

**Untersuchungen zur
Ernährungsökologie benthischer
Invertebraten im Makrophytensystem:
ein marin-limnischer Ansatz**

**Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Christian-Albrechts-Universität
zu Kiel**

vorgelegt von

Sandra Sabine Gohse-Reimann

Kiel 2007

Referent: Prof. Dr. Heinz Brendelberger _____

Korreferent/in: _____

Tag der mündlichen Prüfung: _____

Zum Druck genehmigt: Kiel, den _____

_____ Der Dekan

für Christopher Nils

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung/Summary	9
Kapitel 1: Gesamteinleitung	13
Kapitel 2: Makroinvertebratenmonitoring in einem marinen und einem limnischen Makrophytensystem	
2.1 Einleitung	17
2.2 Material und Methoden	20
2.3 Ergebnisse	32
2.4 Diskussion	79
Kapitel 3: Mikrokosmenversuche zur Biomasseentwicklung unterschiedlicher mariner und limnischer Grazer im Makrophytensystem	
3.1 Einleitung	91
3.2 Material und Methoden	93
3.3 Ergebnisse	97
3.4 Diskussion	105
Kapitel 4: Marin-limnische Untersuchungen zum saisonalen Fraßverhalten omnivorer Crustaceen	
4.1 Einleitung	111
4.2 Material und Methoden	114
4.3 Ergebnisse	121
4.4 Diskussion	133
Kapitel 5: Faktoren, die das Wachstum und das Überleben omnivorer Grazer beeinflussen – ein marin-limnischer Ansatz	
5.1 Einleitung	141
5.2 Material und Methoden	143
5.3 Ergebnisse	146
5.4 Diskussion	155
Kapitel 6: Gesamtdiskussion	161
Literaturliste	169
Anhang	191
Danksagung	215
Lebenslauf	217
Erklärung	219

Zusammenfassung

Makrophytensysteme in unterschiedlichen aquatischen Milieus beherbergen eine Vielzahl an wirbellosen Tieren. Diese Invertebraten bilden durch ein weit verzweigtes Nahrungsnetz ein wichtiges Bindeglied zwischen den Primärproduzenten und den Endkonsumenten. Jedoch wird dieses Nahrungsnetz durch viele abiotische und biotische Faktoren beeinflusst. Die Vernetzung zwischen den Makrophyten sowie ihren assoziierten Epiphyten und den invertebraten Weidegängern ist sowohl für marine als auch limnische Systeme ausführlich beschrieben. Die Interaktionen zwischen den Wirbellosen beider Systeme sind jedoch nur spärlich untersucht.

In einem zweijährigen Monitoringprogramm wurden die Makroinvertebraten-gemeinschaften eines marinen (*Zostera marina*, Ostsee) und eines limnischen (*Potamogeton perfoliatus*, Schluensee) Makrophytensystems monatlich untersucht. Dabei zeigten sich deutliche Unterschiede in der saisonalen Struktur beider Habitate. Während die marine Seegrassgemeinschaft von der sessilen Miesmuschel *Mytilus edulis* geprägt wird, dominieren im Limnischen die mobilen Schnecken *Radix ovata* und *Potamopyrgus antipodarum*. Die omnivoren Invertebraten (ohne Dekapoden) befinden sich in beiden Systemen überwiegend im Sprossbereich. Diese Daten aus dem Freiland bildeten die Grundlage für umfangreiche Laboruntersuchungen. In marinen und limnischen Mesokosmenversuchen wurden die intra- und interspezifische Wechselwirkungen von Amphipoden, Isopoden und Gastropoden untersucht. Dabei stellten sich starke Effekte im marinen Bereich heraus, während es keine Effekte in den limnischen Ansätzen gab. So nahmen in den marinen Mesokosmen in Anwesenheit der Amphipoden die Biomassen der Isopoden ab, während im Limnischen kein Effekt beobachtet wurde. Fraßpräferenzversuche mit jeweils drei Crustaceenarten aus den beiden untersuchten Habitaten zeigten saisonale Unterschiede bei den Dekapoden und Amphipoden beider Systeme. Während die marinen Amphipoden und Isopoden überwiegend pflanzliche Nahrung präferierten, bevorzugten die limnischen Vertreter durchschnittlich die tierische Nahrungsquelle. Die Qualität der Nahrungsquelle hatte bei marinen und limnischen Amphipoden und Isopoden starke Auswirkungen auf das Biomassewachstum und die Überlebensraten der Tiere. Aber auch die Anwesenheit bzw. die Dichtekombination der beiden Crustaceen wirkte sich auf beide Faktoren aus.

So überlebten auf tierischer Nahrung in beiden Systemen mehr Isopoden, wenn die Gammariden ausgeschlossen wurden.

Die Lebensgemeinschaften in marinen und limnischen Makrophytensystemen sind einem starken saisonalen Wandel unterworfen. In beiden Systemen standen die Makrophyten den Invertebraten unterschiedlich lange als Habitat zur Verfügung. In Faktoren wie die Nahrungsqualität, Dichtezusammensetzung und Verfügbarkeit der Nahrung können einen starken Einfluss auf die Makroinvertebratenfauna ausüben. Beide untersuchte Systeme unterschieden sich in ihrer Struktur und der Verteilung der ernährungsökologischen Gruppen.

Summary

Macrophytes of different aquatic environments house a large variety of invertebrates. Due to a far branched food web these invertebrates form an important link between primary producers and final consumers. However, this food web is influenced by many abiotic and biotic factors. Networking between the macrophytes as well as their associated epiphytes and the invertebrate grazers is both in marine and freshwater systems well described. The interactions between the invertebrates of both systems are examined only scantily.

During a two-year monitoring program the community of the macroinvertebrates of a marine (*Zostera marina*, Baltic Sea) and one freshwater (*Potamogeton perfoliatus*, Schluensee) macrophyte systems was examined monthly. Clear differences turned out in the seasonal structure of both habitats. While the marine eelgrass community is characterized by the sessile mussel *Mytilus edulis*, the mobile snails *Radix ovata* and *Potamopyrgus antipodarum* dominate in the freshwater environment. The omnivorous invertebrates (without decapods) are predominating in the shoot area in both systems. These data from the field investigations formed the basis for extensive laboratory examinations.

In marine and freshwater mesocosm experiments intra- and interspecific interactions of amphipods, isopods and gastropods were examined. It turned out that strong effects occur in the marine environment while there weren't any effects in the freshwater approaches. As the biomasses of isopods in the marine mesocosms decreased in the presence of the amphipods while no effect was observed in the freshwater.

Feeding preference tests with three crustacean species each from the two examined habitats showed seasonal differences among the decapods and amphipods of both systems. While the marine amphipods and isopods preferred predominately the vegetable food source, the freshwater representatives gave an average preference to animal food sources. The quality of the food source had strong effects on the biomass growth and the survival rates of the animals in marine and freshwater amphipods and isopods. The presence or the density combination of the two crustacean groups also affected the two factors mentioned before. It became evident that more isopods

Summary

survived on animal food in the two environments if the gammarid crustaceans were excluded.

The biocoenosis in marine and freshwater macrophyte systems are subject to strong seasonal changes. In both systems macrophytes were quite different in their seasonal availability as habitats for invertebrates. Factors like the food quality, density composition and availability of the food can perform a strong influence on the macroinvertebrate fauna. Both examined environments were different in there structure and the distribution of the food related ecological groups.

Kapitel 1: Gesamteinleitung

Die Bedeutung der Makrophytensysteme

Wasser stellt mit seiner Bedeutung für das Leben auf der Erde die wohl wichtigste chemische Verbindung dar. Nicht nur das es Ursprung und Bestandteil allen irdischen Lebens ist, es ist auch maßgeblich an der Formung der Erdoberfläche beteiligt. Mehr als 70 % unserer Erdoberfläche ist von Wasser bedeckt. Davon bilden mehr als 96,5 % die Wassermassen der Weltmeere (Korzun et al. 1974 aus Schwoerbel & Brendelberger 2005). Der Rest verteilt sich auf Frischwasserbereiche wie Grundwasser, Seen, Flüssen, Eis der Polargebiete und Gletscher. Ebenso wie das Wasser sind auch die Pflanzen für das tierische Leben in den meisten Ökosystemen dieser Erde unverzichtbar. Neben den Regenwäldern sind es vor allem die in den Ozeanen auftretenden Algenblüten und die Vegetationsgürtel der Flachwasserbereiche der Kontinentalränder, die als Hauptsauerstofflieferanten der Erde dienen. Die seichten marinen Gebiete entlang der Kontinentalränder werden als die Bereiche mit der höchsten Produktivität betrachtet (Odum 1971). Besondere Aufmerksamkeit galt hier vor allem den Bereichen mit makrophytischer Vegetation (Mann 1973).

Makrophytensysteme sind für viele Organismen aber nicht nur wegen ihrer hohen Primärproduktivität wichtig, sie bieten auch vielen Organismen in unterschiedlichen aquatischen Milieus ein Habitat, in dem sie Siedlungsraum, Schutz und Nahrung finden (Hemminga & Duarte 2000, Jeppesen et al. 1998). Die Bedeutung der Makrophytenbestände für das Ökosystem der Flachwasserbereiche der Meere und Seen unserer Erde und ihr Beitrag zur Primärproduktion vor allem in den Weltmeeren, wurde über die letzten Jahrzehnte mehr und mehr erfasst. Die Anzahl der Untersuchungen zum Seegras beispielsweise stieg in den letzten 30 Jahren in der ganzen Welt stark an. Schwerpunkte dieser Forschungen lagen hauptsächlich in Europa, den Vereinigten Staaten, Australien, Japan und den Philippinen, was sich in zahlreichen Veröffentlichungen und Publikationen widerspiegelt (Hemminga & Duarte 2000, Phillips & McRoy 1980, McRoy & Helfferich 1977).

Große Makrophytenbestände findet man nicht nur in Form von Seegraswiesen in den marinen Flachwasserzonen unserer Meere, sondern auch in den Süßwassersystemen wie Seen und Flüssen kommen große Areale submerser Angiospermen vor (Lehmann

et al. 1997, Chambers & Klaff 1985). Während sich die Anzahl der marinen Seegräser auf 50 Arten in 12 Gattungen (Den Hartog 1970 a, b) beschränkt, zählt man im Süßwasser 500-700 Arten von submersen Angiospermen, die sich auf 50 Gattungen verteilen (Sculthorpe 1967). Seegrassysteme haben den gleichen Rang wie Korallenriffe und Mangrovenwälder als eines der meist produktivsten Habitate an den Küsten der Weltmeere. Aber auch im limnischen Bereich wurden in den letzten Jahren mehr und mehr Untersuchungen über die komplexen Zusammenhänge in den Laichkrautbeständen der Seen und Flüsse durchgeführt (Jeppesen et al. 1998).

Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften in Makrophytenbeständen

Die Zusammensetzung der Gemeinschaft ist von vielen Faktoren abhängig. So ist das Vorkommen von Epiphyten und Invertebraten auf den Makrophyten nicht zufällig verteilt (Borowitzka et al. 1990). Stevenson (1988) beschrieb die ökologischen Unterschiede von marinen und limnischen Makrophyten und schloss daraus, dass sich die trophischen Verhältnisse in den unterschiedlichen Systemen grundlegend unterscheiden könnten. In einer Reihe von Studien wurde die Fähigkeit unterschiedlicher Makrophytenarten verglichen, variable Dichten von Invertebratengemeinschaften zu beherbergen (Chilton 1990, Gerrish & Bristow 1979, Soszka 1975, Krull 1970, McGaha 1952, Berg 1949). Die Untersuchungen über die Invertebratengemeinschaften in den marinen Seegrasswiesen wurden bereits Anfang des 20sten Jahrhunderts durchgeführt und dauern bis in die heutigen Tage an. Dabei wurde erkannt, dass die Abundanz und die Verteilung von Invertebraten über die Zeit sehr variabel ist (Olson et al. 1999) und einige Pflanzen eine größere Anzahl, eine höhere Diversität und eine größere Biomasse an Organismen beherbergen können als andere Arten (Chilton 1990, Krull 1970, McGaha 1952).

Der Lebensraum „Makrophytensystem“ beinhaltet durch seine physikalische Beschaffenheit und seine hohe Primärproduktion komplexe Nahrungsnetze. Die Interaktionen zwischen den Makrophyten und Invertebraten aus unterschiedlichen ökologischen Gruppen wurden für beide Habitate untersucht (u.a. Duffy et al. 2001, Mancinelli et al. 2001, Boström & Mattila 1999, Cebrián et al. 1998, Brönmark 1992, 1989, Heck & Crowder 1991, Chambers et al. 1990, Harrison 1982). Jedoch wurden die Interaktionen zwischen den invertebraten Tieren häufig vernachlässigt.

Die unterschiedlichen ernährungsökologischen Gruppen können auf unterschiedlichen Ebenen wirken. So ist z.B. in den letzten Jahrzehnten die Bedeutung der Makrophyten

als Basis für die detritale Nahrungskette mehr und mehr beschrieben worden (Usio & Townsend 2004, Newman 1991, Mann 1988). Detritivore ihrerseits bilden wiederum die Grundlage von Tieren, die sich von ihnen ernähren, was zur Erhöhung der Artenvielfalt in den jeweiligen Makrophytenbeständen führen kann (Nelson et al. 1990). Auch die Rolle der Seegräser und Laichkräuter als Laichgrund und Kinderstuben für zahlreiche Fischarten, Krebse und Schalentiere wurde belegt. Für viele Invertebraten jedoch sind die Makrophytenbestände nicht nur temporäre Nahrungsquellen und Kinderstuben, sondern dienen als ein dauerhaftes Habitat.

Vergleichende Studien in unterschiedlichen aquatischen Milieus wurden über physikalische und chemische Eigenschaften bzw. die Ökologie der Makrophyten und deren Interaktionen mit Invertebraten durchgeführt (Sand-Jensen et al. 2005, Boström & Mattila 1999, Cronin & Hay 1996, Jensen & Borum 1991, Mann 1988, Stevenson 1988, Sand-Jensen & Gordon 1984). Ein direkter Vergleich bzw. eine Gegenüberstellung der Wechselwirkungen zwischen Invertebraten aus zwei unterschiedlichen aquatischen Lebensräumen wurde in der rezenten Form noch nicht dargestellt. Die meisten Untersuchungen über zwei unterschiedliche Systeme wurden in relativ kurzem zeitlichen Rahmen durchgeführt. Selten wurden mehrere Jahreszeiten verglichen. Vor dem Hintergrund aller möglichen saisonalen Effekte, wie sie in einem solchen Umfang für zwei Systeme gleichzeitig noch nicht durchgeführt wurden, können Einzeleffekte vor einem komplexeren Hintergrund diskutiert werden.

Ziel dieser Studie

Das Ziel dieser Studie war es, die ernährungsökologischen Faktoren, welche die Zusammensetzung der Invertebratengemeinschaften beeinflussen, näher zu beleuchten sowie Unterschiede und Gemeinsamkeiten zwischen unterschiedlichen Makrophytensystemen zu erkennen. Der Schwerpunkt lag hierbei auf den möglichen Wechselwirkungen zwischen den Invertebratenarten (Abb. 1.1). Die Grundlage für diese Untersuchungen bildeten die Daten eines zweijährigen Monitorings in einem marinen Makrophytenbestand (Seegraswiese; *Zostera marina*) in der Ostsee vor dem Falkensteiner Strand (Kieler Förde, Kieler Bucht) sowie einem limnischen Makrophytensystem (Laichkrautwiese; *Potamogeton perfoliatus*) im Schluensee (Gemeinde Grebin, Kreis Plön, Schleswig-Holsteinische Schweiz) (Kapitel 2).

In Mesokosmenversuchen sollte untersucht werden, ob es zwischen den dominanten Grazern der untersuchten Makrophytengemeinschaften intra- und interspezifische

Einflüsse bezüglich der Gesamtbiomasse bzw. des Wachstum der jeweiligen Art gibt (Kapitel 3). Dazu wurden je eine Amphipoden-, Isopoden- und Gastropodenart isoliert und in unterschiedlichen Kombinationen über mehrere Wochen in Mesokosmen gehältert, die mit Makrophyten in natürlichen Dichten besetzt wurden.

Mögliche saisonale Änderungen im Fraßverhalten von jeweils drei Crustaceenarten aus den untersuchten Makrophytensystemen wurden in Kapitel 4 untersucht. Dabei wurde die Präferenz jeweils eines Dekapoden, Amphipoden und Isopoden im Frühling, Sommer und Herbst über den Wegfraß der angebotenen Nahrung ermittelt. Die Nahrung bestand sowohl aus tierischem als auch aus pflanzlichem Material.

Der Einfluss von pflanzlichen und tierischen Nahrungsquellen auf das Wachstum und die Überlebensraten von Amphipoden und Isopoden wurden in Kapitel 5 untersucht. Jeweils 20 Crustaceen wurden über mehrere Wochen in unterschiedlichen Kombinationen auf drei qualitativ unterschiedlichen Nahrungsquellen gehältert.

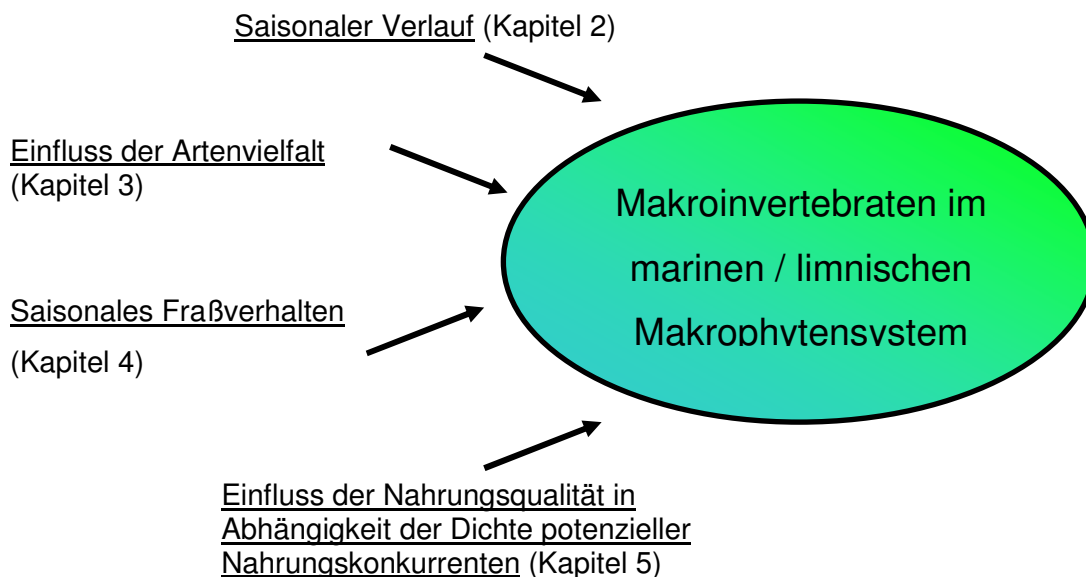


Abb. 1.1: Kapitelübersicht der durchgeführten Untersuchungen.

Sowohl die Probennahmen, als auch die beschriebenen Versuche wurden in den marinen und limnischen Ansätzen nach der gleichen Methodik durchgeführt. Damit wurde die Grundlage für eine sinnvolle Gegenüberstellung der beiden Systeme geschaffen.

Kapitel 2: Makroinvertebratenmonitoring in einem marinen und einem limnischen Makrophytensystem

2.1 Einleitung

Die Makrophytenbestände in den Meeren, Flüssen und Seen sind für den Lebensraum im Flachwasser von großer Bedeutung. Diese Bedeutung wurde in den letzten Jahrzehnten mehr und mehr erfasst. Einen Forschungsschwerpunkt bildeten Untersuchungen zum Beitrag der Primärproduktion der Pflanzen in den Flachwasserbereichen der Küsten unserer Meere (Odum 1971) unter besonderer Berücksichtigung der makrophytischen Vegetation (Mann 1973). Jedoch beschränkt sich die Bedeutung dieser Habitate nicht nur auf die Primärproduktion. Makrophyten stabilisieren das Sediment (Orth 1977), agieren gleichzeitig als Wellenbrecher (Reusch & Chapman 1995) und filtern Nährstoffe und Verunreinigungen aus dem Wasser (Hemminga & Duarte 2000). Die besondere Bedeutung dieser Pflanzensysteme liegt jedoch darin, dass sie ein Habitat für viele unterschiedliche Organismen bilden. Der Lebensraum „Makrophytensystem“ bildet durch seine physikalische Beschaffenheit und seine hohe Primärproduktion komplexe Nahrungsnetze aus. Diese Nahrungsnetze bieten sowohl in marinen wie auch in limnischen Systemen vielen Wirbeltieren vor allem durch die große Artenanzahl und hohen Individuendichten wirbelloser Tiere, die für das Nahrungsnetz in diesen Systemen von basaler Bedeutung sind, vielseitige Nahrungsquellen.

Das Habitat „Makrophytensystem“ stellt für viele Tiere nicht nur eine Nahrungsquelle dar, sondern bietet potenziellen Beuteorganismen (Makroinvertebraten, Fischen usw.) viele Refugien. Je nach Komplexität der Refugien kann das Habitat als Zufluchts- und Schutzort dienen und somit die Effizienz des Räuberdruckes herabsetzen (Grabowski 2004, Byers 2002, Jackson et al. 2001). Die Refugien oder auch Nischen, die ein Makrophytensystem bietet, können nicht nur die Intensität der Interaktionen zwischen Räubern und Beute beeinflussen (Woodley & Peterson 2003), sondern auch zwischen potenziellen Prädatoren (Norton et al. 2001, Roda et al. 2000).

Im Jahresverlauf verändern sich die Struktur, die Dichte und die Biomasse der Makrophyten (Olesen & Sand-Jensen 1994, Carpenter & Lodge 1986, Aioi 1980, Marsh 1973). Durch diese Änderung der Habitatkomplexität kann der Prädationsdruck sowohl herabgesetzt (Warfe & Barmuta 2004) als auch erhöht werden (Finke & Denno 2002, Mattila 1995).

Untersuchungen über Makrophytenbestände und ihre assoziierte Fauna wurden sowohl in marinen Seegraswiesen (Zosteracea) (Boström et al. 2002, Edgar 1996, Jernakoff et al. 1996, Adams 1976, Orth 1973) als auch in limnischen Laichkrautbeständen (Potamogetonacea) (van den Berg et al. 1997, Cunha & Moreira 1995, Jacobsen & Sand-Jensen 1994, Chilton 1990, Müller-Liebenau 1955, Berg 1949) häufig durchgeführt. Der Vergleich von unterschiedlichen Bereichen innerhalb eines Makrophytenbestandes (Epi- und Infauna Boström & Bonsdorff 1997) wurde ebenso untersucht, wie die Gegenüberstellung unterschiedlicher Standorte (Boström & Mattila 1999, Jones 1973). Direkte Vergleiche zwischen Standorten unterschiedlicher Salinitäten wurden hingegen nur im begrenzten Umfang durchgeführt. Hierbei lag der Schwerpunkt häufig auf dem Vergleich der Ökologie von submersen Makrophyten in marinen, brackigen und limnischen Standorten (Stevenson 1988), der Produktion und Verwertung von Detritus (Mann 1988) sowie der unterschiedlichen Aufnahme von HCO_3^- und CO_2 durch die Pflanzen (Sand-Jensen & Gordon 1984) bzw. die Aufnahme von Sauerstoff von Pflanzen im brackigen und limnischen Milieu (Sand-Jensen et al. 2005). Die unterschiedlichen Interaktionen zwischen Phytoplankton, Periphyton und Makrophyten im Brackwasser und im Frischwasser wurden von Sand-Jensen & Borum (1991) untersucht. Der Vergleich zwischen einzelnen Tierarten mit ähnlicher Ernährungsökologie in Gewässern unterschiedlicher Salinitäten und Temperatur wurde von Boström & Mattila (1999) beschrieben. Bis auf wenige Ausnahmen fanden die Studien in einem sehr begrenzten Zeitrahmen statt. Die Fragen, wie sich der saisonale Verlauf der Makrophytenbestände in den unterschiedlichen Habitaten auf das Vorhandensein der Invertebratengemeinschaften im Allgemeinen und die Zusammensetzung der ernährungsökologischen Gruppen im Speziellen auswirkt, blieben bislang noch offen. Das in diesem Kapitel beschriebene Monitoring bildet einen Ansatz zur Klärung dieser Fragen.

Die Grundlage für die Beantwortung der gestellten Fragen bildete ein umfangreiches zweijähriges Invertebratenmonitoring über einen jeweils sieben Monate langen Zeitraum während der gesamten Vegetationsperiode in zwei unterschiedlichen

Gewässertypen. Die beiden Makrophytensysteme und die jeweilige assoziierte Invertebratenfauna wurden nach gleichen Gesichtspunkten und Vorgehensweisen untersucht. Dies ermöglichte eine umfangreiche Gegenüberstellung, um generelle Unterschiede und Gemeinsamkeiten bezüglich der untersuchten Schwerpunkte festzustellen. Bei den beiden Makrophytensystemen handelte es sich zum einen um eine marine Seegraswiese (*Zostera marina* L.) in der Kieler Bucht und zum anderen um einen limnischen Laichkrautbestand (*Potamogeton perfoliatus* L.) im Schluensee der Plöner Seenplatte.

Die Fragenschwerpunkte waren: 1) Wie unterscheiden sich marine und limnische submerse Makrophyten bezüglich des saisonalen Verlaufs der Sprossdichten und Biomassen? 2) Ähneln sich der absolute Verlauf der Makroinvertebratendichte, Biomasse und -artenzahl in beiden Habitaten? 3) Gibt es saisonale Unterschiede in der Verteilung und Zusammensetzung der ernährungsökologischen Gruppen eines Habitates bzw. zwischen beiden Habitaten?

2.2 Material und Methoden

Probenahmeorte

Marines Habitat: Seegraswiese vor Falkenstein, Ostsee

Die Ostsee stellt das größte zusammenhängende Brackwassergebiet der Erde dar und unterscheidet sich durch seine Topografie und nördliche Lage von anderen Brackwassergebieten (Schwenke & Schramm 1974).

Die Kieler Förde ist ein Ausläufer der Kieler Bucht, welche sich zwischen dem hoch marinen Kattegat (Salinität von 30 – 35 psu) und der salzarmen zentralen Ostsee (Salinität ca. 7 psu) befindet (Hupfer 1981). Mit einer durchschnittlichen Tiefe von 18 – 20 m ist die Kieler Bucht relativ flach. Die beiden Untiefengebiete Gabelsfach und Stollergrund trennen die Kieler Bucht von einem West-Ost verlaufenden Rinnensystem weitestgehend ab, in dem der Hauptwasseraustausch stattfindet. Daher ist in diesem Bereich auch nur ein sehr geringer Wasseraustausch zu beobachten, der hauptsächlich Oberflächenwasser und nicht Bodenwasser induziert ist. In der Kieler Förde muss von einer eutrophen Situation ausgegangen werden. Die Wasserstandsschwankungen der eintägigen Gezeitenamplitude liegen unter 15 cm (Lass & Magaard 1995).

Alle Probenahmen im Seegras (*Zostera marina* L.) fanden in den Jahren 2001 und 2002 in der westlichen Ostsee, im Außenbereich der Kieler Förde, am Falkensteiner Strand statt (Abb. 2.1). Das Untersuchungsgebiet befand sich direkt vor dem Strandbereich „Falkensteiner Strand“, auf Höhe des ausgewiesenen Hundestrandbereiches mit deutlich geringerem bis fast keinem Badebetrieb. Der Strandabschnitt war ca. 30 – 40 m tief und steinig mit feinsandigen Bereichen. Im Untersuchungsgebiet bestand das Sediment vorwiegend aus feinkörnigem Sand mit gelegentlich größeren Steinen (bis zu 30 cm) und gröberem Muschelschill. Unmittelbar hinter dem Strandbereich landeinwärts, von einer kleinen Zufahrtsstraße abgetrennt, befand sich ein Laubwaldgebiet (Abb. 2.1).

Der *Zostera marina*-Bereich fing ca. in 1,5 m Wassertiefe an und reichte bis zu einer Tiefe von ca. 7 m. Die Makrophytengemeinschaft bestand zu mehr als 95 % aus *Zostera marina*, die restlichen 5 % aus gelegentlich auftretenden Braunalgen (*Fucus vesiculosus*), Grünalgen (*Ulva lactuca* und *Enteromorpha intestinales*) und Rotalgen (u.a. *Delessaria sanguinea*). In der Seegraszone wurden fleckenhaft freie sandige

Bereiche, die nicht durch andere Makrophyten besiedelt wurden, vorgefunden. In diesen Bereichen wurden selten Ansammlungen von lebenden Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) und Muschelschill beobachtet.

Vor dem Seegrasgürtel befand sich ab einer Tiefe von ca. 0,2 m ein unterschiedlich breiter Braunalgenbereich aus dem Blasantang *Fucus vesiculosus*. Hinter der Seegraswiese schloss ab einer Tiefe von ca. 7 m ein Rotalgenbereich an.

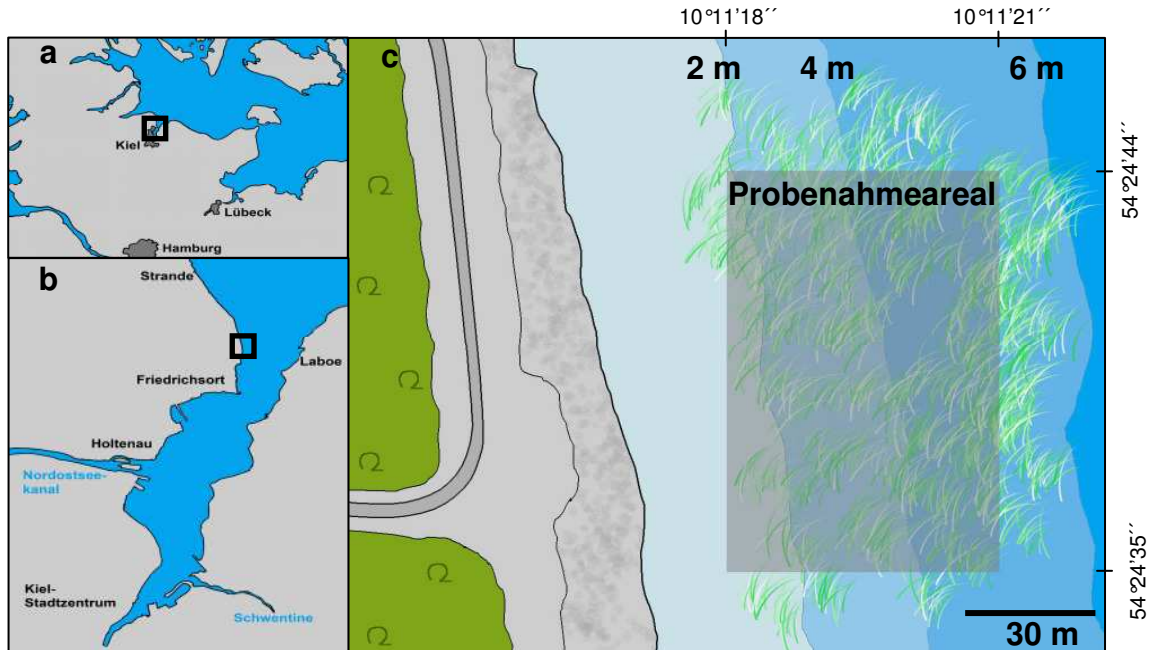


Abb. 2.1: Lage des Probenahmeareals in der Kieler Förde. a) Bereich Schleswig-Holstein, b) Kieler Förde, c) Teilbereich des Falkensteiner Strandes mit dem Probenahmebereich (2 m, 4 m, 6 m: Wassertiefen über die sich das Probenahmeareal erstreckte).

Limnisches Habitat: Laichkrautwiese im Schluensee, Plöner Seenplatte

Der Schluensee ist ein länglicher See in der Holsteinischen Schweiz (östliches Hügelland Schleswig-Holsteins), der sich vier Kilometer nordöstlich von Plön von Südwest nach Nordost erstreckt und zum Flusssystem der Schwentine gezählt wird. Der See erstreckt sich über eine Fläche von 1,27 km² und gehört mit einer maximalen Tiefe von 45 m und einer durchschnittlichen Tiefe von 16,3 m zu den tieferen Seen Schleswig-Holsteins. Die angrenzenden Landflächen des Schluensees werden hauptsächlich durch landwirtschaftliche Nutzung geprägt, es gibt wenige Bootsstege, Wochenendhäuser und zwei unbewachte Badestellen. Ungefähr ein Drittel des Ufers ist bewaldet. Im Einzugsgebiet überwiegt die landwirtschaftliche Nutzung. Der

Schluensee ist im Sommer stabil geschichtet, dabei zeigt das Hypolimnion ein starkes Sauerstoffdefizit (Otto 1998 b). Mit einer durchschnittlichen Sichttiefe von 3,8 m gehört der Schluensee zu einem der klarsten Seen in Schleswig-Holstein.

Alle Probenahmen im Laichkraut (*Potamogeton perfoliatus* L.) fanden im Schluensee während der Jahre 2001 und 2002 in einer Wassertiefe von 1-2 m statt (Abb. 2.2). Im Zeitraum der Untersuchungen lag die Wassertemperatur zwischen 3 °C und 21 °C (Abb. 2.19). Die Leitfähigkeit in 1 m Tiefe lag im Jahresmittel bei 419 µS/cm, der pH-Wert bei 8,66 (Anhang Tab. 23). Der Schluensee wird zu den meso-eutrophen Gewässern gezählt (Otto 1998 b). Das Untersuchungsgebiet befand sich in unmittelbarer Nähe der Badestellen, da dies die einzige Möglichkeit war, die Laichkrautbestände zu beproben, ohne den Schilfgürtel zu beschädigen.

Das Schilf bildete bis auf wenige Ausnahmen (z.B. Badestellen) einen geschlossenen Gürtel von ein bis vier Metern Breite. Die Unterwasservegetation war als lückenloser Gürtel vorhanden und reichte bis in eine Tiefe von ca. fünf Metern.

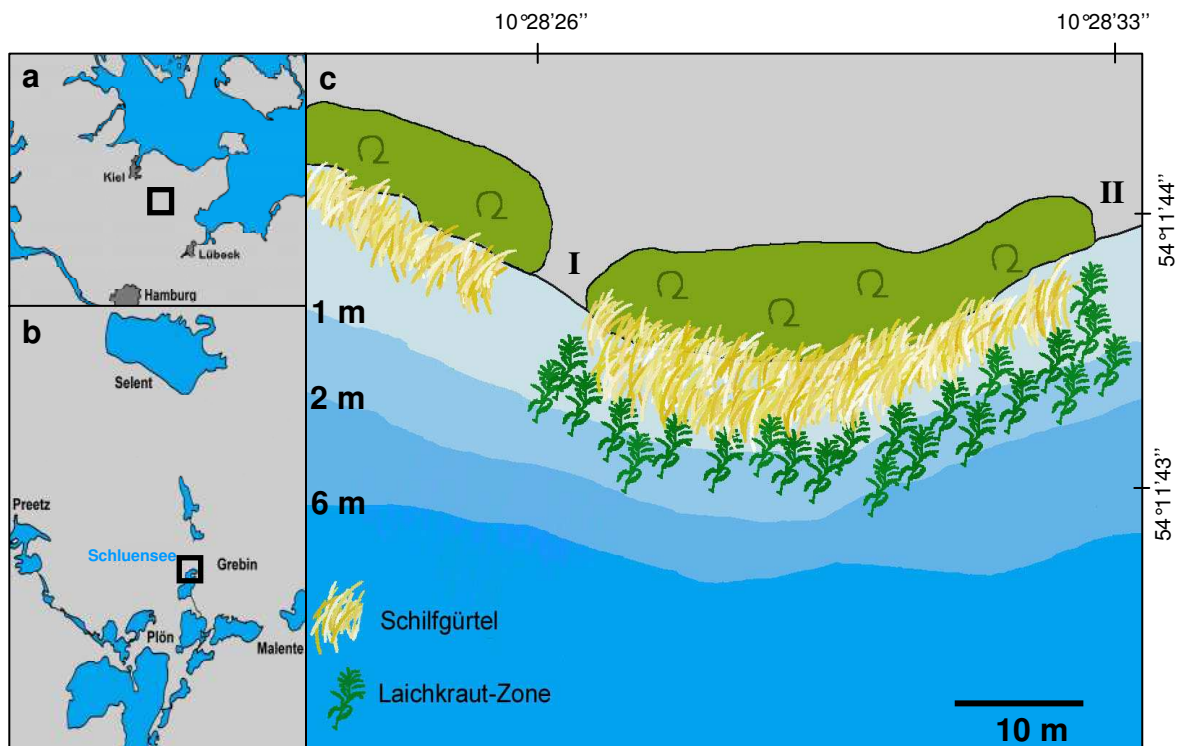


Abb. 2.2: Lage des Probenahmeareals am Schluensee. a) Bereich Schleswig-Holstein, b) Schluensee im Kreis Plön, c) Teilbereich des Schluensees mit dem Probenahmebereich. I: obere Badestelle, II: untere Badestelle, grün: Baumbestand.

Der Uferbereich war feinsandig, wobei an der unteren Badestelle (Abb. 2.2) im Frühjahr jährlich für den Badebetrieb Sand unbekannter Herkunft aufgeschüttet wurde. Die obere Badestelle war vom Sediment her naturbelassen und unverfälscht. In der Laichkraut-Zone dominierte feines Sediment, in Ufernähe (bis 0,5 m Wassertiefe) kamen gelegentlich kleinere Steine bis 5 cm Durchmesser vor.

Im Uferbereich zwischen den Probenahmestellen (Badestellen) lag ein ca. 3,0 m breiter Bereich, in dem Erlen, Weiden und Brombeerpflanzen wuchsen. Dieser Bereich ging unmittelbar in einen Schilfbereich über, der ca. 1,0 – 2,0 m breit war und in eine Wassertiefe von ca. 1,5 bis 2,0 m reichte. Der Schilfgürtel ging in die Laichkraut-Zone (*Potamogeton perfoliatus*) über.

Potamogeton perfoliatus kam ab einer Wassertiefe von 0,2 – 3,0 m vor. An den Badestellen wuchs *P. perfoliatus* in geringen Tiefen vor dem Schilf. Neben dem Laichkraut *Potamogeton perfoliatus*, das im Untersuchungsbereich zu ca. 70 % die Makrophytengemeinschaft dominierte, wurden weitere Laichkräuter wie *P. pectinatus* und *P. natans* sowie andere Wasserpflanzen darunter unter anderem *Alisma plantago-aquatica* L. (Gemeiner Froschlöffel), *Myriophyllum verticillatum* L. (Quirlblättriges Tausendblatt) und sehr selten auch *Sagittaria sagittifolia* L. (Pfeilkraut) gefunden.

Probenahmedesign

Die Untersuchungen der Makrophytenbestände wurden über einen Zeitraum von zwei Jahren (2001 und 2002) monatlich von April bis Oktober durchgeführt. Vorort wurden mit Hilfe von Messsonden (Firma WTW, MultiLine F / Set-3), die Temperatur, Salinität und der pH-Wert gemessen.

Die Proben in der Ostsee wurden durch Taucher in 3,0 – 5,0 m Wassertiefe entnommen. Im Schluensee wurden die Proben in 0,5 – 2,0 m Wassertiefe teilweise schnorchelnd bzw. mit Hilfe von Tauchern gesammelt.

Um eine möglichst ungestörte Beprobung zu gewährleisten, wurde ein Zählrahmen, der an einer Seite offen war und eine Kantenlänge von 50 x 50 cm aufwies, zufällig ausgeworfen. Hierbei wurde darauf geachtet, dass der Abstand der einzelnen Probenahmeflächen voneinander im marinen Habitat mindestens zehn Meter, im limnischen mindestens drei Meter betrug.

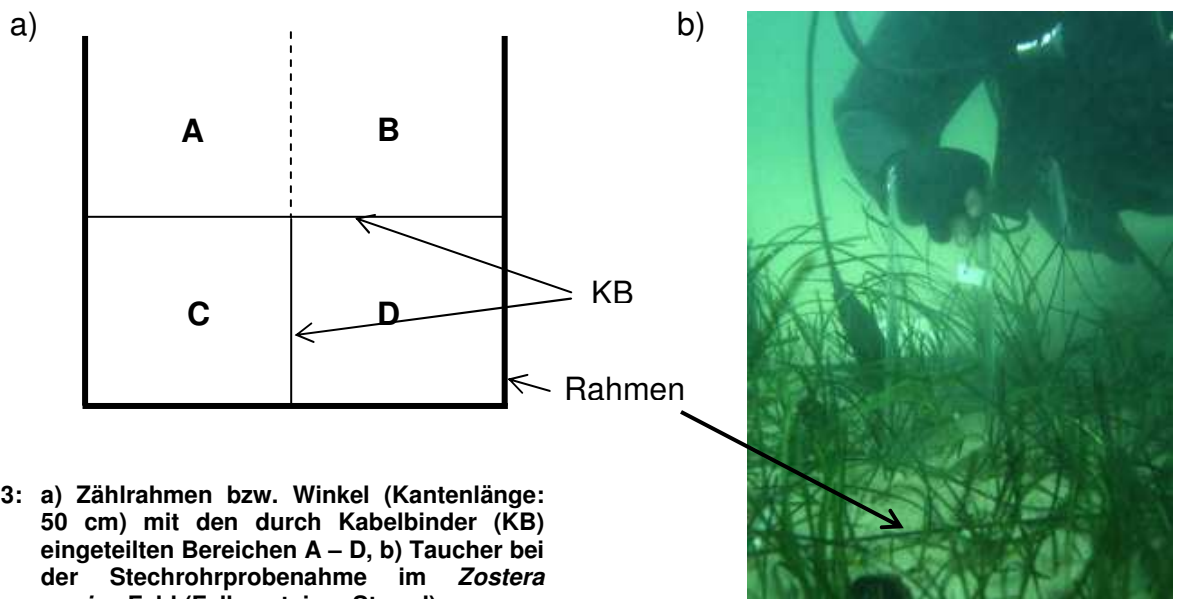


Abb. 2.3: a) Zählrahmen bzw. Winkel (Kantenlänge: 50 cm) mit den durch Kabelbinder (KB) eingeteilten Bereichen A – D, b) Taucher bei der Stechrohrprobenahme im *Zostera marina*-Feld (Falkensteiner Strand).

An den Kantenmitten wurden lange Kabelbinder befestigt, sodass vier 25 x 25 cm große Flächen entstanden (Abb. 2.3 a, b). Die Flächen A – D wurden nacheinander wie folgt untersucht, um eine relative Unabhängigkeit der Proben zu gewährleisten:

Fläche A – Entnahme von 5-10 Makrophytensprossen für die Erfassung der mobilen, semimobilen und sessilen Fauna. Die Sprosse wurden vorsichtig an der Basis mit einer Schere bzw. einem Tauchermesser abgeschnitten und in 50 x 20 cm große Gazebeutel, die eine Maschenweite von 0,5 mm hatten, eingetütet. Die Beutel wurden mit Kabelbindern verschlossen.

Fläche B – Bestimmung der Anzahl / Dichte der Makrophytensprosse im Rahmenabschnitt durch Zählen der einzelnen Sprosse.

Fläche C – Entnahme von 5-10 Sprossen mit Rhizomen für die Biomassenbestimmung der Makrophyten und Epiphyten (Dissertation Jaschinski, Leibniz-Institut für Meereswissenschaften, Kiel). Die Sprosse wurden samt Rhizom aus dem Sediment gezogen und in 40 x 20 cm große Plastikbeutel eingetütet, die ebenfalls mit Kabelbindern verschlossen wurden.

Fläche D – Entnahme von einer Probe für die Bestimmung der Fauna und des Biomassegehalts im Sediment durch Stechrohrproben. Das Stechrohr mit einem Durchmesser von 10 cm wurde mindestens 7 cm tief in das Sediment getrieben. Anschließend wurde das entnommene Sediment in eine Plastiktüte überführt, die umgehend mit Kabelbindern verschlossen wurde.

Zu jedem Probenahmezeitpunkt wurden fünf parallele Zählrahmenproben genommen. Die gesammelten Proben wurden zur Auswertung in Spross- und Rhizombereich unterteilt (Abb. 2.4). Proben, die mit den Gazebeuteln genommen wurden und Material aus dem Bereich unterhalb der Wasseroberfläche bis ca. 1 cm über den Grund enthielten, wurden dem Sprossbereich zugeteilt. Entsprechend wurden die Proben, die mithilfe des Stechrohres gesammelt wurden und Material enthielten, das auf dem Sediment und in dem Sediment vorkam, dem Rhizombereich zugeteilt (Abb. 2.4). Die Gesamtwerte setzen sich aus der Addition von Sprossbereich und Rhizombereich zusammen.

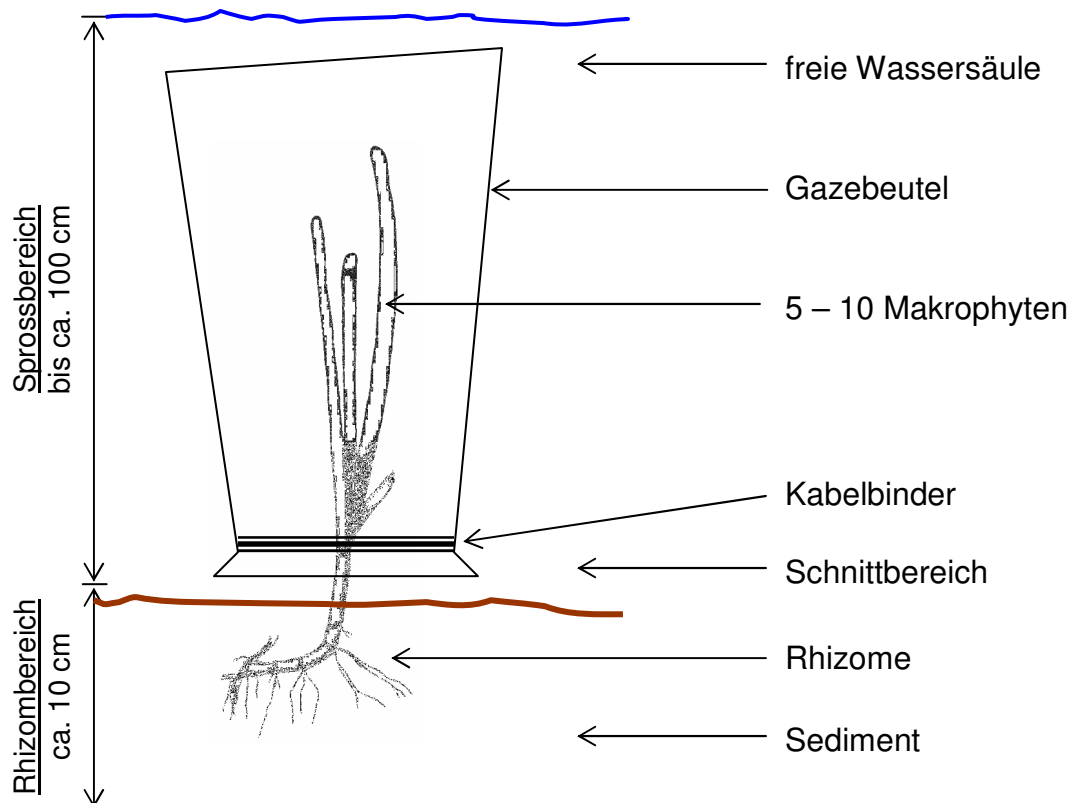


Abb. 2.4: Einteilung der Proben in Spross- und Rhizombereich am Beispiel *Zostera marina*.

Verarbeitung der Proben

Nach der Probenahme wurden das entnommene Material in mit Ostseewasser bzw. Schluenseewasser gefüllten Behältern zum Zoologischen Institut der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel transportiert und dort bei -19 °C eingefroren.

Gazebeutel:

Nach dem Auftauen der Proben wurden unter dem Binokular vorsichtig alle Tiere, die sich auf und zwischen den Blättern befanden, entfernt. Anschließend wurde die Länge der Sprosse auf 0,5 cm genau gemessen und das Trockengewicht und die Biomasse bestimmt. Die Gazebeutel wurden mit filtriertem Ostseewasser (marine Proben) bzw. Leitungswasser (limnische Proben) gereinigt und der Inhalt in ein Sieb (Maschenweite $355\text{ }\mu\text{m}$) gespült.

Bei allen gefundenen Tieren wurde unter dem Binokular eine Längenmessung durchgeführt. Sofern es möglich war, wurden sie bis auf das Artniveau bestimmt. Die Individuen einer Art wurden daraufhin kurz mit destilliertem Wasser gespült, getrocknet und verascht, um die Biomasse als Trockengewicht (TG) und als aschfreies Trockengewicht (AfTG) zu ermitteln.

Stechrohr:

Das Sediment aus dem Stechrohr wurde nach dem Auftauen mit filtriertem Ostsee- bzw. Leitungswasser gesiebt (Maschenweite $355\text{ }\mu\text{m}$) und der Inhalt des Siebes wurde unter dem Binokular nach Tieren durchsucht, die ebenfalls – sofern möglich – bis auf das Artniveau bestimmt wurden. Die in den Sedimentproben gefundenen Tiere wurden, wie die Tiere aus den Sprossproben, getrocknet und verascht. Das enthaltene Rhizommaterial wurde von groben Anhängen wie z.B. leeren Schneckengehäusen, Muschelschill oder Steinen befreit und ebenfalls getrocknet und verascht.

Bestimmung des Trockengewichts [TG] und der Biomasse [AfTG]:

Zur Bestimmung des Trockengewichts wurden die Organismen bzw. Sedimente mindestens 24 Stunden bei 60 °C in einem Trockenschrank getrocknet. Anschließend wurden die Proben für mindestens weitere 24 Stunden in einem Exsikkator abgekühlt, bevor sie auf einer Feinwaage (Firma Satorius Max. 110 g; Fehler 0,1 mg) bzw. Mikrowaage (Firma Satorius Max. 2,1 g; Fehler 0,0005 mg) gewogen wurden.

Um die Biomasse in Form des aschfreien Trockengewichts (AfTG) zu bestimmen, wurden die getrockneten Proben für mindestens drei bis maximal sechs Stunden (je nach Art der Probe) im Muffelofen bei 550 °C verbrannt. Nach der Veraschung sind die Proben zur Abkühlung für mindestens 24 Stunden in einen Exsikkator gestellt worden, um durch erneutes Wiegen das Aschgewicht (AG) zu ermitteln.

Die Differenz von Trockengewicht (TG) und Aschgewicht (AG) ergab das aschfreie Trockengewicht (AfTG), welches in diesem Kapitel als Maß für die Biomasse genommen wurde.

Einteilung der ernährungsökologischen Gruppen:

Die Einteilung der gefundenen Arten in die einzelnen ernährungsökologischen Gruppen Planktivore, Detritivore, Herbivore, Omnivore und Carnivore erfolgte in leicht veränderter Form nach der von Jones (1973) durchgeführten Klassifizierung mithilfe der rezenten artspezifischen Literatur und eigenen Beobachtungen.

Auswertung

Für die grafische Darstellung und die statistische Auswertung der Daten wurden die Individuenzahlen und die Biomassen auf den Quadratmeter hochgerechnet.

Umrechnung

Makrophyten:

Die **Sprossanzahl**, die von den Tauchern innerhalb des 25 x 25 cm großen Zählwinkelabschnittes ermittelt wurde, ist mit dem Faktor 16 auf die Anzahl der Sprosse pro Quadratmeter (M_N) hochgerechnet worden:

$$N \times 16 = M_N \quad [\text{pro m}^2]$$

mit N = Sprossanzahl pro 0,0625 m²

Die aus den Proben ermittelte **Sprossbiomasse** (B_{SP}) wurde über die Anzahl der beprobten Sprosse (S_P) und die errechnete Anzahl der Sprosse pro m^2 (M_N) auf die Sprossbiomasse pro Quadratmeter (M_{BS}) hochgerechnet:

$$B_{SP} / S_P \times M_N = M_{BS} \quad [\text{pro } m^2]$$

mit: B_{SP} = Sprossbiomasse der Probe
 S_P = Anzahl beprobter Sprosse
 M_N = Sprosse pro m^2

Um die **Rhizombiomasse** (B_R) aus dem Stechrohr auf die Rhizombiomasse pro Quadratmeter (B_R) umzurechnen, wurde folgende Formel verwendet:

$$B_R / \pi (r^2) = M_{BR} \quad [\text{pro } m^2]$$

mit: B_R = Rhizombiomasse der Probe
 r = Radius des Stechrohres (= 0,05 m)

Makroinvertebraten:

Um die Abundanz der Invertebraten pro Quadratmeter (I_{NS}) im Sprossbereich zu ermitteln, wurden die Individuenanzahlen pro Probe (A) auf die errechnete Anzahl der Sprosse pro m^2 (S_P) hochgerechnet.

$$A_{IS} / S_P \times M_N = I_{NS} \quad [\text{pro } m^2]$$

mit: A_{IS} = Anzahl der Tiere pro Probe
 S_P = Anzahl der beprobten Sprosse
 M_N = Sprosse pro m^2

Ebenso wurde mit den Biomassedaten verfahren.

$$B_{IS} / S_P \times M_N = I_{BS} \quad [\text{pro } m^2]$$

mit: B_{IS} = Biomasse der Tiere pro Probe
 S_P = Anzahl der beprobten Sprosse
 M_N = Sprosse pro m^2

Die Abundanzen der wirbellosen Tiere im Sediment (und deren Biomasse wurden ebenso wie die Biomasse der Rhizome über die Formel:

$$A_{IR} / \pi (r^2) = I_{NR}$$

mit: A_{IR} = Anzahl der Tiere in der Stechröhreprobe
 r = 0,05 m

$$B_{IR} / \pi (r^2) = I_{BR}$$

mit: B_{IR} = Biomasse der Tiere in der Stechröhreprobe
 r = 0,05 m

auf den Quadratmeter hochgerechnet.

Statistik

Makrophyten:

Der Vergleich der **Sprossdichte** von *Zostera marina* und *Potamogeton perfoliatus* zwischen den Jahren wurde mit einer 2-fakt. ANOVA durchgeführt. Unabhängige Faktoren waren das Jahr (2001 und 2002) und der Monat (April – Oktober), die abhängige Variable war die Sprossdichte pro m². Um eine homogene Verteilung der marinen Daten zu gewährleisten, wurden diese log-transformiert. Ein multipler Vergleich wurde im Anschluss mithilfe des Tukeys HSD-Tests durchgeführt.

Die statistische Auswertung der **Gesamtbiomassen** der untersuchten **Makrophyten** *Zostera marina* und *Potamogeton perfoliatus* in den einzelnen Untersuchungsmonaten (April – Oktober) zwischen den Jahren (2001 und 2002) erfolgte durch einen paarweisen Vergleich mithilfe des Mann-Whitney U-Tests.

Der Vergleich des **Spross- / Rhizomverhältnisses der Makrophytenbiomassen** im marinen Habitat wurde für die einzelnen Untersuchungsjahre (2001 und 2002) mit einer 2-fakt. ANOVA durchgeführt. Unabhängige Faktoren waren der Bereich (Spross und Rhizom) und der Monat (April – Oktober), abhängige Variable war die Biomasse (g AfTG pro m²). Um die Homogenität der Daten herzustellen, wurden die Daten log-transformiert. Die anschließenden multiplen Vergleiche wurden mit Tukeys HSD-Test durchgeführt.

Im limnischen Habitat wurde das Spross-Rhizomverhältnis der Biomassen in den jeweiligen Untersuchungsjahren durch eine Kruskal-Wallis-ANOVA statistisch geprüft, da die Daten nicht homogen waren. Die anschließenden multiplen Vergleiche wurden

nach Sokal & Rohlf (2000) mit dem Mann-Whitney U-Test durchgeführt. Es war keine Korrektur des p-Wertes nach Bonferroni nötig.

Makroinvertebraten:

Die Unterschiede der **Gesamtabundanzen** der in der Seegraswiese vor Falkenstein und im Laichkrautbestand des Schluensees gefundenen Makroinvertebraten in den einzelnen Monaten des Untersuchungszeitraumes (April – Oktober) zwischen den Jahren (2001 und 2002) wurden durch einen paarweisen Vergleich mithilfe des Mann-Whitney U-Test geprüft.

Die Vergleiche der **Makroinvertebratenabundanzen im Spross- und Rhizombereich** des marinen Habitates wurden jeweils für das Untersuchungsjahr 2001 und 2002 mit Hilfe einer 2-fakt. ANOVA durchgeführt. Unabhängige Faktoren waren der Bereich (Spross und Rhizom) und der Monat (April – Oktober), abhängige Variable war: Individuen pro m². Die Daten wurden log-transformiert, um die Homogenität zu gewährleisten. Der anschließende multiple Vergleich fand mithilfe des Tukeys HSD-Tests statt.

Im limnischen Habitat wurde der Verlauf der Individuendichte eines Bereiches für jedes Jahr mithilfe der Kruskal-Wallis-ANOVA geprüft, da sie, wie bereits die Makrophytendaten, nicht homogen waren. Anschließende multiple Vergleiche wurden mit dem Mann-Whitney U-Test durchgeführt. Die Abundanzen der Makroinvertebraten im Spross- und Rhizombereich eines Monats wurden ebenfalls mit dem Mann-Whitney U-Test durchgeführt. Alle Signifikanzniveaus wurden Bonferroni korrigiert.

Die Unterschiede der Gesamtbiosmassen zwischen den Untersuchungsjahren wurden für den jeweiligen Monat für die Daten aus beiden Habitaten mit dem Mann-Whitney U-Test getestet.

Für die einzelnen Bereiche (Spross und Rhizom) wurden für das jeweilige Jahr Kruskal-Wallis-Tests durchgeführt, um die Unterschiede der Biomasse in den jeweiligen Monaten zu ermitteln. Dies gilt für das marine wie für das limnische Habitat. Anschließende multiple Vergleiche wurden mithilfe des Mann-Whitney U-Tests durchgeführt, ebenso die Vergleiche der Spross- und Rhizombiosmassen eines Monats.

Artenanzahl:

Die Gesamtartenanzahl der in der Seegraswiese in den beiden Untersuchungsjahren gefundenen Arten wurde mit einer 2-fakt. ANOVA statistisch verglichen. Unabhängige Faktoren waren das Jahr (2001 und 2002) und der Monat (April – Oktober), die abhängige Variable war die Artenanzahl. Der multiple Vergleich wurden mit Tukeys HSD-Test durchgeführt.

Der Vergleich der in den Spross- und Rhizombereichen ermittelten Artenanzahlen wurde für die einzelnen Jahre mit einer 2-fakt. ANOVA durchgeführt. Hier waren die unabhängigen Faktoren der Bereich (Spross und Rhizom) und der Monat (April – Oktober), die abhängige Variable war die Artenanzahl. Der multiple Vergleich wurden mit Tukeys HSD-Test durchgeführt.

Im limnischen Habitat wurde der Unterschied der Gesamtartenzahl des gleichen Monats in beiden Jahren mit dem Mann-Whitney U-Test verglichen. Aufgrund der inhomogenen Verteilung der Daten, wurden die Artenzahlen der einzelnen Bereiche über den Untersuchungszeitraum eines Jahres wurden mithilfe der Kruskal-Wallis-ANOVA verglichen. Anschließende multiple Vergleiche sowie die Vergleiche zwischen den Bereichen eines Monats in den beiden Jahren wurden mithilfe des Mann-Whitney U-Tests durchgeführt.

Ernährungsökologische Gruppen:

Die Zusammensetzung der ernährungsökologischen Gruppen in den Spross- und Rhizombereichen im Untersuchungszeitraum von April bis Oktober über beide Jahre wurde für den jeweiligen Monat durch die Kruskal-Wallis-ANOVA statistisch geprüft. Anschließende multiple Vergleiche wurden mit dem Whitney-Mann U-Test durchgeführt, die p-Werte wurden nach Bonferroni korrigiert. Dies galt für beide Habitate.

2.3 Ergebnisse

Marines Habitat: Seegraswiese (*Zostera marina*)

Temperatur und Salinität

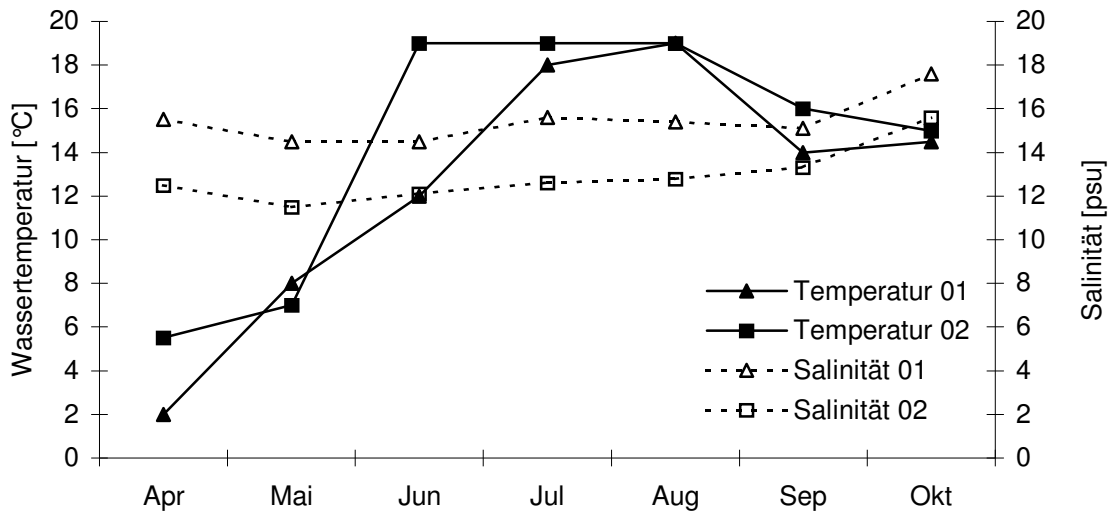


Abb. 2.5: Temperatur- und Salinitätsverlauf während des Untersuchungszeitraums 2001 / 2002.

Die Temperaturwerte in 3 m Wassertiefe für die Monate April bis Oktober in den Untersuchungsjahren 2001 und 2002 verliefen entsprechend des vorherrschenden gemäßigten Klimas in Form einer Kurve (Abb. 2.5). Im April wurde mit durchschnittlich $3,8 \pm 1,8$ °C die niedrigste, im August mit 19 ± 0 °C die höchste Wassertemperatur gemessen. Die ermittelten Temperaturwerte lagen 2001 durchschnittlich um $2,1 \pm 2,7$ °C tiefer als 2002 (Abb. 2.5).

Die in 2-3 m Wassertiefe gemessene Salinität verlief in beiden Untersuchungsjahren relativ konstant. Im Jahr 2001 lag der Mittelwert der Salinität bei $15,5 \pm 1$ psu und war damit durchschnittlich um einen Wert von $2,5 \pm 0,5$ psu höher als der gemessene Salinitätswert 2002 (Salinität $13 \pm 1,3$ psu).

Der pH-Wert des Wassers lag 2001 durchschnittlich bei $8,2 \pm 0,1$ und im Jahr 2002 bei $8,3 \pm 0,2$.

Die einzelnen Messwerte für die Temperaturen (Luft und Wasser), pH-Werte und die Salinität für den Probenahmeort vor Falkenstein wurden im Anhang in Tabelle 1 aufgelistet.

Makrophyten

Sprossdichte

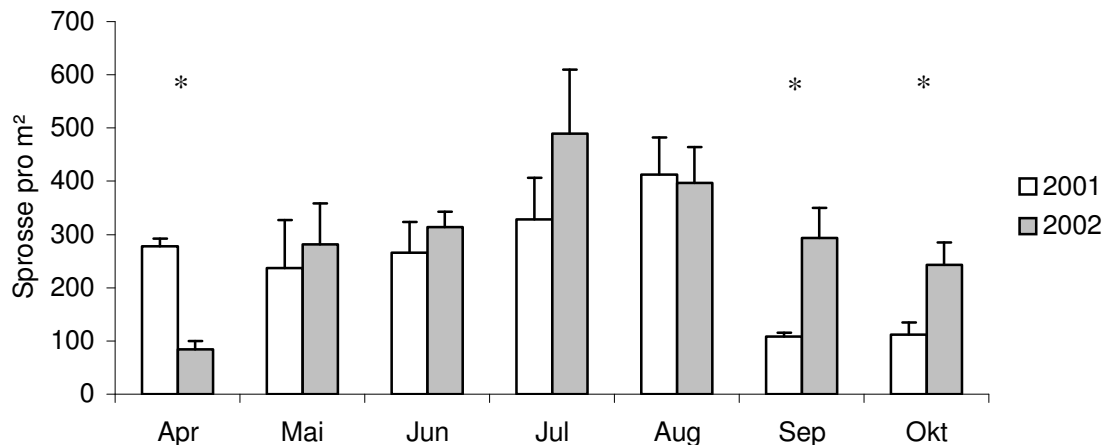


Abb. 2.6: Dichte der *Zostera*-Sprosse im Untersuchungszeitraum. Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardabweichung. Signifikante Unterschiede sind mit (*) gekennzeichnet (N = 67).

Während des gesamten Untersuchungszeitraumes wurden vor Falkenstein Sprosse von *Zostera marina* nachgewiesen (Abb. 2.6). Die Sprossdichten unterschieden sich sowohl zwischen den Jahren 2001 und 2002 als auch innerhalb der Jahre über die Untersuchungsmonate hinweg signifikant voneinander (Tab. 2.1). Insgesamt waren die Sprossdichten 2001 durchschnittlich um $63,0 \pm 123,2$ Sprosse pro m^2 niedriger als im darauf folgenden Jahr.

In beiden Jahren war ein Anstieg der Dichte von *Zostera*-Sprosse in den Monaten Mai – Juli zu erkennen (Abb. 2.6). Während die durchschnittliche Sprossdichte im Untersuchungsjahr 2001 bis zum August ($412,8 \pm 69,2$ Sprosse pro m^2) kontinuierlich anstieg, erreichte die Sprossdichte 2002 im Juli ihren durchschnittlichen Höchstwert ($489,6 \pm 120,6$ Sprosse pro m^2) und nahm dann ab August ($396,8 \pm 67,3$ Sprosse pro m^2) bis zum Oktober ($243,2 \pm 41,4$ Sprosse pro m^2) stetig ab. In beiden Untersuchungsjahren wurden in den Frühjahrs- und Herbstmonaten die niedrigsten Sprossdichten ermittelt. Die geringste Dichte 2002 wurde mit $84,0 \pm 14,6$ Sprossen pro m^2 im April erfasst und lag damit signifikant unter dem April-Wert des Vorjahres ($278,0 \pm 79,9$ Sprosse pro m^2). Im Untersuchungsjahr 2001 lagen die niedrigsten Werte mit $108,8 \pm 6,5$ Sprossen pro m^2 im September bzw. Oktober ($112,0 \pm 22,8$ Sprosse pro m^2) und waren damit signifikant niedriger als die Sprossdichten im April bis August

2001 und lagen auch unter den entsprechenden Werten des Jahres 2002 (September: $320,0 \pm 56,6$ Sprosse pro m^2 ; Oktober: $243,2 \pm 41,4$ Sprosse pro m^2).

Alle Daten zur Sprossdichte wurden im Anhang in Tabelle 2, die statistischen Ergebnisse in Tabelle 3 des Anhanges zusammengefasst.

Tab. 2.1: Sprossdichte von *Zostera marina*. Ergebnisse einer 2-fakt. ANOVA über den Sprossdichteverlauf von *Z. marina*. Unabhängige Faktoren sind Jahr (2001 und 2002) und Monat (April – Oktober), abhängige Variable ist die Sprossdichte pro m^2 . Daten wurden log-transformiert.

	FG	MQ-Effekt	F	p-Wert
Jahr	1	0,201	15,28	0,0003
Monat	6	0,367	27,84	0,0000
Jahr x Monat	6	0,173	13,12	0,0000
Fehler	56	0,0132		

Biomasse

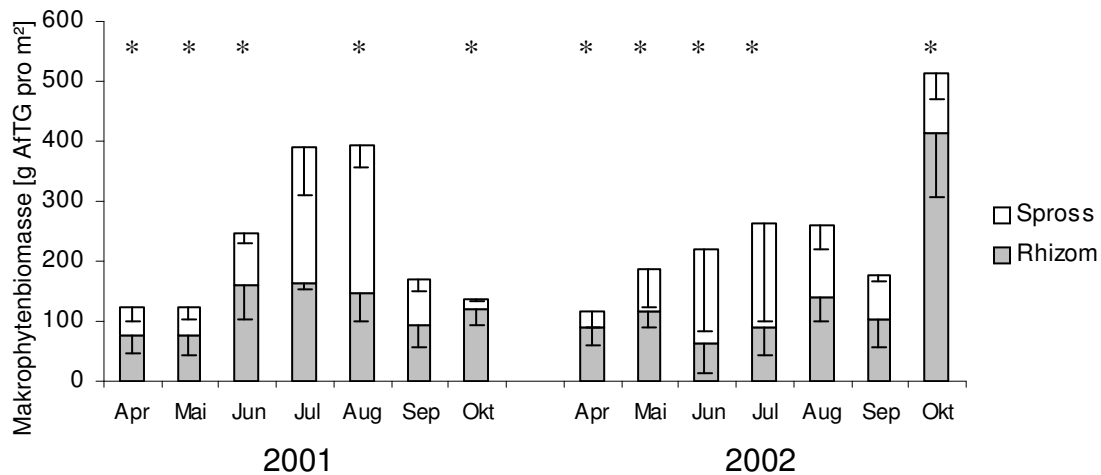


Abb. 2.7: Verlauf der Makrophytenbiomasse (g AfTG pro m^2) von *Zostera marina* (Spross und Rhizome) im Untersuchungszeitraum 2001 und 2002. Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardabweichung. Signifikante Unterschiede zwischen Spross- und Rhizombiomassen eines Monats eines Jahres sind mit (*) gekennzeichnet (N = 137).

Der Verlauf der Gesamtbiomasse von *Zostera marina* im Untersuchungszeitraum ähnelte dem Verlauf der Sprossdichte. Im Frühjahr steigt die Biomasse an, erreichte in den Sommermonaten Juli und August ein Maximum und sank dann langsam wieder ab. Nur im Oktober 2002 überstieg der Wert deutlich den aller anderen Monate (Abb. 2.7).

Der statistische Vergleich der Gesamtbiomassenverteilung von *Zostera marina* vor Falkenstein in 3 m Wassertiefe ergab bezüglich der Untersuchungsjahre 2001 und 2002 signifikant höhere Biomassen im August 2001 gegenüber den Werten im August 2002 (Mann-Whitney U-Test: $U = 0$; $N = 10$; $p < 0,008$). Im Oktober 2001 lagen die Biomassewerte signifikant unter denen vom Oktober 2002 (Mann-Whitney U-Test: $U = 0$; $N = 10$; $p < 0,008$).

Die Mittelwerte und Standardabweichungen der Gesamtbiomasse von *Z. marina* wurden im Anhang in Tabelle 4 zusammengefasst.

Das Verhältnis der Biomasse des Seegrases aus Spross- und Rhizombiomasse variierte innerhalb eines Jahres von April bis Oktober. Der Verlauf des Spross-Rhizom-Verhältnisses war in den beiden Untersuchungsjahren 2001 und 2002 jedoch ähnlich (Abb. 2.7). Die Rhizombiomasse machte bis auf zwei Sommermonate im Jahr immer mehr als die Hälfte von der Gesamtbiomasse aus.

Im Untersuchungsjahr 2001 unterschieden sich die Spross- und Rhizombiomassen signifikant voneinander (2-fakt. ANOVA; $F = 20,08$; $p < 0,001$). Von April bis Juni war die Rhizombiomasse in diesem Jahr signifikant höher als die der Sprosse (Abb. 2.7, Tab. 2.2). In den Sommermonaten Juli und August 2001 war die Biomasse des Sprossbereichs höher, jedoch war dieser Unterschied nur im August signifikant ($p < 0,02$). Im September und Oktober nahm die Rhizombiomasse wieder über 50 % der *Zostera*-Biomasse ein, dieser Unterschied war im Oktober signifikant ($p < 0,001$).

Auch 2002 unterschieden sich die Sprossbiomassen signifikant von den Rhizombiomassen (2-fakt. ANOVA; $F = 4,73$; $p < 0,001$). Im April und Mai waren die Rhizombiomassen signifikant höher als die der Sprosse. Im Juni und Juli waren die Sprossbiomassen signifikant höher als die des Rhizoms (Tab. 2.2). Ab August dominierte wieder die Rhizombiomasse, im Oktober 2002 war dieser Unterschied signifikant ($p < 0,01$).

Tab. 2.2: Ergebnisse nach Tukeys HSD-Test für 2-fakt. ANOVA für die Daten von 2001 ($F = 20,08$, $p < 0,001$) und 2002 ($F = 4,73$, $p < 0,001$) für die Rhizom-Sprossbiomassenverteilung. Angegeben werden die p-Werte der HSD-Tests.

Jahr \ Monat	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober
2001	p<0,04	p<0,04	p<0,02	n.s.	p<0,02	n.s.	p<0,001
2002	p<0,001	p<0,04	p<0,05	p<0,05	n.s.	n.s.	p<0,01

(n.s. = nicht signifikant)

Die Werte der Makrophytenbiomassen im Spross- und Rhizombereich wurden mit den Standardabweichungen im Anhang in Tabelle 5 zusammengefasst.

Makroinvertebraten

In der *Zostera marina*-Wiese vor Falkenstein wurden in beiden Untersuchungsjahren insgesamt 33 unterschiedliche Arten gefunden. Diese setzten sich aus Crustaceen, Mollusken, Polychaeten, Echinodermaten, Hydrozoen, Bryozoen und Insektenlarven zusammen.

Alle Arten wurden sowohl im Untersuchungsjahr 2001 als auch im Jahr 2002 nachgewiesen (Anhang Tab. 2.17 a + b).

Individuendichte

Der Verlauf der Gesamtindividuendichte (Spross- und Rhizombereich) pro Quadratmeter über den Untersuchungszeitraum von April bis Oktober verlief in den Jahren 2001 und 2002 ähnlich. Nach einem geringen Rückgang der Individuendichte im Mai gegenüber dem April stieg die Abundanz im Juni an, bis sie im August ihr Maximum erreichte. Danach nahm die Individuendichte zum Oktober ab, wobei der Rückgang im Untersuchungsjahr 2001 stärker hervortrat (Abb. 2.8).

Die Gesamtindividuendichten wiesen in drei Monaten im Untersuchungsjahr 2001 signifikant niedrigere Individuendichten auf als in den entsprechenden Monaten des Folgejahres.

Im Juni 2001 waren die Abundanzen mit durchschnittlich 3594 ± 1030 Individuen pro m^2 signifikant niedriger als im Juni 2002 mit 6104 ± 1493 Individuen pro m^2 (Mann-Whitney U-Test: $U = 2$; $N = 10$; $p < 0,032$). Im September 2001 unterschieden sich die ermittelten Individuendichten (29273 ± 10904 Individuen pro m^2) signifikant von den September-Abundanzen 2002 (52543 ± 9108 Individuen pro m^2 ; Mann-Whitney U-Test: $U = 1$; $N = 10$; $p < 0,016$). Und im Oktober waren die Individuendichten 2001 mit 6147 ± 3239 Individuen pro m^2 signifikant niedriger als 2002 mit 20153 ± 15421 Individuen pro m^2 (Mann-Whitney U-Test: $U = 2$; $N = 10$; $p < 0,032$).

Die Werte der Gesamtindividuendichte wurden im Anhang in Tabelle 6 zusammengefasst.

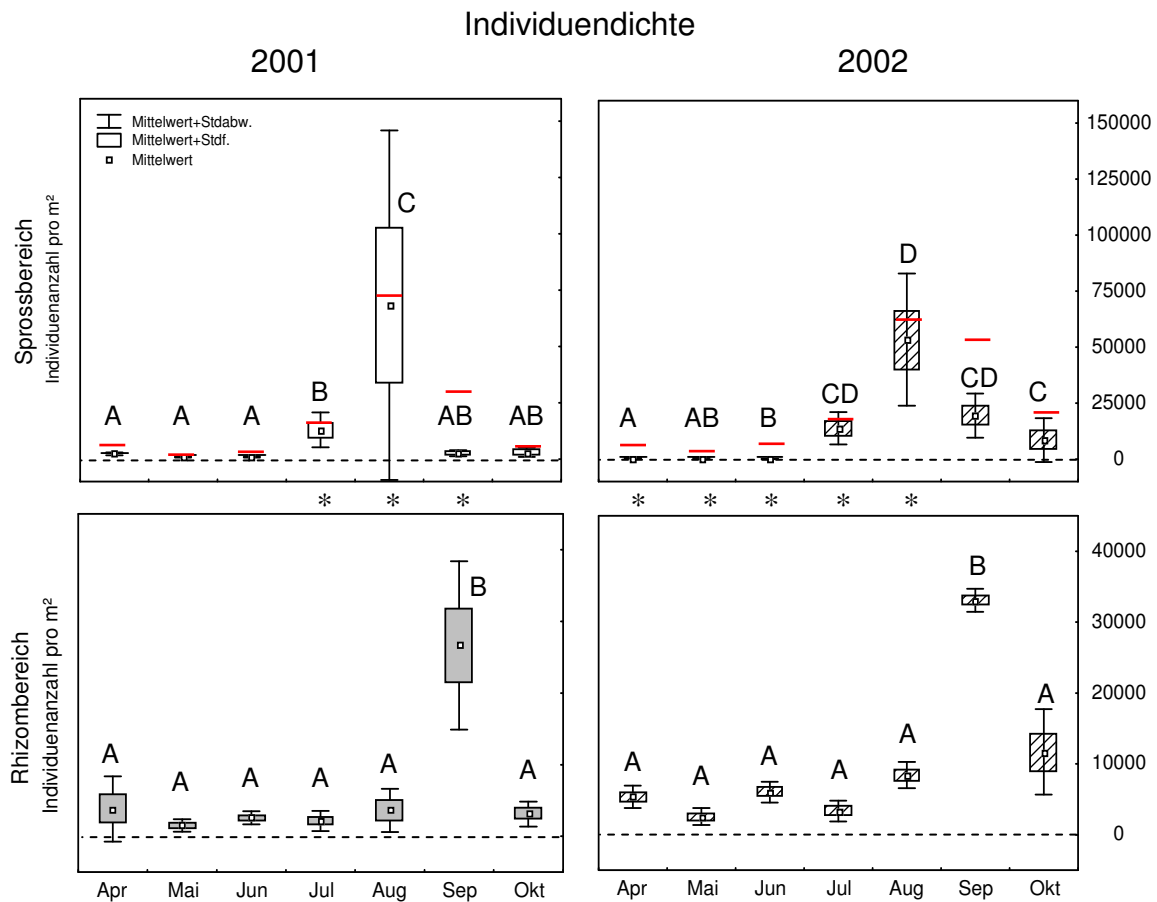


Abb. 2.8: Abundanzen der nachgewiesenen Individuen in der Seegraswiese vor Falkenstein im Untersuchungszeitraum 2001 und 2002 aufgeteilt in Spross- und Rhizombereich. (–) = Gesamtindividuumdichte; (*) = signifikante Unterschiede zwischen Spross- und Rhizombereich; unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede zwischen den Monaten eines Bereiches; Monate mit einem gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant.

Der Vergleich der Individuumdichten des Untersuchungsjahres 2001 bezüglich der Faktoren „Monat“ und „Bereich“ ergab signifikante Unterschiede zwischen den untersuchten Monaten und der Interaktion zwischen Monat und Bereich, jedoch nicht zwischen der durchschnittlichen Individuenzahl der einzelnen Bereiche, da die Standardabweichungen der Individuenabundanzen im August 2001 im Sprossbereich zu hoch waren (Tab. 2.3, Abb. 2.8).

Im Sprossbereich kam es 2001 zu einem signifikanten Anstieg der Abundanz der Makroinvertebraten im Juli (1302 ± 7762 Individuen pro m^2) gegenüber den vorherigen

Monaten April bis Juni (Abb. 2.8). Im August erreichte die Abundanz der Makroinvertebraten mit durchschnittlich 668301 ± 77618 Individuen pro m^2 im Sprossbereich den signifikant höchsten Wert. Die Werte im September und Oktober unterschieden sich statistisch nicht von denen im April bis Juli (Abb. 2.8).

Die durchschnittlichen Individuendichten im Rhizombereich des Jahres 2001 erreichten im September mit 26638 ± 11735 Individuen pro m^2 ihren signifikant höchsten Wert. Die Monate April bis August und Oktober unterschieden sich statistisch nicht voneinander (Abb. 2.8).

Unterschiede zwischen den Spross- und Rhizombereichen der einzelnen Monate des Untersuchungsjahres 2001 lagen in drei Monaten vor. Im Juli und August war die Abundanz im Sprossbereich (13024 ± 7762 Individuen pro m^2 bzw. 68301 ± 77618 Individuen pro m^2) mit $p < 0,003$ bzw. $p < 0001$ signifikant höher als im Rhizombereich (2139 ± 1404 Individuen pro m^2 bzw. 3616 ± 3013 Individuen pro m^2). Im September lagen die Werte im Sprossbereich (2637 ± 1346 Individuen pro m^2) mit $p < 0,001$ signifikant unter denen im Rhizombereich (26636 ± 11735 Individuen pro m^2 ; Abb. 2.8).

Der Vergleich der Individuendichte im Untersuchungsjahr 2002 ergab hinsichtlich der Faktoren „Bereich“ (Spross- und Rhizombereich) und „Monat“ (April – Oktober) ebenfalls signifikante Unterschiede (Tab. 2.3).

Der Verlauf der Makroinvertebratenabundanz war 2002 ähnlich der in 2001 (Abb. 2.8). Die Abundanz nahm im Sprossbereich von April bis Juni ab, wobei der Juni-Wert mit 94 ± 47 Individuen pro m^2 signifikant unter dem April-Wert von 484 ± 212 Individuen pro m^2 ($p = 0,01$) und auch unter den Juli bis Oktober-Werten lag mit ($p < 0,001$). Im Juli stieg die Abundanz der Makroinvertebraten mit einem durchschnittlichen Wert von 13815 ± 7207 Individuen pro m^2 wieder an und erreichte im August mit (53364 ± 29558 Individuen pro m^2) den höchsten Wert im Sprossbereich dieses Jahres. Im September ging die Abundanz der Invertebraten auf den *Zostera*-Sprossen zurück und lag im Oktober mit durchschnittlich 8465 ± 9798 Individuen pro m^2 signifikant unter dem August-Wert ($p < 0,001$), war jedoch signifikant höher als die Werte im April bis Juni ($p < 0,001$).

Die durchschnittlichen Individuendichten im Rhizombereich des Jahres 2002 erreichten wie im Vorjahr im September mit 33072 ± 1614 Individuen pro m^2 ihren signifikant

höchsten Wert ($p < 0,001$). Die Monate April bis August und Oktober unterschieden sich statistisch nicht voneinander (Abb. 2.8).

Unterschiede zwischen den Spross- und Rhizombereichen der einzelnen Monate des Untersuchungsjahres 2002 lagen während der ersten fünf Monate vor. Im April bis Juni waren die durchschnittlichen Abundanzen im Sprossbereich signifikant geringer als im Rhizombereich (jeweils $p < 0,01$). Im Juli und August hingegen erreichten die Individuendichten mit 13815 ± 7207 Individuen pro m^2 bzw. 53364 ± 29558 Individuen pro m^2 in den Sprossbereichen signifikant höhere Werte als in den Rhizombereichen (3335 ± 1477 Individuen pro m^2 bzw. 8428 ± 1837 Individuen pro m^2 ; jeweils $p < 0,01$). Im September und Oktober unterschieden sich beide Bereiche nicht voneinander (Abb. 2.8).

Alle Werte und Standardabweichungen der Individuenzahlen in den Bereichen der unterschiedlichen Jahre wurden im Anhang in Tabelle 7 zusammengefasst. Die Ergebnisse der multiplen Vergleiche wurden im Anhang in Tabelle 8 zusammengestellt.

Tab. 2.3: Individuenabundanz in *Zostera marina*. Ergebnisse einer 2-fakt. ANOVA über den Abundanzverlauf von Makroinvertebraten im *Z. marina*-Feld. Unabhängige Faktoren sind Bereich (Spross und Rhizom) und Monat (April – Oktober), abhängige Variable ist die Individuendichte der Makroinvertebraten pro m^2 . Die Daten wurden log-transformiert.

	FG	MQ-Effekt	F	p-Wert
<u>2001</u>				
Bereich	1	0,0540	0,6493	0,4238
Monat	6	1,4224	17,1187	0,0000
Bereich x Monat	6	1,3645	0,0831	0,0000
Fehler	56	0,0831		
<u>2002</u>				
Bereich	1	4,2630	69,409	0,0000
Monat	6	3,6164	58,881	0,0000
Bereich x Monat	6	2,2423	36,509	0,0000
Fehler	56	0,0614		

Biomasse

Im Vergleich zur Individuendichte der beiden Untersuchungsjahre zeigte die Verteilung der Biomasse einen anderen Verlauf (Abb. 2.9). Während die Individuendichte 2001 und 2002 ihren höchsten Mittelwert im August erreichte, traten die höchsten Gesamtbiomassenwerte (Spross + Rhizom) in beiden Untersuchungsjahren bereits im Juni auf (2001: $114,9 \pm 149,2$ g AfTG pro m^2 ; 2002: $49,2 \pm 40,3$ g AfTG pro m^2). Die niedrigsten Gesamtbiomassewerte wurden in beiden Untersuchungsjahren (2001 und 2002) im Monat April gemessen (2001: $18,9 \pm 13,6$ g AfTG pro m^2 ; 2002: $13,3 \pm 9,6$ g AfTG pro m^2).

Für die Gesamtbiomasseverteilung der Makroinvertebraten-Gesellschaft in der Seegraswiese vor Falkenstein wurde zwischen den Untersuchungsjahren kein signifikanter Unterschied nachgewiesen (Kruskal-Wallis-ANOVA: $N = 70$; $FG = 13$; $H = 17,38$; $p = 0,182$). Die Werte der Gesamtbiomasse wurden im Anhang in Tabelle 9 zusammengefasst.

Der Vergleich der Invertebratenbiomassen eines Untersuchungsjahres bezüglich des Faktors „Monat“ ergab für 2001 signifikante Unterschiede im Sprossbereich (Kruskal-Wallis-ANOVA: $N = 32$; $FG = 6$; $H = 17,81$; $p = 0,007$), jedoch nicht im Rhizombereich (Kruskal-Wallis-ANOVA: $N = 35$; $FG = 6$; $H = 7,40$; $p = 0,29$).

Im Jahr 2001 war im Sprossbereich eine geringe Erhöhung der Makroinvertebraten-Biomasse von den Frühjahrsmonaten April und Mai zu den Sommermonaten Juni bis August zu beobachten (Abb. 2.9). Jedoch war nur der Wert im August mit $10,3 \pm 6,98$ g AfTG pro m^2 signifikant höher gegenüber dem durchschnittlichen Wert der Invertebratenbiomasse im Mai ($0,48 \pm 0,62$ g AfTG pro m^2).

Im Rhizombereich war 2001 ein Anstieg der Biomasse von April bis zum höchsten Mittelwert im Juni ($104,6 \pm 153,55$ g AfTG pro m^2) zu beobachten, danach fielen die durchschnittlichen Biomassen wieder ab (Abb. 2.9). Statistisch unterschieden sich diese Werte jedoch nicht.

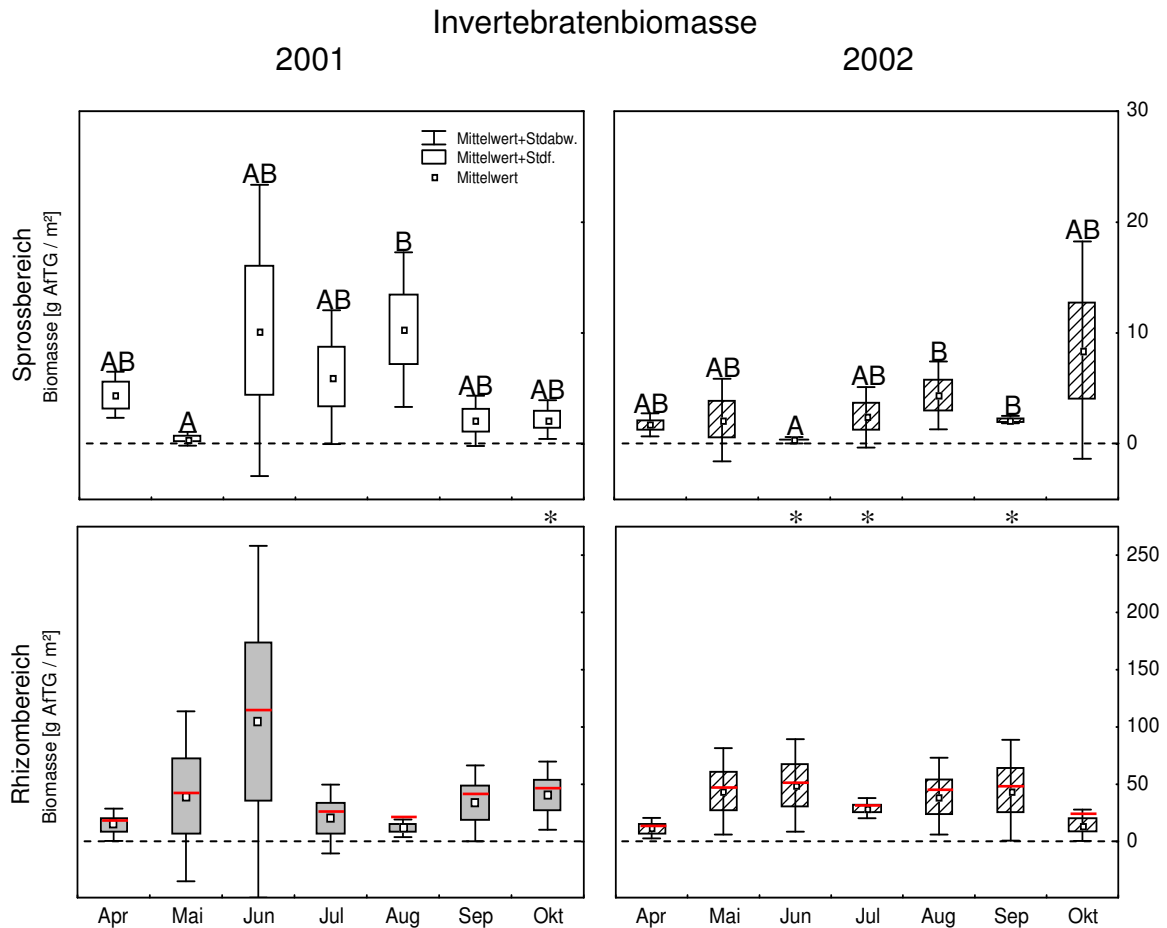


Abb. 2.9: Biomassen der nachgewiesenen Individuen im Seegras während des Untersuchungszeitraumes 2001 und 2002 aufgeteilt in Spross- und Rhizombereich. (—) = Gesamtindividuumdichte; (*) = signifikante Unterschiede zwischen Spross- und Rhizombereich; unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede zwischen den Monaten eines Bereiches; Monate mit einem gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant.

Bei dem Vergleich der einzelnen Monate bezüglich des Faktors „Bereich“ konnte festgestellt werden, dass in allen 2001 untersuchten Monaten die Biomasse im Rhizombereich höher als im Sprossbereich war. Jedoch unterschieden sich aufgrund der hohen Standardabweichungen nur im Oktober die Werte des Spross- und Rhizombereiches signifikant voneinander (Mann-Whitney U-Test: $U = 0$; $Z_{(korr.)} = 2,611$; $N = 10$; $p = 0,008$).

Für das Untersuchungsjahr 2002 fiel der Vergleich der Individuenbiomassen bezüglich des Faktors „Monat“ ähnlich aus wie für 2001. Auch hier gab es für 2001 signifikante Unterschiede innerhalb der Monate im Sprossbereich (Kruskal-Wallis-ANOVA: $N = 35$;

FG = 6; H = 20,40; p = 0,003). Wie 2001 gab es auch im Jahr 2002 im Rhizombereich zwischen den Monaten keine Unterschiede in der Biomassenverteilung (Kruskal-Wallis-ANOVA: N = 35; FG = 6; H = 8,63; p = 0,196).

Die Biomasseverteilung der Makroinvertebraten zeigte im Sprossbereich im Untersuchungsjahr 2002 keinen deutlichen Trend auf. Im Juni war die Biomasse mit durchschnittlich $0,35 \pm 0,29$ g AfTG pro m² signifikant geringer als in den Monaten August und September, unterschied sich jedoch nicht von den Werten der übrigen Monate (Abb. 2.9). Im Gegensatz zum Vorjahr erreichten die Biomassen im Sprossbereich 2002 im Oktober ihren Höchstwert ($8,47 \pm 9,80$ g AfTG pro m²), der sich aufgrund der hohen Standardabweichung nicht von den Monaten April bis September unterschied.

Im Rhizombereich unterschieden sich 2002 die Biomassewerte der Untersuchungsmonate April bis Oktober nicht voneinander. Es konnte auch keine Tendenz festgestellt werden.

Innerhalb des Untersuchungszeitraumes 2002 konnten bei einzelnen Monaten signifikante Unterschiede zwischen den Spross- und Rhizombereichen festgestellt werden. Die Verteilung der Biomassen auf diese Bereiche wies – wie im Vorjahr – in allen Monaten einen deutlichen Schwerpunkt im Rhizombereich auf (Abb. 2.9), jedoch waren die Makroinvertebratenbiomassen nur in den Monaten Juni, Juli und September (jeweils Mann-Whitney U-Test: U = 0; $Z_{(kor.)} = 2,611$; N = 10; p = 0,008) im Rhizombereich signifikant höher.

Alle Daten der Invertebratenbiomassen für die einzelnen Bereiche und Jahre sowie deren Standardabweichungen wurden im Anhang in Tabelle 10 zusammengefasst. Die statistische Auswertung innerhalb der Bereiche eines Jahres wurde im Anhang in Tabelle 11 und zwischen den Bereichen eines Jahres im Anhang in Tabelle 12 wiedergegeben.

Artenanzahl

Die in den marinen Makrophytenbeständen nachgewiesenen 33 Arten teilen sich in insgesamt sieben Gruppen auf, von denen die Mollusken mit zwölf Arten, die Crustaceen mit elf Arten und die Polychaeten mit sechs Arten die größten Gruppen bilden. Von den Echinodermaten, Hydrozoen, Bryozoen und Insekten wurde jeweils

nur eine Art nachgewiesen. Fast alle Arten wurden bis auf wenige Ausnahmen in beiden Untersuchungsjahren gefunden.

Die Liste der im Untersuchungszeitraum gefundenen Arten wurde im Anhang in Tabelle 17 a und b aufgeführt.

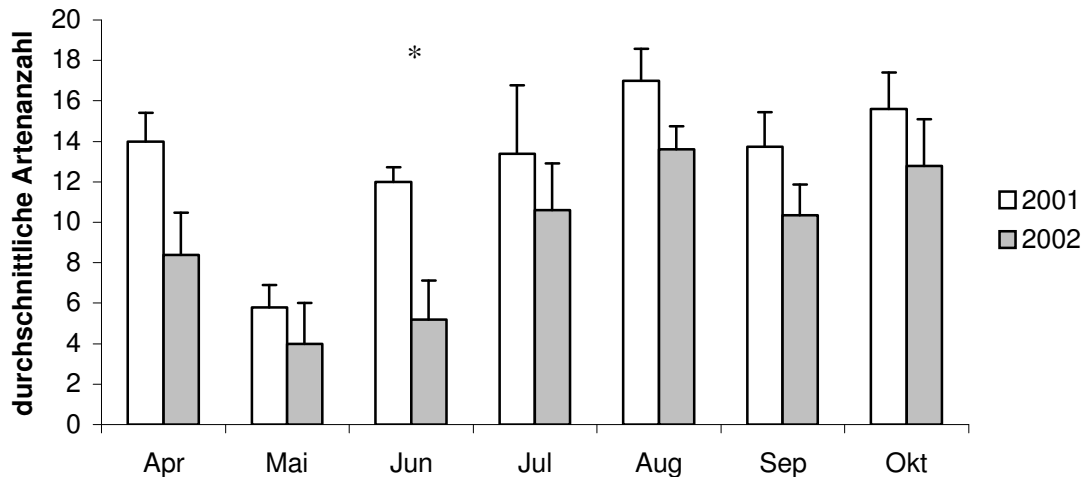


Abb. 2.10: Mittelwerte mit Standardabweichung der im Spross- und Rhizombereich vom *Zostera marina* gefundenen Makroinvertebraten-Artenanzahlen. Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardabweichung. Mit (*) markiert sind die signifikanten Unterschiede, N = 67.

Der Verlauf der Gesamtartenzahl in den beiden Untersuchungsjahren 2001 und 2002 ähnelte sich stark (Abb. 2.10). Jedoch lagen die mittleren Artenanzahlen im Untersuchungsjahr 2001 mit durchschnittlich $3,8 \pm 1,8$ Arten signifikant über denen im Folgejahr 2002 (Tab. 2.4).

Im Mai erreichte die mittlere Artenanzahl sowohl 2001 ($5,8 \pm 1,1$ Arten) als auch 2002 ($4,0 \pm 2,0$ Arten) ihren niedrigsten Wert. Die nachgewiesenen Gesamtartenzahlen unterschieden sich in den entsprechenden Monaten der beiden Untersuchungsjahre 2001 und 2002 bis auf die Juni-Daten nicht voneinander. Im Juni 2001 stieg die Artenanzahl mit $12,0 \pm 0,7$ Arten auf einen signifikant höheren Wert an als im Jahr 2002 mit $5,2 \pm 1,9$ Arten. Im August wurde mit $17,0 \pm 1,6$ Arten im Jahr 2001 und $13,6 \pm 1,1$ Arten im Jahr 2002 jeweils die höchste Artenanzahl erreicht.

Alle Werte der im Untersuchungszeitraum 2001 und 2002 gefundenen Gesamtartenzahlen wurden im Anhang in Tabelle 13 zusammengefasst. Die Ergebnisse der statistischen Auswertung wurden im Anhang in Tabelle 14 zusammengestellt.

Tab. 2.4: Gesamtartenzahl in der *Zostera marina*-Wiese vor Falkenstein. Ergebnisse einer 2-fakt. ANOVA über den Verlauf der Gesamtartenzahl (Spross- und Rhizombereich). Unabhängige Faktoren sind Jahr (2001 und 2002) und Monat (April – Oktober), abhängige Variable ist die Anzahl der gefundenen Arten.

	FG	MQ-Effekt	F	p-Wert
Jahr	1	215,7706	58,060	0,0000
Monat	6	122,2620	32,899	0,0000
Jahr x Monat	6	7,1033	1,911	0,9724
Fehler	50	3,7163		

Die Anzahl der Arten, die 2001 im Spross- und Rhizombereich der *Zostera marina*-Wiese vor Falkenstein ermittelt wurde, variierte sowohl zwischen den Monaten als auch zwischen den Bereichen signifikant (Abb. 2.11, Tab. 2.5).

Im Sprossbereich kam es 2001 im Mai zu einem starken Rückgang der Artenzahl gegenüber dem Vormonat. Im April wurden zwischen den Makrophyten insgesamt $12,5 \pm 0,7$ Arten nachgewiesen, während es im Mai mit $5,2 \pm 1,3$ Arten signifikant weniger waren ($p < 0,01$). In den Folgemonaten nahm die Anzahl der Makroinvertebraten-Arten wieder zu, bis sie im August 2001 mit $14,4 \pm 1,1$ Arten den höchsten Mittelwert erreichte. Danach ging die gefundene Artenzahl im September 2001 signifikant auf $8,5 \pm 3,0$ Arten zurück, um im Oktober erneut auf $12,0 \pm 1,9$ Arten anzusteigen.

Im Rhizombereich gab es im Untersuchungsjahr 2001 nur geringe Unterschiede zwischen den Monaten (Abb. 2.11). Im Mai wurde im Rhizombereich mit durchschnittlich $2,4 \pm 1,1$ Arten – wie im Sprossbereich – die geringste Anzahl von Makroinvertebratenarten ermittelt. Der Wert unterschied sich signifikant von denen im Juni und August bis Oktober. Im Gegensatz zum Sprossbereich wurde der höchste Wert im Rhizombereich mit $9,4 \pm 0,6$ Arten im September erreicht. Die durchschnittliche Artenanzahl im September unterschied sich signifikant von den Werten im April ($4,8 \pm 3,1$ Arten) und Mai ($2,4 \pm 1,1$ Arten).

Bis auf den September waren die Artenzahlen im Sprossbereich 2001 immer höher als im Rhizombereich. Signifikante Unterschiede zwischen der Anzahl von Arten in dem Spross- und Rhizombereich eines Monats wurden 2001 im April, Juli und August errechnet (Abb. 2.11).

Der Verlauf der im Untersuchungsjahr 2002 im Spross- und Rhizombereich ermittelten Anzahl der Arten ähnelt dem Verlauf der Daten 2001. Während zwischen den

untersuchten Spross- und Rhizombereichen keine Unterschiede ermittelt wurden, unterschieden sich die mittleren Anzahlen der Arten in einem Bereich signifikant (Tab. 2.5).

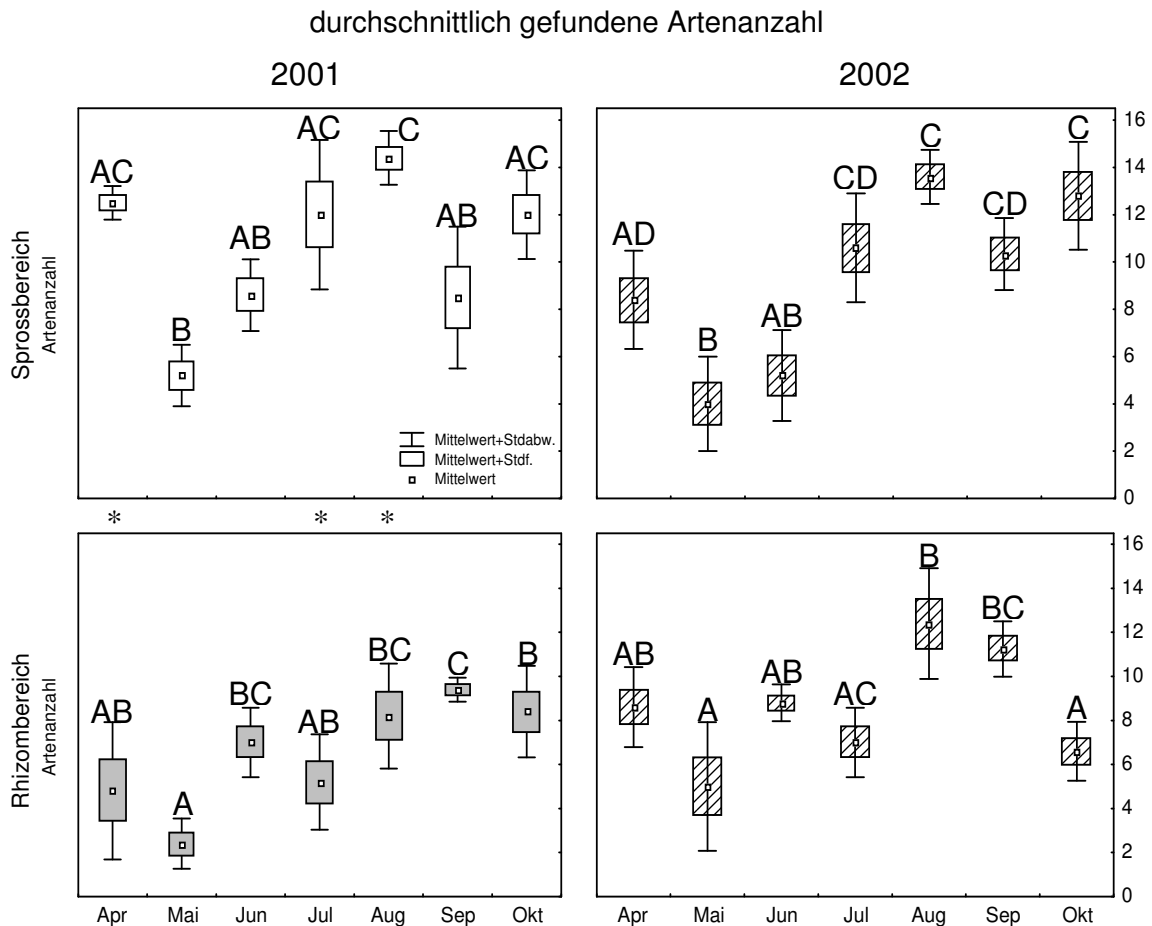


Abb. 2.11: Durchschnittliche Anzahl der nachgewiesenen Makroinvertebratenarten im *Zostera marina*-Feld aufgeteilt in Spross- und Rhizombereich während des Untersuchungszeitraumes 2001 und 2002. Signifikante Unterschiede der Artenanzahl in den einzelnen Monaten eines Bereiches eines Jahres sind mit unterschiedlichen Buchstaben markiert, gleiche Buchstaben bedeuten keine signifikanten Unterschiede.

Im Sprossbereich wurden 2002 ähnlich wie 2001 die niedrigsten Artenanzahlen im Mai ($4,0 \pm 2,0$ Arten) gefunden, diese unterschieden sich signifikant von den April- und Juli- bis Oktober-Werten ($p < 0,04$). Der höchste Wert wurde mit $13,6 \pm 1,1$ Arten wie im Vorjahr im August erhoben. Auch im Untersuchungsjahr 2002 kam es im September – wie 2001 – zu einem Rückgang der Arten, jedoch war dieser 2002 mit einem mittleren Wert von $10,3 \pm 1,5$ Arten nicht signifikant geringer als der Wert im August.

Im Rhizombereich wurde der durchschnittlich niedrigste Wert ebenfalls im Mai erhoben. Er unterschied sich mit $5,0 \pm 2,9$ Arten nicht von den Werten im April ($8,6 \pm$

1,8 Arten), Juni ($8,8 \pm 0,8$ Arten), Juli ($87,0 \pm 1,6$ Arten) und Oktober ($6,6 \pm 1,3$ Arten), wohl aber von den im August und September gefundenen Artenanzahlen, die mit $12,4 \pm 2,5$ Arten bzw. $11,3 \pm 1,3$ Arten die höchsten Artenanzahlen im Rhizombereich 2002 aufwiesen (Abb. 2.11).

Die ermittelten Werte der Artenzahlen im Spross- und Rhizombereich des Untersuchungszeitraumes wurden im Anhang in Tabelle 15 dargestellt. Die statistische Auswertung ist im Anhang in Tabelle 16 zusammengefasst.

Tab. 2.5: Artenanzahl im Seegras. Ergebnisse einer 2-fakt. ANOVA über den Verlauf Makroinvertebraten Arten im *Z. marina*-Feld. Unabhängige Faktoren sind Bereich (Spross und Rhizom) und Monat (April – Oktober), abhängige Variable ist die Artenanzahl der Makroinvertebraten.

	FG	MQ-Effekt	F	p-Wert
<u>2001</u>				
Bereich	1	245,3460	58,874	0,0000
Monat	6	55,8293	13,397	0,0000
Bereich x Monat	6	20,4027	4,896	0,0005
Fehler	52	4,1673		
<u>2002</u>				
Bereich	1	9,3565	2,517	0,1186
Monat	6	71,6490	19,275	0,0000
Bereich x Monat	6	26,1556	7,036	0,0000
Fehler	53	3,7173		

Ernährungsökologische Gruppen

Die im *Zostera marina*-Habitat gefunden 33 Tierarten wurden aufgrund ihrer Ernährungsweise in fünf ernährungsökologische Gruppen (Planktivore, Detritivore, Herbivore, Omnivore und Carnivore) eingeteilt. Die Daten aus beiden Untersuchungsjahren wurden in diesem Abschnitt aus Gründen der Übersichtlichkeit gemittelt. Die Verteilung der Biomassen der einzelnen ernährungsökologischen Gruppen auf die untersuchten Bereiche (Spross und Rhizom) der *Zostera marina*-Wiese vor Falkenstein während des Untersuchungszeitraumes April – Oktober wird in Abbildung 12 deutlich, die entsprechenden prozentualen Anteile der einzelnen

Gruppen werden in Tabelle 6 aufgeführt. Die Strandkrabbe *Carcinus maenas* wurde nicht in Abbildung 12 bzw. der anschließenden Statistik berücksichtigt.

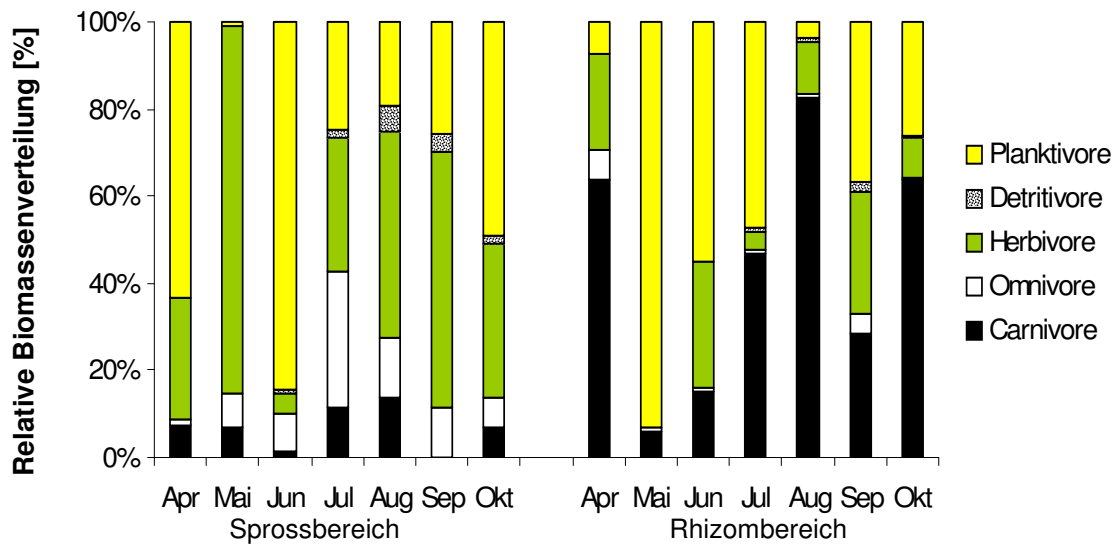


Abb. 2.12: Anteile der einzelnen ernährungsökologischen Gruppen an der monatlichen Gesamt-Makroinvertebratenbiomasse (g AFTG pro m²) im Spross- und Rhizombereich von *Zostera marina* während des Untersuchungszeitraums 2001/2002.

Die genaue Zuordnung der einzelnen Arten in die fünf ernährungsökologischen Gruppen ist aus den Abbildungen 2.13-2.18 ersichtlich.

Die Biomassenanteile der einzelnen ernährungsökologischen Gruppen unterschieden sich im Sprossbereich während der Monate Mai bis September signifikant voneinander. Im Mai (84,3 %), August (47,1 %) und September (58,8 %) bildeten die Herbivoren, im Juni (84,5 %) die Planktivoren die biomassestärkste Gruppe. Im September und Juli traten neben den Herbivoren auch die planktivoren Arten, im Juli zusätzlich die Omnivoren signifikant hoch auf (Abb. 2.12, Tab. 2.6). Im April und Oktober waren die Standardabweichungen in den Biomassen der einzelnen Gruppen zu hoch, sodass keine statistischen Unterschiede erhoben werden konnten. Jedoch kann man auch hier den Trend zu höheren Biomassen bei den Planktivoren und Herbivoren erkennen (Abb. 2.12).

Im Durchschnitt lagen die Biomasse der Herbivoren mit $41,0 \pm 25,2$ % über dem Biomasseanteil der Planktivoren ($37,8 \pm 20,8$ %). Die Omnivoren ($11,9 \pm 9,8$ %) und Carnivoren ($7,1 \pm 14,8$ %) lagen im mittleren Biomassebereich und die Detritivoren

hatten mit $2,2 \pm 2,4$ % den geringsten Anteil bei der Zusammensetzung der Invertebratengemeinschaft im Sprossbereich der *Zostera marina*-Wiese vor Falkenstein während des Untersuchungszeitraumes.

Im Rhizombereich unterschied sich die Verteilung der ernährungsökologischen Gruppen in allen Monaten signifikant. Im Gegensatz zum Sprossbereich lag hier der Schwerpunkt der Biomasse bei den Carnivoren und Planktivoren. Die Carnivoren gehörten außer im Mai in allen Monaten zu den biomassestärksten Gruppen. Im August (82,8 %) und Oktober (63,6 %) wiesen sie eine signifikant höhere Biomasse auf als die anderen vier Gruppen. Im April (63,7 %) nahmen sie zusammen mit den Herbivoren den signifikant größten Anteil ein. Im Juli (46,9 %) bildeten die Carnivoren zusammen mit den Planktivoren (47,3 %) den höchsten Anteil. Im Juni und September waren die Carnivoren zusammen mit den Planktivoren und Herbivoren signifikant häufiger vertreten. Die Planktivoren wurden im Rhizombereich im Mai (92,9 %) signifikant häufig nachgewiesen. Die Herbivoren, die im Sprossbereich stark vertreten waren, bildeten im Rhizombereich im (22,0 %), Juni (29,2 %) und September (27,8 %) neben den Carnivoren bzw. Planktivoren signifikant hohe Biomasseanteile (Tab. 2.6). Die Detritivoren nahmen während des gesamten Untersuchungszeitraumes im Rhizombereich mit durchschnittlich $0,6 \pm 0,7$ % einen sehr geringen Anteil an der Zusammensetzung der Biomassen der fünf ernährungsökologischen Gruppen ein, ebenso wie die Omnivoren, die mit durchschnittlich $2,1 \pm 2,5$ % über dem Anteil der Detritivoren lagen, damit aber noch deutlich unter dem Anteil der Herbivoren ($14,9 \pm 11,1$ %), Planktivoren ($38,4 \pm 24,6$ %) und Carnivoren ($43,9 \pm 24,1$ %).

Tab. 2.6: Zusammensetzung der einzelnen ernährungsökologischen Gruppen: Planktivore (P), Detritivore (D), Herbivore (H), Omnivore (O) und Carnivore (C) im Sprossbereich und Rhizombereich in *Zostera marina* in den Monaten April bis Oktober der Untersuchungsjahre 2001/2002. Angegeben werden die Anteile der Biomassen der ernährungsökologischen Gruppen eines Monats in [%]. Rote/fette Zahlen kennzeichnen signifikant dominierende Gruppen.

	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	
Spross	P	63,11	0,70	84,49	24,63	19,05	25,67	49,17
	D	0,05	0,36	0,65	2,15	6,31	3,98	1,55
	H	28,21	84,30	4,91	30,74	47,10	58,83	35,66
	O	1,35	7,68	8,35	31,20	13,85	11,52	6,58
	C	7,29	6,97	1,60	11,29	13,69	0,00	7,05
Rhizom	P	7,20	92,94	54,89	47,34	3,70	36,69	26,31
	D	0,30	0,00	0,05	0,94	0,66	2,30	0,25
	H	21,95	0,10	29,17	4,10	12,26	27,78	9,11
	O	6,84	0,86	0,54	0,75	0,62	4,57	0,74
	C	63,70	6,10	15,34	46,87	82,75	28,66	63,59

Die mittleren Biomassen der einzelnen ernährungsökologischen Gruppen im Verlauf des Untersuchungszeitraumes wurden im Anhang unter Tabelle 18 zusammengestellt. Die statistische Auswertung der Daten wurde im Anhang in Tabelle 19 zusammengefasst.

Planktivore:

Die im marinen Makrophytensystem (*Zostera marina*-Wiese) gefundenen planktivoren Arten setzten sich sowohl in der Biomasse als auch in der Individuendichte zu mehr als 95 % aus der Miesmuschel *Mytilus edulis* zusammen (Abb. 2.13). Die Sandklaffmuschel *Mya arenaria* und andere Planktivore wie die Bryozoe (*Electra* spp.), Hydrozoe (*Laomedea flexuosa*), Crustaceen wie Cirripedia (Seepocke *Balanus improvisus*) und Mysidacea sowie weitere bivalve Arten wie *Cerastoderma edule* und *Macoma baltica* spielten in der Seegraswiese bezüglich der Abundanz und Biomasse nur eine geringe Rolle (Abb. 2.13).

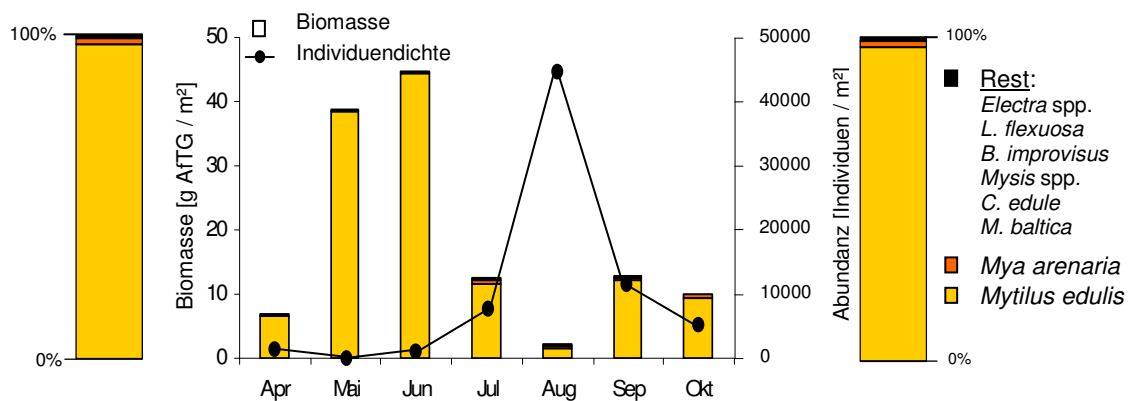


Abb. 2.13: Übersicht über den Verlauf der planktivoren Makroinvertebraten im *Zostera marina*-Feld vor Falkenstein. Links: relative Zusammensetzung der Biomasse über den gesamten Probenahmezeitraum; Mitte: Verlauf der durchschnittlichen Biomassenzusammensetzung und der Gesamtabundanz in den Untersuchungsmonaten; Rechts: relative Zusammensetzung der Individuendichte über den gesamten Versuchszeitraum. Standardabweichungen wurden zugunsten der Übersichtlichkeit weggelassen.

Die Biomasse der Planktivoren nahm von durchschnittlich $6,7 \pm 11,1$ g AfTG pro m^2 im April auf $44,6 \pm 76,2$ g AfTG pro m^2 im Juni stark zu. Gleichzeitig änderte sich die Individuenanzahl nur geringfügig. Im Juli sank die Biomasse auf $12,5 \pm 12,4$ g AfTG pro m^2 ab, bis sie im August mit $2,2 \pm 0,7$ g AfTG pro m^2 den niedrigsten Durchschnittswert erreichte. Die Individuendichte der Planktivoren nahm hingegen im Juli zu und erreichte im August ihren höchsten Abundanzwert (44351 ± 51691 Tiere

pro m²). Während die Biomasse im September und Oktober wieder auf das Juni-Niveau anstieg, nahm die Abundanz in diesen Monaten kontinuierlich ab.

Detritivore:

Die Gruppe der detritivoren Tiere setzte sich im Untersuchungsgebiet in ihrer Biomasse und in der Individuendichte hauptsächlich aus drei Vertretern der Gruppe der Amphipoden (*Erichthonius difformis*, *Microdeutopus gryllotalpa* und *Corophium* spp.) zusammen, wobei die Individuen der Gattung *Corophium* nicht bis auf das Artenniveau bestimmt werden konnten. Die gefundenen Anneliden-Arten *Anataides* sp., *Tubifex* spp. und *Polydora* spp. waren mit weniger als 5 % vertreten (Abb. 2.14).

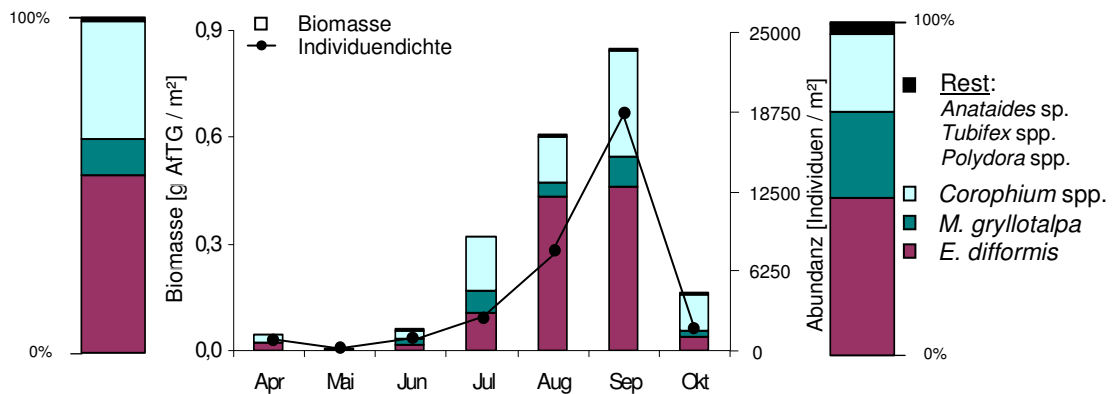


Abb. 2.14: Übersicht über den Verlauf der Gruppe der detritivoren Makroinvertebraten im *Zostera marina*-Feld vor Falkenstein. Links: relative Zusammensetzung der Biomasse über den gesamten Untersuchungszeitraum; Mitte: Verlauf der durchschnittlichen Biomassenzusammensetzung und der Gesamtabundanz in den Untersuchungsmonaten; Rechts: relative Zusammensetzung der Individuendichte über den gesamten Versuchszeitraum. Standardabweichungen wurden zugunsten der Übersichtlichkeit weggelassen.

Der Verlauf beider Parameter war während des Untersuchungszeitraumes vom April bis Oktober ähnlich. Im Mai erreichte sowohl der Biomassewert mit $< 0,01$ g AfTG pro m² als auch die Individuendichte mit 107 ± 130 Tieren pro m² den jeweils niedrigsten durchschnittlichen Wert. Beide Parameter stiegen im weiteren Verlauf ab Juni kontinuierlich an und erreichten im September ihr höchstes Niveau (Biomasse: $0,85 \pm 0,27$ g AfTG pro m²; Individuendichte: 20182 ± 6327 Tiere pro m²). Im Oktober fielen beide Werte wieder stark ab (Biomasse: $0,2 \pm 0,1$ g AfTG pro m²; Individuendichte: 1980 ± 1599 Tiere pro m²).

Herbivore:

Die Zusammensetzung der Biomasse und der Abundanzen der Herbivoren unterschied sich während des Untersuchungszeitraumes im marinen *Zostera*-Habitat deutlich voneinander. Während die Strandschnecke *Littorina littorea* ca. 90 % der Herbivorenbiomasse ausmachte, machten die Dünnschalige Rissoa (*Rissoa membranacea*) und die Wattschnecke *Hydrobia ulvae* zusammen ca. 90 % der Individuenanzahl aus, *L. littorea* jedoch nur ca. 5 % (Abb. 2.15). Die Biomasse der Herbivoren erreichte im Juni mit insgesamt $22,5 \pm 20,3$ g AfTG pro m^2 ihren höchsten Wert, während in dem Monat davor (Mai: $1,2 \pm 1,9$ g AfTG pro m^2) und danach (Juli: $2,3 \pm 2,8$ g AfTG pro m^2) ihre niedrigsten Werte gemessen wurden. Die Individuenzahl wies im Juni mit durchschnittlich $1604,5 \pm 1169,0$ Tieren pro m^2 die geringste und im August mit $11562,3 \pm 3375,5$ Tieren pro m^2 die höchste Dichte auf, wobei im August *Rissoa membranacea* mit $9893,0 \pm 3732,7$ Tieren pro m^2 den Hauptanteil der Individuenanzahl bildete.

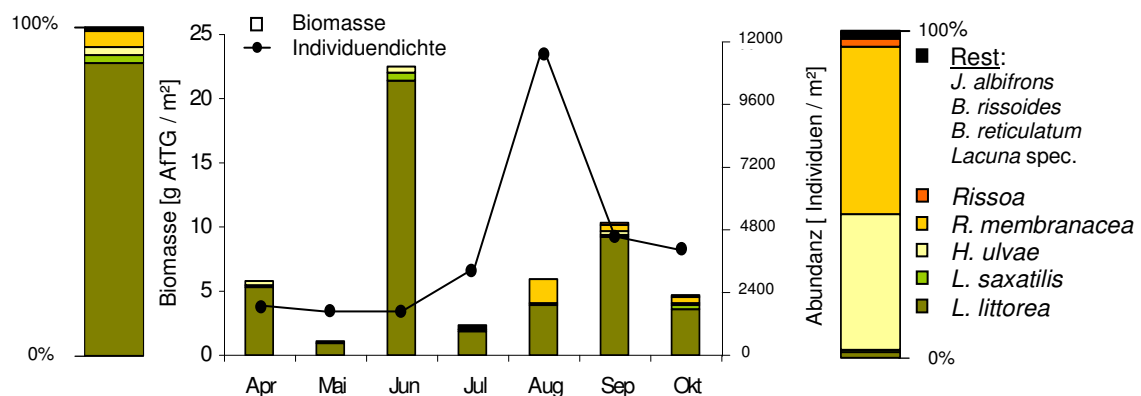


Abb. 2.15: Übersicht über den Verlauf der Gruppe der herbivoren Makroinvertebraten im *Zostera marina*-Feld vor Falkenstein. Links: relative Zusammensetzung der Biomasse über den gesamten Probenahmezeitraum; Mitte: Verlauf der durchschnittlichen Biomassenzusammensetzung und der Gesamtabundanz in den Untersuchungsmonaten; Rechts: relative Zusammensetzung der Individuendichte über den gesamten Versuchszeitraum. Standardabweichungen wurden zugunsten der Übersichtlichkeit weggelassen.

Omnivore:

Die ernährungsökologische Gruppe der Omnivoren setzte sich während der Untersuchungsperioden in der *Zostera marina*-Wiese vor Falkenstein aus vier Crustaceen-Arten zusammen. Jedoch nimmt *C. maenas* (Decapoda) eine Sonderstellung ein. Da die Daten durch das Fluchtverhalten der Tiere nicht quantifizierbar waren, wurden sie separat dargestellt (Abb. 2.17).

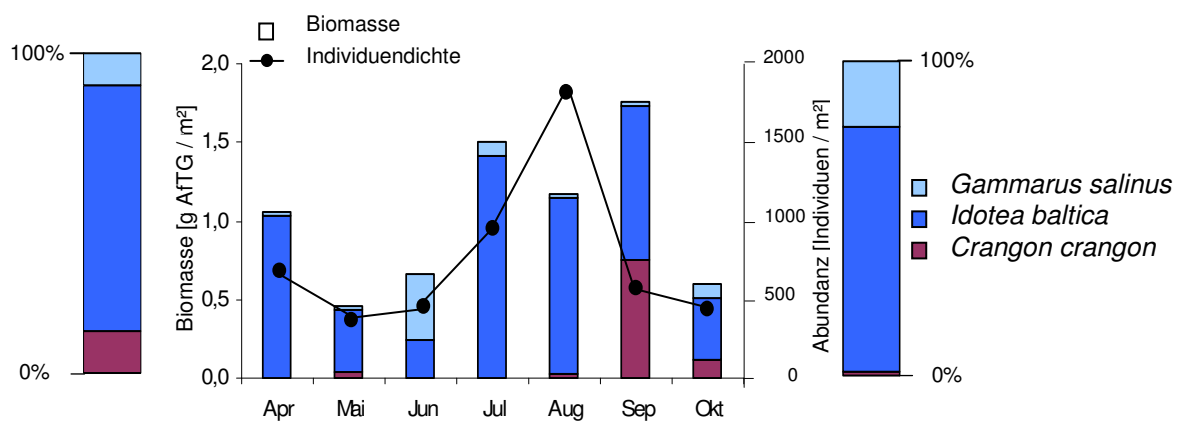


Abb. 2.16: Übersicht über den Verlauf der Gruppe der omnivoren Makroinvertebraten im *Zostera marina*-Feld vor Falkenstein. Links: relative Zusammensetzung der Biomasse über den gesamten Untersuchungszeitraum; Mitte: Verlauf der durchschnittlichen Biomasse und Abundanz in den Untersuchungsmonaten; Rechts: relative Zusammensetzung der Individuendichte über den gesamten Versuchszeitraum. Standardabweichungen wurden zugunsten der Übersichtlichkeit weggelassen.

Den höchsten Anteil der verbliebenen omnivoren Arten hatte, sowohl bei der durchschnittlichen Biomasse ($0,8 \pm 0,4$ g AfTG pro m^2 ; 77,5 %), als auch bei der Individuendichte ($601,8 \pm 590,2$ Tiere pro m^2 ; 78,6 %) die Dreispitzige Meerassel *Idotea baltica*. Die Sandgarnele *Crangon crangon* bildete mit 13,0 % den durchschnittlich zweithöchsten Biomasseanteil, jedoch bildete *C. crangon* nur 1,4 % der Individuendichte. Der Brackwasserflohkrebs *Gammarus salinus* hatte während des Untersuchungszeitraums den niedrigsten durchschnittlichen Biomasseanteil von 9,5 %, jedoch lag sein Anteil an der Individuendichte mit durchschnittlich 20,0 % über dem der Sandgarnele. Während *Idotea* und *Gammarus* über den gesamten Untersuchungszeitraum nachgewiesen wurden, wurde *Crangon* nur in der Hälfte der Monate gefunden (Abb. 2.16).

Nach einem Rückgang der Biomasse und der Abundanz der omnivoren Arten im Mai nahmen beide Parameter wieder zu. Die Gesamtbiomasse der omnivoren Arten wies sowohl im Juli ($1,5 \pm 0,5$ g AfTG pro m^2), als auch im September ($1,8 \pm 1,0$ g AfTG pro m^2) einen hohen Wert auf, wobei letzterer durch einen hohen Anteil an *Crangon* ($0,8 \pm 0,7$ g AfTG pro m^2) erzeugt wurde. Im Juli dominierte *Idotea baltica* die Biomasse mit $1,4 \pm 0,4$ g AfTG pro m^2 und erreichte damit den höchsten Biomassewert im

Untersuchungszeitraum. *Gammarus salinus* wies im Juni den höchsten Biomassewert mit $0,4 \pm 0,3$ g AfTG pro m^2 auf. Die Individuendichte war im August mit durchschnittlich $1809,6 \pm 1757,5$ Tiere pro m^2 am höchsten, während die Biomassen von *Gammarus* und *Idotea* zurückgingen ($1,2 \pm 0,7$ g AfTG pro m^2). Im Oktober nahmen beide Werte weiter ab.

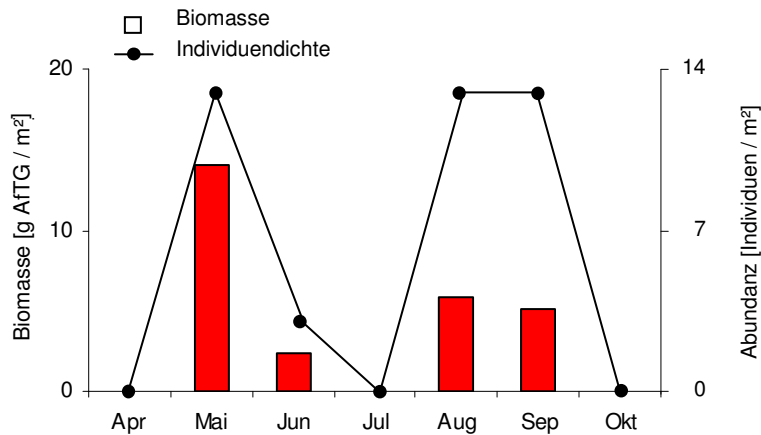


Abb. 2.17: Übersicht über den Verlauf der Biomasse und der Individuendichte von *Carcinus maenas* im *Zostera marina*-Feld vor Falkenstein. Angegeben sind die Mittelwerte ohne Standardabweichung.

Die Strandkrabbe *Carcinus maenas* trat im Untersuchungszeitraum mit durchschnittlich $3,9 \pm 5,1$ g AfTG pro m^2 auf. Während im Mai die übrigen Omnivoren ihre niedrigste Biomasse und Individuendichte aufwiesen, erreichte der Biomassewert der Strandkrabbe mit durchschnittlich $14,0 \pm 31,3$ g AfTG pro m^2 und einer Individuenanzahl von $12,7 \pm 40,3$ Tieren pro m^2 ihren höchsten Wert (Abb. 2.17). Im Juni gingen die Werte beider Parameter von *C. maenas* zurück und im Juli wurden die Tiere gar nicht nachgewiesen, gleichzeitig nahmen die untersuchten Parameter der anderen Omnivoren zu. Erst im August und September wurden wieder Strandkrabben in den Proben nachgewiesen ($5,8 \pm 13,0$ g AfTG pro m^2 bzw. $5,1 \pm 11,3$ g AfTG pro m^2).

Carnivore:

Die carnivoren Makroinvertebraten im *Zostera marina*-Feld vor Falkenstein setzen sich aus folgenden Arten zusammen: *Nereis diversicolor*, *Nereis pelagica*, *Harmothoë* sp. (Polychaeta) und *Asterias rubens* (Echinodermata).

Der Verlauf der Biomasse und der Abundanz der carnivoren Makroinvertebraten in *Zostera marina* war im Untersuchungszeitraum sehr unregelmäßig (Abb. 2.18).

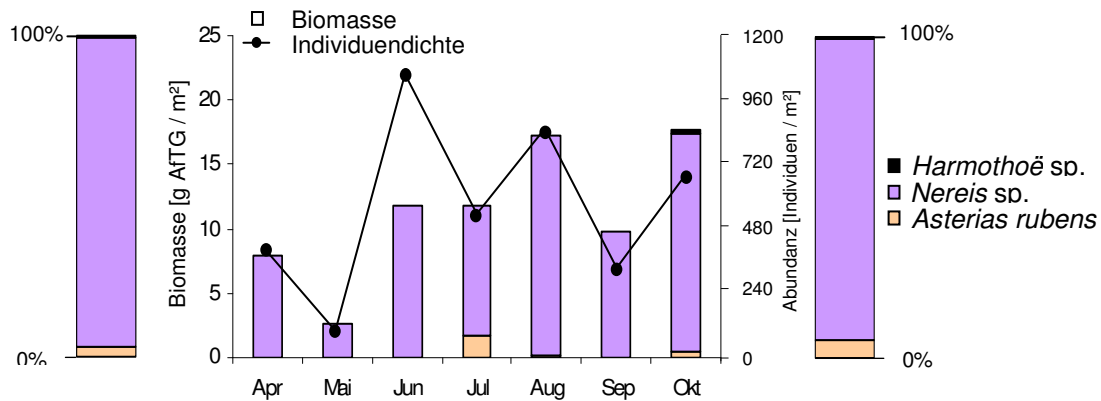


Abb. 2.18: Übersicht über den Verlauf der Gruppe der carnivoren Makroinvertebraten im *Zostera marina*-Feld vor Falkenstein. Links: relative Zusammensetzung der Biomasse über den gesamten Probenahmezeitraum; Mitte: Verlauf der durchschnittlichen Biomasse und Abundanz in den Untersuchungsmonaten; Rechts: relative Zusammensetzung der Individuendichte über den gesamten Versuchszeitraum. Standardabweichungen wurden zugunsten der Übersichtlichkeit weggelassen.

Die räuberischen Vertreter der Gattung *Nereis* bildeten den größten Anteil an der Biomasse ($11,1 \pm 5,2$ g AfTG pro m^2 ; ca. 91,2 %) und der Individuendichte ($528,8 \pm 389,6$ Tiere pro m^2 ; 93,0 %) der carnivoren Invertebraten. Der Gemeine Seestern *Asterias rubens* wurde nur in wenigen Monaten in den Proben nachgewiesen. Der Schuppenwurm *Harmothoë* sp. kam nur selten und in sehr geringem Ausmaß vor.

Ein durchschnittliches Biomasseminimum konnte im Mai mit $2,6 \pm 4,4$ g AfTG pro m^2 und ein Höchstwert mit $17,3 \pm 15,8$ g AfTG pro m^2 im August bzw. Oktober ($17,6 \pm 13,2$ g AfTG pro m^2) gemessen werden. Bei der Individuendichte wurde der niedrigste Durchschnittswert ebenfalls im Mai ($96,2 \pm 155,5$ Tiere pro m^2) und der höchste Wert bereits im Juni ($1075,2 \pm 829,3$ Tiere pro m^2) ermittelt. Danach stiegen sowohl die Biomasse- als auch die Dichtewerte abwechselnd auf und ab.

Die Mittelwerte der Biomassen und Individuenabundanzen sowie die Standardabweichungen der einzelnen ernährungsökologischen Gruppen wurden im Anhang in den Tabellen 20 bis 22 zusammengefasst.

Limnisches Habitat: Laichkrautbestand im Schluensee

Temperatur und pH-Wert

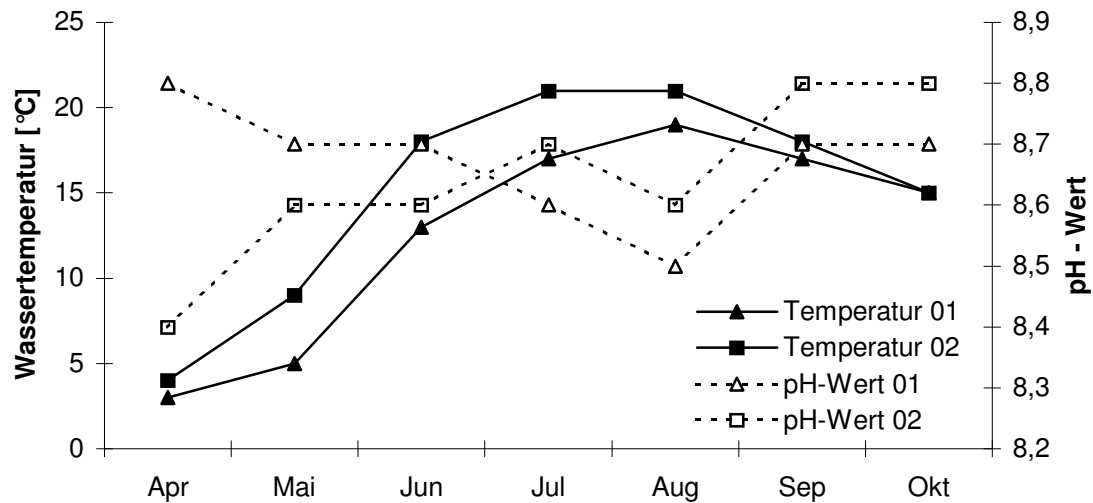


Abb. 2.19: Temperaturverlauf und pH-Wert während des Untersuchungszeitraumes 2001 / 2002.

Die Temperaturwerte in ca. 1 m Wassertiefe des Schluensees zeigten während der Untersuchungsmonate April bis Oktober in den Jahren 2001 und 2002 einen Kurvenverlauf entsprechend dem vorherrschenden gemäßigten Klima (Abb. 2.19). Im April lag mit durchschnittlich $3,5 \pm 0,7$ °C die niedrigste, im August mit durchschnittlich $20,0 \pm 1,4$ °C die höchste Wassertemperatur vor. Die Wassertemperatur war 2001 durchschnittlich um $2,4 \pm 1,9$ °C niedriger als 2002 (Abb. 2.19).

Die Leitfähigkeit im Schluensee blieb während der Untersuchungen relativ konstant und betrug durchschnittlich 400 ± 20 µS. Der mittlere pH-Wert lag 2001 bei $8,7 \pm 0,1$ und 2002 bei $8,6 \pm 0,1$. Die pH-Werte des Monats April in den beiden Untersuchungs Jahren wichen stark voneinander ab.

Die einzelnen Messwerte der Temperatur und des pH-Wertes für den Probenahmeort im Schluensee werden im Anhang in Tabelle 23 aufgelistet.

Makrophyten

Sprossdichten

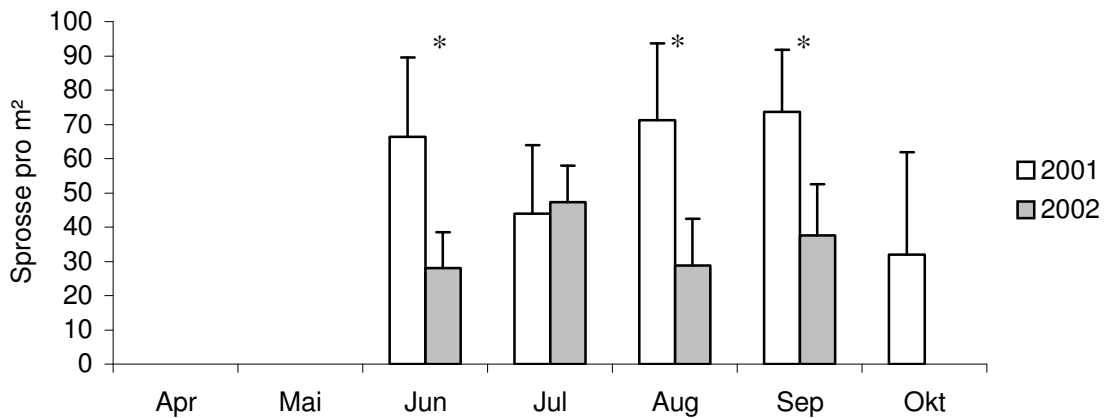


Abb. 2.20: Mittlere Sprossdichten von *Potamogeton perfoliatus* im Untersuchungszeitraum 2001 / 2002. Signifikante Unterschiede sind mit (*) gekennzeichnet (N = 70).

Im Schluensee wurden nur während der Monate Juni bis Oktober (2001) bzw. bis September (2002) Sprosse des Laichkrautgewächses *Potamogeton perfoliatus* gefunden (Abb. 2.20). Die Pflanzen traten erst Ende Mai bis Anfang Juni auf und bildeten sich ab September zurück. Im Oktober 2001 wurden in drei von fünf Proben Sprosse von *P. perfoliatus* gefunden, im Jahr 2002 konnten im Oktober keine Sprosse des Laichkrautes mehr nachgewiesen werden.

Die Dichten der Sprosse im Untersuchungsjahr 2001 waren mit durchschnittlich $57,4 \pm 27,0$ Sprossen pro m^2 signifikant höher als die Sprossdichten 2002 mit durchschnittlich $28,3 \pm 19,1$ Sprossen pro m^2 (Tab. 2.7).

Während der Vegetationsphase unterschied sich die Makrophytendichte innerhalb eines Jahres nicht voneinander (Tab. 2.7). Im Vergleich zwischen den Monaten der Untersuchungsjahre lag sowohl im Juni ($66,4 \pm 23,1$ Sprosse pro m^2) als auch im August ($71,2 \pm 22,5$ Sprosse pro m^2) und September ($73,6 \pm 18,2$ Sprosse pro m^2) die Dichte der Laichkrautsprosse 2001 signifikant über der Sprossdichte 2002 ($28,0 \pm 10,6$ Sprosse pro m^2 ; $28,8 \pm 13,7$ Sprosse pro m^2 ; $37,0 \pm 14,9$ Sprosse pro m^2 ; Abb. 2.20).

Die durchschnittlich niedrigste Sprossdichte wurde 2001 während der Vegetationsphase im Oktober mit $32,0 \pm 29,0$ Sprossen pro m^2 ermittelt. Die höchste Dichte erreichten die *Potamogeton*-Sprosse 2001 im August und September mit durchschnittlich $71,2 \pm 22,5$ Sprossen pro m^2 bzw. $73,6 \pm 18,2$ Sprossen pro m^2 .

Während der Vegetationsphase 2002 erreichte *Potamogeton perfoliatus* im Juni seinen durchschnittlich niedrigsten Wert mit $28,0 \pm 10,6$ Sprossen pro m^2 . Im Untersuchungsjahr 2002 wurde im Juli mit $47,2 \pm 10,7$ Sprossen pro m^2 die höchsten Dichten gemessen.

Die Mittelwerte und Standardabweichungen der ermittelten Sprossdichten wurden im Anhang in Tabelle 24, die statistischen Ergebnisse im Anhang in Tabelle 25 zusammengestellt.

Tab. 2.7: Sprossdichte von *Potamogeton perfoliatus*. Ergebnisse einer 2-fakt. ANOVA über den Sprossdichteverlauf. Unabhängige Faktoren sind Jahr (2001 und 2002) und Monat (Juni – Oktober), abhängige Variable ist die Sprossdichte pro m^2 .

	FG	MQ-Effekt	F	p-Wert
Jahr	1	8065,600	26,796	0,0000
Monat	4	193,067	0,641	0,594
Jahr x Monat	4	1126,933	3,744	0,021
Fehler	40	301,000		

Biomasse

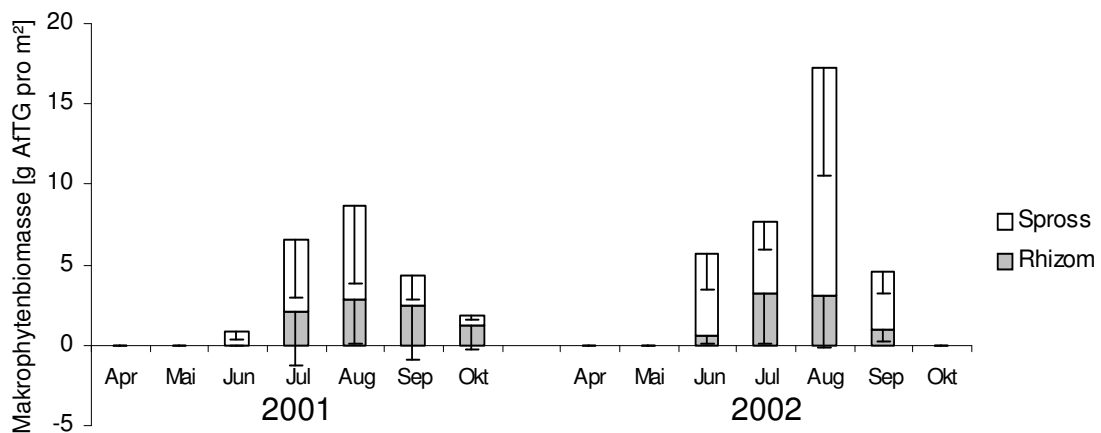


Abb. 2.21: Verlauf der Gesamtbiomasse (Sprosse und Rhizome; g AfTG pro m^2) von *Potamogeton perfoliatus* im Untersuchungszeitraum. Angegeben werden die Mittelwerte mit Standardabweichungen (N = 50).

Der Verlauf der Gesamtbiomasse (Spross- und Rhizombiomasse) von *Potamogeton perfoliatus* im Untersuchungszeitraum verlief tendenziell in beiden Untersuchungsjahren gleich. Ab Juni stieg die Gesamtbiomasse an und erreichte in beiden Jahren im August ihren höchsten Wert, um danach wieder abzusinken (Abb. 2.21).

Trotz des ähnlichen Verlaufes der Gesamtbiosmassen unterschieden sich die Werte in den Untersuchungsjahren signifikant voneinander (Kruskal-Wallis-ANOVA: $N = 50$; $FG = 9$; $H = 25,248$; $p < 0,002$). Während die Sprossdichte 2001 im Vergleich zum Untersuchungsjahr 2002 höher war, wurden für die Gesamtbiosmassen im Jahr 2001 durchschnittlich um $2,6 \pm 5,9$ g AfTG pro m^2 niedrigere Werte ermittelt als im Jahr 2002. Statistische Unterschiede der Gesamtbiosmasse von *Potamogeton perfoliatus* in den entsprechenden Monaten der beiden Untersuchungsjahre lagen nur während eines Monats vor. Der Biosmassewert im Juni 2001 war mit $0,9 \pm 0,6$ g AfTG pro m^2 signifikant niedriger als der durchschnittliche Wert 2002 mit $6,0 \pm 1,8$ g AfTG pro m^2 (Mann-Whitney U-Test: $U = 0$; $N = 10$; $p < 0,008$).

Die Mittelwerte und Standardabweichungen der Gesamtbiosmasse von *Potamogeton perfoliatus* wurden im Anhang in Tabelle 26 zusammengefasst.

Das Verhältnis der Biosmasse von *P. perfoliatus* bestehend aus Spross- und Rhizombiosmasse variierte zwischen den Monaten der Vegetationsperiode (Juni – Oktober) stark (Abb. 2.21). Auffällig war, dass im Untersuchungsjahr 2001 die Sprossbiosmasse nur in den ersten drei Monaten der Vegetationsphase über 50 % der Gesamtbiosmasse einnahm, während sie 2002 während des gesamten Vegetationszeitraumes (Juni – September) dominant (> 50 %) war.

Im Verhältnis von Spross- und Rhizombiosmassen war im Untersuchungsjahr 2001 die durchschnittliche Sprossbiosmasse signifikant höher als die Rhizombiosmasse (Kruskal-Wallis-ANOVA: $H = 16,59$; $N = 50$; $FG = 9$; $p < 0,05$). Im Juni 2001 wurde in den Sedimentproben kein Wurzelmaterial von *Potamogeton perfoliatus* gefunden, daher war der Anteil der Sprossbiosmasse signifikant höher ($p < 0,006$). In den restlichen Monaten des Untersuchungsjahres gab es keine signifikanten Unterschiede zwischen den Spross- und Rhizombiosmassen.

Das Spross-Rhizom-Biosmasseverhältnis im Jahr 2002 unterschied sich ebenfalls, wie im Vorjahr, signifikant voneinander (Kruskal-Wallis-ANOVA: $H = 37,58$; $N = 50$; $FG = 9$; $p < 0,001$). In diesem Jahr wiesen drei von vier Monaten signifikant höhere Sprossbiosmassen als Rhizombiosmassen auf. Die Unterschiede waren im Juni mit $p < 0,008$ und im August und September mit jeweils $p < 0,016$ eindeutig (Abb. 2.21, Tab. 2.8).

Tab. 2.8: Ergebnisse der multiplen Vergleiche durch den Mann-Whitney U-Test nach durchgeführter Kruskal-Wallis-ANOVA für die Daten der Makrophytenbiomasse aus 2001 (H = 16,59; N = 50; FG = 9, p < 0,05) und 2002 (H = 37,58; N = 50; FG = 9; p < 0,001).

Jahr\Monat	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober
2001	-	-	p < 0,006	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
2002	-	-	p < 0,008	n.s.	p < 0,016	p < 0,016	n.s.

(n.s. = nicht signifikant)

Die Mittelwerte und Standardabweichungen der Makrophytenbiomassen im Spross- und Rhizombereich wurden im Anhang in Tabelle 27 zusammengefasst.

Makroinvertebraten

In den *Potamogeton perfoliatus*-Beständen des Schluensees wurden insgesamt in beiden Jahren 38 unterschiedliche Arten gefunden, darunter Mollusken, Insekten, Anneliden, Crustaceen, Bryozoen, Hydrachniden, Hydrozoen und Turbellarien.

Alle Arten, die im Rahmen der Untersuchung im Laichkrautbestand des Schluensees gefunden wurden, sind im Anhang unter Tabelle 37 a) und b) zusammengefasst worden.

Individuendichte

Der Verlauf der Gesamtinvertebratendichte der über den Untersuchungszeitraum von April bis Oktober erfassten Tiere in den Spross- und Rhizombereichen in den *Potamogeton*-Beständen des Schluensees verlief in den beiden Untersuchungsjahren unterschiedlich (Abb. 2.22). Im Jahr 2001 nahm die Individuendichte von Mai an zu und sank nach Erreichen des höchsten Mittelwertes im Juli zum Oktober hin wieder ab. Im Gegensatz dazu nahm die Individuendichte 2002 von April bis Juli zu, sank dann im August stark ab und wuchs bis zum Oktober langsam wieder an (Abb. 2.22). Insgesamt waren die Dichten der Makroinvertebraten 2001 signifikant niedriger als im Untersuchungsjahr 2002 (Kruskal-Wallis-ANOVA: N = 70; FG = 13; H = 39,87; p < 0,001).

Die niedrigste Gesamtindividuendichte im Untersuchungsjahr 2001 wurde im Mai mit $713,0 \pm 614,6$ Individuen pro m² gemessen. Der höchste Mittelwert lag 2001 mit $6649,1 \pm 11209,4$ Tieren pro m² im Juli. Im Untersuchungsjahr 2002 lag der höchste Mittelwert

ebenfalls im Juli mit $11869,3 \pm 10131,8$ Tieren pro m^2 . Die durchschnittlichen Juli-Werte unterschieden sich aufgrund der hohen Standardabweichungen nicht voneinander. Der April-Wert ergab im Jahr 2002 mit durchschnittlich $1324,2 \pm 418,4$ Individuen pro m^2 den niedrigsten Abundanzwert.

Statistische Unterschiede zwischen den gleichen Monaten der Untersuchungsjahre wurden für den Mai (Mann-Whitney U-Test: $U = 1$; $N = 10$; $p < 0,02$), September (Mann-Whitney U-Test: $U = 2$; $N = 10$; $p < 0,03$) und Oktober (Mann-Whitney U-Test: $U = 0$; $N = 10$; $p < 0,01$) errechnet. Dabei waren im Jahr 2001 im Mai ($713,0 \pm 614,6$ Individuen pro m^2), September ($3250,6 \pm 1100,6$ Individuen pro m^2) und Oktober ($2452,2 \pm 571,7$ Individuen pro m^2) die Abundanzen niedriger als in den entsprechenden Monaten 2002 (Mai: $2266,4 \pm 822,2$ Individuen pro m^2 ; September: $6076,8 \pm 1822,7$ Individuen pro m^2 ; Oktober: $7002,8 \pm 2575,0$ Individuen pro m^2).

Alle Werte der Gesamtindividuedichte wurden im Anhang in Tabelle 28 zusammengefasst.

Der Vergleich der Individuedichten eines Untersuchungsjahres ergab für den Sprossbereich 2001 signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Monaten (Kruskal-Wallis-ANOVA: $H = 27,68$; $N = 35$; $FG = 6$; $p < 0,001$; Abb. 2.22). Die Monate Juni ($1279,6 \pm 333,3$ Individuen pro m^2), August ($2927,1 \pm 2328,4$ Individuen pro m^2) und September ($1340,7 \pm 657,7$ Individuen pro m^2) lagen signifikant über den durchschnittlichen Abundanzen der anderen beprobten Monate (April, Mai, Juli und Oktober).

Im Rhizombereich desselben Jahres wurden keine Unterschiede zwischen den Individuedichten der einzelnen Monate errechnet (Kruskal-Wallis-ANOVA: $H = 9,65$; $N = 35$; $FG = 6$; $p < 0,139$).

Die statistischen Unterschiede zwischen den Individuenanzahlen der beiden untersuchten Bereiche lagen vor allem in den Monaten vor, in denen keine oder kaum *Potamogeton*-Sprosse vorhanden waren (April, Mai und Oktober). Während der Hauptvegetationsphase von Juni bis September waren keine Unterschiede zwischen den Dichten der Makroinvertebraten im Spross- und Rhizombereich der Laichkrautwiesen zu erfassen (Abb. 2.22).

Abundanzen

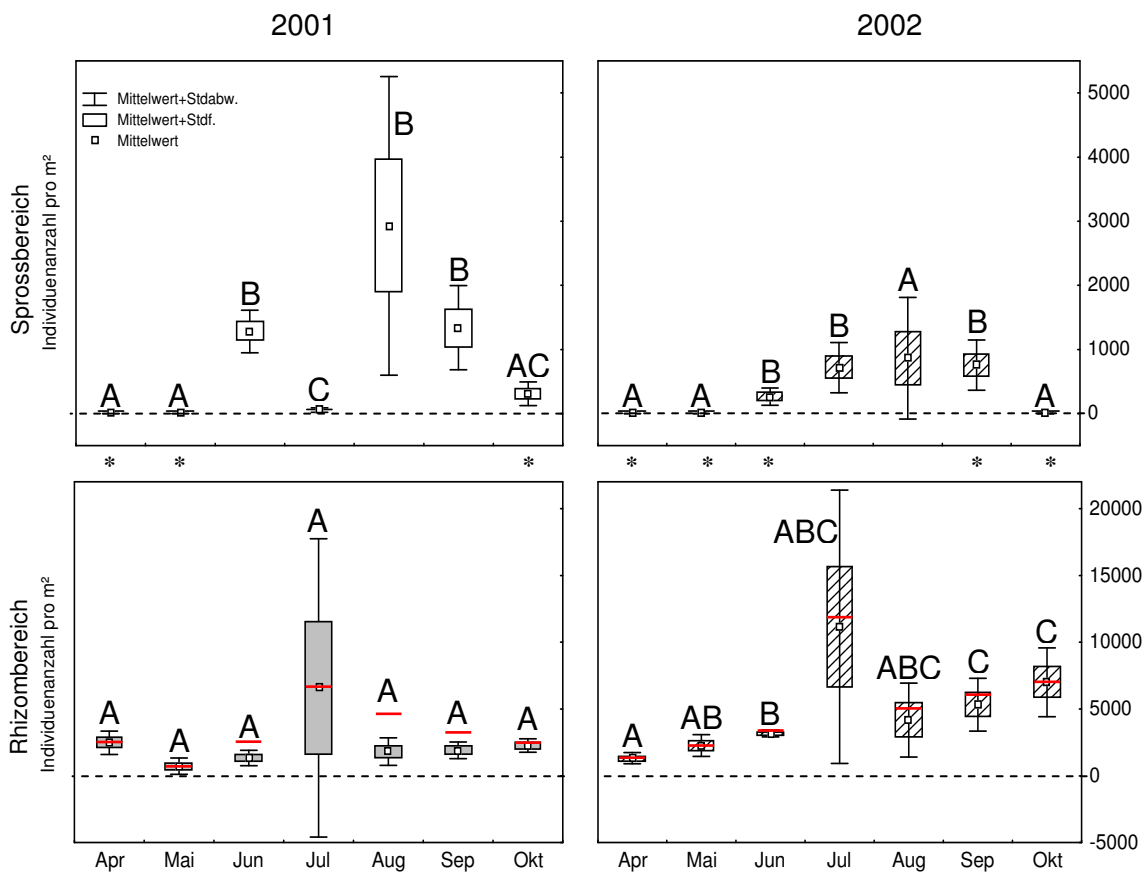


Abb. 2.22: Abundanzen der nachgewiesenen Individuen im Schluensee im Untersuchungszeitraum 2001 und 2002, aufgeteilt in Spross- und Rhizombereich. (—) = Gesamtindividuedichte; (*) = signifikante Unterschiede zwischen Spross- und Rhizombereich; unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede zwischen den Monaten eines Bereiches; Monate mit einem gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant.

Der Vergleich der Individuendichte in den einzelnen Bereichen des Untersuchungsjahres 2002, ergab für den Sprossbereich innerhalb der Monate April bis Oktober einen signifikanten Unterschied zwischen den Individuenanzahlen (Kruskal-Wallis-ANOVA: $H = 26,79$; $N = 35$; $FG = 6$ $p < 0,001$).

Die Unterschiede lagen wie schon im Jahr zuvor zwischen den Monaten ohne Laichkrautvegetation (April, Mai und Oktober) und damit auch ohne Fauna und den Monaten in denen Laichkraut gefunden wurde (Juni – September). Die Besiedlung der Laichkrautspresse verlief während der Vegetationsphase in einer Kurve. Im Juni begann die Besiedlung mit durchschnittlich $262,6 \pm 135,0$ Individuen pro m^2 . Im Juli ($715,7 \pm 392,7$ Individuen pro m^2) nahm die Dichte weiter zu und erreichte im August mit $864,8 \pm 948,3$ Individuen pro m^2 ihren höchsten mittleren Wert und nahm zum

September ($754,7 \pm 391,0$ Individuen pro m^2) wieder ab. Die Individuendichten der Vegetationsperiode von Juni bis September unterschieden sich statistisch nicht voneinander.

Die Besiedlung des Rhizombereiches des Jahres 2002 unterschied sich im Verlauf vor allem in den Monaten September und Oktober vom Vorjahr. Im Jahr 2002 stieg die Abundanz tendenziell von April bis Oktober an. Vom April 2002 (1324 ± 418 Individuen pro m^2) bis zum Juni (3183 ± 270 Individuen pro m^2) war ein signifikanter Anstieg zu erkennen. Der durchschnittlich höchste Wert 2002 lag wie im Vorjahr im Juli (11154 ± 10235 Individuen pro m^2), jedoch unterschied sich dieser Wert aufgrund der hohen Standardabweichungen nicht von den Werten der restlichen Untersuchungsmonate des Jahres, ebenso wie die durchschnittliche Abundanz der Makroinvertebraten im August (4176 ± 2767 Individuen pro m^2). Im September (5322 ± 19834 Individuen pro m^2) und Oktober (7003 ± 2575 Individuen pro m^2) lagen die Invertebratendichten im Rhizombereich signifikant über den Werten des Aprils bis Junis (Abb. 2.22).

Das Verhältnis der durchschnittlichen Dichte der Invertebraten im Spross- und Rhizombereich wies während des gesamten Untersuchungsjahres 2002 einen deutlichen Schwerpunkt im Rhizombereich auf. In den Monaten April bis Juni sowie September und Oktober war die Invertebratendichte im Rhizombereich signifikant höher als im Sprossbereich.

Alle Werte und Standardabweichungen der Individuenzahlen in den Bereichen der beiden Untersuchungsjahre wurden im Anhang in Tabelle 29 zusammengefasst, die Ergebnisse der paarweisen Vergleiche sind im Anhang in Tabelle 30 zu finden.

Tab. 2.9: Individuenabundanzen im *Potamogeton perfoliatus*-Feld. Dargestellt werden die Ergebnisse der statistischen Auswertung der einzelnen Bereiche in den Jahren 2001 und 2002 mithilfe der Kruskal-Wallis-ANOVA für nichtparametrische Verteilungen.

Jahr	Bereich	N	H	FG	p-Wert
2001	Spross	35	27,676	6	0,000
	Rhizom	35	9,650	6	0,139
2002	Spross	35	26,792	6	0,000
	Rhizom	35	17,223	6	0,008

Biomasse

Im Vergleich zur Individuendichte verlief die Gesamtbiomasse in den beiden Untersuchungsjahren ähnlich in Form einer Kurve. Die Biomasse wuchs, ausgehend vom April und Mai, über den Juni an und erreichte in beiden Jahren im Juli (2001: $29,8 \pm 37,0$ g AfTG pro m²; 2002: $17,4 \pm 12,2$ g AfTG pro m²) ihren durchschnittlich höchsten Wert. Im August war die mittlere Gesamtbiomasse deutlich niedriger als im Juli und nahm zum Oktober weiter ab.

Die Gesamtbiomassen der Makroinvertebraten in den einzelnen Monaten, die im Habitat Laichkrautwiese innerhalb der Jahre 2001 und 2002 während der Vegetationsperiode gefunden wurden, unterschieden sich nur im Monat Mai signifikant voneinander. Dabei lag der Mai-Wert der Invertebratenbiomasse 2001 mit weniger als $0,01$ g AfTG pro m² signifikant unter dem Wert vom Mai 2002 mit $0,3 \pm 0,3$ g AfTG pro m² (Mann-Whitney U-Test: $U = 0$; $N = 10$; $p < 0,008$).

Die Übersicht der Gesamtbiomassen und deren Standardabweichungen sind im Anhang in Tabelle 31 zusammengefasst.

Der Vergleich der Makroinvertebratenbiomassen eines Untersuchungsjahres bezüglich des Faktors „Monat“ ergab im Sprossbereich signifikante Unterschiede im Untersuchungsjahr 2001 (Kruskal-Wallis-ANOVA: $H = 25,99$; $N = 35$; $FG = 6$; $p < 0,0001$). Auch im Rhizombereich unterschieden sich die Werte der einzelnen Monate signifikant voneinander (Kruskal-Wallis-ANOVA: $H = 13,83$; $N = 35$; $FG = 6$; $p < 0,032$).

Im Sprossbereich kam es 2001 mit Beginn der Vegetationsphase im Juni zu einem Anstieg der Invertebratenbiomasse bis zum durchschnittlich höchsten Wert im September mit $0,90 \pm 0,57$ g AfTG pro m². Dieser Wert unterschied sich signifikant von den Werten im April bis Juli und Oktober (Abb. 2.23). Der durchschnittlich niedrigste Biomassewert der Makroinvertebraten lag im Sprossbereich während der Vegetationsphase mit $0,02 \pm 0,03$ g AfTG pro m² im Oktober vor.

Im Rhizombereich desselben Untersuchungsjahres lag der niedrigste Biomassenwert im Mai mit $0,01 \pm 0,01$ g AfTG pro m² und unterschied sich signifikant von den Biomassen in den Monaten Juni, August bis Oktober (Abb. 2.23). Der durchschnittlich höchste Biomassewert dieses Bereiches wurde im Juli mit $29,72 \pm 37,02$ g AfTG gemessen, jedoch unterschied sich dieser Biomassewert aufgrund der hohen Standardabweichungen nicht von den Biomassewerten der übrigen Monate.

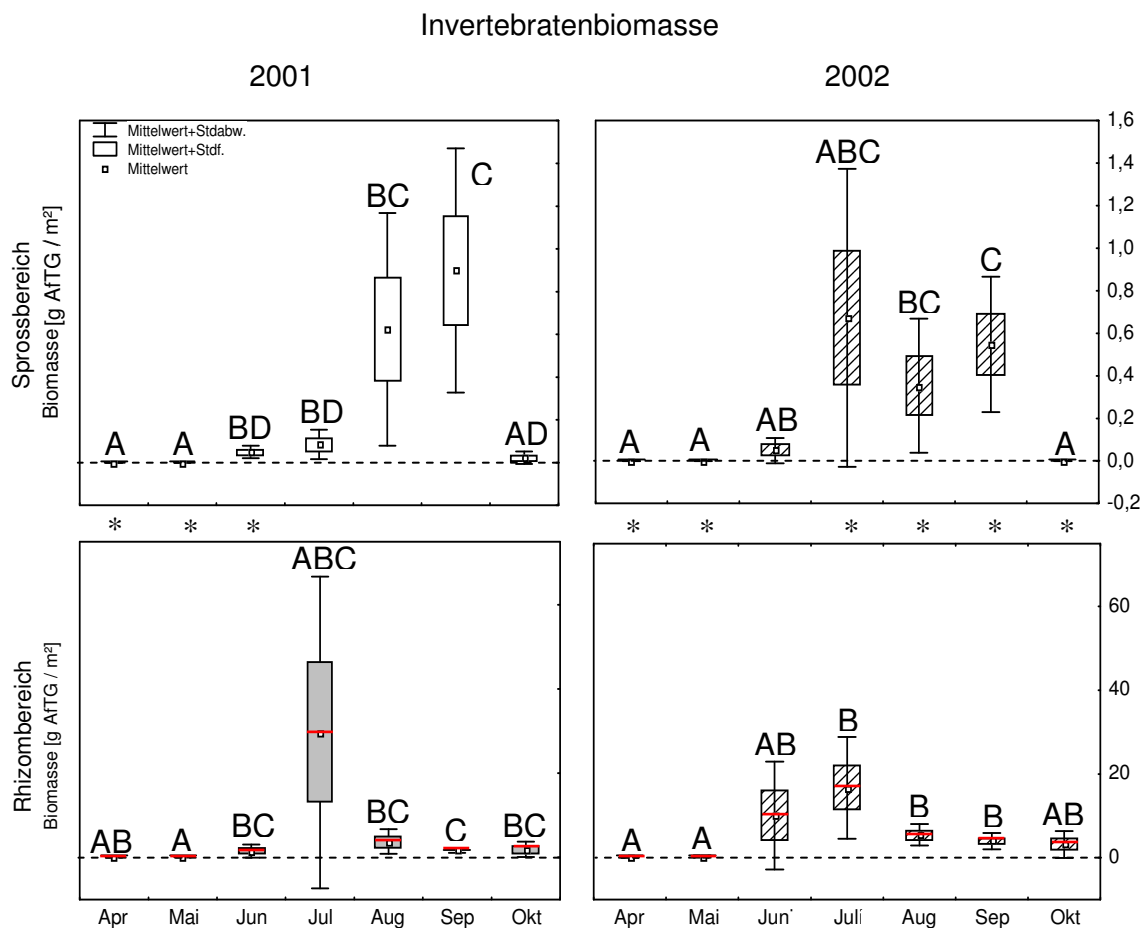


Abb. 2.23: Biomassen der nachgewiesenen Individuen in den *Potamogeton perfoliatus*-Beständen des Schluensees während des Untersuchungszeitraumes 2001 und 2002 aufgeteilt in Spross- und Rhizombereich. (—) = Gesamtbiomasse; (*) = signifikante Unterschiede zwischen Spross- und Rhizombereich; unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede zwischen den Monaten eines Bereiches; Monate mit einem gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant.

Ein Unterschied zwischen den Biomassen des Spross- und Rhizombereiches eines Monats im Jahr 2001 konnte nur in den ersten Monaten (April – Juni) der Probenahme beobachtet werden. Hier war entweder noch kein Sprossmaterial vorhanden oder die Biomasse war zu gering (Abb. 2.23). Während des ganzen Probenahmezeitraums 2001 von April bis Oktober war die mittlere Invertebratenbiomasse des Rhizombereiches immer deutlich höher als die des Sprossbereiches.

Für das Untersuchungsjahr 2002 konnten ebenfalls in beiden Bereichen signifikante Unterschiede festgestellt werden (Sprossbereich: Kruskal-Wallis-ANOVA: $H = 30,59$;

N = 35; FG = 6; $p < 0,0001$; Rhizombereich: Kruskal-Wallis-ANOVA: $H = 25,11$; N = 35; FG = 6; $p < 0,0003$).

Der Verlauf der Makroinvertebratenbiomasse in den Untersuchungsmonaten 2002 im Sprossbereich ähnelte dem aus dem Vorjahr (2001). Jedoch wurde der durchschnittlich höchste Wert bereits im Juli gemessen. Dieser Wert unterschied sich mit einer mittleren Biomasse von $0,67 \pm 0,70$ g AfTG pro m^2 aufgrund der hohen Standardabweichung nicht von den Biomassewerten der übrigen Untersuchungsmonate des Jahres in diesem Bereich. Der Septemberwert lag mit $0,55 \pm 0,32$ g AfTG pro m^2 signifikant über dem mittleren Wert im Juni ($0,05 \pm 0,06$ g AfTG pro m^2 ; Abb. 2.32).

Auch im Rhizombereich ähnelte der Biomasseverlauf 2002 dem des Vorjahres. Die niedrigsten Werte lagen im April ($0,01 \pm 0,01$ g AfTG pro m^2) und Mai ($0,28 \pm 0,26$ g AfTG pro m^2) vor und unterschieden sich signifikant von den Werten im Juli bis September. Im Juli wurde der höchste durchschnittliche Biomassewert von $16,72 \pm 12,15$ g AfTG pro m^2 gemessen, der sich aber nicht von den Biomassen im Juni und August bis Oktober unterschied.

Auch im Untersuchungsjahr 2002 war die ermittelte Biomasse pro Quadratmeter im Rhizombereich höher als im Sprossbereich. Dieses Biomasseverhältnis der untersuchten Fauna in den beiden Bereichen war außer im Juni immer signifikant (Abb. 2.23).

Alle Daten und statistischen Ergebnisse der Makroinvertebratenbiomassen in den einzelnen Bereichen des limnischen Habitats wurden im Anhang in den Tabellen 32 und 33 zusammengefasst.

Artenanzahl

In den limnischen Makrophytenbeständen wurden während des Untersuchungszeitraumes 2001 und 2002 insgesamt 38 Arten gefunden. Die Insekten und Mollusken bildeten die artenreichsten Gruppen im Schluensee mit zwölf bzw. elf Arten. Nicht alle Arten, die im ersten Untersuchungsjahr (2001) gefunden wurden, traten auch in den Proben des zweiten Untersuchungsjahres (2002) auf.

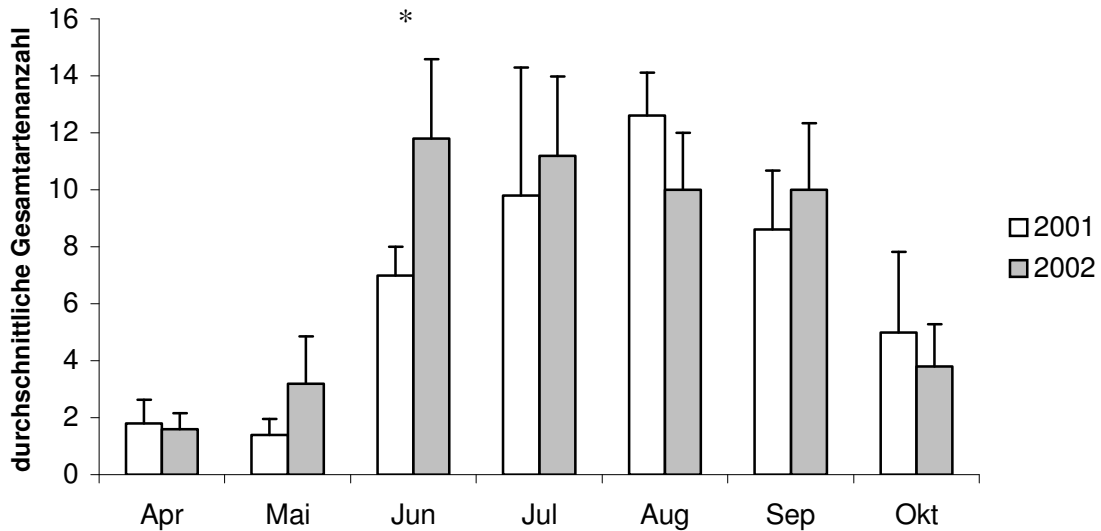


Abb. 2.24: Mittelwerte und Standardabweichung der im Spross- und Rhizombereich von *Potamogeton perfoliatus* gefundenen Makroinvertebraten-Artenanzahl. Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardabweichung. Signifikante Unterschiede wurden mit (*) markiert, N = 70.

Der Verlauf der Gesamtartenanzahl in beiden Untersuchungsjahren zeigt einen unterschiedlichen Ablauf der Intensität in der Besiedlung des untersuchten Habitates im Schluensee während der Vegetationsphase von Juni bis September (Abb. 2.24). Dabei liegt die mittlere Anzahl der gefundenen Arten im ersten Jahr der Untersuchung im Durchschnitt nur $0,8 \pm 3,1$ Arten unter der des zweiten Jahres.

Im Jahr 2001 nahm die Gesamtartenanzahl nach einem kurzen Rückgang von durchschnittlich $1,8 \pm 0,8$ Arten im April auf $1,4 \pm 0,5$ Arten im Mai stetig zu, erreichte im August mit durchschnittlich $12,6 \pm 1,5$ Arten ihre größte Vielfalt und nahm dann über den September ($8,6 \pm 2,1$ Arten) bis zum Oktober ($5,0 \pm 2,8$ Arten) wieder ab.

Im zweiten Untersuchungsjahr gab es mit Beginn der Vegetationsperiode von *Potamogeton perfoliatus* einen sprunghaften Anstieg der Artenanzahl von $3,2 \pm 1,6$ Arten im Mai auf die durchschnittlich größte Artenanzahl in Juni ($11,8 \pm 2,8$ Arten). Dieser Wert blieb während der ganzen Vegetationsperiode auf gleichem Niveau (Juli: $11,2 \pm 2,8$ Arten; August: $10,0 \pm 2,0$ Arten; September: $10,0 \pm 2,3$ Arten) und nahm erst im Oktober ($3,8 \pm 1,5$ Arten) deutlich ab.

Entsprechend des unterschiedlichen Verlaufes der Besiedlung des Habitates in den beiden Untersuchungsjahren lagen im Juni signifikante Unterschiede zwischen den gefundenen Artenanzahlen in den Jahren 2001 und 2002 vor. Die mittlere Artenanzahl

lag 2001 mit $7,0 \pm 1,0$ Arten signifikant unter den Juni Werten 2002 mit $11,8 \pm 2,8$ (Mann-Whitney U-Test: $U = 0$; $N = 10$; $p < 0,001$).

Die Auflistung der mittleren Gesamtartenzahlen und deren Standardabweichungen wurden im Anhang in Tabelle 34 zusammengetragen.

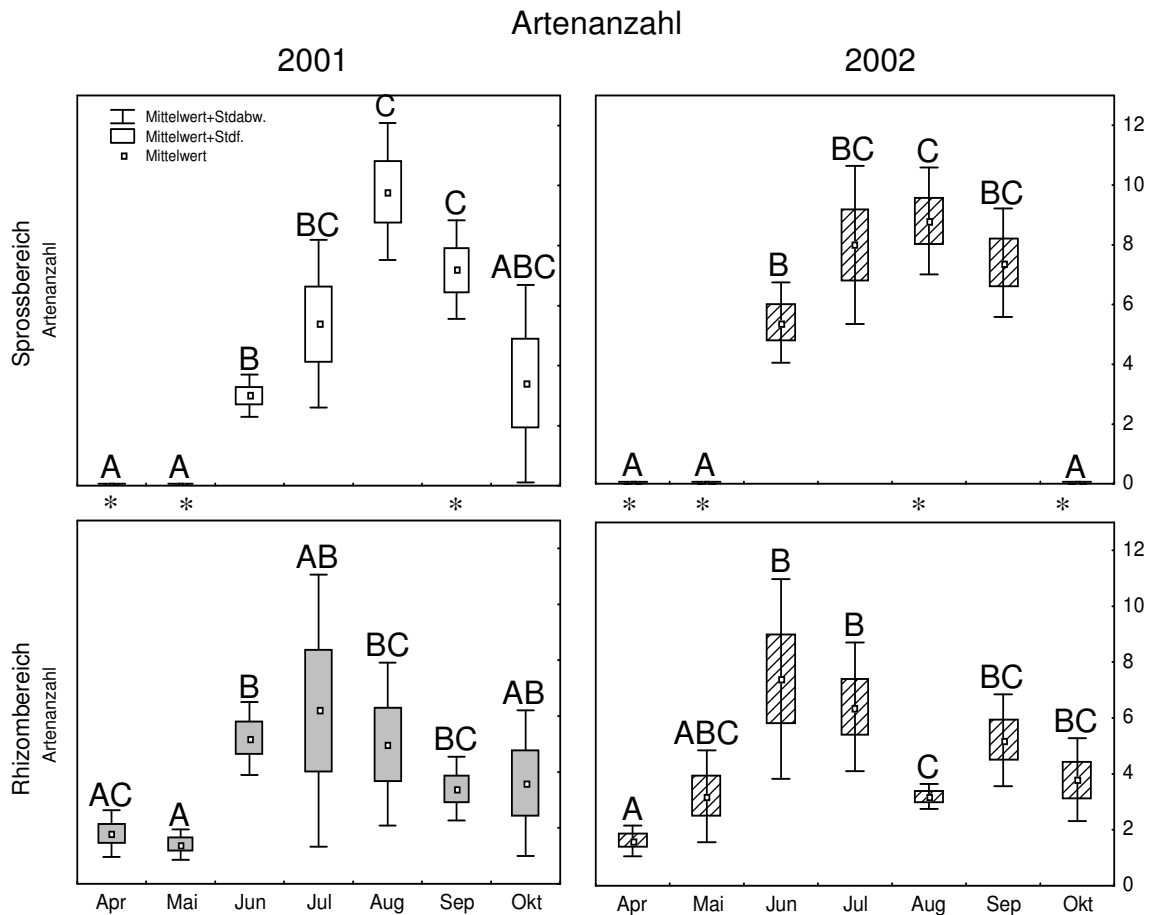


Abb. 2.25: Durchschnittliche Anzahl der nachgewiesenen Makroinvertebratenarten im *Potamogeton perfoliatus*-Bestand des Untersuchungszeitraums 2001 und 2002 aufgeteilt in Spross- und Rhizombereich. Signifikante Unterschiede der Artenanzahl eines Jahres zwischen den einzelnen Monaten sind mit unterschiedlichen Buchstaben markiert, gleiche Buchstaben bedeuten keinen Unterschied.

Die Anzahl der Arten, die 2001 im Sprossbereich des *Potamogeton perfoliatus*-Bestandes im Schluensee gefunden wurde, variierte zwischen den Monaten signifikant (Kruskal-Wallis-ANOVA: $N = 35$; $FG = 6$; $H = 27,38$; $p < 0,0001$; Abb. 2.25).

Im Sprossbereich konnten aufgrund der Vegetationsphase, die im Jahr 2001 von Juni bis Oktober dauerte, nur innerhalb dieses Zeitraumes Tiere nachgewiesen werden. Jedoch unterschieden sich nur die Monate Juni bis September in ihrer Artenanzahl signifikant von den Monaten April und Mai (Abb. 2.25). Die Besiedlung der

Potamogeton-Sprosse begann im Juni ($3,0 \pm 0,7$ Arten). Die Anzahl der Arten nahm in dem folgenden Monat zu und erreichten im August und September mit $9,8 \pm 2,8$ Arten bzw. $7,2 \pm 1,6$ die durchschnittlich höchste Vielfalt.

Im Rhizombereich wurden ebenfalls signifikant unterschiedliche Artenzahlen im Laufe des Untersuchungszeitraumes 2001 festgestellt (Kruskal-Wallis-ANOVA: $N = 35$; $FG = 6$; $H = 12,63$; $p < 0,05$). Die Werte der vegetationsfreien Monate (April und Mai) liegen im Rhizombereich des Untersuchungsjahres durchschnittlich unter den Werten der Vegetationsmonate (Juni bis Oktober). Jedoch lagen nur die Werte im April mit $1,8 \pm 0,8$ Arten signifikant niedriger als im Juni ($5,2 \pm 1,3$ Arten) bzw. war der durchschnittliche Wert im Mai mit $1,4 \pm 0,5$ Arten statistisch niedriger als die Werte im Juni ($5,2 \pm 1,3$ Arten), August ($5,0 \pm 2,9$ Arten) und September ($3,4 \pm 1,1$ Arten) (Abb. 2.25).

Während der Vegetationsperiode war nur im Juni der Rhizombereich artenreicher als der Sprossbereich. In den nachfolgenden Monaten (Juli – Oktober) lag die Artenanzahl im Sprossbereich deutlich über der im Rhizombereich. Statistisch lag jedoch nur die durchschnittliche Anzahl der im September im Sprossbereich gefundenen Arten ($7,2 \pm 1,6$ Arten) über der des Rhizombereiches ($3,4 \pm 1,1$ Arten).

Der Verlauf der Besiedlung der beiden Bereiche im Untersuchungsjahr 2002 durch unterschiedliche Arten ähnelt dem Verlauf des Vorjahres. Auch hier unterschieden sich die Artenanzahlen innerhalb des Sprossbereiches signifikant voneinander (Kruskal-Wallis-ANOVA: $N = 35$; $FG = 6$; $H = 29,77$; $p < 0,0001$). Ebenso wie im Vorjahr lag dieser Unterschied hauptsächlich zwischen den Monaten ohne Laichkrautvegetation (April, Mai, Oktober) und den mit *Potamogeton*-Sprossen (Juni – September). Innerhalb der Vegetationsperiode lag die durchschnittliche Anzahl der Arten im Juni mit $5,4 \pm 1,3$ Arten signifikant unter der gefundenen Artenanzahl im August mit $8,8 \pm 1,8$ Arten.

Im Rhizombereich stieg die Anzahl der Arten von April mit $1,6 \pm 0,5$ Arten bis zum Juni bzw. Juli signifikant an ($7,4 \pm 3,6$ Arten bzw. $6,4 \pm 2,3$ Arten). Im August lag die durchschnittliche Artenanzahl mit $3,2 \pm 0,4$ Arten signifikant unter denen der Monate Juni und Juli, jedoch noch signifikant über dem durchschnittlichen Wert der Artenanzahl im April (Abb. 2.25). Die Werte der Artenanzahl im September und Oktober unterschieden sich statistisch nicht von den ermittelten Artenanzahlen im Mai bis August.

Im Untersuchungsjahr 2002 übertrafen die ermittelten Artenanzahlen im Rhizombereich ebenfalls nur im Juni die des Sprossbereiches. Im August 2002 lagen die Artenanzahlen mit $8,8 \pm 1,8$ Arten im Sprossbereich signifikant über denen im Rhizombereich mit $3,2 \pm 0,4$ Arten (Abb. 2.25).

Ernährungsökologische Gruppen

Die im *Potamogeton perfoliatus*-Habitat im Schluensee gefundenen makroinvertebraten Tierarten wurden aufgrund ihrer Ernährungsweise in fünf ernährungsökologische Gruppen eingeteilt: Planktivore, Detritivore, Herbivore, Omnivore und Carnivore. Die genaue Zuordnung der Arten wird aus den Abbildungen 2.27 – 2.31 ersichtlich. Ebenso wie im marinen Untersuchungsgebiet wurden auch hier die Datensätze beider Jahre aus Gründen der Übersichtlichkeit gemittelt.

Die Verteilung der Biomassen der in die fünf ernährungsökologischen Gruppen eingeteilten Makroinvertebraten auf den Spross- und Rhizombereich der jeweiligen Monate im Laichkrautbereich des Schluensees wurde im Abbildung 2.26 dargestellt. Die prozentualen Anteile der einzelnen Gruppen wurden in Tabelle 2.10 zusammengefasst.

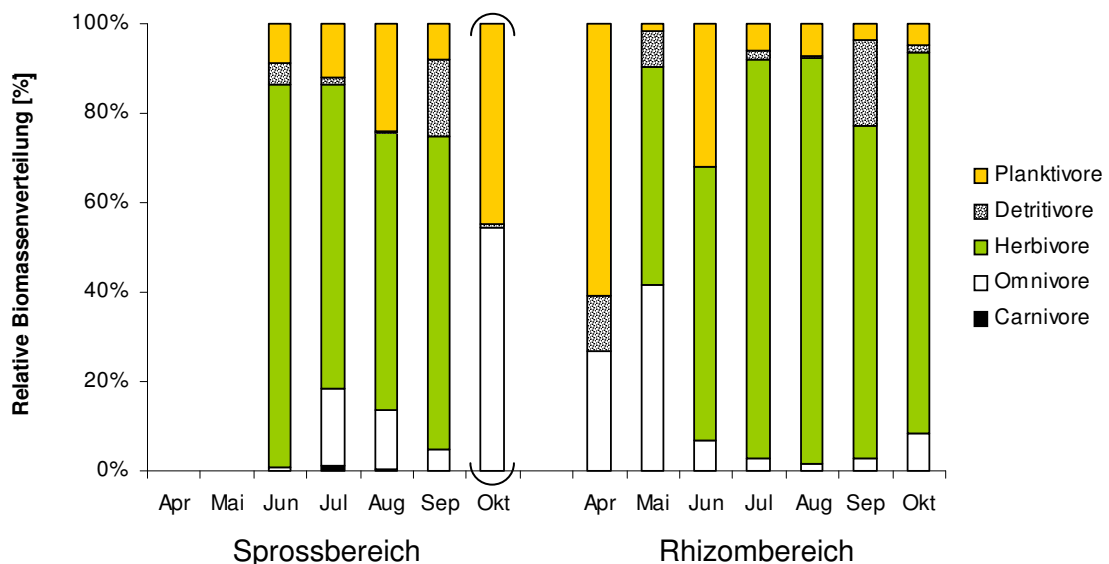


Abb. 2.26: Anteile der einzelnen ernährungsökologischen Gruppen an der monatlichen Gesamtmakroinvertebratenbiomasse (g AfTG pro m²) im Spross- und Rhizombereich von *Potamogeton perfoliatus* während des Untersuchungszeitraums 2001/2002. Der Oktoberwert für die Biomassen im Sprossbereich steht in Klammern, da er nur 2001 erfasst wurde.

Die Zusammensetzung der durchschnittlichen Biomassen der ernährungsökologischen Gruppen im Sprossbereich war über den gesamten Untersuchungszeitraum während der Vegetationsphase relativ einheitlich. In jedem dieser Monate (Juni – September) dominierte die Herbivorenbiomasse signifikant gegenüber anderen Gruppen (Tab. 2.10). Im Juni (Kruskal-Wallis-ANOVA: $N = 25$; $FG = 4$; $H = 15,9$; $p < 0,001$) lag die durchschnittliche Biomasse der Herbivoren mit $0,04 \pm 0,03$ g AfTG pro m^2 (bzw. 85,9 %) signifikant über den Biomassen der anderen Gruppen (Mann-Whitney U-Test: jeweils $p < 0,01$). Im Juli (Kruskal-Wallis-ANOVA: $N = 25$; $FG = 4$; $H = 13,2$; $p < 0,01$) ging der Anteil der Herbivoren auf 67,9 % ($0,26 \pm 0,28$ g AfTG pro m^2) zurück, zusammen mit den Omnivoren ($0,07 \pm 0,04$ g AfTG pro m^2 bzw. 17,3 %) bildeten sie jedoch weiter die biomassestärkste Gruppe. Auch im August (Kruskal-Wallis-ANOVA: $N = 25$; $FG = 4$; $H = 18,4$; $p < 0,001$) bildeten die Herbivoren mit $0,30 \pm 0,19$ g AfTG (62,0 %) zusammen mit den Planktivoren ($0,12 \pm 0,13$ g AfTG pro m^2 ; 24,1 %) die höchste Biomasse. Im September (Kruskal-Wallis-ANOVA: $N = 25$; $FG = 4$; $H = 18,4$; $p < 0,001$) nahm der Biomasseanteil der Herbivoren wieder zu ($0,50 \pm 0,32$ g AfTG pro m^2 bzw. 70,2 %) und erreichte mit den Detritivoren ($0,12 \pm 0,09$ g AfTG pro m^2 bzw. 17,1 %) und Planktivoren ($0,06 \pm 0,03$ g AfTG pro m^2 bzw. 7,9 %) signifikant höhere Biomassewerte als die Carnivoren ($< 0,01 \pm 0,0$ g AfTG pro m^2 bzw. 0,01 %). Die Oktoberwerte für 2001 ergaben aufgrund der hohen Standardabweichungen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Biomassen der einzelnen ernährungsökologischen Gruppen. Auffällig gegenüber den anderen Monaten war, dass im Oktober keine herbivore Arten gefunden wurden und somit der Anteil der omnivoren und planktivoren Arten dominierte.

Im Durchschnitt lagen die Herbivoren während der Vegetationsperiode im Sprossbereich mit $57,2 \pm 33,2$ % über den Planktivoren ($19,5 \pm 15,6$ %) und Omnivoren ($18,0 \pm 21,4$ %). Den geringsten Anteil nahmen die Detritivoren ($4,9 \pm 8,4$ %) und Carnivoren ($0,4 \pm 0,6$ %) im Sprossbereich ein.

Im Rhizombereich unterschied sich die Zusammensetzung der einzelnen ernährungsökologischen Gruppen in den Monaten Juni bis Oktober signifikant voneinander. Außer im April nahmen die Herbivoren im Rhizombereich der untersuchten *Potamogeton*-Wiese immer die höchsten Biomassenanteile ein. Die Biomasse der Omnivoren war im April mit $0,02 \pm 0,04$ g AfTG pro m^2 und $0,06 \pm 0,07$ g AfTG m^2 im Mai relativ gering, nahmen jedoch mit 26,8 % bzw. 41,5 % einen hohen

Anteil an der Gesamtbiomasse ein. Höhere Werte erreichte im April die Biomasse der Planktivoren mit 60,9 % und im Mai die Biomasse der Herbivoren mit 48,7 %. Im Juni nahmen neben den Herbivoren (61,4 %) die planktivoren Makroinvertebraten mit durchschnittlich 31,9 % einen signifikant hohen Anteil an der Biomassezusammensetzung ein. Im Juli bis Oktober hatten die Herbivoren immer den signifikant höheren Anteil.

In der Zusammensetzung der ernährungsökologischen Gruppen des Rhizombereiches dominierten im Durchschnitt die herbivoren Arten mit $80,2 \pm 12,3$ %. Die planktivoren Arten waren mit durchschnittlich $10,7 \pm 11,9$ % die zweithäufigste Gruppe, gefolgt von den Detritivoren ($4,7 \pm 8,2$ %) und Omnivoren ($4,4 \pm 3,0$ %). Der Anteil der carnivoren Makroinvertebraten lag durchschnittlich weit unter 0,01 %.

Die mittleren Biomassen der einzelnen ernährungsökologischen Gruppen in den untersuchten Bereichen wurden im Anhang unter Tabelle 38 zusammengefasst. Die Ergebnisse der statistischen Auswertung wurden in Tabelle 39 im Anhang dargestellt.

Tab. 2.10: Zusammensetzung der einzelnen ernährungsökologischen Gruppen: Planktivore (P), Detritivore (D), Herbivore (H), Omnivore (O) und Carnivore (C) im Sprossbereich und Rhizombereich des *Potamogeton perfoliatus*-Feldes in den Monaten April bis Oktober der Untersuchungsjahre 2001/2002. Angegeben werden die Anteile der Biomassen der ernährungsökologischen Gruppen eines Monats in [%]. Rote/fette Zahlen kennzeichnen signifikant dominierende Gruppen.

	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	
Spross	P		8,78	11,83	24,10	7,94	44,77	
	D		4,69	1,72	0,35	17,14	0,79	
	H		85,92	67,86	61,97	70,24	0,00	
	O		0,61	17,25	13,07	4,66	54,44	
	C		0,00	1,35	0,50	0,01	0,00	
Rhizom	P	60,85	1,52	31,85	6,09	7,08	3,51	4,84
	D	12,28	8,27	0,08	2,02	0,45	19,35	1,72
	H	0,00	48,73	61,40	89,24	90,98	74,27	84,91
	O	26,82	41,49	6,66	2,64	1,49	2,87	8,53
	C	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Planktivore

Die im limnischen *Potamogeton perfoliatus*-System gefundenen planktivoren Arten setzten sich in der Biomasse und Individuendichte zu über 94 % aus den beiden Bivalven *Pisidium* sp. (Erbsenmuschel) und *Dreissena polymorpha* (Zebra- muschel)

zusammen (Abb. 2.27). Der Biomasseanteil der Zebramuschel an der Biomasse war im Gegensatz zur Abundanz niedriger als der Anteil der Erbsenmuschel. Weitere Muschelarten wie die Häubchenmuschel *Musculium lacustre*, die Kugelmuschel *Sphaerium carneum* und die Teichmuschel *Anodonta anatina* waren sowohl durch ihren Biomasseanteil als auch durch ihre Abundanz mit weniger als 6 % vertreten. Der Verlauf der Biomasse und der Individuendichte der planktivoren Arten im Untersuchungszeitraum von April bis Oktober wich stark voneinander ab. Die Biomasse stieg mit Auftreten der Sprosse im Juni (Abb. 2.20) von durchschnittlich weniger als 0,01 g AfTG pro m² im April und Mai auf $1,0 \pm 1,2$ g AfTG pro m² im Juni an und erreichte damit den durchschnittlich höchsten Wert während der Untersuchungsphase. Nach einem Rückgang der Biomasse im Juli auf $0,2 \pm 0,3$ g AfTG pro m² nahm die Gesamtbiomasse der Planktivoren im August wieder zu ($0,4 \pm 0,4$ g AfTG pro m²), um in den folgenden Monaten September und Oktober kontinuierlich abzunehmen.

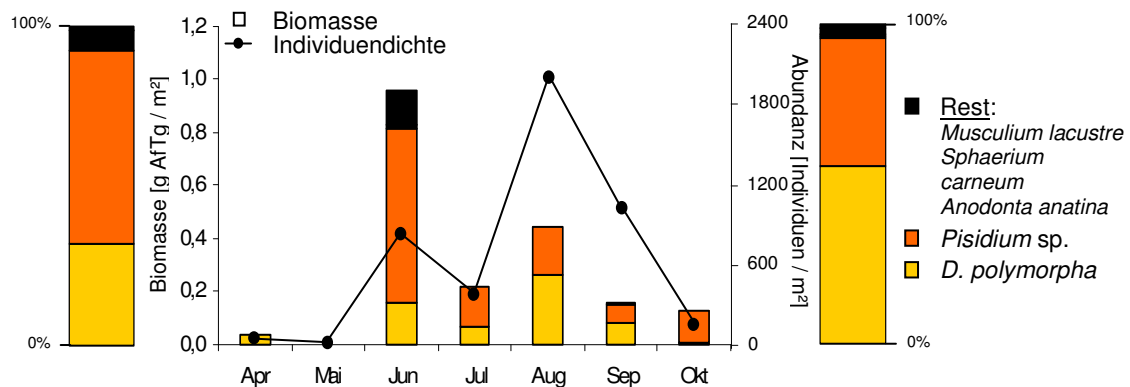


Abb. 2.27: Übersicht über den Verlauf der Gruppe der planktivoren Makroinvertebraten im *Potamogeton perfoliatus*-Feld im Schluensee. Links: relative Zusammensetzung der Biomasse über die gesamte Probenahme; Mitte: Verlauf der durchschnittlichen Biomasse und Abundanz in den Untersuchungsmonaten; Rechts: relative Zusammensetzung der Individuendichte über den gesamten Versuchszeitraum. Standardabweichungen wurden zugunsten der Übersichtlichkeit weggelassen.

Die Individuendichten der Planktivoren waren im April und Mai ebenfalls gering (< 26 Tiere pro m²) und nahmen im Juni auf durchschnittlich $704,1 \pm 426,3$ Tiere pro m² zu. Im Juli ging die Individuendichte auf $320,1 \pm 339,7$ Tiere pro m² zurück. Im August erreichte die Abundanz der planktivoren Makroinvertebraten mit $1963,9 \pm 1903,2$ Tieren pro m² ihren maximalen Durchschnittswert und nahm im weiteren Verlauf bis Oktober ($139,2 \pm 206,8$ Tiere pro m²) ab.

Detritivore

Die ernährungsökologische Gruppe der Detritivoren setzte sich im Wesentlichen aus der Zuckmückenlarve *Chironomus* spp. und der Eintagsfliegenlarve *Caenis* sp. zusammen. Die Zuckmückenlarve bildete mit 84,0 % den größten Anteil der Biomasse und mit 95,4 % auch von der Individuendichte. Die Individuen der Gattung *Caenis* sp. waren mit 12,1 % Biomasseanteil und 2,4 % Individuendichteanteil die zweitstärksten Vertreter der Gruppe der Detritivoren. Nur geringen Anteil an der Biomasse und Abundanz hatten die Eintagsfliege *Ephemera danica* sowie die Oligochaeten *Tubifex* sp. und *Lumbriculus variegatus* (Abb. 2.28).

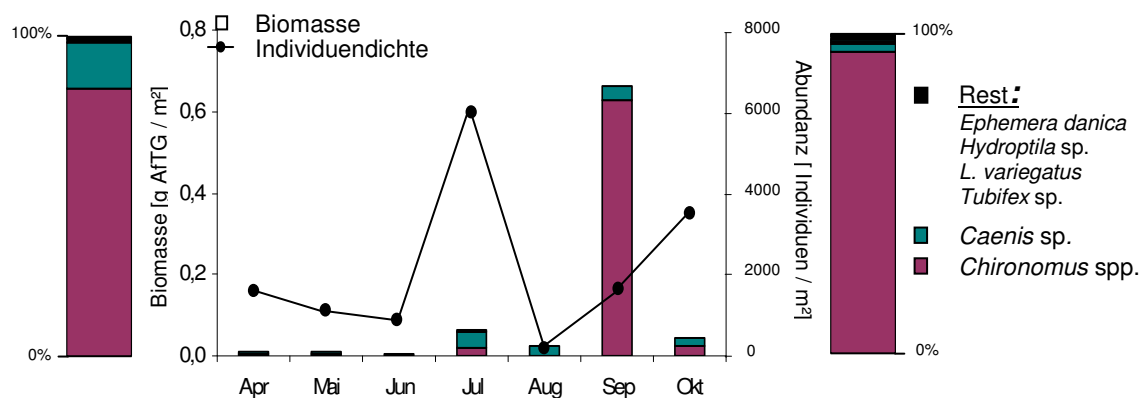


Abb. 2.28: Übersicht über den Verlauf der Gruppe der detritivoren Makroinvertebraten im *Potamogeton perfoliatus*-Feld im Schluensee. Links: relative Zusammensetzung der Biomasse über den gesamten Untersuchungszeitraum; Mitte: Verlauf der durchschnittlichen Biomasse und Abundanz in den Untersuchungsmonaten; Rechts: relative Zusammensetzung der Individuendichte über den gesamten Versuchszeitraum. Standardabweichungen wurden zugunsten der Übersichtlichkeit weggelassen.

Der Verlauf der Biomassen und Abundanzen der Detritivoren nahm in den Monaten April bis Juni ab. Erst im Juli stiegen sowohl die Biomasse (auf $0,1 \pm 0,1$ g AfTG pro m²) als auch die Individuendichte, die in diesem Monat mit $5971,5 \pm 8151,8$ Tieren pro m² ihren durchschnittlich höchsten Wert erreichte, an. Im August sanken beide Parameter wieder ab (Biomasse: $< 0,1$ g AfTG pro m²; Individuendichte: $244,1 \pm 313,7$ Tiere pro m²). Im September stieg die Biomasse mit $0,7 \pm 1,2$ g AfTG pro m² auf ihren durchschnittlich höchsten Wert an und lag im Oktober wieder unter $0,1$ g AfTG pro m². Die Individuenwerte stiegen im September ebenfalls erneut an und erreichten im Oktober einen zweiten Höchstwert von durchschnittlich $3450,6 \pm 3059,9$ Tieren pro m².

Herbivore

Die Biomasse der herbivoren Wirbellosen bestand zu 84,0 % aus der Neuseeländischen Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum*. Die Eiförmige Schlammschnecke *Radix ovata* nahm trotz ihrer Größe nur 12,1 % der Gesamtbiomasse ein. Die restlichen 3,9 % der Biomasse wurden von weiteren Gastropoden (*Gyraulus albus*, *Theodoxus* sp., *Bithynia tentaculata*), Insektenlarven (*Nemoura* sp. und Trichopterenlarven) sowie dem Oligochaeten *Stylaria lacustris* gebildet. Die Gesamtindividuumdichte setzte sich während des Untersuchungszeitraumes 2001/2002 ebenfalls hauptsächlich aus *P. antipodarum* (77,7 %) zusammen. *Radix ovata* nahm mit 3,2 % einen geringeren Anteil an der Gesamtabundanz ein als die restlichen Arten, deren Individuumdichte insgesamt 19,1 % ausmachte (Abb. 2.29).

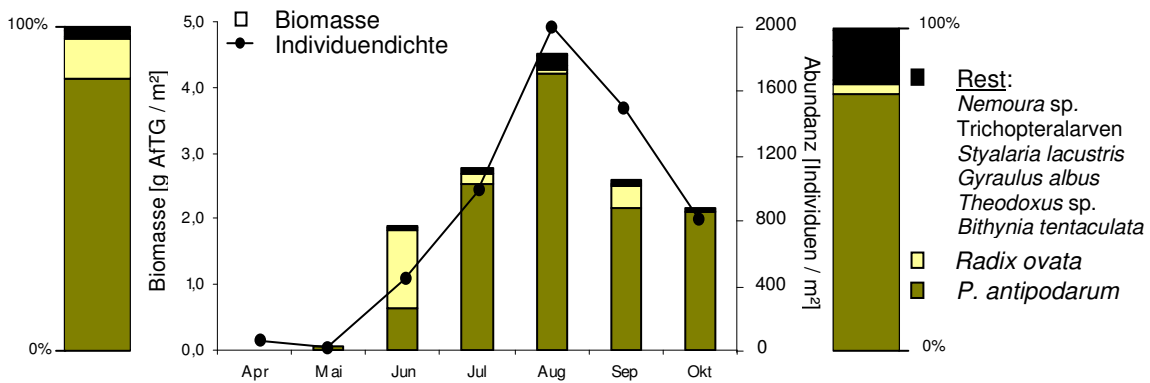


Abb. 2.29: Übersicht über den Verlauf der Gruppe der herbivoren Makroinvertebraten im *Potamogeton perfoliatus*-Feld im Schlensee. Links: relative Zusammensetzung der Biomasse über den gesamten Untersuchungszeitraum; Mitte: Verlauf der durchschnittlichen Biomasse und Abundanz in den Untersuchungsmonaten; Rechts: relative Zusammensetzung der Individuumdichte über den gesamten Versuchszeitraum. Standardabweichungen wurden zugunsten der Übersichtlichkeit weggelassen.

Der Verlauf der Biomasse und der Individuumdichte der Herbivoren verlief während der Monate April bis Oktober ähnlich. Beide Parameter stiegen ab April an und erreichten im August mit durchschnittlich $4,5 \pm 2,6$ g AfTG pro m^2 bzw. $2027,1 \pm 1535,1$ Tieren pro m^2 ihren höchsten Mittelwert. Danach nahmen beide Werte bis Oktober wieder ab.

Omnivore

Die ernährungsökologische Gruppe der Omnivoren setzte sich im Untersuchungsgebiet des Schluensees aus vier Arten zusammen. Auch hier nahmen, wie im marinen Abschnitt, die Dekapoden eine Sonderstellung ein. Die Anzahl und Biomasse des Amerikanischen Flusskrebsses (*Orconectes limosus*) konnte aufgrund der Methodik der Probenahme und des Fluchtverhaltens der Tiere nicht quantitativ erfasst werden. Die Daten wurden daher separat in Abbildung 2.31 dargestellt.

Für die anderen drei omnivoren Arten galt, dass die Crustaceen *Asellus aquaticus* (Wasserassel) und *Gammarus pulex* (Gewöhnlicher Flohkrebs) sowohl von der Biomasse (67,1 % bzw. 22,5 %) als auch von der Individuenanzahl (65,4 % bzw. 30,3 %) den größten Anteil bildeten. Die Netzköcherfliegenlarve *Polycentrophus* sp. nahm mit 10,3 % an der Biomasse bzw. 4,3 % an der Individuendichte einen deutlich geringeren Anteil ein (Abb. 2.30). Die Crustaceen wurden von April bis Oktober in den Laichkrautbeständen des Schluensees nachgewiesen. *Asellus aquaticus* wurde im gesamten Untersuchungszeitraum gefunden. *Gammarus pulex* war bis auf die Monate April und September in den *P. perfoliatus*-Beständen vertreten. Die Köcherfliegenlarven der Gattung *Polycentrophus* konnten nur in den Monaten Juli bis September im Laichkraut gefunden werden. Insgesamt erreichte die mittlere Biomasse der Omnivoren im April mit durchschnittlich weniger als 0,02 g AfTG pro m² den niedrigsten Wert. Dieser stieg im Juni auf einen Wert von $0,2 \pm 0,2$ g AfTG pro m² an. Ab Juli bis September ging die Biomasse leicht zurück (September: $0,1 \pm 0,3$ g AfTG pro m²), um im Oktober erneut auf knapp über $0,2 \pm 0,3$ g AfTG pro m² zu ansteigen.

Die Individuendichte war im Mai mit durchschnittlich $12,7 \pm 40,3$ Tieren pro m² am niedrigsten und erreichte im Folgemonat mit durchschnittlich $637,8 \pm 723,0$ ihren höchsten Wert. Danach nahm die Dichte der Tiere pro Quadratmeter bis August stark ab. Die Individuendichten nahmen von August ($319,3 \pm 303,6$ Tiere pro m²) bis Oktober ($294,5 \pm 432,3$ Tiere pro m²) unwesentlich ab.

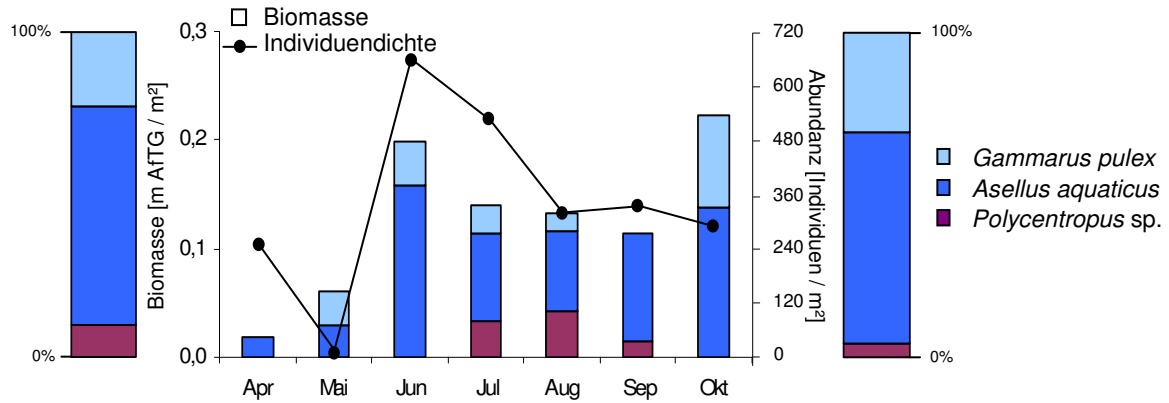


Abb. 2.30: Übersicht über den Verlauf der Gruppe der omnivoren Makroinvertebraten im *Potamogeton perfoliatus*-Feld im Schluensee. Links: relative Zusammensetzung der Biomasse über den gesamten Untersuchungszeitraum; Mitte: Verlauf der durchschnittlichen Biomasse und Abundanz in den Untersuchungsmonaten; Rechts: relative Zusammensetzung der Individuendichte über den gesamten Versuchszeitraum. Standardabweichungen wurden zugunsten der Übersichtlichkeit weggelassen.

Bei den in den Proben enthaltenen Tieren der dekapoden Crustaceenart *Orconectes limosus* handelte es sich um juvenile Tiere (< 5,0 cm Gesamtlänge). Größere Individuen wurden beobachtet, konnten aber aufgrund des Fluchtverhaltens der Tiere nicht quantitativ erfasst werden.

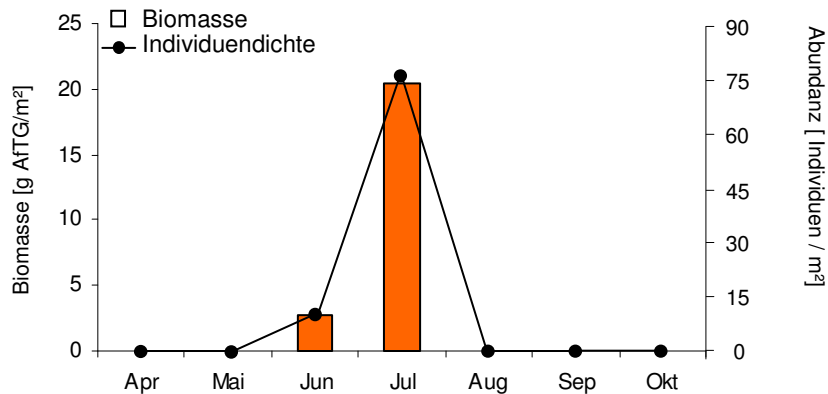


Abb. 2.31: Übersicht über den Verlauf der Biomasse und der Individuendichte von *Orconectes limosus* im *Potamogeton perfoliatus*-Feld im Schluensee. Angegeben werden die Mittelwerte ohne Standardabweichung.

Der Amerikanische Flusskrebs *Orconectes limosus* wurde in den Proben aus der *Potamogeton perfoliatus*-Wiese nur in den Monaten Juni und Juli nachgewiesen. Es handelte sich dabei um junge Individuen, die maximal eine Gesamtlänge von 4,7 cm hatten. In den beiden Monaten lag der durchschnittlich höchste Wert im Juli für die Biomasse bei $20,4 \pm 28,2$ g AfTG pro m^2 mit hochgerechnet $76,4 \pm 89,0$ Tieren pro m^2 . Die im Juni gefundenen Tiere erreichten eine Biomasse von durchschnittlich $2,8 \pm 8,9$ g AfTG pro m^2 und eine Dichte von durchschnittlich $12,7 \pm 40,3$ Tieren pro m^2 (Abb. 2.31).

Carnivore

Die carnivoren Makroinvertebraten in den *P. perfoliatus*-Beständen des Schluensees setzten sich aus den Insekten *Sialis lutaria* (Megaloptera), *Gyrinus substriatus* (Coleoptera), *Aeshna cyanea* (Odonata), der Wassermilbe *Hydrachna cruenta* (Hydrachnidia) und der Hydrozoe *Hydra attenuata* zusammen.

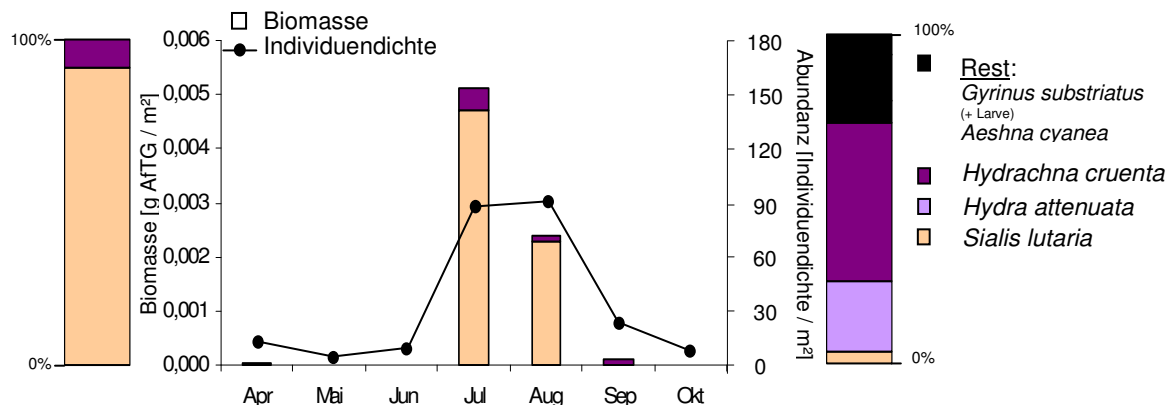


Abb. 2.32: Übersicht über den Verlauf der Gruppe der carnivoren Makroinvertebraten im *Potamogeton perfoliatus*-Feld im Schluensee. Links: relative Zusammensetzung der Biomasse über den gesamten Untersuchungszeitraum; Mitte: Verlauf der durchschnittlichen Biomasse und Abundanz in den Untersuchungsmonaten; Rechts: relative Zusammensetzung der Individuendichte über den gesamten Versuchszeitraum. Standardabweichungen wurden zugunsten der Übersichtlichkeit weggelassen.

Die durchschnittliche Biomasse der carnivoren Makroinvertebraten setzte sich zu über 90 % aus den Schlammfliegenlarven zusammen. Den restlichen Anteil nahm die Wassermilbe *Hydrachna cruenta* ein. Allerdings setzte sich die Individuendichte zu 47,9 % aus der Wassermilbe zusammen. Der Süßwasserpolymp *Hydra attenuata* nahm 21,5 % ein, die Schlammfliege *Sialis lutaria* nur ca. 3,6 % und die restlichen Arten, der

Taumelkäfer *Gyrinus substriatus* und die Libellenlarvenart *Aeshna cyanea*, machten zusammen einen Anteil von ca. 27 % aus. Die Biomasseanteile der Arten lagen von April bis Juni sehr niedrig ($< 0,0001$ g AfTG pro m^2 ; Abb. 2.32). Im Juli und August erreichten sie sowohl in ihrer Biomasse ($0,0051 \pm 0,0019$ g AfTG pro m^2 bzw. $0,0024 \pm 0,0009$ g AfTG pro m^2) als auch in ihren Individuendichten ($85,2 \pm 70,3$ Tiere pro m^2 bzw. $87,9 \pm 162,9$ m^2) ihre höchsten Mittelwerte. Diese waren jedoch im Vergleich mit den anderen ernährungsökologischen Gruppen insgesamt sehr niedrig. Im September und Oktober nahmen die Werte weiter ab.

Die Mittelwerte der Biomassen und Individuenabundanzen sowie die Standardabweichungen der einzelnen ernährungsökologischen Gruppen wurden im Anhang in den Tabellen 40 bis 42 zusammengefasst.

2.4 Diskussion

Bei der statistischen und grafischen Auswertung der Daten des marinen und des limnischen Habitates wurden saisonale Unterschiede sowohl in der Makrophytenstruktur, als auch in dem Invertebratenvorkommen aufgezeigt. Bei einer direkten Gegenüberstellung der marinen und limnischen Ergebnisse werden deutliche Unterschiede zwischen den beiden Habitaten sichtbar. Neben diesen Unterschieden zeigen die beiden Habitate in einigen Punkten auch interessante Gemeinsamkeiten auf. Jedoch sind die in diesem Kapitel vorgestellten Ergebnisse des Makroinvertebratenmonitorings in den beiden unterschiedlichen Habitaten rein deskriptiv. Ein direkter statistischer Vergleich ist aufgrund der extremen Unterschiede der Habitate, aber auch wegen der hohen Standardabweichungen nur eingeschränkt möglich. Daher werden die Ergebnisse in diesem Abschnitt nach den untersuchten Punkten geordnet, nacheinander gegenübergestellt und vergleichend diskutiert.

Makrophyten

Die ermittelten Daten der untersuchten Makrophyten *Zostera marina* und *Potamogeton perfoliatus* zeigen, dass sie den besiedelnden Organismen in dem jeweiligen System in unterschiedlicher Saisonalität und Quantität zur Verfügung stehen.

Die untersuchten *Zostera marina*- und *Potamogeton perfoliatus*-Standorte liegen innerhalb ihrer Verbreitungsgebiete. Untersuchungen zu beiden Pflanzenarten wurden auf fast allen Kontinenten durchgeführt (Sultana et al. 2004, Moore et al. 2000, Boström & Bonsdorff 1997, Royle & King 1991) und sind auch in Europa stark vertreten (Lehmann et al. 1997, Boström & Bonsdorff 1997, Jacobsen & Sand-Jensen 1994, Ozimek et al. 1976, Müller-Liebenau 1955). *Zostera marina* ist ein typischer Vertreter mariner und brackiger Küstenbereiche in den gemäßigten Breiten (Moore et al. 2000, Boström & Bonsdorff 1997) und auch *P. perfoliatus* ist häufig in den Still- und Fließgewässern dieser Regionen zu finden (Lehmann et al. 1997, Jacobsen & Sand-Jensen 1994, Ozimek et al. 1976). In beiden Probenahmeorten herrschten optimale Lebensbedingungen für die Makrophyten.

Die Vegetationsphasen der untersuchten Pflanzen *Z. marina* und *P. perfoliatus* verliefen sehr unterschiedlich. Während das Seegras vor Falkenstein während des gesamten Untersuchungszeitraumes (Abb. 2.6) vorhanden war und nach Gründel

(1980) sogar ganzjährig vorkommt, wurde das Laichkraut nur in den Sommermonaten gefunden (Abb. 2.33). Lehmann et al. (1994) haben *P. perfoliatus* im Genfer See etwas früher im Jahr, von Ende April bis Oktober, nachgewiesen.

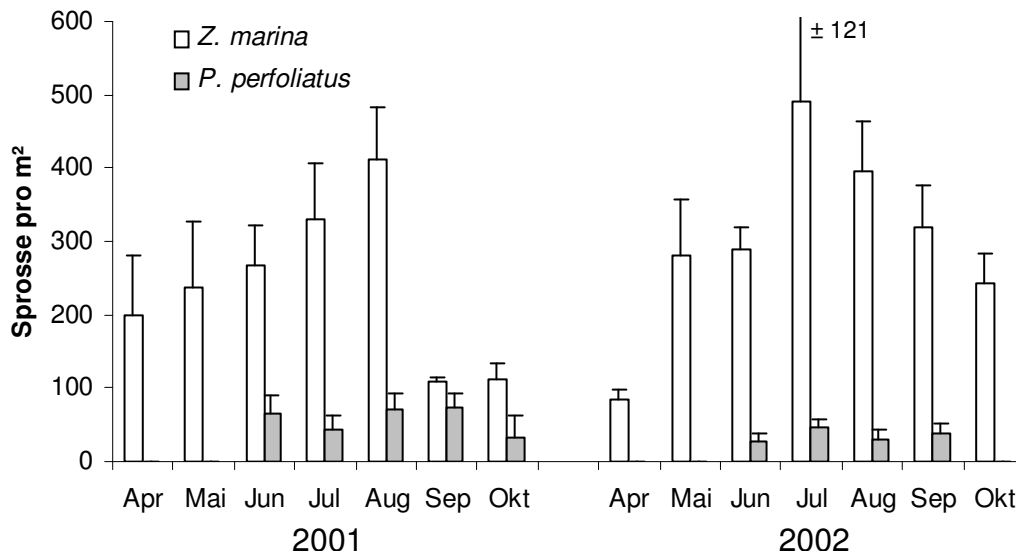


Abb. 2.33: Dichte der Sprosse während der Vegetationszeit. Angegeben werden Mittelwerte mit Standardabweichung (n = 5); (Kruskal-Wallis-ANOVA: N = 80, FG = 7, p < 0,0001).

Auch die Dichte der untersuchten Makrophyten vor dem Falkensteiner Strand war signifikant höher als die Makrophytendichte im Schluensee. Die Dichte von *Zostera marina* lag mit $326,4 \pm 114,3$ Sprossen pro m² im Bereich der in der Literatur angegebenen Werte von Boström (2001) (200-500 Sprosse pro m²), Reusch & Chapman (1995) ($62,4 \pm 6,2$ Sprossen pro 0,25 m², ca. 250 pro m²) und Gründel (1980) (40-350 Sprosse pro m²). Die angegebenen Dichten von Feldner (1976) (ca. 1350 im Mittel) liegen deutlich über den hier ermittelten Sprossdichten. Bobsien (2006) ermittelte im Greifswalder Bodden 90-150 Sprosse pro m². Dieser Wert liegt deutlich unter den hier ermittelten Werten. Die Sprossdichte von *P. perfoliatus* lag während der Hauptvegetationszeit von Juni bis September im limnischen Habitat mit durchschnittlich $49,5 \pm 18,6$ Sprossen pro m² unter den in der Literatur angegebenen Werten von 144 Sprossen pro m² (Unni 1977) aus einem See in Niederösterreich. Die von Unni (1977) erhobenen Sprossdichten stammen jedoch nicht aus einem reinen *P. perfoliatus*-Bestand, sondern aus einem mit *Elodea canadensis* assoziierten Bestand. Wie hoch der *P. perfoliatus*-Anteil war, wurde nicht ersichtlich. Der von Unni (1977) angegebene

Wert liegt jedoch im Bereich des von Lehmann et al. (1994) im Genfer See ermittelten Wertes von einer maximalen *P. perfoliatus*-Dichte von 172 Sprossen pro m². Es liegen keine aktuellen Sprossdichtedaten für *Potamogeton perfoliatus* aus dem Untersuchungsgebiet vor. Die Abweichungen der Sprossdichten lassen sich durch die unterschiedlichen Untersuchungsorte erklären. So fand Aioi (1980) beispielsweise in ein und derselben Bucht drei unterschiedliche Strukturen von Seegras (*Zostera marina*) vor. Die Unterschiede begründete er durch unterschiedlich beschaffene Sedimente. Berücksichtigt werden muss auch, dass die Dichten von Makrophyten nicht nur zwischen verschiedenen Standorten, sondern auch von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich sein können (Coops et al. 2002, Gründel 1980).

Der Verlauf der Gesamtbiomasse von *Zostera marina* und der von *Potamogeton perfoliatus* ähnelte sich während der Hauptvegetationsphase von Juni bis September (Abb. 2.7 und Abb. 2.21). In beiden Habitaten war das Verhältnis von Spross- zu Rhizombiomasse gleich. Der Schwerpunkt lag während dieses Zeitraumes im Sprossbereich (Abb. 2.7 und 2.21). Der Anteil der Sprossbiomasse lag für diesen Zeitraum bei ca. 58 % der Gesamtbiomasse. In den übrigen Monaten war dieser Wert durchschnittlich bei 25 %. Dies entspricht im weitesten Sinn den von Olesen & Sand-Jensen (1994) ermittelten Sprossbiomasseanteilen für *Zostera marina* im Sommer (ca. 70 %) und im Winterhalbjahr (ca. 30%). Kraemer & Alberte (1993) geben für eine *Zostera marina*-Wiese in Kalifornien Werte zwischen 77 % und 80 % für den Anteil der Sprosse an der Gesamtbiomasse an. Die im limnischen Habitat ermittelten Biomasseanteile der unterirdischen Pflanzenteile von 10 – 40 % entsprechen den Angaben von Wetzel (1983), der den Anteil der unterirdischen Pflanzenbiomasse mit 1 – 40 % von der Gesamtbiomasse angibt. Bei Kemp et al. (1986) nahm die Rhizombiomasse zwischen Juli und Oktober ca. 15 – 25 % des gesamten Trockengewichtes von *P. perfoliatus* ein. Ozimek et al. (1976) ermittelten einen Rhizomanteil von 36 – 51 % vom gesamten Frischgewicht von *P. perfoliatus*.

Der Gesamtbiomassewert von *Zostera marina* lag mit durchschnittlich 125,7 ± 80,2 g AfTG pro m² deutlich höher als der von *Potamogeton perfoliatus* im limnischen Habitat mit durchschnittlich 6,4 ± 4,7 g AfTG pro m².

Makroinvertebraten

Bei den untersuchten Gesamtindividuumdichten wurden die höchsten Werte im *Zostera marina*-Feld mit durchschnittlich ca. 67000 Tieren pro m² im August nachgewiesen. Dieses Maximum setzte sich hauptsächlich aus Tieren des Sprossbereiches zusammen. Im Rhizombereich lag eine maximale Individuumdichte im September vor (Abb. 2.8). Einen Grund für diese Verschiebung könnten die im September vorherrschenden Herbststürme gewesen sein, die vor allem 2002 die Probenahmen erheblich verzögerten und viele Miesmuscheln von den *Zostera*-Blättern auf das Sediment beförderten (Reusch & Chapman 1995). Im limnischen Habitat wurde eine maximale durchschnittliche Abundanz im Juli erfasst. Im Gegensatz zum marinen Habitat lag der Schwerpunkt hier jedoch nicht im Sprossbereich, sondern im Rhizombereich (Abb. 2.22). Dies kann mehrere Gründe gehabt haben. Durch die verkürzte Vegetationsperiode musste sich im Schluensee in den *P. perfoliatus*-Beständen in relativ kurzer Zeit (4 - 5 Monate) eine Lebensgemeinschaft entwickeln. Im marinen Bereich hatten die Organismen deutlich mehr Zeit, um sich zu etablieren (9 - 12 Monate). Dies galt im Besonderen für die Epiphyten, die im Vergleich zu den Makrophyten den meisten herbivoren und omnivoren Invertebraten in erster Linie als Nahrungsquelle dienen (Heck et al. 2000, Pavia et al. 1999, Arrontes 1990, Duffy 1990). Auch die chemischen und physikalischen Schutzmechanismen bei Makrophyten könnten eine Besiedelung der Sprossbereiche sowohl durch Epiphyten, als auch durch Invertebraten erschweren (Bolser et al. 1998, Levin 1976).

Bei der Gegenüberstellung der Gesamtabundanz und der Gesamtbiomasse pro Quadratmeter der beiden Habitate werden weitere Unterschiede aufgezeigt (Abb. 2. 34).

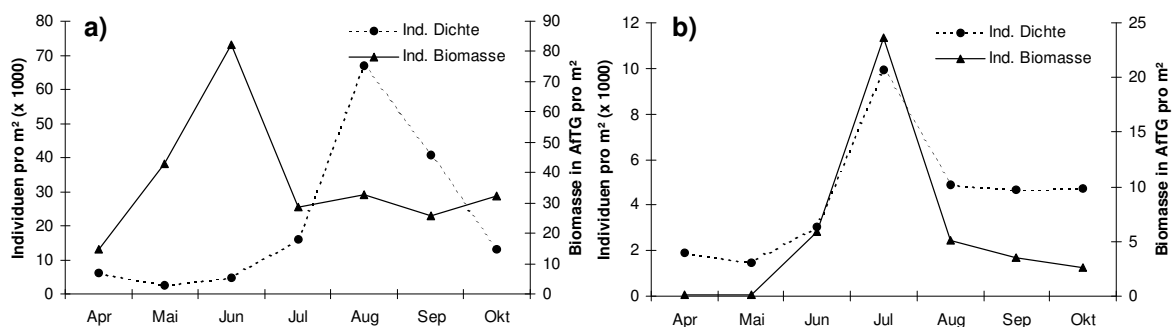


Abb. 2.34: Verlauf der Gesamtbiossassen und der Gesamtindividuumdichten während des Untersuchungszeitraums im a) marinen *Zostera marina*-Feld und b) im limnischen *Potamogeton perfoliatus*-Bestand.

Die marinen Makroinvertebraten erreichen eine maximale Biomasse in Juni und eine maximale Abundanz im August. Bei beiden Maxima bildet die Miesmuschel *Mytilus edulis* mit jeweils mehr als 50 % den höchsten Anteil (Anhang Tab. 20 + 21). Im limnischen Habitat fallen sowohl das Biomasse- als auch das Abundanzmaxima auf den Juli. Während das Biomassemaximum jedoch hauptsächlich von dem dekapoden Krebs *Orconectes limosus* (86 %) gebildet wurde, setzt sich das Abundanzmaximum zu über 70 % aus Chironomidenlarven zusammen (Anhang Tab. 40 + 41).

Diese Gegenüberstellung weist darauf hin, dass es sich in ihrer Gesamtheit betrachtet bei den untersuchten Lebensgemeinschaften um funktionell unterschiedliche Lebensgemeinschaften handelt. Bei der untersuchten *Zostera marina*-Lebensgemeinschaft handelt es sich aufgrund der Abfolge der Individuendichte- und Biomassedaten um eine von *Mytilus edulis* dominierte Reproduktionsgemeinschaft, wie sie auch von Gründel (1980) in den *Zostera marina*-Beständen der Kieler Bucht gefunden wurde. Die Miesmuschel *Mytilus edulis* ist in vielen Gebieten der Ostsee häufiges Faunenelement, jedoch sticht sie von der Abundanz und der Biomasse besonders in der Kieler Bucht hervor (Baden & Boström 2001). Die Struktur der Biomasse- und Abundanzdaten im limnischen *P. perfoliatus*-Habitat sprechen, bei steigender Individuendichte von potenziellen Beuteorganismen (Chironomidenlarven) und gleichzeitigem Anstieg der potenziellen Räuberbiomasse (*Orconectes limosus*; Anhang Tab. 41), für eine gekoppelte Räuber-Beute-Gemeinschaft (nach Begon et al. 1998).

Bei der Aufteilung der Biomassen auf den Spross- und Rhizombereich lagen die Biomasseschwerpunkte in beiden Habitaten im Rhizombereich. Dies lässt sich dadurch erklären, dass die großen Räuber bzw. Omnivoren wie der Seestern *Asterias rubens* oder die Dekapoden *Carcinus maenas* und *Orconectes limosus* bis auf wenige Ausnahmen (kleine Individuen) nicht in den Sprossbereich vordringen können. Baden und Boström (2001) betrachteten die Fauna des Blattbereiches und die Fauna im Sediment als separate Systeme, die jedoch miteinander interagieren können.

In beiden untersuchten Makrophytensystemen wurden Tiere der gleichen Art sowohl im Spross- wie auch im Rhizombereich nachgewiesen (z.B. *Mytilus edulis*, *Hydrobia ulva*, *Nereis* spp. im marinen und *Dreissena polymorpha*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Asellus aquaticus* im limnischen Habitat). Orth (1973) postulierte, dass das Verhältnis von Tieren, die zwischen den Blättern oder auf dem Sediment gefunden wurden, sowohl von den Jahreszeiten, der Blattdichte und des Blattwachstums als auch von der

Mobilität, dem Lebensabschnitt bzw. des Reproduktionsstatus der Tiere abhängig sein kann.

Der marine Standort hat im direkten Vergleich die größeren Gesamtbiosmassen sowohl der Makroinvertebraten als auch der Makrophyten. Stellt man jedoch diese beiden Parameter in Relation zueinander, so kommt im limnischen Habitat auf ein Gramm aschfreies Trockengewicht von *P. perfoliatus* deutlich mehr Invertebratenbiomasse, als im marinen Habitat (Abb. 2.35).

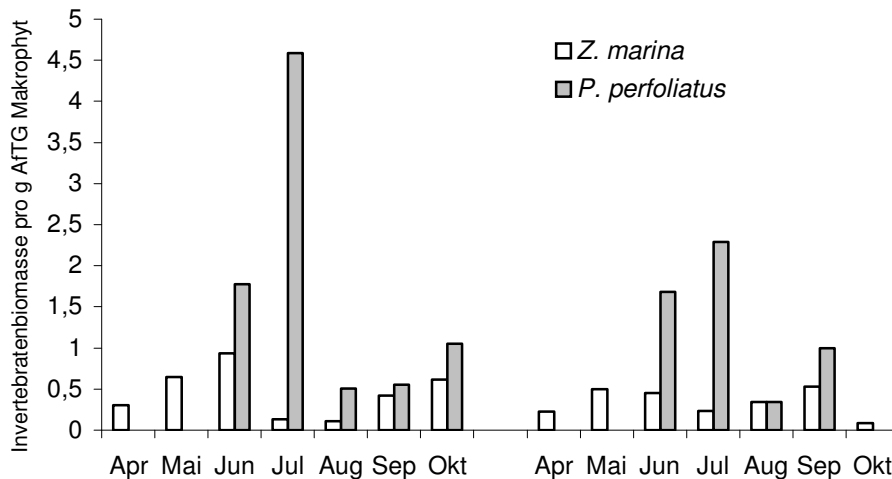


Abb. 2. 35: Verteilung der Invertebratenbiomasse in Relation zur Makrophytenbiomasse.

Die gefundenen Artenzahlen zeigen über den Probenahmezeitraum in beiden Systemen einen ähnlichen Verlauf. Die Artenzahlen sind im marinen System mit durchschnittlich $11,2 \pm 4,0$ Arten höher als die im limnischen System ($7,1 \pm 4,2$ Arten). Bader & Boström (2001) fanden 5,8 - 8,8 Arten in vergleichbaren Seegrassystemen der Ostsee, darunter auch die der Kieler Bucht. Für den Schluensee oder andere Seen der Umgebung liegen keine vergleichbaren Daten vor. Im Rahmen eines Seenmonitoring wurden im März 1998 in einer Tiefe von 2 m 26 Arten von insgesamt 56 im Schluensee zu diesem Zeitpunkt nachgewiesenen Arten erfasst (Otto 1998 b). Allerdings konnte in diesem Monitoring-Programm von Otto (1998 b) die Vegetation nicht beachtet werden, da diese im März noch nicht vorhanden war.

Um genauere Aussagen über die Verteilung der Makroinvertebraten in den vorgestellten Habitaten zu treffen, wurden die gefundenen Tierarten in einzelne ernährungsökologische Gruppen eingeteilt.

Die Einteilung von Invertebraten bezüglich der Art ihrer Nahrungsaufnahme wurde schon häufig zur Charakterisierung von Habitaten aufgeführt (u.a. Jones 1973, Baden & Boström 2001). Die Klassifizierung in dieser Arbeit beruht auf der klassischen Einteilung in Planktivore, Detritivore, Herbivore, Omnivore und Carnivore, wie sie unter anderem auch von Jones (1973) angewandt wurde.

Die Zuordnung der einzelnen Arten in die trophischen Gruppen war schwierig, da die gefundenen Arten im Allgemeinen Nahrungsgeneralisten sind und sich den gegebenen biotischen Faktoren optimal anpassen können (Wehner & Gehring 1990). Aufgrund ihrer opportunistischen Lebensweise ist vielen Tieren eine weite Verbreitung möglich, wie zum Beispiel *Carcinus maenas*, der nicht nur in der Ostsee (Enderlein 1996, Baden & Phil 1984) und in der Nordsee (Anger & Spivak 1998) vorkommt, sondern auch in anderen Regionen (u.a. Smith 2004, Cohen et al. 1995, Zeidler 1978) mit anderen Nahrungsangeboten. Daher musste die Einteilung der einzelnen Arten in die unterschiedlichen ernährungsökologischen Gruppen unter definierten Gesichtspunkten durchgeführt werden. Die Definition der einzelnen ernährungsökologischen Gruppen sah wie folgt aus: (1) Planktivore: Arten, die sich überwiegend von im umgebenden Wasser gelösten Partikeln und Organismen ernähren; (2) Detritivore: Arten, die hauptsächlich Detritus als Nahrungsquelle aufnehmen, mit und ohne der auf dem Detritus lebenden Mikrofauna bzw. -flora; (3) Herbivore: Zu den Herbivoren wurden die Arten gezählt, die sich überwiegend von frischem oder frisch abgestorbenem pflanzlichen Material ernähren; (4) Omnivore: Tierarten, die sich überwiegend sowohl von pflanzlichen als auch von tierischen Material (lebend oder frisch tot) ernähren; (5) Carnivore: die Arten, die sich ausschließlich von tierischen Material ernähren, das sie entweder selber jagen oder als frisch totes Material aufnehmen.

Eine weitere Aufschlüsselung zum Beispiel in herbivore und carnivore Planktivore wurde nicht vorgenommen, da diese fünf Hauptgruppen ausreichen, um ein System zu klassifizieren (Jones 1973) und um einen Vergleich zwischen den zwei untersuchten Habitaten Seegraswiese und Laichkrautwiese zu beschreiben.

Die Zuordnung aller in dieser Arbeit gefundenen Arten in die fünf verschiedenen ernährungsökologischen Gruppen kann im Anhang in den Tabellen 20 und 40 (marines und limnisches Habitat) nachgeschlagen werden.

Beide Habitate unterschieden sich in der Verteilung der Biomassen der fünf ernährungsökologischen Gruppen grundlegend voneinander. In der Seegraswiese nahmen in beiden Bereichen (sowohl Spross- als auch Rhizombereich) die

Planktivoren mit jeweils fast 50 % den höchsten Biomasseanteil ein (Abb. 2.36). Die jeweiligen Anteile schwankten je nach Probenahmezeitpunkt (Abb. 2.12) und wurden fast ausschließlich von der Miesmuschel *Mytilus edulis* dominiert. Das Vorkommen und die Bedeutung von *Mytilus* in der Ostsee ist gut untersucht (Enderlein 2000, Reusch & Chapman 1997, 1995, Reusch et al. 1994, Schütz 1964) und auch die besondere Häufung dieser Art in den *Zostera marina*-Beständen der Kieler Bucht wurde bereits beschrieben (u.a. Baden & Boström 2001, Gründel 1980).

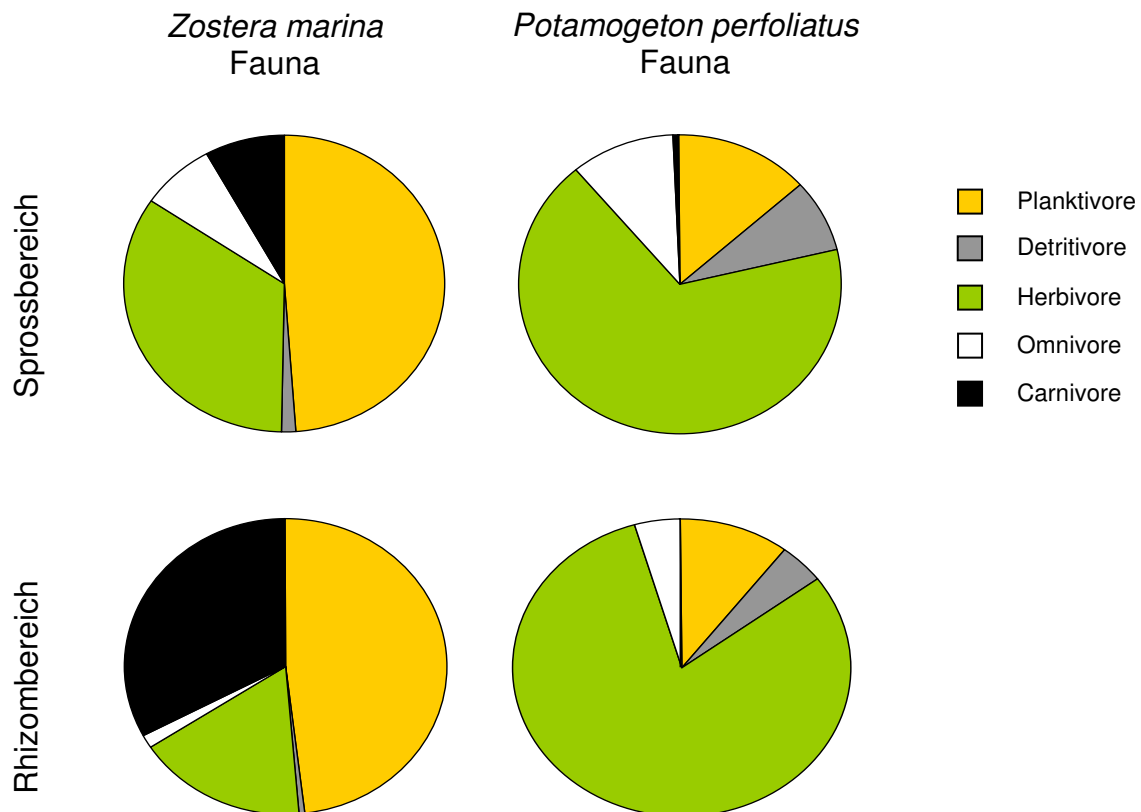


Abb. 2.36: Mittlere Verteilung der fünf ernährungsökologischen Gruppen über den gesamten Probenahmezeitraum (ohne Dekapoden).

Im Laichkrautbestand des Schluensees verlief das Biomasse-Abundanz-Verhältnis der dort nachgewiesenen planktivoren Arten ähnlich wie im marinen Habitat. Der Biomasseanteil der Planktivoren (überwiegend die Bivalvenarten *Dreissena polymorpha* und *Pisidium* sp.) nahm aber im limnischen Makrophytensystem einen geringeren Anteil ein, auch wenn die Planktivoren hier die zweitgrößte Gruppe bildeten. Den Hauptanteil der ermittelten Invertebratenbiomasse im limnischen Makrophytensystem nahmen die herbivoren Schnecken wie *Radix ovata* und

Potamopyrgus antipodarum mit knapp 70 % im Sprossbereich und 80 % im Rhizombereich ein.

Aktuelle Untersuchungen über die Faunengemeinschaften oder einzelner Tiergruppen der *Potamogeton*-Bestände lagen nicht vor. Das massenhafte Auftreten von *Potamopyrgus antipodarum* in den Laichkrautbeständen der ostholsteinischen Seen wurde bereits von Müller-Liebenau (1955) und Meuche (1939) beschrieben. Boström & Bonsdorff (1997) haben nachgewiesen, dass bei einer geringeren Salinität in einer Seegraswiese der Nördlichen Ostsee (Salinität ~ 6,5 psu) die Hydrobiiden zahlenmäßig die Epifauna dominieren können.

Im marinen System nahmen die herbivoren Gastropoden (hauptsächlich *Littorina littorea*) im Sprossbereich und die carnivoren *Nereis*-Arten im Rhizombereich einen großen Teil an der ermittelten Gesamtbiomasse ein. Die Gruppe der Carnivoren ist im limnischen Makrophytensystem im Rhizombereich gar nicht und im Sprossbereich nur mit 1 % von der Invertebratenbiomasse vertreten. Omnivore und herbivore Invertebraten nahmen in beiden Makrophytensystemen einen geringen Prozentsatz der Gesamtbiomasse ein.

Die Biomassen und Individuendichten der planktivoren Makroinvertebraten setzten sich in beiden Habitaten zum größten Teil aus Bivalven zusammen. Diese erreichten in beiden Ökosystemen in denselben Monaten ihre maximalen Werte. So erreichten im Juni die Biomassen der limnischen Muscheln *Pisidium* sp. und *Dreissena polymorpha*, ebenso wie die der marinen Miesmuschel (*Mytilus edulis*) ihren maximalen Wert. Sowohl die Miesmuscheln (Baden & Boström 2001) als auch die Zebra- und Zebra-ähnlichen Muscheln (Muskó & Bakó 2005, Wolfram et al. 2002) dominieren häufig in Makrophytenhabitaten. Die starke Abnahme der Planktivorenbiomassen im folgenden Monat lässt sich zumindest im marinen System mit den im Mai und Juni anwesenden Strandkrabben (*Carcinus maenas*) erklären, die als Prädatoren für Miesmuscheln bekannt sind (Enderlein 1996, Jensen & Jensen 1985, Elner 1978, Ropes 1968). Der Rückgang der Biomasse der Planktivoren im Schluensee kann nicht anhand der ermittelten Dichte von potenziellen Prädatoren wie z.B. *Orconectes limosus* (Anwand 1996, Piesik 1974) erklärt werden. Da die Proben jedoch nur am Tage genommen wurden, *O. limosus* jedoch mehr als zwei Drittel seiner Aktivität in der Nacht zeigt (Lozán 2000), kann der omnivore Prädatoren als Ursache für den Rückgang der Planktivorenbiomasse im limnischen Habitat nicht ausgeschlossen werden.

Die Bedeutung der Herbivoren in Frischwassersystemen wurde lange unterschätzt. Erst Lodge et al. (1998), Lodge (1991) und Newman (1991) zeigten, dass die Herbivoren-Makrophyten-Interaktionen in diesen Systemen intensiver sind als bisher angenommen wurde. Die in dieser Studie ermittelten durchschnittlichen Biomasseanteile der Herbivoren im Schluensee (Abb. 2.36) unterstützen diese Erkenntnisse. In beiden Systemen machten die Herbivorenbiomassen einen nicht unerheblichen Teil von der Gesamtbiomasse der Invertebratenfauna aus.

Die Struktur und die Zusammensetzung der Makrophyten hängt unter anderem von der Temperatur, der Salinität und der Wasserqualität, aber auch mit dem Einfluss der Wellen und der Intensität der Beweidung zusammen (Jupp & Spence 1977). So haben zum Beispiel die Salinität (bzw. die Leitfähigkeit) und die Temperatur einen Einfluss auf das Wachstum und die Sprossdichte von Makrophyten (Bulthuis 1987, den Hartog 1970 a, Haller et al. 1974, Rasmussen 1973). Diese haben somit indirekt einen Einfluss auf die Zusammensetzung der Faunengemeinschaft, da diese unter anderem von der Struktur und Komplexität der Makrophyten geprägt wird. Die Faktoren (wie zum Beispiel die Salinität, die Temperatur und Beschattung) können aber auch einen direkten Einfluss auf die Reproduktion und das Wachstum und auf das Vorkommen von Organismen haben (u.a. Hagerthey et al. 2002, Skadsheim 1989, Bulthuis 1987, Adams 1976, Dries & Adelung 1976). All diese Faktoren wirken direkt oder indirekt auf die Lebensgemeinschaft „Makrophytensystem“ ein.

Diese Vielfalt an unterschiedlichen Einflüssen durch biotische und abiotische Faktoren kann dafür verantwortlich sein, dass die in den beiden Habitaten ermittelten Werte zwischen den beiden Untersuchungsjahren teilweise signifikante Abweichungen aufzeigen. Dies kann aber auch mit einem zu geringen Stichprobenumfang von fünf Parallelen zusammenhängen. Auch erfolgten die Probenahmen nicht immer genau am gleichen Montag, da die Wetterbedingungen nicht immer eine Probenahme durch Taucher zuließen. Trotz dieser Diskrepanzen liegen die Daten doch im Bereich der in der Literatur angegebenen Werte.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sich die beiden untersuchten Habitate bezüglich ihrer Makrophytenstruktur unterschieden. Sowohl die Vegetationsphasen, die Sprossdichten als auch die Biomassen der Makrophyten waren in dem untersuchten marinen und limnischen System unterschiedlich. So wurden die Sprosse von *P. perfoliatus* nur von Juni bis September bzw. Oktober nachgewiesen, während

Z. marina im gesamten Untersuchungszeitraum gefunden wurde bzw. darüber hinaus (Gründel 1980). Der Verlauf der Dichten zeigt einen ähnlichen Trend ebenso wie der Verlauf der Biomassen.

Der Verlauf der Gesamtabundanz der Makroinvertebraten ist ebenso unterschiedlich wie der Verlauf der Gesamtbiomassen der Invertebratenfauna. Sowohl die Dichte als auch das Biomassemaximum der Invertebraten wurden in beiden Habitaten zu unterschiedlichen Zeitpunkten nachgewiesen. Nur der Verlauf der Artenvielfalt zeigt in beiden Habitaten einen ähnlichen Trend.

Unterschiede konnten auch in der Zusammensetzung der Makroinvertebratenfauna und deren saisonalen Verlauf aufgezeigt werden. Während im marinen System die Planktivoren zusammen mit den Herbivoren im Sprossbereich bzw. den Carnivoren im Rhizombereich saisonal unterschiedlich dominieren, sind im limnischen während des Untersuchungszeitraumes sowohl im Sprossbereich als auch im Rhizombereich in fast jedem Monat die Herbivoren dominant.



Kapitel 3: Mesokosmenversuche zur Biomasseentwicklung unterschiedlicher mariner und limnischer Grazer im Makrophytensystem

3.1 Einleitung

Die Makrophytensysteme in den flachen Bereichen der Meere und Seen gehören zu den produktivsten und interessantesten Lebensräumen. Viele Organismen nutzen die Makrophyten als Siedlungshabitat, Nahrungsquelle, Jagdrevier oder Kinderstube. Durch die hohe Diversität in den Makrophytensystemen haben sich unterschiedlichste direkte und indirekte Wechselwirkungen (Interaktionen) herausgebildet. Vor allem die invertebraten Organismen kommen hier in großer Artenvielfalt und Abundanz vor und üben einen großen Einfluss auf die assoziierte Fauna und Flora aus (Evans-White & Lamberti 2005, Duffy et al. 2003, Frost et al. 2002, Duffy & Harvilicz 2001, Duffy et al. 2001, Fong et al. 2000, Brawley & Adey 1981).

Einer der wichtigsten Prozesse für die Erhaltung des Lebensraumes „Makrophytensystem“ ist die Wechselwirkung zwischen weidenden (grazenden) Invertebraten, epiphytischen Algen und den Makrophyten, die sie beherbergen (Duffy et al. 2001, Heck et al. 2000, van Montfrans et al. 1984, Orth & van Montfrans 1984). Ein Anstieg der Epiphyten kann das Wachstum von den Makrophyten, auf denen sie wachsen, negativ beeinflussen (Worm et al. 2000 a, b), wenn die Voraussetzungen dafür gegeben sind. Die Organismen, die sich von Epiphyten ernähren und sie somit regulieren, spielen eine wichtige Rolle bei der Stabilisierung von Makrophytensystemen (Neckles et al. 1993, Orth & van Montfrans 1984, Orth et al. 1984). Duffy et al. (2001) fanden heraus, dass die Zusammensetzung von wirbellosen Grazern einen starken Effekt auf die Biomasse von Makrophyten haben kann.

Um das Zusammenspiel dieser sich gegenseitig beeinflussenden Komponenten in unterschiedlichen aquatischen Makrophytensystemen zu untersuchen, wurden im Rahmen eines Gemeinschaftsprojekts umfangreiche Mesokosmenversuche durchgeführt. Je drei grazende Invertebratenarten aus einem marinen und einem limnischen Makrophytensystem wurden einzeln und in Kombination in die

entsprechenden marinen bzw. limnischen Mesokosmen eingesetzt, um ihre Auswirkung auf das Mikrophytobenthos (Aberle-Malzahn 2004), die Gemeinschaft der epiphytischen Algen und Makrophyten (Jaschinski 2006 nur mariner Teil) sowie inter- und intraspezifische Wechselwirkungen anhand der Biomasseentwicklung der Grazer im Lebensraum Makrophytensystem (vorliegendes Kapitel) zu untersuchen. Zu den drei wichtigsten grazenden Invertebratentaxa der Makrophytensysteme der gemäßigten Breiten gehören die Amphipoden, Isopoden und Gastropoden (Duffy et al. 2001). Die marinen Experimente wurden mit *Gammarus salinus* (Amphipoda), *Idotea baltica* (Isopoda) und *Littorina littorea* (Gastropoda) durchgeführt, die limnischen Versuche mit *Gammarus pulex* (Amphipoda), *Asellus aquaticus* (Isopoda) und *Radix ovata* (Gastropoda). Diese Arten zählen mit zu den häufigsten Vertretern ihrer Gruppen in den Seegraswiesen der westlichen Ostsee bzw. in den Laichkrautbestände der Plöner Seenplatte (Kapitel 2).

Trotz der Unterschiede in der Fraßpräferenz bei Grazern (Duffy & Hay 2000, Sommer 1997, Brendelberger 1997 b, 1995 a, Duffy & Hay 1994, Kapitel 4) kann es zu einer gegenseitigen Beeinflussung kommen (Franke & Janke 1998, Menge 1976). Diese wurden ansatzweise für die marinen Habitate beschrieben, jedoch noch nicht für die limnischen. Eine Untersuchung für beide Systeme in diesem Umfang, mit einem nahezu identischen Versuchsaufbau, wurden bislang noch nicht durchgeführt.

Der Schwerpunkt der hier durchgeführten Versuche lag in der Beantwortung folgender Fragen: 1) Hat die Isolation bzw. die Anwesenheit von weiteren Grazerarten eine Auswirkung auf die Gesamtbiomasse der Grazer? 2) Beeinflussen unterschiedliche Zusammensetzungen von Grazern die Biomasseproduktion der einzelnen Art? 3) Sind die Auswirkungen dieser Effekte auf die Biomasseentwicklung der Grazer im marinen und limnischen Makrophytensystem gleich?

3.2 Material und Methoden

Versuchsaufbau

Im Sommer 2002 wurden zwei Mesokosmenexperimente in den Aquarienräumen des Leibniz-Instituts für Meereswissenschaften Kiel (früher Institut für Meereskunde) durchgeführt, um die Entwicklung unterschiedlicher Grazergemeinschaften im marinen sowie limnischen Makrophytensystem unter gleichen Bedingungen zu untersuchen. Dazu wurden jeweils neun Plastikbecken (117 x 93 x 60 cm) in sechs kleine, voneinander unabhängige Mesokosmen unterteilt (Abb. 3.1). Die Mesokosmen bestanden aus transparenten Plastiksäcken, die eine Höhe von 60 cm und einen Durchmesser von 30 cm hatten. Den Boden bildeten Plastikwannen mit einem Durchmesser von 30 cm, die mit gesiebt Sediment (2 mm) aus dem jeweiligen Habitat (marine Versuche: Falkensteiner Strand, Kieler Förde, Abb. 2.1; limnische Versuche: Schluensee, Plöner Seenplatte, Abb. 2.2) gefüllt wurden. 24 Stunden nach dem Einfüllen des Sedimentes wurden Makrophytensprosse eingesetzt, die vorher von allen optisch sichtbaren tierischen Organismen gereinigt wurden. In den marinen Versuchsansätzen wurden 20-23 Seegrassprosse (*Zostera marina*) und in den limnischen 5-6 Laichkrautspresse (*Potamogeton perfoliatus*) eingesetzt. Sowohl das Sediment als auch die Makrophyten stammten, ebenso wie die eingesetzten Grazer, aus dem gleichen natürlichen Habitat.

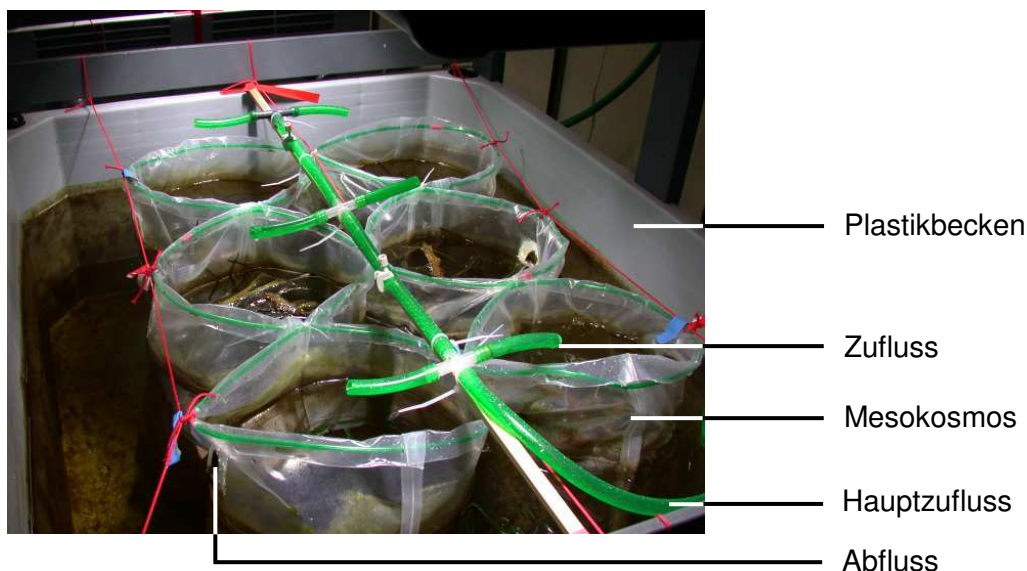


Abb. 3.1: Plastiktank mit sechs unabhängigen Mesokosmen.

Nach dem Bepflanzen wurden in die marinen Mesokosmen *Idotea baltica* (Isopoda), *Gammarus salinus* (Amphipoda) und *Littorina littorea* (Gastropoda) und in die limnischen Mesokosmen *Asellus aquaticus* (Isopoda), *Gammarus pulex* (Amphipoda) und *Radix ovata* (Gastropoda) als weidende Organismen (Grazer) eingesetzt. Die Grazer wurden in jeweils sieben unterschiedlichen Kombinationen (Tab. 3.1) in die Mesokosmen eingebracht. Die eingesetzten Tiere hatten dabei ein durchschnittliches Biomassen-Anfangsgewicht von 50 mg aschfreies Trockengewicht (AfTG) in den marinen und 15 mg AfTG in den limnischen Versuchsansätzen. Die Anzahl der jeweils eingesetzten Tiere wird in Tab. 3.1 dargestellt. Die Biomassen der einzelnen Grazer wurden zu drei unterschiedlichen Zeitpunkten gemessen. Zu Beginn der Versuche (t0) wurde die Biomasse über vorher erstellte Längen-Gewichts-Relationen ermittelt (Durchführung siehe Kapitel 4). Nach sieben Tagen (t1) und nach 21 Tagen (t2) wurden die Biomassen der Grazer direkt durch die Veraschung der Tiere gewonnen. Jede der sieben Kombinationen wurde für die Zeitpunkte t1 und t2 drei Mal repliziert. Die restlichen Mesokosmen wurden für begleitende Untersuchungen (Aberle-Malzahn 2004, Jaschinski 2006) verwendet. Das marine Experiment startete am 17. Juli 2001 und endete am 8. August 2001, das limnische begann am 22. August 2001 und wurde am 12. September beendet.

Tab. 3.1: Übersicht über die eingesetzten Kombinationen, Individuenanzahlen, Biomassen und Längen der Grazergemeinschaften in den marinen und limnischen Mesokosmenversuche. Für die marinen Experimente gilt: I = *Idotea baltica*, G = *Gammarus salinus*, L = *Littorina littorea*; für die limnischen Ansätze gilt: A = *Asellus aquaticus*, G = *Gammarus pulex*, R = *Radix ovata*.

	Grazer- kombination	Anzahl	Startbiomassen [mg AfTG]	Länge [mm]		
				I	G	L
marin	I	18	48,4 ± 1,02	9,6 ± 1,5		
	G	25	46,4 ± 0,92		9,3 ± 1,3	
	L	6	62,6 ± 7,12			12,0 ± 0
	IG	9+12	47,0 ± 1,23	9,4 ± 1,4	9,4 ± 1,2	
	IL	9+3	53,5 ± 4,51	9,4 ± 1,4		12,0 ± 0
	GL	12+3	52,4 ± 3,00		9,4 ± 1,2	12,0 ± 0
	IGL	6+8+2	51,2 ± 2,11	9,5 ± 1,4	9,5 ± 0,9	12,0 ± 0
				A	G	R
limnisch	A	18	13,0 ± 0,80	5,4 ± 0,5		
	G	18	12,1 ± 0,83		6,2 ± 1,1	
	R	3	15,2 ± 2,91			6,0 ± 0,5
	AG	9+9	12,7 ± 1,01	5,4 ± 0,3	6,2 ± 1,1	
	AR	9+2	16,6 ± 4,26	5,4 ± 0,3		5,5 – 6,5
	GR	9+2	15,9 ± 4,22		6,2 ± 0,9	5,5 – 6,5
	AGR	6+6+1	13,1 ± 1,87	5,3 ± 0,4	6,2 ± 0,8	6,0

Die Mesokosmen wurden so eingerichtet, dass sie voneinander unabhängig waren. Den marinen Mesokosmen wurde sandfiltriertes Ostseewasser ($14,7 \pm 0,7$ psu) aus der Kieler Förde, den limnischen Leitungswasser über ein Schlauchsystem (2 cm Ø) zugeführt. Der Abfluss der einzelnen Mesokosmen lag über dem Wasserspiegel der großen Plastikbecken (Abb. 3.1). Das Licht wurde auf einen 16 : 8 Stunden Tag-Nacht-Rhythmus eingestellt, die Lichtintensität lag zwischen $86,0 \pm 19,5 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ an der Wasseroberfläche und $7,2 \pm 5,6 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ an der Sedimentoberfläche der marinen bzw. $33,4 \pm 12,0 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ an der Sedimentoberfläche der limnischen Versuche. Die Wassertemperatur lag in den marinen Versuchen bei $18,3 \pm 0,5$ °C und in den limnischen bei $18,0 \pm 0,2$ °C. Die Daten zur Lichtintensität und Wassertemperatur wurden von Nicole Aberle-Malzahn (2004) erhoben.

Biomassenbestimmung

Nachdem die Versuche beendet wurden, sind die Grazer aus den einzelnen Mesokosmen entnommen worden. Dazu wurden die Makrophytensprosse herausgenommen und sich darauf befindliche Grazer entfernt. Das Wasser und das Sediment wurde gesiebt (1 mm Maschenweite). Anschließend wurden die Tiere bei -40 °C im Kälteschrank getötet, um sie anschließend im Trockenschrank bei 55 °C für 48 Stunden nach Arten getrennt zu trocknen. Nach dem Trocknungsvorgang wurden die Tiere für 24 Stunden in einen Exsikkator auf Zimmertemperatur abgekühlt und auf einer Feinwaage (Firma Satorius, max. 110 g; Fehler 0,1 mg) gewogen und somit das Trockengewicht (TG) ermittelt. Anschließend wurden die getrockneten Grazer für vier Stunden im Muffelofen verascht, erneut 24 Stunden im Exsikkator abgekühlt und auf einer Feinwaage das Aschgewicht (AG) ermittelt. Um die Biomasse in Form des aschfreien Trockengewichtes (AfTG) zu erhalten, wurden das AG vom zuvor ermittelten TG abgezogen. Die Biomassen der Gastropoden wurden ohne ihre Schale bestimmt. Diese wurde nach dem Einfrieren vorsichtig vom Weichkörper entfernt. Dies wurde ebenso bei der Längen-Gewichts-Relation für die Bestimmung der Startbiomasse gemacht.

Auswertung

Die Gesamtbiomassen wurden Addition der Biomassen der in den einzelnen Mesokosmen befindlichen Tiere errechnet. Die Biomasseproduktion der einzelnen Grazerarten in den unterschiedlichen Kombinationsansätzen wurde pro eingesetztem mg AfTG errechnet. Dies ermöglichte einen einheitlichen Vergleich, besonders bei der Gegenüberstellung der limnischen und marinen Arten.

Statistik

Der Vergleich der Entwicklung der Gesamtbiomassen der einzelnen Grazerkombinationen zu den Zeitpunkten t1 und t2 wurden mit einer 2-fakt. ANOVA und anschließendem LSD Post hoc-Tests durchgeführt. Die Unterschiede der Biomasseentwicklung der einzelnen Arten pro eingesetztem mg AfTG wurden ebenfalls mithilfe der ANOVA und anschließendem LSD Post hoc-Tests durchgeführt.

3.3 Ergebnisse

Marine Mesokosmenversuche

Gesamtbiomasse

Die Biomassen der Grazer, sowohl der isolierten Grazer (nur *Idotea baltica* = I; nur *Gammarus salinus* = G; nur *Littorina littorea* = L), als auch die in den Grazerkombinationen (IG, IL, GL und IGL), unterschieden sich zu Beginn der Versuche (Zeitpunkt t₀) statistisch nicht voneinander. Die Gesamtbiomassen der einzelnen Grazerkombinationen und der isolierten Grazer zeigten nach sieben Tagen (t₁, Abb. 3.2 A) bis auf die isolierten Strandschnecken (L) und die Kombination der Schnecken mit *Gammarus salinus* (GL) einen signifikanten Anstieg ihrer Biomasse gegenüber dem Ausgangswert an (mindestens $p < 0,02$). Bei dem Vergleich der Gesamtbiomassen zum Zeitpunkt t₁ waren lediglich die Biomassen der isolierten *Littorina littorea* (L) signifikant niedriger als die der Crustaceen-Kombination (IG) und der Kombination mit allen Grazern (IGL).

Nach 21 Tagen (t₂, Abb. 3.2 B) zeigten bis auf die Biomassen der isolierten *L. littorea* (L) alle Behandlungen einen signifikanten Anstieg gegenüber dem Zeitpunkt t₀ (mindestens $p < 0,002$). Den höchsten Biomasseanstieg hatten die Behandlungen mit den isolierten *Idotea baltica* (I). Diese unterschieden sich signifikant von den beiden anderen Einzelbehandlungen G ($p < 0,004$) und L ($p < 0,0001$) sowie den Kombinationen IG ($p < 0,003$), IL ($p < 0,007$), GL ($p < 0,005$) und IGL ($p < 0,0004$). Die Behandlung L zeigte mit durchschnittlich $50,30 \pm 39,24$ mg AfTG zum Zeitpunkt t₂ sogar eine negative Gewichtsentwicklung gegenüber dem Zeitpunkt t₀ ($62,55 \pm 7,12$ mg AfTG). Die Abnahme der Schneckenbiomassen hängt jedoch mit dem Abwandern von einzelnen Tieren aus dem Mesokosmos in die großen Plastikbehälter (Abb. 3.1) zusammen.

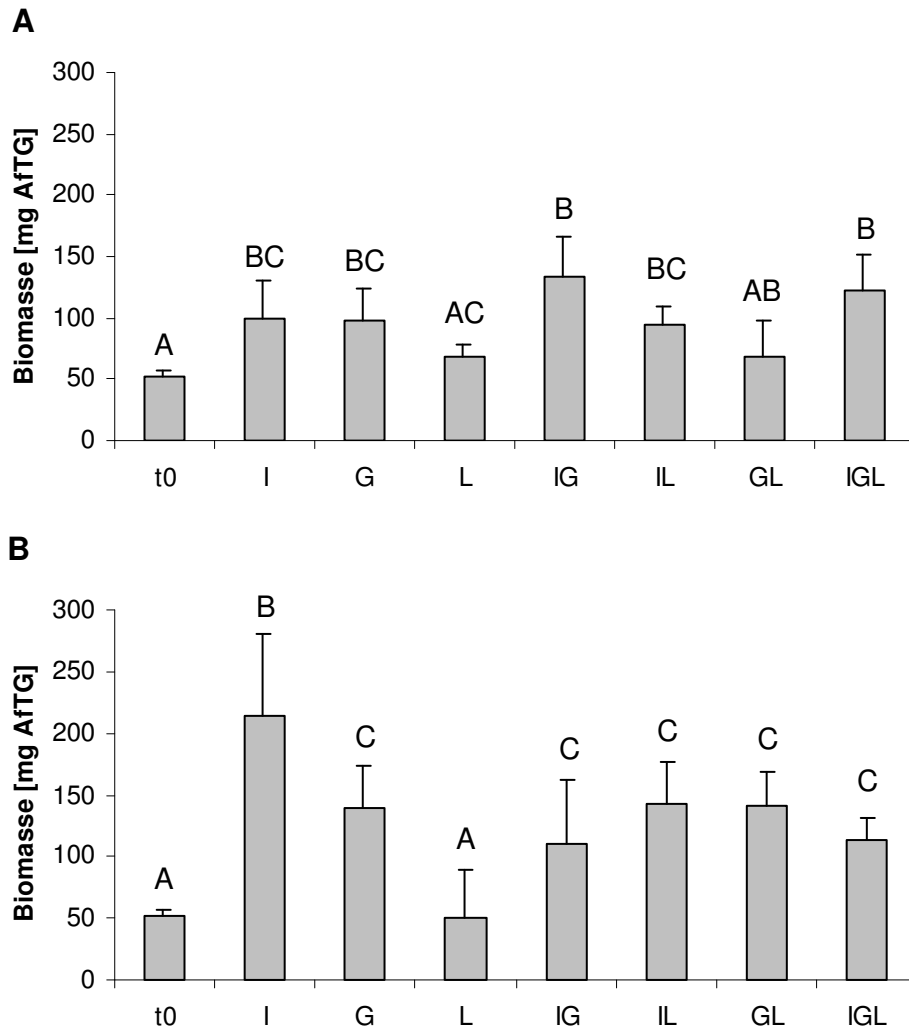


Abb. 3.2: Gesamtbiomasse-Entwicklung der marinen Grazerkombinationen A: nach sieben Tagen (Zeitpunkt t1) und B: nach 21 Tagen (Zeitpunkt t2). Signifikante Unterschiede sind durch ungleiche Buchstaben gekennzeichnet.

Biomasseproduktion

a) *Idotea baltica*

Nach einer Woche zeigte die Produktion von *Idotea baltica* keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Behandlungen (Abb. 3.3 A). Mit einem durchschnittlichen Zuwachs von $3,0 \pm 1,3$ mg lag die Biomasseproduktion von *Idotea baltica* in Anwesenheit von *Gammarus* (lg) etwas höher als in den restlichen Behandlungen (I: $2,0 \pm 0,6$ mg; II: $1,5 \pm 0,5$ mg; Igl: $1,6 \pm 0,5$ mg).

Zum Zeitpunkt t2 (nach 21 Tagen) waren die Biomasseproduktionen von *Idotea baltica* in den Behandlungen ohne *Gammarus salinus* (I, II) signifikant höher als in Anwesenheit von *Gammarus salinus* (lg, Igl) (I zu lg: $p < 0,01$; I zu Igl: $p < 0,005$; II zu lg und zu Igl jeweils $p < 0,05$). Durchschnittlich nahm die Biomasseproduktion von *Idotea* zwischen den Zeitpunkten t1 und t2 nicht signifikant zu ($p > 0,05$).

b) *Gammarus salinus*

Die Biomasseproduktion von *G. salinus* in den einzelnen Behandlungen (G, iG, Gl, iGl) stieg von t1 (nach einer Woche) mit durchschnittlich $2,2 \pm 0,3$ mg (Abb. 3.3 A) zu t2 (nach drei Wochen) mit $2,8 \pm 0,5$ mg (Abb. 3.3 B) leicht an, unterschied sich statistisch jedoch nicht.

c) *Littorina littorea*

Die Biomasseproduktion von *Littorina* war nach einer Woche in dem Versuchsansatz mit allen Grazerarten (igL) signifikant höher als in Isolation (L: $p < 0,004$) und in Kombination mit je einer Crustaceenart (iL: $p < 0,006$; gL: $p < 0,001$) (Abb. 3.3 A). Nach drei Wochen (t2) waren die Biomasseproduktionen von *Littorina* in Anwesenheit eines (iL: $p < 0,05$; gL: $p < 0,04$) oder mehrerer Grazer-Arten (igL: $p < 0,03$) signifikant höher als alleine (L) (Abb. 3.3 B). Jedoch unterschieden sich zwischen den beiden Zeitpunkten die Biomasseproduktionen von *Littorina* nur in Anwesenheit von *Gammarus salinus*. Hier war die Biomasseproduktion nach einer Woche mit $0,7 \pm 0,4$ mg signifikant niedriger als nach drei Wochen ($0,1 \pm 0,2$ mg, $p < 0,04$). Die restlichen Behandlungen unterschieden sich aufgrund ihrer hohen Standardabweichungen nicht voneinander.

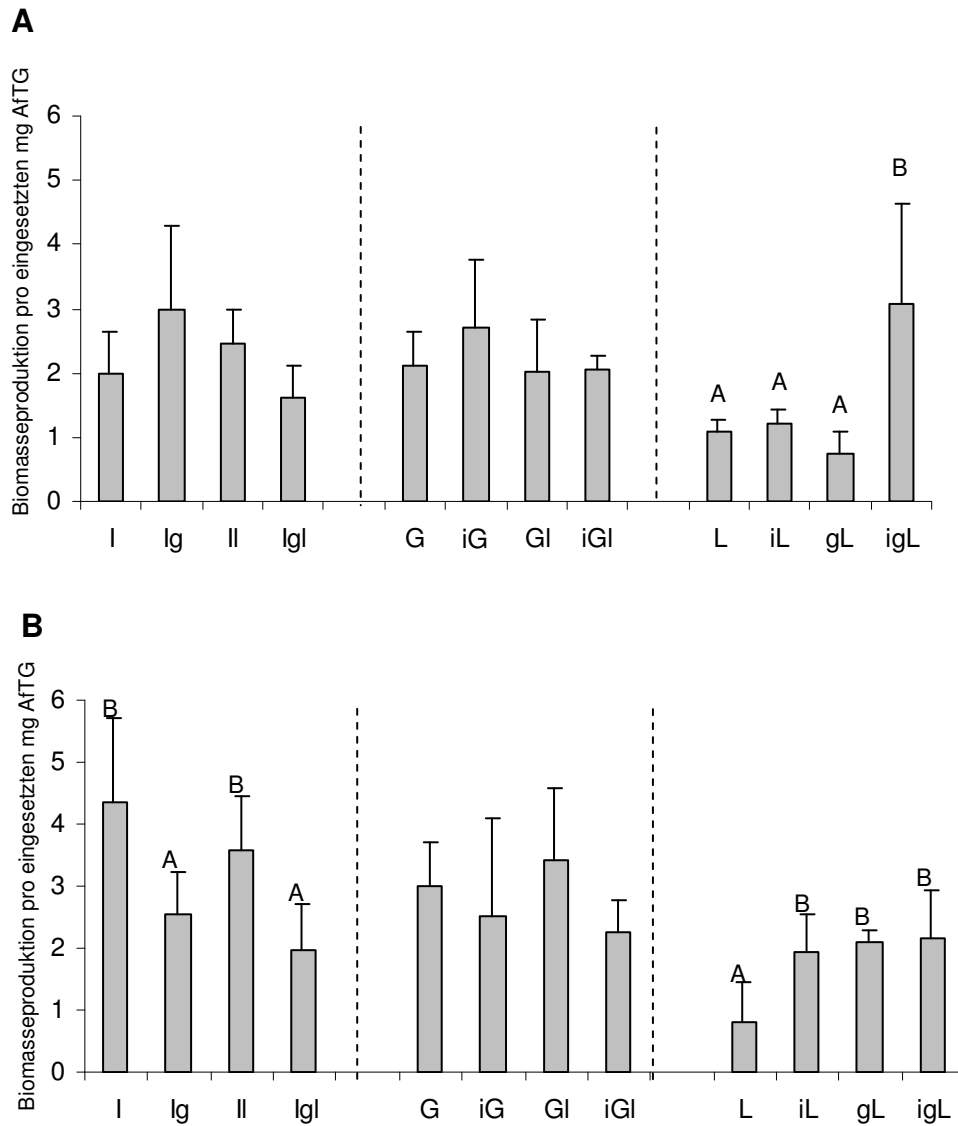


Abb. 3.3: Entwicklung der Biomasse [mg AfTG] der einzelnen Grazerarten pro eingesetztem mg AfTG. A: nach sieben Tagen (Zeitpunkt t1) und B: nach 21 Tagen (Zeitpunkt t2). Signifikante Unterschiede sind durch ungleiche Buchstaben gekennzeichnet.

Limnische Mesokosmenversuche

Gesamtbiomasse

Die Grazerbiomassen zu Beginn der Versuche, sowohl der isolierten Grazer (nur *Asellus aquaticus* = A; nur *Gammarus pulex* = G; nur *Radix ovata* = R), als auch die der Grazerkombinationen (AG, AR, GR und AGR), unterschieden sich zum Zeitpunkt t_0 statistisch nicht voneinander. Eine Woche nach Einsetzen der Grazer in die Mesokosmen stiegen die Gesamtbiomassen bis auf die Behandlungen A (isolierten Asseln) und AR (Asseln in Kombination mit den Schnecken) signifikant an (mindestens $p < 0,007$) (Abb. 3.4 A). Die reinen *Asellus*-Versuche zeigten auch gegenüber den anderen Behandlungen eine signifikant niedrigere Entwicklung (mindestens $p < 0,03$), während *Gammarus pulex* (G) eine signifikant niedrigere Biomasseentwicklung gegenüber R ($p < 0,03$) und der Kombination AGR ($p < 0,003$) aufwies. In den Behandlungen mit *Radix ovata* (R, AR, GR, AGR) wurden die höchsten Zunahmen der Biomasse verzeichnet. Sie hoben sich signifikant von allen Behandlungen ohne *Radix* (A, G, AG; mindestens $p < 0,03$) ab.

Nach drei Wochen (t_2) wurde dieser Unterschied zwischen den Behandlungen mit und ohne *Radix ovata* noch deutlicher (Abb. 3.4 B). In Anwesenheit von *Asellus* ohne *Radix* (A, AG) unterschieden sich die Biomassen nicht vom Anfangswert (t_0). Alle anderen Behandlungen unterschieden sich deutlich vom Anfangswert (mindestens $p < 0,002$). Nach 21 Tagen (t_2) lagen die Biomassen aller Versuchsansätze, in denen *Radix ovata* enthalten war, signifikant über denen ohne *Radix* (mindestens $p < 0,003$).

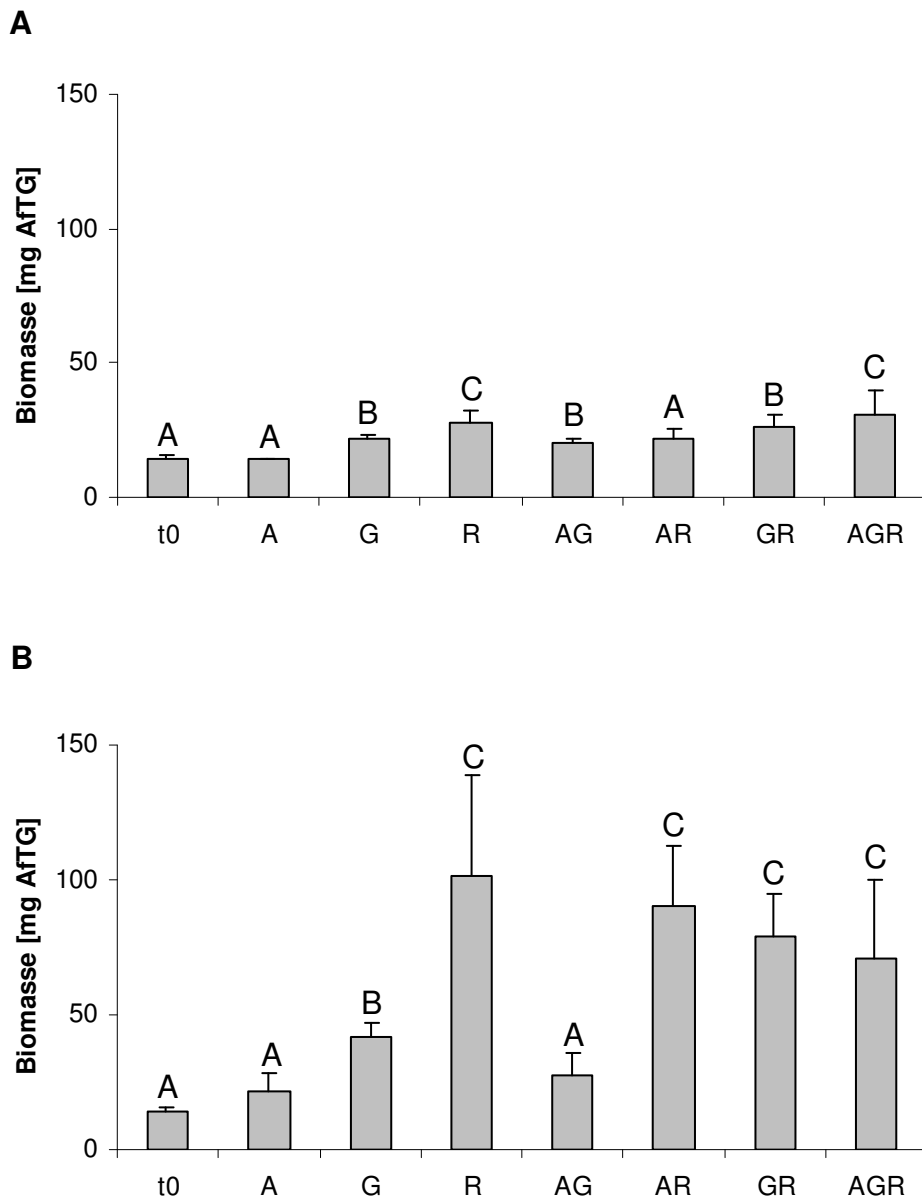


Abb. 3.4: Gesamtbiomasse-Entwicklung der limnischen Grazerkombinationen **A:** nach sieben Tagen (Zeitpunkt t1) und **B:** nach 21 Tagen (Zeitpunkt t2). Signifikante Unterschiede werden durch ungleiche Buchstaben angezeigt.

a) *Asellus aquaticus*

Die Biomasseproduktion von *A. aquaticus* in den einzelnen Behandlungen (A, Ag, Ar, Agr) unterschieden sich weder zum Zeitpunkt t1 (Abb. 3.5 A) noch zum Zeitpunkt t2 (Abb. 3.5 B) statistisch voneinander. Sie stieg von t1 ($1,2 \pm 0,3$ mg) zu t2 ($1,9 \pm 0,5$ mg) leicht an, unterschied sich statistisch jedoch nicht.

b) *Gammarus pulex*

Die Biomasseproduktion von *Gammarus pulex* unterschied sich in den einzelnen Behandlungen (G, aG, Gr, aGr) weder zum Zeitpunkt t1 (Abb. 3.5 A) noch zum Zeitpunkt t2 (Abb. 3.5 B) signifikant voneinander. Jedoch stieg die Biomasseproduktion von *G. pulex* in den Behandlungen G und aGr nach drei Wochen signifikant gegenüber der Biomasseproduktion nach einer Woche an ($p < 0,02$ bzw. $p < 0,04$).

c) *Radix ovata*

Ebenso wie *Asellus aquaticus* und *Gammarus pulex* unterschied sich auch die Biomasseproduktionen von *Radix ovata* in den einzelnen Behandlungen (R, aR, gR, agR) weder nach einer noch nach drei Wochen signifikant voneinander. Dabei war die Biomasseproduktion zum Zeitpunkt t1 mit ($1,5 \pm 0,7$ mg) durchschnittlich signifikant niedriger als zum Zeitpunkt t2 ($5,8 \pm 1,1$ mg, $p < 0,03$).

Biomasseproduktion

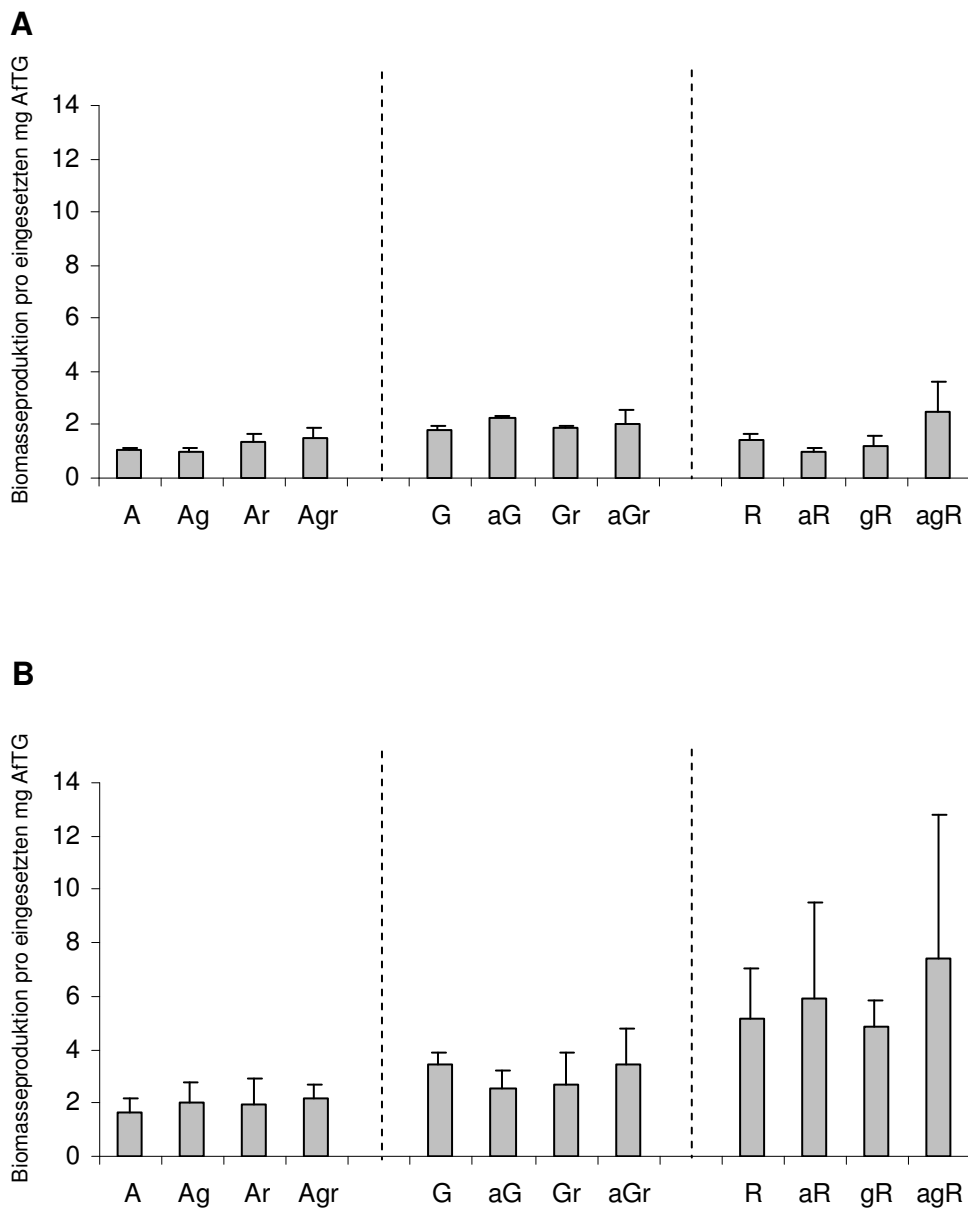


Abb. 3.5: Entwicklung der Biomasse einzelnen Grazerarten pro eingesetztem mg AfTG. A: nach sieben Tagen (Zeitpunkt t1) und B: nach 21 Tagen (Zeitpunkt t2).

4.1 Diskussion

Marine Mesokosmenversuche

In den marinen Mesokosmenversuchen verhielten sich die Gesamtbiomasse der drei Grazer in den Einzelbehandlungen unterschiedlich gegenüber den Kombinationsansätzen. Die Biomasse der Assel *Idotea baltica* stieg im Verhältnis zu den anderen Arten an. Ein Grund dafür war, dass die Brutzeit von *Idotea baltica* zwischen Juni und Juli (Jormalainen & Tuomi 1989) liegt und somit genau in den Zeitraum des Versuchsbeginns fiel. Obwohl darauf geachtet wurde, dass die eingesetzten Tiere nicht gravide waren, wurden nach drei Wochen in allen Einzel-*Idotea*-Ansätzen juvenile *I. baltica* gefunden, die eine maximale Körperlänge von 3,5 mm hatten (Abb. 3.6). Durchschnittlich wurden pro eingesetztem Individuum sieben Juvenile gefunden.

Littorina littorea wies eine negative Biomasseentwicklung zum Anfangsgewicht auf. *Gammarus salinus* zeigte keine Unterschiede zu den Kombinationsversuchen. Während es nach einer Woche noch keine deutlichen Unterschiede zwischen isolierten und kombinierten Grazerpopulationen gab, war dieser Unterschied nach drei Wochen deutlich erkennbar. Die Behandlungen mit isoliert gehaltenen Isopoden (*Idotea baltica*) zeigten auch gegenüber den anderen Einzel-Grazer-Biomassen einen signifikanten Biomassezuwachs. Obwohl Franke & Janke (1998) für *I. baltica* einen hohen intraspezifischen Wettbewerb beschrieben, war dieser in Relation zur Biomasseentwicklung in den Mesokosmenversuchen bei *G. salinus* und *L. littorea* höher.

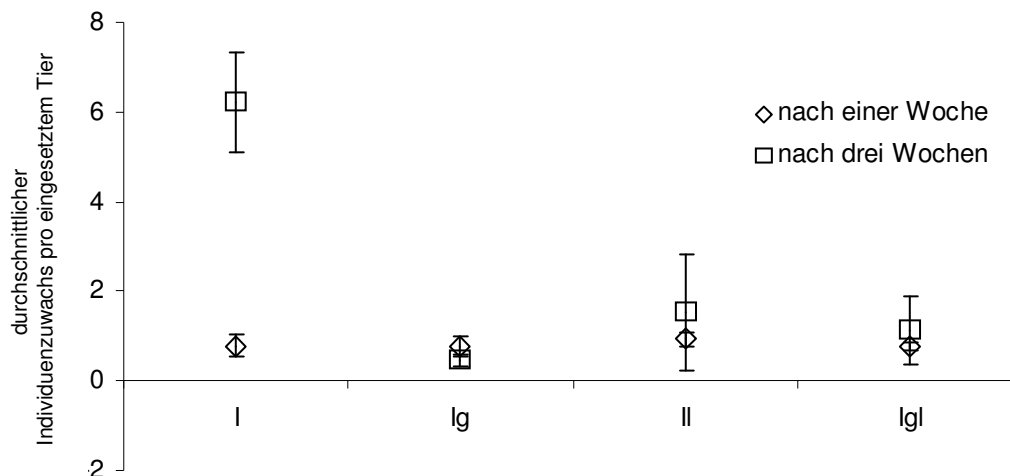


Abb. 3.6: Durchschnittlicher Individuenzuwachs in den Versuchsansätzen mit *Idotea baltica*.

In Kombination mit der Strandschnecke *Littorina littorea* lag die Reproduktionsrate durchschnittlich bei knapp zwei juvenilen Asseln pro eingesetztem Isopoden. In Anwesenheit von *Gammarus salinus* wurden so gut wie keine juvenilen Isopoden gefunden. Durch Versuche mit zwei *Idotea*-Arten fanden Franke & Janke (1998) heraus, dass trotz des starken negativen intraspezifischen Effekts auf juvenile *I. baltica*, die Anwesenheit der zweiten Art einen noch stärkeren negativen Effekt auf *I. baltica* ausübt und in großen Anzahlen diese sogar eliminieren konnte, da die juvenilen *I. baltica* nicht stark genug gegenüber der Prädation der anderen Art geschützt waren. Die Tatsache, dass in den Ansätzen mit *Gammarus salinus* fast keine juvenilen Isopoden gefunden wurden und im Gegensatz dazu mehr als zwei juvenile Asseln in Anwesenheit von *L. littorea* ermittelt wurden (Abb. 3.6) sowie die deutlich geringeren Biomasseproduktionen von *I. baltica* in Anwesenheit von *Gammarus salinus* (Abb. 3.3. b) lassen darauf schließen, dass *G. salinus* einen negativen interspezifischen Effekt auf *I. baltica* ausübt.

In der Natur kommt *Idotea* niemals solitär in den Seegraswiesen vor, jedoch kann ihre Abundanz und Biomasse deutlich über denen von anderen Grazern liegen (Salemaa 1987, 1979). Vor allem bei attraktivem Nahrungsangebot können die Dichten von *I. baltica* sehr stark ansteigen und sogar ganze Makrophytenbestände gefährden (Salemaa 1987). Einen negativen Einfluss von *Idotea baltica* auf das Wachstum von Seegras fanden Duffy et al. (2001) heraus, was seine Ursache darin haben kann, dass *Idotea baltica* an lebendem Seegras frisst (Pavia et al. 1999, Robertson & Mann 1980). Juvenile *I. baltica* präferieren jedoch die Epiphyten statt der Makrophyten. Sobald die Epiphyten limitiert sind, frisst *I. baltica* auch die Blätter (Boström & Mattila 1999). Die Epiphyten auf Seegras werden jedoch ebenfalls von *Gammarus salinus* bevorzugt gefressen (Pavia et al. 1999). Nutzen zwei Arten die gleichen Ressourcen führt dies zu einem starken Wettbewerb um diese Nahrungsquelle (Menge 1976), die häufig ein Wegfraß der Juvenilen zur Folge haben kann (Franke & Janke 1998). Da in Abwesenheit von *G. salinus* die Biomasse von *I. baltica* signifikant höher war als in Anwesenheit (Abb. 3.3) muss hier von einem starken interspezifischen Wettbewerb um die Ressourcen ausgegangen werden.

Der Rückgang der Strandschnecke *Littorina littorea* in den Isolationsversuchen hängt mit einem Abwandern der Tiere zusammen. Dieser Effekt stellte sich in Anwesenheit der Crustaceen nicht ein. Fenske (1997) fand in Freilandversuchen heraus, dass auch bei zehn- bis zwanzigfacher natürlicher Dichte die Tiere nicht abgewandert sind. Sie

machte für die hohen Dichten das reichhaltige und einfach zugängliche Nahrungsangebot auf den Miesmuschelbänken verantwortlich. Im Gegensatz dazu beobachteten Robertson & Mann (1982) einen starken intraspezifischen Wettbewerb von *Littorina neglecta* um die Nahrung, was bei den juvenilen *L. neglecta* zum Tod führen konnte. Da in den hier durchgeführten Mesokosmenversuchen ein ausreichendes Angebot an Nahrungsquellen zur Verfügung stand, ist das Abwandern der Strandschnecke durch zu hohe intraspezifische Dichten nicht denkbar. Sommer (1997) beschrieb eine ähnliche Nahrungselektivität von *Idotea chelipes* und *L. littorina*. Jedoch unterscheiden sich die beiden Arten in ihren Vorgehensweisen bei der Nahrungsaufnahme (*Idotea* = Rasenmäher und *Littorina* = Bulldozer) (Sommer 1999). Während *Idotea* und *Gammarus* durch ihre Selektivität die Diversität der Epiphyten erhöhen (Boström & Mattila 1999, Jernakoff & Nielsen 1997), weiden Gastropoden nur die Oberflächen ab und verringern die Biomasse der Epiphyten (Jernakoff & Nielsen 1997). In den hier durchgeführten Versuchen sind in den Behandlungen, in denen nur *Littorina littorea* anwesend war, die langkettigen Epiphyten stärker gewachsen als in den anderen Ansätzen (Jaschinski et al. in Vorbereitung). Dies lässt darauf schließen, dass *Littorina littorea* im Gegensatz zu *Gammarus* und *Idotea* die langkettigen Algen nicht frisst. Durch die Dezimierung gerade dieser langkettigen Epiphyten könnten die Crustaceen das epiphytische Nahrungsangebot für *Littorina littorea* attraktiver gemacht und so einem Abwandern der Tiere entgegengewirkt haben.

Welche Auswirkungen die einzelnen Versuchsansätze, vor allem der einzelnen Grazer, auf die Epiphyten und das Mikrophytobenthos hatten, wurde im Rahmen dieser Experimente von Jaschinski et al. (in Vorbereitung) beschrieben. Einer der Haupteffekte war, dass mit steigender Artenanzahl von Grazern in den Behandlungen die Diversität der Epiphyten zugenommen hat.

Limnische Mesokosmenversuche

Die Versuche zeigten einen deutlichen Einfluss von *Radix ovata* auf die Gesamtbiomasse, der sich bereits nach einer Woche andeutete und nach drei Wochen sehr stark ausgeprägt war. Auch die Biomasseproduktion lag mit $6,8 \pm 2,5$ mg AfTG pro eingesetztem mg AfTG deutlich über denen der anderen Grazer (*Asellus aquaticus*: $1,9 \pm 0,5$ mg; *Gammarus pulex*: $3,5 \pm 0,4$ mg).

Wachstumsversuche mit einzelnen Gastropodenarten wurden schon häufig durchgeführt (u.a. Fink & von Elert 2006, Wullschleger 2000, Brendelberger 1997 a, 1995 b, Lee et al. 1994, Lam & Calow 1990, Calow 1981, Knecht & Walter 1977). Die in diesen Versuchen eingesetzten *R. ovata* wiesen einen durchschnittlichen Größenzuwachs von $2,6 \pm 3,2$ mm in drei Wochen auf. Dieser Wert war fast dreifach so hoch wie der von Brendelberger (1997 a) beobachtete Längenzuwachs von 6 mm großen *Radix pererga* auf natürlichem Futter nach drei Wochen, der bei ca. 1 mm lag. Lee et al. (1994) ermittelten einen Monat nach dem Schlupf von *Lymnea virilis* einen durchschnittlichen Zuwachs von 12 mm pro Tier. Diesen enormen Längenzuwachs erreichte *L. virilis* bei einer Temperatur von durchschnittlichen 20 °C und mit Blaualgen als Nahrung. Fink & von Elert (2006) fanden heraus, dass das Wachstum von *R. ovata* stark von dem Nitratgehalt der Nahrung abhängig ist. Diese Ergebnisse erklären den enormen Zuwachs von *R. ovata* in den limnischen Ansätzen. Durch die vorherrschenden Temperaturverhältnisse von durchschnittlich 18 °C und die hohen Nährstoffkonzentrationen in den Mesokosmen (Nitratgehalt durchschnittlich bei 33 $\mu\text{mol l}^{-1}$ und Silicat 410 $\mu\text{mol l}^{-1}$, Aberle-Malzahn 2004) ergaben sich optimale Bedingungen für die Gastropoden, die ein relativ hohes Wachstum in den Versuchen zur Folge hatten.

Der von Blockwell et al. (1998) beschriebene negative Effekt von *A. aquaticus* auf *G. pulex* konnte bei den hier durchgeführten Mesokosmenversuchen nicht belegt werden. Generell wurde die gegenseitige Beeinflussung von *A. aquaticus* und *G. pulex* wenig untersucht. Bengsston (1982) beschreibt eine Abnahme der Dichte von *A. aquaticus* in Anwesenheit von *G. pulex*, der auch in dieser Arbeit (Kapitel 5) ermittelt werden konnte, jedoch nicht in diesem Versuch. Es konnte auch kein weiterer interspezifischer Effekt auf die Biomasseproduktion in Anwesenheit von *Radix ovata* ermittelt werden. Beide Crustaceen-Arten sind dafür bekannt, auch auf rein pflanzlichem Material überleben zu können (Mews 2002, Weichbrodt 2001, Graça et al. 1994 a, Marcus et al. 1978). Somit standen aufgrund der hohen Nährstoffkonzentration in den Versuchen und dem dadurch bedingten starken Algenwachstum (Aberle-Malzahn 2004), eine ausreichende Menge an pflanzlichem Material zu Verfügung, sodass es nicht zu einer Konkurrenz um limitierte Nahrungsquellen kam.

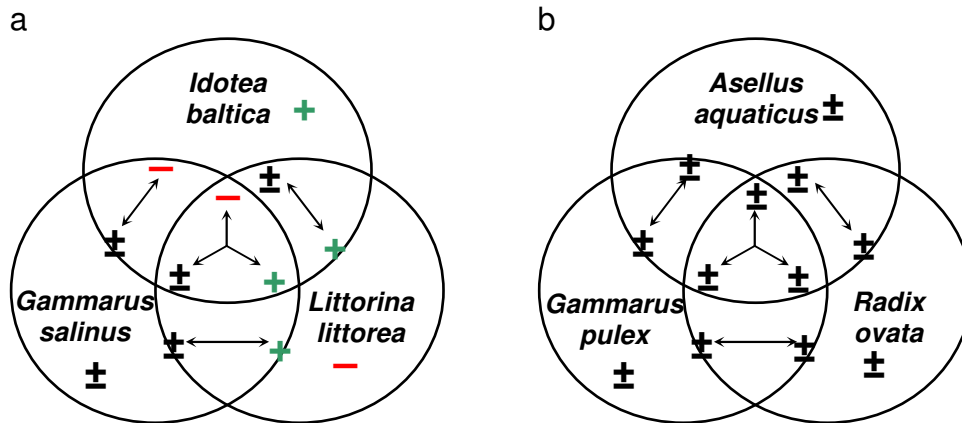


Abb. 3.7: Inter- und intraspezifische Effekte der Isolations- und Kombinationsversuche bezüglich der individuellen Biomasseproduktion a) der marinen und b) der limnischen Mesokosmenversuche nach sechs Wochen. Die Schnittmengen geben die Kombinationsversuche wider. (+) = positive Effekte, (-) = negative Effekte und (±) = keine Effekte.

In beiden untersuchten Makrophytensystemen unterschieden sich innerhalb der Mesokosmenversuche die Gesamtbiomasseentwicklungen der in Isolation und in Kombination gehaltenen Grazer deutlich voneinander (Abb. 3.2, 3.3). Während es im Marinen signifikante Unterschiede zwischen den Isolationsversuchen und den Kombinationsversuchen gab, lagen im Limnischen die Unterschiede in der Anwesenheit bzw. Abwesenheit von *Radix ovata* begründet. In den marinen Mesokosmenversuchen wurden deutliche Interaktionen zwischen den einzelnen Grazern festgestellt (Abb. 3.7), so wirkte sich die Anwesenheit von *Gammarus* negativ auf die Biomasse von *Idotea baltica* aus, während die beide Crustaceen einen positiven Effekt auf *Littorina littorea* hatten. Die Biomassenproduktionen der jeweiligen limnischen Grazerarten unterschieden sich in Abwesenheit oder Anwesenheit anderer Grazer nicht (Abb. 3.7).

In beiden Experimenten waren die Nährstoffgehalte sehr hoch und es kam dadurch zu weniger starken Ergebnissen.



Kapitel 4: Marin - limnische Untersuchungen zum saisonalen Fraßverhalten omnivorer Crustaceen

4.1 Einleitung

Marine und limnische Makrophytengemeinschaften bieten vielen Organismen nicht nur Habitat und Nahrung, sondern dienen ihnen häufig auch als Kinderstube (Murphy et al. 2000, Watson et al. 1993, Heck & Thoman 1984, Livingston 1982). Die daraus resultierende Artenvielfalt und Produktivität macht diese Lebensräume zu den wichtigsten und gleich auch interessantesten der Flachwasserbereiche norddeutscher Gewässer.

Neben den in den Makrophytengemeinschaften der Küstengewässer sowie in den Uferbereichen der Meere und Seen häufig vorkommenden Kleinkrebsen wie Amphipoden und Isopoden (Brawley 1992, Orth & Moore 1984, eigene Ergebnisse Kapitel 2), nutzen auch viele dekapode Krebse diese Lebensräume und suchen hier Schutz und vor allem Nahrung (Byron & Wilson 2001, Heck & Thoman 1984). Dabei werden von den unterschiedlichen Krebsarten nicht nur die Organismen in und auf den Makrophyten verspeist, sondern auch die Makrophyten selber (Byron & Wilson 2001, Boström & Mattila 1999, Pavia et al. 1999, Chambers et al. 1990, Ropes 1968).

Das Fraßverhalten von Crustaceen ist sowohl von theoretischem als auch von praktischem Interesse für die aquatische Ökologie, da die Tiere erheblichen Einfluss auf die Lebensgemeinschaften in den Gewässern haben. Vor allem wenn die Krebse nicht nur direkt die Gemeinschaft der Organismen durch Prädation beeinflussen (Jonas et al. 2005, Enderlein 2000, Ekendahl 1998, Enderlein 1996, Jensen & Jensen 1985), sondern auch indirekt durch das Abweiden von Pflanzen (Chambers et al. 1990, Creed 1994, Hobbs 1993, Lodge et al. 1994).

In den Gewässern Norddeutschlands gehören im marinen Makrophytensystem der Amphipode *Gammarus salinus* und der Isopode *Idotea baltica*, im limnischen System *Gammarus pulex* und *Asellus aquaticus* mit zu den häufigsten Kleinkrebsarten. Ebenso sind die marine Strandkrabbe *Carcinus maenas* und der limnische Flusskrebs *Orconectes limosus* in den Makrophytengemeinschaften Norddeutschlands sehr häufig

anzutreffen (Anwand & Valentin 1996, Kapitel 2). All diese Arten üben durch ihre omnivore Ernährungsweise einen Einfluss auf die Lebensgemeinschaften in diesen Flachwasserhabitaten aus und spielen, wie zum Beispiel *Carcinus maenas* in von Muscheln dominierten Habitaten, eine wichtige Schlüsselrolle im benthischen Nahrungsnetz (Enderlein 2000, Enderlein 1996, Jensen & Jensen 1985, Reise 1977). Die Omnivorie einiger Tierarten kann sogar in einigen Fällen Nahrungsnetze stabilisieren, die ihre trophische Struktur verloren haben (McCann et al. 1998).

Während Nahrungsspezialisten sich das ganze Jahr nur von einer oder wenigen Nahrungsquellen ernähren, können sich Nahrungsopportunisten, wie die oben aufgeführten omnivoren Crustaceenarten, von unterschiedlichen Nahrungsquellen wie pflanzlichen und tierischen Organismen oder Detritus ernähren, wie Cruz-Rivera & Hay (2000) für einige Gammaridenarten herausfanden. Da sich die Makrophytenstruktur und mit ihr auch die Zusammensetzung der Fauna und Flora wie in Kapitel 2 beschrieben im saisonalen Verlauf grundlegend ändert, variiert auch das Angebot potenzieller Nahrungsquellen für die omnivoren Crustaceen.

Die hier untersuchten Gammariden *Gammarus salinus* und *G. pulex*, sowie die Isopoden *Idotea baltica* und *Asellus aquaticus* werden in der Literatur als Mesograzer beschrieben, die sich hauptsächlich von epiphytischem Material (Duffy & Harvilicz 2001, Karez et al. 2000, Pavia et al. 1999) oder von Detritus und Pilzen ernähren (Graça et al. 1994 b, 1993 a, 1993 b, Sutcliff 1981). Bei den Gammaridenarten und den Idoteen wurde auch die Aufnahme tierischer Nahrungsquellen beschrieben (Kelly et al. 2002 a, b, Weichbrodt 2001, Cruz-Rivera & Hay 2000, Franke & Janke 1998), jedoch nicht für *A. aquaticus*. Hier konnte die Aufnahme von tierischer Nahrung jedoch in Vorversuchen beobachtet werden (persönliche Beobachtungen). Die Dekapoden *C. maenas* und *O. limosus* werden beide als omnivore Räuber bezeichnet, die sich in erster Linie von tierischer Kost ernähren, aber auch pflanzliche Nahrung zu sich nehmen (Dorn & Mittelbach 2004, Ropes 1968).

Das Nahrungsverhalten von Amphipoden, Isopoden und Dekapoden wurde schon häufig untersucht. Meist beschränkten sich die angebotenen Nahrungsquellen auf nur tierische (Enderlein 2000, Jensen & Jensen 1985, Shelton & Mackie 1971) oder nur pflanzliche (Cronin et al. 2002, Graça et al. 2001, Boström & Mattila 1999, Denton & Chapman 1991) Organismen. Selten wurden den Krebsen beide Nahrungsquellen angeboten (Kelly et al. 2002, Cruz-Rivera & Hay 2000). Viele verschiedene Faktoren steuern die Futterwahl eines Konsumenten. Die Fraßpräferenz eines Tieres kann

sowohl von der Qualität, der Quantität als auch der Erreichbarkeit der zur Verfügung stehenden Nahrung beeinflusst werden (Crawly 1983). Die Nahrungspräferenz kann in der Auswahl der qualitativ hochwertigsten zur Verfügung stehenden Nahrung bestehen (Crawly 1983) oder in einer Ausgleichspräferenz für eine gemischte ausgeglichene Nahrung (Staaland et al. 1980). Aber auch der Schutz vor möglichen Prädatoren kann bei einigen Arten eine Rolle bei der Nahrungswahl spielen (Gohse 1999). Ein saisonal abhängiges Fraßverhalten mit einem Angebot von sowohl tierischer als auch pflanzlicher Nahrung wurde hingegen für die Krebsarten bislang noch nicht beschrieben.

Daher soll im Folgenden untersucht werden, ob es jahreszeitliche Unterschiede im Fraßverhalten von *C. maenas*, *O. limosus*, *G. salinus*, *G. pulex*, *I. baltica* und *A. aquaticus* gibt und ob grundlegende Unterschiede bzw. Analogien bezüglich der Nahrungswahl in den beiden Lebensräumen erkennbar sind.

Es werden multiple Fraßversuche mit den einzelnen Arten durchgeführt, um folgende Fragen zu beantworten: 1) Gibt es saisonale Unterschiede in der Nahrungspräferenz zwischen tierischer und pflanzlicher Nahrung bei den untersuchten Krebsarten? 2) Gibt es größenklassenabhängige Unterschiede in der Präferenzabfolge einer Krebsart? 3) Unterscheiden sich die Fraßpräferenzen der marinen und limnischen Amphipoden, Isopoden und Dekapoden?

4.2 Material und Methoden

Versuchstiere

Die marinen Crustaceen *Carcinus maenas*, *Gammarus salinus* und *Idotea baltica* wurden von Tauchern und mithilfe von Keschern in den Seegrassbeständen (*Zostera marina*) und in dem vorgelagerten Blasantangstreifen (*Fucus vesiculosus*) in der Ostsee (Kieler Bucht, Falkensteiner Strand) gesammelt (Kapitel 2, Abb. 2.1). Die limnischen Crustaceen *Orconectes limosus*, *Gammarus pulex* und *Asellus aquaticus* wurden im Schilfbereich und im Spülsaum des Schluensees (Gemeinde Grebin, Kreis Plön) gesammelt (Kapitel 2, Abb. 2.2), da sie nur hier in ausreichender Anzahl vorkamen.

Die Tiere wurden nach der Entnahme aus dem Freiland nach Größen sortiert. Die Dekapoden wurden einzeln, die Isopoden und Amphipoden nach Arten und Größenklassen getrennt in Aquarien gesetzt und dort unter Versuchsbedingungen bis zum Einsetzen in die Versuchsbecken gehalten.

Die Wassertemperatur in den Versuchsbecken wurden im Frühjahr auf 9-10 °C, im Sommer auf 16-18 °C und im Herbst auf 12-13 °C eingestellt. Der Tag-Nacht-Rhythmus lag im Frühjahr und Herbst bei 12:12 Stunden (hell : dunkel), während er im Sommer bei 14:10 Stunden lag. Die Versuche wurden in den Jahren 2002 und 2003 in einem Nasslabor des Zoologischen Instituts der Christian-Albrechts-Universität Kiel durchgeführt (Tab. 4.1).

Tab. 4.1: Daten der einzelnen Versuchsansätze.

Art	Frühjahr	Sommer	Herbst
<i>Carcinus maenas</i>	4.-5.5.2003	15.-16.7.2002	25.-26.9.2002
<i>Gammarus salinus</i>	7.-8.5.2003	12.-13.7.2003	14.-15.9.2002
<i>Idotea baltica</i>	7.-8.5.2003	12.-13.7.2003	14.-15.9.2002
<i>G. salinus + I. baltica</i>	7.-8.5.2003	12.-13.7.2003	16.-17.9.2002
<i>Orconectes limosus</i>	29.-30.5.2003	12.-13.7.2002	20.-21.9.2002
<i>Gammarus pulex</i>	30.-31.5.2003	10.-11.7.2003	18.-19.9.2002
<i>Asellus aquaticus</i>	30.-31.5.2003	10.-11.7.2003	18.-19.9.2002
<i>G. pulex + A. aquaticus</i>	30.-31.5.2003	10.-11.7.2003	18.-19.9.2002

Die Tiere wurden bis kurz vor Versuchsbeginn mit der in den Versuchen angebotenen Nahrung vorgefüttert. Drei Tage (Dekapoden) bzw. zwei Tage (Amphipoden und Isopoden) vor Versuchsbeginn wurden die Tiere zur Eingewöhnung in die

Versuchsbecken gesetzt. In diesem Zeitraum wurde den Crustaceen keine Nahrung mehr angeboten.

Futterorganismen

Die in den Versuchen angebotenen Nahrungsquellen bestanden sowohl aus pflanzlichen als auch aus tierischen Futterorganismen. Diese Organismen wurden den Versuchstieren (Crustaceen) unbehandelt in ihrer natürlichen Form angeboten. In den marinen und limnischen Versuchsansätzen wurden folgende potenzielle Nahrungsquellen zur Verfügung gestellt, wobei die Gastropoden und Bivalven nur in den Fraßversuchen der Dekapoden eingesetzt wurden:

Tab. 4.1: Übersicht über die in den Fraßversuchen eingesetzte Nahrung.

Nahrung	marin	limnisch
pflanzlich	<i>Zostera marina</i> (Seegras)	<i>Potamogeton perfoliatus</i> (Gemeines Laichkraut)
	<i>Fucus vesiculosus</i> (Blasentang)	<i>Cladophora</i> sp. (Fädige Grünalge)
	<i>Ulva lactuca</i> (Grünalge)	inkubiertes <i>Alnus incana</i> (inkubiertes Erlenlaub)
tierisch	<i>Littorina littorea</i> (Strandschnecke)	<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Neuseeländische Sumpfdeckelschnecke)
	<i>Mytilus edulis</i> (Miesmuschel)	<i>Dreissena polymorpha</i> (Dreikant- oder Zebra- muschel)
	<i>Chironomus</i> sp. (Zuckmückenlarve)	<i>Chironomus</i> sp. (Zuckmückenlarve)

Die Futterorganismen *Z. marina*, *F. vesiculosus*, *U. lactuca*, *L. littorea* und *M. edulis* wurden in den Seegraswiesen vor dem Falkensteiner Strand gesammelt, *P. perfoliatus*, *Cladophora* sp., *D. polymorpha* und *P. antipodarum* stammen aus dem Schluensee (Kapitel 2, Abb. 2.1 + 2.2). Diese Organismen wurden ein bis zwei Tage vor dem Versuchsbeginn aus dem Freiland entnommen. Bei den angebotenen Nahrungsquellen *Zostera marina* und *Potamogeton perfoliatus* wurden nur die jüngsten apikalen Sprossbereiche verwendet. Das Erlenlaub (*Alnus incana*) wurde im Herbst 2001 am Ufer des Schluensees gesammelt, anschließend getrocknet und ca. zwei Wochen vor Versuchsbeginn in Leitungswasser inkubiert, das mit Wasser aus dem Schluensee beimpft wurde. Die Chironomidenlarven für die Versuche wurden im gefrorenen

Zustand im Zoofachhandel erworben. Sie wurden fünf Stunden vor der Fütterung bzw. dem Versuchsbeginn in filtriertem Ostseewasser bzw. filtriertem Leitungswasser aufgetaut.

Bestimmung der Längen und des Trockengewichtes

Die Längenangaben der marinen Dekapoden (*Carcinus maenas*) beruhen auf der mit einer handelsüblichen Schieblehre gemessenen Carapaxbreite. Bei den limnischen Dekapoden (*O. limosus*) wurde die Gesamtlänge vom Rostrum bis zum Telson zugrunde gelegt.

Die Länge der Amphipoden und Isopoden wurde mithilfe eines Binokulares (Firma Zeiss) bei 10-facher Vergrößerung gemessen. Hierfür wurden die Amphipoden vorsichtig gestreckt, unter einem Deckgläschen fixiert und von der Kopfkapsel bis einschließlich Telson gemessen. Die Isopoden wurden ebenfalls fixiert und ihre Länge von der Kopfkapsel bis einschließlich Telson erfasst.

Um das Trockengewicht der Futterorganismen und der Versuchstiere zu bestimmen, wurden Längen-Gewichts-Relationen aufgestellt. Dazu wurden die Größen einiger Individuen der Crustaceen, Schnecken und Muscheln gemessen und die Tiere in einem Trockenschrank bei 60 °C für 24 Stunden getrocknet. Das Trockengewicht der Tiere in den Versuchen wurden dann über die sich daraus ergebenden Längen-Gewichts-Relationen bestimmt (Tab. 4.3). Die Chironomiden wurden einzeln entnommen und nur intakte Tiere vorsichtig zwischen zwei Zellstofflagen vom anheftenden Wasser befreit. Anschließend wurde ebenfalls ihre Länge gemessen und die Tiere wie oben beschrieben im Trockenschrank getrocknet.

Die pflanzlichen Futterorganismen wurden in einem standardisierten Verfahren vor der Wägung von anheftendem Wasser befreit, indem sie zwischen zwei gleichmäßig dicken Zellstoffschichten jeweils 15 Sekunden einem Druck von 50 g pro cm² ausgesetzt wurden (Abb. 4.2). Anschließend wurden Stücke gleicher Größe ausgeschnitten (1 x 1 cm). Alle Futterorganismen wurden auf einer Feinwaage der Firma Sartorius ($\pm 0,1$ mg) gewogen und danach in mit entsprechendem Wasser gefüllte Schälchen überführt. Das Trockengewicht für die pflanzlichen Nahrungsquellen wurde über das Feuchtgewicht errechnet. Bei den marinen Pflanzen entsprach das Trockengewicht bei *Fucus vesiculosus* ca. $25,0 \pm 3,4$ %, bei *Ulva lactuca* ca. $35,1 \pm 3,0$ % und bei *Zostera*

marina ca. $17,1 \pm 3,3$ % des ermittelten Feuchtgewichts. Im Limnischen lag der Trockengewichtsanteil für *Alnus* bei $32,0 \pm 5,2$ %, für *Chladophora* bei $22,0 \pm 3,4$ % und für *Potamogeton perfoliatus* bei $18,7 \pm 3,1$ % (jeweils N = 30).

Tab. 4.3: Längen-Gewichts-Relationen der Versuchstiere und der potenziellen tierischen Nahrung zur Ermittlung des Trockengewichtes.

	Tier	Formel
marin	<i>Carcinus maenas</i>	$y_{(\log)} = 1,72x - 0,58$ (N = 10; r = 0,98)
	<i>Idotea baltica</i>	$y_{(\log)} = 2,57x - 1,85$ (N = 50; r = 0,99)
	<i>Gammarus salinus</i>	$y_{(\log)} = 3,05x - 2,37$ (N = 80; r = 0,96)
	<i>Mytilus edulis</i>	$y_{(\log)} = 3,77x - 1,78$ (N = 55; r = 0,98)
	<i>Littorina littorea</i>	$y_{(\log)} = 2,84x - 0,52$ (N = 85; r = 0,97)
	<i>Chironomus</i> sp.	$y_{(\log)} = 2,94x - 0,75$ (N = 30; r = 0,89)
limnisch	<i>Orconectes limosus</i>	$y_{(\log)} = 3,67x - 3,32$ (N = 20; r = 0,84)
	<i>Asellus aquaticus</i>	$y_{(\log)} = 2,71x - 1,95$ (N = 150; r = 0,93)
	<i>Gammarus pulex</i>	$y_{(\log)} = 2,63x - 1,85$ (N = 60; r = 0,91)
	<i>Dreissena polymorpha</i>	$y_{(\log)} = 2,71x - 2,21$ (N = 50; r = 0,82)
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	$y_{(\log)} = 1,73x - 0,50$ (N = 55; r = 0,68)
	<i>Chironomus</i> sp.	$y_{(\log)} = 9,28x - 9,15$ (N = 30; r = 0,79)

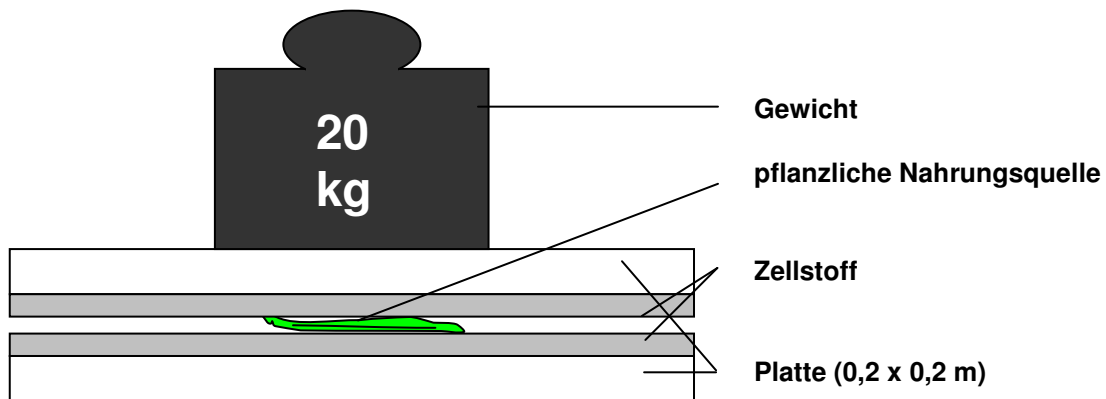


Abb. 4.1: Aufbau der Presse für die Bestimmung des Feuchtgewichtes der Futterpflanzen.

Beckenaufbau

Für die Fraßpräferenzversuche der Dekapoden wurden 20 x 40 x 30 cm (Länge x Tiefe x Höhe) große Aquarien mit frischem filtriertem Wasser aus der Ostsee bzw. aus dem Schluensee gefüllt. Anschließend wurde feiner gewaschener Sand (handelsüblicher Spielsand) bis zu einer Höhe von 3 cm aufgefüllt und das Versuchsbecken 24 Stunden bei leichtem Durchfluss stehen gelassen. Den Dekapoden wurde eine Versteckmöglichkeit geboten (Abb. 4.2).

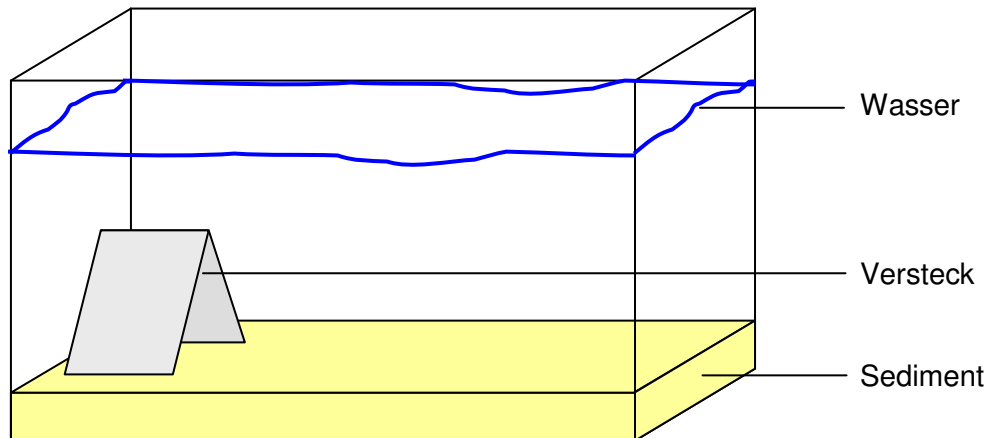


Abb. 4.2: Versuchsaufbau der Aquarien für die Fraßpräferenzversuche mit den dekapoden Krebsen.

Die Fraßpräferenzversuche der Amphipoden und Isopoden wurden in 16 x 9 x 6 cm großen Plastischalen durchgeführt. In die Schalen wurde feiner gewaschener Sand bis zu einer Höhe von 0,5 cm eingefüllt und anschließend bei leichtem Durchfluss 24 Stunden stehen gelassen. Um den Tieren eine Möglichkeit zu geben sich an Strukturen festzuklammern, wie sie es in ihren natürlichen Habitaten tun, wurde in die Schalen jeweils ein 5 x 5 cm großes Gazestück hineingelegt, das eine Maschenbreite von 1 mm hatte.

Versuchsdesign

Für jede Crustaceenart wurden sowohl für kleine als auch für große Individuen im Frühjahr, Sommer und Herbst Fraßversuche mit jeweils sechs Parallelen durchgeführt (Tab. 4.4). Dabei wurde für jede Tierart und jede Größenklasse ein Kontrollversuch mit ebenfalls sechs Parallelen angesetzt. Die Kontrollversuche wurden genauso

aufgebaut und durchgeführt, wie die eigentlichen Versuche, jedoch wurden keine Crustaceen eingesetzt.

In den Versuchen wurde darauf geachtet, dass bei der jeweiligen untersuchten Crustaceenart nur Tiere der gleichen Größenklasse zum Einsatz kamen (Tab. 4.4). Die dargereichte Menge der einzelnen Futterorganismen wurde in Vorversuchen so festgelegt, dass die einzelnen Nahrungsquellen während der einzelnen Experimente nicht komplett aufgefressen werden konnten.

Tab. 4.4: Anzahl der eingesetzten Versuchstiere, deren durchschnittliche Länge und das über die Längen-Gewichts-Relation ermittelte Trockengewicht (TG) der einzelnen Fraßpräferenzversuche.

Versuchsansatz	Anzahl	Länge [cm]	TG [mg]
<i>C. maenas</i> gr	1	7 – 8	4500 – 5700
<i>C. maenas</i> kl	1	3 – 4	1200 – 2300
<i>G. salinus</i> gr	2	1,5 – 1,6	30 – 35
<i>G. salinus</i> kl	8	0,9 – 1,0	30 – 35
<i>I. baltica</i> gr	2	1,6 – 1,7	32 – 36
<i>I. baltica</i> kl	8	0,9 – 1,0	30 – 36
<i>G.s.</i> + <i>I.b.</i> gr	1 + 1	1,5 – 1,6 bzw. 1,6 – 1,7	33 – 34
<i>G.s.</i> + <i>I.b.</i> kl	4 + 4	0,9 – 1,0	30 – 36
<i>O. limosus</i> gr	1	7 – 8	3000 – 4000
<i>O. limosus</i> kl	1	3 – 4	150 – 350
<i>G. pulex</i> gr	2	1,4 – 1,5	14 – 17
<i>G. pulex</i> kl	8	0,8 – 0,9	13 – 17
<i>A. aquaticus</i> gr	2	1,1 – 1,2	15 – 18
<i>A. aquaticus</i> kl	8	0,6 – 0,7	14 – 18
<i>G.p.</i> + <i>A.a.</i> gr	1 + 1	1,4 – 1,5 bzw. 1,1 – 1,2	15 – 17
<i>G.p.</i> + <i>A.a.</i> kl	4 + 4	0,8 – 0,9 bzw. 0,6 – 0,7	14 – 18

Nach dem Einsetzen der Versuchstiere und der Eingewöhnungszeit von drei bzw. zwei Tagen, begann der Versuch mit dem Einsetzen der potenziellen Nahrungsorganismen. Diese wurden gleichzeitig und im gleichen Abstand zu den Crustaceen eingesetzt. Nach 24 Stunden wurden die Versuche mit der Entnahme der Versuchstiere (Crustaceen) aus dem Versuchsbecken beendet.

Auswertung

Nach Beendigung der Versuche wurden die Nahrungsreste aus den Versuchsbecken und den Kontrollen entnommen und das Trockengewicht, wie oben beschrieben, ermittelt. Anschließend wurden die Wegfraßraten über die Formel $[(V_0 \times K_F / K_0) - V_F]$ (Cronin et al. 2002) mit den Kontrolldaten korrigiert, dabei stellen V_0 und V_F die Werte

der Nahrung in den Versuchen zu Beginn und nach Beendigung dar, K_0 und K_F entsprechen den Werten der Nahrung in den Kontrollen zu Beginn und nach Beendigung der Versuche. Die korrigierten Daten wurden statistisch ausgewertet. Die Präferenz der einzelnen Crustaceenarten wurde über die korrigierte Wegfraßrate der einzelnen Nahrungsquellen bestimmt.

Statistik

Um die Gleichheit der Anfangswerte der eingesetzten Nahrung und der Crustaceen in den einzelnen Versuchen festzustellen, wurde mit den jeweiligen Anfangsdaten einer Tierart in den einzelnen Versuchen eine Kruskal-Wallis-ANOVA durchgeführt.

Daten aus multiplen Wahl-Fraß-Versuchen können nicht mit einer parametrischen Statistik ausgewertet werden, da die ermittelten Wegfraßraten der einzelnen Futterquellen nicht unabhängig voneinander sind (Peterson & Renaud 1989). Um die Nahrungspräferenz der einzelnen Crustaceenarten und jeweiligen Größenklassen zu den einzelnen Jahreszeiten zu ermitteln, wurden die von Bärlocher (1998) beschriebene „Resampling Methode für Fraßpräferenzversuche“ durchgeführt. Dabei werden die ermittelten „echten“ Daten mit zufällig gemischten „echten“ Daten verglichen. Dies wurde in sechs Replikaten mit jeweils 9.999 Wiederholungen (Monte Carlo-Analyse) durchgeführt.

Der Vergleich der Wegfraßrate der einzelnen Nahrungsquellen durch die einzelnen Crustaceenarten zu den unterschiedlichen Jahreszeiten wurde mithilfe der Kruskal-Wallis-ANOVA durchgeführt, ebenso der Vergleich zwischen den großen und kleinen Individuen einer Art.

4.3 Ergebnisse

Dekapoden

Strandkrabbe *Carcinus maenas* (marin)

Die anhand der Wegfraßrate ermittelte Fraßpräferenz der großen Exemplare von *Carcinus maenas* (7 – 8 cm) zeigt, dass die Tiere zu jeder der untersuchten drei Jahreszeiten die Muschelart *Mytilus edulis* mehr fressen als die Strandschnecke *Littorina littorea*, jedoch ist dieser Wegfraß nur im Frühjahr und Herbst signifikant (Abb. 4.3 a). Beide Nahrungsquellen werden aber in allen drei Versuchsperioden signifikant gegenüber den restlichen Nahrungsquellen bevorzugt (jeweils $p < 0,0001$, Resampling Test). Die pflanzliche Nahrung hat im Frühjahr und Sommer keine Bedeutung im Nahrungsspektrum von großen *C. maenas*. Die Grünalge *Ulva lactuca* nimmt zu diesen Jahreszeiten in Anwesenheit von *C. maenas* sogar an Masse zu (Abb. 4.3 a). Im Herbst hingegen nimmt die Grünalge im Vergleich zu den ersten beiden Untersuchungszeiträumen signifikant an Gewicht ab ($p < 0,003$, Mann-Whitney U-Test) und auch der Bläseentang *Fucus vesiculosus* wird im Herbst signifikant mehr gefressen als im Sommer ($p < 0,006$, Mann-Whitney U-Test). Pflanzliche Nahrung wird demnach zu dieser Jahreszeit von den großen Strandkrabben als Nahrungsquelle genutzt.

Bei den kleineren *C. maenas*-Individuen (3 – 4 cm) liegt ein ähnlicher Präferenzverlauf vor wie bei den großen Exemplaren. Auch hier werden über den gesamten Versuchszeitraum die Schalentiere *Mytilus edulis* und *Littorina littorea* signifikant gegenüber den anderen Futterquellen bevorzugt (jeweils $p < 0,0001$, Resampling Test). Auch hier hat die Grünalge *Ulva lactuca* im Frühjahr und Sommer einen leichten Zuwachs, während sie im Herbst signifikant weggefressen wird ($p < 0,003$, Mann-Whitney U-Test).

Insgesamt gibt es keine signifikanten Unterschiede in der Präferenzabfolge der beiden untersuchten Größenklassen von *C. maenas*. Alle untersuchten Tiere dieser Art bevorzugten deutlich die tierische Nahrung vor der pflanzlichen Nahrung. Auch die Relation der insgesamt gefressenen Nahrung ist bei beiden untersuchten Größenklassen ähnlich. So nimmt *Carcinus maenas* im Sommer durchschnittlich weniger Nahrung auf als im Frühjahr oder Herbst.

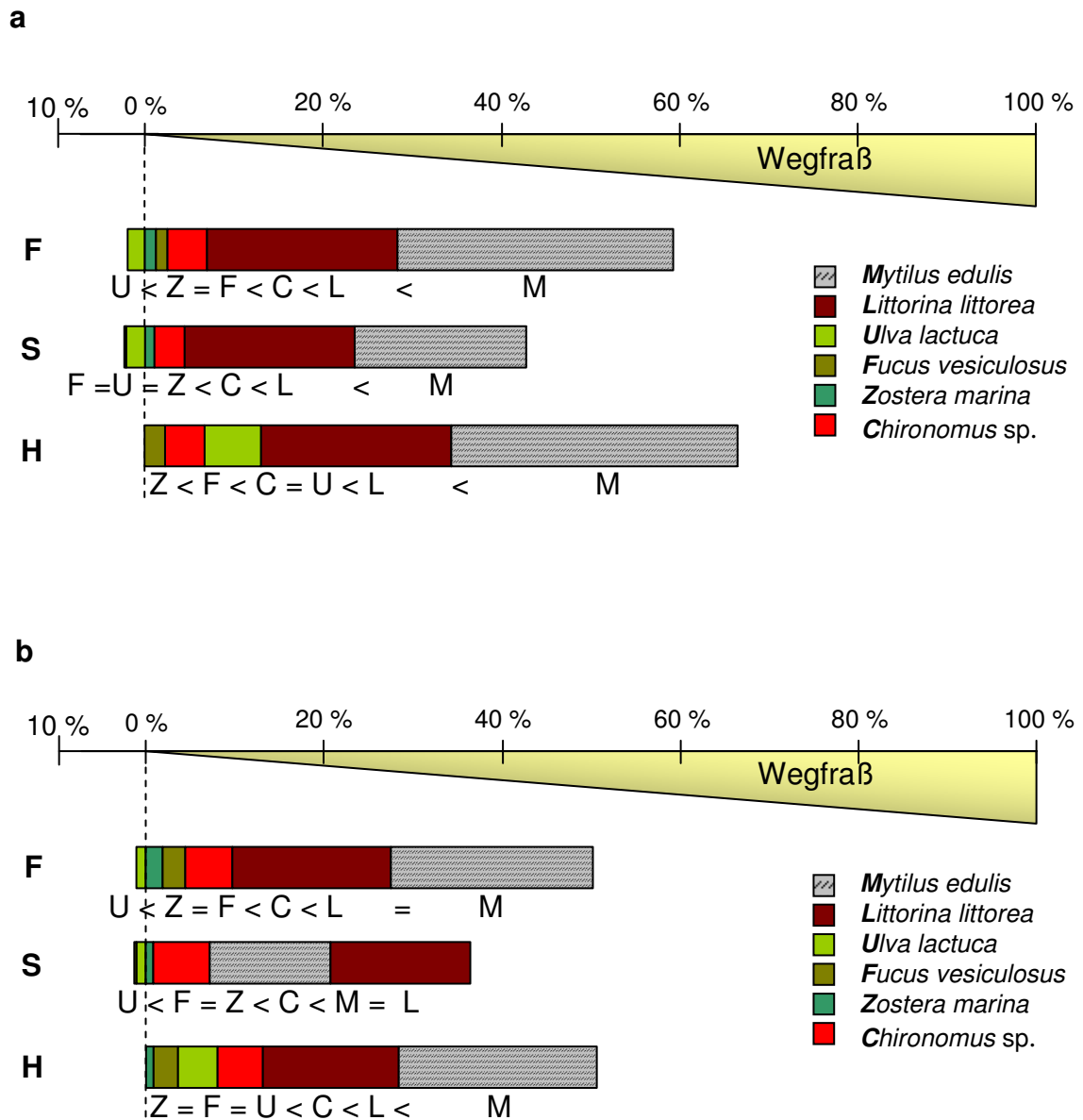


Abb. 4.3: Saisonale Nahrungspräferenzen bei *Carcinus maenas* a) große Individuen b) kleine Individuen. Dargestellt werden die korrigierten Gewichtsänderungen der Nahrungsquellen im Frühling (F), Sommer (S) und Herbst (H) in Prozent zur angebotenen Gesamtnahrungsmenge. Anteile, die links von der gestrichelten Linie liegen, stellen einen relativen Zuwachs dar, Anteile rechts stellen eine Abnahme des Trockengewichts dar, was als Wegfraß gedeutet wird. Die Gleichungen geben die errechnete Nahrungspräferenz an, mit [$<$] = signifikanter Unterschied und [=] = kein signifikanter Unterschied, M = *Mytilus edulis*, L = *Littorina littorea*, C = *Chironomus sp.*, U = *Ulva lactuca*, F = *Fucus vesiculosus*, Z = *Zostera marina*.

Amerikanischer Flusskrebs *Orconectes limosus* (limnisch)

Die zwei- bis dreijährigen Flusskrebse zwischen 7 – 8 cm Länge, haben zu allen drei Jahreszeiten die Zebamuscheln (*Dreissena polymorpha*) vor allen anderen Nahrungsquellen bevorzugt (Abb. 4.4 a). Die Schnecke *Potamopyrgus antipodarum* wurde von den kleinen Krebsen im Frühjahr vor den restlichen Nahrungsquellen (Chironomiden, Grünalge, Erle und Laichkraut) bevorzugt, ihre Bedeutung in der Nahrungspräferenz von *Orconectes* wurde bis zum Herbst jedoch immer geringer. Im Frühjahr und Sommer wurde mit diesen beiden Molluskenarten hauptsächlich tierische Nahrung präferiert. Im Herbst jedoch wurde nach *Dreissena* inkubiertes Erlenlaub (*Alnus incana*) signifikant häufiger gefressen als alle anderen Nahrungsquellen ($p < 0,0002$, Resampling Test). Das Laichkraut *Potamogeton perfoliatus* wurde im Frühling und Sommer gar nicht, im Herbst sehr wenig von den dekapoden Krebsen in den Versuchen gefressen. Die Erle wurde im Herbst signifikant mehr gefressen als im Frühjahr ($p < 0,001$, Mann-Whitney U-Test). Pflanzliche Nahrung nimmt mit den Jahreszeiten eine größere Rolle im Nahrungsspektrum der zwei- bis dreijährigen Flusskrebse ein.

Bei den einjährigen Individuen der Flusskrebse (3 – 4 cm) liegt die Hauptpräferenz wie bei den älteren Tieren im Wegfraß der Zebamuscheln (Abb. 4.4 b) (jeweils $p < 0,0001$, Resampling Test). Im Frühling fressen die jungen Krebse fast ausschließlich tierische Nahrung, während sie im Sommer sowohl von den tierischen als auch von den pflanzlichen Nahrungsquellen gefressen haben. Es wurde im Sommer signifikant mehr inkubiertes Erlenlaub gefressen als in Frühling ($p < 0,002$, Kruskal-Wallis-Test). Im Herbst konnten die Versuche mit den Tieren nicht durchgeführt werden, da *Orconectes limosus* in der entsprechenden Größe nicht gefunden wurden.

Die Fraßpräferenzen der Tiere beider Größenklassen unterscheiden sich in den vergleichbaren Monaten nicht stark voneinander. Alle in den Versuchen verwendeten Individuen bevorzugten *D. polymorpha* vor allen anderen Nahrungsquellen. Lediglich im Frühjahr fraßen die größeren Exemplare signifikant mehr *Cladophora* als die jüngeren Tiere ($p < 0,003$, Kruskal-Wallis-Test).

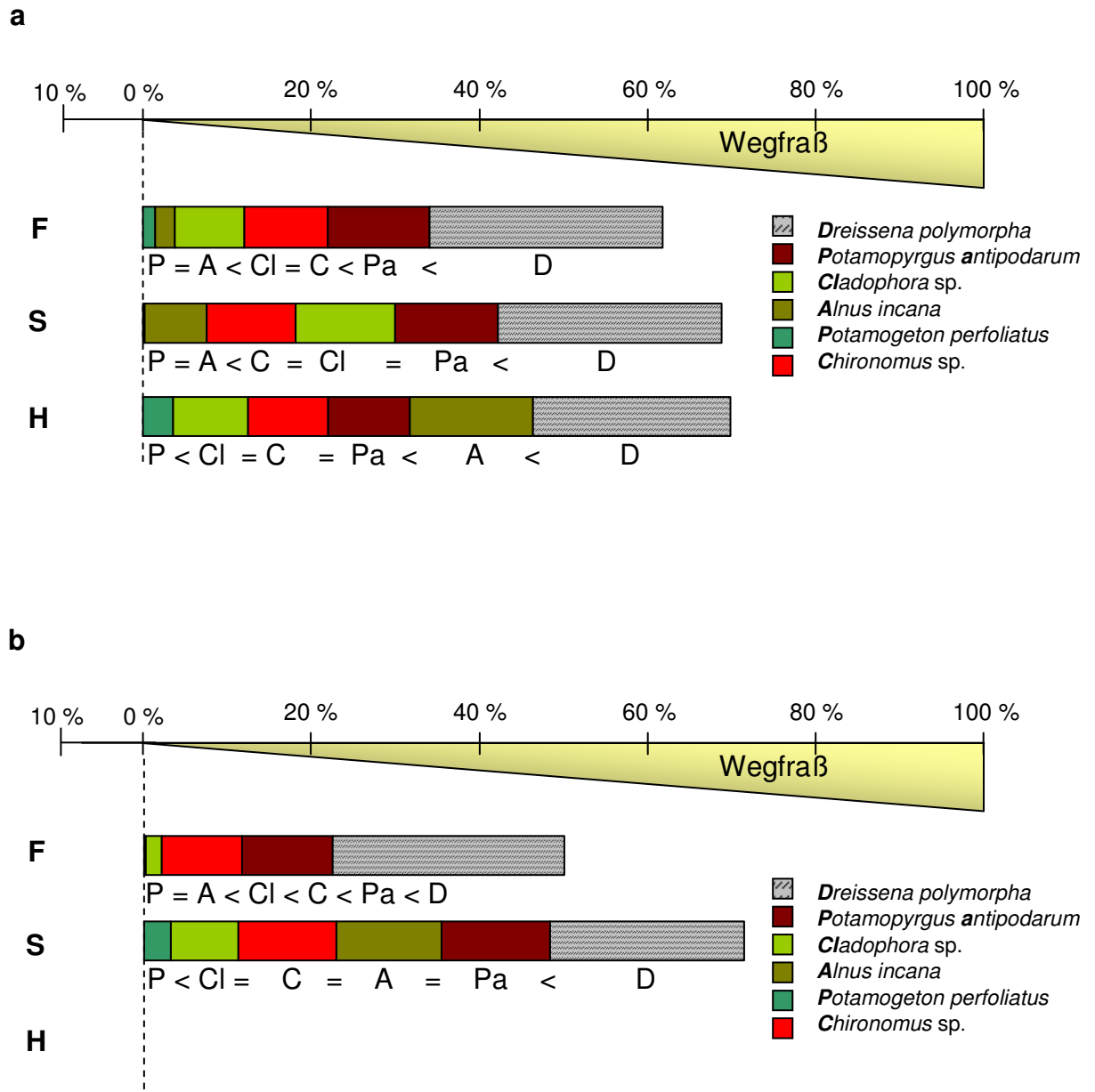


Abb. 4.4: Saisonale Nahrungspräferenzen bei *Orconectes limosus* a) große Individuen b) kleine Individuen. Dargestellt werden die korrigierten Gewichtsänderungen der Nahrungsquellen im Frühling (F), Sommer (S) und Herbst (H) in Prozent zur angebotenen Gesamtnahrungsmenge. Anteile, die links von der gestrichelten Linie liegen, stellen einen relativen Zuwachs dar, Anteile rechts stellen eine Abnahme des Trockengewichts dar, was als Wegfraß gedeutet wird. Die Gleichungen geben die errechnete Nahrungspräferenz an, mit [$<$] = signifikanter Unterschied und [=] = kein signifikanter Unterschied, D = *Dreissena polymorpha*, Pa = *Potamopyrgus antipodarum*, C = *Chironomus* sp., A = *Alnus incana* (inkubiert), Cl = *Cladophora* sp., P = *Potamogeton perfoliatus*.

Amphipoden

***Gammarus salinus* (marin)**

Die Fraßpräferenz der 1,5 – 1,6 cm großen marinen Gammariden *G. salinus* zeigte in den einzelnen Jahreszeiten deutliche Unterschiede auf (Abb. 4.5 a). Im Frühling präferierten die Tiere deutlich tierische Nahrung in Form von Chironomidenlarven, vor der Grünalge *Ulva lactuca*. Der Blasentang *F. vesiculosus* und das Seegras *Z. marina* wurden so gut wie gar nicht gefressen. Im Sommer gab es keine statistischen Unterschiede zwischen den Gewichtsverlusten der einzelnen Nahrungsquellen. Insgesamt hatten die großen Gammariden hier die wenigste Nahrung gefressen. Den größten Anteil hatte dabei jedoch die tierische Nahrung in Form der Chironomidenlarven. Im Herbst präferierte *G. salinus* die Algen *U. lactuca* und *F. vesiculosus* signifikant vor der tierischen Nahrung (jeweils $p < 0,0001$, Resampling Test). Mit fast 50 % wurde zu dieser Jahreszeit der größte Anteil von der angebotenen Nahrung gefressen. Die Wegfraßraten der tierischen Nahrung waren im Sommer signifikant niedriger als im Frühjahr ($p < 0,004$, Mann-Whitney U-Test) und im Herbst ($p < 0,006$, Mann-Whitney U-Test). Die pflanzliche Nahrungsquelle *Fucus vesiculosus* wurde im Herbst signifikant mehr gefressen als im Frühjahr ($p < 0,004$, Mann-Whitney U-Test) und Sommer ($p < 0,001$, Mann-Whitney U-Test), ebenso *Ulva lactuca* (Frühjahr: $p < 0,004$, Mann-Whitney U-Test; Sommer: $p < 0,001$, Mann-Whitney U-Test).

Bei den kleineren Gammariden (0,9 – 1,0 cm) der Art *G. salinus* wurden im Frühjahr die Nahrungsquellen *Ulva* und *Chironomus* signifikant vor *F. vesiculosus* und *Zostera* präferiert (Abb. 4.5 b) (jeweils $p < 0,0001$, Resampling Test). Im Sommer wurde *Ulva* signifikant vor allen anderen Nahrungsquellen bevorzugt gefressen (jeweils $p < 0,0001$, Resampling Test). Und auch im Herbst präferierten die kleinen Exemplare der marinen Gammariden die Grünalge signifikant vor allen anderen Nahrungsquellen ($p < 0,001$, Resampling Test). *Fucus* und die Chironomidenlarven wurden zu dieser Jahreszeit signifikant mehr gefressen als *Zostera marina*. Das Seegras hatte so gut wie keinen Gewichtsverlust. Die Grünalge *Ulva* wurde zu jeder Jahreszeit gleich stark gefressen, während *Fucus* im Frühjahr signifikant weniger gefressen worden ist, als im Sommer ($p < 0,006$, Mann-Whitney U-Test) und im Herbst ($p < 0,003$, Mann-Whitney U-Test). Die tierische Nahrung wurde im Frühjahr und Herbst signifikant mehr gefressen als im Sommer (jeweils $p < 0,004$, Mann-Whitney U-Test).

Der Präferenzablauf beider Größenklassen von *G. salinus* unterschied sich in einigen Jahreszeiten deutlich voneinander. Im Frühjahr gab es keine Unterschiede, jedoch wurde im Sommer von den kleinen Tieren signifikant mehr *Ulva* gefressen als von den großen ($p < 0,001$, Kruskal-Wallis-Test), während die großen Tiere im Herbst signifikant mehr *Fucus* fraßen als die kleineren ($p < 0,002$, Kruskal-Wallis-Test).

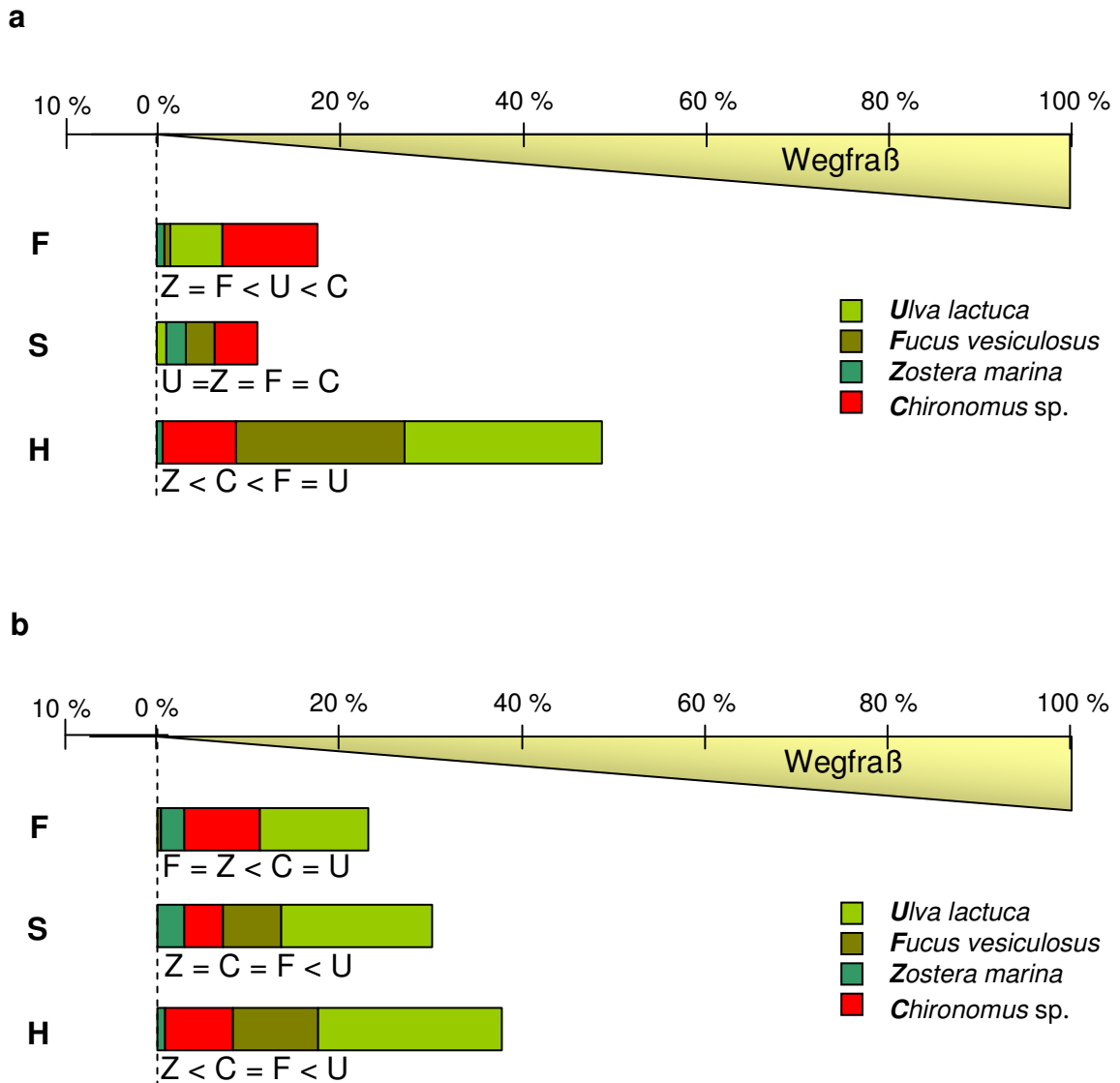


Abb. 4.5: Saisonale Nahrungspräferenzen bei *Gammarus salinus* a) große Individuen b) kleine Individuen. Dargestellt werden die korrigierten Gewichtsänderungen der Nahrungsquellen im Frühling (F), Sommer (S) und Herbst (H) in Prozent zur angebotenen Gesamtnahrungsmenge. Anteile, die links von der gestrichelten Linie liegen, stellen einen relativen Zuwachs dar, Anteile rechts stellen eine Abnahme des Trockengewichts dar, was als Wegfraß gedeutet wird. Die Gleichungen geben die errechnete Nahrungspräferenz an, mit [$<$] = signifikanter Unterschied und [=] = kein signifikanter Unterschied, M = *Mytilus edulis*, L = *Littorina littorea*, C = *Chironomus* sp., U = *Ulva lactuca*, F = *Fucus vesiculosus*, Z = *Zostera marina*.

Bachflohkrebs *Gammarus pulex* (limnisch)

Die 1,4 – 1,5 cm großen Tiere der limnischen Gammaridenart *G. pulex* haben mit ca. 70 % im Frühling den größten Anteil der angebotenen Nahrung gefressen (Abb. 4.6 a). Die Tiere haben sowohl die inkubierte Erle, die Chironomidenlarven als auch *Cladophora* gleich stark weggefressen. Nur *Potamogeton perfoliatus* wurde signifikant weniger gefressen als die übrigen Nahrungsquellen ($p < 0,0001$, Resampling Test). Im Sommer wurden von den großen Gammariden ebenfalls die Chironomiden und *Cladophora* signifikant stärker gefressen als das Laichkraut *P. perfoliatus* (jeweils $p < 0,0001$, Resampling Test). Jedoch wurde das inkubierte Erlenlaub so gut wie gar nicht gefressen. Im Herbst bevorzugten die Tiere die tierische Nahrungsquelle (*Chironomus* sp.) vor den pflanzlichen Nahrungsquellen. Jahreszeitliche Unterschiede gab es bei dem Wegfraß des inkubierten Erlenlaubs. Es wurde im Frühjahr signifikant mehr gefressen als im Sommer ($p < 0,004$, Mann-Whitney U-Test) und Herbst ($p < 0,004$, Mann-Whitney U-Test). Im Herbst wurde es wiederum signifikant mehr gefressen als im Sommer ($p < 0,006$, Mann-Whitney U-Test).

Die 0,8 – 0,9 cm großen *G. pulex* präferierten zu allen drei Jahreszeiten die tierische Nahrung vor der pflanzlichen (Abb. 4.6 b) (jeweils $p < 0,0001$, Resampling Test). Lediglich im Herbst kam es zu einem signifikant höheren Konsum der Grünalge *Cladophora* gegenüber den anderen Pflanzen ($p < 0,0001$, Resampling Test). Der Wegfraß der einzelnen Nahrungsquellen unterschied sich zwischen den drei Jahreszeiten statistisch nicht.

Die beiden untersuchten Größenklassen der limnischen Gammariden *G. pulex* unterschieden sich im Wegfraß der ihnen angebotenen tierischen und pflanzlichen Nahrungsquellen nur im Frühjahr. Zu dieser Jahreszeit fraßen die größeren Exemplare signifikant mehr inkubiertes Erlenlaub als die kleineren Gammariden ($p < 0,004$, Kruskal-Wallis-Test).

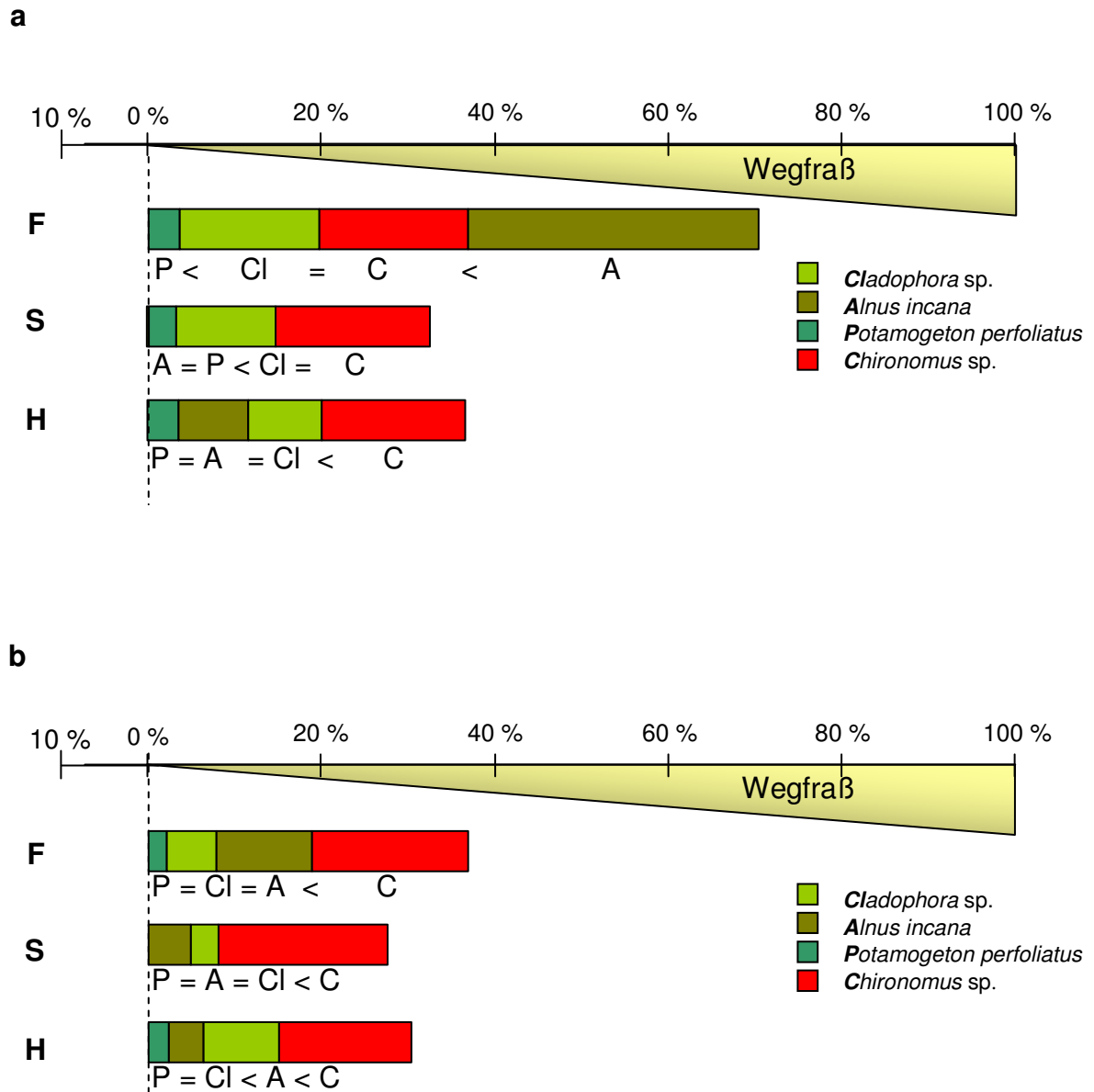


Abb. 4.6: Saisonale Nahrungspräferenzen bei *Gammarus pulex* a) große Individuen b) kleine Individuen. Dargestellt werden die korrigierten Gewichtsänderungen der Nahrungsquellen im Frühling (F), Sommer (S) und Herbst (H) in Prozent zur angebotenen Gesamtnahrungsmenge. Anteile, die links von der gestrichelten Linie liegen, stellen einen relativen Zuwachs dar, Anteile rechts stellen eine Abnahme des Trockengewichts dar, was als Wegfraß gedeutet wird. Die Gleichungen geben die errechnete Nahrungspräferenz an, mit [$<$] = signifikanter Unterschied und [=] = kein signifikanter Unterschied, D = *Dreissena polymorpha*, Pa = *Potamopyrgus antipodarum*, C = *Chironomus* sp., A = *Alnus incana* (inkubiert), Cl = *Cladophora* sp., P = *Potamogeton perfoliatus*.

Isopoden

Baltische Meerassel *Idotea baltica* (marin)

Die Meerassel *Idotea baltica* zwischen 1,6 – 1,7 cm Länge bevorzugt während der untersuchten Jahreszeiten (Frühling, Sommer und Herbst) sowohl tierische als auch pflanzliche Nahrung (Abb. 4.7 a). Im Frühjahr wurden die Chironomiden und die Grünalge signifikant vor den anderen beiden Nahrungsquellen bevorzugt (jeweils $p < 0,0001$, Resampling Test). Im Sommer wurde die Grünalge *Ulva* signifikant vor allen anderen Nahrungsquellen ($p < 0,0001$, Resampling Test) und die Chironomiden signifikant vor *Fucus* und *Zostera* präferiert ($p < 0,002$ bzw. $p < 0,0001$, Resampling Test). Im Herbst wurden *Ulva*, *Fucus* und *Chironomus* gleich stark vor *Zostera* präferiert (jeweils $p < 0,0001$, Resampling Test). Der Wegfraß der einzelnen Nahrungsquellen unterschied sich zwischen den einzelnen Jahreszeiten mit Ausnahme von *Fucus* nicht. Die Braunalge wurde im Herbst signifikant mehr gefressen als im Frühjahr und Sommer (jeweils $p < 0,01$, Mann-Whitney U-Test). Das angebotene Seegras wurde von den großen Meerasseln in allen untersuchten Jahreszeiten nicht gefressen.

Idotea baltica der Größenklasse 0,9 – 1,0 cm fraß im Frühjahr sowohl pflanzliche als auch tierische Nahrung (Abb. 4.7 b). Nur *Zostera marina* wurde nicht gefressen. Im Sommer zeigten die kleineren *Idotea* keine Präferenz für eine der angebotenen Nahrungsquellen. Im Herbst präferierten die marinen Asseln signifikant mehr Grünalgen (*Ulva*) als *Fucus* und *Chironomus*. Auch in diesem Jahresabschnitt wurde *Zostera* nicht gefressen. Die tierische Nahrungsquelle wurde im Sommer signifikant weniger gefressen als in Frühjahr und Herbst ($p < 0,007$, Mann-Whitney U-Test). Die Wegfraßrate aller anderen angebotenen Nahrungsquellen unterschieden sich nicht signifikant zwischen den einzelnen Jahreszeiten.

Im Unterschied zu den kleinen *Idotea baltica* fressen die großen Exemplare im Frühjahr ($p < 0,003$, Kruskal-Wallis-Test) und im Sommer ($p < 0,007$, Kruskal-Wallis-Test) signifikant weniger *Fucus vesiculosus*.

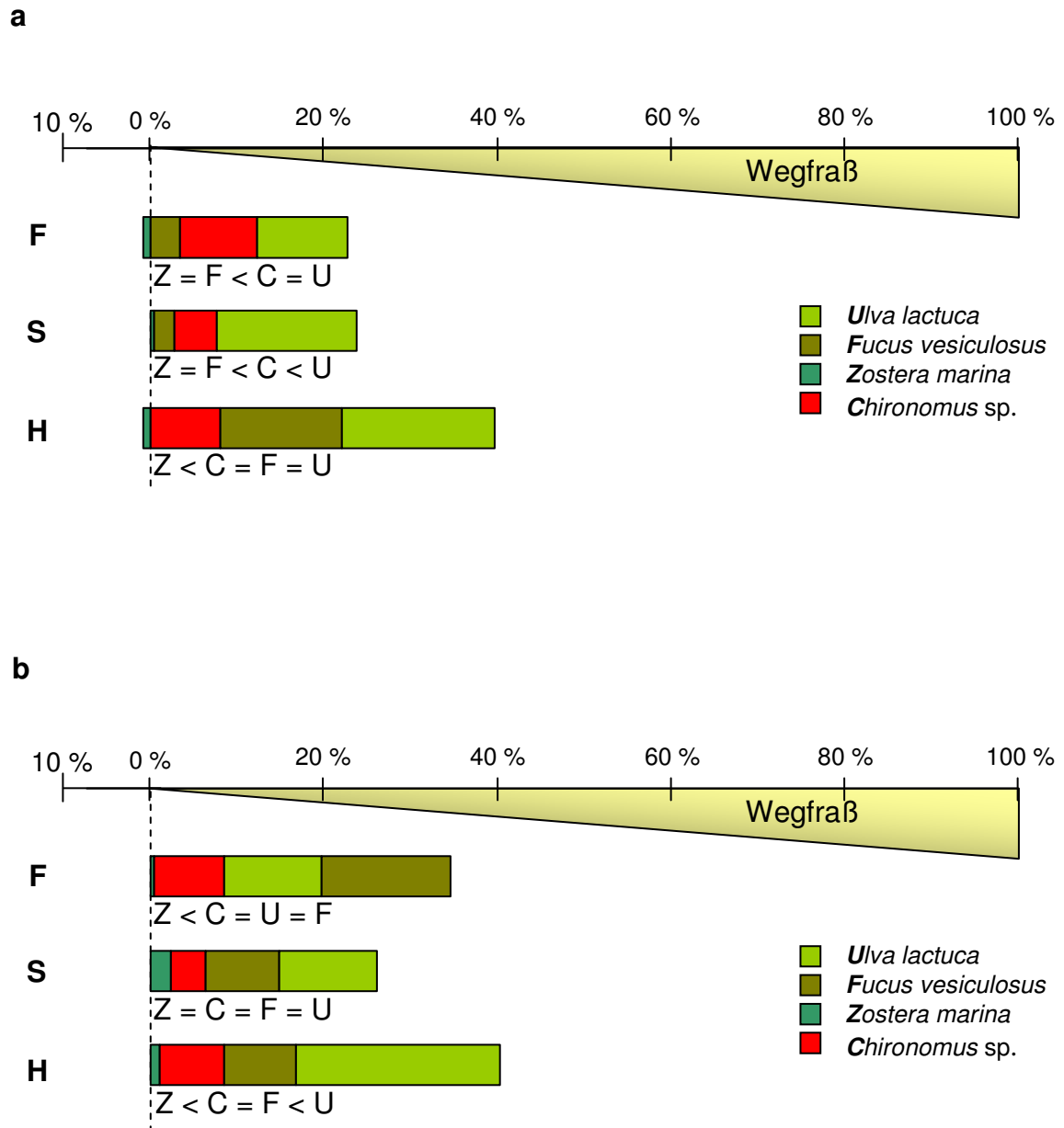


Abb. 4.7: Saisonale Nahrungspräferenzen bei *Idotea baltica* a) große Individuen b) kleine Individuen. Dargestellt werden die korrigierten Gewichtsänderungen der Nahrungsquellen im Frühling (F), Sommer (S) und Herbst (H) in Prozent zur angebotenen Gesamtnahrungsmenge. Anteile, die links von der gestrichelten Linie liegen, stellen einen relativen Zuwachs dar, Anteile rechts stellen eine Abnahme des Trockengewichts dar, was als Wegfraß gedeutet wird. Die Gleichungen geben die errechnete Nahrungspräferenz an, mit [<] = signifikanter Unterschied und [=] = kein signifikanter Unterschied, M = *Mytilus edulis*, L = *Littorina littorea*, C = *Chironomus sp.*, U = *Ulva lactuca*, F = *Fucus vesiculosus*, Z = *Zostera marina*.

***Asellus aquaticus* (limnisch)**

Exemplare von *Asellus aquaticus* der Größe 1,1 – 1,2 cm präferierten zu jeder untersuchten Jahreszeit die tierische Nahrung (Abb. 4.8 a). Im Frühling wurden die Chironomidenlarven signifikant vor der pflanzlichen Nahrung bevorzugt ($p < 0,0002$, Resampling Test). Alle angebotenen Nahrungsquellen wiesen zu diesem Zeitpunkt Gewichtsverluste auf. Im Sommer wurde neben den Chironomiden auch *Cladophora* präferiert. Beide Futterquellen wurden signifikant mehr gefressen als *Potamogeton* (jeweils $p < 0,0001$, Resampling Test). Die inkubierte Erle nahm im Sommer an Gewicht zu. Im Herbst wurde die tierische Nahrung wieder signifikant vor der pflanzlichen präferiert (jeweils $p < 0,0001$, Resampling Test). Zwischen den unterschiedlichen Jahreszeiten wurden nur bei *Alnus incana* signifikante Unterschiede ermittelt. Das inkubierte Laub wurde im Sommer signifikant weniger gefressen als im Frühjahr und Herbst (jeweils $p < 0,004$, Mann-Whitney U-Test).

Bei den limnischen Wasserasseln der Größenklasse 0,6 – 0,7 cm zeigte sich eine ähnliche Abfolge der Wegfraßraten wie bei den größeren Individuen (Abb. 4.8 b). Im Frühling wurden keine Präferenzen nachgewiesen. Alle vier angebotenen Nahrungsquellen unterschieden sich statistisch nicht voneinander. Jedoch wurde der größte Anteil von der tierischen Nahrung gefressen, *Potamogeton* wurde fast gar nicht aufgenommen. Im Sommer wurde signifikant mehr tierische als pflanzliche Kost konsumiert. Während zu dieser Jahreszeit *Potamogeton* deutlich an Gewicht verlor und *Cladophora* und Erle an Gewicht zunahmen, unterschieden sich die Gewichtsänderungen der pflanzlichen Nahrungsquellen jedoch statistisch nicht voneinander. Im Herbst wurde wiederum die tierische Nahrungsquelle (*Chironomus* sp.) vor den pflanzlichen Nahrungsquellen präferiert ($p < 0,0001$, Resampling Test), wobei *Potamogeton perfoliatus* signifikant weniger gefressen wurde als die Grünalge und das inkubierte Laub. Auch hier unterschieden sich, wie bei den Fraßversuchen der größeren Tiere, nur die Gewichtsänderungen des inkubierten Erlenlaubes zwischen den untersuchten Jahreszeiten signifikant voneinander. Ebenso waren auch hier die Werte im Sommer signifikant niedriger als in Frühling ($p < 0,002$, Mann-Whitney U-Test) und Herbst ($p < 0,004$, Mann-Whitney U-Test).

Die untersuchten Größenklassen unterschieden sich im Sommer signifikant im Wegfraß der einzelnen Nahrungsquellen. *Cladophora* wurde von den großen Individuen signifikant mehr konsumiert als von den kleineren ($p < 0,01$, Kruskal-Wallis-Test).

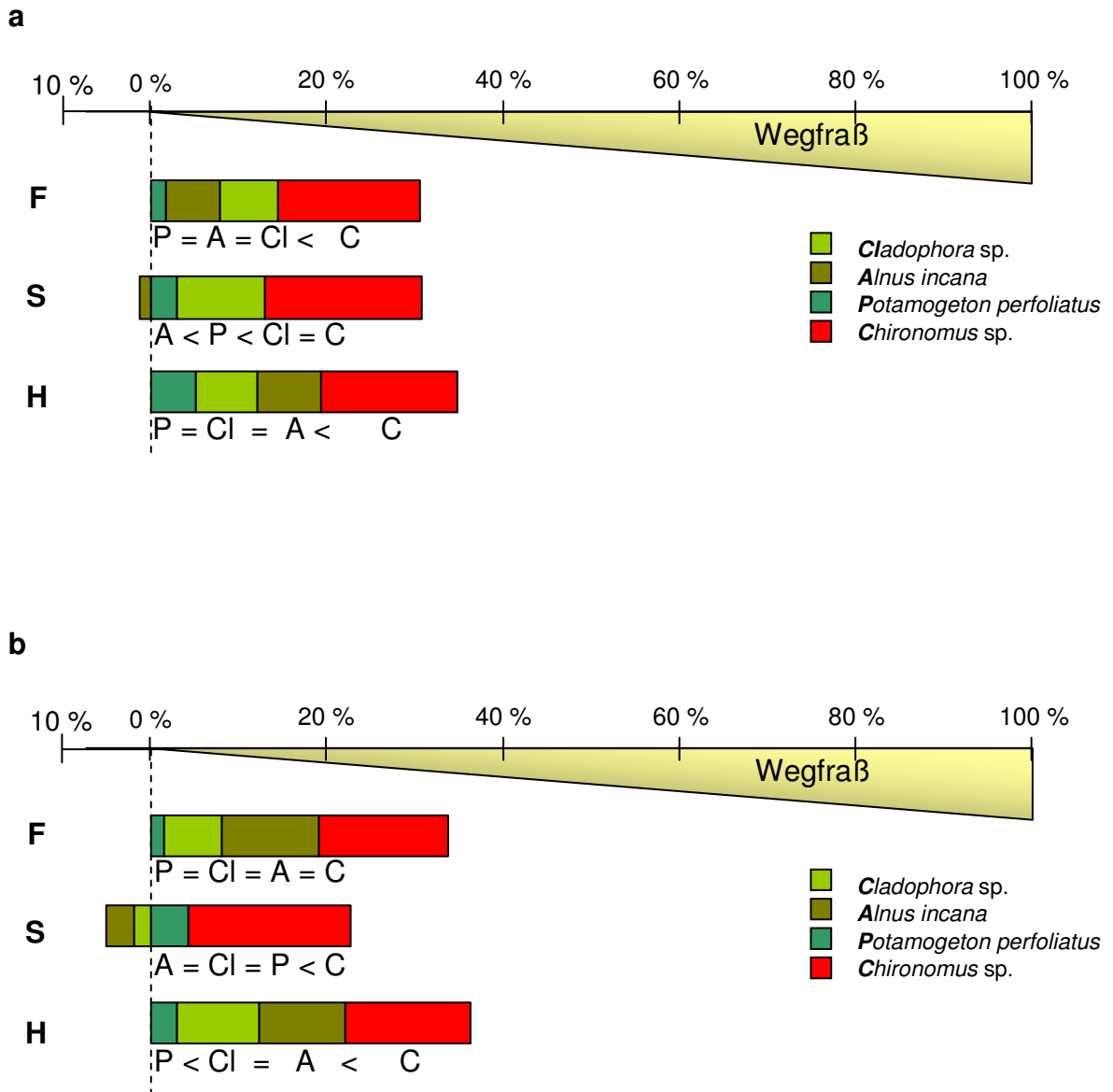


Abb. 4.8: Saisonale Nahrungspräferenzen bei *Asellus aquaticus* a) große Individuen b) kleine Individuen. Dargestellt werden die korrigierten Gewichtsänderungen der Nahrungsquellen im Frühling (F), Sommer (S) und Herbst (H) in Prozent zum angebotenen Gesamtnahrungsgewicht. Anteile, die links von der gestrichelten Linie liegen, stellen einen relativen Zuwachs dar, Anteile rechts stellen eine Abnahme des Trockengewichts dar, was als Wegfraß gedeutet wird. Die Gleichungen geben die errechnete Nahrungspräferenz an, mit [$<$] = signifikanter Unterschied und [=] = kein signifikanter Unterschied, D = *Dreissena polymorpha*, Pa = *Potamopyrgus antipodarum*, C = *Chironomus* sp., A = *Alnus incana* (inkubiert), Cl = *Cladophora* sp., P = *Potamogeton perfoliatus*.

3.4 Diskussion

Dekapoden

Die untersuchten dekapoden Krebse *Carcinus maenas* und *Orconectes limosus* zeigten in ihrem Fraßverhalten zwischen den drei untersuchten Jahreszeiten eine deutliche Präferenz für tierische Nahrung. Beide Arten bevorzugten die angebotenen Mollusken vor allen anderen Nahrungsquellen in den Versuchen (Abb. 4.3, 4.4, 4.9).

In den hier durchgeführten Versuchen präferierte *C. maenas* während des ganzen Untersuchungszeitraumes die Schalentiere vor den Chironomiden und den pflanzlichen Nahrungsquellen. Dies wurde auch von Ropes (1968) beschrieben, der unter anderem auch die Mageninhalte von Strandkrabben untersuchte. Jensen & Jensen (1985) machten vor allem juvenile *C. maenas* für den Rückgang der Herzmuschel verantwortlich und schrieben ihnen eine Schlüsselrolle beim Wegfraß der Muscheln im Wattenmeer der Nordsee zu. Das Auftreten der räuberischen Strandkrabbe genau zum Siedlungszeitpunkt von jungen Muscheln (van der Veer et al. 1998, Jensen & Jensen 1985) ist ein Indiz für eine etablierte Räuber-Beute-Beziehung. Die deutliche Gewichtsveränderung der Grünalgen (*Ulva lactuca*) im Herbst gegenüber den anderen Versuchszeitpunkten kann aufgrund der Korrektur mit den Kontrollwerten nicht mit einem natürlichen Zersetzungsprozess, der zu dieser Jahreszeit eintritt, erklärt werden. Der Gewichtsverlust der Algen zu diesem Zeitpunkt kann nur auf einen Wegfraß durch *Carcinus maenas* zurückgeführt werden. Das Strandkrabben Grünalgen in ihr Nahrungsspektrum aufnehmen, wurde bereits von Ropes (1968) beschrieben. In den von ihm durchgeführten Untersuchungen fand er jedoch heraus, dass sich vorwiegend die kleineren Strandkrabben von Grünalgen ernähren, während die größeren Individuen eher hartschalige Nahrung bevorzugen. Diese Differenzierung der Ernährungsweisen der untersuchten Größenklassen von Strandkrabben konnte durch die vorliegenden Ergebnisse nicht bestätigt werden, da sich hier die beiden untersuchten Größenklassen in allen Jahreszeiten gleich ernährten. Warum die Grünalge *Ulva lactuca* im Herbst sowohl von den kleinen als auch von den großen Tieren gefressen wurde, kann nur mit dem Rückgang der präferierten Mollusken (Kapitel 2 Abb. 2.13 + 2.15) im natürlichen Habitat der Tiere und der bevorstehenden Abwanderung der Krabben im Winter in tiefere Gebiete (Edwards 1958) erklärt werden. Anhand der ermittelten Ergebnisse kann *Carcinus maenas* als omnivorer Räuber (u.a.

Moksnes 2004, Hedvall et al. 1998, Harms et al. 1994, Elnor 1978, Ropes 1968) bezeichnet werden, der sich im Frühjahr und Sommer überwiegend von Mollusken ernährt und erst im Herbst mit dem Rückgang der Hauptnahrungsquellen vermehrt pflanzliches Material aufnimmt.

Auch im limnischen System bevorzugten die dekapoden Krebse überwiegend die hartschalige Nahrung (Abb. 4.9). Die Zebramuschel *Dreissena polymorpha* war zu jeder Jahreszeit die bevorzugte Nahrungsquelle von großen und kleinen *Orconectes limosus*. Love & Savino (1983) beschrieben, dass *O. limosus* die Zebramuschel in gleichen Raten wegfraß wie Fischeier, diese jedoch im direkten Vergleich bevorzugten. Erst in zweiter Linie wurden die restliche tierische und pflanzliche Nahrung gefressen. Die aufgenommene pflanzliche Nahrung setzte sich überwiegend aus der Grünalge *Cladophora* und Erlenlaub zusammen, während *Potamogeton perfoliatus* fast gar nicht gefressen wurde (Abb. 4.4, 4.9). Dieses Nahrungsverhalten bezüglich der pflanzlichen Kost wurde schon häufig in der Literatur beschrieben (Usio & Townsend 2004, Cronin 1998, Gutierrez-Yurrita et al. 1998, Huner & Barr 1984). Demnach wurden die Makrophyten mit großen flachen Blättern oder blattähnlichen Strukturen wurden am wenigsten verzehrt.

Schon sehr früh wurde dokumentiert, dass Flusskrebse Frischwassermakrophyten in großen Mengen konsumieren (Prins 1968, King 1883 aus: Chambers et al.1990) und ihre Bestände reduzieren bzw. sogar eliminieren können (Feminella & Resh 1986, Saiki & Tash 1979). Dabei können sich die Nahrungsspektren der einzelnen *Orconectes*-Arten sehr ähneln (Anwand & Valentin 1996, Hill et al. 1993). Jedoch gibt es auch Untersuchungen, die darauf schließen lassen, dass die unterschiedlichen Flusskrebsarten unterschiedliche submerse Makrophyten präferieren (Lodge & Lorman 1987, Graces & Avault 1985). Erst in den letzten Jahren wurde die Bedeutung der *Orconectes*-Arten als Prädatoren beleuchtet (Roth et al. 2006, Dorn & Mittelbach 2004). So fanden Hanson et al. (1990) heraus, dass das Auftauchen von Flusskrebsen mit einer optischen Eliminierung von herbivoren Schnecken zusammenfällt. Roth et al. (2006) postulierten, dass *Orconectes* in erster Linie ein Prädatör ist, der sich von tierischer Nahrung ernährt und nur bei Mangel an dieser auf große Mengen qualitativ schlechterer Nahrung, wie z.B. Makrophyten, zurückgreift. Auch in Vorversuchen zu den hier durchgeführten Fraßpräferenzversuchen des Flusskrebses *Orconectes limosus*, der in den Laichkrautbeständen des Schluensees (Kapitel 2, Abb. 2.2)

gefangen wurde, konnte beobachtet werden, dass die Tiere, unabhängig vom Geschlecht, immer zuerst die tierische Nahrung aufnahmen, bevor sie die angebotenen pflanzlichen Nahrungsquellen nutzen. Dies konnte mit den hier durchgeführten Versuchen weiter bestätigt werden. Einen hohen Wegfraß von Zebrauscheln fand auch MacIsaac (1994) heraus. Er gab bei Fraßversuchen mit *O. propinquus* eine Überlebensrate für *Dreissena polymorpha* von 3 – 30 % in Anwesenheit von zusätzlichen pflanzlichen Nahrungsquellen an. Im Gegensatz dazu stellten Anwand & Valentin (1996) anhand von Mageninhaltsanalysen einen überwiegend höheren Anteil an pflanzlichen Bestandteilen an der Nahrungszusammensetzung von *O. limosus* fest, die zwischen April und September immer gleich hoch waren, während die tierischen Bestandteile in ihrer Zusammensetzung schwankten. Diese kontroversen Ergebnisse in der Literatur lassen den Schluss zu, dass die Nahrungspräferenz der Tiere in erster Linie von den im Habitat zur Verfügung stehenden Nahrungsquellen abhängt (Roth et al. 2006). *Orconectes limosus* ist demnach ein Nahrungsopportunist (Ilheu & Bernardo 1993), der sein Fraßverhalten dem Nahrungsangebot anpasst und auch qualitativ niedrigere Nahrung in Form von Pflanzen zu sich nimmt, obwohl Anwand & Valentin (1996) anhand von Wachstumsversuchen aufzeigen konnten, dass *O. limosus* ein deutlich höheres Wachstum auf tierischer als auf pflanzlicher Nahrung aufweist, was *O. limosus* wiederum als primär Carnivoren kennzeichnet. Sehr kleine Flusskrebse ernähren sich jedoch größtenteils von Zooplankton und Detritus (Pursiainen et al. 1983, Momot et al. 1978).

Durch seine Fähigkeit die Struktur der litoralen Zone auf unterschiedliche Ebenen zu beeinflussen, wird der Flusskrebs als „Keystone species“ (Chambers et al. 1990) angesehen, der im großen Maß den bestehenden Vorrat an aquatischen Pflanzen und die Dichte von benthischen Invertebraten reduzieren kann (Creed 1994, Lodge et al. 1994, Hobbs 1993, Chambers et al. 1990, Lodge & Lorman 1987).

Amphipoden und Isopoden

Das Herbivore von qualitativ unterschiedlichen Nahrungsquellen fressen, wurde schon für eine Reihe von Arten dokumentiert (Bernays & Minkenberg 1997, Dearing & Schall 1992, Bjørndal 1991, Belovsky 1984, Kitting 1980). Dabei wurde festgestellt, dass

marine Herbivore häufig ein sehr großes Spektrum an unterschiedlichster Nahrung aufweisen (Wahl & Hay 1995). Beide hier untersuchte *Gammarus*-Arten fraßen sowohl die tierischen als auch die pflanzlichen Nahrungsquellen, jedoch bevorzugte *G. salinus* durchschnittlich die pflanzlichen Nahrungsquellen mehr als die tierischen, während *G. pulex* die Chironomidenlarven durchschnittlich mehr wegfraß als die pflanzlichen Nahrungsquellen (Abb. 4.9). Die großen Individuen der beiden untersuchten Amphipodenarten *Gammarus salinus* und *G. pulex* zeigten beide im Frühjahr ein deutlich verändertes Fraßverhalten gegenüber den andern untersuchten Jahreszeiten. Dieses wich auch von der Präferenzabfolge der kleineren Exemplare der jeweiligen Art ab.

Pflanzliche Nahrung ist häufig geringer an Nährstoffen und höher an nicht verdaubarem strukturellem Material als das Körpergewebe, das Organismen aus dieser Nahrung bilden müssen (Gulati & DeMott 1997, Sterner & Hessen 1994, Mattson 1980). Um einen Mangel an Nährstoffen auszugleichen, haben sich bei einigen herbivoren Arten unterschiedliche Strategien entwickelt. So fressen z.B. einige Arten selektiv an höherwertigeren Pflanzenteilen oder haben verdauungsfördernde mikrobielle Symbionten. Andere Arten haben ihre Lebenszyklen an das saisonale Auftreten von qualitativ höherwertigeren Nahrungsquellen angepasst (Cruz-Rivera & Hay 2000, Slansky 1993, Martin 1987, Mattson 1980). Anhand der hier erhobenen Daten kann gezeigt werden, dass die Individuen von *Gammarus salinus* ihren Proteinbedarf nicht nur mit pflanzlichen Nahrungsquellen gedeckt haben, sondern dass hierfür auch tierische Kost aufgenommen wurde. Ähnliche Beobachtungen machten auch Cruz-Rivera & Hay (2000) und Mattson (1980). Dieser Bedarf an tierischer Nahrung bei den großen Individuen dieser Art im Frühjahr höher als in den restlichen Zeiträumen (Abb. 4.5). Es wurde bei einigen Crustaceen während der Reproduktionszeit ein erhöhter Bedarf an tierischer Nahrung beobachtet (Chambers et al. 1990). Der Reproduktions-zyklus von *G. salinus* fällt genau in den Zeitraum der Frühjahrsversuche (Skadsheim 1990, 1989) und könnte somit den erhöhten Bedarf an tierischen Proteinen erklären.

Die limnischen *G. pulex* haben in den Versuchen vorwiegend die Chironomidenlarven präferiert. Graça et al. (2001) beschrieben Gammariden hauptsächlich als Herbivore, die größere pflanzliche Nahrungsteile zerkleinern und somit für andere Invertebraten zugänglich machen. Jedoch wurde in Laborversuchen bei *G. pulex* auch immer wieder Kannibalismus und Prädation beschrieben (Kelly et al. 2002 a, b, Mews 2002,

Weichbrodt 2001, Otto 1998 a, Dick 1996). Im Frühjahr zeigten die größeren Tiere jedoch eine deutliche Präferenz für inkubiertes Erlenlaub (Abb. 4.6). *Gammarus pulex* spielt als Zerkleinerer im Abbau von Pflanzenresten, besonders von Blättern, eine große Rolle (Graça et al. 2001). Im Frühjahr war in dem Habitat (Schluensee), in dem *G. pulex* für die Untersuchungen gefangen wurde, das pflanzliche Material, das den Tieren unter anderem als Nahrung dient, stark limitiert (persönliche Beobachtungen). Dies könnte ein möglicher Grund für den erhöhten Wegfraß des inkubierten Erlenlaubs im Frühjahr darstellen. In der Gegenüberstellung mit *G. salinus* zeigte *G. pulex* in den Versuchen einen höheren Bedarf an tierischer Nahrung. Die hohen Fraßraten, sowohl der marinen als auch der limnischen Gammariden bei den angebotenen Chironomidenlarven, können mit dem leichten Zugang zu dieser Nahrungsquelle zusammenhängen. Fakt ist, dass *Gammarus pulex* ein natürlicher Räuber ist (Kelly et al. 2002 a), der auch in Anwesenheit von alternativen Futterquellen andere Makroinvertebraten frisst (Dick et al. 2002, Kelly et al. 2002 b, persönliche Beobachtungen).

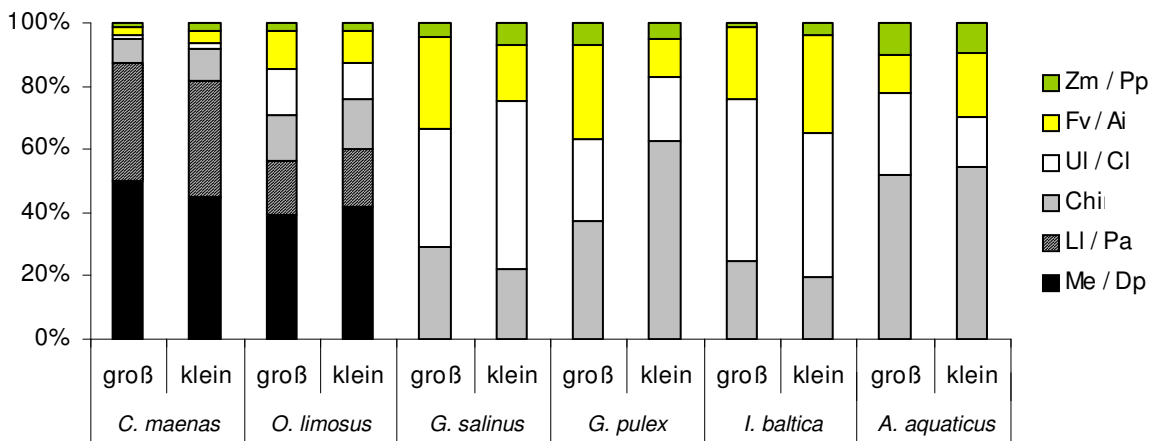


Abb. 4.9: Durchschnittliche Zusammensetzung der weggefressenen Nahrung während der gesamten Versuchszeit (Frühjahr bis Herbst). Zm = *Zostera marina*, Pp = *Potamogeton perfoliatus*, Fv = *Fucus vesiculosus*, Ai = *Alnus incana*, Ul = *Ulva lactuca*, Chi = *Chironomus* sp., Ll = *Littorina littorea*, Pa = *Potamopyrgus antipodarum*, Me = *Mytilus edulis*, Dp = *Dreissena polymorpha*.

Die untersuchten Meerasseln *Idotea baltica* zeigten wie bei *G. salinus* während des gesamten Untersuchungszeitraumes eine hohe Präferenz für die Grünalge *Ulva lactuca*, die sich zwischen den unterschiedlichen Jahreszeiten kaum unterschied (Abb. 4.7). Auch zwischen den beiden untersuchten Größenklassen der marinen

Isopoden gab es kaum Unterschiede (Abb. 4.9). In allen Versuchen wurde das Seegras *Zostera marina* kaum konsumiert. In Fraßversuchen mit *I. baltica* beschrieb Nicotri (1980) eine hohe Präferenz für *Fucus*, eine mittlere für *Zostera* und eine niedrige für *Ulva*. Auch Robertson & Mann (1980) beobachteten, dass *Idotea baltica* einen Großteil der Zeit (41 %) damit verbrachte, intakte grüne Blätter von *Z. marina* zu fressen. Diese Aussagen stehen im Gegensatz zu den hier ermittelten Ergebnissen. Jedoch beschrieben Boström & Mattila (1999) *I. baltica* als einen angepassten Herbivoren, der in erster Linie das epiphytische Material präferiert, bevor er von *Zostera marina* frisst bzw. von einer anderen Makrophytenart (Pavia et al. 1999, Shacklock & Doyle 1983). Dies gilt auch für juvenile Idoteen (Pavia et al. 1999). Robertson & Mann (1980) beschrieben ein sehr geringes Interesse von *I. baltica* und *I. phosphorea* für totes tierisches Material. Die hier erhobenen Daten im Vergleich mit den unterschiedlichen Ergebnissen zum Fraßverhalten in der rezenten Literatur zeigen, dass die trophische Aktivität von *Idotea baltica* von dem Habitat, aus dem sie stammt, abhängig ist. So kann die Anwesenheit von anderen Invertebraten in dem gleichen natürlichen Habitat, die ein ähnliches Nahrungsspektrum aufweisen, einen Einfluss auf das trophische Verhalten von *I. baltica* ausüben (Costantini & Rossi 1995).

Auch die Fraßpräferenzen der limnischen Isopoden *Asellus aquaticus* weichen während der Untersuchungszeiträume und zwischen den untersuchten Größenklassen nicht wesentlich voneinander ab. Im Gegensatz zu seinem marinen Vertreter nutzte der limnische Isopode jedoch in den Fraßversuchen überwiegend die tierische Nahrungsquelle. *Asellus aquaticus* wird in der Literatur als Herbivorer (Marcus et al. 1978) bzw. Detritivorer (Costantini & Rossi 1995, Graça et al. 1994 a, b, 1993 a, b) beschrieben. Jedoch wurde in Vorversuchen beobachtet, dass *A. aquaticus* ebenfalls tierische Nahrung in Form von lebenden Chironomidenlarven (eigene Beobachtungen) zu sich nimmt. Marcus et al. (1978) beobachteten eine geringere Wachstumsrate auf tierischer Nahrungsquelle als auf Makrophyten (*Elodea*) oder Algen. Die Hauptursache für die Präferenz der tierischen Nahrung lag vermutlich jedoch darin, dass die Chironomidenlarven im abgetöteten Zustand dargereicht wurden. Das tierische Material zersetzte sich schnell. In Zusatzversuchen ohne Prädatoren wurden bereits nach 48-60 Stunden Bakterien und Pilzmycel auf den abgetöteten Chironomidenlarven beobachtet. Es ist bekannt, dass Amphipoden und Isopoden bevorzugt mit Pilzen beimpfte Blätter bzw. Detritus fressen und dieses vor allem bei *A. aquaticus* ein gesteigertes Wachstum gegenüber anderen Nahrungsquellen verursacht (Graça et al.

2001, Costantini & Rossi 1995, Graça et al. 1994 b, Graça et al. 1993 b). Die limnische Wasserassel *A. aquaticus* ernährte sich in den Versuchen während der gesamten Versuchszeit omnivor. Die Präferenz lag dabei überwiegend auf den toten Chironomidenlarven bzw. auf den auf ihnen entstandenen mikrobiellen Organismen, die sie zumindest im Sommer deutlich den pflanzlichen mikrobiellen Organismen auf dem inkubierten Erlenlaub (Abb. 4.7) gegenüber präferierten.

Mit den in diesem Kapitel vorgestellten Nahrungspräferenzversuchen sollte untersucht werden, ob bei gleich bleibendem Nahrungsangebot die einzelnen marinen und limnischen omnivoren Crustaceen eine saisonal unterschiedliche Präferenz im Wegfraß der angebotenen Nahrung zeigen. In der Natur stehen den hier untersuchten Crustaceen alle angebotenen Nahrungsquellen zur Verfügung. Die geringe Fluchtmöglichkeit der Schnecken in den Dekapodenversuchen bzw. die in allen Versuchen angebotenen bereits abgetöteten Chironomidenlarven haben den untersuchten Crustaceen die Nahrungsaufnahme erleichtert. Da der Zugang zu den Nahrungsquellen in allen Versuchsansätzen jedoch gleich war, kann zusammenfassend gesagt werden, dass die Dekapoden hinsichtlich der Bedeutung der pflanzlichen Nahrung deutliche Unterschiede jahreszeitabhängige Unterschiede zeigten, ebenso wie es bei Amphipoden deutliche Unterschiede in der Präferenzabfolge in den einzelnen Jahreszeiten gab, während sich die Isopoden im Untersuchungszeitraum überwiegend gleich ernährten. Zwischen den untersuchten großen und kleinen Größenklassen zeigten nur die Amphipoden deutliche Unterschiede im Frühjahr auf. Die marinen und limnischen dekapoden Krebse unterschieden sich hinsichtlich der Bedeutung der pflanzlichen Nahrung. Während diese bei *C. maenas* weniger als 10 % der gesamten aufgenommenen Nahrung betrug, lag der Anteil bei *O. limosus* mit ca. 30 % deutlich höher (Abb. 4.9). Bei den Amphipoden und Isopoden zeigte sich ebenfalls ein Unterschied in der durchschnittlich Menge der aufgenommenen pflanzlichen und tierischen Nahrungsquellen. Bei den marinen Tieren lag der Anteil der tierischen Nahrung (ca. 25 % bei *G. salinus* und 22 % bei *I. baltica*) deutlich geringer als bei den limnischen Individuen (jeweils ca. 50 % bei *G. pulex* und *A. aquaticus*).



Kapitel 5: Faktoren, die das Wachstum und die Überlebensraten omnivorer Grazer beeinflussen – ein marin - limnischer Ansatz

5.1 Einleitung

Invertebrate Tiere sind wichtige Bestandteile der Lebensgemeinschaften in Makrophytensystemen und üben einen großen Einfluss auf diese Lebensgemeinschaften aus (Chambers et al. 1990, Lodge & Lorman 1987, Brönmark 1985, Anders & Möller 1983, Dean & Connell 1969). In vielen unterschiedlichen Systemen kommen mehrere Arten von Wirbellosen mit dem gleichen Ernährungsverhalten nebeneinander vor (Weichbrodt 2001, Wullschleger 2000, Sommer 1999, Blockwell 1998), meist dominiert jedoch nur eine der Arten (MacNeil et al. 2004). Die Präsenz der Invertebraten ist von vielen Faktoren abhängig, so haben unter anderem der Schutz vor Feinden (Finke & Denno 2002, Boström & Mattila 1999), ausreichend Siedlungsraum und inter- und intraspezifische Wechselwirkungen (MacNeil et al. 2004) einen Einfluss auf das Vorhandensein von Grazern in unterschiedlichen Systemen. Einen besonderen Einfluss hat jedoch das Vorhandensein von potenziellen Nahrungsquellen (Boström & Mattila 1999) auf die Präsenz der Invertebraten. Besonders die mobilen Invertebraten können zwischen unterschiedlichen Nahrungsqualitäten unterscheiden und orientieren sich nach der qualitativ höherwertigeren Ressource (Cruz-Rivera & Hay 1998). Die Anwesenheit von Räubern (Boström & Mattila 1999, Gohse 1999) und möglichen Nahrungskonkurrenten (Costantini & Rossi 1995) kann die Nahrungswahl ebenfalls stark beeinflussen.

In dem vorliegenden Kapitel soll untersucht werden, inwiefern sich qualitativ unterschiedliche Nahrung und das Vorhandensein von potenziellen Konkurrenten auf das Wachstum und die Überlebensraten der Grazer auswirkt. Folgende Fragen standen im Mittelpunkt der Untersuchungen: 1) Unterscheiden sich die untersuchten Grazerarten bezüglich ihres Wachstums und ihrer Überlebensrate auf qualitativ unterschiedlichen Nahrungsquellen? 2) Wirkt sich die Anwesenheit von potenziellen Nahrungskonkurrenten in unterschiedlichen Dichten auf das Wachstum und die

Überlebensraten eines Grazers aus? 3) Unterscheiden sich die potenziellen Nahrungskonkurrenten in unterschiedlichen Makrophytensystemen bezüglich ihrer Auswirkungen aufeinander?

Um diese Fragen zu beantworten, wurden das Wachstum und die Überlebensraten je einer Amphipodenart und einer Isopodenart aus einem marinen und einem limnischen System in unterschiedlichen Dichtekombinationen auf drei qualitativ unterschiedlichen Nahrungsquellen untersucht.

5.2 Material und Methoden

Versuchsaufbau

Im Sommer bis Herbst 2003 wurden die Versuche zum Wachstum und zur Überlebensrate von Crustaceen unter Laborbedingungen am Zoologischen Institut der Christian-Albrechts-Universität Kiel durchgeführt. Die Versuche wurden mit je einer marinen Isopoden- und einer Amphipodenart bzw. je einem limnischen Vertreter angesetzt. Die Überlebensrate und das Wachstum der marinen Crustaceen *Gammarus salinus* (Amphipoda) und *Idotea baltica* (Isopoda) sowie den limnischen Crustaceen *Gammarus pulex* (Amphipoda) und *Asellus aquaticus* (Isopoda) wurden in jeweils fünf unterschiedlichen Kombinationen (20:0, 15:5, 10:10, 5:15, 0:20; jeweils Anzahl der Amphipoden : Isopoden) bei drei qualitativ unterschiedlichen Nahrungsquellen ermittelt. Jede der Kombinationen wurde fünfmal für die jeweilige Nahrungsquelle repliziert. Als Nahrungsquelle wurde rein pflanzliche Kost, rein tierische Kost und eine Mischung aus beiden angeboten. Die Nahrung bestand im Marinen aus der Braunalge *Fucus vesiculosus* (pflanzlich), Chironomidenlarven (tierisch) und einer 1:1-Mischung aus beiden (Mischkost). In den limnischen Ansätzen wurden als pflanzliche Nahrungsquelle inkubiertes Erlenlaub, als tierische Nahrung Chironomidenlarven und für die Mischkost eine 1:1-Mischung aus Erle (*Alnus incana*) und Chironomidenlarven angeboten. Die Gesamtfuttermenge betrug in jedem Ansatz ca. 0,5 g Frischgewicht. Die Nahrung wurde alle zwei Tage ausgetauscht, ebenso wie 50-60 % des Wassers in den einzelnen Aquarien. Der Salzgehalt für die marinen Ansätze lag bei 17 psu. Das Wasser stammte aus der Kieler Förde und wurde über einen Sandfilter gereinigt. Die limnischen Versuche wurden mit abgestandenem Leitungswasser durchgeführt, das mindestens zwei Wochen vor den Versuchen in einem Vorratsbecken gut belüftet gesammelt wurde.

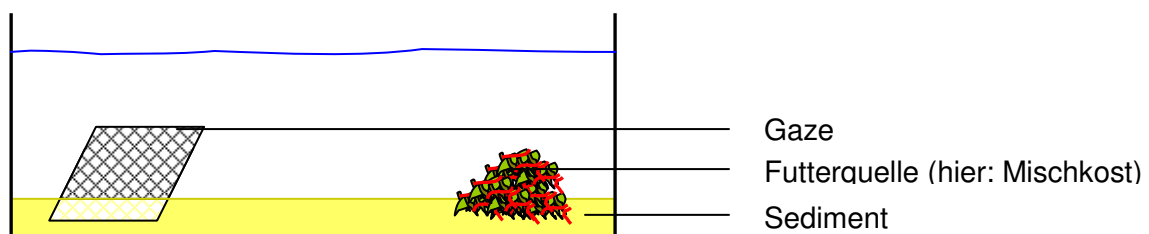


Abb. 5.1: Aufbau der Versuchsbecken

Die Versuchsbecken bestanden aus 16 * 9 * 6 cm großen Plastikbehältern. Die Böden der Becken wurden mit einer 1-1,5 cm dicken Schicht aus feinem Sand (handelsüblicher Spielsand) bedeckt und mit Wasser gefüllt. Anschließend wurde ein Gazestreifen ca. 3 * 4 cm (1 mm Maschenweite) in das Sediment gesteckt, damit die Crustaceen ein geeignetes Substrat zum Festhalten hatten (Abb. 5.1). Die Versuche wurden bei einem Tag-Nacht-Rhythmus von 16:8 Stunden durchgeführt. Die Wassertemperatur entsprach der Raumtemperatur von $17,0 \pm 0,5$ °C.

Versuchsdurchführung

Nach dem Befüllen der Becken (mit Sediment, Gaze und Salz- bzw. Frischwasser), wurden die Becken für 24 Stunden ruhen gelassen. Die marinen Crustaceen wurden in der Seegraswiese vor dem Falkensteiner Strand (Abb. 2.1), die limnischen im Uferbereich des Schluensees (Abb. 2.2) zwei bis drei Tage vor Versuchsbeginn gesammelt und bis zum Versuchsstart in Aquarien mit Sediment, Gaze und unterschiedlichen Nahrungsquellen aus ihrem Habitat gehalten. Vor dem Einsetzen in die Versuche wurden die Crustaceen unter einem Binokular der Firma Zeiss bei 10-facher Vergrößerung auf einem Millimeterpapier nach Größen sortiert. Die Biomasse der Tiere wurde über Längen-Gewichts-Relationen bestimmt. Dazu wurden einige Tiere 24 Stunden bei 60 °C im Trockenschrank getrocknet. Nach weiteren 24 Stunden im Exsikkator wurde ihr Trockengewicht auf einer Feinwaage (Firma Satorius Max. 110 g; Fehler 0,1 mg) bestimmt. Anschließend wurden die Individuen für drei Stunden im Muffelofen bei 550 °C verascht. Nach erneut 24 Stunden Abkühlungszeit im Exsikkator wurde ihr Aschgewicht bestimmt. Nach dem Abzug des Aschgewichts vom Trockengewicht wurde mit dem daraus resultierenden aschfreien Trockengewicht (AfTG) die Längen-Gewichts-Relation anhand von Gradengleichungen ermittelt (Tab. 5.1).

Tab. 5.1: Längen-Gewichts-Relationen der Versuchstiere zur Ermittlung des aschfreien Trockengewichtes [AfTG] zu Versuchsbeginn.

	Tier	Formel
marin	<i>Idotea baltica</i>	$y_{(\log)} = 2,63x - 2,25$ (N = 60; r = 0,98)
	<i>Gammarus salinus</i>	$y_{(\log)} = 3,23x - 2,76$ (N = 85; r = 0,94)
limnisch	<i>Asellus aquaticus</i>	$y_{(\log)} = 2,62x - 2,07$ (N = 150; r = 0,90)
	<i>Gammarus pulex</i>	$y_{(\log)} = 2,33x - 2,00$ (N = 60; r = 0,78)

Die marine pflanzliche Nahrung (*Fucus vesiculosus*) wurde wöchentlich aus der Ostsee, Kieler Förde frisch entnommen. Vor dem Einbringen der Braunalge in die Versuche wurde das überschüssige Wasser zwischen zwei Zellstofftüchern entfernt und auf einer Feinwaage wurden 0,5 g bzw. 0,25 g schwere Portionen abgewogen. Das Erlenlaub für die limnischen Versuche wurde im Vorjahr gesammelt und getrocknet. Zwei Wochen vor dem Einbringen in die Versuche wurde das getrocknete Laub in abgestandenem Leitungswasser, welches mit Schluenseewasser beimpft wurde, eingelegt. Das inkubierte Erlenlaub wurde, wie die Braunalge, kurz vor dem Einbringen in die Versuche zwischen zwei Zellstofftüchern vorsichtig vom überschüssigen Wasser befreit und in 0,5 g bzw. 0,25 g schwere Stücke abgewogen.

Die marinen Versuche begannen mit dem Einsetzen von *G. salinus* und *I. baltica* und der Nahrung am 07.07.2003 und endeten am 17.08.2003 nach 42 Tagen. Die limnischen Versuche starteten am 25.08.2003 und endeten am 05.10.2003 ebenfalls nach sechs Wochen. Jeden zweiten Tag wurde die Nahrung mit Hilfe von Pinzetten und einem Unterdruckschlauch entfernt. Mit diesem Vorgang wurde auch das Wasser ausgetauscht. Bei diesem Vorgang wurde darauf geachtet, dass keine Versuchstiere aus den Becken abgesaugt wurden.

Auswertung

Die Versuche wurden mit der Entnahme der Crustaceen nach sechs Wochen beendet. Die Tiere wurden unmittelbar nach den Versuchen schockgefroren. Nach dem Auftauen wurde ihre Länge gemessen und ihr AfTG gestimmt (siehe Vorgang zur Bestimmung der Längen-Gewichts-Relation). Die Überlebensrate in Prozent wurde relativ zur eingesetzten Startmenge ermittelt.

Statistik

Die Auswertungen der Nahrungsqualität und der Kombinationseffekte mit einer weiteren Crustaceenart auf die Biomasseentwicklung und die Überlebensrate der einzelnen Crustaceenarten wurden mit 2-faktoriellen ANOVA's und anschließendem LSD post hoc-Test durchgeführt. Die Biomassewerte zu Beginn der Versuche wurden mit dem Kruskal-Wallis-Test verglichen.

5.3 Ergebnisse

Marine Wachstumsversuche

a) *Gammarus salinus*

Die anhand der Längen-Gewichts-Relation ermittelten Biomassen der einzelnen Gammariden wichen beim Einsetzen in die Versuche weder innerhalb der Versuche, noch zwischen den einzelnen Versuchsansätzen signifikant voneinander ab. Die Anfangsbiomassen lagen bei durchschnittlich $0,18 \pm 0,02$ mg AfTG pro Individuum.

Nach sechs Wochen war die durchschnittliche individuelle Biomasse in jedem Ansatz signifikant größer als das Ausgangsgewicht. Auch zwischen der Biomasse der Gammariden auf den unterschiedlichen Nahrungsquellen und zwischen den einzelnen Grazer-Kombinationen wurden signifikante Unterschiede ermittelt (Tab. 5.2). So wiesen die Tiere auf rein pflanzlicher Nahrung signifikant höhere Biomassen auf, als die Tiere, die auf Mischkost oder rein tierischer Nahrung saßen (Abb. 5.2 a).

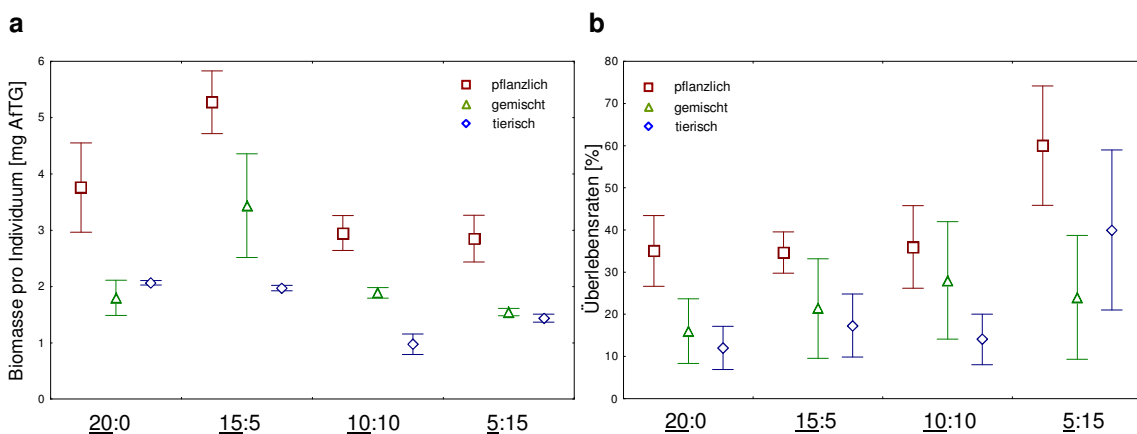


Abb. 5.2: Dargestellt werden a) die durchschnittliche individuelle Biomasse in mg AfTG und b) die Überlebensrate von *Gammarus salinus* nach sechs Wochen in den unterschiedlichen Kombinationen (*Gammarus salinus* : *Idotea baltica*) auf unterschiedlichen Nahrungsquellen (rein pflanzliche Kost = pflanzlich, Mischkost = gemischt, rein tierische Kost = tierisch). Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardabweichungen.

Von den Tieren, die auf rein pflanzlicher Nahrung gehalten wurden, waren die Gammariden in der Kombination 15:5 mit einem Endgewicht von durchschnittlich $5,3 \pm 0,9$ mg AfTG signifikant schwerer als die *G. salinus*, die isoliert gehalten wurden (20:0, $p < 0,01$) bzw. die in den anderen Kombinationen (10:10, 5:15, jeweils $p < 0,001$). Auf Mischkost lag der Biomasseendwert der Gammariden ebenfalls in den 15:5-Ansätzen

mit durchschnittlich $3,4 \pm 1,1$ mg AfTG signifikant höher als in allen anderen Kombinationen dieser Futterqualität ($p < 0,02$). Auf rein tierischer Kost hatten die Tiere in den Ansätzen mit den höchsten Gammaridenabundanz (20:0, 15:5) einen signifikant höheren individuellen Biomassedurchschnitt als in denen mit niedrigeren Abundanz (10:10, 5:15; jeweils $p < 0,01$).

Insgesamt wuchsen die Tiere auf rein pflanzlicher Nahrung am besten. Die einzelnen Biomassewerte unterschieden sich jeweils signifikant von denen auf Mischkost und auf tierischer Kost (jeweils $p < 0,001$), während sich die Biomassen der Individuen in den einzelnen Kombinationen auf Mischkost und der tierischen Kost kaum unterschieden.

Tab. 5.2: Ergebnisse einer 2-fakt. ANOVA über die durchschnittliche Biomasse [mg AfTG] und Überlebensraten von *Gammarus salinus* nach sechs Wochen. Unabhängige Faktoren sind die Nahrungsquellen (pflanzlich, gemischt und tierisch) und die Kombinationen (20:0, 15:5, 10:10, 5:15), abhängige Variable ist die Biomasse [mg AfTG] bzw. die Überlebensrate nach sechs Wochen.

<i>Gammarus salinus</i>	FG	MQ-Effekt	F	p-Wert
Biomasse				
Nahrungsquelle (NQ)	2	20,98	12,59	0,0001
Kombination (K)	3	4,87	2,92	0,0494
NQ x K	6	2,00	1,20	0,3308
Fehler	31	1,67		
Überlebensrate				
Nahrungsquelle (NQ)	2	2633,66	4,28	0,0195
Kombination (K)	3	1216,34	1,98	0,1300
NQ x K	6	259,95	0,42	0,8604
Fehler	48	615,23		

Die Bedeutung der Nahrungsquellen spiegelte sich auch in den Überlebensraten der Gammariden wider, jedoch hatte die Anwesenheit von *Idotea* keinen statistisch relevanten Einfluss auf die Überlebensraten der Flohkrebse (Tab. 5.2). Auf rein pflanzlicher Kost überlebten mit durchschnittlich $41,4 \pm 12,4$ % signifikant mehr Tiere als auf rein tierischer Kost ($20,8 \pm 13,0$ %) und Mischkost ($22,3 \pm 5,0$ %) ($p < 0,02$). Im Vergleich zu der Anzahl der eingesetzten Tiere lag die durchschnittliche Anzahl der Individuen der einzelnen Behandlungen nach sechs Wochen signifikant unter dem Ausgangswert ($p < 0,001$).

b) *Idotea baltica*

Die Ausgangsbiomassen von *Idotea baltica* unterschieden sich weder innerhalb einer Behandlung noch zwischen den einzelnen Behandlungen signifikant voneinander. Sie lagen zu Beginn der Experimente bei durchschnittlich $0,78 \pm 0,20$ mg AfTG pro Individuum.

Nach sechs Wochen zeigten alle Biomassen einen signifikant höheren Wert als zu Beginn der Versuche ($p < 0,001$). Es gab statistische Unterschiede zwischen den Biomassen der marinen Asseln auf den unterschiedlichen Nahrungsquellen und zwischen den einzelnen Kombinationen, auch eine Interaktion zwischen Nahrung und Anwesenheit von *G. salinus* konnte statistisch nachgewiesen werden (Tab. 5.3).

In den Versuchen mit pflanzlicher Nahrung (rein pflanzlich: $3,89 \pm 2,5$ mg AfTG pro Individuum, Mischkost: $4,07 \pm 2,23$ mg AfTG pro Individuum) wiesen die Idoteen ein durchschnittlich höheres Wachstum auf als auf rein tierischer Kost ($1,33 \pm 0,25$ mg AfTG pro Individuum) (Abb. 5.3 a). In Anwesenheit von wenigen Gammariden (5:15; *Gammarus* : *Idotea*) haben die Individuen der Meerassel auf rein pflanzlicher Nahrung und Mischkost mit $7,48 \pm 0,19$ mg AfTG pro Individuum eine höhere Biomasse entwickelt als in den anderen Kombinationen (15:5 mit $2,68 \pm 0,01$ mg AfTG pro Individuum; 10:10 mit $3,31 \pm 0,50$ mg AfTG pro Individuum) und in Isolation (0:20 mit $2,51 \pm 0,22$ mg AfTG pro Individuum). Die marinen Isopoden auf rein tierischer Kost haben in allen Dichtekombinationen die signifikant niedrigsten individuellen Biomassen in den Versuchen (jeweils $p < 0,02$).

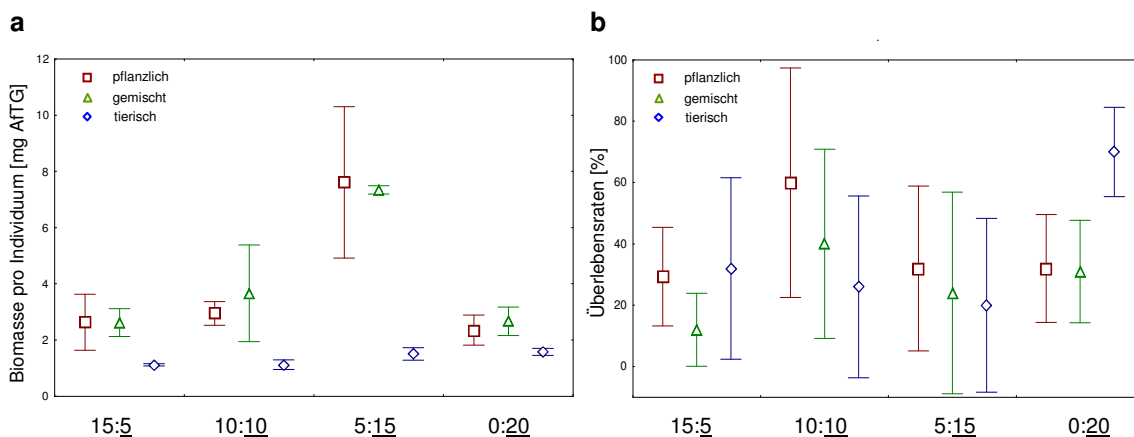


Abb. 5.3: Dargestellt werden a) die durchschnittliche individuelle Biomasse in mg AfTG und b) die Überlebensrate von *Idotea baltica* nach sechs Wochen in den unterschiedlichen Kombinationen (*Gammarus salinus* : *Idotea baltica*) auf unterschiedlichen Nahrungsquellen (rein pflanzliche Kost = pflanzlich, Mischkost = gemischt, rein tierische Kost = tierisch). Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardabweichungen.

Die durchschnittliche Individuenanzahl von *Idotea baltica* war nach sechs Wochen in jeder Behandlung signifikant niedriger als zu Beginn der Versuche. Zwischen den einzelnen Faktoren wurden keine statistischen Unterschiede ermittelt (Tab. 5.3). Trotzdem zeigte der Post hoc-Test für die Isopoden auf tierischer Nahrung signifikante Unterschiede auf. Hier waren die durchschnittlichen Überlebensraten bei den Tieren, die isoliert gehalten wurden (0:20), signifikant höher als in Anwesenheit von *G. salinus* (jeweils $p < 0,001$). Tendenziell waren auf der rein pflanzlichen Nahrung und der Mischkost die Überlebensraten bei einem ausgewogenen Isopoden-Amphipoden-Verhältnis (10:10) am höchsten. Die Überlebensraten der jeweiligen Dichteverhältnisse auf den unterschiedlichen Nahrungsquellen unterschieden sich nur bei den isolierten Asseln (0:20). Hier hatten auf der tierischen Nahrungsquelle mit durchschnittlich $70 \pm 15 \%$ signifikant mehr Tiere überlebt, als auf der pflanzlichen Nahrungsquelle ($32 \pm 17 \%$; $p < 0,001$) und der Mischkost ($31 \pm 18 \%$; $p < 0,001$).

Tab. 5.3: Ergebnisse einer 2-fakt. ANOVA über die durchschnittliche Biomasse [mg AfTG] und Überlebensraten von *Idotea baltica* nach sechs Wochen. Unabhängige Faktoren sind die Nahrungsquellen (pflanzlich, gemischt und tierisch) und die Kombinationen (20:0, 15:5, 10:10, 5:15), abhängige Variable ist die Biomasse [mg AfTG] bzw. die Überlebensrate nach sechs Wochen.

<i>Idotea baltica</i>	FG	MQ-Effekt	F	p-Wert
Biomasse				
Nahrungsquelle (NQ)	2	29,37	25,44	0,0000
Kombination (K)	3	20,86	18,07	0,0000
NQ x K	6	4,93	4,27	0,0027
Fehler	33	1,15		
Überlebensrate				
Nahrungsquelle (NQ)	2	803,38	1,22	0,3044
Kombination (K)	3	1685,97	2,56	0,0659
NQ x K	6	1301,53	1,98	0,0877
Fehler	48	658,80		

Limnische Wachstumsversuche

a) *Gammarus pulex*

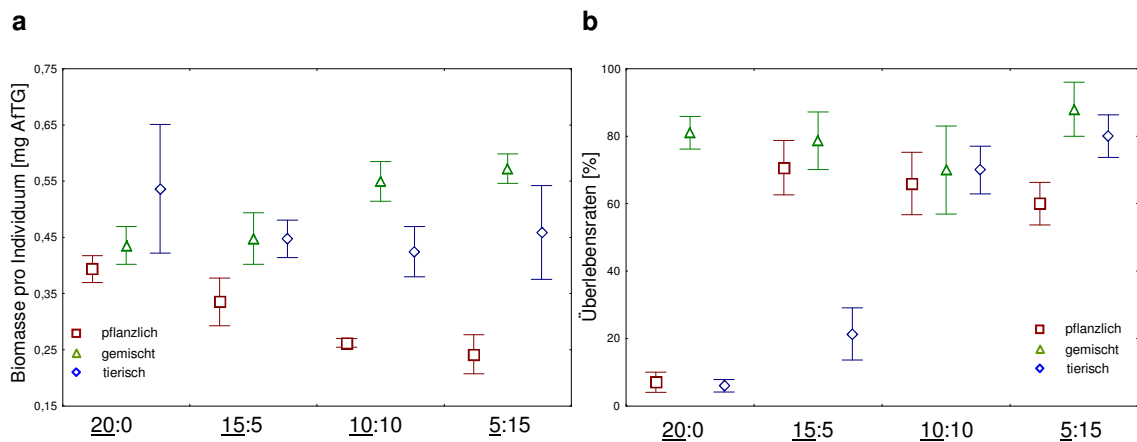


Abb. 5.4: Dargestellt werden a) die durchschnittliche individuelle Biomasse in mg AfTG und b) die Überlebensrate von *Gammarus pulex* nach sechs Wochen in den unterschiedlichen Kombinationen (*Gammarus pulex* : *Asellus aquaticus*) auf unterschiedlichen Nahrungsquellen (rein pflanzliche Kost = pflanzlich, Mischkost = gemischt, rein tierische Kost = tierisch). Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardabweichungen.

Die durchschnittlichen individuellen Biomassen der einzelnen Behandlungen auf den unterschiedlichen Nahrungsquellen unterschieden sich zum Zeitpunkt des Einsetzens nicht voneinander. Die Biomassen der einzelnen Tiere lagen bei durchschnittlich $0,1 \pm 0,01$ mg AfTG.

Nach sechs Wochen waren alle individuellen Biomassen der einzelnen Behandlungen signifikant größer als die Ausgangswerte (jeweils $p < 0,01$). Die Biomasseentwicklung der limnischen Gammariden unterschied sich auf den drei unterschiedlichen Nahrungsquellen signifikant voneinander, während es zwischen den Kombinationen mit bzw. ohne *Asellus aquaticus* keine statistischen Unterschiede gab. Jedoch wurden Interaktionen zwischen den unterschiedlichen Futterquellen und den Kombinationen festgestellt (Tab. 5.4). Insgesamt war die Biomasse auf rein tierischer Nahrung ($0,5 \pm 0,05$ mg AfTG) und Mischkost ($0,5 \pm 0,07$ mg AfTG) signifikant höher als auf rein pflanzlicher Nahrung ($0,3 \pm 0,07$ mg AfTG) (Abb. 5.4 a).

Auf rein pflanzlicher Nahrung war die Biomasse von *G. pulex* in Isolation (20:0; $0,4 \pm 0,05$ mg AfTG) und mit einem geringen Anteil an Isopoden (15:5; $0,3 \pm 0,09$ mg AfTG) signifikant höher als bei der Behandlung mit gleich hohem (10:10; $0,2 \pm 0,01$ mg AfTG) bzw. höherem (5:15; $0,2 \pm 0,01$ mg AfTG) *A. aquaticus*-Anteil ($p < 0,01$). Bei den

Gammariden, denen Mischkost angeboten wurde, war der gegenteilige Effekt zu beobachten. Hier waren die Biomassewerte der *G. pulex* bei gleich hohem bzw. höherem Isopodenanteil höher als bei niedrigem *A. aquaticus*-Anteil bzw. in Isolation. Jedoch waren nur die Werte der Gammariden in Isolation ($0,4 \pm 0,10$ mg AfTG) signifikant niedriger als die mit höherem Isopodenanteil (5:15; $0,6 \pm 0,06$ mg AfTG) ($p < 0,001$). Bei rein tierischer Nahrung gab es aufgrund der hohen Standardabweichungen keine statistischen Unterschiede zwischen den Gammaridenbiomassen der unterschiedlichen Dichtekombinationen. Tendenziell waren sie jedoch bei den Individuen in Isolation höher als bei denen mit Isopodenanteil.

Die Nahrungsquelle hatte bei den Amphipoden in Isolation und mit niedrigem Isopodenanteil (15:5) keinen Einfluss auf die Biomasseentwicklung. Bei hohem Anteil an Isopoden (10:10, 5:15) wiesen die Individuen auf rein pflanzlicher Nahrung einen signifikant niedrigeren Biomassewert auf als auf Mischkost (jeweils $p < 0,001$) und rein tierischer Nahrung (jeweils $p < 0,01$).

Tab. 5.4: Ergebnisse einer 2-fakt. ANOVA über die durchschnittliche Biomasse [mg AfTG] und Überlebensraten von *Gammarus pulex* nach sechs Wochen. Unabhängige Faktoren sind die Nahrungsquellen (pflanzlich, gemischt und tierisch) und die Kombinationen (20:0, 15:5, 10:10, 5:15), abhängige Variable ist die Biomasse [mg AfTG] bzw. die Überlebensrate nach sechs Wochen.

<i>Gammarus pulex</i>	FG	MQ-Effekt	F	p-Wert
Biomasse				
Nahrungsquelle (NQ)	2	6,30	21,88	0,0000
Kombination (K)	3	0,36	1,26	0,3002
NQ x K	6	0,84	2,91	0,0176
Fehler	44	0,29		
Überlebensrate				
Nahrungsquelle (NQ)	2	6954,77	24,43	0,0000
Kombination (K)	3	5749,63	20,19	0,0000
NQ x K	6	2728,10	9,58	0,0000
Fehler	48	284,72		

Nach sechs Wochen waren die Anzahlen der limnischen Gammariden in jeder Behandlung mit $p < 0,02$ signifikant niedriger als zu Beginn der Versuche. Sowohl die Nahrungsquellen als auch die unterschiedlichen Kombinationen hatten einen signifikanten Einfluss auf die Überlebensraten der Tiere (Tab. 5.4). Es überlebten mit durchschnittlich $79,4 \pm 7,4$ % signifikant mehr *G. pulex* auf Mischkost, als auf rein tierischer Kost ($44,3 \pm 36,2$ %). In den Ansätzen mit hohen Isopodendichten (10:10

bzw. 5:15) überlebten mit $p < 0,02$ signifikant mehr Tiere ($68,7 \pm 2,3$ % bzw. $76,0 \pm 14,4$ %) als bei den isoliert gehaltenen Gammariden ($31,3 \pm 43,0$ %).

Sowohl auf rein pflanzlicher, wie auch auf rein tierischer Nahrung waren die Überlebensraten der Gammariden in Isolation niedriger als in Anwesenheit von *A. aquaticus*. Auf rein pflanzlicher Kost waren mit durchschnittlich $7,0 \pm 6,7$ % die Überlebensraten der alleine gehaltenen Tiere signifikant niedriger als in denen mit Isopoden ($65,5 \pm 11,0$ %; $p < 0,001$). Auf rein tierischer Nahrung lag der Wert der isoliert gehaltenen Amphipoden mit $6,0 \pm 4,2$ % signifikant unter dem der 15:5-Behandlung ($21,3 \pm 17,3$ %; $p < 0,05$). Die Überlebensraten in beiden Behandlungen (0:20, 15:5) waren signifikant niedriger als die mit einem gleich hohen Anteil von Gammariden und Idoteen ($70,0 \pm 15,8$ %) und den 5:15-Behandlungen ($80,0 \pm 14,1$ %; jeweils $p < 0,001$). Auf Mischkost wiesen die isoliert gehaltenen Gammariden eine signifikant höhere Überlebensrate auf, als auf rein pflanzlicher ($p < 0,001$) und rein tierischer ($p < 0,001$) Nahrung (Abb. 5.4 b). Bei geringem Isopodenanteil (15:5) war die Überlebensrate auf rein pflanzlicher Kost und Mischkost signifikant höher als auf rein tierischer Kost (jeweils $p < 0,001$). Bei gleichem oder höherem Isopodenanteil hatten die hier angebotenen Nahrungsquellen keinen Einfluss auf die Überlebensraten.

b) *Asellus aquaticus*

Auch bei *Asellus aquaticus* waren die eingesetzten durchschnittlichen individuellen Biomassen in allen Behandlungen gleich. Die Asseln hatten zu Beginn der Untersuchung eine durchschnittliche Biomasse von $0,16 \pm 0,01$ mg AfTG.

Bis auf die Tiere auf rein pflanzlicher Nahrung mit einem hohen Amphipodenanteil (15:5; Amphipoden : Isopoden) lagen die durchschnittlichen individuellen Biomassewerte signifikant über dem Ausgangswert.

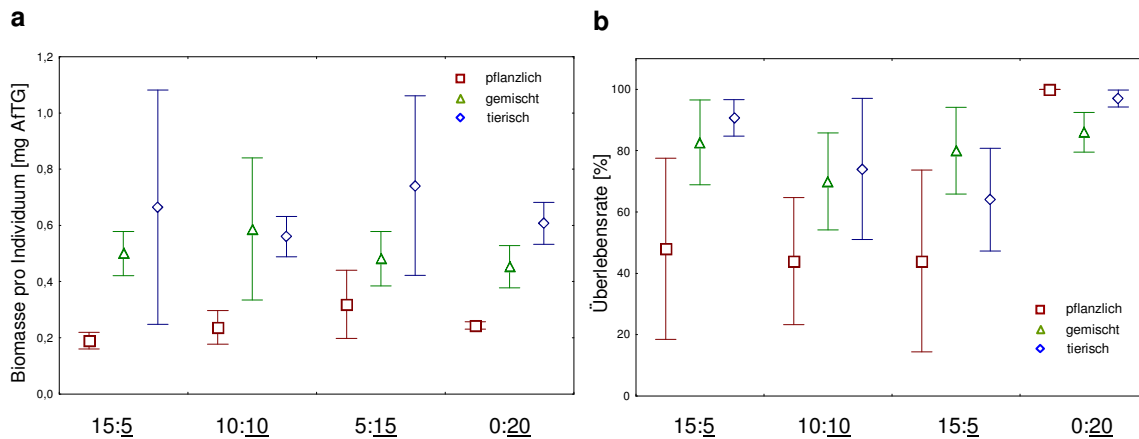


Abb. 5.5: Dargestellt werden a) die durchschnittliche individuelle Biomasse in mg AfTG und b) die Überlebensrate von *Asellus aquaticus* nach sechs Wochen in den unterschiedlichen Kombinationen (*Gammarus pulex* : *Asellus aquaticus*) auf unterschiedlichen Nahrungsquellen (rein pflanzliche Kost = pflanzlich, Mischkost = gemischt, rein tierische Kost = tierisch). Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardabweichungen.

Nach sechs Wochen gab es auch bei den Asseln deutliche Einflüsse der Nahrungsquellen auf das Biomassewachstum. So lagen die Werte der durchschnittlichen individuellen Biomasse auf pflanzlicher Nahrung mit $0,2 \pm 0,05$ mg AfTG signifikant unter denen auf Mischkost ($0,5 \pm 0,05$ mg AfTG) und rein tierischer Kost ($0,6 \pm 0,08$ mg AfTG) (jeweils $p < 0,0001$). Ein Einfluss der Anwesenheit von *G. pulex* auf die Biomasseentwicklung von *A. aquaticus* konnte nicht nachgewiesen werden (Tab. 5.5, Abb. 5.5 a).

Tab. 5.5: Ergebnisse einer 2-fakt. ANOVA über die durchschnittliche Biomasse [mg AfTG] und Überlebensraten von *Asellus aquaticus* nach sechs Wochen. Unabhängige Faktoren sind die Nahrungsquellen (pflanzlich, gemischt und tierisch) und die Kombinationen (20:0, 15:5, 10:10, 5:15), abhängige Variable ist die Biomasse [mg AfTG] bzw. die Überlebensrate nach sechs Wochen.

<i>Asellus aquaticus</i>	FG	MQ-Effekt	F	p-Wert
Biomasse				
Nahrungsquelle (NQ)	2	13,06	44,20	0,0000
Kombination (K)	3	0,29	0,99	0,4042
NQ x K	6	0,28	0,96	0,4655
Fehler	47	0,30		
Überlebensrate				
Nahrungsquelle (NQ)	2	3108,94	10,02	0,0002
Kombination (K)	3	3343,75	10,78	0,0000
NQ x K	6	895,97	2,89	0,0174
Fehler	48	310,19		

Die Individuenanzahlen der limnischen Isopoden unterschieden sich bei den Tieren, die isoliert gehalten wurden, unabhängig von der Nahrungsquelle nicht von den Ausgangswerten. Sowohl die Nahrungsquellen als auch die Anwesenheit von *G. pulex* in unterschiedlichen Dichteverhältnissen sowie eine Interaktion von beiden Faktoren wirkten sich auf die Überlebensraten von *A. aquaticus* aus (Tab 5.5).

So wirkte sich die Mischkost ($79,7 \pm 6,9 \%$) und die rein tierische Kost ($81,4 \pm 15,9 \%$) signifikant positiv gegenüber der pflanzlichen Nahrung ($59,0 \pm 27,4 \%$) auf die Überlebensraten von *A. aquaticus* aus ($p < 0,001$) (Abb. 5.5 b). Dabei überlebten in den Versuchen ohne *G. pulex* mit $94,3 \pm 7,4 \%$ signifikant mehr Asseln als in den Versuchen mit den Flohkrebse (mindestens $p < 0,02$). Die Auswirkung der Anwesenheit von *G. pulex* auf die Überlebensraten von *A. aquaticus* wurde vor allem auf rein pflanzlicher Nahrung deutlich (Abb. 5.5 b), hier überlebten in den Isolationsversuchen alle Asseln ($100 \pm 0 \%$), während die Überlebensraten der Tiere in Kombination mit *G. pulex* mit durchschnittlich $45,3 \pm 2,3 \%$ signifikant niedriger lagen ($p < 0,001$).

5.4 Diskussion

Marine Versuchsansätze

Die Biomasseentwicklungen aller untersuchter Crustaceenarten aus beiden Systemen waren von den zur Verfügung stehenden Nahrungsquellen abhängig. Limitierte Nahrung kann bei einigen Arten zu starkem intraspezifischem Wettbewerb führen, der ein Abwandern der juvenilen Tiere zur Folge haben kann (van Dolah 1978). Bei den hier untersuchten marinen Amphipoden (*Gammarus salinus*) führten tierische Bestandteile in der Nahrung nicht nur zu geringeren Biomassewerten pro Individuum, sondern auch zu geringeren Überlebensraten. Im Gegensatz dazu hatten die Individuen dieser Art auf rein pflanzlicher Nahrung ein höheres Biomassewachstum und auch durchschnittlich höhere Überlebensraten. Diese Aussagen stehen im Gegensatz zu den Ergebnissen von Cruz-Rivera & Hay (2000), die mit dem Gammariden *G. mucronatus* und anderen Amphipoden ein deutlich höheres Wachstum und Überleben auf tierischer Nahrung und Mischkost erzielten, als auf *Fucus* allein. Sie folgerten, dass für marine Amphipoden die Mischkost die beste Nahrungsgrundlage darstellt. Allerdings hielten Cruz-Rivera & Hay (2000) die Tiere in ihren Versuchen einzeln und ließen somit keinen intraspezifischen Wettbewerb zu. Gammariden sind für ihr omnivores Fraßverhalten bekannt (Kelly et al. 2002 a, b, Cruz-Rivera & Hay 2000) und ihr aggressives Vorgehen bei der Aufnahme von tierischen Nahrungsquellen wurde beschrieben (Dick et al. 2002, Mews 2002, Weichbrodt 2001, Dick & Platvoet 2000). Dieses Verhalten deutet darauf hin, dass in den Versuchen auf Nahrungsquellen, die entweder ausschließlich oder nur teilweise aus tierischer Kost bestanden, die Gammariden einem hohen intraspezifischen Wettbewerb ausgesetzt waren, und somit geringere Biomassen und niedrigere Überlebensraten aufwiesen. Dieser Effekt wurde bei hohen Individuendichten der Amphipoden noch verstärkt.

Das Wachstum von *Idotea baltica* war ebenso wie das von *G. salinus* von pflanzlicher Nahrung abhängig. Bei rein tierischer Nahrung hatten die Asseln ein deutlich geringeres Wachstum als auf Nahrungsquellen mit pflanzlichen Bestandteilen. *Fucus vesiculosus* stellte die ideale Nahrung für *I. baltica* dar. Präferenzversuche von Schaffelke et al. (1995) bestätigen diese Ergebnisse. Ist *Fucus* nicht verfügbar, weicht *I. baltica* auf andere pflanzliche Nahrungsquellen aus (Kotta et al. 2000, Boström &

Mattila 1999). Dieses Verhalten zeichnet die Assel als sehr flexiblen Nahrungskonsumenten aus.

Der Hauptunterschied der beiden marinen Grazer bezüglich der Nahrungsquellen liegt darin, dass die Mischkost bei *G. salinus* gegenüber der rein pflanzlichen Kost sowohl ein geringeres Wachstum, als auch eine geringere Überlebensrate bewirkten, während *I. baltica* diesbezüglich keine Unterschiede auf rein pflanzlicher Kost und Mischkost zeigte. Die pflanzliche Nahrungsquelle war in den Ansätzen mit Mischkost limitiert. Dies lässt die Vermutung zu, dass *G. salinus* auf tierischer Nahrung stärkere intraspezifische Effekte ausübt als auf rein pflanzlicher Kost. So beobachteten Robertson & Mann (1982) bei herbivoren Schnecken eine erhöhte Mortalität von juvenilen Tieren, die sie ebenfalls auf einen intraspezifischen Wettbewerb um Nahrungsressourcen zurückführten. In vielen aktuellen Experimenten wurde das Fraßverhalten und das Wachstum sowohl von *Gammarus* als auch von *Idotea* bezüglich einer oder mehrerer Nahrungsquellen untersucht (z.B. Mancinelli & Rossi 2001, Karez et al. 2000, Pavia et al. 1999, Robertson & Mann 1980). Jedoch wurden nie Interaktionsversuche mit beiden Organismen gleichzeitig durchgeführt, obwohl diese Arten in gleichen Habitaten vorkommen (Mancinelli & Rossi 2001, Karez et al. 2000, Pavia et al. 1999, Robertson & Mann 1980). Die Effekte von herbivoren Crustaceen auf die sie umgebende Flora können nicht verallgemeinert werden (Brawley 1992, Duffy 1990), da die Wechselwirkungen zwischen den Makrophyten bzw. Epiphyten und Herbivoren stark von den Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Grazerarten abhängig sind (Pavia et al. 1999). Lediglich Duffy et al. (2001) betrachteten unter diesen Aspekten die Biomasseentwicklung von Amphipoden und Isopoden in Kombination. Sie fanden heraus, dass in Anwesenheit von *Gammarus* die Biomasseproduktion signifikant höher ist als ohne diesen Grazer. Auch in Isolation gehalten, produziert *Gammarus* alleine mehr Biomasse als *Idotea*. In den hier beschriebenen Versuchen konnte ein positiver Einfluss auf die Biomasseentwicklung von *G. salinus* durch die Anwesenheit von *I. baltica* in geringen Mengen (15:5; *Gammarus* : *Idotea*) nachgewiesen werden (Abb. 5.2 a). Die Idoteen hatten in diesen Kombinationen eine sehr geringe Biomasseentwicklung. Diese war jedoch bei *I. baltica* in den Versuchen mit geringen Gammaridenzahlen (5:15) am höchsten (Abb. 5.3 a). Auch wenn in den Kombinationsansätzen mit geringer *G. salinus*-Dichte die Biomasse der Gammariden mit am niedrigsten war, so wiesen die Tiere in diesen Ansätzen doch die höchsten Überlebensraten auf (Abb. 5.2 b). Das Risiko gefressen zu werden

beeinflusst das Verhalten von Grazern dahingehend, dass sie den Schutzeffekt eines Habitats über den Nahrungseffekt stellen (Kotta et al. 2000, Boström & Mattila 1999). Jedoch ist dieses Verhalten bei *I. baltica* weniger ausgeprägt als bei anderen Asselarten (Boström & Mattila 1999). Somit ergeben sich für beide Grazer bei einem Dichteverhältnis von 5:15 (Gammariden : Idoteen) auf rein pflanzlicher Nahrung die meisten Vorteile. Interessanterweise kamen diese beiden Arten in der *Zostera marina*-Gemeinschaft der Kieler Bucht im Jahresdurchschnitt genau in diesem Verhältnis vor (Abb. 2.16).

Limnische Versuchsansätze

Die in den limnischen Versuchen untersuchten omnivoren Grazer *Gammarus pulex* (Amphipoda) und *Asellus aquaticus* (Isopoda) wiesen beide ein höheres Biomassewachstum bei Nahrungsquellen mit tierischem Material auf, als auf rein pflanzlicher Kost.

Die limnischen Gammariden wuchsen am besten auf rein tierischer Nahrungsquelle und Mischkost als auf pflanzlicher Kost. *Gammarus pulex* ist ein aggressiver Prädator (MacNeil et al. 2004, Kelly et al. 2002 a, Dick & Platvoet 2000, Dick 1996, Bengtsson 1982) der auch pflanzliches Material und Pilze (z.B. Graça et al. 2001, Graça et al. 1994 b, Graça et al. 1993 a, b, Sutcliffe et al. 1981) konsumiert. Interessanterweise waren jedoch die Überlebensraten der isolierten Gammariden auf der Mischkost mit ca. 80 % höher als bei den reinen tierischen (6 %) bzw. pflanzliche Nahrungsquellen (7 %). *Gammarus pulex* deckt seinen tierischen Proteinbedarf jedoch nicht nur durch die Prädation anderer Invertebraten, sondern auch durch Kannibalismus (Dick 1996). Sowohl der auftretende Kannibalismus, als auch das räuberische Verhalten erklären die geringen Überlebensraten der Gammariden in den rein pflanzlichen Ansätzen ohne *A. aquaticus* bzw. die geringeren Überlebensraten der Asseln auf rein pflanzlicher Nahrung in Anwesenheit von *G. pulex* (Abb. 5.5 b). Die ebenfalls geringen Überlebensraten auf rein tierischer Kost lassen vermuten, dass die Mischung der unterschiedlichen Nahrungsquellen den geringsten intraspezifischen Wettbewerb auslösen und sowohl für die Biomasseentwicklung als auch für die Überlebensraten, die optimale Nahrungsquellen darstellen. Die Anwesenheit von *A. aquaticus* übt auf *G. pulex* Stress aus (Blockwell et al. 1998), da dieser im Wettbewerb um Nahrung den Isopoden angreift (Pontin 1982 in Blockwell et al. 1998). Das könnte zur Abnahme der

individuellen Gammaridenbiomasse bei zunehmender Asselanzahl geführt haben (Abb. 5.4 a).

Nach sechs Wochen zeigte *A. aquaticus* ebenso wie *G. pulex* auf den rein tierischen und gemischten Nahrungsquellen die höchsten Biomassewerte. Dies kann, wie bereits in Kapitel 4 angesprochen, an der Darreichungsform der tierischen Nahrung liegen. Die Chironomidenlarven wurden im abgetöteten Zustand in die Versuchsbecken gegeben und es bildeten sich, ohne die Anwesenheit der Amphipoden und Isopoden, nach ca. 48-60 Std. erste sichtbare Pilzhypen bzw. bakterieller Bewuchs. Da nach 48 Stunden die Nahrung ausgetauscht wurde, konnte sich nur minimaler Pilzbewuchs entwickelt haben. Es ist bekannt, dass Isopoden bevorzugt mit Pilzen beimpfte Blätter bzw. Detritus fressen und diese vor allem bei *A. aquaticus* ein gesteigertes Wachstum gegenüber anderen pflanzlichen Nahrungsquellen verursachen (Graça et al. 2001, Costantini & Rossi 1995, Graça et al. 1994 b, Graça et al. 1993 b). Da die pflanzliche Nahrung nach der Inkubation in Seewasser ebenfalls einen Bewuchs aus Bakterien und Pilzen aufwies, können die mikrobiellen Organismen alleine nicht ausschlaggebend für die höheren Biomassen sein. Da die Überlebensraten von *A. aquaticus* in den Isolationssätzen auf allen drei untersuchten Nahrungsqualitäten nahezu bei 100 % waren, kann davon ausgegangen werden, dass beide dargereichten Nahrungskomponenten keine Mangelercheinungen bei *A. aquaticus* verursachten und somit keine intraspezifischen Effekte auftraten. Die Abnahme der Individuenzahlen in Anwesenheit von *G. pulex* auf pflanzlicher Nahrung erklärt sich somit allein durch die Prädation bzw. den interspezifischen Effekt der Gammariden. Dieser Effekt verstärkt sich noch durch die von Graça et al. (1994 b) beschriebene Überlappung der Nahrungspräferenzen von *G. pulex* und *A. aquaticus*, die besonders bei sympatrisch lebenden Populationen ausgeprägt ist.

Bereits Kelly et al. (2002 b) regten an, die traditionelle Einordnung von *G. pulex* in die funktionelle Gruppe der herbivoren Zerkleinerer zu überdenken. Die hier ermittelten Ergebnisse stellen aber auch die traditionelle Einordnung von *A. aquaticus* in die funktionelle Gruppe der herbivoren Grazer in Frage.

Für die Biomasseentwicklung und die Überlebensraten beider untersuchten limnischen Arten ist das gleichzeitige Vorhandensein von potenzieller tierischer und pflanzlicher Nahrung wichtig. Nicht nur die intraspezifischen Effekte bei *Gammarus pulex*, sondern auch die interspezifischen Effekte zwischen beiden Arten sind auf Mischkost stark reduziert. Die hohen Biomassen und Abundanzen von Chironomidenlarven (Abb. 2.28)

in den untersuchten Makrophytenbeständen des Schluensees und das ausreichend vorkommende pflanzliche Material in Form von Blättern und Makrophytenbeständen erklären das Vorkommen beider Arten während des gesamten Untersuchungszeit-raumes in dem Gewässer (Abb. 2.30).

Die Ergebnisse der hier durchgeführten Versuche haben gezeigt, dass nicht nur die Nahrungsquellen einen entscheidenden Einfluss auf das Wachstum und die Überlebensraten von unterschiedlichen Grazern im marinen und limnischen Makrophytensystem haben, sondern auch die Dichten, in denen die unterschiedlichen potenziellen Nahrungskonkurrenten vorkommen.

Jedoch unterschieden hatten die jeweiligen unterschiedlichen Nahrungsqualitäten andere Auswirkungen auf die Biomasseentwicklung und die Überlebensraten der Amphipoden und Isopoden in beiden Habitaten. Während tierische Bestandteile in der Nahrung zu höheren intra- und interspezifischen Effekten bei den marinen Crustaceen führen, reduzierte die Gabe von Mischkost mit tierischen Bestandteilen diese Effekte bei den limnischen Arten.



Kapitel 6: Gesamtdiskussion

Makrophytensysteme und die darin vorkommenden Lebensgemeinschaften befinden sich in einem stetigen Wandel (Kapitel 2). Zwischen den untersuchten marinen und limnischen Makrophytensystemen konnten grundlegende Unterschiede in der saisonalen Struktur der Lebensgemeinschaften der Makroinvertebraten festgestellt werden. Durch die lange Vegetationsperiode der marinen Makrophytenart *Zostera marina* (Abb. 2.6) und die im Vergleich dazu kurze Vegetationsphase der untersuchten limnischen Art *Potamogeton perfoliatus* (Abb. 2.20), entwickelten sich zwei unterschiedlich stark ausgeprägte und zusammengesetzte Invertebratenlebensgemeinschaften. Bis jetzt lag noch keine Literatur vor, welche die saisonalen Unterschiede in der Struktur der assoziierten Fauna zwischen beiden Habitaten diskutierte. Jedoch wurden einmalige Probennahmen durchgeführt. So fanden Boström & Bonsdorff (1997) ebenfalls die meisten Individuen im marinen Habitat auf den Sprossen der Makrophyten (Abb. 2.8), während der Schwerpunkt der Abundanzen im limnischen Habitat auf und im Sediment lag (Abb. 2.22). In den untersuchten marinen Makrophytenbeständen konnte sich eine komplexe Gemeinschaft etablieren, deren Abundanz und Biomasse im Allgemeinen durch sessile Planktivore, im Speziellen durch die Miesmuschel *Mytilus edulis*, geprägt wurde (Baden & Boström 2001, Gründel 1980). Im Gegensatz dazu spielten die planktivoren Invertebraten im limnischen Makrophytensystem des Schluensees eine untergeordnete Rolle (Abb. 2.36). Hier waren es die mobileren Gastropoden (*Radix ovata* und *Potamopyrgus antipodarum*), welche einen Großteil der Biomasse der Lebensgemeinschaft prägten. Dies führte bei der Gegenüberstellung der Gesamtabundanzen und Gesamtbiosmassen beider Habitate dazu, dass auch hier deutliche Unterschiede im saisonalen Ablauf auftraten. Im marinen Habitat erreichte die Biomasse zwei Monate vor der Abundanz ihr Maximum (Abb. 2.34). Dies entspricht dem Reproduktionsmuster von *M. edulis*, wie es auch von Gründel (1980) ermittelt wurde. In der limnischen Laichkrautgemeinschaft fielen die maximalen Werte beider Parameter in den selben Monat. Da sich die Abundanzen hier hauptsächlich aus Beuteorganismen und die Biosmassen aus potenziellen Räubern zusammensetzten, wurde eine klassische Räuber-Beute-

Gemeinschaft (nach Begon et al. 1998) angenommen. Anhand der Unterteilung der gefundenen Invertebratenbiomassen (ohne Dekapoden) in fünf ernährungsökologische Gruppen (Jones 1973) konnten deutliche Unterschiede in der Zusammensetzung der Invertebratengemeinschaften beider untersuchter Habitate beschrieben werden. In der marinen *Zostera marina*-Wiese dominierten im Spross- und Rhizombereich der Makrophyten mit fast 50 % der Gesamtbiomasse die planktivoren Arten, allen voran die Muschel *Mytilus edulis* (Baden & Boström 2001, Gründel 1980). Im limnischen Habitat nahmen die Planktivoren einen deutlich kleineren Teil der Gesamtbiomasse ein. Hier dominierten in beiden untersuchten Bereichen der Makrophyten mit ca. 75 % die herbivoren Wirbellosen, vor allem die Schnecken *Potamopyrgus antipodarum* und *Radix ovata*. Die Bedeutung der Herbivoren in limnischen Systemen wurde lange nicht beachtet. Erst in den letzten Jahren wurde der Einfluss der Tiere auf Makrophyten und ihre assoziierte Fauna umfangreicher untersucht (Cebrián 1998, Lodge et al. 1998, van den Berg 1997, Lodge 1991).

Die hohen Abweichungen zwischen den Untersuchungsjahren sind auf eine Vielzahl von Faktoren zurückzuführen, welche auf die Struktur der Lebensgemeinschaften in Makrophytensystemen Einfluss nehmen können. Einige davon, wie z.B. die Habitatkomplexität, Erreichbarkeit der Nahrung, Schutz vor Fraßfeinden und intraspezifischer Wettbewerb, werden von Boström & Bonsdorff (1997) zusammengefasst. Andere könnten aber auch sehr kurzzeitige Effekte hervorrufen, wie z.B. die Mondphase oder die Tageszeit bzw. Sonnenstand (Taylor 1998).

In beiden Systemen spielten die Biomasseanteile der omnivoren Makroinvertebraten eine geringe Rolle. Da die Dekapoden in beiden Habitaten ein ausgeprägtes Fluchtverhalten bei der Probenahme zeigten, wurden sie bei der zusammenfassenden Gegenüberstellung der ernährungsökologischen Gruppen nicht berücksichtigt. Jedoch kann ihr Einfluss auf die Lebensgemeinschaften in einem System sehr vielfältig sein, da er auf unterschiedlichen Ebenen stattfinden kann (Chambers et al. 1990, Jensen & Jensen 1985, Ropes 1968). Bezieht man die Abundanz- und Biomassewerte der Dekapoden mit ein, so nimmt die Rolle der omnivoren Invertebraten stark zu.

Omnivorie ist in vielen Nahrungsnetzen verbreitet (McCann et al. 1998). Viele Tiere, die sich omnivor ernähren, wie z.B. Gammariden, werden häufig „nur“ als herbivore Zerkleinerer oder Detritusfresser eingestuft, da sie mit der Aufnahme von pflanzlichem

Material bzw. Detritus einen starken Effekt auf ihre Umwelt haben (Pavia 1999, Graça et al. 1994 a, b, Graça et al. 1993 a, b, Shacklock 1983). Jedoch wurde der Einfluss durch Prädation und Kannibalismus seltener berücksichtigt (Kelly et al. 2002).

In den Mesokosmenversuchen wurde der gegenseitige Einfluss von Gastropoden, Isopoden und Amphipoden auf die Gesamtbiomasseentwicklung untersucht (Kapitel 3). Anhand der Produktion der einzelnen Arten zeigten sich in den unterschiedlich kombinierten Ansätzen in den marinen Mesokosmen inter- und intraspezifische Wechselwirkungen der Arten. *Gammarus salinus* beeinträchtigte erheblich das Biomassewachstum von *Idotea baltica*. Beide Crustaceenarten wirkten sich positiv auf die Biomassen der Strandschnecke *Littorina littorea* aus. Gammariden sind aggressive Räuber (Kelly et al. 2002 a, b). Dies konnte in den limnischen Mesokosmen nicht festgestellt werden. Verantwortlich dafür waren wahrscheinlich die hohen Nährstoffe und optimale abiotische Bedingungen, die zu einem erhöhten Algenwachstum führten (Aberle-Malzahn 2004). Die epiphytischen Algen erhöhten die Habitatkomplexität bildeten neue Refugien für die Asseln. Je nach den Änderungen der Habitatkomplexität kann der Prädationsdruck sowohl herabgesetzt (Warfe & Barmuta 2004) als auch erhöht (Finke & Denno 2002) werden. Die entstandenen Beuterefugien in den Mesokosmenversuchen könnten somit die Effizienz der potenziellen Räuber (*Gammarus pulex*) herabsetzt haben (Grabowski 2004, Byers 2002, Jackson et al. 2001).

In den Untersuchungen zur Nahrungspräferenz wiesen vor allem die Gammariden und Dekapoden Unterschiede in den einzelnen Jahreszeiten auf. So war der Trend in allen Jahreszeiten bei *Carcinus maenas* und *Orconectes limosus* der gleiche. Beide bevorzugten tierische Nahrung vor der pflanzlichen (Roth et al. 2006, Ropes 1968) und bei beiden nahm im Herbst die Bedeutung der pflanzlichen Nahrung zu. Ebenso zeigten die Gammariden aus beiden Habitaten beide im Frühjahr Unterschiede im Fraßverhalten auf. *Gammarus salinus* präferierte hauptsächlich pflanzliche Nahrung in Form von Algen (*Fucus* und *Ulva*). Nur im Frühjahr bevorzugten die großen Gammariden die angebotenen Chironomidenlarven vor den pflanzlichen Nahrungsquellen. Dieser Wandel in der Präferenzabfolge kann mit dem erhöhten Bedarf an tierischen Proteinen während der Reproduktionszeit erklärt werden (Chambers et al. 1990). Im limnischen Habitat wurde der genau gegenteilige Effekt

beobachtet. Während *G. pulex* hauptsächlich tierische Nahrung aufnahm, bevorzugten vor allem die großen Tiere im Frühjahr, auf Grund der Limitation im Freiland, das inkubierte Laub. Bei den Isopoden zeigten sich in beiden Habitaten keine saisonalen Differenzen in der Abfolge der Nahrungspräferenzen. Jedoch bevorzugten die marinen Idoteen überwiegend pflanzliche Nahrung, während die limnischen die tierische Nahrung präferierten.

Die Faktoren, die mögliche Interaktionen zwischen zwei Arten in unterschiedlichen Makrophytensystemen hervorrufen, aber auch verhindern können (Kapitel 3), sind bei omnivoren Crustaceen wenig erforscht. Um diese Faktoren genauer zu beleuchten, wurden Wachstumsversuche mit unterschiedlichen Kombinationen auf qualitativ unterschiedlichen Nahrungsquellen mit je einer marinen und limnischen Amphipoden- und Isopodenart durchgeführt (Kapitel 5). Bei allen Untersuchungen stellte sich heraus, dass vor allem die Nahrung für das Wachstum der Tiere verantwortlich war. Cruz-Rivera & Hay (2000) beschrieben für marinen Gammariden ein optimales Wachstum auf aus pflanzlichem und tierischem Material gemischter Nahrung. In den hier durchgeführten Versuchen hatte *Gammarus salinus* jedoch auf rein pflanzlicher Kost die höchsten Wachstums- und Überlebensraten. Die Versuche wurden im Sommer durchgeführt. Zu dieser Jahreszeit präferierten die marinen Gammariden deutlich die pflanzliche Nahrung vor der tierischen Nahrung (Kapitel 4). Der negative Einfluss von *G. salinus* auf die Biomasseentwicklung von *I. baltica*, der bereits in den Mesokosmenversuchen (Kapitel 3) festgestellt wurde, konnte auch in diesen Versuchen bestätigt werden. Mit zunehmender Idoteendichte und gleichzeitiger Abnahme der Gammaridenanzahl steigt die Biomasse der einzelnen Tiere signifikant an. Der starke intraspezifische Wettbewerb wie ihn Franke & Janke (1998) beschrieben, und der in den Mesokosmenversuchen nicht nachgewiesen werden konnte, wird in diesen Versuchen bei den isoliert gehaltenen Idoteen durch eine weniger starke individuelle Biomasseentwicklung deutlich. Für beide marinen Arten ergaben sich im Zusammenspiel bei einem Dichteverhältnis von 5:15 (Gammariden : Asseln) die meisten Vorteile. Dieses Verhältnis konnte auch im Jahresdurchschnitt in dem Monitoringprogramm ermittelt werden (Kapitel 2).

In den limnischen Ansätzen wurden bei *Gammarus pulex* und *Asellus aquaticus* das stärkste Biomassewachstum auf der dargereichten tierischen Kost bzw. Mischkost

nachgewiesen. Diese Beobachtungen decken sich mit den Nahrungspräferenzen der beiden limnischen Crustaceen (Kapitel 4) für die Chironomidenlarven. Die hohen Überlebensraten von *G. pulex* auf Mischkost gegenüber den reinen Nahrungsquellen kennzeichnen den limnischen Gammariden als deutlichen Omnivoren, der sowohl tierische Nahrung frisst (MacNeil et al. 2004, Kelly et al. 2002 a, Dick & Platvoet 2000, Dick 1996, Bengtsson 1982), aber der auch von pflanzlichem Material und Pilzen abhängig ist (z.B. Graça et al. 2001, Graça et al. 1994 b, Graça et al. 1993 a, b, Sutcliffe et al. 1981). Im Gegensatz dazu ist *A. aquaticus* ein omnivorer Generalist, der auf pflanzlicher und tierischer Nahrung gleich gut überleben kann, wobei ein tierischer Anteil im Nahrungsspektrum das Biomassewachstum steigern konnte.

Die einzelnen Ergebnisse der durchgeführten Studie zeigten, dass die Struktur der Lebensgemeinschaften in unterschiedlichen Habitaten von vielen Faktoren abhängig ist. Die Zusammensetzung der Invertebratengemeinschaft in den untersuchten Makrophytensystemen in der Ostsee und im Schluensee sind einem saisonalen Wechsel unterworfen. Auch wenn sich das Besiedlungsmuster durch Invertebraten auf, in und um die Makrophyten unterscheidet, so bilden sie doch ein hoch diverses System, das einer Vielzahl an Organismen Schutz, Nahrung und Siedlungsfläche bietet. Je nach Jahreszeit findet man dort unterschiedliche Zusammensetzungen von ernährungsökologischen Gruppen (Kapitel 2). Die Einteilung einer Faunengemeinschaft in ernährungsökologische Gruppen ist stark von dem Fraßverhalten der jeweiligen Arten abhängig. Viele verschiedenen Faktoren können die Futterwahl eines Konsumenten steuern. Die Fraßpräferenz eines Tieres kann sowohl von der Qualität und Quantität als auch von der Erreichbarkeit der zur Verfügung stehenden Nahrung beeinflusst werden (Warfe & Barnuta 2006). Aber auch der Schutz vor möglichen Prädatoren kann bei einigen Arten eine Rolle bei der Nahrungs- bzw. Habitatwahl bieten (Boström & Mattila 1999, Gohse 1999). Nicht nur die Qualitäten der Nahrungsquellen entscheiden, ob eine Koexistenz von Arten ermöglicht oder verhindert wird, sondern auch das Verhältnis der Abundanzen der Arten zueinander (Kapitel 5). Dies ist jedoch abhängig von der Nahrungspräferenz der einzelnen Arten, die sich im Laufe der Saison verschieben kann (Kapitel 4). Das Wachstum der Arten in einem Habitat ist aber auch von ihrer Zusammensetzung

(Kapitel 3 und 5) und der Menge an zur Verfügung stehender Nahrung bzw. der Komplexität des Habitates abhängig (Kapitel 3).

Hoch komplexe Makrophytenstrukturen führen zu hoch diversen Makroinvertebratengemeinschaften (Warfe & Barmuta 2006). Hoch diverse Gemeinschaften sind fähig, die Effekte der trophischen Interaktionen zu kanalisieren und somit eher fähig, sie zu kompensieren als weniger artenreiche Gemeinschaften (Polis et al. 2000 in Warfe & Barmuta 2006, Strong 1992). Die Lebensgemeinschaften der Makrophytensysteme gehören zu den artenreichsten Gemeinschaften der Flachwasserbereiche der gemäßigten Breiten (Boström & Bonsdorff 1997). Jedoch darf nicht außer Acht gelassen werden, dass diese Untersuchungen nur zwei ausgesuchte Habitate repräsentieren. Die äußeren Bedingungen und Faktoren können anderenorts abweichen und andere Zusammenhänge und Wechselwirkungen hervorrufen. Bei denen im marinen und limnischen Makrophytensystem gefundenen Invertebraten handelt es sich überwiegend um Nahrungsgeneralisten, die auch unter widrigen Umständen eingeschränkt überleben können und weit verbreitet sind. Die heutige Ostsee und die mit ihr verbundenen Wassersysteme, wie auch das Schwentine-Flusssystem, zudem auch der Schluensee gezählt wird (Otto 1998 b), sind nur wenige Tausend Jahre alt (Niedermeyer 1996). Durch die Eiszeiten bedingte Wechsel von Süßwasser- und Salzwasserstadien (Janke 1996), mussten sich auch die Organismen in diesem System ständig anpassen und konnten keine Spezialisierungen ausbilden. Trotzdem haben sich verzweigte Wechselwirkungen zwischen den unterschiedlichen Makroinvertebratenarten in den beiden untersuchten Systemen entwickelt. Die durch anthropogene Einflüsse, Nährstoffzunahme oder durch klimatische Veränderungen gestört werden können. Der Wegfall einer der dominanten Arten könnte weitreichende Konsequenzen für die Makrophytensysteme haben. Amphipoden spielen eine der wichtigsten Rollen in der Strukturbildung benthischer Gemeinschaften, vor allem bei niedrigem Räuberdruck (Duffy & Hay 2000). Bei einem totalen Ausfall der Gammaridenpopulation hätte dies zu Folge, dass die Isopodenpopulationen unkontrolliert ansteigen würden und somit das Seegrass nachhaltig schädigen könnten, da der intraspezifische Druck wie in den Mesokosmen- und den Wachstumsversuchen beschrieben wurde, bei diesen Crustaceen in beiden Systemen sehr gering ist und erst bei starker Nahrungslimitation auftritt. Der Wegfall von Gammariden und Isopoden, wie er z.B. beim selektiven Wegfraß durch Fische (Bobsien 2006) entstehen kann, würde

Auswirkungen auf die Gastropoden haben. Das wiederum könnte das Makrophytenwachstum indirekt beeinflussen (Neckles et al. 1993, Sand-Jensen & Borum 1991, Sand-Jensen 1977). Die Bedeutung der Makrophytenbestände und ihrer assoziierten Fauna für den Menschen ist unumstritten. Viele der Invertebratenarten in diesen Habitaten dienen als Nahrung für Fische, die der Mensch nutzt (z.B. Dahl 1998) und deren Bedeutung für die Menschheit als tierische Proteinquelle mit zunehmender Bevölkerungsdichte wächst (FAO 2006, 2007). Durch die Zerstörung der Lebensräume der Invertebraten bzw. durch die Störung des Gleichgewichts in diesen Lebensräumen sowie das Einwandern neuer Arten in diese Lebensräume, könnten nicht nur die Abundanzen der ursprünglichen Arten (Wilson et al. 2004), sondern auch die Bestände der Fische gestört werden (Bobsien 2006). Das Verständnis der allgemeinen Zusammenhänge in den Nahrungsnetzen der Makrophyten ist elementar, um mögliche Auswirkungen auf das gesamte System, wie sie z.B. die globale Erwärmung mit sich bringen könnte, zu verstehen.



Literaturliste

- Aberle-Malzahn N** (2004): The microphytobenthos and its role in aquatic food webs. Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 150 Seiten.
- Adams MS** (1976): The ecology of eelgrass *Zostera marina* (L.) fish communities. 1. Structural analysis. *J Exp Mar Biol Ecol* 22: 291-293.
- Aioi K** (1980): Seasonal change in the standing crop of eelgrass (*Zostera marina*) in Odawa Bay, central Japan. *Aquat Bot* 8: 343-354.
- Anders K & Möller H** (1983): Seasonal fluctuations in macrobenthic fauna of the *Fucus* belt in Kiel Fjord (western Baltic Sea). *Helgol Meeresunters* 36: 277-283.
- Anger KE & Spivak LT** (1998): Effects of reduced salinities on development and bioenergetics of early larval shore crab, *Carcinus maenas*. *J Exp Mar Biol Ecol* 220 (2): 287-304.
- Anwand K** (1996): Dualismus von *Orconectes limosus* (Raf.) (Crustacea) und *Dreissena polymorpha* Pallas (Mollusca). *Limnologica* 26 (4): 423-426.
- Anwand K & Valentin M** (1996): Über die Ernährung von *Orconectes limosus* (Raf.), (Crustacea). *Limnologica* 26 (1): 83-91.
- Arrontes J** (1990): Diet, food preference and digestive efficiency in intertidal isopods inhabiting macroalgae. *J Exp Mar Biol Ecol* 139 (1): 231-249.
- Baden SP & Boström C** (2001): The leaf canopy of seagrass beds: Faunal community structure and function in a salinity gradient along the Swedish coast. *Ecol Stud* 151: 213-236.
- Baden SP & Pihl L** (1984): Abundance, biomass and production of mobile epibenthic fauna in *Zostera marina* (L.) meadows, western Sweden. *Ophelia* 23: 65-90.
- Bärlocher F** (1998): Statistical analysis of feeding experiments: a resampling approach. *J App Stat Reason*:
<http://www.concentric.net/~jasrstat/jasr.html> Jan. 1998.
- Begon M, Harper JL & Townsend CR** (1998): Ökologie. Individuen – Populationen – Lebensgemeinschaften. Birkhäuser Verlag, Basel. 1024 Seiten.

- Belovsky GE** (1984): Herbivore optimal foraging: a comparative test of three models. *Am Nat* 124: 97-115.
- Bengtsson G** (1982): Energetic costs of amino acids exudation in the interaction between the predator *Gammarus pulex* L. and the prey *Asellus aquaticus* L. *J Chem Ecol* 8: 1271-1281.
- Bernays EA & Minkenberg OPJM** (1997): Insect herbivores: different reasons for being a generalist. *Ecology* 78: 1157-1169.
- Berg CO** (1949): Limnological relations of insects to plants of the genus *Potamogeton*. *Trans Am Microsc Soc* 68: 279-291.
- Bjorndal KA** (1991): Diet mixing: nonadditive interactions of diet items in an omnivorous freshwater turtle. *Ecology* 72: 1234-1241.
- Blockwell SJ, Taylor EJ, Jones I & Pascoe D** (1998): The influence of fresh water pollutants and interaction with *Asellus aquaticus* (L.) on the feeding activity of *Gammarus pulex* (L.). *Arch Environ Contam Toxicol* 34: 41-47.
- Bobsien IC** (2006): The role of small fish species in eelgrass food webs of the Baltic Sea. Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 182 Seiten.
- Bolser RC, Hay ME, Lindquist N, Fenical W & Wilson D** (1998): Chemical defenses of freshwater macrophytes against Crayfish herbivory. *J Chem Ecol* 24: 1639 - 1658
- Borowitzka MA, Lethbridge RC & Charlton L** (1990): Species richness, spatial distribution and colonisation pattern of algal and invertebrate epiphytes on the seagrass *Amphibolis griffithii*. *Mar Ecol Prog Ser* 64: 281-291.
- Boström C** (2001): Ecology of seagrass meadows in the Baltic Sea. Dissertation, Department of Biology, Environmental and Marine Biology, Åbo Akademi University, 47 Seiten.
- Boström C & Bonsdorff E** (1997): Community structure and spatial variation on benthic invertebrates associated with *Zostera marina* (L.) beds in the northern Baltic Sea. *J Sea Res* 37: 153-166.
- Boström C & Mattila J** (1999): The relative importance of food and shelter for seagrass-associated invertebrates: a latitudinal comparison of habitat choice by isopod grazers. *Oecologia* 120 (1): 162-170.

- Boström C, Bonsdorff E, Kangas P & Norkko A** (2002): Long-term changes of brackish-water eelgrass (*Zostera marina* L.) community indicate effects of coastal eutrophication. *Estuar Coast Shelf Sci* 55: 795-804.
- Brawley SH** (1992): Mesoherbivores. In: John DM, Hawkins SJ & Price JH (Hrsg): *Plant-animal interactions in the marine benthos*. Systematics Association Special 46: Seiten 235-263.
- Brawley SH & Adey WH** (1981): The effect of micrograzers on algal community structure in a coral reef microcosm. *Mar Biol* 61: 167-177.
- Brendelberger H** (1995 a): Dietary preference of three freshwater gastropods for eight natural foods of different energetic content. *Malacologia* 36: 147-153.
- Brendelberger H** (1995 b): Growth of juvenile *Bithynia tentaculata* (Prosobranchia, Bithyniidae) under different food regimes: A long-term laboratory study. *J Moll Stud* 61: 89-95.
- Brendelberger H** (1997 a): Coprophagy: a supplementary food source for two freshwater gastropods? *Freshw Biol* 38: 145-157.
- Brendelberger H** (1997 b): Contrasting feeding strategies of two freshwater gastropods *Radix peregra* (Lymnaeidae) and *Bithynia tentaculata* (Bithyniidae). *Arch Hydrobiol* 140: 1-21.
- Brönmark C** (1985): Interactions between macrophytes, epiphytes and herbivores: An experimental approach. *Oikos* 45: 26-30.
- Bulthuis DA** (1987): Effect of temperature on photosynthesis and growth of seagrasses. *Aquat Bot* 27: 27-40.
- Byers JE** (2002): Physical habitat attribute mediates biotic resistance to non-indigenous species invasion. *Oecol* 130: 146-156.
- Byron CJ & Wilson KA** (2001): Rusty crayfish (*Orconectes rusticus*) movement within and between habitats in Trout Lake, Vilas County, Wisconsin. *J N Am Benth Soc* 20 (4): 606-614.
- Calow P** (1981): Adaptational aspects of growth and reproduction in *Lymnaea peregra* (Gastropoda: Pulmonata) from exposed and sheltered aquatic habitats. *Malacologia* 21: 5-13.
- Carpenter SR & Lodge DM** (1986): Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquat Bot* 26: 341-360.

- Cebrián J, Duarte CM, Agawin NSR & Merino M** (1998): Leaf growth response to simulated herbivory: a comparison among seagrass species. *J Exp Mar Biol Ecol* 220: 67-81.
- Chambers PA & Kalff J** (1985): Depth distribution and biomass of submersed aquatic macrophytes communities in relation to Secchi depth. *Can J Fish Aquat Sci* 42: 701-709.
- Chambers PA, Hanson JM, Burke JM & Prepas EE** (1990): The impact of the crayfish *Orconectes virilis* on aquatic macrophytes. *Freshw Biol* 24: 81-91.
- Chilton EW** (1990): Macroinvertebrate communities associated with three aquatic macrophytes in Lake Onalaska, Wisconsin. *J Freshw Ecol* 5: 455-466.
- Cohen AN, Carlton JT & Fountain MC** (1995): Introduction, dispersal and potential impacts of the green crab *Carcinus maenas* in San Francisco Bay, California. *Mar Ecol* 122 (1): 225-237.
- Coops H, van Nes EH, van den Berg MS & Butijn GD** (2002): Promoting low-canopy macrophytes to compromise conservation and recreational navigation in a shallow lake. *Aquat Ecol* 36 (4): 483-492.
- Costantini ML & Rossi L** (1995): Role of fungal patchiness on vegetal detritus in the trophic interactions between two brackish detritivores, *Idotea baltica* and *Gammarus insensibilis*. *Hydrobiol* 316: 117-126.
- Crawly MJ** (1983): *Herbivory: The dynamics of animal-plant interactions*. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 437 Seiten.
- Creed RP Jr** (1994): Direct and indirect effects of crayfish grazing in a stream community. *Ecology* 75: 2091-2103.
- Cronin G** (1998): Influence of macrophyte structure, nutritive value, and chemistry on the feeding choices of a generalist crayfish. *Ecol Stud* 131: 307-317.
- Cronin G & Hay ME** (1996): Within-plant variation in seaweed palatability and chemical defenses: optimal defense theory versus the growth-differentiation balance hypothesis. *Oecologia* 105: 361-368.
- Cronin G, Lodge DM, Hay ME, Miller M, Hill AM, Horvath T, Bolser RC, Linqvist N & Wahl M** (2002): Crayfish feeding preferences for freshwater macrophytes: the influence of plant structure and chemistry. *J Crustacean Biol* 22: 708-718.

- Cunha MR & Moreira MH** (1995): Macrobenthos of *Potamogeton* and *Myriophyllum* beds in the upper reaches of Chanal de Mira (Ria de Aveiro, NW Portugal): community structure and environmental factors. *Netherl J Aquat Ecol* 29 (3-4): 377-390.
- Cruz-Rivera E & Hay ME** (1998): Can quantity replace quality? Food choice, compensatory feeding, and fitness of marine mesograzers. *Ecology* 81: 201-219.
- Cruz-Rivera E & Hay ME** (2000): The effects of diet mixing on consumer fitness: macroalgae, epiphytes, and animal matter as food for marine amphipods. *Oecologia* 123: 252-264.
- Dahl J** (1998): The impact of vertebrate and invertebrate predators on a stream benthic community. *Oecol* 117: 217-226.
- Dean RL & Connell JH** (1969): Marine invertebrates in algal succession. III Mechanisms linking habitat complexity with diversity. *J Exp Mar Biol Ecol* 109: 249-273.
- Dearing MD & Schall JJ** (1992): Testing models of optimal diet assembly by the generalist herbivorous lizard *Cnemidophorus murinus*. *Ecology* 73: 845-858.
- Den Hartog C** (1970 a): The sea-grasses of the world. North-Holland Publishing Company, Amsterdam, 275 Seiten.
- Den Hartog C** (1970 b): Origin, evolution and geographical distribution of the sea-grasses. *Verh K Ned Akad Wet Nat* 559: 12-38.
- Denton AB & Chapman ARO** (1991): Feeding preferences of gammarid amphipods among four species of *Fucus*. *Mar Biol* 109: 503 – 506.
- Dick JTA** (1996): Post-invasion amphipod communities of Lough Neagh, Northern Ireland: influences of habitat selection and mutual predation. *J Anim Ecol* 65: 756-767.
- Dick JTA & Platvoet D** (2000): Invading predatory crustacean *Dikerogammarus villosus* eliminates both native and exotic species. *Proc R Soc Lond B* 267: 997-983.
- Dick JTA, Platvoet D & Kelly DW** (2002): Predatory impact of freshwater invader, *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda). *Can J Fish Aquat Sci* 59: 1048-1078.

- Dorn NJ & Mittelbach GG** (2004): Effects of a native crayfish (*Orconectes virilis*) on the reproductive success and nesting behavior of sunfish (*Lepomis* spp.). *Can J Fish Aquat Sci* 61: 2135-2143.
- Dries M & Adelung D** (1976): Neue Ergebnisse über die Aufzucht von *Carcinus maenas* im Laboratorium. *Mar Biol* 38 (1): 17-24.
- Duffy JE** (1990): Amphipods on seaweeds: partners or pests? *Oecologia* 83: 267-276.
- Duffy JE & Harvilicz AM** (2001): Species-specific impacts of grazing amphipods in an eelgrass-bed community. *J Exp Mar Biol Ecol* 223: 201-211.
- Duffy JE & Hay ME** (1994): Herbivore resistance to seaweed chemical defense: the roles of mobility and predation risk. *Ecology* 75: 1304-1319.
- Duffy JE & Hay ME** (2000): Strong impacts of grazing amphipods on the organization of a benthic community. *Ecol Monogr* 70: 237-263.
- Duffy JE, MacDonald KS, Rhode JM & Parker JD** (2001): Grazer diversity, functional redundancy, and productivity in seagrass beds: an experimental test. *Ecology* 82 (9): 2417-2434.
- Duffy JE, Richardson JP & Canuel EA** (2003): Grazer diversity effects on ecosystem functioning in seagrass beds. *Ecol Lett* 6: 637-645.
- Edgar GJ** (1996): The distribution and diets of crabs associated with seagrass and unvegetated habitats in western Port, Southeastern Australia. **In:** Kuo J, Phillips RC, Walker DI & Kirkman H: *Seagrass Biology. Proceedings of an International Workshop, Rottnest Island, Western Australia*: Seiten 225-232.
- Edwards RL** (1958): Movements of individual members in a population of the shore crab, *Carcinus maenas* L., in the littoral Zone. *J Anim Ecol* 27: 37-45.
- Ekendahl A** (1998): Colour polymorphic prey (*Littorina saxatilis* Olivi) and predatory effects of a crab population (*Carcinus maenas* L.). *J Exp Mar Biol Ecol* 222 (1-2): 239-246.
- Elnor RW** (1978): The mechanics of predation by the shore crab, *Carcinus maenas* (L.), and the edible mussel, *Mytilus edulis* L. *Oecologia* 36: 333-344.

- Enderlein P** (1996): Der Einfluß des Aufwuchses auf *Mytilus edulis* auf die Prädation durch *Carcinus maenas*. Diplomarbeit, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 62 Seiten.
- Enderlein P** (2000): Direkte und indirekte Wechselwirkungen zwischen Konsumenten, Beute und deren Aufwuchs in *Mytilus*-Gemeinschaften der westlichen Ostsee. Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 124 Seiten.
- Evans-White MA & Lamberti GA** (2005): Grazer species effects on epilithon nutrient composition. *Freshw Biol* 50: 1853-1863.
- FAO** (2006): State of world aquaculture 2006. FAO Fish Tech Pap No. 500. Rom, 134 Seiten.
- FAO** (2007): The state of the world fisheries and aquaculture – 2006. Rom, 180 Seiten
- Feldner J** (1976): Ökologische und produktionsbiologische Untersuchung am Seegrass *Zostera marina* L. in der Kieler Bucht (westliche Ostsee). Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 175 Seiten.
- Feminella JW & Resh VH** (1986): Effects of crayfish grazing on mosquito habitat at Coyote Hills marsh. *Proc Calif Mosquito Vect Contr Ass* 54: 101-104.
- Fenske C** (1997): The importance of intraspecific competition in a *Littorina littorea* population in the Wadden Sea. *Hydrobiol* 355: 29-39.
- Fink P & Von Elert E** (2006): Physiological responses to stoichiometric constraints: nutrient limitation and compensatory feeding in a freshwater snail. *Oikos* 115: 484-494.
- Finke DL & Denno RF** (2002): Intraguild predation diminished in complex-structured vegetation: implications for prey suppression. *Ecology* 83 (3): 643-652.
- Fley SH** (1992): Mesoherbivores. In: John DM, Hawkins SJ, Price JH (Hrsg): *Plant-animal interactions in the marine benthos*. Clarendon Press, Oxford: Seiten 253-263.
- Fong, CW, Lee SY & Wu RSS** (2000): The effects of epiphytic algae and their grazers on the intertidal seagrass *Zostera japonica*. *Aquat Bot* 67: 251-261.

- Franke HD & Janke M** (1998): Mechanisms and consequences of intra- and interspecific interference competition in *Idotea baltica* (Pallas) and *Idotea emarginata* (Fabricius) (Crustacea: Isopoda): A laboratory study of possible proximate causes of habitat segregation. *J Exp Mar Biol Ecol* 227: 1-21.
- Frost PC, Elser JJ & Turner MA** (2002): Effects of caddisfly grazers on the elementary composition of epilithon in a boreal lake. *J N Am Benth Soc* 21: 54-63.
- Garces CA & Avault JW Jr** (1985): Evaluation of rice (*Orza sativa*), volunteer vegetation, and alligatorweed (*Alternanthera phyloxeroides*) in various combinations as crayfish (*Procambarus clarkii*) forages. *Aquaculture* 44: 177-186.
- Gerrish N & Bristow JM** (1979): Macroinvertebrate associations with aquatic macrophytes and artificial substrates. *J Great Lakes Res* 5: 69-71.
- Gohse S** (1999): Interaktionen zwischen filamentösen Strukturen und Amphipoden (Crustacea). Diplomarbeit, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 76 Seiten.
- Grabowski JH** (2004): Habitat complexity disrupts predator-prey interactions but not the trophic cascade on oyster reefs. *Ecology* 85 (4): 995-1004.
- Graça MAS, Maltby L & Calow P** (1993 a): Importance of fungi in the diet of *Gammarus pulex* and *Asellus aquaticus* I: Feeding strategies. *Oecologia* 93: 139-144.
- Graça MAS, Maltby L & Calow P** (1993 b): Importance of fungi in the diet of *Gammarus pulex* and *Asellus aquaticus* II: Effects on growth, reproduction and physiology. *Oecologia* 96: 304-309.
- Graça MAS, Maltby L & Calow P** (1994 a): Comparative ecology of *Gammarus pulex* (L.) and *Asellus aquaticus* (L.) I: Population dynamics and microdistribution. *Hydrobiol* 281: 155-162.
- Graça MAS, Maltby L & Calow P** (1994 b): Comparative ecology of *Gammarus pulex* (L.) and *Asellus aquaticus* (L.) II: Fungal preferences. *Hydrobiol* 281: 163-170.
- Graça MAS, Cressa C, Gessner O, Feio MJ, Callies KA & Barrios C** (2001): Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropic streams. *Freshw Biol* 46: 947-957.

- Gründel ER** (1980): Ökosystem Seegraswiese, qualitative und quantitative Untersuchungen über die Struktur und Funktion einer *Zostera*-Wiese vor Surendorf (Kieler Bucht, Westliche Ostsee). Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 226 Seiten.
- Gulati RD & DeMott WR** (1997): The role of food quality for zooplankton: remarks on the state-of-the-art, perspectives and priorities. *Freshw Biol* 38: 753-768.
- Gutierrez-Yurrita PJ, Sancho G, Bravo MA, Baltanas A & Montes C** (1998): Diet of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in natural ecosystems of the Donana National Park temporary freshwater marsh (Spain). *J Crust Biol* 18: 120-127.
- Hagerthey SE, Defew EC & Paterson DM** (2002): Influence of *Corophium voluntator* and *Hydrobia ulvae* on intertidal benthic diatom assemblages under different nutrient and temperature regimes. *Mar Ecol Prog Ser* 245: 47-59.
- Haller WT, Sutton DL & Barlowe WC** (1974): Effects of salinity on growth of several aquatic macrophytes. *Ecology* 55: 891-894.
- Hanson JM, Chambers PA & Prepas EE** (1990): Selective foraging by the crayfish *Orconectis virilis* and its impact on benthic macroinvertebrates. *Freshw Biol* 24: 69-80.
- Harms J, Meyer-Harms B, Dawir RR & Anger K** (1994): Growth and physiology of *Carcinus maenas* (Decapoda, Portunidae) larvae in the field and in laboratory experiments. *Mar Ecol Prog Ser* 108: 107-118.
- Heck KL Jr & Crowder LB** (1991): Habitat structure and predatory interactions in vegetated aquatic systems. In: Bell SS, McCoy ED & Mushinsky HR (Hrsg): *Habitat structure: The physical arrangement of objects in space*. Chapman & Hall, London: Seiten 281-299.
- Heck KL Jr & Thoman TA** (1984): The nursery role of seagrass meadows in the upper and lower reaches of the Chesapeake Bay. *Estuar* 7 (1): 70-92.
- Heck KL Jr, Pennock JR, Valentine JF, Coen LD & Sklenar SA** (2000): Effects of nutrient enrichment and small predator density on seagrass ecosystems: an experimental assessment. *J Limnol Oceanogr* 45 (5): 1041-1057.

- Hedvall O, Monksnes PO & Phil P** (1998): Active habitat selection by megalopae and juvenile shore crabs *Carcinus maenas*: a laboratory study in an annular flume. *Hydrobiol* 375-376: 89-100.
- Hemminga MA & Duarte CM** (2000): *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press. 298 Seiten.
- Hill AM, Sinars DM & Lodge DM** (1993): Invasion of an occupied niche by the crayfish *Orconectes rusticus*: potential importance of growth and mortality. *Oecologia* 94: 303-306.
- Hobbs HH III** (1993): Trophic relationships of North American freshwater crayfishes and shrimps. *Milwaukee Publ Mus, Contr Biol Geol* 85: 1-110.
- Huner JV & Barr JE** (1984): *Red Swamp Crawfish: Biology and exploitation*, Louisiana Sea Grant Program, Louisiana State University, Baton Rouge, 184 Seiten.
- Hunt OD** (1925): The food of the bottom fauna of the Plymouth fishing grounds. *J Mar Biol Ass UK* 13: 560-599.
- Hunter RD** (1975): Growth, fecundity, and biogenetics in three populations of *Lymnaea palustris* in Upstate New York. *Ecology* 56: 50-63.
- Hupfer P** (1981): *Die Ostsee – kleines Meer mit großen Problemen*. Teubner BG Verlagsgesellschaft, Leipzig, 152 Seiten.
- Ilheu M & Bernardo JM** (1993): Experimental evaluation of food preference of red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*: vegetal versus animal. *Freshw Crayfish* 9: 359-364.
- Jackson JBC, Kirby MX, Berger WH, Bjorndal KA, Botsford LW, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke R, Erlandson J, Ester JA, Hughes TP, Kidwell S, Lange CB, Lenihan HS, Pandolfi JM, Peterson CH, Steneck RS, Tegner MJ & Warner RR** (2001): Historical overfishing and recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293 (5530): 629-637.
- Jacobsen D & Sand-Jensen K** (1994): Invertebrate herbivory on the submerged macrophyte *Potamogeton perfoliatus* in a danish stream. *Freshw Biol* 31: 43-52.
- Janke W** (1996): Lebensraum Ostsee: Eustasie und Isostasie und ihre Auswirkungen auf den Meeresspiegel. In: Warnsignale aus der Ostsee. Lozán JL, Lampe R, Matthäus W, Rachor E, Rumohr H & von Westernhagen H (Hrsg.). Parey Buchverlag, Berlin. 385 Seiten.

- Jaschinski S** (2006): The effects of mesograzers in eelgrass communities. Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 150 Seiten.
- Jaschinski S, Aberle-Malzahn N, Gohse-Reimann SS, Brendelberger H, Wiltshire KH & Sommer U**: Grazer diversity effects in an eelgrass-epiphyte-microphytobenthos system. Eingereicht bei *Oecologia* 2006, 28 Seiten.
- Jensen TK & Jensen JN** (1985): The importance of some epibenthic predators on the density of juvenile benthic macrofauna in the Danish Wadden Sea. *J Exp Mar Biol Ecol* 89: 157-174.
- Jeppesen E, Søndergaard MA, Søndergaard MO & Christoffersen K** (1998): The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Ecological Series Band 131, Springer-Verlag, New York. 423 Seiten.
- Jernakoff P & Nielsen J** (1997): The relative importance of amphipod and gastropod grazers in *Posidonia sinuosa* meadows. *Aquat Bot* 56: 183-202.
- Jernakoff P, Brearley A & Nielsen J** (1996): Factors affecting grazer-epiphyte interactions in temperate seagrass meadows. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 34: 109-162.
- Jonas JL, Claramunt RM, Fitzsimons JD, Marsden JE & Ellrott BJ** (2005): Estimates of egg deposition and effects of lake trout (*Salvelinus namaycush*) egg predators in three regions of the Great Lakes. *Can J Fish Aquat Sci* 62 (10): 2254-2264.
- Jones DJ** (1973): Variation in the trophic structure and species composition of some invertebrate communities in polluted kelp forests in the North Sea. *Mar Biol* 20: 351-365.
- Jormalainen V & Tuomi J** (1989): Reproductive ecology of the isopod *Idotea baltica* (Pallas) in the northern Baltic. *Ophelia* 30: 213-223.
- Jupp BP & Spence DHN** (1977): Limitations of macrophytes in a eutrophic lake, Loch Leven. II. Wave action, sediments and waterfowl grazing. *J Ecol* 65: 431-446.
- Karez R, Engelbert S & Sommer U** (2000): 'Co-consumption' and 'protective coating': two new proposed effects of epiphytes on their macroalgal host in mesograzer-epiphyte-host interactions. *Mar Ecol Prog Ser* 205: 85-93.

- Kelly DW, Dick JTA & Montgomery WI** (2002 a): The functional role of *Gammarus* (Crustacea, Amphipoda): shredders, predators, or both? *Hydrobiol* 485: 199-203.
- Kelly DW, Dick JTA & Montgomery WI** (2002 b): Predation on mayfly nymph, *Baetis rhodani*, by native and introduced *Gammarus* spp. (Amphipoda): direct effects and the facilitation of predation by salomonids. *Freshw Biol* 47: 1257-1268.
- Kemp WM, Lewis MR & Jones T** (1986): Comparisons of methods for measuring production by the submersed macrophyte, *Potamogeton perfoliatus* L. *J Limnol Oceanogr* 31: 1322-1344.
- King FH** (1883): The food of the crayfish. *Am Nat* 17: 980-981.
- Kitting CL** (1980): Herbivore-plant interactions of individual limpets maintaining a mixed diet of intertidal marine algae. *Ecol Monogr* 50: 527-550.
- Knecht A & Walter JE** (1977): Vergleichende Untersuchungen der Diäten von *Lymnaea auricularia* und *L. pergreia* (Gastropoda: Basomatophora) im Zürichsee. *Aquat Sci Res Acr Bound* 39: 299-305.
- Korzun VI, Sokolov AA & Budyko MI** (1974): Atlas der Weltwasserbilanz (russisch). Moskau, Leningrad
- Kotta J, Paalme T, Martin G & Mäkinen A** (2000): Major changes in macroalgae community composition affect the food and habitat preference of *Idotea baltica*. *Internat Rev Hydrobiol* 85: 697-705.
- Kraemer GP & Alberte RS** (1993): Age-related patterns of metabolism and biomass in subterranean tissues of *Zostera marina* (eelgrass). *Mar Ecol Prog Ser* 95: 193-203.
- Krull JN** (1970): Aquatic plant-macroinvertebrate associations and waterfowl. *J Wildl Manag* 34: 707-718.
- Lam PKS & Calow P** (1990): Interpopulation variation in juvenile survival and growth rates of *Lymnaea peregra* (Gastropoda: Pulmonata): Temperature at recruitment as a selection pressure? *J Moll Stud* 56: 17-23.
- Lass HU & Magaard L** (1995): Wasserschwankungen und Seegang. In: Rheinheimer G (Hrsg): *Meereskunde der Ostsee*. 2. Aufl., Springer-Verlag: Seiten 68-74.

- Lee CG, Kim SK & Laa CY** (1994): Rapid growth of *Lymnaea virilis*, the intermediate host of *Fasciola hepatica*, under laboratory conditions. *Vet Parasitol* 51: 327-331.
- Lehmann A, Jaquet JM & Lachavanne JB** (1994): Contribution of GIS to submerged macrophyte biomass estimation and community structure modeling, Lake Geneva, Switzerland. *Aquat Bot* 47: 99-117.
- Lehmann A, Jaquet JM & Lachavanne JB** (1997): A GIS approach of aquatic plant spatial heterogeneity in relation to sediment and depth gradients, Lake Geneva, Switzerland. *Aquat Bot* 58 (3): 347-361.
- Levin DA** (1976): The chemical defenses of plants to pathogens and herbivores. *Ann Rev Ecol Syst* 7: 121-159.
- Livingston RJ** (1982): Trophic organization of fishes in a coastal seagrass system. *Mar Ecol Prog Ser* 7 (1): 1-12.
- Lodge DM** (1991) Herbivory on freshwater macrophytes. *Aquat Bot* 41: 195-224.
- Lodge DM & Lorman JG** (1987): Reductions in submerged macrophyte biomass and species richness by the crayfish *Orconectes rusticus*. *Can J Fish Aquat Sci* 44: 591-597.
- Lodge DM, Cronin G, Van Donk E & Froelich A** (1998): Impact of herbivory on plant standing crop: comparisons among biomass, between vascular and nonvascular plants, among freshwater herbivore taxa. Jeppesen E, Søndergaard M, Søndergaard M & Christoffersen K (Hrsg): *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Springer-Verlag, New York: Seiten 149-174.
- Lodge DM, Kershner MW, Aloï JE & Covich AP** (1994): Effects of an omnivorous crayfish (*Orconectes rusticus*) on a freshwater littoral food web. *Ecology* 75: 1265-1281.
- Love J & Savino JF** (1993): Crayfish (*Orconectes virilis*) predation on Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*). *J Freshw Ecol* 8: 253-259.
- Lozán JL** (2000): On the threat to the European crayfish: a contribution with the study of the activity behaviour of four crayfish species (Decapoda: Astacidae). *Limnologica* 30: 156-161.
- MacIsaac HJ** (1994): Size-selective predation on zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) by crayfish (*Orconectes propinquus*). *J N Am Benthol Soc* 13 (2): 206-216.

- MacNeil C, Prenter J, Briffa M, Fielding NJ, Dick JT, Riddell GE, Hatcher MJ & Dunn AM** (2004): The replacement of a native freshwater amphipod by an invader: roles for environmental degradation and intraguild predation. *Can J Fish Aquat Sci* 61: 1627-1635.
- Mancinelli G & Rossi L** (2001): Indirect, size-dependent effects of crustacean mesograzers on the Rhodophyta *Gracilaria verrucosa* (Hudson) Papenfuss: evidence from a short-term study in the Lesina Lagoon (Italy). *Mar Biol* 138: 1163-1173.
- Mann KH** (1973): Seaweeds: Their productivity and strategy for growth. *Science* 182: 975-981.
- Mann KH** (1988): Production and use of detritus in various freshwater, estuarine, and coastal marine ecosystems. *J Limnol Oceanogr* 33: 910-930.
- Marcus JH, Sutcliffe DW & Willoughby LG** (1978): Feeding and growth of *Asellus aquaticus* (Isopoda) on food items from the littoral of Windermere, including green leaves of *Elodea canadensis*. *Freshw Biol* 8: 505-519.
- Marsh GA** (1973): The *Zostera* epifaunal community in the York River, Virginia. *Chesapeake Sci* 14: 87-97.
- Martin MM** (1987): Invertebrate-microbial interactions: ingested fungal enzymes in arthropod biology. Cornell University Press, Ithaca, New York, 148 Seiten.
- Mattila J** (1995): Does habitat complexity give refuge against fish predation? Some evidence from two field experiments. In: Eleftheriou A, Ansell AD & Smith CJ (Hrsg): *Biology and Ecology of Shallow Coastal Waters*. Olsen and Olsen, Fredensborg: Seiten 253-259.
- Mattson WJ Jr** (1980): Herbivory in relation to plant nitrogen content. *Ann Rev Ecol Syst* 11: 119-161.
- McCann KA, Hastings A & Huxek GR** (1998): Weak trophic interactions and the balance of nature. *Nature* 395: 794-798.
- McGaha YJ** (1952): The limnological relations of insects to certain aquatic flowering plants. *Trans Am Microsc Soc* 71: 355-381.
- McRoy CP & Helfferich C** (Hrsg) (1977): *Seagrass Ecosystems: A scientific perspective*. Marcel Dekker, Inc. New York. 314 Seiten.

- Menge B** (1976): Organization of the New England rocky intertidal community: role of predation, competition, and environmental heterogeneity. *Ecol Monogr* 46: 355-393.
- Meuche A** (1939): Die Fauna im Algenbewuchs. Nach Untersuchungen im Litoral ostholsteinischer Seen. *Arch Hydrobiol* 34: 349-520.
- Mews M** (2002): Ernährungsökologische Parameter ausgewählter Asseln und Gammariden: in marin-limnischer Vergleich. Diplomarbeit, Zoologisches Institut der Christian-Albrechts-Universität Kiel, 90 Seiten.
- Moksnes PO** (2004): Interference competition for space in nursery habitats: density-dependent effects on growth and dispersal in juvenile shore crabs *Carcinus meanas*. *Mar Ecol Prog Ser* 281: 181-191
- Momot WT, Gowing H & Jones PD** (1978): The dynamics of crayfish and their role in the ecosystems. *Am Midl Nat* 99: 10-35.
- Moore KA, Wilcox DJ & Orth RJ** (2000): Analysis of the abundance of submerged aquatic vegetation communities in the Chesapeake Bay. *Estuaries* 23 (1): 115-127.
- Müller-Liebenau I** (1955): Die Besiedlung der *Potamogeton*-Zone ostholsteinischer Seen. Dissertation Max-Planck-Gesellschaft Plön, 211 Seiten.
- Murphy ML, Johnson SW & Csepp DJ** (2000): A comparison of fish assemblages in eelgrass and adjacent subtidal habitats near Craig, Alaska. *Alaska Fish Res Bull* 7: 11-21.
- Muskó IB & Bakó B** (2005): The density and biomass of *Dreissena polymorpha* living on submerged macrophytes in Lake Balaton (Hungary). *Arch Hydrobiol* 162 (2): 299-251.
- Neckles HA, Wetzel RL & Orth RJ** (1993): Relative effects of nutrient enrichment and grazing on epiphyte-macrophyte (*Zostera marina* L.) dynamics. *Oecologia* 93: 285-295.
- Nelson JW, Kadlec JA & Murkin HR** (1990): responses by macroinvertebrates to cattle litter quality and timing of litter submergence in a northern prairie marsh. *Wetlands* 10: 47-60.
- Newman RM** (1991): Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. *J N Am Benthol Soc* 10: 89-114.

- Niedermeyer R-O** (1996): Lebensraum Ostsee: Geologische Entwicklung, Meeresboden-Relief und Sedimente. In: Warnsignale aus der Ostsee. Lozán JL, Lampe R, Matthäus W, Rachor E, Rumohr H & von Westernhagen H (Hrsg.). Parey Buchverlag, Berlin. 385 Seiten.
- Norton AP, English-Loeb G & Belden E** (2001): Host plant manipulation of natural enemies: leaf domatia protect beneficial mites from insect predators. *Oecologia* 126: 535-542.
- Odum EP** (1971): Fundamentals of ecology. Saunders, Philadelphia, 280 Seiten.
- Olesen B & Sand-Jensen K** (1994): Biomass-density patterns in the temperate seagrass *Zostera marina*. *Mar Ecol Prog Ser* 109: 283-291.
- Olson EJ, Engstrom ES, Doeringsfeld MR & Belling R** (1999): The abundance and distribution of macroinvertebrates in relation to macrophyte communities in Saw Lake, Nicollet County, MN. *Conserv Biol Res Grants Progr*, 170 Seiten.
- Orth RJ** (1973): Benthic infauna of eelgrass, *Zostera marina*, beds. *Chesapeake Sci* 14: 258-269.
- Orth RJ** (1977): The importance of sediment stability in seagrass communities. In: Coull BC (Hrsg): *Ecology of Marine Benthos*. Univ. South Carolina Press, Columbia, Seiten 281-300.
- Orth RJ & Moore KA** (1984): Distribution and abundance of submerged aquatic vegetation in Chesapeake Bay: an historical perspective. *Estuaries* 7: 531-540.
- Orth RJ, Heck KL & Van Montfrans J** (1984): Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. *Estuaries* 7 (4A): 339-350.
- Otto C** (1998 a): Factors affecting the disjunct distribution of amphipods along a North Swedish river. *Oikos* 83: 21-28.
- Otto CJ** (1998 b): Seenmonitoring. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, unveröffentlichtes Gutachten, Kiel, 48 Seiten.
- Ozimek T, Prejs A & Prejs K** (1976): Biomass and distribution of underground parts of *Potamogeton perfoliatus* L. and *P. lucens* in Mikolajskie Lake, Poland. *Aquat Bot* 2: 309-316.

- Pavia H, Carr H & Åberg P** (1999): Habitat and feeding preferences of Crustacea mesoherbivores inhabiting the brown seaweed *Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jol. and its epiphytic macroalgae. *J Exp Mar Biol Ecol* 236: 15-32.
- Peterson CH & Renaud PE** (1989): Analysis of feeding preference experiments. *Oecologia* 80: 82-86.
- Phillips RC & McRoy CP** (Hrsg) (1980): Handbook of Seagrass Biology: Ecosystem Perspective. Garland STPM Press New York, 353 Seiten.
- Piesik Z** (1974): The role of the crayfish *Orconectes limosus* (Raf.) in extinction of *Dreissena polymorpha* (Pallas) subsisting on steelon net. *Pol Arch Hydrobiol* 21: 401-410.
- Polis GA, Sears ALW, Huxel GR, Strong DR & Maaron J** (2000): When is a trophic cascade a trophic cascade? *Trends Ecol Evol* 15: 473-475.
- Pontin AJ** (1982): Competition and coexistence of species. Pitman, London, 102 Seiten.
- Prins R** (1968): Comparative ecology of the crayfishes, *Orconectes rusticus* and *Cambarus tenebrosus* in Doe Run, Maede Country, Kentucky. *Int Rev Ges Hydrobiol* 53: 667-714.
- Pursiainen M, Jarvenpaa T & Westman K** (1983): A comparative study on the production of crayfish (*Astacus astacus* L.) juveniles in natural food ponds and by feeding in plastic basins. *Freshw Crayfish* 5: 392-402.
- Rasmussen E** (1977): The waisting disease of eelgrass (*Zostera marina*) and its effects on the environmental factors and fauna. **In:** McRoy CP & Helfferich C (Hrsg): *Seagrass ecosystems: A scientific perspective*. Marcel Dekker, Inc. New York: Seiten 1-51.
- Reise H** (1977): Predator exclusion experiments in an intertidal mudflat. *Helgol Wiss Meeresunters* 30: 263-271.
- Reusch TBH & Chapman, ARO** (1995): Storm effects on eelgrass (*Zostera marina* L.) and blue mussel (*Mytilus edulis* L.) beds. *J Exp Mar Biol Ecol* 192 (2): 257-271.
- Reusch TBH & Chapman, ARO** (1997): Persistence and space occupancy by subtidal blue mussel patches. *Ecol Monogr* 67 (1): 65-87.

- Reusch TBH, Chapman ARO & Gröger JP** (1994): Blue mussels *Mytilus edulis* do not interfere with eelgrass *Zostera marina* but fertilize shoot growth through biodeposition. *Mar Ecol Prog Ser* 108 (1): 265-282.
- Robertson AI & Mann KH** (1980): The role of isopods and amphipods in the initial fragmentation of eelgrass detritus in Nova Scotia, Canada. *Mar Biol* 59: 63-69.
- Robertson AI & Mann KH** (1982): Population dynamics and life history adaptations of *Littorina neglecta* (Bean) in an eelgrass meadow (*Zostera marina* L.) in Nova Scotia. *J Exp Mar Biol Ecol* 63: 151-171.
- Roda A, Nyrop J, Dicke M & English-Loeb G** (2000): Trichomes and spider-mite webbing protect predatory mite eggs from intraguild predation. *Oecologia* 125: 428-435.
- Ropes J** (1968): The feeding habits of the green crab, *Carcinus maenas* (L.). *Fish Bull* 67 (2): 183-202.
- Roth BM, Hein CL & Vander Zanden MJ** (2006): Using bioenergetics and stable isotopes to assess the trophic role of rusty crayfish (*Orconectes rusticus*) in lake littoral zones. *Can J Fish Aquat Sci* 63: 335-344.
- Royle RN & King RJ** (1991): Aquatic macrophytes in Lake Liddell, New South Wales: Biomass, nitrogen and phosphorus status, and changing distribution from 1981 to 1987. *Aquat Bot* 41 (4): 281-298.
- Saiki MK & Tash JC** (1979): Use of cover and dispersal by crayfish to reduce predation by largemouth bass. In: Johnson DL & Stein RA (Hrsg): *Response of fish to habitat structure in standing water*. North Central Division American Fisheries Society, Special Publication no. 6: Seiten 44-48.
- Salemaa H** (1979): Ecology of *Idotea* spp. (Isopoda) in the Northern Baltic. *Ophelia* 18: 133-150.
- Salemaa H** (1987): Herbivory and microhabitat preferences of *Idotea* spp. (Isopoda) in the Northern Baltic Sea. *Ophelia* 27: 1-15.
- Sand-Jensen K** (1977): Effect of epiphytes on eelgrass photosynthesis. *Aqua Bot* 3: 55-63.
- Sand-Jensen K & Borum J** (1991): Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquat Bot* 41: 131-175.

- Sand-Jensen K & Gordon DM** (1984): Differential ability of marine and freshwater macrophytes to utilize HCO_3^- and CO_2 . *Mar Biol* 80: 247-253.
- Sand-Jensen K, Pedersen O, Binzer T & Borum J** (2005): Contrasting oxygen dynamics in the freshwater isoetid *Lobelia dortmanna* and the marine seagrass *Zostera marina*. *Ann Bot* 96 (4): 613-623.
- Schaffelke B, Evers D & Walhorn A** (1995): Selective grazing of the isopod *Idotea baltica* between *Fucus evanescens* and *F. vesiculosus* from Kiel Fjord (western Baltic). *Mar Biol* 124: 215-218.
- Schütz L** (1964): Die tierische Besiedelung von Hartböden in der Schwentinemündung. *Kieler Meeresforschung* 20: 198-217.
- Schwenke H & Schramm W** (1974): Die Ostsee als Ökosystem. In: Maggaard L & Rheinheimer G (Hrsg): *Meereskunde der Ostsee*. Springer-Verlag: Seiten 203-214.
- Schwoerbel J & Brendelberger H** (2005): Einführung in die Limnologie. 9. Auflage. Elsevier, Spektrum, Akademischer Verlag München: 340 Seiten.
- Sculthorpe** (1967): The ecology of aquatic vascular plants. Edward Arnold, London.
- Shacklock PF & Doyle RW** (1983): Control of epiphytes in seaweed cultures using grazers. *Aquaculture* 31: 141-151.
- Shelton RGJ & Mackie AM** (1971): Studies on the chemical preferences of the shore crab, *Carcinus maenas* L. *J Exp Mar Biol Ecol* 7: 41-49.
- Skadsheim A** (1989): Regional variation in amphipod life history: effects of temperature and salinity on breeding. *J Exp Mar Biol Ecol* 127: 25-42.
- Skadsheim A** (1990): A cohort life table for *Gammarus salinus* (Amphipoda). *Oikos* 57: 207-214.
- Slansky F Jr** (1993): Nutritional ecology: the fundamental quest for nutrients. In: Stamp NE & Casey TM (Hrsg): *Caterpillars: ecological and evolutionary constraints on foraging*. Chapman & Hall, New York: Seiten 29-91.
- Smith LD** (2004): Biogeographic differences in claw size and performance in an introduced crab predator *Carcinus maenas*. *Mar Ecol Prog Ser* 276: 209-222.

- Sokal RR & Rohlf FJ** (1995): Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. 3. Ausgabe. Freeman & Co., New York, 887 Seiten.
- Sommer U** (1997): Selectivity of *Idotea chelipes* (Crustacea: Isopoda) grazing on benthic microalgae. J Limnol Oceanogr 42: 1622-1628.
- Sommer U** (1999): The susceptibility of benthic microalgae to periwinkle (*Littorina littorea*, Gastropoda) grazing in laboratory experiments. Aquat Bot 63: 11-21.
- Soszka GJ** (1975): Ecological relations between invertebrates and submerged macrophytes in the lake littoral. Ekol Pol 23: 393-415.
- Staaland H, White RG, Luick JR & Hollman DF** (1980): Dietary influences on sodium and potassium metabolism of reinder. Can J Zool 58: 1728-1734.
- Sterner RW & Hessen DO** (1994): Algal nutrient limitation and the nutrition of aquatic herbivores. Annu Rev Ecol Syst 25: 1-29.
- Stevenson JC** (1988): Comparative ecology of submersed grass beds in freshwater, estuarine, and marine environments. J Limnol Oceanogr 33 (4 part 2): 867-893.
- Strong DR** (1992): Are trophic cascades all wet? Differentiation and donor-control in species ecosystem. Ecology 73: 747-754.
- Sultana M, Asaeda T, Manatunge J & Ablimit A** (2004): Colonisation and growth of epiphytic algal communities on *Potamogeton perfoliatus* under two different light regimes. NZ J Mar Freshw Res 38: 585-594.
- Sutcliffe DW, Carrick TR & Willoughby LG** (1981): Effects of diet, body size, age and temperature on growth rates in the amphipod *Gammarus pulex*. Freshw Biol 11: 183-214.
- Unni KS** (1977): The distribution and production of macrophytes in Lunz Mittersee and Untersee. Hydrobiol 56: 89-94.
- Usio N & Townsend CR** (2004): Roles of crayfish: Consequences of predation and bioturbation for stream invertebrates. Ecology 85: 807-822.
- van der Veer Henk W, Feller RJ, Weber A & Witte JIJ** (1998): Importance of predation by crustaceans upon bivalve spat in the intertidal zone of the Dutch Wadden Sea as revealed by immunological assays of gut contents. J Exp Mar Biol Ecol 231: 139-157.

- van den Berg MS, Coops H, Noorhuis R, van Schie J & Simons J (1997):** Macroinvertebrate communities in relation to submerged vegetation in two *Chara*-dominated lakes. *Hydrobiol* 342-343: 143-150.
- van Dolah RF (1978):** Factors regulating the distribution and population dynamics of the amphipod *Gammarus paulestris* in an intertidal salt marsh community. *Ecol Monogr* 48: 191-217.
- van Montfrans J, Wetzel RL & Orth RJ (1984):** Epiphyte-grazer relationships in seagrass meadows: consequences for seagrass growth and production. *Estuar* 7: 289-309.
- Wahl M & Hay ME (1995):** Associational resistance and shared doom: effects of epibiosis and herbivory. *Oecologia* 102: 329-340.
- Warfe DM & Barmuta LA (2004):** Habitat structure complexity mediates the foraging success of multiple predator species. *Oecologia* 141: 171-178.
- Warfe DM & Barmuta LA (2006):** Habitat structural complexity mediates food web dynamics in a freshwater macrophyte community. *Oecologia* 150: 141-154.
- Watson RA, Coles RG & Lee Long WL (1993):** Simulation estimates of annual yield and landed value for commercial penaeid prawns from a tropical seagrass habitat, Northern Queensland, Australia. *Aust J Mar Freshw Res* 44: 211-219.
- Wehner R & Gehring W (1990):** Zoologie. 22. Auflage, Thieme Verlag, Stuttgart. 816 Seiten.
- Weichbrodt S (2001):** Ernährungsökologische Untersuchungen an *Asellus aquaticus* (Isopoda) und *Gammarus pulex* (Amphipoda). Diplomarbeit, Zoologisches Institut der Christian-Albrechts-Universität Kiel, 89 Seiten.
- Wetzel RG (1983):** Limnology. Saunders College Publishing, New York, 767 Seiten.
- Wolfram G, Salbrechter M, Weigand E, Wychera U & Humpesch UH (2002):** Variations in the epiphytic invertebrate community structure on *Potamogeton perfoliatus* L. in Traunsee (Austria): Patchiness versus Impacts by industrial trailings. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 2 (4): 117-136.
- Woodley CM & Peterson MS (2003):** Measuring responses to simulated predation threat using behavioral and physiological metrics: the role of aquatic vegetation. *Oecologia* 136: 155-160.

Worm B, Lotze HK & Sommer U (2000 a): Coastal food web structure, carbon storage, and nitrogen retention regulated by consumer pressure and nutrient loading. *J Limnol Oceanogr* 45: 339-349.

Worm B, Reusch TBH & Lotze HK (2000 b): In situ nutrient enrichment: methods for marine benthic ecology. *Internat Rev Hydrobiol* 85: 359-375.

Wullschleger E (2000): Ecological divergence and reproductive isolation between the freshwater snails *Lymnaea peregra* (Müller 1774) and *L. ovata* (Draparnaud 1805). Dissertation, Swiss Federal Institute of Technology, Zürich, 93 Seiten.

Zeidler W (1978): Note on the occurrence of the European shore crab *Carcinus maenas* (Linn., 1758) in Australia. *S Aust Natural* 53: 11-12.

Marines Habitat

Physikalische Parameter:

Tab. 1: Temperatur und Salinität während des Untersuchungszeitraumes 2001 und 2002

Falkensteiner Strand	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt
Wassertemp. °C 2001	2	8	12	18	19	14	14,5
Wassertemp. °C 2002	5,5	7	19	19	19	16	15
Salinität 2001	15,5	14,5	14,5	15,6	15,4	15,1	17,6
Salinität 2002	12,5	11,5	12,1	12,6	12,8	13,3	15,6
pH Wert 2001	8,2	8,2	8,1	8,3	8,2	8,1	8,1
pH Wert 2002	8,6	8,7	8,3	8,2	8,1	8,2	8,2
Lufttemp. °C 2001	4	10	19,5	23	26	26	20
Lufttemp. °C 2002	4	9	21	22	23	19	10,5

Makrophyten:

Tab. 2: Mittlere Sprossdichten und Standardabweichungen (Stabw.) von *Zostera marina* vor Falkenstein in 3 m Wassertiefe (n = 5).

Monat	2001		2002	
	Sprossdichte	Stabw.	Sprossdichte	Stabw.
Apr	278,0	± 79,85	84,0	± 15,23
Mai	236,8	± 89,77	281,6	± 76,90
Jun	266,4	± 56,61	288,0	± 32,00
Jul	328,8	± 77,69	489,6	± 120,59
Aug	412,8	± 69,19	396,8	± 67,31
Sep	108,8	± 6,57	320,0	± 56,57
Okt	112,0	± 22,80	243,2	± 41,41

Tab. 3: Ergebnistabelle des Tukeys HSD-Tests für 2-fakt.-ANOVA über die Sprossdichten von *Zostera marina* mit n = 5. Unabhängige Variablen: Jahr (2001 und 2002) und Monat (April-Oktober). Abhängige Variable ist die Sprossdichte pro m² von *Z. marina* vor Falkenstein in 3 m Wassertiefe. Um die Homogenität zu gewährleisten, wurden die Daten log-transformiert.

2001		2002						
	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	
2001								
2002								
Apr	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	0,001	n.s.	n.s.	
Mai	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	0,02	0,01	0,01	
Jun	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,001	0,001	
Jul	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,001	0,001	
Aug	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,001	0,001	
Sep	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,001	n.s.	
Okt	0,001	n.s.	n.s.	0,01	n.s.	n.s.	0,002	

n.s. = nicht signifikant; weiß: 2001, grau: 2002; gelb: 2001 - 2002 Vergleich

Tab. 4: Mittlere Gesamtmakrophytenbiomasse in g AfTG pro m² (Ges. Bio.) und Standardabweichungen (Stabw.) von *Zostera marina* vor Falkenstein in 3 m Wassertiefe, n = 5.

Bereich	Monat	2001		2002	
		Ges.Bio.	Stabw.	Ges.Bio.	Stabw.
Sprossbereich + Rhizombereich	Apr	124,73	± 29,89	117,33	± 43,36
	Mai	124,10	± 29,66	185,26	± 50,50
	Jun	246,58	± 54,56	218,79	± 107,41
	Jul	390,26	± 63,35	264,68	± 121,51
	Aug	392,35	± 66,52	258,96	± 39,16
	Sep	168,79	± 31,43	177,18	± 34,42
	Okt	136,85	± 55,05	513,80	± 82,15

Tab. 5: Mittlere Biomassen [g AfTG pro m²] (Bio.) mit Standardabweichung (Stabw.) von Sprossen und Rhizomen von *Zostera marina* im Untersuchungszeitraum 2001/2002 vor Falkenstein in 3 m Wassertiefe, n = 5.

Bereich	Monat	2001		2002	
		Bio.	Stabw.	Bio.	Stabw.
Sprossbereich	Apr	47,85	± 24,67	27,05	± 27,92
	Mai	47,73	± 21,64	69,33	± 61,49
	Jun	87,28	± 18,10	155,27	± 134,80
	Jul	227,06	± 80,04	174,49	± 163,07
	Aug	247,22	± 37,25	119,39	± 39,68
	Sep	74,32	± 20,37	74,69	± 9,69
	Okt	15,38	± 4,99	100,26	± 44,15
Rhizombereich	Apr	76,88	± 29,57	90,27	± 30,87
	Mai	76,37	± 31,60	115,93	± 24,48
	Jun	159,30	± 55,93	63,52	± 50,27
	Jul	163,21	± 8,74	90,19	± 46,76
	Aug	145,13	± 45,33	139,57	± 40,26
	Sep	94,47	± 39,41	102,49	± 45,71
	Okt	121,47	± 28,08	413,55	± 106,56

Makroinvertebratendichte:

Tab. 6: Mittelwerte der Gesamtindividuedichte pro m² (Ges. Ind.) und Standardabweichung (Stabw.) über die Monate der Untersuchungsjahre 2001/2002 in der von *Zostera marina* – Wiese vor Falkenstein in 3 m Wassertiefe, n = 5.

Bereich	Monat	2001		2002	
		Ges. Ind.	Stabw.	Ges. Ind.	Stabw.
Sprossbereich + Rhizombereich	Apr	6195,85	± 4164,63	5832,11	± 1714,48
	Mai	2445,32	± 810,53	2906,18	± 1124,17
	Jun	3594,08	± 1030,45	6104,34	± 1493,18
	Jul	15163,84	± 7152,14	17151,06	± 6163,09
	Aug	71917,39	± 77359,41	61793,75	± 28794,07
	Sep	29273,46	± 10904,45	52543,79	± 9108,08
	Okt	6147,94	± 3239,55	20153,81	± 15421,89

Tab. 7: Mittelwerte der Individuenabundanzen pro m² mit Standardabweichungen (Stabw.) in den Untersuchungsjahren 2001 und 2002, getrennt nach Spross- und Rhizombereich, n = 5.

Bereich	Monat	2001		2002	
		Abundanzen	Stabw.	Abundanzen	Stabw.
Sprossbereich	Apr	2376,45	± 629,10	484,91	± 212,23
	Mai	917,32	± 268,61	308,78	± 268,31
	Jun	997,08	± 317,87	94,65	± 47,69
	Jul	13024,80	± 7762,15	13815,18	± 7207,15
	Aug	68301,40	± 77618,63	53364,91	± 29558,51
	Sep	2637,30	± 1346,22	19471,40	± 9849,63
	Okt	2041,94	± 2115,69	8465,47	± 9798,58
Rhizombereich	Apr	3819,40	± 4539,34	5347,20	± 1572,32
	Mai	1528,00	± 877,25	2597,41	± 1193,05
	Jun	2597,00	± 907,76	6009,68	± 1472,23
	Jul	2139,04	± 1404,61	3335,89	± 1477,73
	Aug	3615,99	± 3013,84	8428,83	± 1837,18
	Sep	26636,17	± 11735,71	33072,39	± 1613,99
	Okt	3106,00	± 1743,36	11688,33	± 6032,39

Tab. 8: Ergebnistabelle des Tukeys HSD-Tests für 2-fakt.-ANOVA über die Invertebratenanzahl in *Zostera marina* der Jahre 2001 und 2002 mit n = 5. Unabhängige Faktoren: Monat (April-Oktober) und Bereich (Spross + Rhizom). Abhängige Variable ist die Abundanz von Makroinvertebraten in *Z. marina* vor Falkenstein in 3 m Wassertiefe. Um die Homogenität zu gewährleisten wurden die Daten log - transformiert.

		2001							2002						
		Spross							Rhizom						
2002		Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt
	Apr	n.s.	n.s.	n.s.	0,04	0,00	n.s.	n.s.	0,00	n.s.	n.s.	n.s.	0,00	n.s.	n.s.
	Mai	n.s.	n.s.	n.s.	0,00	0,00	n.s.	n.s.	n.s.	0,00	n.s.	n.s.	0,00	n.s.	n.s.
	Jun	0,01	n.s.	n.s.	0,00	0,00	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,00	n.s.	n.s.	0,00	n.s.
	Jul	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,01	n.s.	0,00	n.s.
	Aug	0,00	0,00	0,00	n.s.	0,00	0,00	0,00	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,01	0,00	n.s.
	Sep	0,00	0,00	0,00	n.s.	n.s.	0,00	n.s.	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	n.s.	0,00
	Okt	0,00	0,00	0,00	n.s.	0,00	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

n.s. = nicht signifikant; weiß: 2001, grau: 2002; gelb: Spross-Rhizom Vergleich (li. 2001; re. 2002)

Makroinvertebratenbiomassen:

Tab. 9: Mittelwerte der Gesamtinvertebratenbiomassen (Ges. Bio. in g AftG/m²) 2001 und 2002 mit Standardabweichungen (Stabw.) n = 5.

Bereich	Monat	2001		2002	
		Ges. Bio.	Stabw.	Ges. Bio.	Stabw.
Sprossbereich + Rhizombereich	Apr	18,9	± 13,6	13,3	± 9,6
	Mai	40,1	± 74,8	46,0	± 37,2
	Jun	114,9	± 149,2	49,2	± 40,3
	Jul	25,6	± 29,3	31,4	± 10,8
	Aug	21,7	± 6,6	43,9	± 31,3
	Sep	35,4	± 37,3	47,0	± 43,5
	Okt	42,2	± 28,9	22,7	± 19,7

Tab. 10: Mittelwerte der Invertebratenbiomassen (Biomasse in g AftG/m²) im Spross- und Rhizombereich 2001 und 2002 mit Standardabweichungen (Stabw.) n = 5.

Bereich	Monat	2001		2002	
		Biomasse	Stabw.	Biomasse	Stabw.
Sprossbereich	Apr	4,45	± 1,17	1,73	± 1,05
	Mai	0,48	± 0,62	2,17	± 13,9
	Jun	10,25	± 13,12	0,35	± 0,29
	Jul	6,04	± 6,03	2,42	± 2,73
	Aug	10,31	± 6,98	4,39	± 3,05
	Sep	2,11	± 2,26	2,21	± 0,34
	Okt	2,22	± 1,75	8,47	± 9,8
Rhizombereich	Apr	14,47	± 14,45	11,59	± 8,92
	Mai	39,59	± 74,22	43,81	± 37,68
	Jun	104,61	± 153,55	48,87	± 40,48
	Jul	19,58	± 29,95	28,98	± 8,85
	Aug	11,42	± 7,75	39,48	± 33,56
	Sep	33,31	± 33,2	44,74	± 43,96
	Okt	39,98	± 29,77	14,18	± 13,71

Tab. 11: Ergebnisse der paarweisen Vergleiche durch den Mann-Whitney U-Test nach signifikantem Ergebnis der Kruskal-Wallis-ANOVA für die Makroinvertebratenbiomassen (g AftG pro m²) in den Sprossbereichen in den Untersuchungsjahren 2001 und 2002. Angegeben werden nur die signifikanten Ergebnisse. Das Bonferroni – korrigierte Signifikanzniveau liegt bei 0,01.

	U	Z _(korr.)	N	p – Wert
Spross 2001	(K-W-ANOVA N = 32; FG = 6; H = 17,81; p = 0,007)			
Aug - Mai	0	2,611	10	0,008
Spross 2002	(K-W-ANOVA N = 35; FG = 6; H = 7,40; p = 0,003)			
Jun - Aug	0	2,611	10	0,008
Jun - Sep	0	2,627	10	0,008

Tab. 12: Ergebnisse der paarweisen Vergleiche der Makroinvertebratenbiomassen von Spross- und Rhizombereich eines Monats mit Hilfe des Mann-Whitney U-Tests für die Untersuchungsjahre 2001 und 2002. Angegeben werden nur die signifikanten Ergebnisse.

	U	Z _(korr.)	N	p – Wert
2001 Spross – Rhizom				
Oktober	0	2,611	10	0,008
2002 Spross – Rhizom				
Juni	0	2,611	10	0,008
Juli	0	2,611	10	0,008
September	0	2,611	10	0,008

Artenzahlen:**Tab. 13: Mittelwerte der Gesamtartenzahl im Spross- und Rhizombereich 2001 und 2002 mit Standardabweichungen, n = 5.**

Monat	2001		2002	
	Artenanzahl	Stabw.	Artenanzahl	Stabw.
Apr	14,0	± 1,4	8,4	± 2,1
Mai	5,8	± 1,1	4,0	± 2,0
Jun	12,0	± 0,7	5,2	± 1,9
Jul	13,4	± 3,4	10,6	± 2,3
Aug	17,0	± 1,6	13,6	± 1,1
Sep	13,8	± 1,7	10,3	± 1,5
Okt	15,6	± 1,8	12,8	± 2,3

Tab. 14 Ergebnistabelle des Tukeys HSD-Tests für 2fakt. ANOVA über die Invertebratenanzahl in *Zostera marina*. Unabhängige Variablen: Jahr (2001 und 2002) und Monat (April-Oktober). Abhängige Variable ist die Abundanz von Makroinvertebraten in *Z. marina* vor Falkenstein in 3 m Wassertiefe um die Homogenität zu gewährleisten, wurden die Daten log-transformiert.

2001		2002						
		Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt
2002	Apr	n.s.	0,00	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Mai	0,04	n.s.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Jun	n.s.	n.s.	0,00	n.s.	0,01	n.s.	n.s.
	Jul	n.s.	0,00	0,00	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Aug	0,01	0,00	0,00	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Sep	n.s.	0,00	0,04	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	Okt	0,04	0,00	0,00	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

n.s. = nicht signifikant; weiß: 2001, grau: 2002; gelb: 2001 - 2002 Vergleich

Tab. 15: Mittelwerte der Artenanzahl im Spross- und Rhizombereich 2001 und 2002 mit Standardabweichungen (Stabw.), n = 5.

Bereich	Monat	2001		2002	
		Artenanzahl	Stabw.	Artenanzahl	Stabw.
Sprossbereich	Apr	12,5	± 0,7	8,4	± 2,1
	Mai	5,2	± 1,3	4,0	± 2,0
	Jun	8,6	± 1,5	5,2	± 1,9
	Jul	12,0	± 3,2	10,6	± 2,3
	Aug	14,4	± 1,1	13,6	± 1,1
	Sep	8,5	± 3,0	10,3	± 1,5
	Okt	12,0	± 1,9	12,8	± 2,3
	Rhizombereich	Apr	4,8	± 3,1	8,6
Mai		2,4	± 1,1	5,0	± 2,9
Jun		7,0	± 1,6	8,8	± 0,8
Jul		5,2	± 2,2	7,0	± 1,6
Aug		8,2	± 2,4	12,4	± 2,5
Sep		9,4	± 0,6	11,3	± 1,3
Okt		8,4	± 2,1	6,6	± 1,3

Tab 16: Ergebnistabelle des Tukeys HSD-Tests für 2-fakt.-ANOVA über die Artenanzahl in *Zostera marina* der Jahre 2001 und 2002. Unabhängige Faktoren: Monat (April-Oktober) und Bereich (Spross + Rhizom). Abhängige Variable ist die Anzahl der gefundenen Makroinvertebratenarten in *Z. marina* vor Falkenstein in 3 m Wassertiefe.

2001		Spross							Rhizom						
2002	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	
Apr	0,00	0,01	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,04	n.s.	n.s.	0,01	n.s.	0,04	
Mai	n.s.	n.s.	n.s.	0,00	0,00	n.s.	0,00	n.s.	n.s.	n.s.	0,00	0,00	0,00	0,00	
Jun	n.s.	0,04	n.s.	n.s.	0,00	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,00	0,00	0,04	
Jul	n.s.	n.s.	n.s.	0,00	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
Aug	n.s.	0,00	n.s.	n.s.	0,00	0,01	n.s.	n.s.	0,00	n.s.	0,00	n.s.	n.s.	n.s.	
Sep	0,04	0,00	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,00	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
Okt	n.s.	0,00	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,00	0,04	n.s.	

n.s. = nicht signifikant; weiß: 2001, grau: 2002; gelb: Spross-Rhizom Vergleich (li. 2001; re. 2002)

ab. 17 a: Liste der Makroinvertebraten, die im *Zostera marina*-Feld vor Falkenstein im Sprossbereich während der Untersuchungsjahre 2001 (01) und 2002 (02) nachgewiesen wurden.

Spross- Bereich	April		Mai		Juni		Juli		August		Septem- ber		Oktober	
	01	02	01	02	01	02	01	02	01	02	01	02	01	02
Crustacea														
<i>Carcinus maenas</i>					*									
<i>Crangon crangon</i>														
<i>Mysis spec.</i>														
<i>Balanus improvisus</i>	*	*					*	*	*	*		*		*
<i>Idotea baltica</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Jaera albifrons</i>			*		*		*	*	*	*			*	*
<i>Gammarus salinus</i>	*	*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Gammarus zaddacchii</i>						*								
<i>Corophium spec.</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>		*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Erichthonius difformis</i>		*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Molluska														
<i>Mytilus edulis</i>	*	*	*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Littorina littorea</i>	*	*	*	*			*		*		*		*	*
<i>Littorina saxatilis</i>		*					*		*		*	*		*
<i>Hydrobia ulva</i>	*	*	*		*		*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Rissoa membranacea</i>		*		*			*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Rissoa inconspicula</i>									*		*	*	*	*
<i>Mya arenaria</i>	*						*	*	*			*		*
<i>Macoma baltica</i>														
<i>Lacuna spec.</i>	*	*	*	*		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Bittium reticulatum</i>														*
<i>Brachystomia rissoides</i>														
<i>Cardium edule</i>								*						
Annelida														
<i>Polydora spec.</i>	*		*		*		*	*	*	*	*	*		*
<i>Nereis diversicolor</i>	*	*			*	*	*		*	*				*
<i>Nereis pelagica</i>									*	*				
<i>Tubifex spec.</i>	*		*											
<i>Harmothoe sp.</i>	*												*	
<i>Anataides spp.</i>								*						
Echinodermata														
<i>Asterias rubens</i>					*		*						*	
Hydrozoa														
<i>Laomedea flexuosa</i>					*		*							
Bryozoa														
<i>Electra sp.</i>							*		*	*			*	
Insekta														
Chironomidenlarve								*						
Laich	*	*			*	*	*		*	*			*	

Tab. 17 b: Liste der Makroinvertebraten, die im *Zostera marina*-Feld vor Falkenstein im Rhizombereich während der Untersuchungsjahre 2001 (01) und 2002 (02) nachgewiesen wurden.

Rhizom- Bereich	April		Mai		Juni		Juli		August		Septem ber		Oktober	
	01	02	01	02	01	02	01	02	01	02	01	02	01	02
Crustacea														
<i>Carcinus maenas</i>	*	*	*		*	*		*	*	*	*	*	*	*
<i>Crangon crangon</i>				*									*	
<i>Mysis spec.</i>				*						*				
<i>Balanus improvisus</i>				*							*	*		
<i>Idotea baltica</i>	*	*	*	*	*	*	*	*		*	*	*	*	*
<i>Jaera albifrons</i>				*			*	*	*	*				
<i>Gammarus salinus</i>		*		*	*	*	*	*	*	*			*	*
<i>Gammarus zaddacchii</i>														
<i>Corophium spec.</i>	*	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	*	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Erichthonius difformis</i>	*	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Molluska														
<i>Mytilus edulis</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Littorina littorea</i>	*	*	*		*	*		*	*	*	*	*	*	*
<i>Littorina saxatilis</i>	*	*			*	*					*		*	
<i>Hydrobia ulva</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Rissoa membranacea</i>		*							*	*	*	*	*	*
<i>Rissoa inconspicula</i>				*					*	*	*	*		*
<i>Mya arenaria</i>	*	*			*	*		*	*	*	*	*	*	*
<i>Macoma baltica</i>	*	*				*	*	*		*		*	*	
<i>Lacuna spec.</i>														
<i>Bittium reticulatum</i>								*		*			*	*
<i>Brachystomia rissoides</i>										*			*	
<i>Cardium edule</i>						*				*				
Annelida														
<i>Polydora spec.</i>					*	*			*	*	*	*	*	*
<i>Nereis diversicolor</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Nereis pelagica</i>	*	*			*	*	*	*	*	*			*	
<i>Tubifex spec.</i>														
<i>Harmothoe sp.</i>														*
<i>Anataides spp.</i>	*	*								*				
Echinodermata														
<i>Asterias rubens</i>		*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Hydrozoa														
<i>Laomedea flexuosa</i>														
Bryozoa														
<i>Electra sp.</i>														
Insekta														
Chironomidenlarve														
Laich														

Tab. 18: Angegeben werden die monatlichen Mittelwerte der Biomassen in g AfTG pro m² der ernährungsökologischen Gruppen Planktivore (P), Detritivore (D), Herbivore (H), Omnivore (O) und Carnivore (C) 2001 und 2002 und deren Standardabweichungen (Stabw.), n = 5.

		Apr		Mai		Jun		Jul		Aug		Sep		Okt	
		MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.
Spross	P	14,73	15,53	0,01	0,01	2,46	5,39	1,04	1,18	1,44	0,82	0,58	0,22	2,98	5,94
	D	0,01	0,02	0,00	0,01	0,02	0,01	0,09	0,04	0,48	0,25	0,09	0,05	0,09	0,08
	H	6,58	5,80	1,12	1,87	0,14	0,13	1,30	1,91	3,55	3,42	1,33	1,35	2,16	1,68
	O	0,31	0,03	0,10	0,11	0,24	0,14	1,32	0,48	1,05	0,73	0,26	0,21	0,40	0,55
	C	1,70	1,22	0,09	0,16	0,05	0,10	0,48	1,07	1,03	0,51	0,00	0,00	0,43	0,55
Rhizom	P	0,94	0,65	38,76	45,33	42,12	77,65	11,50	12,42	0,73	0,29	12,46	13,35	7,12	11,43
	D	0,04	0,03	0,00	0,00	0,04	0,02	0,23	0,14	0,13	0,04	0,78	0,22	0,07	0,04
	H	2,86	2,72	0,04	0,02	22,39	20,33	1,00	2,15	2,41	4,98	9,43	6,58	2,47	4,96
	O	0,89	1,02	0,36	0,39	0,42	0,39	0,18	0,16	0,12	0,13	1,55	1,01	0,20	0,25
	C	8,30	7,12	2,54	4,02	11,77	5,63	11,38	5,63	16,24	12,01	9,73	0,60	17,22	9,96

Tab. 19: Ergebnisse der paarweisen Vergleiche durch den Mann-Whitney U-Test nach Kruskal-Wallis-ANOVA für die Anteile der Biomassen (g AftG pro m²) der einzelnen ernährungsökologischen Gruppen (ern.ökol.Gr.) Planktivore (P), Detritivore (D), Herbivore (H), Omnivore (O) und Carnivore (C) in den Untersuchungsmonaten April – Oktober. Angegeben wurden nur signifikante und nach Bonferroni korrigierte Ergebnisse. Das Signifikanzniveau für den U-Test lag bei $p \leq 0,01$.

Monat	ern.ökol. Gr.	p-Wert	Monat	ern.ökol. Gr.	p-Wert
<u>Spross</u>			<u>Rhizom</u>		
Mai (K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 11,77; p = 0,019)			Jun (K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 15,28; p = 0,004)		
	H-D	0,008		P-D	0,01
	H-P	0,009		P-O	0,01
	H-C	0,009		H-D	0,08
	H-O	0,009		H-O	0,09
Jun (K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 12,28; p = 0,015)				C-D	0,08
	P-O	0,005		C-O	0,09
	P-H	0,009	Jul (K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 11,58; p = 0,021)		
	P-C	0,008		P-O	0,01
	P-D	0,01		P-D	0,01
Jul (K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 12,56; p = 0,014)				P-H	0,01
	O-D	0,008		C-O	0,009
	O-C	0,01		C-D	0,009
	H-D	0,008		C-H	0,01
	H-C	0,01	Aug (K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 17,48; p = 0,002)		
	P-D	0,008		C-O	0,009
	P-C	0,01		C-D	0,009
Aug (K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 10,82; p = 0,029)				C-P	0,01
	H-D	0,009		C-H	0,01
Sep (K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 10,88; p = 0,028)			Sep (K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 9,80; p = 0,044)		
	H-C	0,008		C-D	0,009
	H-D	0,009		C-O	0,01
	P-C	0,009		P-D	0,08
	P-D	0,010		P-O	0,01
<u>Rhizom</u>			Okt (K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 16,18; p = 0,003)		
April (K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 11,03; p = 0,03)				C-D	0,009
	C-D	0,007		C-O	0,009
	C-P	0,005		C-H	0,01
	C-O	0,005		P-D	0,009
	H-D	0,009		P-O	0,01
Mai (K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 14,81; p = 0,005)					
	P-D	0,005			
	P-H	0,009			
	P-O	0,008			

Tab. 20: Monatliche Mittelwerte (MW) der Biomassen in g AftG pro m² der einzelnen Arten einer Gruppe und deren Gesamtdurchschnittswert (DW) sowie die jeweilige Standardabweichung (Stb.), n = 5.

Art	Apr		Mai		Jun		Jul		Aug		Sep		Okt		DW	
	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.
<u>Planktivore:</u>																
<i>Mytilus edulis</i>	6,7	11,1	38,4	45,3	44,4	76,2	11,5	13,1	1,5	0,9	12,2	13,0	9,3	11,5	17,7	16,7
<i>Mya arenaria</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,2	0,1	0,8	1,9	0,5	0,3	0,3	0,2	0,7	1,5	0,4	0,3
<i>Macoma baltica</i>	0,1	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Cerastoderma edule</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Laomedea flexuosa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Electra</i> spp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mysida	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Balanus improvisus</i>	0,0	0,1	0,3	0,3	0,0	0,0	0,2	0,1	0,1	0,1	0,4	0,5	0,0	0,0	0,1	0,1
<u>Detritivore:</u>																
<i>Corophium</i> spp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Erichthonius difformis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,4	0,2	0,5	0,1	0,0	0,0	0,2	0,2
<i>Polydora</i> spp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Tubifex</i> spp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Anataides</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<u>Herbivore:</u>																
<i>Littorina littorea</i>	5,3	3,7	1,0	1,9	21,4	19,7	1,9	2,6	3,9	5,0	9,3	6,6	3,6	3,6	6,6	7,1
<i>Littorina saxatilis</i>	0,3	0,2	0,0	0,0	0,7	0,8	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,3	0,3	0,7	0,2	0,2
<i>Hydrobia ulva</i>	0,2	0,1	0,1	0,1	0,4	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,3	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1
<i>Rissoa membranacea</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	1,8	0,6	0,6	0,5	0,5	0,2	0,4	0,7
<i>Rissoa inconspicula</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>Lacuna</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>Bittium reticulatum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Brachystomia rissoides</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Jaera albifrons</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<u>Omnivore:</u>																
<i>Crangon crangon</i>	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,8	0,7	0,1	0,3	0,1	0,3
<i>Idotea baltica</i>	1,0	1,0	0,4	0,3	0,2	0,2	1,4	0,4	1,1	0,7	1,0	0,6	0,4	0,5	0,8	0,4
<i>Gammarus salinus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,3	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>(Carcinus maenas)</i>	0,0	0,0	14,0	31,3	2,4	5,3	0,0	0,0	5,8	13,0	5,1	11,3	0,0	0,0	3,9	5,1
<u>Carnivore :</u>																
<i>Asterias rubens</i>	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	1,7	3,7	0,2	0,2	0,0	0,1	0,4	0,8	0,3	0,6
<i>Nereis diversicolor</i>	7,9	6,2	2,6	4,1	11,7	5,8	9,2	3,9	15,0	12,4	9,7	0,6	16,5	9,2	10,4	4,6
<i>Nereis pelagica</i>	1,0	2,0	0,0	0,0	0,1	0,2	1,0	1,7	2,1	0,6	0,0	0,0	0,5	0,8	0,7	0,8
<i>Harmothoe</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,5	0,0	0,1

Tab. 21: Monatliche Mittelwerte (MW) der Individuenanzahl der einzelnen Arten pro m² und deren Gesamtdurchschnittswert (DW) sowie die jeweilige Standardabweichung (Stb.), n = 5.

Art	Apr		Mai		Jun		Jul		Aug		Sep		Okt		DW	
	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.
Planktivore:																
<i>Mytilus edulis</i>	796,1	959,4	172,2	101,6	552,1	532,8	8559,7	5485,6	43543,9	51703,5	10213,8	8884,0	5257,9	8297,0	9870,8	18384,6
<i>Mya arenaria</i>	90,7	130,2	0,0	0,0	140,1	140,1	42,4	60,6	430,2	263,0	374,0	378,6	258,6	242,8	190,9	129,6
<i>Macoma baltica</i>	25,5	53,7	0,0	0,0	12,7	40,3	25,5	53,7	25,5	53,7	12,7	40,3	12,7	40,3	16,4	19,0
<i>Cerastoderma edule</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	12,7	40,3	6,1	19,4	12,7	40,3	0,0	0,0	0,0	0,0	4,5	19,1
<i>Laomedea flexuosa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	38,0	71,5	23,0	58,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,7	32,0
<i>Electra</i> spp.	14,3	31,7	0,0	0,0	0,0	0,0	4,5	14,2	118,2	102,4	0,0	0,0	25,3	80,0	23,2	42,1
Mysida	0,0	0,0	50,9	123,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,7	40,3	0,0	0,0	0,0	0,0	9,1	46,4
<i>Balanus improvisus</i>	6,2	12,0	63,7	123,7	0,0	0,0	152,1	203,3	207,9	187,1	68,5	106,1	4,3	9,2	71,8	86,0
Detritivore:																
<i>Corophium</i> spp.	286,3	272,2	31,9	58,6	148,1	96,1	1032,7	681,4	1114,0	677,7	4571,9	2232,9	833,8	741,0	1145,5	742,6
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	89,2	144,1	43,7	76,8	327,8	319,5	720,6	238,4	995,3	719,0	6445,3	2489,5	294,1	301,4	1273,7	852,8
<i>Erichthonius difformis</i>	128,0	211,6	22,5	36,2	172,5	151,5	650,2	504,5	5712,5	6494,8	8850,9	2997,5	763,0	1101,2	2328,5	2374,1
<i>Polydora</i> spp.	25,3	35,3	4,3	13,5	293,7	641,3	39,5	69,6	306,4	399,6	313,7	668,6	88,7	115,8	153,1	288,1
<i>Tubifex</i> spp.	9,0	22,8	4,5	14,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	9,4
<i>Anataides</i> sp.	241,9	462,8	0,0	0,0	0,0	0,0	7,8	24,7	12,7	40,3	0,0	0,0	0,0	0,0	37,5	171,6
Herbivore:																
<i>Littorina littorea</i>	65,3	72,7	6,8	15,4	229,2	230,9	48,0	61,1	30,3	50,2	67,0	92,9	43,1	38,4	70,0	70,9
<i>Littorina saxatilis</i>	107,5	106,8	0,0	0,0	38,2	61,5	13,8	29,4	18,2	38,6	20,4	46,3	14,9	40,1	30,4	32,7
<i>Hydrobia ulva</i>	2108,1	1660,1	1474,6	692,2	1320,0	994,5	958,0	1395,8	1127,8	553,1	2762,3	1856,7	2611,8	3080,2	1766,1	861,7
<i>Rissoa membranacea</i>	26,6	53,2	3,0	9,6	0,0	0,0	2111,0	3053,8	9893,0	3732,7	1428,2	1270,9	1177,0	942,5	2091,3	1529,3
<i>Rissoa inconspicula</i>	0,0	0,0	12,7	40,3	0,0	0,0	0,0	0,0	250,0	180,1	233,3	300,9	213,5	276,4	101,4	135,5
<i>Lacuna</i> sp.	2,8	6,2	8,4	16,4	8,7	23,4	54,8	59,9	69,4	76,5	4,3	9,1	5,7	12,1	22,0	27,7
<i>Bittium reticulatum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,7	40,3	63,7	137,5	0,0	0,0	217,5	301,0	42,0	114,3
<i>Brachyostomia rissoides</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	38,2	85,9	0,0	0,0	76,4	241,6	16,4	91,7
<i>Jaera albifrons</i>	0,0	0,0	39,5	120,4	8,4	26,6	61,4	106,7	71,8	100,3	0,0	0,0	24,8	40,4	29,4	51,7
Omnivore:																
<i>Crangon crangon</i>	0,0	0,0	12,7	40,3	0,0	0,0	0,0	0,0	12,7	40,3	38,2	61,5	12,7	40,3	10,9	25,5
<i>Idotea baltica</i>	645,3	736,2	251,3	275,4	115,2	121,4	817,3	988,1	1640,0	1782,7	454,4	284,6	289,3	285,5	601,8	590,2
<i>Gammarus salinus</i>	146,7	241,4	133,9	212,8	325,4	366,5	199,0	210,7	156,9	130,9	15,4	33,7	95,4	159,5	153,2	102,9
<i>(Carcinus) maenas</i>	0,0	0,0	12,7	40,3	2,6	8,2	0,0	0,0	12,7	40,3	12,7	40,3	0,0	0,0	5,8	20,6
Carnivore :																
<i>Asterias rubens</i>	0,0	0,0	12,4	26,7	1,9	6,1	61,2	88,3	74,1	137,9	18,5	42,3	51,7	89,5	31,4	50,9
<i>Nereis diversicolor</i>	372,5	274,1	83,8	143,8	1047,9	853,3	390,5	293,2	417,6	389,7	280,1	117,0	583,5	421,6	453,7	246,8
<i>Nereis pelagica</i>	63,7	108,2	0,0	0,0	25,5	53,7	63,7	108,2	347,2	518,4	0,0	0,0	25,5	53,7	75,1	181,0
<i>Harmothoe</i> sp.	5,4	12,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,8	40,0	2,7	15,1

Tab. 22 : A Durchschnittliche Gesamtbiomasse in g AftG pro m²; B durchschnittliche Gesamtindividuen-zahlen pro m² einer Gruppe für die Untersuchungsmonate (April – Oktober) sowie die jeweilige Standardabweichung (Stabw.), n = 5.

A	Gruppe	Apr		Mai		Jun		Jul		Aug		Sep		Okt	
		MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.
	Planktivore	6,9	15,4	38,8	53,2	44,6	111,6	12,5	17,2	2,2	1,0	12,8	19,9	10,1	17,8
	Detritivore	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,3	0,1	0,6	0,5	0,8	0,3	0,2	0,1
	Herbivore	5,8	7,1	1,2	2,7	22,5	23,6	2,3	3,8	6,0	7,8	10,3	13,4	4,6	6,5
	Omnivore (ohne <i>C. maenas</i>)	1,1	1,0	0,5	0,5	0,7	0,6	1,5	1,1	1,2	1,4	1,8	1,4	0,6	0,7
	Carnivore	9,0	8,0	2,6	4,4	11,8	6,5	11,9	9,2	17,3	15,8	9,8	4,7	17,6	13,2
B	Gruppe														
	Planktivore	932,8	948,3	286,8	248,5	755,5	550,4	8813,2	5508,3	44351,2	51691,4	10669,0	8964,6	5558,9	8333,6
	Detritivore	779,8	801,1	106,9	130,2	942,1	571,6	2450,9	916,4	8140,9	7528,0	20181,8	6327,0	1979,6	1599,4
	Herbivore	2310,4	1675,4	1545,2	724,6	1604,5	1169,0	3259,8	3189,8	11562,3	3375,7	4515,4	2616,6	4384,7	4263,8
	Omnivore (ohne <i>C. maenas</i>)	792,0	742,2	397,9	492,2	440,6	389,5	1016,3	1074,2	1809,6	1757,5	508,0	259,8	397,5	415,0
	Carnivore	441,6	288,9	96,2	155,5	1075,2	829,3	515,3	374,9	838,8	539,3	298,6	126,8	674,5	509,5

Limnisches Habitat

Physikalische Parameter:

Tab. 23: Temperaturverlauf während des Untersuchungszeitraumes 2001 und 2002

Schluensee	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt
Wassertemp. °C 2001	3	5	13	17	19	17	15
Wassertemp. °C 2002	4	9	18	21	21	18	15
Lufttemp. °C 2001	4	4,3	20	19	20	15,3	12
Lufttemp. °C 2002	5	9	22,5	22,5	27	20	11
pH – Wert 2001	8,8	8,7	8,7	8,6	8,5	8,7	8,7
pH – Wert 2002	8,4	8,6	8,6	8,7	8,6	8,8	8,8

Makrophyten:

Tab. 24: Mittlere Sprossdichten und Standardabweichungen (Stabw.) von *Potamogeton perfoliatus* im Schluensee in 1 m Wassertiefe, n = 5.

Monat	2001		2002	
	Sprossdichte	Stabw.	Sprossdichte	Stabw.
Apr	0,0	± 0,0	0,0	± 0,0
Mai	0,0	± 0,0	0,0	± 0,0
Jun	66,4	± 23,1	28,0	± 10,6
Jul	44,0	± 20,0	47,2	± 10,7
Aug	71,2	± 22,5	28,8	± 13,7
Sep	73,6	± 18,2	37,0	± 14,9
Okt	32,0	± 29,9	0,0	± 0,0

Tab. 25: Ergebnistabelle des Tukeys HSD-Tests für 2-fakt.-ANOVA über die Sprossdichten von *Potamogeton perfoliatus*. Unabhängige Variablen: Jahr (2001 und 2002) und Monat (Juni-Oktober). Abhängige Variable ist die Sprossdichte pro m² von *P. perfoliatus* im Schluensee in 1 m Wassertiefe.

2001					
2002	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt
Jun	0,027	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Jul	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Aug	n.s.	n.s.	0,011	n.s.	n.s.
Sep	n.s.	n.s.	n.s.	0,045	n.s.
Okt	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

n.s. = nicht signifikant; weiß: 2001, grau: 2002; gelb: 2001 - 2002 Vergleich

Tab. 26: Mittlere Gesamtmakrophytenbiomasse in g AftG pro m² (Ges. Bio.) und Standardabweichungen (Stabw.) von *Potamogeton perfoliatus* im Schluensee in 1 m Wassertiefe, n = 5.

Bereich	Monat	2001		2002	
		Ges.Bio.	Stabw.	Ges.Bio.	Stabw.
Sprossbereich + Rhizombereich	Apr	0,0	± 0,0	0,0	± 0,0
	Mai	0,0	± 0,0	0,0	± 0,0
	Jun	0,9	± 0,6	6,0	± 1,8
	Jul	6,5	± 4,1	7,6	± 3,2
	Aug	8,7	± 5,8	17,1	± 5,8
	Sep	4,5	± 4,1	4,5	± 1,3
	Okt	1,9	± 1,9	0,0	± 0,0

Tab. 27: Mittlere Biomassen [g AftG pro m²] (Bio.) mit Standardabweichung (Stabw.) von Sprossen und Rhizomen von *Potamogeton perfoliatus* im Untersuchungszeitraum 2001/2002 vor Falkenstein in 3 m Wassertiefe, n = 5.

Bereich	Monat	2001		2002	
		Bio.	Stabw.	Bio.	Stabw.
Sprossbereich	Apr	0,00	± 0,00	0,00	± 0,00
	Mai	0,00	± 0,00	0,00	± 0,00
	Jun	0,88	± 0,61	5,32	± 2,37
	Jul	4,22	± 3,60	4,35	± 1,80
	Aug	5,89	± 4,57	14,06	± 6,83
	Sep	2,00	± 1,55	3,55	± 1,46
	Okt	0,63	± 0,34	0,00	± 0,00
Rhizombereich	Apr	0,00	± 0,00	0,00	± 0,00
	Mai	0,00	± 0,00	0,00	± 0,00
	Jun	0,00	± 0,00	0,67	± 0,62
	Jul	2,27	± 3,23	3,26	± 3,19
	Aug	2,80	± 2,76	3,08	± 3,25
	Sep	2,47	± 3,40	0,96	± 0,75
	Okt	1,29	± 1,66	0,00	± 0,00

Makroinvertebratendichte:

Tab. 28: Mittelwerte der Gesamtindividuedichte pro m² (Ges. Ind.) und Standardabweichung (Stabw.) über die Monate der Untersuchungsjahre 2001/2002 in dem *Potamogeton perfoliatus* – Bestand des Schluensees in 1 - 2 m Wassertiefe, n = 5.

Bereich	Monat	2001		2002	
		Ges. Ind.	Stabw.	Ges. Ind.	Stabw.
Sprossbereich + Rhizombereich	Apr	2470,0	± 880,1	1324,2	± 418,4
	Mai	713,0	± 614,6	2266,4	± 822,2
	Jun	2603,8	± 857,7	3445,7	± 280,8
	Jul	6649,1	± 11209,4	11869,3	± 10131,8
	Aug	4735,1	± 2789,9	5041,0	± 2222,4
	Sep	3250,6	± 1100,6	6076,8	± 1822,7
	Okt	2452,2	± 571,7	7002,8	± 2575,0

Tab. 29: Mittelwerte der Individuenabundanzen pro m² im Spross- und Rhizombereich 2001 und 2002 mit Standardabweichungen (Stabw.), n = 5.

Bereich	Monat	2001		2002	
		Abundanzen	Stabw.	Abundanzen	Stabw.
Sprossbereich	Apr	0,0	± 0,0	0,0	± 0,0
	Mai	0,0	± 0,0	0,0	± 0,0
	Jun	1279,6	± 333,3	262,6	± 135,0
	Jul	55,2	± 34,2	715,7	± 392,7
	Aug	2927,1	± 2328,4	864,8	± 948,3
	Sep	1340,7	± 657,7	754,7	± 391,0
	Okt	309,8	± 186,7	0,0	± 0,0
Rhizombereich	Apr	2470,0	± 880,1	1324,2	± 418,4
	Mai	713,0	± 614,6	2266,4	± 822,2
	Jun	1324,2	± 580,7	3183,1	± 270,1
	Jul	6578,4	± 11173,6	11153,6	± 10235,0
	Aug	1808,0	± 1028,1	4176,2	± 2766,8
	Sep	1909,9	± 623,8	5322,1	± 1983,6
	Okt	2266,4	± 512,5	7002,8	± 2575,0

Tab. 30: Ergebnistabelle der multiplen Vergleiche der Invertebratenanzahl in *Potamogeton perfoliatus* der Jahre 2001 und 2002 mit dem Mann-Whitney U-Test. Die Daten wurden nach Bonferroni korrigiert.

		Spross							Rhizom						
2001 \ 2002		Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt
Apr	0,001	n.s.	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	n.s.	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Mai	n.s.	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	n.s.	n.s.	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Jun	0,001	0,001	n.s.	0,001	n.s.	n.s.	0,001	0,001	0,001	n.s.	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Jul	0,001	0,001	n.s.	n.s.	0,001	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Aug	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,001	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Sep	0,001	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,001	0,001	0,001	0,001	n.s.	n.s.	0,001	n.s.	n.s.
Okt	n.s.	n.s.	0,001	0,001	n.s.	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	0,001

n.s. = nicht signifikant; weiß: 2001, grau: 2002; gelb: Spross-Rhizom Vergleich (li. 2001; re. 2002)

Makroinvertebratenbiomassen:**Tab. 31: Mittelwerte der Gesamtinvertebratenbiomassen (Ges. Bio. in g AfTG/m²) 2001 und 2002 mit Standardabweichungen (Stabw.), n = 5.**

Bereich	Monat	2001		2002	
		Ges. Bio.	Stabw.	Ges. Bio.	Stabw.
Sprossbereich + Rhizombereich	Apr	0,1	± 0,2	0,0	± 0,0
	Mai	0,0	± 0,0	0,3	± 0,3
	Jun	1,6	± 1,6	10,1	± 12,9
	Jul	29,8	± 37,0	17,4	± 12,2
	Aug	4,4	± 3,0	5,9	± 2,4
	Sep	2,5	± 0,6	4,5	± 1,9
	Okt	2,0	± 1,8	3,1	± 3,2

Tab. 32: Mittelwerte der Invertebratenbiomassen (Biomasse in g AfTG/m²) im Spross- und Rhizombereich 2001 und 2002 mit Standardabweichungen (Stabw.), n = 5.

Bereich	Monat	2001		2002	
		Biomasse	Stabw.	Biomasse	Stabw.
Sprossbereich	Apr	0,00	± 0,00	0,00	± 0,00
	Mai	0,00	± 0,00	0,00	± 0,00
	Jun	0,05	± 0,03	0,05	± 0,06
	Jul	0,09	± 0,07	0,67	± 0,70
	Aug	0,62	± 0,54	0,35	± 0,32
	Sep	0,90	± 0,57	0,55	± 0,32
	Okt	0,02	± 0,03	0,00	± 0,00
Rhizombereich	Apr	0,13	± 0,17	0,01	± 0,01
	Mai	0,01	± 0,01	0,28	± 0,26
	Jun	1,53	± 1,57	10,09	± 12,90
	Jul	29,72	± 37,02	16,72	± 12,15
	Aug	3,80	± 2,94	5,50	± 2,55
	Sep	1,62	± 0,52	3,97	± 1,94
	Okt	1,95	± 1,81	3,15	± 3,21

Tab. 33: Ergebnisse der paarweisen Vergleiche durch den Mann-Whitney U-Test nach signifikantem Ergebnis der Kruskal-Wallis-ANOVA für die Makroinvertebratenbiomassen (g AfTG pro m²) in den Spross- und Rhizombereichen in den Untersuchungsjahren 2001 und 2002. Die Daten wurden nach Bonferroni korrigiert.

2002 \ 2001	Spross							Rhizom						
	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt
Apr	0,001	n.s.	0,001	0,001	0,001	0,001	n.s.	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,001	n.s.
Mai	n.s.	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	n.s.	n.s.	0,001	0,001	n.s.	0,001	0,001	0,001
Jun	n.s.	n.s.	0,001	n.s.	0,001	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Jul	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,001	0,001	0,001	0,001	n.s.	0,001	n.s.	n.s.	n.s.
Aug	0,001	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,001	0,001	0,001	n.s.	n.s.	0,001	n.s.	n.s.
Sep	0,001	0,001	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	0,001	0,001	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	0,001	n.s.
Okt	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,001	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,001

n.s. = nicht signifikant; weiß: 2001, grau: 2002; gelb: Spross-Rhizom Vergleich (li. 2001; re. 2002)

Artenzahlen:

Tab. 34: Mittelwerte der Gesamtartenzahl im Spross- und Rhizombereich 2001 und 2002 mit Standardabweichungen, n = 5.

Monat	2001		2002	
	Artenanzahl	Stabw.	Artenanzahl	Stabw.
Apr	1,8	± 0,8	1,6	± 0,5
Mai	1,4	± 0,5	3,2	± 1,6
Jun	7,0	± 1,0	11,8	± 2,8
Jul	9,8	± 4,5	11,2	± 2,8
Aug	12,6	± 1,5	10,0	± 2,0
Sep	8,6	± 2,1	10,0	± 2,3
Okt	5,0	± 2,8	3,8	± 1,5

Tab. 35: Mittelwerte der Anzahl im Spross- und Rhizombereich 2001 und 2002 mit Standardabweichungen, n = 5.

Bereich	Monat	2001		2002	
		Artenanzahl	Stabw.	Artenanzahl	Stabw.
Sprossbereich	Apr	0,0	± 0,0	0,0	± 0,0
	Mai	0,0	± 0,0	0,0	± 0,0
	Jun	3,0	± 0,7	5,4	± 1,3
	Jul	5,4	± 2,8	8,0	± 2,6
	Aug	9,8	± 2,3	8,8	± 1,8
	Sep	7,2	± 1,6	7,4	± 1,8
	Okt	3,4	± 3,3	0,0	± 0,0
Rhizombereich	Apr	1,8	± 0,8	1,6	± 0,5
	Mai	1,4	± 0,5	3,2	± 1,6
	Jun	5,2	± 1,3	7,4	± 3,6
	Jul	6,2	± 4,9	6,4	± 2,3
	Aug	5,0	± 2,9	3,2	± 0,4
	Sep	3,4	± 1,1	5,2	± 1,6
	Okt	3,6	± 2,6	3,8	± 1,5

Tab 36: Ergebnistabelle der paarweise Vergleiche mit dem Mann-Whitney U-Test nach Kruskal-Wallis-ANOVA über die Artenanzahl in *Potamogeton perfoliatus* in den untersuchten Bereichen der Jahre 2001 und 2002. Signifikanzniveau wurde nach Bonferroni korrigiert.

2002	2001							2002						
	Spross							Rhizom						
	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt
Apr	0,001	n.s.	0,001	0,001	0,001	0,001	n.s.	0,001	n.s.	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Mai	n.s.	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	n.s.	n.s.	0,001	0,001	n.s.	0,001	0,001	n.s.
Jun	0,001	0,001	n.s.	n.s.	0,001	0,001	n.s.	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Jul	0,001	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Aug	0,001	0,001	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	0,001	0,001	n.s.	0,001	0,001	n.s.	n.s.	n.s.
Sep	0,001	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	0,001	n.s.	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Okt	n.s.	n.s.	0,001	0,001	0,001	0,001	n.s.	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,001

n.s. = nicht signifikant; weiß: 2001, grau: 2002; gelb: Spross-Rhizom Vergleich (li. 2001; re. 2002)

Tab. 37 a: Makroinvertebratenliste aus dem *P. perfoliatus*-Feld im Schluensee im Sprossbereich während der Untersuchungsjahre 2001 (01) und 2002 (02).

Sprossbereich	April		Mai		Juni		Juli		August		September		Oktober	
	01	02	01	02	01	02	01	02	01	02	01	02	01	02
Bryozoa														
<i>Cristatella mucedo</i>														
Coleoptera														
<i>Gyrinus substriatus</i> adult														
<i>Gyrinus substriatus</i> - Larve					*						*			
Crustacea														
<i>Asellus aquaticus</i>					*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Gammarus pulex</i>							*						*	
<i>Orconectes limosus</i>														
Diptera														
<i>Chironomus</i> sp. - Larve					*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Bezzia</i> sp. - Larve					*									
Ephemeroptera														
<i>Caenis</i> spp. - Larve					*		*	*		*	*			
<i>Ephemera danica</i> - Larve					*		*	*	*		*			
Hirudinea														
<i>Glossophonia complanata</i>					*		*	*						
<i>Glossophonia heteroclita</i>								*		*	*			
<i>Piscicola geometra</i>								*		*				
Hydrachnidia														
<i>Hydrachna cruenta</i>							*	*		*				
Hydrozoa														
<i>Hydra</i> sp.					*	*	*	*	*	*	*	*		
Megaloptera														
<i>Sialis lutaria</i> - Larve							*	*	*					
Mollusca														*
<i>Acoloxus lacustris</i>														
<i>Bithynia</i> sp.									*	*	*		*	
<i>Gyraulus albus</i>								*	*	*		*		
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>								*	*	*	*	*		
<i>Radix ovata</i>					*	*	*	*	*	*	*	*		
<i>Theodoxus</i> sp.														
<i>Dreissena polymorpha</i>					*		*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Musculinum lacustre</i>														
<i>Pisidium</i> sp.									*		*			
<i>Sphaerium corneum</i>									*					
<i>Anodonta anatina</i>														
Odonata														
<i>Aeshna cyanea</i> - Larve					*					*	*	*		
Oligochaeta														
<i>Eiseniella tetraedra</i>														
<i>Lumbriculus variegatus</i>									*					
<i>Stylaria lacustris</i>							*		*	*				
<i>Tubifex tubifex</i>														
Plecoptera										*				
<i>Nemoura</i> sp. - Larve										*				
Trichoptera														
<i>Limnephilus</i> - Larve					*	*		*	*	*		*		
<i>Molanna angustata</i> - Larve					*	*	*	*			*			
<i>Polycentrophus</i> sp. - Larve							*		*		*			
Turbellaria														
<i>Dugesia</i> sp.														
Laich div.					*	*	*	*	*	*	*			

Tab. 37 b: Makroinvertebratenliste aus *P. perfoliatus*-Feld im Schluensee im Rhizombereich während der Untersuchungsjahre 2001 (01) und 2002 (02).

Rhizombereich	April		Mai		Juni		Juli		August		September		Oktober	
	01	02	01	02	01	02	01	02	01	02	01	02	01	02
Bryozoa														
<i>Cristatella mucedo</i>					*		*							
Crustacea														
<i>Orconectes limosus</i>	*					*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Asellus aquaticus</i>	*			*	*	*	*	*	*	*	*		*	*
<i>Gammarus pulex</i>	*			*		*		*	*				*	
Coleoptera														
<i>Gyrinus substratus</i> adult									*					
<i>Gyrinus substratus</i> - Larve							*	*						
Diptera														
<i>Chironomus</i> sp. - Larve	*	*	*	*	*	*	*	*	*		*	*	*	*
<i>Bezzia</i> sp.														
Ephemeroptera														
<i>Caenis</i> spp. - Larve		*	*	*				*	*			*		*
<i>Ephemera danica</i> - Larve												*		
Hirudinea														
<i>Glossophonia complanata</i>														
<i>Glossophonia heteroclita</i>														
<i>Piscicola geometra</i>														
Hydrachnidia		*												
<i>Hydrachna cruenta</i>														
Hydrozoa														
<i>Hydra</i> sp.														
Megaloptera														
<i>Sialis lutaria</i> - Larve														
Mollusca														
<i>Acoloxus lacustris</i>														
<i>Bithynia</i> sp.										*				
<i>Gyraulus albus</i>														
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>				*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Radix ovata</i>						*	*		*		*	*	*	
<i>Theodoxus</i> sp.											*		*	
<i>Dreissena polymorpha</i>	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Musculinum lacustre</i>					*	*					*			
<i>Pisidium</i> sp.					*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Sphaerium corneum</i>					*	*								
<i>Anodonta anatina</i>					*	*								
Odonata														
<i>Aeshna cyanea</i> - Larve														
Oligochaeta														
<i>Eiseniella tetraedra</i>	*	*	*								*	*		
<i>Lumbriculus variegatus</i>			*		*	*			*					
<i>Stylaria lacustris</i>				*			*	*		*		*		
<i>Tubifex tubifex</i>	*				*	*		*	*					
Plecoptera														
<i>Nemoura</i> sp. - Larve									*					
Trichoptera														
Limnephilus - Larve					*	*	*	*				*		*
<i>Molanna angustata</i>														
<i>Polycentrophus</i> sp.														
Turbellaria														
<i>Dugesia</i> sp.														
<i>Laich</i> div.														

Tab. 38: Angegeben werden die monatlichen Mittelwerte der Biomassen in g AfTG pro m² der ernährungsökologischen Gruppen Planktivore (P), Detritivore (D), Herbivore (H), Omnivore (O) und Carnivore (C) 2001 und 2002 und deren Standardabweichungen (Stabw.), n = 5.

		Apr		Mai		Jun		Jul		Aug		Sep		Okt	
		MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.
Spross	P	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,04	0,07	0,12	0,13	0,06	0,03	0,00	0,01
	D	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,12	0,09	0,00	0,00
	H	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,03	0,26	0,28	0,30	0,19	0,50	0,32	0,00	0,00
	O	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,04	0,06	0,05	0,03	0,02	0,01	0,01
	C	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Rhizom	P	0,04	0,09	0,00	0,00	0,95	0,91	0,17	0,21	0,33	0,33	0,10	0,06	0,12	0,17
	D	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,06	0,06	0,02	0,05	0,54	0,71	0,04	0,03
	H	0,00	0,00	0,07	0,16	1,84	2,77	2,52	1,91	4,22	2,21	2,08	1,17	2,16	1,62
	O	0,02	0,04	0,06	0,07	0,20	0,11	0,07	0,04	0,07	0,06	0,08	0,16	0,22	0,23
	C	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tab. 39: Ergebnisse der paarweise Vergleiche durch den Mann-Whitney U-Test nach signifikantem Ergebnis der Kruskal-Wallis-ANOVA für die Anteile der Biomassen (g AfTG pro m²) der einzelnen ernährungsökologischen Gruppen (ern. ökol. Gr.) Planktivore (P), Detritivore (D), Herbivore (H), Omnivore (O) und Carnivore (C) in den Untersuchungsmonaten April – Oktober. Angegeben werden die signifikanten nach Bonferroni korrigierten Ergebnisse. Das Signifikanzniveau für den U-Test liegt bei $p \leq 0,01$.

Monat	ern.ökol. Gr.	p-Wert	Monat	ern.ökol. Gr.	p-Wert
<u>Spross</u>			<u>Rhizom</u>		
Jun	(K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 15,9; $p < 0,001$)		Jul	(K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 17,9; $p < 0,001$)	
	H – C	0,001		C – D	0,001
	H – O	0,001		C – O	0,001
	H – D	0,008		C – P	0,001
	H – P	0,008		H – D	0,001
Jul	(K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 13,2; $p < 0,01$)			H – P	0,008
	H – C	0,008		H – P	0,008
	H – D	0,008	Aug	(K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 19,6; $p < 0,001$)	
	O – C	0,01		H – C	0,001
	O – D	0,01		H – D	0,001
Aug	(K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 18,4; $p < 0,001$)			H – O	0,001
	H – D	0,001		H – P	0,001
	H – C	0,001		P – C	0,008
	H – O	0,001		P – D	0,008
	P – D	0,001	Sep	(K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 14,8; $p < 0,005$)	
	P – C	0,001		H – C	0,001
	O – D	0,008		H – O	0,001
	O – C	0,008		H – P	0,001
Sep	(K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 15,5; $p < 0,001$)			H – D	0,008
	H – C	0,001		D – C	0,008
	D – C	0,001		P – C	0,008
	P – C	0,001	Okt	(K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 16,1; $p < 0,005$)	
<u>Rhizom</u>				H – C	0,001
Jun	(K-W-ANOVA: N = 25; FG = 4; H = 17,7; $p < 0,001$)			H – D	0,001
	C – D	0,001		H – P	0,008
	C – O	0,001		H – O	0,008
	H – D	0,001			
	H – O	0,001			
	O – D	0,001			

Tab. 40: Monatliche Mittelwerte (MW) der Biomassen in g AftG pro m² der einzelnen Arten und deren Gesamtdurchschnittswert (DW) sowie die jeweilige Standardabweichung (Stb.), n = 5.

Art	Apr		Mai		Jun		Jul		Aug		Sep		Okt		DW	
	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.
Planktivore:																
<i>Dreissena polymorpha</i>	0,04	0,13	0,00	0,01	0,16	0,26	0,07	0,11	0,26	0,31	0,08	0,11	0,01	0,01	0,09	0,19
<i>Pisidium</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,66	1,02	0,15	0,33	0,18	0,18	0,07	0,06	0,12	0,26	0,17	0,46
<i>Anodonta anatina</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sphaerium corneum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
<i>Musculinum lacustre</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,02	0,08
<i>Cristatella mucedo</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Detritivore:																
<i>Chironomus</i> sp.	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,02	0,04	0,00	0,00	0,63	1,22	0,03	0,02	0,10	0,49
<i>Caenis</i> spp.	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,04	0,09	0,02	0,07	0,04	0,10	0,02	0,03	0,02	0,06
<i>Tubifex</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Lumbriculus variegatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ephemera danica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Herbivore:																
<i>Radix ovata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,17	3,64	0,16	0,33	0,05	0,09	0,32	0,49	0,00	0,00	0,24	1,39
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0,00	0,00	0,07	0,22	0,65	0,62	2,53	3,53	4,22	2,53	2,17	1,87	2,12	2,43	1,68	2,40
<i>Bithynia</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
<i>Theodoxus</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,19	0,05	0,11	0,03	0,11	0,02	0,09
<i>Gyraulus albus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,14	0,27	0,00	0,01	0,00	0,00	0,02	0,11
<i>Stylaria lacustris</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Limnephilus Larve	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,07	0,08	0,21	0,01	0,03	0,04	0,08	0,01	0,04	0,03	0,09
<i>Molanna angustata</i> Larve	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nemoura</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
Omnivore :																
<i>Polycentrophus</i> sp. Larve	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,06	0,04	0,07	0,02	0,03	0,00	0,00	0,01	0,04
<i>Asellus aquaticus</i>	0,02	0,06	0,03	0,07	0,16	0,14	0,08	0,11	0,07	0,07	0,10	0,24	0,14	0,19	0,08	0,14
<i>Gammarus pulex</i>	0,00	0,00	0,03	0,07	0,04	0,07	0,03	0,05	0,02	0,04	0,00	0,00	0,08	0,14	0,03	0,07
<i>Orconectes limosus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,82	8,90	20,39	28,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,32	12,82
Carnivore :																
<i>Sialis lutarina</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hydra</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hydrachna cruenta</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Grinus substriatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Grinus substriatus</i> Larve	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Aeshna cyanea</i> Larve	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tab. 41: Monatliche Mittelwerte (MW) der Individuenanzahl der einzelnen Arten pro m² und deren Gesamtdurchschnittswert (DW) sowie die jeweilige Standardabweichung (Stb.), n = 5.

Art	Apr		Mai		Jun		Jul		Aug		Sep		Okt		DW	
	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.	MW	Stb.
<u>Planktivore:</u>																
<i>Dreissena polymorpha</i>	25,5	80,5	12,7	40,3	156,6	183,8	116,4	133,1	1247,5	1939,0	624,2	953,8	75,5	154,0	322,6	896,0
<i>Pisidium</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	420,2	312,2	203,7	295,3	714,3	991,2	204,8	191,2	63,7	161,6	229,5	468,2
<i>Anodonta anatina</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	25,5	53,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,6	21,4
<i>Sphaerium corneum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	38,2	61,5	0,0	0,0	2,1	6,7	0,0	0,0	0,0	0,0	5,8	26,0
<i>Musculinum lacustre</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	63,7	90,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,7	40,3	0,0	0,0	10,9	41,9
<i>Cristatella mucedo</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<u>Detritivore:</u>																
<i>Chironomus</i> sp.	1795,3	915,1	1133,2	828,3	713,3	370,0	5917,1	8096,0	86,6	71,0	1517,8	1665,9	3336,0	2886,2	2071,3	3689,4
<i>Caenis</i> spp.	12,7	40,3	50,9	89,0	7,2	16,7	39,9	90,8	39,7	79,1	104,3	279,2	114,6	243,4	52,8	150,3
<i>Tubifex</i> sp.	25,5	53,7	0,0	0,0	63,7	90,0	12,7	40,3	25,5	53,7	0,0	0,0	0,0	0,0	18,2	49,8
<i>Lumbriculus variegatus</i>	0,0	0,0	12,7	40,3	76,4	107,4	0,0	0,0	81,1	199,4	0,0	0,0	0,0	0,0	24,3	90,1
<i>Ephemera danica</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	5,0	1,7	5,5	11,2	23,9	13,3	41,9	0,0	0,0	4,3	18,4
<u>Herbivore:</u>																
<i>Radix ovata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	26,7	53,2	26,9	43,6	43,0	51,3	95,3	152,0	0,0	0,0	27,4	70,7
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0,0	0,0	25,5	80,5	318,3	283,1	691,3	828,2	1684,8	1531,2	1119,5	1083,6	776,7	828,3	659,4	986,2
<i>Bithynia</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,6	18,3	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	7,3
<i>Theodoxus</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,8	12,0	46,4	85,3	12,7	40,3	9,0	37,9
<i>Gyraulus albus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	5,5	179,7	390,9	1,9	5,9	0,0	0,0	26,2	154,7
<i>Stylaria lacustris</i>	12,7	40,3	12,7	40,3	0,0	0,0	121,1	167,8	54,6	76,5	241,9	434,7	0,0	0,0	63,3	191,1
<i>Limnephilus</i> Larve	0,0	0,0	0,0	0,0	74,2	101,2	134,4	274,1	25,1	31,0	30,1	79,3	12,7	40,3	39,5	119,9
<i>Molanna angustata</i> Larve	0,0	0,0	0,0	0,0	53,8	82,1	70,0	112,7	0,0	0,0	6,9	14,7	0,0	0,0	18,7	57,9
<i>Nemoura</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	27,6	80,1	0,0	0,0	0,0	0,0	3,9	30,5
<u>Omnivore :</u>																
<i>Polycentrophus</i> sp. Larve	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	36,0	66,3	37,7	56,3	26,7	44,9	0,0	0,0	14,4	39,2
<i>Asellus aquaticus</i>	12,7	40,3	89,1	170,3	319,5	416,3	342,7	458,5	230,7	226,9	303,3	481,8	236,1	356,3	219,2	347,8
<i>Gammarus pulex</i>	0,0	0,0	152,8	253,2	318,3	601,0	130,0	247,7	50,9	89,0	0,0	0,0	58,4	90,5	101,5	276,6
<i>Orconectes limosus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	12,7	40,3	76,4	89,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,7	44,2
<u>Carnivore :</u>																
<i>Sialis lutarina</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,6	7,6	3,5	11,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	5,1
<i>Hydra</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	41,6	100,1	0,0	0,0	0,0	0,0	5,9	39,0
<i>Hydrachna cruenta</i>	12,7	40,3	0,0	0,0	1,3	4,0	46,8	34,2	19,3	45,0	12,7	25,6	0,0	0,0	13,3	30,9
<i>Grinus substriatus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,7	40,3	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	15,2
<i>Grinus substriatus</i> Larve	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	3,4	25,5	53,7	0,0	0,0	1,5	4,6	0,0	0,0	4,0	21,4
<i>Aeshna cyanea</i> Larve	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	4,5	0,0	0,0	0,0	0,0	7,9	12,9	1,6	5,1	1,6	5,9

Tab. 42 : A Durchschnittliche Gesamtbiomasse in g AftG pro m²; B durchschnittliche Gesamtindividuenzahlen pro m² einer Gruppe für die Untersuchungsmonate (April – Oktober) sowie die jeweilige Standardabweichung (Stabw.), n = 5.

A Gruppe	Apr		Mai		Jun		Jul		Aug		Sep		Okt	
	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.
Planktivore	0,0	0,1	0,0	0,0	1,0	1,2	0,2	0,3	0,4	0,4	0,2	0,1	0,1	0,3
Detritivore	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,1	0,7	1,2	0,0	0,1
Herbivore	0,0	0,0	0,1	0,2	1,9	4,0	2,8	3,6	4,5	2,6	2,6	1,8	2,2	2,4
Omnivore (ohne <i>O. limosus</i>)	0,0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2	0,3
Carnivore	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

B Gruppe	Apr		Mai		Jun		Jul		Aug		Sep		Okt	
	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.	MW	Stabw.
Planktivore	25,5	80,5	12,7	40,3	704,1	701,2	320,1	433,9	1963,9	2936,9	841,7	1185,3	139,2	315,6
Detritivore	1833,5	1009,0	1196,8	957,6	864,8	589,2	5971,5	8140,5	244,1	427,1	1635,4	1987,1	3450,6	3129,7
Herbivore	12,7	40,3	38,2	120,8	473,0	519,7	1045,5	1219,3	2027,1	2191,3	1542,0	1855,5	802,1	908,8
Omnivore (ohne <i>O. limosus</i>)	12,7	40,3	241,9	423,5	637,8	1017,3	508,7	658,2	319,3	372,2	330,1	526,8	294,5	446,8
Carnivore	12,7	40,3	0,0	0,0	4,3	7,3	85,2	70,3	87,9	164,9	22,0	24,5	1,6	5,1

Danksagung

An erster Stelle möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. Heinz Brendelberger für das Vertrauen bei der Vergabe der Doktorarbeit bedanken. Seine Geduld und sein persönliches Engagement werden mir unvergessen bleiben.

Ein besonderer Dank geht auch an Herrn Prof. Dr. Martin Wahl, seine spontane Diskussionsbereitschaft hat mir oft sehr geholfen. Für die vielen hilfreichen Tipps bei der statistischen Auswertung und die stets offene Tür möchte ich mich bei Dr. Martin Zimmer bedanken. Der gesamten Abteilung Limnologie danke ich für die schöne Zeit mit vielen Diskussionen bei noch mehr Kaffee, Tee, Kekse und leckeren Kuchen. Ein lieber Dank geht auch an Frau Sabine Geisler, der guten Seele der Abteilung, die mich immer im rechten Moment wieder motivieren konnte.

Dem Tauchlager, insbesondere Hubert Kraus, danke ich für die unglaubliche Hilfsbereitschaft bei meinen Taucheinsätzen. Bei Michael Bachmann möchte ich mich für die guten Tauchtipps und -tricks sowie die perfekte Wartung des Kompressors bedanken. Dem gesamten Werkstattteam der Biologie danke ich für die tatkräftige Hilfe beim jährlichen Einlagern der „Sissy“ (Schlauchboot). Ganz lieben Dank auch an die Hiwis Peter, Nick, Sven und Micha, ihr habt tolle Arbeit geleistet.

Meinem lieben Zimmerkollegen und „Leidensgenossen“ Ivo Bobsien danke ich für die vielen anregenden Gespräche und die tolle Zeit. Ein ganz spezieller Dank geht an Nicole Aberle-Malzahn und Sybill Jaschinski für die problemlose Zusammenarbeit und freundschaftliche Atmosphäre bei dem „Mesokosmenprojekt“.

Den wichtigsten Menschen in meinem Leben gilt ein ganz besonderer Dank. Ohne sie hätte ich diesen Weg niemals so weit gehen können. Meinem Mann Nils möchte ich für den grenzenlosen Einsatz danken, den er als Taucher, Einsatzleiter, „Fels in der Brandung“, helfende Hand und Diskussionspartner geleistet hat. Seine liebevolle Unterstützung, seine Geduld und sein Verständnis haben Vieles leichter gemacht. Meinem Sohn Christopher danke ich dafür, dass er mir jeden Tag zeigt, wofür es sich lohnt, zu kämpfen und das auch bei Regen die Sonne scheinen kann. Meinen lieben Eltern danke ich von Herzen für die Möglichkeiten, die sie mir schufen, für das Vertrauen, was sie in mich hatten und für die große Unterstützung bei der Betreuung von Christopher und in jeglicher anderen Hinsicht. Danke für alles!

Diese Arbeit wurde von der DfG gefördert (Br 1810/2).

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Dissertation selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel verwendet habe.

Ebenfalls versichere ich, dass die Arbeit nach Form und Inhalt meine eigene Arbeit ist und dass die Arbeit unter Einhaltung der Regeln guter wissenschaftlicher Praxis entstanden ist.

Die Arbeit wurde weder im Ganzen noch in Teilen einer anderen Stelle im Rahmen eines Prüfungsverfahrens vorgelegt.

Dies ist mein einziges und bisher erstes Promotionsverfahren.

Ich erkläre mich bereit, Zuhörer/innen bei meiner Disputation zu zulassen.

Osterrönnfeld, den 23.05.2007 _____

(Sandra Gohse-Reimann)

Lebenslauf

Name: Gohse-Reimann

Vornamen: Sandra Sabine

Geburtsname: Gohse

Wohnort: 24783 Osterrönfeld

Geburtsdatum: 11.10.1973

Geburtsort: Freiburg i.B.

Staatsangehörigkeit: deutsch

Familienstand: verheiratet, ein Kind

Ausbildung:

1980 – 1984	Grundschule Breiholz
1984 – 1993	Gymnasium, Herderschule Rendsburg
1993 – 1995	Grundstudium der Biologie an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
1995 – 1999	Hauptstudium der Biologie
Nov. 1999	Diplom, Hauptfach: Zoologie, Nebenfächer: Biologische Meereskunde und Physikalische Ozeanographie
	Thema der Diplomarbeit: Interaktionen zwischen filamentösen Strukturen und Amphipoden (Crustacea)
seit Jan 2000	Promotionsstudium bei Herrn Prof. Dr. Heinz Brendelberger
Sep 2000 – Sep 2002	Angestellt am Zoologischen Institut der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel im Rahmen des DFG-Projektes: Br 1810/2-1