©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum	13	7-30	St. Pölten 2000

Die Rekolonisationsdynamik der wirbellosen Bodenfauna eines intermittierenden Flysch-Wienerwaldbaches

ANDREA PHILIPP & ROSEMARIE B. FORSTER

Schlüsselwörter: intermittierend, Wiederbesiedelung, Rekolonisationsdynamik, Anpassungsstrategien, Makrozoobenthos, Ernährungstypen, Biozönotische Region, Störung

Keywords: intermittent, macrozoobenthic recolonisation, adaptation strategies, benthic invertebrate coenosis, feeding guilds, longitudinal regions, disturbance

Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wird ein intermittierender Flysch-Wienerwaldbach (Lainzerbach, im Westen Wiens, Österreich) im Hinblick auf die makrozoobenthische Wiederbesiedelung untersucht. Organismen, die als Primär- bzw. Endbesiedler vorgefunden wurden, werden unter dem Gesichtspunkt ihrer Anpassungsstrategien diskutiert. Die durch die Abflußvariabilität bedingte Veränderung der Zusammensetzung der makrozoobenthischen Zönose spiegelt sich in der zeitlichen Abfolge der Ernährungstypen- und Regionsverteilung wider. Beim Vergleich mit einem anthropogen beeinträchtigten hartverbauten Gewässerabschnitt wird deutlich, daß die große Sensibilität eines durch laufende Störungen geprägten, periodisch trockenfallenden Fließgewässers besonders berücksichtigt werden muß und folgedessen wasserbauliche Maßnahmen ausschließlich mit entsprechender ökologischer Begleitplanung durchzuführen sind.

Abstract

The recolonisation-dynamics of benthic invertebrates in an intermittent flysh-brook of the Vienna Woods

In this work an intermittent flysh-brook of the Vienna Woods (Lainzerbach, in the west of Vienna, Austria) is examined regarding the macrozoobenthic recolonisation. Organisms, which were found as primary or final settlers, are discussed under the criterion of their adaptation strategies. The modification of the community-structure of the benthic invertebrate coenosis due to the runoff variability reflects itself in the temporal sequence of the feeding guilds and distribution along

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

longitudinal regions. The comparison with an anthropogenic affected river-stretch makes it clear, that the considerable sensitivity of a periodically drying running water, which is steadily shaped by disturbances, must be considered particularly and that construction measures at rivers should only be carried out together with appropriate ecological studies.

1. Einleitung und Zielsetzung

Das Hauptcharakteristikum periodischer Fließgewässer ist das immer wiederkehrende Trockenfallen des Bachbettes. Es bedingt massive Veränderungen der Umweltbedingungen, insbesondere der hydraulischen und morphologischen Verhältnisse und stellt somit einen extremen Selektionsfaktor für die Fließgewässer-Biozönosen dar.

Periodisch fließende Gewässer lassen sich in solche mit einem relativ regulären, saisonal intermittierenden Abfluß - temporäre bzw. intermittierende Fließgewässer (WILLIAMS & HYNES 1976, TOWNS 1985) - und solche, die nur nach unvorhersehbaren Niederschlagsereignissen fließen - ephemere bzw. episodische Fließgewässer (BAYLY & WILLIAMS 1973) - unterteilen. Die makrozoobenthischen Bewohner rekrutieren sich aus Arten perennierender Fließgewässer, aus fakultativen Formen, die sowohl perennierende als auch periodische Gewässer besiedeln sowie aus Spezialisten, die besonders gut an die Bedingungen austrocknender Gewässer angepaßt sind und oft nur in diesen vorgefunden werden (WILLIAMS & HYNES 1977). Diese spezialisierten Formen verfügen über zahlreiche Anpassungsstrategien, auf die im Kapitel 4.3 näher eingegangen wird.

Die Erforschung intermittierender Fließgewässer trägt zu einer neuen Auffassung der Sukzessions-Theorie, der Einschätzung der Stabilität eines Ökosystems und der Mechanismen der Wiederbesiedelung bei, da diese die Möglichkeit bieten, die Auswirkungen von Durchfluß und Austrocknung auf die benthische Organismengemeinschaft direkt zu beobachten (BOULTON & SUTER 1986).

Der ideale Fluß zur Untersuchung von Sukzessionsabfolgen ist einer, der laufend schweren Störungen unterliegt (FISHER 1983). Ein temporär fließendes Gewässer, wie der hier untersuchte Flysch-Wienerwaldbach Lainzerbach, erfüllt dieses Kriterium und wird daher im Rahmen dieser Arbeit hinsichtlich seiner Rekolonisationsdynamik untersucht.

2. Untersuchungsgebiet

Flysch-Wienerwaldbäche haben den Charakter von Mittelgebirgsbächen mit teilweise sehr starkem Gefälle (PLESKOT 1953). Der rasche Oberflächenabfluß bei starken Regenfällen ist charakteristisch für Wienerwaldbäche, da durch die große Quellfähigkeit der Böden das Eindringen des Wassers sehr verlangsamt wird (JELEM 1972). Die Wasserführung dieser Wildbäche reagiert sehr empfindlich auf Nie-

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

derschläge und schwankt mit diesen sehr stark, sodaß kurze, aber mächtige Hochwässer entstehen können. Der häufigste Wasserstand ist der Niederwasserstand, während langer Trockenperioden können die Bäche vollkommen austrocknen. Der Lainzerbach ist dem pluvionivalen Abflußregimetyp zuzurechnen (MADER et. al. 1996). Die Periodizität zwischen oberflächigem Abfluß und Trockenfallen ist mehr oder weniger konstanten saisonalen Schwankungen unterworfen. Einer Überströmung im Winter und Frühjahr folgt ein starker Rückgang des Wasserspiegels bis hin zur völligen Austrocknung des Bachbettes während der sommerlichen Trokkenperiode, die bis in den Herbst anhält. Durch den herbstlichen Laubfall kommt es zu einem massiven Eintrag von allochthonem grobpartikulärem Material, welches sich im trockenen Flußbett akkumuliert bzw. in verbleibenden Pools ausgelaugt wird. Sobald der Bach wieder Wasser führt, wird ein Großteil des organischen Materials ausgeschwemmt und teilweise in strömungsberuhigteren Bereichen abgelagert (vgl. FORSTER 1996; PHILIPP 1997).

Der Lainzerbach ist ein intermittierender Oberlauf der 2., bzw. nach der Einmündung des Katzengrabens 3. Flußordnungszahl (STRAHLER 1957) im Übergang Krenal-Epirhithral (ILLIES & BOTOSANEANU 1963) der collinen Laubwaldstufe (ELLENBERG 1986) mit temporärem Fließcharakter, auf kalkhältig-flyschigem Untergrund der St. Veiter Klippenzone im Wienerwald (GÖTZINGER 1946).

Aufgrund der ökomorphologischen Gütebewertung nach WERTH (1987) und der Studie des BMUJF über die Ausweisung naturnaher Fließgewässerabschnitte in Österreich (MUHAR et al. 1993) ist der Lainzerbach im Bereich des Lainzer Tiergartens als naturnahes Fließgewässer einzustufen. An den intermittierenden Abschnitt innerhalb des Lainzer Tiergartens folgt außerhalb der Tiergartenmauer ein kurzer Bachabschnitt mit permanenter Wasserführung, die auf Grundwassereinfluß zurückzuführen ist. An diesen Untersuchungsbereich schließt ein 0,5 km langer Hartverbau an, der im oberen Teil von einem 0,64 ha großen Teich unterbrochen wird. Im unteren Drittel wird der verfugte Hartverbau durch einen unverfugten Teil strukturell etwas aufgelockert. Die darauffolgende Renaturierungsstrecke weist eine Länge von 150 m auf. Nach weiteren 800 m Hartverbau fließt der Lainzerbach als unterirdischer Kanal dem Wienfluß zu (Abb. 1).

3. Material und Methoden

Im Zuge der Untersuchungen zur Rekolonisationsdynamik des Makrozoobenthos erfolgten die Probenentnahmen vorwiegend im naturnahen, intermittierenden Abschnitt des Lainzerbaches innerhalb des Lainzer Tiergartens (Untersuchungsabschnittsbezeichnung NNI), wobei vorwiegend organische Choriotope besammelt wurden (PHILIPP 1997). Weiters wurden zur vergleichenden Diskussion der naturnahe Abschnitt außerhalb der Tiergartenmauer, welcher über perennierende Wasserführung verfügt (NNP), sowie die hartverbaute, verfugte Regulierungsstrecke (HVV) beprobt (FORSTER 1996). Die Entnahme und Aufarbeitung der

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

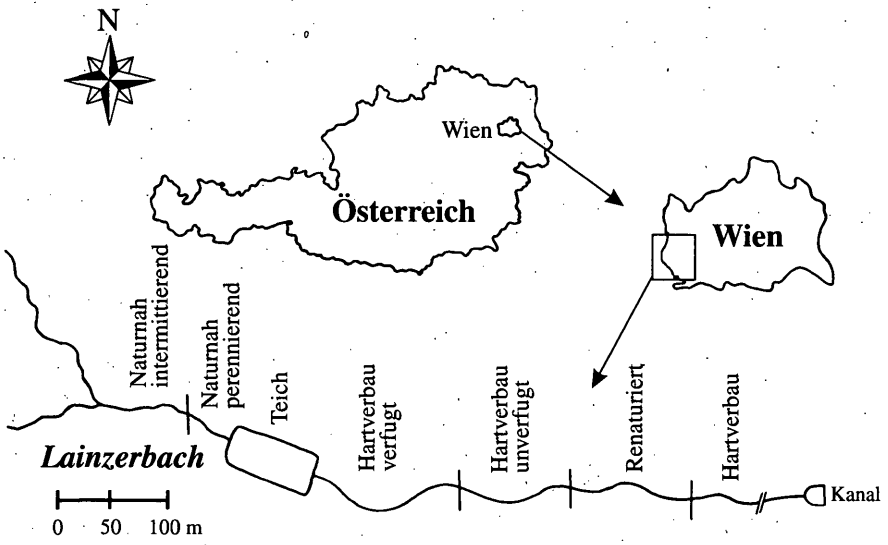

Abb. 1: Lageskizze und Untersuchungsabschnitte des Lainzerbaches

Proben erfolgte gemäß ÖNORM M 6232. Die qualitative Beprobung wurde noch während der Trockenphase im Herbst 1994 begonnen und endete mit dem Einsetzen der nächsten Austrocknungsphase im Sommer 1995. Die Häufigkeitsschätzungen des Makrozoobenthos wurden vor Ort nach der 5stufigen Skala der ÖNORM M 6232 vorgenommen. Die Individuen wurden in 70%igem Alkohol fixiert und bis zum niedrigstmöglichen taxonomischen Niveau determiniert. Für die Durchführung von Bestimmungsarbeiten bedanken wir uns bei folgenden Fachspezialisten: Dr. M. CAR (Simuliidae), Dr. W. GRAF (Trichoptera, Plecoptera), Dr. B. JANECEK, Dipl. Ing. W. STOCKINGER (Diptera, Chironomidae, Coleoptera, Odonata), H. NESEMANN (Hirudinea, Gastropoda, Bivalvia, Isopoda, Crustacea), Dipl. Ing. A. RÖMER, Dipl. Ing. A. SCHMIDT-KLOIBER, Dr. P. WEICHSELBAUMER (Ephemeroptera).

Die Ergebnisse der Untersuchungen werden in Anlehnung an die FAUNA AQUATICA AUSTRIACA (MOOG, 1995) anhand ausgewählter biozönotischer Kenngrößen, wie Freßtypenverteilung, biozönotische Regionsverteilung sowie im Hinblick auf individuelle Anpassungsstrategien diskutiert. Die biozönotische Analyse wurde an der Abteilung Hydrobiologie der Universität für Bodenkultur in Wien, unter Verwendung eines speziellen Analysenprogrammes, ECO*prof* (MOOG et al. 1997), durchgeführt.

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Taxapräsenz

In die Berechnung der Taxapräsenzen der einzelnen Untersuchungsabschnitte gehen (ausgenommen der in der Artenliste ausgewiesenen Adultfänge) sowohl Arten als auch höhere taxonomische Einheiten ein, sofern eine Determination auf Artniveau nicht möglich war (Tabelle 1 und 2).

TAXA / UNTERSUCHUNGSABSCHNITT	NNI	NNP	HVV
SCHWÄMME			
SPONGILLIDAE			
Spongillidae Gen.sp.	-	x	-
NESSELTIERE			
HYDRIDAE			
Hydra sp.	-	x	-
WENIGBORSTER			
LUMBRICIDAE			
Eiseniella tetraedra (SAVIGNY, 1826)	x	-	-
OLIGOCHAETA			
Oligochaeta Gen.sp.	x	x	x
EGEL			
GLOSSIPHONIIDAE			
Alboglossiphonia heteroclita (LINNAEUS, 1761)	-	x	-
Glossiphonia complanata (LINNAEUS, 1758)	-	x	-
Helobdella stagnalis (LINNAEUS, 1761)	-	x	-
HAEMOPIDAE			
Haemopis sanguisuga (LINNAEUS, 1758)	-	x	x
ERPOBDELLIDAE			
Dina punctata (JOHANNSON, 1927)	x	x	x
Erpobdella octoculata (LINNAEUS, 1758)	-	x	-
SCHNECKEN			
PHYSIDAE			
Physella acuta (DRAPARNAUD, 1805)	-	x	x
LYMNAEIDAE			
Galba truncatula (MÜLLER, 1774)	x	-	-
Radix peregra (MÜLLER, 1774)	x	x	x
PLANORBIDAE			
Ancylus fluviatilis (MÜLLER, 1774)	-	x	-
Gyraulus albus (MÜLLER, 1774)	x	x	x
MUSCHELN			
SPHAERIIDAE			
Casertiana obtusalis (LAMARCK, 1818)	x	x	-
Musculium lacustre (O.F. MÜLLER, 1774)	-	-	x
Pisidium casertanum (POLI, 1791)	x	x	-
KREBSE			
ASELLIDAE			
Asellus aquaticus (LINNAEUS, 1758)	x	x	x
GAMMARIDAE			
Gammarus fossarum (KOCH, 1835)	-	x	-

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, download unter www.biologiezentrum.at

TAXA / UNTERSUCHUNGSABSCHNITT	NNI	NNP	HVV
EINTAGSFLIEGEN			
BAETIDAE			
Baetis rhodani (PICTET, 1843-45)	-	-	x
Baetis vernus (CURTIS, 1834)	-	-	x
Centroptilum luteolum (MÜLLER, 1776)	-	-	x
Centroptilum sp. (EATON)	-	-	x
Cloeon dipterum (LINNAEUS, 1761)	-	x	x
Cloeon simile (EATON, 1870)	x	-	-
SIPHLONURIDAE			
Siphlonurus aestivalis (EATON, 1903)	x	x	-
Siphlonurus armatus (EATON, 1870)	x	x	-
Siphlonurus sp.	-	x	-
HEPTAGENIIDAE			
Electrogena sp.	-	x	-
Electrogena quadrilineata (LANDA, 1969)	-	x	-
Electrogena ujhelyii (SOWA, 1981)	-	x	-
Rhithrogena rolandi (WEICHSELBAUMER, 1995) (E)	-	x	-
LEPTOPHLEBIIDAE			
Habrophlebia fusca (CURTIS, 1834)	x	x	x
Habrophlebia sp.	-	x	-
EPHEMERELLIDAE			
Ephemerella ignita (PODA, 1761)	-	x	x
CAENIDAE			
Caenis horaria (LINNAEUS, 1758)	-	x	-
Caenis macrura (STEPHENS, 1835)	x	-	-
STEINFLIEGEN			
NEMOURIDAE			
Amphinemura standfussi (RIS, 1902)	x	x	-
Nemoura cinerea (RETZIUS, 1783)	x	x	-
Nemurella pictetii (KLAPALEK, 1900)	x	-	-
CAPNIIDAE			
Capnia bifrons (NEWMAN, 1839)	x	x	-
PERLODIDAE			
Isoperla tripartita (ILLIES, 1954)	x	x	-
LIBELLEN			
LIBELLULIDAE			
Orthetrum albistylum (SELYS, 1848)	-	-	x
WASSERWANZEN			
NEPIDAE			
Nepa cinerea (LINNAEUS, 1758)	x	-	-
NOTONECTIDAE			
Notonecta sp.	-	x	x
VELIIDAE			
Mesovelia furcata (MULSANT & RAY, 1852)	x	-	-
Microvelia sp.	-	x	-
Velia sp.	x	x	x
Veliidae Gen.sp.	-	x	-
WASSERKÄFER			
HELOPHORIDAE			
Helophorus brevipalpis (BEDEL, 1881)	-	-	x

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

TAXA / UNTERSUCHUNGSABSCHNITT	NNI	NNP	HVV
HALIPLIDAE			
Haliplus sp.	-	-	x
DYTISCIDAE			
Agabus chalconatus (PANZER, 1796)	x	-	-
Hydroporinae Gen.sp.	x	-	-
Dytiscidae Gen.sp.	x	x	x
SCIRTIDAE			
Cyphon sp.	x	x	-
HYDROPHILIDAE			
Hydrophilidae Gen.sp.	-	x	-
ELMIDAE			
Elmidae Gen.sp.	-	x	-
Limnius sp.	-	x	-
KÖCHERFLIEGEN			
RHYACOPHILIDAE			
Rhyacophila hirticornis (McLACHLAN, 1879)	-	x	-
GLOSSOSOMATIDAE			
Synagapetus moselyi (ULMER, 1938)	x	x	-
POLYCENTROPODIDAE			
Plectrocnemia conspersa (CURTIS, 1843)	-	x	-
PSYCHOMYIIDAE			
Tinodes pallidulus (McLACHLAN, 1878)	-	x	-
Tinodes waeneri (LINNAEUS, 1758) (A)	x	x	-
LIMNEPHILIDAE			
Anabolia furcata (BRAUER, 1857)	x	-	-
Glyphotaelius pellucidus (RETZIUS, 1783)	-	x	-
Limnephilus auricula (CURTIS, 1834) (A)	x	-	-
Limnephilus lunatus (CURTIS, 1834) (A)	x	-	-
Micropterna lateralis (STEPHENS, 1834)	x	-	-
Potamophylax cf. rotundipennis (BRAUER, 1857)	-	x	-
GOERIDAE			
Lithax obscurus (HAGEN, 1859)	x	x	-
Goeridae Gen.sp.	-	x	-
LEPTOCERIDAE			
Athripsodes aterrimus (STEPHENS, 1836)	-	x	x
Athripsodes cf. albifrons (LINNAEUS, 1758) (A)	x	-	-
Athripsodes bilineatus (LINNAEUS, 1758) (A)	x	-	-
Athripsodes sp.	-	x	-
BERAEIDAE			
Beraeodes minuta (LINNAEUS, 1761) (A)	x	x	-
KRIEBELMÜCKEN			
SIMULIIDAE			
Eusimulium aureum (FRIES, 1824)	-	-	x
Prosimulium tomosvaryi (ENDERLEIN, 1921)	x	-	x
Simuliidae Gen.sp.	x	-	x
ZUCKMÜCKEN			
CHIRONOMIDAE			
Chaetocladius piger (GOETGHEBUER, 1913) (E)	-	x	-
Chironomus luridus (STRENZKE, 1959)	-	x	-
Chironomus sp.	-	x	-

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

TAXA / UNTERSUCHUNGSABSCHNITT	NNI	NNP	HVV
Corynoneura lobata (EDWARDS, 1924) (E)	-	x	-
Diplocladius cultriger (KIEFFER, 1908) (E)	x	-	-
Euorthocladius thienemannii (KIEFFER, 1906)	x	-	-
Micropsectra notescens (WALKER, 1856)	-	x	-
Micropsectra sp.	-	x	-
Chironomidae Gen. sp.	x	x	x
restl.ZWEIFLÜGLER			
DIPTERA			
Muscidae Gen.sp.	x	-	x
Psychodidae Gen.sp.	x	-	x
Stratiomyidae Gen.sp.	-	-	x
Tipulidae Gen.sp.	x	-	-
Limoniidae Gen.sp.	x	-	-
Culicidae Gen.sp.	x	x	-
Ceratopogonidae Gen.sp.	x	-	-
PTYCHOPTERIDAE			
Ptychoptera sp.	-	x	-

Tabelle 1: Taxaliste des Lainzerbaches (NNI = naturnah intermittierend, NNP = naturnah perennierend, HVV = Hartverbau verfugt, A = Adultfang, E = Fänge aus Emergenzfalle)

Untersuchungsabschnitt	Taxazahl
Naturnah intermittierend (NNI)	41
Naturnah perennierend (NNP)	61
Hartverbau verfugt (HVV)	29

Tabelle 2: Taxazahlen der einzelnen Untersuchungsabschnitte des Lainzerbaches

Im austrocknenden naturnahen Untersuchungsabschnitt innerhalb des Lainzer Tiergartens (NNI) konnten während des Untersuchungszeitraumes 41 Taxa nachgewiesen werden, die sich vorwiegend aus anspruchsvollen und austrocknungsresistenten Arten zusammensetzen. Die hohe Selektivität durch härtere Lebensbedingungen wird als Grund für die im Vergleich zum perennierenden Gewässerabschnitt niedrigere Taxazahl angesehen (vgl. KAMLER & RIEDEL 1960; WILLIAMS & HYNES 1976a). Voraussetzung für die Besiedelung intermittierender Fließgewässer durch eine aquatische Fauna ist das regelmäßige Auftreten der Überflutungsperiode und eine bestimmte Mindestdauer. Während der Trockenphasen ist die benthische Besiedelung äußerst gering und lediglich auf Gumpenbereiche beschränkt. Erst bei permanenter Überströmung der Gewässersohle eignen sich die Lebensbedingungen für eine artenreichere Zönose. Mit der Dauer des kontinuierlichen Durch-

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, download unter www.biologiezentrum.at

flusses kann auch ein Ansteigen der Taxazahl beobachtet werden.

Der naturnahe Abschnitt außerhalb des Lainzer Tiergartens (NNP) verfügt im Gegensatz zum intermittierenden naturnahen Abschnitt innerhalb des Tiergartens über eine permanente, in Niedrigwasserperioden allerdings stagnierende Wasserführung, die auf Grundwassereinfluß zurückzuführen ist. Dieser Umstand ermöglicht eine benthische Besiedelung während des gesamten Jahres, woraus sich eine Gesamtzahl von 61 Taxa ergibt. Die Zönose setzt sich hier sowohl aus euryöken Arten als auch aus ausgesprochenen Spezialisten, wie Quell- und Reinwasserformen zusammen.

In der hartverbauten Regulierungsstrecke (HVV) wird die benthische Besiedelung massiv beeinträchtigt: Fehlende Ufervegetation, künstlich versiegelte Sohle und Böschungen sowie vergleichmäßigte Breiten- und Tiefenverhältnisse bewirken eine extreme Strukturverarmung im Gewässerbett, eine negative Beeinflussung der hydraulischen Verhältnisse, unterbinden den Kontakt mit dem Interstitial und reduzieren dadurch die Bodenfauna in diesem Bachabschnitt auf lediglich 29 nachgewiesene Taxa.

4.2 Primär- und Endbesiedler im naturnahen, intermittierenden Abschnitt des Lainzerbaches

Die Wiederbesiedelung intermittierender Fließgewässer nach erneutem Wasserfluß erfolgt oft in einer bestimmten Reihenfolge, die aber gebietsspezifisch ist. Organismen, die nach Einsetzen des Durchflusses als erste das Bachbett besiedeln, bezeichnet man als Primärbesiedler; Endbesiedler sind Organismen, welche der Austrocknung am längsten widerstehen. Die Erholung der Fauna tritt oftmals schon nach einem Monat (Fisher et al. 1982; Grimm & Fisher 1989) durch die schnelle Rekolonisation von Makroinvertebraten mit kurzen Lebenszyklen ein (Gray 1981). Die Rekolonisation nach der Trockenheit erfolgt durch vier Hauptquellen (Williams & Hynes 1976):

- Drift,
- Flußaufwärtsmigration innerhalb des Wassers,
- Migration innerhalb des Substrates und
- Rekolonisation aus der Luft (z.B. Eiablage anfliegender Insekten).

Untersuchungen an einem kanadischen Fluß ergaben, daß die Anteile dieser Quellen an der Wiederbesiedelung in obiger Reihenfolge 41,4%, 18,2%, 19,1%, 28,2% betragen (Williams & Hynes 1976). Rekolonisationsstudien von Fließgewässern haben gezeigt, daß die Organismen relativ schnell wieder auftreten (z.B. Müller 1954, Waters 1964). Jedoch kann die taxonomische Diversität und die Populationsdichte, abhängig von der Heftigkeit und Dauer des Stresses und der Verfügbarkeit von unversehrten Regionen als Quellen der Wiederbesiedelung (Cairns et al. 1971) nicht ganz so schnell wiederhergestellt werden (Williams & Hynes 1976).

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

PRIMÄRBESIEDLER	ENDBESIEDLER
Oligochaeta Gen. sp.	*Asellus aquaticus*
Pisidium casertanum	*Habrophlebia fusca*
Asellus aquaticus	*Nepa cinerea*
Cloeon simile	*Agabus chalconatus* (Ad.)
Nemura cinerea	
Isoperla tripartita	
Micropterna lateralis	
Chironomidae Gen.sp.	
Muscidae Gen. sp.	
Psychodidae Gen. sp.	
Tipulidae Gen. sp.	
Agabus chalconatus	
Hydroporinae Gen.sp.	

Tabelle 3: Primär- und Endbesiedler im naturnahen intermittierenden Abschnitt des Lainzerbaches

4.3. Anpassungsstrategien

Nach WILLIAMS & HYNES (1977) können bei den makrozoobenthischen Besiedlern temporärer Fließgewässer drei Kategorien unterschieden werden:

- Arten perennierender Fließgewässer besitzen keine speziellen Anpassungen für ein Leben in intermittierenden Fließgewässern. Sie können jedoch aufgrund ihrer hohen Toleranz gegenüber Umweltfaktoren kürzere Trockenperioden in feuchten Rückzugsräumen überdauern.

- Fakultative Arten, die sowohl lotische als auch lenitische Gewässer besiedeln und in der Lage sind, diese Lebensräume schnell zu kolonisieren (z. B. flugfähige Organismen, wie Coleopteren und Hemipteren).

- Spezialisten, die gut an die Bedingungen temporärer Fließgewässer angepaßt sind und oft nur in diesen vorgefunden werden. Sie haben verschiedenste Strategien entwickelt, um die Trockenperiode zu überdauern.

Zu den Anpassungsstrategien, die es den benthischen Makroinvertebraten ermöglichen, derart extreme Lebensräume zu besiedeln, zählen Verhaltensweisen, um der Austrocknung zu entgehen, physiologische und morphologische Anpassung sowie die zeitliche Synchronisation des Lebenszyklus:

- Organismen, die keine trockenresistenten Dauerstadien besitzen und die Trokkenperioden im aktiven Zustand überdauern, besiedeln nach dem Austrocknen

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

des Baches nahegelegene perennierende Gewässer, ziehen sich in Pfützen, unter Steine, tiefen Schlamm zurück oder leben terrestrisch weiter (Vermeidung, Verhaltensanpassung).

- Um die sich ändernden Bedingungen im austrocknenden Bachbett (schwankende Wasserstände, geänderte chemisch-physikalische Bedingungen, wie z. B. erhöhte Temperaturen, niedriger Sauerstoffgehalt, erhöhte Ionenkonzentrationen) ertragen zu können, verfügen manche Arten über physiologische Toleranz (z.B. Reduzierung der Stoffwechselaktivität) bzw. morphologische Anpassungen (wie z. B. Grabwerkzeuge, schildkrötenartige Panzer).

- Tiere, die ihren Lebenszyklus auf die saisonale Wasserführung abstimmen, besitzen mehrere Möglichkeiten: Synchronisation des Schlüpfens, der Flugperiode, der Paarung und der Eiablage, Überspringen von Larvengenerationen oder Überdauerung in einer gegen Austrocknung resistenten Cyste, als Eistadium, als Larven- oder Puppenstadium bzw. als Adultstadium.

(Legier & Talin 1973, Williams & Hynes 1977, Wright et al. 1984)

Einige Organismengruppen, die in der gegenständlichen Untersuchung als Primär- bzw. Endbesiedler vorkommen, sollen unter dem Gesichtspunkt ihrer Anpassungsstrategien diskutiert werden.

Mollusca

Pisidium casertanum, eine Erbsenmuschel, die als Lebensraum Klein- und Temporärgewässer bevorzugt (Fechter & Falkner 1989), ist im Lainzerbach als Primärbesiedler auffällig. Diese Art ist eine der ökologisch am weitestverbreiteten ihrer Gattung und gegenüber schwankenden Umweltparametern, wie Temperatur, Wasserführung und pH-Wert, extrem tolerant (Glöer & Meier-Brook 1994). Da die genannten Faktoren in einem intermittierenden Fließgewässer stark schwanken, ist diese euryöke Süßwassermuschel aufgrund ihrer hohen Toleranz in diesem Gewässer überlebensfähig. Die Besiedelung durch *Galba truncatula* setzt später ein, aber auch dieses Tier ist euryök lebend und wird oft außerhalb des Wassers unter Buchenlaub vorgefunden (Glöer & Meier-Brook 1994). Vorwiegend besiedelt *Galba truncatula* kleine und kleinste Wasseransammlungen, in größeren Gewässern ist ihr Vorkommen auf den Verlandungsbereich beschränkt (Fechter & Falkner 1989). Weiters vermag diese Art im Sediment vergraben längere Trokkenzeiten zu überdauern (Engelhardt 1989).

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

Isopoda

Asellus aquaticus wird im gesamten Untersuchungsabschnitt sowohl als Primär- wie auch als Endbesiedler vorgefunden. Sie ist jener Organismus, der am längsten im austrocknenden Bachbett verbleibt. Dieses epigäisch lebende, detritivore Tier ist aufgrund seiner Nahrungsansprüche in der Lage, im hyporheischen Lückenraum bei guter Sauerstoff- und Nährstoffversorgung zu überleben (MÖSSLACHER 1994). Dieser unterirdische Rückzugsort ermöglicht dem Tier eine schnelle Besiedelung des Bachbettes kurz nachdem die Wasserführung einsetzt und eine maximale Ausnutzung desselben bis zum Trockenfallen. Zudem dienen oft Restkolke, die aufgrund des anstehenden Grundwasserspiegels über lange Zeit erhalten bleiben, als Refugialräume. Voraussetzung ist, daß diese gut mit organischem Material versorgt sind (WIGGINS et al. 1980).

Ephemeroptera

Die Ephemeropteren-Larve *Habrophlebia fusca* ist zu jenen Organismen zu zählen, die am längsten im austrocknenden Bachbett verbleiben (Endbesiedler). Sie löst die toleranteren Larven von *Siphlonurus aestivalis* in der Besiedlungsabfolge relativ spät ab. Larven von *Habrophlebia fusca* durchlaufen einen univoltinen Winterzyklus mit einer Flugzeit von Mai bis September (LANDA 1968). Im Untersuchungsgebiet wurden die Larven Anfang Juni bis Mitte Juli (Beginn der Austrocknungsphase) gefunden. Die Überlebensstrategie von *Habrophlebia fusca* scheint im Rückzug der Larven in kleinste Pfützen zu bestehen, denn die Flugzeit stimmt mit dem Zeitpunkt der weitgehenden Austrocknung des Bachbettes überein (vgl. FIEDLER & BOHLE 1994).

Zudem nehmen FOLTYN et al. (1996) an, daß *Habrophlebia fusca* eine langsam wachsende Wintergeneration, aber auch eine langsam wachsende Sommergeneration ausbildet, wodurch eine Larvalgeneration entfällt, die in der Trockenperiode bzw. in den Restkolken möglicherweise auch nicht überleben könnte.

Bei der Gattung *Siphlonurus* wird von einer Überdauerung in der Eiphase ausgegangen, wobei die Larven nicht vor dem kommenden Frühling schlüpfen (WIGGINS et al. 1980, HYNES 1958). Zwar fanden wir die ersten Larven von *Siphlonurus aestivalis* bereits Ende Jänner, aber erst im März waren sie zahlreich vorhanden.

Plecoptera

Die Nymphen verschiedener Plecopterenlarven - besonders jene Arten der Familie der Capniidae - unterziehen sich einer Diapause während der Sommermonate. Diese Adaptation ermöglicht jenen Arten in Fließgewässern, die während des Sommers hohe Temperaturen erreichen und in weiterer Folge in dieser Jahreszeit austrocknen, zu überleben. Die Diapause beginnt in einem frühen Larvenstadium

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

und führt bei den Nymphen zu einer morphologischen Veränderung im Gegensatz zu anderen Larvenstadien. Kennzeichnend dafür ist, daß der Körper der inaktiven Nymphe sich mit Fettglobuli füllt, welche ihr eine charakteristisch bleiche Farbe verleihen. Der Hauptvorteil gegenüber einer Eidiapause ist der, daß die nymphale Diapause der Nymphe erlaubt, einen geeigneten Platz zur Überdauerung der Trokkenperiode aufzusuchen. Häufig befindet sich der ausgewählte Platz im Sediment (WILLIAMS 1987). Für *Capnia bifrons* wurde von KHOO (1964) und PUGSLEY & HYNES (1985) beschrieben, daß diese Spezies im 4. und 5. Larvalstadium eine Sommerdiapause, bei längerer Lichteinstrahlung und höheren Temperaturen, durchläuft.

Im Gegensatz zu *Capnia bifrons* hat die ubiquitäre Art *Nemoura cinerea* eine Eidiapause, die es ihr ermöglicht, die Sommermonate in trockenfallenden Gewässern zu überdauern (LEGIER & TALIN 1973, CASEY & LADLE 1976, KHOO 1964). Untersuchungen von WRIGHT et al. (1984) zeigen, daß *Nemurella pictetii* im Unterschied zu *Nemoura cinerea* nicht in intermittierenden Gewässern vorkommt. Es wird daher angenommen, daß diese Art keine speziellen Anpassungen für die Austrocknung entwickelt hat und die Bäche durch ihre Verbreitungsflüge besiedelt. *Nemurella pictetii* wird nur an einem Probentermin mit geringer Abundanz dokumentiert, was ebenfalls dafür spricht, daß es sich um keine typische Art für intermittierende Gewässer handelt.

Für *Amphinemura standfussi* ist eine Quieszenz im Eistadium bekannt (SALVEIT 1977, in LILLEHAMMER 1988), wobei der beobachtete kontinuierliche Schlupf bei niedrigen Temperaturen als Risikostreuung verstanden werden kann. Im Lainzerbach wurde das Vorkommen der Larven von April bis Mai mit einem Maximum Mitte Mai beobachtet.

Trichoptera

Einige Arten der im Lainzerbach vorgefundenen Gattungen *Limnephilus, Glyphotaelius* und *Anabolia* (Familie Limnephilidae) weisen spezielle, genetisch fixierte entwicklungszyklische und ethologische Anpassungen an ihre austrocknenden Brutgewässer auf (WARINGER & GRAF 1997). Vertreter der Gattung *Limnephilus (L. auricula, L. lunatus)* schlüpfen im Frühjahr vor der beginnenden Austrocknung, um das Trockenfallen der Eier zu vermeiden. Diese Adulti verfügen über unterentwickelte Gonaden und machen eine sommerliche Imaginal-Diapause durch. Erst im Herbst erfolgen Kopula und Eiablage.

Eine weitere Anpassung an intermittierende Gewässer stellt die Eiablage an terrestrische Uferstrukturen dar, wie dies bei den Weibchen von *Glyphotaelius pellucidus* beobachtet wurde (OTTO 1986), wobei das gemeinschaftliche Eiablageverhalten vieler Weibchen die Austrocknung der Eiballen verhindern soll. Die Larven von *Glyphotaelius pellucidus* bevorzugen als Lebensraum quellnahe, stark beschattete Waldbäche und Teiche, die auch austrocknen können. *Anabolia furcata* durchläuft hingegen während der Sommermonate eine larvale Diapause, die der

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

Synchronisation des Schlupfes der Imagines im September und Oktober dient (WARINGER & GRAF 1997). Weiters kann die ausgedehnte Schlüpfphase der Larven von *A. furcata* bei unvorhergesehenen Umweltbedingungen einen Vorteil darstellen.

WIGGINS (1973) beobachtete bei einigen Vertretern der Limnephilidae ein Überdauern der Trockenperiode durch eine Eidiapause. Eine besondere Funktion erfüllt dabei die Matrix, die das Ei den Sommer über umgibt. Durch die Matrix, mit der das Ei zumeist an Holzstücken befestigt ist, ist ein Überleben bis zu sechs Monaten möglich. Die wasserunabhängige Oviposition ist deutlich vom Eiablageverhalten jener Trichopterenarten perennierender Gewässer abgeleitet, jedoch ist diese Anpassung nicht ausschließlich auf Arten intermittierender Gewässer beschränkt (WIGGINS 1973). Die Larven verweilen während der Trockenperiode bewegungslos im Ei und schlüpfen, sobald der Wasserfluß wieder einsetzt. Den Larven von *Micropterna lateralis* genügen bereits sehr geringe Mengen an Wasser, um ihre freilebende Existenz zu beginnen (WIGGINS et al. 1980).

Während Anpassungen der Larven der Glossosomatiden in Form der Struktur des Köchers an die starken Schwankungen in der Wasserführung belegt sind (BOHLE 1994), ist über solche während der Imaginalphase und Gelegephase bisher wenig bekannt. Sowohl die Imaginalphase als auch die Gelegephase fallen jedoch in ihrer jahreszeitlichen Einordnung in den Zeitraum, der durch ein besonders hohes Austrocknungsrisiko zu charakterisieren ist. Durch die Ablage mehrerer Gelege eines Weibchens sowie durch den langen Schlupfzeitraum der Larven pro Gelege wird die Wahrscheinlichkeit für ein Schlüpfen von einigen Larven bei günstigen Umweltbedingungen erhöht (Prinzip der Risikostreuung). Die Untersuchungen über das Schlüpfverhalten von *Synagapetus moselyi* (FISHER & BOHLE in press) zeigen, daß bei schwacher Austrocknung (umgebende Luftfeuchtigkeit 100 %) die Anzahl der geschlüpften Larven pro Gelege von 13 auf 8 sinkt. Extreme Trockenfallereignisse können nur sehr schlecht ertragen werden. Der Schlupferfolg sinkt bei 35-40-%iger umgebender Luftfeuchtigkeit auf unter eine geschlüpfte Larve pro Gelege. Dies könnte die Bindung der *Synagapetus*-Arten an bewaldete Gewässerabschnitte erklären. Untersuchungen von FISHER & BOHLE (in press) belegen, daß ein Trockenfallen unmittelbar nach der Eiablage nur sehr schlecht ertragen werden kann, hingegen nach einer zweiwöchigen bzw. vierwöchigen vorherigen Entwicklungsdauer die Austrocknungstoleranz deutlich zunimmt. Bei lange andauernden Trockenperioden schlüpfen die Larven eines Geleges mit zunehmender Synchronisation. Kürzere Entwicklungsdauer bei der Embryonalentwicklung sowie eine Zunahme der Synchronisation scheinen somit bei langer Austrocknung durchaus sinnvoll zu sein.

Eine faunistische Besonderheit stellt der Fund der Goeridae *Lithax obscurus* dar. Diese Trichoptere wurde bisher hauptsächlich im mediterranen Bereich nachgewiesen. Durch den Fund im Lainzerbach glückte der Nachweis von *Lithax obscurus* erstmals für den Wiener Bereich. Aufgrund der relativ langen Flugzeit (Mai

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

– Juni) können in den Wintermonaten alle fünf Larvalstadien von *Lithax obscurus* angetroffen werden (WARINGER & GRAF 1997; MALITZKY 1993).

Coleoptera

Agabus chalconatus kommt in der larvalen wie auch in der adulten Form im gesamten Untersuchungsabschnitt als Primärbesiedler vor. Die adulte Form der rein räuberisch lebenden Dytiscidenart *Agabus chalconatus* konnte aufgrund ihrer Fähigkeit zur Luftatmung unter den bis zur völligen Trockenheit im Bachbett vorkommenden Organismen dokumentiert werden. Diese Art wurde größtenteils in den strömungsarmen Bereichen der Kolke gesammelt. *A. chalconatus* ist einerseits in der Lage, im Sediment eingegraben die Trockenperiode in einem Ruhestadium zu überdauern und andererseits durch oftmals weite Überlandflüge, die sie in der Fortpflanzungszeit unternehmen, ein anderes Gewässer zu besiedeln (ENGELHARDT 1989). Durch die Fähigkeit, das Sediment des ausgetrockneten Bachbettes als Rückzugsort zu nutzen, ist es dieser Art möglich, ähnlich wie *Asellus aquaticus* den Bach kurz nach Einsetzen der Wasserführung wieder zu besiedeln.

WIGGINS et al. (1980) stellten fest, daß Eier der Gattung *Agabus* in verbleibenden Pools überdauern können. JACKSON (1958) beschreibt, daß die Eier von *Agabus chalconatus* für ungefähr 10 Monate im trockenen Sediment überdauern können. Weiters zeigen sich Abweichungen von anderen Coleopterenarten hinsichtlich der Eiablage. Im Gegensatz zur üblichen Eiablage an submersen Pflanzen legt *Agabus chalconatus* oftmals seine Eier in das absedimentierte organische Material eines Restkolkes ab (JACKSON 1958).

Die Eier dieser Arten unterscheiden sich dadurch, daß sie ein undurchlässigeres und härteres Chorion haben und im Verhältnis zu anderen Gattungen größer sind. All diese Merkmale tragen zu der Resistenz der Eier gegenüber Trockenheit bei.

Jene Strategien, die es den Organismen im Lainzerbach ermöglichen, die Trokkenheit zu überdauern, sind in Tabelle 4 zusammengefaßt.

4.4 Längenzonale Verteilung der Organismen nach biozönotischen Regionen

Die Auswertung der Regionszugehörigkeit nach der Fauna Aquatica Austriaca (MOOG 1995) ergibt für den naturnahen Abschnitt des untersuchten Gewässers dem Leitbild entsprechend einen Schwerpunkt im Krenal-Epirhithral (FORSTER & MOOG 1996). Zum Zeitpunkt, wo Störungen - wie ein Hochwasserereignis oder die beginnende Austrocknung – einsetzen (Juni, Juli), sowie bei extremem Niedrigwasser dominieren Faunenelemente des Potamals und Litorals, während beim Einsetzen der Strömung (Februar) die Litoral-Elemente zurückgehen und der Anteil der Krenal-Fauna zunimmt. Bei durchgehender, relativ konstanter Was-

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

ORGANISMUS	ANPASSUNGSSTRATEGIE	REFERENZ
MOLLUSCA		
- *Pisidium casertanum*	- Rückzug in Restkolk	GLÖER & MEIER-BROOK 1994
- *Galba truncatula*	- Rückzug	GLÖER & MEIER-BROOK 1994
	1. terrestr. unter Buchenlaub	ENGELHARDT 1989
	2. im Sediment vergraben ü.dau.	
OLIGOCHAETA		
- *Eiseniella tetraedra*	- Diapause	REYNOLDS 1977
ISOPODA		
- *Asellus aquaticus*	- Rückzug in den Hyporheos	WILLAMS & HYNES 1974
		WIGGINS ET AL. 1980
		BRETSCHKO 1981
		MÖSSLACHER 1994
EPHEMEROPTERA		
- *Siphlonurus aestivalis*	- Eidiapause	WILLIAMS & HYNES 1976
		WIGGINS ET AL. 1980
- *Habrophlebia fusca*	- Überspringen einer L.generation	FOLTYN ET AL. 1996
PLECOPTERA		
- *Nemoura cinerea*	- Eidiapause	LEGIER & TALIN 1973
		KHOO 1964
- *Nemurella pictetii*	- keine Anpassung bekannt	WRIGHT ET AL. 1984
- *Amphinemura standfussi*	- Quieszenz im Eistadium	LILLEHAMMER 1988
- *Capnia bifrons*	- nymphale Diapause	PUGSLEY & HYNES 1985
		WILLIAMS 1987, KHOO 1964
- *Isoperla tripartita*	- keine Anpassung bekannt	
TRICHOPTERA		
- *Micropterna lateralis*	- Eidiapause	WIGGINS 1973
		WIGGINS ET AL. 1980
- *Synagapetus moselyi*	- Anp. in Struktur des Köchers	BOHLE 1994
	- kürzere Entwicklungsdauer bei Embryonalentwicklung	FISCHER & BOHLE (in press)
	- Zunahme d. Schlüpfsynchronisation	FISCHER & BOHLE (in press)
- *Anabolia furcata*	- larvale Sommerdiapause	WARINGER & GRAF 1997
	- Schlüpfsynchronisation	
- *Glyphotaelius pellucidus*	- gemeinschaftliche Eiablage an terrestrischen Uferstrukturen	OTTO 1986
- *Limnephilus auricula*	- imaginale Sommerdiapause	WARINGER & GRAF 1997
- *Limnephilus lunatus*	- imaginale Sommerdiapause	WARINGER & GRAF 1997
DIPTERA		
- *Diplocladius cultriger*	- Rückzug	
	1. umliegende Gewässer	MOLLER PILLOT 1984
	2. im 2. Lv.Stad. – terrestrisch	WILLIAMS 1987
COLEOPTERA		
- *Agabus chalconatus*	- Überlandflüge zu uml. Gewässer	ENGELHARDT 1989
	- Diapause im Sediment	ENGELHARDT 1989
	- veränderte Eiablage	JACKSON 1958
	- Eidiapause	WIGGINS ET AL. 1980
		JAMES 1969
		JAN KODADA (mündl. Mitt.)

Tabelle 4: Anpassungsstrategien des Makrozoobenthos

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

serführung (März – Mai) setzt sich die benthische Zönose leitbildkonform zu einem großen Teil aus Quell- und Reinwasserformen zusammen (Abb. 2).

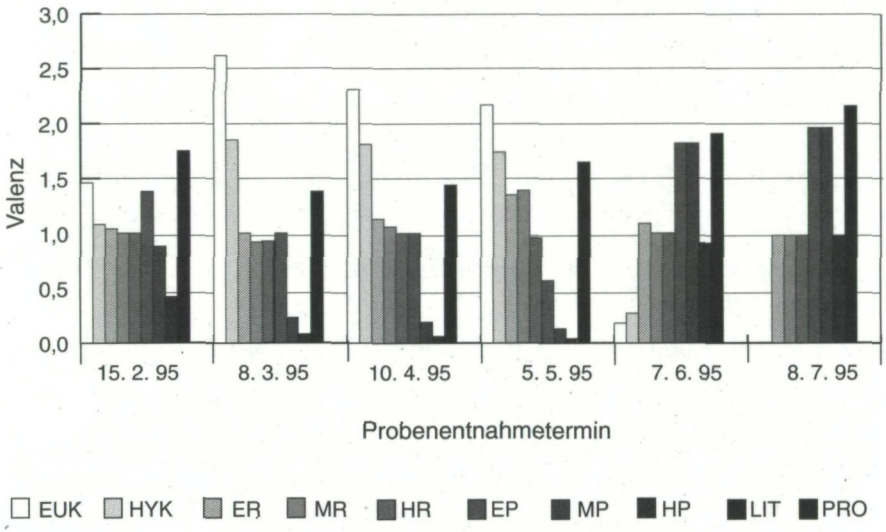

Abb. 2: Zeitliche Abfolge der biozönotischen Regionsverteilung im naturnahen, intermittierenden Abschnitt des Lainzerbaches (EUK = Eukrenal, HYK = Hypokrenal, ER = Epirhithral, MR = Metarhithral, HR = Hyporhithral, EP = Epipotamal, MP = Metapotamal, HP = Hypopotamal, LIT = Litoral, PRO = Profundal)

4.5 Verteilung der funktionellen Ernährungstypen

Die Austrocknungsphase des Lainzerbaches stimmt zeitlich mit dem herbstlichen Laubfall überein. Dadurch wird beim Wiedereinsetzen der Strömung ein Puls von organischem Material freigesetzt, der zerkleinernde und detritusfressende Ernährungstypen fördert. Wie die Auswertung der zeitlichen Ernährungstypenverteilung des Lainzerbaches zeigt (Abb. 3), dominieren bei beginnender Wasserführung Detritivoren und Shredder das Verteilungsbild, während die Bedeutung der Weidegänger mit der Andauer des Wasserflusses zunimmt.

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

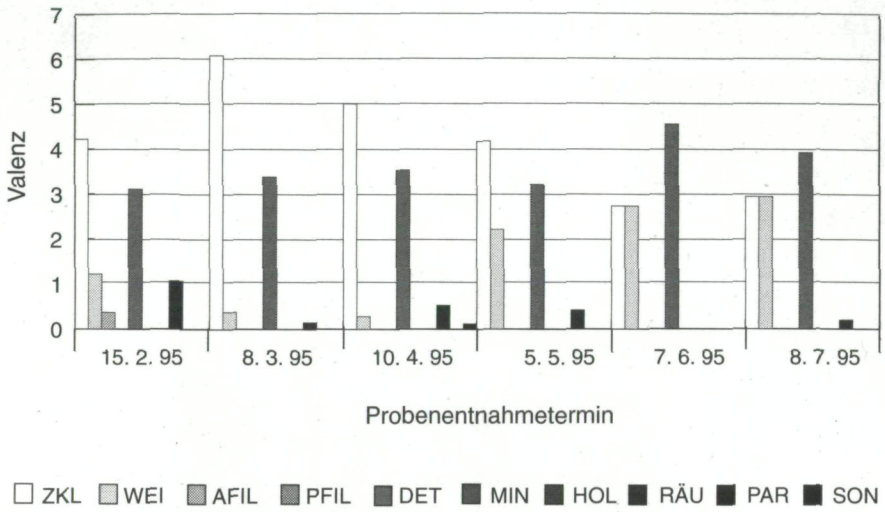

Abb. 3: Zeitliche Abfolge der Ernährungstypenverteilung im naturnahen, intermittierenden Abschnitt des Lainzerbaches (ZKL = Zerkleinerer, WEI = Weidegänger, AFIL = aktive Filtrierer, PFIL = passive Filtrierer, DET = Detritivoren, MIN = Minierer, HOL = Holzfresser, RÄU = Räuber, PAR = Parasiten, SON = Sonstige)

4.6 Die Auswirkungen anthropogener Beeinträchtigungen

Intermittierende Fließgewässer sind Ökosysteme mit hoher räumlicher und zeitlicher Dynamik. Erosions- und Depositionsvorgänge nach Hochwasserereignissen verursachen auch am Lainzerbach deutliche Veränderungen in der Morphologie des Bachbettes, ein Puls von organischem Material wird freigesetzt und massive Ansammlungen von Totholz (debris dams) entstehen. Blätter, Äste und Holzstükke der Ufervegetation als allochthone Strukturen spielen sowohl als Besiedelungsstrukturen wie auch als Nahrungsgrundlage eine dominierende Rolle in Fließgewässern niederer Ordnung. Die Entfernung derartiger Strukturen aus Bächen kann einen Rückgang der Invertebratenfauna um 60 - 90% zur Folge haben (BILBY & LIKENS 1980, SPEAKER et al. 1984). Die Untersuchungen am Lainzerbach belegen eine Schädigung der Makrozoobenthoszönose durch die extreme Strukturverarmung im Hartverbau um 53% der Taxazahl. Quantitative Analysen (FORSTER & MOOG 1996) ergaben eine Reduktion der zoobentischen Biomasse um 94,4%.

Die benthische Zönose der naturnahen Abschnitte des Lainzerbaches setzt sich sowohl aus umwelttoleranten Arten als auch aus ausgesprochenen Spezialisten,

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

wie Quell- und Reinwasserformen sowie austrocknungsresistenten Tieren zusammen (FORSTER & MOOG 1996). Dem Leitbild gemäß dominieren Shredder (*Nemoura cinerea, Radix peregra, Micropterna lateralis, Anabolia furcata)* und Detritivoren (*Asellus aquaticus)* das Gefüge der Ernährungstypen (Abb. 4).

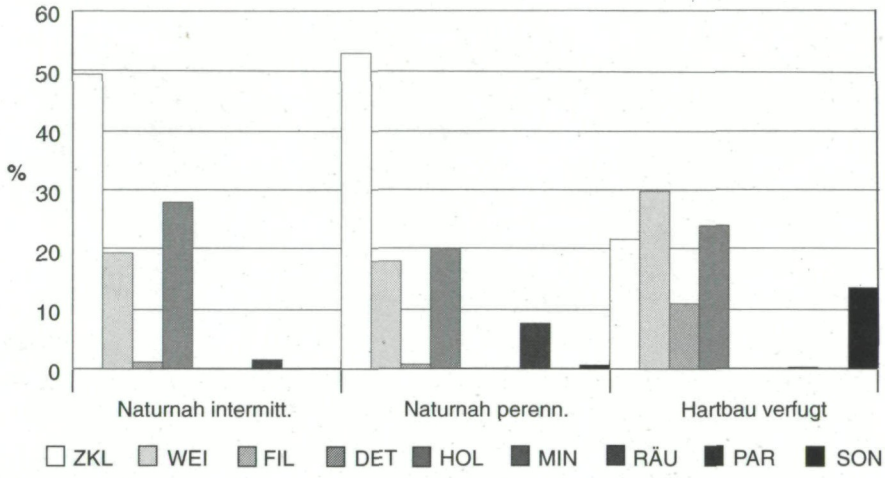

Abb. 4: Räumliche Verteilung der funktionellen Ernährungstypenverteilung im Mai 1995 (ZKL = Zerkleinerer, WEI = Weidegänger, FIL = Filtrierer, DET = Detritivoren, HOL = Holzfresser, MIN = Minierer, RÄU = Räuber, PAR = Parasiten, SON = Sonstige)

Auch die Auswertung der längenzonalen Verteilung ergibt eine unbeeinträchtigte ökologische Funktionsfähigkeit des Oberlaufabschnittes (Abb. 5). Im naturnahen Bereich mit perennierender Wasserführung kommt es durch die starke Akkumulation von grobpartikulärem organischem Material in den stagnierenden Bereichen zu einer deutlichen Abflachung der Regionsverteilungskurve. Der dominierende Quellanteil (*Synagapetus moselyi, Gammarus fossarum*) wird von euryöken Formen (*Asellus aquaticus, Ancylus fluviatilis, Siphlonurus aestivalis*, Hirudinea) begleitet, jedoch kommt es noch nicht zum Ausfall empfindlicher Arten (*Lithax obscurus, Rhyacophila hirticornis*).

Der Schwerpunkt der leitbildkonformen Ernährungstypenzusammensetzung im naturnahen Bereich verlagert sich im Hartverbau durch den fehlenden CPOM-Rückhalt zugunsten der Weidegänger und Detritusfresser. Die Versiegelung der Sohle des hartregulierten Abschnittes bewirkt ein völliges Verschwinden von Quellformen, die auf eine Verbindung mit dem Interstitial angewiesen sind. Anspruchs-

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

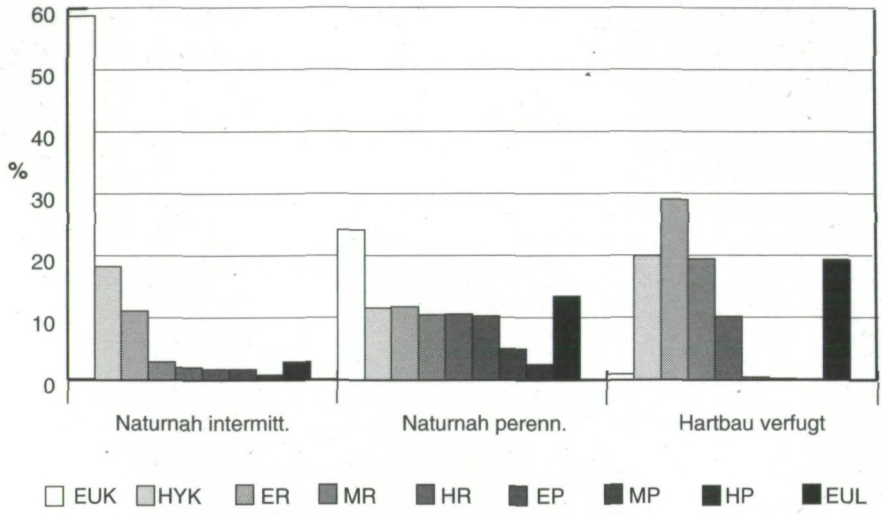

Abb. 5: Räumliche Verteilung der biozönotischen Regionen im Mai 1995 (EUK = Eukrenal, HYK = Hypokrenal, ER = Epirhithral, MR = Metarhithral, HR = Hyporhithral, EP = Epipotamal, MP = Metapotamal, HP = Hypopotamal, EUL = Eulitoral)

volle und gefährdete Arten, wie z. B. *Synagapetus moselyi* und *Lithax obscurus* fehlen daher gänzlich. Die Trichopteren sind lediglich durch die vorwiegend im Epipotamal und Litoral vorkommende Leptoceride *Athripsodes atterrimus* vertreten. Der hohe Litoral-Anteil wird durch den starken Algenbewuchs der Sohlplatten hervorgerufen. Die am häufigsten auftretenden Organismen während der gesamten Untersuchungsperiode sind hier die verschmutzungstoleranten sich überwiegend durch Beweidung von Aufwuchsalgen ernährenden Gastropoden *Physella acuta* und *Radix peregra* sowie *Asellus aquaticus*, die sich vorwiegend detritivor ernährt. Der Filtriereranteil ergibt sich aus dem häufigen Vorkommen von Simuliidae und Bivalvia (*Musculium lacustre*).

Durch die Auspflasterung des gesamten Bachbettes mit nicht standortsgetreuen Materialien (Pflastersteine, Beton) werden Bäche zu Abflußgerinnen degradiert. An die Stelle von struktureller Vielfalt treten Monotonie und Uniformität. Derartige wasserbauliche Eingriffe bewirken in einem Fließgewässer meist drastische Veränderungen hinsichtlich Morphologie, Hydrologie, Stoffhaushalt, Temperatur-, Strömungs- und Substratverhältnissen. In der Folge kommt es zu einer Veränderung und/oder Verarmung der aquatischen Lebensgemeinschaft sowie zu einer Verringerung der Selbstreinigungskapazität. Die makrozoobenthischen Organismen werden durch wasserbauliche Maßnahmen bis zu 70% der Taxazahl und 95% der Bio-

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

masse geschädigt (Moog 1989). Zusätzlich verursachen Begradigungen durch die veränderten Abflußverhältnisse und erhöhten Fließgeschwindigkeiten ein Sinken des Grundwasserspiegels. Weiters unterbindet die Versiegelung des Gewässerbettes den Kontakt zum Hyporheal völlig, wodurch eine wichtige Wiederbesiedelungsquelle für das Zoobenthos verlorengeht. Außerdem besteht bei beginnender Austrocknung des Bachbettes keine Möglichkeit für die Organismen, sich in den schützenden Lückenraum zurückzuziehen.

Da Organismen intermittierender Fließgewässer aufgrund ihrer spezifischen Anpassungsweisen mehr noch als in perennierenden Gewässern auf strukturelle Vielfalt angewiesen sind, ist jegliche anthropogene Beeinträchtigung zu vermeiden. Wasserbautechnische Maßnahmen stellen einen massiven Eingriff in das natürliche Regime und das Gleichgewicht des Ökosystems dar und sind daher jedenfalls naturnah unter Aufrechterhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit durchzuführen. Weiters ist im Sinne wasserwirtschaftlicher Überlegungen zu bedenken, daß auch bei hervorragenden Güteverhältnissen in der abflußreichen Periode intermittierende Fließgewässer als Vorfluter ungeeignet sind, da die Selbstreinigung des Gewässers bei Trockenfallen nicht gegeben ist.

5. Literatur

Bayly, I. A. E. & W. D. Williams (1973): Inland waters and their ecology. Longman: Melbourne.

Bilby, R. E. & G. E. Likens (1980): Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystems. Ecology 61: 1107-1113

Bohle, H. W. (1994): Gehäuse der Köcherfliegen - Struktur, Entstehung und Funktion. Verh. Westd. Entom. Tag 1994. Löbbecke-Mus., Düsseldorf 1995: 143-154

Boulton, A. J. & P. S. Lake (1988): Australian temporary streams - Some ecological characteristics. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 23: 1380-1383

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

Boulton, A. J. & P. S. Lake (1992 b): Benthic organic matter and detritivorous macroinvertebrates in two intermittent streams in south-eastern Australia. Hydrobiologia 241: 107-118

Boulton, A. J. & P. S. Lake (1992 c):The macroinvertebrate assemblages in pools and riffles in two intermittent strams (Werribee and Lerderderg rivers, southern central Victoria). Occasional papers from the Museum of Victoria 5: 55-71

Boulton, A. J. & P. J. Suter (1986): Ecology of Temporary Streams - an Australian Perspective. P. Decker & W. D. Williams (eds.) Limnology in Australia: 313-327

Bretschko, G. (1981): Vertical distribution of zoobenthos in an alpine brook of the Ritrodat-Lunz study area. Verh. Int. Ver. Limnol. 21: 873-876

Cairns, J. JR., J. S. Crossman, K. L. Dickson & E. E. Herricks (1971): The recovery of damaged streams. Ass. South-eastern Biol. Bull. 18: 79-106

Casey, H. & M. Ladle (1976): Chemistry and biology of the South Winterbourne, Dorset, England. Freshwater Biology 6: 1-12

Cummins, K. W. & M. J. Klug (1979): Feeding ecology of stream invertebrates. Annual Review of Ecology and Systematics 10: 147-172

Ellenberg, H. (1986): Die Vegetation Mitteleuropas. Ulmer Verlag, Stuttgart. 4. verbesserte Auflage

Engelhardt, W. (1989): Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? - Stuttgart: Franckh'sche Verlags-

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

buchhandlung

FECHTER, R. & G. FALKNER (1989): Die farbigen Naturführer - Weichtiere. Hrsg: Gunter Steinbach. München: Mosaik-Verlag

FISCHER, F. & H. W. BOHLE (in press): Anpassungen von Glossosomatiden an einen astatischen Lebensraum. Eiablageverhalten und Eientwicklung (Glossosomatidae, Agapetinae, Agapetini).

FISHER, S. G. (1983): Succession in streams. In „Stream Ecology - Application and Testing of General Ecological Theory". In: J. R. BARNES & G. W. MINSHALL (eds). Plenum Press: New York and London: 7-27

FISHER, S. G., L. J. GRAY, N. B. GRIMM & D. E. BUSCH (1982): Temporal succession in a desert stream ecosystem following flash flooding. Ecol. Monogr. 43: 93-110

FORSTER, R. (1996): Die Makrozoobenthos-Fauna naturnaher, hartverbauter und renaturierter Abschnitte des Lainzerbaches. Diplomarbeit der Universität für Bodenkultur: 168 pp

FORSTER, R. & O. MOOG (1996): Die Bodenfauna als Indikator der ökologischen Funktionsfähigkeit - Fallstudie Renaturierung Lainzerbach. - In: Symposiumsband: Wiener Wasserbau - „Ökologie und Schutzwasserbau in der Stadt?", Wien 1996: 135 - 141

GLÖER, P. & C. MEIER-BROOK (1994): Süßwassermollusken. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung: 136 pp

GÖTZINGER (1946): Landschafts- und formenkundliche Lehrwanderungen im Wienerwald. - In: LEITER, H. (Hrsg.): Wiener Geographische Studien. - Wien: Touristik-Verlag

GRAY, L. J. (1981): Species composition and life histories of aquatic insects in a lowland Sonoran desert stream. Amer. Midl. Nat. 106: 229-242

GRIMM, N. B. & S. G. FISHER (1989): Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream. Journal of the North American Benthological Society 8: 293-307

ILLIES, J. & L. BOTOSANEANU (1963): Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation ecologique des eaux courantes, considerées surtout du point de vue faunistique. Int. Ver. f. theoret. und angew. Limnologie 12: 1-57

JACKSON, D. J. (1958): Egg-laying and egg-hatching in *Agabus bipustulatus* L., with notes on oviposition in other species of *Agabus* (Coleoptera: Dytiscidae). - Trans R. Ent. Soc. Lond. 110: 53-80

JELEM, H. (1972): Der Wienerwald. -In: Naturgeschichte Wiens, Band 3: 6 - 43. - Wien, München: Jugend und Volk.

KAMLER, E. & W. RIEDEL (1960): The effect of drought on the fauna Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera of a mountain stream. Pol. Arch. Hydrobiol. 8: 87 - 94

KHOO, S. G. (1964): Studies on the biology of *Capnia bifrons* (NEWMAN) and notes on the diapause in the nymphs of this species. Gewässer u. Abwässer 34/35: 23 - 30

LEGIER, P. & J. TALIN (1973): Comparaison de ruisseaux permanents et temporaires de la Provence calcaire. Ann. Limnol. 9: 273 - 29

LILLEHAMMER, A. (1988): Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia and Denmark. Kobenhaven. Fauna Entomologica Scandinavica 21: 165 pp

MADER, H., T. STEIDL & R. WIMMER (1996): Abflußregime österreichischer Fließgewässer – Beitrag zu einer bundesweiten Fließgewässertypologie. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien

MALITZKY, H. (1993): Rote Liste der gefährdeten Köcherfliegen (Trichoptera) Österreichs. In: GEPP, H. (1994): Rote Liste der gefährdeten Tierarten Österreichs. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie 2: 207 - 214

MÖSSLACHER, F. (1994): Beobachtungen eines Grundwasser-Ökosystems im Freiland (Lobau, Wien) und experimentelle Untersuchungen über die Respirometrie, Freß- und Bewegungsaktivität einiger Süßwasserisopoden (Crustacea, Asellidae). Diplomarbeit 69 - 72

MOOG, O. (1989): Makrobenthologische Aspekte bei der Wiederherstellung naturnaher Flußabschnitte. - In: Wiener Mitteilungen 88: 55 - 103

MOOG, O. (Ed.) (1995): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung Mai/95. - Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

MOOG, O. & M. CAR (1995): Simuliidae. - Teil (III), 8 pp., in MOOG, O. (Ed.): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung Mai/95. - Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien

MOOG, O., A. SCHMIDT-KLOIBER & R. VOGL (1997): Entwicklung und Erprobung eines Auswertungsmodelles zur Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit auf Basis benthischer Fließgewässerzönosen. - Endbericht. - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Sektion IV, Wien

MUHAR, S., et al. (1993): Ausweisung naturnaher Fließgewässerabschnitte in Österreich - Vorstudie. Blaue Reihe Bd. 1, BMUJF, Wien

MÜLLER, K. (1954): Investigations on the organic drift in north Swedish streams. Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 35: 133 - 148

OTTO, C. (1986): Adaptive egg laying behaviour in two species of caddis flies. Proceedings of the 5th International Symposium on Trichoptera: 171 - 174

PHILIPP, A. (1997): Die Besiedelung intermittierender Fließgewässer unter besonderer Berücksichtigung der organischen Habitate. Diplomarbeit der Universität für Bodenkultur: 126 pp

PLESKOT, G. (1953): Beiträge zur Limnologie der Wienerwaldbäche. Wetter und Leben, Sonderheft II: 216 pp

PUGSLEY, C. W. & H. B. N. HYNES (1985): Summer diapause and nymphal development in *Allocapnia pygmaea* (BURMEISTER), (Plecoptera: Capniidae), in the Speed River, Southern Ontario. Aquat. Insects 7: 53 - 63

SPEAKER, R., K. MOORE & St. GREGORY (1984): Analysis of the process of retention of organic matter in stream ecosystems. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1835 - 1841

STRAHLER, A. N. (1957): Quantitative analysis of watershed geomorphology. Trans. Amer. Geophys. Union 38: 913 - 920

TOWNS, D. R. (1985): Limnological characteristics of a South Australian intermittent stream, Brownhill Creek. Aust. J. Mar. Freshw. Res. 36: 821 - 837

WARINGER, J. & W. GRAF (1997): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluß der angrenzenden Gebiete. Wien: Facultas-Universitätsverlag

WATERS, T. F. (1964): Recolonization of denuded stream bottom areas by drift. Trans. Am. Fish. Soc. 93: 311 - 325

WERTH, W. (1987): Ökomorphologische Gewässerbewertung. Oberösterreich.-österr. Wasserwirtschaft, 39. Jahrg., H. 5/6: 122 - 128

WIGGINS, G. B. (1973): A contribution to the biology of caddisflies (Trichoptera) in temporary pools. Roy. Ont. Mus. Life Sci. Contr. 88: 1 - 28.

WIGGINS, G. B., R. J. MACKAY & I. M. SMITH (1980): Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. Archiv für Hydrobiologie Suppl. 58: 97 - 206

WILLIAMS, D. D. (1987): The ecology of temporary waters. - Portland: Timber Press, 205 pp

WILLIAMS, D. D. & H. B. N. HYNES (1974): The occurence of benthos deep in the substratum of a stream. Freshw. Biol. 4: 233 - 256

WILLIAMS, D. D. & H. B. N. HYNES (1976a): The Ecology of Temporary Streams I. The Faunas of two Canadian streams. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 61: 761 - 787

WILLIAMS, D. D. & H. B. N. HYNES (1976b): The recolonization mechanismus of stream benthos. Oikos 27: 265 - 272

WILLIAMS, D. D. & H. B. N. HYNES (1977): The Ecology of Temporary Streams II. General Remarks on Temporary Streams. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 62: 53 - 61

WRIGHT, J.F., P. D. HILEY, D. A. COOLING, A. C. CAMERON, M. E. WIGHAM & A. D. BERRIE (1984): The invertebrate fauna of a small chalk stream in Berkshire, England, and the effect of intermittent flow. Archiv für Hydrobiologie 99: 179 - 199

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

Name und Anschrift der Verfasser:

Mag. Andrea PHILIPP
Abteilg. Wasserwirtschaft
Landhauspl. 1
Haus 15, WA 2
3109 St. Pölten

Mag. Rosemarie B. FORSTER
Neulassing 128
8900 Selzthal

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Wissenschaftliche Mitteilungen Niederösterreichisches Landesmuseum

Jahr/Year: 2000

Band/Volume: 13

Autor(en)/Author(s): Philipp Andrea, Forster Rosemarie B.

Artikel/Article: Die Rekolonisationsdynamik der wirbellosen Bodenfauna eines intermittierenden Flysch-Wienerwaldbaches. (N.F. 433) 7-30