

Ernst A. Arndt

Struktur und Dynamik des Makrozoobenthos in der Darß-Zingster Boddenkette im Laufe der letzten 25 Jahre unter besonderer Berücksichtigung der Makrozoobenthos - Entwicklung im Saaler Bodden von 1986-1990

Abstract

- Long-term investigations on the macrozoobenthos in the chain of boddens south the peninsula Darss-Zingst (1969-1977) with Special reference to the oligohaline Saaler Bodden (1986-1990) are the basis of a description of the distribution patterns of the main taxa in this shallow brackish water area.
- The salinity between meiomesohaline and meiooligohaline on the one hand and eutrophication between eutrophic and hypertrophic on the other one seem to be the most important environmental factors.
- Within the discussion of aspects of the secondary production the increasing influence of the "newcomer" *Marenzelleria viridis* are mentioned.
- The results of intensive macrozoobenthos investigations in the Saaler Bodden from 1986-1990 are used for the discussion of the constancy and variability of the macrozoobenthos in such a hypertrophicated brackish water area functioning as major outfall for agricultural and urban sewages.
- The last chapter is focussed to the analysis of the ecophysiology of important species in this horohaline region in respect to their distribution patterns.

Einleitung

Das Makrozoobenthos der Darß-Zingster Boddenkette wird kontinuierlich seit 1969 untersucht, wobei seit 1986 der Schwerpunkt des Forschungsprogramms auf dem Saaler Bodden und - abgeschwächt - auf dem Barther Bodden lag. Die Ergebnisse sind in einer langen Reihe von Forschungsberichten (ARNDT 1972, 1974, 1975, 1980, 1985, 1987, 1990), Veröffentlichungen (ARNDT 1973, 1984, 1987, 1988, 1989, ARNDT & JANSEN 1986, NAUSCH, M. 1982, 1983, 1984, 1988 a, 1988 b) und Diplom- bzw. Promotionsarbeiten (NAUSCH, M./Promotion 1982, JANSEN/Promotion 1983, MÖLLER/Diplom 1984, BÖNSCH/Diplom 1987, POLZIN/Diplom 1987) dargestellt worden.

Neben der Qualität und Quantität der Taxa in den einzelnen Boddenteilen, die vor allem durch die von West nach Ost von meio-oligohalinen bis zu meio-mesohalinen zunehmenden Salinitäten (s. ARNDT 1989, SCHLUNGBAUM 1994) und die in gleicher Richtung von hyper- bis poly- und eutrophen Bedingungen abnehmenden Trophiegrade (ARNDT 1989) gekennzeichnet sind, werden die saisonalen Veränderungen der Makrozoobenthosgemeinschaften incl. ihrer z.T. großen interannualen Fluktuationen ebenso ausgewiesen wie die ökophysiologischen Implikationen für wichtige Mitglieder dieser Zönosen.

Material und Methoden

Seit **1969** wurden auf sogenannten Standardstationen (01 Eingang Darß-Zingster Boddenkette im Osten, 02 Grabow, 06 Barther Bodden, 10 Bodstedter Bodden, 16 nördlicher Teil des Saaler Boddens, 19 nördliche Grenze des Ribnitzer Sees) mit EKMAN-BIRGE- bzw. Hydrobios-Bodengreifern mit Ausstichflächen um 225 Quadratzentimeter je drei Bodenproben pro Station entnommen, wobei bis 1977 pro Jahr etwa 3 - 6 über das Jahr verteilte Untersuchungen an jeder Station vorgenommen wurden (ARNDT 1987, 1988). Seit 1980 erfolgten die Probennahmen an den Standardstationen 01 bis 19 fallweise. 1986 begann im Saaler Bodden ein umfangreiches Makrozoobenthos-Programm. Zwei- bis dreimal pro Jahr wurden Netzprogramme absolviert, bei denen ein Stationsnetz mit 500 m Kantenlänge sowohl im nördlichen Saaler Bodden (6.925 ha) als auch im südlichen Saaler Bodden (syn. Ribnitzer See) (1.010 ha) bearbeitet wurde. Im nördlichen Teil wurden 47 - 59 Stationen zufallsmäßig (WEBER 1974) ausgewählt, während im Ribnitzer See 39 - 11 Stationen ebenso zufallsmäßig ausgewählt als repräsentative Proben ausgewertet wurden.

Die jeweils drei Bodengreiferproben wurden in den ersten Jahren (**1969-1977**) getrennt bearbeitet und dann gemeinsam ausgewertet, später erfolgte die Auswertung integrativ, d.h. die Proben wurden vor der Siebung gemischt.

Die Siebung wurde entgegen dem internationalen Standard (HOLMES & MCINTYRE 1976) nicht mit einem Sieb von 1 mm Maschenweite, sondern mit einem 0,5 mm Sieb vorgenommen. Diese Größenklassifizierung wurde gewählt, da nicht nur in diesem Untersuchungsgebiet eine Reihe wichtiger Arten und Jugendstadien von dem üblicherweise verwendeten 1 mm Sieb nicht quantitativ erfaßt werden. Auch liegt die untere Grenze von Beutetieren vieler benthophager Räuber (Fische) in der Größenordnung von 0,5 mm. Durch den Einsatz des 0,5 mm Siebes gibt es eine Überlappung mit dem Meiozoobenthos, wobei weniger die Biomassen als vielmehr die Abundanzen z.B. der kleineren Oligochaeten, Chironomiden-Larven und Ostracoden mit der Stechrohrtechnik der Meiobenthologen wesentlich genauer erfaßt werden.

Die artliche Zusammensetzung wurde mit Binokularen mit 20 bis 40 facher Vergrößerung untersucht. Die Biomasse der einzelnen Arten wurde in der Regel

als Feuchtmasse pro Quadratmeter bestimmt. Um die produktionsbiologisch wesentlich aussagekräftigeren Daten über die Trockenmasse bzw. aschefreie Trockenmasse zu erfassen, wurde besonders von 1972 bis 1977 ein umfangreiches Programm durchgeführt, wobei auf den Standardstationen 1 bis 19 die Vertreter aller wichtigen Tiergruppen nach Feuchtmasse, Trockenmasse und aschefreier Trockenmasse bestimmt wurden. Die dabei ermittelten Werte dienten zur Berechnung von Äquivalenzwerten, die dann auch eine Hochrechnung auf organischen Gehalt pro Quadratmeter bzw. pro Einzeltier der jeweiligen Art erlaubte.

Von allen Abundanz- und Biomassewerten wurden Mittelwerte berechnet und gleichzeitig die Standardabweichung bestimmt. Die jeweils in die Mittlung einbezogene Anzahl der Einzelproben sind in den Tabellen und Abbildungen ausgewiesen. Da häufig die Standardabweichung über den Mittelwerten lag, wurde auf eine distinktere biostatistische Analyse verzichtet.

Die bei der physiologisch-ökologischen Analyse der Arten verwendeten Methoden zur Erfassung der Resistenz- und Toleranzgrenzen gegenüber Temperatur, Salinität und Sauerstoffmangel sowie zur Ermittlung des Leistungspotentials (in der Regel als Sauerstoffverbrauch) sind den betreffenden Originalarbeiten (besonders VON OERTZEN 1982, NAUSCH 1982, JANSEN 1983) zu entnehmen.

Ergebnisse und Diskussion

Struktur des Makrozoobenthos in der Darß-Zingster Boddenkette im Zeitraum von 1969 bis 1990

Die wesentlichen Umweltfaktoren, die die Qualität des Makrozoobenthos bestimmen, sind in diesem meso- bis oligohalinen und poly- bis hypertrophen Lebensraum der Salzgehalt der Trophiegrad, die Substratqualität und - damit verbunden - die Tiefe und der Expositionsgrad.

So prägen am östlichen Eingang der Boddenkette bis zum Grabow marine-euryhaline Arten der sog. *Macoma balthica*-Gemeinschaft bzw. der *Manayunkia-Cyprideis*-Gemeinschaft das Faunenbild. Hier sind die kleinen Polychaeten *Fabricia sabella*, *Alkmaria romijni*, *Streblospio shrubsoli* und *Manayunkia aestuarina* mit einer Individuendominanz von 85% und mit einer bei ihrer Kleinheit beachtlichen Feuchtmassedominanz (excl. Mollusca) von 26% am Gesamtspektrum beteiligt. *Nereis (Hediste) diversicolor*, *Corophium volutator* und *Pygospio elegans* bilden über 55% der Gesamtfeuchtmasse (excl. Mollusca) und zusammen lediglich 5% der Individuendominanz. Noch viel geringere Abundanzen erreichen die Herz- und Sandklaffmuscheln (*Cerastoderma lamarcki* bzw. *Arenomya arenaria*), die aber an der Gesamtfeuchtmasse mit 76% beteiligt sind. Die Weichbodenassel *Cyathura carinata* weist mit 1,3% Individuendominanz und

8% Feuchtmassedomianz (excl. Mollusca) erstaunlich hohe Werte auf.

Schon in der **Mitte des Grabow** ändert sich neben der rapiden Abnahme der Individuenzahlen und der Gesamtfeuchtbio-masse die Faunenzusammensetzung erheblich. Im Vordergrund stehen die Wattschnecken (fast ausschließlich *Hydrobia ventrosa*) mit 69% der Individuendominanz und 45% Feuchtmassedomianz. Die Chironomiden-Larven, die am Eingang der Boddenkette noch kaum präsent waren, sind schon mit 30% an der Feuchtmasse excl. *Mollusca* beteiligt.

Die Faunenzusammensetzung in den tieferen Teilen des Barther Boddens (tiefer als 2 m) wird von den *Chironomiden-Larven* geprägt, die zwar wie alle anderen Taxa nur relativ geringe Abundanzen erreichen, mit 51% Individuendominanz und nahezu 60% Feuchtmassedomianz aber eindeutig im Vordergrund stehen.

Die **flacheren Teile des Barther Boddens** (flacher als 2 m) können abhängig vom jeweilig vorherrschenden Salzgehalt höhere Abundanzen und Feuchtbio-massen von *Nereis diversicolor* und *Hydrobia ventrosa* sowie seit 1990 auch von *Marenzelleria viridis* aufweisen, wobei die Gesamtfeuchtbio-massewerte deutlich über denen in den tieferen Teilen liegen. Die im jährlichen Zyklus in Form von ca. 4 Aufnahmen pro Jahr durchgeführten Routineuntersuchungen von 1977 bis 1984 und die Ergebnisse von Netzaufnahmen in den Jahren 1977 und 1978 ergaben für diesen Bereich Makrozoobenthos-Feuchtmassen von an-nähernd 30 g pro Quadratmeter.

Im **Bodstedter Bodden** sind bei außerordentlich niedrigen Gesamtwerten die *Chironomiden-Larven* mit einer Individuendominanz von 67% und einer Feuchtmassedomianz von 90% eindeutig beherrschend.

Der **Saaler Bodden** wurde im Routinemeßprogramm von 1969 bis 1977 pro Jahr 3 bis 4 mal auf einer Station in der Mitte des nördlichen Teils und auf einer Station auf dem Übergang vom nördlichen Teil zum Ribnitzer See (Nähe Dierhagen) bearbeitet. Seit 1986 lief ein umfangreiches Makrozoobenthos-Programm in Form von Untersuchungen auf einem Stationsnetz mit 500 m Kantenlänge zwei- bis dreimal pro Jahr bis 1990. Wenn auch die im Routinemeßprogramm bearbeitete südliche Station (damalige Station 19) in einer relativ unproduktiven Zone zwischen der ausgedehnten Mulde des Nordteils und dem hypertrophen Ribnitzer See lag, lassen die langjährigen Daten ein allgemeines Bild von der Makrozoobenthos-Besiedlung erkennen, das diesen hypertrophen oligohalinen Lebensraum eindeutig kennzeichnet.

In der Feuchtmassedomianz standen die *Chironomiden-Larven* bis 1990 allein an der Spitze. Die *Oligochaeten* können lediglich in der Individuendominanz teilweise mithalten. Die an der Grenze zur Meiofauna einzuordnenden *Ostracoden* (vornehmlich *Cyprideis torosa*) sind stets präsent, können aber nur gelegentlich individuenzahlmäßig zum Gesamtbild beitragen (Abb.1).

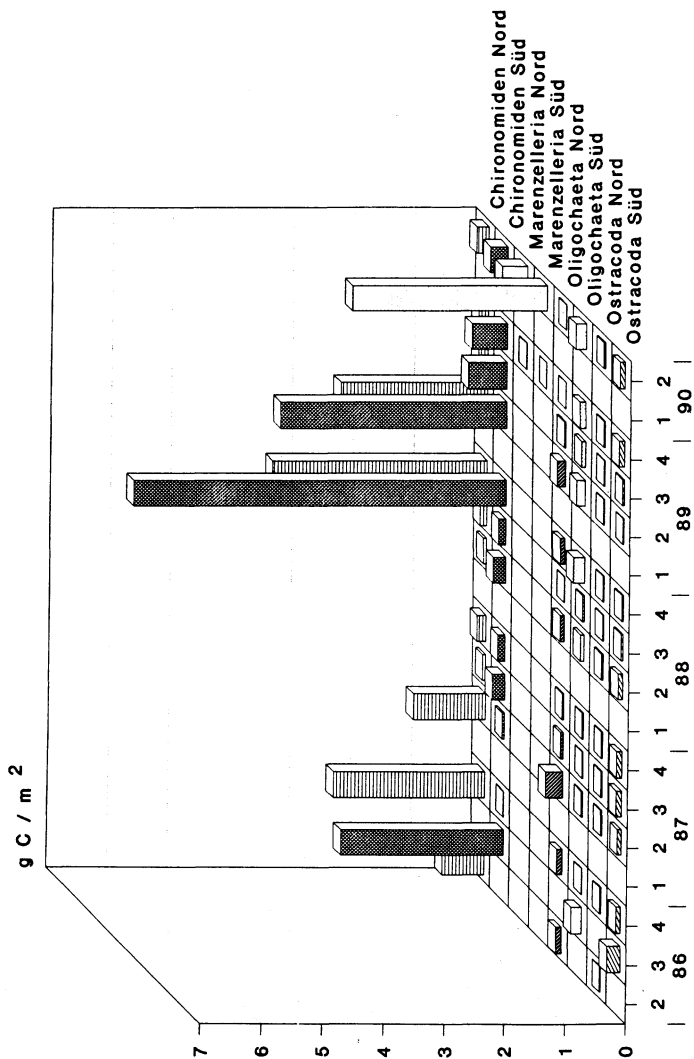


Abb. 1 Durchschnittliche Biomassen (g org. C m⁻²) der produktionsbestimmenden Makrozoobenthos-Taxa im Saaler Bodden (1986-1990)

Ende der 80er Jahre wurden neben den schon von ARNDT (1987) artlich differenzierten Taxa die Gruppen der *Ostracoda* (KÖHLER 1989), *Oligochaeta* (BÖNSCH 1988) und *Chironomiden* (BURCKHARDT 1989 in einem unpublizierten Forschungsbericht) genauer untersucht.

Während KÖHLER (1990) die hohe Dominanz von *Cyprideis torosa* nachwies, konnte BÖNSCH (1988) aus dem Probenmaterial aus dem Saaler Bodden (1986/87) 7 *Tubificiden*- und 4 *Naididen*-Arten bestimmen, von denen die 7 *limnisch-euryhalinen* Arten gegenüber 4 Brackwasserarten den limnisch geprägten Charakter des Saaler Boddens nachwiesen. Die *Tubificiden* dominierten unter den erfaßten Arten. *Potamothenix bavaricus* und *Potamothenix hammoniensis* waren die häufigsten Arten. Weniger häufig traten *Potamothenix moldaviensis* und *Limnodrilus hoffmeisteri* auf. Die *Tubificiden* wiesen in Abhängigkeit von der Tiefe und - nicht immer damit gekoppelt - von der Substratqualität unterschiedliche Verbreitungsschwerpunkte auf. Auf Schlick tiefer als 2 m dominierten *Potamothenix bavaricus* und *Potamothenix hammoniensis* eindeutig, während *Potamothenix moldaviensis* Sandböden bevorzugte und oberhalb 2 m Tiefe der häufigste *Tubificide* war.

Die taxonomische und ökologische Bearbeitung der *Chironomiden*-Larven durch BURCKHARDT (1989 unveröff.) ergab für den April 1986 im Nordteil des Saaler Boddens (59 Stationen wurden untersucht) eine Individuendominanz von 44% für den *Chironomus plumosus* Typ (davon wahrscheinlich etwa 1/5 der artlich nur sehr schwer unterscheidbare *Chironomus balatonicus*) und 37% für den *Chironomus semireductus* Typ. *Procladius* spp. (7,6%) und *Glyptotendipes* spp. (10,7%) erreichten in der Individuendominanz noch erwähnenswerte Anteile, während *Cryptochironomus*, *Parachironomus*, *Microchironomus* und *Polypedilum* mit insgesamt 1% sehr selten waren. Ein ähnliches Bild ergab sich bei der Feuchtmassendominanz. Hier wurden die Vertreter des *Ch.plumosus* Typs mit 48% dicht gefolgt von denen des *Ch.semireductus* Typs. Alle übrigen Taxa erreichten zusammen lediglich 4,7%.

Ein etwas anderes Bild ergab sich bei der Bearbeitung von 37 Stationen im südlichen Teil des Saaler Boddens (Ribnitzer See) im Juli 1986. Hier dominierten die Larven des *Ch.semireductus* Typs mit 38,6% Individuendominanz und 63,2% Feuchtmassendominanz deutlich vor den Larven des *Ch.plumosus*/*Ch.balatonicus* Typs mit 20,3 bzw. 26,4%. *Procladius* (7,3% bzw. 2,0%), *Glyptotendipes* (8,85% bzw. 6,8%) und *Cladotanytarsus* (23,1% bzw. 0,5%) lagen in ihren Dominanzwerten weit vor den übrigen *Chironomiden*-Larven (*Cryptochironomus*, *Psectrocladius*, *Dicoretendipes*, *Endochironomus*, *Parachironomus*, *Polypedilum*, *Fleuria lacustris*).

Seit 1990 wird die Makrozoobenthos-Besiedlung durch die für das gesamte Ostseegebiet neue Art *Marenzelleria viridis* wesentlich verändert (BICK & BURCKHARDT 1991). Diese aus Kanada eingewanderte *Spionide* (*Polychaeta*) erreichte im April 1990 im Ribnitzer See mit Feuchtmassen von 82 g pro Quadratmeter Werte, die sonst ausschließlich von *Chironomiden*-Larven bekannt waren. Wie prägend diese "newcomer" für die gesamte Darß-Zingster Bodden-

kette geworden sind, geht aus der Tab.3 hervor, die auch belegt, daß 1992 *Marenzelleria viridis* vor Born und im Barther Bodden (Fähranleger Zingster Strom) zu maximalen Abundanzen und Biomassen gekommen ist (BICK mündl. Mitt.).

Wie im folgenden Abschnitt "Produktionsbiologische Aspekte" noch ausführlich diskutiert werden wird, unterscheidet sich der mit 6925 ha erheblich größere nördliche Teil des Saaler Boddens durch teilweise auftretende, geringer besiedelte Sand- bzw. Schlicksandgebiete deutlich von dem mit 1010 ha wesentlich kleineren Ribnitzer See, der vorwiegend durch Schlick-Schlamm-Sedimente gekennzeichnet ist. Die sehr viel höheren Produktionszahlen besonders bei *Chironomiden-Larven* und 1990 auch bei *Marenzelleria* sowie die deutlich limnisch geprägte Faunenzusammensetzung (lokal u.a. kleine Süßwassermuscheln der Gattungen *Pisidium* und *Sphaerium*, die Süßwasserschneckengattung *Valvata* und die sehr großen, das Feuchtmassebild verzerrenden Flußmuscheln der Gattung *Anodonta*) lassen diesen hypertrophen südlichen Zipfel der Boddenkette als Sonderbereich erscheinen.

Produktionsbiologische Aspekte

In der Übersicht (Tab.1) ist die Sekundärproduktion in den einzelnen Bodden teilen in Form einer Grobschätzung auf der Basis von P/B-Werten und Generationsdauern der beteiligten Einzelarten dargestellt. Sehr deutlich heben sich die hohen Werte am östlichen Eingang der Boddenkette von denen der übrigen Boddenteile ab. Über den Grabow bis zum Barther Bodden und von dort mit extremem Abfall bis zum Bodstedter Bodden ist die Abnahme der Makrozoobenthos-Produktion deutlich. Der Bodstedter Bodden nimmt dabei insofern eine Sonderstellung ein, als seine ausgedehnten Tiefenbereiche 1 - 2 m unter dem Niveau der übrigen Bodden liegen. Diese Besonderheit kann für feineres Sediment, geringere windbedingte Durchlüftung und damit geringere Sauerstoffversorgung der bodennahen Schichten verantwortlich sein, so daß innerhalb dieses Bodden teils die Verhältnisse zumindest in den tieferen Bereichen für die Bodentiere (Makro-und Meiozoobenthos) schwer erträglich werden.

Tabelle 1 Sekundärproduktion (grob geschätzt) des Makrozoobenthos in den Zeiträumen 1969-1977 und 1986-1990 in g org. C m⁻²a⁻¹

	1969-1977	1987	1988	1986-1990
Ausgang Darß-Zingster Boddenkette (Ost)	5,87			
Grabow (tief)	1,71			
Barther Bodden (tief)	1,28		2,3	
Barther Bodden (flach) 1,5 m	2,43	0,7	2,38	
Bodstedter Bodden (tief) 1,5 m	0,09			
Saaler Bodden (Nord)	1,6			2,12
Saaler Bodden (Grenze Nord/Süd)	0,74			
Saaler Bodden (Süd = Ribnitzer See)				4,21

Der Saaler Bodden, mit seinen 7.935 ha das ausgedehnteste Areal der Boddenkette, kann am ehesten mit den Produktionszahlen an der Eingangspforte der Boddenkette mithalten. Hier treten Sekundärproduktionswerte auf besonders im hypertrophen südlichen Teil (= Ribnitzer See, 1010 ha) und in den Regionen des nördlichen Saaler Boddens, die unterhalb der 2 m Linie liegen, die phasenweise Produktionswerte der Eingangsregion erreichen können (Abb.3).

Für die Diskrepanz zwischen der ökologischen Kapazität der Boddenkette und der realisierten Besiedlung sprechen nicht nur die im folgenden Abschnitt "Zur Variabilität und Konstanz des Besiedlungsmusters" ausgewiesenen enormen annualen und saisonalen Schwankungen der produktionsbestimmenden *Chironomiden-Larven* im Saaler Bodden. Sie wird auch belegt durch die Einwanderungsgeschichte des 1985 erstmalig in einer kleinen flachen Bucht des Barther Boddens mit zunächst extrem niedrigen Abundanzen nachgewiesenen *Polychaeten Marenzelleria viridis*, der zur Familie der *Spioniden* gehört (BICK & BURCKHARDT 1991). Diese euryhaline Art hat ihr natürliches Verbreitungsgebiet an der Atlantik- und Pazifikküste Kanadas. Sie wurde vermutlich 1983 mit Ballastwasser in die Nordsee eingeschleppt und hat seitdem weite Teile des Nord- und Ostseeraums erobert (ESSINGK 1988, BICK & BURCKHARDT 1991). Neben der Darß-Zingster Boddenkette sind die äußeren Küstengewässer der Deutschen Beltsee, der Greifswalder Bodden und die polnischen und finnischen Küstengewässer als Fundorte ausgewiesen. Die im Vergleich zur Gesamtsekundärproduktion des Makrozoobenthos extrem hohen Werte aus dem Saaler Bodden vom April 1990 (Tab. 2) und die mit vielen Probenahmen belegten Biomasse- und Sekundärproduktionsdaten aus dem Jahre 1992 (BICK mündl. Mitt., s. Tab. 3) in der gesamten Boddenkette kennzeichnen eindrucksvoll, wie in einem solchen hypertrophen Boddengewässer ein "newcomer" Fuß fassen kann, ohne anscheinend andere Taxa in ihrer Populationsdynamik entscheidend zu beeinflussen.

Betrachten wir die Besiedlung der gesamten Boddenkette, so fällt auf, daß das Makrozoobenthos ernährungsökologisch gesehen im Osten vorwiegend durch Suspensions- bzw. Präsedimentfresser gekennzeichnet ist (Suspensionsfresser: *Cerastoderma*, *Arenomya*, *Fabricia*, *Manayunkia*. Selektive Präsedimentfresser: *Alkmaria*, *Streblospio*, *Hydrobiidae*. Polyphag: *Nereis*), während in den westlichen Boddenteilen (schon in tieferen Teilen des Barther Boddens) die selektiven und nichtselektiven Sedimentfresser eindeutig im Vordergrund stehen. Dabei ist die Populationsentwicklung natürlich stark von den jeweiligen Sedimentations- und Resuspendierungsraten sowie von den saisonalen Qualitätsveränderungen abhängig. Bei dem herbstlichen Zusammenbruch der Potamogeton-Wiesen im Saaler Bodden können so z.B. Massenentwicklung von *tubificiden Oligochaeten* beobachtet werden, die in diesem für sie idealen Nahrungsbrei extreme Populationswachstumsraten erreichen.

Tabelle 2 Sekundärproduktion von *Marengelleria viridis* (1990, 1992)
in g org. C m⁻²a⁻¹

	April 1990	1992
Saaler Bodden Nord	2,17	
Saaler Bodden	9,11	
Körkwitz (Saaler Bodden Grenze N/S)		3,03
Dierhagen (südlicher Saaler Bodden N)		1,47
Born (Saaler Bodden Nord bzw. Bodst. B. W.)		21,65
Barther Bodden (Fähranleger)		13,63
Zingster Strom		9,94
Grabow (flach)		5,42

Tabelle 3 Abundanzen (Ind. m⁻²) und Feuchtmasse (g m⁻²) von *Marengelleria viridis* an Stationen der Darß-Zingster Boddenkette im Jahre 1992 auf der Basis von Stechrohrproben (Eindringtiefe 30 cm) (BICK, mdl. Mitt.)

	Ind. m ⁻²	g FM m ⁻²
Saaler Bodden		
• Körkwitz	635	82,9
• Dierhagen	401	40,1
• Born	4551	591,6
Barther Bodden		
• Fähranleger	4138	372,4
• Zingster Strom	2469	271,6
Grabow		
• Dabitz	1236	148,0

An zwei Beispielen soll versucht werden, die **produktionsbiologische Einordnung des Makrozoobenthos** vorzunehmen. Augenfällig wird dabei, daß in diesem Flachgewässer eine Trennung zwischen Pelagial und Benthos als zwei in marinen Bereichen und tiefen Seen so deutlich zu trennende Kompartimente praktisch unmöglich ist. Wir wählen unsere Beispiele aus dem Barther Bodden aus, da aus diesem Biotop die notwendigen quantitativen Daten aus allen Produktionsebenen vorliegen.

Die bisher noch nicht erwähnte etwa 15 mm lange Schwebegarnale *Neomysis integer*, die durch ihr gutes Schwimmvermögen, die hypopelagische bzw. hyperbenthische Lebensweise und ausgeprägtes Schwarmverhalten weder mit Bodengreifer noch mit Stechrohr quantitativ zu erfassen ist, ist in allen inneren und äußeren Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern präsent. Im Barther Bodden erreicht die im wesentlichen bivoltine Art vom Mai bis zum Dezember Abundanzen von 100 bis 160 Individuen pro Quadratmeter. Die Abundanzen und Biomassen waren die Grundlage für die Ermittlung der Produktion

(JANSEN 1983), die bei *Neomysis* im Jahre 1979 ca. 2,64% und 1980 ca. 4,28% der Zooplanktonproduktion bzw. 1979 1,4% und 1980 2,28% der Makrozoobenthosproduktion betrug. Magenanalysen des Jahrgangs 1980 ergaben im Mittel 53% Detritus, 37% tierische Nahrung, 6% Phytoplankton und 4% Sandkörner. Durch Feld- und Laborbeobachtungen konnte die Bevorzugung von tierischer Nahrung nachgewiesen werden. Nach Bestimmung der Filtrationsleistung und der Assimilationseffektivität (JANSEN & HEERKLOSS 1991) wurde versucht, *Neomysis* in das Nahrungsgefüge des Barther Boddens einzuordnen. Bei grober Schätzung dürfte *Neomysis* als planktivorer Räuber auf der einen Seite (Abb. 2) und als Nährtier für Fische zumindest zeitweise eine Schlüsselposition im Nahrungsgefüge des Barther Boddens einnehmen (H. ARNDT 1985). Die aus langjährigen Produktionsdaten errechneten Werte der einzelnen Kompartimente (Tab. 4) demonstrieren anschaulich, welchen Stellenwert dieser Krebs haben kann.

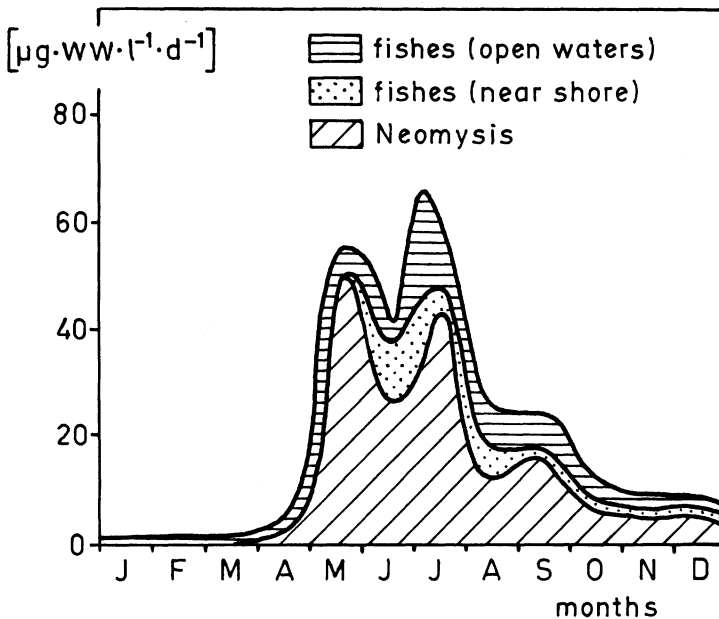


Abb. 2 Der Jahresverlauf der Ration planktivorer Konsumenten im Barther Bodden (aus H. ARNDT, 1985)

Tabelle 4 Produktionsdaten (SCHNESE et al. 1980 unveröff.) der Darß-Zingster Boddenkette im Vergleich zur Produktion von *Neomysis integer* (aus JANSEN 1983) auf der Basis von Trockenmasse (TM)-Daten

Produktionsart	Produktion	
	g TM m ⁻² a ⁻¹	kg TM ha ⁻¹
Primärproduktion Zooplanktonproduktion Makrozoobenthosproduktion Fischproduktion (nur jährliche Fangerträge!)	269 5 9,4 0,54	5,4
<i>Neomysis integer</i> - Produktion • 1979 • 1980	0,132 0,214	1,3 2,1

Aus jüngster Zeit liegen weitere Erkenntnisse über die produktionsbiologischen Abläufe im Barther Bodden vor. Neben planktologischen und benthosökologischen Daten wurden besonders die Fischpopulationen des Barther Boddens in ihrer Populationsdynamik und ihrer ernährungsbiologischen Stellung berücksichtigt. So konnte THIEL (1991) auch unter Verwendung der von DEBUS (1987) erstmalig für dieses Untersuchungsgebiet errechneten Tagesrationen der Futteraufnahme von Fischen die Struktur und Dynamik der Jung- und Kleinfischgemeinschaften des Barther Boddens bearbeiten. Die komplexe Darstellung der Nahrungsökologie der Jung- und Kleinfische erlaubte Aussagen zum quantitativen Einfluß der Jung- und Kleinfische auf das Zooplankton und Zoobenthos. Es konnten zwei strukturell unterschiedliche Jung- und Kleinfischgemeinschaften unterschieden werden, von denen die Flachwassergruppe (flacher als 1,5m) Jungfische von *Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus*, *Gasterosteus aculeatus* und *Pungitius pungitius* enthält, die im Frühjahr und Herbst durch *Pomatoschistus microps* ergänzt werden. Ab 1,5 m Tiefe dominieren *Clupea harengus* und *Osmerus eperlanus*. Mit ca. 40 kg Frischmasse pro Hektar liegt die Jahresproduktion der Jungfische deutlich höher als bisher angenommen.

Der Stofffluß vom Zooplankton und Zoobenthos zu den Jung- und Kleinfischen erfolgt im Barther Bodden zu etwa 30% über Larven und Puppen der Chironomiden. Daneben sind calanoide Copepoda (*Eurytemora affinis*, *Acartia tonsa*), *Neomysis integer* und die benthischen *Nereis diversicolor* und *Marenzelleria viridis* von Bedeutung. Jährlich werden - hauptsächlich zwischen Mai und September - von Jung- und Kleinfischen etwa 55 g Feuchtmasse pro Quadratmeter konsumiert.

THIEL (1991) kommt zu einer Hochrechnung der Nahrungsbeziehungen zwischen Jung- und Kleinfischen, Zooplankton und Zoobenthos, die eine Konsumtion der Fische von 30% der jährlichen Zooplanktonproduktion (incl. *Neomysis*) ausweist. Den Jung- und Kleinfischen kommt dabei indirekt ein großer Teil des

von *Neomysis* konsumierten Zooplanktons zugute, da die Fische 97% der Jahresproduktion der Schwebegarnale fressen. THIEL (1991) kommt darüber hinaus zu dem Ergebnis, daß der prädativ Einfluß der Jung- und Kleinfische auf das Zoobenthos im Barther Bodden im Vergleich zur Beeinflussung des Zooplanktons geringer ist, was sich u.a. darin äußert, daß von keiner Gruppe der gefressenen zoobenthischen Nahrungsorganismen mehr als 100% ihrer Jahresproduktion konsumiert werden.

MEHNER (1992) führte ökologische Untersuchungen an Fischen der Altersgruppe 0+ im mehr oder weniger limnischen Barther Strom durch, wobei Wachstum der Fische, Nahrungszusammensetzung und Konsumtionsraten der Altersgruppe 0+ detailliert bestimmt wurden. Das Wachstum aller Fischarten wird von ihm als außerordentlich hoch eingeschätzt. Eine Nahrungslimitierung des Wachstums von Hering und Barsch während der frühen Lebensphasen erscheint dem Autor im Untersuchungsgebiet daher als unwahrscheinlich. Während bei den jüngsten Fischlarven *Eurytemora affinis* als Nauplien und Copepodite die Nahrungsqualität bestimmen, tritt bei zunehmenden Totallängen (Barsch > 25 mm, Hering > 35 mm) die Schwebegarnale *Neomysis* zunehmend in den Vordergrund. Tägliche Rationen von ca. 35% der eigenen Feuchtmasse werden im Durchschnitt während der Untersuchungsperiode sowohl beim Hering als auch beim Barsch nachgewiesen.

MEHNER (1992) nimmt besonders zu der Räuber-Beute-Beziehung von Fischen der Altersgruppe 0+ und *Eurytemora affinis* Stellung. Nach seinen Berechnungen schwankt der Anteil der Konsumtion der Fische an der Produktion von *Eurytemora* zwischen 2 und 70%. Eine Kontrolle der Populationsentwicklung von *Eurytemora* durch den Fischnachwuchs ist vor allem ab Mitte Juni denkbar. Ein bisher vermuteter Einfluß des Fraßdrucks der Fische auf den Zusammenbruch der *Eurytemora*-Population, die alljährlich Ende Mai/Anfang Juni eintritt, glaubt der Autor für das Untersuchungsjahr 1991 eindeutig widerlegen zu können.

Bei künftige zu entwickelnden Steuerungsstrategien (top-down Modelle, Bio-manipulation) in Richtung auf eine Gewässersanierung sollte die Altersgruppe 0+ der Jung- und Kleinfische einbezogen werden, da diese Gruppe im Frühjahr als Hauptkonsumenten für die größeren Zooplankter fungieren.

Zur Variabilität und Konstanz des Besiedlungsmusters

Das Besiedlungsmuster des Makrozoobenthos in der Darß-Zingster Boddenkette weist enorme temporale und spatiale Schwankungen auf, die den Autor schon zu der Aussage verleitet haben, daß die Variabilität in Zeit und Raum die einzige Konstante in diesem Brackwasserlebensraum darstellt. Trotz der extremen Abundanz-, Biomasse- und Produktionsunterschiede erlauben die langjährigen Beobachtungen den Schluß, daß bei genauer Kenntnis der hydrografischen und klimatischen Daten aus den einzelnen Jahren das System als "voraussagbar

(predictable)" eingestuft werden kann, was den bisherigen Vorstellungen über ästuarine Lebensräume (unpredictable) widerspricht.

Im einzelnen möchte ich folgende Untersuchungsergebnisse vorstellen, die diese "Voraussagbarkeit" - natürlich in gewissen Grenzen - zu belegen scheinen:

- (1) Seit den 70er Jahren durchgeführte tägliche Salzgehaltsbestimmungen im Zingster Strom (SCHLUNGBAUM & BAUDLER 1994) haben u.a. gezeigt, daß wir in der Boddenkette in Abhängigkeit von Großwetterlagen mit trockenen Sommern, wie sie z.B. 1992 ausgeprägt waren, zu rechnen haben, die den Salzgehalt in allen Boddenteilen ansteigen lassen. Andererseits gibt es ausgesprochen feuchte Sommer, in denen die oligohalinen Bereiche bis zum Barther Bodden reichen können. Auch längerfristige, über mehrere Jahre laufende Perioden mit geringeren und solchen mit höheren Salzgehalten können das Bild prägen. Wie wir im Abschnitt "Zur Ökophysiologie ausgewählter Arten des Makrozoobenthos" näher erklären werden (s. auch ARNDT 1988, 1989), werden durch diese verschiedenen abiotischen Regimes alle die Tierarten beeinflusst, die im Bereich der Boddenkette ihre generativen und vegetativen Verbreitungsgrenzen haben.

Die Abundanzschwankungen der *Hydrobia ventrosa* - Bestände im Barther Bodden und auch die Populationsdynamik von *Nereis (Hediste) diversicolor* können dadurch relativ einfach erklärt werden (ARNDT 1988). Bei dem Meeresringelwurm *Nereis diversicolor* konnten wir darüber hinaus nachweisen, daß die Toleranzgrenze für niedrige Salinitäten stark von der Temperatur abhängt. So stirbt die gesamte Population im Barther Bodden aus, wenn bei niedrigen Salinitäten die Temperatur unter 0,5° C sinkt.

Bilanziert man die Entwicklung des Makrozoobenthos im Saaler Bodden seit 1986 auf der Basis der Netzprogramme, kommt man zu folgendem Ergebnis (s. Tab. 5).

Die mit Abstand wichtigste Tiergruppe stellen die *Chironomiden* dar. Aus den Tabellen 5 und 6 ist darüber hinaus abzulesen, daß die Abundanzen und Biomassen von Jahr zu Jahr außerordentlich stark wechseln und dabei ein typischer Jahresgang in der Populationsentwicklung nachzuweisen ist. Wenn wir von dem havariebedingten Minimum Ribnitzer See im November/Dezember 1986 absehen, wo nahezu die gesamte Makrofauna mit Ausnahme der *Ostracoden* vernichtet worden war, müssen wir davon ausgehen, daß die *Chironomiden*-Population im Jahre 1986 mit guten Startbedingungen im Frühjahr und guten Reproduktionsbedingungen im Sommer im Spätherbst hohe Werte erreichte, die im Mai 1987 nach der natürlichen winterlichen Zehrung noch relativ hoch lagen. Der Sommer 1987 war für die *Chironomiden*-Entwicklung so negativ, daß die Oktober-Werte 1987 und die April-Werte 1988 extrem niedrig lagen. Das ist besonders im weitflächigen Nordteil ausgeprägt, widerspiegelt sich in etwa auch im südlichen Teil, wo dieser Trend allerdings von der langsamen Erholungsphase nach der 1986er Havarie überlagert wird.

Tabelle 5 Makrozoobenthos - Netzprogramme 1986 bis 1990 mit der Erfassung der Präsenzen (Präs.), der Individuenabundanz (Ind./m²) und Feuchtmassen (g FM/ m²) incl. Standardabweichungen (SD).

April 1986 Aufnahme	N n=59 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- SD	S n=39 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	Juli 1986 SD
Chiron.-Larv.	78%	1050		13,94		100%	5977		76,68	
Chiron.-Pup.										
Tanyp.-Larv.										
Tanyp.-Pup.										
Chiron.-Imag.										
Chiron.-Ges.		1050		13,94			5977		76,68	
Oligochaeta	95%	1030		2,17		100%	3449		4,30	
Ostracoda	13%	337		0,07		92%	11566		2,28	
Prostomat.	10%	4		0,05			0		0	
Potamopyrg.	10%	10		0			0		0	
Valvata		0		0		3%	<1			
Theodoxus	5%	<1								
Anodonta		0		0		3%	?		?	
Neomysis	9%	2		0			0		0	
Cyathura	9%	3		0,02			0		0	
Sphaerom	2%	<1		<0,01			0		0	
Gammarus	2%	<1		<0,01			<1		0	
Insecta-Larv.		0		0		3%	<1		0	
Total		2436		16,25			20992		83,26	
Nov./Dez. 1986 Aufnahme	N n=47 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- SD	S n=36 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m	- SD
Chiron.-Larv.	87%	3461		49,66		64%	51		0,19	
Chiron.-Pup.										
Tanyp.-Larv.										
Tanyp.-Pup.										
Chiron.-Imag.										
Chiron.-Ges.		3461		49,66			51		0,19	
Oligochaeta	100%	11,24		2,01		58%	51		0,17	
Ostracoda	77%	956		0,22		94%	3441		0,76	
Prostomat.	26%	9		0,03			0		0	
Potamopyrg.	9%	5		0,02			0		0	
Valvata		0		0		6%	1		0,07	
Theodoxus		0		0			0		0	
Anodonta		0		0		8%	1		8,22	
Neomysis	36%	11		0,1			0		0	
Cyathura	2%	2		0,01			0		0	
Sphaeroma	2%	1		<0,01			0		0	
Total		5570		52,05			3545		9,47	
Total excl. Moll.		5565		52,03			3543		1,18	
Mai 1987 Aufnahme	N n=57 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- TEIL SD	S n=48 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	86%	1771	3079	21,86	47,00	71%	116	243	0,18	0,42
Chiron.-Pup.	51%	53	92	0,85	1,40	3%	1			<0,0
Tanyp.-Larv.	74%	184	274	0,65	0,90	90%	404	419	0,86	1
Tanyp.-Pup.	26%	10	26			3%	1		<0,01	0,75
Chiron.-Imag.	30%	8	15	<0,01		29%	9	19	<0,01	
Chiron.-Ges.		2026		23,37			531		1,04	
Oligochaeta	95%	1829	3791	5,53	14,00	74%	185	278	0,45	
Ostracoda	86%	946	1720	0,19	0,37	100%	2943	3421	0,70	0,77
Prostomat.	28%	24	54	<0,01			0		0	0,92
Potamopyrg.	9%	5	21	<0,01			0		0	
Valvata	4%	1		<0,01		16%	6	16	0,15	
Anodonta		0		0		19%	4	10	84,37	0,47
Manayunkia	2%	16	117	<0,01			0		0	217,0
Neomysis	2%	1		<0,01			0		0	
Cyathura	4%	3	27				0		0	
Gammarus	4%	1					0		0	
Total		4852		29,09			3369		86,71	
Total excl. Moll.		4846		29,09			3359		2,19	

Fortsetzung Tabelle 5

Juli 1987 Aufnahme	N n = 55 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- TEIL SD	S n = 48 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	78%	406	300	1,10	4,00	97%	546	680	5,21	9,54
Chiron.-Pup.	7%	2	8	<0,01		29%	21	41	0,24	0,52
Tanyp.-Larv.	64%	87	173	0,17	0,44	97%	216	240	0,59	0,62
Tanyp.-Pup.	7%	2	10	<0,01		6%	2		<0,01	
Chiron.-Imag.	7%	1	5	<0,01		15%	3		<0,01	
Chiron.-Ges.		498		1,27			788		6,04	
Oligochaeta	71%	353	737	0,67		65%	152	368	0,33	0,97
Ostracoda	86%	946	1720	0,21	0,41	91%	2578	3827	0,54	0,70
Prostomat.	15%	12	39	<0,01			0		0	
Potamopyrg.	4%	1		<0,01			0		0	
Anodonta		0		0		12%	3		40,54	117,0
Marenzell.-Larv.	2%	1		<0,01			0		0	
Neomysis	16%	3	7	<0,01			0		0	
Total		1814		2,15			3521		47,45	
Total excl. Moll.		1814		2,15			3518		6,91	
Oktober 1987 Aufnahme	N n = 55 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- TEIL SD	S n = 48 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	87%	495	984	2,50	5,80	71%	215	409	2,62	5,03
Chiron.-Pup.		0		0			0		0	
Tanyp.-Larv.	73%	194	326	0,50	1,04	94%	357	327	0,80	0,86
Tanyp.-Pup.		0		0			0		0	
Chiron.-Ges.		689		3,00			572		3,42	
Oligochaeta	86%	347	445	0,51	0,71	65%	229	675	0,55	1,60
Ostracoda	89%	873	1515	0,18	0,32	98%	4086	4543	0,91	0,93
Prostomat.	13%	4	14	<0,01		2%	1x		<0,01	
Potamopyrg	6%	3	14	<0,01		4%	2x			
Valvata		0		0		4%	2x			
Anodonta		0		0		12%	4	10	43,68	103,4
Pisidium		0		0		2%	1x			3
Neomysis	35%	16	31	<0,01		12%	4	10	<0,01	
Cyathura	2%	1x					0		0	
Total		1932		3,69			4895		48,56	
Total excl. Moll.		1932		3,69			4891		5,12	
April 1988 Aufnahme	N n = 55 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- TEIL SD	S n = 34 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	69%	226	832	0,84	1,79	77%	205	324	4,42	7,14
Chiron.-Pup.	2%	1				21%	14	37	0,31	0,84
Tanyp.-Larv.	64%	100	117	0,25	0,28	94%	468	492	1,11	1,17
Tanyp.-Pup.		0		0		2%	1			
Chiron.-Imag.		0		0		6%	1			
Chiron.-Ges.		327		1,09			689		5,84	
Oligochaeta	96%	790	1065	1,44	1,84	74%	550	1528	1,41	2,47
Ostracoda	93%	1033	1661	0,26	0,47	100%	3143	4646	0,77	1,08
Prostomat.	5%	1	5				0		0	
Potamopyrg.	18%	5	12	0,02	0,05		0		0	
Valvata		0		0		2%	1x			
Anodonta	2%	1x				27%	5	10	74,27	221,5
Dreissena		0		0		2%	1x			4
Pisidium		0		0		2%	1x			
Marenzelleria	38%	21	41	0,04	0,09	18%	6	13	0,01	
Sphaeroma	2%	1x					0		0	0,04
Total		2177		2,85			4393		82,30	
Total excl. Moll.		2172		2,83			4388		8,03	

Fortsetzung Tabelle 5

Juli 1988 Aufnahme	N n=53 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- SD	S n=38 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	77%	468	1017	0,93	1,77	95%	641	683	2,87	3,95
Chiron.-Pup.	17%	6	17	0,06	0,17	29%	9	18	0,12	0,23
Tanyp.-Larv.	51%	48	89	0,12	0,29	90%	175	232	0,42	0,48
Tanyp.-Pup.	13%	6	16	0,00	0,00	29%	15	34	0,01	0,03
Chiron.-Imag.	4%	6	41	0,00	0,00	8%	3	12	0,01	0,02
Chiron.-Ges.		534		1,11			843		3,41	
Oligochaeta	62%	220	429	0,17	0,29	79%	730	196	0,65	1,62
Ostracoda	85%	884	185	0,14	0,26	92%	1679	2559	0,34	0,55
Prostomat.	23%	19	44	0	0	3%	<1	<1		
Potamopyrg.	8%	4	19	0	0	0				
Valvata	0					5%	1	4	0,02	0,08
Pisidium	0					3%	<1			
Anodonta	0					11%	2	7	19,98	61,52
Marenzell.	2%	<1		0		0				
Hirudinea	2%	<1		0		3%	<1		0	
Hydracarina	0					8%	2	7	0	
Neomysis	19%	3	8	0,06	0,08	0				
Cyathura	2%	3	18	0,05	0,03	0				
Total		1667		1,53			3257		24,40	
Nov. 1988 Aufnahme	N n=57 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- TEIL SD	S n=11 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	91%	8026	7890	70,59	85,50	100%	15438	6109	175,62	73,00
Chiron.-Pup.	2%	1		0		0	0		0	
Tanyp.-Larv.	67%	105	138	0,34	0,5	100%	86	99	0,37	0,4
Tanyp.-Pup.	0	0		0		0	0		0	
Chiron.-Imag.	0	0		0		0	0		0	
Chiron.-Ges.		8131		70,93			15524		175,99	
Oligochaeta	90%	520	773	1,68	3,10	100%	1324	1718	4,73	5,94
Ostracoda	77%	634	899	0,14	0,19	91%	1029	791	0,24	0,20
Prostomat.	14%	15	47	0,10		0	0		0	
Potamopyrg.	16%	22	83	0,05	0,18	0	0		0	
Anodonta		0		0		9%	1,5	5,1	34,04	113
Marenzell.	11%	6	22	0,01		0	0		0	
Hirudinea	2%	1		0		9%	1,5	5,1	0,002	0,005
Neomysis	19%	4	8	0,04	0,11	0	0		0	
Gnizen-L.		0		0		9%	15	50	0,07	0,24
Total		9333		72,95			17895		215,07	
April 1989 Aufnahme	N n=58 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- TEIL SD	S n=11 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	95%	4879	4541	48,17	52,42	100%	8550	4301	105,95	56,27
Chiron.-Pup.	5%	1		0,03	0,13	55%	20	27	0,34	0,51
Tanyp.-Larv.	71%	103	112	0,32	0,37	91%	74	42	0,26	0,20
Chiron.-Ges.		4983		48,52			8644		106,55	
Oligochaeta	98%	1087	1616	2,81	3,80	100%	800	1106	3,54	4,74
Ostracoda	81%	532	662	0,14	0,30	100%	673	462	0,13	0,08
Prostomat.	12%	16	64	0,03	0,11		0		0	
Potamopyrg.	19%	33	118	0,08	0,29		0		0	
Theodoxus	2%	1x					0		0	
Anodonta		0		0		27%	6	11	62,44	108,0
Marenzelleria	71%	608	1111	0,50	0,89	9%	1x			
Neomysis	2%	1x					0		0	
Total		7952		52,08			10123		172,67	
Total excl. Moll.		7952		52,08			10117		110,23	

Fortsetzung Tabelle 5

Juli 1989 Aufnahme	N n = 54 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- TEIL SD	S n = 11 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	87%	453	528	2,88	4,12	100%	1453	886	17,63	10,48
Chiron.-Pup.	41%	14	22	0,16	0,27	73%	30	32	0,47	0,52
Tanyp.-Larv.	80%	88	96	0,11	0,14	91%	248	245	0,49	0,51
Tanyp.-Pup.	7%	1	6	<0,01		9%	1x		<0,01	
Chiron.-Imag.	6%	1	4	<0,01			0		0	
Chiron.-Ges.		557		3,15			1731		18,59	
Oligochaeta	83%	413	556	0,57	0,94	100%	930	1493	1,57	2,69
Ostracoda	87%	881	1304	0,16	0,25	91%	1461	1287	0,31	0,29
Prostomat.	22%	25	81	0,02	0,07		0		0	
Potamopyrg.	19%	79	455	0,20	1,05		0		0	
Valvata	4%	3	17	<0,01			0		0	
Anodonta		0		0		9%	2	5	29,58	98,10
Marenzelleria	20%	6	13	0,26	0,62		0		0	
Neomysis	76%	41	63	0,15	0,26	73%	32	32	0,21	0,30
Cyathura	2%	1x		<0,01			0		0	
Chaoborus-Larv.		0		0		9%	2	5	<0,01	
Total		2005		4,51			4158		50,26	
Total excl. Moll.		1923		4,31			4156		20,68	
Oktober 1989 Aufnahme	N n = 54 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- TEIL SD	S n = 11 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	83%	342	366	3,16	4,48	100%	949	427	16,95	8,48
Chiron.-Pup.	2%	<1		<0,01			0		0	
Tanyp.-Larv.	43%	22	39	0,04	0,09	82%	108	100	0,17	0,18
Chiron.-Ges.		364		3,20			1057		17,12	
Oligochaeta	70%	100	145	0,08	0,12	100%	1708	1844	2,48	2,42
Ostracoda	100%	1185	1245	0,23	0,25	91%	4551	10052	0,96	2,19
Prostomat.	6%	1	6	<0,01			0		0	
Potamopyrg.	41%	69	156	0,14	0,42		0		0	
Valvata	4%	<1	3	<0,01			0		0	
Theodoxus	<2%	<1		<0,01			0		0	
Marenzelleria	13%	5	18	0,27	1,26	9%	1	5	<0,01	
Neomysis	76%	47	53	0,25	0,35	36%	12	21	0,10	0,17
Sphaeroma	<2%	<1		<0,01			0		0	
Gammaridae	7%	1	5	<0,01		18%	3	7	0,03	0,08
Total		1772		4,17			7332		20,69	
April 1990 Aufnahme	N n = 51 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- TEIL SD	S n = 8 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	78%	239	336	4,05	6,28	100%	350	197	8,33	5,51
Chiron.-Pup.	18%	6	17	<0,01		100%	92	79	1,95	1,74
Tanyp.-Larv.	49%	22	28	0,05	0,08	100%	98	71	0,31	0,16
Chiron.-Ges.		267		4,10			540		10,60	
Oligochaeta	80%	190	229	0,34	0,48	100%	1044	1034	4,39	4,49
Ostracoda	82%	1211	1343	0,27	0,30	100%	3896	2524	0,82	0,55
Prostomat.	8%	2	7	<0,01			0		0	
Potamopyrg.	41%	27	52	0,06	0,18		0		0	
Marenzelleria	100%	2029	1990	8,63	9,27	100%	6744	4848	82,40	68,01
Neomysis	59%	26	40	0,47	0,61	63%	33	36	0,35	0,53
Sphaeroma	<2%	<1		<0,01			0		0	
Gammaridae	8%	2	9	<0,01			0		0	
Total		3754		13,87			12257		98,55	

Nach erwartungsgemäß niedrigen Juli-Werten 1988 hat sich im Spätsommer 1988 unter offensichtlich optimalen Reproduktionsbedingungen eine *Chironomiden-Population* entwickelt, deren Abundanz- und Biomasse-Werte über allen bisher seit 1969 gemessenen liegen. Die durchschnittlichen 70 g Feuchtmasse (FM)/m² im Norden und die 176 g FM/m² im Süden im November 1988 fallen erwartungsgemäß nach winterlicher Zehrung auf 48,5 g FM/m² im Norden bzw. 107 g FM/m² im Süden im April 1989 ab. Während im Juli 1989 im Norden mit 3 g FM/m² die niedrigen Werte von 1987 und 1988 wiederholt werden, liegen im Süden die Biomasse-Werte im Juli und Oktober 1989 mit ca. 18 g FM/m² weit über den entsprechenden Werten von 1987 und 1988.

Im Oktober 1989 zeigt der Norden mit 4,7 g FM/m² der *Chironomiden*-Larven zwar etwas höhere Werte als im gleichen Zeitraum des Jahres 1987, von den sehr hohen Werten aus den Jahren 1986 bzw. 1988 sind dies aber nur noch 1/10 bzw. 1/15.

Tabelle 6 Langzeitvariabilitäten in Abundanz (Ind.m⁻²) und Feuchtmassen (gm⁻²) von Chironomidenlarven und Oligochaeten im nördlichen Teil des Saaler Boddens im Zeitraum von 1969 - 1989

	Chironomidenlarven		Oligochaeten	
	Ind. m ⁻²	gFMm ⁻²	Ind. m ⁻²	gFMm ⁻²
1969-1977; nur Station 16	920	12,5	1.300	2,4
1969 - 1972	1.250	9,5	1.550	2,2
1972 - 1974	1.600	37,4	1.900	5,4
1969	960	9,5	960	1,1
1970	1.800	13,0	95	0,1
1971	900	5,0	4.700	7,3
1972	240	1,5	1.700	2,3
1973	2.400	55,0	2.500	6,3
1974	360	8,0	1.900	8,4
1986 - 1989; Netzprogramm	2.520	23,8	811	1,9
1969 - 1977				
Frühling	510	7,6	1.080	2,2
Herbst	990	18,0	1.200	4,0
1986 - 1989				
Frühling	2.340	22,0	1.200	3,0
Sommer	515	2,0	290	0,4
Herbst	4.100	41,3	464	1,4
Maximum Nov. 1988	8.100	71,0 Mai 1987	1.800	5,5
Minimum April 1988	330	1,0 Juli 1988	220	0,2

Der Ribnitzer See demonstriert mit seinen *Chironomiden*-Werten ebenfalls die im Sommer 1989 sicher nicht optimalen Aufwuchsbedingungen für *Chironomiden*-Larven, was man vor allem aus dem Vergleich der Werte aus dem Ribnitzer See im Juli (18,6 g FM/m²) mit denen aus dem Oktober (18,0 g FM/m²) ableiten kann, da normalerweise die Steigerungsraten

zwischen Sommer und Herbst bis zu 500% betragen können. Trotzdem liegt das herbstliche *Chironomiden*-Larven-Biomasse-Niveau deutlich über dem von 1987.

Neben den *Chironomiden*-Larven spielen nur noch die *Oligochaeten* und *Ostracoden* eine relativ bescheidene Rolle. Die *Oligochaeten* erreichten im nördlichen Teil im Mai 1987 mit 6 g FM/m² ein ausgeprägtes Maximum. Mit Schwankungen um ca. 1 g FM/m² in den darauffolgenden Jahren wurde dort lediglich noch einmal im März/April 1989 mit 2,8 g FM/m² ein etwas höherer Wert erreicht.

Im südlichen Teil starteten die *Oligochaeten* im Juni/Juli 1986 mit einem für sommerliche Verhältnisse erstaunlich hohen Wert von 4,3 g FM/m², wobei auch die extrem hohen *Oligochaeten*-Kokon-Zahlen die großen *Oligochaeten*-Aktivitäten belegen. Nach der bereits erwähnten herbstlichen Havarie 1986 minimierte sich der Biomasse-Wert auf 0,2 g FM/m² und kam über dieses Niveau erst im November 1988 mit 4,7 g FM/m² wieder deutlich hinaus. Eine jahreszeitliche Rhythmik war bei diesen doch zeitlich relativ weit auseinanderliegenden Netzprogramm-Aufnahmen kaum zu erkennen. Die Sommer-Werte lagen in der Regel aber deutlich unter denen des Frühjahrs und Herbstes.

Die *Ostracoden* besiedeln den Südteil deutlich intensiver als den Nordteil. Abundanzen zwischen 500 und 1000 Ind./m² und Feuchtmassen zwischen 0,2 und 0,3 g FM/m² kennzeichnen den Norden. Abundanzen zwischen 1.000 und 4.000 Ind./m² (Juli 1986 sogar 12.000 Ind./m² !) und Feuchtmassen zwischen 0,3 und 0,9 g FM/m² (Juli 1986 2,3 FM/m²) wurden im Süden gefunden. Jahreszeitliche Variationen traten praktisch gar nicht in Erscheinung. Hervorhebenswert ist die Tatsache, daß die *Ostracoden* offensichtlich unempfindlich gegenüber Havarie-Situationen sind. Bei dem Zusammenbruch der *Chironomiden*- und *Oligochaeten*-Populationen im Herbst 1986 im Ribnitzer See waren die *Ostracoden*-Werte unverändert normal.

Alle übrigen Taxa treten weitgehend in den Hintergrund. Im nördlichen Teil spielen der *Nemertine Prostomatella obscura*, die *Hydrobiide Potamopyrgus jenkinsi* und die Schwebegarnale *Neomysis integer* eine gewisse Rolle. Immer wieder können nach Einstromlagen durch den Koppelstrom der ein oder andere Einwanderer aus den halineren östlichen Teilen der Boddenkette nachgewiesen werden (*Alkmaria romijni*, *Manayunkia aestuarina*, *Marenzelleria viridis* etc.). Den mehr limnischen Charakter des Ribnitzer Sees dokumentieren besonders die Süßwassermuscheln der Gattungen *Anodonta*, *Pisidium* und *Sphaerium*, wobei die wenigen Exemplare der sehr großen *Anodonta spec.* den Gesamtbiomasse-Wert erheblich beeinflussen können.

- (2) Am Beispiel der *Chironomiden*-Larven im Saaler Bodden (s. Abb. 3 und Tab. 5), die BURCKHARDT (1989 unveröff.) seit 1986 feldökologisch und im Labor untersuchte, kann deutlich gemacht werden, welche profunde

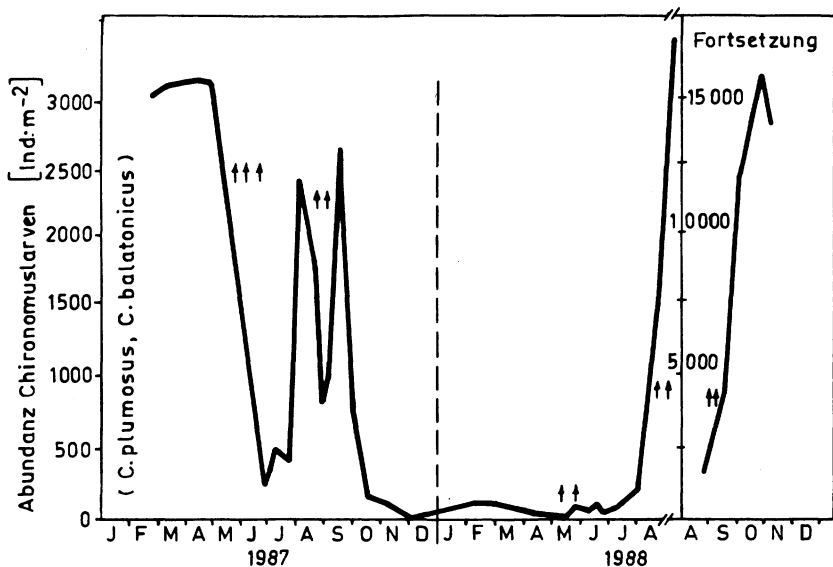


Abb. 3 Abundanzen und Schlüpfzeiten (Pfeile) der Chironomiden vor Dierhagen (Saaler Bodden) in den Jahren 1987 und 1988 (BURCKHARDT, unveröff.)

Kenntnis über Biologie und Lebenszyklus der jeweiligen Art notwendig ist, um scheinbar völlig unregelmäßige Bestandsschwankungen erklären zu können. Obwohl die *Chironomus*-Population aus zwei schwierig voneinander zu trennenden Arten *Chironomus plumosus* (ca. 80% der Population) und *Chironomus balatonicus* (ca. 20%) besteht, was populationsdynamische Berechnungen erschwert, erlauben Feldbeobachtungen, Feldexperimente und Laboruntersuchungen folgende Aussagen, die für die Interpretation der enormen Abundanz- und Biomasse-Schwankungen dieser für den Saaler Bodden bestimmenden Tiergruppe herangezogen werden können. (1) Die annualen Schwankungen hängen augenscheinlich mit dem spezifischen Vermehrungsmodus der *Chironomiden* zusammen. Nach dem kurzfristigen Aufenthalt der Puppenstadien im Pelagial schlüpfen die Imagines an der Wasseroberfläche, um nach einem kurzen Hochzeitsflug die Ekokons in der Nähe der *Phragmites*-Gürtel abzulegen. Die Wetterbedingungen während der kurzen Phase über dem Wasser, die die in Schwärmen akkumulierten Zuckmücken entweder windbedingt aus dem System driften lassen oder unter optimalen Bedingungen (ruhige warme Witterungslagen) die Kokonablage im Heimatgewässer vollziehen lassen, entscheiden über die jeweilige Populationsentwicklung. (2) Die typischen saisonalen Schwankungen sind eindeutig auf die jahreszeitliche Schlupfrhythmik der *Chironomiden*-Larven zurückzuführen. Wie umfangreiche Untersuchungen in den

Jahren 1987 und 1988 auf einer Untersuchungsstation etwa 1 km vor Dierhagen ergaben, bestehen zwei Hauptschlupfperioden im Mai/Juni und August/September (s. Abb. 3 und 4). In beiden Jahren waren die Bedingungen für die erfolgreiche Kokonablage extrem unterschiedlich. Während sich im Herbst 1987 nur eine sehr schwache Winterpopulation entwickelte, führten offensichtlich optimale Kokonablagebedingungen im Herbst 1988 zur Etablierung einer unwahrscheinlich starken Larvenpopulation. Diese sich im Herbst entwickelnde Larvenpopulation erfuhr zwar im Winter eine natürliche Depression, bestimmte aber im wesentlichen die Entwicklung der nächsten Frühjahrspopulation.

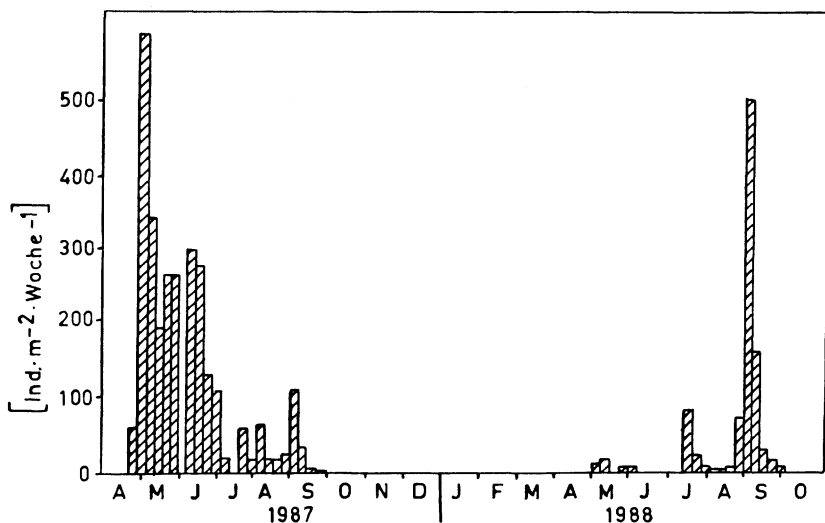


Abb. 4 Annuale Emergenz der Chironomiden aus dem Saaler Bodden in Freilandversuchen (BURCKHARDT, unveröff.)

- (3) Die trotz der hohen Belastung durch den Menschen (Kommune, Landwirtschaft, Industrie, Tourismus) ausgeprägte Elastizität des makrobenthischen Kompartiments scheint der Tatsache verdanken zu sein, daß dieses als Vorfluter agierende System durch die Flachheit des Gewässers ständig mit Sauerstoff versorgt wird, und zusätzlich die bestimmenden Makrozoobenthos-Arten genetisch an hohe Belastungen adaptiert sind. Dabei sollte hervorgehoben werden, daß die Grenze zum sog. "Umkippen" des Saaler Boddens in Richtung auf ein heterotrophes System nahezuliegen schien. Am Ende des Untersuchungsprogramms 1990 funktionierte das Gesamtsystem noch, was auch aus der Tatsache geschlossen werden kann, daß

das havariebedingte Absterben nahezu der gesamten Makrofauna im Ribnitzer See im Spätherbst 1986 in wenigen Monaten abgefangen werden konnte und nach 8 bis 9 Monaten die "Normalsituation"¹¹ wieder etabliert war. Man darf erwarten, daß durch die inzwischen eingeleiteten Sanierungsmaßnahmen (Zentrale Abwasserreinigungsanlage in Körkwitz etc.) die ökologische Situation in diesem hypertrophen Lebensraum entschärft wird.

Zur Ökophysiologie ausgewählter Arten des Makrozoobenthos

Im Untersuchungsprogramm der letzten zwei Jahrzehnte über die Ökologie der Darß-Zingster Boddenkette wurden zahlreiche ökophysiologische Fragestellungen an Primär- und Sekundärproduzenten bearbeitet, die im wesentlichen folgenden Problemkreisen gewidmet waren:

- Wie bestimmen die Toleranz- und Resistenzgrenzen der einzelnen Arten gegenüber Temperatur, Salzgehalt, Sauerstoffmangel, pH etc. incl. ihrer kombinatorischen Wirkungen die Verbreitungsgrenzen im Ökosystem der Boddenkette?
- Welche Möglichkeiten der Prädiktion ergeben sich aus den ermittelten Daten im Sinne einer Bioindikation und Vorhersage zum Besiedlungsmuster bei natürlichen bzw. menschenbedingten Veränderungen des System?
- Welche Rolle spielt die Qualität des Sediments?
- Neben der Toleranz gegenüber abiotischen Faktoren sollte die Leistungsanalyse ausgewählter Mitglieder dieses Brackwasserökosystems in Abhängigkeit von den o.g. abiotischen Faktoren Auskunft über die Beteiligung der jeweiligen Taxa am Energiefluß, Stoffkreislauf und am Pufferungsvermögen des Ökosystems in Richtung auf die Elastizitäts- bzw. Stabilitätskapazität ermöglichen.

Physiologisch-ökologische Kenndaten ausgewählter Taxa

Daten zur Resistenz gegenüber abiotischen Faktoren, von denen Temperatur, Salinität - auch in ihrer kombinatorischen Wirkung (KINNE 1964) - und Sauerstoffmangel im Vordergrund des Interesses standen, liegen von einigen Algen (*Synechocystis aquatilis*, *Microcystis firma*), wenigen *Cladoceren* des Pelagials (*A/ona rectangula*, "semipelagisch" *Chydorus sphaericus*) sowie von zahlreichen benthischen Tieren (*Cordylophora caspia*, *Alkmaria romijni*, *Streblospio shrubsolei*, *Fabricia sabella*, *Nereis diversicolor*, *Marenzelleria viridis*, *Aelosoma hemprichi*, *Nitocra lacustris*, *Mesochroa aestuarii*, *Cyprideis torosa*, *Palaemon adspersus*, *Neomysis integer*, *Pomatoschistus microps*) vor (JANSEN 1983, NAUSCH 1982, VON OERTZEN unpubl., VON OERTZEN 1979, ARNDT 1988, 1989, FRITZSCHE & VON OERTZEN / a im Druck, FRITZSCHE & VON OERTZEN / b im Druck). Die Ergebnisse zum Resistenz- und Toleranzverhalten lassen allgemein bekannte ökologische Regeln erkennen, darüber hinaus aber auch spezifische

Reaktionen der einzelnen Arten auf Umgebungsgegebenheiten eruieren, die die Präsenz, Abundanzdynamik und interspezifische Auseinandersetzung mit ökologisch verwandten Arten erklären helfen. Die relativ umfassende Analyse der potentiellen und realisierten ökologischen Nischen der genuinen Brackwasser-Arten *Cordylophora caspia* und *Neomysis integer* sowie den *Polychaeten Alkmaria romjini*, *Streblospio shrubsolei*, *Fabricia sabella* und *Nereis (Hediste) diversicolor* hat wesentlich dazu beigetragen, das benthische Besiedlungsmuster der Darß-Zingster Boddenkette verstehen zu lernen (ARNDT 1989).

Allgemein gilt,

- daß in diesen poly- bis hypertrophen Lebensräumen des Oligo- bis Mesohalinikums auf der einen Seite vom Osten her bis einschließlich Barther Bodden marin-euryhaline Arten das Faunenbild bestimmen. Der Bereich des sog. Horohalinikums (5 - 8 ‰ S) drückt sich durch die geringe Zahl der Arten aus;
- daß im westlichen Bereich bis zum Ribnitzer See der Süßwassereinfluß immer deutlicher wird. Genuine Brackwasserarten wie *Cordylophora caspia* (auf Makrophyten und sekundärem Hartboden) oder *Cyprideis torosa* und limnisch-euryhaline Arten wie eine Reihe von *Chironomiden*, *Oligochaeten* und wenige *Bivalvier* stehen hier allein im Vordergrund;
- daß die Toleranzgrenzen gegenüber Hitze und Kälte, hohem und niedrigem Salzgehalt sowie niedrigen Sauerstoffspannungen bei allen marin-euryhalinen Arten erstaunlich breit sind, was ihre sprichwörtliche Euryplastizität ausmacht (VON OERTZEN 1979, ARNDT 1989). Dabei gilt die Regel, daß die Arten zur Aufrechterhaltung einer natürlichen Populationsentwicklung einen Mindestsalzgehalt von 5 ‰ beanspruchen. Dafür ist besonders die höhere Empfindlichkeit der Larven gegenüber Aussüßung verantwortlich. Die Adulti sind in der Lage, viel weiter in das Oligohalinikum vorzudringen;
- daß bei den genuinen Brackwasserarten die im Labor zu registrierende enorme Breite der Toleranzgrenzen mit extrem eingeschränkten biotischen Fähigkeiten (ARNDT 1973) bezahlt wird, so daß häufig eine optimale Populationsentwicklung lediglich an der Grenze zwischen Pleio-Oligohalinikum und Meio-Mesohalinikum zu verzeichnen ist (2 - 6 ‰);
- daß die limnischen Arten vornehmlich auf Bereiche des Meio-Oligohalinikums beschränkt bleiben, d.h. daß für sie schon Dauersalinitäten von über 3 ‰ für eine normale Populationsentwicklung zu hoch sind.

Die distinkte Analyse der ökologischen Nischen ausgewählter Arten hat weitere Einsichten vermittelt, die uns die dynamischen Veränderungen des Faunenbildes besonders in Grenzregionen der Darß-Zingster Boddenkette (marin geprägter Grabow / brackwassergeprägter Barther Bodden, brackwassergeprägter Bodstedter Bodden / limnisch geprägter Saaler Bodden) erklären lassen.

So sind am östlichen Eingang der Boddenkette neben den euryhalinen

Mitgliedern der *Macoma balthica*-Zönose (*Arenomya arenaria*, *Cerastoderma lamarcki*, *Nereis diversicolor*, *Pygospio elegans* etc.) Vertreter der von REMANE als Weichboden-Flachwassergemeinschaft beschriebenen *Manayunkia-Cypri-deis*-Zönose zu finden, deren Hauptvertreter zu den *Polychaeten* gehören. Die physiologisch-ökologische Analyse der mit Ausnahme von *Fabricia sabella* zu den Charakterarten dieser Zönose gehörenden "kleinen" *Polychaeten* *Alkmaria romijni*, *Streblospio shrubsoli* und *Manayunkia aestuarina* ergab dabei, daß viele Resistenzgrenzen der Arten nahezu identisch sind. Im Grenzgebiet ihrer Verbreitung im Grabow entscheiden zunächst kaum ins Gewicht fallende Unterschiede im Toleranz- bzw. Leistungspotential über Vorhandensein oder Fehlen. *Fabricia sabella* weist sich als die mit Abstand leistungsfähigste Art hinsichtlich der Gefrier- bzw. Kälteresistenz aus. Ihre arktisch-boreale Herkunft ist offensichtlich für die Überlebensfähigkeit in der Nähe des Gefrierpunktes verantwortlich, womit sie den aus warm-gemäßigten Breiten stammenden *A.romijni* und *S.shrubsoli* den Rang ablauft. Zwischen den beiden zuletzt genannten *Polychaeten* sind die Substratpräferenz und die zugunsten von *S.shrubsoli* ausfallende Leistungsbilanz dafür verantwortlich, daß am Eingang der Boddenkette *S.shrubsoli* dominiert, wenn die Salinität aber unter die Toleranzgrenze dieser Art abfällt, *A.romijni* in den Vordergrund tritt (NAUSCH 1982, ARNDT 1989).

Für den euryhalinen Meeresringelwurm *Nereis (Hediste) diversicolor* konnte eindrucksvoll nachgewiesen werden., daß die Faktorenkombination Temperatur/Salzgehalt seine Verbreitungsgrenzen bestimmt. Im Winter, wenn an seiner Verbreitungsgrenze Grabow/Barther Bodden niedrige Temperaturen und niedrige Salinitäten herrschen, sterben alle Tiere ab, da bei Salinitäten $< 5\text{‰}$ Temperaturen $< 0,5^{\circ}\text{C}$ letal wirken. Liegen die Salinitäten in bestimmten Jahren während der Winterperiode höher, kann sich die Population an ihrer generativen Grenze erhalten, was im folgenden Frühjahr optimale Entwicklungsbedingungen garantiert (ARNDT 1988).

Leistungsanalyse ausgewählter Taxa

Besonders interessant und aussagekräftig - allerdings methodisch auch besonders aufwendig - gestalten sich Untersuchungen zur Leistungsanalyse der Arten in Abhängigkeit von abiotischen Umweltfaktoren. Der Brackwasserpolytyp *Cordylophora caspia* (ARNDT & FELBER 1971, ARNDT 1984) und die Schwebegarnele *Neomysis integer* (JANSEN 1983, ARNDT & JANSEN 1986) waren hervorragende Untersuchungsobjekte. Auf der Basis der ermittelten Leistungsparameter unter verschiedenen Temperatur- und Salinitätsbedingungen konnten Vergleiche zu verwandten Arten in Nachbarbiotopen gezogen und die Präsenz dieser beiden Arten im Horohalinikum begründet werden. VON OERTZEN (1984) unternahm den Versuch einer kausalökologischen Leistungsanalyse an der Garnele *Palaemon adspersus* und an der Sandgrundel *Pomatoschistus microps*, um an diesen repräsentativen Vertretern für phytalbewohnende Crustaceen bzw. bodenlebende Fische nach orientierenden Resistenzuntersuchungen den Einfluß von internen und externen Faktoren auf die Respirationsraten und die

Spontanaktivitäten nachzuweisen. Es wurde eindeutig erkannt, daß alle Untersuchungen zu Aktivitätsrhythmen davon auszugehen haben, daß Ruhe-, Routine- und Aktivitätsstoffwechsel voneinander getrennt zu untersuchen sind, da nur so Einblick in das umgebungsbedingte Verhalten der Organismen zu verschiedenen Jahreszeiten und Tagesabläufen verschafft werden kann. Sowohl Spontanaktivität (A) als auch Routinerate (R) folgen sowohl im unteren als auch im oberen Bereich nicht der RGT-Regel. Das Temperaturverhalten läßt sich bei beiden Arten mit den linearen Regressionsbeziehungen $\log A = a + b \times \log T$ bzw. $\log R = a + b \times \log T$ beschreiben. Die Standardrate zeigt bei beiden Arten Bereiche thermaler Homöostasis, was nur bedingt mit der semilogarithmischen Beziehung $\log R = a + b \times T$ beschrieben werden kann. Im Bereich der Adaptationstemperatur erreicht der Erhaltungsbedarf beider Arten das Minimum.

Die Befunde zum Toleranz- und Leistungsvermögen der Arten lassen auch Schlüsse auf die tiergeographische Herkunft der Taxa zu. LEPPÄKOSKI (1984) beschrieb ausführlich die Einwanderungswege verschiedener Tierarten in die Ostsee, die als sehr junges geschichtetes Brackwassermeer für Einwanderer aus dem Meer und aus sehr alten perennierenden Brackwasserseen (z.B. Kaspi-See) offenstand. ARNDT (1989) zeigte in einem Hauptvortrag auf dem 23. Europäischen Meeresbiologischen Symposium (EMBS) 1988 in Swansea auf der Basis der an Tierarten der Darß-Zingster Boddenkette gewonnenen ökophysiologischen Kenndaten auf, daß die Heimatregionen der Taxa zwischen der Subarktis (z.B. *Fabricia sabella*) und den warm-gemäßigten Zonen (z.B. *Alkmaria romijni* und *Streblospio shrubsolei*) liegen können und eurypotente genuine Brackwasser-Arten als Kosmopoliten in Ästuarregionen weltweit auftreten (z.B. *Cordylophora caspia*). Das bereits erwähnte Eindringen der Spionide *Marenzelleria viridis* aus den Küstengewässern Kanadas in die Nordsee (ESSINK & KLEEF 1988) und in die Ostsee (BICK & BURCKHARDT 1991) in den 80er Jahren wird auch von entsprechenden ökophysiologischen (FRITZSCHE & VON OERTZEN im Druck) und genetischen (BASTROP & JÜRSS im Druck) Untersuchungen begleitet, so daß wir an diesem rezenten Beispiel Besiedlungsstrategie und Auseinandersetzung mit den etablierten Faunenelementen studieren können.

Zusammenfassung

Auf der Basis von langjährigen Makrozoobenthos-Untersuchungen mit punktförmigen Aufnahmen in der gesamten Darß-Zingster Boddenkette (1969-1979) und Netzprogrammen vornehmlich im Saaler Bodden (1986-1990) wird eine Übersicht über das Besiedlungsmuster des Makrozoobenthos von den Ostsee geprägten östlichen Teilen bis zu limnisch geprägten westlichen Teilen der Boddenkette gegeben.

Die Salinität von der Grenze zwischen Pleio- und Meiomesohalinikum zum Meiololigoalinikum, der Trophiegrad von eu- über poly- bis hypertroph und die in diesem Flachgewässer ausgeprägten Sand- und Schlicksedimente bestimmen im wesentlichen das Bild des Makrozoobenthos.

Neben der bereits durch frühere Untersuchungen (ARNDT 1987, 1988) bekannten Artenverteilung wird besonders auf die systematische Analyse der *Chironomiden-Larven* und der *Oligochaeten* im Saaler Bodden eingegangen.

Bei der Vorstellung produktionsbiologischer Aspekte im Untersuchungsgebiet wird auch auf den enormen Einfluß der Mitte der 80er Jahre von der kanadischen Küste eingewanderten *Spionide Marenzelleria viridis* eingegangen.

Am Beispiel der Makrozoobenthos-Untersuchungen (1986-1990) im Saaler Bodden werden Probleme der Variabilität und Konstanz des Besiedlungsmusters in diesem als Vorfluter agierenden nährstoffbelasteten Brackwasserlebensraum diskutiert.

In einem abschließenden Kapitel werden die wichtigsten Ergebnisse bei der Analyse der Ökophysiologie ausgewählter Arten des Makrozoobenthos zusammenfassend dargestellt.

Literatur

- ARNDT, E.A. (1973): Ecophysiological and adaptional problems confronting animals living in brackish water.- Oikos Suppl.5, 239-245
- ARNDT, E.A. (1984): The ecological niche of *Cordylophora caspia* (PALLAS 1771).- Limnologica (Berlin) 15(2), 469-477
- ARNDT, E.A. (1987): On the macrozoobenthos in landlocked shallow brackish waters and its suitability for use as an ecological indicator.- In: Proceedings of the 4th Symposium of the Baltic Marine Biologists, Gdansk/Poland 1975, published by the Sea Fisheries Institute in Gdynia 1987, 200-212
- ARNDT, E.A. (1988): Zusammenfassende Ergebnisse von Untersuchungen am Makrozoobenthos der Darß-Zingster Boddenkette von 1969-1987.- Wiss.Zeitschr.Universität Rostock, N-Reihe 37/5, 6-12
- ARNDT, E.A. (1989): Ecological, physiological and historical aspects of brackish water fauna distribution.- In: J.S. RYLAND & P.A. TYLER (Eds.), Proc.23rd Eur.Mar.Biol.Symp.Swansea UK, Olsen&Olsen, Fredensborg, 327-338
- ARNDT, E.A. & F.FELBER (1971): Über den Einfluß des Salzgehalts auf den Sauerstoffverbrauch von *Cordylophora caspia* (PALLAS 1771).- Wiss. Zeitschr. Univ. Rostock, Math.- Nat. R. 20(1), 19-32
- ARNDT, E.A. & W. JANSEN (1986): *Neomysis integer* (LEACH) in the chain of boddens south of Darß-Zingst (Western Baltic) - Ecophysiology and population dynamics.- Ophelia Suppl.4, 1-15
- ARNDT, H. (1985): Untersuchungen zur Populationsökologie der Zooplankter eines inneren Küstengewässers der Ostsee. - Rostock, Universität, Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Diss. A, 1985, - 170 S., 107 Abb.
- BASTROP, R., RÖHNER, M. & K. JÜRSS (im Druck) Are there two species of the *polychaet* worm genus *Marenzelleria* in Europe?.- Marine Biology in press
- BICK, A. & R. BURCKHARDT (1989): Erstnachweis von *Marenzelleria viridis* (*Polychaeta*, *Spionidae*) für den Ostseeraum mit einem Bestimmungsschlüssel der Spioniden der Ostsee.- Mitt.Zool.Mus.Berl. 65/2, 237-247
- BÖNSCH, R. (1988): Systematik und Verteilung von *Oligochaeten* im Saaler Bodden.- Univ. Rostock, Sektion Biologie, Diplomarbeit
- BOCHERT, R., ZETTLER, M. & A.BICK (1994). Untersuchungen zur räumlichen Verteilung der Larven von *Marenzelleria viridis* (*Polychaeta*, *Spionidae*) in einem flachen Küstengewässer der Ostsee.- Rostock. Meeresbiolog. Beitr. H.2 , 227-240
- DEBUS, L. (1987): Nahrungsökologische Untersuchungen an juvenilen Bleien (*Abramis brama*)

- und Plötz (*Rutilus rutilus*).- Rostock, Univ., Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Diss. A 1987. - 129 S., 47 Abb., 15 Tab.
- ESSINK, K. & H.L.KLEEF (1988): *Marenzelleria viridis* (VERRILL 1873) (*Polychaeta*, *Spionidae*): A new record from the Ems estuary (The Netherlands/ Federal Republic of Germany). - Zool.Bijdr.Leiden 38, 1-13
- FRITZSCHE, D. & J.-A. VON OERTZEN (im Druck): Metabolie responses to changing environmental conditions in the brackish water *polychaet Marenzelleria viridis* and *Hediste diversicolor*.- Marine Biology in press
- FRITZSCHE, D. & J.-A. VON OERTZEN (im Druck): Bioenergetics of a highly adaptable brackish water *polychaet*.- Thermochimica Acta in press
- HOLME, N. & A.D. McINTYRE (eds) (1971): Methods for the Study of Marine Benthos.- IBP-Handbook 16, Oxford 334 pp.
- JANSEN, W., ARNDT, E.A., HAHN, W., BITTORF, T., WRONNA, F. & U. RASCHEWSKI (1980): Untersuchungen zur Populationsentwicklung von *Neomysis integer* (LEACH) in der Darß-Zingster Boddenkette.- Wiss.Zeitschr.Univ. Rostock, Math.-Nat.R.H 4/5, 95-97
- JANSEN, W. (1983): *Neomysis integer* (LEACH) (*Crustacea*, *Mysidacea*) in der Darß-Zingster Boddenkette - Untersuchungen zur Populationsentwicklung und Leistungsfähigkeit in Abhängigkeit von Umweltfaktoren.- Rostock, Universität, Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Diss. A 1983.- 134 S.
- JANSEN, W., ARNDT, H. & R. HEERKLOSS (1983): Die Rolle von *Neomysis integer* (LEACH) (*Mysidacea*) im Stoffumsatz des eutrophierten Brackgewässers Barther Bodden (südliche Ostsee) II.Konsumtion von Zooplanktern.- Wiss.Zeitschr.Univ.Rostock,32, Math.-Nat.R.5, 44-47
- KINNE, O. (1964): The effects of temperature and salinity on marine and brackish water animals 2. Salinity and temperature - salinity combinations.- Oceanogr.Mar.Biol.A.Rev. 2, 281-339
- KÖHLER, S. (1990): Die Verbreitung der Muschelkrebse (*Ostracoda*) in der Darß-Zingster Boddenkette - Eine Studie auf der Basis der Netzprogrammanalysen von 1977 - 1980 unter besonderer Berücksichtigung des Meiobenthos im Saaler Bodden.- Rostock, Universität, Math.-Nat.Fakultät, Diss. A 1990.- 122 S.,97 Abb.,35 Tab.
- LEPPÄKOSKI, E. (1984): Introduced species in the Baltic Sea and its coastal ecosystems.- Ophe- lia Suppl.3, 123-135
- MEHNER, T. (1992): Ökologische Untersuchungen an Fischen der Altersgruppe 0+ in einem Boddengewässer der südlichen Ostsee.- Rostock, Universität, Math.-Nat.Fakultät, Diss.A 1992.- 119 S.,50 A., 31 Tab.
- MÖLLER, R. (1984): Verbreitungsökologische Untersuchungen am Makrozoobenthos im Winter- halbjahr 1983/84 im Barther Bodden.- Universität Rostock, Sektion Biologie, Diplomarbeit, 66 S.
- NAUSCH, M. (1982): Experimentell-ökologische Untersuchungen an *Polychaeten-Species* der Darß-Zingster Boddengewässer.- Rostock, Universität, Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Diss.A 1982.- 138 S.
- NAUSCH, M. (1984): The distribution of *Streblospio shrubsoli*, *Alkmaria romijni* and *Fabricia sabella* and their resistance to temperature, oxygen deficiency and hydrogen sulphide.- Limnologica 15(2), 467-502
- VON OERTZEN, J.-A. (1979): Versuch einer kausalökologischen Leistungsanalyse an brackwas- serlebenden Tieren.- Rostock, Universität, Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissen- schaften, Diss. B, 1979.- 188 S.
- VON OERTZEN, J.-A. (1984): Influence of steady-state and fluctuating salinities on the oxygen consumption and activity of some brackish water shrimps and fishes.- J.Exp.Mar.Ecol. 80, 29-46
- POLZIN, W.-P. (1988): Experimentell-ökologische Untersuchungen an *Chironomiden-Larven* unter besonderer Berücksichtigung der Nahrungsaufnahme und -Verwertung.- Universität Ro- stock, Sektion Biologie, Diplomarbeit
- SCHLUNGBAUM, G., BAUDLER, H. & G. NAUSCH (1994): Die Darß-Zingster Boddenkette - ein typisches Flachwasserästuar an der südlichen Ostseeküste.- Rostock. Meeresbiolog. Beitr. H.2 , 5-26

- SCHNESE, W. (1980): Komplexe Ökosystemanalyse der Darß-Zingster Boddenkette unveröffentlichter Forschungsbericht, FG Küste. Abschlußleistung A 4 (1976-1980)
- THIEL, R. (1990): Untersuchungen zur Ökologie der Jung- und Kleinfischgemeinschaften in einem Boddengewässer der südlichen Ostsee.- Rostock, Universität, Math.-Nat.Fakultät, Diss. A.- 176 S., Anhang 93 S.
- WEBER, E. (1974): Einführung in die Faktorenanalyse.- Fischer-Verlag Jena, 192 S.
- ZETTLER, M., BOCHERT, R. & A. BICK (1994): Röhrenbau und Vertikalverteilung von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) in einem inneren Küstengewässer der südlichen Ostsee.- Rostock. Meeresbiolog. Beitr. H. 2, 215-225

Verfasser

Prof.Dr. Ernst A. Arndt
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock