signifikant, $p < 0.001$; n.s.: nicht signifikant, $p > 0.05$) und die Abweichungen in den Residuen.

	k	TM	r^2	Sig	Residuen
P2	0.00106	96.8%	0.52	***	autokorr.
P3	0.00026	98.3	0.04	n.s.	-

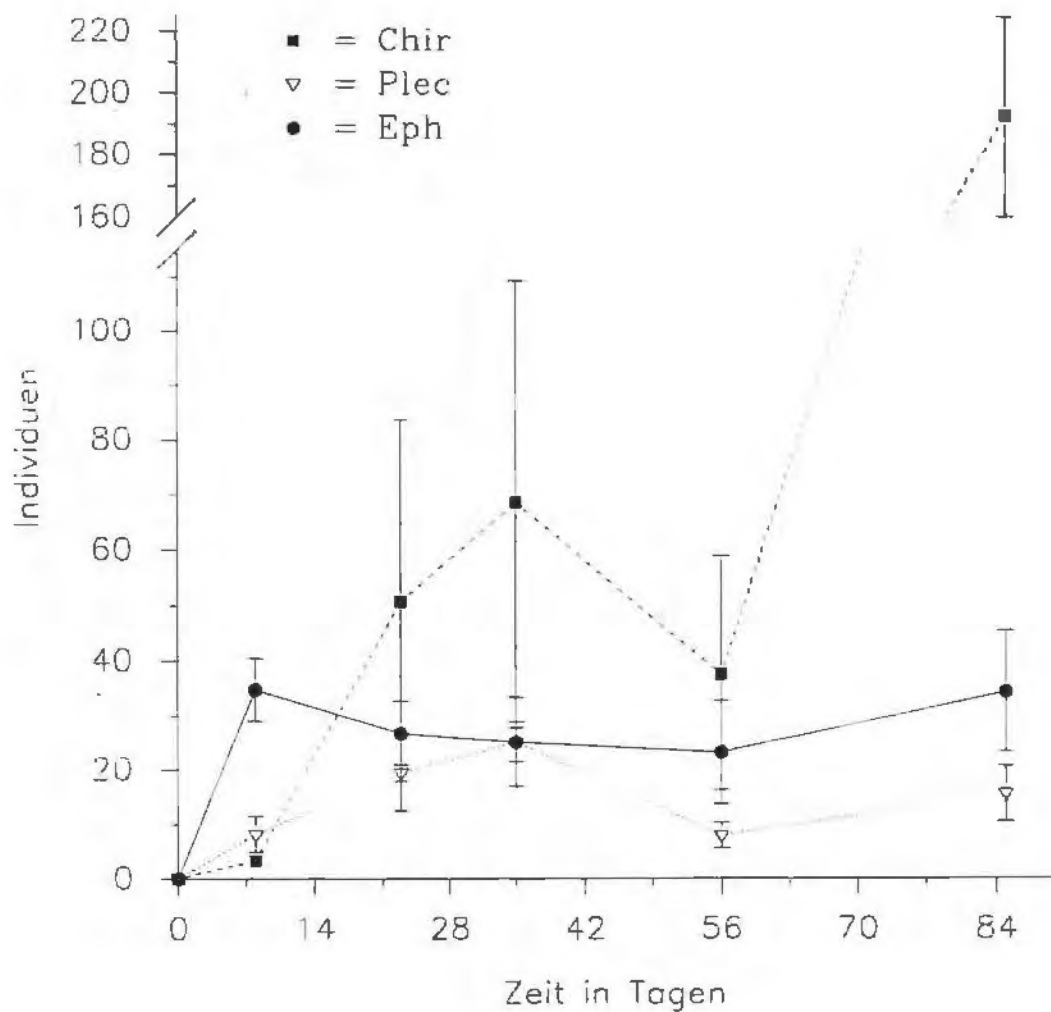


Abb.3: Mittlere Individuenzahl pro Käfig am P2 (mit 95% Vertrauensgrenzen).

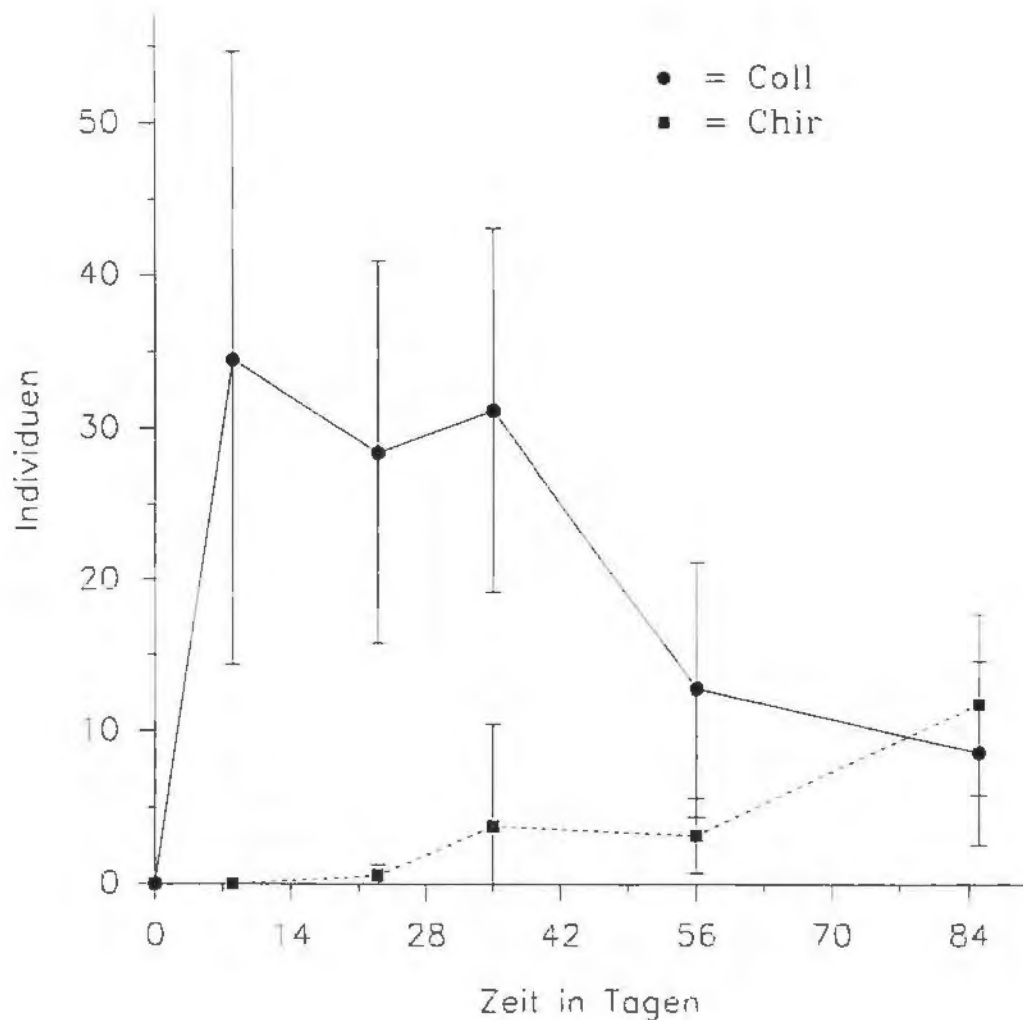


Abb.4: Mittlere Individuenzahl pro Käfig am P3 (mit 95% Vertrauensgrenzen).

4. Diskussion

In der Literatur werden Buchenarten meist zu den schwer abbaubaren Spezies mit Abbauraten unter 0,005 (PETERSEN & CUMMINS 1974; REICE 1978) gezählt. IVERSEN (1973, 1975) gibt für *Fagus sylvatica* L. bei einer Maschenweite von 6 mm einen Masseverlust von 53-100 % in 180 Tagen an (entspricht einem k-Wert von ca. 0,004-0,026), bei 1,8 mm einen Verlust von 27,2 % in nur 14 Tagen (k-Wert 0,023). Obwohl die relativ große

Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 19:1687-1692.

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

REICE, S.R. (1978) Role of detritivore selectivity in species-specific litter decomposition in a woodland stream. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 20: 1396-1400.

ROSSET, J., BÄRLOCHER, F. & OERTLI, J.J. (1982) Decomposition of conifer needles and deciduous leaves in two black forest and two Swiss Jura streams. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 67: 695-711.

SHORT, R.A., CANTON, S.P. & WARD, J.V. (1980) Detrital processing and associated macroinvertebrates in a Colorado mountain stream. *Ecology* 61: 727-732.

VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E. (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130-137.

WALLACE, J.B., WEBSTER, J.R. & CUFFNEY, T.F. (1982) Stream detritus dynamics regulation by invertebrate consumers. *Oecologia* 53: 197-200.

WEBSTER, J.R. & BENFIELD, E.F. (1986) Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 567-594.

WEIGELHOFER, G. (1993) Eintrag an grob-partikulärem organischen Material (CPOM) in einen Bach niedriger Ordnung und Abbau von Fallaub. Diplomarbeit, Universität Wien, 105 S.

Anhang 1: Dekompositionswerte (P2)

Zeit (Tage)	Anfangsgewicht (g TG)	Endgewicht (g TG)	Differenz (g TG)	Differenz (%)
8	4,739	4,497	0,242	5,109
8	4,679	4,413	0,266	5,680
8	4,746	4,496	0,250	5,261
8	4,752	4,639	0,113	2,373
23	4,756	4,451	0,305	6,410
23	4,747	4,605	0,142	2,989
23	4,760	4,467	0,293	6,146
23	4,667	4,347	0,320	6,847
23	4,793	4,287	0,506	10,564
35	4,939	4,692	0,247	5,000
35	5,003	4,526	0,477	9,533
35	5,047	4,577	0,470	9,305
35	4,956	4,640	0,316	6,377
35	5,041	4,471	0,570	11,312
56	4,904	4,358	0,546	11,131
56	4,797	4,145	0,652	13,585
56	4,835	4,302	0,533	11,015
56	4,963	4,461	0,502	10,107
56	5,011	4,479	0,532	10,619
85	4,753	4,299	0,454	9,552
85	4,881	4,381	0,500	10,237
85	4,781	4,334	0,447	9,344
85	4,788	4,310	0,478	9,977
85	4,854	4,583	0,271	5,585

Dekompositionswerte (P3):

8	4,994	4,944	0,050	0,993
8	4,919	4,250	0,669	13,599
8	4,984	4,984	0,000	0,000
8	4,761	4,566	0,195	4,090
23	4,876	4,739	0,137	2,804
23	5,026	4,812	0,214	4,254
23	5,060	4,952	0,108	2,143
23	5,000	4,949	0,051	1,014
23	4,869	4,652	0,217	4,453
35	4,793	4,546	0,247	5,144
35	4,730	4,557	0,173	3,661
35	5,006	4,852	0,154	3,080
35	4,883	4,883	0,000	0,000
35	4,883	4,883	0,000	0,000
56	4,883	4,883	0,000	0,000
56	5,012	4,851	0,161	3,219
56	4,983	4,953	0,030	0,593
56	4,974	4,974	0,000	0,000
56	5,049	5,049	0,000	0,000
85	5,015	4,387	0,628	12,519
85	4,875	4,569	0,306	6,275
85	4,757	4,757	0,000	0,000
85	4,959	4,642	0,317	6,398
85	4,917	4,917	0,000	0,000

im Fischbach (Q1) hat eine mittlere Wassertemperatur von 6.8°C (6.0–7.8°C), jene im Rettenbach (Q2) von 6.6°C (5.4–7.6°C). Aufgrund der hohen Schüttung der Q2 und der noch geringen Entfernung sind die Temperaturamplituden an der Probenstelle 6 noch deutlich gedämpft. Im Winter sind die Temperaturen daher höher (min:5.8°C), im Sommer eindeutig niedriger (max:8.5°C) als im Fischbach.

Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit, als Maß der Gesamtjonenkonzentration, ist im Fischbach mit Werten zwischen 226µS und 294µS ($x_a=265\mu\text{S}$) weit höher als im Quellbereich des Rettenbaches (151–204µS; $x_a=190\mu\text{S}$). Diese Werte sind jenen vom Beobachtungszeitraum Mai 1991 bis Dezember 1992 sehr ähnlich (Fischbach: $x_a=256\mu\text{S}$; Q2: $x_a=188\mu\text{S}$; FESL, 1994). Die Leitfähigkeit ist jeweils signifikant negativ mit der Schüttung korreliert.

Calcium, Magnesium, Gesamthärte und Alkalinität

Von den Kationen sind es Magnesium und Calcium, die zu 99% die Gesamtionen repräsentieren, die Alkalimetalle sind quantitativ unbedeutend. Die Calciumkonzentrationen betragen im Fischbach bei Q1 im Mittel 43.96mg/l, bei Pst.2 46.43mg/l, im Rettenbach bei Q2 34.81mg/l und Pst.6 37.6mg/l. Auch die Magnesiumkonzentrationen sind im Rettenbach deutlich niedriger als im Fischbach (3.37mg/l vs. 9.43mg/l; Tab.1; Abb.1a und b). Saisonale Änderungen können nicht beobachtet werden. Nur zu den beiden Spätherbstterminen im November und Dezember – bei extremer Niederwassersituation; siehe Abschnitt Hydrographie; TOCKNER, dieser Bericht) – können sehr hohe Magnesiumkonzentrationen bei Q2 festgestellt werden (14.8 und 16.5mg/l). Die mittlere Relation der Calcium- zur Magnesiumkonzentration beträgt bei der Q1 (Fischbach) 4.66, im Hinteren Rettenbach (Q2) 5.07. Die Relativwerte sind im Bachverlauf anschließend jeweils niedriger als im Quellbereich

(vgl. FESL, 1994). Die Gesamthärte und das Säurebindungsvermögen (Alkalinität) sind im Rettenbach ebenfalls niedriger als im Fischbach (Tab.1, Abb. 1c und 1d).

Stickstoff

Die Nitratstickstoffwerte liegen im Mittel bei der Probenstelle 6 mit $x_a=0.641\text{mg/l}$ am niedrigsten und bei der Quelle des Fischbaches (Q1) mit $x_a=0.823\text{mg/l}$ am höchsten (Tab.1, Abb.1e). Es werden aber nur zu einem Termin, am 17.3.1993, Werte von über 1mg/l erreicht (an allen Probenstellen, Pst.2 bis Pst.6). Zu diesem Zeitpunkt beginnt nach einer längeren Trockenperiode wieder eine erhöhte Abflußperiode, wobei auch die Probenstellen 3 und 4 (intermittierenden Stellen des Fischbaches) oberflächlich überflutet werden. Bereits FESL (1994) zeigt deutlich erhöhte Stickstoffwerte nach längeren Niederwasserperioden ("chemical flood"). Auch die Ammoniumstickstoffkonzentrationen sind bei der Probenstelle 6 im Mittel am niedrigsten ($x_a=0.027\text{mg/l}$) und bei Q1 am höchsten ($x_a=0.039\text{mg/l}$; Tab.1, Abb.1f). Auch hier sind erhöhte Werte zum Probetermin 17.3. beobachtbar (0.1mg/l , Fischbach). Ansonsten können vereinzelt noch an der Q1 erhöhte Konzentrationen beobachtet werden. Nitritstickstoff hingegen liegt beinahe zu allen Terminen unter der Nachweisbarkeitsgrenze von 0.005mg/l .

Phosphat

Ortho- und Gesamthosphor liegt zumeist unterhalb der Nachweisbarkeitsgrenze (0.005mg/l). Zu vier Terminen kann aber Gesamthosphor in geringen Konzentrationen bestimmt werden (17.März, 28.Juli, 1.November und 2.Jänner 1994), wobei zum Probetermin 17.März die Konzentrationen mit $x_a=0.02\text{mg/l}$ am höchsten sind (ansonsten $<0.01\text{mg/l}$). Auch hier kann also das selbe Phänomen, wie beim Stickstoff beobachtet werden: höhere

Konzentrationen bei Flutung nach längeren Niederwasserperioden.

KMnO₄-Verbrauch

Beim KMnO₄-Verbrauch kann der mittlere höchste Wert bei der Quelle des Fischbaches beobachtet werden ($x_a=7.79\text{mg/l}$), der niedrigste bei Q1 ($x_a=4.69$). Die Varianz der Werte ist aber ausgeprägt hoch (Abb.1g; Tab.1). Bei acht von 11 Terminen sind aber der höchste Verbrauch bei der Quelle des Hinteren Rettenbaches festzustellen (Q2). Die weitaus höchsten mittleren Konzentrationen können am 28.7. gemessen werden. Mit durchschnittlich 14.7mg/l ($10.7-17.5\text{mg/l}$; Pst.2,3,6; Q1,2) liegt der Verbrauch um das Doppelte über dem Jahresdurchschnitt. Dieser Probesternin fällt gleichfalls in eine Periode mit hohen Abflußwerten (TOCKNER, dieser Bericht). Ansonsten können zu keinem Termin Werte über 10mg/l gefunden werden. Deutlich unter den Durchschnittswerten sind die Verbrauchsmengen am 2.Juni und 17.Oktober (3.9mg/l und 4.8mg/l ; $n=4$). Beide Termine fallen in Niederwasserperioden. Deutlich zeigen sich die Unterschiede bei zwei Abflußverhältnissen (4.12. und 2.1.1994): 5.6mg/l KMnO₄ ($n=4$) bei Niederwasser und 7.7mg/l KMnO₄ ($n=4$) bei erhöhten Abflußraten. Der KMnO₄-Verbrauch ist ein Summenparameter für organische, oxidierbare Stoffe (chemische Oxidation der organischen Stoffe zu CO₂ und H₂O) und gibt hiermit einen groben Hinweis auf die organische Belastung im Fließgewässer. Reine Fließgewässer zeigen im Normalfall Werte von max. 4mg/l KMnO₄, Werte von über 10mg/l zeigen bereits eine mäßige Verschmutzung (Güteklasse II) an, wobei die Belastung natürlichen (Huminstoffe) oder anthropogen Ursprungs sein kann (vgl. LEITHE, 1975; HÜTTER,1992). Die erhöhten Werte im Untersuchungsgebiet bei höheren Abflußraten erklären sich aus einer stärkeren Einwaschung organischer Stoffe aus dem terrestrischen Umland. Bei der Quelle des Rettenbaches (Q2) - mit den höchsten durchschnittlichen Werten - dürfte die

hingegen nur 2.3m^{-1} . Zu allen Probenterminen sind die höchsten Koeffizienten bei der Quelle des Hinteren Rettenbachs (Q2; $x_a=5.6\text{m}^{-1}$, $n=13$) meßbar, die niedrigsten bei der Quelle des Fischbaches (Q1; $x_a=2.91\text{m}^{-1}$, $n=9$). Zusätzlich ist die Variabilität der Koeffizienten bei Q1 deutlich geringer als bei Q2.

Tabelle 1: Mittelwerte ausgewählte hydrochemischer Parameter an vier Probenstellen im Untersuchungsgebiet. x_a : arithmetisches Mittel, S.E.: Standardfehler, n: Anzahl der Stichproben.

Q1 (Quelle Fischbach)

Parameter	Einheit	x_a	S.E.	n
NH ₄ -N	mg/l	0.039	0.04	8
NO ₃ -N	mg/l	0.823	0.118	9
KMnO ₄	mg/l	4.69	2.24	9
Sulfat	mg/l	4.52	1.26	6
Clorid	mg/l	0.46	0.06	5
Gesamthärte	mmol/l	1.49	0.06	9
Säurekap.pH4.3	mmol/l	2.85	0.06	9
Calcium	mg/l	43.96	2.07	9
Magnesium	mg/l	9.43	2.38	9
Trübung	TE	0.22	0.055	9

Pst.2 (Fischbach)

Parameter	Einheit	x_a	S.E.	n
NH ₄ -N	mg/l	0.035	0.047	13
NO ₃ -N	mg/l	0.718	0.091	13
KMnO ₄	mg/l	6.14	2.85	12
Sulfat	mg/l	4.91	0.86	12
Clorid	mg/l	0.57	0.11	7
Gesamthärte	mmol/l	1.60	0.10	12

Tabelle 1: Fortsetzung

Parameter	Einheit	xa	S.E.	n
Säurekap.pH4.3	mmol/l	3.06	0.23	12
Calcium	mg/l	46.43	2.62	12
Magnesium	mg/l	11.16	2.06	12
Trübung	TE	0.24	0.09	12

Q2 (Quelle: Hinterer Rettenbach)

Parameter	Einheit	xa	S.E.	n
NH4-N	mg/l	0.032	0.018	11
NO3-N	mg/l	0.67	0.103	12
KMnO4	mg/l	7.79	3.64	11
Sulfat	mg/l	3.02	0.50	8
Clorid	mg/l	0.57	0.35	8
Gesamthärte	mmol/l	1.19	0.23	12
Säurekap.pH4.3	mmol/l	2.14	0.34	12
Calcium	mg/l	34.81	3.37	12
Magnesium	mg/l	6.87	4.34	12
Trübung	TE	0.23	0.07	12

Pst.6 (Hinterer Rettenbach, Brücke Forsthaus)

Parameter	Einheit	xa	S.E.	n
NH4-N	mg/l	0.027	0.017	11
NO3-N	mg/l	0.64	0.084	13
KMnO4	mg/l	7.36	3.13	12
Sulfat	mg/l	3.66	0.57	8
Clorid	mg/l	0.39	0.03	7
Gesamthärte	mmol/l	1.36	0.24	11
Calcium	mg/l	37.60	3.31	12
Magnesium	mg/l	8.88	3.37	12
Säurekap.pH4.3	mmol/l	2.40	0.40	11
Trübung	TE	0.24	0.10	12

Literatur

HÜTTER L.A. (1992): Wasser und Wasseruntersuchung, 12.Auflage.- Salle und Sauerländer, Frankfurt, 516pp.

FESL C. (1994). Quantitative Erfassung des Makrozoobenthos und der Umweltparameter eines Karstfließgewässers mit stark fluktuierendem hydrologischen Regime unter besonderer Berücksichtigung der Simuliidae (Diptera).- Diplomarbeit, Universität Wien, 142pp.

LEITHE W. (1975): Die Analyse der organischen Verunreinigungen in Trink-, Brauch- und Abwässern.- Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Stuttgart.

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, Kirchdorf, 187pp.

TOCKNER K. (ed., 1993): Limnologische Studie "Hinterer Rettenbach" (Nationalpark "Kalkalpen", Sengsengebirge, Oberösterreich). Verein Nationalpark Kalkalpen, Kirchdorf.

Ca (mg/l)

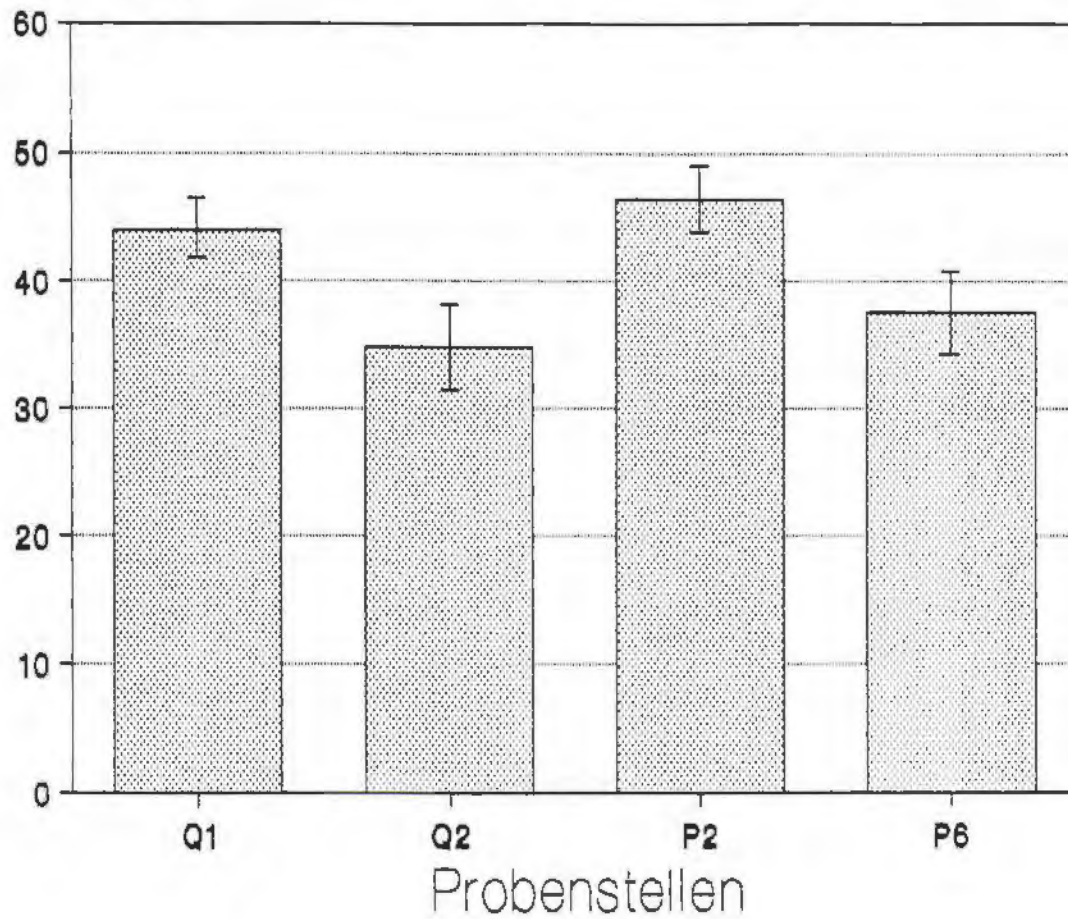


Abbildung 1a: Konzentrationen von Calcium (mg/l) an den Quellen des Fischbachs (Q1) und Hinteren Rettenbachs (Q2), sowie an den Probenstellen P2 (Fischbach) und P6 (Rettenbach, Forsthaus). Eingezeichnet sind das arithmetische Mittel und die Standardabweichungen.

Mg (mg/l)

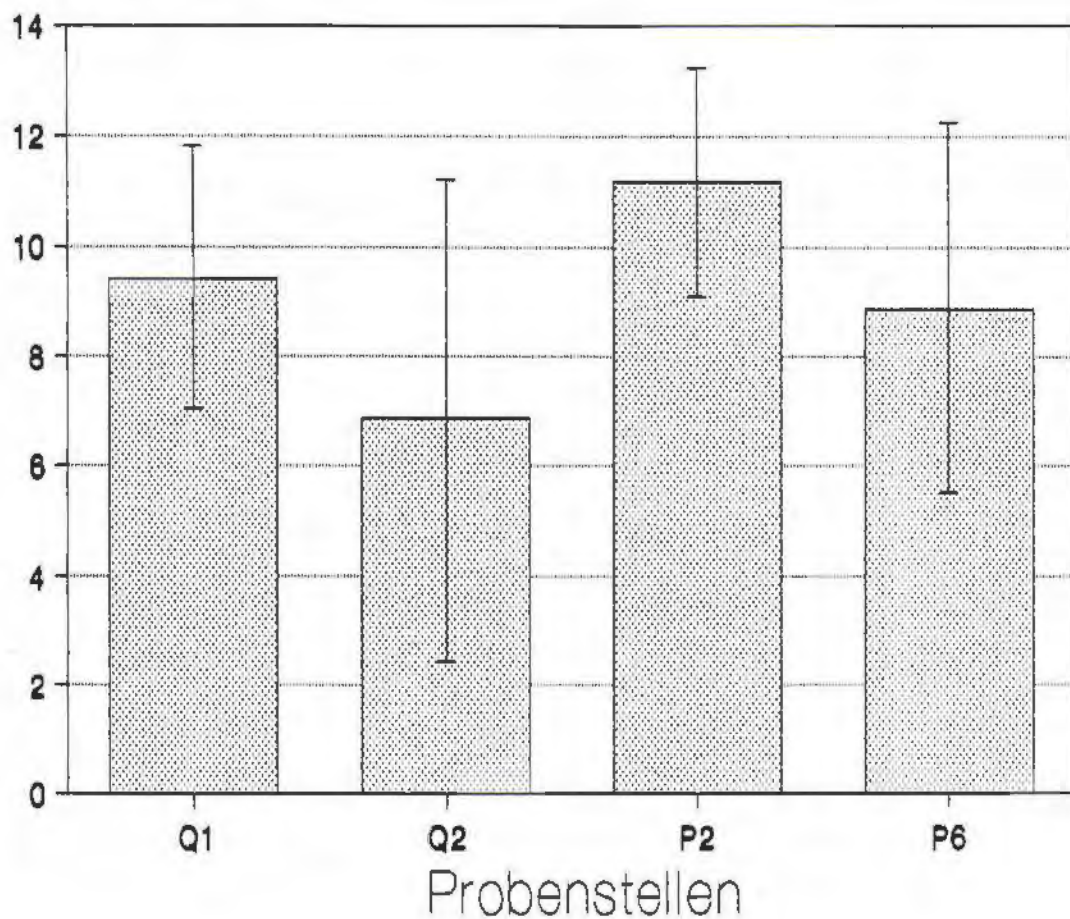


Abbildung 1b: Konzentrationen von Magnesium (mg/l) an den Quellen des Fischbachs (Q1) und Hinteren Rettenbachs (Q2), sowie an den Probenstellen P2 (Fischbach) und P6 (Rettenbach, Forsthaus). Eingezeichnet sind das arithmetische Mittel und die Standardabweichungen.

Gesamthärte (mmol/l)

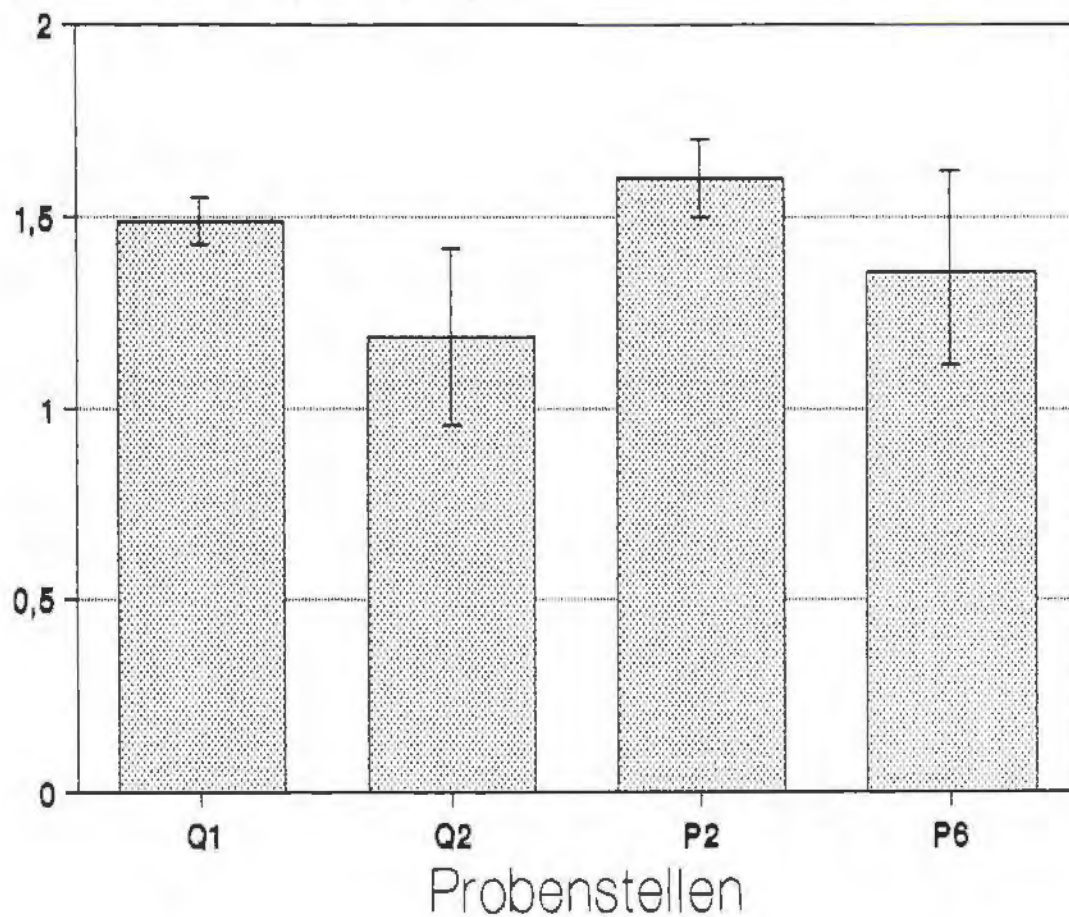


Abbildung 1b: Gesamthärte (mmol/l) an den Quellen des Fischbachs (Q1) und Hinteren Rettenbachs (Q2), sowie an den Probenstellen P2 (Fischbach) und P6 (Rettenbach, Forsthaus). Eingezeichnet sind das arithmetische Mittel und die Standardabweichungen.

SK (pH 4.3; mmol/l)

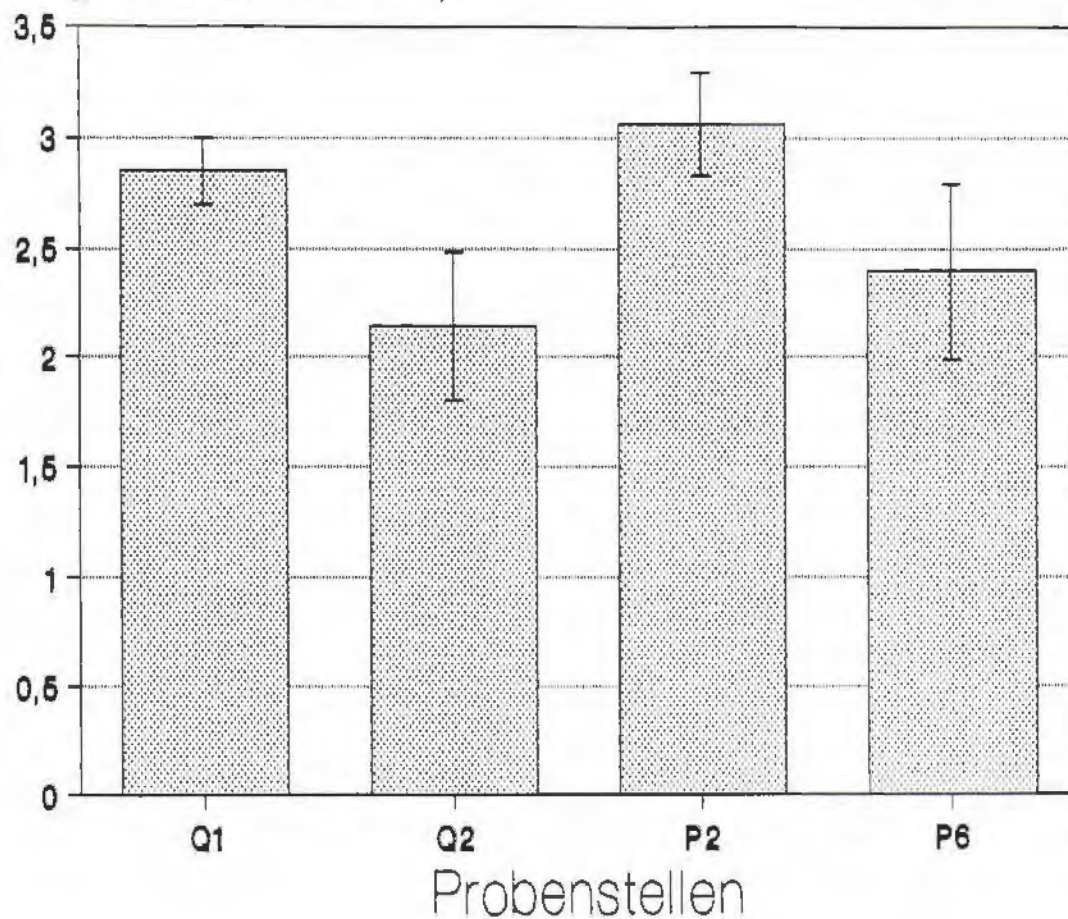


Abbildung 1d: Alkalinität (SK, mmol/l) an den Quellen des Fischbachs (Q1) und Hinteren Rettenbachs (Q2), sowie an den Probenstellen P2 (Fischbach) und P6 (Rettenbach, Forsthaus). Eingezeichnet sind das arithmetische Mittel und die Standardabweichungen.

NO₃-N (mg/l)

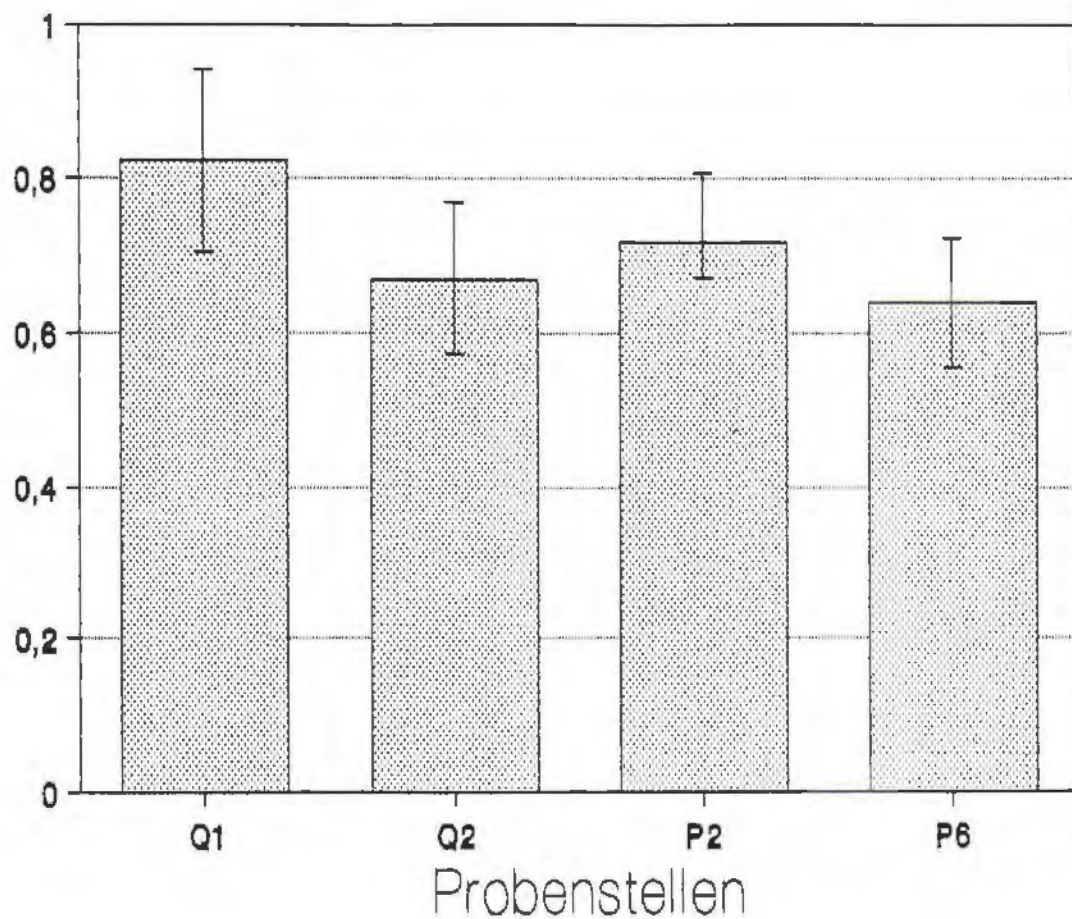


Abbildung 1e: Nitratstickstoff(NO₃-N, mg/l) an den Quellen des Fischbachs (Q1) und Hinteren Rettenbachs (Q2), sowie an den Probenstellen P2 (Fischbach) und P6 (Rettenbach, Forsthaus). Eingezeichnet sind das arithmetische Mittel und die Standardabweichungen.

NH₄-N (mg/l)

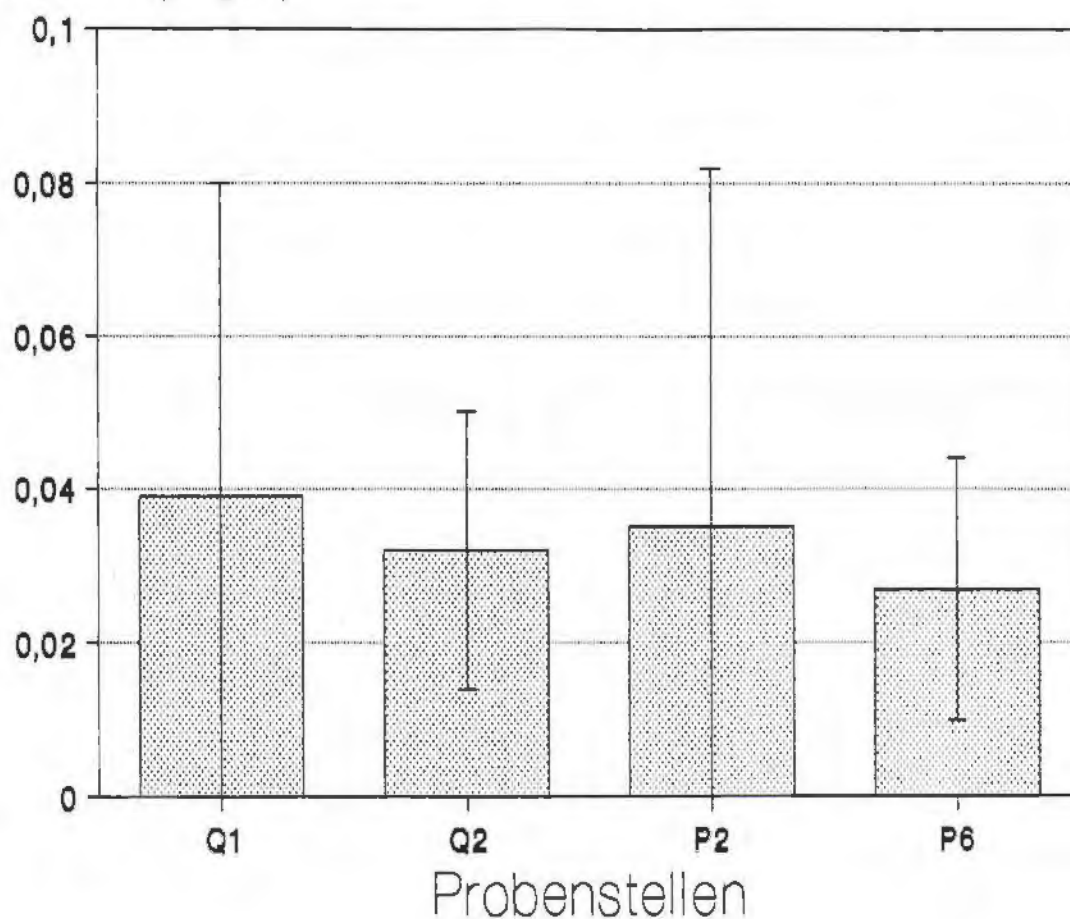


Abbildung 1f: Ammoniumstickstoff(NH₄-N, mg/l) an den Quellen des Fischbachs (Q1) und Hinteren Rettenbachs (Q2), sowie an den Probenstellen P2 (Fischbach) und P6 (Rettenbach, Forsthaus). Eingezeichnet sind das arithmetische Mittel und die Standardabweichungen.

KMnO₄ (mg/l)

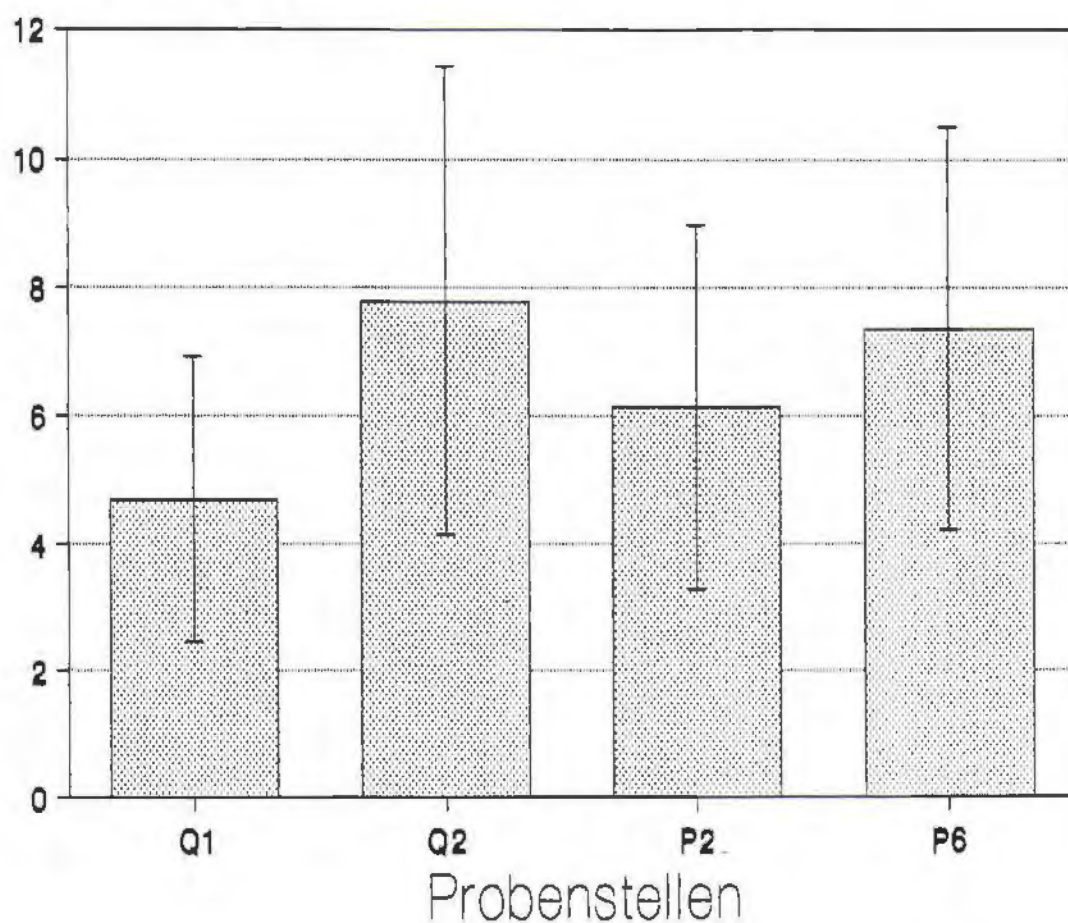


Abbildung 1g: Kaliumpermanganatverbrauch (KMnO₄, mg/l) an den Quellen des Fischbachs (Q1) und Hinteren Rettenbachs (Q2), sowie an den Probenstellen P2 (Fischbach) und P6 (Rettenbach, Forsthaus). Eingezeichnet sind das arithmetische Mittel und die Standardabweichungen.

Sulfat (mg/l)

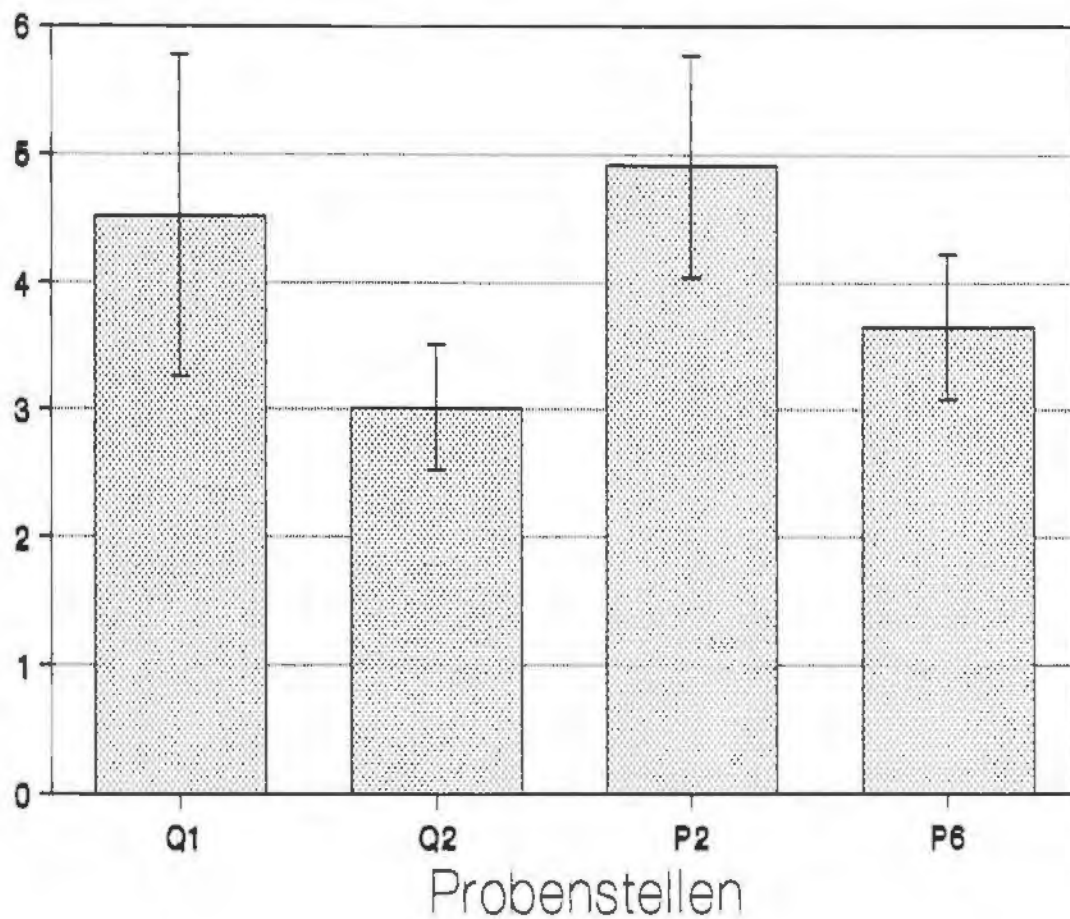


Abbildung 1h: Konzentrationen von Sulfat (mg/l) an den Quellen des Fischbachs (Q1) und Hinteren Rettenbachs (Q2), sowie an den Probenstellen P2 (Fischbach) und P6 (Rettenbach, Forsthaus). Eingezeichnet sind das arithmetische Mittel und die Standardabweichungen.

KOMPOSITION, VERTEILUNG und DYNAMIK des BENTHISCHEN
PARTIKULÄREN ORGANISCHEN MATERIALS (BPOM) in INTERMITTIERENDEN
und PERENNIERENDEN BACHABSCHNITTEN

K. TOCKNER

Einleitung und Aufgabenstellung

Die allochthonen partikulären organischen Materialien (POM) sind für die Biozönosen kleiner Fließgewässer die hauptsächliche Energieressource (zusammengefasst in ANDERSON & SEDELL, 1979; CUMMINS et al., 1983). Der Eintrag ins aquatische System erfolgt in erster Linie über die Ufervegetation und das benachbarte terrestrische Umland. Dieser Eintrag ist im Wesentlichen, wie etwa MOSER (1992) ausführlich für den vergleichbaren Lunzer Seebach zeigt, auf eine kurze Zeitspanne - die Zeit des herbstlichen Laubfalls - konzentriert. Im Mittel sind für Gewässer wie den Fischbach (Ordnungszahl 2) 200-600g*m⁻² Eintrag zu erwarten. Dies entspricht auch sehr gut den bereits für den Fischbach festgestellten Werten (Akkumulation von POM an der Sedimentoberfläche während der intermittierenden herbstlichen Phase, WEILGUNI & TOCKNER, 1993). Während der Eintrag aus dem Umland in erster Linie von der unmittelbaren Ufervegetation bestimmt wird, wird die ganzjährige Verfügbarkeit des POM's für die benthischen Biozönosen von der Retentionskapazität des Gewässers und den Abbauprozessen im aquatischen Milieu gesteuert. Die Abbauvorgänge im untersuchten Gewässer gehen äußerst langsam vor sich (10% nach 3 Monaten, WEIGELHOFER, WEIGAND & TOCKNER, dieser Band), und es können bis zu diesem Zeitpunkt auch keine Unterschiede zwischen den ständig überfluteten und den intermittierenden Abschnitten festgestellt werden. Sedimentinterne Retention ist daher in den perennierenden, Oberflächenretention hingegen in den

intermittierenden Abschnitten von herausragender Bedeutung (TRISKA et al., 1989; BRETSCSKO, 1990; SNADDON, 1992). Ziel dieser Studie ist folglich die Dokumentation der Verteilung partikulärer organischer Substanzen (POM) in den Sedimenten und an der Sedimentoberfläche intermittierender und perennierender Bachareale. Die bereits in den Jahren zuvor begonnen Aufnahmen werden somit im Jahre 1993 weitergeführt. Vom Jänner 1993 bis Jänner 1994 wurden an insgesamt 13 Terminen Proben gezogen, wobei die permanent überflutete Probenstelle 2 kontinuierlich besammelt wurde. Die intermittierenden Abschnitte wurden zum Zeitpunkt der Überflutung beprobt. Zusätzlich wurden während ausgewählter Herbsttermine die oberflächlich abgelagerten CPOM-Bestandteile abgesammelt. Die Ergebnisse der benthischen POM-Dynamik stehen in einem engen inhaltlichen Zusammenhang mit den gleichfalls durchgeführten Dekompositionsversuchen (WEIGELHOFER, WEIGAND & TOCKNER, dieser Band) und den Driftuntersuchungen (TOCKNER, dieser Band).

Methodik

Die Proben wurden mit einem Hess-Sampler (Probenfläche: 500cm², Netzmaschenweite: 100µm) entnommen. Nach Entfernung der benthischen Organismen wurde das partikuläre organische Material in CPOM (coarse particulate organic matter, >1.0mm) und SPOM (small particulate organic matter, <1.0mm) geteilt. CPOM wurde weiters in Holzteile, Buchblätter, restliche Blätter und CPOM-Bestandteile <5mm fraktioniert. Die Fraktionen wurden getrocknet, gewogen, bei 490°C verbrannt und wieder gewogen. Die Differenz aus Trocken- und Aschegewicht ergibt den organischen Anteil (AFDW, ash free dry weight). Bei jeder Aufsammlung wurden die aktuelle Wassertiefe, die Strömungsgeschwindigkeit (Ott-Flügel) und die Oberflächenheterogenität (Heterogenitätsmessgerät) bestimmt. In den intermittierenden Abschnitten wurden zum Zeitpunkt des

herbstlichen Laubfalles CPOM von der Sedimentoberfläche quantitativ entnommen, getrocknet und gewogen. Hier erfolgt die Angabe als Trockengewicht (TG).

Zeitliche POM-Verteilung

Die Hochwasserereignisse im November 1992 haben einen wesentlichen Teil des POM's, das während der herbstlichen Laubfallperiode ins Gewässer eingetragen wurde, abtransportiert (WEILGUNI & TOCKNER, 1993). Die niedrigen CPOM- und SPOM-Mengen im Jänner 1993 sind Folge dieser hydrographischen Extremereignisse (Tab.1 und Abb.1 und 2). Besonders beim CPOM ist die Reduktion beträchtlich. Bei der Probenstelle 2 liegen vor Hochwassereinfluß die mittleren CPOM-Raten bei knapp über $20\text{gAFDW}\cdot\text{m}^{-2}$, nach diesem Ereignis aber nur mehr bei $1.7\text{gAFDW}\cdot\text{m}^{-2}$. Die Reduktion beträgt über 90%. An der Probenstelle 3 ist der Unterschied noch ausgeprägter: über $50\text{gAFDW}\cdot\text{m}^{-2}$ vor dem Hochwasser und praktisch kein CPOM nach diesem Ereignis. Während an der Probenstelle 2 aufgrund der permanenten Wasserführung ein wesentlicher Teil des CPOM's bereits ins Sediment eingearbeitet ist, hat sich das CPOM an der Probenstelle 3 hauptsächlich an der Sedimentoberfläche abgelagert. Dieses wird bei Flutung daher fast vollständig abtransportiert (WEILGUNI & TOCKNER, 1993). Beim SPOM sind die Reduktionen geringer, da ein Teil des CPOM's beim Hochwasserdurchgang mechanisch in SPOM umgewandelt wird. Somit wird der Verlust an POM insgesamt etwas kompensiert (WEILGUNI & TOCKNER, 1993). Die POM-Verteilungen zu Beginn des Jahres 1993 sind folglich in erster Linie Resultat der spätherbstlichen Hochwasserereignisse des Jahres 1992. Der CPOM-Gehalt beträgt am 5.1.1993 im Mittel $1.7\text{gAFDW}\cdot\text{m}^{-2}$, der SPOM-Gehalt $1.6\text{gAFDW}\cdot\text{m}^{-2}$ (Tab.1). Der Blattanteil ist durch die hohen Abflußmengen im November 1992 völlig verloren gegangen (Abb.1, Abb.2, Abb.3). Der SPOM-Anteil ist daher mit etwa 50% deutlich

höher zuvor (im Mittel 20%). Der relative Anteil des SPOM's sinkt aber mit zunehmender Dauer wieder auf etwa 20-30% ab - ähnlich hoch also wie vor dem Hochwasser (Abb.3).

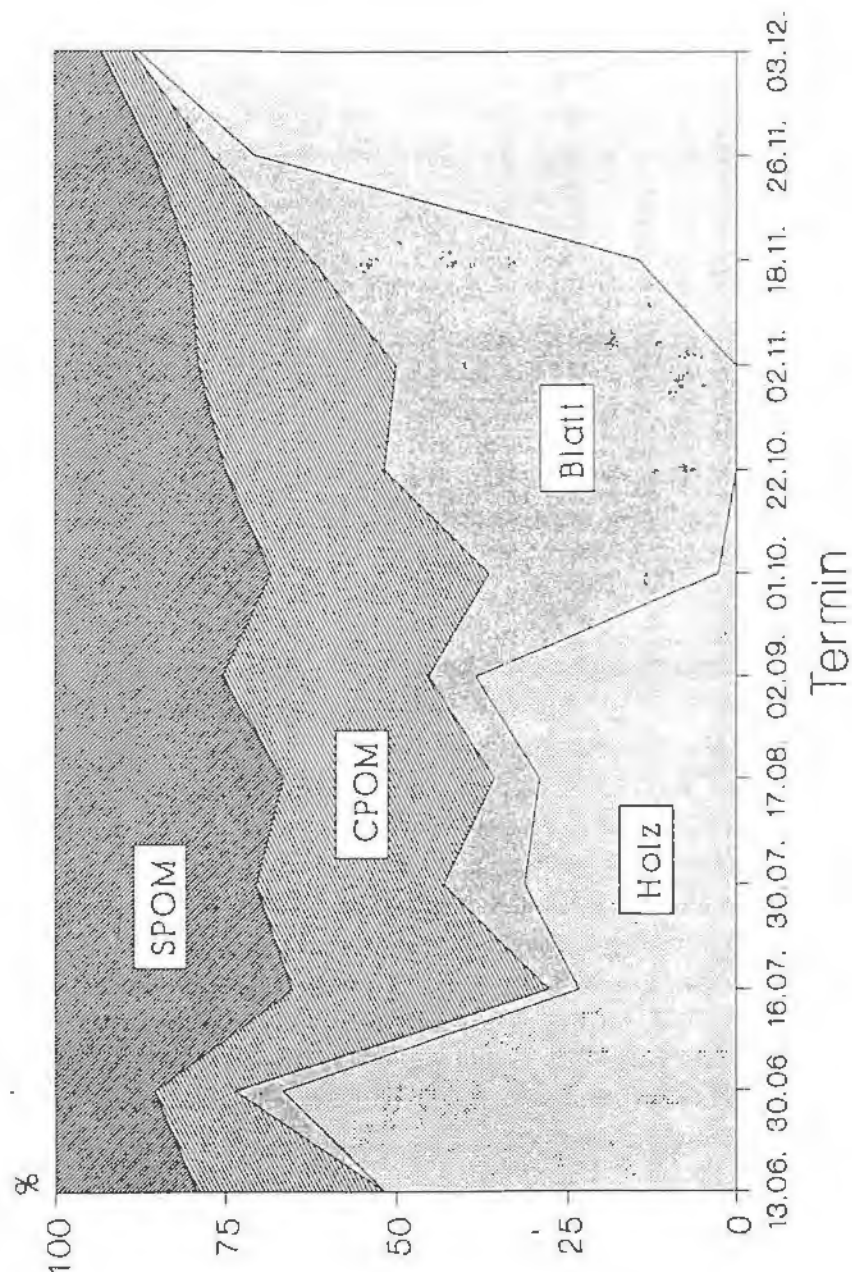


Abbildung 1: Zeitlicher Verlauf der standardisierten Anteile der einzelnen Fraktionen organischen Materials (gemittelt über alle Probenstellen, aus WEILGUNI & TOCKNER, 1993).

	<i>Blätter div.</i>	<i>Buche</i>	<i>Holz</i>	<i>Gras</i>	<i>CPOM<5mm</i>	<i>SPOM</i>	<i>POMges.</i>
5.1.							
xg					1,70	1,60	3,50
LL					3,90	1,80	5,60
UL					0,50	1,30	2,00
15.2.							
xg		0,60	1,00	0,40	2,80	3,00	9,00
UL		3,30	7,70	1,60	4,80	4,20	24,10
LL		0,00	0,00	0,00	1,50	2,00	3,00
17.3.							
xg	0,78	4,75			12,50	5,00	27,80
UL	3,90	15,60			30,60	10,50	62,10
LL	0,00	1,00			4,80	2,20	12,20
30.4.							
xg	1,20	1,20	1,50	0,20	4,40	3,50	14,80
UL	10,20	3,30	6,90	0,80	10,50	6,60	45,80
LL	0,00	0,10	0,30	0,00	1,80	1,60	4,40
2.6.							
xg	1,50	1,40	0,70		9,70	5,60	21,90
UL	4,40	6,90	2,50		17,20	6,80	34,50
LL	0,20	0,00	0,00		5,30	3,10	13,80
28.7.							
xg	1,10	8,70	14,10		32,90	16,00	75,70
UL							
LL							
17.8.							
xg	0,10	1,70	1,10	0,05	2,50	2,20	6,80
UL	0,30	5,60	4,50	0,10	10,00	4,10	22,90
LL	0,00	0,10	0,00	0,00	0,10	1,00	1,50
19.9.							
xg	2,24	0,70	2,60		3,70	2,16	11,60
UL	6,00	2,10	4,80		5,70	3,30	23,00
LL	0,00	0,00	0,00		2,30	1,30	7,60

Tabelle 1: Legende siehe folgende Seite

	<i>Blätter div.</i>	<i>Buche</i>	<i>Holz</i>	<i>Gras</i>	<i>CPOM<5mm</i>	<i>SPOM</i>	<i>POMges.</i>
8.10.							
xg	1,25	2,10	0,30		2,63	1,78	9,40
UL	3,40	6,20	1,20		3,90	3,03	15,20
LL	0,20	0,30	0,00		1,80	0,91	5,60
17.10.							
xg	7,45	6,25	6,20		12,60	10,75	45,80
UL	11,60	12,50	17,40		28,90	19,90	57,90
LL	4,60	2,90	1,80		5,20	5,60	35,30
1.11.							
xg	6,20	3,90	1,10		9,00	4,60	27,90
UL	8,10	12,20	3,60		13,10	5,10	33,70
LL	4,60	0,90	0,00		6,10	4,00	22,99
13.11.							
xg	0,90	4,90	3,70		10,20	8,33	32,90
UL	16,40	15,60	17,70		21,60	16,10	93,40
LL	0,20	1,05	0,20		4,60	4,10	10,90
4.12.							
xg	7,32	5,70	1,90		13,80	5,80	38,30
UL	17,80	15,70	5,80		15,60	8,10	58,20
LL	2,68	1,70	0,20		12,20	3,90	25,10
2.1.							
xg	22,90	19,90	37,90		59,90	29,90	182,60
UL	26,50	32,90	68,20		84,10	68,20	268,10
LL	19,90	11,30	21,40		42,70	12,80	124,90

Tabelle 1: Gehalte der einzelnen POM-Fractionen in den Sedimenten der Probenstelle 2 (gAFDW*m-2). Angegeben sind das geometrische Mittel (xg) und der untere und obere Vertrauensbereich (UL: upper limit, LL: lower limit). Die Stichprobenzahl je Termin beträgt zwischen n=4-5 (28.7.:n=2).

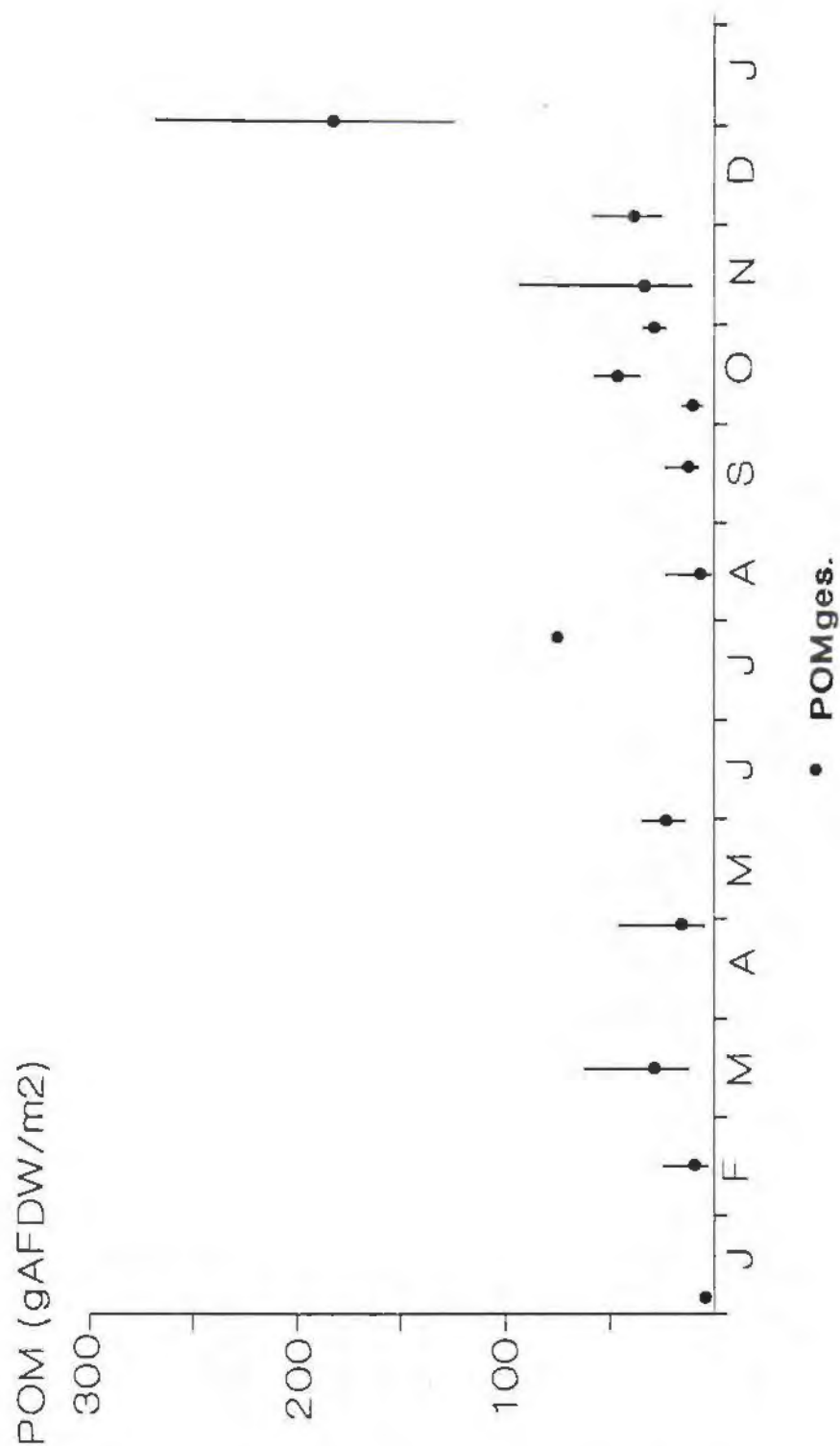


Abbildung 2: Probenstelle 2: Verteilung des benthischen organischen Materials (CPOM und SPOM, >0.1mm, gAFDW*m-2) im Jahresverlauf (1993). Angegeben sind das geometrische Mittel mit den 95% Vertrauensgrenzen (siehe auch Tab.1).

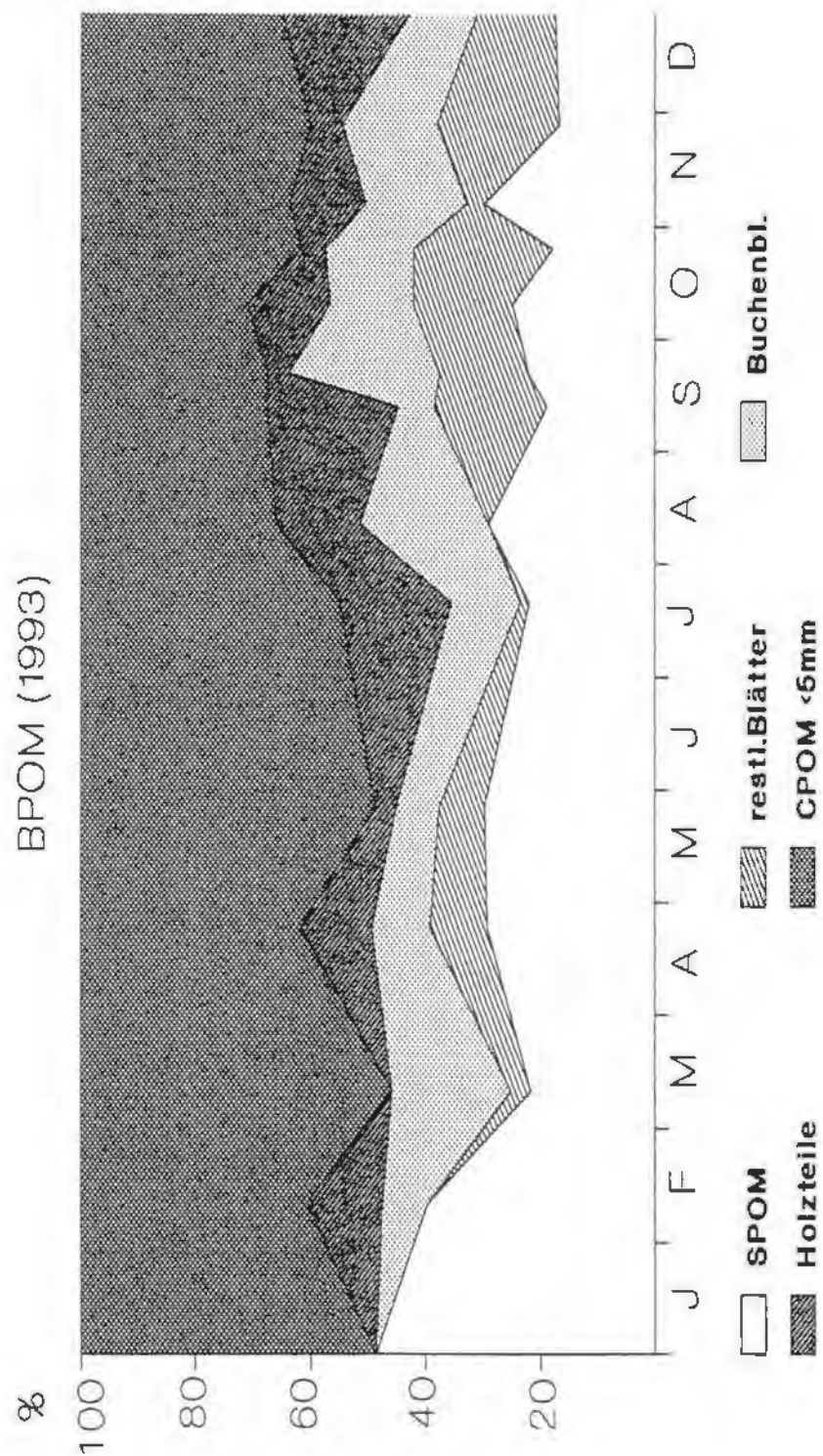


Abbildung 3: Zeitlicher Verlauf (1993) der standardisierten Anteile der einzelnen Fraktionen organischen Materials (Probenstelle 2, gemittelt).

Mit zunehmender Zeitdauer erfolgt aber eine Zunahme der CPOM- und SPOM- Gehalte in den Bettsedimenten. Im März können bereits im Mittel wieder $12.5 \text{gAFDW} \cdot \text{m}^{-2}$ CPOM (7facher Wert vom Jänner) und $5 \text{gAFDW} \cdot \text{m}^{-2}$ SPOM bestimmt werden (Tab.1, Abb.2). CPOM besteht zu einem wesentlichen Teil aus Buchenblätter. Die Zunahme an POM erklärt sich aus dem Eintrag durch die beginnende Schneeschmelze. Bei dieser werden über die Ufer organische Partikel aus dem unmittelbar umgebenden terrestrischen Umland eintransportiert. Vom März bis Anfang Oktober bewegen sich die mittleren Gehalte an POM zwischen 7 und $27 \text{gAFDW} \cdot \text{m}^{-2}$. Der SPOM-Anteil am Gesamt-POM ($>0.1 \text{mm}$) bewegt sich insgesamt - mit Ausnahme der hohen Werte zu den beiden ersten beiden Probenterminen - sehr konstant bei 21% (15-32%). Der Blattanteil (Buche, Ahorn und Weide) liegt im Mittel bei 24% (März 1993 bis Jänner 1994), mit höchsten Werten erwartungsgemäß im Herbst (bis knapp 40%). Die besonders langsamen Abbauraten der Blätter (am Bsp. der dominierenden Buche; WEIGELHOFER, WEIGAND & TOCKNER, dieser Band) erklären, daß vollständige Blätter (vom vorigen Herbst) auch im Spätsommer noch in den Bettsedimenten zu finden sind.

Ein besonders hoher POM-Gehalt kann am 28.7. ($76 \text{gAFDW} \cdot \text{m}^{-2}$) beobachtet werden. Die geringe Probenzahl zu diesem Zeitpunkt erlaubt aber keinen genügenden Vergleich mit den übrigen Probenterminen. Zwischen 8.10. und 17.10. kommt es zu einer signifikanten Zunahme der POM-Gehalte, und zwar aller Einzelfraktionen (Tab.1, Abb.2). Bis zum 4.12. bleiben die Gehalte im Mittel bei etwa $36 \text{gAFDW} \cdot \text{m}^{-2}$ und liegen damit um das 4-fache über den Werten des Spätsommers (etwa $9 \text{gAFDW} \cdot \text{m}^{-2}$; August bis September).

Am 2.1.1994 sind wieder extrem hohe Werte zu verzeichnen (Tab.1; Abb.2). Zu diesem Zeitpunkt ist die Laubfallperiode bereits längst vorbei. Erhöhte Abflußwerte in der zweiten Dezemberhälfte (siehe TOCKNER, dieser Band, Kapitel I) führen aber zu einer Mobilisierung jener POM-Ablagerungen in den trockenen Uferzonen und zu einer Einarbeitung dieser in die Bettsedimente. Wie die Abbildung 5 zeigt, ist zu diesem

Zeitpunkt die gesamte Sedimentoberfläche im intermittierenden Bachabschnitt laubfrei (vgl. hierzu die Abbildung 4, aufgenommen am 1.11.1993). Dieses Beispiel zeigt deutlich, daß der Zeitpunkt des Haupteintrages an POM keinesfalls mit den Akkumulationsperioden gleichzusetzen ist. Diese können, wie die oben gezeigten Beispiele verdeutlichen, in die Periode der Schneeschmelze und in Zeiten mit höheren Pegelwerten (nach längerer Niederwasserzeiten im Herbst) fallen.

Intermittierende Abschnitte

Zwischen 19.9. und 17.10. kommt es zu einer ausgeprägten Akkumulation an CPOM. Die mittlere Trockengewichtsmenge an CPOM steigt von anfänglich $x_g=41.7\text{gTG}\cdot\text{m}^{-2}$ auf $x_g=370\text{gTG}\cdot\text{m}^{-2}$ (Angabe als Trockengewicht; Tab.2, Abb.4 und 6). Dies ergibt bei einer Annahme eines kontinuierlichen Eintrages eine mittlere tägliche Zunahme von 9.5gTG (19.9 bis 8.10) beziehungsweise 16.4gTG (8.10. bis 17.10) je Tag. Den Hauptanteil stellen Blätter (zuerst Ahorn, später hps. Buche). Der relative Anteil der Nadeln steigt ebenfalls auf insgesamt 10% an (Tab.2, Abb.7). Die maximale Menge von knapp $400\text{gTG}\cdot\text{m}^{-2}$ Mitte Oktober entspricht bereits fast dem jährlichen Gesamteintrag. Zwischen 17.10. und 1.11. kommt es zu einer wenige Tage dauernden Flutung der Probenstelle 3 (siehe TOCKNER, dieser Band, Abschnitt I). Dies führt in der Hauptströmmungsrinne zu einer fast völligen Reduktion des CPOM's an der Sedimentoberfläche. Im Uferbereich, der nicht geflutet wird, bleiben die CPOM-Mengen etwa gleich hoch (Abb.8, Tab.2). Insgesamt bewirkt diese kurzzeitige Flutung eine Heterogenisierung der POM-Verteilung (Abb.6). Nach erhöhten Durchflußwerten im Dezember, die das gesamte Bachbett betreffen, wird CPOM an der Sedimentoberfläche vollständig eliminiert (Abb.5; vgl. auch Abb.4).

Tabelle 2: Probenstelle 3 (intermittierender Bachabschnitt): Trockengewichtsmasse (gTG/m²) der CPOM-Bestandteile an der Sedimentoberfläche zu fünf Herbstterminen des Jahres 1993. Angegeben sind das geometrische Mittel ($\log(x+1)$) und die beiden Vertrauensgrenzen (LL:lower limit; UL:upper limit, n=5-6).

19.9.1993

	Buche	Ahorn	Holz	restl.Bl.	Nadeln	CPOMges.
xg	12.5	18.5	0.3	0.4	-	41.7
LL	9.2	2.9	0.0	0.0	-	18.1
UL	17.2	94.5	1.4	1.2	-	92.3

8.10.1993

	Buche	Ahorn	Holz	restl.Bl.	Nadeln	CPOMges.
xa	124.9	76.6	7.9	7.7	1.1	222.9
LL	103.7	63.6	3.3	4.8	0.7	189.5
UL	146.9	92.3	17.6	12.2	1.7	256.0

17.10.1993

	Buche	Ahorn	Holz	restl.Bl.	Nadeln	CPOMges.
xa	274.4	59.3	2.1	19.4	4.5	370.5
LL	228.1	38.8	0.0	15.2	3.4	322.6
UL	322.6	90.2	8.3	24.1	5.6	415.9

1.11.1993

	Buche	Ahorn	Holz	restl.Bl.	Nadeln	CPOMges.
xg	63.5	17.2	0.9	4.5	5.1	107.1
LL	14.5	2.0	0.1	1.4	0.9	25.3
UL	300.9	106.2	2.6	11.6	12.8	435.5

13.11.1993

	Buche	Ahorn	Holz	restl.Bl.	Nadeln	CPOMges.
xg	80.3	24.1	1.5	5.9	15.1	130.8
LL	22.9	6.2	0.0	2.2	0.5	40.7
UL	280.8	86.0	6.1	13.8	15.2	407.4

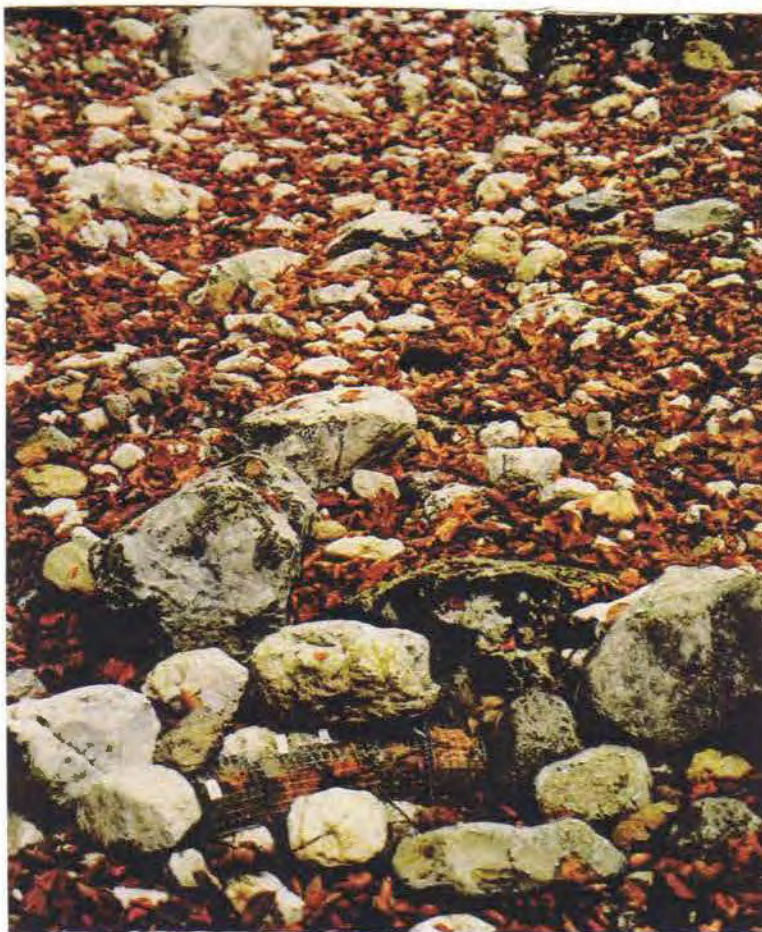


Abbildung 4: Probenstelle 3 (intermittierender Bachabschnitt, 17.10.1993): Gleichmässige Verteilung der Blätter im Gesamtbachquerschnitt (oben) und eine Darstellung der Blattkäfige für die Dekompositionsversuche (unten; Photos: Weigand).



Abbildung 5: Probenstelle 3 (intermittierender Bachabschnitt): Zum Zeitpunkt der Flutung (oben) und nach Flutung (unten, Photos: Weigand). Probentermine: 4.12.1993 und 2.1.1994.

CPOM (gTG/m²)

Probenstelle 3

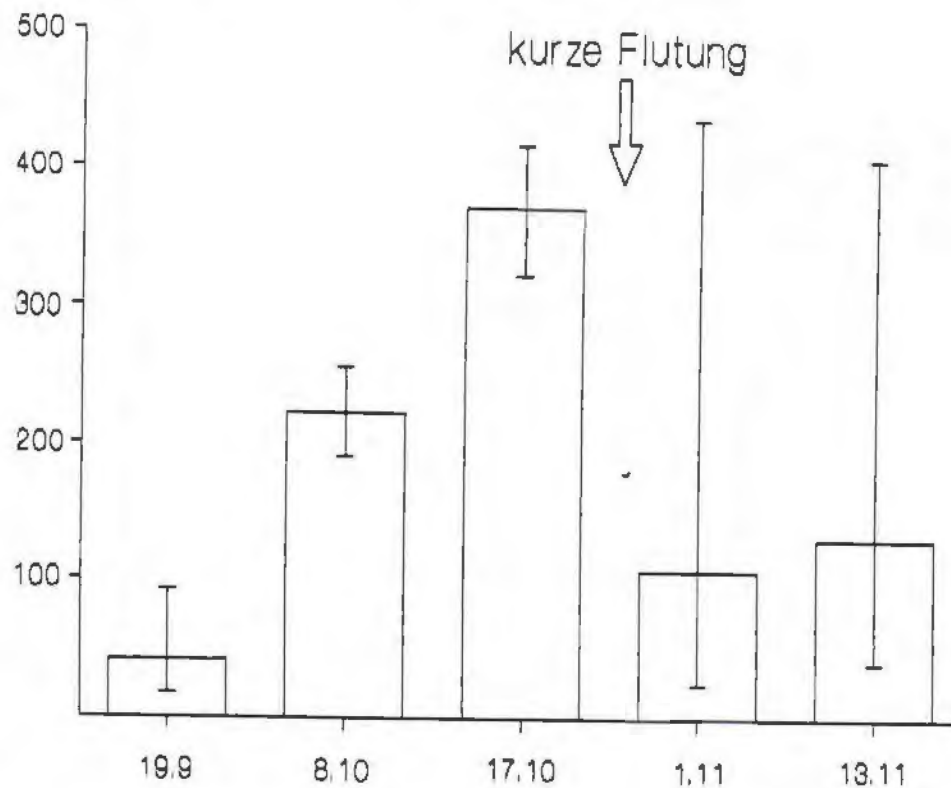


Abbildung 6: Probenstelle 3 (intermittierender Bachabschnitt): CPOM-Ablagerung an der Sedimentoberfläche zu ausgewählten Herbstterminen (1993). Angegeben sind das geometrische Mittel (xg, gTG*m-2) und die Vertrauensbereiche (n=5-6).

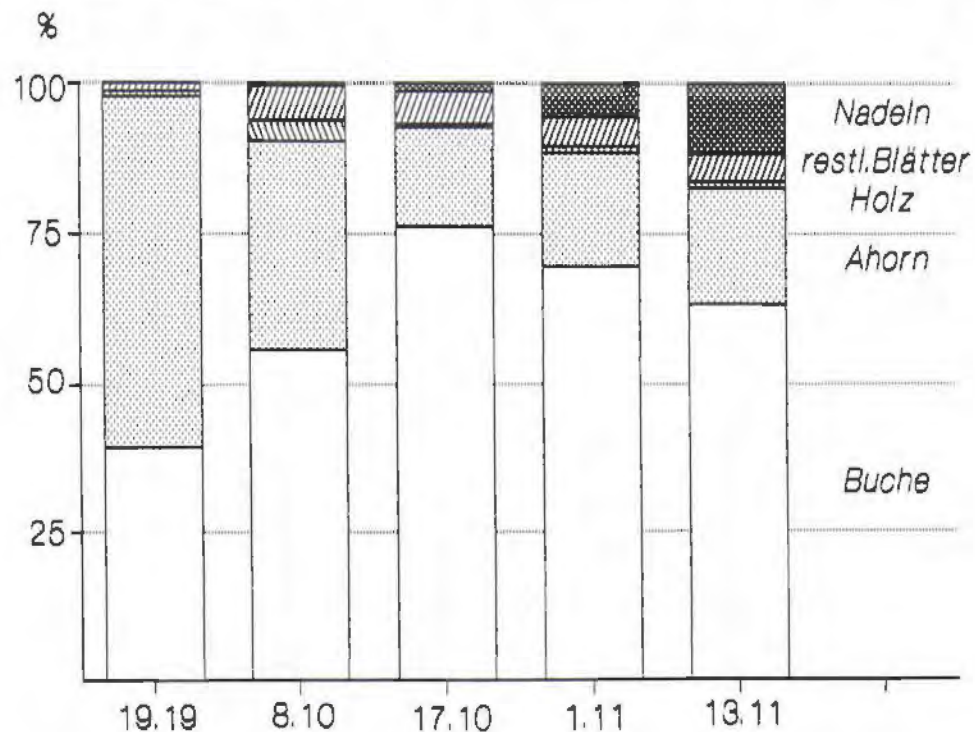


Abbildung 7: Probenstelle 3 (intermittierender Bachabschnitt): Relative Anteile (%) der einzelnen CPOM-Fractionen zu ausgewählten Herbstterminen

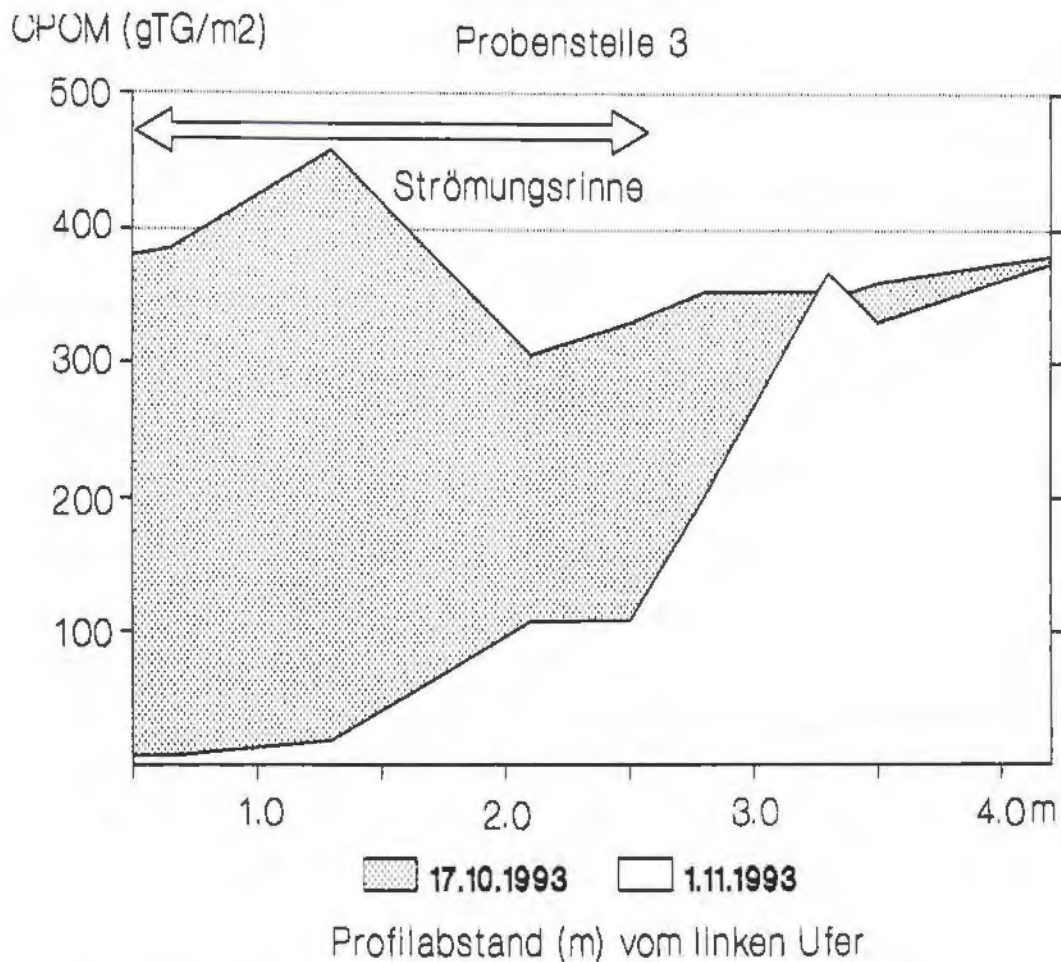


Abbildung 8: Probenstelle 3 (intermittierender Bachabschnitt). Horizontale CPOM-Verteilungsmuster vor (17.10.) und nach Flutung (1.11.) der Probenstelle (CPOM: gTG*m-2, geometrisches Mittel).

Relation von AFDW zu Trockengewicht

WEILGUNI & TOCKNER (1993) geben für die einzelnen Fraktionen folgenden Prozentanteil des Glühverlustes am Trockengewicht an (Zeitraum Juni bis Dezember 1992, im Vergleich zu dieser Studie des Jahres 1993):

Fraktion	1992	1993
Holz	81.11%	83.20%
Blatt	84.50%	75.60%
CPOM	60.82%	61.30%
SPOM	23.03%	15.95%

Holz besitzt hiermit den höchsten verbrennbaren Anteil - d.h. organischen Gehalt. Dieser quantitativ hohe Anteil ist aber, da er sich wesentlich aus schwer abbaubaren Lingninbestandteilen zusammensetzt, kaum nutzbar. Diese schwere Abbaubarkeit zeigt sich auch in der langen Aufenthaltsdauer im System. RICHARDSIN (1992) zeigt für zwei kleine Fließgewässer der östlichen USA, daß Holzbestandteile zwar 46% des benthischen POM's, jedoch nur einen Anteil von 12.7% am Eintrag stellen.

Der für die Einzelbätter im Jahre 1993 etwas niedrigere Anteil (75.6%) organischen Materials am Trockengewicht erklärt sich aus den deutlichen saisonalen Schwankungen. Bedingt durch den Abbau sind die prozentuellen Anteile im Sommer am niedrigsten. Zu diesem Zeitpunkt bewegen sich die Konzentrationen bei 24-50%. Im Herbst, unmittelbar nach Beginn des Laubfalls, liegen die Anteile bei über 90%. Auch für SPOM und CPOM-insgesamt sind im Sommer die Prozentanteile niedriger als im Winter.

Ein weiteres zu beobachtendes Phänomen ist der jeweils niedrigere Anteil in den intermittierenden Probenstellen (Pst.3 und 4). Zwar ist hier der Dekompositionsgrad, wie im Kapitel von WEIGELHOFER, WEIGAND & TOCKNER (III.Kapitel) bereits dargelegt, kaum geringer als in den perennierenden Abschnitten, aber die POM-Oberflächen sind erwartungsgemäß geringer mikrobiell besiedelt ("Biofilm"). Besonders in den Sommermonaten sind die Unterschiede beträchtlich (28.7: Pst.2: 44.3%; Pst.3: 24.8%). Die mikrobielle Besiedelung (Bakterien, Pilze und deren Stoffwechselprodukte) macht offensichtlich einen hohen Anteil am organischen Gesamtgehalt aus.

Die räumliche Verteilung der einzelnen POM-Fraktionen ist ebenfalls unterschiedlich. Holz ist erwartungsgemäß am heterogensten, SPOM am homogensten verteilt. WEILGUNI & TOCKNER (1993) finden für Holz einen Varianzkoeffizienten (CV%) von CV=343, für SPOM von CV=82. Diese Verteilungsmuster können für das Jahr 1993 bestätigt werden. Gerade die Holzbestandteile spielen weniger als energetische Grundlage, sondern vielmehr als Habitat für die benthischen Organismen

und als Retentionshindernis für andere POM-Fraktionen eine Rolle.

Vergleich der Probenstellen

Neben den gerade aufgezeigten qualitativen Unterschieden zwischen den einzelnen Probenstellen (in erster Linie zwischen Pst.2 und intermittierenden Stellen Pst.3 und 4), sind auch die relative Verteilung und die Gesamtmenge von Probenstelle zu Probenstelle verschieden. Am Auffälligsten sind die Unterschiede zwischen der perennierenden und intermittierenden Probenstelle im Herbst - zum Zeitpunkt des Laubfalls bei gleichzeitiger Niederwassersituation. Obwohl nur die Oberflächenablagerungen der Probenstelle 3 erfasst werden, sind diese um das bis zu 10-fache höher als das BPOM (Oberfläche und Bettsedimente) im perennierenden Bachabschnitt (vgl. Abb.6, Tab.1 und 2). Die Aufenthaltsdauer dieser hohen CPOM-Ablagerungen sind aber von beschränkter Zeit. Bei Flutung werden diese abtransportiert und damit für die bachabliegenden Biozönosen verfügbar. Die zeitliche Dynamik ist damit in den intermittierenden Abschnitten beträchtlich höher als in den perennierenden Bereichen. Dort sorgt die permanente Strömung für eine kontinuierliche Einarbeitung der partikulären Materialien in die Sedimente. Die jahreszeitlichen Unterschiede sind dadurch gedämpfter. An der Probenstelle 3 hingegen beträgt die Relation zwischen niedrigstem und höchstem Wert (im Jahresverlauf, am Bsp. des Blattanteils) 1:70. Die Retentionskapazität der Bettsedimente ist höher als jene der Sedimentoberfläche. Bei Flutung beider Probenstellen können in beiden Probenstellen die Bettsedimente beprobt werden. Hier zeigt sich die jeweils geringeren POM-Mengen in den Sedimenten der Probenstelle 3 (Abb.9). Am 17. März betragen die POM-Mengen ($>0.1\text{mm}$) an der Probenstelle 3 46%, am 28. August 40% und am 5. Jänner 1994 sogar nur 14% AFDW*m-2 im Vergleich zur Probenstelle 2. Zu diesen Zeitpunkten kehren

sich die Relationen, im Vergleich zu den herbstlichen Niederwasserterminen (z.Bsp. 17.Oktober: 860%!), um.

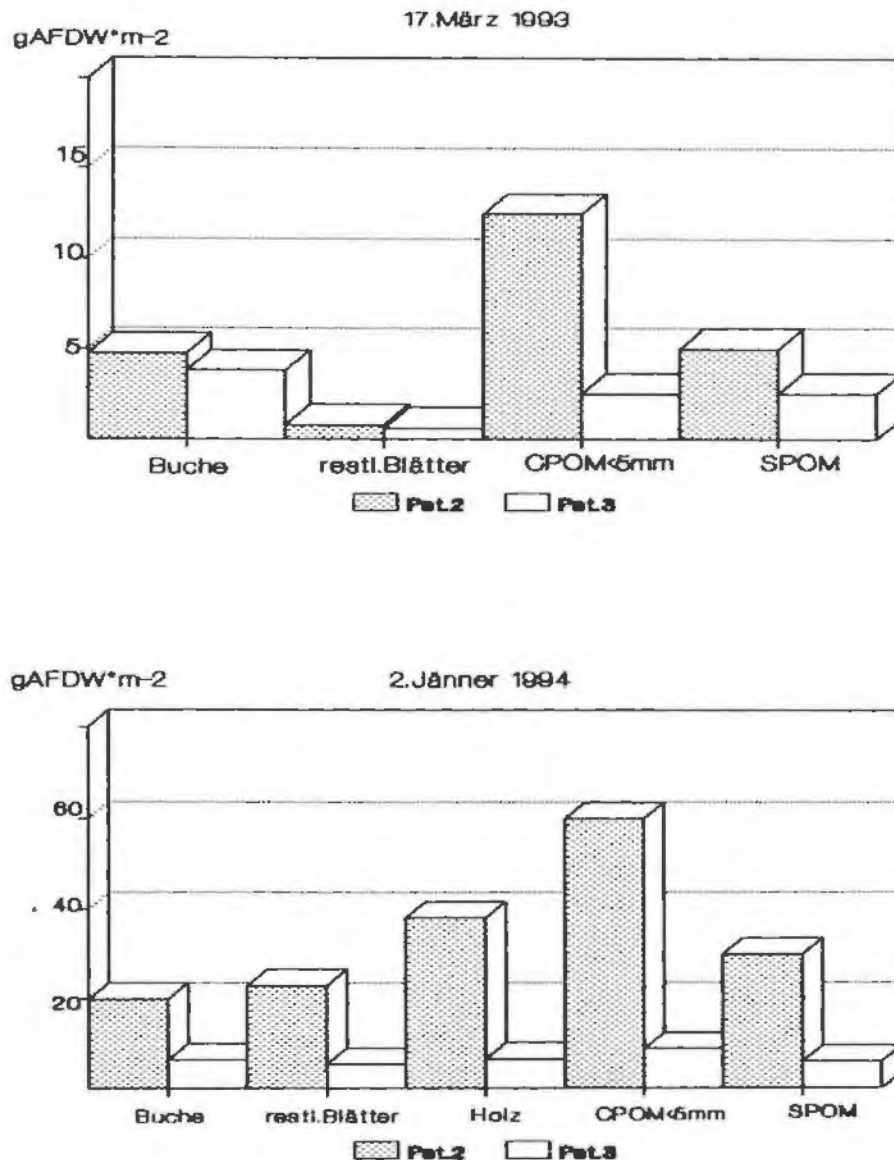


Abbildung 9: Vergleich der POM-Fraktionen (in gAFDW*m-2) an den beiden Probenstellen 2 und 3 (Pst.2 und 3) zu zwei ausgewählten Probenstellen. Angegeben sind geometrische Mittel (n=3-5).

gAFDW*m-2

28.August 1993

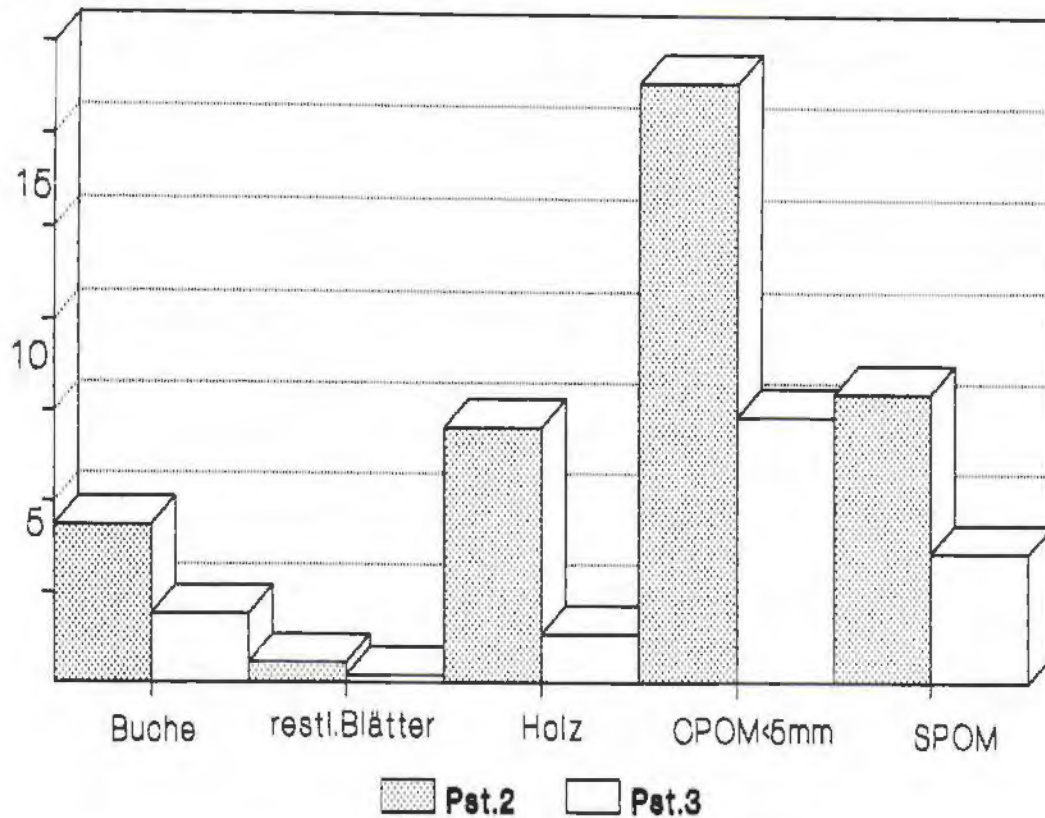


Abbildung 9: Fortstzung (Probentermin: 28.8.1993).

Auch an der Probenstelle 6 sind die POM-Mengen um das doppelte bis dreifache niedriger als an der Probenstelle 2. Die geringeren Werte lassen sich in erster Linie auf eine Reduktion der groben Fraktionen (Blätter, CPOM) zurückführen. SPOM ist hingegen in einer ähnlichen Größenordnung vorhanden. Die geringeren CPOM-Mengen erklären sich aus dem relativ eingeschränkten Eintrag aus der Ufervegetation (größere Bachbettbreite) und dem veränderten Zutransport von den bachaufwärts gelegenen Bereichen (z.Teil bereits mechanisch und biogen zerkleinert und abgebaut). Hier verschiebt sich die trophische Ebene mehr zur autotrophen Produktion (geringere

Beschattung, höheres Algen- und Moosaufkommen). Hingegen ist der intermittierende Bachabschnitt ein fast ausschließlich heterotrophes System, d.h. vom allochthonen Eintrag (Uferbereiche, bachaufwärtsgelegene Bereiche) abhängig. Die immer wiederkehrenden Trockenzeiten verhindern die epilithische Algenentwicklung beträchtlich. Bereits optisch können intermittierende Abschnitte daher von perennierenden Bachareale unterschieden werden. Letztere zeichnet eine deutliche Grünfärbung der Steinoberseiten aus (hps. Diatomeenaufwuchs).

Neben dem partikulären organischen Material spielen auch die gelösten organischen Frachten eine wichtige Bedeutung im Energiekreislauf eines Fließgewässers. GERHARDT (1992) findet für den Breitenbach (Deutschland), daß der DOC (dissolved organic carbon) Input um das 1-5fache wichtiger als der partikuläre Eintrag ist. Der Einfluß des DOC ist besonders bei Niederwasser wesentlich. Ähnliches kann auch für den Fischbach angenommen werden, diesbezügliche Untersuchungen sind im Allgemeinen spärlich und fehlen im Konkreten aber gänzlich. Im Breitenbach findet der selbe Autor auch keine wesentlichen jahreszeitlichen Änderungen im BPOM-Gehalt. Die räumlichen Verteilungsmuster überlagern in ihrer Bedeutung die zeitlichen. CPOM bewegt sich im Breitenbach zwischen 0-99gTG*m⁻², SPOM zumeist unter 10gTG*m⁻². RICHARDSON (1992) findet in Bächen 2.Ordnung im Mittel zwischen 16.3 und 38.8gAFDW*m⁻² POM (>0.1mm). In manchen Bächen der Ost-USA können aber 100-250gAFDW*m⁻² gefunden werden (GOLLODAY et al., 1989). Die Werte von RICHARDSON (1992) liegen in einer vergleichbaren Größenordnung wie die hier im Fischbach gefundenen Gehalte. Die hohen Werte von bis zu 200gAFDW sind hier wohl eher in Bächen, wie im Wienerwald zu finden. Auch CORKUM (1992) findet in seinen Bächen im Mittel 35gAFDW*m⁻² (>250µm). BRETSCHKO (1990) unterscheidet für den Lunzer Seebach eine Akkumulationsperiode (herbstlicher Laubfall) mit im Mittel 6.64gTGCPOM (überstr.Bereich) und 29.49gTGCPOM (trockener Bereich) und eine Zwischenperiode mit etwa 7-fach

niedrigeren Werten. Diese Perioden sind im Fischbach nicht so deutlich ausgeprägt. Die heterogenere Sedimentoberflächenstruktur, die hydraulische Unbelastetheit und die Präsenz intermittierender Probenstellen verwischen die jahreszeitlichen Unterschiede. Abhängig vom hydrographischen Regime - und selbstverständlich auch vom herbstlichen Laubfall - lassen sich mehrere Akkumulationsperioden im Jahresverlauf unterscheiden (z.Bsp. Schneeschmelze).

Literatur

ANDERSON N.H. & SEDELL J.R. (1979): Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems.- Ann.Rev.Entomol. 24:351-377.

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.

CORKUM L.D. (1992): Relationship between density of macroinvertebrates and detritus in rivers.- Arch.Hydrobiol. 125:149-166.

CUMMINS K.W., SEDELL J.R., SWANSON F.J., MINSHALL G.W., FISHER S.G., CUSHING C.E., PETERSON R.C. & VANNOTE R.L. (1983): Organic matter budgets for stream ecosystems: problems in their evaluation. In: J.R. BARNES & G.W. MINSHALL (eds.. Stream ecology: application and testing of general ecological theory.- Plenum Press, N.Y.

GERHARDT A. (1992): Qualitative and quantitative investigations on the detritus content of the Breitenbach (Eastern hesse, FRG).- Arch.hydrobiol. 125:35-51.

GOLLADAY S.W., WEBSTER J.R. & BENFIELD E.F. (1989): Changes in stream benthic organic matter following watershed disturbance.- Holarctic Ecology 12:95-105.

MOSER H. (1992): Oberflächeneintrag und Verfrachtung organischer Substanzen in einem Gebirgsbach. Dissertation Univ.Wien.

RICHARDSON J.S. (1992): Coarse particulate detritus dynamics in small, mountane streams of southwestern British Columbia.- Can.J.Fish.Aquat.Sci.49:337-346.

SNADDON C.D., STEWART B.A. & DAVIES B.R. (1992). The effect of discharge on leaf retention in two headwater streams.- Arch.Hydrobiol. 125:109-120.

TRISKA F.J., KENNEDY V.C., AVANZINO R.J., ZELLWEGER G.W. & BENCALA K.E. (1989): Retention and transport of nutrients in a third-order stream in northwestern California: hyporheic processes. Ecology 70:1893-1905.

WEILGUNI H. & TOCKNER K. (1993). Verteilung und Dynamik des partikulären organischen Materials (POM) im Hinteren Rettenbach und im Fischbach. In: K.TOCKNER (ed.). Limnologische Studie Hinterer Rettenbach (Nationalpark Kalkalpen, Sengsengebirge, Oberösterreich). Verein Nationalpark Kalkalpen, Kirchdorf. 89-132.

OBERFLÄCHENDRIFT der BENTHISCHEN ORGANISMEN und des
PARTIKULÄREN ORGANISCHEN MATERIALS in KARSTGEWÄSSERN
(FISCHBACH).

K. TOCKNER

Einleitung

Die Oberflächendrift, d.h. der gerichtete Transport in der fließenden Welle, ist der wesentliche Dispersionsmechanismus für die benthischen Organismen in Fließgewässern (Literaturzusammenfassung: BRITTAIN & EIKELAND, 1988). Ihre Phänomenologie und ihre Relation zur Benthosbesiedelung geben einen wichtigen Hinweis zur biologischen Dynamik in lotischen Ökosystemen. Auch bei der Besiedelung intermittierender Bachabschnitte spielt die Drift eine übergeordnete Funktion (McARTHUR & BARNES, 1985; DELUCCI, 1989, MORRISON, 1990). Auch im Fischbach werden ab Flutung die intermittierenden Bachabschnitte in erster Linie über die Oberflächendrift besiedelt (TOCKNER, 1993). Durch den raschen Abfall des Wasserspiegels bei Austrocknung können hier die Interstitialräume nicht als Refugialbereiche dienen (vgl. PANEK, dieser Band). Zusätzlich spielt die Drift nach Hochwasserereignissen eine wichtige Funktion bei der Rekolonisation devastierter Bachbereiche. Neben der organismischen Drift ist auch die Verfrachtung organischer Substanzen ein wichtiges Phänomen in Fließgewässern. Die bachabwärtsgelegenen Abschnitte sind energetisch zu einem wichtigen Anteil von den Vorgängen bachaufwärts bestimmt (VANNOTE et al., 1980; JONES & SMOCK, 1991).

Untersuchungsprogramm und Methodik

Die Untersuchungen des Jahres 1993 konzentrieren sich in erster Linie auf die perennierenden und intermittierenden Abschnitte des Fischbaches (Probenstellen 2 bis 4). Von Anfang Jänner 1993 bis Anfang Jänner 1994 wurden an 13 Terminen Driftproben entnommen (Tab.1). Die genaue Beschreibung der Sammelmethode findet sich bei TOCKNER (1993). Die Expositionsdauer betrug in der Regel 5 Minuten, die Maschenweite des Auffangnetzes 100µm. Die Proben wurden jeweils zwischen 10h und 15h entnommen. Dadurch wurden die diurnalen Schwankungen weitgehend unterbunden. Zu jedem Termin wurden fünf replikate Aufsammlungen durchgeführt. Nach Zählung der Organismen wurde das partikuläre organische Material fraktioniert (SPOM, CPOM-Fraktionen), getrocknet und bei 490°C verbrannt. Die Angaben erfolgen als Trockengewicht (TG), beziehungsweise als aschenfreies Trockengewicht (AFDW). Die Rohdaten werden auf ein konstantes Volumen hochgerechnet (Drichtdichte je Kubikmeter). Die Benthos/Drift-Relation errechnet sich aus der Driftdichte ($N \cdot m^{-3}$), den Benthosdichten ($N \cdot m^{-2}$) und der mittleren Wassertiefe, die Driftraten ($N \cdot sec^{-1}$) aus den Driftdichten und der aktuellen Schüttung ($m^3 \cdot sec^{-1}$; vgl. TOCKNER, 1993).

Tabelle 1: Strömungsgeschwindigkeit (v , $m \cdot sec^{-1}$), Durchflußquerschnitt (A in m^2), Durchfluß durch das Probengefäß in der Beprobungszeit (Q/t) und Umrechnungsfaktor für eine konstante Durchflußmenge von $1m^3$ (f/m^3)

	v ($m \cdot sec^{-1}$)	A (m^2)	Q/t	$f(1m^3)$
15.2.				
Pst.2	0.59	0.0095	1.69	0.59
17.3.				
Pst.2	0.74	0.0095	2.11	0.47
Pst.3	0.88	0.0095	2.49	0.40
30.4.				
Pst.2	0.44	0.0079	1.05	0.95
Pst.4	0.20	0.0048	0.28	3.52
Pst.6	0.36	0.0095	1.02	0.98

Tabelle 1: Fortsetzung

2.6.				
Pst.2	0.20	0.0060	0.37	2.74
Pst.6	0.37	0.0095	1.07	0.94
28.7.				
Pst.2	1.20	0.0095	0.34	2.92
Pst.3	1.50	0.0095	0.43	2.40
19.9.				
Pst.2	0.14	0.0079	0.33	3.00
8.10.				
Pst.2	0.53	0.0085	1.34	0.75
17.10.				
Pst.2	0.29	0.0095	0.82	1.22
1.11.				
Pst.2	0.28	0.0095	0.78	1.28
13.11.				
Pst.2	0.39	0.0095	1.11	0.90
4.12.				
Pst.2	0.15	0.0095	0.42	2.38
2.1.1994				
Pst.2	0.97	0.0095	2.75	0.36
Pst.3	0.33	0.0095	0.95	1.05

Driftdichten im Jahresverlauf

Die Driftdichten an der Probenstelle 2 bewegen sich im Beobachtungsraum 18.11.1992 bis 2.1.1994 im Mittel zwischen 6.2 Individuen je Kubikmeter (1.2.1994) und 155 Individuen je Kubikmeter (26.11.1992; Abb.1). Die hohen Werte am 26.11.1992 sind aber in erster Linie als Folge eines vorangegangenen Hochwassers (22.11.) zu betrachten. Nach Hochwässern können in der Regel bis zu über eine Woche lang deutlich höhere Driftdichten verzeichnet werden (vgl. TOCKNER, 1990). Zu den meisten Probenterminen bewegen sich die Dichten aber bei 20 bis 30 Individuen je Probenstelle (Abb.1). Eindeutig höhere Driftdichten können während der Sommermonate verzeichnet werden (28.7.: $x_a=113$ Individuen je Kubikmeter). Grundsätzlich sind es die ersten Larvenstadien, die bevorzugt driften. Gerade im Sommer ist ihr Anteil, als Folge der Emergenz, besonders groß.

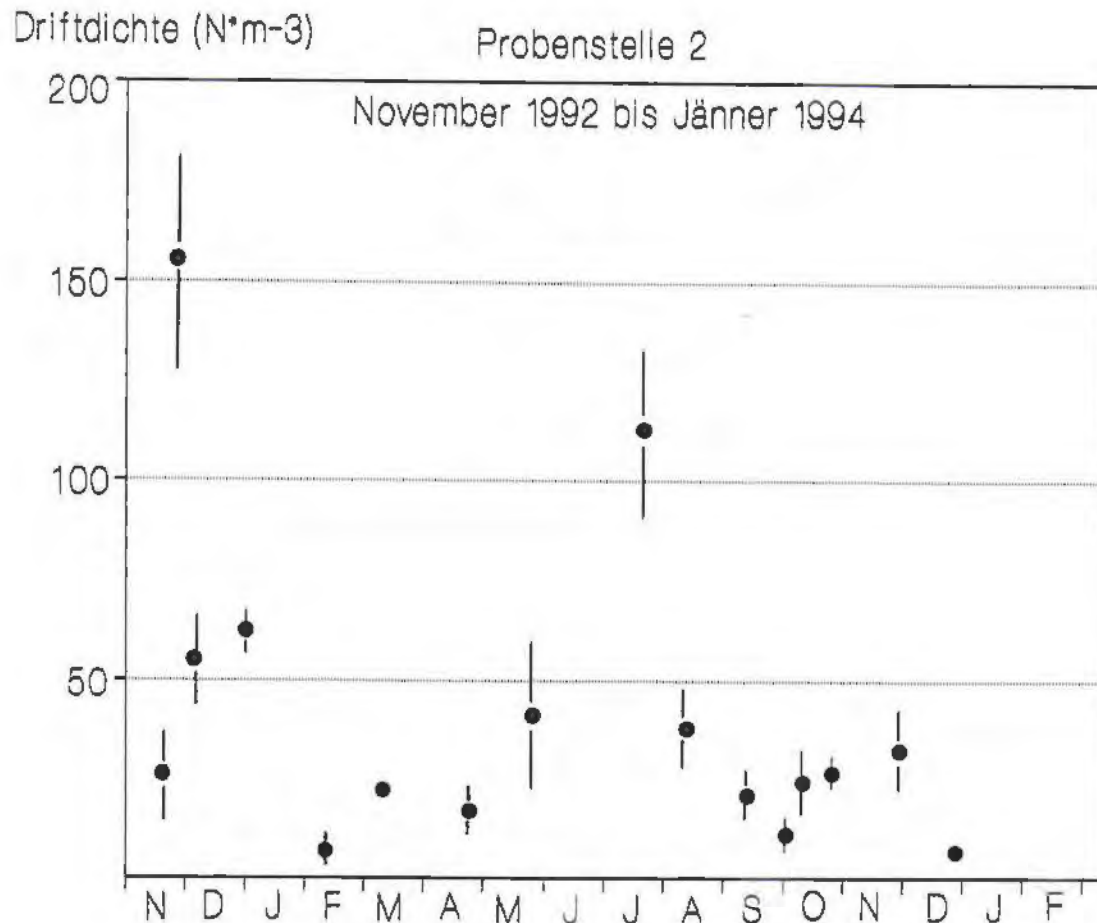


Abbildung 1: Mittlere Driftdichten (N*m-3) im Zeitraum November 1992 und Jänner 1994. Angegeben sind das arithmetische Mittel und die Standardabweichungen (n=4).

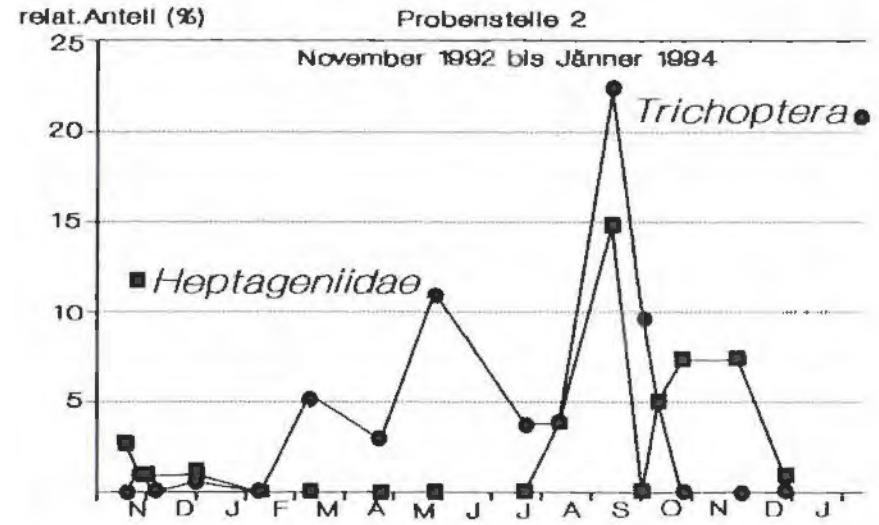
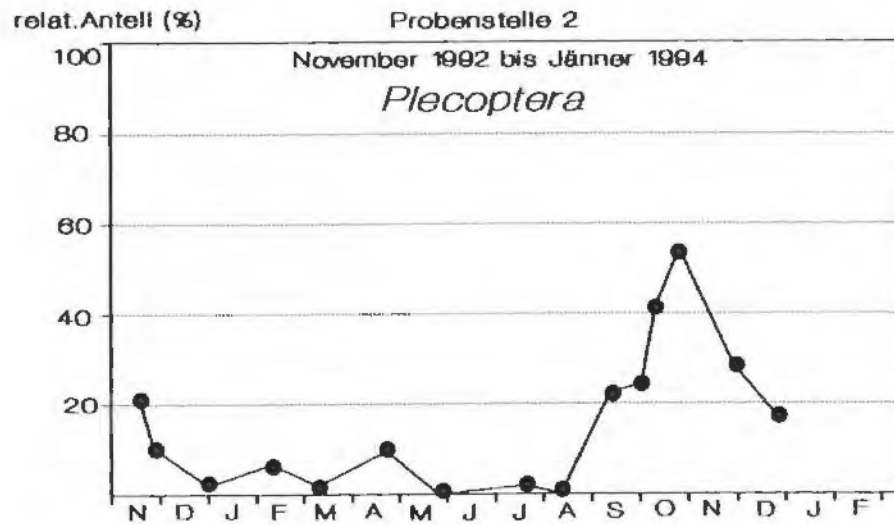
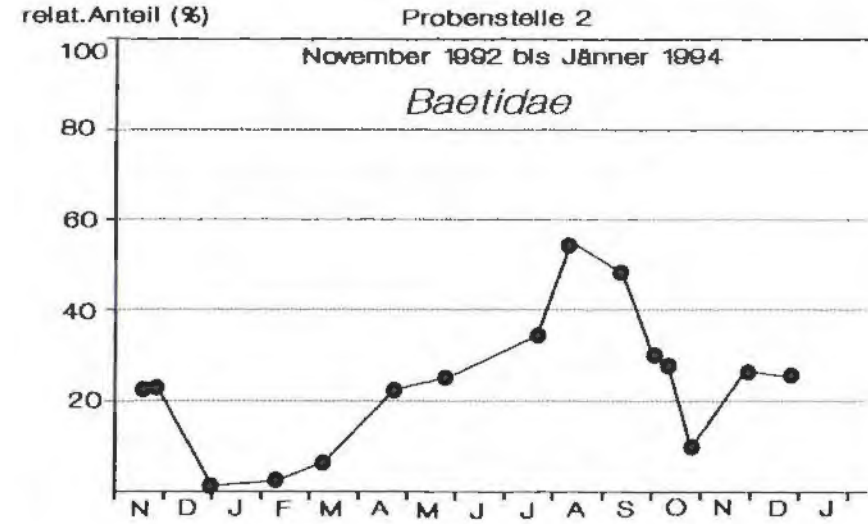
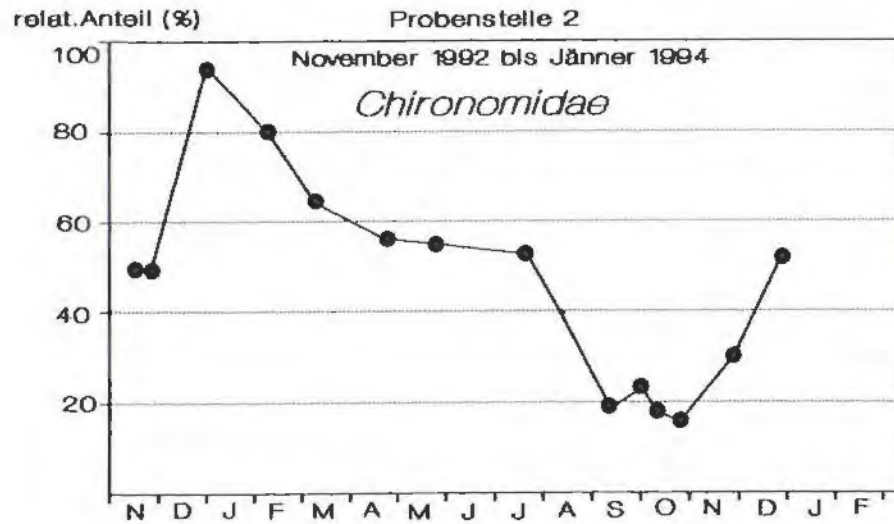
Im Konkreten sind es die ersten beiden Larvenstadien der Chironomiden (z.Bsp. *Corynoneura* sp.) und die frühen Larvenstadien von *Baetis* spp., die diese hohe Dichten ausmachen. Die Plectopteren-Larvulae hingen driften vermehrt erst ab September (Abb.2). Neben dem Sommermaximum kann auch im Winter, wenn auch deutlich geringer, ein Anstieg beobachtet werden (Abb.1). Die Driftdichten sind im Vergleich sehr hoch. WARINGER (1991) findet für den Lunzer Seebach lediglich eine mittlere Driftdichte von etwa 2 Individuen je Kubikmeter, um

das 10-fache unter den hier festgestellten Werten. Dies bekräftigt die Bedeutung, die gerade die allerersten Larvenstadien für die Verbreitung besitzen. WILLIAMS (1988) zeigt deutlich, daß eine zu große Maschenweite zu ausgeprägten Fehlwerten führt. Die hier in Verwendung stehenden Driftnetze mit einer Maschenweite von 100µm erweisen sich jedoch als geeignet.

Relative Zusammensetzung der Drift

Die relative Zusammensetzung ändert sich, wie bereits angedeutet, ebenfalls beträchtlich im Jahresverlauf (Abb.2). Die dominanteste Gruppe sind die Chironomiden, die besonders im Winter einen sehr hohen Anteil an der Gesamtdrift besitzen (>50%). Die Baetiden erreichen während der Sommermonate, die Plecopteren während der Herbstzeit, die Trichopteren und Heptageniiden Anfang September ihre höchsten relativen Abundanzwerte (Abb.2). Neben diesen Gruppen, die insgesamt den Großteil der driftenden Organismen repräsentieren, können noch Collembolen und Hydracarinen regelmäßig in der Drift nachgewiesen werden. Die jahreszeitlich unterschiedlichen Taxazusammensetzungen bestimmen daher die Rekolonisationsmuster in den intermittierenden Abschnitten mit. Besonders die Heptageniidae, die in den Bettsedimenten eine hervorragende Bedeutung spielen, fehlen weitgehend in der Drift. Die Besiedelung der intermittierenden Abschnitte ist daher auch deutlich vom Driftgeschehen geprägt (vgl. TOCKNER, 1993). Sind die Heptageniidae im Benthos mit über 30% vertreten (Tab.2), stellen sie an der Drift - mit einer Ausnahme - immer unter 10%. Zumeist fehlen sie gänzlich (Abb.2).

Folgende Seite: Abbildung 2: Relativer Abundanzanteil (%) ausgewählter Großgruppen an der Drift. Angegeben ist das arithmetische Mittel.



Intermittierende Abschnitte

An acht Terminen sind bisher intermittierende und perennierende Probenstellen gleichzeitig beprobt worden. Die Dauer der Flutung reicht von einem Tag bis zu mehr als einem Monat. Mit Ausnahme des 17.3.1993 können zu allen Terminen weitaus höhere Driftdichten in den intermittierenden Probenstellen nachgewiesen werden. Im Extremfall sind die Driftdichten mehr als 10-fach höher als im perennierenden Abschnitt. Ein Zusammenhang zwischen Überflutungsdauer und Driftdichte (bzw. deren Relation zwischen Pst.2 und 3) kann aber bisher nicht festgestellt werden. So können an der Probenstelle 3 nach zweitägiger Überströmung nur ein wenig mehr als an der Probenstelle 2 nachgewiesen werden (22./23.10.1992; vgl. TOCKNER, 1993), oder es kann nach gleich langer Flutung auch die 10-fache Dichte beobachtet werden (2.1.1994). Auch nach 35tägiger Flutung kann noch der 10fache Wert gemessen werden (30.4.1993; Pst.4). Zu diesem Zeitpunkt ist der Wasserspiegel im Rückgang begriffen, einzelnen Abschnitte zwischen den Probenstellen 3 und 4 liegen bereits trocken. Die hohen Driftdichten können womöglich als aktiver Fluchtmechanismus vor der Austrocknung verstanden werden. Diesbezügliche Hinweise fehlen aber auch in der Literatur. Insgesamt können maximale Driftdichten - sieht man vom Hochwasserereignis im November 1992 ab - von knapp 300 Individuen je Kubikmeter beobachtet werden. Betrachtet man gleichzeitig die niedrigeren Benthosdichten in den intermittierenden Abschnitten, so läßt sich eine außerordentlich hohe Drift/Benthos-Relation beobachten. Diese liegt im Mittel bei knapp 1%, mit Maximalwerten von 5%. Im Vergleich dazu sind die Drift-Benthos-Relationen im perennierenden Abschnitt mit Werten von <0.01% in einer Größenordnung, wie sie bereits aus vergleichbaren Untersuchungen bekannt sind (ANDERWALD, 1992). Zumeist ist die Relation noch geringer. Am Beispiel zweier Herbsttermine zeigt sich eine Relation, die unter 0.0001% ist (Abb.2). Eine

Relation von 1% bedeutet, daß sich zum aktuellen Zeitpunkt 1% der Benthosorganismen in der Oberflächendrift aufhalten. Ob die beginnende Flutung der intermittierenden Probenstellen eine höhere Driftdichte induziert, oder ob die Bedingungen in den erst kurz geflutenden Arealen für eine Etablierung der Arten zu ungünstig sind, muß zum derzeitigen Wissenstand noch unbeantwortet bleiben. Zweifellos sind die dynamischen Vorgänge, dazu zählt die Oberflächendrift, ausgeprägter als in den perennierenden Abschnitten. Dies konnte bei den Verteilungsmustern der benthischen organischen Substanzen ebenfalls aufgezeigt werden.

Tabelle 2: Benthosdichten ($N \cdot m^{-2}$), relative Zusammensetzung der Benthostaxa (%), Driftdichten ($N \cdot m^{-3}$) und die Benthos/Drift-Relation (D/B) zu zwei ausgewählten Probestermen im Herbst 1993.

Taxon	19.9.1993				8.10.1993			
	Benthos $N \cdot m^{-2}$	Drift $\% N \cdot m^{-3}$		D/B	Benthos $N \cdot m^{-2}$	Drift $\% N \cdot m^{-3}$		D/B
Chironomidae	1641	8.4	3.8	0.00012	3672	18.7	2.5	0.00003
Plecoptera	3907	18.4	2.3	0.00003	1242	6.3	2.6	0.0001
Heptageniidae	9256	18.4	2.3	<0.00001	9968	50.9	-	-
Leptoblebiidae	594	3.0	-	-	680	3.5	-	-
Baetidae	3694	18.8	9.8	0.0009	788	4.0	2.7	0.0002
Caenidae	-	-	-	-	97	0.5	-	-
Trichoptera	356	1.8	1.0	0.00014	756	3.9	0.1	0.00005
Simuliidae	22	0.1	-	-	11	0.1	-	-
Oligochaeta	108	0.6	-	-	454	2.3	-	-
Diptera div.	64	0.3	-	-	173	0.9	-	-
Coleoptera	248	1.3	-	-	324	1.7	-	-
Turbellaria	11	0.1	-	-	-	-	-	-
Collembola	22	0.1	-	-	54	0.3	1.1	0.001
<i>Gesamt</i>	<i>19623</i>	<i>22.0</i>	<i>0.00006</i>		<i>18219</i>	<i>10.8</i>	<i>0.00003</i>	

Am Beispiel der Tabelle 2 zeigt sich deutlich die unterschiedliche Tendenz einzelner Taxa in die Drift zu gehen. Gerade die Heptageniiden sind unterproportional in der Drift

vertreten. Über 50% repräsentieren sie am 8.10. am Benthos, in der Drift fehlen sie hingegen vollständig.

POM-Transport

Zu den einzelnen Probenterminen sind auch die SPOM- und CPOM-Konzentrationen in der fließenden Welle bestimmt worden. Gerade der POM-Transport ist ein sehr diskontinuierlicher Vorgang, und die Messung ist daher schwierig. Wie bei WEILGUNI & TOCKNER (1993) bereits gezeigt, können in den intermittierenden Abschnitten bei Beginn der Flutung sehr hohe POM-Mengen mobilisiert und abtransportiert werden. Werden am ersten Tag je Kubikmeter noch mehr als 3gTG transportiert, so sind es am kommenden Tag nur mehr unter 0.1g je Kubikmeter. Im Gegensatz zur organismischen Drift, ist die partikuläre Drift ein rein passives Phänomen, welches in erster Linie von der Hydrographie und der Bachbettmorphologie gesteuert wird. Die POM-Transportmessungen verstehen sich aber als wichtige Ergänzungen zu den benthischen Verteilungsmuster der partikulären organischen Substanzen. Im Untersuchungszeitraum bewegen sich die SPOM-Mengen zwischen $0.004\text{gTG}\cdot\text{m}^{-3}$ (3.12.1992) bis $1.8\text{gTG}\cdot\text{m}^{-3}$ (17.8.1993, Tab.3; Abb.3). Das Verhältnis von höchster zur niedrigsten Driftdichte beträgt somit 450. Zu den beiden Terminen mit hohen SPOM-Werten (17.3.1993 und 28.7.1993) können ebenfalls die höchsten CPOM-Mengen gemessen werden (Abb.3). Hohe CPOM-Driftdichten können zusätzlich noch am 19.9.1993 und 18.11.1992 gemessen werden. An sieben von insgesamt hier 15 berücksichtigten Terminen kann überhaupt kein CPOM in der Drift nachgewiesen werden (Abb.3, Tab.3). Die niedrigen POM-Driftwerte im Winter 1992/1993 sind als Resultat der beiden Hochwasserereignisse im November 1992 zu betrachten (WEILGUNI & TOCKNER, 1992). Die hohen Werte im März und Ende Juli fallen jeweils in Perioden hoher Abflußraten (vgl. TOCKNER, dieser Band, Kapitel I; Abb.3, Tab.3).

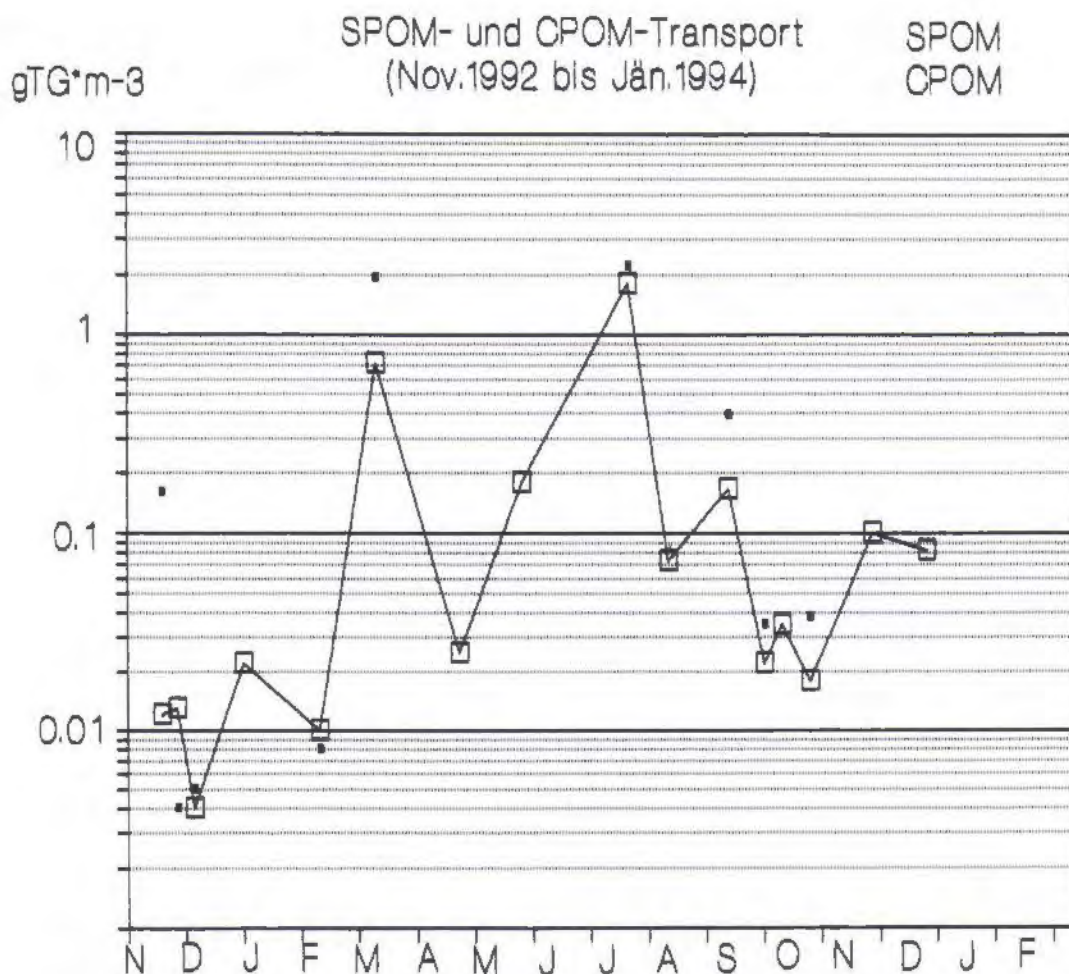


Abbildung 3: CPOM- und SPOM-Drift im Zeitraum November 1992 bis Jänner 1994. Angegeben sind das jeweilige arithmetische Mittel (gTG*m-3).

Zu den beiden Terminen mit hohen POM-Driftdichten sind auch die benthischen POM-Konzentrationen äußerst hoch (vgl. voriges Kapitel). Durch die kurzfristigen Abflußspitzen wird partikuläres organisches Material aus der terrestrischen Umgebung und den aperiodisch überströmten Bachbettuferzonen eingeschwemmt. Ein Teil davon wird abtransportiert, ein Teil wird in die Sedimente eingearbeitet. Neben den herbstlichen hohen POM-Frachten, als Folge des Laubfalls, können auch im Frühling und Sommer Transportspitzen verzeichnet werden.

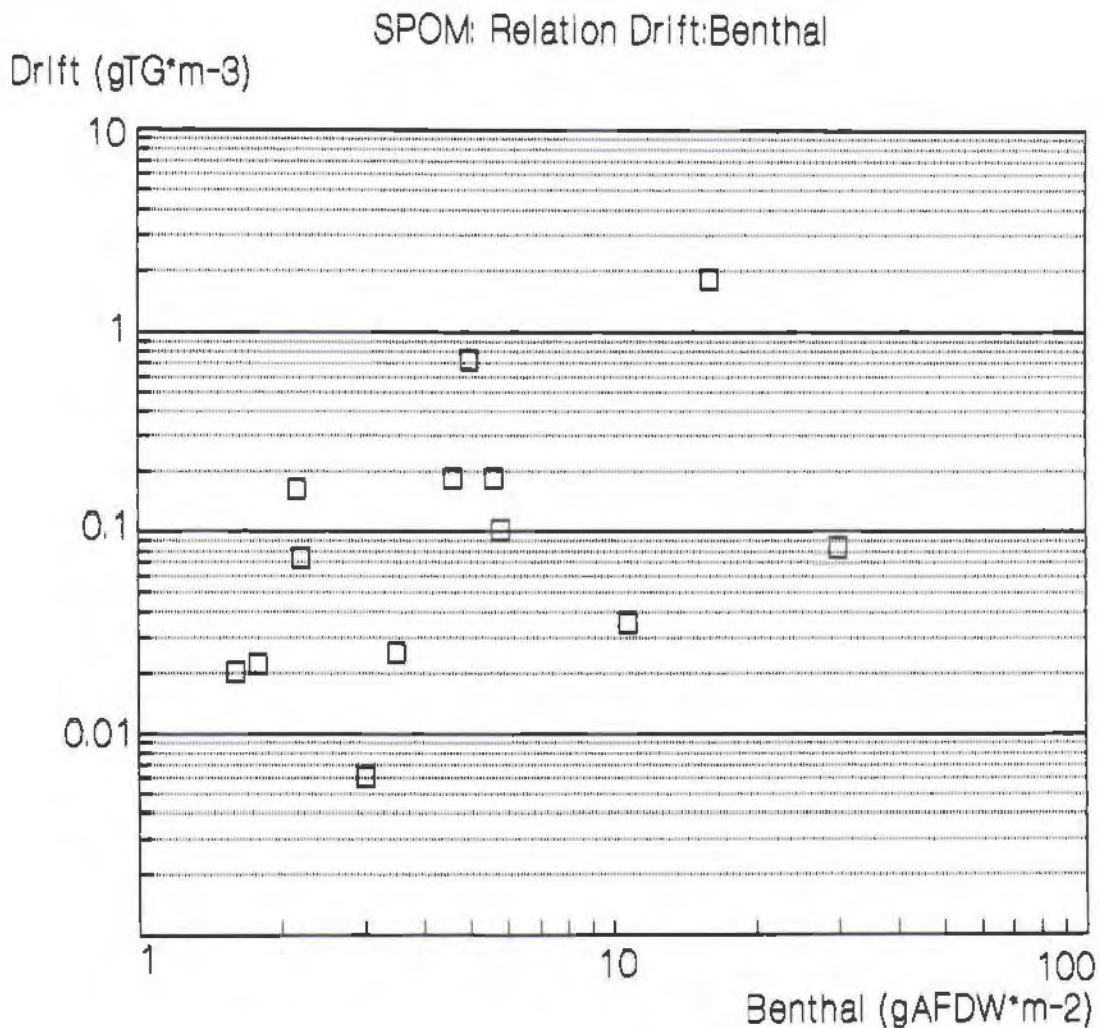


Abbildung 4: Relation des driftenden SPOM ($\text{gTG}\cdot\text{m}^{-3}$) zum benthischen SPOM ($\text{gAFDW}\cdot\text{m}^{-2}$). Angegeben sind die arithmetischen Mittel (log-Skalierung).

Wie die Abbildung 4 zeigt, besteht eine generelle Beziehung zwischen dem Transport des organischen Materials und der benthischen Verteilung. Zu einigen Terminen, wie dem 2.1.1994, ist aber, trotz hoher SPOM-Dichten in den Bettsedimenten ($x_a=29.9\text{gAFDW}\cdot\text{m}^{-2}$), die Drift mit $0.082\text{gTG}\cdot\text{m}^{-3}$ sehr niedrig. Zu diesem Zeitpunkt beträgt die Benthos-Drift-Relation 360, zum 17.3.1993 hingegen nur 6.9. Bei dieser Probenahme kann besonders viel driftendes SPOM bestimmt werden. Die

benthischen SPOM-Dichten sind hingegen mit $5\text{gAFDW}\cdot\text{m}^{-2}$ um das sechsfache niedriger als am 2.1.1994. Ein Unterschied zwischen den intermittierenden und perennierenden Abschnitten kann, im Gegensatz zur organismischen Drift, nicht festgestellt werden.

Tabelle 3: SPOM- und CPOM-Driftdichten ($\text{gTG}\cdot\text{m}^{-3}$) im Zeitraum zwischen 18.11.1992 und 2.1.1994 (n=4-8).

<i>Datum</i>	<i>SPOM</i>	<i>CPOM</i>
18.11.	0.012	0.160
26.11.	0.014	0.004
3.12.	0.004	0.005
5.1.	0.020	-
15.2.	0.0056	0.0065
17.3.	0.720	5.03
30.4.	0.025	-
2.6.	0.178	-
28.7.	1.80	16.0
17.8.	0.073	-
19.9.	0.167	0.393
8.10.	0.022	0.053
17.10.	0.035	-
1.11.	0.018	0.004
5.12.	0.10	-
2.1.	0.082	-

Literatur

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

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

DELUCCI C.M. (1989): Movement patterns of invertebrates in temporary and permanent streams.- *Oecologia* 78:199-207.

JONES J.B. & SMOCK L.A. (1991): Transport and retention of particulate organic matter in two low-gradient headwater streams.- *J.N.Am.Benth.Soc.* 10:115-126.

MCARTHUR J.V. & BARNES J.R. (1985): Patterns of macroinvertebrate colonization in an intermittent Rocky Mountain stream in Utah.- *Great Basin Naturalist* 45:117-123.

MORRISON B.R.S. (1990): Recolonisation of four small streams in central Scotland following drought conditions in 1984.- *Hydrobiologia* 208:261-267.

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

TOCKNER K. (1993): Intermittierende und perennierende Gewässerabschnitte im "Fischbach": Oberflächendrift und Rekolonisation.- In: K.TOCKNER (ed.). *Limnologische Studie Hinterer Rettenbach (Nationalpark Kalkalpen, Sengsengebirge, Oberösterreich)*. Verein Nationalpark Kalkalpen, Kirchdorf. 169-190.

VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R. & CUHING R.E. (1980): The river continuum concept.- *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 37:130-137.

WARINGER J.A. (1991): The drifting of invertebrates and particulate organic matter in an Austrian Mountain brook.- *Freshwater Biology* 27:369-378.

WEILGUNI H. & TOCKNER K. (1993). Verteilung und Dynamik des partikulären organischen Materials (POM) im Hinteren Rettenbach und im Fischbach. In: K.TOCKNER (ed.). *Limnologische Studie Hinterer Rettenbach (Nationalpark Kalkalpen, Sengsengebirge, Oberösterreich)*. Verein Nationalpark Kalkalpen, Kirchdorf. 89-132.

ZUSAMMENFASSUNG

K.TOCKNER

1. Im Jahre 1993 beträgt der Gesamtjahresabfluß 29.73mill Kubikmeter und liegt deutlich unter jenem des Jahres 1992 (36.18mill Kubikmeter). Ausgeprägte Hochwasser fehlen. Der intermittierende Bachabschnitt im Fischbach fällt 12 mal oberflächlich trocken, die Dauer reicht von 2 Tagen bis 43 Tagen (insgesamt: 215 Tage). Ausgeprägte Trockenperioden treten Februar/März, Mai/Anfang Juni und im Herbst auf. Die längste Flutungsperiode kann im März/April beobachtet werden. Die tageszeitlichen Abflußschwankungen im Rettenbach zum Zeitpunkt der Schneeschmelze bestärken die bereits im Jahr zuvor bestimmten Durchtrittszeiten durch den Karstkörper bei Q2 (Rettenbachquelle) von etwa 12 Stunden.

2. Die Durchflußmessungen in den Bettsedimenten zeigen eine hohe Durchlässigkeit des Interstitialbereichs. In fünf Zentimetern Sedimenttiefe beträgt die Strömung noch ein Zehntel der Oberflächenströmung. Insgesamt liegt das Verhältnis zwischen Oberflächen- und Sedimentströmung bei 30:1. Die Interstitialströmung ist dabei stark von der Oberflächenhydrographie bestimmt. Im intermittierenden Bachabschnitt fällt der Wasserspiegel beim Trockenfallen sofort auf unter 30cm Sedimenttiefe ab. Bei oberflächiger Trockenheit erscheint das unterhalb der Probenstelle 2 versickernde Oberflächenwasser unterhalb der Probenstelle 4 wieder als "Grundwasser". Die Durchtrittszeit durch den 600m langen Sedimentkörper (zwischen Pst.2 und 6) ist offensichtlich so langsam, daß das Wasser in seiner Eigenschaft beim Austritt wieder dem Grundwasser sehr ähnlich ist. Deutlich zeigt sich dies bei der Temperatur: höhere Werte im Winter, niedrigere im Sommer. Auch typische Grundwasserorganismen treten dort wieder auf.

3. Chemisch-physikalisch unterscheiden sich die beiden Bachsysteme deutlich voneinander. Erhöhte Stickstoffkonzentrationen treten nach längeren Niederwasserperioden auf ("chemical flood"). Ähnliches gilt für die Phosphorkonzentrationen. Insgesamt ist eine anthropogene Belastung äußerst gering. So liegen die Nitrit- und Ammoniumkonzentrationen zumeist unter der Nachweisbarkeitsgrenze. Auch die Phosphatwerte sind in der Regel sehr gering. Die Quelle des Hinteren Rettenbaches zeigt bei vielen Nährstoff- und geochemischen Parametern die größte Schwankungsbreite. Die organische Belastung ist dort, angegeben als KMnO_4 -Verbrauch, gleichfalls am höchsten. Diese dürfte in erster Linie in der kurzen Retentionszeit begründet sein. Die höchste Belastung tritt hierbei bei erhöhten Abflußraten auf. Ähnliches zeigt sich bei Messung der UV-Absorption (254nm).

4. Die allochthonen partikulären organischen Stoffe (POM) sind auch im Fischbach die wesentliche Energiebasis für die benthischen Biozönosen. Der Haupteintrag ins Gewässer erfolgt hps. zum Zeitpunkt des herbstlichen Laubfalls. Hier können sich in den nicht überfluteten intermittierenden Bachabschnitten bis zu $400\text{gTG}\cdot\text{m}^{-2}$ CPOM an der Sedimentoberfläche ablagern. Kurzfristige Flutungen dieser Bachabschnitte können aber innerhalb kürzester Zeit zu einer weitgehenden Elimination des akkumulierten organischen Materials durch Abtransport führen. Bei Flutungsbeginn können dabei über $3\text{gAFDW}\cdot\text{m}^{-3}$ transportiert werden. Bei diesen Driftraten ist das akkumulierte Material in weniger als 24h austransportiert. Hingegen sind die zeitlichen Schwankungen im perennierenden Bereich geringer. Nach einem Hochwasser Ende 1992 kommt es bis März 1993 wieder zu einer Akkumulation des POM's in den Sedimenten auf einen mittleren Wert von 6 bis $28\text{gAFDW}\cdot\text{m}^{-2}$ (davon etwa 25%SPOM). Im Herbst 1993 kommt es zu einer signifikanten Erhöhung auf 32 bis $46\text{gAFDW}\cdot\text{m}^{-2}$. Der

Blattanteil ist mit 40% ebenfalls im Herbst am höchsten. Somit sind die jahreszeitlichen Schwankungen in den perennierenden Probenstellen weitaus geringer als in den intermittierenden Abschnitten. Während dort Oberflächenretention wesentlich ist, wird im dauernd fließenden Bereich POM in erster Linie in den Bettsedimenten gespeichert und abgebaut. Qualitative Änderungen (Anteil des organischen Gehaltes an der Trockenbiomasse) lassen sich im Jahresverlauf und zwischen den Probenstellen deutlich zeigen. Intermittierende Bachabschnitte sind fast ausschließlich heterotrophe Systeme.

5. Dekompositionsversuche mit Buchenblättern in intermittierenden und perennierenden Probenstellen zeigen an beiden Stellen eine äußerst geringe Abbaurate. Nach drei Monaten sind erst 10% der ursprünglichen Biomasse abgebaut. Mit k -Werten von 0.00026 und 0.00106 ist der Trockengewichtsverlust weitaus niedriger als auch aus der Literatur bekannt ist. Signifikante Unterschiede zwischen den beiden Probenarealen lassen sich überraschend nicht feststellen (eine leicht höhere Abbaurate im perennierenden Abschnitt kann aber wohl beobachtet werden). Im perennierenden Abschnitt sind die Laubpakete in erster Linie von Chironomiden, Ephemeropteren und Plecopteren besiedelt, im intermittierenden Bereich sind es hingegen die Collembolen, die dominieren. Mit fortschreitender Expositionsdauer werden auch hier, aufgrund einiger kurzzeitiger Flutungen, die Chironomiden dominanter. Die geringen Abbauraten lassen sich auf das Fehlen einer "Shredder"-Assoziation zurückführen. Der Fischbach kann überwiegend als Akkumulator beschrieben werden, der allochthones organisches Material speichert und bei erhöhten Pegelständen an die flussabwärtsgelegenen Abschnitte abgibt. Die Präsenz intermittierender Zonen, die Heterogenität der Sedimentoberflächen (Strömungshindernisse, gr. Äste, usw.) und ein funktionierender Uferbereich sind für eine zeitlich und räumlich äußerst differenzierte Verteilung und Abgabe organischer Substanzen verantwortlich. Die Heterogenität des

Bachbettes gewährleistet somit, daß organische Substanzen ganzjährig für die Biozöten zur Verfügung stehen.

6. Eine große zeitliche und räumliche Dynamik läßt sich in der organismischen Oberflächendrift feststellen. In den intermittierenden Abschnitten sind die Driftdichten immer höher, bis zum 10-fachen Wert, als in den perennierenden Bachabschnitten. Die Unterschiede in den Drift-Benthos Relationen sind aufgrund der geringeren Benthosdichten noch ausgeprägter. Maximale Relationen von 5% können festgestellt werden (im perennierenden Bereich: im Mittel: 0.001%). Die Besiedlung der intermittierenden Abschnitte kann fast ausschließlich über die Oberflächendrift, von den bachaufwärts gelegenen perennierenden Abschnitten, erfolgen. Andererseits dienen die intermittierenden Abschnitte nach Hochwasserereignissen als wichtige Refugialbereiche. In den perennierenden Bachabschnitten schwanken die Driftdichten im Jahresverlauf zwischen 6 und 155 Individuen je Kubikmeter (zumeist zwischen 20 und 50 Individuen). Die höchsten Werte lassen sich nach Hochwässern (erhöhte Werte bis etwa einer Woche nach Hochwasserereignis) und in den Sommermonaten beobachten. Es sind in erster Linie die ersten Larvenstadien der Chironomiden, Baetiden und Plecopteren, die driften. Die Drift ist für diese Gruppen herausragender Dispersionsmechanismus. Jahreszeitliche Unterschiede, abhängig vom individuellen Lebenszyklus, lassen sich für die jeweiligen Gruppen feststellen. Andere dominante Benthosgruppen, wie die Heptageniidae, gehen hingegen kaum in die Oberflächendrift. Organisches Material (SPOM und CPOM) wird äußerst diskontinuierlich transportiert. Höchste Werte können im Herbst (intermittierende Abschnitte, nach Flutungsbeginn) beobachtet werden. Am ersten Tag liegen die Driftdichten bei $3g \cdot m^{-3}$, am darauffolgenden Tag nur mehr bei $0.01-0.1g \cdot m^{-3}$. An einem einzigen Tag kann hier das über Wochen akkumulierte POM weitgehend abtransportiert werden. In den perennierenden Stellen können hohe POM-Driftraten auch im Frühjahr und im

Sommer beobachtet werden. Bei kurzfristigen Durchflußerhöhungen wird das im Uferbereich abgelagerte POM ins Gewässer eintransportiert. Der POM-Transport wird insgesamt in erster Linie von der Hydrographie und der Bachbettmorphologie bestimmt.

7. Die intermittierenden Abschnitte zeigen eine weitaus höhere zeitliche Dynamik als die perennierenden Areale. Die ökologischen Prozesse sind in beiden Bachtypen gegenseitig stark beeinflusst und voneinander abhängig. Die Energiekreisläufe und die ökologische Stabilität, besonders die Elastizität des Ökosystems, werden von den komplexen hydrologischen Vorgängen gesteuert. Das Oberflächenwasser gewinnt auch beim Durchtritt durch den Sedimentkörper des intermittierenden Abschnittes - zum Zeitpunkt des intermittierenden Stadiums - wieder Grundwassereigenschaften. Die Aufenthaltsdauer im Sedimentkörper dürfte dementsprechend lang sein.

Grundsätzlich besteht für das Verständnis der Karstbäche - ein prägendes Charakteristikum des geplanten Nationalparks "Kalkalpen" - noch ein hoher Forschungsbedarf. Gleichzeitig sind es gerade Karstgewässer, die äußerst sensibel auf Veränderungen der Umwelt reagieren, und diese sind daher als Zeiger für kurz- und langfristige Umweltveränderungen besonders geeignet.