




Institut für
Seenforschung 7

FIREBO – Fischfreundliche Renaturierung am Bodensee

 Ein Freilandexperiment zur Substratabhängigkeit von Fischen und Wirbellosen



Baden-Württemberg

FIREBO – Fischfreundliche Renaturierung am Bodensee

 Ein Freilandexperiment zur Substratabhängigkeit von Fischen und Wirbellosen

- HERAUSGEBER** LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
Institut für Seenforschung
Argenweg 50/1, 88085 Langenargen
www.lubw.baden-wuerttemberg.de
- BEARBEITUNG** LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
Institut für Seenforschung
- REDAKTION** LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
Institut für Seenforschung
- BEZUG** Diese Broschüre ist für 15,- Euro erhältlich bei der Verlagsauslieferung der LUBW,
JVA Mannheim - Druckerei, Herzogenriedstraße 111, 68169 Mannheim, Telefax 0621/398-370
bibliothek@lubw.bwl.de
sowie als Download unter: www.lubw.baden-wuerttemberg.de
- ISSN**
- STAND** Mai 2008, 1. Auflage
- DRUCK** Druckerei SchwaGEDruck, Rheinstetten
Gedruckt auf Recyclingpapier

Nachdruck - auch auszugsweise - ist nur mit Zustimmung des Herausgebers unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

ZUSAMMENFASSUNG		5
1	EINLEITUNG	7
2	PROBESTELLEN	9
2.1	Probeflächen	9
2.2	Friedrichshafen-Fischbach	9
2.3	Hard	10
3	METHODEN	12
3.1	Makrozoobenthos	12
3.1.1	Probenahmetechnik und Probenbearbeitung	12
3.1.2	Datenerhebung nach Abundanz und Biomasse	13
3.2	Fische	13
3.2.1	Die Elektrofischerei	13
3.2.2	Befischungen	13
3.2.3	Mageninhaltsanalysen	14
3.3	Diversität	15
3.3.1	Makrozoobenthos	15
3.3.2	Fische	15
3.4	Statistische Auswertung	15
3.4.1	Nicht-parametrische Analyse	15
3.4.2	Multifaktorielle, parametrische Analyse	16
4	ERGEBNISSE	17
4.1.1	Taxazahlen und Diversität	18
4.1.2	Dominante Taxa nach Abundanz und Biomasse	18
4.1.3	Substratabhängigkeit des Makrozoobenthos	20
4.1.4	Substratabhängigkeit einzelner Taxa	20
4.1.5	Neozoen	28
4.2	Fische	30
4.2.1	Überblick	30
4.2.2	Statistische Auswertung mit PRIMER	32
4.2.3	Dominante Arten der Probestellen	32
4.2.4	Artenzahlen der Probeflächen	32
4.2.5	Gesamtabundanzen und –Biomassen der Probeflächen	32
4.2.6	Diversität der Probeflächen	33
4.2.7	Verteilungsmuster der dominanten Fischarten	34
4.2.8	Mageninhaltsanalysen ausgewählter Fischarten	37
4.2.9	Vorkommen seltener und bedrohter Arten	39
5	DISKUSSION	40
5.1	Makrozoobenthos	40

5.1.1	Methodendiskussion	40
5.1.2	Ergebnisdiskussion	40
5.1.3	Neozoen	42
5.2	Fische	43
5.2.1	Methodendiskussion	43
5.2.2	Ergebnisdiskussion	43
6	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK	48
7	LITERATUR	51

Zusammenfassung

Ziel des Projekts „Fischfreundliche Renaturierung am Bodensee“ (FIREBO) war es, den Einfluss unterschiedlicher Substrate und Substratmischungen, die bei Renaturierungen Anwendung finden können, auf Fische und bodenlebende wirbellose Tiere zu ermitteln. Diese limnologischen Ergebnisse sollen in die Optimierung künftiger Renaturierungsmaßnahmen münden.

So wurden zum Niedrigwasserstand im März 2006 in Friedrichshafen-Fischbach (Baden-Württemberg) und Hard (Vorarlberg) jeweils fünf Probeflächen angelegt, die aus Substraten unterschiedlicher Korngrößen bestanden. Diese Flächen wurden zwischen April und Oktober zweiwöchentlich beprobt.

Nach Auswertung der Daten konnten an den zwei Probestellen am Nord- und Südufer des Bodensees zum einen unterschiedliche Artenzusammensetzungen trotz gleicher Eigenschaften der verbauten Substrate nachgewiesen werden. Zum anderen bestanden Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen in Bezug auf ihre Artenvielfalt.

Die im Gewässerboden lebenden Organismen (Makrozoobenthos) die maßgeblich zur Unterscheidung der Orte beitragen, waren Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*), Wasserassel (*Asellus aquaticus*) und die Zuckmückengruppe der *Orthocladiinae*. Mit höheren Häufigkeiten kamen diese in Hard vor, während die Eintagsfliege *Centropilum luteolum* und die Zuckmücken häufiger in Fischbach auftraten. Die Arten in Hard waren vornehmlich Besiedler von größeren Steinen und Blocksteinen, wohingegen in Fischbach die Feinsubstratbewohner dominierten.

Generell wurde eine Tendenz der meisten Arten zu den Grobkiesflächen festgestellt, wobei durchaus Ausnahmen zu verzeichnen waren. So wurden etwa von *Asellus aquaticus* die höchsten Häufigkeiten und Biomassen auf den Mittelkiesflächen mit Blöcken nachgewiesen.

Flohkrebse waren ebenfalls häufig auf diesen Flächen zu finden, wobei der große Höckerflohkrebs *Dikerogammarus villosus* zudem auch andere verschieden zusammengesetzte Substrate, wie Grobkies mit Blöcken als Lebensraum nutzte.

Im Allgemeinen waren die reinen Mittelkiesflächen eher schlechter besiedelt. Blöcke auf den Flächen steigerten die Häufigkeiten und Biomassen.

Eine Datenanalyse der acht häufigsten Fischarten lies eine Aussage über die Vorlieben verschiedener Fischgruppen zu. So bevorzugten die bodennah lebenden Arten grobes, heterogenes Material wie Grobkies, Gerölle oder Blöcke. Über der Sedimentoberfläche schwimmende Arten zeigten unterschiedliche Präferenzen und die vier Freiwasserarten, zu denen ausschließlich Karpfenartige gehörten, zeigten einen Trend in Richtung der feineren, homogenen Substrate wie Mittelkies aber auch Mittelkies mit darauf liegenden Blöcken.

Für künftige Renaturierungen können aufgrund unserer Ergebnisse Mischungen grober Substrate empfohlen werden. Allerdings darf diese Aussage nicht zu pauschalisierten Verfahren führen. Vielmehr spielen die lokalen Substratverhältnisse, der natürliche oder der Referenzzustand eine sehr wichtige Rolle für die Auswahl der jeweils optimalen Substratklasse. Darüber hinaus sollten neben der Substratwahl auch die Schaffung geeigneter Uferstrukturen (beispielsweise Seehaag, Buchten) berücksichtigt werden. Dies kann durch die Auswahl von Substraten, die durch die Kräfte des Sees selbst organisiert werden können, zumindest teilweise unterstützt werden.

GELEITWORT VON DR. H. G. SCHRÖDER

Im Sommer 2004 fand in Lindau ein Symposium der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) statt, bei dem die Publikation „Der Bodensee, Zustand – Fakten – Perspektiven“ vorgestellt und diskutiert wurde. Bei dieser Veranstaltung referierte Dr. Philipp Fischer über ökologische Aspekte der Renaturierung von Ufer- und Flachwasserzonen in Seen und beschrieb Wissensdefizite im Hinblick auf fischökologisch sinnvolle Ufergestaltungen.

Nur wenige Wochen später konstituierte sich in Friedrichshafen die MTU Umweltstiftung und beschloss unter dem Eindruck der IGKB-Anregungen ein Projekt „Fischfreundliche Renaturierung“, kurz FIRE zu fördern. Mit Dr. Christoph Wittkugel war rasch ein kompetenter Wissenschaftler gefunden, der bis Ende 2005 in einer Pilotstudie am Bodensee Obersee die theoretischen Grundlagen für fischfreundliche Renaturierungen recherchierte und Vorschläge zu einer fischfreundlichen Flachwasserzonengestaltung erarbeitete.

Damit waren die Voraussetzungen für das INTERREG Projekt „Fischfreundliche Renaturierung am Bodensee (FIREBO)“ gegeben, das Anfang 2006 mit je einem praktischen Feldversuch in Baden-Württemberg und Vorarlberg startete. Kurz vor der Vollendung des wissenschaftlichen Abschlussberichtes ist Dr. Christoph Wittkugel, der die wesentlichen fischökologischen Untersuchungen im Projekt FIREBO durchgeführt und ausgewertet hat, plötzlich und vollkom-

men unerwartet am 20.4.2007 verstorben.

Wir verlieren mit Dr. Wittkugel einen anerkannten Wissenschaftler, Projektpartner und liebenswürdigen Kollegen, den wir nicht vergessen werden.

Herr Dr. Martin Mörtl hat dankenswerterweise mit seiner Arbeitsgruppe den FIREBO Arbeitsbericht fertig gestellt und damit einen erfolgreichen Abschluss des Projektes ermöglicht.

1 Einleitung

BEDEUTUNG DES LITORALS

Mit einer Fläche von 536 km², einer maximalen Tiefe von 254 m und einem Volumen von rund 50 km³ ist der Bodensee eines der größten Binnengewässer Mitteleuropas. Seine lichtdurchflutete Flachwasserzone (Litoral) nimmt ca. 15 % der Gesamtfläche ein und ist ein wichtiger Lebensraum für eine Vielzahl an aquatischen Organismen [LAMPERT, SOMMER 1999].

Einen Großteil der artenreichen Wirbellosenfauna findet man im Flachwasserbereich. Benthische Invertebraten sind ein relevantes Verbindungsglied zwischen den Primär-Produzenten und den Konsumenten höherer trophischer Ebenen [WERNER 2002]. Durch die wirbellose Fauna wird ein großer Teil der benthischen Konsumentenkette gestellt, etwa Filtrierer, herbivore Bodentiere und räuberische Taxa. Zudem sorgen sie durch den Abbau allochthon eingetragenen sowie autochthon produzierten Materials für die Nahrungsgrundlage der Mikroorganismen, die wiederum Nährstoffe in den Stoffkreislauf einschleusen [COVICH et al. 1999].

Über 95 % der vorkommenden Fischarten nutzen das Litoral zumindest zeitweise als Laichhabitat, als Kinderstube

oder zur Nahrungssuche. Vor allem juvenile Fische finden hier optimale Wachstumsbedingungen aufgrund des wärmeren Wassers und der dort vorkommenden Nährstoffe [FISCHER, ECKMANN 1997a; WITTKUGEL 2002]. Zusätzlich bietet ihnen das natürlicherweise komplex strukturierte Habitat Schutz vor piscivoren Räubern [WERNER et al. 1983].

Als Übergangsbereich zwischen Wasser und Land übertrifft die mikrobielle Aktivität im Litoral die der Tiefsedimente des Freiwassers um ein Vielfaches [SALA, GÜDE 1992]. Ein intaktes Litoral besitzt somit eine enorme Selbstreinigungskraft und spielt eine wichtige Rolle bei der Aufrechterhaltung des Ökosystems See.

PROBLEME DURCH ANTHROPOGENE EINFLÜSSE

Anthropogene Einflüsse wie Nutzung des direkten Uferbereichs des Bodensees als Siedlungsareal, dem Ausbau der Uferzone für Freizeiteinrichtungen und Verkehrswege sowie zahlreicher Hafenanlagen führten zu erheblichen Uferveränderungen und Schäden an diesem empfindlichen Lebensraum. Heute sind etwa 50 % des Bodenseeuferes verbaut bzw. verändert (Abb. 1.1), d.h. der Übergang

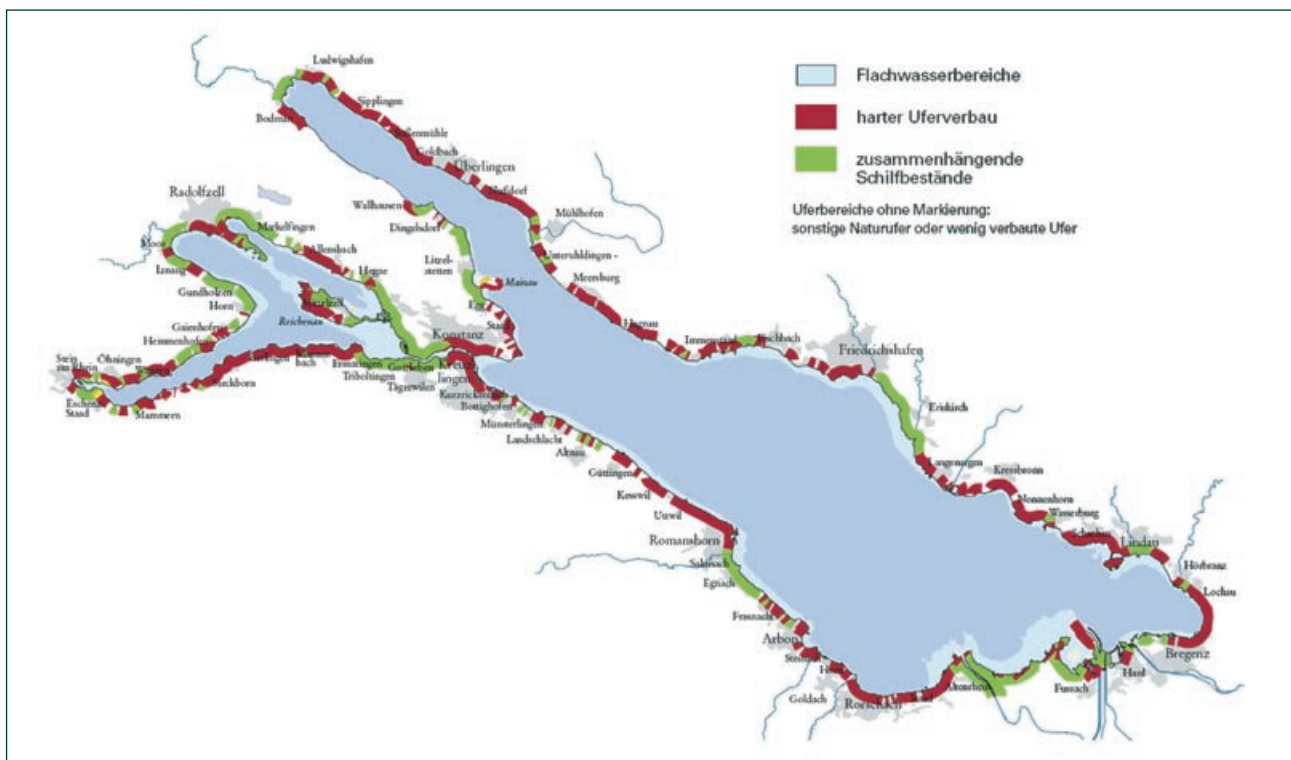


Abb. 1.1: Uferverbau des Bodenseeuferes [aus: IGKB 2004].

zwischen Wasser und Land ist durch Mauern unterbrochen oder durch Aufschüttungen mit großen Gesteinsblöcken beeinträchtigt [IGKB 2004].

Verbauungen reflektieren ankommende Wellen. Diese belasten angrenzende natürliche und naturnahe Uferabschnitte mit einer erheblich höheren Energie und verstärken dort die Erosion und Kliffkantenbildung [SIESSEGGGER 1970]. An den nicht direkt den Wellen ausgesetzten Zonen kann es zu einer erhöhten Sedimentation und somit zu einer verstärkten Verschlammung kommen, das Interstitial kolmatiert. Eine Interaktion zwischen Wasser und Land ist unterbunden, die hydrologischen Eigenschaften und die natürliche Selbstreinigungskraft gestört [AGBU 2005].

Aquatischen Organismen, insbesondere benthischen Makroinvertebraten und Fischen, werden Lebensräume entzogen und deren natürliche Artenzusammensetzung wird verändert [EADIE, KEAST 1984; BENSON, MAGNUSON 1992; BÄNZIGER 1995; MEADOWS et al. 2005].

RENATURIERUNGSMASSNAHMEN

In den letzten Jahren führten die Beeinträchtigungen der Uferbereiche zu einem gesellschaftlichen Umdenken und allein in Baden-Württemberg, mit einem Uferanteil von 56%, wurden rund 25 km verbauter Ufer, hauptsächlich im Rahmen von Ausgleichsmaßnahmen, wieder renaturiert bzw. revitalisiert [IGKB 2004].

Bei solchen Renaturierungen werden Verbauungen abgerissen, Substrate einer bestimmten Korngröße, vornehmlich einer Mischung aus Grobkies und Geröll, aufgeschüttet und am Fuße der Flächen gegen Abtragung mit einer Blocksteinschüttung (Böschungsfuß, Berme) gesichert.

FÖRDERUNG DES PROJEKTS FIREBO

Über die Auswirkung der naturnahen Umgestaltungen auf die litorale Makrozoobenthos- und Fischzönose des Bodensees war bisher wenig bekannt und einzelne Ansätze wie der von SCHMIEDER [2003] oder das Vorgängerprojekt FIRE (Fischfreundliche Renaturierung) von WITTKUGEL [2005] führten zu dem Projekt FIREBO (Fischfreundliche Renaturierung am Bodensee), das durch die Europäische Union über Interreg IIIa [www.interreg.org] sowie durch die Länder Baden-Württemberg und Vorarlberg (Österreich), die MTU-Umweltstiftung und den Kanton St. Gallen (Schweiz) finanziert wurde [www.firebo.eu].

PROJEKTBEARBEITUNG

Das Projekt fand unter der Leitung des Auftragnehmers Dr. Christoph Wittkugel (Büro Stadt-Land-See in Lindau) in Zusammenarbeit mit Dr. Hans-Gerd Schröder (Institut für Seenforschung in Langenargen) und Prof. Dr. Karl-Otto Rothhaupt, Dr. Phillip Fischer und Dr. Martin Mörtl (Limnologisches Institut der Universität Konstanz) statt. Die Bearbeitung der einzelnen Themenschwerpunkte erfolgte im Rahmen zweier Diplomarbeiten von Andreas Nisch (Teilprojekt Fische) und Birgit Fritz (Teilprojekt Makrozoobenthos). Michael Meinheit führte eine sozioökonomische Studie zur monetären Bewertung von Renaturierungen durch und Inge Keckeisen erstellte die Projekt-Homepage [www.firebo.eu].

ZIEL DES PROJEKTS

Ziel dieses Projekts war es, Vorschläge zur Optimierung zukünftiger Renaturierungsmethoden aus limnologischer bzw. fischökologischer Sicht zu liefern.

Als Ansatz wurde ein Freilandexperiment gewählt, bei dem an zwei Stellen des Bodensees je fünf unterschiedliche Substrate beziehungsweise Substratmischungen ausgebracht wurden. Durch die wiederholte Untersuchung der Fisch- und Makrozoobenthoszönose sollte geklärt werden, welchen Einfluss die Substrate auf die Besiedlung mit Fischen und Wirbellosen haben. Daneben war von Interesse, inwiefern sich räumliche und zeitliche Effekte nachweisen lassen, wie schnell die Flächen besiedelt werden und ob sie als Laichhabitat genutzt werden.

ANMERKUNGEN ZUM BEGRIFF „RENATURIERUNG“

Der Begriff „Renaturierung“ wird heutzutage größtenteils gemieden, da es sich bei solchen Maßnahmen nicht um eine Wiederherstellung des „natürlichen“ Zustands des Ufers handelt, sondern eher um eine „naturnahe Umgestaltung“ oder „Revitalisierung“. Da dieser Begriff jedoch in den Projektnamen FIREBO und dessen Vorgängerprojekt FIRE gewählt wurde sowie immer noch in aktueller Literatur benutzt wird, soll er auch in diesem Bericht Verwendung finden.

2 Probestellen

Für die Untersuchungen im Rahmen des Projekts FIREBO wurden in Friedrichshafen- Fischbach im Bereich Fildensplatz und in Hard am Grünen Damm (Abb. 2.1) je fünf unterschiedliche, nebeneinander liegende Versuchsflächen angelegt (Abb. 2.2).

In der Nähe beider Probeorte münden Zuflüsse in den Bodensee. An beiden Probeorten hatten bereits in der Vergangenheit Renaturierungen stattgefunden.

Die Probeflächen hatten jeweils eine uferparallele Breite von 15 m und erstreckten sich vom Böschungsfuß (Berme) der bisherigen Renaturierung bis knapp über die Linie des mittleren Hochwassers (MHW).

Die verwendeten Korngrößen der Flächen orientierten sich an Substraten, die im Rahmen der Vorgängerprojekts „FIRE“ ermittelt wurden [WITTKUGEL 2005].

2.1 PROBEFLÄCHEN

Im Einzelnen hatten die fünf Flächen folgende Korngrößen:

Fläche 1: Mittelkies (6,3 – 20 mm)

Fläche 2: Grobkies mit Geröllen (20 – 63 mm; Gerölle 63 – 200 mm)

Fläche 3: Grobkies mit Blöcken (20 – 63 mm; Blöcken 200 – 400 mm)

Fläche 4: Mittelkies mit Blöcken (6,3 – 20 mm; Blöcke 200 – 400 mm)

Fläche 5: Grobkies (20 – 63 mm)

Die Anlage der Probeflächen erfolgte von Mitte bis Ende März 2006, zu einer Zeit, als der Wasserstand nach dem Extremniedrigwasser vom Februar 2006 noch sehr niedrig war. Daher konnten die Baumaßnahmen fast im Trockenen ausgeführt werden.

2.2 FRIEDRICHSHAFEN-FISCHBACH

Die Probestelle Friedrichshafen-Fischbach (Fischbach) lag zwischen der Mündung der Brunnisach und dem Biergar-

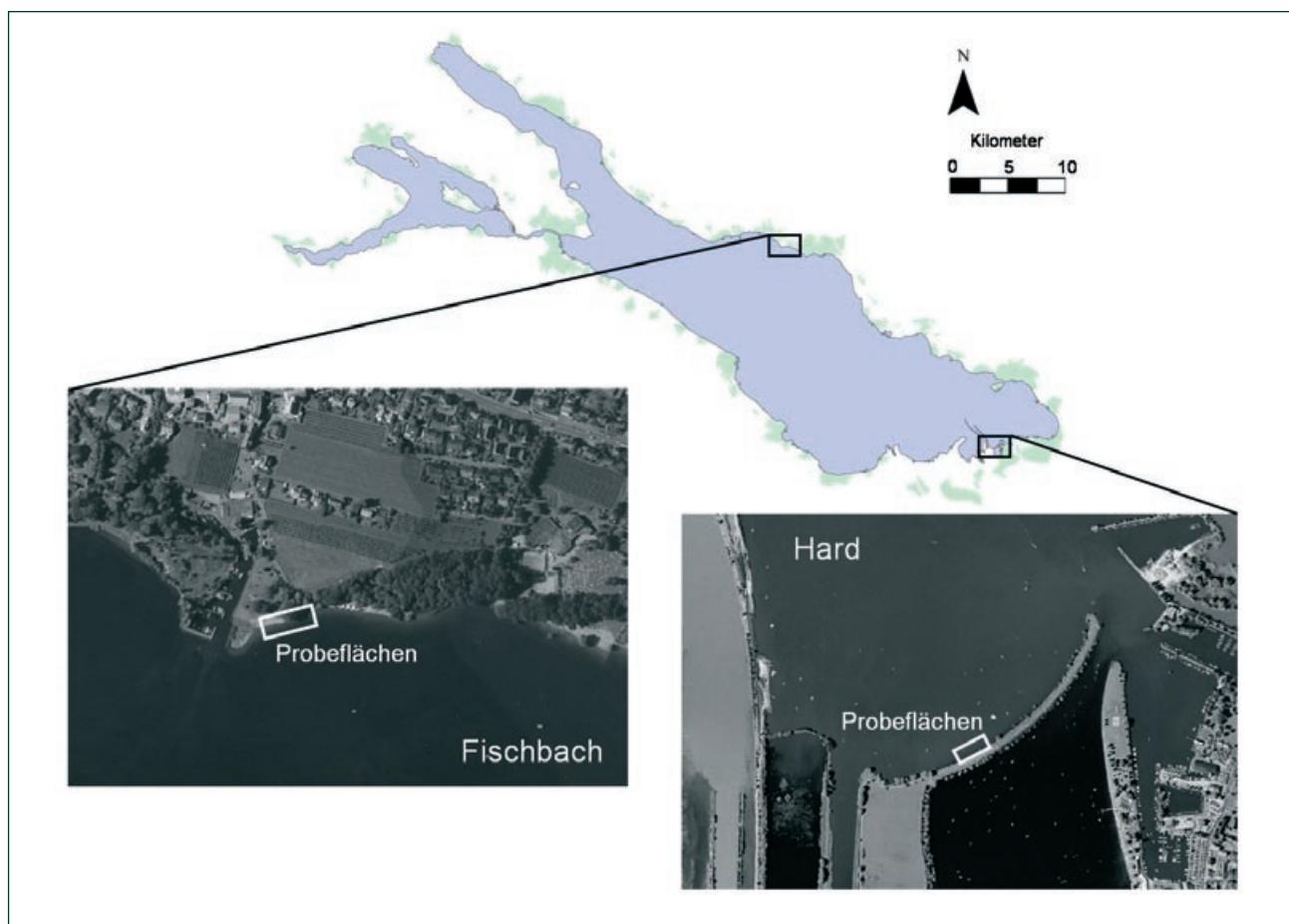


Abb. 2.1. Übersicht Bodensee mit Probestellen in Fischbach und Hard (Karte: M. Mainberger); Luftbildaufnahmen Fischbach (Maßstab 1:3000) und Hard (Maßstab 1:5000) – Quelle: DVD-Uferbewertung [IGKB 2006]

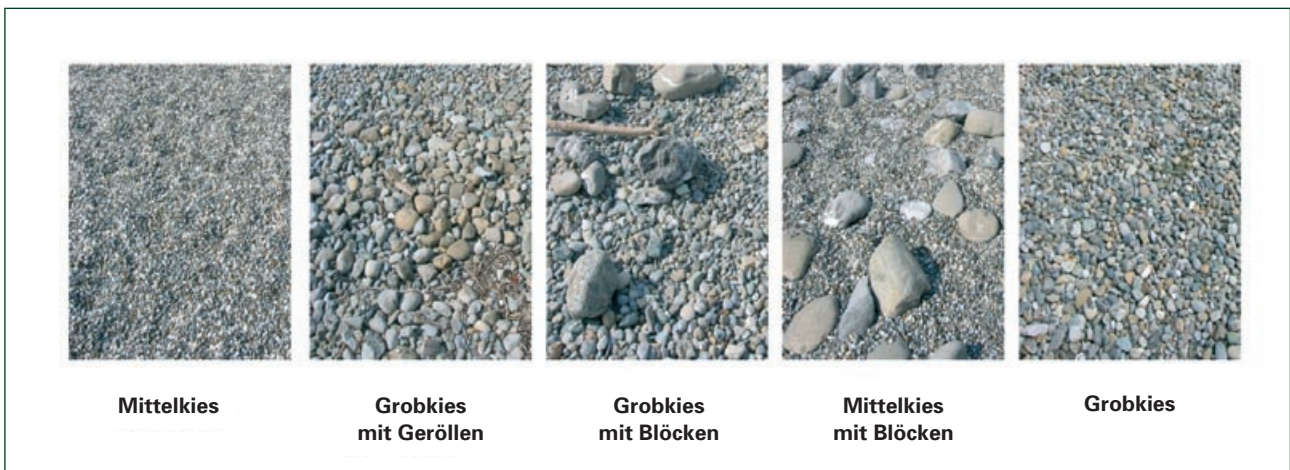


Abb. 2.2: Anordnung der Probeflächen mit Blick seewärts (Fotos: C. Wittkugel).

ten „Stärr Schorsch“ (Abb. 2.3). Sie wurde vor ca. 10 Jahren renaturiert.

Die Probestelle ist südexponiert und weist eine geringe Neigung auf (Abb. 2.4). Trotz der relativ breiten Flachwasserzone vor der Probestelle, die viel Energie der ankommenden Wellen aufnimmt, konnten die Wellen am Uferbereich relativ gut angreifen. Dies führte mit der Zeit zur Verlagerung hauptsächlich des Mittelkieses. Allerdings waren die Flächen unter Wasser immer gut zu erkennen und zu unterscheiden. Die Flächen hatten somit während des Untersuchungszeitraumes standgehalten.

Dieses galt nicht im gleichen Maße für die Flächen, auf denen zusätzlich Blocksteine ausgebracht waren. Aufgrund des hohen Besucherdrucks auf diesem Uferabschnitt (es wurde gebadet, geangelt oder Boot gefahren), wurden die Blocksteine immer wieder zu Stegen, Feuerstellen, Unterwasserburgen etc. aufgebaut. Obwohl die ursprünglich zu-

fällige Verteilung der Blöcke bald nicht mehr gegeben war, befanden sich immer genügend Blocksteine im Wasser, um den Charakter der Probestelle zu erhalten.

2.3 HARD

Die nordexponierte Probestelle in Hard lag am sog. „Grünen Damm“ (Abb. 2.3). Im Westen fließt die Dornbirnerach und im Osten die Bregenzerach in den See. Beide Zuflüsse führen wesentlich mehr Wasser als die Brunnisach in Fischbach, münden allerdings in etwas größerer Entfernung zur Probestelle.

Der „grüne Damm“ wurde bereits 1958 angelegt, um die fortschreitende Verlandung des Harder Binnenbeckens zu unterbinden. Der seeseitige Bereich wurde schließlich 2005 renaturiert.

Das Ufer ist steiler geneigt als an der Probefläche in Fischbach (Abb. 2.4). Dadurch war die Maximaltiefe der Probe-

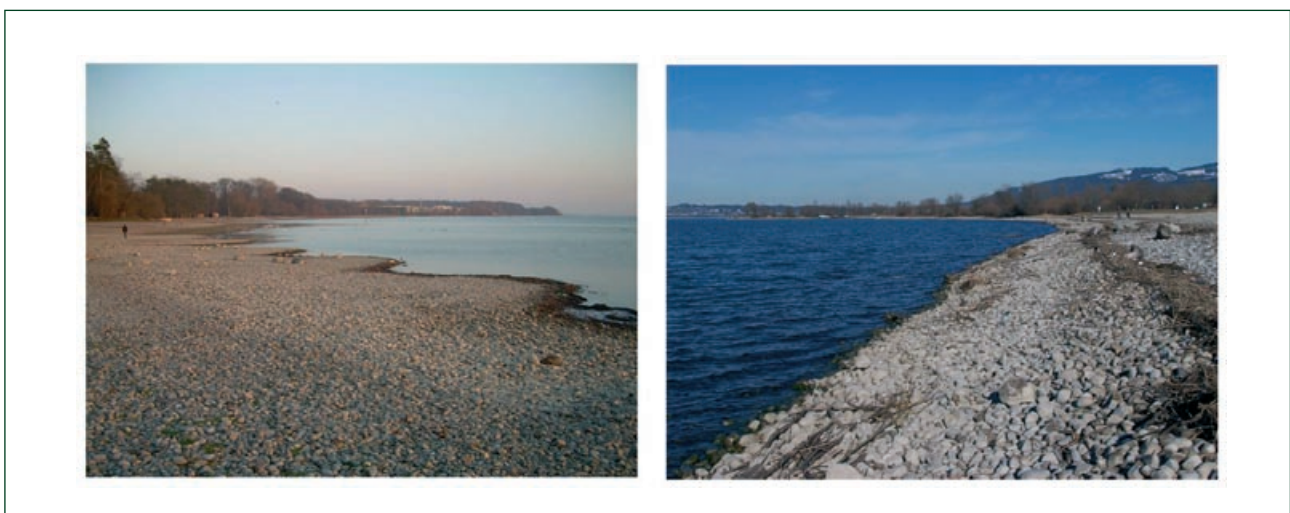


Abb. 2.3: Probestellen Fischbach (links) und Hard (rechts; Fotos: A. Nisch und C. Wittkugel)

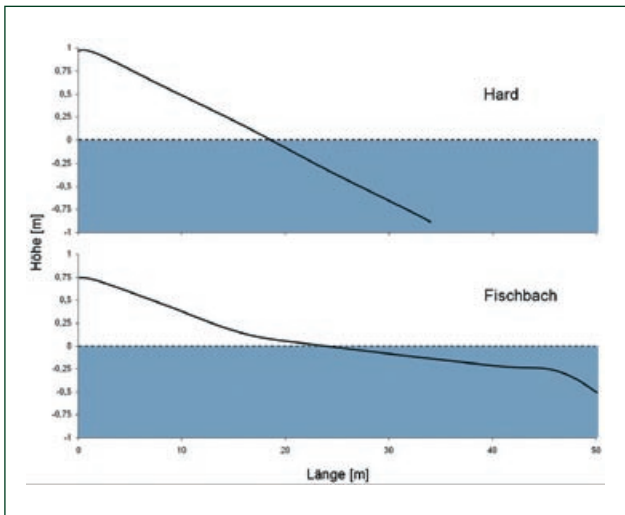


Abb. 2.4: Steigung in Fischbach und Hard. Die Ordinaten geben die Höhe des Ufers in Bezug zum Wasserspiegel (0) vom 23.10.2006 an, der 295 cm (Pegel Bregenz) betrug.

flächen von 80 cm früher erreicht als in Fischbach und die Flächen maßen bei der fischereilichen Beprobung selten 100 m².

Die Flächen am Grünen Damm waren einer starken Wellenkraft ausgesetzt. Der Strandwall aus Mittelkies war in diesem Bereich noch höher als in Fischbach. Im unmittelbaren Bereich des Spülsaumes kam es auf den Mittelkiesflächen zum Abtrag von Mittelkies, sodass der bei der ursprünglichen Renaturierung eingebrachte Grobkies wieder zum Vorschein kam. In ca. 20-30 cm Entfernung vom Spülsaum war dann wieder das für diesen Versuch eingebrachte Substrat der Probestelle vorhanden. Der Charakter der Flächen hatte sich somit nicht wesentlich verändert.

Auch der Grüne Damm dient als Naherholungsgebiet für die Gemeinde Hard, allerdings ist die Frequentierung durch Besucher hier nicht so hoch wie in Fischbach. Beliebtere Badestellen als im See befinden sich gegenüber der Probestelle im Harder Binnenbecken. Dadurch wurden die Probestellen über den Probezeitraum hinweg kaum von Menschen verändert.

3 Methoden

3.1 MAKROZOOBENTHOS

3.1.1 PROBENAHMETECHNIK UND PROBENBEARBEITUNG

Die quantitative Beprobung der bodenlebenden, wirbellosen Fauna (Makrozoobenthos, Makroinvertebrate) ist in Seen verglichen mit Fließgewässern ungleich schwerer. In Fließgewässern ermöglicht es die gerichtete Strömung dem Probenehmer, das zu untersuchende Substrat ohne Verluste von Organismen innerhalb des Probenahmegerätes (Surbler-Sampler) zu entnehmen, da resuspendiertes Material von der Strömung erfasst und in das Fangnetz gespült wird. In Standgewässern ist keine gerichtete Strömung vorhanden und das während einer Probenahme aufgewühlte Material sowie bodenlebende Tiere können auch innerhalb eines Netzrahmens nicht quantitativ aufgenommen werden. Daher wurde im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 454 „Bodenseelitoral“ an der Universität Konstanz ein Probenahmegerät entwickelt, an das eine benzinbetriebene Saugpumpe angeschlossen wird (Abb. 2.5). Damit kann eine kontinuierliche Strömung in einen Filter erzeugt werden, in den resuspendiertes Material sowie flüchtende Organismen gespült werden. Die Probenahmefläche (25 cm × 25 cm) wird von einem gazeumspannten Rahmen begrenzt, der bis zur Wasseroberfläche reicht. Dadurch wird gewährleistet, dass auch von Bereichen außerhalb der Probenahmefläche keine Organismen in die Probe gelangen.

An jeder der fünf Teilflächen wurden jeweils drei Replikate in einer Tiefe von ca. 40 cm genommen. Die Auswahl die-

ser Probenahmeorte erfolgte auf den Flächen Mittelkies, Grobkies und Grobkies-Gerölle zufällig; auf den Flächen mit Blöcken (Mittelkies-Blöcken und Grobkies-Blöcken) wurden jedoch gezielt Stellen ausgewählt, auf denen ein kleinerer Block (maximal 25 cm lang) in einer Tiefe zwischen 30 und 50 cm vorkam.

Nach Auswahl einer Stelle wurde der Rahmen dort ausgebracht und die Saugströmung aktiviert. Die bodenbedeckende Steinschicht wurde von Hand in den Kescher überführt. Die Strömung, die bodennah das Wasser aus dem Probeareal abzieht, erfasste dabei suspendiertes Material (Sedimente und Organismen) und führte diese dem Filter zu. Diese Strömung blieb auch noch aktiviert, nachdem alle Steine entfernt waren, bis das Wasservolumen innerhalb des Probenahmerahmens einige Male ausgetauscht wurde. Nach dem Abstellen der Strömung wurde der Filter entnommen und zusammen mit den Steinen zur weiteren Probenbearbeitung ans Ufer gebracht.

Die Proben wurden in nummerierte Eimer überführt und nach Abschluss der Probenahme in einen 4°C-Kühlraum gebracht. Innerhalb von 2 Tagen erfolgte die Fixierung der Proben. Erfahrungsgemäß bleiben die Abundanzverhältnisse auch während dieser Lagerung unverändert, da weder Zersetzungsprozesse eintreten noch große invertebrate Räuber in den Proben vorhanden sind. Die Steine wurden im Folgenden von Aufwuchs gereinigt und die Makroinvertebraten mit Hilfe von DIN-Meßsieben, häufigem

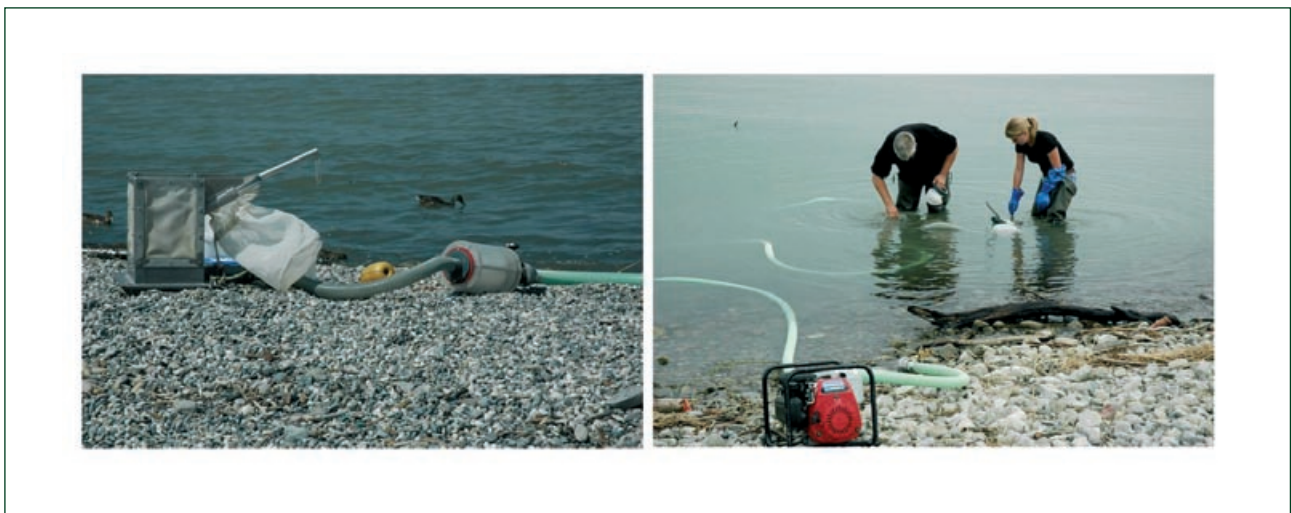


Abb. 2.5: Saug-Sampler (links) und Makrozoobenthosprobenahme (rechts; Fotos: C. Wittkugel)

Aufschwimmen und Dekantieren aufkonzentriert. Die verbliebene Probe wurde in ca. 70 % igem Ethanol fixiert. Die verwendete Maschenweite aller Siebe und Filter betrug 200 μm .

3.1.2 DATENERHEBUNG NACH ABUNDANZ UND BIOMASSE

Die fixierten Tiere wurden im Labor nach gängiger Literatur unter einem Binokular (6,5 - 50 fache Vergrößerung), wenn möglich, bis auf das Artniveau bestimmt und gezählt. Da eine Artbestimmung bei juvenilen Tieren und Gruppen wie den Chironomiden nur schwer möglich ist, wird im Folgenden zumeist von Taxa gesprochen, die höhere taxonomische Ebenen zusammenfassen.

Nachdem sich eine Probe auf eine Fläche von 625 cm^2 (Bodenfläche des Rahmens) bezieht, wurden die gezählten Individuen auf einen Quadratmeter hochgerechnet, um so Abundanzen zu erhalten (Individuen/ m^2).

Da für die Auswertung auch die fischverwertbare Biomasse der gesammelten Taxa von Relevanz war, wurden die einzelnen Individuen in verschiedene Größenklassen (nach Kopfkapselbreite, Körperlänge oder Schalengröße) eingeteilt, die anhand von Längen-Biomasse-Regressionen eine Biomasseberechnung zulassen [STREIT, Schröder 1978; MEYER 1989; BENCKE et al. 1999; BAUMGÄRTNER 2004]. Diese wurden dann mit den jeweiligen Abundanzen multipliziert, um die Biomasse pro Quadratmeter zu erhalten (mg Trockenmasse/ m^2).

3.2 FISCHERIE

3.2.1 DIE ELEKTROFISCHEREI

Im Verlauf der Untersuchung kamen drei verschiedene Gleichstrom-Generatoren der Firma Efko zum Einsatz, die unterschiedliche Leistungsmerkmale besaßen, jedoch alle eine ausreichende Spannung von 300 bis 600 Volt erbrachten.

Elektrobefischung gilt als effektive, weitgehend unselektive und schonende Fischereimethode, sofern sie richtig angewendet wird. Nach Eintauchen der Anode bildet sich zwischen dieser und der Kathode ein Spannungsgradient im Wasser. Dieser ist für größere bzw. längere Fische größer als für kleine Fische, da sie einen höheren elektrischen Widerstand erzeugen und sie sind somit besser zu fangen. Die Fangwahrscheinlichkeit hängt jedoch nicht nur von der Größe eines Fisches ab, sondern auch von dessen Entfernung zur Anode, dem Substrat und der Leitfähigkeit des Wassers [PETER, ERB 1996]. Befinden sich Fische inner-

halb eines Radius um die Anode, dem so genannten Fangraum, zeigen sie das Verhalten der Galvanotaxis [REGIS et al. 1981]. Dabei schwimmen die Tiere reflexartig auf die Anode zu und werden in ihrer unmittelbaren Nähe betäubt (Galvanonarkose). In diesem Moment wird der Strom unterbrochen und die regungslosen Fische mit dem an der Anode befindlichen Netz eingesammelt. Befinden sich die Tiere außerhalb des Fangraumes, erfolgt entweder eine gegenläufige Reaktion, die Flucht, oder sie sind so weit von der Anode entfernt, dass sie keinen Strom abgreifen.

3.2.2 BEFISCHUNGEN

Für die Erfassung der Fischzönosen musste eine reproduzierbare Probenahmemethode hinsichtlich der Vorbereitung der Befischung sowie der eigentlichen Fangmethode gefunden werden.

Die Probeflächen wurden mit einem Umstellnetz (Maschenweite: 6 mm) abgegrenzt. Dieses sollte verhindern, dass Fische während der Befischung aus der Probefläche flüchten konnten. Die Probefläche hatte eine maximale Kantenlänge von 10 m auf 10 m und wurde an drei Seiten durch das Netz begrenzt sowie an der vierten Seite durch das Ufer. Somit wurde eine maximale Fläche von 100 m^2 befischt.

Um das Netz im Wasser zu befestigen, wurden zuerst jeweils an zwei Ecken Armierungseisen in das Sediment geschlagen, an die das Absperrnetz aufgehängt werden konnte. Die maximale Tiefe während einer jeden Probenahme betrug ca. 80 cm. Die Probeflächen waren so konzipiert, dass der Tiefenbereich von 20-80 cm auch bei unterschiedlichen Wasserständen immer erreicht wurde. Allerdings war der Neigungswinkel der Probeflächen in Hard steiler als in Fischbach und somit die befischte Fläche in Hard kleiner als in Fischbach. Die jeweiligen Flächengrößen wurden protokolliert und die Fänge anschließend auf 100 m^2 hochgerechnet.

Die Umstellnetze wurden an den Armierungseisen eingehängt und hochgebunden (Abb. 2.6). Um eine möglichst geringe Störung der Fische auf der Fläche zu erhalten, wurde mindestens eine Stunde gewartet, bevor die Netze losgebunden und dann zugezogen wurden.

Es wurde angenommen, dass nach der Elektrobefischung alle Fische auf den Flächen abgefischt wurden, d.h. es wurde stets von einer 100 % Fangwahrscheinlichkeit ausgegangen. Die Probeflächen wurden sowohl tagsüber als auch nachts befischt. Zwischen der Tag- und Nachtbefischung



Abb. 2.6: Netzflächen und Elektrofischerei (Fotos: A. Nisch, C. Wittkugel). a) Abgesperrte Probeflächen, b) Zuziehen der Netze, c) Elektrobefischung.

lagen mindestens zwei Stunden, in denen die Netze wieder hochgebunden wurden, um das Einwandern neuer Fische in den Flachwasserbereich zu ermöglichen. Die Nachtbefischung begann in der Regel nach der Dämmerungsphase. Da Elektrofischerei eine Fangmethode ist, die auf Sichtfang beruht, wurden alle Helfer und der Elektrofischer mit Stirnlampen ausgerüstet, mit denen die Probefläche beleuchtet wurde. Die gefangenen Fische wurden mit Nelkenöl eingeschläfert und auf Eis konserviert. Am nächsten Morgen wurden sie im Labor bestimmt, gemessen und gewogen. Ein Teil der Fische wurde für weitergehende Mageninhaltsanalysen in Alkohol fixiert.

Da für die Aussage dieser Arbeit weniger ein Tag-Nachtvergleich als vielmehr die Gesamtbesiedelung relevant war, wurde eine Unterscheidung der Tag- und Nachtfänge nicht vorgenommen und die beiden Fänge einer Probenahme wurden gepoolt. Zudem wurden mit der angewandten Methodik alle Fische entnommen, sodass eine Wiederbesiedelung mit substratabhängigen Fischarten wie z.B. Schmerle oder Trüsche in der Zeit von der Tag- zur Nachtbefischung nicht gegeben war.

3.2.3 MAGENINHALTSANALYSEN

Für die Mageninhaltsanalysen wurden die Mägen folgender benthischer und epibenthisch lebender Fische herauspräpariert: Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*), Schmerle (*Barbatula barbatula*) und Trüsche (*Lota lota*). Da Schmerlen keinen Magen sondern nur einen Darm besitzen, wurde von diesem das erste Drittel untersucht. Die gefressenen Organismen wurden je nach Lebensform mittels gängiger Bestimmungsliteratur bis zur Familie, Gattung oder wenn möglich auf Artniveau bestimmt und ausgezählt.

Als weitere Parameter wurden während der elektrischen Befischung die Wassertemperatur, die Sichttiefe, das Wetter (bewölkt, nicht- bewölkt, windig) und der Wasserstand an den jeweiligen Probestellen Hard und Fischbach aufgenommen.

3.3 DIVERSITÄT

3.3.1 MAKROZOOBENTHOS

Hier wurde zur Berechnung der Diversität H_s der Shannon-Wiener Index herangezogen. Nach PIELOU [1969, aus LOZÁN, KAUSCH 1998] wird H_s wie folgt berechnet:

$$(1) \quad H_s = - \sum_{i=1}^s p_i \times \ln p_i$$

H_s = Diversitätsindex
 p_i = relative Abundanz der i -ten Art
 s = Taxazahl

H_s ist umso höher je mehr Arten anzutreffen und je ähnlicher deren relative Häufigkeiten sind.

Dieser Index wurde gewählt, um eine Vergleichbarkeit mit anderen Makrozoobenthosuntersuchungen des Limnologischen Instituts der Universität Konstanz aus verschiedenen Uferregionen des Bodensees zu gewährleisten [BAUMGÄRTNER 2004; MÖRTL 2005; SCHEIFHACKEN 2006].

3.3.2 FISCHER

Zur Beschreibung der Biodiversität der Fischzönosen wurde der Brillouin-Index H gewählt. Als Diversitätsindex fasst er, wie der Shannon-Wiener-Index H_s oder der Simpson-Index D , Artenzahl und Häufigkeitsverteilung zusammen, reagiert jedoch besonders empfindlich auf seltene Arten [KREBS 1999]. Um zu ermitteln, ob ein hoher H -Wert auf eine hohe Artenzahl oder eine hohe Individuendichte zurückzuführen ist, wird der maximale H -Wert (H_{\max}) bestimmt, bei dem die Individuen gleichmäßig auf ihre Arten verteilt sind. Das Verhältnis von H zu H_{\max} wird Evenness E bezeichnet und gibt als Bezugsgröße an, wie gleichmäßig die Individuen über die Arten verteilt sind. Der E -Wert liegt zwischen 0 und 1, wobei ein hoher Wert Gleichverteilung und ein niedriger Wert Dominanz weniger Arten angibt:

$$(2) \quad E = \frac{H}{H_{\max}}$$

E = Evenness
 H_{\max} = maximaler Brillouin-Index

$$(3) \quad H = \frac{1}{N} \log \left(\frac{N!}{n_1! n_2! n_3! \dots n_k!} \right)$$

H = Brillouin-Index
 N = Gesamtzahl aller Individuen
 n_j = Anzahl der Individuen der Art
 n_k = Anzahl der Individuen der k -ten Art

3.4 STATISTISCHE AUSWERTUNG

Die Daten, die eine Biozönose widerspiegeln, sind meist sehr komplex. Sie bestehen aus vielen Arten und vielen Einzelproben und es ist bei deren Analyse nötig, Informationen über das Auftreten, die Abundanz oder Biomasse möglichst vieler Taxa einzuschließen. Gleichzeitig möchte man zur Veranschaulichung von Mustern oder Zusammenhängen diese Komplexität weitestgehend reduzieren. Multivariate Methoden bieten sich für diese Fragestellungen an, da hier mehrere Variablen und deren Abhängigkeitsstruktur zugleich betrachtet werden können.

3.4.1 NICHT-PARAMETRISCHE ANALYSE

Die Auswertungen der Fisch- und Makrozoobenthosdaten erfolgte nicht-parametrisch mit dem Softwarepaket PRIMER 6.0 [PLYMOUTH MARINE LABORATORY, PLYMOUTH, UK] unter Berücksichtigung des gesamten Datensatzes. Hierzu sind im Gegensatz zu parametrischen Methoden keine Voraussetzungen wie Normalverteilung und Varianzhomogenität erforderlich.

Nach einer Wurzeltransformation der Daten, um den Einfluss dominanter Arten abzuschwächen, seltenen Arten eine größere Bedeutung zuzuschreiben und somit die Proben vergleichbar zu machen, wurden Bray-Curtis Ähnlichkeitstabellen des gesamten Datensatzes berechnet. So wird die Stärke der Ähnlichkeit zwischen den Proben als Verhältnis der tatsächlichen mit der maximal möglichen Ähnlichkeit wiedergegeben.

Mit dem iterativen Ordinationsverfahrens MDS (multidimensional scaling), das im Gegensatz zur PCA (principal component analysis) keine Voraussetzungen an die Verteilung und Linearität der Daten stellt, können die Beziehungen der Lebensgemeinschaften grafisch dargestellt werden. Anhand der rangskalierten Ähnlichkeitsindices lassen sich die einzelnen Proben zwei- oder dreidimensional in einem MDS-Plot darstellen, wobei ähnliche Proben nah beieinander und unähnliche weiter voneinander entfernt liegen. MDS-Plots haben keine definierten Achsen und ihr Stresswert gibt an, wie zuverlässig die Zusammenhänge wiedergegeben werden. Dieser Stresswert liegt im Idealfall bei 0,01 (zuverlässig) und im schlechtesten Fall über 0,2 (unzuverlässig). Allerdings nimmt er bei steigendem Probenumfang zu.

Kommt es zu Gruppenbildungen von Proben im Diagramm, können mit der Ähnlichkeitsanalyse ANOSIM signifikante Unterschiede zwischen a priori festgelegten

Gruppen (etwa Ort, Datum, Substrat) ermittelt werden. Hohe R-Werte zeigen eine Trennung zwischen den Gruppen an, wohingegen R-Werte nahe Null für eine Beibehaltung der Nullhypothese sprechen (keine Unterschiede zwischen den Gruppen).

Mit der daran anschließenden Methode SIPMER (species contributions to similarity), lassen sich die Arten identifizieren, die maßgeblich zur Unterscheidung der Flächen beitragen.

3.4.2 MULTIFAKTORIELLE, PARAMETRISCHE ANALYSE

Für eine parametrische multifaktorielle Betrachtung, wurden Daten zunächst einer $\log_{10}(x+1)$ -Transformation unterzogen, um normalverteilte Werte zu erhalten, eine Voraussetzung für die Durchführung der Varianzanalyse. Diese Analysen erfolgten mit STATISTICA 6.1 [STATSOFT, TULSA, OKLA. USA]. Als weitere Voraussetzung muss die Varianzhomogenität gegeben sein, die mittels des Cochran, Hartley und Bartlett- Tests auf einem Niveau von $p=0,05$ getestet wurde.

Waren die Varianzen homogen, so konnten Unterschiede zwischen den Orten Fischbach und Hard, zwischen den Probeflächen und zwischen den verschiedenen Probenahmedaten (Juli, August, September, Oktober) mit dem „general-linear-model“ berechnet werden.

War bei der anschließend durchgeführten drei-Wege ANOVA (Varianzanalyse) die jeweils höchste Interaktion (Datum \times Ort \times Substrat) nicht signifikant ($p>0,05$), so wurde diese aus der Analyse entfernt und die ANOVA erneut berechnet.

Nach dieser Berechnung wurde ein post-hoc-Test (unequal HSD) durchgeführt, um herauszufinden zwischen welchen Mittelwerten signifikante Unterschiede bestehen. Im Anschluss daran erfolgte eine sequentielle Bonferroni-Korrektur des Signifikanzniveaus von $p=0,05$ [RICE 1989].

MAKROZOOBENTHOS

Zusätzlich zu der nicht-parametrischen Analyse, die den gesamten Datensatz einbezieht, konnte auf Grund des im Vorfeld festgelegten Versuchsdesigns bei der statistischen Auswertung der Makrozoobenthosdaten auch die parametrische Analyse Anwendung finden. Es lässt sich somit feststellen, welche Faktoren (die einzelnen Monate, die Substrate und die beiden Orte) einen signifikanten Einfluss auf die entsprechenden Taxa (Variablen) ausüben [LOZÀN, KAUSCH 1998].

Hierzu wurden die Daten zunächst auf einen Quadratmeter hochgerechnet, bevor die Analyse erfolgte. Da allerdings die Voraussetzungen für eine Varianzanalyse bei Arten, die viele Nullwerte enthalten, kaum erfüllt werden können, erfolgte eine Beschränkung auf die häufigsten Taxa, um diese dann sowohl hinsichtlich der Abundanz als auch der Biomasse zu betrachten.

FISCHE

Da jede Probefläche im Abstand von ca. zwei Wochen nur einmal tags und nachts befischt wurde, gab es keine Replikate und die statistische Auswertung beschränkte sich auf nicht-parametrische Tests. Um Ähnlichkeiten zwischen den Lebensgemeinschaften graphisch darstellen zu können, wurden zweidimensionale MDS-Plots erstellt. Bei Gruppenbildungen im Diagramm wurden mittels ANOSIM signifikante Unterschiede zwischen diesen ermittelt.

Des Weiteren wurde mit dem χ^2 (Chi²) - Anpassungstest geprüft, ob die dominanten Fischarten ein bestimmtes Substrat bevorzugen. Signifikante Abweichungen werden hierbei zwischen der erwarteten Häufigkeitsverteilung E (alle Arten sind auf den Probeflächen gleich verteilt) und der beobachteten B (tatsächliche Verteilung) ermittelt. Anhand der χ^2 -Tabelle (χ^2 TAB) werden die gefundenen Werte verglichen und die Nullhypothese (keine Unterschiede zwischen den Verteilungen auf den Substraten) entweder angenommen ($\chi^2 \leq \chi^2$ TAB) oder verworfen [$\chi^2 > \chi^2$ TAB; KÖHLER et al. 2002].

4 Ergebnisse

Im Folgenden sollen die Ergebnisse aus der Analyse der Makrozoobenthos- und Fischdaten dargestellt werden. Da Bezug auf die Substratflächen genommen wird, werden diese vor allem in den Abbildungen mit entsprechenden Abkürzungen versehen: Mittelkies (MK), Mittelkies mit Blöcken (MB), Grobkies (GK), Grobkies mit Geröllen (GG), Grobkies mit Blöcken (GB).

4.1 MAKROZOOBENTHOS

Insgesamt konnten bei der Auswertung der Proben 49 verschiedene Taxa, ausschließlich nicht eindeutig bestimmbarer Taxa (etwa Chironomidae n.d.) und pelagischer Arten, welche für die Auswertungen nicht relevant waren, bestimmt werden (Tab. 4.1).

Tab. 4.1: Liste der vorkommenden Taxa mit Ausnahme nicht eindeutig bestimmbarer (n.d.) und pelagischer Arten. In Klammern die Trivialnamen.

Stamm	Klasse/Ordnung	Taxon
Annelida (Ringelwürmer)	Oligochaeta (Wenigborster)	Oligochaeta groß Oligochaeta klein, inklusive <i>Stylaria lacustris</i>
	Hirudinea (Egel)	<i>Erpobdella</i> sp. <i>Glossiphonia heteroclita</i> <i>Helobdella stagnalis</i> <i>Piscicola geometra</i>
Mollusca (Weichtiere)	Gastropoda (Schnecken)	<i>Acryloxus lacustris</i> <i>Bathymphalus contortus</i> <i>Bithynia tentaculata</i> <i>Gyraulus</i> sp. <i>Planorbis planorbis</i> <i>Physa fontinalis/ Physella</i> sp. <i>Radix balthica (ovata)/ Radix auricularia</i> <i>Radix</i> sp. Schnecke n.d. (juvenile Tiere) <i>Valvata piscinalis</i>
	Bivalvia (Muscheln)	<i>Dreissena polymorpha</i> <i>Musculium lacustre</i> <i>Pisidium</i> sp.
Arthropoda (Gliederfüßer)	Insecta (Insekten)	
	Ephemeroptera (Eintagsfliegen)	<i>Caenis</i> sp. <i>Centroptilum luteolum</i>
	Coleoptera (Käfer)	<i>Elmis</i> sp. <i>Oulimnius</i> sp.
	Trichoptera (Köcherfliegen)	<i>Agraylea</i> sp. <i>Ceraclea</i> sp. <i>Ecnomus tellenus</i> <i>Hydroptila</i> sp. <i>Hydroptilidae</i> juv. <i>Mystacides</i> sp. <i>Oecetis</i> sp. <i>Orthotrichia</i> sp. <i>Polycentropus flavomaculatus</i> <i>Tinodes waeneri</i>
	Chironomidae (Zuckmücken)	Bezzia Chironominae Chironomidae n.d. <i>Corynoneura</i> sp. Orthoclaadiinae Tanypodinae Tanytarsini <i>Micronecta</i> sp.
	Crustacea (Krebse)	
	Isopoda (Asseln)	<i>Asellus aquaticus</i>
	Amphipoda (Flohkrebse)	<i>Dikerogammarus villosus</i> <i>Gammarus</i> sp. klein <i>Gammarus roeseli</i> <i>Limnomysis benedeni</i>
	Mysida (Schwebegarnelen)	
	Arachnida (Spinnentiere)	
	Acari (Milben)	Acari n.d.
Cnidaria (Nesseltiere)	Hydrazoa	<i>Hydra</i> sp.
Plathelminthes (Plattwürmer)	Turbellaria (Strudelwürmer)	Plathelminthes n.d.

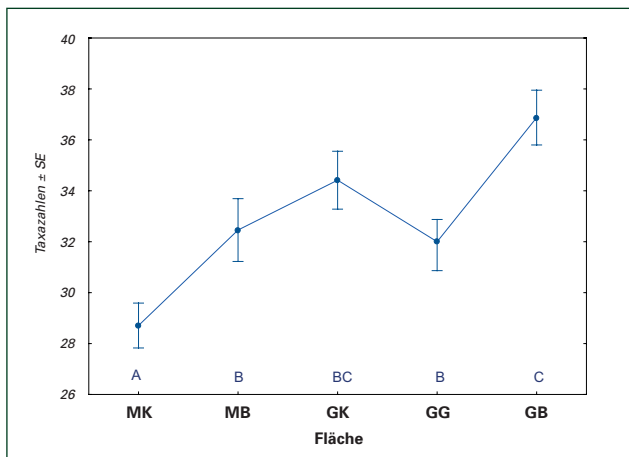


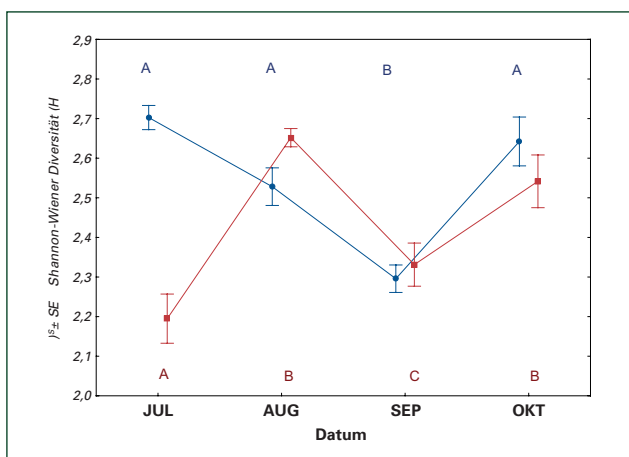
Abb. 4.1: Taxazahl auf den Substraten gemittelt über die Monate und die Orte. Signifikante Unterschiede zwischen den Substraten Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB) sind durch verschiedene Großbuchstaben gekennzeichnet. SE= Standardfehler.

4.1.1 TAXAZAHLEN UND DIVERSITÄT

Die Taxazahlen und die Diversität geben eine erste Einsicht in die Besiedelung der unterschiedlichen Standorte, Flächen und den Jahresverlauf.

Die Taxazahlen unterschieden sich im Vergleich von Hard und Fischbach nur unwesentlich. In Hard fanden sich im Mittel 21 ($\pm 0,50$ SE) und in Fischbach 19 ($\pm 0,56$ SE) Taxa. Im Hinblick auf die Substrate konnte man erkennen, dass sich im Vergleich zu Mittelkies eine signifikant höhere Taxazahl auf den grobkiesigen Substraten respektive den Blockflächen befand (Abb. 4.1).

Im September kam es an beiden Orten zu einem Einbruch bezüglich der Diversität, zusätzlich ließen sich in Fischbach im Juli geringere Werte feststellen (Abb. 4.2 links).



In Hard lieferte die Diversität zunächst hohe Werte auf den kleineren Substraten, die dann abnahmen, während in Fischbach die Diversität mit zunehmender Korngröße anstieg (Abb. 4.2 rechts).

Die Berechnung der Evenness, die generell Werte von 0 bis 1 annehmen kann, führte zu Ergebnissen zwischen 0,54 und 0,8. Dies bedeutet, dass es meist nur geringe Unterschiede in der Häufigkeit innerhalb der verschiedenen Arten gab. Denn je stärker sich die Werte 1 nähern, desto geringer sind die Unterschiede in der Verteilung der Individuen auf die einzelnen Arten [LOZÁN, KAUSCH 1998].

4.1.2 DOMINANTE TAXA NACH ABUNDANZ UND BIOMASSE

Unter Einbeziehung des gesamten Datensatzes ließen sich deutliche Unterschiede zwischen den beiden Stellen Fischbach und Hard erkennen und dies sowohl bezüglich der Abundanz ($R=0,644$; $p<0,001$; Abb. 4.3 links) als auch der Biomasse ($R=0,538$; $p<0,001$; Abb. 4.3 rechts).

Ferner konnten auch Taxa identifiziert werden, die maßgeblich zur Unterscheidung der beiden Stellen beitragen (Tab 4.2). Zusätzlich zu den unterschiedlichen Präferenzen der Taxa für einen der beiden Orte, gibt die Tabelle die Häufigkeiten der dominanten Taxa in Abundanz und Biomasse wieder, wobei diese nach unten abnehmen.

Nachdem eine eindeutige Trennung der beiden Stellen, aber noch keine Unterschiede zwischen den Monaten oder Substraten (jeweils $R<0,5$) festzustellen war, erfolgte eine separate Analyse des Datensatzes bezüglich der beiden Orte.

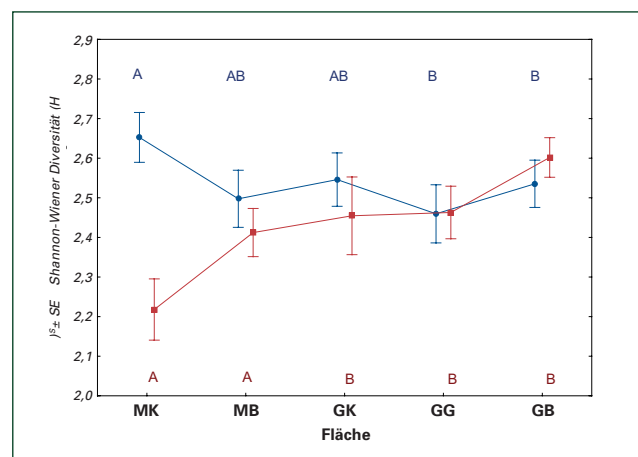


Abb. 4.2: Shannon- Diversität (H_2) für die einzelnen Monate (links) und Substrate (rechts). Signifikante Unterschiede zwischen den Substraten Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB) sind durch verschiedene Großbuchstaben gekennzeichnet. Hard (blau) ; Fischbach (rot). SE= Standardfehler.

Tab. 4.2: Taxa, die zur Unterscheidung der Stellen beitragen. F und H: häufiger in Fischbach oder Hard; F/H: gleich häufig. Ihr Vorkommen nimmt dabei jeweils nach unten ab.

Abundanz	häufiger in:	Biomasse	häufiger in:
Orthocladinae	H	<i>Dreissena polymorpha</i>	H
Chironominae	F	<i>Asellus aquaticus</i>	H
Oligochaeta	H	Orthocladinae	H
<i>Caenis</i> sp.	F/H	Chironominae	F
<i>Dreissena polymorpha</i>	H	<i>Caenis</i> sp.	F/H
<i>Micronecta</i> sp.	F/H	<i>Centroptilum luteolum</i>	F
Acari n.d.	F/H	<i>Bithynia tentaculata</i>	H
Tanypodinae	F	<i>Glossiphonia heteroclita</i>	F/H
<i>Centroptilum luteolum</i>	F	Acari n.d.	F/H
Turbellaria	H	<i>Hydroptila</i> sp.	F

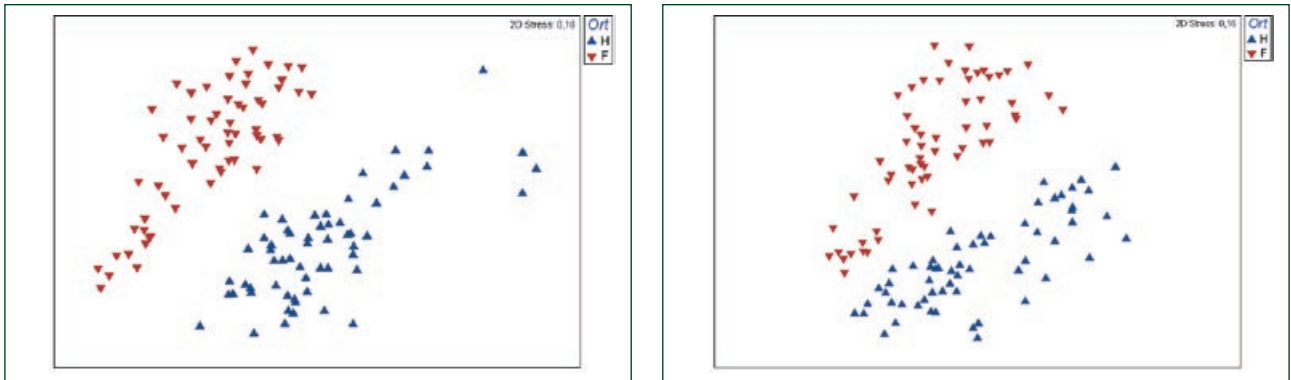


Abb. 4.3: Stellenunterscheidung Fischbach und Hard hinsichtlich Abundanz (links) und Biomasse (rechts).

Hier zeigten sich zunächst ebenfalls Differenzen zwischen den einzelnen Terminen, sowohl in Abundanz ($R=0,88$; $p<0,001$) als auch in der Biomasse ($R=0,527$; $p<0,001$).

Die Monate Juli und Oktober separierten sich meist deutlich, wohingegen sich die August- und Septembertermine ähnlicher waren (Abb. 4.4 und Abb. 4.5).

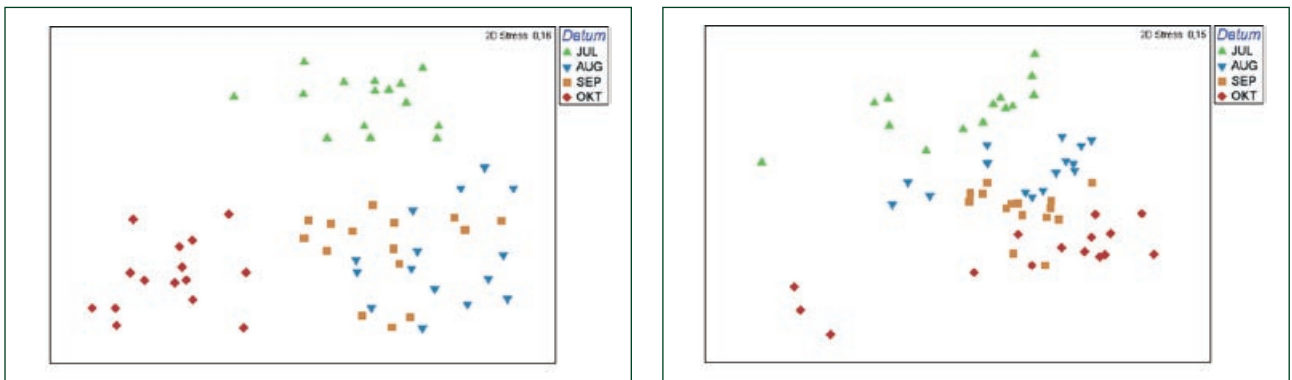


Abb. 4.4: Fischbach (links) und Hard (rechts) - Unterscheidung der Abundanzen hinsichtlich der Termine.

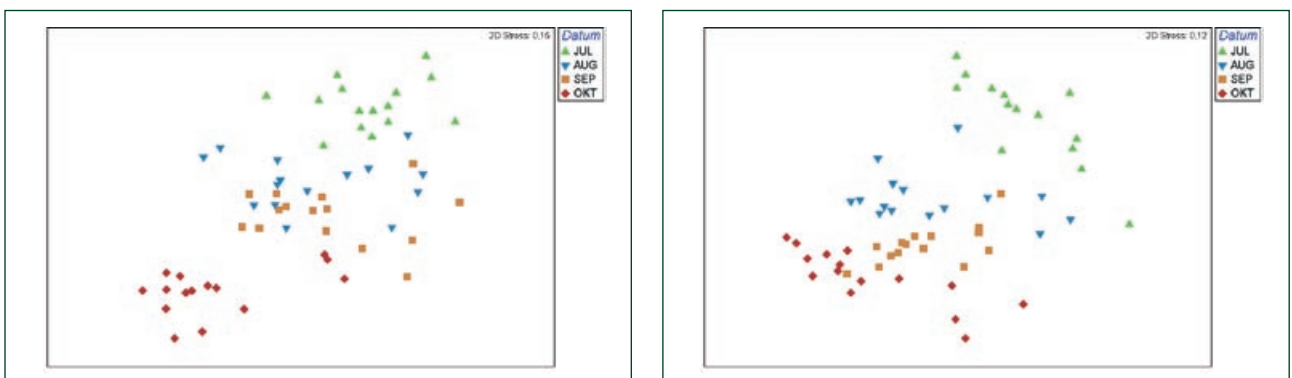


Abb. 4.5: Fischbach (links) und Hard (rechts) - Unterscheidung der Biomasse hinsichtlich der Termine.

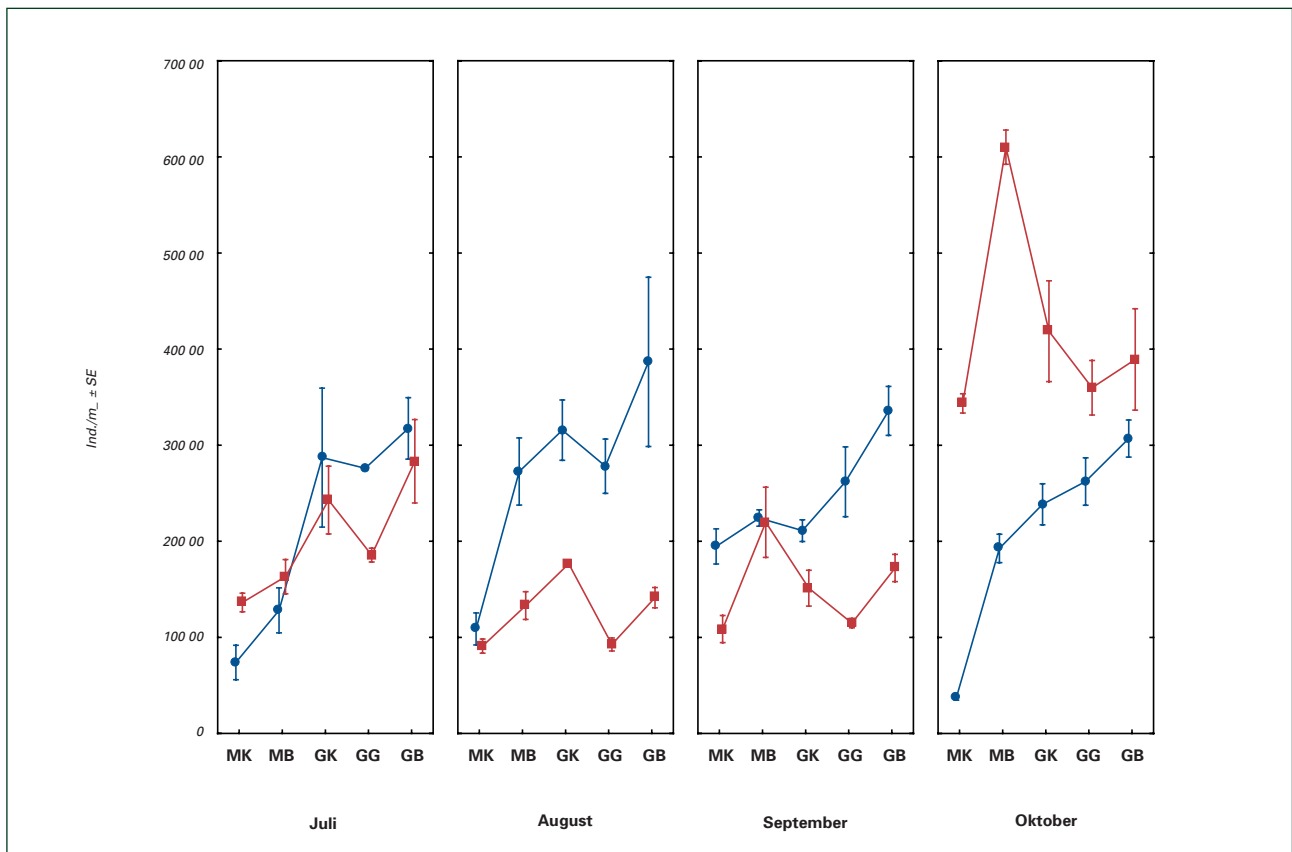


Abb. 4.6: Darstellung der Gesamtabundanz für Fischbach (rot) und Hard (blau) für die einzelnen Monate und den verschiedenen Substraten Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB). SE= Standardfehler.

Signifikante Substrateffekte lagen hier noch nicht vor, da die zeitlichen Effekte, wie etwa die Emergenz einzelner Taxa oder die starke Abundanz- und Biomassenzunahme der Dreikantmuscheln diese überlagerten. Für die Substratabhängigkeit des Makrozoobenthos musste deshalb eine schrittweise Analyse der einzelnen Monate durchgeführt werden.

4.1.3 SUBSTRATABHÄNGIGKEIT DES MAKROZOOBENTHOS

Einen ersten Überblick über die Substratbesiedelung lieferte eine Darstellung der jeweils höchsten Faktorinteraktion (Datum \times Ort \times Substrat) der Gesamtabundanz beziehungsweise der Gesamtbiomasse. Auf Grund nicht erfüllter Voraussetzungen ließen sich hier jedoch keine signifikanten Unterschiede berechnen.

GESAMTABUNDANZEN

Hinsichtlich der Gesamtabundanzen wurden bereits Präferenzen des Makrozoobenthos für die grobkiesigen Substrate deutlich. Befanden sich Blöcke auf den Flächen, stieg in den meisten Fällen auch die Besiedelung. Besonders deutlich ausgeprägt war dieser Effekt auf den Mittelkiesflächen mit Blöcken (Abb. 4.6).

GESAMTBIOMASSE

Auch hinsichtlich der Biomasse ergab sich ein ähnliches Bild. Zusätzlich zur Präferenz für Grobkies- beziehungsweise den Blockflächen kann eine deutliche Zunahme der Biomasse im Verlauf der Monate beobachtet werden (Abb. 4.7).

4.1.4 SUBSTRATABHÄNGIGKEIT EINZELNER TAXA

Für eine Berechnung der Drei-Wege-ANOVA wurden als abhängige Variablen nur die in den Fischmägen häufig vorkommenden Taxa ausgewählt. Dadurch konnte zum einen eine allzu strenge Bonferroni-Korrektur vermieden werden [RICE 1989], zum anderen ermöglicht diese Herangehensweise eine sinnvolle Kombination der Fisch- und Makrozoobenthosdaten.

Allerdings war die genaue Bestimmung der Taxa aus den Fischmägen auf Grund der fortgeschrittenen Zersetzung oft sehr schwierig. Eine Determination über das Klassen- oder Ordnungsniveau hinaus war meist nicht möglich.

Deshalb wurden stellvertretend für alle übergeordneten Taxa, die in den Fischmägen gefunden wurden, die beiden häufigsten untergeordneten Taxa ausgewählt und für die Analyse der Substratabhängigkeit herangezogen. Beispielsweise wurden etwa „Ephemeropteren“ im Mageninhalt

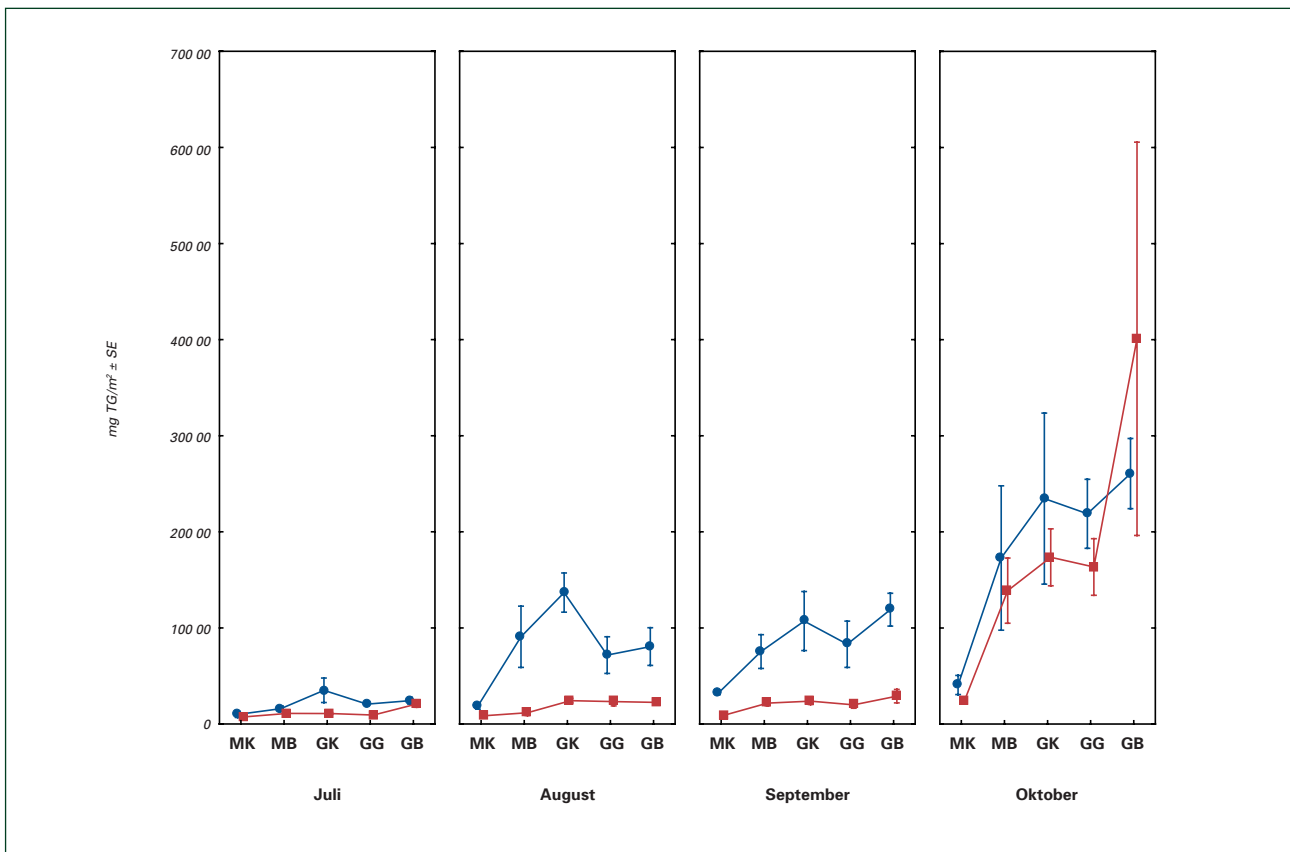


Abb. 4.7: Darstellung der Gesamtbiomasse für Fischbach (rot) und Hard (blau) für die einzelnen Monate und den verschiedenen Substraten Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB). SE= Standardfehler.

nachgewiesen und somit für die Auswertung, deren Gattungen *Caenis* sp. und *Centroptilum luteolum* ausgewählt. Die folglich zur Analyse definierten Taxa sind den Tabellen 4.3 (für die Abundanz) und 4.4 (für die Biomassen) zu entnehmen. Von einigen dieser Taxa konnte dann schließlich, nach positiver Prüfung der Voraussetzungen, eine Varianzanalyse durchgeführt werden.

ABUNDANZEN

Im paarweisen Vergleich der Substrate nimmt das Signifikanzniveau Werte von $p < 0,2$ an. Dies liegt an der geringen Replikanzahl innerhalb einer Gruppe, was die Aussagekraft dezimiert. Es ist jedoch zulässig, die Ergebnisse an Hand des *R*-Wertes zu interpretieren [CLARKE, GORLEY 2001].

Zunächst fällt auf, dass die Orthoclaadiinae, die Chironominae, *Centroptilum luteolum*, *Caenis* sp. und *Dreissena polymorpha* maßgeblich zur Unterscheidung der einzelnen Flächen beitragen.

Betrachtet man die verschiedenen Flächen im paarweisen Vergleich, zeigte sich, dass die hier ausgewählten Taxa häufiger auf den größeren Substraten, wie Grobkies, Grobkies

mit Geröllen oder Grobkies mit Blöcken zu finden waren. Lediglich im Vergleich von Mittelkies mit Blöcken und den grobkiesigen Substraten zeichnete sich eine Präferenz einzelner Taxa für mittelkiesiges Substrat mit Blöcken ab. Vor allem *Hydroptila* sp. und die Orthoclaadiinae bevorzugten diese Fläche.

Im zeitlichen Verlauf wurde deutlich, dass die Dreikantmuscheln, dominierend auf den größeren Substraten, erst ab August verstärkt zur Divergenz der Bereiche beisteuerten. Auch die Wasserasseln und *Centroptilum luteolum* waren im Juli noch sehr selten und trugen deshalb geringfügig zur Unterscheidung der Flächen bei (Tab. 4.3).

Um die Substratbeziehungen zu verdeutlichen, sollen nun einzelne Taxa an ausgewählten Monaten genauer betrachtet werden (Abb. 4.8).

Caenis sp. etwa wies nur geringe Präferenzen für einen bestimmten Substrattyp auf. Dennoch war eher eine Tendenz zu den größeren Substraten zu beobachten, wobei auch annähernd ähnliche, wenn auch geringere, Abundanzen zwischen Mittelkies und Grobkies mit Geröllen vorlagen.

Hydroptila sp. und *Agraylea* sp., beide häufiger in Fischbach, sind auf den größeren Substraten präsenter. Im

Tab. 4.3: Abundanzen: Darstellung der zur Analyse ausgewählten Taxa und ihr Beitrag zur Unterscheidung der Flächen. Paarweiser Vergleich der Substrate (ANOSIM) mit Angabe des R-Wertes. Wenn nicht gesondert angegeben lagen p-Werte < 0,1 vor. x= häufiger auf Grobkiesflächen; (x)= häufiger auf der Mittelkiesfläche; n.s.= keine signifikanten Unterschiede. Fischbach: rote Kreuze, Hard: blaue Kreuze.

	Fischbach	Hard	Orthocladinae	Chironominae	Centroptilum sp.	Caenis sp.	Dreissena polymorpha	Dikerogammarus villosus	Gammarus roeseli	Asellus aquaticus	Hydroptila sp.	Agraylea sp.
Mittelkies - Grobkies												
Juli	R=1	R=0,74	x x	x x	x	x						
August	R=1	R=1	x x	x		x x	x x					
September	R=1	R=1	x	x		x x	x x					
Oktober	R=1	R=1	x x	x x		x x	x x					
Mittelkies - Grobkies mit Geröllen												
Juli	n.s.	R=0,667	x	x		x						
August	R=0,519; p<0,2	R=1	x	x		x	x x					
September	R=0,889	R=1	x x	x		x	x x					x
Oktober	R=1	R=1	x	x	x	x	x x					
Mittelkies - Grobkies mit Blöcken												
Juli	R=1	R=0,889	x x	x x		x						
August	R=1	R=1	x x	x		x x	x x					
September	R=0,889	R=1	x	x x			x x				x	
Oktober	R=1	R=1	x	x	x		x x					x
Mittelkies - Mittelkies mit Blöcken												
Juli	R=0,852	n.s.		x						x		
August	R=0,704	R=0,889	x x	x			x				x x	
September	R=0,778	R=0,519	x x	x		x x	x				x	
Oktober	R=1	R=1	x	x	x		x		x		x	
Mittelkies mit Blöcken - Grobkies												
Juli	R=1	n.s.	x	(x)		x						
August	R=0,519	R=1	x (x)	x			x x				(x)	
September	R=0,519	R=0,556	(x) x	x			x x		(x)		(x)	
Oktober	R=1	R=0,815		x		x	x x		x			x
Mittelkies mit Blöcken - Grobkies mit Geröllen												
Juli	n.s.	R=0,833		(x)		x						
August	R=0,889	R=0,704	(x) x	x		(x)	x x				(x)	
September	R=0,852; p<0,1	R=0,741	(x) x	(x)			x x				(x)	
Oktober	R=1	R=0,741		x	x	x	x (x)				(x)	(x)
Mittelkies mit Blöcken - Grobkies mit Blöcken												
Juli	R=0,889	R=0,889	x x	x x		x x						
August	R=0,889	R=0,630; p<0,2	x x	x x		(x) x	x x				(x)	
September	R=0,889	R=0,825	x x	x x		x	x x				x	
Oktober	R=0,778	R=0,815		(x) x		(x)	x x		(x)			x

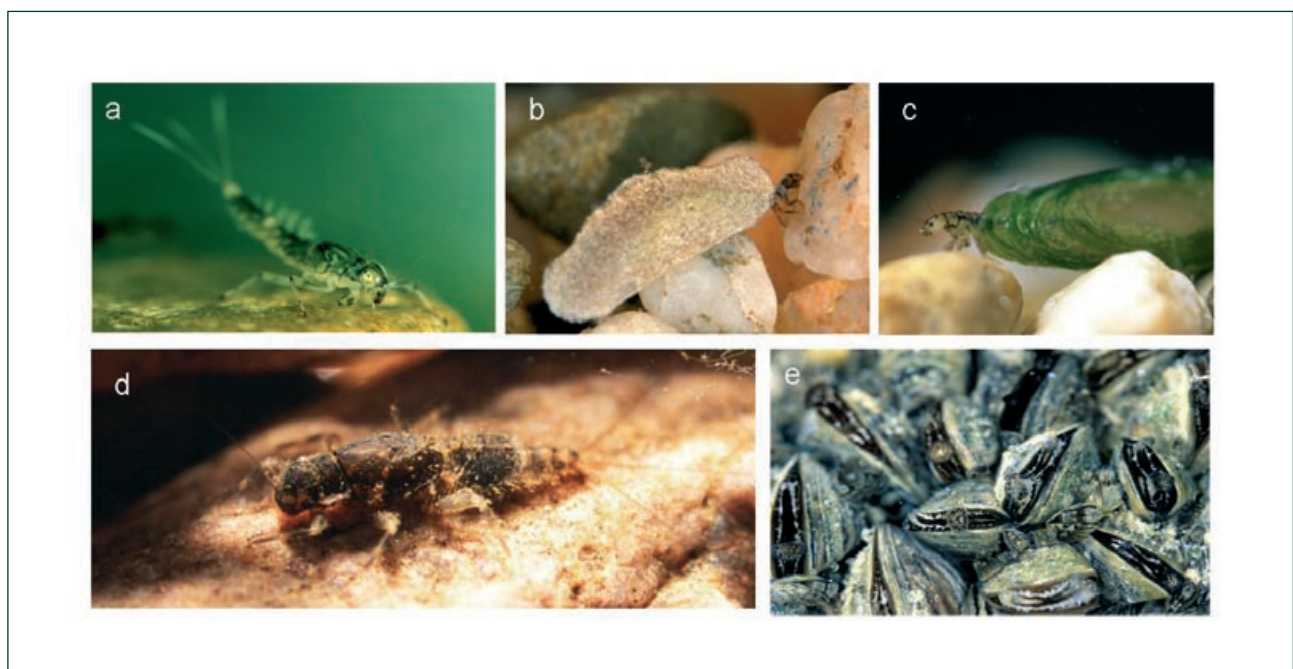


Abb. 4.8: Baetidae n.d. (für *Centroptilum luteolum*; a), *Hydroptila* sp. (b), *Agraylea* sp. (c), *Caenis* sp. (d) und *Dreissena polymorpha* (e) (Fotos: M. Mörtl).

Tab. 4.4: Biomassen: Darstellung der zur Analyse ausgewählten Taxa und ihr Beitrag zur Unterscheidung der Flächen. Paarweiser Vergleich der Substrate (ANOSIM) mit Angabe des R-Wertes. Wenn nicht gesondert angegeben lagen p-Werte < 0,1 vor. x= häufiger auf Grobkiesflächen; (x)=häufiger auf der Mittelkiesfläche; n.s.= keine signifikanten Unterschiede. Fischbach: rote Kreuze, Hard: blaue Kreuze.

	Fischbach	Hard	Orthoclaadiinae	Chironominae	Centropitulum sp.	Caenis sp.	Dreissena polymorpha	Dikerogammarus villosus	Gammarus roeseli	Asellus aquaticus	Hydroptila sp.	Agraylea sp.
Mittelkies - Grobkies												
Juli	n.s.	n.s.										
August	R=0,889	R=1				x x	x x	x x		(x)		
September	n.s.	n.s.										
Oktober	R=1	n.s.			x		x			(x)		
Mittelkies - Grobkies mit Geröllen												
Juli	n.s.	n.s.										
August	R=0,926	R=1	x		(x)	x	x x			(x)(x)		
September	n.s.	n.s.										
Oktober	R=1	n.s.			x		x			(x)		x
Mittelkies - Grobkies mit Blöcken												
Juli	n.s.	n.s.										
August	R=1	R=1	x			x x	x x	x		(x)(x)		x
September	n.s.	n.s.										
Oktober	R=1	n.s.			x		x		x	(x)	x	
Mittelkies - Mittelkies mit Blöcken												
Juli	n.s.	n.s.										
August	R=1	R=0,778	x		x		x x	x x	x x	x x	x	
September	n.s.	n.s.										
Oktober	R=1	n.s.			x	x	x		x		x	
Mittelkies mit Blöcken - Grobkies												
Juli	n.s.	n.s.										
August	R=0,852	R=0,926		x			x x	(x) x	x	(x)(x)		
September	n.s.	n.s.										
Oktober	R=0,556	n.s.			(x)	(x)	x		(x)		(x)	
Mittelkies mit Blöcken - Grobkies mit Geröllen												
Juli	n.s.	n.s.										
August	R=0,926	R=0,852			(x)	(x)	x x	(x) (x)	(x) (x)	(x)(x)		
September	n.s.	n.s.										
Oktober	R=0,630	n.s.			(x)	(x)	x		(x)		(x)	
Mittelkies mit Blöcken - Grobkies mit Blöcken												
Juli	n.s.	n.s.										
August	R=0,815	R=0,630			x		x x	(x) (x)	(x) (x)	(x)(x)		x
September	n.s.	n.s.										
Oktober	R=0,593	n.s.			(x)	(x)	x		(x)			

Oktober lagen bei *Centropitulum luteolum* deutliche Unterschiede zwischen den Grobkiesen und den Mittelkiesen vor, gleichzeitig war die Abundanz auf Mittelkies mit Blöcken höher. Auch der in Fischbach häufigere Amphipode *Gammarus roeseli* zeigte eine deutliche Dominanz für diese Fläche (Abb. 4.9).

In Hard war hinsichtlich der Orthoclaadiinae eine Trennung zwischen Mittelkies und den groben Substraten inklusive Mittelkiesen erkennbar, mit einer leichten Bevorzugung für Mittelkies mit Blöcken. Generell wiesen die beiden Taxa der Chironomidae nur undeutliche Präferenzen für einen bestimmten Substrattyp auf, sie besiedelten relativ unspezifisch alle Flächen bis auf Mittelkies, mit meist geringeren Abundanzen.

Deutlich sichtbar war die Dominanz von *Dreissena polymorpha* auf den groben Substraten und auf Mittelkies mit Blöcken.

Die Wasserasseln bevorzugten hingegen stets die Mittelkiesflächen mit und ohne Blöcke.

Der in Hard häufigere *Dikerogammarus villosus* besiedelte die Blockflächen gleichermaßen gut, die restlichen Flächen wiesen eine etwas geringere Abundanz auf und Mittelkies wurde kaum als Substrat angenommen (Abb. 4.10).

Korrespondierend zur nicht-parametrischen Analyse erfüllten die Taxa *Caenis* sp., Orthoclaadiinae und die Chironominae die Voraussetzungen, die zur Berechnung der ANOVA herangezogen wurden. Daraus resultierend konnten signifikante Unterschiede der höchsten Interaktion (Datum × Ort × Substrat) berechnet werden ($F_{12, 79} = 2,626; p < 0,005$; Abb. 4.11).

Bei *Caenis* sp. erfolgte an beiden Orten eine Abnahme der Individuenzahlen im September, die im Oktober wieder anstiegen. Die Abundanzen der Orthoclaadiinae nahmen in Hard zunächst monatlich zu und sanken im Oktober

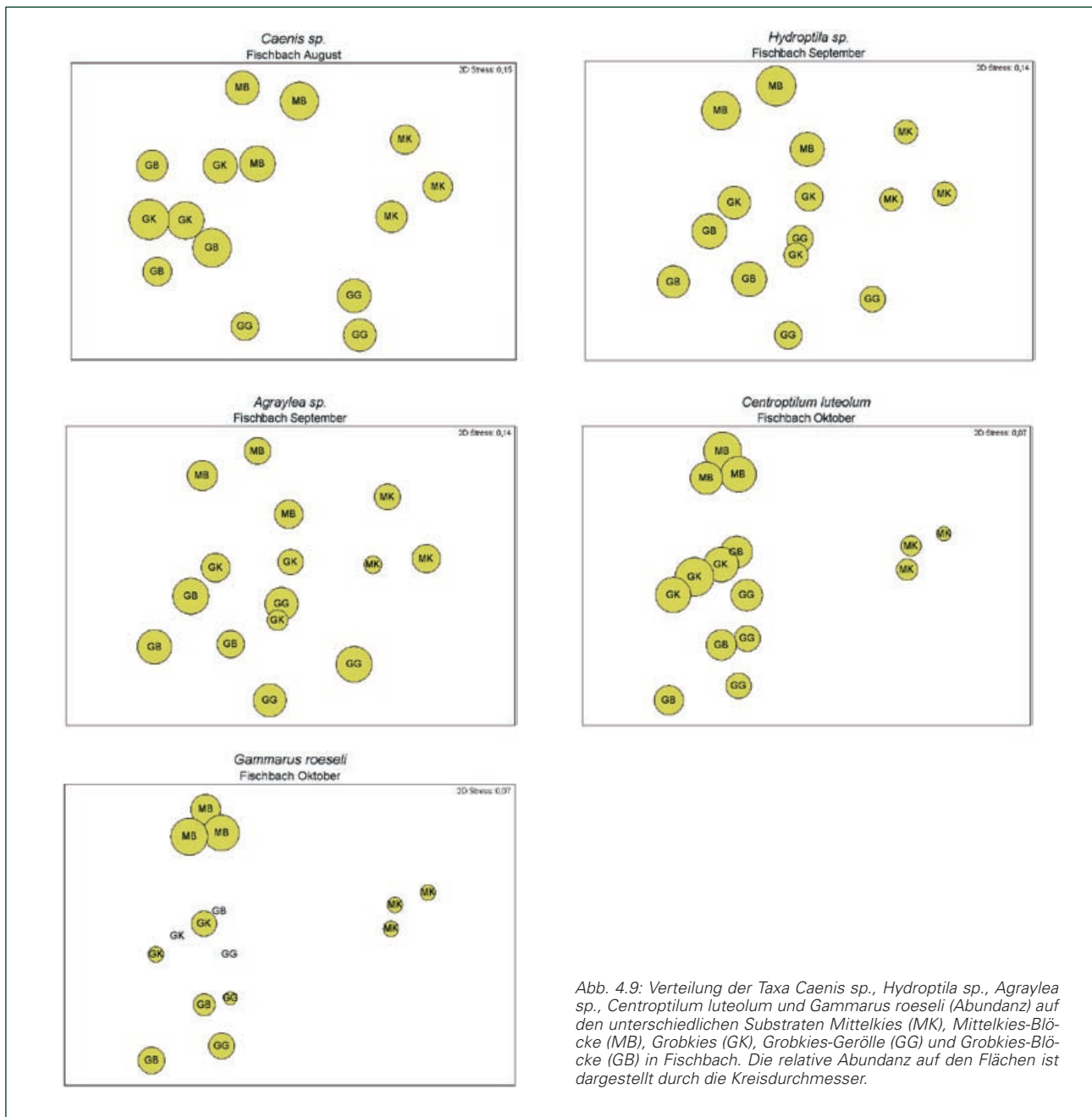


Abb. 4.9: Verteilung der Taxa *Caenis sp.*, *Hydroptila sp.*, *Agralyea sp.*, *Centroptilum luteolum* und *Gammarus roeseli* (Abundanz) auf den unterschiedlichen Substraten Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB) in Fischbach. Die relative Abundanz auf den Flächen ist dargestellt durch die Kreisdurchmesser.

wieder. In Fischbach zeigten sich zu Beginn höhere Abundanzen als in den restlichen Monaten. Die Chironominae besiedelten Fischbach und Hard im Oktober unterschiedlich stark und besonders in Fischbach stieg die Abundanz deutlich an.

BIOMASSEN

Bezüglich der Biomassen konnten lediglich im August sowie im Oktober in Fischbach und im Oktober in Hard, signifikante Unterschiede zwischen den Stellen berechnet werden.

Die maßgeblich dazu beitragenden Taxa waren *Dreissena polymorpha*, *Asellus aquaticus* und die Ephemeroptera. Die

Dreikantmuschel zeigte auch hier eine deutliche Präferenz auf den Grobkiesflächen, wohingegen die Wasserasseln die mittelkiesigen Substrate mit und ohne Blöcke bevorzugt annahmen. Im Vergleich von Mittelkies-Blöcke mit den restlichen Substraten tendierten *Gammarus roeseli*, *Dikrogammarus villosus*, *Caenis sp.* und *Centroptilum luteolum* ebenfalls zu Mittelkies mit Blöcken (Tab. 4.4).

Bezüglich der Präferenzen für die verschiedenen Substrate ergab sich für die Biomassen ein der Abundanzanalyse ähnliches Bild.

Besonders deutlich war aber hinsichtlich der Biomasse, die Dominanz der Gammariden (Abb. 4.12 und 4.13) für Mittelkies mit Blöcken und Grobkies mit Blöcken. Auch

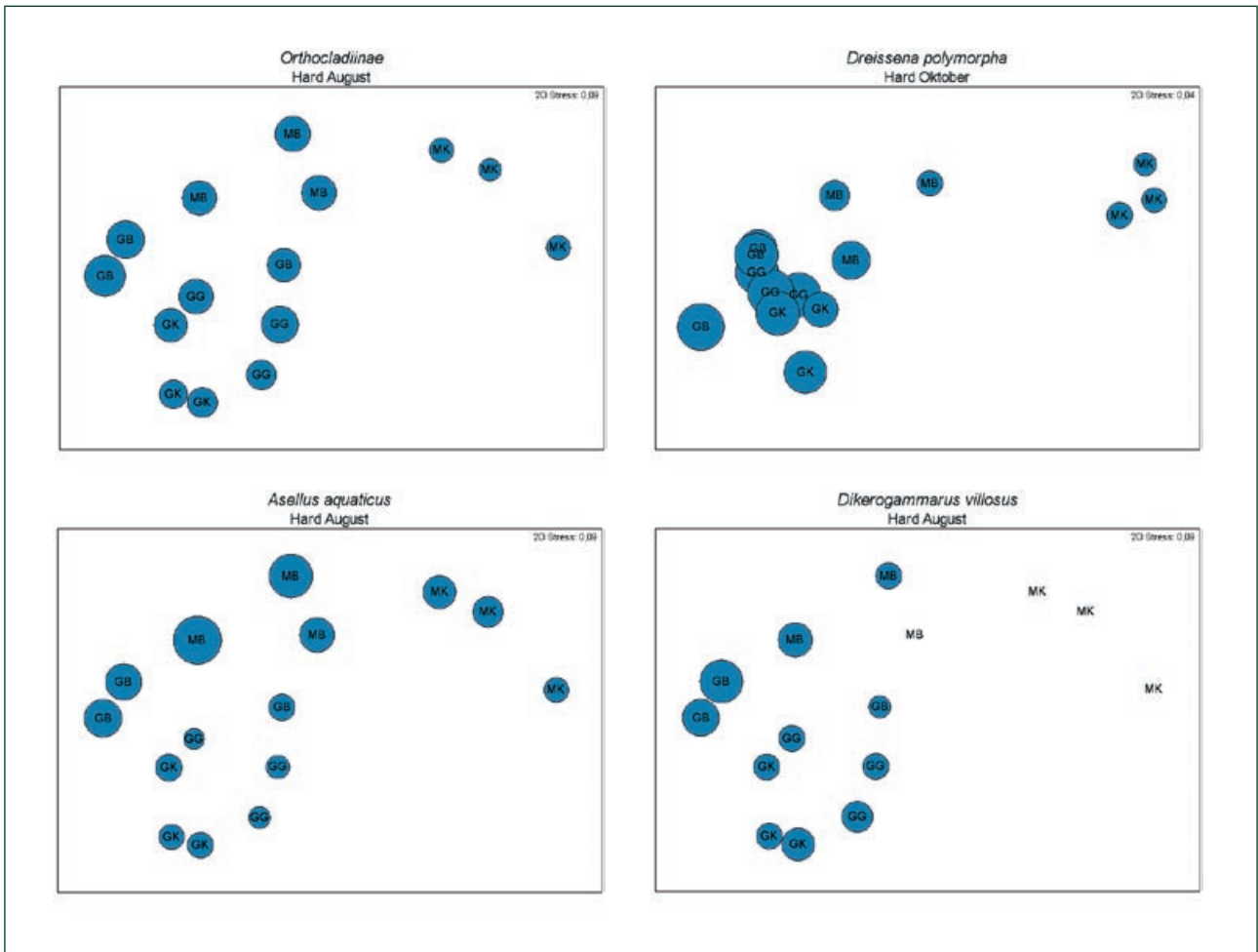


Abb. 4.10: Verteilung der Taxa *Orthoclaadiinae*, *Dreissena polymorpha*, *Asellus aquaticus* und *Dikerogammarus villosus* (Abundanz) auf den unterschiedlichen Substrate Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB) in Hard. Die relative Abundanz auf den Flächen ist dargestellt durch die Kreisdurchmesser.

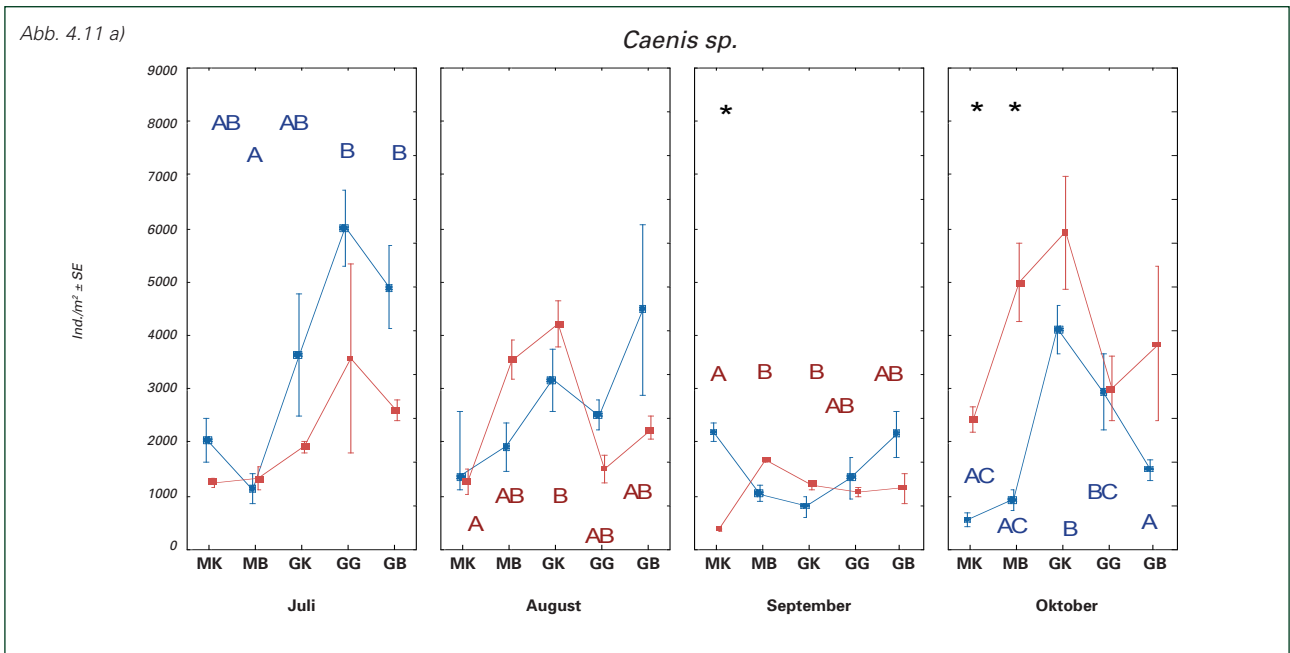


Abb. 4.11: Darstellung der Abundanz der Taxa *Caenis sp.* (a), *Orthoclaadiinae* (b) und *Chironominae* (c), mit signifikanten Ergebnissen der höchsten Interaktionen (Datum × Ort × Substrat) in der parametrischen Analyse (ANOVA). Signifikante Unterschiede zwischen den Substraten Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB) an einer Probestelle werden durch Großbuchstaben gekennzeichnet. * = Signifikante Unterschiede zwischen Fischbach (rot) und Hard (blau). SE = Standardfehler.

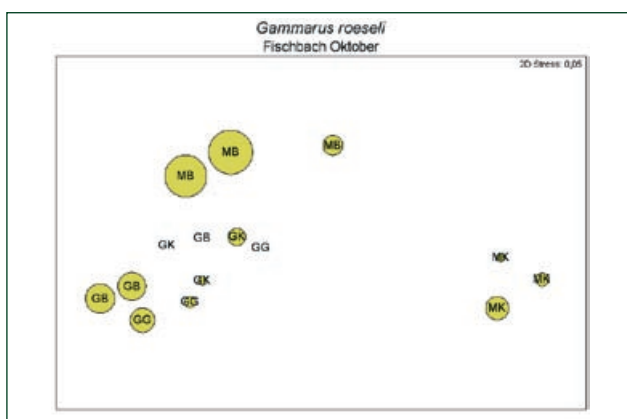
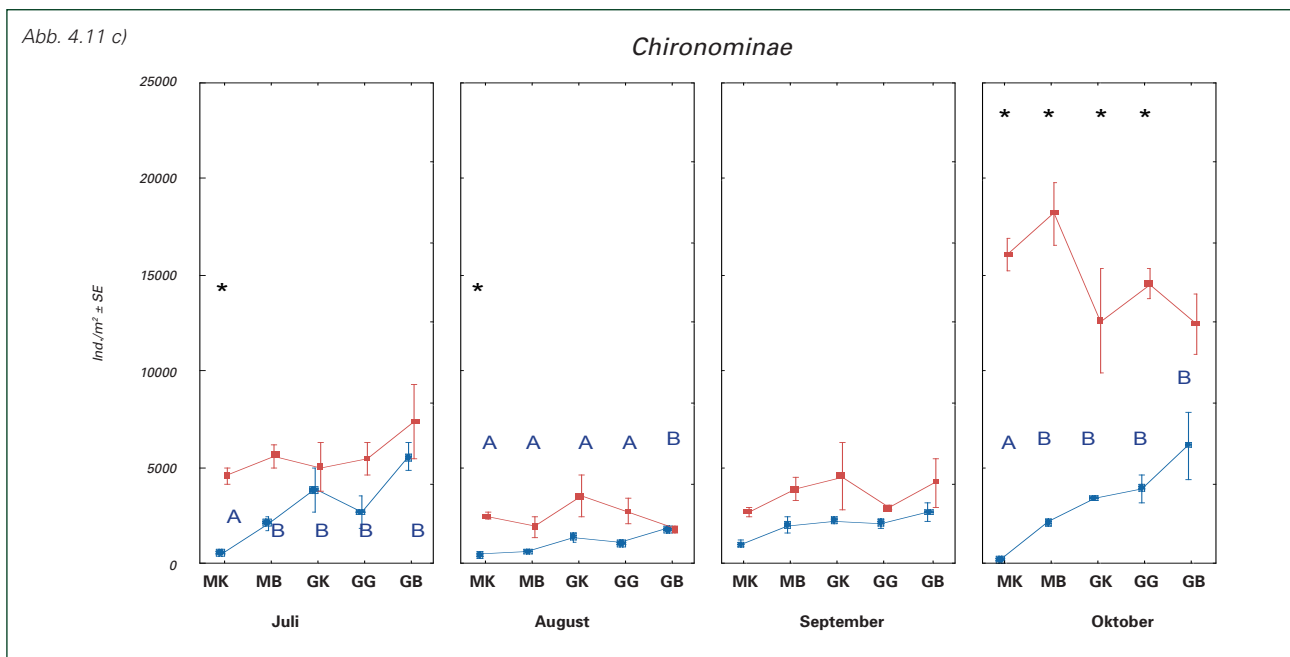
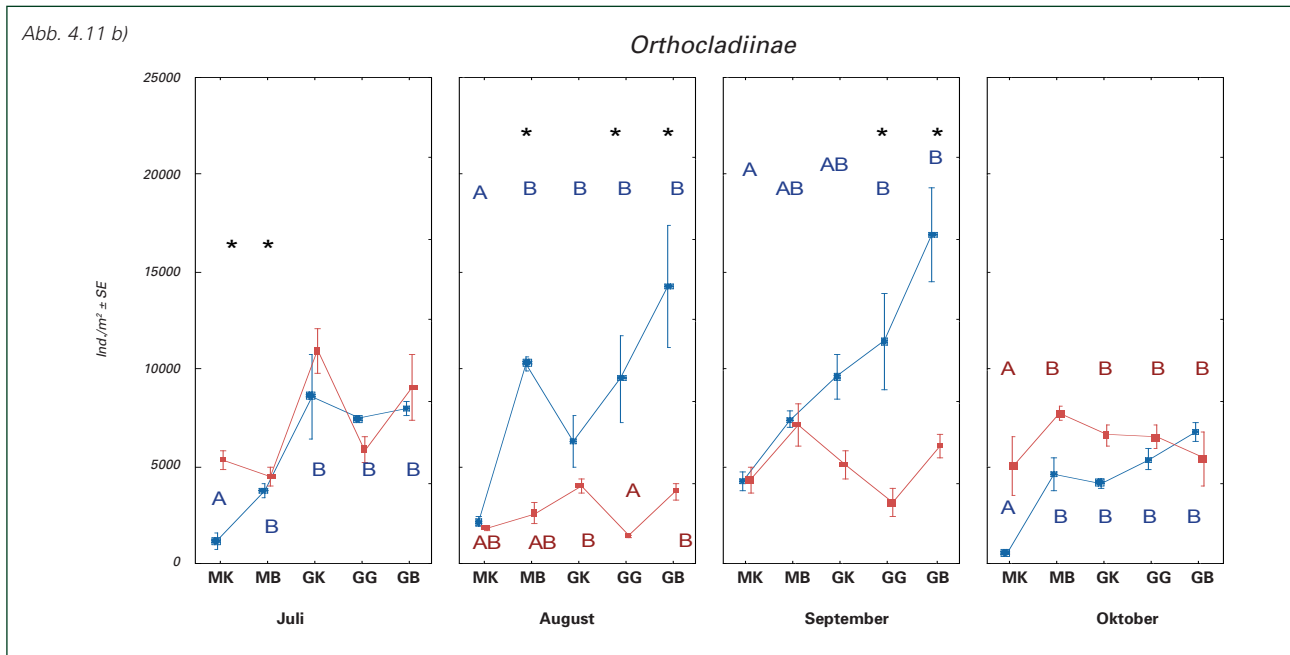


Abb. 4.12: Verteilung von *Gammarus roeseli* (Biomasse) auf die unterschiedlichen Substrate Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB) in Fischbach. Die relative Biomasse auf den Flächen ist dargestellt durch die Kreisdurchmesser.

Dreissena polymorpha zeigte eine ausgeprägte Tendenz zu den groben Substraten, wohingegen die Biomasse auf Mittelkies sehr gering ausfiel (Abb. 4.13).

Wie bereits aus der Tabelle 4.4 ersichtlich wurde, war auch die Biomasse von *Asellus aquaticus* auf den Mittelkiesflächen, besonders aber auf der Fläche mit Blöcken, deutlich erhöht (Abb. 4.13).

Auch hier konnten von drei Taxa, korrespondierend zur nicht-parametrischen Analyse, signifikante Unterschiede der höchsten Interaktionen (Datum × Ort × Substrat) der parametrischen Auswertung (ANOVA) berechnet werden ($F_{12,79} = 2,737; p < 0,004$; Abb. 4.14).

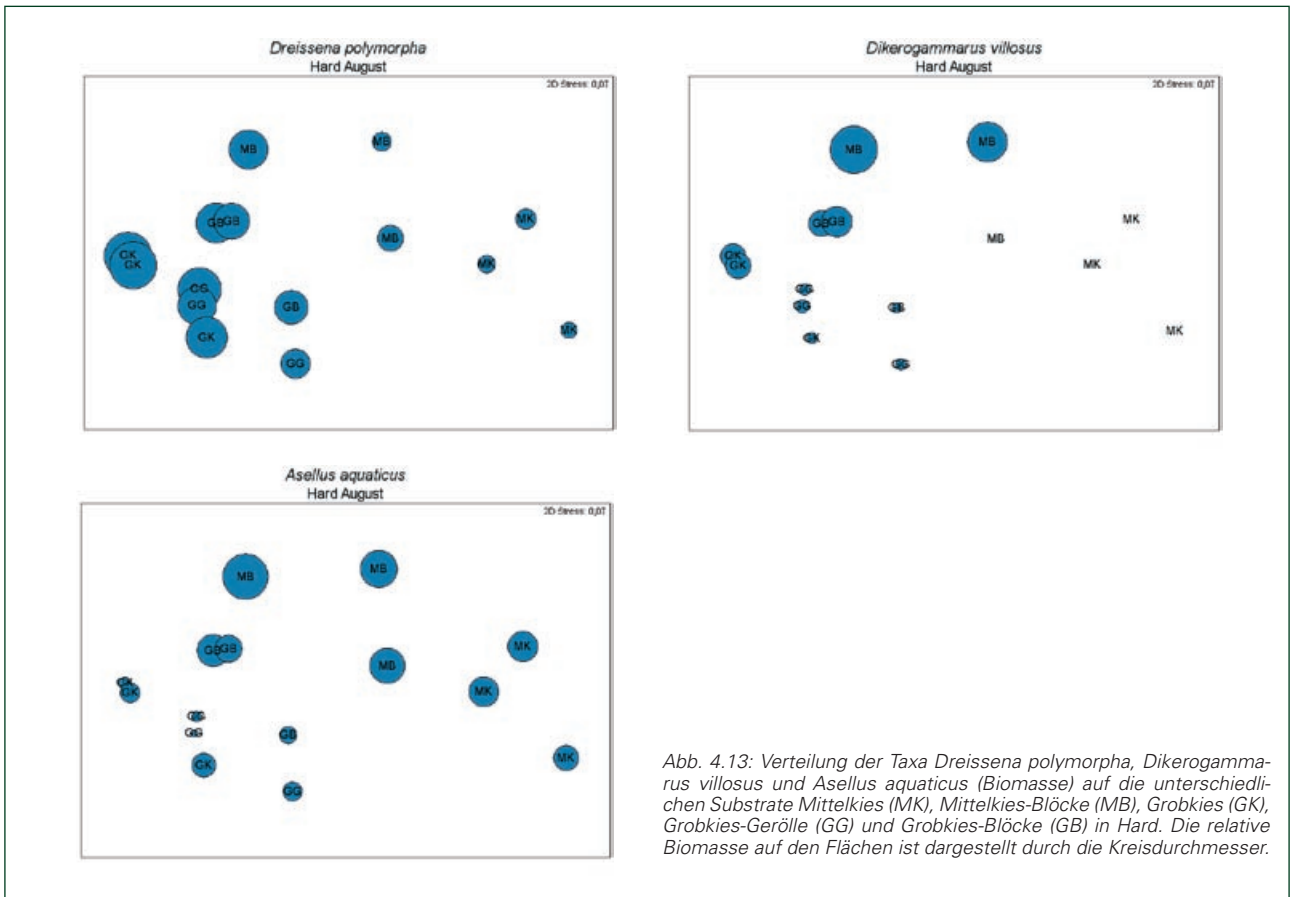


Abb. 4.13: Verteilung der Taxa *Dreissena polymorpha*, *Dikerogammarus villosus* und *Asellus aquaticus* (Biomasse) auf die unterschiedlichen Substrate Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB) in Hard. Die relative Biomasse auf den Flächen ist dargestellt durch die Kreisdurchmesser.

Die Orthoclaadiinae zeigten durchgehend geringere Biomassen auf Mittelkies als auf den gröberen Substraten, auch die Chironominae ergaben ein ähnliches Bild. Zusätzlich waren im Oktober die Biomassen in Fischbach im Vergleich zu Hard stark erhöht.

Bei *Caenis* sp. war deutlich zu sehen, dass im Juli zwar die Abundanzen etwa gleich hoch wie an den übrigen Monaten waren, die Biomassen hingegen lagen zu Beginn bei sehr geringen Werten, um im August und Oktober stark anzusteigen.

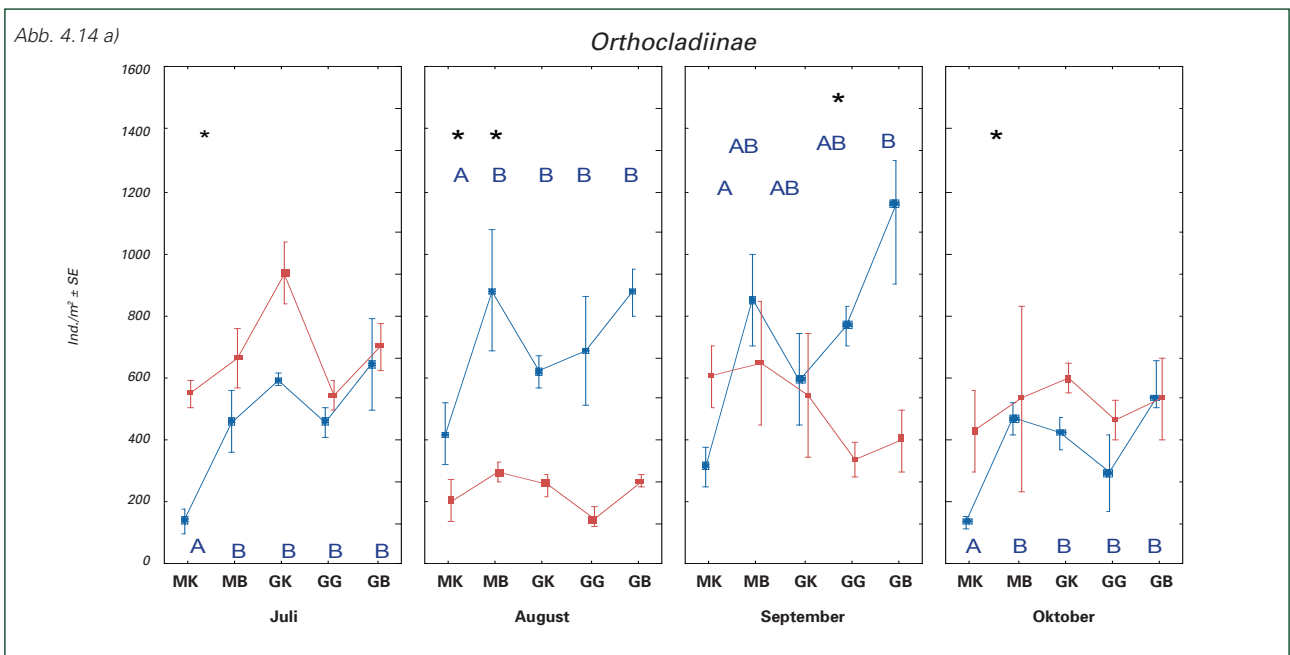
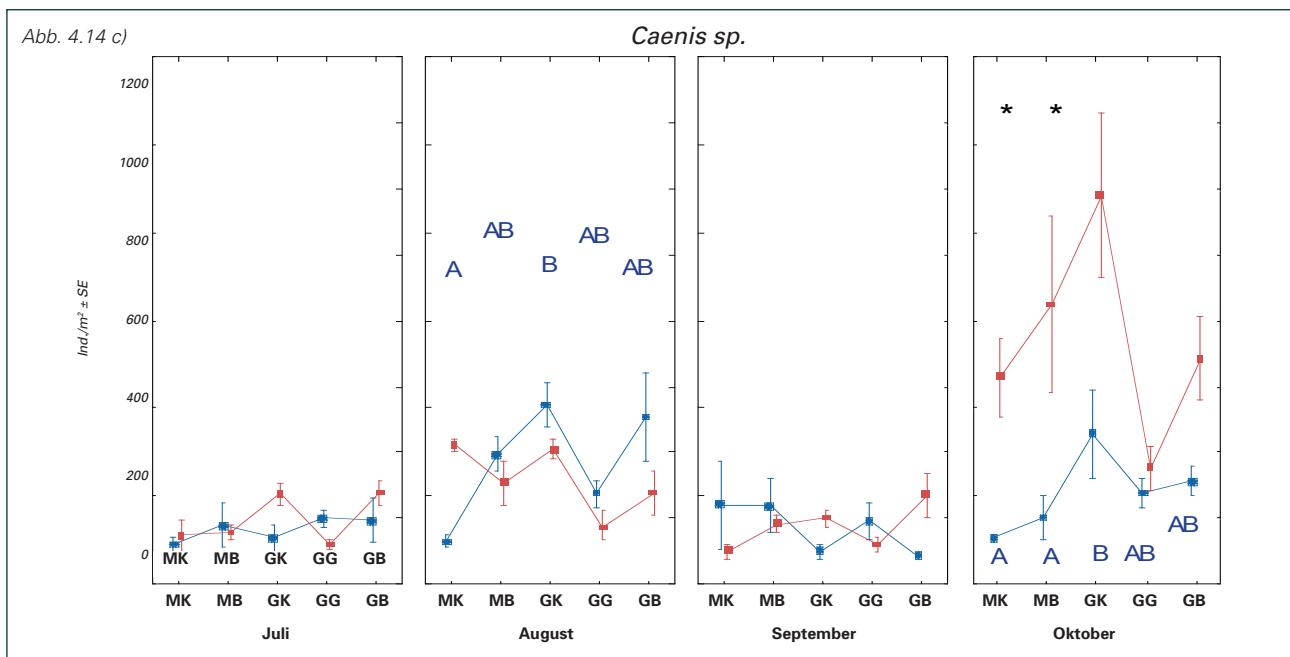
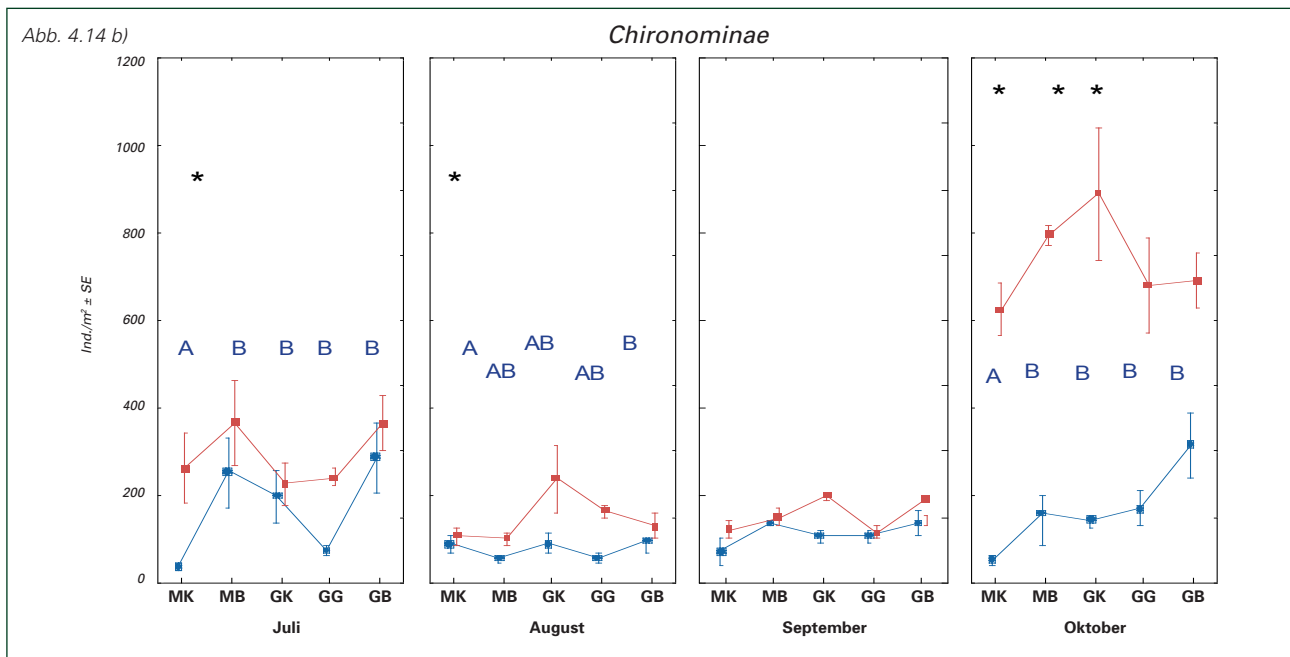


Abb. 4.14: Biomasse: Darstellung der Taxa Orthoclaadiinae (a), Chironominae (b) und *Caenis* sp. (c), mit signifikanten Ergebnissen der höchsten Interaktionen (Datum × Ort × Substrat) in der parametrischen Analyse. Signifikante Unterschiede zwischen den Substraten Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB) an einer Probenstelle werden durch Großbuchstaben gekennzeichnet. * = Signifikante Unterschiede zwischen Fischbach (rot) und Hard (blau). SE= Standardfehler.



4.1.5 NEOZOEN

In den Proben wurden mit *Dikerogammarus villosus* und *Limnomysis benedeni* zwei kürzlich im Bodensee festgestellte Tierarten erfasst. *Limnomysis benedeni* wurde erst 2006 im Rahmen dieses Projekts entdeckt [MÜRLE et al. 2004, FRITZ et al. 2006].

Die Abundanz- und Biomassenentwicklung beider Arten werden im Folgenden dargestellt. Varianzanalysen und somit signifikante Unterschiede konnten auf Grund fehlender Voraussetzungen nicht berechnet werden.

DIKEROGAMMARUS VILLOSUS

Im Vergleich des Neozoen *Dikerogammarus villosus* mit dem bereits seit mehreren Jahrzehnten im Bodensee vorkommenden *Gammarus roeseli* stellte sich heraus, dass beide Arten sowohl in Fischbach als auch in Hard existent waren (Abb. 4.16). *D. villosus* lag an beiden Orten in relativ geringen Anzahlen vor. In Fischbach war *G. roeseli* etwas häufiger vorzufinden, mit einer erhöhten Abundanz auf Mittelkies mit Blöcken (Abb. 4.15 und Abb. 4.9).

Hinsichtlich der Biomasse (Abb. 4.17) fällt auf, dass *D. villosus* in Hard höhere Werte erreichte als in Fischbach,

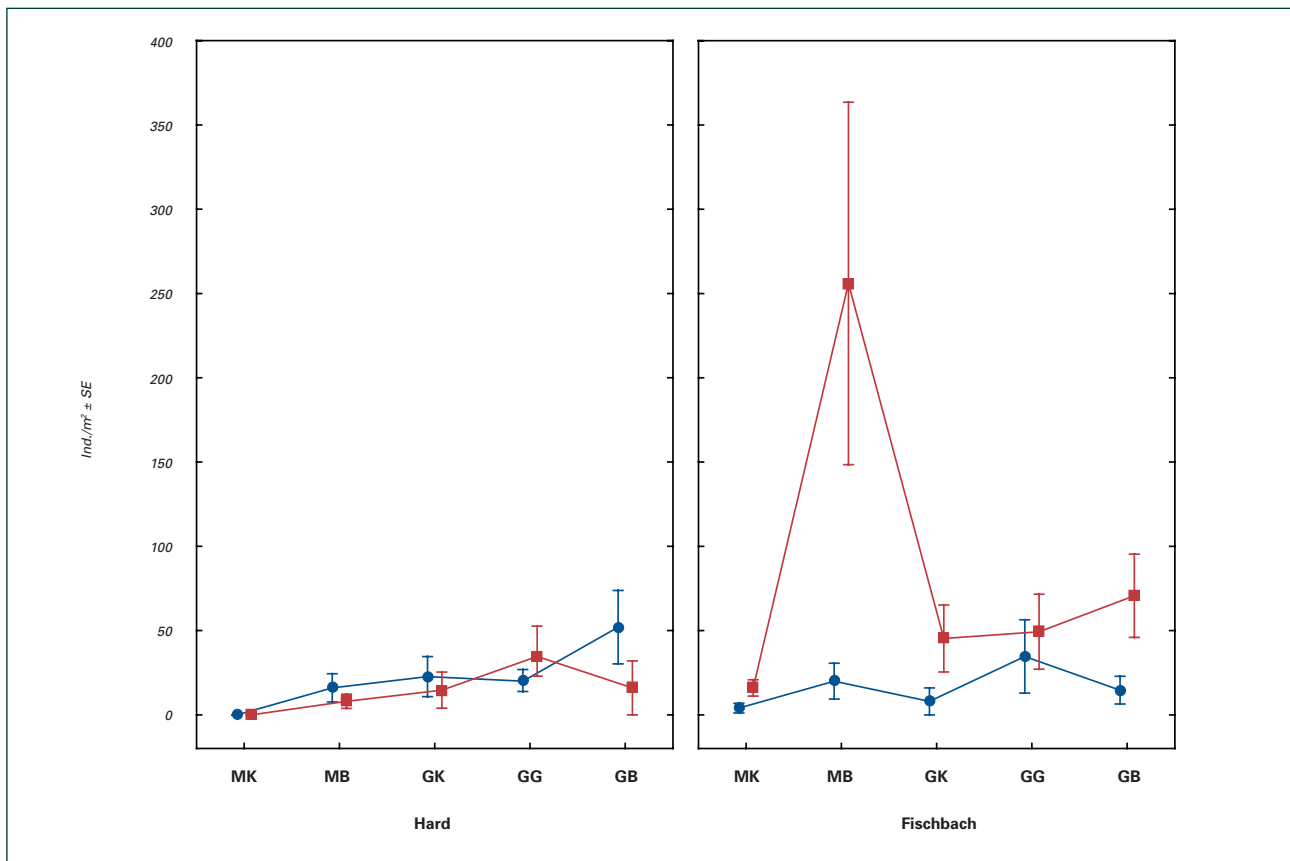


Abb. 4.15: *D. villosus* (blau) und *G. roeseli* (rot). Abundanz auf den unterschiedlichen Substraten Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB) in Fischbach und Hard, gemittelt über die Monate. SE= Standardfehler.

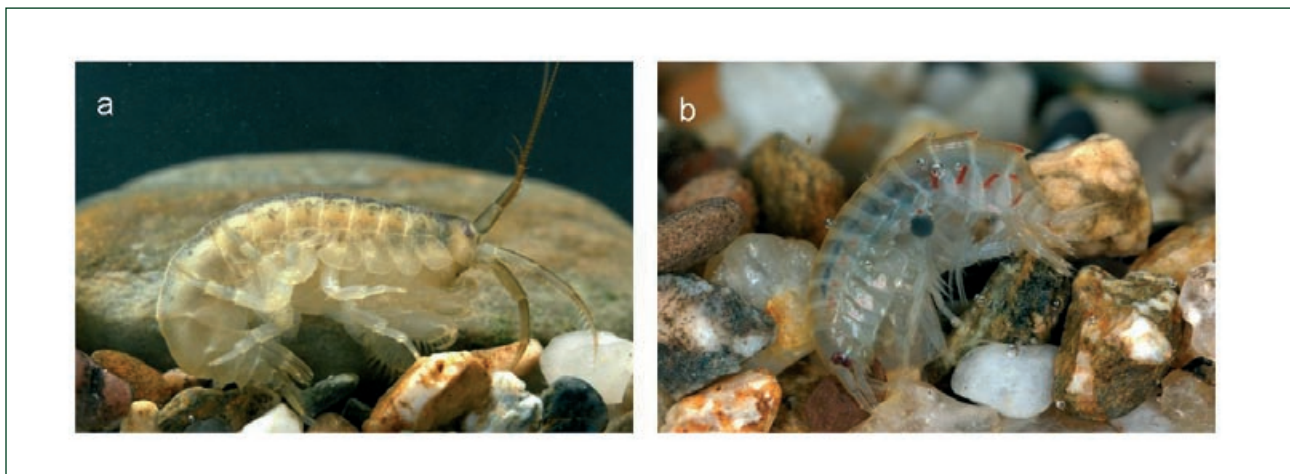


Abb. 4.16: *Dikerogammarus villosus* (a) und *Gammarus roeseli* (b) (Fotos: M. Mörtl).

wohingegen die Biomasse von *G. roeseli* in Fischbach höher ausfiel. An beiden Orten war das favorisierte Substrat Mittelkies mit Blöcken (siehe auch Abb. 4.12 und 4.13).

In Hard blieb die Abundanz von *D. villosus* zwar relativ gering, die Biomasse hingegen war vergleichsweise groß. Auch wurde deutlich, dass bei einer hohen Biomasse einer Art, die der anderen gering war.

LIMNOMYSIS BENEDENI

Diese Art konnte bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes lediglich in den Proben aus Hard nachgewiesen werden. Hier wurden die höchsten Abundanzen auf den grobkiesigen Substraten erreicht (Abb. 4.18 und 4.19). Auch hier war es nicht möglich, signifikante Unterschiede zu berechnen.

Biomassen konnten auf Grund fehlender Längen-Biomassenkorrelationen nicht berechnet werden.

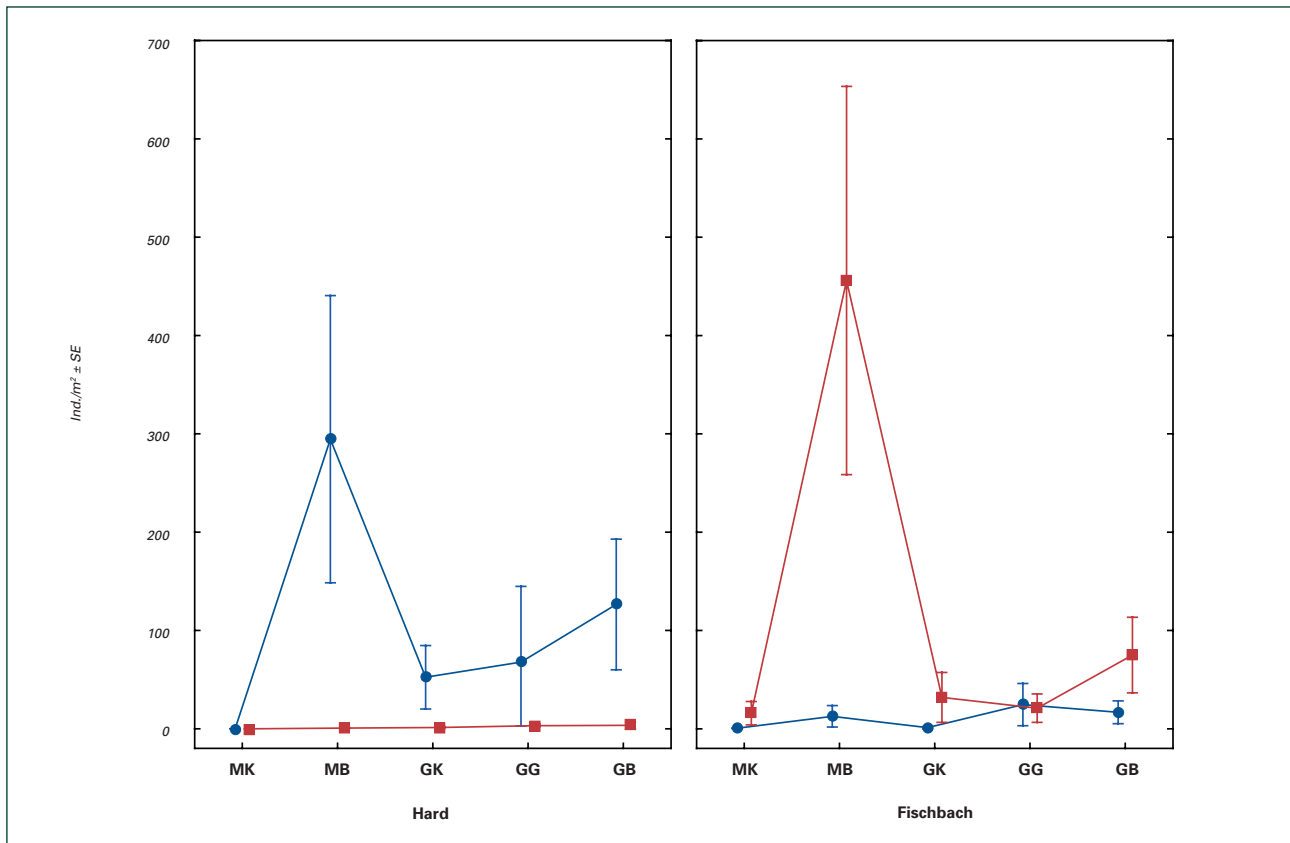


Abb. 4.17: *D. villosus* (blau) und *G. roeseli* (rot). Biomasse auf den unterschiedlichen Substraten Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB) in Fischbach und Hard, gemittelt über die Monate. SE= Standardfehler.



Abb. 4.18: *Limnomysis benedeni* (Foto: M. Mörtl).

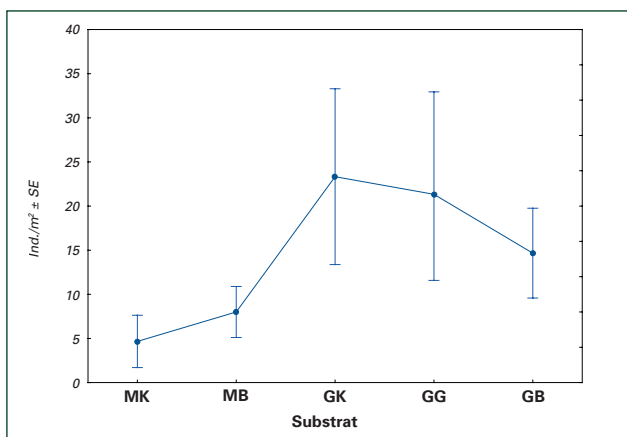


Abb. 4.19: *Limnomysis benedeni* auf den unterschiedlichen Substraten Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB), gemittelt über die Monate. SE= Standardfehler.

4.2 FISCHE

4.2.1 ÜBERBLICK

Die Probestellen in Fischbach und Hard wurden im zweiwöchentlichen Abstand tagsüber und nachts befishet, die Fänge jeder Fläche zu einer Befischung zusammengefasst. Da in Hard selten 100 m² einer Probestelle aufgrund des steil abfallenden Ufers abgefishet werden konnten, wurden die Fänge entsprechend hochgerechnet, um sie mit den Fängen in Fischbach vergleichen zu können (CPUE: Tag- und Nachtbefischung einer Fläche von 100 m²).

Zwischen April und Oktober wurden insgesamt 11545 Fische gefangen, die hauptsächlich den Altersstufen 0+ und 1+ entstammten. Die 6134 in Fischbach gefangenen Individuen besaßen eine Gesamtbiomasse von 20,0 kg, die 5411 Fische aus Hard ein Gewicht von 19,3 kg. Von den 35 im gesamten Bodensee vorkommenden Fischarten [BERG 1993] konnten insgesamt 29 Arten in den Fängen nachgewiesen werden (Tab. 4.5). Allein in Fischbach traten 25 Arten auf, während in Hard lediglich 17 Fischarten auf den Flächen vorkamen. 13 Arten hatten die Probestellen gemeinsam vorzuweisen, zwölf kamen ausschließlich in Fischbach vor, vier nur in Hard.

Tab. 4.5: Anzahl (n) der in Fischbach und Hard gefangenen Fische, deren mittlere Länge (m) sowie ihre Einstufung in v.A.b. = vom Aussterben bedroht, g = gefährdet, p.g. = potentiell gefährdet, n.g. = nicht gefährdet, f = gebietsfremd und (f) = gebietsfremd (historisch); nach DUSSLING & BERG [2001].

Familie	wissenschaftlicher Name	deutscher Name	Fischbach		Hard		Einstufung
			n	m	n	m	
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	Aal	34	18,0	120	19,0	(f)
Balitoridae	<i>Barbatula barbatula</i>	Schmerle	1474	7,3	690	6,2	n.g.
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i>	Sonnenbarsch	3	8,3			f
Coregonidae	<i>Coregonus spp.</i>	Felchen			35	1,5	n.g.
Cottidae	<i>Cottus gobio</i>	Groppe			2	9,0	g
Cyprinidae	<i>Abramis bjoerkna</i>	Güster	41	5,6			n.g.
	<i>Abramis brama</i>	Brachsen	9	5,7			n.g.
	<i>Alburnus alburnus</i>	Ukelei	1512	5,1	158	8,8	n.g.
	<i>Barbus barbus</i>	Barbe			148	6,1	n.g.
	<i>Carassius auratus</i>	Giebel	16	8,3			n.g.
	<i>Carassius carassius</i>	Karausche	4	4,3			p.g.
	<i>Cyprinus carpio</i>	Karpfen	46	8,0			n.g.
	<i>Gobio gobio</i>	Gründling	12	9,4			n.g.
	<i>Leucaspius delineatus</i>	Moderlieschen	1	4,5			g
	<i>Leuciscus cephalus</i>	Döbel	1157	5,8	467	5,3	n.g.
	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Hasel	889	6,7	1560	6,7	n.g.
	<i>Pseudorasbora parva</i>	Blaubandbärbling	1	4,5			f
	<i>Rhodeus amarus</i>	Bitterling	7	4,9			v.A.b.
	<i>Rutilus rutilus</i>	Rotauge	34	7,0	847	5,5	n.g.
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotfeder	1	6,5			n.g.
	<i>Tinca tinca</i>	Schleie	36	6,9	27	4,6	n.g.
Esocidae	<i>Esox lucius</i>	Hecht	1	7,5			n.g.
Gadidae	<i>Lota lota</i>	Trüsche	418	7,0	39	9,0	n.g.
Gasterosteidae	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Dreist. Stichling	7	6,9	2	6,0	(f)
Percidae	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Kaulbarsch	59	9,9	1152	7,3	f
	<i>Perca fluviatilis</i>	Flussbarsch	369	8,7	86	8,7	p.g.
	<i>Sander lucioperca</i>	Zander	1	12,5	50	6,3	(f)
Salmonidae	<i>Salmo trutta</i>	Bachforelle			6	3,9	p.g.
Siluridae	<i>Silurus glanis</i>	Wels	2	9,8	22	7,4	n.g.

In Fischbach wurden mit dem Bitterling (*Rhodeus amarus*; n=7) und dem Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*; n=1) zwei gefährdete bzw. vom Aussterben bedrohte Tierarten gefunden. Die Groppe (*Cottus gobio*) als ebenfalls bedrohte Art wurde in Hard mit zwei Individuen gefangen. Weitere Arten wie der Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*; n=3) und der Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*; n=1; Abb. 4.20) wurden in wenigen Exemplaren in Fischbach gefangen. Sie gehören wie der Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*) zu den im Bodensee natürlicherweise nicht vorkom-

menden Fischarten. DUSSLING und BERG [2001] ordnen auch den Aal (*Anguilla anguilla*) und den Zander (*Sander lucioperca*) den gebietsfremden Arten im See zu, jedoch gehören diese schon seit über einem Jahrhundert zum heimischen Bestand, weshalb sie an dieser Stelle nicht zu den Neozoen gerechnet werden sollten. Als „gebietsfremd“ kann man auch den Dreistachligen Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) einordnen, welcher in umliegenden Tümpel und Fließgewässern beheimatet ist, über diese in den See gelangt und dort mittlerweile sehr verbreitet ist.

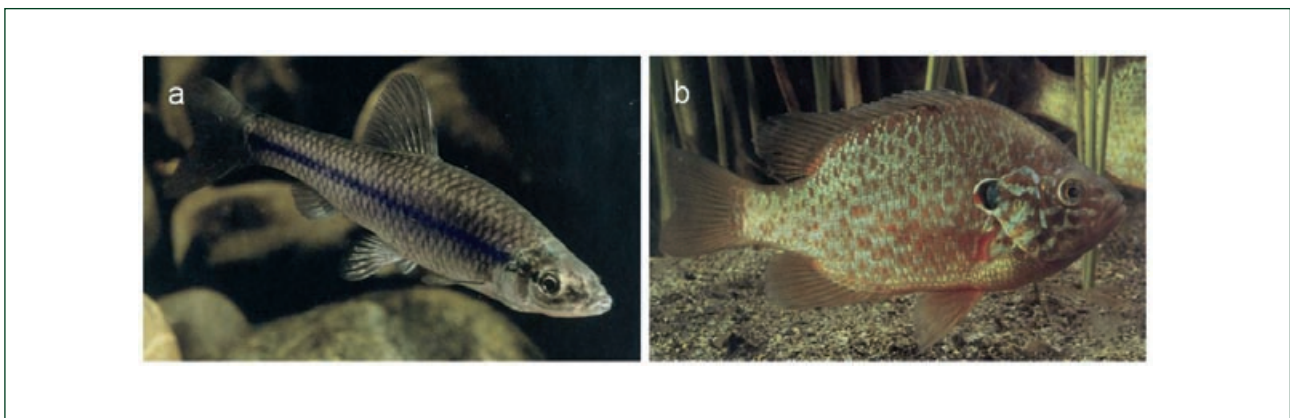


Abb. 4.20: Gebietsfremde Arten im Bodensee: a) Blaubandbärbling, b) Sonnenbarsch (Fotos: R. Berg).

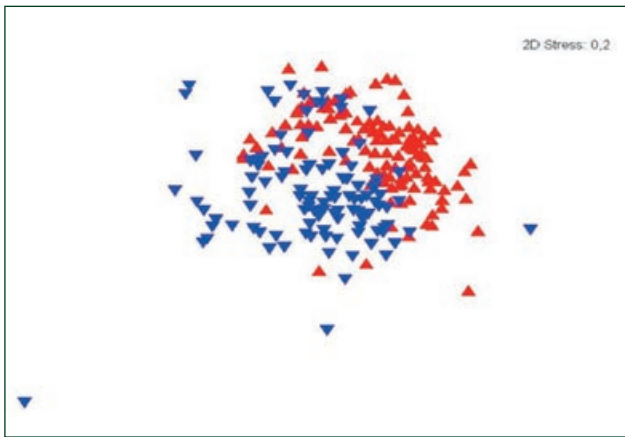


Abb. 4.21: MDS-Plot der Abundanzen aller Proben in Bezug auf die Stationen Fischbach (▲) und Hard (▼); Ähnlichkeitsmatrix anhand Bray-Curtis-Index.

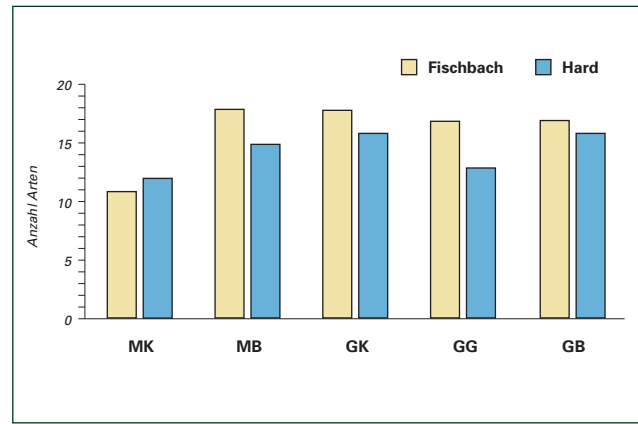


Abb. 4.22: Anzahl der Fischarten auf den fünf Probeflächen Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB) der Probestellen Hard und Fischbach.

4.2.2 STATISTISCHE AUSWERTUNG MIT PRIMER

Die statistische Auswertung aller Fänge auf beiden Probestellen anhand eines MDS-Plots und dazugehöriger ANOSIM-Analyse ergab eine ansatzweise Trennung der Datensätze Fischbach und Hard mit einem R -Wert von 0,26 ($p < 0,001$; Abb. 4.21). Die SIMPER-Analyse machte für die Trennung der Probestellen zu 90 % die dominanten Arten Hasel, Schmerle, Döbel, Kaulbarsch, Ukelei und Rotauge wie auch die subdominanten Arten Trüsche und Flussbarsch sowie den Aal verantwortlich.

Eine weitere Auswertung mit PRIMER, in Bezug auf die räumliche oder die zeitliche Verteilung der Fischarten an den Probestellen brachte keine eindeutigen, statistisch abgesicherten Ergebnisse.

4.2.3 DOMINANTE ARTEN DER PROBESTELLEN

In Anlehnung an MÜHLENBERG [1993] wurden Döbel, Hasel und Schmerle auf beiden Stellen als dominant bzw. subdominant eingeteilt (Tab. 4.6). Die Arten Kaulbarsch und Rotauge waren in Hard, Flussbarsch, Trüsche und Ukelei in Fischbach stark vertreten. Diese acht dominanten Arten machten auf beiden Probestellen rund 90 % der Gesamtabundanzen aus. Die restlichen 21 Arten kamen nur rezident bis sporadisch vor.

Tab. 4.6: Anteil der Fischarten an den jeweiligen Gesamtabundanzen in %.

	Fischbach [%]		Hard [%]	
Dominant	Ukelei	24,65	Hasel	28,83
	Schmerle	24,03	Kaulbarsch	21,29
	Döbel	18,86	Rotauge	15,65
	Hasel	14,49	Schmerle	12,75
Subdominant	Trüsche	6,81	Döbel	8,63
	Flußbarsch	6,02		

Aufgrund der vorliegenden, bereits beschriebenen Unterschiede in Artenzahl und Abundanzen sowie der unterschiedlichen Bedingungen beider Orte, wurden die Fänge der Stellen Fischbach und Hard im Weiteren getrennt voneinander betrachtet.

4.2.4 ARTENZAHLEN DER PROBEFLÄCHEN

In Fischbach wurden insgesamt 25 Arten gefunden, von denen 17 bzw. 18 auf den meisten Probeflächen auftauchten. Lediglich Mittelkies beheimatete über das Jahr hinweg nur elf Fischarten, die auch auf allen anderen Flächen gefangen wurden. Ein ähnliches Bild zeichnet sich in Hard ab. Hier wurden mit insgesamt 17 Spezies weit weniger Arten als in Fischbach gefunden und auch hier wies Mittelkies die geringste Artenzahl auf, dicht gefolgt von Grobkies-Gerölle mit 13 Fischarten (Abb. 4.22).

4.2.5 GESAMTABUNDANZEN UND -BIOMASSEN DER PROBEFLÄCHEN

Bei Betrachtung der absoluten Anzahlen und den entsprechenden Biomassen aller, auf den fünf verschiedenen Probeflächen einer Stelle gefangenen Fische, kann man nur geringe Unterschiede zwischen den Probestellen erkennen (Abb. 4.23).

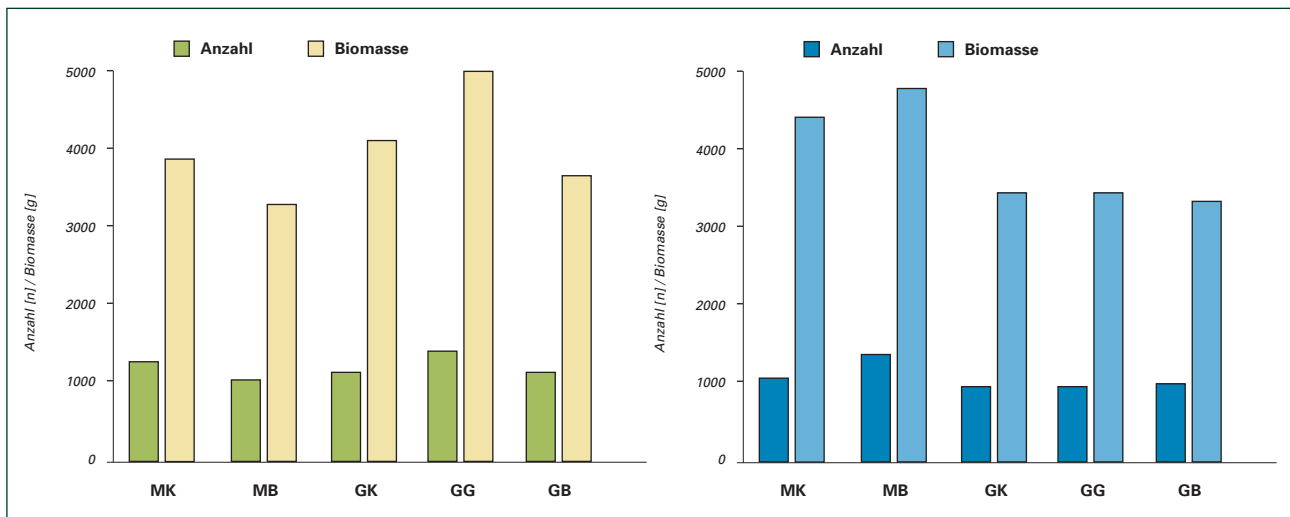


Abb. 4.23: Absolute Anzahlen und Biomassen der in Fischbach (links) und Hard (rechts) auf den fünf Probeflächen Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB) gefangenen Fische.

Während in Fischbach die meisten Tiere auf Grobkies-Gerölle ($n = 1430$) vorkamen und die wenigsten auf Mittelkies-Blöcke ($n = 1062$), waren sie in Hard auf Mittelkies-Blöcke ($n = 1386$) häufiger. Auf den restlichen Flächen in Hard blieben die Abundanzen mit jeweils ungefähr 1000 Individuen auf einem ähnlichen Stand.

Die Gesamtbiosmassen der Probeflächen entsprachen zumindest in Fischbach verhältnismäßig den jeweiligen Abundanzen. Die höchste Biomasse erhielt man auf Grobkies-Gerölle (ca. 5000 g) und die geringste auf Mittelkies-Blöcke mit 3325 g. In Hard lagen die Biomassen um den Faktor 3,5 höher als ihre entsprechenden Abundanzen, mit Ausnahme der Mittelkies-Fläche. Hier war die Biomasse der gefan-

genen Fische um den Faktor 4 höher als die dortige Abundanz, was auf ein Vorkommen verhältnismäßig schwererer Individuen zurückzuführen ist.

4.2.6 DIVERSITÄT DER PROBEFLÄCHEN

Bei Betrachtung der Diversität und der zugehörigen Evenness auf den einzelnen Probeflächen in Fischbach und Hard, fallen vor allem die niedrigen Werte der Evenness auf, die im Allgemeinen zwischen 0 und 1 liegen können. Ein hoher Wert deutet dabei an, dass die Individuen gleichmäßig auf ihre Arten verteilt sind, ein niedriger Wert bedeutet, dass wenige Arten dominieren.

Entsprechend ihrer Evenness, die zwischen 0,27 (Mittelkies)

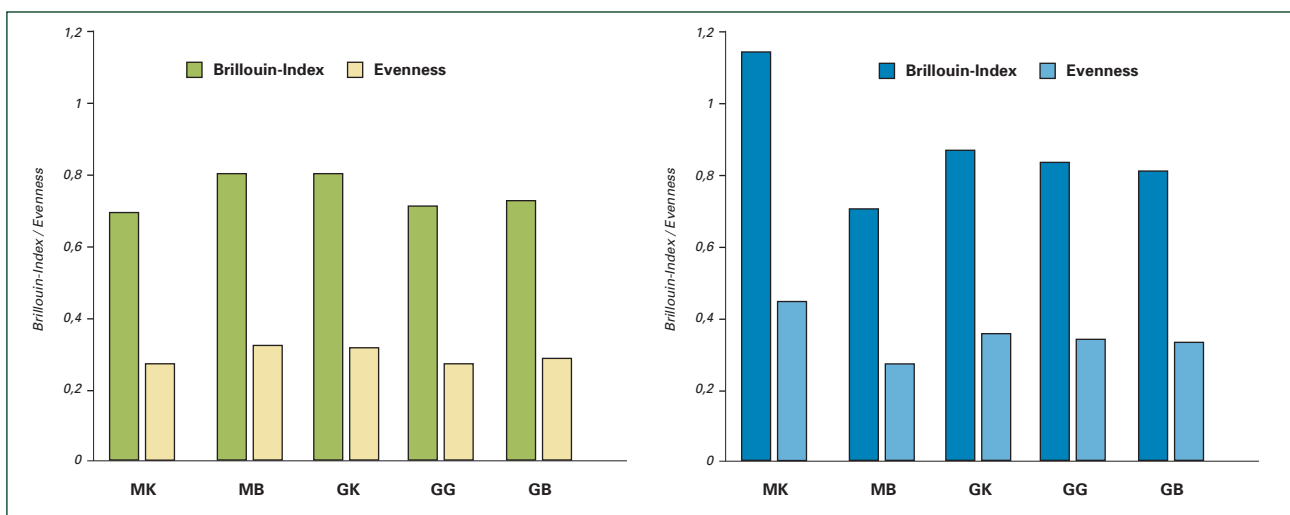


Abb. 4.24: Brillouin-Index und Evenness der fünf Probeflächen Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB) in Fischbach (links) und Hard (rechts).

und 0,32 (Mittelkies-Blöcke) lag, fiel die Diversität auf jeder Fläche in Fischbach relativ gering aus. Ebenso gering war diese in Hard mit Ausnahme der Mittelkies-Fläche. Hier erreichte sie, aufgrund der höheren Abundanz und der einigermaßen guten Verteilung der Individuen auf die geringe Artenzahl, einen relativ hohen Wert ($H = 1,16$; $E = 0,45$; Abb. 4.24).

4.2.7 VERTEILUNGSMUSTER DER DOMINANTEN FISCHARTEN

Von den meisten Fischarten wurden zu wenige Individuen gefangen, um Aussagen über ihre bevorzugten Substrate zu treffen. Anhand der Verteilungsmuster der dominanten bzw. subdominanten Arten, die bereits erwähnt wurden, ist das jedoch möglich, da sie über das gesamte Jahr hinweg in ausreichender Menge an beiden Probestellen vorkamen. Entsprechend ihrer Habitatnutzung und Ernährungsweise wurden die acht häufigsten Arten in drei Klassen eingeteilt: Die benthischen, epibenthischen und pelagischen Arten. Schmerle (*Barbatula barbatula*) und Trüsche (*Lota lota*) wurden zu den benthischen Arten gestellt, die erwartungsgemäß die höchste Strukturaffinität zeigen sollten (Abb. 4.25). Zu den epibenthischen Arten werden Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) und Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*), mit einer freischwimmenden Fortbewegung und in juvenilen Phasen durchaus benthivorer Ernährungsweise gerech-

net (Abb. 4.25). Die Fischarten Döbel (*Leuciscus cephalus*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Ukelei (*Alburnus alburnus*) zählten, aufgrund ihrer freischwimmenden Fortbewegungs- und eher planktivoren Ernährungsweise zu den pelagischen Arten (Abb. 4.26).

Die benthischen Arten Schmerle (*Barbatula barbatula*) und Trüsche (*Lota lota*)

Für die benthischen Fischarten wie Schmerle und Trüsche waren die Flächen mit Grobkies, Grobkies-Gerölle und Grobkies-Blöcke von großer Bedeutung. Im Vergleich der absoluten Anzahlen (Abb. 4.27) traten beide Arten auf diesen Flächen am häufigsten auf.

In Fischbach wurden insgesamt 1474 Schmerlen gefangen von denen rund 91 % auf den Grobkies-Flächen (GK, GG, GB) vorkamen. Ungefähr 6,5 % verteilten sich auf der Mittelkies-Blöcke-Fläche, die restlichen 2,5 % wurden auf Mittelkies gefunden. Alle Flächen unterschieden sich signifikant voneinander und Grobkies-Gerölle zeigte die höchsten Individuenzahlen. Rund 88 % der Schmerlen, die in Hard gefangen wurden, kamen auf den Grobkies-Flächen vor, erstaunliche 9,5 % allein auf der Mittelkies Fläche. Die restlichen 2,5 % wurden auf Mittelkies-Blöcke gefangen. In Hard fielen die Werte für die Grobkies-Flächen (GK, GG,



Abb. 4.25: Die benthischen Fischarten Schmerle (a) und Trüsche (b) sowie die epibenthischen Arten Flussbarsch (c) und Kaulbarsch (d; Fotos: R. Berg).

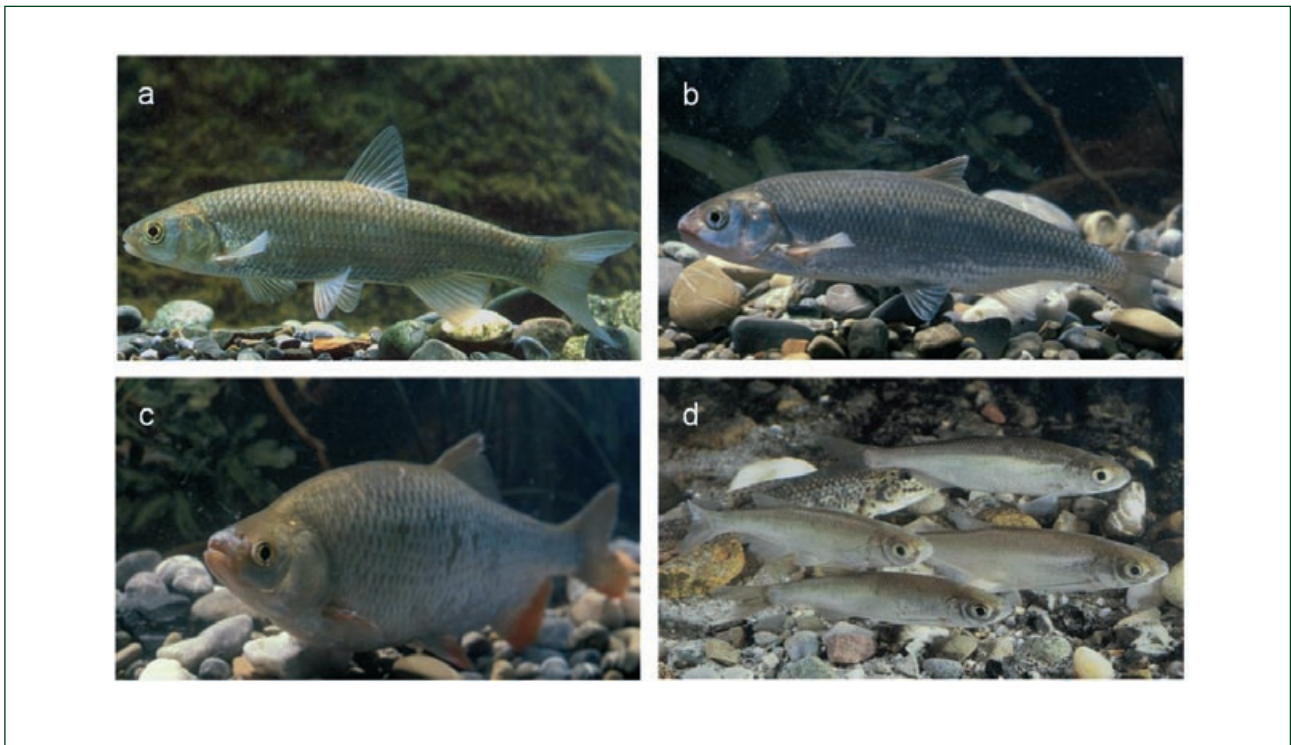


Abb. 4.26: Die pelagischen Fischarten Döbel (a), Hasel (b), Rotaugen (c) und Ukelei (d); Fotos: R. Berg und H. Löffler.

GB) in einen gemeinsamen Bereich, mit einem signifikanten Unterschied zwischen Grobkies-Gerölle und Grobkies-Blöcke ($\chi^2 = 9,0 > 3,84; \alpha = 0,05$).

Trübschen wurden hauptsächlich in Fischbach gefangen (n = 418), während in Hard lediglich 39 Individuen gefunden wurden. Ungefähr 88 % der Trübschen in Fischbach kamen auf den Grobkies-Flächen, 2,5 % wiederum auf Mittelkies und 8,5 % auf Mittelkies-Blöcke vor. Hier setzten sich die Grobkies- und Grobkies-Blöcke-Fläche gegenüber den anderen Flächen gemeinsam ab. Mit 144 (GB) und 127 Individuen (GK) lagen diese weit entfernt von Grobkies-Gerölle

($\chi^2 = 7,9 > 5,99; \alpha = 0,05$) mit immerhin 100 Individuen. Vergleicht man nur die Mittelkies-Flächen (MK, MB) miteinander, bot Mittelkies-Blöcke mit 36 Individuen weit mehr Trübschen Unterschlupf als Mittelkies (n = 11; $\chi^2 = 13,3 > 3,84; \alpha = 0,05$).

Die epibenthischen Arten Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) und Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*)

Die beiden Barscharten (n = 1666), die größtenteils nachts gefangen wurden (n = 1323), waren vor allem auf den Mittelkies-Flächen (MK, MB) und der Grobkies-Flä-

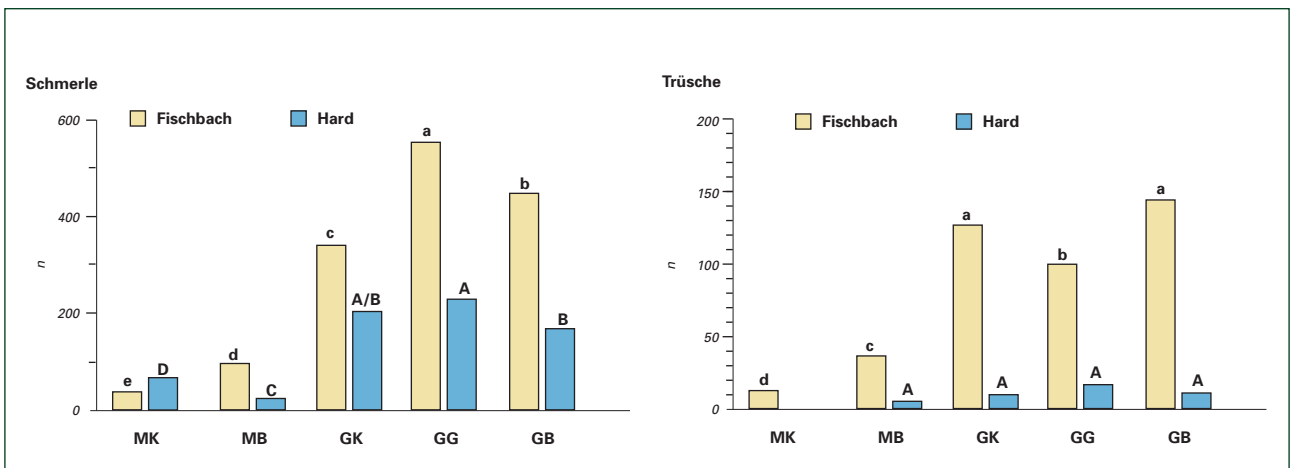


Abb. 4.27: Gesamtabundanz (n) der Schmerlen (links) und Trübschen (rechts) auf den Probestellen Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB) der Probestellen Fischbach und Hard. Werte mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant.

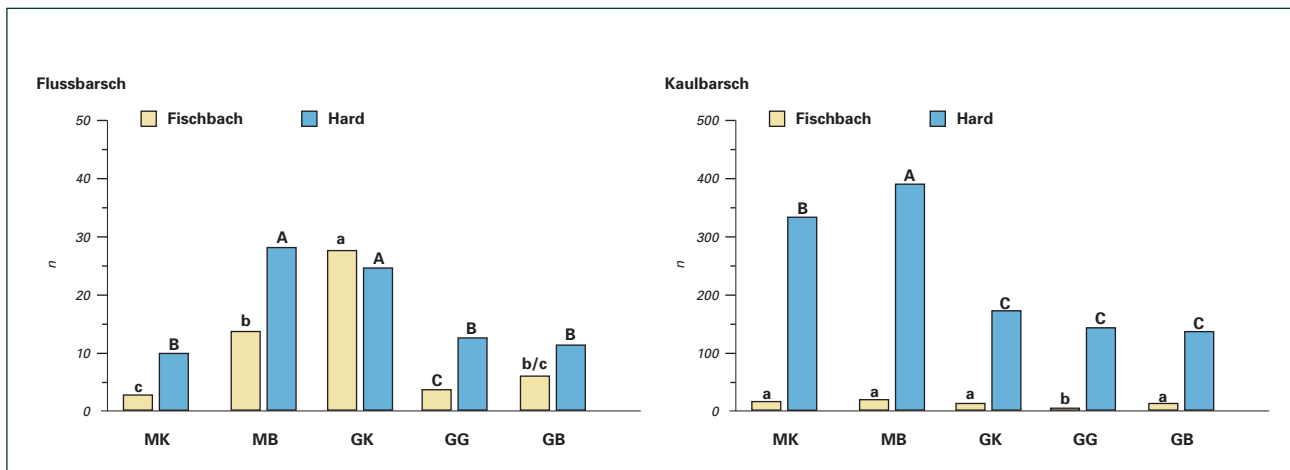


Abb. 4.28: Gesamtabundanzen (n) der Flussbarsche (links) und Kaulbarsche (rechts) auf den Probeflächen Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB) der Probestellen Fischbach und Hard. Werte mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant.

che vertreten (Abb. 4.28).

Die vermeintlich geringere Abundanz in Hard rührt von Extremwerten an Flussbarschen her, die in Fischbach an einem Befischungstag im Mai mit 327 von insgesamt 455 erfassten Individuen die Probeflächen einnahmen. Für das Verteilungsmuster der Flussbarsche wurden diese Extremwerte allerdings herausgerechnet. So bevorzugten diese in Fischbach Grobkies vor Mittelkies-Blöcke ($\chi^2 = 4,7 > 3,84$; $\alpha = 0,05$) und den restlichen Flächen, die mit Ausnahme des Extremwertereignisses nur spärlich besucht waren. In Hard zeichnete sich ein ähnliches Bild ab. Hier wurden vor Mittelkies, Grobkies-Gerölle und Grobkies-Blöcke ($\chi^2 = 0,38 < 5,99$; $\alpha = 0,05$) die Flächen Mittelkies-Blöcke und Grobkies gleichermaßen präferiert ($\chi^2 = 0,22 < 3,84$; $\alpha = 0,05$).

Für die Kaulbarsche in Hard spielten die Mittelkies-Flächen (MK, MB) eine bedeutende Rolle. Diese hatten sich im Vergleich zu den Grobkies-Flächen (GK, GG, GB), die sich nicht voneinander unterschieden, deutlich abgesetzt. Zudem unterschied sich die Mittelkies-Blöcke-Fläche signifikant von Mittelkies ($\chi^2 = 4,6 > 3,84$; $\alpha = 0,05$). In Fischbach wurden trotz eines signifikanten Unterschiedes zwischen Grobkies-Geröll und den restlichen Flächen zu wenige Individuen gefangen, um Aussagen über die Substratpräferenz treffen zu können.

Die pelagischen Arten Döbel (*Leuciscus cephalus*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*), Rotauge (*Rutilus rutilus*) und Ukelei (*Alburnus alburnus*)

Mit annähernd 1200 in Fischbach gefangenen Döbel ka-

men dort fast dreimal so viele Individuen vor wie in Hard ($n = 467$). Umgekehrt verhielt es sich mit rund 1600 Hasel in Hard und ca. 900 Individuen in Fischbach (Abb. 4.29).

Die absoluten Anzahlen der Döbel auf den einzelnen Probeflächen zeigen für Fischbach und Hard ein recht ähnliches Bild. Während in Fischbach die meisten Individuen auf Mittelkies-Blöcke gefangen wurden ($n = 342$), dicht gefolgt von den Flächen Grobkies ($n = 252$) und Mittelkies mit 228 Tieren ($\chi^2 = 1,2 < 3,84$; $\alpha = 0,05$), kamen in Hard die wenigsten Tiere auf Mittelkies vor ($n = 61$). Die Grobkiesflächen (GK, GG, GB) unterschieden sich hier nicht signifikant untereinander ($\chi^2 = 4,4 < 5,99$; $\alpha = 0,05$), waren aber weniger besucht als Mittelkies-Blöcke mit insgesamt 137 Individuen.

Die Hasel in Fischbach hielten sich am häufigsten auf Mittelkies ($n = 271$) und Mittelkies-Blöcke ($n = 191$) auf. In Bezug auf ihre Gesamtabundanzen unterschieden sich die Grobkies-Flächen (GK, GG, GB) nicht signifikant voneinander, ($\chi^2 = 4,45 < 5,99$; $\alpha = 0,05$). In Hard jedoch unterschieden sich alle Substrate. Die meisten Individuen wurden auf Mittelkies-Blöcke gefangen ($n = 524$) gefolgt von Grobkies-Blöcke mit insgesamt 352 Tieren. Die anderen Flächen beheimateten zwischen 180 (GK) und 280 (GG) Fische.

Bezüglich ihres Vorkommens auf den Probestellen unterschieden sich die Arten Rotauge und Ukelei am deutlichsten. Mit insgesamt 34 Individuen kamen Rotaugen in Fischbach sehr selten vor, während sie in Hard mit 847 Tieren zu den dominanten Arten gehörten. Genau umgekehrt sah das Verteilungsmuster des Ukelei aus (Abb. 4.30).

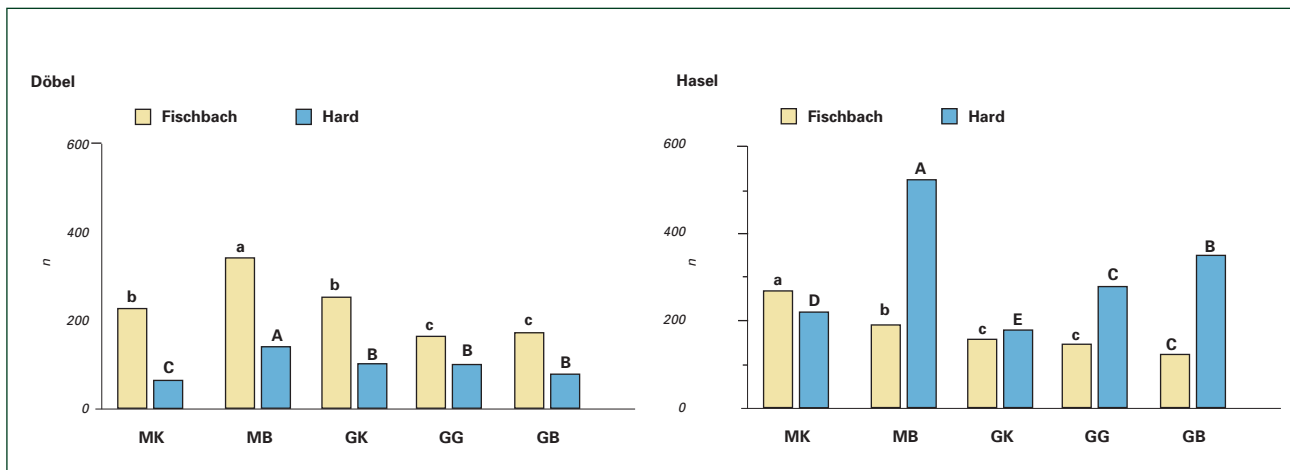


Abb. 4.29: Gesamtabundanzen (n) der Döbel (links) und Hasel (rechts) auf den Probestellen Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB) der Probestellen Fischbach und Hard. Werte mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant.

Rotaugen tummelten sich in Hard gerne auf den Mittelkies-Flächen (MK, MB), die sich in Bezug auf ihre Anzahlen kaum unterschieden ($\chi^2 = 1,3 < 3,84$; $\alpha = 0,05$). Rund 56 % der Rotaugen in Hard wurden hier gefangen (n = 472). Auf Grobkies und Grobkies-Blöcke ($\chi^2 = 1,27 < 3,84$; $\alpha = 0,05$) waren die Abundanzen mit insgesamt 310 Tieren geringer als die der Mittelkies-Flächen (MK, MB), jedoch signifikant höher als die der Grobkies-Gerölle-Fläche ($\chi^2 = 35,5 > 5,99$; $\alpha = 0,05$). In Fischbach waren signifikant mehr Individuen auf den Flächen Mittelkies und Grobkies-Gerölle als auf den anderen Flächen.

Der Ukelei wurde mit 31,5 % in Fischbach am häufigsten auf Mittelkies gefangen (n = 477) sowie auf der benachbarten Fläche Grobkies-Geröll (n = 389; 25,5 %). Rund 43 % der gefangenen Ukelei wurden auf den anderen drei Flächen

gefunden, auf denen sie annähernd gleichmäßig verteilt waren ($\chi^2 = 3,27 < 5,99$; $\alpha = 0,05$). Mit 134 Individuen (rund 85%) kam der Ukelei in Hard fast nur auf Mittelkies vor. Die restlichen Flächen beherbergten alle nur wenige Tiere und unterschieden sich nicht signifikant untereinander.

4.2.8 MAGENINHALTSANALYSEN AUSGEWÄHLTER FISCHARTEN

Um die Bedeutung der unterschiedlich renaturierten Flächen als Nahrungsquelle und somit den Einfluss des Makrozoobenthos auf die dort vorkommenden Fische abzuschätzen, wurden Mageninhaltsanalysen an Flussbarschen, Kaulbarschen, Schmerlen und Trüschchen durchgeführt. Die pelagischen Arten Döbel, Hasel, Rotaugen und Ukelei wurden stichprobenartig untersucht, wiesen jedoch nur selten benthische Invertebraten in ihren Därmen auf.

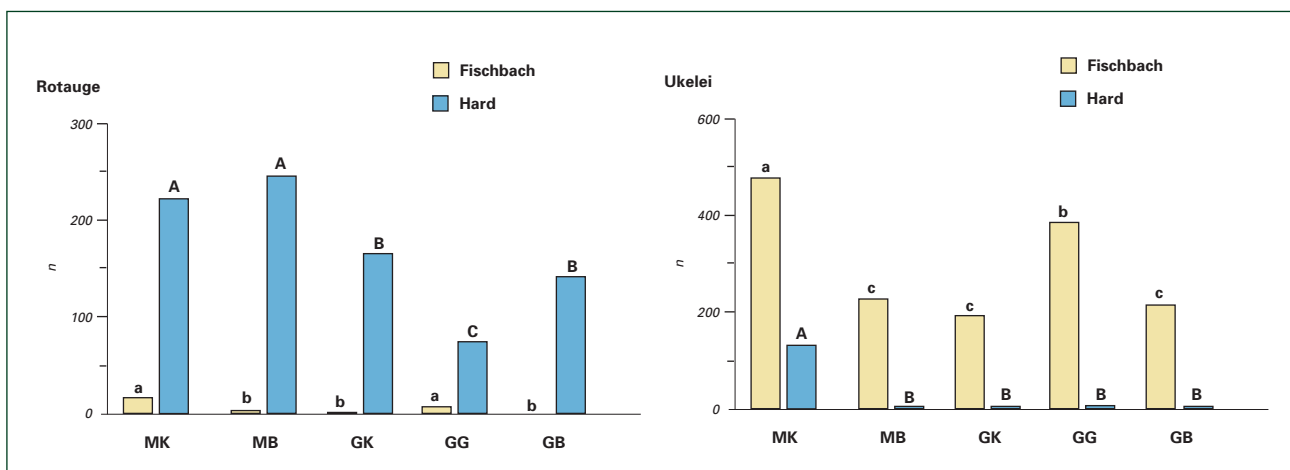


Abb. 4.30: Gesamtabundanzen (n) von Rotaugen (links) und Ukelei (rechts) auf den Probestellen Mittelkies (MK), Mittelkies-Blöcke (MB), Grobkies (GK), Grobkies-Gerölle (GG) und Grobkies-Blöcke (GB) der Probestellen Fischbach und Hard. Werte mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant.

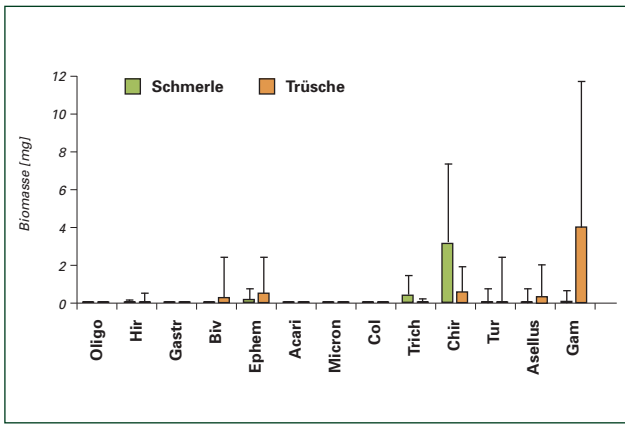


Abb. 4.31: Mittlere Biomassen aller von Schmerlen und Trüschen gefressenen Organismen.

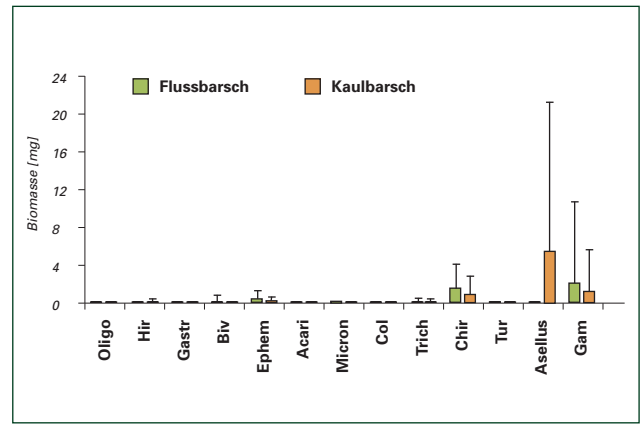


Abb. 4.32: Mittlere Biomassen aller von Flussbarsch und Kaulbarsch gefressenen Organismen.

Schmerle (*Barbatula barbatula*) und Trüsche (*Lota lota*) So ähnlich die Habitatwahl der beiden benthischen Arten auch gewesen sein mag, so unterschiedlich war die Nutzung ihrer Nahrungsquellen (Abb. 4.31). Während Schmerlen sich hauptsächlich von Larven der Chironomiden (80 %) ernährten und gelegentlich auch Trichopteren (11 %) und Ephemeropteren (5,5 %) in ihren Därmen gefunden wurden, wählten Trüschen vor allem Gammariden (67 %), aber auch Wasserasseln (*Asellus aquaticus*; 6,5 %), Chironomiden (10 %) und Ephemeropteren (9 %). Relevant waren zudem die selten gefressenen Muscheln (*Bivalvia*; 5 %) und Egel (*Hirudinea*; 2 %) aufgrund ihrer relativ hohen Biomasse.

Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) und Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*)

Die untersuchten Flussbarsche hatten im Gegensatz zu den Kaulbarschen oft Fisch gefressen. Bezüglich ihres in Abb. 4.32 dargestellten Nahrungsspektrums unterscheiden sich

die beiden Barscharten jedoch vor allem in der Präferenz der Wasserasseln. Diese wurden ausschließlich in Kaulbarschmägen gefunden und machten im Mittel 67 % der gefressenen Biomasse aus. Relativ häufig waren auch Gammariden (15,5 %) und Chironomiden (11,5 %), während die Larven der Ephemeropteren (2 %) und Trichopteren (1 %) sowie Egel (*Hirudinea*; 1,5 %) mit einer relativ hohen Biomasse sehr selten von Kaulbarschen verzehrt wurden.

In den Mägen von Flussbarschen wurden hauptsächlich Gammariden (48 %) und Chironomiden (36 %) gefunden. Ephemeropteren-Larven (10 %) wurden selten, Trichopteren-Larven (3 %) und Muscheln (*Bivalvia*; 2,5 %) sehr selten gefressen.

Während der Mageninhaltsanalysen wurden in wenigen Mägen von Flussbarschen, Kaulbarschen und Schmerlen, die ab August in Hard gefangen wurden, Schwebegarnelen (*Limnomysis benedeni*) entdeckt, die im Bodensee im Rahmen der Untersuchungen beschrieben worden sind [FRITZ

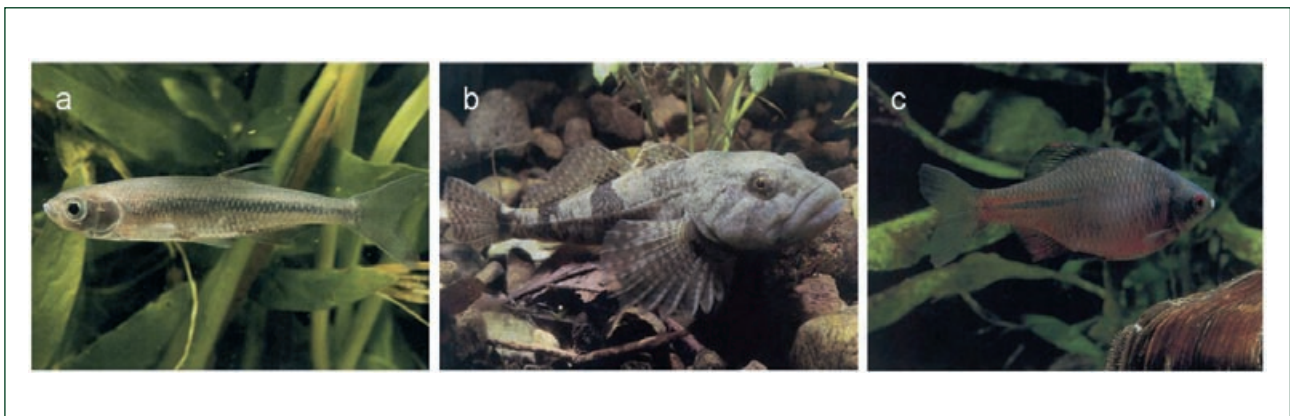


Abb. 4.33: Bedrohte Fischarten: a) Moderlieschen, b) Groppe, c) Bitterling (Fotos: R. Berg).

et al. 2006]. Vor allem Flussbarsche schienen diese als alternative Nahrungsquelle zu nutzen. Bis zu 18 Individuen der Schwebegarnele kamen in sechs der 42 Flussbarsch-Mägen vor. Da für *Limnomysis benedeni* noch keine Biomasse-Werte zu Verfügung standen und sie in zu geringen Anzahlen in den Mägen auftauchten, wurden sie genauso wie die gefressenen Fische nicht in die Nahrungsspektren der oben beschriebenen Fischarten einbezogen.

4.2.9 VORKOMMEN SELTENER UND BEDROHTER ARTEN

Mitte Juni wurde in Hard auf der Grobkies-Fläche eine Groppe (*Cottus gobio*) gefangen. Diese benthische Fischart

ist im Bodensee, wie auch in allen anderen Gewässersystemen Baden-Württembergs gefährdet und als FFH-Art (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie) europaweit geschützt.

In Fischbach wurden mit dem Bitterling (*Rhodeus amarus*) eine vom Aussterben bedrohte und mit dem Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*) eine bedrohte Art gefangen. Der Bitterling, der wie die Groppe als FFH-Art geschützt ist, kam mit insgesamt sieben Individuen auf der Mittelkies- und Mittelkies-Blöcke- sowie auf der Grobkies-Fläche vor. Allein vier dieser sieben Tiere wurden Mitte Mai auf Mittelkies gefangen. Das Moderlieschen wurde mit einem Individuum auf Mittelkies-Blöcke gefunden (Abb. 4.33).

5 Diskussion

5.1 MAKROZOOBENTHOS

5.1.1 METHODENDISKUSSION

Die ausgewählten **Probestellen** reflektieren zwei verschiedene Uferabschnitte am See (Nord- und Süd-Ostufer) und sollten in etwa ähnliche Bedingungen aufweisen. Dennoch ergaben sich Unterschiede bezüglich der Steigung, Exposition und in der direkten Umgebung der Probeflächen.

Die ausgebrachten Substrate selbst sind Bestandteile natürlicher Uferbereiche [WITTKUGEL 2005], allerdings existieren daneben noch weitere, etwa Totholz und Sand. Letztere wurden nicht in den Versuchsaufbau aufgenommen, da deren Standsicherheit nicht gewährleistet ist. Zudem konnten im Rahmen dieses Projekts weder Schilfgürtel noch Makrophytenbestände untersucht werden, obwohl frühere Makrozoobenthosuntersuchungen [BÄNZIGER 1995] gezeigt haben, dass hier sehr diverse Zönosen zu finden sind.

Bei der **Probenahmetechnik** mit dem Saug-Sampler wurde darauf geachtet, dass der zu beprobende Bereich für mindestens vier Wochen überflutet war. Diese Zeit gilt als ausreichend für eine weitgehend natürliche Besiedelung [SCHEIFHACKEN 2006]. Bei Wasserstandsschwankungen war es teilweise notwendig, auf tiefere Areale auszuweichen. Hierbei wurde dann besonders darauf geachtet, den Verlust an aufgewirbelten benthischen Tieren gering zu halten.

Die taxonomische **Bestimmung** der Proben stellte einen Kompromiss zwischen dem nötigen Aufwand zur Determination und der vorhandenen Bearbeitungszeit dar. Zudem war es auf Grund sehr früher Larvalstadien vieler Individuen nicht möglich, die Tiere bis auf die Artebene zu bestimmen (etwa bei den Trichopteren). Somit wurde bei einigen Taxa das im Routinebetrieb zur Bearbeitung der Wasserrahmenrichtlinie erforderliche Niveau nicht erreicht.

5.1.2 ERGEBNISDISKUSSION

TAXAZAHLEN UND DIVERSITÄT

In Bezug auf die Taxazahlen unterschieden sich die beiden Orte nur unwesentlich. Betrachtet man die Substrate, lässt sich allerdings eine höhere Taxazahl auf den Grobkiesflächen finden. Besonders Grobkies mit Blöcken wurde stark besiedelt. Es wird vermutet, dass dies durch die zunehmende Besiedelungsfläche, das zusätzliche Nahrungsangebot

durch Periphytonbewuchs und bessere Versteckmöglichkeiten durch den Block begründet ist. Allerdings ergaben sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Blockflächen (Grobkies mit Blöcken und Mittelkies mit Blöcken).

Im zeitlichen Verlauf konnte ein Einbruch der Taxazahlen im September festgestellt werden, was sich durch einen Wetterumschwung erklären lässt. Bis August war das Wetter sehr heiß mit geringen Niederschlägen, ab Anfang August wurde es kälter, die Wassertemperatur sank und aufgrund einer lang anhaltenden Regenperiode stieg der Wasserpegel an. Zudem war es zeitweise stürmisch. Die Störung des Litorals, die über die Wochen fallende Temperatur und ein gleichzeitiger Pegelanstieg werden als Gründe für die sinkende Diversität angesehen, da Wasserstandsfluktuationen das Habitat für benthische Invertebraten instabil werden lassen können [MALMQUIST, INGIMARSSON 2002].

Zudem kann auch die Phänologie einzelner Arten (Schlupf der Insekten) für die Diversitätsänderungen verantwortlich sein.

Mit steigender Korngröße nahm in Fischbach die Diversität auf den unterschiedlichen Substraten zu, wohingegen sich in Hard ein gegenläufiges Bild zeigte. Dies resultierte aus hohen Abundanzen innerhalb der Egel und Wasserasseln, die eher eine Präferenz für Mittelkies mit und ohne Blöcke aufwiesen und in Fischbach kaum zu finden waren.

ABUNDANZ UND BIOMASSE

Insgesamt stellten sich die Chironominae, Orthocladinae und Oligochaeta als die häufigsten Taxa heraus. Diese Ergebnisse werden auch von anderen Autoren für Litoralbereiche von Seen bestätigt [SCHEIFHACKEN 2006, MALMQUIST, INGIMARSSON 2002; DALL et al. 1984; MOORE 1980].

Im Hinblick auf die beiden Orte zeigte sich, dass sich Fischbach und Hard deutlich in der Abundanz und Biomasse unterschieden. Die Tatsache, dass die Flächen im Trockenen angelegt wurden, ist ein wichtiger Aspekt für die Neubesiedelung, da die Einwanderung ausgehend von den noch überfluteten Uferbereichen in unmittelbarer Umgebung der Flächen erfolgte. Deren Strukturen und Substratverhältnisse bedingen zum größten Teil die sich neu einfindende Artenzusammensetzung.

Hard zeichnet sich aus durch ein steiniges Ufer mit Blocksteinschüttungen am Rande der Probeflächen, somit musste die Neubesiedelung der Flächen aus diesen Arealen erfolgen. Die Artenzusammensetzung ist deshalb eher von lithalen Taxa dominiert. Diese sind etwa *Dreissena polymorpha* oder die Orthoclaadiinae, die auch maßgeblich zur Unterscheidung der Flächen beitragen und in Hard häufiger vorkamen.

Zudem sind die Versuchsflächen in Hard verstärkt den Einflüssen der Bregenzerach, der Dornbirnerach und des Alpenrheins unterworfen. Diese Zuflüsse bringen einen großen Schwebstoffanteil mit sich, der auf die Zusammensetzung des Makrozoobenthos einwirken kann.

Hinzu kommt, dass durch die Dornbirnerach, welche durch die Kläranlage Hard als Vorflut genutzt wird, die saprobielle Belastung erhöht ist. Diese genannten Faktoren könnten die höheren Abundanzen der Egel, Wasserasseln oder der Filtrierer erklären.

Da in **Fischbach** in der Umgebung der Flächen feineres Material wie Sand vorherrscht, und die Besiedelung der Substrate von diesen Arealen aus erfolgte, dominieren hier eher die Weichsubstratbewohner, wie etwa die Chironominae, *Centroptilum luteolum* und die Tanyptodinae.

Einen ersten Überblick über die Besiedelung der Flächen gaben die **Gesamtabundanzen** und **Gesamtbiomassen**.

Die Abundanzen waren sowohl in Fischbach als auch in Hard zumeist deutlich höher auf den gröbereren Substraten. Bereits bei dem Vergleich der beiden Mittelkiesflächen führte das Vorhandensein von Blöcken zu einem Besiedelungsanstieg. Diese großen Steine bieten auf feinkörnigen und damit mobilere Substraten zusätzliche Stabilität, Versteckmöglichkeiten und Nahrungsfläche.

Hinsichtlich der Biomasse fiel zunächst ein deutlicher Anstieg gegen Ende der Untersuchungszeitraumes auf. Dieser ist maßgeblich der zunehmenden Biomasse der Dreikantmuscheln zu zuordnen. Sie waren zwar bereits im August in hohen Abundanzen vertreten, jedoch zu diesem Zeitpunkt meist noch als sehr kleine Individuen, die deshalb kaum zur gesamten Biomasse beitragen. Erst mit zunehmender Größe stellten diese Muscheln auch einen größeren Anteil.

Zudem steigern die Muschelschalen die Substratkomplexität, was sich nachweislich positiv auf andere Makroinvertebraten auswirkt. Es kommt zu einer Vergrößerung der Oberfläche, mit einem gleichzeitigen Anstieg der Deposi-

tion organischer Materialien (Faeces und Pseudofaeces von *D. polymorpha*), die wiederum Nahrungsgrundlage für die assoziierten Benthosorganismen darstellen [GOFORTH, CARMANN 2005; MÖRTL, ROTHHAUPT 2003].

SUBSTRATABHÄNGIGKEIT EINZELNER TAXA

Zunächst fällt auf, dass die insgesamt sehr häufigen Taxa Chironominae, *Centroptilum luteolum*, *Caenis* sp. und *Dreissena polymorpha* stark zur Unterscheidung der einzelnen Substrate beitragen. Bereits im paarweisen Vergleich der Substrate (Tab. 4.3 und 4.4) wurde eine verstärkte Besiedelung der gröbereren Substrate deutlich. Besonders *Hydroptila* sp. und *Caenis* sp. zeigten dies im Substratvergleich der einzelnen Monate. Erstere ist eine seentypische Art, über deren Substratbeziehungen aus der Literatur bis jetzt wenig bekannt war. *Caenis* sp. favorisiert gemäß Literaturangaben [BÄNZIGER 1995] Grobkiessubstrate oder Blockstellen. Jedoch existieren im Bodensee mehrere Arten dieser Gattung (nach MAUCH 1996 und LfU 2005: *C. boraria*, *C. lactea*, *C. luctuosa*, *C. macrura*), die zum Teil unterschiedliche Anforderungen an den Untergrund stellen. Da es nicht möglich war, genauere Artbestimmungen durchzuführen, können hierzu keine eindeutigeren Aussagen getroffen werden.

Die zweite Eintagsfliegenart, *Centroptilum luteolum*, bevorzugt die unverfestigten sandigen Bereiche an der Halde und ist wahrscheinlich von dort auf die Probeflächen eingewandert. Für diese Annahme spricht auch das häufige Vorkommen dieser Art in Fischbach mit Sandarealen in der direkten Umgebung.

Agraylea sp. ist hier ebenfalls zahlreich und baut sich einen Sekretköchler mit eingebauten Algenfäden [SPETH, BRINKMANN 1996]. In Fischbach waren die Algen für den Köchler (*Spirogyra* sp. und *Mougeotia* sp., bestimmt durch R. KÜMMERLIN) gerade ab August sehr häufig, wohingegen diese in Hard kaum zu finden waren. Hier existierten andere, nicht weiter bestimmte Arten. Auch diese Köchlerfliegengattung bevorzugte die gröbereren Substrate, auf denen sich im Sommer ein Biofilm aus Diatomeen und Grünalgen bildet, der vornehmlich als Nahrung genutzt wird [STREIT, SCHRÖDER 1978].

Der Amphipode *Gammarus roeseli* war in deutlich höherer Abundanz und Biomasse auf den Mittelkiesflächen mit Blöcken zu finden, wobei sich unter den Blöcken viele Versteckmöglichkeiten ergeben. Genaueres über Substratpräferenzen ist aus der Literatur nicht zu entnehmen,

auch aus seiner Ernährungsweise als Detritus- und Aasfresser [BELLMANN 1989, zit. nach SCHMETJE, COLLING 1996] lassen sich keine Rückschlüsse auf die Wahl des Substrats ziehen.

In Hard lassen sich für *Dreissena polymorpha*, die Orthocladinae und *Dikerogammarus villosus* deutliche Präferenzen sowohl in Abundanz als auch der Biomasse für die grobkiesigen Substrate feststellen, auch zeigte sich erneut, dass Blöcke auf den Mittelkiesflächen die Besiedelung steigern konnten. Die Instabilität sehr kleiner Korngrößen macht die Mittelkiesfläche im Vergleich zu den Grobkiesflächen, gerade am wellenexponierten Nordufer des Bodensees, zu einem ungeeigneten Substrat, wobei besonders die Mollusken Nachteile davontragen. Durch die Wellen entstehen hohe Scherkräfte zwischen den Steinen, was zu Beschädigungen an den Schalen der Weichtiere und damit zu einer erhöhten Mortalität führt [SCHEIFHACKEN 2006]. Darüber hinaus finden diese Tiere kaum Siedelungsfläche auf diesem Substrat und auch der sehr kleine Interstitialraum zwischen den Steinen scheidet als Lebensraum für größere Organismen aus. Blöcke führen auf den instabilen Flächen zu beruhigten Zonen, in deren Schutz sich die Tiere aufhalten können. Ausgehend davon kann dann nach einer starken Mobilisierung der Substrate, etwa durch ein Starkwindereignis, die Neubesiedelung der gestörten Flächen erfolgen. Die größere Oberfläche durch den Block bietet zudem zusätzlichen Lebensraum und eine größere Nahrungsfläche.

Lediglich die Wasserasseln präferierten die mittelkiesigen Substrate. Laut SCHMETJE und COLLING [1996] besiedelt diese Art jedoch größere Steine und Blöcke und ernährt sich von Falllaub und Detritus.

5.1.3 NEOZOEN

Durch die Globalisierung und dem damit verbundenen Ausbau der Schifffahrtsstraßen werden immer mehr Wasserwege miteinander verbunden. Dadurch können verstärkt nicht heimische Tierarten in fremde Gewässer einwandern.

Die beiden hier aufgeführten Neozoen stammen ursprünglich aus dem Ponto-Kaspischen Raum und wurden bereits einige Jahre zuvor in Donau und Rhein nachgewiesen [WITTMANN 1999; LfU 2005].

DIKEROGAMMARUS VILLOSUS

Der Amphipode ist seit 2002 im Bodensee bekannt und erwies sich als sehr konkurrenzstark im Bezug zu *Gammarus roeseli*, der hier seit etwa 50 Jahren heimisch ist [LfU 2005].

Beide Arten wurden an beiden Probestellen gefunden. *D. villosus* scheint vermehrt in Hard vorzukommen, sowohl in Abundanz als auch Biomasse, *G. roeseli* dagegen eher in Fischbach. Auf Grund fehlender Voraussetzungen war keine Berechnung der Varianzanalyse zulässig, deshalb können zu den Ortspräferenzen keine genaueren Aussagen getroffen werden.

Beide Arten kamen in sehr hohen Biomassen auf Mittelkies mit Blöcken vor. Nach EGGERS, MARTENS [2001] und LfU [2005] findet man große Individuen von *D. villosus* besonders unter Steinen und in Ritzen, in denen sich die Tiere mit ihren abgespreizten Peraeopoden verkeilen. Häufig sitzen die Tiere auch zwischen *D. polymorpha*-Kolonien, was das erhöhte Auftreten in Hard erklären könnte [EGGERS, MARTENS 2001].

Gleichzeitige hohe Abundanzen und Biomassen beider Gammariden-Arten ließen sich nicht erkennen. Das Vorhandensein einer Art schien die andere Art zu beeinflussen. In früheren Untersuchungen wurde festgestellt, dass zumindest der räuberische und detritusfressende *D. villosus* einerseits Fraßdruck auf andere Invertebraten ausübt und andererseits einen Nahrungskonkurrenten darstellt. Dadurch werden andere Amphipoden und Benthosorganismen verdrängt [KINZLER, MAYER 2004].

LIMNOMYSIS BENEDENI

Diese Schwebegarnele wurde erstmals in den Proben vom August 2006 ausschließlich in Hard nachgewiesen [FRITZ et al. 2006]. Untersuchungen im Rahmen der Arbeitsgruppe „Aquatische Neozoen im Bodensee“ (ANEBO) zeigten bereits im November desselben Jahres eine Ausbreitung östlich der Fundstelle bis nach Lindau und westlich vereinzelte Vorkommen bis nach Rorschach [WWW.NEOZOEN-BODENSEE.DE]. Bis zum Erscheinungsdatum dieses Berichtes, war diese Art nicht mehr nur auf diese Bereiche beschränkt, sondern besiedelte bereits den gesamten Obersee [REY, WERNER mündl. Mitteilung].

Eine Einschleppung in den Bodensee ausgehend von Wanderbooten aus dem Oberrhein ist wahrscheinlich, da sich diese Art hier schon seit mehreren Jahren etabliert hat. Zudem könnten entsorgte Aquarieninhalte (Wasser,

Wasserpflanzen) ursächlich sein, da *L. benedeni* im Handel als Fischfutter zu erwerben ist. In den synchron laufenden Mageninhaltsanalysen der Fische stellte sich bereits heraus, dass *L. benedeni* als Nahrung angenommen wird.

Als Substrat wurden vor allem die Flächen mit den Grobkiesen besiedelt, was auch durch verschiedenste Literatur bestätigt wird. Zusätzlich werden auch Blocksteinschüttungen, wie sie in Hard vorliegen, als Lebensraum genutzt [PECKNY, PÖCKL 2000; WITTMANN et al. 1999].

Über mögliche Effekte der Etablierung dieser Art lassen sich noch keine genauen Aussagen treffen. Da *L. benedeni* im Winter 2007/08 am Schweizer Ufer auch in Wassertiefen um 20 m ausgeprägte Schwärme bildete, besteht die Möglichkeit einer nachhaltigen Beeinflussung der Lebensgemeinschaft des Litorals bzw. des ufernahen Wasserkörpers.

5.2 FISCHERIE

5.2.1 METHODENDISKUSSION

Der Einsatz der Elektrofischerei in Kombination mit Umstellnetzen, um die unterschiedlich renaturierten Flächen abzusperren, eignete sich sehr gut zur Dokumentation der auf den Substraten vorkommenden Fischgemeinschaft. Die elektrische Befischung kam im Eulitoral als einzige Probenahme-Methode in Frage. Sie wirkte im Vergleich zur Kiemennetzfischerei kaum größen- oder artselektiv und anhand der Umstellnetze konnten keine Fische, die größer als ungefähr 3 cm waren, entweichen. Die einzige Alternative wäre die Strandwaden-Befischung gewesen, die jedoch zumindest auf den Probeflächen, auf denen Blöcke vorhanden waren, Probleme beim Einholen bereitet hätte.

Die elektrische Befischung bei Nacht durchzuführen stellte sich als einfacher heraus, als zuvor angenommen. Aufgrund der meist sehr guten Sichtverhältnissen an den Probestellen reichten die Stirnlampen aus, um den Attraktionsradius um die Anode zu beleuchten und die narkotisierten Fische schnell zu erkennen.

In der Regel genühten auch zwei Befischungsdurchgänge, um annähernd alle Fische, die sich auf den Probeflächen aufhielten, zu fangen. Ein dritter Durchgang war selten nötig. Die Tatsache, dass schon im zweiten Durchgang weit weniger Fische gefangen wurden und dazu selten neue Arten hinzukamen, entspricht den Ergebnissen von MEADOR et al. [2003] und PUSEY et al. [1998].

Die Maschenweite der Abspernetze sowie die Größens-

elektivität der Elektrofischerei hatten zur Folge, dass kleine Fische unter einer Totallänge von ca. 3 cm nicht mehr quantitativ erfasst werden konnten. Diese Jungtiere wurden als Brut zusammengefasst, da ihre Art oftmals nicht eindeutig bestimmt werden konnte. Ihre Abundanzen wurden abgeschätzt. Die Auswertung bezüglich ihrer Verteilung ergab jedoch keine nennenswerten Unterschiede, da sie im Sommer jederzeit und auf allen Flächen gleichermaßen vorkamen.

Die Artselektivität der Fischereimethode machte sich vor allem bei den benthischen Arten wie den Schmerlen und Trübschen bemerkbar, die oftmals frühzeitig narkotisiert und erst nach fünfminütiger Pause im zweiten Durchgang erfasst wurden. Bei den sehr empfindlichen Trübschen waren Verletzungen und Wirbelbrüche, die zu deren Tod führten, zwar selten aber nicht auszuschließen. Es besteht die Möglichkeit, dass diese Fischart bezüglich ihrer Abundanzen leicht unterschätzt wurde, da vielleicht Individuen zwischen Steinen gestorben sind und somit nicht entdeckt wurden.

Um die Daten der Mageninhaltsanalysen der Fische mit den Daten der parallel verlaufenden Makrozoobenthos-Probenahme vergleichen zu können, wurden von Zeit zu Zeit Proben beider Arbeiten vergleichend ausgezählt, damit ein entsprechender Standard in der Determination der Taxa gewährleistet war. Ein unterschiedliches Bestimmen und Auszählen der Proben bzw. der in ihnen enthaltenen Organismen wurde dadurch ausgeschlossen.

5.2.2 ERGEBNISDISKUSSION

In großen Seen, wie dem Bodensee, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Fischgemeinschaften im Litoral verschiedener Gebiete mehr oder weniger stark voneinander unterscheiden. Diese Unterschiede werden durch lokale und regionale Prozesse abiotischer wie auch biotischer Natur hervorgerufen [TONN et al. 1990; BRAZNER, BEALS 1997]. So führen Temperatur- und Wasserstandsschwankungen [FISCHER, ECKMANN 1997a], aber auch Räuber-Beute-Beziehungen [EKLÖV 1997], das Nahrungsangebot [GOFORTH, CARMAN 2005] sowie die Habitatstruktur zu unterschiedlichen Artenzusammensetzungen der litoralen Fischzönose [FISCHER, ECKMANN 1997 b; MEADOWS et al. 2005; REYJOL et al. 2005].

Während der Befischung wurde lediglich der flachste Bereich des Litorals, das Eulitoral, bis zu einer maximalen

Wassertiefe von 0,5 m in Fischbach und 0,8 m in Hard mittels Elektrofischerei untersucht und selbst in dieser Zone wurden 29 der 35 im Bodensee vorkommenden Arten gefangen [BERG 1993]. Allerdings unterschied sich die Artenvielfalt beider Probestellen deutlich voneinander. So wurden in Hard weit weniger Arten gefangen und drei der vier Fischarten, die nur dort vorkamen, namentlich Bachforelle, Barbe und Groppe, sind Bewohner der Fließgewässer [DUSSLING, BERG 2001]. Dies spiegelt den starken Einfluss der Bregenzerach und Dornbirnerach als große Zuflüsse in dieser Region wieder, die wesentlich mehr Wasser führen als die Brunnisach in Fischbach. Der Beitrag dieser vier Arten, wie auch der zwölf nur in Fischbach vorkommenden Arten, war bei der gewählten SIMPER-Analyse zur Unterscheidung der Probestellen vernachlässigbar.

Bezüglich der Probeflächen und der zeitlichen Verteilung der Fische ergab die statistische Auswertung mit PRIMER keine Muster, da die Mobilität der Fische wahrscheinlich so hoch war, und die Flächen zu klein skaliert waren, um vor allem bei den pelagischen Arten deutliche Ergebnisse liefern zu können. Zusätzlich fehlte hier die statistische Aussagekraft von Replikaten, da die Probeflächen an jeder Probestelle lediglich einmal vorlagen und somit auch nur einmal befischt werden konnten.

In Bezug auf ihre **Abundanzen** und **Biomassen** ergaben sich für die verschiedenen Substrate nur geringe Unterschiede. Diese waren an beiden Orten und auf allen Flächen weitgehend ausgeglichen, jedoch traten in Fischbach hohe Anzahlen auf Grobkies-Gerölle und in Hard auf den zwei Mittelkies-Flächen auf. Die verhältnismäßig höhere Biomasse lässt in Hard auf Mittelkies eine Nutzung durch schwerere Fische vermuten. Dies kann am ehesten durch die dort häufig vorkommenden Kaulbarsche (*Gymnocephalus cernuus*) erklärt werden, die mit einem gedrungenen Körperbau im Verhältnis zur Körpergröße deutlich schwerer waren als Flussbarsche und Weißfische gleicher Größe. Im Vergleich der **Artenvielfalt** der einzelnen Probeflächen an beiden Orten ergab sich in Fischbach und Hard ein recht ähnliches Bild. So war Mittelkies die Fläche, welche an beiden Stellen die geringste Artenzahl zeigte, während Mittelkies-Blöcke zu den Flächen gehörte, die eine recht hohe Artenvielfalt aufwiesen. Hier förderte der Faktor „Blöcke“ die Anzahl der Arten. Im Vergleich der Grobkies- und Grobkies-Blöcke-Flächen machte dieser wiederum keinen Unterschied aus.

Die Werte der **Diversität** unterschieden sich nur wenig voneinander und lassen daher keine Rückschlüsse auf die Nutzung der Probeflächen durch die Fischgemeinschaft zu, auch wenn die höheren Werte auf Mittelkies in Hard, aufgrund der gleichmäßigen Verteilung der Individuen auf ihre Arten, einen Effekt vermuten lässt.

Um die genauen Ursachen der Unterschiede zwischen den Substraten diskutieren zu können, sollten die Präferenzen der dominanten Fischarten beider Probestellen miteinbezogen werden. Dazu wurden die dominanten und subdominanten Fischarten, die an beiden Probestellen, wenn auch nicht in gleichem Umfang vorkamen, in Anlehnung an ECKMANN und FISCHER [1994] aufgrund ihrer ähnlichen Lebensweise zu Gruppen zusammengefasst. So beschreiben die Arten Schmerle (*Barbatula barbatula*) und Trüsche (*Lota lota*) die benthische, die Arten Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) und Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*) die epibenthische und die Arten Döbel (*Leuciscus cephalus*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Ukelei (*Alburnus alburnus*) die pelagische Fischgemeinschaft.

In Bezug auf ihre Substratpräferenzen zeigten die **benthischen Fischarten** wie erwartet ein ausgesprochen klares Bild. So kamen die meisten Schmerlen und Trüschchen auf den Grobkies-Flächen vor. Schmerlen bevorzugten jedoch an beiden Stellen Grobkies-Gerölle, während Trüschchen vor allem auf Grobkies und Grobkies-Blöcke vorkamen. Hinsichtlich der gefressenen Beutetiere unterschieden sich die zwei benthischen Arten deutlich voneinander. Während Schmerlen hauptsächlich Chironomiden (Zuckmückenlarven) fraßen, wählten Trüschchen vor allem Gammariden (Flohkrebse). Diese Ergebnisse stimmen auch mit den von ECKMANN und FISCHER [1994] sowie von BAUMGÄRTNER und ROTHHAUPT [2005] nachgewiesenen Nahrungsspektren überein. Chironomiden kamen auf allen Flächen in etwa gleicher Menge vor, was die Schmerlen somit nicht veranlassen hätte, eine bestimmte Fläche zur Nahrungssuche zu wählen. Gammariden jedoch waren vor allem auf der Mittelkies-Fläche und der Grobkies-Fläche in Fischbach sowie der Grobkies-Fläche in Hard vertreten. In Hard wurden allerdings nur wenige Trüschchen gefangen. Die relativ hohen Anzahlen in Fischbach auf der Grobkies-Fläche, die ein kleineres Lückensystem aufweist und daher suboptimale Versteckmöglichkeiten bietet, lassen sich ei-

nerseits mit dem dortigen Vorhandensein der bevorzugten Nahrung, den Gammariden, begründen. Andererseits kann ein mögliches Konkurrenzverhalten zwischen den beiden Arten für ein Ausweichen der jungen Trübschen auf diese Fläche denkbar sein [FISCHER 2000].

Die gefangenen Fluss- und Kaulbarsche, als Vertreter der epibenthischen Fischzönose, gehörten zum Großteil den Altersklassen 1+ oder älter an und hielten sich vor allem um die Dämmerungszeit bis in die Nacht hinein im Eulitoral auf. Tagsüber verweilen die beiden Barscharten je nach Altersstufe in tieferen Regionen des Litorals [ECKMANN, FISCHER 1994; WANG 1994], hauptsächlich zwischen Makrophyten oder ähnlichen Unterwasserstrukturen [LÖFFLER 1997; WEBER 2005]. Die ausgeprägten diurnalen Wanderungen zwischen dem Halden- und dem Flachwasserbereich der Barsche [IMBROCK et al. 1996] erklären die hohen Anzahlen in den Nachtfängen. Während Flussbarsche an beiden Probestellen, mit Ausnahme der hohen Vorkommen im Mai, gleichermaßen gefangen wurden, traten Kaulbarsche hauptsächlich in Hard auf.

Ein direkter Effekt der Substrate auf die Flussbarsche kann vermutlich ausgeschlossen werden, da sie sich vor allem auf Mittelkies-Blöcke und Grobkies aufhielten, zwei Substrate, die unterschiedlicher nicht sein könnten. Für die jungen Barsche boten die Substrate entweder Schutz vor Räubern wie dem Aal (*Anguilla anguilla*) und dem Hecht (*Esox lucius*), oder sie waren als Habitate zur Nahrungssuche von Bedeutung. So besaßen die Flussbarsche auf den Flächen, auf denen sie am häufigsten vorkamen auch den höchsten Magenfüllungsgrad, der bei größeren Tieren von gefressenem Fisch herrührte. Flussbarsche ernähren sich ab einer bestimmten Größe, die von Gewässer zu Gewässer stark variieren kann [RADKE 1993], zunehmend von Jungfischen [ECKMANN, FISCHER 1994]. In den Mägen kleinerer Exemplare wurden oft Chironomiden und Gammariden gefunden. Während Chironomiden, wie bereits erwähnt, ubiquitär vorkamen, waren Gammariden zumindest in Fischbach auf Mittelkies-Blöcke und Grobkies am häufigsten.

Nach SCHMID [1999] erfolgt mit der Abenddämmerung eine Wanderung der Kaulbarsche ins Litoral, um mit der Nahrungsaufnahme zu beginnen. Diese Annahme wird durch die vorwiegend halbvollen Mägen bekräftigt. Als Nahrung bevorzugen Kaulbarsche durchweg benthische Invertebraten [ECKMANN, FISCHER 1994]. Das Nah-

runnungsspektrum, der in dieser Arbeit untersuchten Tiere, die sich vorwiegend von Wasserasseln (*Asellus aquaticus*) ernährten, stimmt damit überein. Wasserasseln kamen in Hard hauptsächlich auf Mittelkies-Blöcke vor, der Fläche, auf der auch die meisten Kaulbarsche gefangen wurden. Kaulbarsche finden ihre Nahrung möglicherweise leichter auf homogenen Substraten. DIETERICH et al. [2004] wiesen nach, dass komplexere Substrate, wie mit Dreikantmuscheln (*Dreissena polymorpha*) besetzte Steine, Kaulbarschen einen Nachteil bezüglich der Nahrungsaufnahme verschaffen.

Die pelagischen Arten Döbel, Hasel, Rotaugen und Ukelei, die allesamt zur Familie der Cypriniden gehören, tauchten hauptsächlich als Jungfische der Altersklassen 0+ und 1+ im Juli auf den Probestellen auf. Dies entspricht der zeitlichen Verteilung der Weißfischarten im Litoral des Überlinger-Sees, die von FISCHER, ECKMANN [1997 a] gezeigt wurde. Während Döbel und Ukelei vor allem in Fischbach gefangen wurden, kamen Hasel und Rotaugen hauptsächlich in Hard vor. Die jungen Weißfische waren auf allen Flächen häufig und die Unterschiede zwischen ihren Substratpräferenzen könnten zufällig entstanden sein. Allerdings schienen sie wohl Mittelkies- und Mittelkies-Blöcke an beiden Probestellen den Grobkies-Flächen vorzuziehen.

Die Cypriniden wurden sowohl tagsüber als auch nachts gefangen. Dies spricht dafür, dass sich die Karpfenartigen während der gesamten Zeit im Flachwasser aufhielten und keine diurnalen Wanderungen zwischen Halden- oder Freiwasser-Bereich und dem Litoral stattfanden, wie es bei den Barschen der Fall war. Als Begründung für den Rückzug in den ufernächsten Flachwasserbereich wird häufig der Prädationsdruck durch größere piscivore Fische oder höhere Temperaturen, die ein schnelleres Wachstum ermöglichen, erwähnt [ECKMANN, FISCHER 1994].

Aufgrund der eher planktivoren Ernährung der juvenilen Cypriniden wurde auf Darminhaltsanalysen verzichtet, auch weil sich stichprobenartige Auszählungen der Därme von Döbel, Hasel, Rotaugen und Ukelei oftmals als schwierig erwiesen. Bei der durch ihre Schlundzähne zerkleinerten und stark verdauten Nahrung oder Anflughahrung war es nahezu unmöglich, Rückschlüsse auf die gefressenen Organismen zu ziehen.

Von den meisten Arten wurden zu wenige Fische gefangen, um genaue Aussagen bezüglich ihrer Verteilung auf den Probestellen zu machen. Manche davon gehörten zu be-

drohten oder gefährdeten Fischarten, wie die Groppe (*Cottus gobio*), das Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*) oder der Bitterling (*Rhodeus amarus*), die schon nach kurzer Zeit auf den künstlich angelegten Uferflächen zu finden waren und indizieren, dass selbst frisch renaturierte Bereiche von diesen zumindest nicht gemieden werden.

Es wurden selten laichreife Tiere gefangen und niemals Fischeier in den Makrozoobenthos-Proben gefunden. Somit konnte die Bedeutung der Probeflächen als Laichhabitat zumindest während der Beprobungszeit als gering bis nicht vorhanden angesehen werden. Da die Flächen jedoch erst im März geschaffen wurden, kann nicht aus-

geschlossen werden, dass sich diese noch als Laichhabitat etablieren werden. Zu den gefangenen laichreifen Tieren gehörten Schmerlen und Kaulbarsche. Schmerlen pflanzen sich allerdings zwischen März und Juni auf eher feinerem Substrat fort. Dieses Substrat findet sich in Fischbach seewärts unweit der Probeflächen. Kaulbarsche laichen zwischen März und Mai bei Wassertemperaturen um 12 °C [DUSSLING, BERG 2001]. Ihr Laich besteht ähnlich dem der Flussbarsche aus gallertigen Bändern, die an Substrate wie Pflanzen oder Totholz angeheftet werden. So scheint es, dass diese eher zwischen Makrophytenbeständen oder anderen Unterwasser-Strukturen ablaichen.

6 Zusammenfassung und Ausblick

Die ermittelten Ergebnisse spiegeln in einigen Bereichen vorher gestellte Erwartungen wider: Benthische Fischarten bevorzugen Substrate, die ihnen hinreichend Versteckmöglichkeiten liefern, epibenthische und pelagische Arten bevorzugen eher feinere Substrate oder verhalten sich indifferent [FISCHER, ECKMANN 1997A, B, FISCHER 2000]. Neu und herausragend sind die Ergebnisse jedoch hinsichtlich der Artenzahlen, die auf den unterschiedlichen Substraten vorkommen; sowohl bezogen auf die Gesamtartenzahl der beiden Untersuchungsstellen als auch im Vergleich zu Ergebnissen an anderen Stellen.

Während die Artenzahlen an beiden Standorten auf Mittelkies am geringsten waren, erhöhten sie sich bereits durch das Vorhandensein von Blöcken enorm. In Fischbach kamen auf Mittelkies elf Arten und in Hard zwölf Arten vor. Insgesamt waren es an beiden Stellen immerhin 16 Arten. Auf Mittelkies mit Blöcken konnten in Fischbach 18 Arten, in Hard 15 und an beiden Stellen sogar 25 Arten und damit die höchste substratabhängige Artenzahl in diesem Versuch ermittelt werden. Die drei Grobkiesfraktionen lieferten in Fischbach und Hard zwischen 13 und 18 Arten, an beiden Stellen zusammen 19 bis 23 Arten.

Insgesamt wurden 29 der 35 im Bodensee vorkommenden Fischarten [BERG 1993] im Rahmen dieser siebenmonatigen Untersuchung im unmittelbaren Flachwasserbereich gefangen.

Diese hohe Artenzahl lässt sich nur mit den in geringer Entfernung zueinander befindlichen verschiedenen Substraten erklären. Ein Vergleich zu Fließgewässern hinsichtlich der Effekte der Strukturgröße ist nach REYOL et al. [2005] durchaus möglich. Da an anderen naturnahen, also wenig beeinflussten oder erfolgreich renaturierten Standorten meist einheitlichere Substratstrukturen vorliegen, sind dort die Artenzahlen meist auch geringer. Aus Daten der Strandwadenbefischung und ANEBO-Kiemennetzbefischnungen 2006 der Arbeitsgruppe Fischökologie des Limnologischen Institutes geht hervor, dass beispielsweise am Litoralgarten bei Konstanz-Staad elf Arten und vor Langenargen 18 Arten gefangen wurden [SCHLEUTER mündl. Mitteilung]. Ähnliche Artenzahlen wurden für die untersuchten Standorte am Nordufer des Bodensees im Rahmen der Voruntersuchungen zu diesem Projekt ermittelt [WITTKUGEL 2005].

Die benthische Makroinvertebratenbesiedelung der einzelnen Substrate war meist signifikant unterschiedlich. Die Abundanz- und Biomasseverhältnisse der häufigeren Arten trugen zu diesen Unterschieden bei. Vergleichbar zu den Ergebnissen der Befischnungen, waren die Mittelkies-Flächen geringer besiedelt. Das Ausbringen einzelner Blöcke erhöhte auch hier die Anzahlen drastisch. Schon diese relativ einfache Maßnahme zeigte bereits nachhaltige Effekte. Das Makrozoobenthos ist eine wichtige Nahrung für viele Fischarten. Besonders Schmerle und Trüsche aber auch Kaulbarsch und Flussbarsch ernähren sich zumindest zeitweise von Benthosorganismen [BAUMGÄRTNER, ROTHHAUPT 2005, DIETERICH et al. 2004, ECKMANN, FISCHER 1994, FISCHER 2000]. Einen direkten Zusammenhang zwischen der Benthoszönose und der Konsumption durch die Fische abzuleiten, gestaltete sich in vielen Arbeiten am Bodensee als schwierig [ECKMANN, SCHEIFHACKEN, SCHLEUTER, pers. Mitteilung].

Die Ernährungssituation für Trüschen und Schmerlen scheint auf allen Grobkies-Flächen besser gewesen zu sein. Schmerlen fraßen hauptsächlich Chironomiden, Trüschen bevorzugten Gammariden.

Die gefangenen Flussbarsche waren oft bereits piscivor, noch benthivore Exemplare ernährten sich von Gammariden. Kaulbarsche hingegen fraßen überwiegend Wasserasseln.

Neben den jeweils kleinräumig vorkommenden Substraten spielten weitere lokale Faktoren, wie Zuflüsse, Uferneigung und Wellenexposition sowie Räuber-Beutebeziehungen und das Nahrungsangebot eine wichtige Rolle.

Eine Festlegung auf einzelne Grobkiesfraktionen für künftige Renaturierungen, wie man bei flüchtiger Betrachtung unserer Ergebnisse schließen könnte, wäre keine optimale Wahl. Vielmehr sollte das standorttypische Substrat in seiner Variabilität ermittelt und bei Renaturierungen auf dem Ufer ausgebracht werden. Grundlagen dazu wurden in der Bodensee-Uferbewertung bereits vorgelegt. Durch die Dynamik des Sees kann dann im Laufe der Zeit ein Sortieren der Substrate erfolgen (Selbstorganisation des Gewässers) und ein heterogenes Muster unterschiedlicher Mikrohabitate entstehen, das sich vorteilhaft auf die Gesamtzönose auswirkt.

Sollte aus wichtigen Gründen die Verwendung solcher Substratmischungen und eine Selbstorganisation des Ufers nicht möglich sein, empfiehlt es sich, vereinzelt Areale mit feineren oder gröberen Strukturen anzulegen. Diese dienen dann als „Besiedelungsinseln“ oder „Diversitätsinseln“, von denen aus auch andere Arten in die renaturierten Flächen einwandern können. Solche „Besiedelungsinseln“ dienen zudem als Refugialräume bei Extremereignissen, wie Stürmen oder starken Wasserstandsschwankungen.

Konkret könnte das bedeuten, dass eine Fläche von einigen hundert Metern Länge möglicherweise aus Gründen der Standortsicherheit mit Grobkies/Geröllen gestaltet werden muss und nach beispielsweise 300 m ein Bereich (ca. 20 m breit, ufernormal) zusätzlich mit Blöcken oder auch Mittelkies versehen wird.

Die Auswahl möglichst optimaler Substrate stellt nur einen Schritt zur Optimierung von Renaturierungsmaßnahmen dar. Darüber hinaus spielt das Schaffen möglichst naturnaher Strukturen eine ebenfalls wichtige Rolle. Strukturen wie flache Buchten oder der Seehaag bildeten wichtige Elemente am Ufer des Bodensees, die jedoch durch den Uferverbau kaum noch vorhanden sind. Nach Möglichkeit sollte darauf hingewirkt werden, solche Strukturen wieder zu errichten oder entstehen zu lassen.

Auch zur räumlichen horizontalen Ausdehnung von Renaturierungsmaßnahmen liefern die vorliegenden Ergebnisse Hinweise. Die Breite der Flächen von 15 m war ausreichend, um signifikante Unterschiede der Wirbellosenfauna zu ermöglichen. Hinsichtlich der Fischfauna konnten – unter Berücksichtigung aller Taxa eines Fanges – keine signifikanten Unterschiede abgeleitet werden. Hier reicht also eine Breite von 15 m nicht aus, um sich unterscheidende Artenzusammensetzungen zu erhalten.

Die notwendige Tiefenausdehnung von Renaturierungen ist standortabhängig und sollte vor einer Maßnahme einzeln geprüft werden. Meist würde sich vermutlich eine Tiefenausdehnung bis ca. einem Meter unter MNW anbieten.

In diesem Zusammenhang sollte auch darauf hingewiesen werden, dass die hier ermittelten Ergebnisse für die aquatischen Lebensgemeinschaften Makrozoobenthos und Fische gelten und nicht auf semi-aquatische und terrestrische Lebensgemeinschaften am Bodenseeufer übertragbar sind.

So haben die Strandrasenvegetation oder die Laufkäfersgesellschaften am Bodenseeufer, deren Substratansprüche sich von den hier bearbeiteten Gruppen unterscheiden, ebenfalls einen hohen Stellenwert.

Der Anteil naturnaher Ufer am Bodensee wird im Rahmen der Maßnahmen des IGKB Aktionsprogrammes 2004 bis 2009 in den nächsten Jahren voraussichtlich stark zunehmen. Da der dringende Handlungsbedarf zur Renaturierung beeinträchtigter Uferabschnitte am Bodensee erkannt wurde, sollen in diesem Zuge vor allem:

- die ökosystemrelevante Funktion der Flachwasserzone unterstützt werden,
- standorttypische Strukturen wieder hergestellt werden,
- touristisch / ökologisch störende bauliche Anlagen beseitigt werden.

Die damit verbundenen baulichen und finanziellen Maßnahmen werden als notwendig erachtet, um langfristig den im Rahmen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie geforderten guten ökologischen Zustand des Bodensees zu gewährleisten.

Die vorliegende Studie zeigte, dass die im Versuchsgebiet eingebrachte Strukturheterogenität (künstlich aufgeschüttete Substrate unterschiedlicher Kiessortierung) signifikant positive Effekte auf die Fischbesiedlung und auf die Besiedlung mit Makroinvertebraten hatte. Die Frage, „welcher Ufertyp wie renaturiert werden solle“, lässt sich im Rahmen dieser Studie und hinsichtlich der verwendeten Substrate noch nicht eindeutig beantworten. So kann eine singuläre Festlegung z.B. auf die Substratkategorie „Grobkies-Gerölle“ als günstigstes Substrat aus den vorliegenden Ergebnissen nicht eindeutig abgeleitet werden, da u.a. im Rahmen der Untersuchung nur ein Ufertyp (mittelsteiles Ufer) beprobt werden konnte.

Generell gilt anzumerken, dass neben anthropogen gestalteten (fixierten) Uferbereichen auch und insbesondere ungestaltete und damit potentiell dynamische Bereiche sich positiv auf die Artengemeinschaft des Bodenseeufer auswirken. Als erster sich sicherlich positiv auswirkende Schritt wäre dabei die Verwendung von Substratgemischen, die im Laufe der Zeit durch die natürlichen Kräfte von Wind und Wellen sortiert und in gewissem Umfang auch verfrachtet werden können, zu nennen.

Dieses Projekt sollte, angepasst auf den hier gemachten Er-

fahrungen, zu einem späteren Zeitpunkt (3-5 Jahre) nach einer fortgeschrittenen Entwicklung der Flächen wiederholt werden. Einjährige Untersuchungen können zwar den Verlauf der Besiedlung in diesem Jahr gut beschreiben, sind aber auch an die jeweils herrschenden Bedingungen (Witterung, Wasserstand) gebunden. Diese beiden Faktoren ändern sich jährlich. Um diese Schwankungen auszu-

gleichen, wird ein regelmäßiges Monitoring im Abstand von ca. drei bis fünf Jahren vorgeschlagen. Uferbereiche, die nach der Strukturgütekarte des Bodensees als naturnah oder natürlich bewertet wurden, sollten ebenfalls regelmäßig mit der im Projekt entwickelten Methodik untersucht werden, um einen Überblick über die Zönosen an diesen Abschnitten zu bekommen.

7 Literatur

- AGBU (2005): Uferrenaturierung und -Umgestaltung am Bodensee – ein Positionspapier der AGBU in inhaltlicher Abstimmung mit der Bodensee-Stiftung – Arbeitsgruppe Bodenseeufer e.V. (Hrsg.), Thema des Monats Mai 2005, Konstanz.
- BÄNZIGER, R. (1995): A comparative study of the zoobenthos of eight land-water interfaces (Lake of Geneva). – *Hydrobiologia* 300/301: 133-140.
- BAUMGÄRTNER, D. (2004): Principle of macroinvertebrate community structure in the littoral zone of Lake Constance. – Dissertation, Univ. Konstanz. 197 S.
- BAUMGÄRTNER, D. & ROTHHAUPT, K. O. (2005): The impact of predation by burbot (*Lota lota* L.) on the macroinvertebrate community in the littoral zone of a large lake. – *Aquatic Ecology* 39: 79-92.
- BENKE, A.C., HURYIN, A.D., SMOCK, L.A., WALLACE, J.B. (1999): Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the Southeastern United States. – *Journal of North American Benthological Society* 18: 308-343.
- BENSON, B. J. & MAGNUSON, J. J. (1992) : Spatial heterogeneity of the littoral fish assemblages in lakes : relation to species diversity and habitat structure. – *Canadian Journal of Aquatic Science* 49: 1493-1500.
- BERG, R. (1993): Über die Fische des Bodensees. In: Bodenseefischerei: Geschichte – Biologie und Ökologie – Bewirtschaftung; zum 100 jährigen Jubiläum der Internationalen Bevollmächtigten-Konferenz für die Bodenseefischerei. T. Kindle. Sigmaringen, Thorbecke: 58-72.
- BRAZNER, J. C. & BEALS, E. W. (1997): Patterns in fish assemblages from coastal wetland and beach habitats in Green Bay, Lake Michigan: a multivariate analysis of abiotic and biotic forcing factors. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 1743-1761.
- CLARKE, K.R. & GORLEY, R.N. (2001): PRIMER v5: User Manual/Tutorial. – Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, 91 S.
- CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. (2001): Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. – Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, 17 Kap.
- COVICH, A.P., PALMER, M.A., CROWL, T.A. (1999): The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: Zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. – *Bio Science* 49: 120-127.
- DALL, P. C., LINDEGAARD, C., JÖHNSSON, E. (1984): Invertebrate communities and their environment in the exposed littoral zone of lake Esrom, Denmark. – *Archiv für Hydrobiologie/Suppl.* 69: 477-524.
- DIETERICH, A., MÖRTL, M. & ECKMANN, R. (2004): The Effects of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) on the foraging success of eurasian perch (*Perca fluviatilis*) and ruffe (*Gymnocephalus cernuus*). – *International Reviews of Hydrobiology* 89: 229-237.
- DUSSLING, U. & BERG, R. (2001): Fische in Baden-Württemberg. 2. erw. und akt. Aufl. – Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, Stuttgart. 176 S.
- EADIE, J. MCA. & KEAST, A. (1984): Resource heterogeneity and fish species diversity in lakes. – *Canadian Journal of Zoology* 62: 1689-1695.
- ECKMANN, R. & FISCHER, P. (1994): Freilandökologische Untersuchungen zur Bedeutung des Litorals als Lebensraum für Fische in großen Seen. – BMFT-Abschlussbericht Projekt Nr. 39385A. 111 S.
- EGGERS, T.O., MARTENS, A. (2001): Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. – *Lauterbornia* 42: 1-70.

- EKLÖV, P. (1997): Effects of habitat complexity and prey abundance on the spatial and temporal distributions of perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*). – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54: 1520-1531.
- FISCHER, P. (2000): Test of competitive interactions for space between two benthic fish species, burbot *Lota lota*, and stone loach *Barbatula barbatula*. – Environmental Biology of Fishes 58: 439-446.
- FISCHER, P. & ECKMANN, R. (1997a): Seasonal changes in fish abundance, biomass and species richness in the littoral zone of a large European lake, Lake Constance, Germany. – Archiv für Hydrobiologie 139: 433-448.
- FISCHER, P. & ECKMANN, R. (1997b): Spatial distribution of littoral fish species in a large European lake, Lake Constance, Germany. – Archiv für Hydrobiologie 140: 91-116.
- FRITZ, B., NISCH, A., WITTKUGEL, C. & MÖRTL, M. (2006): Erstnachweis von *Limnomysis benedeni* Czerniavsky im Bodensee (Crustacea: Mysidacea). – Lauterbornia 58: 157-160.
- GOFORTH, R.R., CARMAN, S.M. (2005): Nearshore community characteristics related to shoreline properties in the great lakes. – Journal of Great Lakes Research 31 (Suppl 1): 113-128.
- IGKB (2004): Der Bodensee. Zustand – Fakten – Perspektiven. 2. korr. Aufl. – Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), Bregenz. 177 S.
- IGKB (2006): Uferbewertung Bodensee 2006 (DVD). – Internationale Gewässerschutz-Kommission für den Bodensee (IGKB).
- IMBROCK, F., APPENZELLER, A. & ECKMANN, R. (1996): Diel and seasonal distribution of perch in Lake Constance: a hydroacoustic study and in situ observation. Journal of Fish Biology 49: 1-13.
- KIENZLER, G., MAYER, W. (2004): Asymmetry in mutual predation: possible reason for replacement of native gammarids by invasives. – Archiv für Hydrobiologie 157: 473-481.
- KÖHLER, W., SCHACHTEL, G., VOLESKE, P. (2002): Biostatistik. 3. Aufl. – Springer Verlag, Heidelberg. 301 S.
- KREBS, C. J. (1999): Ecological Methodology. 2nd Ed. – Addison Wesley Longman, Menlo Park. 624 S.
- LAMPERT, W., SOMMER, U (1999): Limnoökologie. – 2. Aufl., Thieme, Stuttgart, 489 S.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2005) (ED.): Wirbellose Neozoen im Bodensee – Neu eingeschleppte invasive Benthos-Arten: Monitoringprogramm Bodenseeufer 2004. – Institut für Seenforschung. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe
- LÖFFLER, H. (1997): Artificial habitats for fishes in Lake Constance (Bodensee): observation of fish aggregating devices with a remotely operated vehicle. – Fisheries Management and Ecology 4: 419-420.
- LOZÁN, J.L., KAUSCH, H. (1998): Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. – 2. Aufl., Parey Buchverlag, Berlin, 287 S.
- MAUCH, E. (1996): Das Makrobenthon im Bodensee bei Lindau. – Lauterbornia 26: 65-77.
- MALMQUIST, H.J., INGIMARSSON, F. (2002): Zoobenthos in the littoral and profundal zones of four Faroese Lakes. – Annales Societatis Scientiarum Faeroensis Suppl. 36: 79-93.
- MEADOR, M. R., MCINTYRE, J. P. & POLLOCK, K. H. (2003): Assessing the efficacy of single-pass backpack electrofishing to characterize fish community structure. – Transactions of the American Fisheries Society 132: 39-46.
- MEADOWS, G. A., MACKEY, S. D., GOFORTH R. R., MICKELSON, D. M., EDIL, T. B., FULLER, J., GUY, D.E., MEADOWS, L. A., BROWN, E., CARMAN, S. M. & LIEBENTHAL, D. L. (2005): Cumulative habitat impacts of nearshore engineering. – Journal of Great Lakes Research 31 (Supplement): 90-112.
- MEYER, E. (1989): The relationship between body length parameters and dry mass in running water invertebrates.

- Archives of Hydrobiology 117: 191-203.
- MOORE, J. W. (1980): Factors influencing the composition, structure and density of a population of benthic invertebrates. – Archiv für Hydrobiologie 88: 202-218.
- MÖRTL, M. (2005): Biotic interactions in the infralittoral of Lake Constance. – Dissertation Univ. Konstanz. 158 S.
- MÖRTL, M., ROTHHAUPT, K.-O. (2003): Effects of adult *Dreissena polymorpha* on settling juveniles and associated macroinvertebrates. – International Revue of Hydrobiology 88: 561-569.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. 3. überarb. Aufl. – Utb, Heidelberg. 512 S
- MÜRLE, U., BECKER, A. & REY, P. (2004): *Dikerogammarus villosus* (Amphipoda) im Bodensee. *Lauterbornia* 49: 77-79.
- PECKNY, R., PÖCKEL, M. (2000): Flusskrebse und Süßwassergarnelen (Decapoda, Mysidacea). – In: Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs., Amt der niederösterreichischen Landesregierung, St. Pölten. S. 67-69.
- PETER, A. & ERB, M. (1996): Leitfaden für fischbiologische Erhebungen in Fließgewässern unter Einsatz der Elektrofischerei. – Mitteilung zur Fischerei 58: 1-19.
- PUSEY, B.J., KENNARD, M.J., ARTHUR, J.M. & ARTINGTON, A.H. (1998): Quantitative sampling of stream fish assemblages: single- vs. multiple-pass electrofishing. – Australian Journal of Ecology 23: 365-374.
- RADKE, R. (1993): Untersuchungen zur Nahrungswahl piscivorer Fische im Litoral des Bodensees. – Diplomarbeit, Universität Freiburg. 85 S.
- REGIS, J., PATTEE, E., & LEBRETON, J. D. (1981): A new method for evaluating the efficiency of electric fishing. – Archiv für Hydrobiologie 93: 68-82.
- REYJOL, Y., FISCHER, P., LEK, S., RÖSCH, R. & ECKMANN, R. (2005): Studying the spatiotemporal variation of the littoral fish community in a large prealpine lake, using self-organizing mapping. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62: 2294-2302.
- RICE, W. (1989): Analyzing tables of statistical tests. – Evolution 43: 223-225.
- SALA, M. & GÜDE, H. (1992): Mikrobielle Aktivitäten in Litoralsedimenten des Bodensees. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht Konstanz 1992: 79-83.
- SCHEIFHACKEN, N. (2006): Life at turbulent sites. – Dissertation Univ. Konstanz. 197 S.
- SCHMETJE, U., COLLING, M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. (Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Band 4; 1996; 548 S.)
- SCHMID, W. (1999): Zur Biologie des Kaulbarsches (*Gymnocephalus cernuus* (L.)) im Bodensee: „Ein Neozoon im Ökosystem“. Dissertation, Universität Konstanz. 91 S.
- SCHMIEDER, B. (2003): Fischzönosen im Bereich unterschiedlicher Substrate im Eulitoral des Bodensees. – Diplomarbeit, Universität Freiburg. 86 S.
- SIESSEGGGER, B. (1970): Limnologische Untersuchungen über das Litoral am Bodensee (am Beispiel der Friedrichshafener Bucht). – gwf-wasser/-abwasser 111: 488-493.
- SPETH, S., BRINKMANN, R. (2006): Atlas der Eintags-, Stein-, und Köcherfliegen Schleswig-Holsteins. – Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holsteins. 251 S.
- STREIT, B., SCHRÖDER, P. (1978): Dominierende Benthosinvertebraten in der Geröllbrandungszone des Bodensees: Phänologie, Nahrungsökologie und. Biomasse.– Archives of Hydrobiology Suppl. 55: 211-234.
- TONN, W. M., MAGNUSON, J. J., RASK, M. & TOIVONEN, J. (1990): Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: the balance between local and regional processes. – American Naturalist 136: 345-375.

- WANG, N. (1994): On the ecology of age-0 perch (*Perca fluviatilis*) in Lake Constance. – Konstanzer Dissertationen 422. Hartung-Gorre Verlag, Konstanz. 100 S.
- WEBER, A. (2005): Zur Bedeutung von Unterwasserstrukturen für Fische im Litoral des Bodensees. – Diplomarbeit, Universität Konstanz. 97 S.
- WERNER, S. (2002): Einfluss überwinternder Wasservögel am Bodensee auf *Dreissena polymorpha* und assoziierte Makroinvertebrate. – Diplomarbeit, Univ. Konstanz, 171 S.
- WERNER, E. E., GILLIAM, J. F., HALL, D. J. & MITTELBACH, G. G. (1983): An experimental test of the effects of predation risk on habitat use in fish. – *Ecology* 64: 1540-1548.
- WITTKUGEL, C. (2002): Entwicklung eines Laichhabitatindex für uferlaichende Fischarten im Bodensee. – Verlag Dr. Kovač, Hamburg. 124 S.
- WITTKUGEL, C. (2005): Fischfreundliche Renaturierung – Kurzbericht Ergebnisse. – Lindau, 9 S.
- WITTMANN, K.J., THEISS, M., BANNING, M. (1999): Die Drift von Mysidaceae und Decapoda und ihre Bedeutung für die Ausbreitung der Neozoen im Main-Donau System. – *Lauterbornia* 35: 55-66.
- ONLINEQUELLEN:**
<http://www.firebo.eu>. Keckeisen, I., Wittkugel, C. 2007
<http://www.interreg.org>
<http://www.neozoen-bodensee.de/neozoen/limnomysis-benedeni>; Löffler, H.

