

FAUNISTISCH-ÖKOLOGISCHE UNTERSUCHUNG AUSGEWÄHLTER FLIESSGEWÄSSER DES SENGENGEBIRGES

TOCKNER, K. ¹; STEINER, K. ²; SCHMID-ARAYA, J. ³; SCHMID, P.-E. ³;

Adressen der Autoren:

¹ Linzerstraße 460/6, 1140 Wien

² Dörrgasse 1, 3293 Lunz am See

³ Kl. Seeaustraße 8, 3293 Lunz am See

Lunz am See, Dez. 1990

"We may conclude that in every respect the valley rules the stream" (HYNES, 1975).

1. EINLEITUNG

Besonders die Oberläufe unserer Flüsse sind, als offene und "unvollkommene" Ökosysteme, durch die geologischen, klimatologischen und vegetationskundlichen Gegebenheiten ihrer Einzugsgebiete determiniert. Somit stellt jedes Gewässer gleichsam ein Individuum mit einer spezifischen biozönotischen Struktur und charakteristischen Stoffkreisläufen dar. Innerhalb eines Fließgewässers repräsentieren die physikalischen Variablen von der Quelle bis zur Mündung einen sich kontinuierlich ändernden Gradienten, der die biogenen Prozesse bestimmt (VANNOTE et al. 1980). Die Struktur und die Funktionalität einer Biozönose ist somit an das größtmögliche Wahrscheinlichkeitsniveau physikalischer Determinanten angepaßt und daher vorhersagbar. Doch die lokalen Bedingungen (Substrat, Strömung, Qualität und Quantität der Nahrungsressourcen) prägen die kleinräumigen Verteilungsmuster der benthischen Organismen wesentlich mit, sodaß der Anspruch einer Prognostizierung meist ein theoretischer bleibt. Denn die Prozesse, die die Biozönose bestimmen, sind durch eine wechselnde Dynamik, sowohl stochastischen als auch deterministischen Ursprungs, gekennzeichnet, und in ihrer Gesamtheit weder erfaßbar noch quantifizierbar. Das heißt, bei Betrachtung eines Fließgewässerökosystems sind die lokalen Muster (räumlich und zeitlich) den großräumigen Zusammenhängen untergeordnet. Beim Verständnis eines Ökosystems muß daher von unterschiedlichen hierarchischen Ebenen ausgegangen werden, ganzheitlichen bis punktuellen. Dieses Postulat, besonders der holistische Ansatz, ist nur in einer interdisziplinären und langzeitlichen Studie erfüllbar.

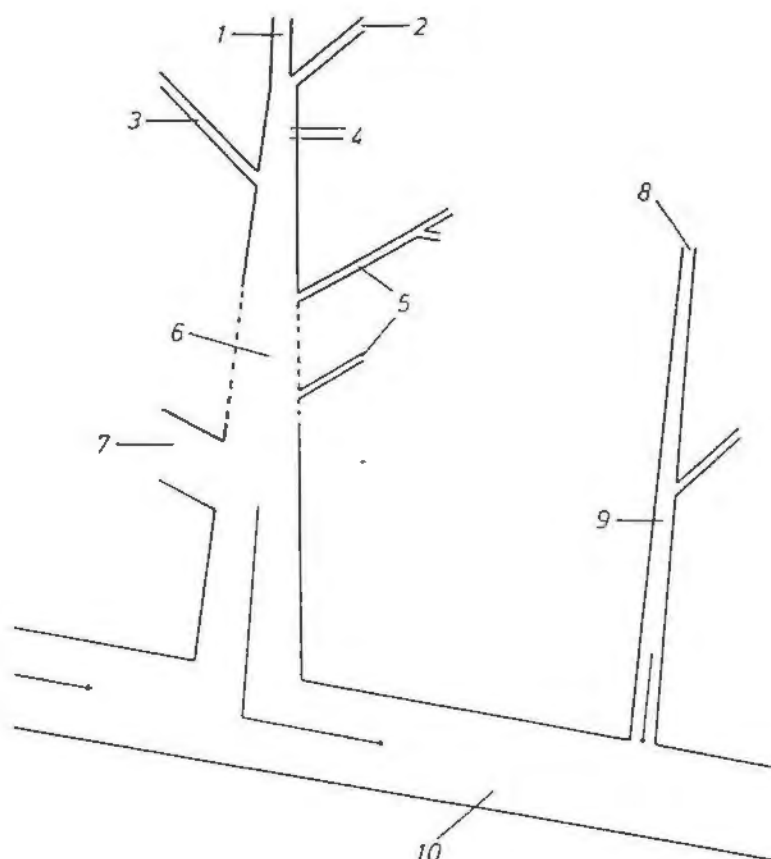
Veränderungen des Einzugsgebietes, als Beispiel seien Abholzungen, Wegebau oder Umstellung des Waldbestandes auf Monokulturen erwähnt, führen zu einer Umstrukturierung und teils zu einer Vereinheitlichung der ökologischen Gesamtsituation (WOODALL & WALLACE, 1972; NEWBOLD et al., 1980). Gleichzeitig fehlt diesen geänderten Systemen aufgrund einer zeitlich zu kurzen Adaptationsmöglichkeit auch ihre homöostatische Funktionsfähigkeit ("stability" und "resilience", vs. MINSHALL & PETERSON, 1985). Anthropogene Einwirkungen im Einzugsgebiet werden aufgrund einer gegebenen Trägheit ("Pufferkapazität") des Benthals meist langsam bzw. zeitversetzt wirksam und sind schwer steuer- bzw. revidierbar. Folglich können augenscheinlich natürliche Gewässer in unbesiedelten Gebieten bereits, aufgrund der

subtilen synergistischen Prozesse, einen hohen Degradierungsgrad aufweisen. Dagegen sind die Folgen der, zwecks Landgewinnung und zur Gewährleistung eines definierten Regelabflusses (Hochwasserschutz), durchgeführten Eingriffe für das Gewässer unmittelbar drastisch und sofort nachweisbar, wobei jedoch diese Auswirkungen aufgrund der Regenerationskapazitäten und der guten Lokalisierbarkeit leichter manipulierbar sind (GORE, 1985). Als Beispiele solcher unmittelbarer Veränderungen sind Verbauungsmaßnahmen, Begradigungen und Ausräumungen von Fließhindernissen zu sehen. Diese Maßnahmen führen zu einer Reduktion der Retentionskapazität, zur Einschränkung der Habitatsvielfalt und somit zu einer Verringerung der Stabilität, Produktion und Diversität der benthischen Biozönosen (z.B. BURGESS & BIDES, 1980). Weitere Nutzungsansprüche an die Gewässer (z.B. Energiegewinnung, Kühlwasserentnahme) wandeln das ursprüngliche Systemgefüge teils grundsätzlich um und schaffen völlig neue Bedingungen.

Die Frage, die sich aus dem oben Erwähnten ergibt, ist nicht ob, sondern in welchem Grade ein Fließgewässer von seiner Ursprünglichkeit abweicht. Denn mit ganz wenigen Ausnahmen sind alle unsere Fließgewässer bereits anthropogen abgeändert, wobei im Oberlauf (Rithralbereich) die Situation noch deutlich besser ist. Die hier vorliegende Arbeit ist als Pilotstudie aufzufassen, die in ihrer deskriptiven Form als Grundlage für eine Präzisierung von zukünftigen Fragestellungen dient.

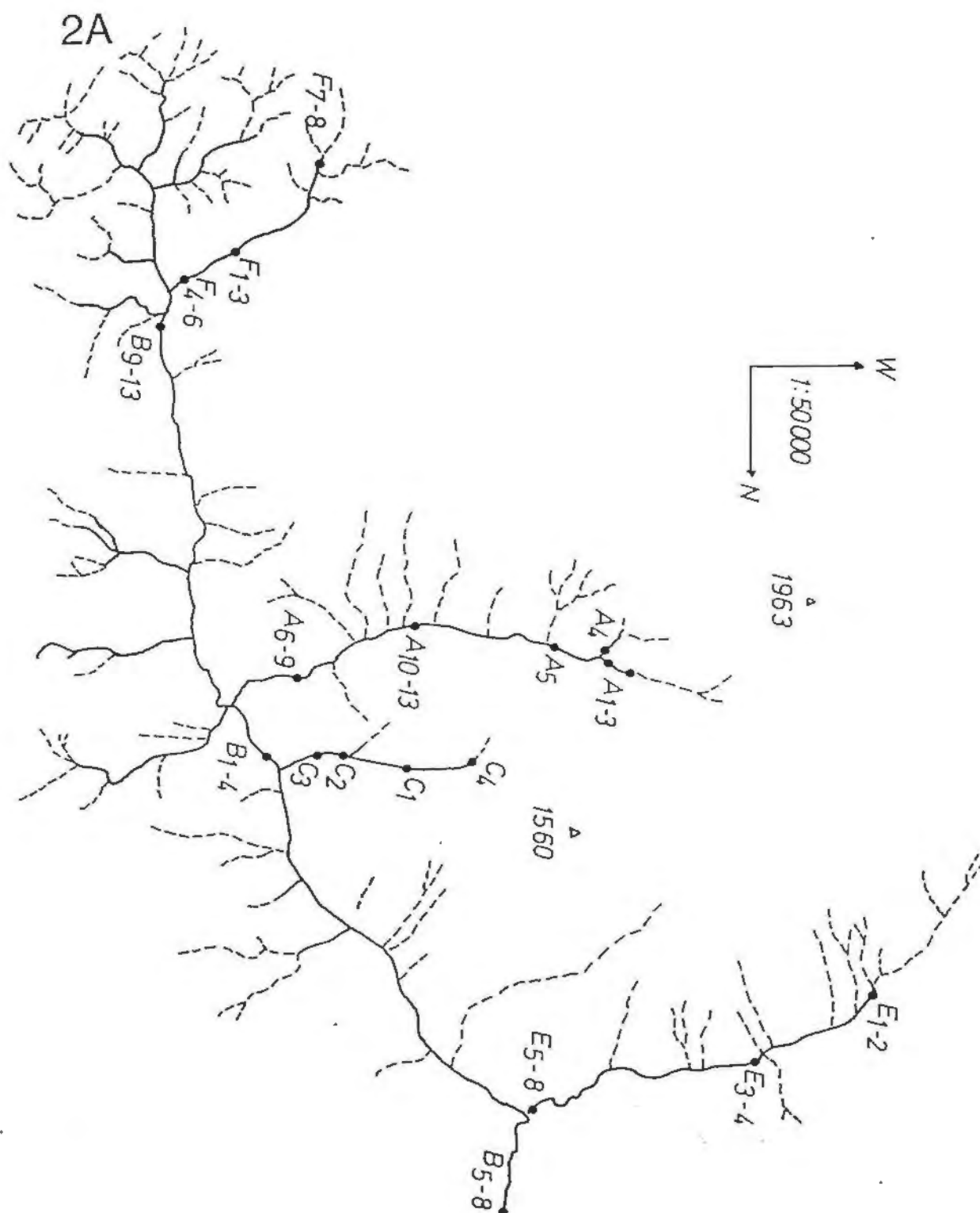
Das Gebiet, welches in dieser Arbeit eine nähere Betrachtung erfährt, ist durch eine Vielfalt unterschiedlichster Fließgewässertypen des Krenal- und Rithralbereiches geprägt (siehe: Abb.1). Jedoch ist das Sengsengebirge, nicht nur aus limnologischer Sicht, ein beinahe unerforschtes Untersuchungsareal. Dieser Umstand schränkt die Möglichkeiten einer zusammenhängenden Betrachtung und Interpretation im Sinne einer ganzheitlichen Ökosystemforschung bedeutend ein. Das Fehlen von Datenmaterial an wichtigen abiotischen Parametern (Hydrographie, Chemismus, usw.), sowie das ungenügende faunistisch-biologische Wissen vom genannten Gebiet stellt daher eine grundlegende Limitierung dar. Einzig Einzelarbeiten (WEICHSELBAUMER, 1976; unveröffentlichte Gutachten im Zuge von Beweissicherungsverfahren) und Ergebnisse punktueller faunistischer Aufsammlungen sind verfügbar. Aufgrund dieser gegebenen Einschränkungen wird der Schwerpunkt in die biozönotische Charakteristik ausgewählter Gewässerbereiche (Artenkomposition, Diversität, Varianz der Daten . . .) gelegt und darauf basierend eine mögliche Klassifizierung der Gewässer angestrebt.

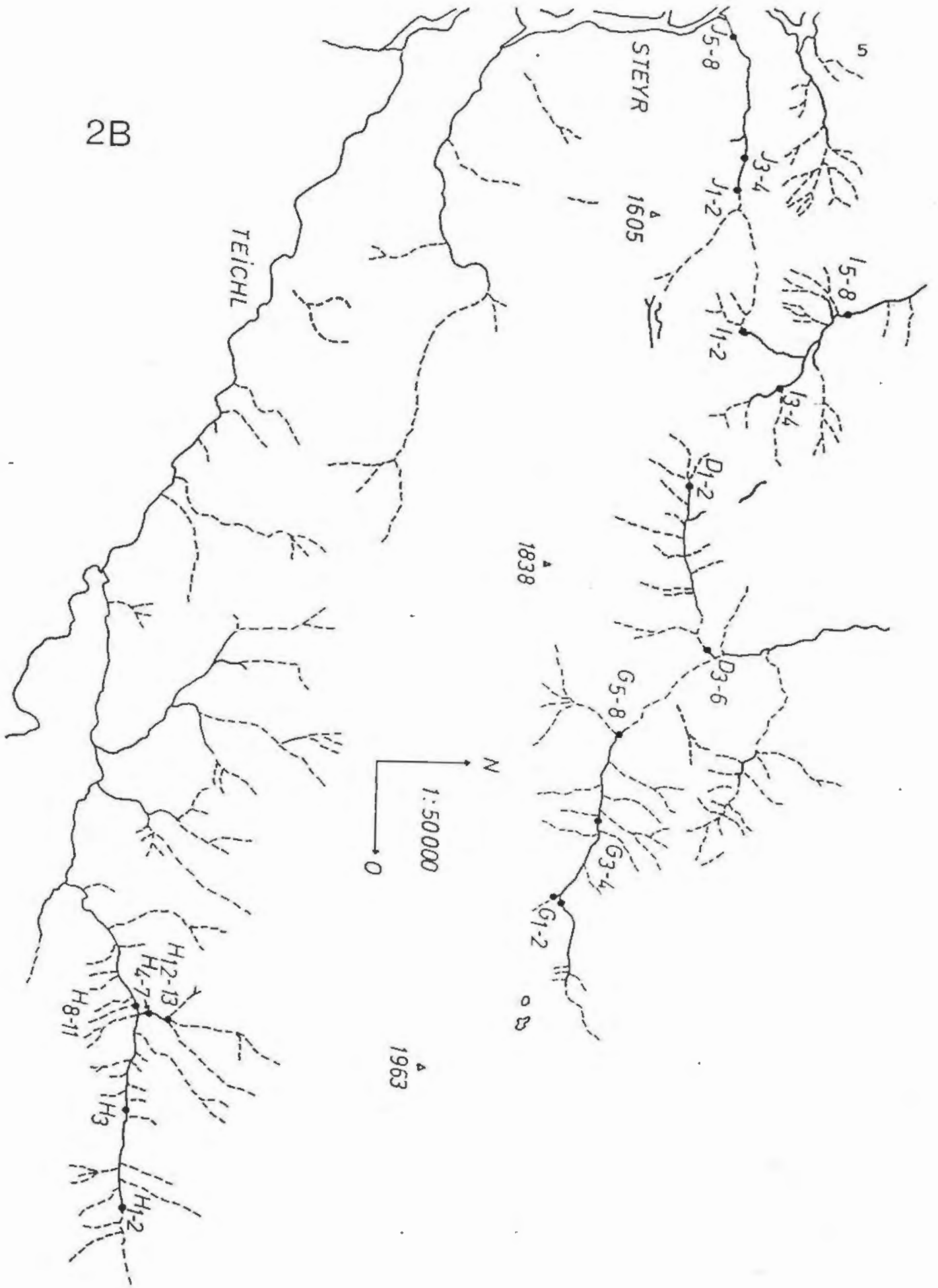
ABB.1: Schematische Darstellung des Gewässernetzes mit seinen charakteristischen Abschnitten (mit ausgewählten Beispielen, Codierung siehe Tabelle 2). 1: perennierende, instationäre Rheokrene (A4,D1,2), 2: perennierende stationäre Limnokrene (C1), 3: perennierender Seitenbach (A4), 4: Hangsickerquelle, (B13) 5: ephemere Seitengewässer (H3), 6: intermittierende Gewässerabschnitte (A10-13,D3-6), 7: ephemere Karstquelle (H12,13), 8: perennierende stationäre Rheokrene (G1,I1,2), 9: perennierendes Hauptabflußgerinne ((C1-C4), 10: Hauptgewässer (B1-B13).



Die Daten werden mit ausgewählten geomorphologischen Faktoren und chemisch-physikalischen Daten in Beziehung gesetzt und, unter Einbeziehung der Ergebnisse anderer Studien, diskutiert. Ziel dieser Untersuchung ist somit eine beschreibende Erfassung der einzelnen Fließgewässer als auch der unterschiedlichen Abschnitte innerhalb eines jeweiligen Gewässers. Aufbauend auf die vorliegenden Erkenntnisse soll, in Hinblick auf das oben erwähnte Postulat, ein interdisziplinäres Langzeitprogramm entwickelt werden.

ABB.2: Darstellung des untersuchten Gewässernetzes. Angegeben sind die verschiedenen Probenbereiche (Codierung siehe Tabelle 2.). Strichlierte Linien bezeichnen ephemere, durchgehende Linien perennierende Gewässer 2A: Einzugsgebiet Krumme Steyrling, 2B: Einzugsgebiet Teichl (Steyr).





2. UNTERSUCHUNGSAREAL UND METHODIK

Das Untersuchungsareal umreißt zwei unterschiedliche Einzugsgebiete, einerseits jenes der Krummen Steyr im östlichen Teil des Sengsengebirges, andererseits die Zuflüsse der Teichl, bzw. Steyr. Sämtliche Probenpunkte liegen innerhalb des geplanten Nationalparkareals und außerhalb der Siedlungsgebiete, sodaß Belastungen durch kommunale oder gewerbliche Abwässer ausgeschlossen werden können. Eine genaue Lokalisierung der Probenbereiche sowie deren Definition anhand geomorphologischer und weiterer abiotischer Parameter sind in Abb.2A & B und Tab.2 präsentiert. Somit konnte ein Großteil des Entwässerungssystems des Sengsengebirges erfaßt werden. Die Ordnungszahl der Gewässer, als Ausdruck ihres Vernetzungsgrades, wird nach Horton & Strahler (STRAHLER, 1957) angegeben. Die Erfassung der realen Einzugsgebiete ist in Karstsystemen aufgrund der Unstetigkeiten hydraulischer und hydrogeologischer Variablen äußerst schwierig und deckt sich nicht mit dem geomorphologischen Einzugsareal. Daten über die Hydrogeologie und Bodendynamik des Untersuchungsgebietes sind zur Zeit noch nicht verfügbar.

Die verwendeten abiotischen und biotischen Parameter sind in Tab.1 angeführt. Die Seehöhe, die Entfernung von der Quelle, das Gefälle, die Ordnungszahl (OZ: STRAHLER, op.cit.), und der Verlinkungsgrad (Anzahl der Gewässer mit der OZ:1 im Einzugsgebiet) wurden aus 1:50000 Karten ermittelt. Vor Ort wurden die aktuelle Wassertiefe, die Gewässerbreite, die Wassertemperatur sowie die durchschnittliche Fließgeschwindigkeit ermittelt.

TAB.1: Auflistung der abiotischen und biotischen Parameter, die für die Datenanalyse herangezogen wurden (siehe auch TAB.2).

ABIOTISCHE PARAMETER	BIOTISCHE PARAMETER
Ordnungszahl (OZ)	Diversität (H')
Verlinkungsgrad (VG)	Dominanzindex (DI)
Gewässerbreite	Equitabilität (E)
Seehöhe (SH)	Artenzahl
Entfernung von der Quelle (EFO)	Individuendichte (N)
Wassertiefe (t)	Relative Artenkompositinon
Fließgeschwindigkeit	Varianzkoeffizienten (CV)
Substrat	Similaritätsindex (PCs)
Beschattung	
pH-Wert	
Leitfähigkeit (LF)	
Temperatur (T)	

Meßdaten über Leitfähigkeit und pH-Wert wurden teils durch kooperierende Arbeitsgruppen zur Verfügung gestellt, teils selbst erhoben. Somit liegen Daten des jeweiligen Gewässers, der einzelnen Gewässerareale und der punktuellen Probenstellen vor (Abb.2A & B; Tab.1 & 2.).

Die Aufsammlungen wurden Ende Mai, Anfang Juni 1990 durchgeführt. Soweit es die Struktur der Gewässersohle zuließ wurde mittels eines adaptierten "Surbert-Samplers" (Probenfläche: 900 cm², Maschenweite: 0.1 mm) das Benthos quantitativ gesammelt. Von den insgesamt 94 Einzelproben waren somit 67 Proben quantitative Aufsammlungen. An den übrigen Probenpunkten (hps. Krenalbereiche) wurde das Zoobenthos mittels eines Handnetzes (Maschenweite: 0.1 mm) gesammelt. Die Proben wurden vor Ort ausgewaschen, mit 4%iger Formaldehydlösung fixiert und ins Labor transportiert. Kennzeichnende Merkmale der Probenpunkte und der Gewässerareale wurden notiert (Gewässerbreite, aktuelle Wassertiefe, Strömungsgeschwindigkeit, Substratverhältnisse, Uferstruktur) und photographisch dokumentiert.

Im Labor wurde das Zoobenthos mit Hilfe einer Stereolupe (bis 63fache Vergrößerung) vom Sediment getrennt und die Individuen der determinierten Taxa gezählt. Von den separierten Arten wurden Vergleichspräparate angefertigt und zwecks Verifizierung der Determination an die entsprechenden Spezialisten weitergegeben. Aufgrund taxonomischer Schwierigkeiten und des benötigten hohen Zeitaufwandes wurden bislang nur von den Ephemeropteren, Trichopteren und Oligochaeten sämtliche Proben einer genauen Determination zugeführt, von den verbliebenen Großgruppen wurde nur ein Teil der Proben ausgewertet, wobei nach einer vollständigen faunistischen Erfassung aller Fließgewässer getrachtet wurde.

Um den Informationsgehalt (Index für den Organisationsgrad einer Biozönose) der Einzelproben bewerten zu können wurde ein von einer hypothetischen Verteilung unabhängiger Index berechnet (Diversitätsindex nach SHANNON-WEAVER, 1963). Ebenso wurde die Äquität (Verhältnis der gegebenen zur theoretisch größtmöglichen Diversität) nach diesem Index ermittelt (LLOYD & GHELARDI, 1964). Einen Hinweis auf die proportionale Verteilung der Taxa gibt der Dominanzindex (DI, KREBS, 1972). Für die Feststellung der Variation der Daten innerhalb eines Probenabschnittes wurde das Verhältnis der Standardabweichung zum arithmetischen Mittel errechnet (Varianzkoeffizient: CV, ELLIOTT, 1983). Mögliche Unterschiede zwischen den einzelnen Probenstellen (bei mindestens vier Aufsammlungen je Areal) wurden mit Hilfe parametrischer Testverfahren (MANOVA, multiple Varianzanalyse) dokumentiert.

TAB.2: Charakterisierung der untersuchten Gewässer sowie der jeweiligen Probenpunkte mittels ausgewählter abiotischer Parameter (vergl. Tab.1)
 *1: perennierender Seitenbach, *2: intermittierender Gewässerabschnitt, *3: Hangquelle, *4: Quellenbereich (Rheokrene), *5: Versickerungsstrecke,
 *6: Seitenbach mit ephemerer Karstquelle.

	PROBE	METH	ET(cm)	t(cm)	T(°C)	OZ1	VG	SH(m)	EFO(m)	pH	LF
1 RUMPELMAYRB.	F1	S	5	20	6.2	3	6	1020	1400	K.A	K.A
	F2	K	-	-	6.2	3	6	1020	1400	K.A	K.A
	F3	K	-	-	6.2	3	6	1020	1400	K.A	K.A
	F4	S	5	25	6.5	3	6	950	2200	K.A	K.A
	F5	S	5	15	6.5	3	6	950	2200	K.A	K.A
	F6	S	7	20	6.5	3	6	950	2200	K.A	K.A
	F7	S	8	5	5.9	2	2	1100	1100	K.A	K.A
	F8	S	10	5	5.9	2	2	1100	1100	K.A	K.A
2 BLÖTTENBACH	A1	K	-	-	5.4	2	2	850	0	8.34	327
	A2	K	-	-	5.4	2	2	850	0	8.19	323
	A3	S	6	10	5.4	2	2	830	200	8.19	323
	A4	K	-	-	5.4	2	2	825	500	9.50	293
	A5	S	5	20	5.4	2	2	760	700	9.50	293
	A6	S	6	15	8	4	16	660	3600	7.76	351
	A7	S	5	7	8	4	16	660	3600	7.76	351
	A8	S	8	20	8	4	16	660	3600	7.76	351
	A9	S	8	20	8	4	16	660	3600	7.76	351
	A10	S	8	10	10.3	4	11	680	2400	7.96	320
	A11	S	5	25	10.3	4	11	680	2400	7.96	320
	A12	S	7	5	10.3	4	11	680	2400	7.96	320
	A13	S	5	25	10.3	4	11	680	2400	7.96	320
3 ESELGRABEN	C1	K	-	-	8.6	1	1	830	600	8.08	350
	C2	K	-	-	8.6	2	2	780	1200	8.08	350
	C3	K	-	-	10.0	2	2	740	1400	8.08	350
	C4	K	-	-	6.6	1	1	980	10	7.98	299

*1

*2

*2

*2

*2

	PROBE	METH	ET(cm)	t(cm)	T(°C)	OZ1	VG	SH(m)	EFQ(m)	pH	LF
4 KLAUSGRABEN	E1	S	5	10	8.4	2	6	820	100	K.A	K.A
	E2	K	-	-	8.4	2	6	820	100	K.A	K.A
	E3	S	5	5	9.6	3	13	650	1600	K.A	425
	E4	S	5	10	9.6	3	13	650	1600	K.A	425
	E5	S	10	10	6.8	3	17	540	3300	K.A	425
	E6	S	10	25	6.8	3	17	540	3300	K.A	425
	E7	S	5	25	6.8	3	17	540	3300	K.A	425
	E8	S	10	25	6.8	3	17	540	3300	K.A	425
5 KR.STEYRLING	B1	S	5	15	8.3	5	79	640	5000	K.A	361
	B2	S	7	5	8.3	5	79	640	5000	K.A	361
	B3	S	5	30	8.3	5	79	640	5000	K.A	361
	B4	S	6	30	8.3	5	79	640	5000	K.A	361
	B5	S	10	30	8.6	5	113	510	12000	K.A	361
	B6	S	5	15	8.6	5	113	510	12000	K.A	387
	B7	S	10	30	8.6	5	113	510	12000	K.A	387
	B8	S	5	30	8.6	5	113	510	12000	K.A	387
	B9	S	6	15	6.9	4	41	940	3000	8.08	409
	B10	S	10	10	6.9	4	41	940	3000	8.08	409
	B11	S	5	25	6.9	4	41	940	3000	8.08	409
	B12	S	7	7	6.9	4	41	940	3000	8.08	409
6 NIKLBACH	B13	K	-	-	6.9	4	7	940	0	K.A	K.A
	G1	K	-	-	7.9	1	1	940	0	K.A	K.A
	G2	K	-	-	6.6	2	5	940	1000	K.A	K.A
	G3	S	5	15	6.9	2	8	820	1700	K.A	K.A
	G4	S	5	8	6.9	2	8	820	1700	K.A	K.A
	G5	S	10	15	8.6	3	22	620	3100	K.A	K.A
	G6	S	10	10	8.6	3	22	620	3100	K.A	K.A
	G7	S	5	25	8.6	3	22	620	3100	K.A	K.A
	G8	S	7	30	8.6	3	22	620	3100	K.A	K.A

*3

*4

	PROBE	METH	ET(cm)	t(cm)	T(°C)	OZ1	VG	SH(m)	EFQ(m)	pH	LF	
7 URLACHBACH	D1	S	5	20	6.5	1	3	920	150	8.10	318	
	D2	K	-	-	6.5	1	3	920	150	8.10	318	
	D3	S	7	3	8	3	15	580	2300	8.10	318	*5
	D4	S	5	10	8	3	15	580	2300	8.10	318	*5
	D5	S	8	5	8	3	15	580	2300	8.10	318	*5
	D6	S	6	15	8	3	15	580	2300	8.10	318	*5
8 EFFERTSBACH	I1	S	5	5	8.6	2	4	1000	10	8.45	316	
	I2	K	-	-	8.2	2	4	1000	10	8.45	316	
	I3	S	4	5	11.6	2	4	700	750	8.83	302	
	I4	S	5	10	11.6	2	4	700	750	8.83	302	
	I5	S	5	25	10.1	3	21	580	2400	8.9	329	
	I6	S	10	20	10.1	3	21	580	2400	8.9	329	
	I7	S	10	5	10.1	3	21	580	2400	8.9	329	
	I8	S	5	15	10.1	3	21	580	2400	8.9	329	
9 WALLERGRABEN	J1	K	-	-	13.1	2	3	920	10	8.9	308	
	J2	K	-	-	14.0	2	3	920	10	8.9	308	
	J3	S	5	5	13.5	2	3	720	600	8.9	308	
	J4	S	5	15	13.5	2	3	720	600	8.9	308	
	J5	S	15	30	8.4	2	4	500	1700	8.8	321	
	J6	S	10	15	8.4	2	4	500	1700	8.8	321	
	J7	S	5	10	8.4	2	4	500	1700	8.8	321	
	J8	S	5	15	8.4	2	4	500	1700	8.8	321	
10 HI.RETTENBACH	H1	K	-	-	9.5	2	3	800	0	K.A	K.A	
	H2	K	-	-	6.1	2	3	800	200	K.A	K.A	
	H3	S	7	25	6.1	2	4	720	600	K.A	K.A	
	H4	S	5	30	6.1	2	4	640	300	K.A	K.A	*6
	H5	S	5	15	6.5	2	4	640	300	K.A	K.A	*6
	H6	S	6	15	7.3	2	4	640	300	K.A	K.A	*6
	H7	S	5	15	6.1	2	4	640	300	K.A	K.A	*6
	H8	S	5	30	6.8	3	18	620	2400	8.81	297	
	H9	S	5	30	6.8	3	18	620	2400	8.81	297	
	H10	S	10	10	6.8	3	18	620	2400	8.81	297	
	H11	S	5	25	6.8	3	18	620	2400	8.81	297	
	H12	K	-	-	-	2	4	650	0	K.A	K.A	*6
	H13	K	-	-	-	2	4	650	0	K.A	K.A	*6

Um einen Vergleich der biozönotischen Komposition zwischen und innerhalb der Gewässer aufzeigen zu können wurde der Komunitätsindex (PSc: BARTON & HYNES, 1978) errechnet, der sowohl die Anzahl der Arten als auch ihre relative Verteilung zueinander berücksichtigt. Die so ermittelten Matrixdaten wurden in Form von Dendrogrammen ordiniert.

Lineare Regressionsanalysen dienten der Feststellung möglicher Korrelationen zwischen abiotischen und biotischen Parametern, wobei die Daten, soweit es notwendig war, einer vorangehenden Transformation unterzogen wurden ($\log x$ bzw. $\log x + 1$). Die Datenanalysen wurden mittels des "SPSS^X Statistical Package" (NIE et al. 1975) bzw. "Statgraph-Statistical Package" durchgeführt.

3. ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die benthische Biozönose wird durch 16 Großgruppen repräsentiert, wobei sowohl ihre relative als auch ihre absolute Verteilung regional und punktuell stark unterschiedlich ist (Tab.3, Abb.3). So schwanken die Gesamtabundanzen (berücksichtigt sind nur quantitative Aufsammlungen mit vier Parallelproben) zwischen 95 (Blöttenbach, Versickerungsstrecke) und 3031 (Effertsbach) Individuen pro Probenfläche (Abb.3, Appendix 1). Im Blöttenbach und im mittleren Abschnitt der Krummen Steyr (B1-B4) dominieren die Ephemeropteren, wobei die biozönotische Komposition des mittleren Abschnittes der Krummen Steyr wesentlich durch den Blöttenbach geprägt zu sein scheint. Im Hint.Rettenbach (H8-H11) kennzeichnen die Plecopteren, an den verbliebenen Probenarealen, die Chironomiden die Faunenzusammensetzung. Im Niklbach, im Effertsbach sowie im Seitenbach des Hinteren Rettenbaches (H4-7) stellen die Chironomiden nahezu 90% der Gesamtabundanz (Abb.3). Diese drei Gewässerabschnitte sind auch jene mit den höchsten Gesamtindividuenzahlen, wobei die Variation (ausgedrückt als Varianzkoeffizient, CV:61.2 bzw. 67.09) im Hint.Rettenbach und im Niklbach besonders hoch ist. Diese hohe Variation der Individuendichten läßt auf eine große räumliche Uneinheitlichkeit in diesen Gewässern schließen.

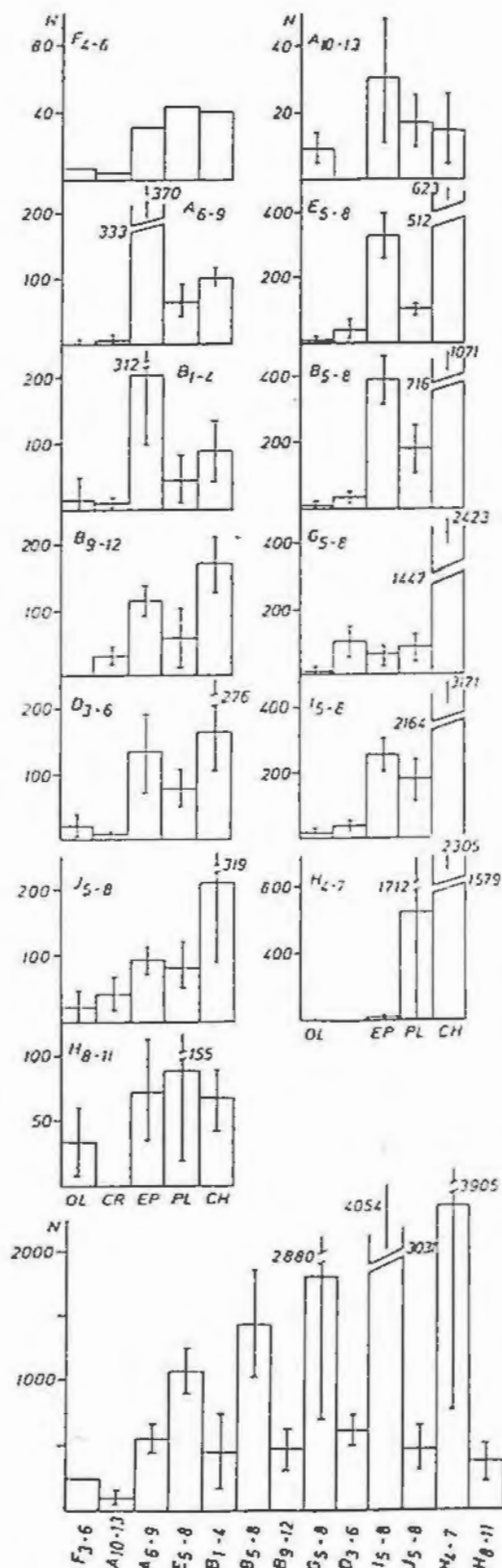
TAB: 3 Darstellung der relativen Verteilung der 16 Taxa in den einzelnen Bächen (gepoolt). 1: Rumpelmayrbach, 2: Blöttenbach, 3: Eselgraben, 4: Klausgraben, 5: Krumme Steyrling, 6: Niklbach, 7: Urlachbach, 8: Effertsbach, 9: Wallergraben, 10 Hinterer Rettenbach, 11: Nebenbach Hinterer Rettenbach.

TAXON	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	GESAMT
Hydroidea	-	-	-	0.03	-	-	-	-	-	-	-	0.07
Turbellaria	1.51	-	3.79	0.26	0.42	1.02	-	3.22	2.70	0.44	1.82	1.41
Nematoda	7.41	1.82	15.02	0.20	1.11	3.20	10.62	0.84	0.49	0.88	0.06	2.20
Mollusca	-	0.03	0.03	-	0.01	-	-	-	-	0.04	-	0.01
Oligochaeta	1.45	1.58	0.37	1.43	1.30	2.43	2.83	0.59	3.76	5.13	0.15	1.85
Hydracarina	2.07	0.75	1.51	0.40	2.21	0.68	0.07	3.14	0.16	5.65	0.25	1.89
Crustacea	11.61	1.10	2.58	6.50	3.42	6.39	1.57	1.79	7.61	7.21	0.10	5.23
Collembola	0.11	0.45	0.43	0.18	0.43	0.05	1.33	0.11	0.70	8.69	0.55	0.67
Ephemeroptera	8.94	50.02	8.50	11.85	30.65	5.81	21.00	8.36	19.92	13.46	1.18	16.99
Plecoptera	37.57	11.48	15.27	8.30	12.14	8.55	16.74	10.03	20.16	27.51	28.01	14.29
Heteroptera	-	-	-	0.02	0.09	0.01	-	-	-	0.04	-	0.02
Coleoptera	7.65	0.69	2.34	1.58	4.05	2.83	0.24	3.72	1.64	2.08	-	3.26
Trichoptera	0.40	0.41	1.58	0.15	0.11	0.68	0.03	0.31	1.80	1.04	0.05	0.43
Diptera div.	2.50	1.68	1.31	0.38	0.94	0.49	0.91	2.88	-	1.24	0.15	1.47
Simuliidae	4.96	4.49	5.70	0.04	1.53	0.12	14.54	0.09	-	0.44	0.13	1.82
Chironomidae	13.82	25.52	41.48	68.67	41.60	66.69	30.12	64.93	41.06	26.15	67.57	48.46

Die Gewässerareale, die einem unterschiedlich häufigen oberflächigen Trockenfallen unterworfen sind, zeigen gravierende Unterschiede in ihren Abundanzverteilungen (Daten: Abb.3, Appendix:1). Generell zeigt der Blöttenbach (A10-13), mit der höchsten Versickerungsfrequenz, die geringste Individuendichte; der Seitenbach im Hinteren Rettenbach (längste beobachtete oberflächige Flutung, H4-7) die höchste Abundanz. Der Urlachbach (D3-6), mit einer mittleren Frequenz des Trockenfallens, liegt auch bei den Abundanzen zwischen dem Blötten- und Hint.Rettenbach. Zusätzlich kommt es bei zunehmender Dauer der Überflutung zu einer Dominanz der Chironomiden bei gleichzeitiger Abnahme der relativen Bedeutung der Ephemeroptera. Die taxonomische Komposition des Niklbaches im unteren Bereich (G5-8, vgl. Abb.7) weist ebenfalls auf ein intermittierendes hydrologisches System hin, wobei eine hohe Überflutungsdauer (vgl. Gesamtabundanz und relative Bedeutung der Chironomiden) angenommen wird. Die gesamte Talsohle von "Hopfing", in die der Niklbach und Urlachbach münden, ist als großräumiges schottertragendes Versickerungsfeld ausgewiesen.

Es ist jedoch auch zu berücksichtigen, daß die Wiederbesiedelung (hps. über die Drift) der trockengefallenen Areale jeweils andersartigen Voraussetzungen unterworfen ist. Obwohl die Individuendichten zwischen den einzelnen, unterschiedlich überfluteten Arealen deutliche Diskrepanzen aufweisen, ist die Diversität, das heißt, der Informationsgehalt, in allen drei Arealen sehr niedrig (H' :0.94-1.46, vgl. auch Abb.10) und somit von der Abundanz unabhängig

ABB.3: Individuendichte (N) der abundantesten Gruppen (OL:Oligochaeta, CR:Crustacea, EP:Ephemeroptera, PL:Plecoptera, CH:Chironomidae) und Gesamtindividuenanzahl, ausgewählter Probenareale (n=4). Angegeben sind das arithmetische Mittel und die Standardabweichung. (Codierung siehe Tabelle 2).



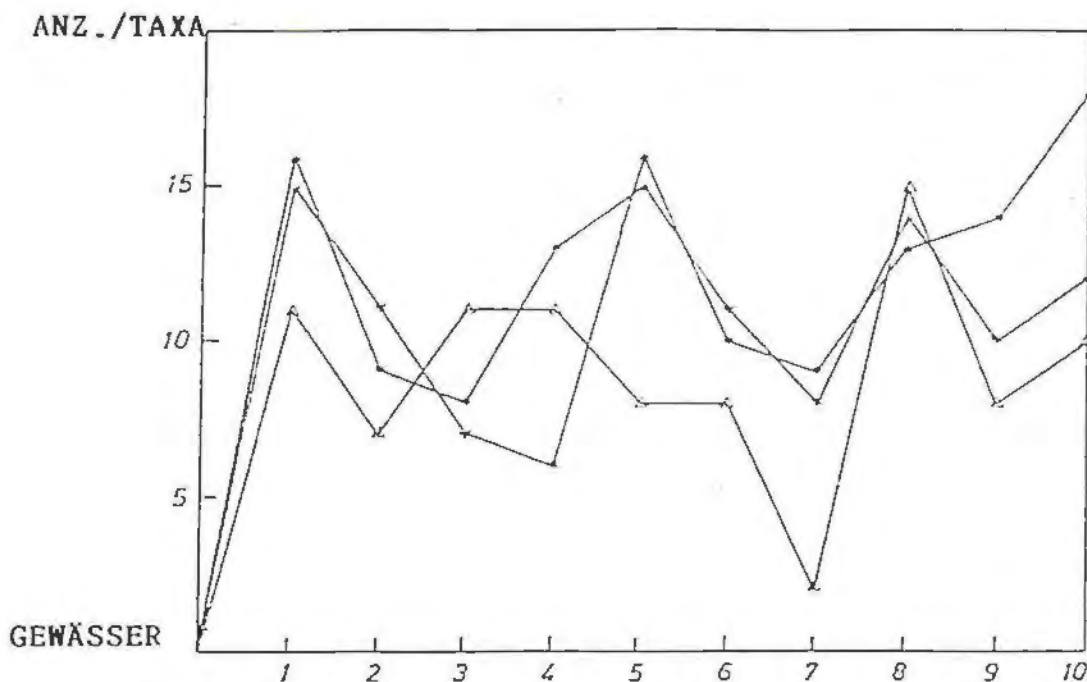
Die geringe Diversität ist Folge einer Dominanz weniger Arten. Besonders das Gewässernetz des Hinteren Rettenbaches zeigt interessante Muster. Obwohl der Seitenbach wesentlich das Hauptgerinne bestimmt (sowohl Schüttung, als auch Chemismus, Tab.2), weicht das Hauptgerinne nach dem Zufluß des Seitenbaches in der biozönotischen Struktur stark von diesem ab (Abb.3). Das Hauptabflußgerinne ist durch signifikant geringere Abundanzen, bedingt durch einen signifikant ($p=0.05$) niedrigeren Chironomidenanteil, bei gleichzeitig einer höheren Diversität ($H': 1.96$), gekennzeichnet. Dagegen zeigen mit Ausnahme der Turbellaria (höhere Abundanzen im Seitenbach) die übrigen Großgruppen keine signifikanten Unterschiede in den Individuendichten. Am Art-/Gattungsniveau weichen die beiden benachbarten Abschnitte noch bedeutend stärker voneinander ab (siehe unten). Im Blöttenbach hingegen sind beinahe sämtliche Gruppen (ausgenommen: Oligochaeta) signifikant häufiger im perennierenden Gewässerbereich vertreten, die Artenkomposition zeigt jedoch ebenfalls geringe Ähnlichkeiten zueinander.

Obwohl auf der Betrachtungsebene eines hohen taxonomischen Niveaus nur eine integrative Aussage möglich ist, spiegeln die oben angezeigten Trends bereits die Individualität sowohl der einzelnen Gewässer als auch ihrer untersuchten Areale wieder. Auf Art/Gattungsniveau läßt sich das angedeutete Bild der benthischen Verteilungsmuster noch stärker ausdifferenzieren. Es wurde bei der Auswertung nach einer größtmöglichen Abdeckung unterschiedlicher Habitate getrachtet. Bedeutende Taxa wie Crustacea, Coleoptera und Plecoptera sind gerade bei den entsprechenden Spezialisten in Arbeit und konnten noch nicht mitberücksichtigt werden. Das entgültige Datenmaterial wird im Folgeprojekt eingearbeitet. Daher liegt der Schwerpunkt der momentanen Datenanalyse auf Basis der gesamt ausgewerteten Taxa (Ephemeroptera, Oligochaeta, Trichoptera).

Beim derzeitigen Stand konnten 198 Arten ausgewiesen werden (siehe Appendix 4). Da es sich bei der gegebenen Studie aber um eine einmalige Aufsammlung handelt und nur ein Teil der Habitate berücksichtigt werden konnte, muß eine deutlich höhere Artenanzahl innerhalb der einzelnen Gruppen erwartet werden. MALICKY (mündl.Mittlg.) konnte beispielsweise für das benachbarte "Reichraminger Hintergebirge" mit Lichtfallenfängen ca. 80 Trichopterenarten nachweisen. Das entspricht der mehr als dreifachen Artenanzahl der hier eruierten Taxa und in etwa der Hälfte der für Österreich bekannten Arten, obwohl auch dort wesentlich nur Rithral- und Krenalabschnitte erfaßt wurden. Am Beispiel der Trichopteren zeigt sich schon die Bedeutung des Untersuchungsareals als genetischen Refugialbereich.

Der Erkenntnisstand der Autökologie der benthischen Organismen weist noch große Lücken auf, daher wird hier nur ein grober Abriß über die Biologie der drei vollständig ausgewerteten Gruppen gegeben. Diese drei Gruppen stellen bereits 80 Arten, wobei der Effertsbach mit 41 Arten die höchste Diversität zeigt (Abb.4). Dagegen sind der Eselgraben und der Urlachbach, hier fällt die geringe Anzahl an Trichopterenarten auf, die artenärmsten Gewässer. Diese beiden Gewässer weisen auch in ihrer relativen Artenstruktur eine große Similarität auf (Abb.5), wobei diese Ähnlichkeit auf der Dominanz der juvenilen Baetidae basiert.

ABB.4: Anzahl der Arten ausgewählter Gruppen in individuellen Gewässern. Oligochaeta (Punkt), Ephemeroptera (Stern), Trichoptera (Dreieck). 1: Rumpelmayrbach, 2: Blöttenbach, 3: Eselgraben, 4: Klausgraben, 5: Krumme Steyrling, 6: Niklbach, 7: Urlachbach 8: Effertsbach, 9: Wallergraben 10: Hinterer Rettenbach.



OLIGOCHAETA: Den Großteil der Arten stellen die *Enchytraeiden*, die ihren Verteilungsschwerpunkt im Übergang von aquatischen zu terrestrischen Biotopen ("semiterrestrische" Organismen) haben (HEALY & BOLGER, 1984). In intermittierenden Gewässerabschnitten (z.B. Blöttenbach, Urlachbach) sind sie somit die einzigen Vertreter innerhalb der Ordnung der Oligochaeta, wobei sie jedoch Ansprüche an eine gute Sauerstoffversorgung und eine hohe Porosität der Bettsedimente stellen. *Buchholzia sp.cf.appendiculata*, *Achaeta sp.* und *Mesenchytraeus armatus* präferieren im stärkeren Maße terrestrische Areale. Dagegen sind die *Naididae* Bewohner von Algen- und Moosbeständen und in ihrer Verteilung somit an dauernd benetzte

Oberflächenstrata beschränkt. Ihre Ernährungsgrundlage bilden wesentlich epilithische und epiphytische Algenrasen. *Homochaeta naidida* gehört (wie auch die primitive Art *Haplotaxis gordioides*) zu den seltenen Arten mit erst wenigen bekannten Nachweisen in Österreich. Die beiden Vertreter der *Tubificidae* sind an Feinsedimente adaptiert und zählen aufgrund ihrer Ernährungsweise zu den Collectors ("Sedimentfresser"). *Rynchelmis limosella* und *Chaetogaster langi* dagegen zeichnen sich durch eine predatorische Ernährung aus. Über die Autökologie der *Aelosomatidae* ist beinahe nichts bekannt.

EPHEMEROPTERA: Die Ephemeropterenassoziationen werden durch Vertreter der Familien *Heptageniidae*, *Leptophlebiidae*, *Ephemerellidae* und *Baetidae* bestimmt. Während die *Leptophlebiidae* Blattansammlungen im Bachbett besiedeln sind die *Ephemerellidae* bevorzugt in Bachmoosen zu finden (ILLIES, 1968). Die *Baetiden* sind durchwegs rheophile Arten, wobei besonders *B. alpinus* ein typischer Vertreter rithraler Bereiche ist. In mittleren Höhenlagen kommt diese Art häufig zusammen mit *B. melanonyx* vor (MÜLLER-LIEBENAU, 1969). *B. muticus* gehört zu den raren Vertretern innerhalb der *Baetiden* und bevorzugt flutende Vegetationen. Die *Heptageniiden* sind vorwiegend in den Oberläufen sommerkalter Gewässer und in Grobschotter-sedimenten zu finden, wobei sie stenoxytrop und rheophil sind.

TRICHOPTERA: Vertreter der räuberischen *Rhyacophiliden* mit charakteristischen Krenalbewohnern (*Rh. nubila*, *Rh. laevis*, *Hyperrhyacophila* sp.) sowie rheophile Arten des Tribus *Drusini* bestimmen die Trichopterenassoziationen. An stark überströmten felsigen Bereichen ist die hygropetrische Art *Stactobia* sp. nachweisbar. In beinahe allen Gewässern bilden netzspinnende Arten (*Plectrocnemia* sp., *Wormaldia* sp. und *Hydropsyche* sp.) einen wichtigen Anteil an der Köcherfliegenbiozönose, wobei *Plectrocnemia* auch räuberisch sein kann und geringere Strömungsgeschwindigkeiten präferiert (bis 30cm/sec; MALICKY, 1971). Neben Arten mit einem hoch frequenten Vorkommen sind einige Arten in ihrer Verteilung auf einzelne Bäche beschränkt. *Stactobia* sp. findet sich nur im Blöttenbach, *Micrasema longulum* und *Odontocerum albicorne*, eine an sich eurytope Art, nur im Eselgraben, *Drusus discolor* dagegen nur im Effertsbach und *Lithax niger* einzig im Rumpelmayrbach. Quellbereiche lassen sich teils durch das Auftreten einer einzigen Art charakterisieren: *Crunoecia* sp. in einer Hangquelle der Kr.Steyrting, *Allogamus auricollis* im Eselgraben oder *A. uncatus* im Bereich der Karstquelle des Hint.Rettenbaches. Der Rumpelmayrbach, der Eselgraben und der Effertsbach weisen die höchsten Artendichten auf (Appendix 4, Abb.3).

TAB.4: Multivariate Varianzanalyse (MANOVA) zur Testung der Unterschiede von Abundanzen der 16 Taxa: Vergleich der quantitativen Proben aller Bäche in Abhängigkeit ihrer Entfernung von der Quelle (m). ** = Signifikanz $P < 0.05$

TAXON	SS	MS	F	SIG.
Hydroidea	.11772	.002455	.88057	.000 **
Turbellaria	13.21304	.275273	.10335	.001 **
Nematoda	14.19834	.295801	.93028	.034 **
Mollusca	.21900	.00456	.47144	.962
Oligochaeta	14.91444	.310721	.11381	.368
Hydracarina	13.15890	.274142	.03844	.024 **
Crustacea	13.83707	.288273	.50150	.000 **
Collembola	7.52297	.156782	.67930	.003 **
Ephemeroptera	3.67117	.076488	.57050	.000 **
Plecoptera	7.85044	.163553	.96003	.000 **
Heteroptera	.64729	.013492	.36697	.008 **
Coleoptera	9.88237	.205884	.86109	.000 **
Trichoptera	4.28199	.089214	.49185	.000 **
Diptera div.	8.27304	.172352	.65419	.003 **
Simuliidae	16.54236	.34463	1.65509	.080
Chironomidae	10.63110	.221483	.81045	.000 **

Von wenigen Ausnahmen abgesehen, war es nicht möglich gesamtgültige Korrelationen zwischen den abiotischen Parametern und biotischen Charakteristika herauszufinden. Beim varianzanalytischen Vergleich der Abundanzen ausgewählter Taxa lassen sich signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Gewässerabschnitten (definiert als Entfernung von der Quelle) für beinahe alle Taxa nachweisen (Tab.4, Appendix 2 & 3), doch bei näherer Betrachtung mittels linearer Regressionsanalyse zeigt sich, daß einzig Ephemeroptera und Hydracarina eine (positive) Beziehung zur Entfernung von der Quelle aufweisen (bzw. QZ und VG, die jedoch untereinander hoch korrelativ sind, Tab.5). Da die definierten Areale der einzelnen Bachläufe aufgrund ihrer habituellen Heterogenitäten (vgl. Abb.1) in viel stärkerem Maße diskrete Areale denn zusammenhängende Gradienten aufweisen, ist diese Erkenntnis nicht überraschend. Die positive Korrelation der Ephemeropteren zur Gewässerbreite ist als Sekundärbeziehung aufzufassen, da die Gewässerbreite mit größerer Entfernung zunimmt. Die Beziehung der Trichopteren- und Turbellarienabundanz zum Beschattungsgrad kann nicht eindeutig erklärt werden.

Da keine eindeutigen Beziehungen zwischen den erhobenen abiotischen Parametern und der Verteilung der Taxa festlegbar sind, müssen andere Faktoren, wie intraspezifische Wechselwirkungen oder etwa stochastische Determinanten, für die Struktur und die Organisationskomplexität der benthalen Biozönosen verantwortlich zeichnen. Trotzdem, die biozönotischen Assoziationen sind als integratives Phänomen aus dem Zusammenwirken vieler und in ihrer Bedeutung unterschiedlich gewichteter Parameter zu verstehen.

TAB.5: Korrelation abiotischer Parameter und der Abundanz taxonomischer Großgruppen. Angegeben sind nur signifikante Beziehungen ($p = 0.001$). Die Abundanzwerte sowie die Parameter EFQ (Entfernung von der Quelle) und VG (Verlinkungsgrad) sind log-transformiert.

TAXON	PARAMETER	SIG.
Ephemeroptera	EFQ	0.475
Ephemeroptera	VG	0.528
Ephemeroptera	VG	0.476
Hydracarina	VG	0.400
Turbellaria	Beschattung	0.496
Trichoptera	Beschattung	0.436
Ephemeroptera	Gewässerbreite	0.408

Beim Vergleich der Artenassoziationen mittels Matrix- und Klassifikationsverfahren (Dendrogramme, auf der Basis der vergleichenden Komunitätsindices, siehe oben) lassen sich die Verteilungsmuster der Biozöosen zwischen und innerhalb der Bachläufe genauer darstellen (Abb.5-8).

Bei der vergleichenden Betrachtung der jeweiligen Gewässer (als Gesamtheit, Abb.5A) lassen sich zwei Gruppen herausdifferenzieren, die hauptsächlich durch die Komposition der Ephemeropteren (inkl. Larvulae) gekennzeichnet sind (Abb.5B). Urlachbach, Eselgraben, Klausgraben, Wallergraben und Effertsbach bilden eine der beiden Gruppen, wobei die Ähnlichkeiten der Gewässer innerhalb dieser Gruppe größer sind als innerhalb der zweiten Gruppe (Abb.5A). Die hohe Similarität beruht auf der Dominanz larvaler Baetiden. Innerhalb der zweiten Gruppe zeigt sich die separate Stellung des Hinteren Rettenbaches, der aufgrund seiner geomorphologischen und hydrochemischen Komplexheit (siehe auch: Tab.2) an sich eine grundlegende Sonderstellung einnimmt. Auf niederen taxozönotischen Ebenen (Trichoptera, Oligochaeta und Ephemeroptera ohne Larvulae) verschiebt sich das Bild in Richtung zu einer höheren Heterogenität, wobei die Trichopterenassoziationen die größten Uneinheitlichkeiten zueinander aufweisen (Abb.5B). Innerhalb der Trichopteren unterscheidet sich der Niklbach, bei den Oligochaeten der Niklbach gemeinsam mit dem Rumpelmayrbach besonders deutlich von den übrigen Gewässern. Diese Eigenständigkeit ist nicht auf spezifische Arten sondern auf ihre relative Verteilung zueinander rückführbar. Bei den Trichopteren fällt die hohe Abundanz von *Metanaea raethica* im Niklbach auf, bei den Oligochaeten die Dominanz von *Cernovitoviella atrata*, sowohl im Nikl- als auch im Rumpelmayrbach.

An diesen Beispielen zeigt sich schon das prinzipielle Dilemma der Gewässerklassifizierung. Abhängig von der hierarchischen Betrachtungsebene lassen sich teils gänzlich andere Muster von Ähnlichkeiten herausarbeiten. Die größten Ähnlichkeiten zeigen trotz der genannten Schwierigkeiten der Effertsbach und der Wallergraben (Abb.5 A & B). Diese Ähnlichkeit läßt sich ebenfalls bei den chemisch-physikalischen Parametern (Temperaturregime, pH-Wert, Leitfähigkeit und Geomorphologie, siehe Tab.2) nachweisen. Obwohl eine bedeutende taxonomische Ähnlichkeit zwischen diesen beiden Gewässern gegeben ist, weichen die Individuendichten deutlich voneinander ab (Abb.3, Appendix 1). Der Grund für die Unterschiedlichkeit der Individuendichten dürfte in der Abgeschlossenheit des unteren Abschnittes des Wallergraben vom Oberlauf sein. Im Wallergraben ist im unteren Bereich eine künstliche Sickerstrecke (wohl zum Zwecke der Hochwassersicherung) durch Aufschüttung von Schottermaterial geschaffen worden, sodaß eine kontinuierliche Rekolonisation durch die Drift unterbunden wird. Dies bewirkt jedoch keine Verringerung der Artendiversität. Im Vergleich zum Effertsbach fehlen im Wallergraben die juvenilen Heptageniiden, die größeren Larvenstadien sind aber trotzdem zugegen. Weiters zeichnet die beiden Gewässer das häufige Vorkommen von Leptophlebiiden aus, die Gattung *Ephemerella* kommt dagegen nur im Effertsbach vor. Grundsätzlich bestätigt sich die in der Einleitung postulierte Hypothese, daß jedes Gewässer seine individuelle Charakteristik besitzt.

Neben der vergleichenden Betrachtung der Bäche auf der Ebene ihrer Gesamtkommunität wurden auch die Similaritäten einzelner Abschnitte zwischen und innerhalb (ausgewählter) Gewässer herausgearbeitet. Einerseits wurden sämtliche Quellabschnitte, andererseits die Areale, die im unteren Gewässerabschnitt quantitativ (je vier replicate Aufsammlungen) beprobt wurden, verglichen. Zusätzlich wurden innerhalb dreier ausgewählter Bäche die Ähnlichkeiten sämtlicher Proben zueinander bestimmt (Abb.6-8).

ABB.5: Prozentuelle Ähnlichkeit der jeweiligen Gewässer zueinander auf Basis des Komunitätsindex (PCs): 5A: Oligochaeta, Ephemeroptera, Trichoptera gemeinsam (80 Arten, siehe Appendix 4), 5B: einzelne Gruppen getrennt behandelt. 1: Rumpelmayrbach, 2: Blöttenbach, 3: Eselgraben, 4: Klausgraben, 5: Krumme Steyr, 6: Niklbach, 7: Urlachbach, 8: Effertsbach, 9: Wallergraben, 10: Hinterer Rettenbach.

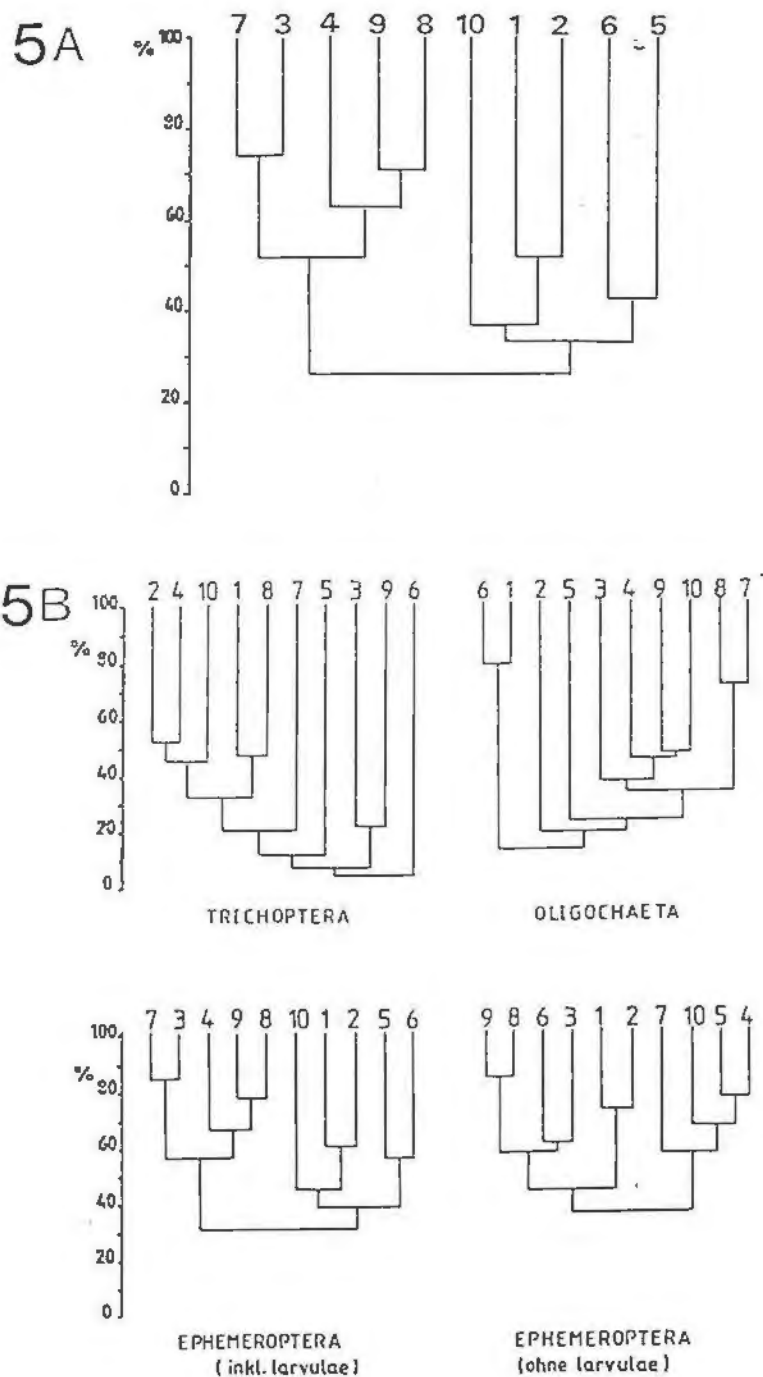
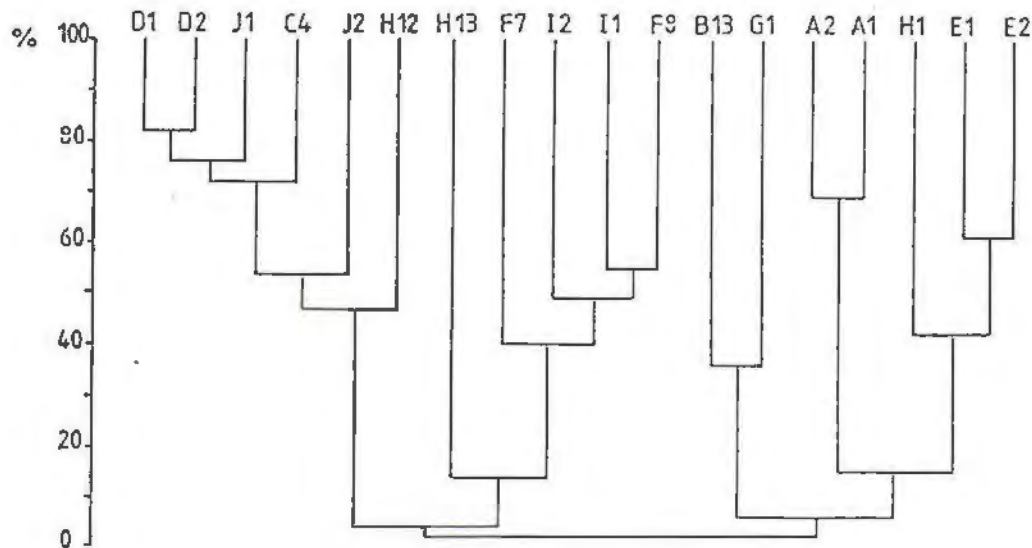
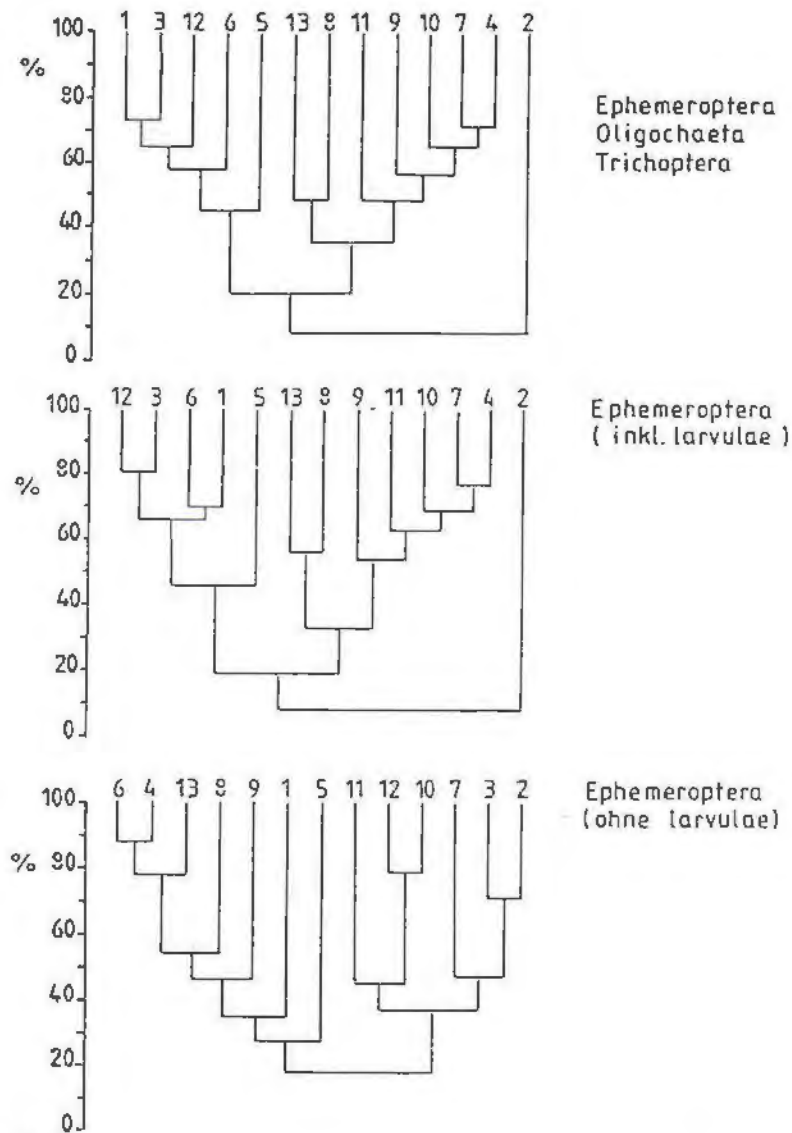


ABB.6: Taxozönotischer Vergleich (Oligochaeta, Ephemeroptera, Trichoptera) sämtlicher Quellbereiche auf Basis des Kommunitätsindex (PCs). (Codierung siehe Tabelle 2).



Der Vergleich aller erhobenen Quellabschnitte läßt prinzipiell zweierlei erkennen (Abb.6): einerseits die Heterogenität unmittelbar benachbarter Habitate im selben Gewässer, andererseits die separate Position der Quellbereiche des Niklbaches (G1), der Hangquelle der Krummen Steyrling (B13) und der Quellen der unterschiedlichen Einzugsgebiete des Hint. Rettenbaches (H1 vs. H12 bzw. H13) und dies obwohl ähnliche Substrate diese Areale kennzeichnen (Moosbewuchs). Generell aber werden Quellbereiche mit Moossubstraten hps. durch larvale Plecopteren bestimmt, während Schotterersedimente im Quellbereich durch Chironomiden dominiert werden. Trotz der Heterogenitäten der einzelnen Krenalbereiche lassen sich Gruppen herausdifferenzieren, die taxozönotische Similaritäten aufweisen. Die Krenalabschnitte des Urlachbachs, des Wallergrabens, des Eselgrabens und des Seitenzuflusses zum Hinteren Rettenbach (H12) sind durch einen hohen Anteil juveniler *Baetiden* gekennzeichnet, innerhalb der Trichopteren und Oligochaeten sind die Differenzen deutlich größer. Rumpelmayrbach und Effertsbach dagegen zeichnen juvenile *Heptageniiden*, *B.alpinus*, *Rh.laevis*, *Rh.tristis* sowie *Cernovitoviella armata* aus. Die übrigen Quellregionen zeigen weit geringere Ähnlichkeiten zueinander. Instationäre bzw. intermittierende Quellen weisen geringe Abundanzen und niedrige Artendiversitäten auf, wobei euryöke Arten die Biozönosen charakterisieren. Grundsätzlich stellen die einzelnen Quellbereiche ebenfalls einen hohen Individualitätsgrad dar und zeigen häufig andersartige Verteilungsmuster denn ihre korrespondierenden Rithralbereiche (Abb.5 & 7).

ABB.7: Taxozönotischer Vergleich jener Gewässerareale, die quantitativ (je 4 replicate Aufsammlungen) beprobt wurden, auf Basis des Similaritätsindex (PCs). 1: Rumpelmayrbach (F4-F8), 2: Blöttenbach (A6-A9, Versickerungsstrecke), 3: Blöttenbach (A10-A13), 4: Klausgraben (E5-E8), 5: Krumme Steyrling (B5-B8), 6: Krumme Steyrling (B1-B4), 7: Krumme Steyrling (B9-B12), 8: Niklbach (G5-G8), 9: Urlachbach (D3-D6), 10: Effertsbach (I5-I8), 11: Wallergraben (J5-J8), 12 Hinterer Rettenbach (H8-H11, Versickerungsstrecke), 13 Hinterer Rettenbach (H4-H7). (Probencharakteristik siehe auch Tabelle 2)



Beim taxozönotischen Vergleich definierter Gewässerareale fällt vorerst die Eigenständigkeit der Versickerungsstrecke des Blöttenbaches auf (Abb.7). Dieser ephemere Bachabschnitt ist durch die Dominanz von *B.alpinus* und die Präsenz von *Rh.loyolaea* gekennzeichnet, juvenile Ephemeropteren fehlen dagegen vollständig. Dieses Areal unterscheidet sich somit nicht nur von allen untersuchten Abschnitten

sondern auch von den übrigen Sickerstrecken prägnant. Für eine befriedigende Erklärung ist eine einmalige Aufsammlung aber nicht ausreichend. Die aufgezeigten Ähnlichkeiten innerhalb eines Bachsystems sind größtenteils geringer als zwischen zwei getrennten Einzugsgebieten

Der Vergleich sämtlicher Proben innerhalb ausgewählter Bäche (Abb.8) zeigt die punktuellen Heterogenitäten deutlich auf. Besonders im Hinteren Rettenbach ist eine sehr hohe räumliche habituelle Variabilität gegeben. Über mögliche Ursächlichkeiten wird diskutiert. Im Vergleich dazu ist im Effertsbach eine Einschränkung, (deutlich im unteren Bereich), der räumlichen Komplexität sichtbar. Dieser Umstand führt jedoch nicht, wie bereits angedeutet, zu einem geringeren biozönotischen Organisationsgrad

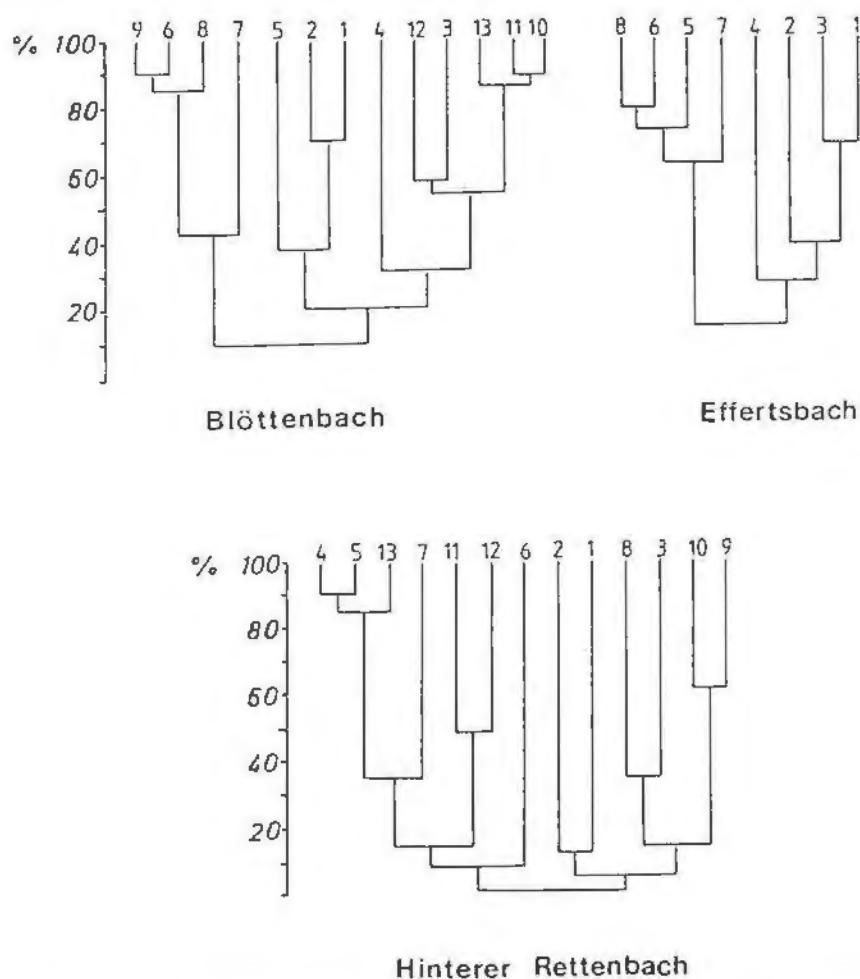
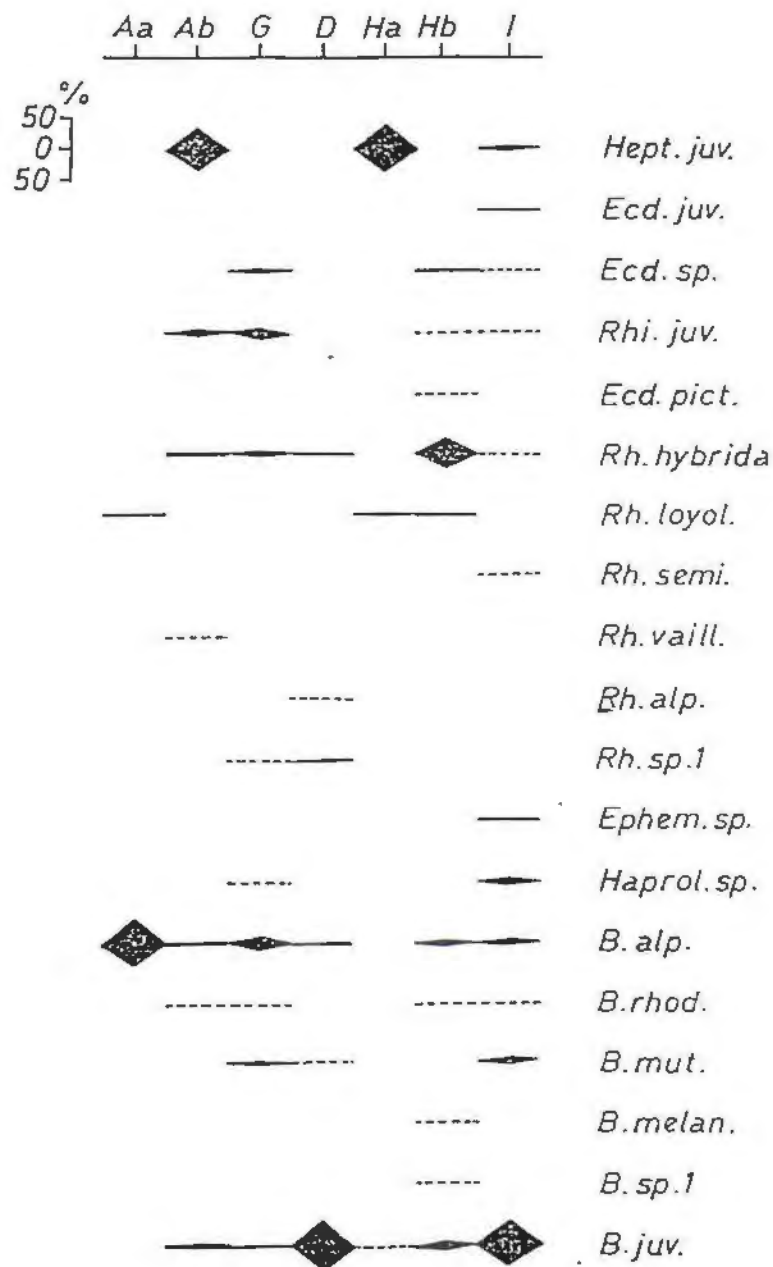


Abb.8: Vergleich der Taxozönose (Oligochaeta, Ephemeroptera, Trichoptera) innerhalb drei ausgewählter Gewässer auf Basis des Similaritätsindex (PCs). Die Nummern bezeichnen die einzelnen Probenpunkte innerhalb eines Gewässers (siehe Tabelle 2).

ABB.9: Relative Verteilung der Ephemeropteren an sechs ausgewählten, quantitativ besammelten Probenarealen (n=4, Grundlage bildet das arithmetische Mittel, vergl.Tab.6). Aa: Blöttenbach (A10A13), Ab: Blöttenbach (A6A9), G: Niklbach (G5G8), D: Urlachbach, intermittierende Strecke (D3-D6), Ha: Hinterer Rettenbach, ephemerer Seitenbach (H4-H7), Hb: Hintere Rettenbach, nach dem Zusammenfluß von Haupt- und Nebenbach (H8-H11), I: Effertsbach, perennierender Gewässerabschnitt (I5-I8) (siehe auch Abb.2A & B, Tab.2).



TAB.6: Auflistung der statistischen Daten zu Abbildung 9 Gesamtabundanzen der Ephemeroptera ausgewählter Probenbereiche. Aa: Blöttenbach (A10-A13), Ab: Blöttenbach (A6-A9), G: Niklbach (G5-G8) D: Urlachbach (D3-D6), Ha: Hinterer Rettenbach (H4-H7), Hb: Hinterer Rettenbach (H8-H11), I: Effertsbach (I5-I8), xa: arithmetisches Mittel, std: Standardabweichung, CV: Varianzkoeffizient, n: Anzahl der quantitativen Proben

	Aa	Ab	G	D	Ha	Hb	I
n	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0
xa	30.5	333.0	59.3	135.8	27.5	73.8	254
std	19.5	102.3	30.3	58.5	13.4	38.4	49.5
CV	63.9	30.7	51.2	43.1	48.7	52.7	19.5
Taxa	2.0	7.0	9.0	6.0	3.0	10.0	12.0

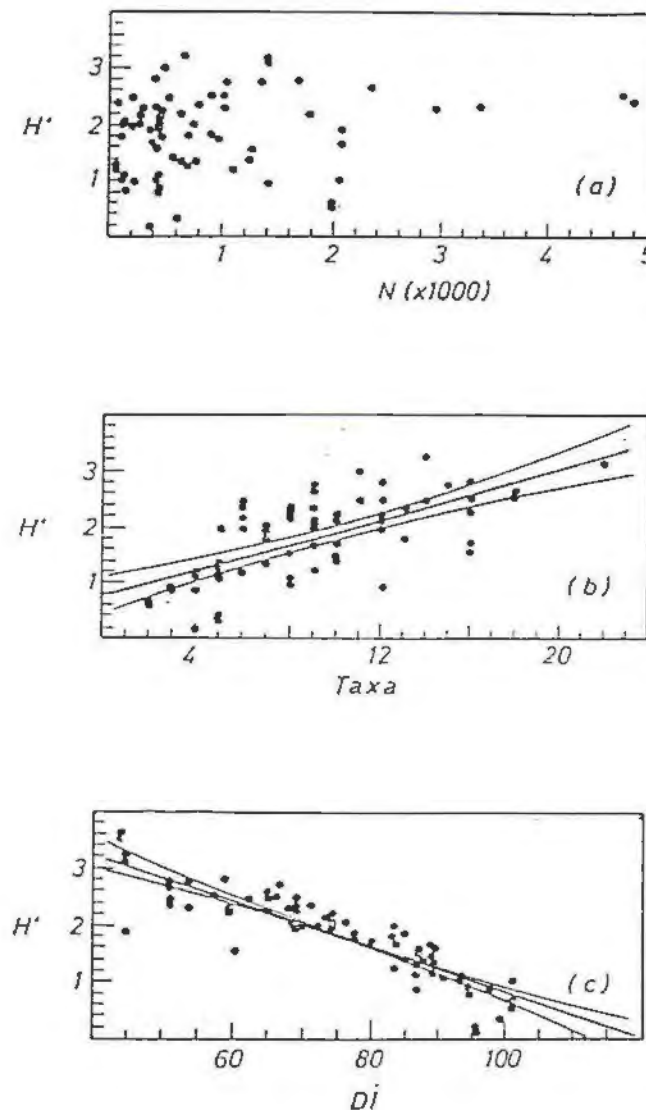
Die beiden, aufgrund der vorliegenden Ergebnisse, heterogensten Gewässersysteme, der Blötten- sowie der Hintere Rettenbach, werden nun differenzierter betrachtet. Beide Bäche zeichnen intermittierende Areale aus. Doch die biozönotische Struktur dieser beiden ephemeren Gewässerareale weist gravierende Unterschiede auf. Bei den Ephemeropteren ist nur *Rh. loyolaea* in beiden Arealen vertreten. Im Blöttenbach dominieren *B. alpinus*, im Seitenbach des Hint. Rettenbaches juvenile *Heptageniiden*, wobei, wie bereits erwähnt (Abb 9), die Ephemeropteren eine relativ höhere Bedeutung im Blöttenbach besitzen. Da im Blöttenbach eine Rekolonisation vom Oberliegerbereich möglich ist und *Baetiden* einen wesentlichen Anteil der Drift stellen (z.B. WARINGER, 1990; TOCKNER, 1990), läßt sich die Dominanz von *B. alpinus* erklären. In den benachbarten perennierenden Arealen ist die Artenanzahl (und die Diversität) deutlich erhöht bei gleichzeitiger Verschiebung der taxonotischen Struktur (Abb.10) und einer gleichförmigeren Verteilung der Arten (niedriger Dominanzindex). Dies gilt für die Ephemeropteren, bei den Chironomiden jedoch nur für den Hinteren Rettenbach. Dort dominieren *Diamesa sp. cf. thienemanni*, *Eukiefferiella coerulescens* und *Orthocladius frigidus*. Im Blöttenbach dagegen sind die Chironomidenabundanzen sehr gering, die Arten sind deutlich gleichförmiger verteilt. Da der Blöttenbach (Sickerstrecke) bei Probennahme erst seit kurzem oberflächlich geflutet worden ist, scheint sich die Etablierung der Chironomidenbiozönose noch auf einer wesentlich stochastisch geprägten Prozessebene zu befinden (MINSHALL & PETERSON, 1985). Diese Annahme wird durch die, im Vergleich zum benachbarten perennierenden Bereich, noch deutlich verringerte Gesamtabundanz unterstützt (Appendix 1). Prinzipiell wirft sich die Frage auf, ob die Kolonisation vakanter Bereiche stärker über die Drift oder über den Refugialbereich der Bettsedimente (BRETSCSKO, in press) erfolgt. Wahrscheinlich dürften beide Ressourcen ihre, wenn auch für einzelne Taxa unterschiedliche, Bedeutung besitzen. Bei den Oligochaeten charakterisieren den Hinteren Rettenbach im

bedeutenden Maße die *Lumbriculiden*, während im Blöttenbach beinahe ausschließlich *Enchytraeiden* die Bettsedimente besiedeln. Die Dominanz weniger Arten in den ephemeren Versickerungsstrecken läßt auf eine hohe Frequenz bzw. Größe von "Störungen" schließen (vgl. HUSTON, 1979), wobei unter "Störungen" hier nicht nur das zeitweilige Trockenfallen sondern grundsätzlich eine kritische Streßbelastung verstanden wird.

Der Vergleich dieser beiden Sickerstrecken mit ausgewählten Arealen anderer Bäche (Abb.9, Tab.6, am Beispiel der Ephemeropteren) zeigt die Individualität der diskreten Einzelbereiche, wobei gerade die intermittierenden Abschnitte die höchsten Unähnlichkeiten zueinander aufweisen.

Generell zeigt sich auch die Unabhängigkeit des biozönotischen Organisationsgrades von der Geasmtabundanz. Eine hohe Individuendichte bedeutet somit noch nicht einen höheren Informationsgehalt. Dagegen besteht eine positive Beziehung der Diversität zur Anzahl separierter Arten, bzw. eine negative Korrelation zum Dominanzindex (Abb.10). Die gewählte Probenmethode läßt keine Aussagen über die tatsächliche vertikale Einnischung der epigäischen Arten in den Bettsedimenten zu. In vergleichbaren Sedimenten (BRETSCHEK, 1983) jedoch liegt der Verteilungsschwerpunkt der benthalen Fauna bei 10-20 cm Sedimenttiefe, mit einer maximalen Ausdehnung von 70 cm. Charakteristische Unterschiede bestehen zwischen einzelnen Taxa sowie ihrer Stadien (SCHMID, 1987). Prinzipiell werden die Bettsedimente als "Kinderstube" und als Refugialbereiche betrachtet. Im longitudinalen Verlauf eines Fließgewässers sollte es zu einer Zunahme der Mächtigkeit der Sedimente bis zu einem Sättigungsgrad (mit anschließender Abnahme im Potamalbereich) kommen. Parallel dazu müßte die Individuendichte, gemeinsam mit einer veränderten Artenverteilung, zunehmen, um den verfügbaren Raum nützen zu können. Leider fehlen diesbezügliche Untersuchungen, sollten jedoch im Rahmen einer zukünftigen Forschung (mittels Freezing-Core Methodik) bearbeitet werden. Für die Entscheidung, wo im Vorfluter Wasser für eine Nutzung entnommen werden soll, würden diese Erkenntnisse wichtig sein, da charakteristische Funktionen, wie die Selbstreinigungskapazität, von der Ausdehnung und Strukturierung der Bettsedimente abhängen.

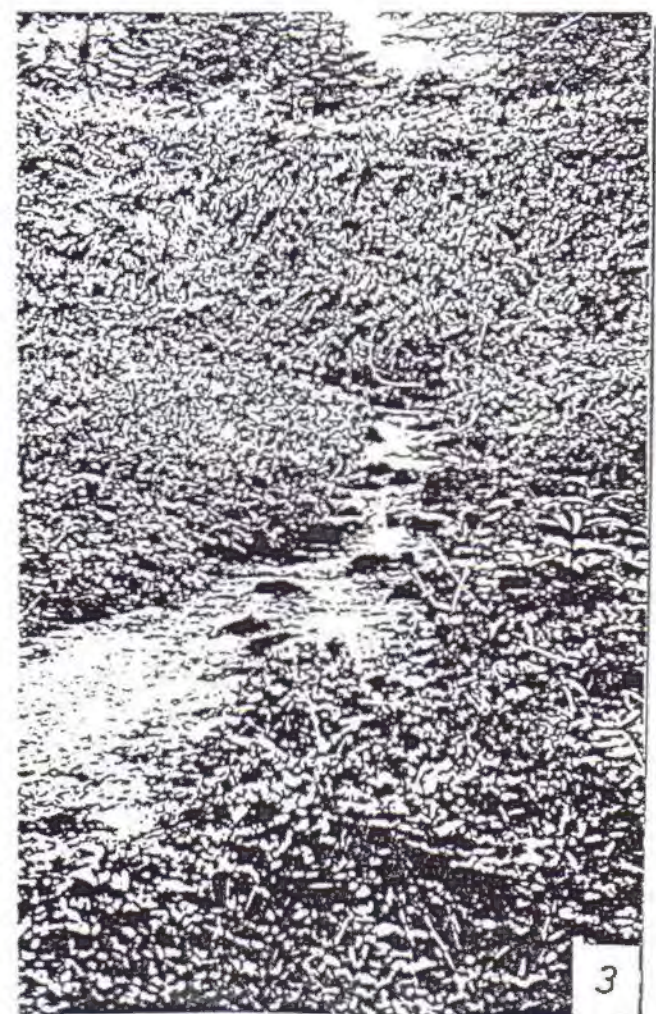
ABB.10: Beziehung der Diversität (H') zur Gesamtabundanz (a), zur Anzahl der Taxa (b, $r^2 = 46.04$) und zum Dominanzindex (c, $r^2 = 80.03$).



Der vorliegende Vergleich der Bäche und einzelner Areale zueinander sowie der Vergleich innerhalb von Bächen zeigt, auf einer definierten taxonomischen Ebene, die Individualität und somit den charakteristischen Informationsgehalt der untersuchten Habitate. Da die spezifische Organisations-struktur einer Biozönose durch n-Variablen, die bis dato nicht erfassbar sind, bestimmt ist, ist eine Vorhersagbarkeit biozönotischer Muster schwer möglich. Doch gerade diesen Anspruch erheben die Proponenten des

"River Continuum Concepts" (VANNOTE et al., 1980; CUSHING et al.; 1983) und der Gewässerklassifizierung (HILDREW et al., 1984; FURSE et al. 1984; ORMEROD & EDWARDS, 1987). Dabei gehen sie von wenigen meßbaren abiotischen und biotischen Parametern und von der Annahme einer graduellen biozönotischen Strukturierung aus. Dagegen zeigen die Arbeiten von PENNAK (1979), und von KOTLIAR & WIENS (1990), daß die Gewässer aus individuellen diskreten Arealen bestehen und daß abhängig von der Skalierungsebene (räumlich aber auch auf verschiedenen taxonomischen Betrachtungsebenen) unterschiedliche Muster herausarbeitbar sind. Diese Annahme wird durch die vorliegenden Ergebnisse unterstützt. Wahrscheinlich stellt ein Gewässer zwar ein Kontinuum, jedoch aus einem vernetzten System diskreter Areale, dar. Um dieses Konzept genauer definieren zu können, ist die Beschreibung der zeitlichen Dynamik und der vertikalen Heterogenität unbedingt notwendig. Es kann jedoch jetzt schon geäußert werden, daß eine Klassifikation der Gewässer im konkreten Fall nicht zielführend ist, sondern, daß die individualistische Hypothese angenommen werden soll. Gerade im Hinblick auf Schutzmaßnahmen ist diese Aussage von Bedeutung.

Die nachgewiesene Eigenständigkeit der definierten Areale mit ihren charakteristischen Artenkompositionen machen auf die Tatsache aufmerksam, daß jeglicher Verlust eines Gewässerabschnittes unweigerlich auch zum Verlust des spezifisch innewohnenden Informationsgehaltes führt. Gerade menschliche Aktivitäten führen, wie PATRICK (1980) aufzeigt, zum Verlust der seltenen Arten und zu einer genotypischen Einschränkung der Variabilität, die für die Stabilität von Biozönosen mitverantwortlich ist. Und gerade das Gewässernetz des Sengsengebirges ist durch eine hohe habituelle Manigfaltigkeit gekennzeichnet. Zu dieser räumlichen Heterogenität kommt noch die zeitliche Dynamik hinzu, deren Schätzung Aufgabe einer Folgestudie sein wird. Die Vielfalt an Gewässern ist zwar auch unmittelbare Folge der spezifischen hydrophysikalischen und geomorphologischen Bedingungen des Untersuchungsgebietes, doch die geringe anthropogene Beeinflussung der Bachläufe im engeren Sinne trägt ebenso zu dieser großen Variabilität bei. Doch dies darf nicht über die Tatsache hinwegtäuschen, daß die Einzugsgebiete teils einen beträchtlichen Degradierungsgrad aufweisen. Die unmittelbare kausale Einwirkung von Straßenbau, Abholzungen und Bodenerosionen konnte anhand der vorliegenden Daten nicht nachgewiesen werden, nicht zuletzt weil Referenzdaten fehlen und die Trennung zwischen natürlichen und künstlichen "Störungen" schwer möglich ist (NEWBOLD et al., 1980). Eine Zusammenfassung über die mittelbaren und konkreten Auswirkungen von Veränderungen des Einzugsgebietes auf die benthalen Biozönosen finden sich z.B. bei HYNES (1975) und GORE (1985). Bei der Aufnahme der Freilanddaten wurde das Einzugsgebiet photographisch dokumentiert und zusätzlich protokollarisch beschrieben.



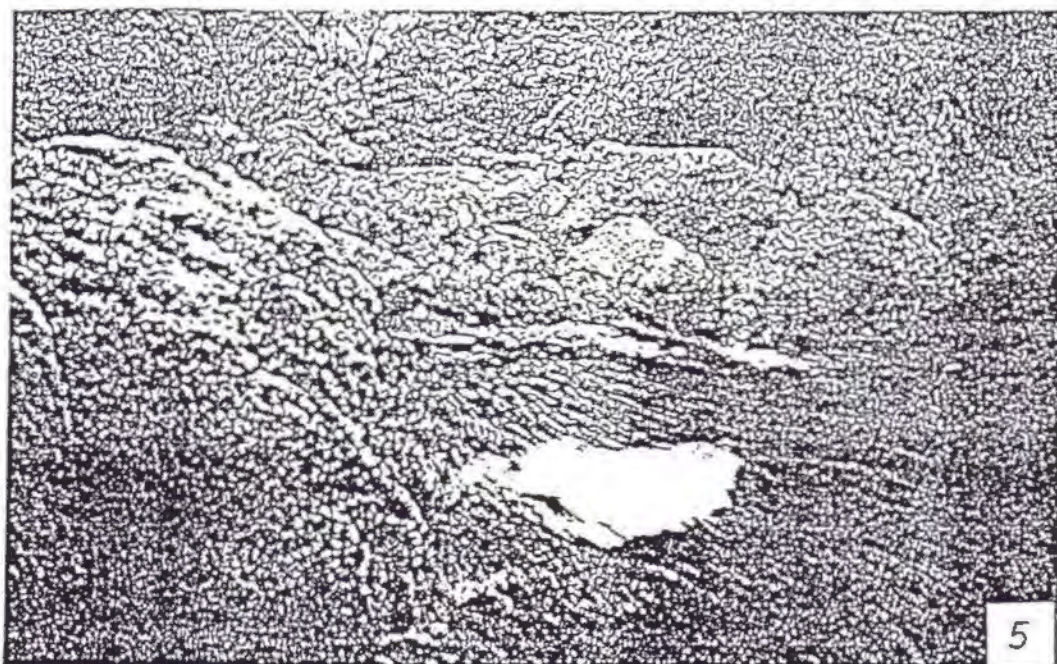


ABB.11: Photographische Darstellung ausgewählter Gewässerareale (Codierung siehe Tabelle 2) 1: Eselgraben (C3), 2: Eselgraben (C1, Deforestierung), 3: Rumpelmayrbach (F7,F8), 4: Urlachbach, 5: Hinterer Rettenbach (H12,H13, ephemere Karstquellen) 6: Blöttenbach (A3, A4-perennierender Seitenbach).

Generell begleiten sämtliche Bachläufe, oft bis in den Quellbereich, Forststraßen. Diese führen nicht nur zu einer Erhöhung der Erosionen, auch oberflächennahe Grundwasserströme werden angeschnitten und führen somit zu einer Veränderung der hydrologischen Situation (geringere Retentionsfähigkeit des Bodens; HYNES, 1975). Zusätzlich folgen viele Straßen unmittelbar den Bachläufen (z.B. Klausgraben), sodaß einerseits die Ufervegetation entfernt werden mußte, anderseits größere Stützungsmaßnahmen notwendig waren. Der Eintrag an suspendierten und festen Partikel wird durch eine gesteigerte Erosion erhöht. Gemeinsam mit Abholzungen und Umstellungen der Forstwirtschaft führen Wegebauten auch zu Veränderungen des Bodenwasserhaushaltes, zu unterschiedlichen Auswaschungen an Nährstoffen und zu einem erhöhten Schwebstoffeintrag in die Gewässer (z.B. HYNES, 1975). Als besonders gravierende Beispiele werden der mittlere Abschnitt des Eselgraben (Abholzungen, Straßenbau, siehe Abb.11.2) und der Urlachbach (neu angelegte Forststraße) angeführt. Ob die geringe Artenanzahl und die niedrige Diversität (siehe oben) in diesen beiden Gewässern damit in Beziehung steht, kann nicht beantwortet werden. Dazu kommen diffuse, schwer lokalisierbare Einwirkungen über den Niederschlag. Dagegen tragen konkrete Verbauungsmaßnahmen, falls sie räumlich beschränkt bleiben, zu keiner nennbaren Beeinträchtigung bei. Erwähnt seien Traversen im Zuge des Straßenbaus, Holzfaschinen zur lokalen Ufersicherung und Sohlschwellen (z.B. Urlachbach, siehe Abb.11.4).

Die Ergebnisse der hier vorliegenden Arbeit, die als Pilotstudie aufzufassen ist, bilden in ihrer deskriptiven Form eine Grundlage zur Präzisierung zukünftiger Fragestellungen. Eine weitere faunistische Erhebung ist als nicht weiter zielführend zu sehen, da die bloße Auflistung von Artenlisten wenig über die tatsächliche Organisationsstruktur und Dynamik der Biozöten und über synergistische Wechselwirkungen aussagen. Nichtsdestoweniger ist eine genaue taxonomische Kenntnis notwendig.

Gezielte Experimente und eine synchrone Erfassung möglichst vieler Variablen über einen längeren Zeitpunkt könnten einen wichtigen weiteren Beitrag zum Verständnis biologischer Phänomene bilden. Die vorliegende Studie stellt folgende Problemkreise zur Diskussion, die weiterbearbeitet werden sollen.

Auswirkungen von natürlichen Sickerstrecken auf den Unterliegerbereich; wie werden intermittierende Areale wiederbesiedelt und welche Bedeutung besitzen die Drift bzw. die Bettsedimente als dazu notwendige Ressource?

Welche Auswirkungen auf die biozönotische Struktur zeigen kurzfristige Ereignisse, wie Schneeschmelze, Starkregen oder Trockenheit? Die Auswirkungen werden in mehreren Arealen (mit unterschiedlicher Geologie, Hydrographie, Chemismus) geprüft.

Wie etabliert sich die epigäische Fauna im longitudinalen Bereich, wie entwickelt sich die Struktur der Bettsedimente?

Langzeitliche Veränderungen der Bettsedimentfauna in einem definierten Areal (im Zusammenhang mit Veränderungen wichtiger Umweltparameter)

Es ist leicht ersichtlich, daß ein solch umfangreiches Programm nur in einer interdisziplinären Studie verwirklichtbar ist. Doch der zukünftige wissenschaftliche Weg zu einem brauchbaren Erkenntnisgewinn kann einerseits nur über eine Zusammenarbeit unterschiedlichster Fachgruppen und andererseits nur in Form einer mittel- bis langfristigen Studie beschränkt werden. Und diese Möglichkeit bietet sich im Rahmen der geplanten interdisziplinären Studie "Karstdynamik". Voraussetzung ist der Aufbau einer funktionierenden Infrastruktur, sowohl im Freiland als auch im Labor, und eine genaue Charakterisierung und Positionierung der definierten Testflächen.

Für das geplante Untersuchungsprogramm wurde der Hintere Rettenbach als geeignetste Testfläche ausgewiesen. Diese Auswahl geschah unter Mitberücksichtigung der Ergebnisse der kooperierenden Arbeitsgruppen. Die Kriterien für die Wahl des Hinteren Rettenbaches waren: a) große Heterogenität des Einzugsgebietes und des Gewässernetzes (Geologie, Hydrographie, Chemismus, unterschiedliche Nutzung des Einzugsgebietes, unterschiedlichste Gewässerareale); b) hohe Variabilität der benthischen Biozönosen; c) repräsentative Gewässergröße; d) gute Erreichbarkeit.

ZUSAMMENFASSUNG:

Im Sengsengebirge wurden die benthalen Biozönosen von zehn Bächen sowie deren charakteristische Abschnitte in einer einmaligen Aufnahme beschrieben. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt konnten 198 Arten separiert werden.

Das Gewässernetz ist durch eine große habituelle Vielfalt gekennzeichnet. Diese Manigfaltigkeit spiegelt sich in der biozönotischen Struktur wieder.

Die benthale Fauna zeigt mit wenigen Ausnahmen keine signifikanten Beziehungen zu ausgewählten abiotischen Parametern.

Die jeweiligen Gewässerareale können als diskrete Areale mit einem charakteristischen individuellen biozönotischen Organisationsgrad ausgezeichnet werden. Eine Klassifizierung erscheint als nicht zielführend. Areale unterschiedlicher Gewässer zeigen teils höhere Similaritäten denn benachbarte Bereiche im selben Bachlauf.

Abhängig von der hierarchischen Betrachtungsebene (räumlich und biozönotisch) lassen sich verschiedenartige Verteilungsmuster herausarbeiten.

Der Verlust, bzw. die Beeinträchtigung eines spezifischen Areals führt zu einem charakteristischen Informationsverlust, der die jeweiligen Biozönosen kennzeichnet. Arten mit geringen Abundanzen verschwinden zuerst, die genotypische Variation innerhalb von Populationen wird eingeschränkt.

Die größten Heterogenitäten weisen die Gewässersysteme des Hinteren Rettenbaches und des Blöttenbaches auf.

Eine direkte Auswirkung von anthropogenen Veränderungen im Einzugsgebiet (Wegebau, Forstwirtschaft) kann mittels einer einmaligen Untersuchung nicht kausal nachgewiesen werden, doch aus dem Zustandsbild des Einzugsgebietes lassen sich Rückschlüsse auf die Struktur der benthischen Biozönosen ziehen. Beispiele offensichtlich degradierter Gewässerabschnitte werden aufgezeigt.

Ein Untersuchungsprogramm für eine zukünftige Forschung wird präsentiert. Zielführend ist die Durchführung einer interdisziplinären Langzeitstudie. Als Testfläche wird der Hintere Rettenbach vorgeschlagen.

LITERATUR

BARTON, D.R. & HYNES, H.B.N. (1978). - Wave zone macrobenthos of exposed Canadian shores of the St. Lawrence Great Lakes. - J. of Great Lakes Research 4: 27-45.

BRETSCHKO, G. (1983). - Die Bedeutung der Bettsedimente für Fließgewässerbiozöten im Hinblick auf gewässerbauliche Maßnahmen. Endbericht Forschungsauftrag BMLF, ZI 41001/12-1.

BRETSCHKO, G. (in press). - Bedsediments, groundwater and stream limnology. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24:

BURGESS, J.A. & BIDES, J.R. (1981). - Effects of stream habitat improvements on invertebrates, trout populations, and mink activity. - J. Wildl. Manage 44(4): 87-880.

CUSHING, C.E.; McINTIRE, C.D.; CUMMINS, K.W.; MINSHALL, G.W.; PETERSON, P.C.; SEDELL, J.R.; VANNOTE, R.L. (1983). - Relationship among chemical, physical and biological indices along river continua based on multivariate analyses. Arch. Hydrobiol. 98: 317-326.

ELLIOTT, J.M. (1983). - Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. - FBA-Publications 25: 158pp.

FURSE, M.T.; MOSS, D.; WRIGHT, J.F.; ARMITAGE, P.D. (1984). - The influence of seasonal and taxonomic factors in the ordination and classification of running water sites in Great Britain and the prediction of their macroinvertebrate communities. Fresh. Biol. 14: 257-280.

GORE, J.A. (1985). - The Restoration of rivers and streams. - Ann. Arb. Sci., Stoneham: 280pp.

HEALY, B. & BOLGER, T. (1984). - The occurrence of species of semi-aquatic Enchytraeidae (Oligochaeta) in Ireland. Hydrobiologia 115: 159-170.

HILDREW, A.G.; TOWNSEND, C.R.; FRANCIS, J. (1984). - Community structure in some southern English streams: the influence of species interactions. Fresh. Biol. 14: 297-310.

HUSTON, M. (1979). - A general hypothesis of species diversity. - Am. Nat. 113: 81-101.

HYNES, H.B.N. (1975). The stream and its valley. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 1-15.

ILLIES, J. (1968). - Handbuch der Zoologie: Ephemeroptera. 4: 63pp.

KOTLIAR, N.B.; WIENS, J.A. (1990). - Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. Oikos 59: 253-260.

KREBS, C.J. (1972). - Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance. - Harper & Row, Publishers Inc.: 694pp.

- LLOYD M. & GHELARDI, R.J. (1964). - A table for calculating the "equitability" component of species diversity. - J. Anim. Ecol. 33: 217-225.
- MALICKY, H. (1971). - Handbuch der Zoologie: Trichoptera. 4(2-2/29): 114pp.
- MINSHALL, G.W. & PETERSON, R.J. jr. (1985). - Towards a theory of community structure in stream ecosystems. - Arch. Hydrobiol. 104: 49-76.
- MÜLLER-LIEBENAU, I. (1969). - Revision der europäischen Arten der Gattung Baetis LEACH, 1815 (insecta, Ephemeroptera). Gewässer & Abwässer 48/49: 214pp.
- NEWBOLD, J.D.; ERMAN, D.C.; ROBY, K.B. (1980). - Effects of logging on macroinvertebrates in streams with and without buffer strips. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 1076-85.
- NIE, N.H.; HULL, C.H.; ENKINS, J.G.; STEINBRENNER, K.; BENT, D.H. (1975). - SPSS statistical package for the social sciences. New York.
- ORMEROD, J.; EDWARDS, R.W. (1987). - The ordination and classification of macroinvertebrate assemblages in the catchment of the River Wye in relation to environmental factors. Freh.Biol. 17: 533-546.
- PATRICK, R. (1988). - Importance of diversity in the functioning and structure of riverine communities. Limnol.Oceanogr. 33: 1304-1307.
- PENNAK, R.W. (1979). - The dilemma of stream classification. pp.59-66. in: Classification, inventory and analysis of fish and wildlife habitat. Biol.Serv.Prog.U.S Fish and wildlife Serv. FWS70BS-78/76. 604pp.
- SCHMID, P.E. (1987). - Die zeitliche und räumliche Dynamik der Chironomiden in einem Gebirgsbach. Diss.Univ.Wien. 396 pp.
- SHANNON, C. & WEAVER, W. (1963). - The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press, Urbana: 1-117.
- STRAHLER, A.N. (1957). - Quantitative sampling of watershed geomorphology. Trans. Am. Geophys. Un. 38: 913-20.
- TOCKNER, K. (1990). - Auswirkungen eines Hochwassers auf die Drift im Oberen Seebach. Jber.Biol.Stn Lunz 12: 123-135.
- WARINGER, J. (1990). - Vorläufige Ergebnisse des Ritrodat-Driftprojektes. Jber.Biol.Stn Lunz 12: 101-122.
- WEICHSELBAUMER, P. (1976). - Untersuchung an der Ephemeropternfauna des Niklbaches. Hausarbeit Uni. Innsb.: 105pp.
- WOODALL, W.R. & WALLACE, J.B. (1972). - The benthic fauna in four small Southern Appalachian streams. Am. Midl. Nat. 88: 383-407.
- VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. (1980). - The River Continuum Concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 130-137.

APPENDIX

APPENDIX 1: Tabelle der statistische Daten zu Abb.3. xa: arithmetisches Mittel, var: Varianz, std: Standardabweichung, CV: Varianzkoeffizient.

PROBENBEREICH	TAXON	xa	var	std	CV
BLÖTTENBACH (B6-B9) vor Versickerungstr.	Oligochaeta	1.25	1.69	1.30	103.90
	Crustacea	7.25	56.20	7.50	103.40
	Ephemeroptera	333.00	10472.00	102.30	30.70
	Plecoptera	66.50	230.30	15.20	22.80
	Chironomidae	99.80	212.70	14.60	14.60
	GESAMT	549.80	13469.00	116.00	21.10
BLÖTTENBACH (B10-B13) Versickerungsstrecke	Oligochaeta	9.25	19.70	4.40	48.00
	Crustacea	-	-	-	-
	Ephemeroptera	30.50	380.30	19.50	63.90
	Plecoptera	17.30	78.20	8.80	51.30
	Chironomidae	15.00	114.50	10.70	71.30
	GESAMT	95.00	2268.00	47.60	50.00
KLAUSGRABEN (E5-E8)	Oligochaeta	10.00	108.50	10.42	104.60
	Crustacea	40.25	693.19	26.33	65.40
	Ephemeroptera	333.00	9374.00	75.68	29.10
	Plecoptera	103.00	75.69	8.70	8.40
	Chironomidae	522.75	9932.68	99.66	19.06
	GESAMT	1059.80	30688.70	175.20	16.50
KR.STEYRLING (B1-B4)	Oligochaeta	19.25	796.00	28.20	146.50
	Crustacea	12.30	62.20	7.90	64.40
	Ephemeroptera	205.30	11467.00	107.00	52.20
	Plecoptera	44.80	1516.00	38.90	87.00
	Chironomidae	85.30	2313.00	48.10	56.40
	GESAMT	447.30	79811.00	283.00	63.20
KR.STEYRLING (B5-B8)	Oligochaeta	10.00	244.50	15.60	156.40
	Crustacea	36.80	101.20	10.10	27.30
	Ephemeroptera	392.00	5560.00	74.60	19.02
	Plecoptera	179.30	5454.00	73.80	41.20
	Chironomidae	716.00	125922.00	355.00	49.60
	GESAMT	1422.00	170808.00	413.00	29.10
KR.STEYRLING (B9-B12)	Oligochaeta	-	-	-	-
	Crustacea	30.80	141.70	11.90	30.70
	Ephemeroptera	116.80	690.20	26.30	22.50
	Plecoptera	58.80	1993.00	44.60	76.00
	Chironomidae	168.00	1592.00	39.90	23.70
	GESAMT	458.00	23722.00	154.00	33.60

PROBENBEREICH	TAXON	xa	var	std	CV
NIKLACH (G5-G8)	Oligochaeta	12.50	109.30	10.50	83.60
	Crustacea	100.30	2357.00	48.60	48.40
	Ephemeroptera	59.30	920.70	30.30	51.20
	Plecoptera	86.00	2328.00	48.20	56.10
	Chironomidae	1447.00	953111.00	97.60	67.50
	GESAMT	1788.00	1192820.00	1092.00	61.20
URLACHBACH (D3-D6)	Oligochaeta	20.25	324.20	18.00	88.90
	Crustacea	7.50	32.80	5.70	76.30
	Ephemeroptera	135.80	3422.00	58.50	43.10
	Plecoptera	78.30	966.00	31.10	39.70
	Chironomidae	165.50	12311.00	111.00	67.00
	GESAMT	603.50	12290.00	111.00	18.40
EFFERTSBACH (I5-I8)	Oligochaeta	19.75	109.70	10.50	53.00
	Crustacea	36.30	280.00	16.70	46.10
	Ephemeroptera	255.00	2449.00	49.50	19.40
	Plecoptera	181.30	4218.20	64.90	35.80
	Chironomidae	2164.00	1016205.00	1008.00	46.60
	GESAMT	3031.00	1046821.00	1023.00	33.88
WALLERGRABEN (J5-J8)	Oligochaeta	20.75	439.00	20.90	101.00
	Crustacea	43.50	673.00	25.90	59.00
	Ephemeroptera	88.50	137.00	11.70	13.20
	Plecoptera	80.50	1388.00	31.00	46.30
	Chironomidae	210.00	11837.00	109.00	51.80
	GESAMT	471.75	27492.00	166.00	35.10
HI.RETTENBACH (H4-H7)	Oligochaeta	3.50	4.25	2.06	58.90
	Crustacea	-	-	-	-
	Ephemeroptera	27.50	179.00	13.40	48.70
	Plecoptera	654.50	1118216.00	1057.00	161.60
	Chironomidae	1579.00	526997.00	726.00	46.00
	GESAMT	2337.00	2458538.00	1568.00	67.10
HI.RETTENBACH (H8-H11)	Oligochaeta	31.80	797.00	28.20	88.90
	Crustacea	-	-	-	-
	Ephemeroptera	73.80	1475.00	38.40	52.10
	Plecoptera	87.80	4548.00	67.40	76.90
	Chironomidae	64.00	523.00	22.90	35.80
	GESAMT	369.00	22768.00	150.90	40.90

APPENDIX 2: Multivariate Varianzanalyse (MANOVA) zur Testung der Unterschiede von Abundanzen der 16 Taxa in Ober- Mittel- und Unterlauf der Bäche.

** = Signifikanz $P < 0.05$

	TAXON	SS	MS	F	SIG.
RUMPELMAYRB.	Hydroidea	-	-	-	-
	Turbellaria	.53680	.17893	.57997	.612
	Nematoda	.11324	.03775	53.56529	.004 **
	Mollusca	-	-	-	-
	Oligochaeta	.18058	.06019	10.74882	.043
	Hydracarina	.10265	.03422	5.02714	.110
	Crustacea	.10212	.03404	43.56150	.006 **
	Collembola	.20444	.06815	.07584	.929
	Ephemeroptera	.03468	.01156	16.40607	.024 **
	Plecoptera	.41442	.13814	4.96440	.112
	Heteroptera	-	-	-	-
	Coleoptera	.14454	.04818	5.30577	.103
	Trichoptera	.29506	.09835	3.23184	.178
	Diptera div.	.82217	.27406	1.33853	.384
	Simuliidae	2.51099	.83700	.74228	.547
	Chironomidae	.07767	.02589	9.45488	.051 **
BLÖTTENBACH	Hydroidea	-	-	-	-
	Turbellaria	-	-	-	-
	Nematoda	1.59073	.19884	.00467	.947
	Mollusca	.07929	.00991	.22857	.645
	Oligochaeta	1.47688	.18461	.23917	.638
	Hydracarina	1.20397	.15050	.22767	.646
	Crustacea	1.53254	.19157	.10483	.754
	Collembola	.87810	.10976	1.10651	.324
	Ephemeroptera	2.92534	.36567	8.75593	.018 **
	Plecoptera	1.02385	.12798	28.47606	.001 **
	Heteroptera	-	-	-	-
	Coleoptera	.50549	.06319	5.79586	.043
	Trichoptera	.62080	.07760	1.94864	.200
	Diptera div.	.53248	.06656	9.75401	.014
	Simuliidae	4.00645	.50081	.22149	.650
	Chironomidae	2.16403	.27050	2.19331	.177
KLAUSGRABEN	Hydroidea	.11772	.02943	2.11989	.236
	Turbellaria	.41652	.10413	3.07469	.155
	Nematoda	.27186	.06796	7.45108	.045
	Mollusca	-	-	-	-
	Oligochaeta	1.36580	.34145	.78734	.515
	Hydracarina	.17698	.04424	4.70398	.089
	Crustacea	.44290	.11073	5.19034	.077
	Collembola	.31826	.07957	2.20033	.227
	Ephemeroptera	.13393	.03348	17.75477	.010 **
	Plecoptera	.09774	.02443	3.23608	.146
	Heteroptera	.21604	.05401	.14551	.869
	Coleoptera	.30311	.07578	5.81299	.066
	Trichoptera	.08347	.02087	8.83678	.034 **
	Diptera div.	.30494	.07623	.00424	.996
	Simuliidae	.24920	.06230	.70130	.548
	Chironomidae	.98547	.24637	.54697	.617

	TAXON	SS	MS	F	SIG.
KR.STEYRLING	Hydroidea	-	-	-	-
	Turbellaria	1.42321	.15813	2.08725	.180
	Nematoda	1.26714	.14079	4.85494	.037
	Mollusca	.06796	.00755	1.00000	.405
	Oligochaeta	3.45179	.38353	1.24640	.333
	Hydracarina	.68112	.07568	.25955	.777
	Crustacea	.58888	.06543	4.83449	.038
	Collembola	.32224	.03580	31.97082	.000 **
	Ephemeroptera	.30175	.03353	8.51734	.008 **
	Plecoptera	.86871	.09652	5.43693	.028
	Heteroptera	.28021	.03113	5.47143	.028
	Coleoptera	1.80782	.20087	.79626	.480
	Trichoptera	.22330	.02481	5.30717	.030 **
	Diptera div.	.52275	.05808	.50087	.622
	Simuliidae	4.18600	.46511	.73313	.507
	Chironomidae	.37476	.04164	21.15242	.000 **
NIKLACH	Hydroidea	-	-	-	-
	Turbellaria	.62202	.15551	10.59958	.031 **
	Nematoda	1.05326	.26332	1.82223	.248
	Mollusca	-	-	-	-
	Oligochaeta	1.45992	.36498	.90847	.394
	Hydracarina	.43235	.10809	1.47812	.291
	Crustacea	.46274	.11568	.00021	.989
	Collembola	.28071	.07018	.03682	.857
	Ephemeroptera	.30932	.07733	3.68134	.127
	Plecoptera	.44531	.11133	1.76962	.254
	Heteroptera	.06796	.01699	.44444	.541
	Coleoptera	.66104	.16526	1.38660	.304
	Trichoptera	.16957	.04239	59.94800	.001 **
	Diptera div.	.15580	.03895	1.84425	.246
	Simuliidae	2.24244	.56061	1.61554	.273
	Chironomidae	.66013	.16503	3.20550	.148
URLACHBACH	Hydroidea	-	-	-	-
	Turbellaria	-	-	-	-
	Nematoda	1.57547	.52516	1.41187	.320
	Mollusca	-	-	-	-
	Oligochaeta	1.15839	.38613	2.37273	.221
	Hydracarina	.17073	.05691	.20000	.685
	Crustacea	.52936	.17645	.75294	.449
	Collembola	1.03808	.34603	1.19186	.355
	Ephemeroptera	.26241	.08747	.84651	.425
	Plecoptera	.14377	.04792	2.18647	.236
	Heteroptera	-	-	-	-
	Coleoptera	.03101	.01034	.60000	.495
	Trichoptera	.06796	.02265	.20000	.685
	Diptera div.	.32605	.10868	4.38637	.127
	Simuliidae	3.13475	1.04492	1.14467	.363
	Chironomidae	.50835	.16945	.21093	.677

	TAXON	SS	MS	F	SIG.
EFFERTSBACH	Hydroidea	-	-	-	-
	Turbellaria	.16559	.03312	3.96071	.103
	Nematoda	.77286	.15457	.04733	.836
	Mollusca	-	-	-	-
	Oligochaeta	.52098	.10420	8.89181	.031 **
	Hydracarina	.14458	.02892	144.04589	.000 **
	Crustacea	.36831	.07366	.01250	.915
	Collembola	.48020	.09604	1.97060	.219
	Ephemeroptera	.09651	.01930	23.76397	.005 **
	Plecoptera	.56935	.11387	.01624	.904
	Heteroptera	-	-	-	-
	Coleoptera	.29899	.05980	1.01097	.361
	Trichoptera	.90136	.18027	.14184	.722
	Diptera div.	2.55430	.51086	1.63289	.257
	Simuliidae	.21734	.04347	8.19986	.035 **
	Chironomidae	.25126	.05025	20.57042	.006 **
WALLERGRB.	Hydroidea	-	-	-	-
	Turbellaria	.25069	.06267	.73336	.440
	Nematoda	.41227	.10307	1.47833	.291
	Mollusca	-	-	-	-
	Oligochaeta	.47178	.11794	2.17288	.214
	Hydracarina	.20444	.05111	.20223	.676
	Crustacea	.59401	.14850	5.52776	.078
	Collembola	.30175	.07544	9.64537	.036 **
	Ephemeroptera	.04050	.01012	2.35487	.200
	Plecoptera	.49096	.12274	.00659	.939
	Heteroptera	-	-	-	-
	Coleoptera	.40614	.10154	.03311	.864
	Trichoptera	.62641	.15660	.14918	.719
	Diptera div.	-	-	-	-
	Simuliidae	-	-	-	-
	Chironomidae	.37950	.09488	2.37022	.199

APPENDIX 3: Multivariate Varianzanalyse (MANOVA) zur Testung der Unterschiede von Abundanzen der 16 Taxa: A: Vergleich der quantitativen Proben aller Bäche (n = 68). B: Vergleich der quantitativen Proben aufgetrennt in Ober- Mittel- und Unterlauf (n 68). ** = Signifikanz $P < 0.05$.

TAXON	SS	MS	F	SIG.
A: Hydroidea	.24251	.00411	4.53889	.000 **
Turbellaria	10.28192	.17427	13.74460	.000 **
Nematoda	16.57074	.28086	3.77240	.001 **
Mollusca	.24517	.00416	.44184	.891
Oligochaeta	18.10465	.30686	1.37902	.225
Hydracarina	11.99479	.20330	7.24403	.000 **
Crustacea	15.07508	.25551	8.77673	.000 **
Collembola	13.34115	.22612	1.19424	.318
Ephemeroptera	11.40039	.19323	3.05677	.006 **
Plecoptera	13.71528	.23246	3.46336	.002 **
Heteroptera	1.00874	.01710	1.79127	.097
Coleoptera	9.40766	.15945	15.27905	.000 **
Trichoptera	8.70850	.14760	2.69896	.013 **
Diptera div.	9.39497	.15924	5.94231	.000 **
Simuliidae	22.69031	.38458	1.52425	.168
Chironomidae	14.36239	.24343	6.31784	.000 **
B: Hydroidea	.34418	.00530	4.49235	.015 **
Turbellaria	26.18429	.40284	4.04604	.022 **
Nematoda	24.58584	.37824	.60943	.547
Mollusca	.25513	.00393	.60298	.550
Oligochaeta	19.75930	.30399	2.84657	.065
Hydracarina	22.80745	.35088	1.38098	.259
Crustacea	32.12299	.49420	.90289	.410
Collembola	15.01278	.23097	1.05800	.353
Ephemeroptera	13.49367	.20759	6.33909	.003 **
Plecoptera	19.96538	.30716	.31046	.734
Heteroptera	1.08866	.01675	4.92813	.010 **
Coleoptera	27.48147	.42279	1.67503	.195
Trichoptera	9.87256	.15189	6.65933	.002 **
Diptera div.	16.43626	.25287	1.04521	.357
Simuliidae	26.92627	.41425	.54754	.581
Chironomidae	23.43070	.36047	4.48764	.015 **

APPENDIX 4: Auflistung der determinierten Taxa und deren Vorkommen in den einzelnen Bächen.

1: Rumpelmayrbach, 2: Blöttenbach, 3: Eselgraben, 4: Klausgraben, 5: Krumme Steyrling, 6: Niklbach, 7: Urlachbach, 8: Effertsbach, 9: Wallergraben, 10: Hinterer Rettenbach.

	B Ä C H E									
OLIGOCHAETA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Lumbriculidae										
1. <i>Lumbriculus variegatus</i> (Müller)	.	.	.	x	x	.	.	x	x	.
2. <i>Stylodrilus heringianus</i> Clap	.	.	.	x	x	.	.	x	.	x
3. <i>Trichodrilus</i> (?) sp.	.	.	.	x	x	x
4. <i>Lumbriculidae</i> Gen.sp.juv.	.	.	x	x	x	.	.	x	.	x
5. <i>Rynchelmis limosella</i> Hoffmeister	x
Haplotaxidae										
6. <i>Haplotaxis gordioides</i> (Hartman)	x
Naididae										
7. <i>Chaetogaster langi</i> Bretscher	x
8. <i>Homochaeta naidida</i> Bretscher	x
9. <i>Naididae</i> Typ <i>Amphichaeta</i>	.	x
10. <i>Nais alpina</i> Sperber	.	.	.	x	x
11. <i>N. bretscheri</i> Michaelsen	x	x	.	x	x	x
12. <i>N. communis</i> Piguet	.	.	.	x	x
13. <i>N. elinguis</i> Müller	x	x	x	.
14. <i>N. pardalis</i> Piguet	x	.
Tubificidae										
15. <i>Potamothrix moldaviensis</i> (Vejdovsky & Mrazek)	x	.
16. <i>Peloscolex</i> sp.	x	x	.
Proppapidae										
17. <i>Proppapus volki</i> Michaelsen	.	x	.	x	x
Enchytraeidae										
18. <i>Mesenchytraeus armatus</i> Levinsen	x	x	x	x	x	.	x	x	x	x
19. <i>Cernosvitoviella atrata</i> (Bretscher)	x	x	.	x	x	x	x	x	x	x
20. <i>Achaeta</i> sp.	.	.	.	x	.	.	x	.	.	.
21. <i>Enchytraeidae</i> type <i>Henlea</i>	.	x	x	.
22. <i>Buchholzia</i> sp.cf. <i>appendiculata</i>	.	x	x
23. <i>Fridericia</i> sp.cf. <i>callosa</i>	.	.	x	x	x	.	x	.	x	.
24. <i>Marionina</i> sp.cf. <i>argentea</i>	x	x	x	x	x	.	x	x	x	x
25. <i>Enchytraeidae</i> Typ 1	.	x	x	.	x	.	.	x	.	.
26. <i>Enchytraeidae</i> Typ 2	.	.	.	x	x	.
27. <i>Enchytraeidae</i> Typ 3	.	x	.	.	.	x	x	x	.	x
28. <i>Enchytraeidae</i> Typ 4	.	.	x	.	x
29. <i>Enchytraeidae</i> Typ 5	x	.	.	.
30. <i>Enchytraeidae</i> Typ 6	x
Aelosomatidae										
31. <i>Aelosoma hyalinum</i> Bunke	x
32. <i>A. niveum</i> Leydig	x	.	.
Lumbricidae										
33. <i>Eiseinella tetraedra</i> Seigny	.	.	.	x

EPHEMEROPTERA

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

Heptageniidae

1. *Gen. sp. juv.*
2. *Ecdyonurus sp. juv.*
3. *E. sp. Typ 1.*
4. *E. sp. Typ 2.*
5. *E. sp. cf. picteti.*
6. *Rhitrogena sp. juv.*
7. *Rh. sp. Grp. hybrida.*
8. *Rh. loyolaea. Nav.*
9. *Rh. semicolorata Curt.*
10. *Rh. sp. cf. carpatoalpina*
11. *Rh. vaillanti Sowa & Degr.*
12. *Rh. alpestris Etn.*
13. *Rh. sp. Typ 1*
14. *Epeorus sp. cf. alpicola*

x	x	.	x	x	.	.	x	.	x
.	.	.	x	x	x	.	x	x	x
x	x	.	x	x	x	x	x	x	x
.	.	x
x	x
x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
x	x	.	x	x	x	x	x	.	x
x	x	.	.	.	x	.	.	.	x
x	.	x	x	x	.	.	x	x	.
.	.	x	x	x
x	x	.	.	x
.	.	.	.	x	.	x	.	.	.
x	x
.	x	.	.	.

Ephemerellidae

15. *Ephemerella sp.*
16. *Ephemerella ignita Poda*

x
x	.	.	.	x	.	.	x	.	.

Leptophlebiidae.

17. *Habroleptoides sp. juv.*
18. *Habroleptoides sp.*

.	.	.	x	.	.	.	x	x	.
x	.	.	x	x	x	.	x	x	.

Baetidae

19. *Baetis alpinus Pict.*
20. *B. rhodani Pict.*
21. *B. muticus L.*
22. *B. melanonyx Pict.*
23. *B. sp. Typ 1.*
24. *B. sp. juv.*

x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
.	x	x	x	x	x	.	x	x	x
.	.	x	x	x	x	x	x	x	.
.	x
.	x
x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

TRICHOPTERA

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

Rhyacophilidae

1. *Rhyacophila (Rhyacophila) sp.*
2. *Rh. (Hyperrhyacophila) sp.*
3. *Rh. laevis (Pictet)*
4. *Rh. tristis (Pictet)*
5. *Rh. hirticornis (McLachlan)*
6. *Rhyacophilidae Gen. sp. juv.*

x	x	x	x	x	.	x	x	x	.
.	.	.	x	x	x
x	x	.	x	.	x
x	.	x	x	.	x	.	x	x	.
.	.	.	x	.	.	.	x	.	.
x	x	.	x	x	x	.	x	.	x

Glossosomatidae

7. *Glossosoma sp.*

.	.	x	.	.	x	.	.	x	.
---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Hydroptilidae

8. *Stactobia sp.*

.	x
---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Philopotamidae9. *Wormaldia* sp.

. x x x x . x x . x

Polycentropodidae10. *Plectrocnemia* sp.

x . . x x . . x . .

Psychomyidae11. *Tinodes dives* (Pictet)

. . x x

Hydropsychidae12. *Hydropsyche saxonica* (McLachlan)

. . . . x . . x x .

13. *Hydropsyche* ssp. juv.

. . x x x . . . x .

Brachycentridae14. *Micrasema minimum* (McLachlan)

x

15. *M. longulum* (McLachlan)

. . x

Lepidostomatidae16. *Crunoecia* sp.

x . . x x x

Goeridae17. *Sillo palipes* (Fabricius)

x x . .

18. *Lithax niger* (Hagen)

x

Odontoceridae19. *Odontocerum albicorne* (Scopoli)

. . x

Limnephilidae20. *Metanea rhaetica* (Schmid)

. x . x . x . x . x

21. *D. discolor* (Rambur)

x . x . . x . x . .

22. *D. chrysotus* (Rambur)

. x . .

23. *Allogamus auricollis* (Pictet)

x x x . . x . . . x

24. *A. unacatus* (Brauer)

. x x

25. *Limnephilidae* Gen.sp.

. x . . x . x x x x

CHIRONOMIDAE**Tanypodinae**1 *Thienemannimyia* sp.

. . . x

2 *Trissopelopia* sp.

. . . x

3 *Nilotanypus dubius*

. x . x

Diamesinae4 *Diamesa bertrami*

. x

5 *D. goetghebueri*

. x

6 *D. insignipes*

x . x

7 *D. thienemanni/zernyi*

x x x x x

8 *D. latitarsis* Grp.

. x x

9 *Pseudokiefferiella parva*

. x

10 *Pseudodiamesa branickii*

. x . x

Orthocladiinae

- 65 *Micropsectra* sp. Typ 1
 66 *Rheotanytarsus nigricolas*
 67 *Stempellinella minor*
 68 *Neozavrelia* sp.
 69 *Saetheria* sp. Typ 1
 70 *Neostempellina* sp.

.	x	.	x
x	x	.	.
.	.	.	x	x	.
x
x
.	.	.	x

RESTL. DIPTERA

Tipulidae.

1. *Tipula* sp. juv.
 2. *Tipula* sp.

Limoniidae

3. *Gen. sp. juv.*
 4. *Gen. sp. Typ 1.*
 5. *Gen. sp. Typ 2.*
 6. *Gen. sp. Typ 3.*
 7. *Dicranota* sp..
 8. *Antocha* sp..
 9. *Limonia* sp.
 10. *Limnophila* sp..
 11. *Pedicia* sp.
 12. *Eriocera* sp..
 13. *Eriopterinae* Gen.sp.

Psychodidae

14. *Gen. sp. juv.*
 15. *Pericoma* sp. Typ 1
 16. *P. sp. Typ 2*

Empididae

17. *Gen. sp. juv.*
 18. *Chelifera* sp..
 19. *Wiedemannia* sp..
 20. *Clinocera* sp. Typ 1
 21. *C. sp. Typ 2.*

Stratiomyidae

22. *Gen. sp. juv.*
 23. *Hermione* sp.

Blephariceridae

24. *Gen. sp. juv.*
 25. *Liponeura* sp.

Rhagionidae

26. *Gen. sp. juv.*
 27. *Atherix* sp. Typ 1
 28. *A. sp. Typ 2*

Ceratopogonidae29. *Gen.sp.juv.*30. *Brezzia sp.*31. *Culicoides sp.***Muscidae**32. *Gen.sp.juv.***Simuliidae**33. *Prosimulium hirtipes* (Fries)34. *P. rufipes* (Meigen)35. *P. tomosvaryi* (Enderlein)36. *P. latimucro* (Enderlein)37. *P.sp.*38. *Eusimulium carthusiense* (Grenier u.Dorier)39. *E. carpathicum* (Knoz)40. *E. brevidens* (Rubzon)41. *E. truncatum* (Rivosecchi u.Cardinali)42. *E. bertrandi* (Grenier u.Dorier)43. *E. cryophilum*44. *E.sp.*45. *Simulium variegatum* (Meigen)46. *S.Gen.sp.juv.*

ABB.1: Schematische Darstellung des Gewässernetzes mit seinen charakteristischen Abschnitten (mit ausgewählten Beispielen, Codierung siehe Tabelle 2). 1: perennierende, in stationäre Rheokrene (A4,D1,2), 2: perennierende stationäre Limnokrene (C1) , 3: perennierender Seitenbach (A4), 4: Hangsickerquelle,(B13) 5: ephemere Seitengewässer (H3), 6: intermittierende Gewässerabschnitte (A10-13,D3-6), 7: ephemere Karstquelle (H12,13), 8: perennierende stationäre Rheokrene (G1,I1,2), 9: perennierendes Hauptabflußgerinne ((C1-C4), 10: Hauptgewässer (B1-B13).

ABB.2: Darstellung des untersuchten Gewässernetzes. Angegeben sind die verschiedenen Probenbereiche (Codierung siehe Tabelle 2.). Strichlierte Linien bezeichnen ephemere, durchgehende Linien perennierende Gewässer 2A: Einzugsgebiet Krumme Steyrling, 2B: Einzugsgebiet Teichl (Steyr).

ABB.3: Individuendichte (N) der abundantesten Gruppen (OL:Oligochaeta,CR:Crustacea EP:Ephemeroptera, PL:Plecoptera,CH:Chironomidae) und Gesamtindividuenanzahl, ausgewählter Probenareale (n=4). Angegeben sind das arithmetische Mittel und die Standardabweichung. (Codierung siehe Tabelle 2).

ABB.4: Anzahl der Arten ausgewählter Gruppen in individuellen Gewässern. Oligochaeta (Punkt), Ephemeroptera (Stern), Trichoptera (Dreieck). 1: Rumpelmayrbach, 2: Blößenbach, 3: Eselgraben, 4: Klausgraben, 5: Krumme Steyrling, 6: Niklbach, 7: Urlachbach 8: Effertsbach, 9: Wallergraben 10: Hinterer Rettenbach.

ABB.5: Prozentuelle Ähnlichkeit der jeweiligen Gewässer zueinander auf Basis des Kommunitätsindex (PCs): A:Oligochaeta, Ephemeroptera, Trichoptera gemeinsam (80 Arten, siehe Appendix 4), B: einzelne Gruppen getrennt behandelt. 1: Rumpelmayrbach, 2: Blößenbach, 3: Eselgraben, 4: Klausgraben, 5: Krumme Steyrling, 6: Niklbach, 7: Urlachbach 8: Effertsbach, 9: Wallergraben 10: Hinterer Rettenbach.

ABB.6: Taxozönotischer Vergleich (Oligochaeta, Ephemeroptera, Trichoptera) sämtlicher Quellbereiche auf Basis des Kommunitätsindex (PCs). (Codierung siehe Tabelle 2).

ABB.7: Taxozönotischer Vergleich jener Gewässerareale, die quantitativ (je 4 replicate Aufsammlungen) beprobt wurden, auf Basis des Similaritätsindex (PCs). 1: Rumpelmayrbach (F4-F8), 2: Blößenbach (A6-A9, Versickerungsstrecke), 3: Blößenbach (A10-A13), 4: Klausgraben (E5-EB), 5: Krumme Steyrling (B5-BB), 6: Krumme Steyrling (B1-B4), 7: Krumme Steyrling (B9-B12), 8: Niklbach (G5-G8), 9: Urlachbach (D3-D6), 10: Effertsbach (I5-I8), 11: Wallergraben (J5-J8), 12 Hinterer Rettenbach (H8-H11, Versickerungsstrecke), 13: Hinterer Rettenbach (H4-H7). (Probencharakteristik siehe auch Tabelle 2)

ABB.8: Vergleich der Taxozönose (Oligochaeta Ephemeroptera, Trichoptera) innerhalb drei ausgewählter Gewässer auf Basis des Similaritätsindex (PCs). Die Nummern bezeichnen die einzelnen Probenpunkte innerhalb eines Gewässers (siehe Tabelle 2).

ABB.9: Relative Verteilung der Ephemeropteren an sechs ausgewählten, quantitativ besammelten Probenarealen (n=4, Grundlage bildet das arithmetische Mittel). Aa: Blößenbach (A10A13), Ab: Blößenbach (A6A9), G: Niklbach (G5G8), D: Urlachbach, intermittierende Strecke (D3- D6), Ha: Hinterer Rettenbach, ephemerer Seitenbach (H4-H7), Hb: Hintere Rettenbach, nach dem Zusammenfluß von Haupt. und Nebenbach (HB-H11), I: Effertsbach, perennierender Gewässerabschnitt (I5-IB) (siehe auch Abb.2, Tab.2).

ABB.10: Beziehung der Diversität (H') zur Gesamtabundanz (a), zur Anzahl der Taxa (b, $r^2 = 46.04$) und zum Dominanzindex (c, $r^2 = 80.03$).

ABB.11: Photographische Darstellung ausgewählter Gewässerareale (Codierung siehe Tabelle 2) 1: Eselgraben (C3), 2: Eselgraben (C1, Deforestierung), 3: Rumpelmayrbach (F7,F8), 4: Urlachbach , 5: Hinterer Rettenbach (H12,H13, ephemere Karstquellen)6: Blößenbach (A3, A4-perennierender Seitenbach).