

©Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz; download.umweltschutz.tirol.gv.at

Auswirkungen des Schwellbetriebes auf die aquatische und terrestrische Fauna in ufernahen Bereichen²

Teilbereich Phyto- und Makrozoobenthos, Synthese

Christian Moritz & Peter Pfister

ARGE Limnologie, Innsbruck

1. Einleitung

Eine allgemeine Darstellung des Untersuchungsrahmens und der methodischen Vorgangsweise erfolgte bereits in einer vorhergehenden Arbeit dieses Tagungsbandes (Moritz & Kaufmann). Der vorliegende Teil beschränkt sich daher auf die Beschreibung der Methodik und Ergebnisse hinsichtlich der Aufwuchsalgen (Phytobenthos) und Bodenfauna (Makrozoobenthos) sowie den abschließenden Versuch einer kurzen Synthese aller Teilaspekte.

Die negativen Auswirkungen des Schwellbetriebes auf die aquatische Fauna sind bereits in zahlreichen Arbeiten dokumentiert, bekannt sind etwa Abbildungen wie z.B. Abb. 1, die den Biomasseneinbruch unmittelbar unterhalb der Triebwasserrückgabe (blau strichlierter Pfeil) und die weitere Erholung im Verlauf der Fließstrecke zeigen (Moog 1993).

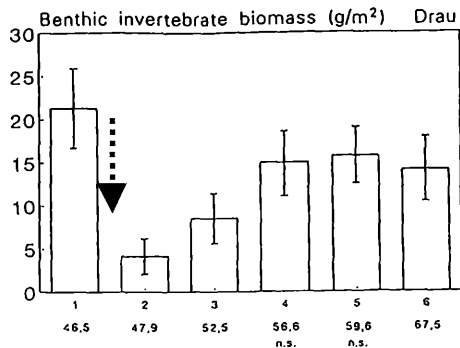


Abb. 1: Biomasseneinbruch unmittelbar unterhalb der Triebwasserrückgabe (blau strichlierter Pfeil) und die weitere Erholung im Verlauf der Fließstrecke (aus Moog 1993)

Daneben gab es aber auch vereinzelte Befunde, die differenzierte Verhältnisse in den ufernahen Bereichen erkennen lassen und auf eine örtlich und zeitlich wesentlich heterogenere Besiedelung hinweisen (z.B. Moritz et al., 1999). Es wurde daher ein enger Zusammenhang zwischen der räumlichen Abfolge der Organismengemeinschaft und den von den wechselnden Abflussmengen bestimmten Parametern (z.B. Entfernung von der Uferlinie,

² Studie im Auftrag der Abteilung Umweltschutz des Amtes der Tiroler Landesregierung

Wassertiefen, ...) angenommen. Diesbezügliche Daten fehlten jedoch noch weitgehend. Daher war die Untersuchung dieser Zusammenhänge Gegenstand der vorliegenden Bearbeitung und sollte konkrete, bisher noch weitgehend fehlende Grundlagen für die Beurteilung der räumlich differenzierten Auswirkungen des Schwellbetriebes liefern.

2. Methodik

2.1. Allgemeines, Sammelstrategie

Nachfolgende Skizze (Abb. 2) verdeutlicht die Probenentnahmestrategie bei der Bodenfauna und den Aufwuchsalgen.

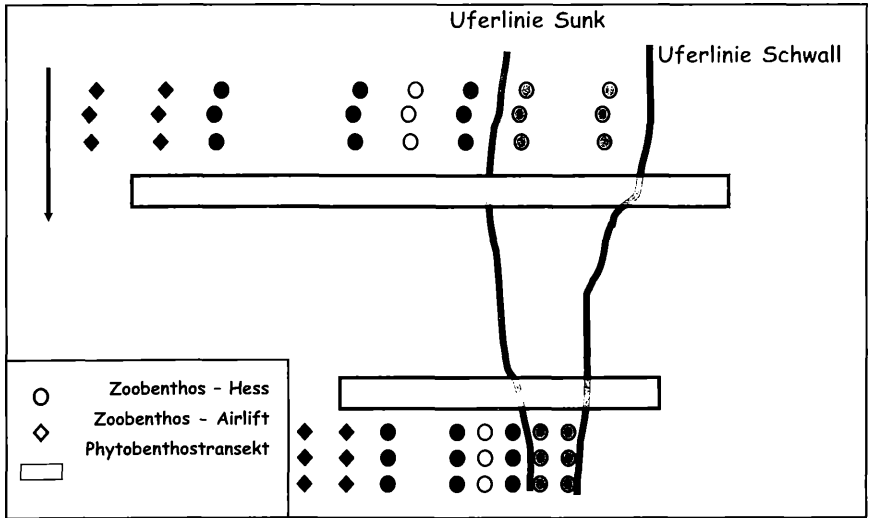


Abb. 2: Schematische Darstellung der Probenentnahmestrategie bei Bodenfauna (Makrozoobenthos) und Aufwuchsalgen (Phytobenthos) an 2 unterschiedlich geneigten Querprofilen.

Alle einzelnen Probenpunkte bzw. Profile wurden genau eingemessen. In Verbindung mit der ebenfalls erstellten Geländeaufnahme diente dies zur genauen Erfassung des räumlichen Zusammenhanges zwischen den abiotischen Rahmenbedingungen (Wasseranschlagslinien bei verschiedenen Wasserständen etc.) und den biologischen Daten. Abb. 3 zeigt dies für die Schwallstrecke Inn/Pettnau.

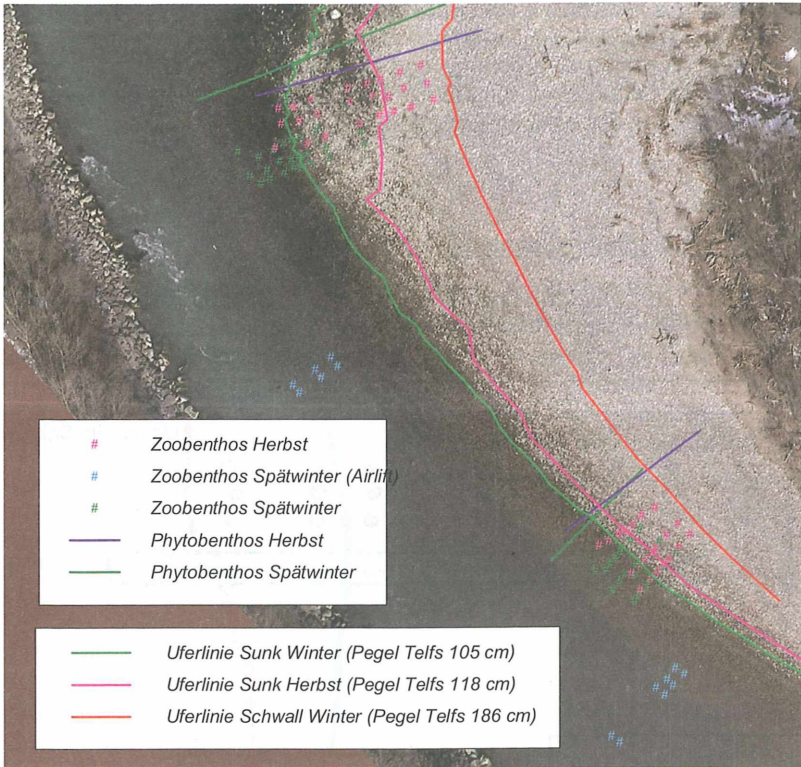
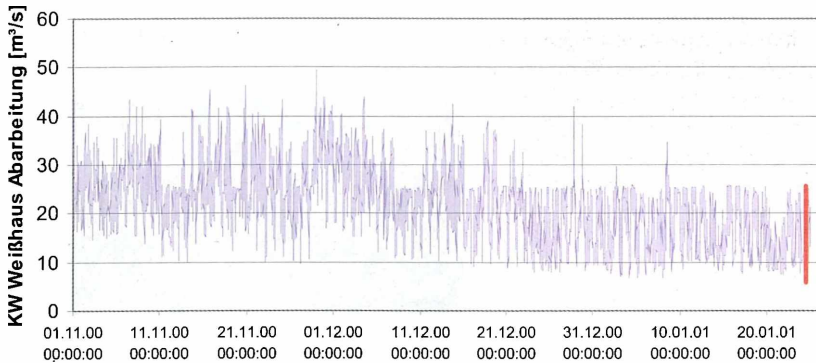


Abb. 3: Probenstellen Inn Pettnau. Uferlinien bei charakteristischen Abflüssen. Probenentnahmepunkte Makrozoobenthos und Phytobenthostranste.

Die Entnahme erfolgte an beiden Flüssen (Inn und Lech) an 2 unterschiedlich steilen Uferabschnitten. An jedem dieser Abschnitte wurden jeweils 3 eng zusammenliegende Quertransekte besammelt. Dadurch können die Unterschiede zwischen den verschiedenen Strata (Bereiche in jeweils gleicher Entfernung zur Uferlinie) mit einer größeren Sicherheit bzw. statistischen Absicherung dargestellt werden.

2.2. Probenstellen, Abflussgeschehen, Termine

Zur Lage der Probenstellen sowie die Abflusssituation an den Stellen Lech/Johannesbrücke und Inn/Pettnau siehe den Tagungsbeitrag Moritz & Kaufmann. Ergänzend zu diesen Ausführungen ist im folgenden eine winterliche Ganglinie der Probenstelle Lech Weißhaus (linksufrige Schotterbank ca. 200 m unterhalb der Rückgabe des KW Weißhaus; hier wurden einmalig nur Phyto- und Makrozoobenthosuntersuchungen durchgeführt) dargestellt.



bb. 4: Rückgabe des KW Weißhaus im Zeitraum von 3 Monaten vor der winterlichen Probenentnahme (rot: für die Probenentnahme eingestellter Abflussbereich). Daten: EW Reutte.

Im Gegensatz zum Inn hat der Schwall an der Rückgabe Lech Weißhaus eine deutlich höhere Frequenz, mehrmals täglich wird bedarfsweise abgearbeitet. Etwa ab Weihnachten schwankt der Abfluss zwischen rund 7 und 25 m^3/s (Sunk: Schwall = 1:3,6), vorher zwischen ca. 10 und 43 m^3/s .

Die Probenentnahmen an Inn und Lech (Johannesbrücke) wurden im November 1999 und Februar 2000 durchgeführt, die Stelle Lech Weißhaus wurde nachträglich einmal im Jänner 2001 beprobt. Es wurde auf die Beprobung in einer ausgeprägten Sunkphase geachtet (vgl. auch die verzeichneten Probenentnahmetermine in Abb. 5 in Moritz & Kaufmann).

2.3. Aufwuchsalgen

Die Aufnahme der makroskopischen Algenarten erfolgte in 1m-breiten Transekten entlang eines gespannten Maßbandes mit Hilfe eines unterteilten 1x1m-Aluminiumrahmens und eines Sichtkastens. Entlang dieses Transektes wurde der durchschnittliche Deckungsgrad der einzelnen auftretenden Makroalgen in 5 Klassen (Klasse 1 = <5% Deckung, 2 = 5-25%, 3 = 25-50%, 4 = 50-75%, 5 = 75-100%) geschätzt. Parallel dazu wurden auch Wassertiefen und Strömungsgeschwindigkeiten entlang des Profils ermittelt.

2.4. Bodenfauna

2.4.1. Feldarbeiten

Für die Probenentnahmen wurden je nach Wassertiefe 2 Gerätschaften eingesetzt: Bis in eine Wassertiefe von ca. 50 cm erfolgten die Entnahmen mit einem geschlossenen Zylindersammler („Hess-Sammler“; Besammlungsfläche 430 cm^2 , Netzmaschenweite 100 μm). Entnommen werden die oberflächlichen ca. 15 cm schottriger Substrate.

Ab einer Wassertiefe von ca. 70-100 cm wurde ein „Airlift-sammler“ auf einer mit einem quergespannten Drahtseil fixierten Arbeitsplattform verwendet

(Abb. 5). Besammlungsfläche (415 cm²) und Maschenweite (100 µm) sind gleich wie beim Hess-Sampler. Bau und Funktionsweise sind ausführlich in Pehofer (1998) beschrieben.



Abb. 5: Arbeitsplattform für Airlift-Probennahmen

2.4.2 Auswertung

An jedem der zwei unterschiedlich geeigneten Untersuchungsabschnitte wurden für die einzelnen Strata (charakterisiert durch die gleiche Entfernung zur Uferlinie; vgl. farblich unterschiedliche Probenpunkte im Entnahmeschema, Abb. 2) Mittelwerte aus den entsprechenden 3 Proben der eng benachbarten Querprofile berechnet. Die einzelnen Probenpunkte wurden hinsichtlich mehrerer Parameter charakterisiert, um die Abhängigkeit der Besiedlung von diesen Rahmenbedingungen herauszuarbeiten:

- Wassertiefe
- Strömungsgeschwindigkeit
- Deckungsgrad Bewuchs
- Mittlerer Korndurchmesser
- Substratstabilität (s.u.)
- Abstand zur Uferlinie bei Sunk
- Überflutungshäufigkeit (Prozent) der vorangegangenen Wochen (s.u.).

Im Zusammenhang mit der Abhängigkeit der tierischen Besiedlung von der Substratstabilität wurde auch eine relative Bettstabilität RBS (Gordon et al. 1992) für die einzelnen Proben berechnet.

Die Überflutungshäufigkeit für die einzelnen Proben ergab sich aus der Verbindung der genau eingemessene Höhenlage der Proben und jeweiligen Uferlinien mit der entsprechenden Höhe in den Dauerlinien der Pegelaufzeichnungen.

An biozönotischen Summenparametern wurden der Saprobitätsindex, die längenzonale Verteilung der Zoozönosen (biozönotische Region; unter Verwendung eines Indikationsgewichtes) sowie die Verteilung der funktionellen

Ernährungstypen (ohne Gewichtung) berechnet. Die Berechnung dieser Parameter erfolgte grundsätzlich entsprechend Zelinka & Marvan (1961), jedoch unter Verwendung der Individuendichten anstelle von Häufigkeitsklassen. Es wurden im wesentlichen die Einstufungen der „Fauna aquatica austriaca“ (Moog, O. (Ed.), 1995) herangezogen. Für einige höhere taxonomische Einheiten wurden eigene Einstufungen verwendet, sofern dies auf Basis des bestimmbareren Artenspektrums vertretbar schien.

3. Ergebnisse

3.1 Aufwuchsalgen

Folgende Algenarten bzw. Algengruppen traten an den Untersuchungsstellen am Inn und Lech makroskopisch bedeutsam in Erscheinung und wurden in weiterer Folge kartiert: Die Blaualge *Chamaesiphon polonicus*, die Goldalgen *Hydrurus foetidus* und *Phaeodermatium rivulare*, die Grünalgen *Ulothrix* spp. (überwiegend *U. zonata*) und *Cladophora glomerata* (nur an der Stelle Lech Weißhaus) sowie hier nicht näher differenzierte Kieselalgenüberzüge.

Hinsichtlich der natürlichen Lebensraumsprüche dieser Formen ist die Präferenz von *Chamaesiphon polonicus* und *Ulothrix* sp. für die Uferbereiche (teils auch über der Wasserlinie) von Bächen und Flüssen interessant. Insbesondere die rheophilen und austrocknungssensiblen Arten *Hydrurus foetidus* und *Phaeodermatium rivulare* sind hingegen an ständig überströmte Bereiche gebunden.



Abb. 6: *Ulothrix zonata* im Spiegelschwankungsbereich des Inn.

Die auffälligsten Unterschiede zwischen den beiden untersuchten Gewässern insgesamt sind das weitgehende Fehlen der im Inn meist dominanten Aspekte „Kieselalgenüberzüge“ und „*Ulothrix* spp.“ im unbeeinflussten Lech-

abschnitt bei Forchach, aber auch die merklich geringere Entwicklung (bzw. das völlige Fehlen) der Goldalge *Hydrurus foetidus* in beiden untersuchten Abschnitten des Lech.

Im folgenden (Abb. 7 bis 9) werden ausgewählte charakteristische Transekte vom Spätwintertermin grafisch dargestellt (Lech 1, Lech Weißhaus, Inn 2).

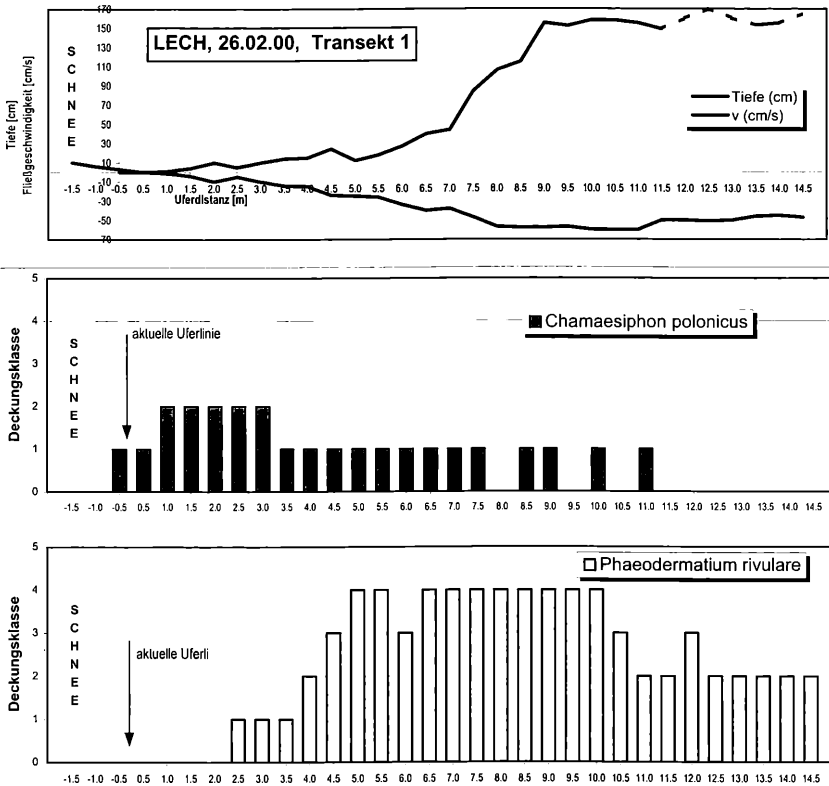


Abb. 7: Profilcharakteristik und Verteilung der Makroalgen. Lech, Transekt 1. Spätwinter 2000.

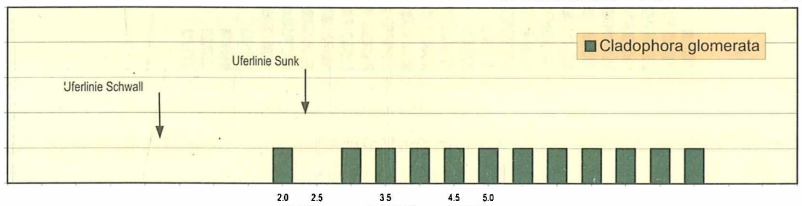
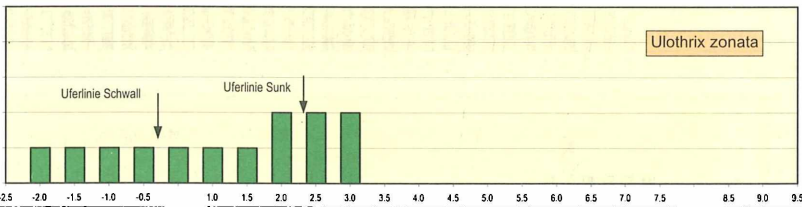
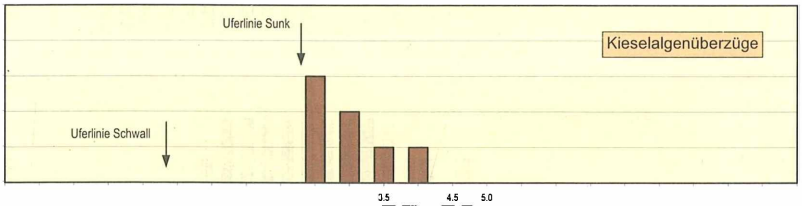
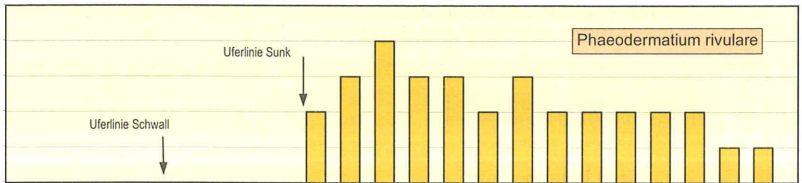
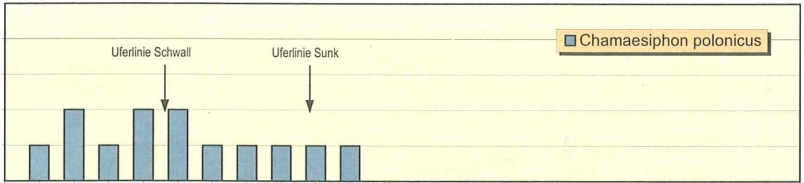
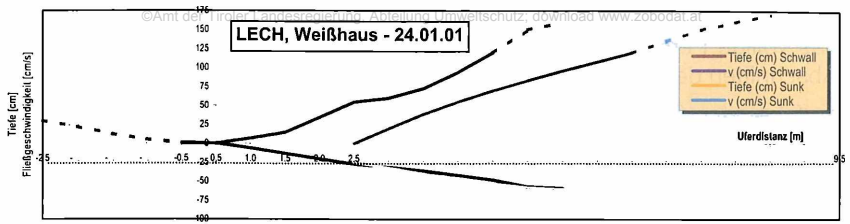


Abb. 8: Profilcharakteristik und Verteilung der Makroalgen. Lech, Weißhaus. Spätwinter 2001.

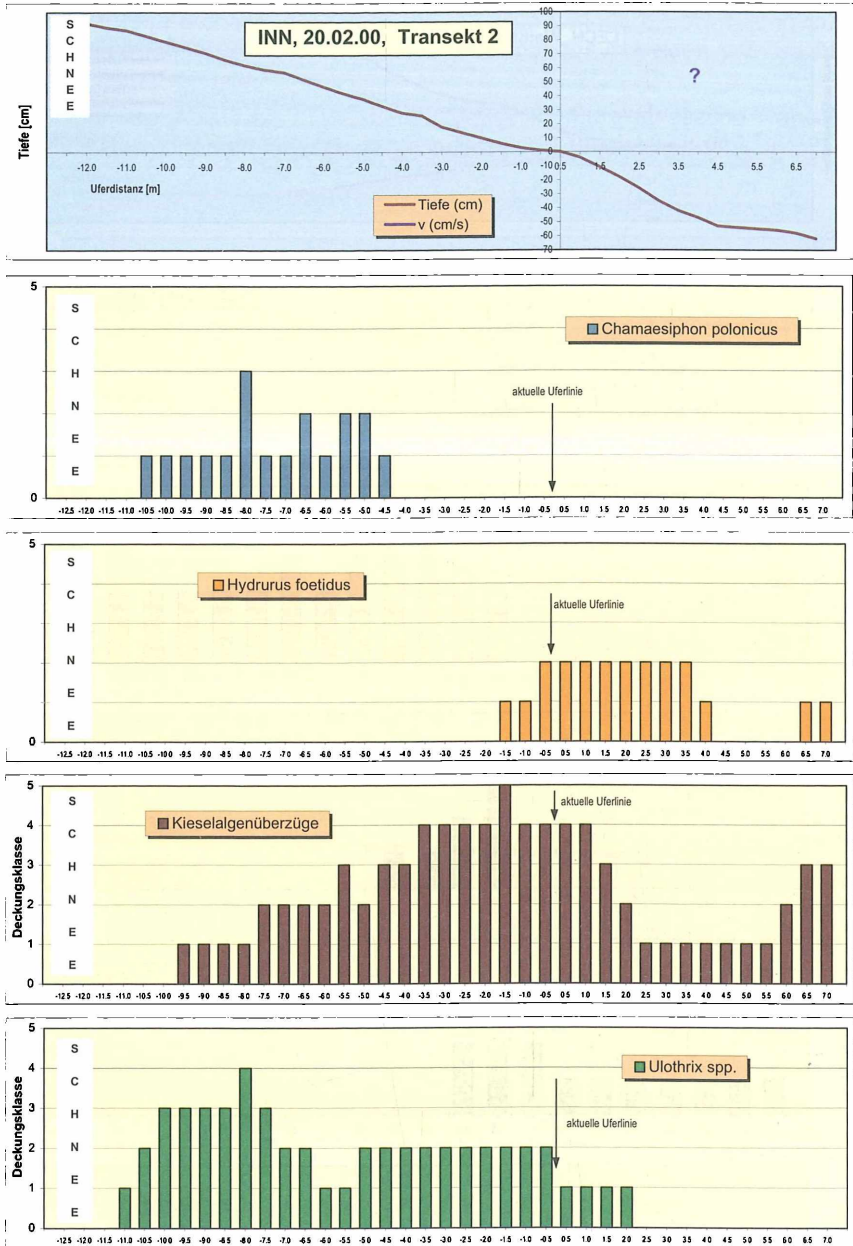


Abb. 9: Profilcharakteristik und Verteilung der Makroalgen. Inn, Transekt 2. Spätwinter 2000.

C. polonicus konnte am Inn ausschließlich über der jeweiligen aktuellen Wasserlinie nachgewiesen werden, im November sogar bis jeweils etwa 16m Entfernung landwärts. Im Gegensatz zum Inn kann *C.polonicus* an der Referenzstelle Lech/Johannesbrücke zumindest teilweise im gesamten Flussbett beobachtet werden, aber auch hier ist die Bevorzugung des strömungsärmeren Uferbereiches als Lebensraum offensichtlich. An der Schwallstrecke Lech/Weißhaus reicht die Ausbreitungsgrenze von *C.polonicus* zumindest einige Meter über die „Schwall-Uferlinie“ landseitig hinaus, flusseitig verschwindet *C. polonicus* sehr rasch (ab 1m flusseitig der Sunk-Wasserlinie).

Hydrurus foetidus weist im Inn eine diametral entgegengesetzte Verteilung zu *C.polonicus* auf, sie schließt flusseitig jeweils an diese an (keine Kartierungseinheit mit gemeinsamen Auftreten festgestellt). Im Lech ist *H.foetidus* an beiden Untersuchungsterminen nur gering entwickelt bzw. fehlt über weite Strecken sogar völlig. Aus dem Verbreitungsbild von *Hydrurus* ergibt sich kein Hinweis auf eine schwallbedingte, negative Beeinflussung im ständig überströmten Abschnitt des Inn. Ähnliches gilt auch für **Phaeodermatium rivulare**. Eine Auswirkung des Schwellbetriebes ist lediglich darin zu sehen, dass die Niedrigwasserlinie unter natürlichen Abflussbedingungen doch über der Sunk-Wasserlinie liegen würde und entsprechend der Ausdehnung des ständig benetzten Bereiches die Verbreitung dieser beiden Arten weiter landeinwärts reichen würde.

Ulothrix spp. (Ulothrix zonata): Im Inn zählt *Ulothrix* spp. (überwiegend die Art *U.zonata*) zu den dominanten Makroalgen. Sie konnte an beiden Terminen in allen kartierten Transekten beobachtet werden und erreicht dort jeweils zumindest abschnittsweise Deckungsgrade von über 30%. Der Schwerpunkt des Vorkommens von *Ulothrix* liegt eindeutig im Spiegelschwankungsbereich über der Sunk-Uferlinie. Aufgrund der Schwall-situation ist der Bereich des Eulitorals im Inn und dementsprechend auch der „*Ulothrix*-Gürtel“ weit überdurchschnittlich ausgedehnt (sicher deutlich breiter, als er unter natürlichen Abflussbedingungen wäre).

An den beiden Lechstellen beschränkt sich das Vorkommen von *Ulothrix zonata* auf die Schwallstrecke Weißhaus, dort besiedelt *Ulothrix* bevorzugt den amphibischen Bereich zwischen Schwall- und Sunk-Wasserlinie sowie die jeweils unmittelbar angrenzenden Bereiche ufer- und flusseitig.

Insgesamt stellt diese Grünalge die einzige Makroalge im Inn dar, deren Entwicklung durch den Schwallbetrieb sehr deutlich beeinflusst wird. Aufgrund der räumlichen Vergrößerung des für sie optimalen Lebensraumes der wechselfeuchten Zone tritt *Ulothrix* hier in insgesamt deutlich höheren Biomassen und in größerer räumlicher Ausdehnung auf als unter natürlichen Abflussbedingungen. Im Lech ist das ausschließliche Auftreten von *Ulothrix* an der schwallbeeinflussten Stelle Weißhaus zumindest teilweise als Auswirkung des Schwellbetriebes zu interpretieren.

Kieselalgenüberzüge: die dunkelbraunen, bis 1mm-dicken Kieselalgenüberzüge prägen das makroskopische Bild im Untersuchungsabschnitt des Inn entscheidend mit. Sie treten an beiden Terminen in jeweils allen kartier-

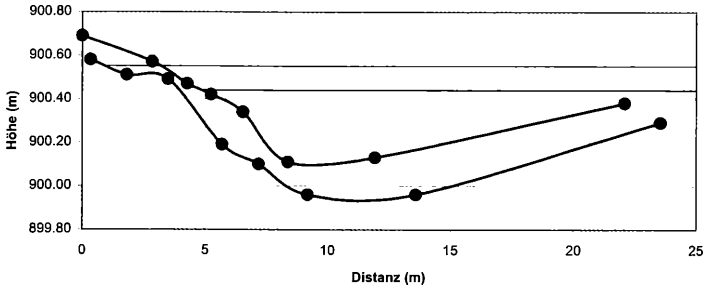
ten Transekten auf und erreichen zumindest abschnittsweise deutlich über 50% Deckung. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt jeweils etwa im Bereich der aktuellen Wasserlinie, die größten Deckungsgrade treten im Spiegelschwankungsbereich auf. Massive Kieselalgenlager mit mm-Dicke lassen sich vorwiegend in strömungsärmeren (Ufer-)Bereichen feststellen, da diese einzelligen Algen normalerweise keine zusammenhängenden Kolonien ausbilden und nur selten über Anheftungsmechanismen verfügen, so dass eine starke mengenmäßige Entwicklung auf schneller überströmten Steinen meist nicht möglich ist.

Eine derart starke mengenmäßige Entwicklung wie am Inn käme unter normalen Abflussbedingungen wohl nicht zustande, v.a. nicht in dieser räumlichen Ausdehnung und in den Bereichen, die lediglich aufgrund des Schwallen regelmäßig überflossen werden

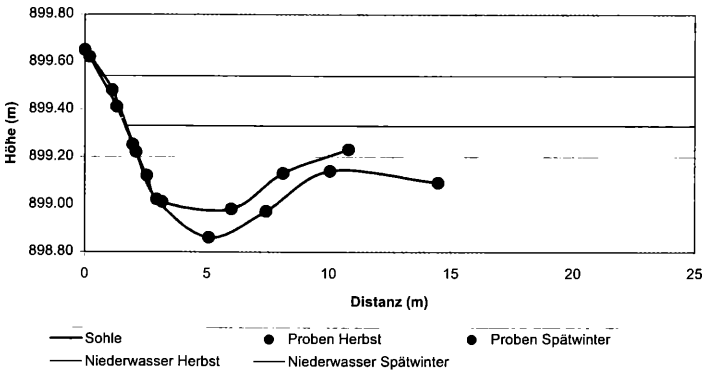
Im Lech treten Kieselalgen an der Referenzstelle Weissenbach nur im November im Transekt 1 makroskopisch in Erscheinung. Sie erreichen kaum einmal 20% Deckung und sind relativ gleichmäßig vom Uferbereich bis zur Flussmitte verteilt. Im schwallbeeinflussten Abschnitt Weißhaus sind ebenfalls makroskopische Kieselalgenbestände zu beobachten, sie besiedeln hier im Gegensatz zum Inn allerdings ausschließlich den ständig benetzten Bereich in einem etwa 2m breiten Gürtel flussseitig der Sunk-Uferlinie

3.2 Bodenfauna

Die nebenstehenden Profildarstellungen zeigen die Lage der verschiedenen Strata sowie die maßgebenden Wasserstände am Lech (zur Lage der Probenpunkte am Inn vgl. Abb 3). Alle einzelnen Probenpunkte bzw. Profile wurden genau eingemessen. In Verbindung mit der ebenfalls erstellten Geländeaufnahme diente dies zur genauen Erfassung des räumlichen Zusammenhanges zwischen den abiotischen Rahmenbedingungen (Wasseranschlagslinien bei verschiedenen Wasserständen etc.) und den biologischen Daten.



Lech Profil 2



Lech Weißhaus, 24.1.2001

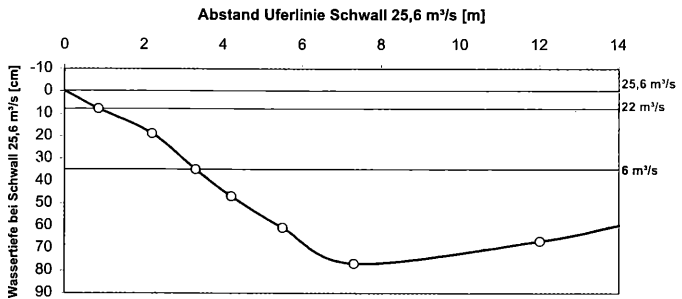


Abb. 10: Profile der Untersuchungsbereiche am Lech mit der Lage der Zoobenthosproben (einzelne Strata aus Mittelwerten von 3 Parallelproben) und maßgebenden Wasserständen. Johannesbrücke: Profil 1 flacher Abschnitt, Profil 2 ... steiler Bereich.

3.2.1. Allgemeines zur Bodenfauna an Lech und Inn

Im Vergleich mit anderen alpinen Flüssen ist der untersuchte Referenzabschnitt Lech/Johannesbrücke vergleichsweise dünn besiedelt (beispielhaft anhand der Biomasse in Abb. 11 dargestellt; Vergleichsdaten aus Saxl et al. 1995, Moritz et al 1996, 1997, Moritz & Pfister 2001).

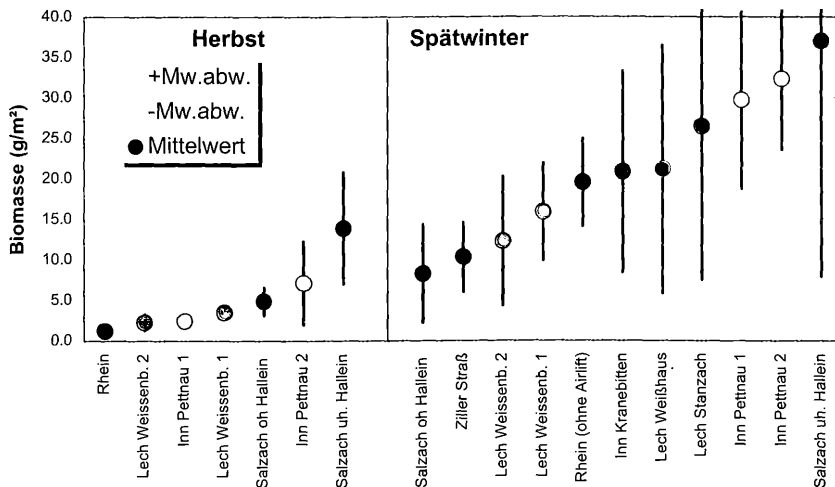


Abb. 11: Makrozoobenthos. Biomassenvergleich Inn und Lech mit anderen alpinen Gewässern in ufernäheren Bereichen (ohne Proben der Wasserwechselzone und Tiefenrinnen). Mit Ausnahme von einigen Lechabschnitten (blaue Punkte) alle Stellen mit starkem Schwellbetrieb. Fehlerbalken: durchschnittliche Abweichung der Einzelwerte von ihrem Mittelwert (in beide Richtungen aufgetragen):

Es dürfte daher die starke Geschiebedynamik im Lech, damit im Zusammenhang auch der vergleichsweise deutlich schwächere Algenbewuchs, sowie auch die höhere Lage (ca. 250-300 Höhenmeter über den anderen Flüssen) eine Rolle spielen.

Die schwallbeeinflusste Lech-Stelle Weißhaus ist deutlich dichter besiedelt als die 1 Jahr früher besammelte Referenzstelle Weissenbach/ Johannesbrücke. Die wichtigsten Faktoren, die höhere Besiedelungsdichten als an der Referenzstelle begünstigen, sind sicherlich die geringere Geschiebedynamik infolge der oberhalb liegenden Stau (Stau Höfen, Kniepaß) und ein höherer Nährstoffgehalt. Auch das Artenspektrum ist bereits stärker durch Formen aus tieferen Flussregionen gekennzeichnet. Eine unmittelbare Vergleichbarkeit mit der Referenzstelle ist daher nicht gegeben, jedoch ist durch die in Weißhaus generell höheren Bestände auch dokumentiert, dass der die Gesamtbesiedelungsdichte fördernde Einfluss der genannten Faktoren in den ständig überströmten Bereichen stärker zum Tragen kommt als die dezimierenden Mechanismen des Schwellbetriebes.

Der **Inn** weist im Spektrum der verschiedenen Flüsse durchwegs mittlere bis hohe Gesamtbesiedelungsdichten auf.

Der Inn ist generell deutlich artenreicher als der Lech an der Referenzstelle Johannesbrücke. Die höchste **Taxazahl** wurde an der Schwallstrecke Lech Weißhaus festgestellt, maßgebend dafür ist sicherlich die geografische Lage mit dem Einfluss sowohl der alpinen Bereiche aus dem Oberlauf als auch des Alpenvorlandes. Auf detailliertere Ausführungen hinsichtlich des **Arten-spektrums** wird hier aber weitgehend verzichtet (vgl. dazu Moritz et al. 2001). Als Randbemerkung sei hier lediglich auf eine faunistische Besonderheit hingewiesen: der kleine Grundwasserkrebs *Bathynella sp.*, der in Tirol bisher nur vom Lech bei Steeg bekannt war, wurde an einer Stelle in der Tiefenrinne des Inn häufig nachgewiesen.

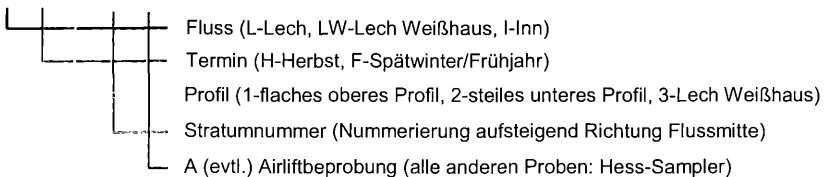
Die relativen Anteile der **taxonomischen Großgruppen** (vgl. Abb. 12 bis 15) zeigen, dass insbesondere bei den Biomassen Zuckmücken- und Köcherfliegenlarven im Inn eine deutlich grössere Rolle spielen als am Lech. Am Lech fällt die dominierende Rolle der Eintagsfliegen auf.

3.2.2 Abundanzen, Biomassen, Großgruppen

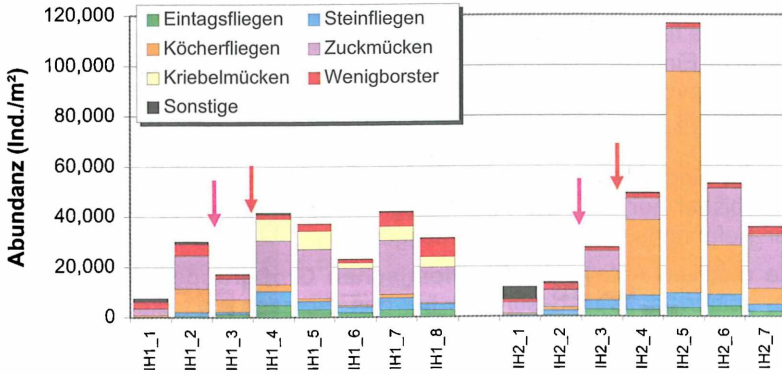
In den folgenden Säulendiagrammen sind die Besiedelungsdichten und Biomassen entlang der Querprofile aufgetragen. Die einzelnen Säulen stellen jeweils den Mittelwert der drei Einzelproben eines Stratums dar.

Erläuterung der Proben- bzw. Stratumbezeichnung (Abb. 12 bis 15):

L H 1_9 A



Individuendichten: Inn, Herbst



Individuendichten: Lech, Herbst

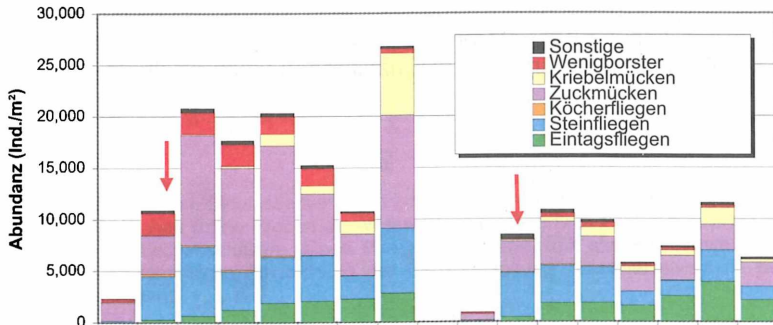
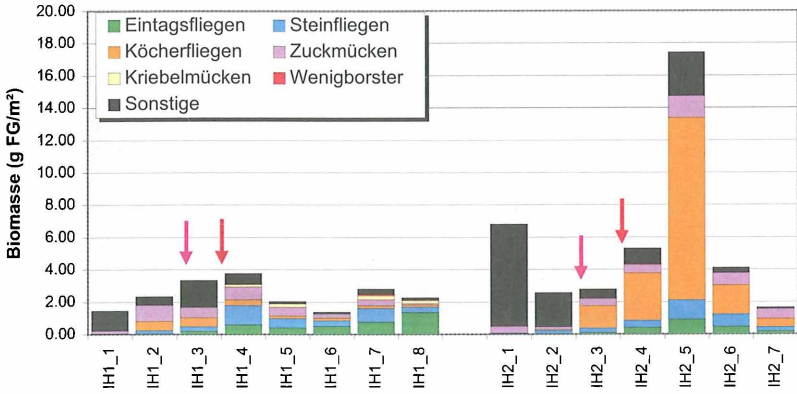


Abb. 12: **Individuendichten Herbst** 1999, Inn und Lech. Probenbezeichnung siehe Text oben. Roter Pfeil: Überflutung 100 % Magenta Pfeil: Überfl. 95 %

Biomassen: Inn, Herbst



Biomassen: Lech, Herbst

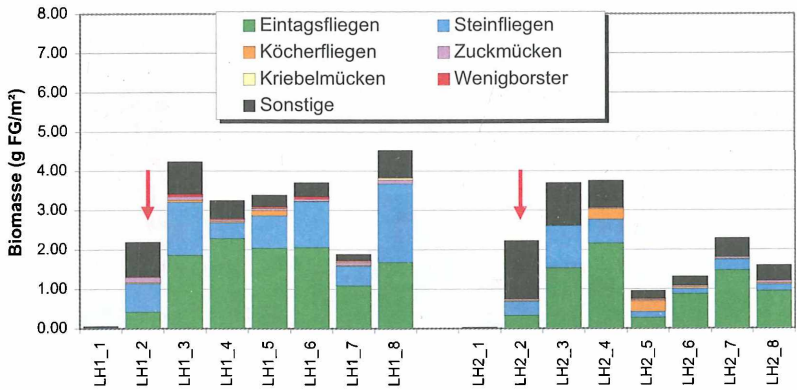
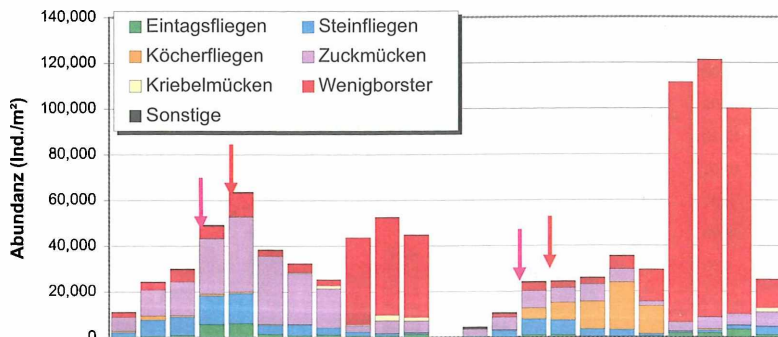


Abb. 13: Biomassen Herbst 1999, Inn und Lech. Probenbezeichnung siehe Text oben. Roter Pfeil: Überflutung 100 % Magenta Pfeil: Überflutung 95 %

Individuendichten: Inn, Frühjahr



Individuendichten: Lech, Frühjahr

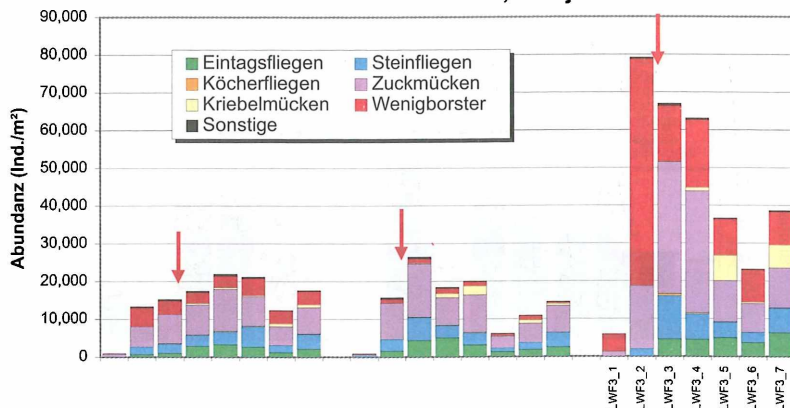


Abb. 14: Individuendichten Spätwinter 2000 und 2001 (Weißhaus), Inn und Lech. Probenbezeichnung siehe Text oben. Roter Pfeil: Überflutung 100 % Magenta Pfeil: Überflutung 95 %

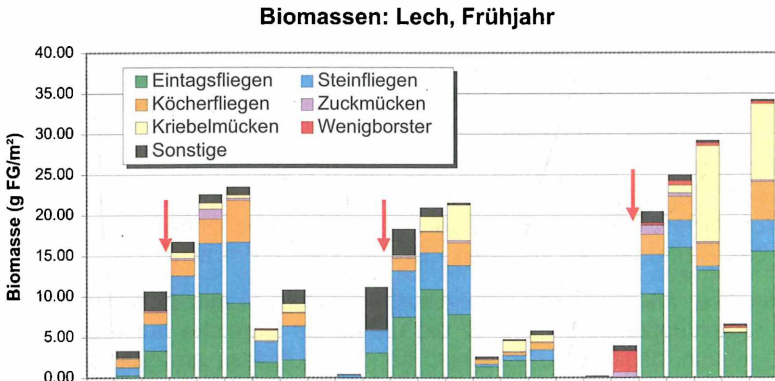
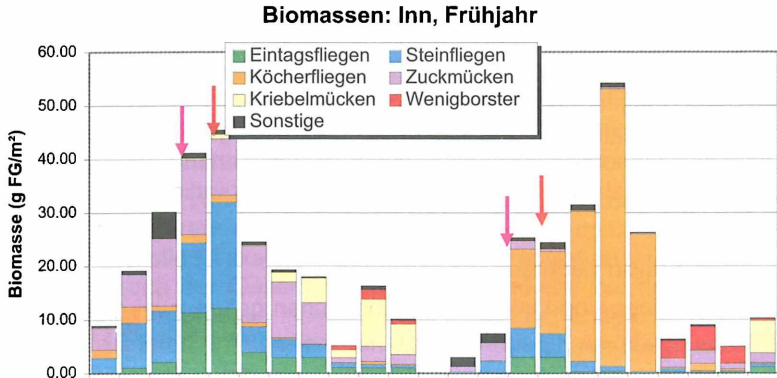


Abb. 15: **Biomassen Spätwinter 2000 und 2001 (Weißhaus), Inn und Lech.** Probenbezeichnung siehe Text oben. Roter Pfeil: Überflutung 100 % Magenta Pfeil: Überflutung 95 %

Aus den Abflussdauerlinien und der eingemessenen Höhenlage der Proben wurden Überflutungshäufigkeiten für die einzelnen Strata ermittelt. In den vorhergehenden Säulendiagrammen sind als Anhaltspunkte die Grenzen für 100 % (Pfeil rot) und 95 % (Pfeil magenta) Überflutungshäufigkeit zwischen den entsprechenden Säulen (bzw. darüber, wenn der Probenpunkt genau an dieser Grenze liegt) eingetragen.

Die Besiedelungsdichten, Biomassen und auch Dominanzstruktur der verschiedenen taxonomischen Großgruppen zeigen generell deutliche Veränderungen im Nahebereich der Sunk- bzw. Niederwasserlinie.

Referenzsituation Lech Johannesbrücke

An allen Terminen und Untersuchungsbereichen gelten zwei grundsätzliche Muster:

Die dichtesten Bestände sowohl hinsichtlich Individuenzahlen als auch Biomassen befinden sich in den ufernahen Bereichen unterhalb der Niederwasserlinie Abb. 10, in Profil 1 beispielsweise die vorletzte Probe; die letzte liegt bereits wieder im ufernahen Bereich der anderen Flussseite), insbesondere im Spätwinter. Zu dieser Zeit finden sich in der Flussmitte nur rund die Hälfte (Profil 1) bis ein Fünftel (Profil 2) der Individuenzahlen, bei der Biomasse gar nur ein Viertel (Profil 1) bis ein Zehntel (Profil 2) der Maximalwerte in den Uferbereichen

Die Ursachen für diese Unterschiede liegen primär in der Substratstabilität bzw. auch dem darauf beruhenden Deckungsgrad des Algenbewuchses. Für die Zunahme dieser Unterschiede zwischen Uferbereichen und Flussmitte über das Winterhalbjahr kommen 2 Erklärungen in Betracht:

1. Die älteren Entwicklungsstadien suchen mit Näherrücken des Schlupfzeitpunktes aktiv die ufernahen Bereiche auf (dafür spricht auch, dass der Unterschied bei der Biomasse am grössten ist, d.h. vor allem die grösseren Formen sich in Ufernähe befinden).
2. Die vorangegangenen Winterhochwässer (vgl. Tagungsbeitrag Moritz & Kaufmann) wirkten sich in der Flussmitte stärker aus als in den hydraulisch weniger beanspruchten ufernahen Zonen.

Diese Verteilungen sind einfach zu erklären und fast trivial, hinsichtlich der Auswirkungen des Schwellbetriebes bedeutet das aber grundsätzlich, dass durch das periodische Trockenfallen der Uferzonen genau die produktivsten Bereiche des Flussbettes betroffen sind.

Auffallend ist weiters, dass im Herbst eine scharfe Abnahme der Besiedelung unmittelbar ausserhalb der Niederwasserlinie (Überströmung 100 %) zu beobachten ist. Bei der Biomasse etwa sind hier grössenordnungsmässig nur noch ein Fünfzigstel der bereits genau an der Niederwasserlinie (Abstand rund 1,5 m) ermittelten Werte zu finden. Bei dem gegebenen langsamen Rückgang der sommerlich höheren Abflüsse ziehen sich die aquatischen Tiere offensichtlich gleichzeitig mit dem rückgehendem Abfluss zurück und bleiben auch nicht in den tieferen, noch benetzten Sedimentschichten der

nunmehr zum terrestrischen Lebensraum zählenden, vorher überfluteten Bereiche.

Im Spätwinter hingegen kann auch der ausserhalb des minimalen Wasserstandes gelegene, bis zur Probenentnahme rund 1 Monat lang überflossene Bereich zumindest teilweise noch genutzt (wiederbesiedelt) werden. Dies ist in einem zumindest 2 m breiten Streifen der Fall, in dem sogar die ausserordentlich sensitive Eintagsfliegenart *Baetis alpinus* (s.u.) mit rund 20 % ihrer Maximalabundanz auftritt.

Generell sind diese Verteilungsgrenzen am deutlichsten bei den Eintagsfliegen und in geringerem Ausmaß auch bei den Steinfliegen ersichtlich. Köcherfliegen, „Sonstige Taxa“, Zuckmücken und Oligochaeten zeigen bis zum abrupten Einbruch der Gesamtzönose ausserhalb der bei der Probenentnahme gegebenen Uferlinie insgesamt relativ wenige Änderungen. Die Eintagsfliegen reagieren am sensibelsten auf die Änderungen des Wasserstandes, wie sich auch bei den nachfolgend besprochenen Schwallstrecken bestätigt.

Schwallstrecke Inn Pettnau

Ähnlich wie am Lech, jedoch in noch enger begrenztem Raum, ist v.a. im Spätwinter die reichhaltigste und ausgeglichene Fauna im ständig benetzten Bereich unmittelbar innerhalb der minimalen Sunk-Wasserlinie zu finden. Zu diesem Termin ragen im flachen Profil 1 2 Strata (IF1_4 und IF1_5) mit hohen Besiedlungsdichten und Biomassen (ca. 50-65.000 Ind./m²; 40-45 g/m²), vor allem aber den höchsten Anteilen an Eintagsfliegenlarven (ca. 10 % bei den Abundanzen; ca. 25 % Biomasseanteil) heraus. Landseitig ist dieser schmale Bereich durch die Grenze der 95%-Überflutungshäufigkeit begrenzt, flusseitig ist es nur das erste Stratum innerhalb des minimalen Wasserstandes, das solche hohen Besiedlungsdichten und Biomassen aufweist.

Bei den Gesamtabundanzen und -biomassen zeigt sich dies im steileren Profil 2 nicht so deutlich, allerdings werden hier die Gesamtwerte durch die Verteilung der Köcherfliegenlarven (Massenvorkommen von *Allogamus auricollis*) geprägt. Die Eintagsfliegen und Steinfliegen als sensible und charakteristische Gruppen zeigen auch an Profil 2 dieses Bild eines scharfen Maximums innerhalb von 2 Strata im unmittelbaren Bereich der minimalen Sunkwasserstände.

Landseitig ist der limitierende Einfluss der wechselnden Wasserstände offensichtlich. Hervorzuheben ist dabei die Grenze, die sich bei 95 % Überflutungshäufigkeit zeigt. Ausserhalb dieser Linie zeigen insbesondere die Eintagsfliegen drastische Bestandseinbrüche (so sinkt ihr Biomasseanteil im Profil 1 von 27 % auf 7 %, in Profil 2 von 12 % auf 1 %). Der wechselfeuchte Bereich ist daher v.a. für die Eintagsfliegen (im steileren Profil auch für die Steinfliegen), die im naturnahen Referenzgewässer eine prägende Rolle spielen, praktisch nicht nutzbar. Im Hinblick auf die ökologische Funktionsfähigkeit mit einer standortgerechten Fauna als Bewertungsmaßstab ist der Bereich ausserhalb der 95%-Überflutungshäufigkeit zumindest wesentlich

beeinträchtigt bzw. fällt in weiterer Entfernung von dieser Linie dann zunehmend völlig als Lebensraum aus.

Flussseitig ist die Ursache weniger offensichtlich. Zum einen ist es denkbar, dass sich die aus den Wechselwasserbereichen zurückziehenden Tiere sozusagen bei erster Gelegenheit im ständig benetzten Bereich akkumulieren. Zum anderen legen die Ergebnisse der Fließgeschwindigkeitsmessungen (vgl. Tagungsbeitrag Moritz & Kaufmann) auch nahe, dass im tieferen Bereich bei Schwall hydraulische Stressfaktoren wirksam werden können, die die Verbreitung der Tiere flussseitig begrenzen.

In Summe resultiert aus diesen beidseitigen, insbesondere für die Eintagsfliegen wirksamen Einschränkungen des gut nutzbaren Raumes eine zumindest für diese Gruppe enger begrenzte Zone mit hoher Besiedlungsdichte als im Lech.

Im Gegensatz zu den sensiblen Gruppen der Eintags- und Steinfliegen zeigen einige Dipterenfamilien (insbesondere einige Limoniiden-Stelzmücken), die unter „Sonstige Taxa“ subsumiert sind, Präferenzen für die Bereiche der Wasserwechselzone. Diese wenigen Gruppen sind die einzigen Vertreter der aquatischen bzw. semiterrestrischen Fauna, die den Bereich der wechselnden Wasserständen gut nutzen können und deren Lebensraum durch den Schwellbetrieb ausgeweitet wird.

Eine von den ufernahen Bereichen stark abweichende Besiedelung ist in der mit dem Airlift-Sampler besammelten **Tiefenrinne** festzustellen. In erster Linie fallen die teils extrem hohen Abundanzen des Oligochaeten *Propappus volki* auf (vgl. Säulendiagramme in Abb. 14, Abb. 15). Daneben sind es noch juvenile *Rhithrogena*-Larven und *Parakiefferiella* sp., die hier in deutlich höheren Abundanzen als in den ufernahen Bereichen vorkommen. Dies sind durchwegs kleine, schlanke Kieslückenbewohner, die in den feinkörnigeren Bereichen der Tiefenrinne geeignete Lebensräume vorfinden. Am Lech wurde kein vergleichbarer Lebensraum besammelt bzw. tritt zumindest im Untersuchungsbereich überhaupt nicht auf.

Schwallstrecke Lech Weisshaus

In den am dichtesten besiedelten Bereichen unmittelbar im Anschluß an die Sunk-Wasserlinie sind die Biomassen ($20\text{-}30\text{ g/m}^2$) und vor allem Individuendichten (ca. 65.000 Ind./m^2) generell deutlich höher als an der Referenzstelle Johannesbrücke (Biomassen in den vergleichbaren Strata ca. 22 g/m^2 , Abundanzen ca. 20.000 Ind./m^2 ; Abb. 14, Abb. 15).

Auf den ersten Blick erscheint dies in Anbetracht des starken Schwellbetriebes überraschend, es sind jedoch einige Faktoren wirksam, welche die Produktion ankurbeln bzw. weniger limitieren als an der Referenzstelle. Wichtigste dieser Einflüsse sind sicherlich eine geringere Geschiebedynamik und höherer Nährstoffgehalt, welche stärker zum Tragen kommen als die dezimierenden Mechanismen des Schwellbetriebes (vgl. Kapitel 3.2.1).

Ganz anders hingegen sind die Verhältnisse in der Wasserwechselzone: Unmittelbar nach der minimalen Sunk-Uferlinie ist eine scharfe Besiede-

lungsgrenze festzustellen. Die Fauna, insbesondere die Biomasse, bricht praktisch völlig zusammen (Reduktion der Biomasse von über 20 g/m² auf 0-4 g/m²; die hohen Abundanzen beruhen im wesentlichen nur auf dem untypischen Massenvorkommen des Borstenwurms *Propappus volki*). Dieser Spiegelschwankungsbereich fällt als Lebensraum für eine standortgerechte Fauna praktisch zur Gänze aus.

Dieser im Vergleich zum Inn drastischere Einbruch bei der minimalen Sunk-Uferlinie weist auch darauf hin, dass es hier insbesondere die hohe Schwallfrequenz ist, die derart limitierend wirkt.

Neben den Verhältnissen im Spiegelschwankungsbereich ausserhalb der minimalen Sunk-Uferlinie stand auch die Frage eines Schädigungsgradienten im ständig benetzten Uferbereich im Vordergrund. Sowohl die Schwallstrecke am Inn als auch am Lech/Weißhaus zeigen jedoch die höchsten Besiedelungsdichten bei gleichzeitig charakteristischer bzw. unauffälliger Großgruppendifferenz unmittelbar im Anschluß an die minimale Sunk-Uferlinie. In der Zusammenschau mit den Befunden am Inn ist daher hinsichtlich der Gesamtbesiedelungsdichten, Biomassen und Dominanzstruktur kein Schädigungsgradient in Richtung Flussmitte festzustellen. Dies bestätigt sich im weiteren auch bei der Betrachtung einzelner, sensibler Arten.

3.2.3. Einzelne Arten

Von den insgesamt 230 unterschiedenen Taxa zeigen einige der häufigeren Arten entlang der Querprofile charakteristische Verteilungsmuster, die sich folgendermaßen zusammenfassen lassen (beispielhaft angeführt sind die auffälligsten Vertreter dieser Gruppen):

1. Bevorzugte Besiedelung in grösserer Entfernung vom Ufer: *Rhithrogena alpestris*-Gruppe (einschließlich *Rh. vaillanti/landai*), juvenile *Rhithrogena*, *Simulium variegatum*-Gr., *Eukiefferiella fuldensis*, *Prodiames delphinensis/rufovittata* (nur Inn)
2. Ufernahe Bereiche, aber deutliche Besiedelungsgrenze bei Minimalwasserstand: *Baetis alpinus*, mehrere *Rhithrogena* Arten der *hybrida*-Gruppe, *Rhabdiopteryx alpina*, *Allogamus auricollis* (tiefes Profil), *Rhyacophila* spp.
3. Ufernahe Bereiche, gehen zu geringem Teil auch in Wasserwechselzone: *Baetis rhodani*, *Eukiefferiella tirolensis*, *Eukiefferiella minor/fittkaui*
4. Uferbereich, Schwerpunkt oft schon in der Wechselzone: *Capnia* sp., *Allogamus auricollis* (flaches Profil), *Heleniella* sp., *Pseudodiamesa branickii*, *Rheocricotopus effusus*, *Paratrichocladus rufiventris*, *Micropsectra* sp.
5. Bevorzugung der Wasserwechselzone und z.T. schon semiterrestrischen Bereiche: *Brillia bifida*, *Molophilus* sp., mehrere *Nais*-Arten (v.a. Inn)

Interessant für die vorliegende Fragestellung ist insbesondere der ufernahe Bereich bzw. **Arten der Gruppen 2 und 3**, da hier der Einfluss der Überflutungshäufigkeit auf aquatische Arten am deutlichsten sichtbar sein sollte. Als Beispiele werden die **Eintagsfliegen³ *Baetis alpinus* und *B. rhodani*** herausgegriffen, da diese zu den charakteristischen Arten dieser Gewässertypen zählen und auch an beiden Flüssen mehr oder weniger häufig vorkommen (insbesondere *B. alpinus* zählt jeweils zu den dominanten Arten).

Ein weiterer Grund ist das Verhalten dieser Arten bei Störungen. Im Gegensatz zu den meisten anderen Benthosorganismen zeigen diese ein aktives Fluchtverhalten: sie schwimmen bei Störung in die Strömung und lassen sich abtreiben. Auch aus diesem Grund sollten hier die Einflüsse durch den Schwellbetrieb am deutlichsten zum Vorschein kommen.

Um die unterschiedlichen Besiedlungsdichten von Lech und Inn zu berücksichtigen, werden in den folgenden Darstellungen die relativen Häufigkeiten der Taxa in den einzelnen Strata aufgetragen (jeweils Prozentanteile des Maximalwertes von jedem Profil).

Die bereits bei den Großgruppen besprochenen Verteilungsmuster der Eintagsfliegen treten bei den beiden *Baetis*-Arten deutlich zutage, insbesondere *B. alpinus* zeigt sehr scharfe Verbreitungsgrenzen.

Generell zeigen beide Arten auch sehr schön einen etwas gegeneinander verschobenen Verbreitungsschwerpunkt: das Maximum von *Baetis rhodani* liegt meist genau in der nächsten landseitigen Probenstelle/Stratum im Vergleich zu *B. alpinus*. Diese stärkere Uferbindung zeigt sich auch in der weiter in die Wasserwechselzonen reichenden Ausdehnung.

Referenzsituation Lech Johannesbrücke:

Im Herbst (ohne Abb.) stellt die Uferlinie, die durch den langsamen Rückgang des Abflusses gleichzeitig den niedrigsten Wasserstand der vorangegangenen Wochen darstellt, eine absolute Verbreitungsgrenze dar. Die an der Sedimentoberfläche bzw. im Algenbewuchs lebenden *Baetis*-Arten ziehen sich mit dem rückgehendem Wasserstand zurück oder besiedeln die Gewässersohle von vornherein erst weiter vom Ufer entfernt. In den flachen Profilen erreichen sie ihr Abundanzmaximum erst in über 5 m Entfernung von der Uferlinie.

Im Spätwinter hat sich das Abundanzmaximum bei *Baetis alpinus* etwas näher (um rund 2 m im flachen Profil 1) Richtung Uferlinie verschoben. Ursache dürfte einerseits ein aktives Aufsuchen der ufernäheren Bereiche durch die älteren Entwicklungsstadien mit Näherrücken des Schlüpfzeitpunktes sein. Andererseits könnten auch die winterlichen Hochwässer die weiter zur Flussmitte hin liegenden Bereiche stärker ausgeräumt haben.

³ Generell sind *Baetis*-Arten vor allem in den ufernahen Zonen anzutreffen, der Lebensraum der Gattung *Rhithrogena* hingegen ist weiter in Richtung Flussmitte verschoben.

Bemerkenswert ist, dass auch *Baetis alpinus* im Gegensatz zum schwallbeeinflussten Inn (s.u.) anteilmäßig mit rund 20 % der Maximalabundanz Uferbereiche besiedeln kann, die etwa 2 m ausserhalb des vorher gegebenen minimalen Wasserstandes liegen. Ausschlaggebend dafür ist sicherlich, dass auch im Fall mehrerer natürlicher Winterhochwässer bei weitem keine so hohe Frequenz der Abflussschwankungen gegeben ist wie beim Schwellbetrieb am Inn.

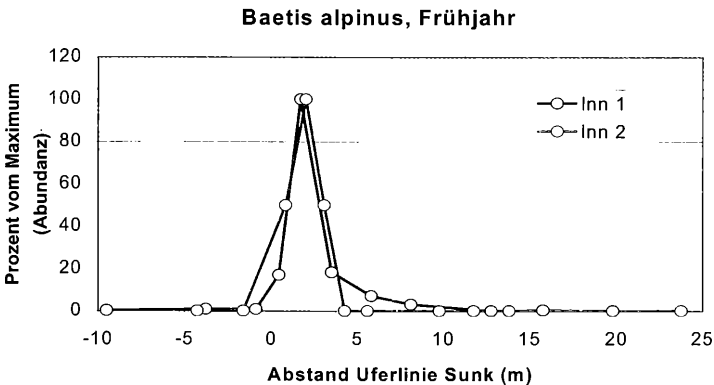
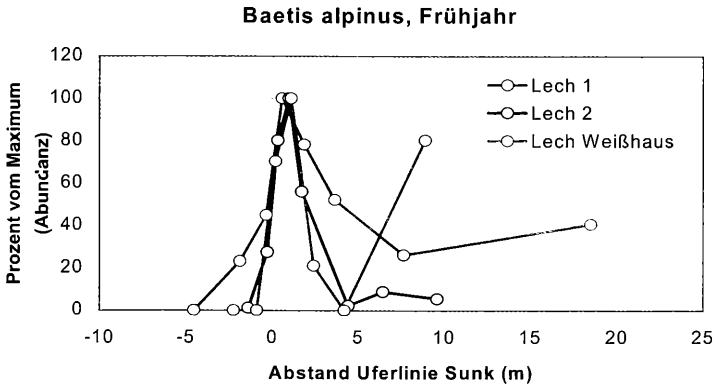


Abb. 16: Verteilung von *Baetis alpinus* (oben) entlang der Querprofile an Lech und Inn im Spätwinter. Negative Werte x-Achse: Landseitiger bzw. Spiegelschwankungsbereich.

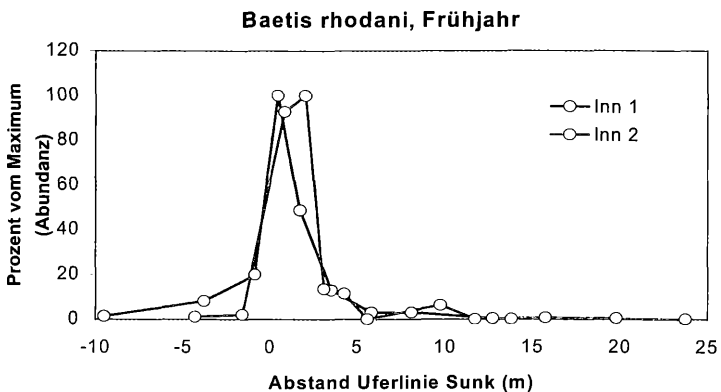
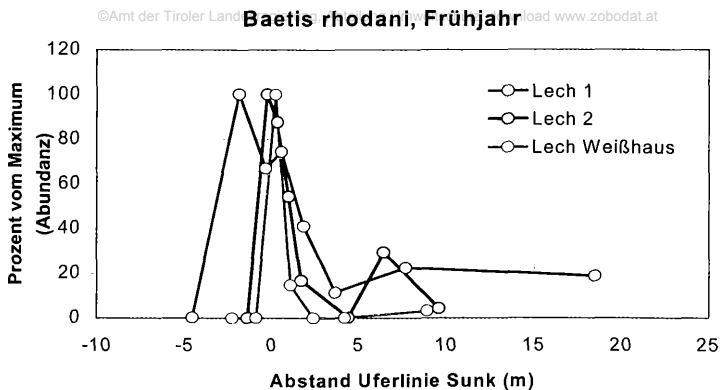


Abb. 17: Verteilung von *Baetis rhodani* (unten) entlang der Querprofile an Lech und Inn im Spätwinter. Negative Werte x-Achse: Landseitiger bzw. Spiegelschwankungsbereich.

Schwallstrecke Inn:

Im Herbst bei insgesamt zurückgehendem Abfluss bleiben die beiden *Baetis*-Arten in wenn auch meist geringen Anteilen noch näher am Ufer im Bereich der Wasserwechselzone. Auch ihr Abundanzmaximum liegt im Vergleich zum Lech wesentlich näher im Bereich der hier durch den Sunk geprägten Uferlinie des minimalen Wasserstandes. Insbesondere die noch in der Wechselzone befindlichen Tiere sind damit einer stärkeren Gefährdung durch ein weiteres Trockenfallen dieser Bereich gefährdet.

Im Spätwinter liegt eine deutliche äussere Verbreitungsgrenze bei der Uferlinie des in den vorangegangenen Wochen gegebenen minimalen Wasserstandes. *Baetis alpinus* kann die wechselfeuchten Bereiche mit einer Überflutungshäufigkeit von < 95 % überhaupt nicht mehr nutzen, *B. rhodani* nur

noch zu einem sehr geringen Teil und auch nur in den durch Mulden mit verbleibendem Bewuchs gekennzeichneten Flachstellen des Profil 1.

In Summe dokumentieren diese Verbreitungsmuster eindrucksvoll, dass für diese Charakterarten der wechselfeuchte Bereich zwischen Schwall und Sunk überhaupt nicht mehr (*B. alpinus*) oder höchstens lokal in Restbeständen (*B. rhodani*) nutzbar ist. Aus Sicht der oben genannten Artengruppen 2 und 3 ist dieser Bereich als Verödungszone zu bezeichnen.

Wie bereits bei den Großgruppen besprochen, ist auch für die sensiblen *Baetis*-Arten innerhalb der durch den minimalen Sunkwasserstand gekennzeichneten Bereiche keine weitere Schädigung im unmittelbaren Uferbereich erkennbar. Dies bestätigt sich auch bei den Ergebnissen der Schwallstrecke Weißhaus (s.u.).

Schwallstrecke Lech Weisshaus:

Der bereits bei den Gesamtbesiedelungsdichten bzw. Biomassen insgesamt gegebene Zusammenbruch der Biozönose zeigt sich bei den beiden *Baetis*-Arten entsprechend ihrer Sensibilität besonders drastisch. Ausserhalb der Sunk-Uferlinie konnte kein einziges Individuum mehr nachgewiesen werden. Bei einer derart hohen Schwallfrequenz ist die Verbreitungsgrenze noch schärfer als am Inn festgelegt.

Dies fällt umso mehr auf, als das Maximum beider Arten unmittelbar bei oder unterhalb der Sunk-Uferlinie liegt. Auch unter diesen hochfrequenten Schwallereignissen ist somit kein weiterer Schädigungsgradient unterhalb des minimalen Wasserstandes festzustellen.

Auf die Darstellung weiterer Details zum Artenspektrum bzw. auch die Auswertungen hinsichtlich biozönotischer Summenparameter wird hier verzichtet, diesbezüglich sei auf die Ausführungen in Moritz et al. 2001 verwiesen.

Zusammenfassung, Synthese

Im folgenden werden die Ergebnisse der Phyto- und Zoobenthosuntersuchungen in eine Zusammenschau der Untersuchungsergebnisse unter Mit-einbeziehung anderer Teilarbeiten im vorliegenden Tagungsband (Moritz & Kaufmann, Schatz et al., Moritz & Eberstaller) eingearbeitet.

Die Auswirkungen des Schwellbetriebes lassen sich räumlich in 4 Teilkompartimenten betrachten:

- Tiefenrinne
- Flachere, ständig überströmte Bereiche
- Den Spiegelschwankungsbereich zwischen Schwall und minimalem Sunk

- Terrestrischer Lebensraum

Geringere Besiedelungsdichten in den **Tiefenrinnen** sind durchaus auch unter natürlichen Bedingungen eine normale Erscheinung, wie die Daten am Lech zeigen. Kommt es jedoch durch die Schwallspitzen zusätzlich einem

Geschiebetrieb auch im Winterhalbjahr, wie es derzeit etwa am Alpenrhein durchgehend der Fall ist, fällt dieser Bereich (der am Alpenrhein immerhin einen Flächenanteil von 41-52 % des Flussbettes bildet) als Lebensraum weitgehend aus.

In den **ständig überströmten, flacheren ufernahen Bereichen** lässt sich hinsichtlich der Auswirkungen des Schwellbetriebes auf die Aufwuchsalgen und Bodenfauna folgendes festhalten:

Bei den Aufwuchsalgen sind im ständig benetzten Teil der ufernahen Bereiche keine besonderen Auffälligkeiten festzustellen.

Für die Bodenfauna ist eine scharfe Besiedelungsgrenze bei der minimalen Sunk-Uferlinie bzw. einer Überflutungshäufigkeit von 95 % gegeben. Insbesondere das Vorkommen von *Baetis alpinus* ist ein hervorragender Indikator für die während der vorangegangenen Wochen gegebenen extremen Niederwasserstände.

Unmittelbar an dieser Grenze bzw. flussseitig anschließend ist ein deutliches, relativ eng begrenztes Besiedelungsmaximum zu beobachten. Weiter in Richtung Flussmitte nehmen Gesamtabundanzen bzw. -biomassen wieder ab. Durch den bei Sunk im Vergleich zur natürlichen Niederwasserführung geringeren Wasserstand wird damit der produktivste Bereich des Flussbettes eingeschränkt.

Ein ursprünglich angenommener, abnehmender Schädigungsgradient von der Sunk-Uferlinie in Richtung Flussmitte ist nicht gegeben. Generell werden euryöke Gruppen wie die Zuckmücken vom Schwellbetrieb am wenigsten beeinträchtigt. Speziell gilt dies für die sogenannte „Hydrurusfauna“ (aufwuchsabweidende Formen, denen neben den Zuckmückengattungen *Diamesa*, *Eukiefferiella*, *Orthocladus*, u.a. auch die Baetiden zuzurechnen sind).

Bei der Besammlung und Interpretation von Benthosdaten aus Schwallstrecken ist große Vorsicht angebracht. Die starken Änderungen der Faunenbestände entlang des Querprofils lassen relativ viel Spielraum für „zufällige“ Ergebnisse, wenn die genaue Lage der Probenstellen nicht bekannt oder auf vorangegangene extreme Sunksituationen abgestimmt ist.

Äussere und innere Kolmation (Verfüllen der Sedimentlückenträume mit Feinsediment) werden durch den Schwellbetrieb deutlich verstärkt. In weiterer Folge bewirkt dies eine Einschränkung des Lebensraumes für die Bodenfauna, aber auch einen verminderten Austausch mit dem Grundwasserkörper sowie eine Beeinträchtigung der Eientwicklung bei Fischen.

Die deutlichste Abwertung erfährt der **Spiegelschwankungsbereich** zwischen Schwall und minimalem Sunk:

Dieser wechselfeuchte Uferbereich fällt nicht nur für die standortgerechte aquatische Fauna zu oft trocken, sondern wird dazu komplementär auch für die terrestrischen Tiere zu oft überströmt und fällt als geeigneter Lebensraum aus.

Bei den Aufwuchsalgen ist hier die deutlichste Ausprägung des Schwellbetriebes in Form unverhältnismäßig großer Randgürtel der Grünalge *Ulothrix* festzustellen.

Beim Makrozoobenthos ist bereits eine Überflutungshäufigkeit von 95 % die Grenze, bei der charakteristische Arten der Gebirgsflüsse verschwinden.

Abhängig von der Neigung des Querprofils ist diese wechselfeuchte Zone bei flacheren Schotterbänken besonders breit ausgebildet. In der rund 30 km langen Innstrecke zwischen Innsbruck und Telfs beträgt dieser „Verödungsanteil“ durchschnittlich 61-67 % (je nach Lage innerhalb oder ausserhalb von Bühnenfeldern), bezogen auf die Gesamtläche der Schotterbänke bei Sunk. Analog zur Flächenausdehnung der wechselfeuchten Bereiche stellt der Schwellbetrieb daher vor allem in naturnahen Strecken mit flachen Uferbereichen einen schwerwiegenden Eingriff dar.

Insgesamt sind für die **Beurteilung der Folgen eines Schwellbetriebes auf den aquatischen Lebensraum** folgende Größen maßgebend:

- Flächenbilanzen: Wie groß sind die Flächen, die durch die Uferlinien bei Schwall und Sunk (ausschlaggebend sind dabei die extremen Niederwasserstände!) begrenzt werden. Diese Spiegelschwankungszonen stellen Verödungsbereiche (auch für die terrestrische Fauna; s.u.) dar.

Absolute Höhe des Schwalls bzw. auch Sunk;Schwall-Verhältnis: Die Höhe des Schwalls bzw. der damit verbundenen Schleppspannungen und Fließgeschwindigkeiten bestimmt einige wesentliche Grenzwerte hinsichtlich der Geschiebedynamik (unnatürliche Sedimentumlagerungen in der winterlichen Niederwasserperiode, insbesondere in der Tiefenrinne) und die Einschränkung des Lebensraumes verschiedener Arten und Entwicklungsstadien (z.B. *Allogamus auricollis*, Jungfische).

Frequenz: Beim hochfrequenten Schwall am Lech in Weißhaus zeigt sich ein noch drastischerer Einbruch der Besiedelung an der durch den minimalen Sunk geprägten Uferlinie als am Inn/Petttau, obwohl flussseitig dieser Niedrigwasserlinie eine dichtere Besiedelung gegeben ist.

Bei der **terrestrischen Bodenfauna** zeigt sich, dass neben der bereits erwähnten Einengung des verfügbaren Lebensraumes durch den Spiegelschwankungsbereich auch weiter landeinwärts liegende Bereiche beeinträchtigt sind: auch tiefere Sedimentschichten ausserhalb der Schwall-Uferlinie sind markant dünn besiedelt, soweit sie noch im Einflussbereich des schwallbedingten Grundwasserschwankungen liegen.

Literatur

- Gordon, N, McMahon, T. & B. Finlayson (1992). Stream Hydrology. An introduction for Ecologists. – John Wiley & Sons, Chichester. 526 pp.
- Moog, O. (1993): Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. – Regulated rivers: Research & Management, Vol. 8: 5-14.
- Moritz, C., Pfister, P. & B. Ganner (1996): Wassergüte in Tirol. Die Biologische Gewässergüte an 40 Fließgewässermessstellen. – Untersuchung im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung, Abt. VIh.
- Moritz, C., Pfister, P. & B. Ganner (1997): Wassergüte in Tirol. Die Biologische Gewässergüte an 40 Fließgewässermessstellen. – Untersuchung im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung, Abt. VIh.
- Moritz, C., Hubmann, C., Hubmann, M., Vacha, C. & F. Zapf (1999). Saalach – Bad Reichenhall. Restwasser- und Schwallproblematik (Makrozoobenthos, morphologisch-hydraulische Parameter). - Untersuchung im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 94 pp.
- Moritz, C. & P. Pfister (2001): Fachbericht Makrozoobenthos, Phytobenthos. In: Trübung und Schwall Alpenrhein. Einfluss auf Substrat, Benthos und Fische. Untersuchung im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie.
- Moritz, C., Pfister, P., Schatz, I., Kopf, T., Steinberger K.-H. & R. Kaufmann (2001): Auswirkungen des Schwellbetriebes auf die aquatische und terrestrische Fauna in ufernahen Bereichen. - Studie im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz.
- Moritz, C., Murrer, A., Forstenlechner, E., Sscharzenberger, R. & C. Vacha (2001): Ökomorphologische Bestandsaufnahme des Inn zwischen Telfs und Innsbruck. – Studie im Auftrag des BMLFUW, AdTLr, Abt. VIh.
- Pehofer, H (1998): A new quantitative air-lift sampler for collecting invertebrates designed for operation in deep, fast-flowing gravelbed rivers. – Large Rivers Vol. 11, No. 2. Arch. Hydrobiol. Suppl. 115/2, 213-232.
- Saxl, R., Pfister, P. & B. Ganner (1995): Wassergüte in Tirol. Die Biologische Gewässergüte an 40 Fließgewässermessstellen. – Untersuchung im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung, Abt. VIh.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Natur in Tirol - Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz](#)

Jahr/Year: 2005

Band/Volume: [12](#)

Autor(en)/Author(s): Moritz Christian, Pfister Peter

Artikel/Article: [Auswirkungen des Schwellbetriebes auf die aquatische und terrestrische Fauna in ufernahen Bereichen Teilbereich Phyto- und Makrozoobenthos, Synthese 232-260](#)