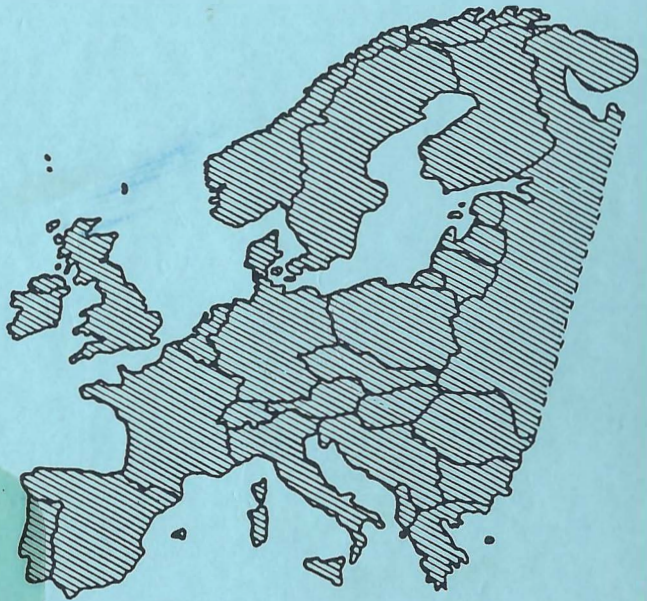


ISSN 0943-822X

Rostocker Meeresbiologische Beiträge

Heft3



Bereichs-
bibliothek
Südstadt



Universität Rostock

UB Rostock

WA

80000

-3

Rostocker Meeresbiologische Beiträge

Heft 3

**Universität Rostock
Fachbereich Biologie
1995**

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00005596

HERAUSGEBER: Prof.Dr. habil. Ernst A. Arndt

REDAKTIONSKOLLEGIUM: PD Dr. habil. Günter Arlt
Prof.Dr. Ernst A. Arndt
Dr. Andreas Bick
Prof.Dr. habil. Helmut Pankow
Prof.Dr. habil. Ulrich Schiewer
Prof.Dr. habil. Günter Schlungbaum

HERSTELLUNG der DRUCKVORLAGE: Dipl.-Ing. Elisabeth Bründel
Ingrid Stallbaum

ZITAT KURZTITEL: Rostock. Meeresbiolog. Beitr. H. 3

ISSN 0943-822X

© Universität Rostock, Presse- und Informationsstelle, Wissenschaftspublizistik, 18051 Rostock

BEZUGSMÖGLICHKEITEN: Universität Rostock, Presse- und Informationsstelle, Wissenschaftspublizistik
A.-Einstein-Straße 23, 18051 Rostock, ☎ (0381) 4 98 10 36; FAX (0381) 4 98 13 70
Universität Rostock, Universitätsbibliothek, Schriftentausch, 18051 Rostock

DRUCK: W+R Stadtdruckerei GmbH Rostock

Inhalt

Seite

HÜBEL, Hans-Joachim; VIETINGHOFF, Ulrich; HUBERT, Marie-Luise Ergebnisse des ökologischen Monitorings Greifswalder Bodden September 1993 bis März 1995.....	5
VIETINGHOFF, Ulrich Zur Strategie der Meßwerterfassung im Programm "Ökologie Greifswalder Bodden".....	69
VIETINGHOFF, Ulrich; ESCHHOLZ, Peter; KorpAL, Reiner Messungen mit einem Strömungskreuz im Greifswalder Bodden.....	79
KorpAL, Rainer; ESCHHOLZ, Peter; VIETINGHOFF, Ulrich Eine automatische Sonde für kontinuierliche Messungen von Gewässerparametern (Greifswalder Bodden).....	89
VIETINGHOFF, Ulrich; HUBERT, Maria-Luise; ESCHHOLZ, Peter Einsatz einer automatisch messenden Sonde für Langzeitmessungen im Greifswalder Bodden.....	99
SCHOLZ, Mike; VIETINGHOFF, Ulrich Einsatz eines Monolithischen Miniatur Spektrometers von Zeiss für die halbautomatische Nährstoff-Bestimmung.....	113
HUBERT, Maria-Luise; KOB, Axel; VIETINGHOFF, Ulrich Ergebnisse der Modellierung des Ökosystems Greifswalder Bodden.....	123
ZÖLDER, Anke; PALZER, Heiko; VIETINGHOFF, Ulrich Einsatz der Bildverarbeitung bei der Identifikation, Zählung und Volumenbestimmung von Zooplanktern der südlichen Ostsee.....	147
ZETTLER, Michael L. Untersuchung zur Verteilung des Makrozoobenthos in einem Küstengewässer der südlichen Ostsee in Abhängigkeit von abiotischen Faktoren.....	171
GÜNTHER, Burkhard; ANDRES, Dagmar; OSSIG, Susanne Status - Quo - Erfassung des Makrozoobenthos im Peenestrom und im Kleinen Haff.....	189

Hans-Joachim Hübeler; Ulrich Vietinghoff; Marie-Luise Hubert; Solveig Rambow-Bartels; Birger Korth; Helmut Westphal; Brigitte Lenk

Ergebnisse des ökologischen Monitorings Greifswalder Bodden September 1993 bis März 1995

Abstract

Results of the monitoring programme in Greifswalder Bodden from September 1993 to March 1995

Ecologically important parameters have been monitored in Greifswalder Bodden since 1962. This contribution deals with the results of monitoring activities from September 1st 1993 to March 1st 1995. Monitoring was performed weekly and covered physical, chemical and biological parameters. The article also presents quantitative data concerning the macrophyte canopy in shallow regions (analysis of aerial photography and underwater videophotography) and reports on the three-monthly zoobenthos programme. Some of the results are presented and interpreted. A short synopsis of the processes is given.

1 Einleitung

Der Greifswalder Bodden ist mit einer Fläche von 514 km² und einem Volumen von fast 3 Mrd. m³ Wasser der größte aller als "Bodden" bezeichneten flachen Randgewässer an der Ostseeküste der Bundesrepublik Deutschland.

Die ersten ökologischen Untersuchungen im Greifswalder Bodden wurden bereits zu Beginn unseres Jahrhunderts ausgeführt (HENKING 1904, FRAUDE 1906, ABSHAGEN 1908); sie wurden fortgesetzt von SEIFERT (1936, 1938) und EINSLE (1957). Die Untersuchungen der sechziger Jahre (ENGELMANN 1964, SCHNESE 1968, HACKERT 1969, ARLT 1970) stellen einen ersten Höhepunkt dar. In den späten sechziger Jahren wuchs die Bedeutung der Heringsfischerei. Das stimulierte die Untersuchung ökologischer und fischereibiologischer Fragestellungen durch die ehem. Wasserwirtschaftsdirektion Küste, Warnow, Peene Stralsund (jetzt Landesamt für Umwelt und Natur Stralsund sowie Staatl. Amt für Umwelt und Natur Stralsund), das ehem. Institut für

Hochseefischerei (jetzt Bundesamt für Ostseefischerei), die ehem. Sektionen (jetzt Fachbereiche) Biologie und Geographie der Universitäten Rostock und Greifswald, sowie der Forschungsabteilung Umwelt- und Strahlenschutz des Kernkraftwerkes Greifswald-Lubmin, jetzt Energiewerke Nord AG. Die Ergebnisse der Untersuchungen wurden in einer Reihe von Publikationen und Forschungsberichten dargestellt.

Nach 1990 konnte das Monitoring im Greifswalder Bodden mit Unterstützung des Umweltbundesamtes Berlin befristet fortgesetzt werden (s. VIETINGHOFF, HUBERT und WESTPHAL 1995, im Druck). Da das Monitoring Ländersache ist, wurde das Monitoring Greifswalder Bodden seit 1993 im Auftrage des Umweltministeriums des Landes Mecklenburg - Vorpommern (jetzt Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt) weitergeführt.

Hierfür gab es insbesondere 3 Gründe:

- ♦ Es liegt seit 1962 eine umfangreiche, wenn auch nicht immer lückenlose Meßserie von ökologisch relevanten Parametern (Nährstoffe, Phytoplankton, Zooplankton u.a.), also eine mehr als 30 Jahre lange Meßreihe, vor. Sie abubrechen, wäre aus vielerlei Gründen sehr bedauerlich gewesen.
- ♦ Für praxis- und forschungs-orientierte Institutionen ist das Monitoring gleichermaßen von Bedeutung; es liefert die Daten, auf deren Grundlage Detailprozesse im Ökosystem überhaupt erst zu verstehen und adäquate Maßnahmen auszuwählen sind.
- ♦ Durch die Abteilung Biophysik des Fachbereiches Biologie der Universität Rostock wurden im Rahmen eines Förderprojektes des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie im Greifswalder Bodden 5 Pontons mit automatisch registrierenden Gewässersonden installiert. Eine wichtige Aufgabenstellung des Projektes Monitoring bestand neben den oben genannten Aufgaben auch darin, durch Fortsetzung der Messungen mit traditionellen Methoden die Arbeitsweise der automatisch registrierenden Gewässersonden zu überprüfen.

2 Material und Methoden

Stationen im Greifswalder Bodden

Als Probenahmestationen im Greifswalder Bodden wurden 7 Stationen ausgewählt (Abb. 1); die Gründe für die Auswahl waren folgende:

- ♦ Die Stationen sollten repräsentativ für ausgewählte Seegebiete des Greifswalder Boddens sein,
- ♦ die Kontinuität zu früheren Untersuchungen sollte gewahrt bleiben,
- ♦ es mußten darüberhinaus die wichtigsten Import-/Exportwege erfaßt werden,

- ♦ die Nähe zu den automatisch messenden Stationen sollte eine Kontrolle derselben gestatten,
- ♦ und der gesamte Arbeitsaufwand mußte für unser Team machbar sein.

Eine Charakterisierung der Probenahmestationen wird in Tab. 1 gegeben.

Tabelle 1 Charakteristik der Stationen des Monitorings

Station	Charakteristik
Dänische Wiek	Zufluß des Ryck, Einfluß der Stadt Greifswald (Hafen und Kläranlage Ladebow, langjährige Probenentnahmestation
Odas 4	Salzboddengrund, flaches stark mit Makrophyta bewachsenes Gebiet, automatische Meßsonde
Odas 5	Strelasund, wichtiger Import/Export-Weg; langjährige Station, automatische Meßsonde, (etwa langjährige Probenahmestation Palmer Ort),
Adriadne	zentrale Station im Greifswalder Bodden, langjährige Probenahmestation
Odas 2	etwa Zickersches Höft, tiefes Seegebiet, langjährige Probenahmestation, automatische Meßsonde, stark exponiertes Gebiet bei den sehr häufig auftretenden Winden aus SW,
Odas 6	zwischen Mönchgut und Ruden, wichtiger Import/Export-Weg, sandiger Untergrund ohne Makrophyta, automatische Meßsonde, langjährige Probenahmestation (etwa Böttchergrund),
Hollendorf	Peenestrom, wichtiger Import/Export-Weg, langjährige Probenahmestation

Anmerkung: Während sich die langjährigen Probenahmestationen zum großen Teil in den Schifffahrtswegen befinden (Ariadne, Zicker, Salzboddengrund, Böttchergrund), mußten alle automatischen Meßstationen ODAS aus Sicherheitsgründen außerhalb der Schifffahrtswege verankert werden; deshalb Formulierungen wie Odas 6 (etwa Böttchergrund) u. ä..

Alle genannten 7 Probenahme-Stationen wurden während der wöchentlichen Terminfahrten angelaufen; nur bei sehr ungünstigen Witterungsbedingungen (Sturm, Nebel, Eis) wurde das Programm gekürzt.

Die Terminfahrten wurden mit dem 17 m - Forschungskutter "GADUS" (Kapitän Herr Ulrich Nagel, Technischer Offizier Herr Rudi Reinhäkel) des FB Biologie der Universität Rostock durchgeführt.

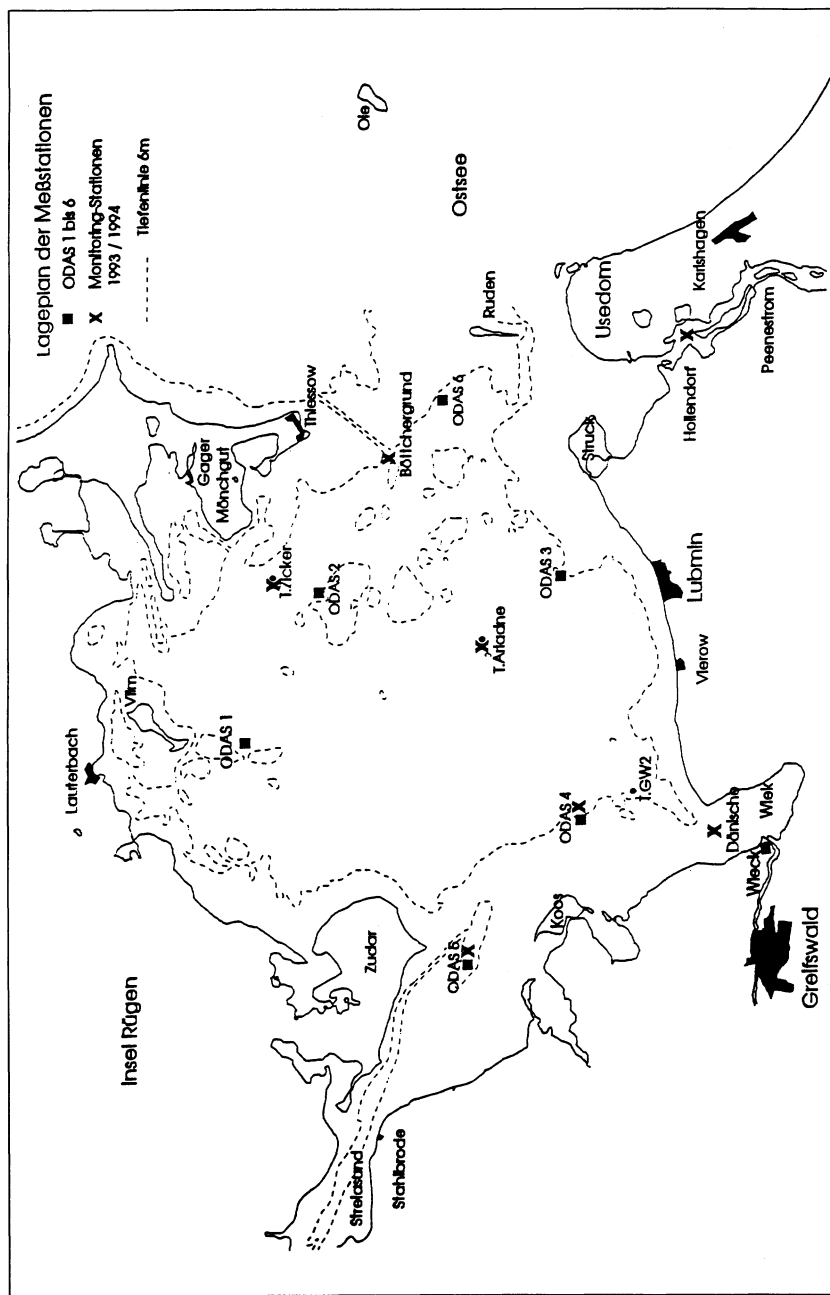


Abb. 1 Stationen des Monitoring

Meßmethoden

Die verschiedenen Parameter wurden nach Standard-Methoden der Gewässerüberwachung untersucht; insbesondere kamen die Vorschriften von ROHDE und NEHRING 1979 und die Empfehlungen der HELCOM zur Anwendung. Die Wasserproben wurden mit einem Hydrobios-Wasserschöpfer aus 1 m Wassertiefe entnommen. Weitere Angaben bei VIETINGHOFF et al. 1995.

Zur Erfassung des Bedeckungsgrades der Flachwassergebiete des Greifswalder Boddens mit Makrophyten werden Luftbilder dreier verschiedener Jahrgänge benutzt. Kontaktkopien dieser Luftbilder werden mit Hilfe einer Bildverarbeitungsanlage ausgewertet. In den Kopien sind die Makrophytenfelder der flachen Gebiete mit bloßem Auge zu erkennen. Zum tiefen Wasser hin werden die Kontraste immer geringer und die Unterscheidung von Makrophyten und tiefem Wasser schwierig; denn tiefes Wasser und Makrophyten erscheinen dunkelgrün. Zur Unterstützung der Auswertung an solchen kritischen Stellen wurde die Unterwasservideografie eingesetzt (Näheres bei RAMBOW 1994 und VIETINGHOFF et al. 1995).

Zur Untersuchung des Makrozoobenthos wurden von 1990 bis 1994 jährlich drei Fahrten (Frühjahr, Sommer und Herbst) mit je 11 Stationen durchgeführt (Abb. 2). 1995 wurde das Programm auf 7 Stationen (inclusive einer KKW-Station) beschränkt.

An jeder Station werden drei Parallelproben entnommen, was für eine ausreichende Repräsentativität bei vertretbarem Aufwand-Nutzen-Verhältnis sorgen soll (PRENA, J. 1990). Für die Probenentnahme wird ein modifizierter Van-Veen-Bodengreifer mit einer Ausstichfläche von $0,1 \text{ m}^2$ (DYBERN et al. 1976) verwendet. Das Probenmaterial wird bei einer Maschenweite von 1 mm gesiebt und zur späteren Auswertung in gepuffertem, ca. 4 %igem Seewasserformaldehyd fixiert.

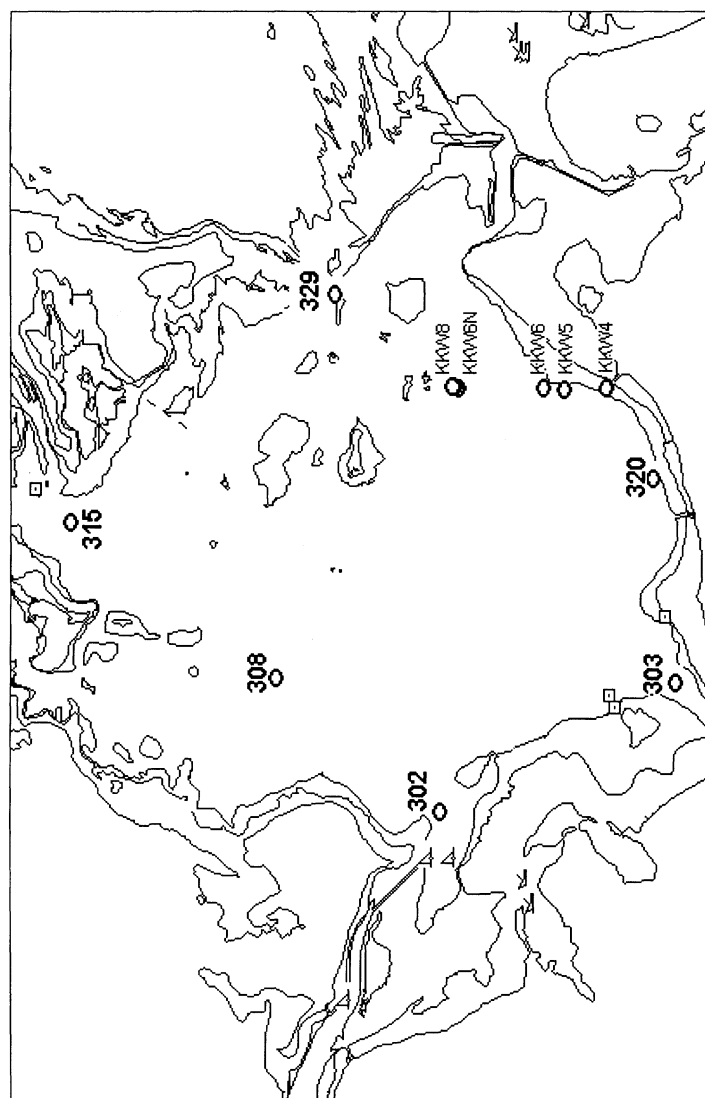


Abb. 2 Stationen der Zoobenthos-Aufnahme

3 Ergebnisse

3.1 Ergebnisse des wöchentlichen Monitoring-Programms Greifswalder Bodden 1.9.93 bis 1.3.95

Aus Platzgründen können hier nur die Meßwerte von 2 ausgewählten Stationen (Ariadne, Zicker) dargestellt werden. Für weitere Informationen s. VIETINGHOFF et al. 1995.

Wassertemperaturen

Die Bestimmung der Luft- und Wassertemperatur erfolgte an jeder Station. Die Werte der Wassertemperatur der 2 ausgewählten Stationen über den gesamten Zeitraum vom 1.9.93 bis 31.3.95 sind in der Abb. 3 dargestellt. Mehrere Besonderheiten sind festzustellen. Ab 18.11.93 beginnt ein Kälteeinbruch mit Eisbildung, der bis zum 8.12.93 die Durchführung von Terminfahrten verhinderte. Danach liegen die Meßwerte der Wassertemperatur mit weniger als 2 °C unter dem langjährigen Mittel (3,1 °C). Eine 2. Eisperiode war vom 22.2.94 bis 8.3.94, eine 3. Eisperiode war dann ein Jahr später vom 5.1.95 bis 12.1.95 mit entsprechend tiefen Wassertemperaturen.

Als extrem abweichend stellen sich die Sommertemperaturen 1994 dar. Das extrem warme Hoch im Juli/August 1994 zeigte mit 25° C Wassertemperatur die höchsten je im Greifswalder Bodden seit 1962 gemessenen Wassertemperaturen.

Lufttemperaturen

Die im Berichtszeitraum gemessenen Lufttemperaturen zeigt auszugsweise die Abb. 4; das ausgedehnte sommerliche Hoch Mitte Juli bis Mitte August 1994 brachte Lufttemperaturen über 20 °C für mehrere Wochen.

Windverhältnisse

Windstärke und Windrichtung, die an den einzelnen Stationen gemessen wurden, können hier nur auszugsweise dargestellt werden (Abb. 5). Generell zeigt sich bei der Mehrzahl der Meßwerte ein Wert über Windstärke 4, was typisch ist für dieses Gebiet. Typisch ist auch die vorherrschende Windrichtung Südwest. Danaben treten gehäuft Windrichtungen aus West, Süd und Südost auf. Bei langen Meßreihen ist SW auch die vorherrschende Windrichtung.

Strömungsmessungen

Die Strömungsmessungen begannen im Mai 1994 mit dem Ausbringen der automatisch messenden Gewässersonden ODAS 2 und 3. Beispiele der Messungen sind in VIETINGHOFF, KOPAL und ESCHHOLZ 1995 (dieser Band) und in VIETINGHOFF, HUBERT und ESCHHOLZ 1995 (ebenfalls dieser Band) enthalten; aus Platzgründen wird auf weitere Darstellungen verzichtet.

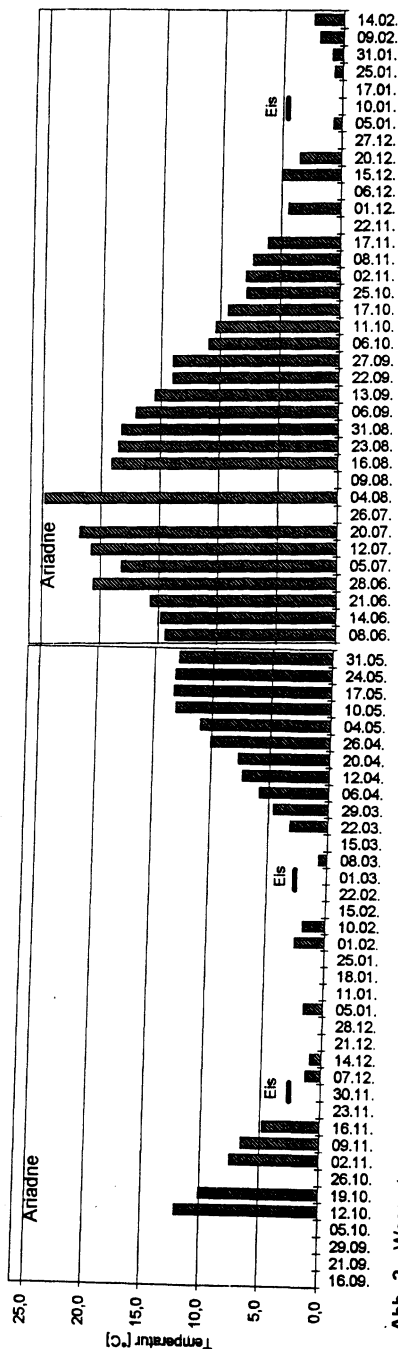
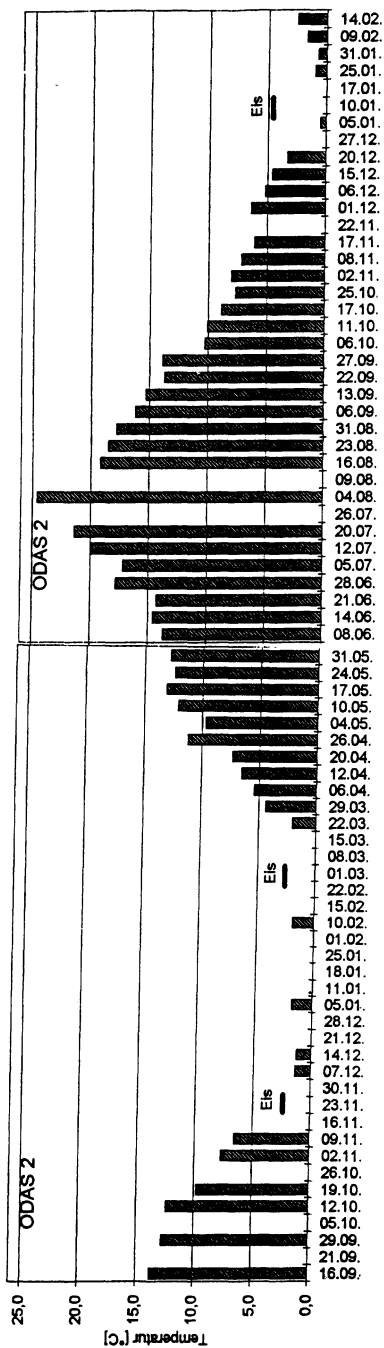


Abb. 3 Wassertemperaturen

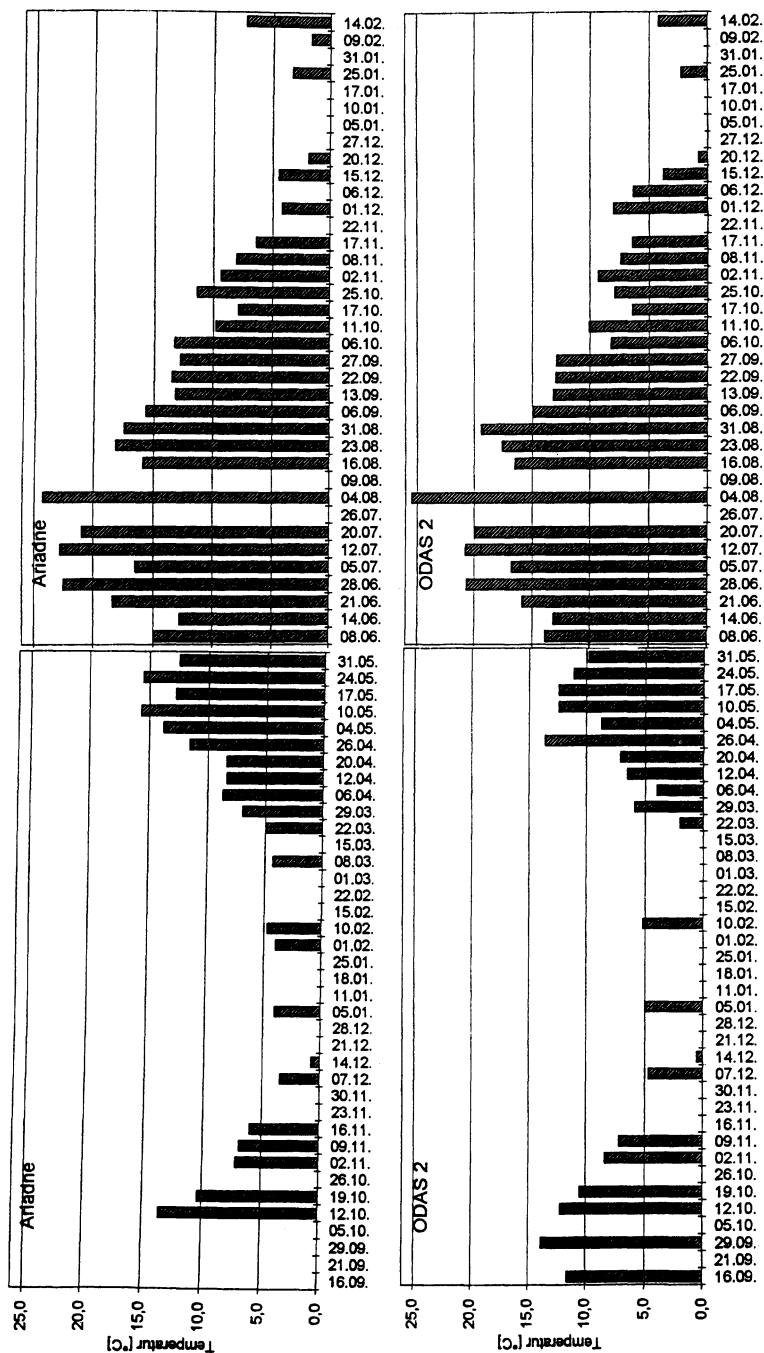


Abb. 4 Lufttemperaturen

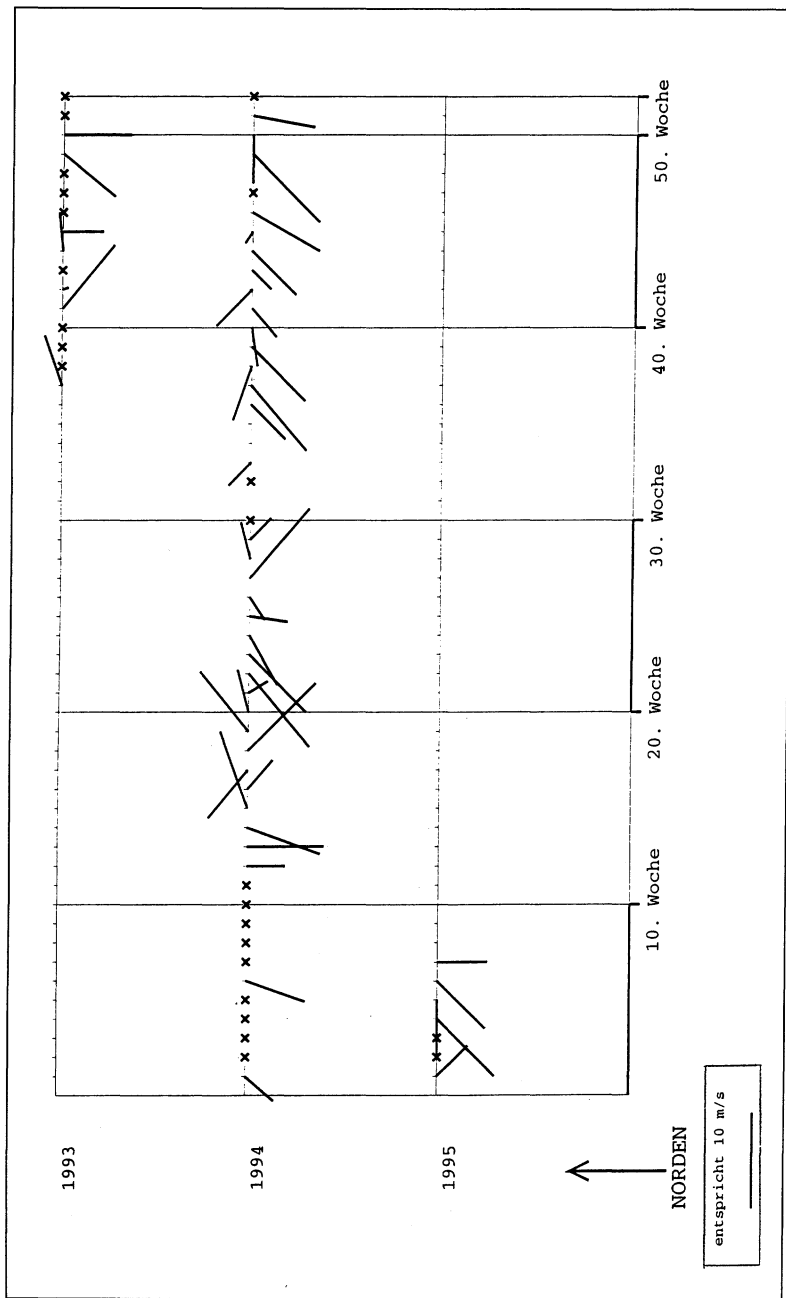


Abb. 5 Windverhältnisse (wie sie während des Monitorings gemessen wurden)

Sichttiefe

Die Meßwerte der Sichttiefe sind in der Abb. 6 dargestellt. Beste Sichtverhältnisse haben wir an den Stationen Böttchergrund, Zicker und Ariadne; Ursache hierfür sind der geringe Eutrophierungsgrad aufgrund des Austausches mit der Oderbucht (Böttchergrund, Zicker) und die Landferne (Ariadne). Im November haben wir an diesen Stationen maximale Sichttiefen zwischen 4 und 6,50 m; selten liegen an diesen Stationen die Sichttiefen unter 2 m.

Von der Station Ariadne über die Stationen ODAS 4 und 5 zur Station Dänische Wiek nehmen die Sichttiefen aufgrund des höheren Eutrophierungsgrades ab. In der Dänischen Wiek wurden sehr häufig Sichttiefen unter 2 m gemessen, was den Makrophytenbewuchs auf Wassertiefen bis 2 m beschränkt (s.u.).

Die Sichttiefe ist bei allen Messungen im Peenestrom am geringsten. Das deutet auf einen hohen Anteil von Partikeln im Wasser hin. Bei den Phytoplanktonbestimmungen konnte dies bestätigt werden: im Peenestrom sind die Phytoplankton- (und Detritus-)werte am höchsten. Die Abnahme der Sichttiefe von der Station an der Boddenrandschwelle (Böttchergrund) über die zentrale Station Ariadne zur Dänischen Wiek wird indirekt auch durch die abnehmende Wassertiefe verursacht; bei bewegter See werden Detritus und Sediment aufgewirbelt. Am 20. Oktober 1993 ist die Sichttiefe an den Stationen Dänische Wiek, ODAS 4 und 5 über 2 Meter bei einer gemessenen Windgeschwindigkeit zwischen 0,5 und 4 Meter pro Sekunde. Die Sichttiefe sinkt unter 2 Meter am 15. Dezember 1993 bei Windstärken zwischen 5 und 7,5 Meter pro Sekunde an den entsprechenden Stationen. Ein erhöhter Planktonanteil konnte nicht nachgewiesen werden.

pH-Wert

Die pH-Meßwerte sind in Abb. 7 grafisch dargestellt. Sie schwanken an allen Stationen um einen schwach alkalischen Wert; von den 177 Meßwerten dieser Meßperiode zeigen 157 Meßwerte $\text{pH} > 8$. Wir dürfen davon ausgehen, daß die Meßwerte exakt gemessen wurden. Bei allen Terminfahrten wurden Eichpuffer zum Vergleich herangezogen. Offenbar liegt der Grund für die hohen pH-Werte im Kohlensäure-Verbrauch durch die Phytoplankter (biogene Entkalkung). Hiernit in Übereinstimmung sind die relativ niedrigen pH-Werte in den Monaten mit niedriger Primärproduktion (Oktober bis Januar) und die relativ hohen pH-Werte in den Monaten mit hoher Primärproduktion von März bis August. Schließlich wurden die höchsten pH-Werte im Peenestrom und der Dänischen Wiek gemessen, wo auch die höchsten Phytoplankton-Biomassen bestimmt wurden.

Im Zeitraum 1966 bis 1990 gab es im Monat Dezember nur 3 Jahrgänge mit Dezember-pH-Werten über 8 (1972, 1980, 1990, s. u.).

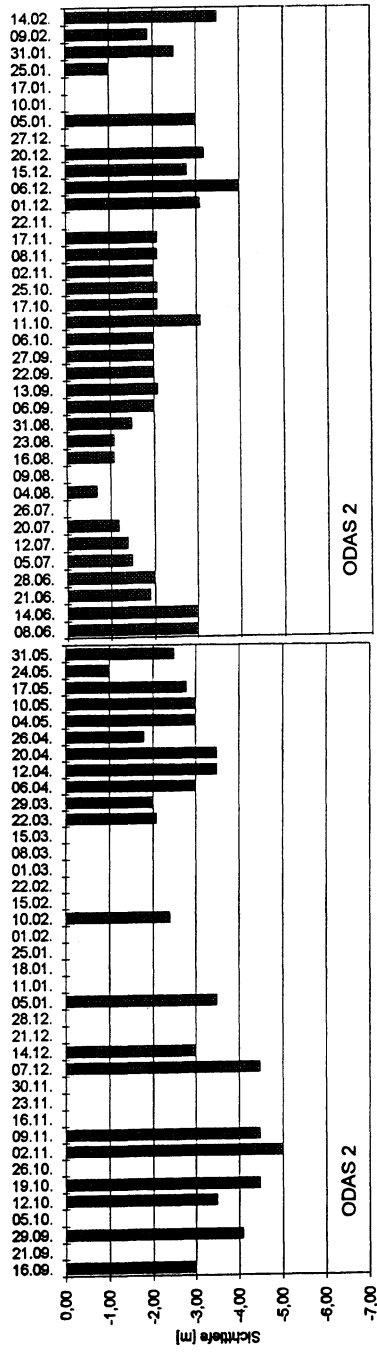
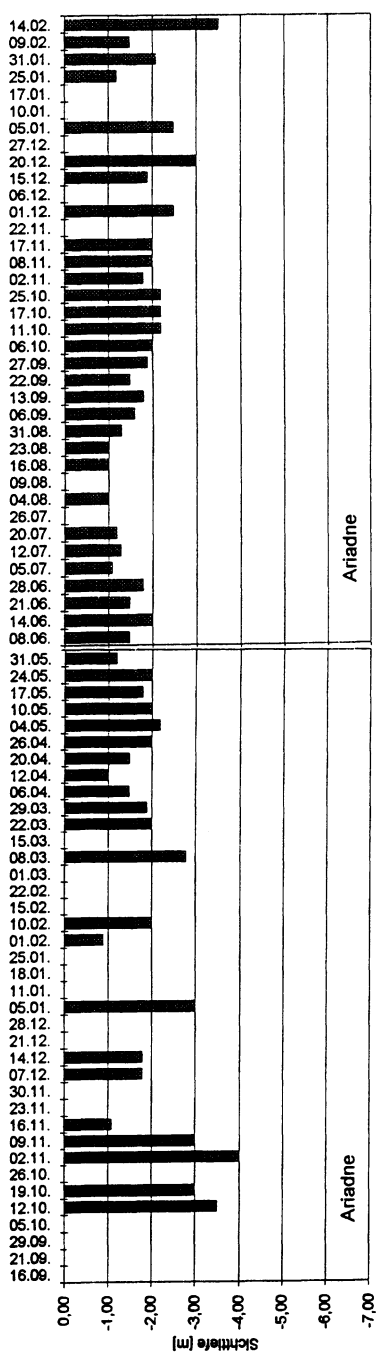


Abb. 6 Sichttiefe

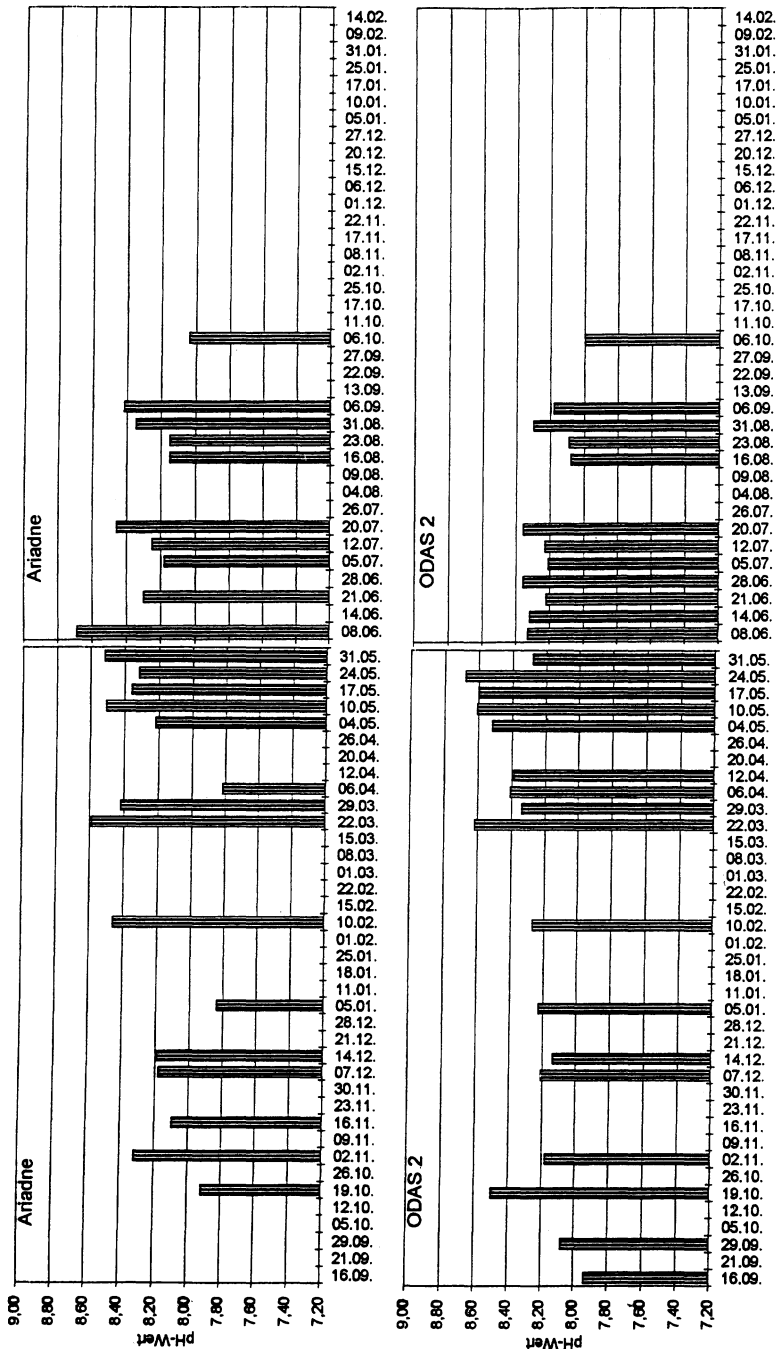


Abb. 7 pH-Wert

Leitfähigkeit / Salinität

Die Meßwerte zur Leitfähigkeit als Parameter für den Salzgehalt sind in der Abb. 8 dargestellt.

Die Salzgehaltswerte an den 6 Probenahmestationen von Böttchergrund über ODAS 2, Ariadne, ODAS 5 und 4 bis zur Dänischen Wiek sind überraschend einheitlich; wenn Salzgehaltsänderungen auftreten, sind sie relativ gering und synchron auf allen Stationen, ein Ergebnis, das auch durch die automatisch messenden Stationen ODAS gestützt wird. Beispielsweise schwankte an allen Stationen von ODAS 2 bis zur Dänischen Wiek die Salzgehaltsänderung zwischen Anfang Juli bis Mitte Oktober 1994 nur um 1 ‰. In den beiden Winterhalbjahren waren naturgemäß auch die Wasseraustauschraten und Salzgehaltsänderungen größer.

Erwartungsgemäß lagen bei den Terminfahrten im Peenestrom die Leitfähigkeitswerte deutlich niedriger als auf den Boddenstationen, begründet durch den Süßwasserzustrom des Peenestromes. Bei der Messung der Leitfähigkeit am 15.12.94 wurde aufgrund der Nord- bis Nordostwinde kein Unterschied zwischen Boddenwasser und Peene festgestellt; d.h., daß Boddenwasser in den Peenestrom bis Hollendorf vorgedrungen war.

Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt ist abhängig von der Temperatur, der Zufuhr durch die Atmosphäre, Freisetzung durch die Photosynthese, Verbrauch durch Atmung, Abbau und Mineralisierung organischer Substanz, sowie bei Übersättigung durch Verlust an die Atmosphäre. Die vorliegenden Werte sind z. T. in der Abb. 9 dargestellt. Eine Sättigung liegt bei etwa 8 mg O₂/l vor; kritisch wird der Sauerstoffgehalt für die Organismen unter 3 mg O₂/l. Unsere Messungen zeigen an allen Stationen Werte um 8 mg O₂/l, dabei zeigen sie eine Zunahme des Sauerstoffgehaltes zum Jahresende hin. Diese Zunahme ist offensichtlich bedingt durch die Abnahme der Wassertemperaturen, die langsamer ablaufenden biochemischen Verbrauchsprozesse und die gute Durchmischung des Wasserkörpers. Messungen des Sauerstoffes am Grunde des Gewässers wurden in diesem Monitoring-Programm normalerweise nicht durchgeführt. Messungen in den vergangenen Jahren hatten gezeigt, daß nur geringe Differenzen zwischen den Messungen am Grunde und an der Oberfläche bestanden haben: in der langen Zeitreihe von 1966 bis 1990 traten bei den O₂-Messungen am Grunde niemals Monatsmittel mit einem Gehalt unter 6 mg O₂/l auf. Wir dürfen aus den Messungen schließen, daß der Greifswalder Bodden bezüglich der Sauerstoff-Verhältnisse gute Bedingungen aufweist. Größere Unterschiede sind zwischen den Stationen nicht vorhanden (s. u.).

Im Sommer 1994 trat während des langandauernden sommerlichen Hochs mit Wassertemperaturen bis 25° C (Meßfahrt am 4.8.94) eine außergewöhnliche Situation ein; in den Binnenseen traten die ersten Fischsterben auf. Deshalb führten wir am 17.8.94 ein Spezialprogramm Sauerstoff durch, das weiter unten (K. 3.4.) beschrieben wird.

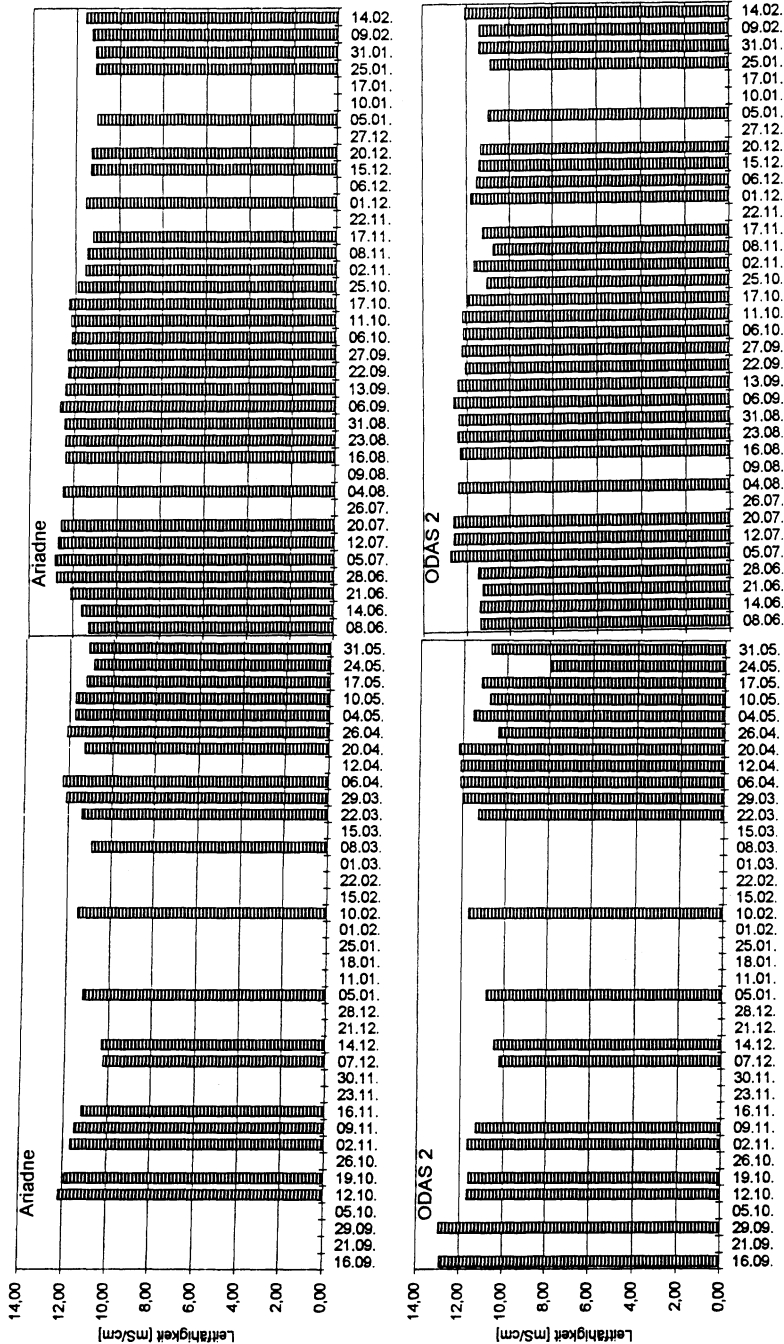


Abb. 8 Leitfähigkeit

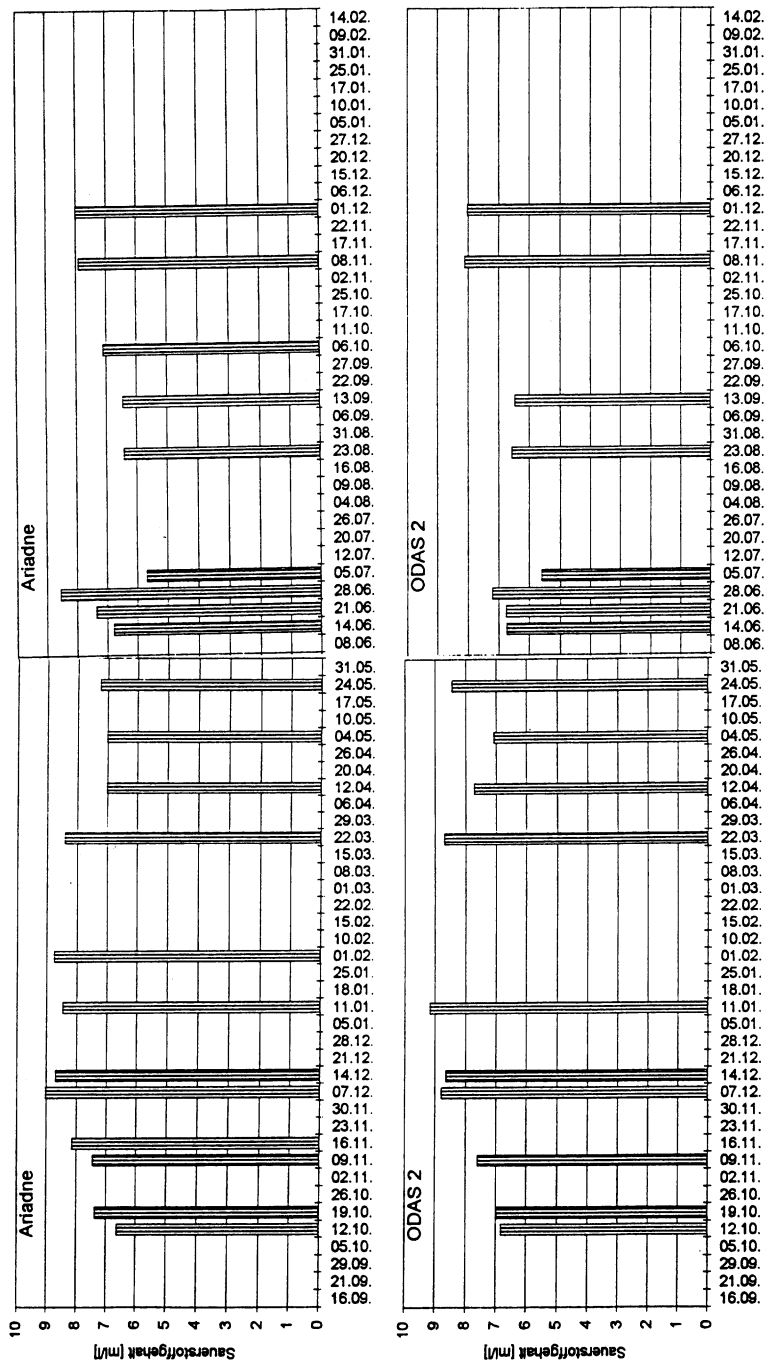


Abb. 9 Sauerstoffgehalt

Nährstoffe

Ammonium-, Nitrit-, Nitrat- und o-Phosphat-Ionen sind wichtige Pflanzen-Nährstoffe. In unseren Küstengewässern haben sich - wie vorwiegend in marinen Gewässern - die N-Verbindungen als am ehesten limitierend erwiesen, wenn nicht das Licht zum entscheidenden begrenzenden Faktor wurde (z.B. Boddenkette West, VIETINGHOFF 1982). Für das Pflanzenwachstum sind die absoluten Mengen wie auch das molekulare N:P-Verhältnis von Bedeutung. N-Limitation liegt vor, wenn das molekulare N:P-Verhältnis unter 13 absinkt; P-Limitation liegt vor, wenn das N:P-Verhältnis über 21 liegt.

Ammonium

Ammoniumionen sind das primäre Abbauprodukt der Eiweiße, Peptide und Aminosäuren; entsprechend werden sie auch von allen N-Verbindungen bei der Photosynthese am leichtesten aufgenommen und verarbeitet, da sie nicht (wie die anderen Verbindungen) vor dem Einbau reduziert werden müssen.

Die Ammonium-Konzentrationen Okt. 93 bis Dez. 1994 an den zwei ausgewählten Bodden-Stationen zeigt Abb. 10.

Das auffallendste Merkmal der Meßserie sind die hohen Ammonium-Konzentrationen (bis 6 $\mu\text{mol/l}$) an allen Stationen in den Wintermonaten 1993/94, während im gleichen Zeitraum 1994/95 relativ geringe Ammonium-Konzentrationen (0,2 bis 2 $\mu\text{mol/l}$) gemessen wurden. Demgegenüber sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Stationen gering; Dänische Wiek und Peenestrom zeigen die höchsten Werte (ca. 8,5 bzw. 8 $\mu\text{mol/l}$) im Winterhalbjahr 1993/94, 2 bzw. 2,4 $\mu\text{mol/l}$ im Winter 1994/95.

Nitrit

Nitrit entsteht bei der Oxidation von Ammonium zu Nitrat als kurzzeitiges Zwischenprodukt. Die Nitrit-Konzentrationen liegen aufgrund von Verbrauch und Oxidation weit unter den Konzentrationen von Ammonium und Nitrat; sie liegen generell zwischen 0,2 und 1 $\mu\text{mol/l}$, selten darüber (Abb. 11). Das auffallendste Merkmal der Meßserie ist, daß im Gegensatz zu den Ammonium-Konzentrationen, die relativ hohen Nitritkonzentrationen im Winterhalbjahr 93/94 auch im Winter 1994 gemessen wurden; am 7.3.95 wurden im Peenestrom und Dänischer Wiek 2 $\mu\text{mol/l}$, Loch 2,2 $\mu\text{mol/l}$, Böttchergrund 1,2 und Zicker/Odas 2 2,5 $\mu\text{mol/l}$ (Eingang der Werte nach Redaktionsschluß) bestimmt! Die Nitritwerte zeigen also in beiden Wintern des Berichtszeitraumes gleich hohe Werte!

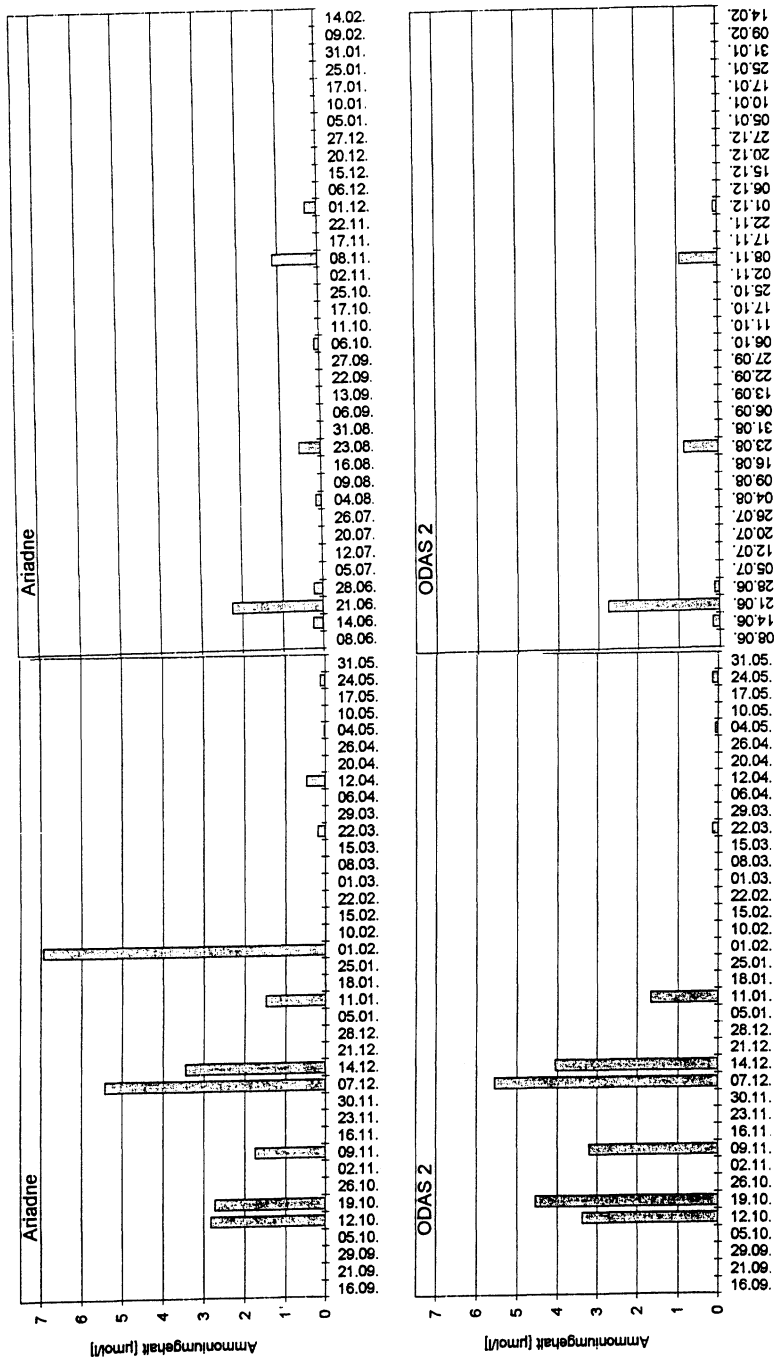


Abb. 10 Ammonium-Ionen

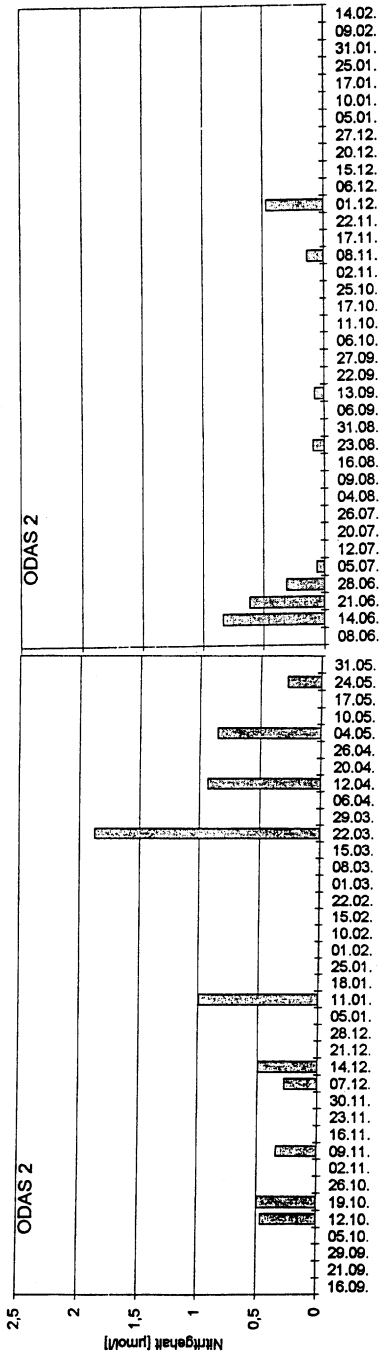
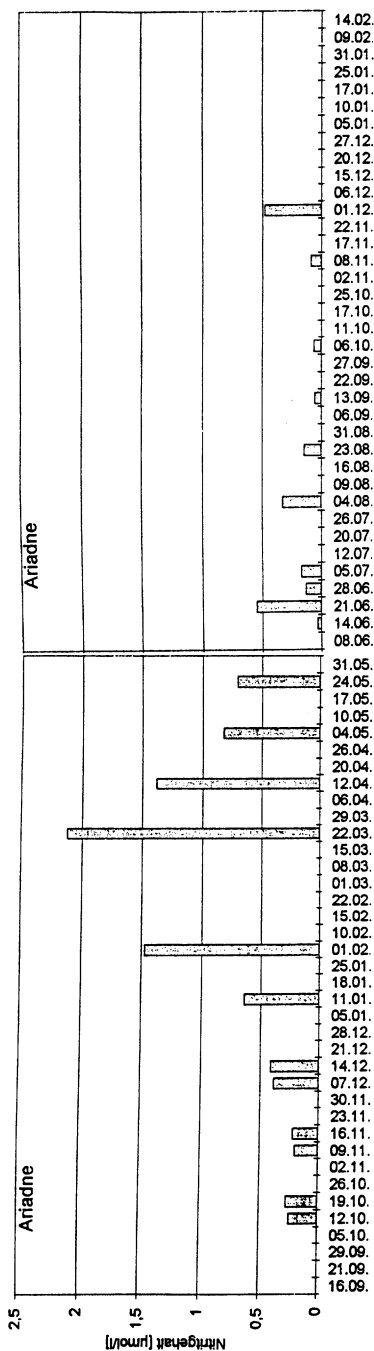


Abb. 11 Nitrit-Ionen

Nitrat

Nitrat ist die Endstufe der Oxidation der N-Verbindungen und ist damit chemisch sehr stabil; da es zum Einbau in Aminosäuren erst reduziert werden muß, wird es weniger gut als Ammonium-Ionen aufgenommen. Beide Gründe führen dazu, daß am Jahresanfang als Ergebnis des Remineralisierungsprozesses Nitrat-Ionen als häufigste chemische Form der N-Verbindungen auftreten. So sehen wir auch bei unseren Meßwerten (Abb. 12) einen Anstieg der Nitratkonzentrationen von Oktober bis März 1993/94 (bzw. im Frühjahr 1995).

Das auffallendste Merkmal auch dieser Meßreihe sind die Unterschiede der Meßwerte in den beiden Wintern des Berichtszeitraumes, wie es schon von den Ammonium-Werten berichtet wurde: während relativ hohe Nitratkonzentrationen im Winterhalbjahr 1993/94 gemessen wurden, sind die Nitratkonzentrationen 1994/95 wesentlich geringer. Die Differenzen innerhalb der Probenahmestationen sind von geringerer Bedeutung; der Peenestrom zeigt unverändert hohe Nitratwerte (13,5 $\mu\text{mol/l}$ am 5.1.95, 52,8 $\mu\text{mol/l}$ am 7.3.95); der maximale Wert der Dänischen Wiek betrug am 31.1.95 6,2 $\mu\text{mol/l}$.

Wichtig ist auch ein zweites Merkmal der Meßserie: wir können von Ende Juni bis Anfang November im Greifswalder Bodden und auch im Peenestrom praktisch kein Nitrat nachweisen! Ganz anders verhält sich demgegenüber das Phosphat (s.u.). Unter solchen Bedingungen können sich nur Blaualgen entwickeln!

o-Phosphat

Neben den N-Verbindungen ist das o-Phosphat ein sehr wichtiger Pflanzen-Nährstoff, der u. U. auch zum limitierenden Faktor werden kann.

Die Meßserie der o-Phosphationen bietet ein grundsätzlich anderes Bild (Abb. 12a) als das, was wir von Ammonium- und Nitrationen gemessen haben! Zunächst kann festgestellt werden, daß es keine großen Differenzen im Phosphatgehalt zwischen Herbst 1993 und Herbst 1994 gibt. Sehr geringe Phosphatkonzentrationen wurden im Mai und Juni 1994 gemessen, im Juli 94 waren schon etwas höhere Konzentrationen (um 0,3 $\mu\text{mol/l}$) nachweisbar, während ab August maximale Phosphatkonzentrationen (2 - 3 $\mu\text{mol/l}$, im Peenestrom 1 $\mu\text{mol/l}$) gemessen wurden.

Das bedeutet, daß wir 1994 im Mai/Juni ein Phosphatminimum, von Juni bis in den Dezember ein Nitratminimum hatten. Dieses Ergebnis wird im Zusammenhang mit der Phytoplanktonentwicklung zu betrachten sein!

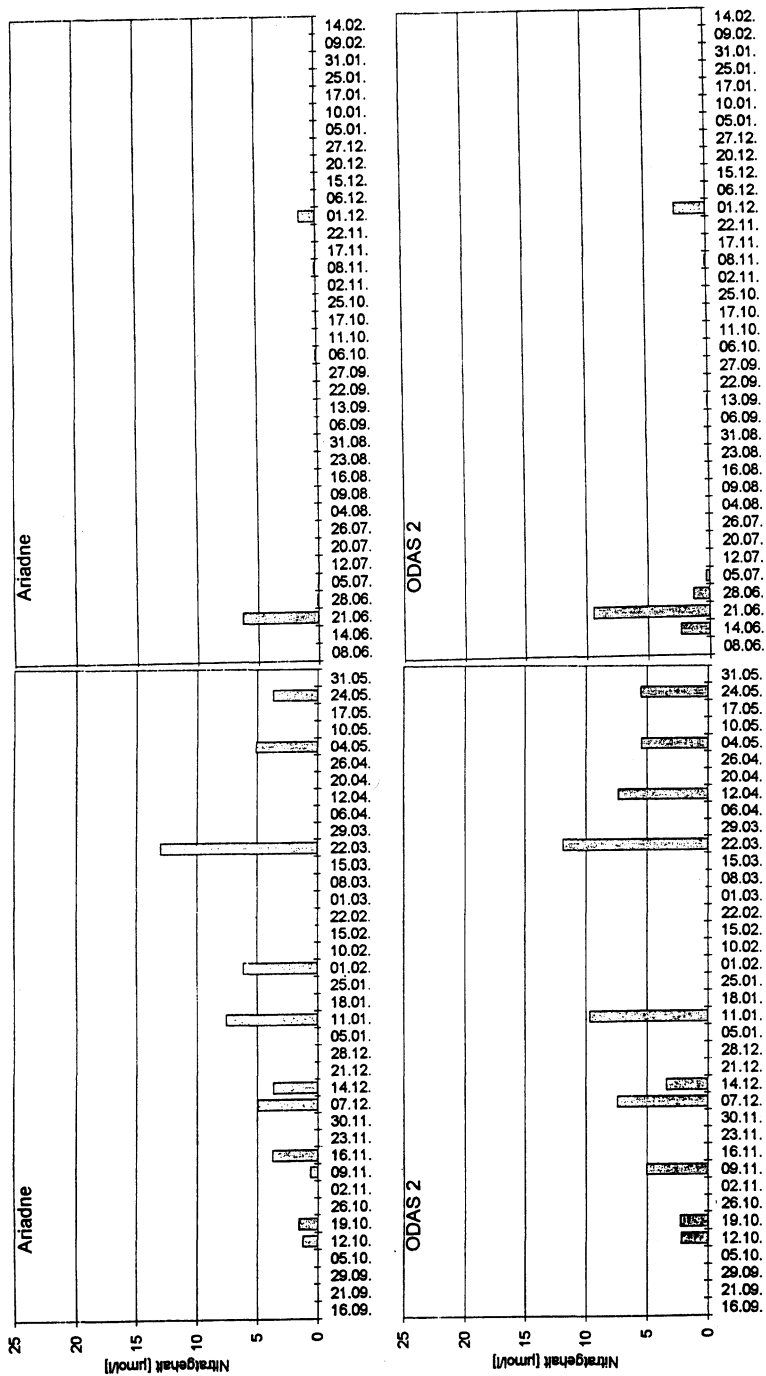


Abb. 12 Nitrat-Ionen

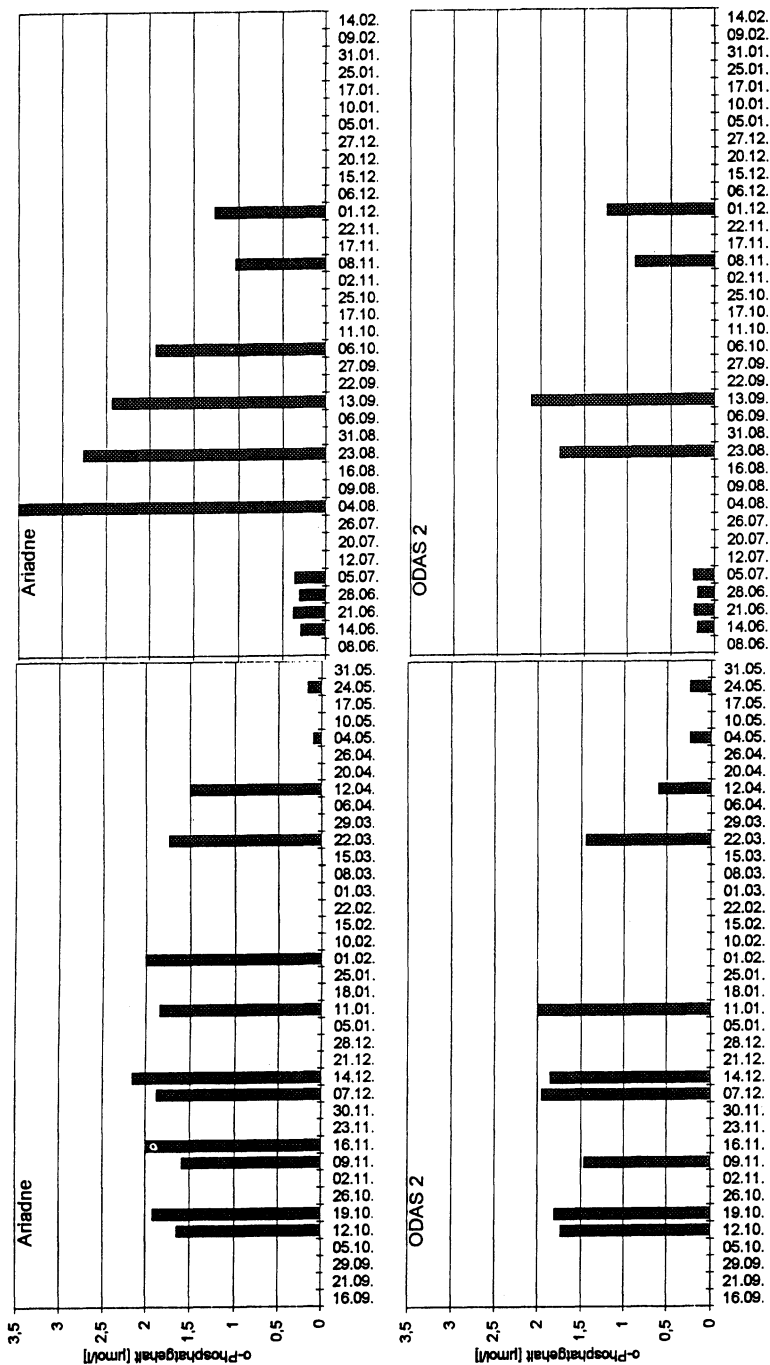


Abb. 12a Phosphat-Ionen

Biotische Parameter

Die biotischen Komponenten, insbesondere die Phytoplankter und das Makrophytobenthos, beeinflussen die Qualität eines Gewässers in ganz entscheidendem Maße. Ihnen wird deshalb in diesem Monitoringprogramm eine zentrale Bedeutung beigemessen. Im Vergleich mit anderen Monitoring-Programmen wird im vorliegenden Programm das Schwergewicht der Untersuchungen auf die Erfassung der **produktionsbestimmenden Arten** des Phytoplanktons und auf ihre **Erfassung in wöchentlichen Abständen** gelegt. Dabei wurde gegenüber früheren Monitoring-Programmen (Probenahme an vielen Stationen, aber in 4wöchigen Abständen) die Anzahl der Probenahmestationen auf 7 reduziert. Dieser Strategie liegt die Hypothese zugrunde, daß die zeitliche Auflösung wichtiger ist als die räumliche; wir gehen davon aus, daß zwei Phytoplanktonproben, die im Abstand von einer Woche an derselben Station genommen wurden, größere Unterschiede aufweisen, als 2 Phytoplanktonproben, die praktisch gleichzeitig an 2 (dicht-)benachbarten Stationen gezogen wurden.

Das Makrophytobenthos gehört zu einer Istzustandsanalyse dazu; deswegen wird in einem gesonderten Unterkapitel der gegenwärtige Stand der Bestandsaufnahme beschrieben.

Die Zooplankter sind das 3. wichtige Glied in der Nahrungskette; die Auswertung der Zooplanktonproben begann erst im Januar 1994.

Ebenso wie das Makrophytobenthos, gehört auch das Makrozoobenthos zur Istzustandsanalyse dazu, weshalb ein Bericht hierüber in einem weiteren gesonderten Unterkapitel gegeben wird.

Neben Produzenten und Konsumenten wurden auch die Destruenten im Monitoring-Programm berücksichtigt; von unserem Partner EWN wurden die cfu (colony forming units, Saprophyten) bestimmt, ergänzend wurde in einer Diplomarbeit (Herr stud. Dirk Steyer, Betreuer Herr Dr. G. Ballin) die Gesamtbakterienzahl an ausgewählten Stationen bestimmt.

Zum Programm des Monitoring gehörte auch die Bestimmung einiger Summenparameter (Chlorophyll, BSB₃), die die Zählungen Phytoplankton bzw. Bakterien unterstützen sollen.

Phytoplankton

Artenliste des Phytoplanktons

Die Zählprotokolle des Berichtszeitraumes umfassen

- 23 Bacillariophyceae,
- 11 Cyanophyceae,
- 6 Chlorophyceae,
- 5 Dinophyceae,
- 1 Euglenophyceae,
- 1 Cryptophyceae,
- 1 Prasinophyceae,

insgesamt 48 Arten des Phytoplanktons; die vollständige Artenliste, das können wir den früheren Arbeiten entnehmen (VIETINGHOFF, HUBERT und WESTPHAL 1995, im Druck) umfaßt ca. 90 produktionsbestimmende Arten. Eine Übersicht über die nachgewiesenen Phytoplanktonarten im Greifswalder Bodden in der Zeit vom 16.09.1993 bis 31.3.1995 gibt Tab. 2. (Vollproben, Lugolsche Lösung).

Tabelle 2 Nachgewiesene Phytoplanktonarten im Greifswalder Bodden von September 1993 bis März 1995

Phytoplanktonarten	
Cyanophyceae	
Anabaena spec.	Aphanizomenon flos-aquae
Chroococcus linmeticus	Chroococcus turgidus
Gomphosphaeria pusilla	Merismopedia glauca
Merismopedia punctata	Merismopedia tenuissima
Microcystis aeruginosa	Nodularia spumigena
Oscillatoria redekei	
Bacillariophyceae	
Achnanthes taeniata	Chaetoceros spec.
Chaetoceros wighamii	Coscinodiscus granii
Coscinodiscus spec.	Cyclotella caspia
Detonula confervacea	Diatoma elongatum
Diploneis spec.	Fragilaria spec.
Melosira arctica	Melosira spec.
Navicula spec.	Nitzschia acicularis
Nitzschia closterium	Nitzschia spec.
Rhizosolenia fragilissima	Skeletonema costatum
Skeletonema subsalsum	Stephanodiscus hantzschii
Surirella ovalis	Thalassiosira baltica
Thalassiosira oceanica	zentr. Diatomeen
Cryptophyceae	
Rhodomonas lacustris	
Dinophyceae	
Amphidinium crassum	Ceratium fuscus
Ceratium spec.	Dinophysis spec.
Prorocentrum micans	
Prasinophyceae	
Tetraselmis cordiformis	
Chlorophyceae	
Actinastrum hantzschii	Monoraphidium contortum
Pediastrum boryanum	Scenedesmus acuminatus
Scenedesmus quadricauda	Scenedesmus spec.
Euglenophyceae	
Eutptia lanowii	

Biomasse des Phytoplanktons

Die Meßserie Phytoplankton (Abb. 13) zeigt mehrere Charakteristika. Zunächst können wir zwischen einem Frühljaspekt und einem Sommeraspekt unterscheiden. Der Frühljaspekt wird bei den östlichen Stationen (Hollendorf, Böttchergrund, Zicker) fast ausschließlich aus Bacillariophyceen (*Diatoma elongatum*, *Skeletonema costatum*) gebildet; daneben kommen *Eutreptia lanowii* (Euglenophyceae) und *Scenedesmus quadricauda* (Chlorophyceae) in nennenswerten Mengen vor. Dieses Bild verändert sich auffallend bei den westlichen Stationen (Ariadne, Strelasund/ODAS 5, Salzboddengrund/ODAS 4, Dänische Wiek) dahingehend, daß an diesen Stationen *Diatoma elongatum* kaum noch auftritt und *Eutreptia lanowii* (Euglenophyceae) dominierend wird (Abb. 23). Von der Station Hollendorf ($57 \text{ mm}^3/\text{l}$) über Böttchergrund (15), Zicker (11), Ariadne (7), ODAS 5 (5) bis ODAS 4 ($5 \text{ mm}^3/\text{l}$) ist eine Abnahme des Maximalwertes der Frühljarsbiomasse (26.4.94) zu verzeichnen; die Dänische Wiek hat dann wieder etwas höhere Werte ($7 \text{ mm}^3/\text{l}$).

Auf den Frühljaspekt (Ende März, April, auf den östlichen Stationen noch Mai) folgen mehrere Wochen mit geringen Phytoplanktonwerten (Mai und Juni bzw. nur Juni bei den östl. Stationen), bevor der Sommer-/Herbstaspekt (Juli bis November) eintritt.

Im Sommeraspekt unterscheiden sich die östlichen von den westlichen Stationen kaum noch, es sei denn in der Quantität; wir verzeichnen eine ständige Zunahme der Phytoplanktonbiomasse von Böttchergrund ($5 \text{ mm}^3/\text{l}$), Zicker/Odas 2 ($4 \text{ mm}^3/\text{l}$), Ariadne ($4 \text{ mm}^3/\text{l}$) über Strelasund/ODAS 5 ($8 \text{ mm}^3/\text{l}$) und Salzboddengrund/ODAS 4 ($7 \text{ mm}^3/\text{l}$) zur Dänischen Wiek ($9 \text{ mm}^3/\text{l}$); diese Zunahme der Phytoplankton-Biomasse beruht fast ausschließlich auf der Zunahme des Anteils der Cyanophyceen von Ost nach West (Abb. 23). Das Plankton wird 1994 von der Cyanophycee *Gomphosphaeria pusilla* bis in den Dezember hinein dominiert; andere Phytoplankter (*Aphanizomenon flos aquae*, *Merismopedia tenuissima* und *punctata*, *Prorocentrum micans*, *Scenedesmus quadricauda*, *Nitzschia*, *Navicula*) sind von der Zellzahl her noch in nennenswerten Mengen vorhanden, aber auf der Basis des Verdrängungsvolumens um mehr als eine Größenordnung kleiner. Im Dezember wird dann *Skeletonema* vorherrschend.

Naturgemäß sind die Verhältnisse im Peenestrom anders; hier haben wir die höchsten Sommer-Phytoplanktonbiomassen überhaupt ($15 \text{ mm}^3/\text{l}$) und eine Dominanz von *Aphanizomenon flos aquae* und *Gomphosphaeria pusilla*.

Chlorophyll a

Die Werte des biochemischen Nachweises des Chlorophyll a im Untersuchungszeitraum sind in Abb. 14 dargestellt. Sie laufen zu den Phytoplankton-Biomasse-Bestimmungen nicht immer parallel. Zunächst ist festzustellen, daß durch den 3wöchigen Rhythmus der Bestimmungen die Parallele zu den Phytoplanktonpeaks nicht immer gegeben ist; so ist der Frühljarspeak der Phytoplanktonbiomasse am 26.4.94; eine Woche später, am 4.5.95, fanden wir an

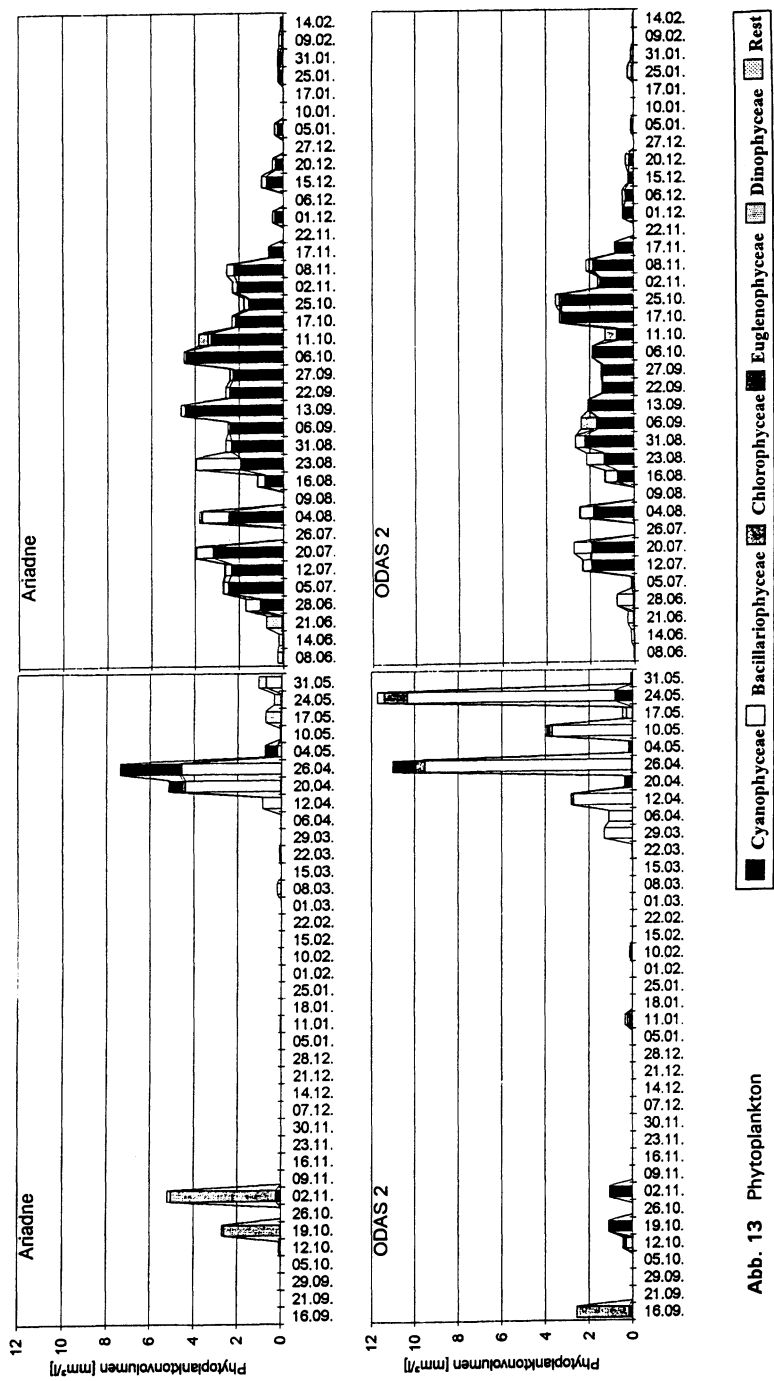


Abb. 13 Phytoplankton

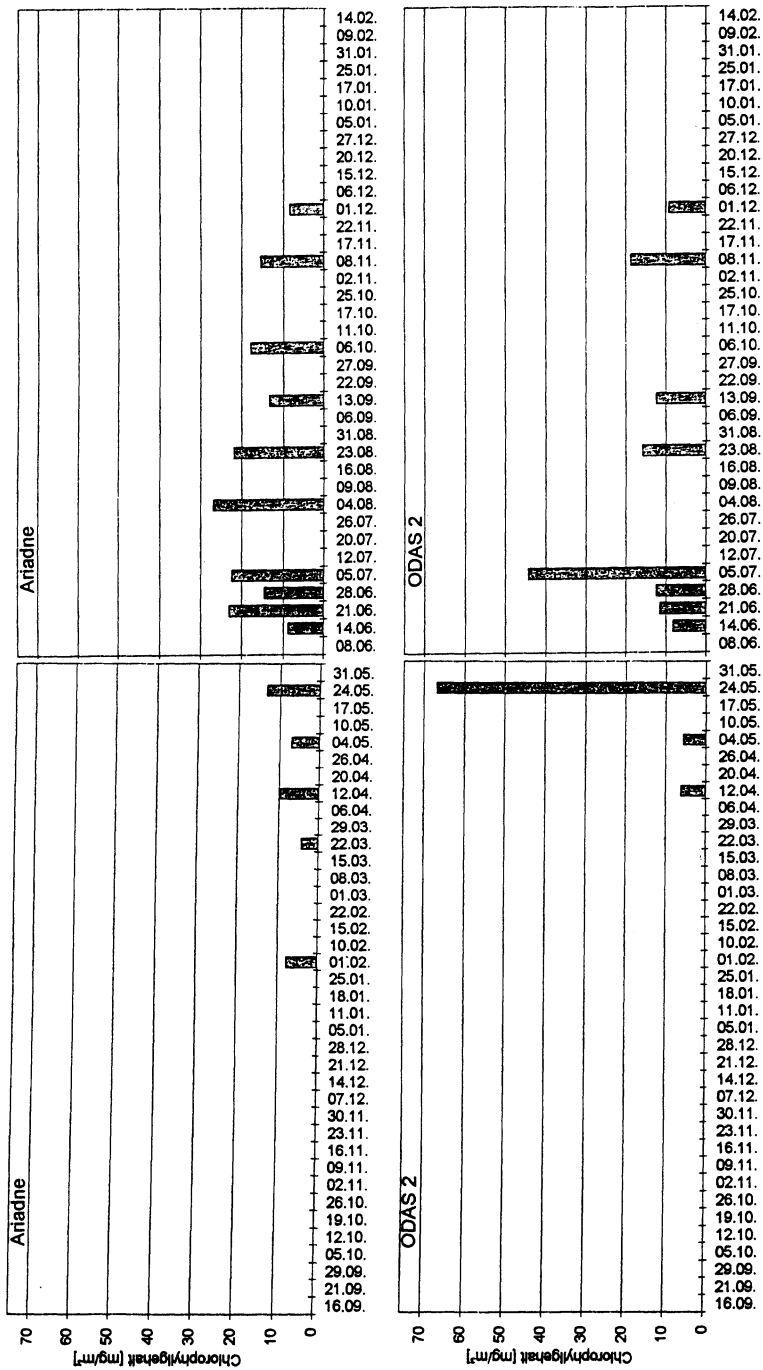


Abb. 14 Chlorophyll-Gehalt

allen Stationen vom Böttchergrund bis zur Dänischen Wiek sehr geringe Biomassewerte; dementsprechend auch relativ geringe Chlorophyllwerte. Einen Monat später, am 24.5.95, fanden wir an den Stationen Peenestrom, Böttchergrund und ODAS 2 relativ hohe Biomassewerte, und parallel dazu auch hohe Chlorophyllwerte (Abb. 13 und 14).

Vom 31.5. bis 28.6.95 zeigen die Phytoplankton-Auswertungen ein ausgesprochenes Minimum der Biomassen; demgegenüber werden relativ hohe Chlorophyllwerte gemessen, vergleichbar den Chlorophyllwerten während des Cyanophyceen-Maximums von Juli bis Oktober 94. Diese Untersuchungen bestätigen somit die Erfahrung, daß Biomasse und Chlorophyll nicht notwendigerweise parallel verlaufen müssen; Art des Phytoplanktons und physiologischer Zustand desselben sind wichtige Aspekte, die die biochemische Bestimmung nicht berücksichtigt.

Zooplankton

Artenliste des Zooplanktons

Übereinstimmend haben Hübel (Tab. 3) und F. Hacker (1995) im Jahr 1994 35 Larval- bzw. Adultstadien des Zooplanktons unterscheiden können; unter ihnen 16 Copepoda, 8 Rotatoria und 4 Phyllopoda (10 l Biotopwasser, 55 µr Maschenweite).

Tabelle 3 Nachgewiesene Zooplanktonarten im Greifswalder Bodden
von September 1993 bis März 1995

Zooplanktonarten

Ciliata	
Tintinnopsis spec.	
Rotatoria	
Asplanchna spec.	Brachionus spec.
Keratella c. var. tecta f. typica	
Keratella cochlearis	Keratella cruciformis var. eichw.
Keratella quadrata	Notholca spec.
Synchaeta spec.	
Phyllopoda	
Bosmina coregoni maritima	Evadne nordmanni
Podon leuckarti	
Copepoda	
Acartia bifilosa	Acartia longiremis
Acartia spec. Copepodite	Acartia spec. Nauplien
Centropages spec.	Centropages spec. Copepodit
Centropages spec. Nauplien	Cyclops spec.
Cyclops spec. Copepodit	Cyclops spec. Nauplien
Eurytemora affinis	Eurytemora spec. Cop.
Eurytemora spec. Nauplien	Pseudocalanus minutus elongatus
Temora longicornis	Temora longicornis Nauplien
Larven	
Balanus - Larven	Gastropoden - Larven
Lamellibranchiata - Larven	Marenzelleria - Larven
Nereis - Larven	

Biomasse des Zooplanktons

Den Verlauf der Biomassekurve (Feuchtgewichte) des Zooplanktons im Greifswalder Bodden zeigt Abb. 15; von März bis Oktober erkennen wir eine wechselnde Biomasse von 100 bis 400 mg/m³ Copepoden, insbesondere Acartia. Im Mai erscheint dann insbesondere auf den westlichen Stationen ein etwa 4wöchiger Peak von Rotatorien (Synchaeta) und Ciliaten (Tintinnopsis), daneben mit geringerer Biomasse Phyllopoden (Podon); dieser Peak ist schwach auf den östlichen Stationen ausgebildet. Ein zweites, geringeres Auftreten der Rotatorien verzeichnen wir Ende August/September (Synchaeta, Brachionus), vornehmlich wieder auf den östlichen Stationen. Ab Mitte Oktober/November erscheinen auf allen Stationen Larven der Polychaeten, insbesondere von Marenzelleria.

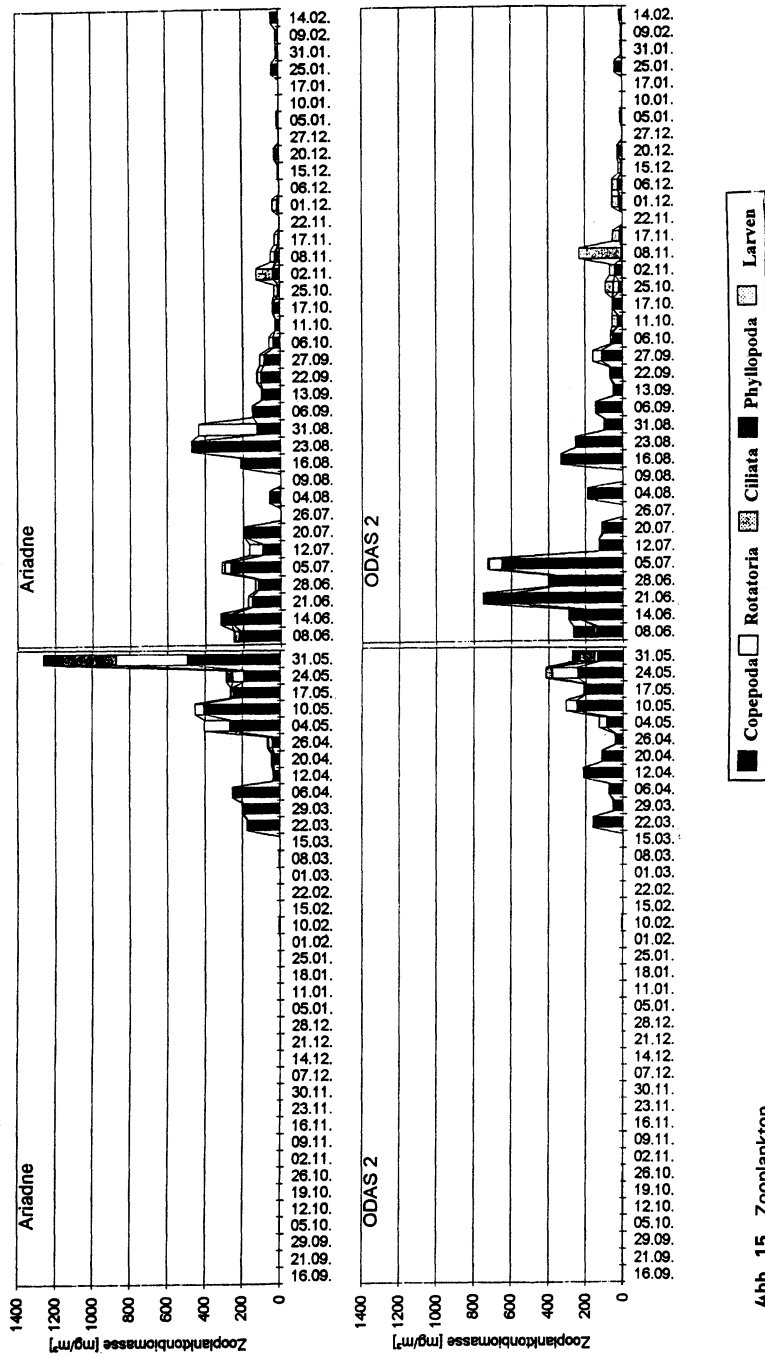


Abb. 15 Zooplankton

Bakterien

Im Rahmen des Monitorings Greifswalder Bodden wurden 3 Parameter der Destruenten bestimmt, nämlich die

- die saprophytischen Bakterien des Pelagials,
- die Gesamtbakterienzahl des Pelagials (Steyer 1995) und
- die saprophytischen Bakterien des Sedimentes.

Die Kurve der **koloniebildenden Einheiten CFU (= Saprophyten)** des Pelagials (Abb. 16) ist nicht einfach zu interpretieren.

Ein erstes Maximum der CFU beobachten wir im Januar (Probenstermin 11.1.94), abnehmend von der Dänischen Wiek bis zum Böttchergrund; hohe Werte dann wieder bei Hollendorf im Peenestrom. Die Ursache liegt u. E. im hohen Anteil an Detritus und an den gelösten Nährstoffen im Wasser.

Ein zweites Maximum der CFU finden wir von März zunehmend bis Juni; Hauptsubstrate in dieser Zeit sind der Heringslaich, das sich entwickelnde und wieder abnehmende Frühjahrsplankton und der Hauptpeak des Zooplanktons. Das Frühjahrsmaximum des Phytoplanktons nimmt vom Böttchergrund zur Dänischen Wiek hin ab, und auch die CFU zeigen denselben Trend. U. E. liegt hier ein ursächlicher Zusammenhang vor.

Ein drittes Maximum der CFU entwickelt sich von Mitte Juli bis Ende Oktober während des Sommer-/Herbstmaximums des Phytoplanktons.

Zwischen dem 2. und 3. Maximum der Saprophytenentwicklung liegt ein Minimum, das noch ausgeprägter bei der Gesamtbakterienzahl auftritt und sehr wahrscheinlich mit dem Zusammenbruch des Phytoplanktons und dem Fraß durch Zooplankter (Rotatorien, Ciliaten) ursächlich zusammenhängt.

Die **Gesamtbakterienzahl** (Diplomarbeit D. STEYER 1995, Betreuer Dr. G. BALLIN) ist über einen Zeitraum von 10 Monaten (22.3.94 bis 25.1.95) bestimmt worden. Das 1. Maximum wie bei den CFU ist Anfang 1994 noch nicht gezählt worden, an seiner Existenz braucht nicht gezweifelt zu werden, denn Ende 94/Anfang 95 sind ebenfalls hohe CFU-Werte vorhanden. Ein zweites und drittes Maximum im April/Mai und August bis Oktober wie bei den CFU sind bei den GBZ auch vorhanden. Wir machen hier dieselben Gründe wie bei den CFU geltend. Auffallend auch - wie bei den CFU - das Minimum in der GBZ Juni/Juli, das wir wie bei den CFU auf das Fehlen des Phytoplanktons und den Fraß durch Rotatorien und Tintinniden zurückführen (s.u.).

Die CFU des Sedimentes (die Werte der Station ODAS 2 / Zicker sind in Abb. 19 enthalten) verlaufen etwa parallel zu den CFU des Pelagials; auffallend ist aber die Verschiebung des 2. Maximums in den Juli hinein; wir führen dies auf die ruhige Wetterlage im Sommer 1994 zurück, bei der abgestorbene Phyto- und Zooplankter auf den Boden sinken und dort abgebaut werden.

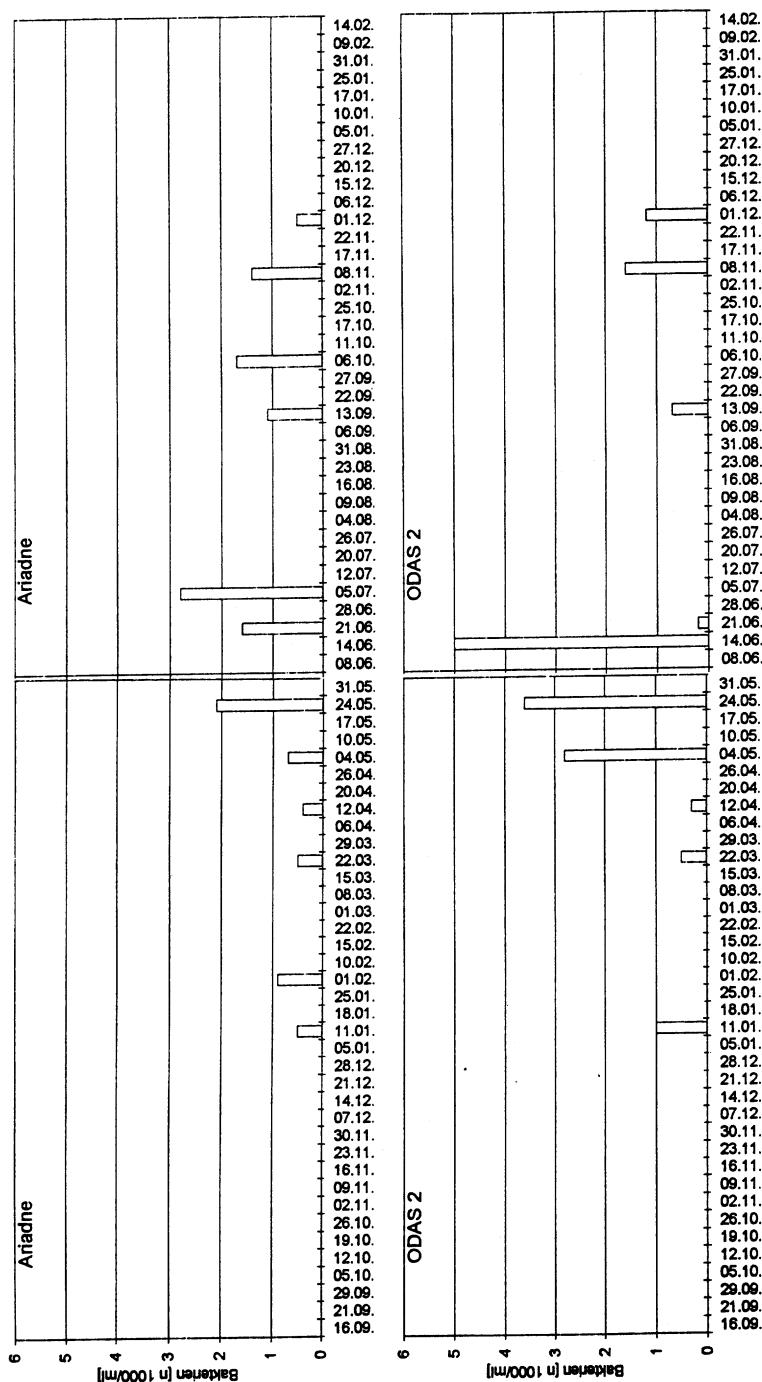


Abb. 16 Bakterien cfu Pelagial

Biochemischer Sauerstoff-Bedarf BSB₃

Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) dient der Beurteilung der Belastung des Gewässers mit aerob abbaufähigen Stoffen und sollte viele Parallelen zu den Parametern der CFU der pelagischen Bakterien aufweisen (Abb. 17).

Diese Parallelen (1. Maximum im Dez./Jan., 2. Maximum März bis Juli, 3. Maximum im Herbst) sind auch zu erkennen. Besonders auffallend sind aber die relativ hohen Werte Mitte Juni/Anfang Juli, wenn die GBZ ein Minimum hat und die relative Gleichförmigkeit der Werte zwischen Böttchergrund und Dänischer Wiek; der erwartete Anstieg zur Dänischen Wiek hin ist relativ gering.

Synopsis

Abschließend zu dem Unterkapitel wöchentliches Monitoring soll an dieser Stelle versucht werden, mit Unterstützung der Abb. 18 und 19 eine **Zusammenchau (Synopsis)** der im Ökosystem Greifswalder Bodden wirkenden Kausalfaktoren zu geben. Dabei wollen wir auch die Hydrodynamik und das Makrophytobenthos (Makrozoobenthos) nicht außer Acht lassen.

Im Zentrum der **aufbauenden Prozesse** (Abb. 18) stehen die Nährstoffkreisläufe von P und N sowie Phytoplankton, Zooplankton und Makrophytobenthos (Makrozoobenthos). Ausklammern müssen wir hierbei das Picoplankton, das erst seit diesem Jahr alle 3 Wochen an 3 Stationen (ODAS 2, Hollendorf und Dänische Wiek) gemessen wird.

Die Jahresentwicklung beginnt mit hohen Konzentrationen der Nährstoffe; mit steigenden Wassertemperaturen und photosynthetisch verwertbaren Lichtmengen findet von Ende März bis Mitte Mai die "Frühjahrsblüte" des Phytoplanktons statt. Ein wesentlicher Vertreter der Kieselalgen ist in 1994 *Skeletonema costatum*. Diese Kieselalge tritt immer dann auf, wenn im Januar / Februar weniger als 20 Tage Eisbedeckung waren (vgl. Abb. 3). Während der Frühjahrsblüte sinkt die Konzentration des o-Phosphates ab Ende April auf Werte um 0,2 bis 0,3 $\mu\text{mol/l}$ ab und verbleibt bis in den August auf diesem niedrigen Niveau. Die N-Komponenten zeigen noch bis Ende Juni Konzentrationswerte um (insgesamt) 10 $\mu\text{mol/l}$; das N : P -Verhältnis liegt in dieser Zeit also über 21, was auf eventuelle P-Limitation schließen läßt. Si-Mangel, Licht- oder P-Limitation dürften hier regulierende Faktoren sein.

Mit dem Einsetzen der Entwicklung des Sommerphytoplanktons gehen die Konzentrationen der N-Verbindungen teilweise bis unter die Nachweisgrenze. Neben Licht werden sie zum limitierenden Faktor der Sommerphytoplanktonentwicklung. Unter diesen Bedingungen können nur die N₂-fixierenden Blaualgen/Nostocaceae und - in Verbindung mit ihnen - Gomphosphaeria pusilla als Hauptvertreter des Sommerplanktons zur Entwicklung kommen. Die Cyanophyceen kommen bekanntermaßen mit geringen Lichtintensitäten aus (Dämmerlicht-Algen). Im August erscheinen die N₂-fixierenden Nostocaceae *Anabaena* sp. und *Aphanizomenon flos aquae*, in deren Gefolge offenbar Gomphosphaeria pusilla keine Entwicklungsprobleme hat.

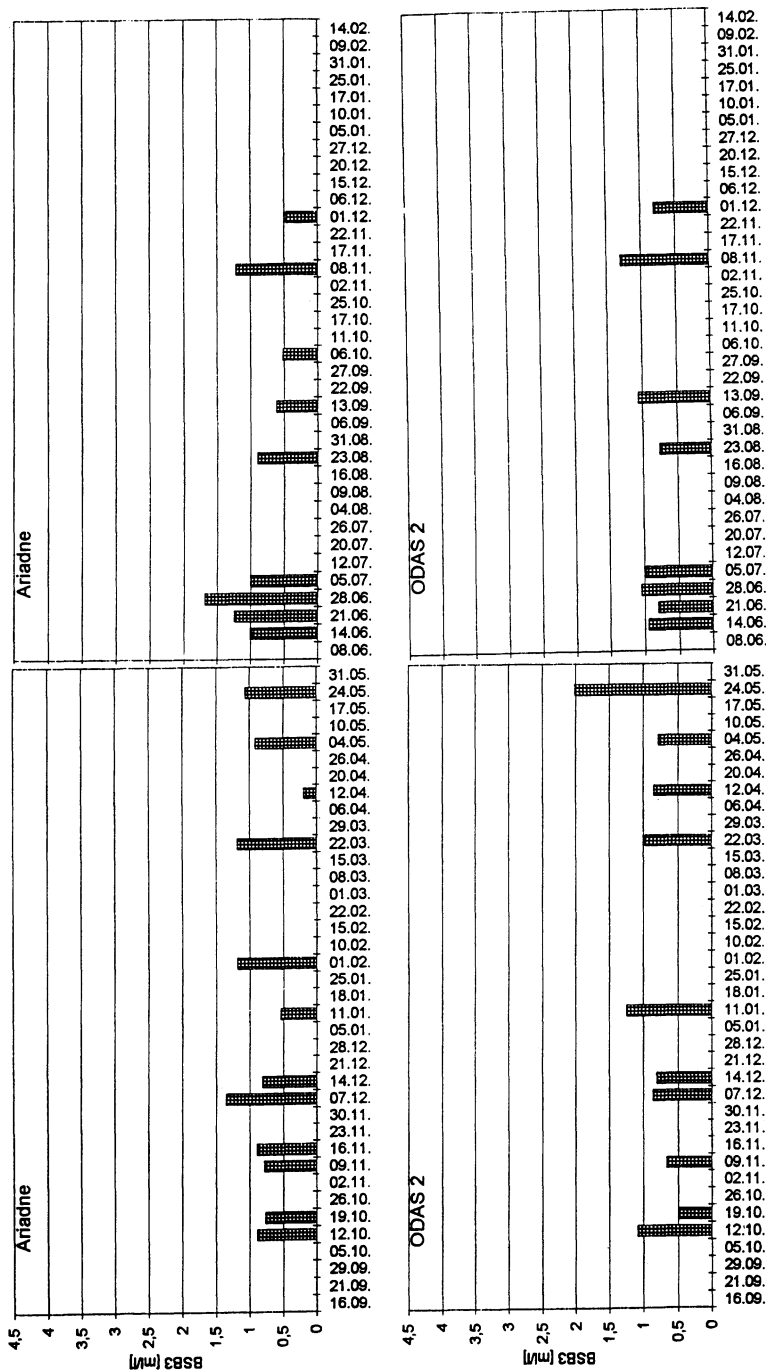
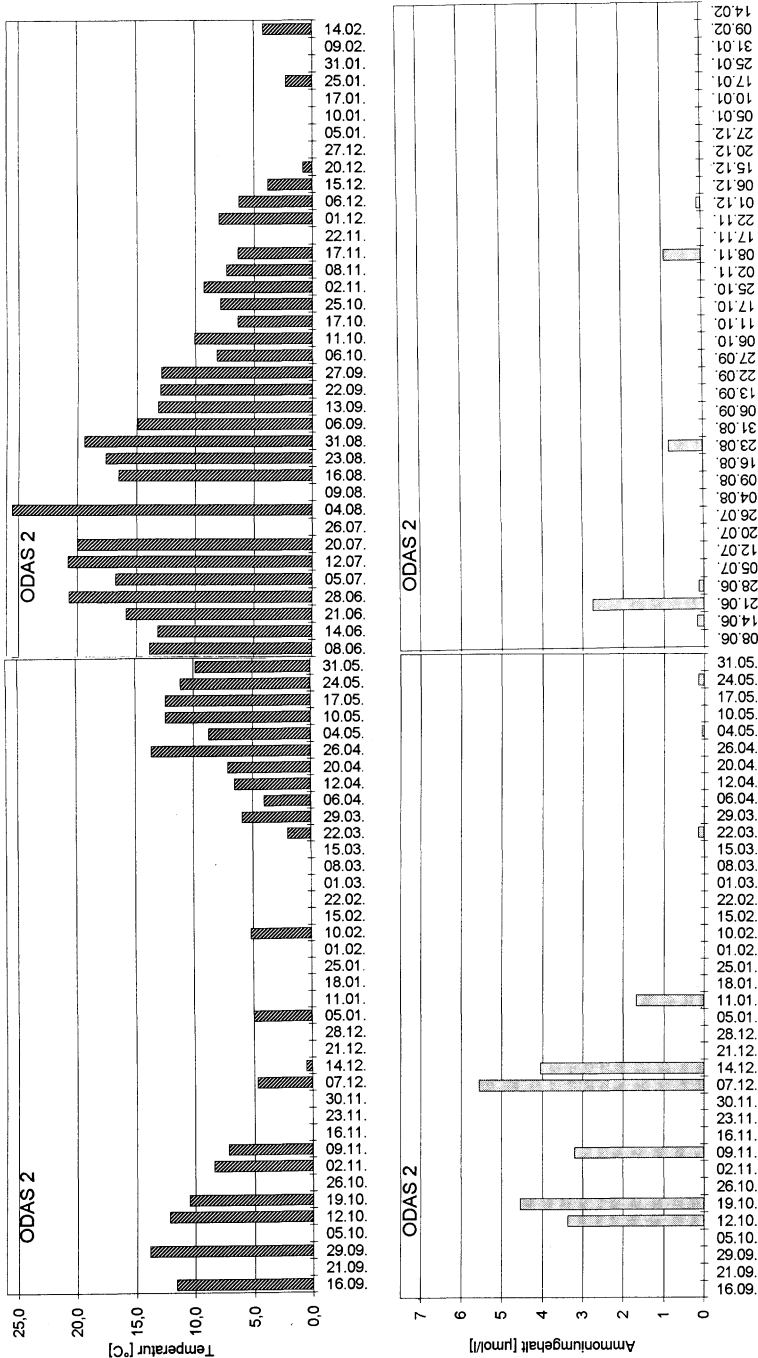
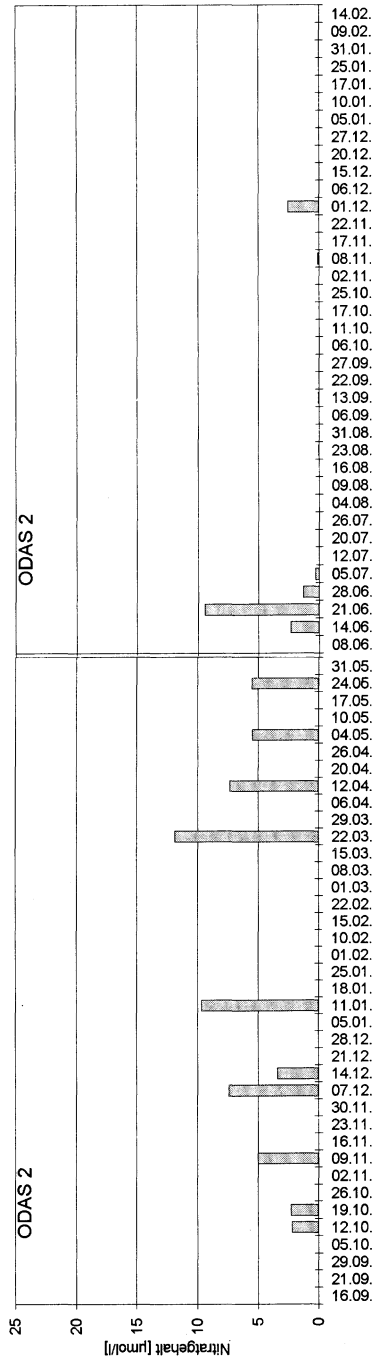
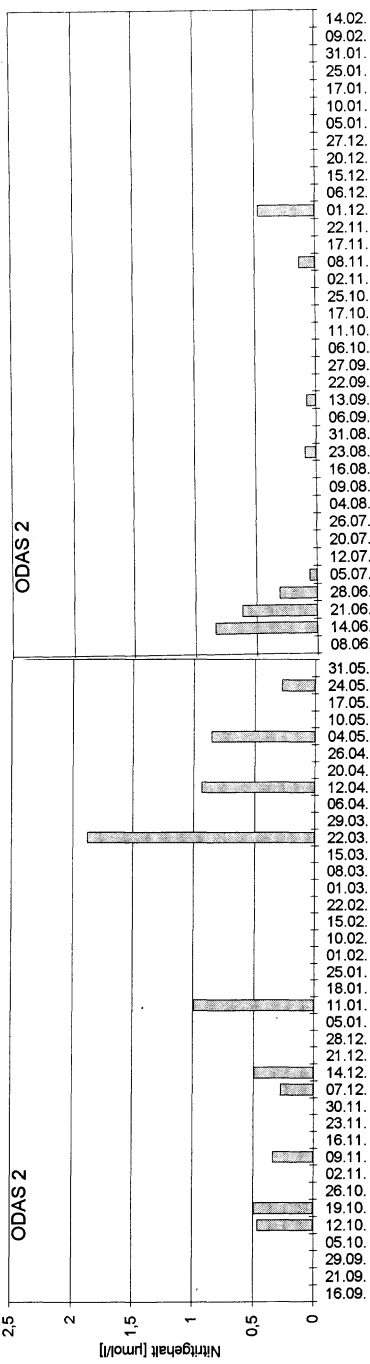


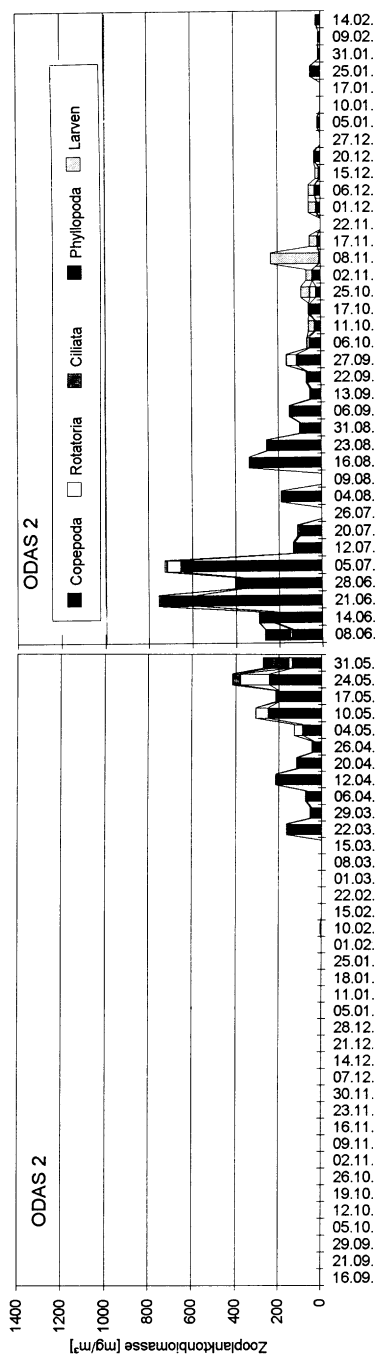
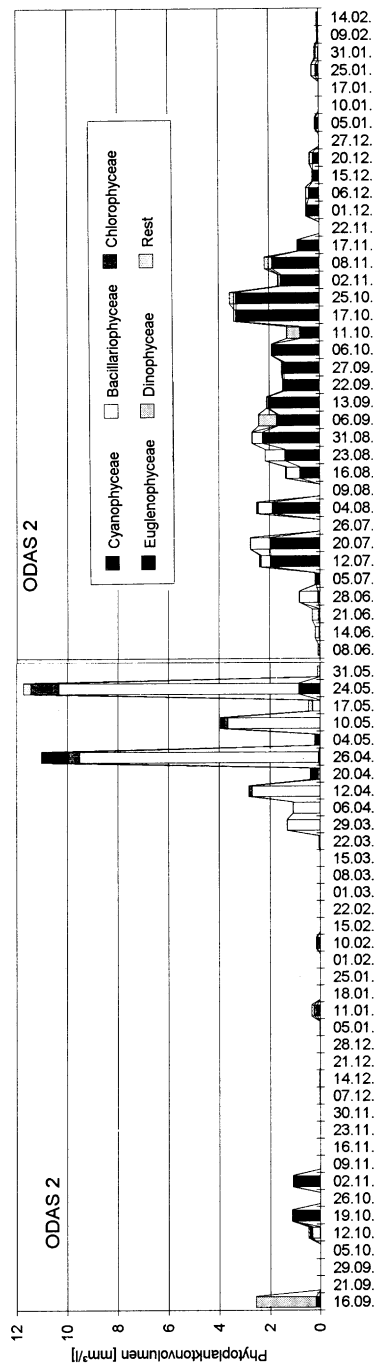
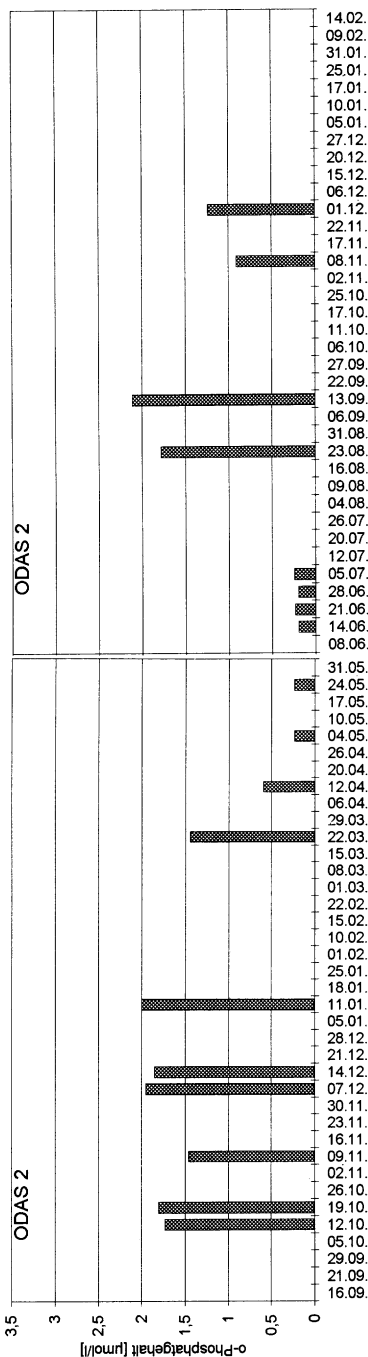
Abb. 17 BSB₃

Abb. 18 Synopsis I

Bedingungen für die Entwicklung von Phytoplankton und Zooplankton







Gomphosphaeria pusilla (Cyanobacteria, Chroococcales) kann wie folgt kurz charakterisiert werden:

Juli (20° C) bis Oktober (7° C), eurytherme Sommerform, bei Salzgehalten um 6 - 9‰ (euryhaline Brackwasserart), pH-Wert um 8 und Sichttiefen um 1,2 bis 2 m. Im Frühsommer langsame Zunahme, offenbar keine Nährstoff-Limitation (N₂-Fixation durch Nostocaceae), max. Biomassekonzentration um 10 mm³/l (s. auch VIETINGHOFF, HUBERT und WESTPHAL 1995, im Druck).

Die Frühjahrsblüte des Phytoplanktons mit seiner relativ artenreichen Zusammensetzung aus Bacillariophyceen, Chlorophyceen und Euglenophyceen ist die Grundlage für das ebenfalls artenreiche Frühjahrszooplankton, bestehend aus Copepoden, Rotatorien, Tintinniden und Cladoceren. Hauptvertreter der Zooplankter sind 1994 Copepoden der Gattung *Acartia*. Nachdem im Januar/Februar weniger als 20 Tage Eisbedeckung vorhanden und im Phytoplankton *Skeletonema costatum* die vorherrschende Kieselalge war, war im Zooplankton *Acartia* spec. erwartungsgemäß vorherrschender Copepode (BRENNING, KELL, SCHMIDT in VIETINGHOFF, HUBERT und WESTPHAL 1995, im Druck).

Mit dem Auftreten des Sommer-/Herbst-Maximums der Phytoplanktons, das vornehmlich aus Cyanophyceen besteht, wird die Hauptperiode der Zooplankton-Entwicklung beendet. Das Minimum in der Gesamtbakterienzahl Ende Juni und Juli trägt sicherlich zum Abklingen der Zooplankter bei.

Eine genaue Analyse der Nahrungsbiologie der von uns bestimmten Zooplankter steht noch aus.

Im Zentrum der **abbauenden Prozesse** (Abb. 19) stehen die Bakterien und die ihnen zur Verfügung stehenden Substrate.

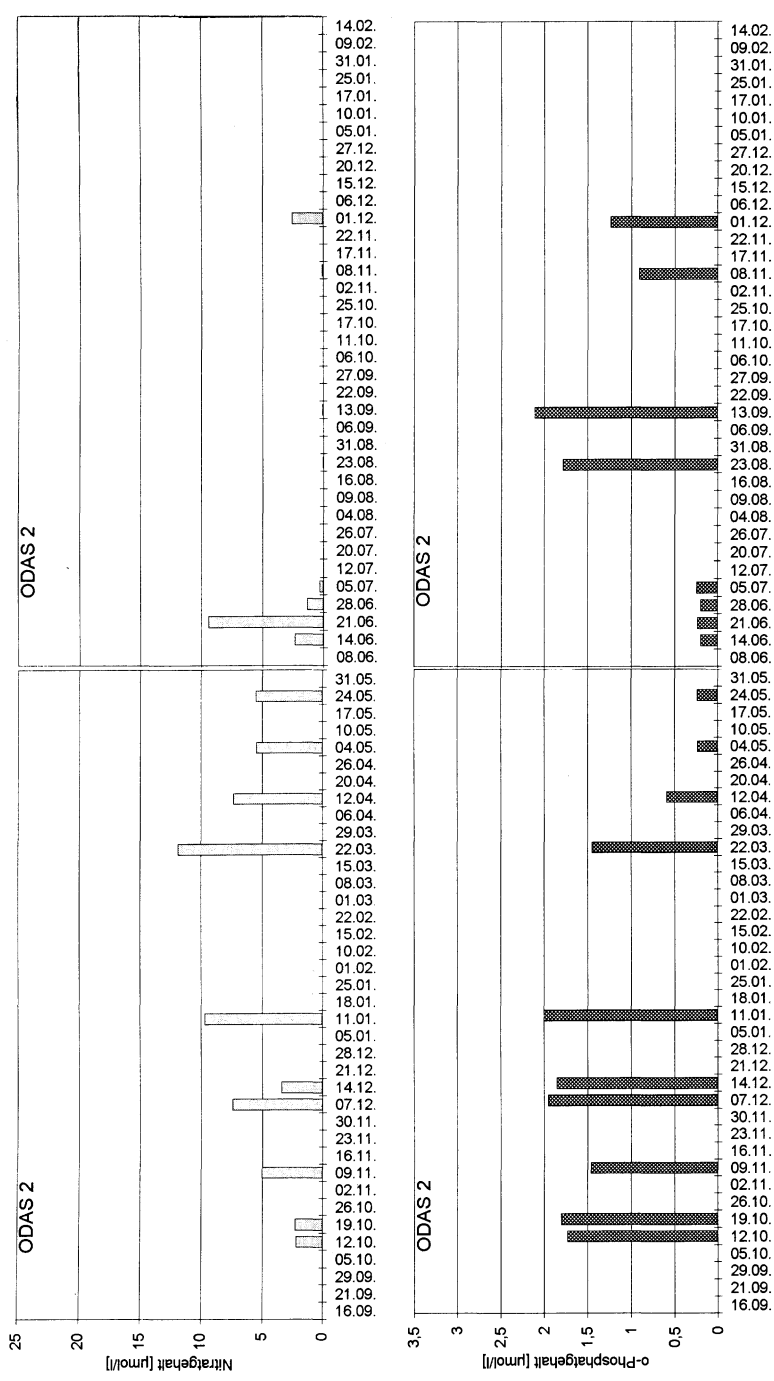
Die koloniebildenden (colony forming units CFU), aerob lebenden, heterotrophen Bakterien des Pelagials erscheinen in 3 Schüben im Jahr entsprechend den 3 Substratschüben: Von November bis Februar die zum Winter hin absterbenden Organismen (Detritus) und der Reichtum an anorganischen Nährstoffen, von März bis Juni von den Frühjahrsplanktern abgeschiedene Substrate und schließlich ihre Leichen, von August bis Ende Oktober Substrate und Leichen von Sommer- und Herbstplanktern.

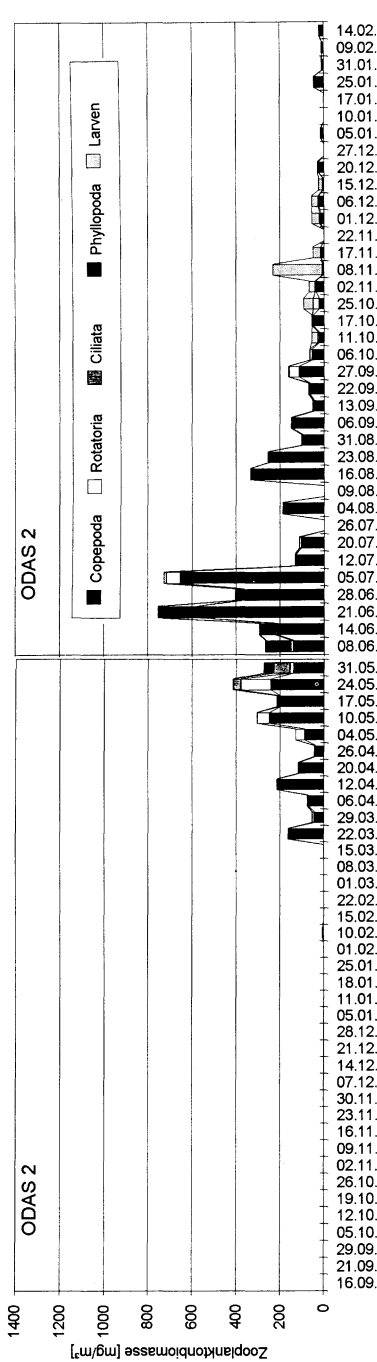
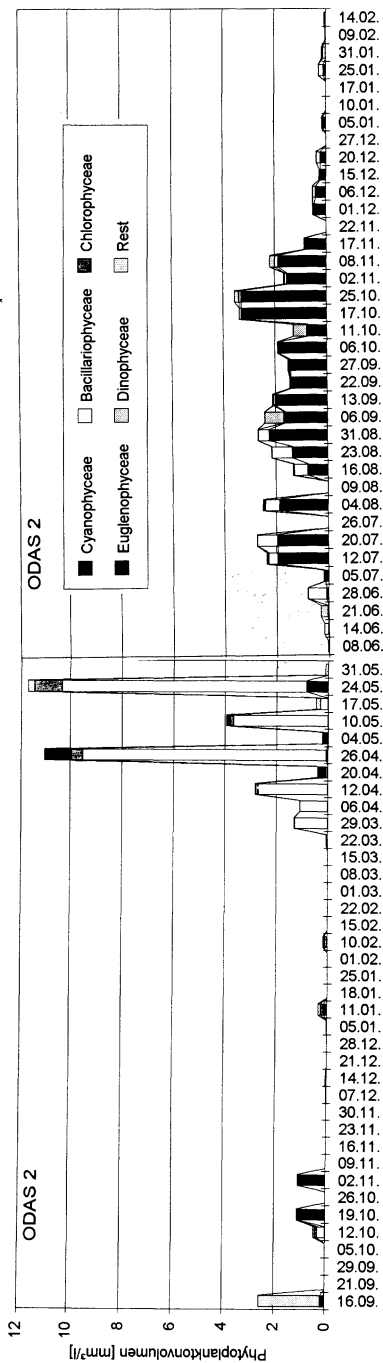
Das Minimum zwischen zweitem und drittem Maximum der Bakterienkolonien-Zahlen wird sowohl durch geringeres Substrataufkommen als auch durch Fraß durch Zooplankter (Rotatorien, Tintinniden) verursacht.

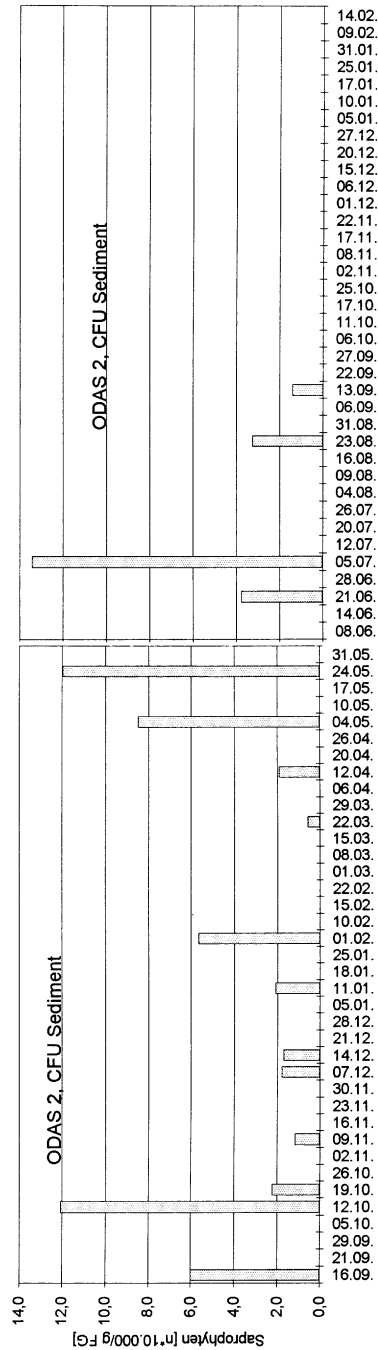
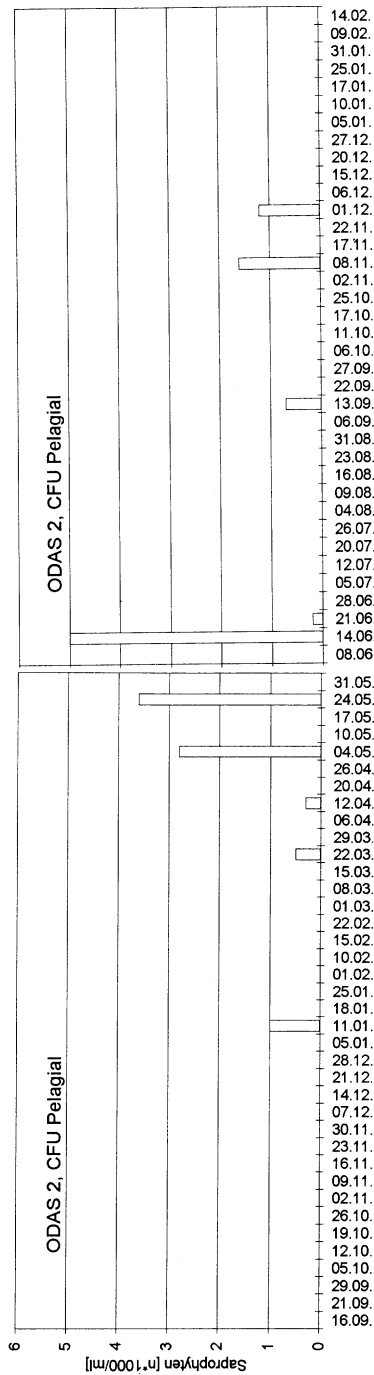
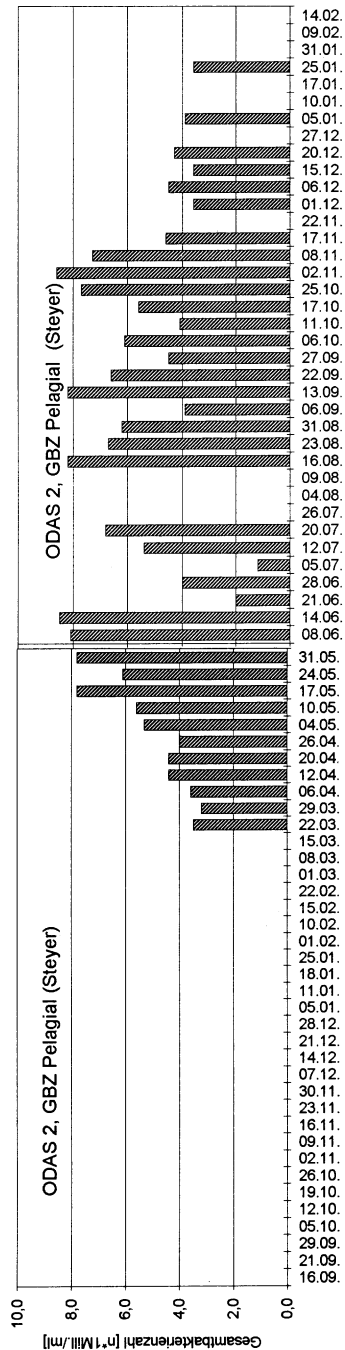
Parallel zu den koloniebildenden Bakterien des Pelagials verlaufen auch die Kurven der Gesamtbakterienzahlen GBZ. Zwar setzen die Zählungen erst Ende März 1994 ein, wo schon das 1. Maximum gewesen ist, an seiner Existenz aber gibt es keine Zweifel, denn im Winter 1994/95 ist es auch vorhanden.

Abb. 19 Synopsis II

Die abbauenden Komponenten der Bakterien







2. Maximum von März bis Juni während der Frühlingsblüte, auffälliges Minimum Ende Juni bis Ende Juli und 3. Maximum im Sommer/Herbst von Juli bis Ende Oktober sind ebenfalls vorhanden.

Die dritte untersuchte Komponente der Bakterien, die CFU des Sedimentes, zeigt ebenfalls drei Maxima, jedoch sind diese einige Wochen später ausgebildet. U. E. könnte dies mit dem Zeitbedarf für die Sedimentation zusammenhängen; die Sedimentproben stammen aus 6 bis 11 m Tiefe.

Nicht quantitativ eingeschätzt werden können derzeit die Rolle der Makrophyten, des Picoplanktons und der Hydrodynamik. Aber alle 3 Komponenten sind in intensiver Untersuchung bzw. Vor-Untersuchung.

3.2 Zwischenergebnisse der Erfassung des Bedeckungsgrades der Flachwassergebiete des Greifswalder Boddens mit Makrophyta

Anmerkung:

Dieses Thema ist Teil des Verbundprojektes GOAP und wird vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie im Verbundprojekt GOAP gefördert.

Die Makrophyten eines Küstengewässers gelten als sensibler Indikator von Eutrophierungsprozessen. Die Erfassung und weitergehende Beobachtung ihrer Bestände ermöglicht eine Beurteilung von ökologischen Entwicklungsprozessen. Hieraus ergibt sich die Notwendigkeit einer umfassenden Analyse des Makrophytenbestandes, wobei der Bedeckungsgrad des Gewässergrundes in besonderem Maße Aussagen über eine Bestandsentwicklung zuläßt.

Zur quantitativen Erfassung des Makrophytenbewuchses nutzen wir Luftbilder, die wir mit geeigneten Verfahren der digitalen Bildverarbeitung auswerten. In den Luftbildern der Flachwasserareale sind die Makrophytenbestände gut mit dem bloßen Auge auszumachen. Zum tieferen Wasser hin verschwinden die Kontraste aber, und die Auswertung wird unsicher.

Darüber hinaus treten im Luftbild Areale auf, die eine den Makrophyten identische Farbkomponente aufweisen. Dies gilt einerseits für Landbiotope mit Vegetation. Sie sind durch die im Luftbild hell erscheinenden Strandbereiche allerdings recht gut von den zu bearbeitenden Wasserflächen abzugrenzen. Andererseits treten solche identischen Farbwerte innerhalb des Gewässers auf, so in Gebieten mit Ablagerungen abgestorbenen Pflanzenmaterials (Senken, Abhänge, Fahrrinnen) oder in Bereichen, die durch ausgedehnte Mytilusbänke gekennzeichnet sind. Deshalb wurde zur Unterstützung der Luftbildauswertung die Unterwasser-Video-Technik herangezogen. Mit dieser Technik wurde die vertikale Bewuchsgrenze der Makrophyten ermittelt und Areale mit pflanzlichen Ablagerungen oder Mytilusbänke festgestellt.

Untersuchungsergebnisse der Unterwasseraufnahmen

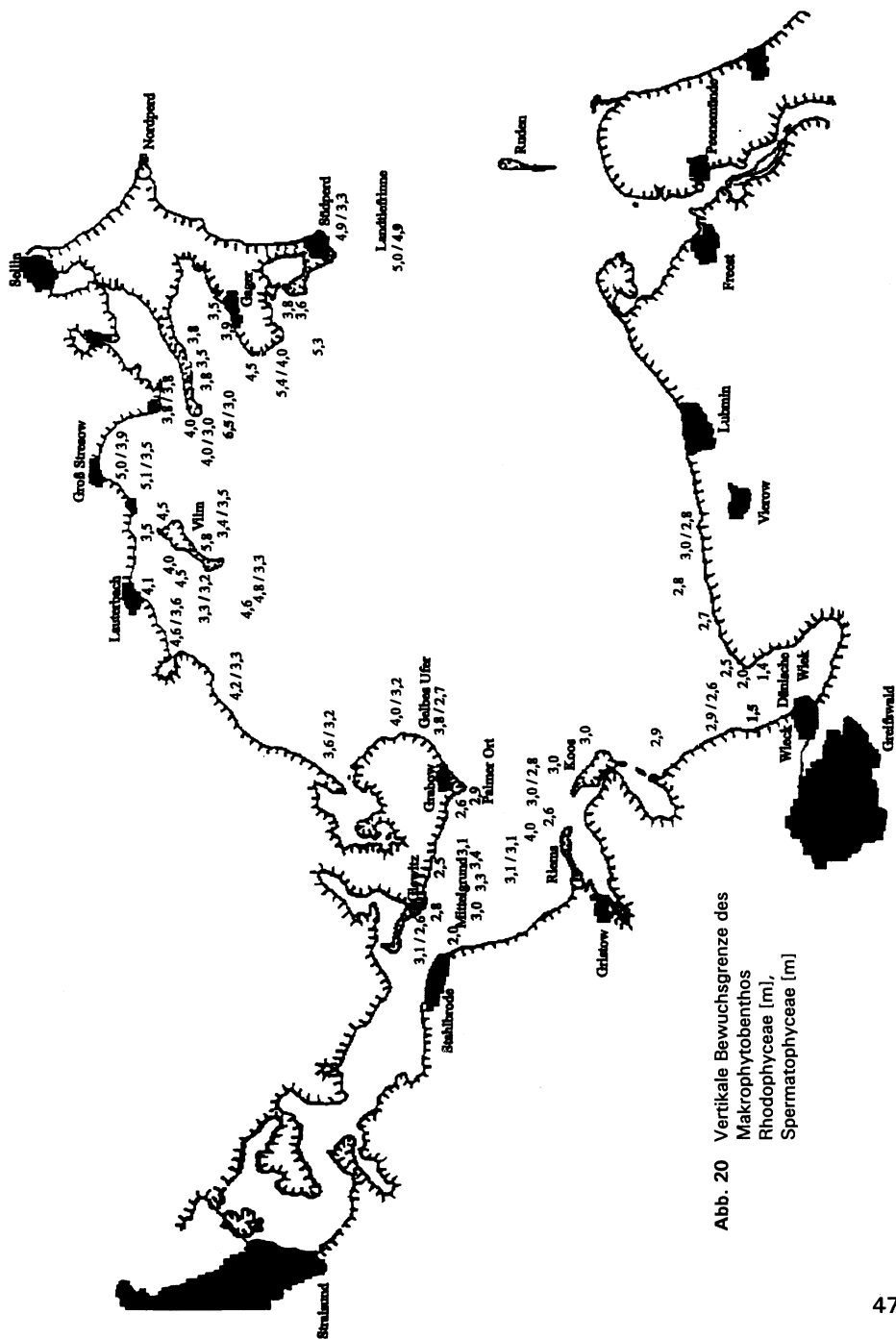
Die Unterwasseraufnahmen wurden im Zeitraum von Oktober bis November 1993, von April bis Mai 1994 und von April bis Mai 1995 aufgezeichnet und lieferten eine Datenmenge von rund 8000 Datensätzen. Hierbei wurden die Flachwassergebiete der südrügenschon Küste bis in den Strelasund Höhe Glewitz (einschließlich der Areale um die Insel Vilm) und die Bereiche der südlich gelegenen Festlandsküste von Stahlbrode bis Insel Ruden (einschließlich Stubber) aufgenommen und ausgewertet. Das Untersuchungsmaterial umfaßt ungefähr 60 Stunden Video-Film.

Die Abb. 20 zeigt die Kartierung der vertikalen Bewuchsgrenze für Einzelbiotope. Diese vertikalen Bewuchsgrenzen werden vornehmlich durch die Faktoren Licht, Substratqualität (Hart- oder Weichboden) und Substratmobilität (infolge regionaler Strömungsverhältnisse) geprägt. Ein Vergleich der Bewuchsgrenzen von nördlichen und südlichen Bereichen des Greifswalder Boddens zeigt sehr prägnant, daß Makrophyten im nördlichen Territorium noch in deutlich größeren Wassertiefen anzutreffen sind.

Darüber hinaus sind einige Extremstandorte im positiven wie im negativen Sinn deutlich erkennbar. Ein Extremstandort im positiven Sinn ist die Landtieferrinne. Hier konnte *Zostera marina* noch in 4,9 m Wassertiefe festgestellt werden. Ebenso günstig stellt sich der Buchtausgang der Hagenschen Wiek dar. Hier wurden Rhodophyceen noch in 6,5 m vorgefunden.

Ein ganz anderes Bild liefert die Dänische Wiek, wo auf einem befahrenen Schnitt der Peilung Anleger Ludwigsburg - Wampen Spermatophyten nur noch in 1,5 m Wassertiefe angetroffen worden sind.

Die Ursachen dieser regionalen Differenzen der vertikalen Bewuchsgrenzen sind vornehmlich in den natürlichen Gegebenheiten im Gewässer zu suchen. Neben dem Wasseraustausch mit der vorgelagerten Pommerschen Bucht spielen die Wind- und Strömungsverhältnisse im Gewässer (vorherrschende Windrichtung im Greifswalder Bodden - Südwest) eine ganz entscheidende Rolle. Aus diesen Komponenten resultiert bereits eine bessere Wasserqualität und damit günstigere Lichtverhältnisse im Wasserkörper der nordöstlichen Teilbereiche. Ein ebenfalls wichtiger Faktor ist die Morphologie des Gewässergrundes. Es konnte nachgewiesen werden, daß Makrophyten an südlich ausgerichteten Unterwasserhängen in deutlich größere Tiefen vordringen können. Von ganz entscheidender Bedeutung ist allerdings auch das vorherrschende Substrat. So können Rotalgen im Vergleich zu Spermatophyten oder Grünalgen potentiell in tiefere Areale vordringen, da sie den in tieferem Wasser vorherrschenden grünen Anteil des sichtbaren Lichtes für die Photosynthese nutzen können (chromatische Adaptation). Sie können diese Bereiche allerdings nur unter der Voraussetzung erschließen, daß ihnen ein entsprechendes Substrat zum Anheften zur Verfügung steht (Hartboden).



Neben den erwähnten natürlichen Gegebenheiten im Gewässer spielt der anthropogene Einfluß eine ebenso bedeutende Rolle. Die Nähe der Stadt Greifswald mit ihren zahlreichen Abwässern wirkt sich auf den Makrophytenbestand der Dänischen Wiek unübersehbar negativ aus. Sicher wird der Bau der Kläranlage Greifswald in Ladebow (Eröffnung im Sommer 1994) positiven Einfluß auf diese Situation haben.

Untersuchungsergebnisse der Luftbild-Auswertung

Die bisher ausgewerteten Luftbilder umfassen den noröstlichen Teilbereich des Greifswalder Boddens.

Der Bedeckungsgrad wurde nicht nur für das gesamte Untersuchungsgebiet, sondern auch für die einzeln abgrenzbaren Teilbereiche Stresower Bucht, Having, Hagensche Wiek und Zickersee ermittelt (Tab. 4).

Tabelle 4 Bedeckungsgrad der Flachwassergebiete

Areal	Gesamtfläche [km ²]	Bewuchsfläche [km ²]	Bedeckungsgrad [%]
Gesamtes Untersuchungsgebiet	96,06	9,82	10,23
Stresower Bucht	5,10	1,15	22,49
Having	7,90	1,54	19,51
Hagensche Wiek	10,3	2,17	21,03
Zickersee	2,00	0,45	22,27

Ein Vergleich der quantitativen Bewuchssituation der Flachwassergebiete Stresower Bucht, Having, Hagensche Wiek und Zickersee verdeutlicht einen relativ konstanten Bedeckungsgrad um 20 %, wobei Zickersee und Stresower Bucht innerhalb dieser Gebiete mit etwa 22 % die höchsten Werte annehmen. Dies ist vermutlich mit der vergleichsweise geringen Wassertiefe der Areale zu begründen.

Der im Verhältnis dazu geringe Bedeckungsgrad des gesamten Untersuchungsgebietes ist darauf zurückzuführen, daß die zentraler gelegenen tieferen Bereiche des Greifswalder Boddens (mehr als 6 m Wassertiefe) in die Berechnungen dieses Wertes mit eingingen.

3.3 Erste Zwischenergebnisse zur Abundanz des Makrozoobenthos

Vorbemerkung

Das Zoobenthos-Untersuchungsprogramm wurde durch den Wissenschaftsrat als erhaltenswert beurteilt und durch KAI e.V. im Rahmen eines Wissenschaftler-Integrationsprojektes (WIP) gefördert.

Einleitung

Die Makrozoobenthosuntersuchung ist eine bewährte Methode zur Bioindikation und Beurteilung jener Teilstruktur des Gewässers, welche zu einem nicht unerheblichen Teil an der Produktivität des Gesamtsystems beteiligt ist.

Leider wurde sie zur Charakterisierung des Greifswalder Bodden als Gesamtuntersuchungsgebiet bisher nicht kontinuierlich betrieben. Vor allem quantitative Aussagen sind zumeist nur in größeren Abständen (ENGELMANN 1964, ARLT 1969, SAAVEDRA 1990) mit vergleichbarer Methodik durchgeführt worden.

Artenliste des Makrozoobenthos

Folgende Arten bzw. Taxa konnten im Untersuchungsgebiet in den Jahren 1990 bis 1994 nachgewiesen werden (Tab. 5):

Tabelle 5 Artenliste Makrozoobenthos

Bryozoa:	Electra crustulenta	Oligochaeta:	Tubifex costatus
Gastropoda:	Hydrobia ulvae		sonstige Tubificidae
	Hydrobia ventrosa	Crustacea:	
	Potamopyrgus jenkinsi	Cirripedia:	Balanus improvisus
	Theodoxus fluviatilis	Mysidacea:	Neomysis integer
Bivalvia:	Mytilus edulis	Cumacea:	Diastylis rathkei
	Cerastoderma lamarcki	Isopoda:	Jaera albifrons
	Macoma balthica		Sphaeroma hookeri
	Mya arenaria		Idotea chelipes
			Idotea balthica
Polychaeta:	Hediste diversicolor		Cyathura carinata
	Neanthes succinea	Amphipoda:	Bathyporeia spec.
	Manayunkia aestuarina		Corophium volutator
	Fabricia sabella		Corophium multisetosum
	Pygospio elegans		Gammarus oceanicus
	Polydora ciliata		Gammarus salinus
	Marenzelleria viridis		Gammarus zaddachi
	Heteromastus filiformis		Gammarus locusta
	Bylgides sarsi		Leptocheirus pilosus
	Streblospio shrubsoli	Decapoda:	Crangon crangon
		Hexapoda:	Chironomiden-Larven
		Pisces:	Gobiidae

Quantitative Auswertung:

Eine quantitative Auswertung des Zoobenthos ist bisher nur bedingt möglich, da für die dargestellten Jahrgänge 1990 und 1994 nur die Abundanzwerte, nicht die Biomassewerte vorliegen.

Die Haupt- und Begleitarten bzw. -artengruppen erreichten im Untersuchungsgebiet folgende in Tab. 6 aufgeführte Präsenzen, Individuenzahlen und Dominanzen:

In Abb. 21 sind die absoluten Abundanzzahlen mit dem Anteil der Tiergruppen für die einzelnen Stationen abgebildet.

Besonders heterogene Bilder ergeben sich dabei im Frühjahr. Während im Frühjahr 1990 der KKW-Schnitt (südöstlicher Teil), insbesondere die Station KKW 8 m, die Crustaceen (getragen vor allem von *Corophium volutator*) ins Gewicht fielen und sogar einen Peak in der Gesamtabundanz verursachten, wurden die Peaks in der Gesamtabundanz für den Sommer und den Herbst 1990 vor den Mollusken verursacht. In beiden Fällen wurden die höchsten Abundanzen an der Station 329 (Böttchergrund) erreicht. Die Molluskendominanz beruht hier auf den sehr hohen Individuendichten der *Mytilus*-Muschelbänke.

Im Frühjahr und Sommer 1994 konnte an den meisten Stationen ein hoher Crustaceenanteil beobachtet werden. Hier dominierte innerhalb der Crustaceen wiederum *Corophium volutator*. Im Sommer 1994 begründeten sich die Maxima auf der Station 303 durch hohe *Hydrobia*-Abundanzen und an der Station KKW 6mN durch hohe *Marenzelleria*-Individuenzahlen.

Hinsichtlich der relativen Zahlen (Dominanzverhältnisse der Tiergruppen zueinander bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet) dominierten 1990 ausschließlich die Mollusken (vor allem *Mya arenaria*) bei allgemein niedrigeren Gesamtindividuenzahlen (Abb. 22).

1994 dominierten aufgrund der Reproduktionszeit von *Corophium volutator* zuerst die Crustaceen; später stiegen die Molluskenanteile.

In beiden Untersuchungsjahren variierten die Polychaetenanteile kaum und erreichten Dominanzen von ca. 20 bis 40 %.

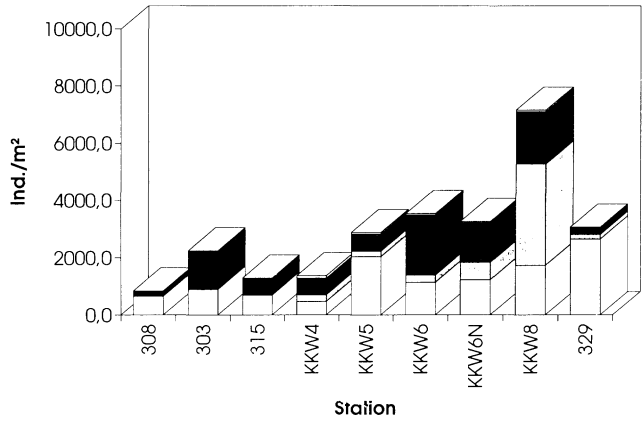
Ebenfalls soll nicht unerwähnt bleiben, daß die Sommeraufnahme 1994 sehr früh (Mai/Juni) durchgeführt wurde und der zeitliche Abstand zur Frühljahrsaufnahme 1994 eigentlich zu kurz war. Bis auf eine Ausnahme (Station 303: *Hydrobia*-Maximum) unterscheiden sich beide Aufnahmen kaum.

In beiden Untersuchungsjahren konnte die maximale Diversität an der Station Böttchergrund (329) im Frühjahr festgestellt werden. Da die Station an der östlichen Schwelle zur Ostsee liegt und durch sie sehr stark beeinflusst wird, ist dieses Ergebnis zu erwarten gewesen.

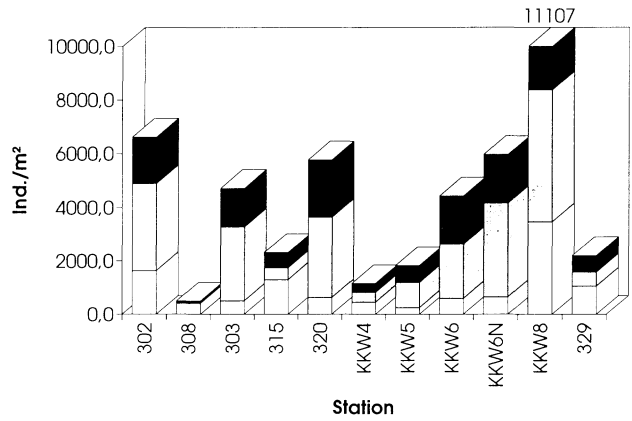
Tabelle 6 Abundanzenspektrum produktionsbiologisch wichtiger Zoobenthosarten

Art / Jahr	Präsenz [%]	mittl. Abundanzen [Ind./m ²]	mittl. Dominanzen [%]	max. Abundanz (Station/Aufnahme) [Ind./m ²]
Mya arenaria	1990	163 bis 4170	9,3 bis 69	3150 (329/Sommer)
	1994	57 bis 1433	8,0 bis 41,3	2950 (KKW5m/Frühjahr)
Macoma balthica	1990	17 bis 667	0,9 bis 42,1	730 (302/Sommer)
	1994	7 bis 257	0,2 bis 25,3	310 (302/Frühjahr)
Cerast. lamarcki	1990	10 bis 540	0,7 bis 17,0	890 (KKW6mN/Frühjahr)
	1994	0 bis 220	0 bis 15,3	520 (KKW5m/Sommer)
Mytilus edulis	1990	0 bis 2470	0 bis 22,9	3180 (329/Herbst)
	1994	0 bis 100	0 bis 4,3	170 (315/Frühjahr)
Hydrobia spp.	1990	0 bis 6660	0 bis 51	11930 (329/Herbst)
	1994	0 bis 3090	0 bis 64,4	6830 (KKW8m/Frühjahr)
Nereidae	1990	63 bis 677	1,8 bis 32,3	940 (KKW4m/Sommer)
	1994	7 bis 315	1 bis 11,3	460 (329/Herbst)
Marenzell. viridis	1990	23 bis 1713	0,2 bis 47,5	2650 (KKW6m/Frühjahr)
	1994	17 bis 2743	6 bis 47,4	3260 (KKW6mN/Sommer)
Streblosp. shrubs.	1990	0 bis 83	0 bis 0,9	250 (329/Herbst)
	1994	0 bis 155	0 bis 3,5	350 (KKW4m/Sommer)
Pygospio elegans	1990	0 bis 1170	0 bis 12,8	1920 (329/Herbst)
	1994	0 bis 367	0 bis 10,5	1000 (KKW4m/Sommer)
Corophium volut.	1990	0 bis 3427	0 bis 47,9	4520 (KKW8m/Frühjahr)
	1994	0 bis 4833	0 bis 58,2	6190 (KKW8m/Frühjahr)
Cyathura carinata	1990	0 bis 180	0 bis 5,5	280 (329/Frühjahr)
	1994	0 bis 333	0 bis 23,5	650 (KKW8m/Herbst)

Frühjahrsaufnahme (Mai 1990)



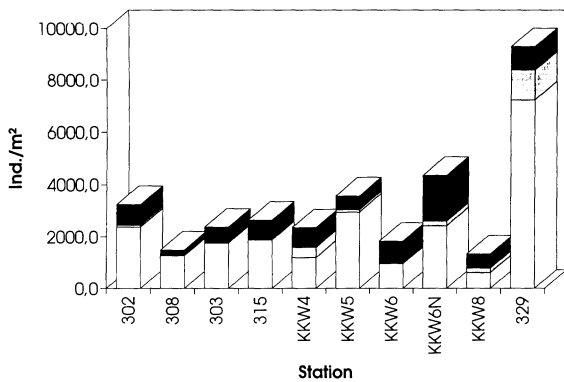
Frühjahrsaufnahme (Mai 1994)



Mollusken
 Crustaceen
 Polychaeten
 sonstige

Abb. 21 Gesamtabundanzen des Zoobenthos

Sommernaufnahme (Juli 1990)



Sommernaufnahme (Mai/Juni 1994)

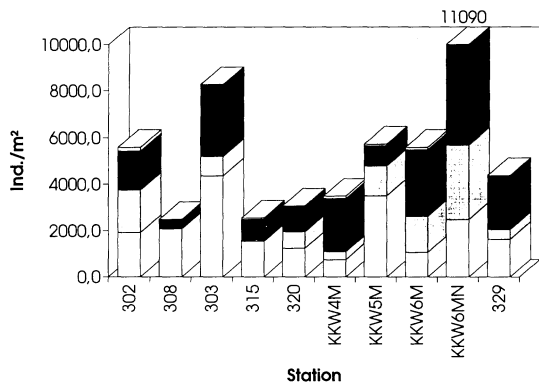


Abb. 21a Gesamtabundanzen des Zoobenthos

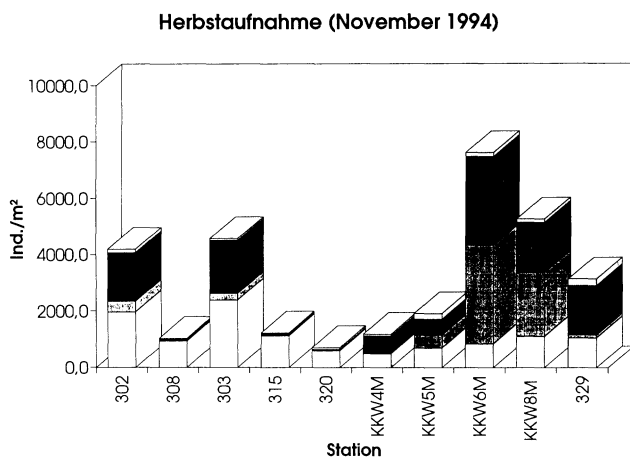
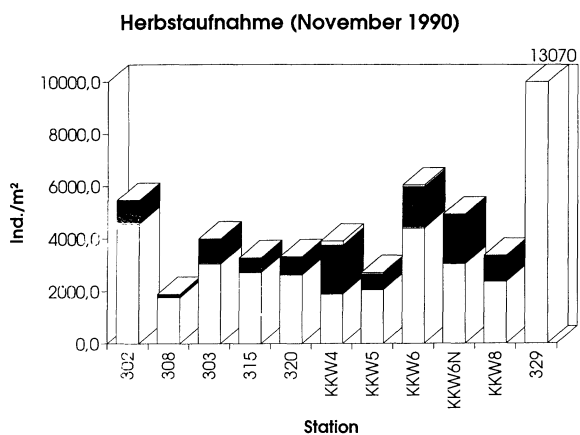


Abb. 21b Gesamtabundanz des Zoobenthos

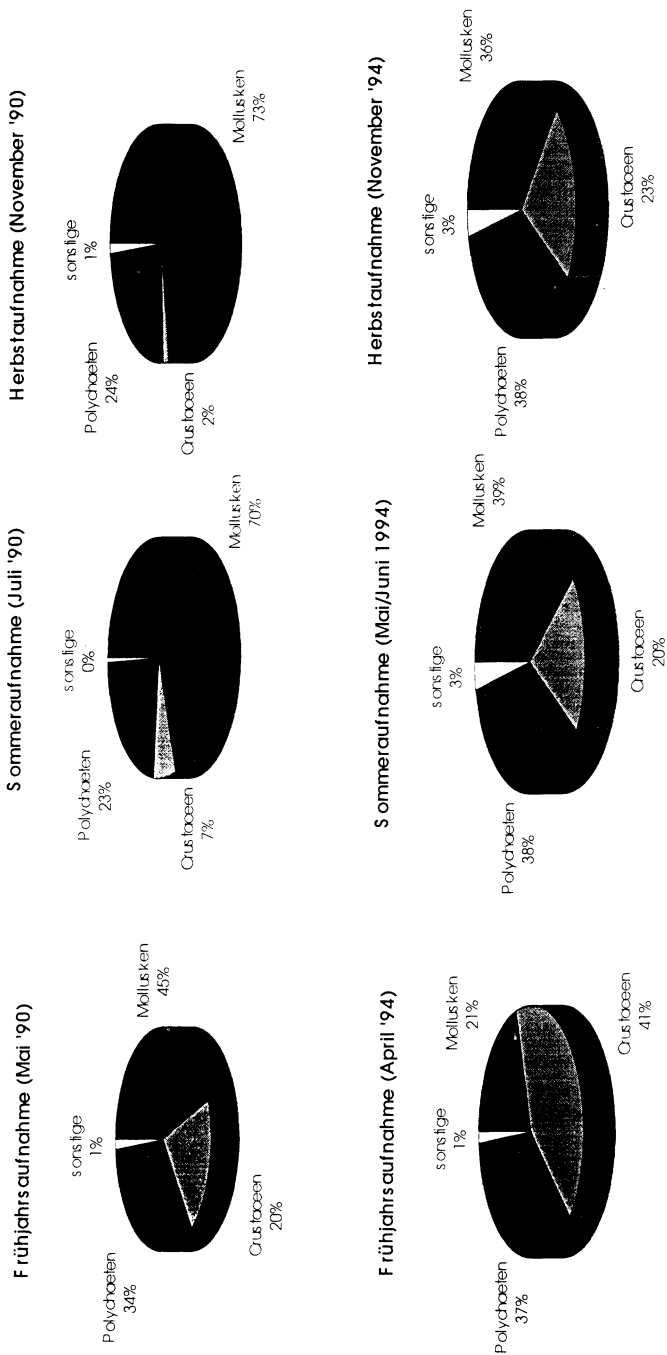


Abb. 22 Dominanzen der wichtigen Zoobenthos-Tiergruppen

Ansonsten herrscht eher eine Artenarmut im Bodden, was sich durch die Eigenschaften der Küstengewässer (niedrige Salinitäten) begründet. Eine räumliche oder zeitliche Regelmäßigkeit für die Stationen konnte im Untersuchungsgebiet nicht festgestellt werden.

Vergleicht man die Präsenzen der Jahre 1990 und 1994, so zeichnen sich bereits hier Unterschiede ab.

Nach dem Auszählen der Proben hat die Biomassebestimmung der Stichproben (Feuchtgewicht, Trockengewicht, aschefreies Trockengewicht) begonnen.

3.4 Ergebnisse von Untersuchungen zur Vertikalsstruktur im Ökosystem

EINSLE (1957) fand bei seinen hydrologischen Untersuchungen im Greifswalder Bodden, daß in fast allen Fällen von der Oberfläche bis zum Grund gleiche Strömungsrichtung anzutreffen war. Ausnahmen von dieser Regel sind nur sehr selten von ihm beobachtet worden. Zu einem gleichen Ergebnis kam auch HACKERT (1969) bei seinen Untersuchungen in den Jahren 1967 bis 1969. Einen grundnahen Gegenstrom zur Oberflächenströmung hat bisher niemand nachweisen können.

Nach dem mehrwöchigen Hoch im Juli/August 1994 (absoluter Höhepunkt während der Terminfahrt am 04.08.94 mit Wasser- und Lufttemperaturen um 25 °C) wurden Sauerstoff-Vertikalprofile geplant und am 17.8.94 durchgeführt; inzwischen war etwa 1 Woche Tiefdruck-Lage mit mäßigem Wind, und wie aus Abb. 23 erkennbar, war bis zum Grund wieder ausreichend Sauerstoff vorhanden. Selbst an der tiefsten Stelle im Greifswalder Bodden, östlich vom Gräftengrund, waren noch in 13 m Tiefe um 90% Sauerstoff-Sättigung anzutreffen. Keinen vertikalen Gradienten zeigten auch Untersuchungen zur Phosphatkonzentration, die an anderer Stelle (SCHOLZ und VIETINGHOFF 1995, dieser Band) mitgeteilt wurden.

In Abb. 24 sehen wir Vertikalprofile des Chlorophyll a, und auch bei diesem Parameter sind keine systematischen Unterschiede zwischen der Oberfläche und den darunter liegenden Schichten zu erkennen. Das Bild vom Gelben Ufer war ein Einzelfall, und wir haben es bisher nicht wiederholen können.

Ein gleiches Bild ergeben auch die Abb. 25 bezüglich Seston und Abb. 26 bezüglich der Salinität; wir sehen gleiche Konzentrationen von der Oberfläche bis zum Grund. Die drei letzten Teilbilder von Abb. 25 zeigen hohe Sestonkonzentrationen am Grunde. Diese drei Proben wurden durch Tauchen genommen, wobei offenbar Sediment aufgewirbelt wurde. Zur Entnahme der bodennahen Schicht wird gegenwärtig eine neue Sedimentstecher-Variante ausprobiert. Die restlichen Seston-Proben sind mit dem Wasserschöpfer genommen worden. Es steht natürlich außer Frage, daß auf dem Grund eine mehr oder weniger dicke Schicht Seston aufliegt, jedoch müssen zunächst methodische Fragen der Probenahme geklärt werden, bevor wir quantitative Aussagen dazu machen können.

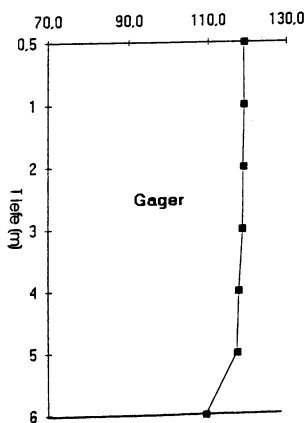
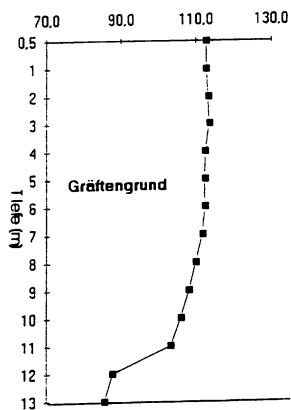
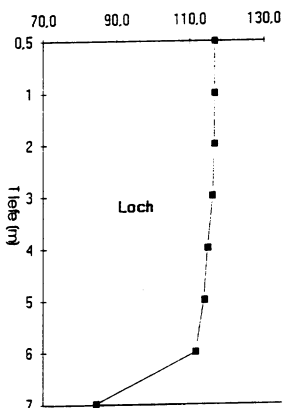
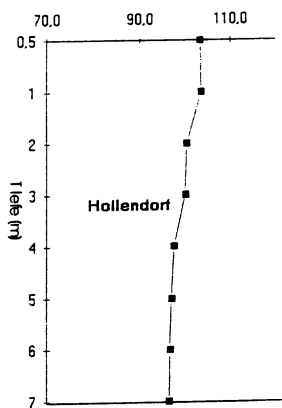
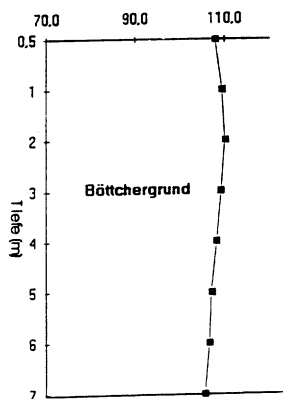
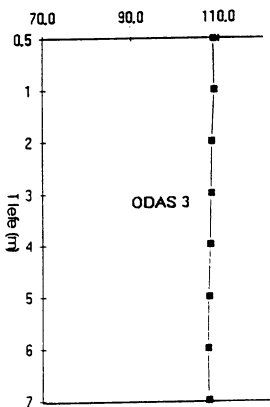
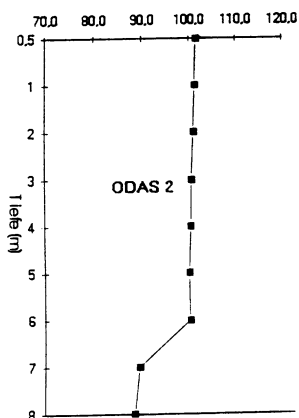


Abb. 23 Vertikalprofil Sauerstoff-Sättigung am 17.7.94 (ME-Sonde)

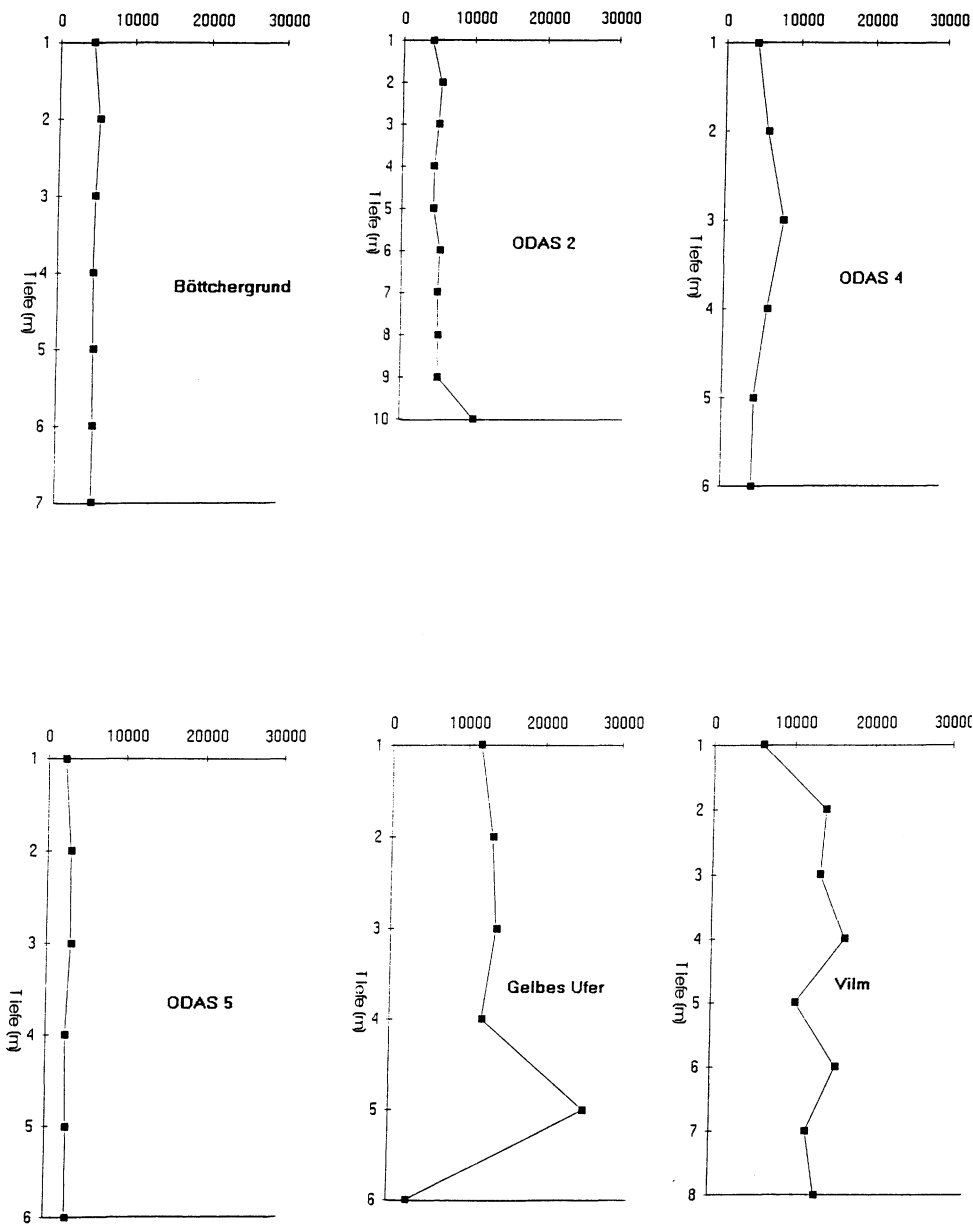


Abb. 24 Vertikalprofil Chlorophyll a am 5./6. 4.95 (Fluorometer Ecomonitor)

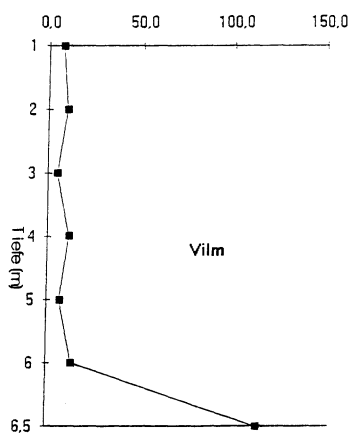
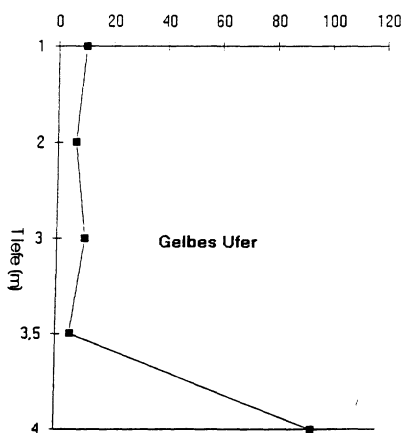
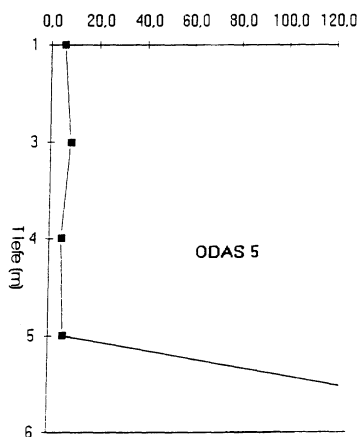
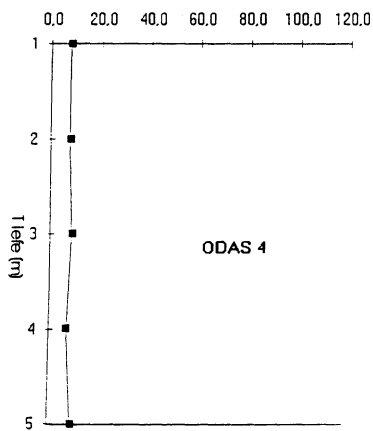
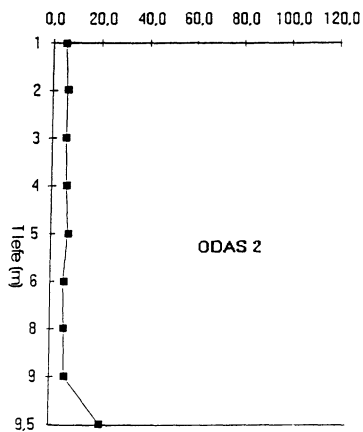
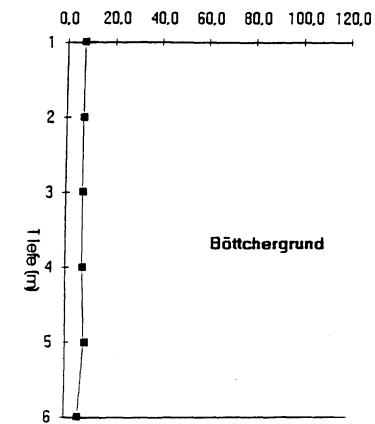


Abb. 25 Vertikalprofil Seston am 5./6.4.95 (Mitarbeit Dipl.-Biol. Angela Podßun)

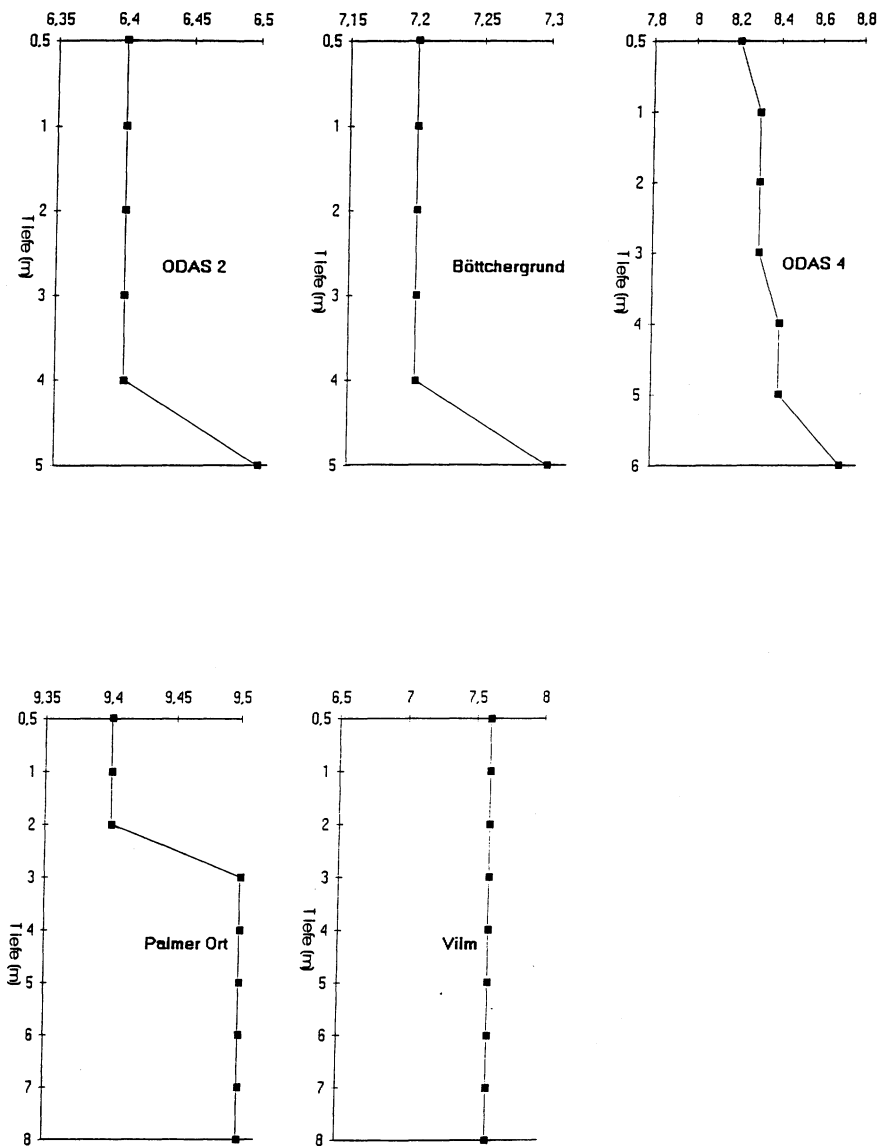


Abb. 26 Vertikalprofil Salinität (Promille) am 5./6.4.95 (Mitarbeit Dr. Nils Jönsson)

Einen geringen Gradienten zeigen die vertikalen Messungen zur Salinität (Abb. 26). Bei den meisten Stationen betragen die Abweichungen zwischen Oberfläche und Grund etwa 0,1 Promille. Einen signifikanten Unterschied zeigt die Messung bei Station ODAS 4 (Salzboddengrund), wo offenbar salzreicheres Wasser an den Vortagen eingeströmt ist. Aus mehreren Quellen wissen wir, daß Unterschichtungen mit salzreicherem Wasser im Strelasund und Peenestrom möglich sind. Systematische Untersuchungen haben wir dazu nicht, sind aber als zusätzliche Aufgabe für das weitere Monitoring-Programm vorgesehen.

Generell dürfen wir zur Vertikalstruktur der Wassersäule im Ökosystem Greifswalder Bodden feststellen, daß - abgesehen vom letzten halben Meter am Gewässergrund - bei mehreren Parametern (Phosphat, Sauerstoff, Leitfähigkeit, Chlorophyll a, Seston) gleichmäßige Konzentrationen von der Oberfläche bis nahe zum Grund festzustellen sind. Strelasund und Peenestrom müssen noch systematisch untersucht werden.

Die Verhältnisse an der Sediment-Freiwasser-Grenze verlangen eine detailliertere Untersuchung. Spezielle Untersuchungen zum Verhalten der produktionsbestimmenden Arten von Phytoplankton und Zooplankton (diurnale Vertikalwanderung) stehen ebenfalls noch aus.

4 Diskussion

Mit dem Aufbau der ODAS-Stationen (1993 5 Stationen, 1994 2 Stationen, 1995 5 Stationen, s. VIETINGHOFF, HUBERT und ESCHHOLZ 1995, dieser Band) und durch das wöchentliche Monitoring-Programm haben wir für den Berichtszeitraum eine hohe Datendichte über das Ökosystem Greifswalder Bodden erreichen können. Einen vergleichbar dichten Datensatz gab es bisher nicht. Die Datendichte bei den chemischen und mikrobiologischen Parametern ist nicht so hoch, wünschenswert sind auch hier wöchentliche Messungen. Diese beispielhafte Datenfülle kann nicht darüber hinwegtäuschen, daß einige wichtige Parameter nicht oder nicht genügend gemessen wurden. Zu ihnen gehören Primärproduktion, Sekundärproduktion, Picoplankton, Seston, Freisetzungs- und Bindungsraten an der Sediment-/Freiwasser-Grenze.

Die Primärproduktionsbestimmungen mit radioaktivem Kohlenstoff müssen bis zum Bau eines Deckslabors auf dem Forschungskutter "GADUS" (für 1996 geplant) zurückgestellt werden. Gleiches gilt für die Sekundärproduktion. Über das Picoplankton wurden im Frühjahr 1995 3wöchige Pilot-Untersuchungen an 3 Stationen (Zicker, Hollendorf, Dänische Wiek) begonnen; zunächst ist die Aufnahme eines Jahreszyklus' geplant. Gegenwärtig laufen auch die Beschaffungsmaßnahmen für die Geräte für eine routinemäßige Sestonbestimmung (Vakuumpumpe, Filtrierapparat, Trockenschrank, Präzisionswaage). Für die Bestimmung

von Bindungs- und Freisetzungsraten aus dem Sediment fehlen uns gegenwärtig finanzielle und personelle Voraussetzungen.

5 Zusammenfassung

- ♦ Die Ergebnisse des wöchentlichen Monitorings an 7 Stationen im Greifswalder Bodden von September 1993 bis März 1995 werden beschrieben.
- ♦ Während dieser Zeit wurde damit begonnen, den Bedeckungsgrad der Flachwassergebiete des Greifswalder Boddens mit Makrophyten aus Luftbildern zu bestimmen; diese Untersuchungen wurden im Rahmen eines anderen Projektes (Projekt GOAP des BMBF) gefördert, die Ergebnisse sind aber im Rahmen dieses Projektes ebenfalls von großem Interesse.
- ♦ Seit 1990 werden im Frühjahr, Sommer und Herbst an 13 bzw. 7 Stationen Zoobenthos-Proben genommen und analysiert. Im Bericht werden die Ergebnisse von 1990 und 1994 verglichen.
- ♦ Der Bericht schließt ein Untersuchungen zur Vertikal- und Horizontalstruktur im Ökosystem, sowie einen Vergleich der Werte des traditionellen Monitorings und der durch die automatischen Sonden ODAS gemessenen Parameter.
- ♦ Bei den N-Verbindungen (Ammonium-, Nitrit-, Nitrat-) verzeichnen wir die höchsten Konzentrationen des Jahres in den Wintermonaten (Remineralisation) mit einem zunehmenden Gradienten von NO nach SW; von April bis Juni nehmen die Konzentrationen stark ab, und von Juni 1994 bis in den Dezember hinein wurden minimale Nitratwerte gemessen. Im Winter 1994/95 wurden bei Ammonium und Nitrat nur etwa ein Drittel der Werte des Winters 1993/94 gemessen.
- ♦ Die Konzentration der o-Phosphationen zeigt im Jahresgang einen 2phasischen Verlauf. Nach den relativ hohen Werten im Frühjahr (Remineralisation) beobachteten wir im Mai/Juni 1994 ein Phosphatminimum; im Gegensatz zu den N-Verbindungen zeigen die Phosphationen ab Juli aber wieder ansteigende Konzentrationen, wobei die Höhen der Augustwerte die des Frühjahrs übersteigen. Der NO/SW-Gradient ist unbedeutend. Die Phosphatkonzentrationen in den beiden Wintern des Berichtszeitraumes sind (wie die Nitritkonzentrationen) etwa gleich hoch.
- ♦ Von allen beprobten Stationen zeigt die Station Hollendorf im Peenestrom die höchsten Nährstoff-Konzentrationen. Das Nitratmaximum im Frühjahr ($60 \mu\text{mol/l}$ am 12.4.94, $53 \mu\text{mol/l}$ am 7.3.95) beträgt i.a. ein Vielfaches der Konzentrationen der eigentlichen Boddenstationen; ein Einfluß des Peenestroms auf die Station Böttchergrund/ODAS 6 ist offensichtlich.
- ♦ Das Phytoplankton zeigt Frühjahrs- und Sommeraspekt. Auf den östlichen Stationen besteht der Frühjahrsaspekt fast ausschließlich aus Bacillariophyceen (*Diatoma elongatum*, *Skeletonema costatum*). Von der Station Zicker/ODAS 2 über Ariadne, Salzboddengrund/ODAS 4 zur Dänischen Wiek nimmt der Frühjahrespeak in seiner Höhe ab, der relative Anteil der

Diatomeen an der Biomasse nimmt ab, der relative Anteil der Euglenophyceen (*Eutreptia lanowii*) dagegen zu. Dies deuten wir als weiteren Indikator für die Zunahme der Eutrophierung. Auf den Frühjahrespeak (März/Mai) folgt ein relatives Planktonminimum (Mai/Juni bzw. nur Juni), das mit dem Phosphatminimum zeitlich zusammenfällt. Der Sommeraspekt des Phytoplanktons (Juli bis November) ist gleichartig auf allen Boddenstationen, allerdings nimmt die Phytoplanktonbiomasse von Ost nach West zu! Das Phytoplankton des Sommeraspektes 1994 wird dominiert von der Cyanophycee *Gomphosphaeria pusilla* bis in den Dezember hinein; neben *Gomphosphaeria* kamen *Aphanizomenon flos aquae*, *Merismopedia tenuissima* und *punctata*, *Prorocentrum micans*, *Scenedesmus quadricauda*, *Nitzschia* und *Navicula* vor.

- ♦ Das Zooplankton wird fast ganzjährig dominiert von den Copepoden. Eine kurze, aber bedeutsame Entwicklung zeigen im Mai die Rotatorien und Tintinniden.
- ♦ Der Bedeckungsgrad der Flachwassergebiete mit Makrophytobenthos ist erst zum Teil bestimmt. Für den Quadranten von Thießow bis Vilm ergibt sich ein Bedeckungsgrad von 10 %.
- ♦ Bezüglich der Artenzusammensetzung und Biomasse des Zoobenthos wurden die Jahre 1990 und 1994 ausgewertet und verglichen. Es gab erhebliche Differenzen zwischen den beiden Jahrgängen. Während 1990 das Zoobenthos von Mollusken dominiert wurde, waren es 1994 Crustaceen und Polychaeten; die Gesamtbioasse des Zoobenthos war 1994 höher als 1990.
- ♦ Die drei Parameter der Bakterien (Saprophyten und Gesamtbakterienzahl im Pelagial, Saprophyten im Sediment) zeigen einen gleichartigen Verlauf; sie erscheinen in 3 Schüben im Jahr, entsprechend den 3 Substratschüben; dies sind von November bis Februar die in der kalten Jahreszeit absterbenden Organismen und der Reichtum an anorganischen Nährstoffen, von März bis Juni die von den Frühjahrsplanktern abgeschiedenen Substanzen und von August bis Ende Oktober die Substrate von Sommer- und Herbstplanktern.
- ♦ Untersuchungen zur Vertikalstruktur haben Aussagen von EINSLE, KELL und anderen bestätigt, daß allgemein bei unterschiedlichsten Parametern kein bedeutungsvoller vertikaler Gradient zwischen Oberfläche und einem Meter über Grund besteht. Ausnahmen bilden u.U. der Peenestrom bei nördlichen Winden und der Strelasund bei westlichen Winden.
- ♦ Automatische Chlorophyllmessungen in Form von Horizontalschnitten haben die Untersuchungen über die Nährstoffe, Phytoplankton, Makrophytobenthos und Makrozoobenthos bestätigt, daß nämlich große horizontale Unterschiede zwischen den einzelnen Seegebieten des Greifswalder Boddens bestehen. Bei vielen Parametern wird ein Gradient von NO nach SW beobachtet.
- ♦ Wie in Abb. 27 dargestellt, zeigten die unterschiedlichen Gewässerparameter in den letzten 30 Jahren eine große Variabilität; Vorsicht bei der Interpretation der Daten ist also angeraten. Im Winter 1994/95 waren

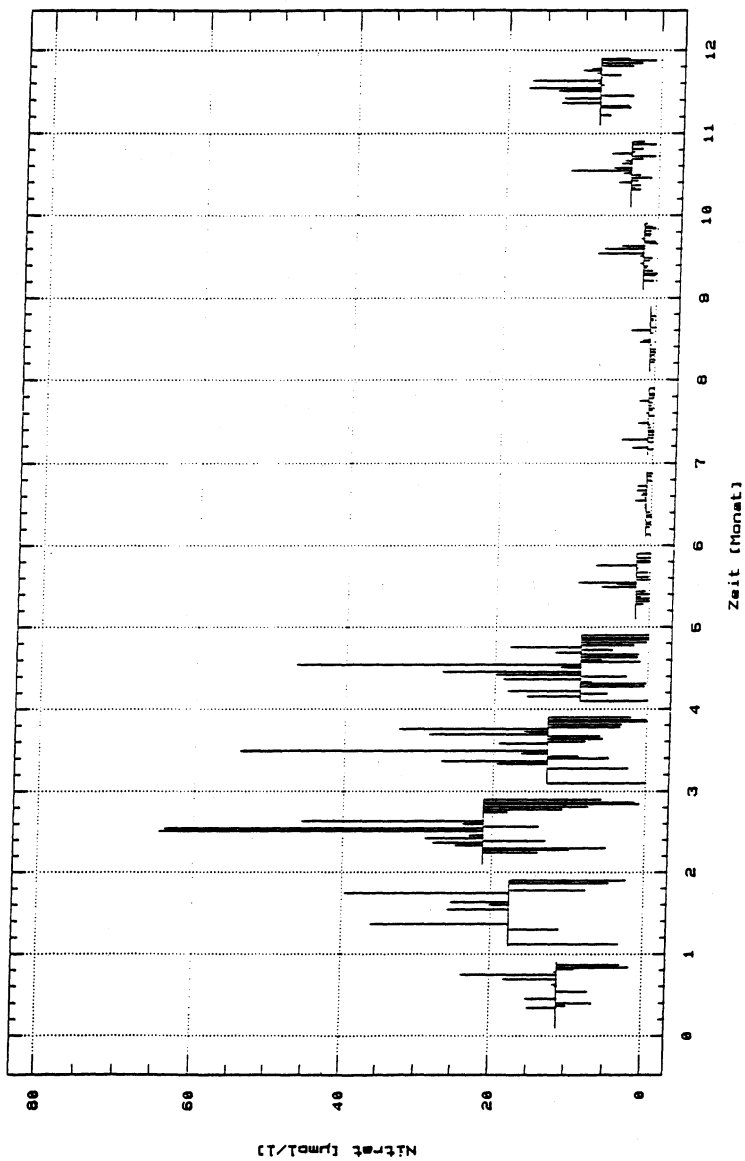


Abb. 27 Nitratgehalt Station Ariadne 1966 - 1993 Monatlicher Mittelwert und Abweichungen

Ammonium- und Nitratwerte nur etwa ein Drittel so hoch wie im Winter 1993/94; die Nitrit- und Phosphatwerte waren gleich hoch. Mit größter Vorsicht möchten wir dies als Zeichen der Entlastung des Greifswalder Boddens deuten. Eine wesentliche Entlastung hat sicher der Bau der Kläranlage Greifswald gebracht (1994 fertiggestellt). Die Belastung des Greifswalder Boddens durch den Peenestrom hält nach unseren Messungen weiter an. Am 28.6.95 war bei ruhiger Wetterlage, Wassertemperaturen von 19,6 °C und Sichttiefen von 1,70 m an den zentralen Boddenstationen eine Phytoplanktonmassenentwicklung zu beobachten. Eine Entwarnung kann noch nicht gegeben werden.

- ♦ Monitoring und automatische Meßwerterfassung haben eine Fülle von Daten und Erkenntnissen gebracht. Unsere Hauptanstrengung gilt gegenwärtig der Qualitätssicherung der Messungen und dem Kampf um die kontinuierliche Fortsetzung der Untersuchungen.

Danksagung

Unser Dank gilt dem Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg - Vorpommern, Abteilung Wasserwirtschaft, für die Förderung des Projektes "Die Forschung begleitendes Monitoring Greifswalder Bodden". Unser Dank gilt gleichzeitig dem Bundesministerium für Bildung und Forschung BMBF, Abt. Meeresforschung, für die Unterstützung der Makrophytenaufnahme im Rahmen des Verbundprojektes GOAP.

Für die Förderung der Zoobenthos-Aufnahmen danken wir KAY e.V. Berlin.

Literatur

- ABSHAGEN, G. (1908): Das Phytoplankton des Greifswalder Boddens. Diss. EMAU Greifswald.
- ARLT, G. (1969): Bemerkungen zur Bodenfauna des Greifswalder Boddens. Wiss. Z. EMAU Greifswald, Math.-nat. Reihe 18, H. 1/2, 189-193.
- ARLT, G. (1970): Faunistisch-ökologische und produktionsbiologische Untersuchungen am Mikrobenthos des Greifswalder Boddens. Diss. EMAU Greifswald.
- ARNDT, H. (1985): Untersuchungen zur Populationsökologie der Zooplankter eines inneren Küstengewässers der Ostsee. Diss. Univ. Rostock. 170 S.
- BRENNING, U. (1989): Das Zooplankton des Greifswalder Boddens. Meer und Museum (Stralsund) 5, 36 - 43.
- DYBERN, B. I., H. ACKEFORS und R. ELMGREN (1976): Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea. BMB-Publications 1, 98 pp.
- EINSLE, E. (1957): Die hydrologischen Untersuchungen im Greifswalder Bodden 1951 - 1957. Institut f. Meereskunde, jetzt Ostseeforschung, Rostock-Warnemünde.
- ENGELMANN, H.-D. (1964): Qualitative und quantitative Benthosuntersuchungen im Greifswalder Bodden zur Erfassung der Produktivität. Diss. EMAU Greifswald.
- FRAUDE, H. (1906): Grund- und Planktonalgen der Ostsee. Diss. EMAU Greifswald.
- GEISEL, T. (1986): Pflanzensoziologische Untersuchungen am Makrophytobenthos des Greifswalder Boddens. Diplomarbeit Uni Rostock.
- GEISEL, T. und U. MEBNER (1989): Flora und Fauna des Bodens im Greifswalder Bodden. Meer und Museum (Stralsund) 5, 44 - 51.

- GÜNTHER, B. (1961): Die Fauna des Kooser Sees in Abhängigkeit von ökologischen Faktoren. Staatsexamensarbeit EMAU Greifswald, 85 Seiten.
- HACKERT, K. (1969): Die Strömungsverhältnisse im Greifswalder Bodden bei Ost- u. Westwinden. Wasserwirtschaft, Wassertechnik 19, 191 -195.
- HEERKLOSS, R. und U. VIETINGHOFF (1981): Biomasseäquivalente planktischer und benthischer Organismen in den Darß-Zingster Boddengewässern. Wiss. Z. Univ. Rostock 30, N-Reihe 4/5, 31-36.
- HENKING, H. (1904): Orientierungsfahrten im Greifswalder Bodden. Mitt. dtsch. Seefisch.-Ver. 1904.
- HÜBEL, H. (1965): Die Primärproduktion des Phytoplanktons der nördlichen Rügensch Bodengewässer unter Anwendung der 14-C-Methode. Dissertation EMAU Greifswald.
- KELL, V. (1984): Primärproduktionsmessungen im Greifswalder Bodden in den Jahren 1981 und 1982. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. Reihe 33, H. 6, 53-55.
- LEMMERMANN, E. (1901): Beiträge zur Kenntnis der Planktonalgen. XII: Das Phytoplankton des Ryck und des Greifswalder Boddens. Ber. Dtsch. Bot. Ges. XIX, 92-95.
- PANKOW, H. (1990): Ostsee-Algenflora. Fischer, Jena, 648 Seiten.
- PRENA, J. (1990): Zur Struktur und Dynamik des Makrozoobenthos der Wismar-Bucht (westl. Ostsee). Dissertation, Universität Rostock.
- RAMBOW, S. (1994): Untersuchungen zur quantitativen Erfassung des Bedeckungsgrades von submersen Makrophyten im nordöstlichen Greifswalder Bodden mit Hilfe der Unterwasservideographie und der Luftbilddauswertung. Diplomarbeit, Univ. Rostock.
- REINICKE, R. (1989): Der Greifswalder Bodden - geographisch-geologischer Überblick. Meer u. Museum 5, 3-9.
- ROHDE, K.-H. und D. NEHRING (1979): Ausgewählte Methoden zur Bestimmung von Inhaltsstoffen in Meer- und Brackwasser. Geod. Geoph. Veröff. Berlin, R IV, 27.
- SAAVEDRA-PEREZ, M. (1990): Bonitierung des Makrozoobenthos im Greifswalder Bodden. Diplomarbeit, Univ. Rostock.
- SCHMIDT, I. (1989): Beziehungen zwischen Wassertemperatur und Phytoplankton im südlichen Greifswalder Bodden. Gutachten für den FB Biologie 1989. gleicher Titel: Acta hydrophysica (Berlin) 34 (1990), 2/3, 131 - 170.
- SCHMIDT, I. (1991): Studie zur Autökologie der produktionsbiologisch wichtigen Arten im Greifswalder Bodden. Studie für den FB Biologie, Uni Rostock, unveröff.
- SCHMIDT, I. (1994): Zu den Ursachen sommerlicher Blaualgenwasserblüten in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Jahrestagung 1994, S. 675 -680.
- SCHMIDT, I. (1991): Beziehungen zwischen Algenentwicklung und Einflußfaktoren im südlichen Greifswalder Bodden. UBA-Texte 14, 107 - 123.
- SCHNESE, W. (1957): Faunistisch-ökologische Untersuchungen über das Zooplankton des Greifswalder Boddens. Dissertation EMAU Greifswald.
- SCHNESE, W. (1968): Untersuchungen zur Produktionsbiologie des Greifswalder Boddens. Habilitationsschrift, EMAU Greifswald.
- SCHNESE, W. (1969): Die Stellung des Greifswalder Boddens im System der angrenzenden Küstengewässer. Wiss. Z. EMAU Greifswald, Math.-nat. Reihe 18, H. 1/2, 181-187.
- SCHNESE, W. (1969): Untersuchungen zur produktionsbiologischen Dynamik der Brackgewässer um Rügen. Limnologica 7, H. 1, 171-180.
- SCHNESE, W. (1973): Untersuchungen zur Produktionsbiologie des Greifswalder Boddens (Südl. Ostsee).
- I. Die Hydrographie - Salzgehalt, Sauerstoffgehalt, Temperatur und Sestonengehalt. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. Reihe 22, H. 6/7, 629-639
 - II. Die Verteilung von Phosphor, Stickstoff und Silizium in den Jahren 1962-1965. Ibidem, S. 641-656.
 - III. Abundanzen und Biomasseverteilung des Phytoplanktons im Jahreszyklus (1962-1965). Ibidem, S. 657-673.
- SCHOKNECHT, G. (1973): Einige Untersuchungsergebnisse über die Wasserbeschaffenheit des Greifswalder Boddens. Acta hydrochim. hydrobiol. 1, H. 4, 387-395.

- SCHOLZ, M.; U. VIETINGHOFF (1995): Einsatz eines Monolithischen Miniatur Spektrometers von ZEISS für die halbautomatische Nährstoffbestimmung. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. (1995)3, S. 113 - 121.
- SEIFERT, R. (1936): Die tiergeographische Stellung des Greifswalder Boddens. Mitt. naturw. Ver. Neu-Vorpommern 63/64, 1 - 15.
- SEIFERT, R. (1938): Die Bodenfauna des Greifswalder Boddens. Z. Morphol. Ökol. d. Tiere 34, 221 - 271.
- STAMMER, H.-J. (1928): Die Fauna der Ryckmündung, eine Brackwasserstudie. Z. Morph. Ökol. Tiere 11, 36 - 101.
- STIGGE, H.-J. (1989): Der Wasserkörper (Greifswalder) Bodden und seine Hydrodynamik. Meer u. Museum 5, 10-14.
- VIETINGHOFF, U., N. ERDMANN, H. ARNDT, V. KELL u. M.L. HUBERT (1984): Integrated samples provide accurate means of parameters characterising aquatic ecosystems. Int. Revue ges. Hydrobiol. 69, H. 1, 121 - 131.
- VIETINGHOFF, U., M.-L. HUBERT, A. ZÖLDER & T. HEENE (1991): Anwendung von Methoden der Informatik in der Ökosystemforschung Greifswalder Bodden. Informatik-Fachberichte Nr. 296, 221 - 229. Springer.
- VIETINGHOFF, U. et al. (1994): Ökosystemare Grundlagenforschung im Bereich Greifswalder Bodden. Abschlußbericht des Projektes BMFT/BEO 03 F00 24A.
- VIETINGHOFF, U., M.-L. HUBERT und H. WESTPHAL, Hrg.: (1995): Zustandsanalyse und Langzeitveränderungen des Ökosystems Greifswalder Bodden. Abschlußbericht zum Fördervorhaben des Umweltbundesamtes Z 1.5-25105/235 - RII-102 04 252.
- VIETINGHOFF, U., H.-J. HÜBEL, H. WESTPHAL, B. LENK, S. RAMBOW-BARTELS, B. KORTH (1995): Die Forschung begleitendes Monitoring Greifswalder Bodden. Abschlußbericht für das Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern. 141 S.

Verfasser

Dipl.-Biol. Hans-Joachim Hübel
 Prof. Dr. habil. Ulrich Vietinghoff
 Dr. rer. nat. Maria-Luise Hubert
 Dipl.-Biol. Solveig Rambow-Bartels
 Dipl.-Biol. Birger Korth
 Universität Rostock
 FB Biologie
 Abt. Biophysik
 18051 Rostock

Dr. rer. nat. Helmut Westphal
 Dipl.-Biol. Brigitte Lenk
 Energiewerke Nord GmbH
 Postfach 1125
 17507 Lubmin

Ulrich Vietinghoff

Zur Strategie der Meßwerterfassung im Programm "Ökologie Greifswalder Bodden"

Abstract

Strategy of ecological data acquisition in the programme "Ecology of the Greifswald Bodden"

The acquisition of ecological data poses several problems. The rapid changes caused by short generation times and the heterogeneous distribution of components necessitate dense grids in time and space for both sampling and analysis. However, many of the quantitative methods used in ecology are time-consuming. These conflicting requirements can be reconciled by integrated sampling and automatic data acquisition. Simple statistical analysis could consist of the calculation of medians and their confidence intervals.

1 Einleitung

Die Meßwerterfassung in der Ökologie ist mit mehreren Schwierigkeiten verbunden (VIETINGHOFF, ERDMANN, KELL, ARNDT und HUBERT 1984, VENRICK 1978, WUHRMANN 1973 u.a.):

1. Produktionsbiologisch wichtige Gruppen wie Phytoplankton, Rotatorien, Protozoen, Bakterien haben sehr kurze Generationszeiten, d.h. sie können innerhalb von Stunden bzw. Tagen ihre Biomasse vervielfachen.
2. Aufgrund verschiedenster Ursachen (circadiane Vertikalwanderung, Uferflucht, Gasvakuolen, Langmuir-Zellen, lokale Nährstoffanreicherungen etc. etc.) sind die Organismen nicht homogen, sondern u. U. sehr heterogen im Wasserkörper verteilt.
3. Viele traditionelle Methoden in der ökologischen Forschung (Identifizieren und Zählen von Phytoplankton, Zooplankton, Bakterien, Bestimmung von Nährstoffen, Primär- und Sekundärproduktion etc.) sind sehr zeitaufwendig; das aus den beiden erstgenannten Gründen notwendige enge

räumlich-zeitliche Raster der Probenahme kann aus dem dritten Grunde nicht realisiert werden. Eine statistische Bearbeitung der Werte unterbleibt in vielen Fällen. Fragen der Repräsentativität der Werte und der Qualitätssicherung werden direkt berührt.

4. Für Biokomponenten mit mehrjährigem Lebenszyklus reichen gewöhnlich 2 - 3 Aufnahmen im Jahr.

Im folgenden wird dargestellt, wie das Problem im Programm der ökologischen Untersuchungen im Greifswalder Bodden gelöst wurde.

2 Material und Methode

Horizontalschnitte von Chlorophyll-a-Gehalten wurden mit einem Fluorometer der Fa. Ecomonitor bestimmt. Das Fluorometer wurde auf einem Schlepp-Ponton, der seitlich vom Forschungskutter "GADUS" geschleppt wurde, montiert (Abb. 1), (s.a. VIETINGHOFF, HUBERT und ESCHHOLZ 1995, dieser Band). Etwa jede Sekunde wurde ein Fluoreszenzwert gemessen und direkt über ein Kabel im Laptop auf dem Forschungskutter gespeichert. Auf diese Weise können in 2 Tagen 40 km Horizontalschnitt vermessen und ca. 40.000 Chlorophyll-a-Werte genommen werden.

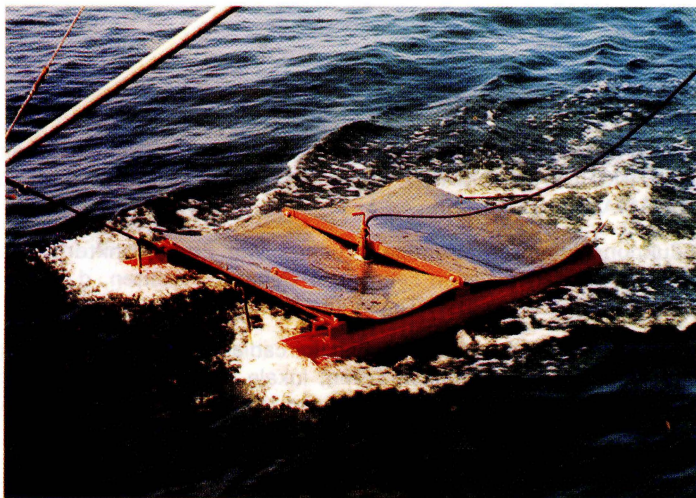


Abb. 1 Schlepp-Ponton mit Fluorometer

3 Ergebnisse

In Abb. 2 ist ein Ausschnitt aus einem Horizontalschnitt vom 28.4.94 zwischen Tonne Greifswald 2 und dem Hafen von Greifswald-Wieck aufgezeichnet. Auf den ersten Blick fällt die Heterogenität des Gewässers auf.

Das gewählte Beispiel ist aber kein Sonderfall! In Abb. 3 und 4 sind zwei weitere Beispiele (Lake Tahoe und Georges-Bank, aus STEELE 1978) dargestellt. Auch sie zeigen eindringlich, wie heterogen die Wasserkörper sind.

Aus den Abb. 2 bis 4 ergeben sich einige grundsätzliche Fragen zur Probenahmestrategie, zur Frage der Repräsentativität der gewonnenen Werte und zum Problem der Qualitätssicherung: Wo sollen die Proben genommen/Messungen vorgenommen werden? An wieviel Orten soll gemessen werden, an einem oder an mehreren Orten? Wie genau lohnt es sich, angesichts der Heterogenität zu messen?

Im Untersuchungsprogramm zur Ökologie des Greifswalder Boddens wird folgende Strategie angewandt:

1. Das Monitoring wird an 7 Stationen und zwar jede Woche durchgeführt. Damit wurde das alte Schema des Monitorings stark verändert; in der Zeit vor 1993 wurde an 14 Stationen alle 4 Wochen das Monitoring durchgeführt, wobei von Mitte Dezember bis Mitte März nicht gemessen wurde. In den letzten 2 Jahren hat es witterungsbedingt (Eis, Sturm) natürlich auch Ausfälle gegeben. Für die Erfassung von Makrophytobenthos und Makrozoobenthos werden Sonderprogramme durchgeführt. Da vertikale Differenzen nur selten festgestellt wurden (EINSELE 1957, KELL, pers. Mitt., HÜBEL et al. 1995, dieser Band, SCHOLZ und VIETINGHOFF 1995, dieser Band) erfolgte die Wasserprobenentnahme aus 1 m Wassertiefe, in wenigen Fällen zusätzlich auch aus 1 m über Grund (Strelasund, Peenestrom). Die Ergebnisse des Monitoringprogramms werden in HÜBEL et al. 1995, dieser Band) ausführlich dargestellt.
2. Die zweite Informationsquelle ist ein Programm der automatischen Meßwerterfassung. Unseres Erachtens ist bei der hohen Variabilität und Heterogenität der Gewässerökosysteme die automatische Meßwerterfassung zwingend anzuwenden. Das von uns angewandte System der Meßwerterfassung basiert auf 5 Gerätesystemen:
 - 2.1 Durch den Einsatz von Gewässersonden (KORPAL, ESCHHOLZ und VIETINGHOFF 1995, dieser Band, VIETINGHOFF, HUBERT und ESCHHOLZ 1995, dieser Band) werden vor allem ökologisch relevante physikalische, wenige chemische und ein biologischer Parameter an 6 Stationen (maximal) gemessen. Ein Gerätesystem im Strelasund besteht aus einer ECO-Memory-Sonde von Meerestechnik - Elektronik Trappenkamp und einem Wetterhäuschen der Firma Thiess Clima Göttingen. Dieser dichte Datenstrom vor allem physikalischer Parameter ist für die Aufklärung ökologischer Vorgänge von großer Wichtigkeit.

Fluoreszenz 28.04.1994 12:52:56 -13:41:45

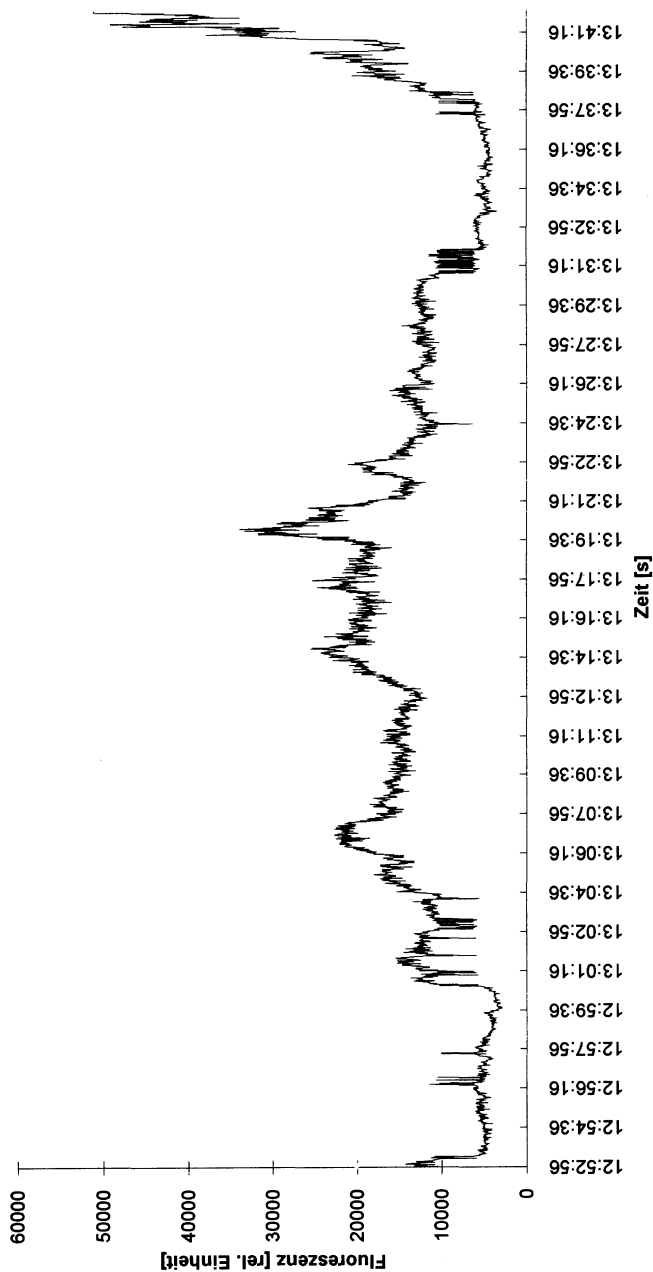


Abb. 2 Horizontalschnitt zur Messung der Chlorophyll-a-Konzentration, Greifswalder Bodden, Tonne Greifswald 2 bis Hafen Greifswald-Wieck, 28.4.94

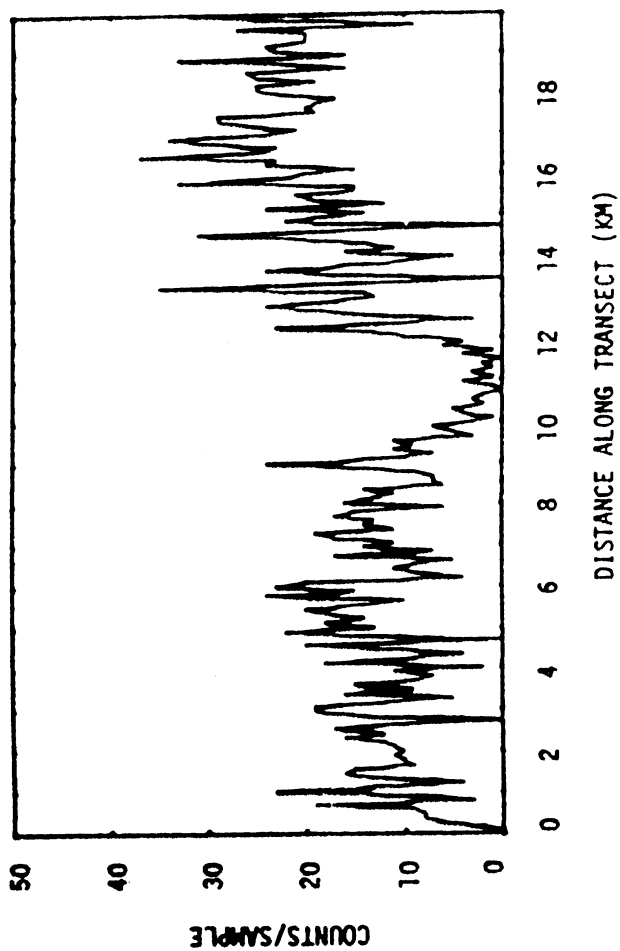


Abb. 3 Horizontalverteilung von *Asterionella formosa* im Lake Tahoe (nach RICHERSON et al., aus STEELE 1978)

GEORGES BANK 11-12 AUG. 1976

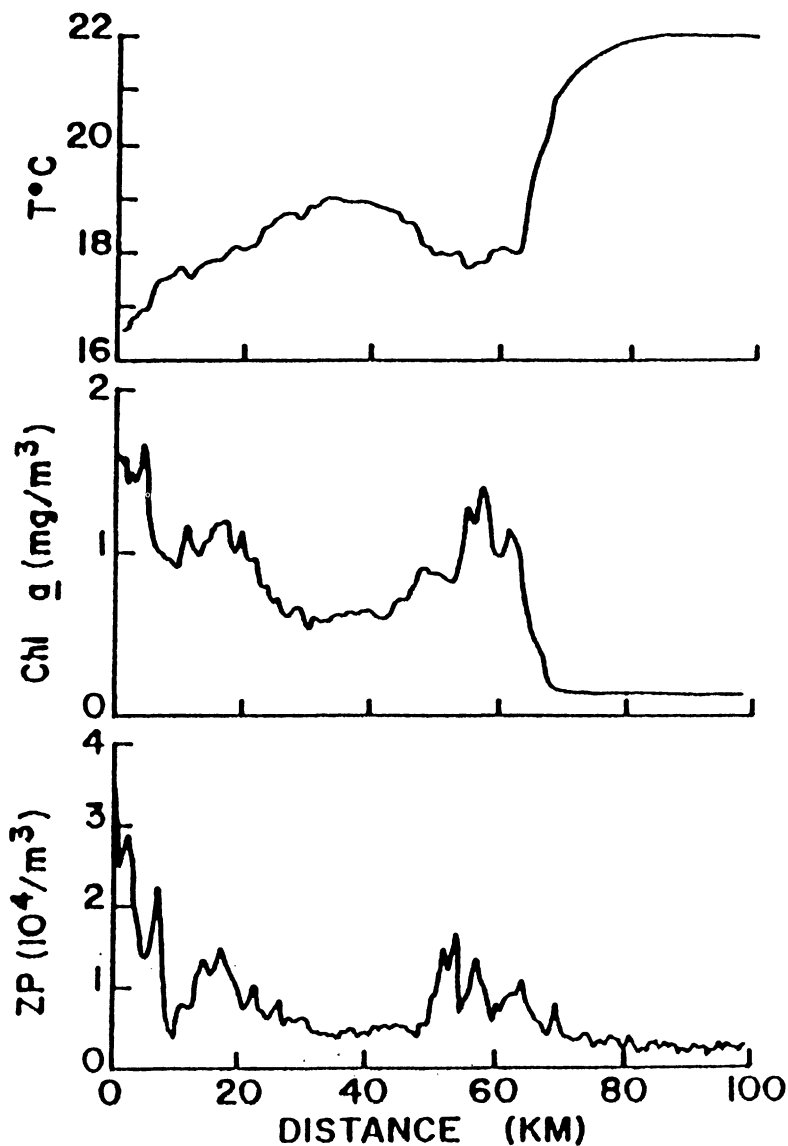


Abb. 4 Horizontalprofil von Temperatur, Chlorophyll a und Zooplankton auf der Georges-Bank 11./12.8.76 (nach DENMAN und MACKAS, aus STEELE 1978)

- 2.2 Die Homogenität/Heterogenität des Wasserkörpers zwischen den Stationen wird gemessen, indem eine Sonde auf einen Schlepp-Ponton montiert und Horizontalschnitte gefahren werden (s. Abb. 1). Eine Montage von mehreren gleichartigen Sensoren in unterschiedlichen Tiefen ist möglich. Strömungsmessungen können mit dem Schlepp-Ponton nicht durchgeführt werden.
- 2.3 Zur Durchführung von Strömungsmessungen außerhalb der Stationen der automatisch messenden Sonden wurde ein Strömungskreuz entwickelt (VIETINGHOFF, KORPAL und ESCHHOLZ 1995, dieser Band), das aus einem Driftkörper besteht, mit Hilfe eines D-GPS alle Stunde seine Position bestimmt und diese per Funk an eine Empfangsstation sendet.
- 2.4 Die für die Ökosystemanalyse wichtigen Nährstoffe Phosphat, Ammonium, Nitrit und Nitrat werden mit Hilfe eines Monolithischen Miniatur Spektrometers von ZEISS halbautomatisch im Labor bestimmt (SCHOLZ und VIETINGHOFF 1995, dieser Band). Es bestehen Pläne, hieraus einen Feldautomaten zu entwickeln.
- 2.5 Die Komponenten, die für die Ökosysteme und die Gewässerqualität von ausschlaggebender Bedeutung sind, Phytoplankton und Zooplankton, haben sich lange Zeit einer automatischen Analyse entzogen. Durch Einführung der Bildverarbeitung zur Auswertung von Mikroskopbildern des Zooplanktons (ZÖLDER, PALZER und VIETINGHOFF 1995, dieser Band), zur Auswertung von Videobildern des Zooplanktonrecorders und Ichthyoplanktonprofilers (Zusammenarbeit mit dem Institut für Meereskunde Kiel) wurde ein Anfang gemacht zur automatischen Auswertung von Biokomponenten.
- 3 Die Fragen, die sich aus den Abb. 2 bis 4 ergeben, können und werden unterschiedlich beantwortet. Extreme Antworten könnten lauten: Es wird nur an einer Stelle gemessen, aber dort sehr genau, o d e r es wird an mehreren Stellen gemessen und mit mittlerer Genauigkeit. Wir haben uns für letztere Strategie entschieden; mit 6 automatisch messenden Sonden, die im Abstand von 10 Minuten 9 Parameter mit einer Genauigkeit von 1 bis 5% (s. VIETINGHOFF, HUBERT und ESCHHOLZ 1995, dieser Band) messen, sind u. E. die Erfordernisse gut getroffen.
- 4 Die in letzter Zeit sehr häufig gestellte Forderung nach **Qualitätssicherung** geht über einen Ringversuch mit gleichem Probenmaterial hinaus. Wenn eine geteilte Probe von allen Teilnehmern am Monitoring mit recht übereinstimmendem Erfolg analysiert wird, ist nur eine Teilforderung der Qualitätssicherung erfüllt. Zur Qualitätssicherung gehört auch die Aufgabe, die **Heterogenität** der Gewässer zu beachten und dies bei der Probenahme zu berücksichtigen. Qualitätssicherung bedeutet demnach auch, an **mehreren Orten** zu messen, um die **Repräsentativität** der Daten für das untersuchte Gebiet zu sichern.

5. Auch ökologische Meßwerte müssen statistisch bearbeitet werden. Im **einfachsten Falle** bietet sich die Berechnung eines monatlichen Medians mit seinen Vertrauensintervallen an. Wenn sich die Vertrauensintervalle zweier Meßperioden überschneiden, besteht kein statistisch sicherer Unterschied zwischen den verglichenen Medianen; wenn sich die Vertrauensintervalle nicht überschneiden, besteht ein signifikanter Unterschied zwischen den verglichenen Medianen.
6. Die erfaßten Meßwerte werden in einer Datenbank (dBase IV) gespeichert und dienen als Basisdaten für die Modellierung; nach wie vor muß die mathematische Modellierung helfen, schwer zugängliche Daten (insbesondere Prozeßraten) abzuschätzen.

4 Diskussion

Einleitend wurde festgestellt, daß die Meßwerterfassung in der Ökologie mit einer Reihe von Schwierigkeiten verbunden ist, was aufgrund der Komplexität der Ökosysteme nicht unerwartet ist. Versuchsplanung und -auswertung sollten deshalb in der Ökologie ein besonderes Gewicht erhalten.

Hohe Variabilität und Heterogenität verlangen bei vielen Ökosystemkomponenten ein räumlich und zeitlich enges Netz der Probenahme und -auswertung, das mit traditionellen Methoden allein nicht bewältigt werden kann.

Zuerst wurde das Monitoring den Erfordernissen angepaßt. Es wurde ab September 1993 **wöchentlich an 7 Stationen** durchgeführt, weitere langjährige Stationen wurden aufgegeben. Für die Auswertung der Proben stehen dann 4 Arbeitstage zur Verfügung.

Eine zweite wichtige Informationsquelle ist die automatische Meßwerterfassung, wobei verschiedene Gerätesysteme zum Einsatz kommen. Die Erweiterung des Spektrums der erfaßten Parameter ist eine ständige Aufgabe. Uns erscheint die eingeschlagene Strategie, an mehreren Orten, mit relativ hoher Meßrate (alle 10 Minuten), mit Geräten der Mittelklasse, eine dem Problem angepaßte Strategie zu sein. Die alternative Lösung, an einem Meßort mit sehr teuren Geräten höchster Präzision zu messen, erscheint uns nicht so günstig.

Als ersten Schritt der Datenauswertung empfehlen wir die Schätzung von Medianen und ihrer Vertrauensintervalle; die Prüfung von Differenzen zwischen Medianen auf Signifikanz ist dann besonders einfach. Die Daten dienen u.a. auch als Eingangswerte für ein mathematisches Modell des Ökosystems, das weiterhin unentbehrlich ist für die Abschätzung schwer erfaßbarer Größen (insbesondere von Raten).

5 Zusammenfassung

Die Meßwerterfassung in der Ökologie ist mit mehreren Schwierigkeiten verbunden. Schnelle Veränderungen durch kurze Generationszeiten und heterogene Verteilung der Komponenten verlangen ein enges räumlich-zeitliches Raster der Probenahme und -auswertung. Viele quantitative Methoden in der Ökologie sind aber sehr zeitaufwendig. Einen Ausweg aus der Situation sehen wir in der Anwendung der integrierten Probenahmetechnik und der automatischen Meßwert-
erfassung. Eine einfache statistische Auswertung könnte durch Kalkulation des Medians und seines Vertrauensintervalles erfolgen.

Literatur

- BENDAT, J. S. & A. G. PIERSOL (1971): Random data: Analysis and measurement procedures. Wiley Interscience New York.
- HÜBEL, H.-J.; U. VIETINGHOFF; M.-L. HUBERT; S. RAMBOW-BARTELS; B. KORTH; H. WESTPHAL u. B. LENK (1995): Ergebnisse des Monitorings Greifswalder Bodden September 1993 bis März 1995. Dieser Band.
- STEELE, J. H. (1978): Spatial pattern in plankton communities. Plenum Press, New York und London.
- VENRICK, E. L. (1978): Sampling strategies. Statistical considerations. In: A. SOURNIA (Ed.), Phytoplankton manual. UNESCO, Paris.
- VIETINGHOFF, U.; N. ERDMANN; H. ARNDT; V. KELL u. M.-L. HUBERT (1984): Integrated samples provide accurate means of parameters characterising aquatic ecosystems. Int. Revue ges. Hydrobiol. 69, H. 1, 121 - 131.
- VIETINGHOFF, U.; M.-L. HUBERT, A. ZÖLDER & T. HEENE (1991): Anwendung von Methoden der Informatik in der Ökosystemforschung Greifswalder Bodden. Informatik-Fachberichte Nr. 296, 221 - 229. Springer.
- VIETINGHOFF, U.; M.-L. HUBERT; A. KÖB; S. RAMBOW; P. ESCHHOLZ; R. KOPPAL; U. KLÜBER u. TH. HEENE (1994): Ökosystemare Grundlagenforschung im Bereich Greifswalder Bodden. Abschlußbericht des Projektes BMFT/BEO 03 F00 24A.
- VIETINGHOFF, U.; M.-L. HUBERT u. H. WESTPHAL, Hrg.: (1995): Zustandsanalyse und Langzeitveränderungen des Ökosystems Greifswalder Bodden. Abschlußbericht zum Fördervorhaben des Umweltbundesamtes Z 1.5-25105/235 - RII-102 04 252.
- VIETINGHOFF, U.; H.-J. HÜBEL; H. WESTPHAL; B. LENK; S. RAMBOW-BARTELS; B. KORTH (1995): Die Forschung begleitendes Monitoring Greifswalder Bodden. Abschlußbericht zum Fördervorhaben des Ministeriums für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern. 141 Seiten.
- WUHRMANN, K. (1973): Meßtechnische Aufgaben der Gewässerüberwachung. Neue Technik 12, 461 - 470.
- ZÖLDER, A. (1991): Ein Beitrag zur automatischen Zooplankton-Analyse mit Methoden der digitalen Bildverarbeitung. Dissertation, Univ. Rostock.
- ZÖLDER, A.; H. Palzer u. U. Vietinghoff (1995): Entwicklung von Algorithmen zur automatischen Auswertung von Bildern des Zooplanktons der Südlichen Ostsee und des Greifswalder Boddens mit Hilfe eines Bildverarbeitungssystems. Abschlußbericht des EUREKA-Projektes EUROMAR EU 413 (MAROPT III).

Verfasser

Prof. Dr. habil. Ulrich Vietinghoff
Universität Rostock
FB Biologie
Abt. Biophysik
18051 Rostock

Ulrich Vietinghoff; Peter Eschholz; Reiner Korpäl

Messungen mit einem Strömungskreuz im Greifswalder Bodden

Abstract

Measurements with a current cross in Greifswalder Bodden.

The current cross we have developed is a floating object equipped with modern positioning and radio systems. The program of the integrated microcomputer switches on a D-GPS at defined intervals to determine and store the position of the cross. The wireless system is then activated to transmit the position data to a reception station, for instance on a nearby research vessel. The arrangement can be used as an independent current measuring system to back up conventional current meters. The current cross can also be used as a marker, for instance to track oil slicks.

1 Einleitung

Wie an anderer Stelle berichtet wird, hat die Abt. Biophysik im FB Biologie der Universität Rostock an 4 bis 6 Stationen im Greifswalder Bodden automatische Gewässer-Sonden ausgebracht, die u.a. auch Strömungsgeschwindigkeit und Strömungsrichtung im Gewässer messen (KORPÄL, ESCHHOLZ und VIETINGHOFF 1995). Aus Strömungsvektoren an 6 Punkten ein u.U. kompliziertes Strömungsvektorenfeld zu entwickeln, muß ohne Zuhilfenahme eines mathematischen Modells ein risikovolles Unternehmen bleiben. Da wir aus finanziellen und personellen Gründen keine Möglichkeit sahen, die Anzahl der automatisch messenden Stationen wesentlich zu erhöhen, suchten wir nach einer zweiten Methode, unabhängig von den Strömungsmessern, den Stromfaden zu verfolgen. Die Entwicklung führte zu einem Gerät, das das alte Prinzip des Driftkörpers wieder aufnimmt und es darüberhinaus mit moderner Ortungs- und Funktechnik verbindet. Wir haben dieses Gerät Strömungskreuz genannt. Im folgenden wird der Aufbau des Strömungskreuzes beschrieben und seine Funktion an einem Beispiel demonstriert.

2 Aufbau und Funktionsweise des Strömungskreuzes

Das Strömungskreuz (Abb. 1) besteht aus einem sperrigen Driftkörper, der aus Schwimmkörper (oben), 4 Segeln (Mitte) und einem Batteriekörper (unten) besteht; die Achse Schwimmkörper, (Abb. 2a) (oben) und Batteriekörper (unten) hält den Driftkörper auch bei schwerem Seegang in seiner senkrechten Lage. Die 4 Segel bewirken, daß das Strömungskreuz im fließenden Wasserkörper verbleibt; die 4 Segel bilden ein so großes Hindernis, daß das Strömungskreuz nicht langsamer (Trägheit) oder schneller (Windschub) als der umgebende Wasserkörper driftet. Im Schwimmkörper befinden sich eine Mikrorechner-Platine, ein D-GPS und ein Funkgerät. Auf dem Strömungskreuz sind ferner eine Antenne für den Satellitenempfang, eine Antenne für den Korrektursender (Wustrow) und eine Antenne für den Funkverkehr montiert.

Die Steuerung des gesamten Funktionsablaufes wird durch die Mikrorechner-Platine und das in den EPROM geladene Programm bewirkt. Zehn Minuten vor der vollen Stunde schaltet ein Uhrenbaustein den Mikrorechner und das D-GPS ein; letzteres sucht 4 der insgesamt 24 amerikanischen Satelliten des Global Positioning System, bestimmt die eigene Position und stellt sie für den Abruf an einer NMEA83-Schnittstelle bereit. Der Mikrorechner Z80 liest die Position von der Schnittstelle ab, macht eine Zwischenspeicherung, schaltet das Funkgerät ein, und zu jeder vollen Stunde wird die Position des Strömungskreuzes an die Landstation (Funkanlage und PC auf dem Forschungskutter GADUS) (Abb. 2b) gesendet.

In Abhängigkeit von der Windlage wird das Strömungskreuz im Greifswalder Bodden ausgesetzt, alle Stunde die Position empfangen und in die Seekarte eingezeichnet (Abb. 3). Sobald das Strömungskreuz die Seewasserwege kreuzt oder das Gebiet des Greifswalder Boddens verlassen will, wird es aufgenommen und an einer neuen Position wieder ausgesetzt. Gegenwärtig besitzen wir nur ein Strömungskreuz; fünf weitere Geräte sind im Bau.

3 Ergebnisse einer Versuchsserie

Die Abb. 3 zeigt eine Versuchsserie vom 28. und 29.6.95. Bei umlaufendem, später zunehmendem Wind mit Windstärke 3 aus West wurde der erste Versuch über 11 Stunden durchgeführt; die in dieser Zeit gedriftete Strecke (Stromfaden) ist in Abb. 3, Bahn I eingezeichnet. Die Tab. 1 gibt im oberen Teil das Protokoll des ersten Versuchs wieder (eingeklammerte Kommentare von uns eingefügt). Der zweite Versuch fand am darauffolgenden Tag statt. Bei Wind der Stärke 4 aus NW wurde die Bahn II in Abb. 3 innerhalb von 9 Stunden gedriftet. Entsprechend der höheren Windgeschwindigkeit war auch die Driftgeschwindigkeit größer. Die Bahn II endete in Höhe der automatischen Gewässersonde ODAS 2. Einen Vergleich der Wind- und Strömungsgeschwindigkeiten von ODAS 2 zeigt Abb. 4. Aus Abb. 4 ist ersichtlich, daß Wind- und Strömungs-



Abb. 1 Strömungskreuz in Aktion

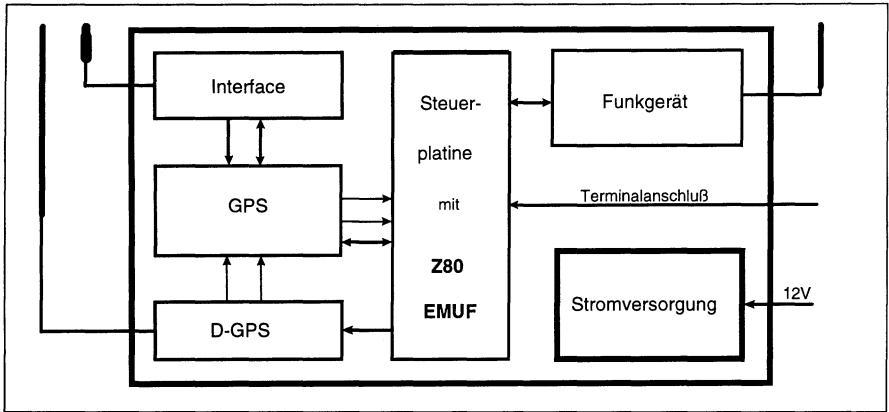


Abb. 2a Funktionsblöcke des Strömungskreuzes mit 3 Antennen (s. Text)

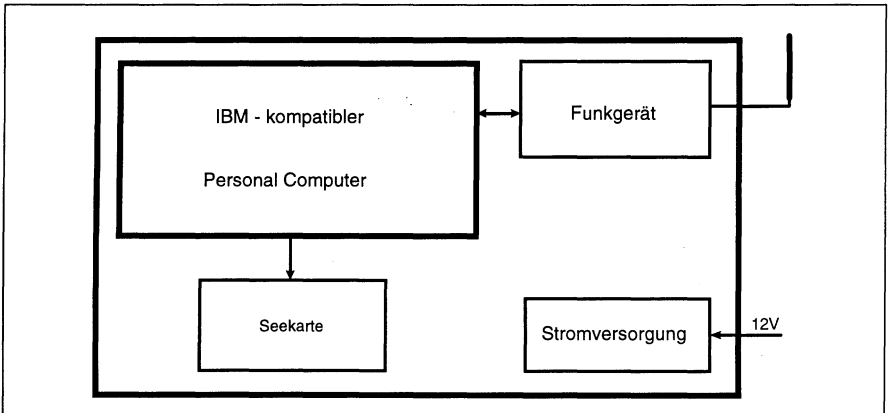


Abb. 2b Funktionsblöcke der Empfangsstation mit einer Antenne (s. Text)

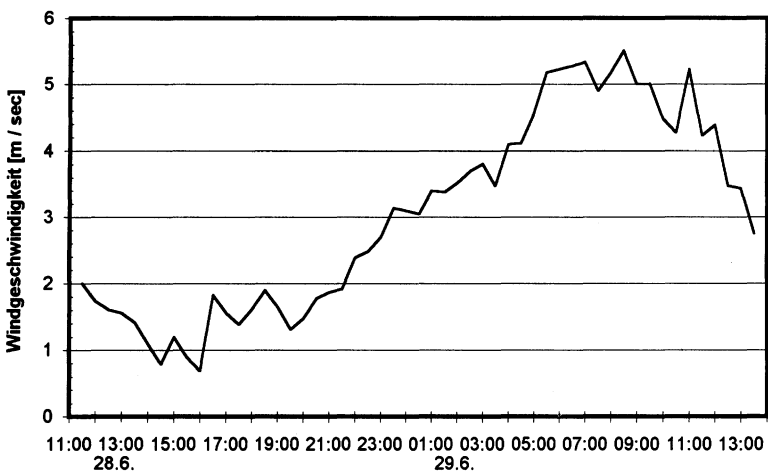
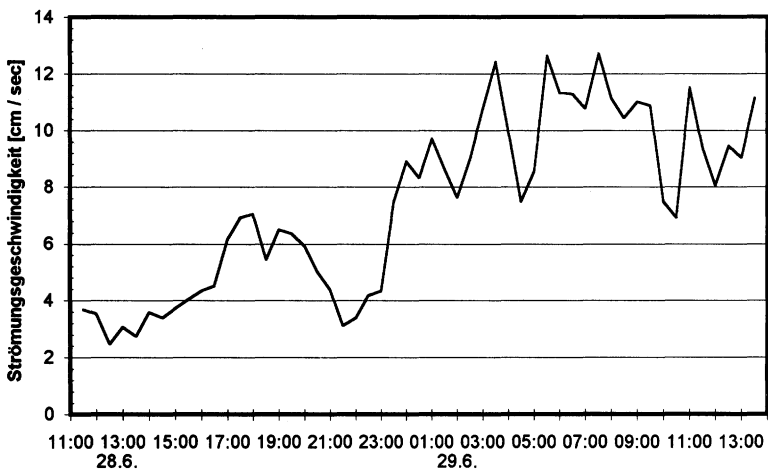


Abb. 4 Vergleich der Wind- und Strömungsgeschwindigkeiten am 28./29.6.95.
Meßwerte der automatischen Sonde ODAS 2

geschwindigkeiten proportional zueinander verlaufen. Einen Vergleich der beiden mit unabhängiger Methodik gewonnenen Strömungsgeschwindigkeiten des Wassers zeigt Tab. 2. Wir sehen daraus eine gute Übereinstimmung der Meßwerte des Strömungsmessers der automatischen Station mit den Werten des Strömungskreuzes. Dabei ist zu beachten, daß bei diesen Untersuchungen der Driftkörper 0,10 m bis 1,20 m eintaucht; der Strömungsmesser hängt in einer Tiefe von 1,20 m im Wasser.

Tabelle 1 Funkprotokoll der Empfangsstation des Strömungskreuzes mit Kommentaren; letztere eingeklammert.

2 Versuchsserien mit dem Strömungskreuz

1. Versuchsserie	28.06.95 29.06.95	12.00 Uhr bis 05.00 Uhr
28.06.95,09:00:00 A 5410.52N 01337.52E		(11.00 Uhr Ortszeit,)
28.06.95,10:00:00 A 5414.53N 01329.60E		(da 2 Stunden Zeit-)
28.06.95,11:00:01 A 5414.62N 01329.83E		(versatz)
28.06.95,12:00:00 A 5414.53N 01329.99E		
28.06.95,13:00:01 A 5414.44N 01330.11E		
28.06.95,14:00:00 A 5414.34N 01330.11E		
28.06.95,15:00:00 A 5414.23N 01330.19E		
28.06.95,16:00:02 A 5414.08N 01330.42E		
28.06.95,17:00:00 Funkstörungen		(Arbeiten mit dem) (FK GADUS außerhalb) (des Funkbereiches)
28.06.95,18:00:00 keine Verbindung		(Liegezeit im Hafen)
29.06.95,03:00:02 A 5413.94N 01334.08E		
2. Versuchsserie	29.06.95 29.06.95	06.00 Uhr bis 15.00 Uhr
29.06.95,04:00:01 A 5416.97N 01332.34E		
29.06.95,05:00:01 A 5416.84N 01332.71E		
29.06.95,06:00:01 A 5416.78N 01333.05E		
29.06.95,07:00:00 A 5416.74N 01333.39E		
29.06.95,08:00:01 A 5416.58N 01333.85E		
29.06.95,09:00:00 A 5416.45N 01334.25E		
29.06.95,10:00:02 A 5416.34N 01334.56E		
29.06.95,11:00:00 A 5416.09N 01334.98E		
29.06.95,12:00:01 A 5415.91N 01335.38E		
29.06.95,13:00:01 A 5415.69N 01335.86E		

Tabelle 2 Vergleich der gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten von Hydro-mechanischem Kleinflügel (ODAS 2) und Strömungskreuz, dazu die Windgeschwindigkeiten

Nr.	Uhrzeit	Strömungsgeschwindigkeiten [cm/s]		Wind [m/s]
		ODAS 2	Strömungskreuz	
I	13 - 18	4,4	6,6	2,5
	18 - 5	7,1	9,9	5,6
II	6 - 11	10,3	12,7	10,1
	11 - 15	9,5	15,3	8,1

4 Diskussion

Das kausale Wirkungsgefüge im Ökosystem Greifswalder Bodden ist trotz einer fast hundertjährigen Untersuchungsgeschichte in vielen Punkten noch unklar. Bei den Untersuchungen zur Ökologie Greifswalder Bodden gab es bevorzugte und vernachlässigte Größen. Zu den bevorzugten Größen der Untersuchungen zählten insbesondere die pelagischen Komponenten wie Phytoplankton, Zooplankton, Nährstoffe, physikalische Parameter wie Temperatur und Sichttiefe. Zu den von der Biologie vernachlässigten Größen gehören zweifellos die Stoffumsetzungen, insbesondere zwischen Sediment und Freiwasser, und auch die Hydrodynamik. Letztere hat sicher einen sehr wichtigen Einfluß auf das Ökosystem im Greifswalder Bodden. Es liegen umfangreiche Untersuchungen zur Hydrodynamik des Greifswalder Bodden von EINSLE (1957) und HACKERT (1969) vor; man muß aber feststellen, daß während des mehr als 30jährigen Monitorings eine begleitende Strömungsmessung nicht stattgefunden hat. Insofern füllen diese Versuche eine empfindliche Lücke, und wir sind gegenwärtig dabei, eine Kleinserie von Strömungskreuzen zum gleichzeitigen Einsatz an verschiedenen Orten des Greifswalder Boddens herzustellen. Wegen der Bedeutung der Strömungsmessungen für das Ökosystem haben wir versucht, neben unseren Strömungsmessern der ODAS-Sonden eine zweite unabhängige Meßmethode für die Strömungsmessung zu entwickeln. Der Vergleich der Strömungswerte zeigt die Gleichwertigkeit beider Methoden.

Die aus dem Wasser ragenden Masten und Antennen bieten dem Wind nur geringe Angriffsfläche, verglichen mit den großflächigen Segeln des Driftkörpers; außerdem greift an den Segeln das relativ dichtere Medium an. Zudem schwimmt das Strömungskreuz bei Windgeschwindigkeiten um 10 m/s ausgezeichnet senkrecht. Nach unserer Einschätzung dürfte der Windschub keine Rolle spielen. Die gegenwärtige Sendeleistung der Funkanlage von 3 Watt reicht aus, um die Signale des Strömungskreuzes in einer Umgebung von ca. 5 km zu empfangen.

5 Zusammenfassung

Das von uns entwickelte Strömungskreuz ist ein Driftkörper, der mit moderner Ortsbestimmungstechnik und Funk ausgerüstet ist. Das Programm eines Mikrorechners sorgt dafür, daß zu vorgegebenem Zeitpunkt der Rechner aktiviert, ein D-GPS eingeschaltet, die Position bestimmt, vom Rechner abgelesen und gespeichert wird. Dann wird ein Funkgerät eingeschaltet und zu jeder vollen Stunde die Position des Strömungskreuzes an die Empfangsstation (auf dem Forschungskutter) gemeldet. Neben der Nutzung von Strömungsmessern ist dies eine zweite unabhängige Methode zur Strömungsmessung. Das Strömungskreuz kann auch zur Markierung z.B. verölter Wasserkörper genutzt werden.

Danksagung

Unser Dank gilt dem Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg - Vorpommern, Abteilung Wasserwirtschaft, für die Förderung des Projektes "Die Forschung begleitendes Monitoring Greifswalder Bodden".

Literatur

- EINSLE, E. (1957): Die hydrologischen Untersuchungen im Greifswalder Bodden 1951 - 1957. Institut f. Meereskunde, jetzt Ostseeforschung Rostock - Warnemünde.
- HACKERT, K. (1969): Die Strömungsverhältnisse im Greifswalder Bodden bei Ost- u. Westwinden. Wasserwirtschaft, Wassertechnik 19, 191 -195.
- SCHNESE, W. (1973): Untersuchungen zur Produktionsbiologie des Greifswalder Boddens (Südl. Ostsee).
- I. Die Hydrographie - Salzgehalt, Sauerstoffgehalt, Temperatur und Sestongehalt. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. Reihe 22, H. 6/7, 629-639
- STIGGE, H.-J. (1989): Der Wasserkörper (Greifswalder) Bodden und seine Hydrodynamik. Meer u. Museum 5, 10-14.
- VIETINGHOFF, U.; M.-L. HUBERT; A. ZÖLDER & T. HEENE (1991): Anwendung von Methoden der Informatik in der Ökosystemforschung Greifswalder Bodden. Informatik-Fachberichte Nr. 296, 221 - 229. Springer.
- VIETINGHOFF, U. et al. (1994): Ökosystemare Grundlagenforschung im Bereich Greifswalder Bodden. Abschlußbericht des Projektes BMFT/BEO 03 F00 24A.
- VIETINGHOFF, U.; M.-L. HUBERT und H. WESTPHAL, Hrg.: (1995): Zustandsanalyse und Langzeitveränderungen des Ökosystems Greifswalder Bodden. Abschlußbericht zum Fördervorhaben des Umweltbundesamtes Z 1.5-25105/235 - RII-102 04 252.
- VIETINGHOFF, U.; H.-J. HÜBEL; H. WESTPHAL; B. LENK; S. RAMBOW-BARTELS; B. KORTH (1995): Die Forschung begleitendes Monitoring Greifswalder Bodden. Abschlußbericht zum Fördervorhaben des Ministeriums für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern. 141 Seiten.

Verfasser

Prof. Dr. habil. Ulrich Vietinghoff
Dipl.-Ing. Peter Eschholz
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock

Dipl.-Ing. Rainer Korpäl
Richard-Wagner Straße 12
18055 Rostock

Rainer Korpai; Peter Eschholz; Ulrich Vietinghoff

Eine automatische Sonde für kontinuierliche Messungen von Gewässerparametern (Greifswalder Bodden)

Abstract

An automatic probe for continuous water parameter measurements in Greifswalder Bodden.

The University of Rostock has developed an automatic probe for continuously measuring water parameters. It consists of the following modules: sensor control unit, sensor heads with sensors, power pack, wireless system and shore station. The sensor control unit, sensor heads and shore station are controlled by microcomputer. The modules are linked by internationally standardized interfaces. The probes are now in service for the third year. All sensors yielding stable readings of ecologically relevant parameters can be connected. The data measured at variable intervals of one minute to one hour can be stored and collected in various ways (direct connection of a laptop or polling by radio or telemetry).

1 Einleitung

Die Meßwerterfassung in der Gewässerforschung ist mit mehreren Schwierigkeiten verbunden (VIETINGHOFF 1995, dieser Band, VIETINGHOFF, ERDMANN, ARNDT, KELL und HUBERT 1984). Kurzfristige Änderungen in der Biomasse vieler produktionsbiologisch wichtiger Biokomponenten (Generationszeiten von Phytoplanktern, Rotatorien, Protozoen, Bakterien liegen im Bereich von Stunden bzw. Tagen) und die Heterogenität des Vorkommens der Organismen verlangen Messungen in einem engen räumlich-zeitlichen Netz. Die automatische Meßwerterfassung unter Feldbedingungen erscheint in dieser Situation als dringendes Erfordernis, jedoch sind ohne größeren Aufwand nur physikalische, wenige chemische und mit der Fluoreszenz des Chlorophyll a nur ein biologischer Parameter der direkten Messung zugänglich.

Für die automatische Messung dieser genannten Parameter wurde von uns eine Gewässersonde entwickelt, die folgende Erfordernisse berücksichtigt:

- ♦ Die Gewässersonde wurde für den Feldeinsatz im Küstenbereich konzipiert; das stellte besondere Anforderungen an die Materialauswahl (korrosionsfest, mechanisch belastbar), den Schutzgrad (IP 67), den Blitzschutz und die Sicherung vor dem Zugriff Unbefugter.
- ♦ Die Sonde sollte mehrere Wochen autonom arbeiten; es wurden nur stromarme elektronische Bauelemente (CMOS-Technik) verwandt, als Energiequellen wurden Wind- und Solarenergie vorgesehen.
- ♦ Die Bedienung der Gewässersonde und das Abholen der Daten sollte direkt vor Ort mit einem Terminal (Laptop) und vom Labor aus (Funk, Fernwartung) möglich sein.
- ♦ Ausgehend von den Gegebenheiten im Ökosystem, insbesondere seiner Heterogenität und Variabilität, entschieden wir die Frage, ob an einem Ort sehr genau oder an mehreren Orten mit mittlerer Genauigkeit gemessen werden sollte, zugunsten der letzteren Variante.
- ♦ Das System sollte modular aufgebaut und flexibel gestaltet sein. Dabei sollte die Hardware möglichst fest bleiben, unterschiedliche Aufgabenstellungen durch unterschiedliche Software der Mikrocontroller realisiert werden. Durch Nutzung universeller Schnittstellen sollte der Austausch von Sensoren, der Anschluß weiterer Sensoren und Veränderungen vor Ort problemlos möglich sein.
- ♦ Die Geschwindigkeit der Meßwertaufnahme sollte der Fragestellung angepaßt werden können.

Die Entwicklungen führten zu einer Gewässersonde, die nun im dritten Jahr im Feldeinsatz ist und im folgenden beschrieben werden soll.

2 Die Funktionseinheiten der Gewässersonde

Gesamtaufbau

Die Gewässersonde besteht aus der zentralen Sensorsteuereinheit, den Sensorköpfen, den Sensoren und der Stromversorgung. Alle 4 Funktionselemente sind auf Pontons montiert, die zwischen jeweils 2 Festmachertonnen mit ca. 20 m langen Stahlseilen festgeschäkelt sind. Den Gesamtaufbau zeigt Abb. 1.

Die Sensorsteuereinheit (Zentralplatine)

Die wichtigsten Funktionselemente der Sensorsteuereinheit werden in Abb. 2 dargestellt. Herzstück der Sensorsteuereinheit ist ein **Einplatinenrechner Z80-mini-EMUF** mit Programmspeicher (Programmierung in Forth) und Datenspeicher zur Aufnahme der Meßwerte.



Abb. 1 Ponton als Träger der Gewässersonde, zwischen 2 Festmachertonnen liegend. Man erkennt in der Mitte den Mast mit Solarzelle, Sensorsteuereinheit (blaue Kiste), Sensoren und Funkantenne

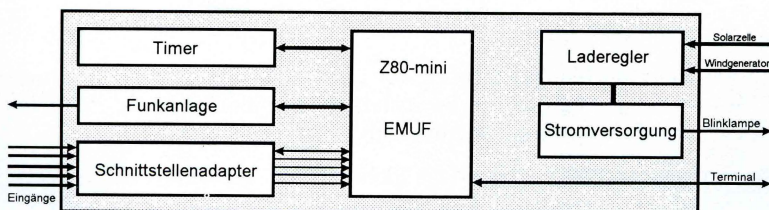


Abb. 2 Blockschaltbild der Sensorsteuereinheit

Das Forth-Programm für den Z80 umfaßt ca. 90 Forth-Blöcke; das Turbo-Pascal-Programm der Landstation besteht aus ca. 1.000 Programmzeilen.

Die Kommunikation zwischen dem Bediener und der Sensorsteuereinheit erfolgt über ein dafür geschriebenes Terminalprogramm, das auf einem IBM-kompatiblen Personalcomputer lauffähig ist. Die Verbindung zwischen dem **Terminal** und der Sonde gestattet dem Benutzer Einstellungen an der Sonde bzw. dessen Diagnose vorzunehmen.

Über ein menügeführtes Program hat der Benutzer die Möglichkeit, die aktuelle Konfiguration auszulesen, Sensoren zu installieren und Meßwerte abzufragen. Weiterhin ist es möglich, das Meßregime (Anzahl der Messungen pro Stunde) einzustellen sowie den Datenspeicher auszulesen.

Der **Datenspeicher** enthält vier Typen von Daten:

- ☐ Ökologische Daten (Meßwerte),
- ☐ Betriebswerte über die Sonde,
- ☐ Daten über die aktuelle Konfiguration,
- ☐ die bisherige Standzeit der Sensoren.

Sämtliche auf dem PC gespeicherten Daten liegen im ASCII-Format vor, um deren Auswertung bzw. Verarbeitung zu erleichtern.

Die zeitliche Steuerung der Meßwertaufnahme wird durch einen separaten **Uhrenschaltkreis** unterstützt. Bei Meßwertaufnahme mit längeren Intervallen wird zum Zweck der Stromersparnis die Sonde abgeschaltet. Während dieser Zeit arbeitet nur die Uhr, bis der nächste Meßzeitpunkt erreicht wird.

Je nach Einsatz können in der Sensorsteuereinheit verschiedene **Schnittstellenkarten (RS-232C, RS-422 oder RS-485)** zum Anschluß von Sensoren installiert werden. Die Erkennung des Schnittstellentyps erfolgt automatisch. Diese Sensorsteuereinheit ermöglicht es, bis zu **acht Sensorköpfe mit jeweils maximal 8 Sensoren** aufzunehmen.

Die **Datenübernahme** kann auf 2 verschiedenen Wegen erfolgen,

- durch das Handterminal,
- durch Fernwartung (Funkverbindung zur Landstation, PC 1 mit Telefonmodem und Fernwartungsprogramm in der Landstation, Telefonleitung, PC 2 mit Telefonmodem und Fernwartungsprogramm im Labor in Rostock).

Diese verschiedenen Wege erhöhen die Sicherheit bei der Datenübernahme.

Funkverbindung und Telefonmodem gestatten zusätzlich auch eine Kommandoübertragung zur Sensorsteuereinheit (Remote-Betrieb).

Sensorköpfe

Um auch die anzuschließenden Sensorköpfe (Abb. 3) intelligent und flexibel zu gestalten, wurden sie mit einem **8-Bit Mikrocontroller** von Siemens ausgestattet. Dieser Controller besitzt mehrere Ein-/Ausgabe-Ports sowie einen integrierten A/D-Wandler. Des weiteren verfügt er über drei 16-Bit-Timer, eine serielle Schnittstelle und eine komfortable Interruptstruktur.

Über ein Verbindungskabel zwischen der Sensorsteuereinheit und den angeschlossenen Sensorköpfen erfolgt die Stromversorgung der Sensoren sowie der serielle Datenaustausch nach RS422-Standard. Die Zuordnung bzw. Unterscheidung der einzelnen Sensoreinheiten erfolgt durch ein entsprechendes Kennbyte.

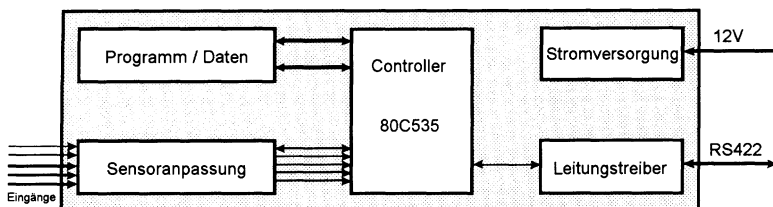


Abb. 3 Blockschaltbild eines Sensorkopfes

Je nach Umfang der Berechnungen übernimmt der Controller die Vorverarbeitung der Meßwerte, um einen uncodierten Meßwert weiterzugeben.

Sensoren

Mit der Gewässersonde wird die Luft- und Wassertemperatur gemessen. Gegenwärtig erfolgt dies über ein Bauelement, das proportional zur Temperatur den Strom ändert, welcher gemessen wird. Bei der Lufttemperaturmessung befindet sich der Sensor in einem speziellen Gehäuse, um ihn vor der Sonneneinstrahlung zu schützen.

Ein Lichtsensor dient dazu, das photosynthetisch aktive Licht zu messen. Eine speziell für diese Anwendung entwickelte Fotodiode wurde durch verschiedene Maßnahmen im Bereich der beiden Absorptionsmaxima des Chlorophyll a (400 - 450 nm, 650 - 700 nm) besonders empfindlich gemacht. Mit einem zusätzlichen Infrarot-Filter wird die Strahlung oberhalb von 700 nm ausgelöscht. Da die Fotodiode im Kurzschluß betrieben wird, ist eine Linearität zwischen einfallendem Licht und dem Ausgangsstrom gegeben.

Im Rahmen der Messungen mit der Sonde sind Windrichtung und Windgeschwindigkeit wichtige Parameter; es wird der Windsensor WIZARD III von ECOS GmbH eingesetzt. Der Geschwindigkeitssensor liefert Impulse bei jeder Umdrehung, der Richtungssensor besteht aus einem Umlaufpotentiometer.

Die Ermittlung von Strömungsrichtung und Strömungsgeschwindigkeit erfolgt nach demselben Prinzip, wie bei der Messung der Windparameter (Hydrometrischer Kleinflügel mit Impulsgeber; Umlaufpotentiometer). Diese Sensoren befinden sich in Gehäusen, die für den Unterwassereinsatz gefertigt wurden (Fa. Werner, Berlin).

Beim Messen der Leitfähigkeit kommt die Leitfähigkeitsmeßzelle LTG 1/22 mit dazugehörigem Meßverstärker (Sensortechnik Meinsberg GmbH) zum Einsatz. Hierbei handelt es sich um einen OEM-Baustein (nur Platine und Sensor), der an die bestehende Sensoreinheit angepaßt wurde.

Zur Chlorophyll-a-Messung steht ein leistungsfähiges Fluorometer der Fa. Ecomonitor Moskau zur Verfügung.

Energieversorgung und Funkanlage

Als Energiequelle dienen ein Solarpaneel 12 V, 51 W Akku Gesellschaft, Windgenerator Aerogen 25 der engl. Fa. LV Motors, Baldock, und ein 24-Ah-Pufferakku. Als Funkgerät dient ein Philips Mobilfunkgerät FM 1000 (Sendefrequenz etwa 457 MHz, Sendeleistung 3 oder 9 Watt) mit Hermes Datenübertragungssystem von MicroCom Mobilfunk GmbH München.

Funktionsgewährleistung

Durch das Seewasserstraßenamt ist für die Sonden eine Beleuchtung bei Dunkelheit und schlechter Sicht vorgeschrieben. Diese Beleuchtung erfolgt mit einer Lampe von mindestens 10 Watt und mit der sogenannten ODAS-Kennung.

Da die Beleuchtung im Frühjahr und Herbst verstärkt zum Einsatz kommt, erwies sich die anfangs konzipierte Energieversorgung mit einem 24 Ah Akku und einer Solarzelle als nicht immer ausreichend. Aus diesem Grund wurden die Sonden mit einem Windgenerator Aerogen 25 der Fa. LV Motors, Baldock, England, und dem dazugehörigen Lastregler nachgerüstet.

Die Landstation

Die Landstation der ökologischen Sonden (Abb. 4) befindet in Vierow-Hafen, in der Nähe von Lubmin. Der datenerfassende Personalcomputer befindet sich zusammen mit der Stromversorgung für die Funkanlage in einem festen Gebäude. Die Antennenanlage mit der Funkanlage wurde in ca. 30 m Entfernung an einem freistehenden Antennenmast direkt an der Steilküste installiert.

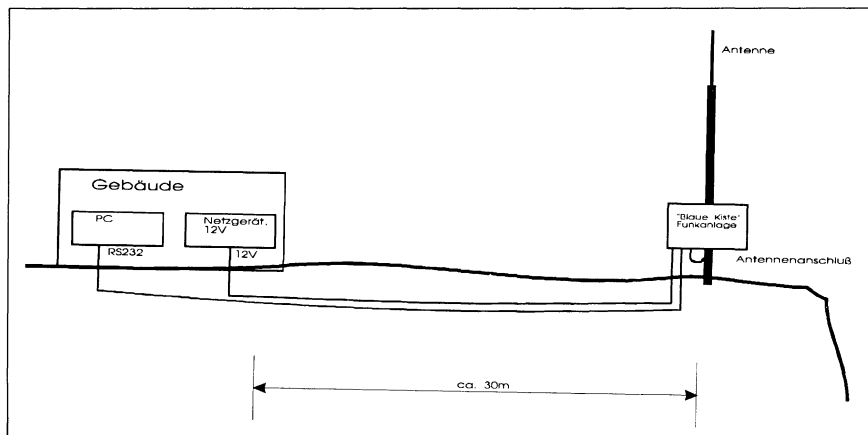


Abb. 4 Schema der Landstation in Vierow Hafen

Das Programm der Landstation realisiert den Empfang der Meßdaten von den Sonden sowie die Konvertierung der Daten und deren Speicherung. Weiterhin ermöglicht es eine Synchronisation der Sonden von See aus, ohne die Landstation zu bedienen. Diese Software arbeitet selbständig und bedarf im Normalfall keiner Wartung.

Um eine Fernwartung über das öffentliche Telefonnetz durchzuführen, wurde in der Landstation ein MODEM angeschlossen. Mit dem dazu installierten Fernwartungsprogramm RSVCOM plus der Fa. RSV Datentechnik München ist es möglich, eine Verbindung zwischen dem Labor in Rostock und der Landstation in Vierow-Hafen zu realisieren.

Bei korrekter Verbindung besteht die Möglichkeit, die Landstation vom Labor aus fernzubedienen. Des weiteren ist ein Datenaustausch zwischen beiden Stationen in beiden Richtungen möglich.

Pontons

Die Pontons und ihre Größe sind aus Abb. 1 ersichtlich. Bei ruhigem Wetter können 2 Personen auf ihr arbeiten. Sie werden durch 2 Festmachertonnen in Position gehalten; zwischen den Festmachertonnen verlaufen ca. 45 m Stahlseil, die Pontons werden über 1,5-t-Federn angeschäkelt (Näheres in VIETINGHOFF et al. 1994).

3 Messungen mit der Gewässersonde

Eine ausführlichere Darstellung der Meßergebnisse unserer Sonden erfolgt an anderer Stelle (VIETINGHOFF, HUBERT und ESCHHOLZ 1995, dieser Band); hier soll nur ein Musterbeispiel einer Messung gegeben werden. In Abb. 5 ist ein Auszug aus einer mehrmonatigen Meßserie von Luft- und Wassertemperatur von ODAS 2 (Zickersches Höft, Greifswalder Bodden) für den Zeitraum 31.7.94 bis 19.8.94 dargestellt. Alle 10 Minuten wurde ein Meßwert genommen. Am 4.8.94 war der Höhepunkt einer mehrwöchigen Hochdrucklage mit Luft- und Wassertemperaturen um 25 °C. In den darauffolgenden Tagen wurde das Hoch durch ein Tiefdruck mit geringeren Lufttemperaturen abgelöst. Neben der höheren Variabilität der Lufttemperatur sieht man ein schnelleres Abnehmen der Lufttemperatur gegenüber der Wassertemperatur.

Insgesamt zeigte die Meßserie der ODAS-Stationen 1994 einen stabilen Betrieb, und die Sensoren zeigten über mehrere Monate keinerlei Drift. Ein Vergleich der Werte der Gewässersonden mit den Ergebnissen des Monitorings zeigte gute Übereinstimmung (VIETINGHOFF, HUBERT und ESCHHOLZ 1995, dieser Band).

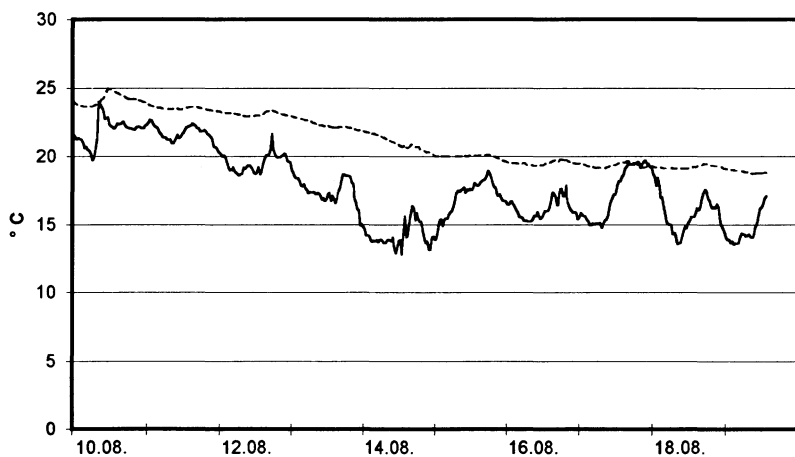
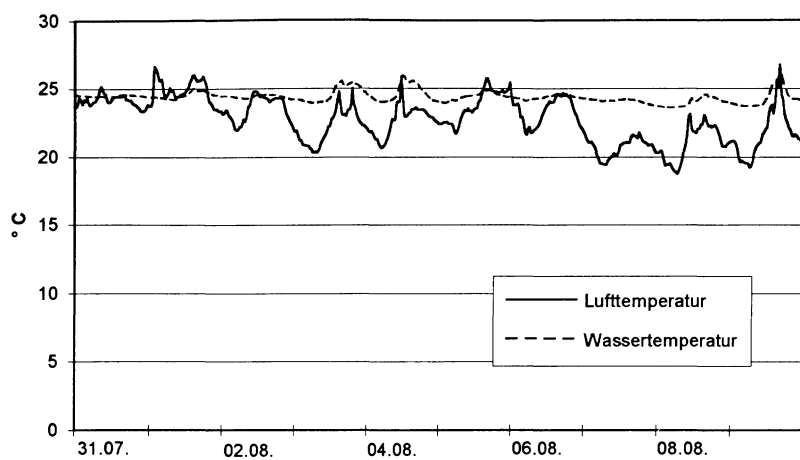


Abb. 5 Messungen mit der Sonde ODAS 2: Luft- und Wassertemperaturen

4 Diskussion

Das Herzstück der Gewässersonde ist die Sensorsteuereinheit mit dem Mikrorechner (Z80-mini-EMUF), der für meßtechnische Anwendungen in der Ökologie folgende prinzipiell wichtige Aufgaben ausführt:

- Einschalten der Sensorsteuereinheit entsprechend Zeitvorgabe (Uhrenschaltkreis);
- Einschalten des Sensorkopfes, Einhalten einer Wartezeit, Ablesen des Meßwertes (der Meßwerte) am Sensorkopf (genormte Schnittstelle), Ablegen des Wertes (der Werte) im Speicher, Ausschalten des Sensorkopfes;
- je nach Zeitplan, z.B. ein Mal pro Tag, Einschalten des Funkgerätes, Senden der Daten an eine Empfangsstelle incl. Übertragungskontrolle, nach erfolgreicher Übertragung Abschalten des Funkgerätes;
- Abschalten der Sensorsteuereinheit bzw. power-down-Regime.

Wie man leicht erkennt, ist dies ein universelles Werkzeug für viele Meßaufgaben.

Einem Problem haben wir große Aufmerksamkeit geschenkt, nämlich der notwendigen Aufgabe der Reinigung der Sensoren; so haben wir wöchentlich die Sensoren gereinigt und bei dieser Gelegenheit auch die Daten übernommen. Gegenwärtig könnten wir durch eine neue Speichervariante auch die Daten in längeren Zeiträumen abholen, aber wir nutzen diese Möglichkeit kaum wegen der notwendigen Sensorenwartung.

Entsprechend unserer o.g. Strategie messen wir an mehreren Orten und dies mit mittlerer Genauigkeit (1 bis 5 % Fehler). Wir halten diese Variante für sachlich begründet und unseren personellen und finanziellen Möglichkeiten angepaßt. Ein Vergleich mit den Monitoring-Daten zeigt (VIETINGHOFF, HUBERT und ESCHHOLZ 1995, dieser Band), daß die automatischen Meßreihen bei Messungen über die gesamte Vegetationsperiode vielseitige Informationen über das Ökosystem liefern, auch wenn wir gegenwärtig bei der Auswahl der Parameter (stabile Sensoren nicht nur für physikalische Parameter) noch sehr eingeschränkt sind.

5 Zusammenfassung

Für den Feldeinsatz im Küstenbereich wurde an der Universität Rostock eine automatisch messende Gewässersonde entwickelt. Sie besteht aus den Modulen Sensorsteuereinheit, Sensorköpfe mit Sensoren, Energieversorgung, Funk, Landstation. Sensorsteuereinheit, Sensorköpfe und Landstation sind Mikrocontrollergesteuert. Die Verbindung zwischen den Modulen erfolgt über international genormte Schnittstellen. Die Sonden sind im 3. Jahr im Einsatz. Es können alle Sensoren angeschlossen werden, die einen ökologisch relevanten Parameter

stabil messen. Die Sonde gestattet es, in variablen Meßintervallen von 1 Minute bis 1 Stunde zu messen, die Daten zu speichern und sie auf verschiedene Weise (Abholung per Laptop, Abholen per Funk und / oder Fernwartung) bereitzustellen.

Danksagung

Unser Dank gilt dem Bundesministerium für Bildung und Forschung BMBF, Abt. Meeresforschung, für die Förderung im Rahmen der Projekte Ökosystemare Grundlagenforschung und Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse (GOAP). Unser Dank gilt gleichzeitig dem Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg - Vorpommern, Abteilung Wasserwirtschaft, für die Förderung des Projektes "Die Forschung begleitendes Monitoring Greifswalder Bodden".

Literatur

- BENDAT, J. S. & A. G. PIERSOL (1971): Random data: Analysis and measurement procedures. Wiley Interscience New York.
- HÜBEL, H.-J., U. VIETINGHOFF, M.-L. HUBERT, S. RAMBOW-BARTELS, B. KORTH, H. WESTPHAL und B. LENK (1995): Ergebnisse des Monitorings Greifswalder Bodden September 1993 bis März 1995. Dieser Band.
- STEELE, J. H. (1978): Spatial pattern in plankton communities. Plenum Press, New York und London.
- VENRICK, E. L. (1978): Sampling strategies. Statistical considerations. In: A. SOURNIA (Ed.), Phytoplankton manual. UNESCO, Paris.
- VIETINGHOFF, U., N. ERDMANN, H. ARNDT, V. KELL u. M.L. HUBERT (1984): Integrated samples provide accurate means of parameters characterising aquatic ecosystems. Int. Revue ges. Hydrobiol. 69, H. 1, 121 - 131.
- VIETINGHOFF, U., M.-L. HUBERT, A. ZÖLDER & T. HEENE (1991): Anwendung von Methoden der Informatik in der Ökosystemforschung Greifswalder Bodden. Informatik-Fachberichte Nr. 296, 221 - 229. Springer.
- VIETINGHOFF, U., M.-L. HUBERT, A. KOB, S. RAMBOW, P. ESCHHOLZ, R. KOPPAL, U. KLÜBER und TH. HEENE (1994): Ökosystemare Grundlagenforschung im Bereich Greifswalder Bodden. Abschlußbericht des Projektes BMFT/BEO 03 F00 24A.
- VIETINGHOFF, U., M.-L. HUBERT und H. WESTPHAL, Hrg.: (1995): Zustandsanalyse und Langzeitveränderungen des Ökosystems Greifswalder Bodden. Abschlußbericht zum Fördervorhaben des Umweltbundesamtes Z 1.5-25105/235 - RII-102 04 252.
- VIETINGHOFF, U., H.-J. HÜBEL, H. WESTPHAL, B. LENK, S. RAMOW-BARTELS, B. KORTH (1995): Die Forschung begleitendes Monitoring Greifswalder Bodden. Abschlußbericht zum Fördervorhaben des Ministeriums für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern. 141 Seiten.
- WUHRMANN, K. (1973): Meßtechnische Aufgaben der Gewässerüberwachung. Neue Technik 12, 461 - 470.

Verfasser Dipl.-Ing. Rainer Korpall
Richard-Wagner-Straße 12
18055 Rostock

Dipl.-Ing. Peter Eschholz
Prof.Dr. habil. Ulrich Vietinghoff
Universität Rostock
FB Biologie
Abt. Biophysik
18051 Rostock

Ulrich Vietinghoff; Maria-Luise Hubert; Peter Eschholz

Einsatz einer automatisch messenden Sonde für Langzeitmessungen im Greifswalder Bodden

Abstract

Application of an automatic measuring probe for long term measurements in Greifswalder Bodden.

An automatic probe developed at the University of Rostock for measuring water parameters has been in service in Greifswalder Bodden for three years. It measures mainly physical parameters at intervals of 10 minutes. Part of the time series is presented, interpreted and compared with monitoring data for the same time period. The importance of dense time series for the correct interpretation of ecological processes is demonstrated. To study the horizontal distribution of biological components, a probe was mounted on a pontoon towed alongside a small research vessel. The results documented the heterogeneity of the water body.

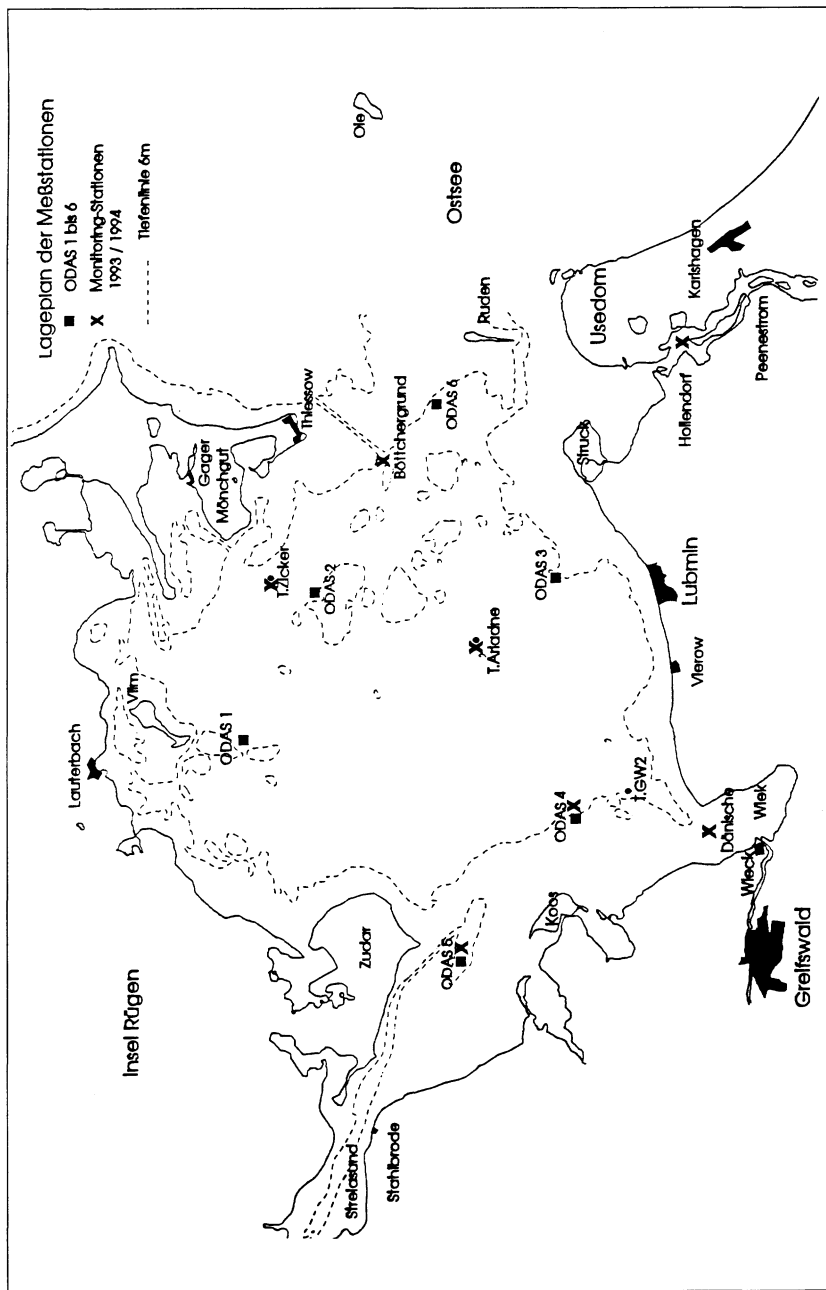
1 Einleitung

Wie an anderer Stelle ausgeführt wurde (KORPAL, ESCHHOLZ und VIETINGHOFF 1995, dieser Band), ist für ökologische Untersuchungen im Küstenbereich eine automatisch messende Gewässersonde entwickelt worden, die folgende Parameter zu messen gestattet:

Lufttemperatur,
Windrichtung,
Wassertemperatur,
Strömungsrichtung,
Leitfähigkeit,

PAR,
Windgeschwindigkeit,
PAR in versch. Wassertiefen,
Strömungsgeschwindigkeit,
(Chlorophyll a).

Die vorliegende Arbeit soll einen Überblick über die erzielten Ergebnisse vermitteln.



2 Material und Methoden

Im Greifswalder Bodden waren im Jahre 1993 fünf und 1994 zwei Gewässersonden (Odas 2 und 3) ausgebracht; in dem laufenden Jahr wurden bisher 4 Sonden installiert. Den Lageplan der Gewässersonden zeigt Abb. 1. Die Daten wurden mit dem Handterminal von der Gewässersonde wöchentlich abgeholt und in eine Datenbank (dBase IV) des Labors übertragen. Die Auswertung der Daten erfolgt vornehmlich mit Statgraphics und Excel.

3 Ergebnisse

Bei der Darstellung der Ergebnisse der ODAS-Sonden beschränken wir uns auf die Darstellung der Ergebnisse der Sonde ODAS 2 (Zickersches Höft, Greifswalder Bodden) für den Zeitraum vom 1. bis 20. Juli 1994 (Abb. 2 bis 7) und einen Vergleich mit den Meßwerten der unabhängig durchgeführten 3 Monitoring-Fahrten dieses Zeitraumes, Station ODAS 2 (Tab. 1).

Tabelle 1 Meßwerte der 3 Terminfahrten des Monitoringprogrammes im Zeitraum 1.7.94 bis 20.7.94 Station ODAS 2, etwa 8 Uhr morgens (Bearbeiter H.-J. Hübel und B. Lenk)

Parameter	5.7.94	12.7.94	20.4.94
Lufttemperatur [°C]	16,8	20,8	20,0
Wassertemperatur [°C]	17,2	20,0	21,4
Sichttiefe [m]	1,5	1,4	1,2
Nitrat [$\mu\text{mol/l}$]	0,33	-	-
Phosphat [$\mu\text{mol/l}$]	0,25	-	-
Phytoplankton [mm^3/l]	0,2	2,39	2,75
Zooplankton [mg/m^3]	27,9	132,9	113,7
Gesamtbakterienzahl [$\cdot 10^6/\text{ml}$]	1,2	5,4	7

Im Zeitraum 1.7.94 bis 20.7.94 beginnt der Sommeraspekt der Phytoplankton-Entwicklung mit Dominanz der Cyanophyceen, insbesondere *Gomphosphaeria pusilla*. Die Sichttiefen an der Station ODAS 2 hatten mit 1,5 m bis 1,20 m sehr niedere Werte; die Nährstoff-Bestimmungen am 5.7.94 ergaben sehr geringe Konzentrationen (Tab. 1).

Die Wassertemperaturen (Abb. 2) lagen im untersuchten Zeitraum zwischen 18 °C am 1.7.94 und 22 °C am 20.7.94, waren also sehr günstig für die beginnende Sommerphytoplankton-Blüte. Wie Abb. 2 gleichzeitig zeigt, ist die Variabilität der Lufttemperatur erwartungsgemäß höher, als die der Wassertemperatur.

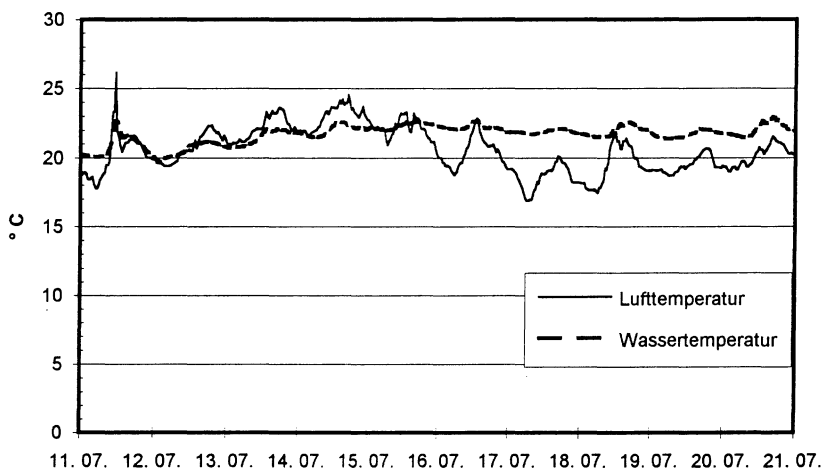
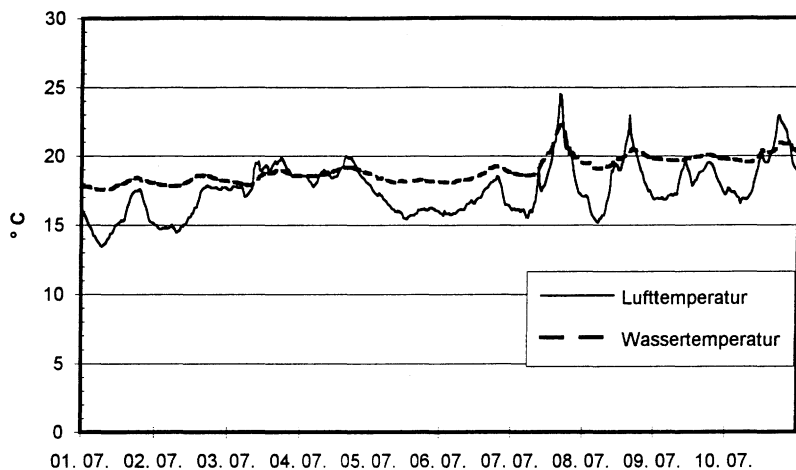


Abb. 2 Meßwerte der automatischen Sonde ODAS 2: Luft- und Wassertemperaturen

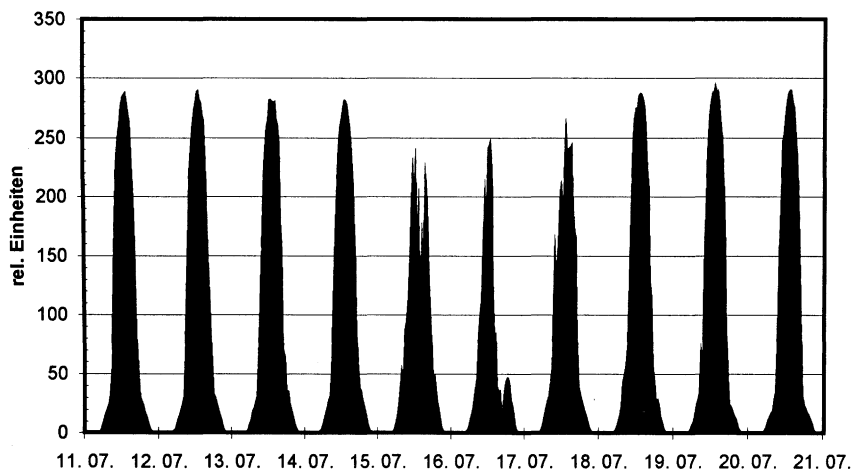
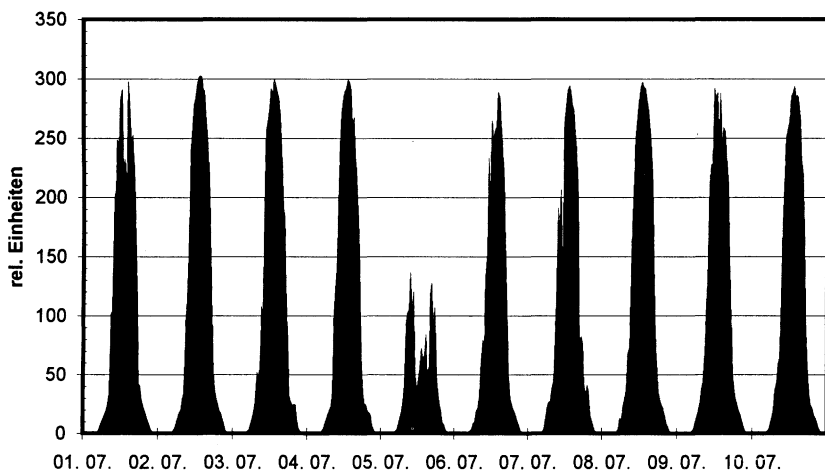


Abb. 3 Meßwerte der automatischen Sonde ODAS 2 : PHAR oberhalb der Wasseroberfläche

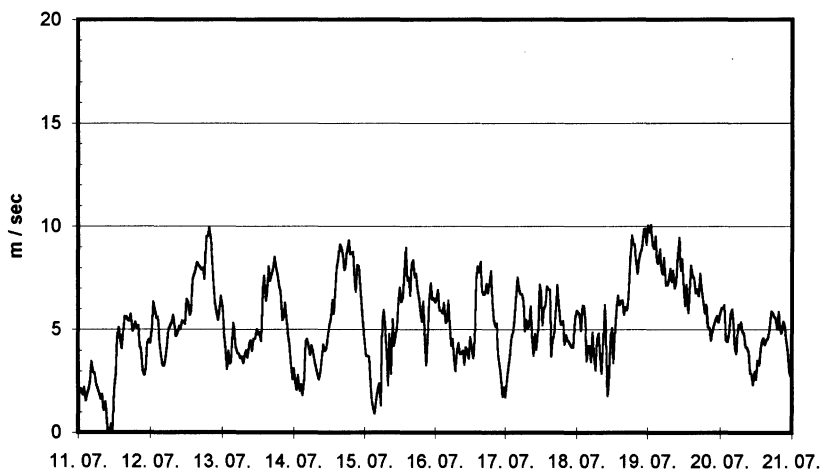
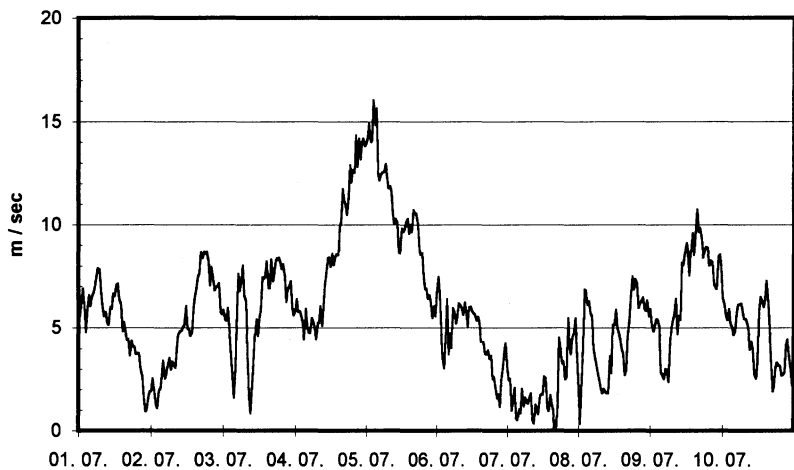


Abb. 4 Meßwerte der automatischen Sonde ODAS 2: Windgeschwindigkeit

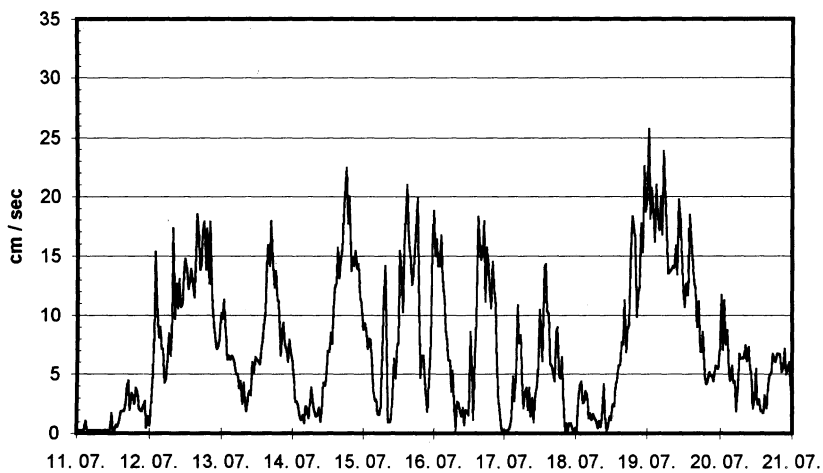
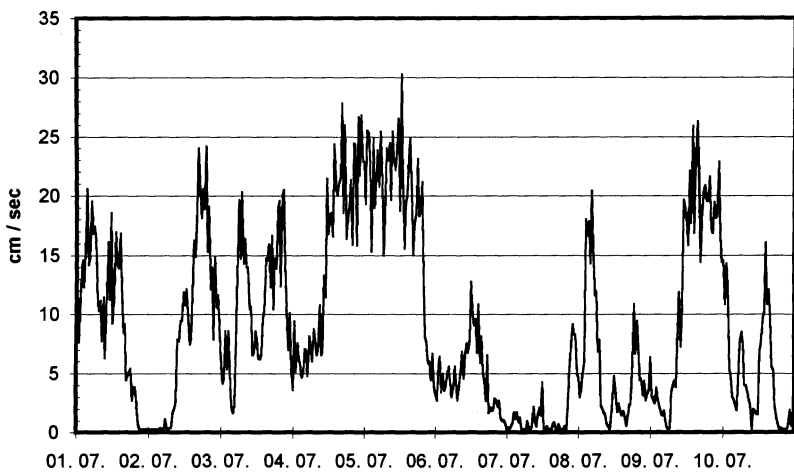


Abb. 5 Meßwerte der automatischen Sonde ODAS 2: Strömungsgeschwindigkeit

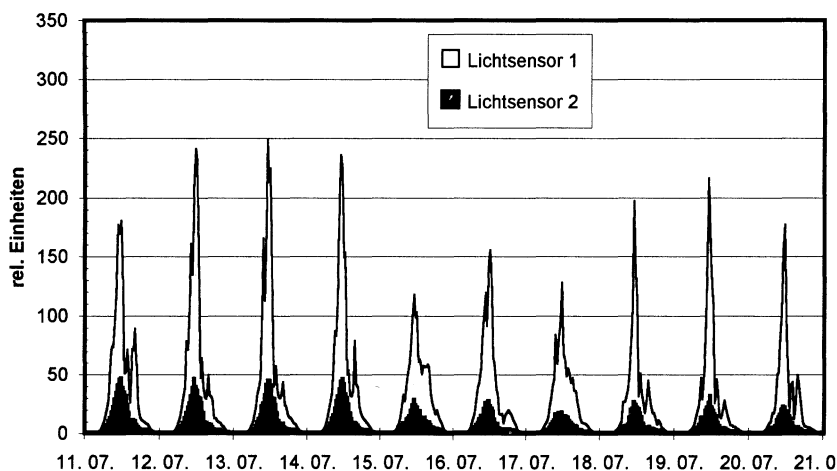
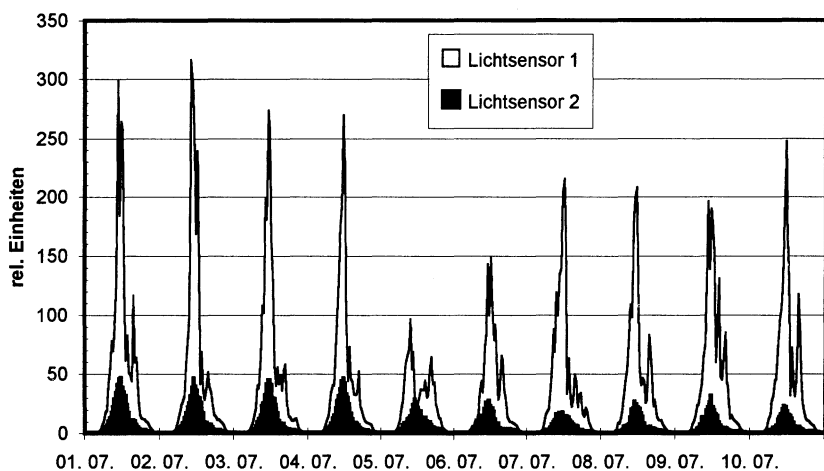


Abb. 6 Meßwerte der automatischen Sonde ODAS 2:
PHAR in 0,15 m und in 0,80 m Wassertiefe

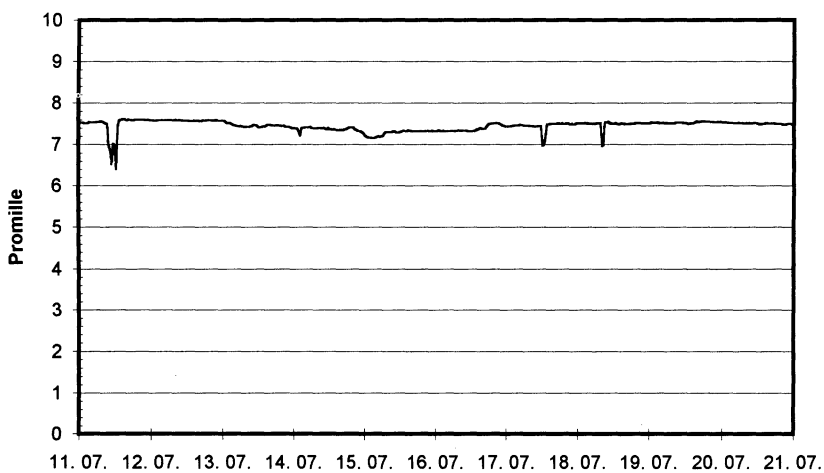
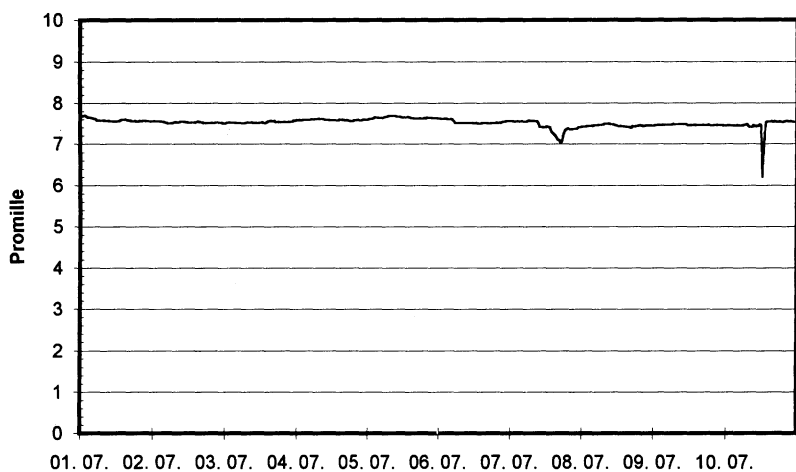


Abb. 7 Meßwerte der automatischen Sonde ODAS 2: Salinität (in Promille)

Die photosynthetisch aktive Strahlung in 2 m Höhe über der Wasseroberfläche zeigt an vielen Tagen etwa gleich hohe Werte, am 5.7.94 und vom 15.7.95 bis 17.7.94 zeigen beide ODAS-Sonden relativ kleinere Werte an (Abb. 3); offenbar bewirkt der stärkere Bewölkungsgrad an diesen Tagen einen verminderten Strahlungsinput.

Die Darstellung der Wind- und Strömungsverhältnisse in der Zeit vom 1.7.94 bis 20.7.94 (Abb. 4 und 5) zeigt deutlich, daß in diesem Zeitraum mit großer Regelmäßigkeit Wind mit 7 m/s und stärker (Windstärke 4 der Beaufort-Skala und mehr) gemessen wurde. Auffallend parallel dazu verlaufen auch die Strömungsgeschwindigkeiten (der Leser beachte bitte die unterschiedlichen Ordinate-Maßstäbe!). Diese Strömung führt zu einer Aufwirbelung des Detritus und trägt damit zu einer Verschlechterung von Sichttiefe und PAR-Klima bei.

Beginnendes Phytoplanktonmaximum, stochastisches Auftreten der Bewölkung und Sedimentaufwirbelung durch starke Strömung (5.7.94) spiegeln sich in den PAR-Messungen in der Wassersäule (Sensor 1 in 15 cm, Sensor 2 in 80 cm Wassertiefe) wider (Abb. 6): Während der Strahlungsinput über Wasser (Abb. 3) nach dem Minimum am 5.7.94 zwischen dem 7.7.94 und 14.7.94 wieder normale Werte zeigt, nimmt das Unterwasserlichtklima (Abb. 6) erst allmählich wieder zu (Seston sinkt langsam wieder aus), ohne die volle Höhe wieder zu erreichen (Phytoplanktonwachstum).

Dieses Beispiel zeigt, wie die Aufzeichnung mehrerer physikalischer Faktoren bei der Entwirrung der komplexen kausalen Wechselwirkungen im Ökosystem sehr nützlich sein kann.

4 Vergleich der Ergebnisse der automatischen Meßwerterfassung mit unabhängigen Messungen des Monitorings

In der Anfangsphase des Einsatzes der Gewässersonden war es sehr wichtig, die Ergebnisse der automatischen Messung der Sonden durch direkte Messung mit Handgeräten während eines Monitoring-Programmes zu kontrollieren. Die Ergebnisse dieser Kontrolle zeigt Tab. 2.

Tabelle 2 Vergleich ausgewählter Parameter des Sondenprogramms und des Monitoringprogramms (Werte des Monitorings von H.-J. Hübel)

Datum/Uhrzeit		Wassertemperatur [°C]		Leitfähigkeit [mS/cm]	
		ODAS 2	Monitoring	ODAS 2	Monitoring
8.6.94,	9:20	13,75	13,7	11,7	11,4
21.6.94,	8:00	14,36	14,3	11,9	11,3
28.6.94,	8:00	17,12	17,8	12,3	11,5
5.7.94,	7:45	18,10	17,2	13,0	12,8
12.7.94,	8:00	20,22	20,0	13,0	12,6
20.7.94,	8:00	21,52	21,4	12,9	12,6
4.8.94,	9:35	24,34	24,6	12,1	12,4
16.8.94,	7:45	19,40	19,2	12,7	12,3
23.8.94,	7:50	18,65	18,5	12,4	12,4
31.8.94,	9:55	17,73	17,8	12,2	12,4
6.9.94,	7:50	16,85	16,2	12,5	12,6

Die ausgewählten Parameter zeigen eine recht gute Übereinstimmung zwischen den Meßwerten der Sonde und den Meßwerten des Monitorings, die mit Handmeßgeräten gewonnen wurden. Es ist bei der Einschätzung zu berücksichtigen, daß die Sensoren zwar fast jede Woche gewartet wurden, in jedem Falle aber mehrere Monate im Feldeinsatz waren. Die Übereinstimmung kann u.U. noch verbessert werden, wenn an die Arbeitsprozesse an Bord noch höhere Anforderungen gestellt werden, indem z.B. die Wassertemperatur an Wasserproben gemessen werden, die mit dem Wasserschöpfer aus 1 m Tiefe genommen werden. Die ODAS-Wassertemperatur wird auch in 1 m Wassertiefe gemessen. (Gegenwärtig wird die Wassertemperatur beim Monitoring an einer Wasserprobe direkt von der Oberfläche gemessen).

Aus dem Vergleich der beiden Datensätze ist weiterhin ersichtlich, daß in den Meßwerten der Sonde keine fehlerhafte Drift vorkommt! Solche Fehler wären schwer zu korrigieren gewesen!

5 Diskussion

Die automatisch messenden Sonden haben insbesondere 1994 und 1995 eine Fülle von Informationen über das Ökosystem Greifswalder Bodden geliefert, die nur auszugsweise hier dargestellt werden konnten. Die Werte von 1994 sind zum großen Teil in VIETINGHOFF et al. 1994 enthalten. Die Auswahl der Darstellungen macht aber deutlich, daß selbst durch ein wöchentliches Monitoring nur Momentanwerte, und nicht ihr Entstehen und Abklingen gezeigt werden

können. Am Tage des Monitorings werden vormittags die östlichen Stationen (Zicker, Böttchergrund, Hollendorf) beprobt und einige Parameter direkt gemessen; am Nachmittag werden die westlichen Stationen (Ariadne, Strelasund, Salzboddengrund, Dänische Wiek) angefahren und die Werte und Proben genommen. Die Temperaturwerte der östlichen Stationen sind deshalb oft niedriger als die der westlichen Stationen; die Attribute zu den Daten sind von großem Wert und bei statistischen Berechnungen zu beachten. Aus Abb. 2 ist zu entnehmen, daß bei der Lufttemperatur Änderungen von 5 °C und mehr pro Tag auftreten können. Solche circadiane Veränderungen haben offenbar auch merklichen Einfluß auf die Nährstoff-Werte (H. WESTPHAL, pers. Mitt.) und andere Komponenten. Es wäre wünschenswert, diese Änderungen messend zu verfolgen.

Nachteilig wirkt sich gegenwärtig aus, daß chemische und biologische Komponenten nicht ohne weiteres automatisch gemessen werden können. Über Ansätze hierzu wird in 2 Beiträgen (SCHOLZ und VIETINGHOFF 1995, ZÖLDER, PALZER und VIETINGHOFF 1995, dieser Band) berichtet.

6 Zusammenfassung

An der Universität Rostock wurde eine automatisch messende Gewässersonde entwickelt und seit 3 Jahren im Greifswalder Bodden eingesetzt. Vor allem physikalische Parameter werden kontinuierlich alle 10 Minuten gemessen. Ein Ausschnitt aus den Meßreihen wird dargestellt, interpretiert und mit ausgewählten Monitoring-Daten des gleichen Zeitraumes verglichen. Es wird gezeigt, wie enge Zeitreihen physikalischer Parameter auch bei der Interpretation ökologischer Prozesse eine wichtige Rolle spielen können. Zur Untersuchung der horizontalen Verteilung von Biokomponenten wurde eine Sonde auf einen Schlepp-Ponton montiert und seitlich vom Forschungskutter gezogen. Es zeigt sich, daß der Wasserkörper heterogen ist.

Danksagung

Unser Dank gilt dem Bundesministerium für Bildung und Forschung BMBF/BEO, Abt. Meeresforschung, für die Unterstützung der Untersuchungen im Rahmen der Projekte "Ökosystemare Grundlagenforschung im Bereich des Greifswalder Boddens" sowie im Rahmen des Verbundprojektes "Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse" (GOAP).

Die Schiffsreisen wurden mit dem 17 m - Forschungskutter "GADUS" (Kapitän Herr Ulrich Nagel, Technischer Offizier Herr Rudi Reinhäckel, Technischer Assistent Herr Uwe Friedrich) des FB Biologie der Universität Rostock durchgeführt.

Literatur

- HÜBEL, H.-J.; U. VIETINGHOFF; M.-L. HUBERT; S. RAMBOW-BARTELS; B. KORTH; H. WESTPHAL u. B. LENK (1995): Ergebnisse des Monitorings Greifswalder Bodden September 1993 bis März 1995. Dieser Band.
- VIETINGHOFF, U.; N. ERDMANN; H. ARNDT; V. KELL u. M.-L. HUBERT (1984): Integrated samples provide accurate means of parameters characterising aquatic ecosystems. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 69, H. 1, 121 - 131.
- VIETINGHOFF, U.; M.-L. HUBERT; A. ZÖLDER & T. HEENE (1991): Anwendung von Methoden der Informatik in der Ökosystemforschung Greifswalder Bodden. *Informatik-Fachberichte* Nr. 296, 221 - 229. Springer.
- VIETINGHOFF, U.; M.-L. HUBERT; A. KOB; S. RAMBOW; P. ESCHHOLZ; R. KOPPAL; U. KLÜBER u. TH. HEENE (1994): Ökosystemare Grundlagenforschung im Bereich Greifswalder Bodden. Abschlußbericht des Projektes BMFT/BEO 03 F00 24A.
- VIETINGHOFF, U.; M.-L. HUBERT u. H. WESTPHAL, Hrg.: (1995): Zustandsanalyse und Langzeitveränderungen des Ökosystems Greifswalder Bodden. Abschlußbericht zum Fördervorhaben des Umweltbundesamtes Z 1.5-25105/235 - RII-102 04 252.
- VIETINGHOFF, U.; H.-J. HÜBEL; H. WESTPHAL; B. LENK; S. RAMBOW-BARTELS; B. KORTH (1995): Die Forschung begleitendes Monitoring Greifswalder Bodden. Abschlußbericht zum Fördervorhaben des Ministeriums für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern. 141 Seiten.
- ZÖLDER, A. (1991): Ein Beitrag zur automatischen Zooplankton-Analyse mit Methoden der digitalen Bildverarbeitung. Dissertation, Univ. Rostock.
- ZÖLDER, A.; H. Palzer u. U. Vietinghoff (1995): Entwicklung von Algorithmen zur automatischen Auswertung von Bildern des Zooplanktons der Südlichen Ostsee und des Greifswalder Boddens mit Hilfe eines Bildverarbeitungssystems. Abschlußbericht des EUREKA-Projektes EUROMAR EU 413 (MAROPT III).

Verfasser

Prof. Dr. habil. Ulrich Vietinghoff
Dr. Maria-Luise Hubert
Dipl.-Ing. Peter Eschholz
Universität Rostock
FB Biologie
Abt. Biophysik
18051 Rostock

Mike Scholz; Ulrich Vietinghoff

Einsatz eines Monolithischen Miniatur Spektrometers von Zeiss für die halbautomatische Nährstoff-Bestimmung

Abstract

Nutrient concentration measurements using the Zeiss Monolithic Miniature Spectrometer.

The Zeiss MMS 1 is suitable for measuring spectra between 300 and 1100 nm with a resolution of about 2 nm. The fist-sized unit enables us to measure nutrient concentrations under field conditions as it can be bonded to a PCB and is also very sensitive. In the present case it was used to measure phosphate concentrations in the semi-automatic mode.

1 Einleitung

Es besteht kein Zweifel daran, daß mit den raschen Veränderungen der Bio-komponenten Phytoplankton, Zooplankton und Bakterien auch rasche Veränderungen in den Nährstoffen einhergehen. Mehrtägige Stationen mit Messungen alle 4 Stunden haben starke Veränderungen auch bei den Nährstoffen erkennen lassen (H. WESTPHAL, pers. Mitt.). Auch die Nährstoff-Konzentrationen, wie sie alle 3 Wochen beim Monitoring gemessen werden (Abb. 1 und 2) lassen vermuten, daß wir zum Verstehen der Prozesse häufiger messen müssen. Die kurzzeitigen Veränderungen können mit traditionellen Methoden aus Gründen des Aufwandes nicht gemessen werden. Automatische Verfahren werden dringend benötigt.

Die Hauptentwicklungsrichtung geht hin zu einer Miniaturisierung der Nährstoffanalyse-Automaten (WILLIAMS 1991, GRISARD 1995).

Durch die Entwicklung eines faustgroßen Monolithischen Miniatur Spektrometers der Fa. Zeiss, das Absorptionsspektren von 300 bis 1100 nm mit einer Auflösung von etwa 2 Nanometern aufnehmen kann, ergibt sich ein möglicher zweiter Weg für die Nährstoff-Analytik. Über unsere ersten Ergebnisse mit der Phosphatbestimmung wird kurz berichtet.

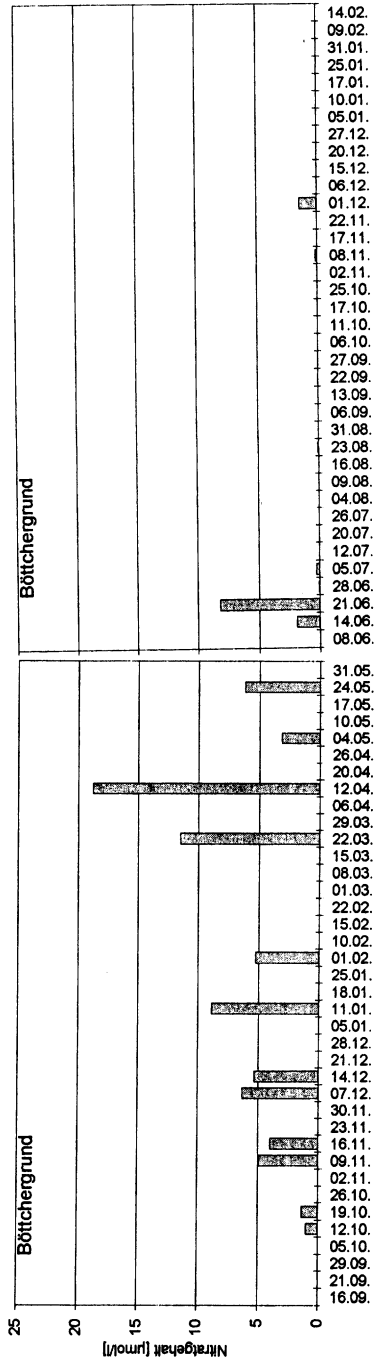
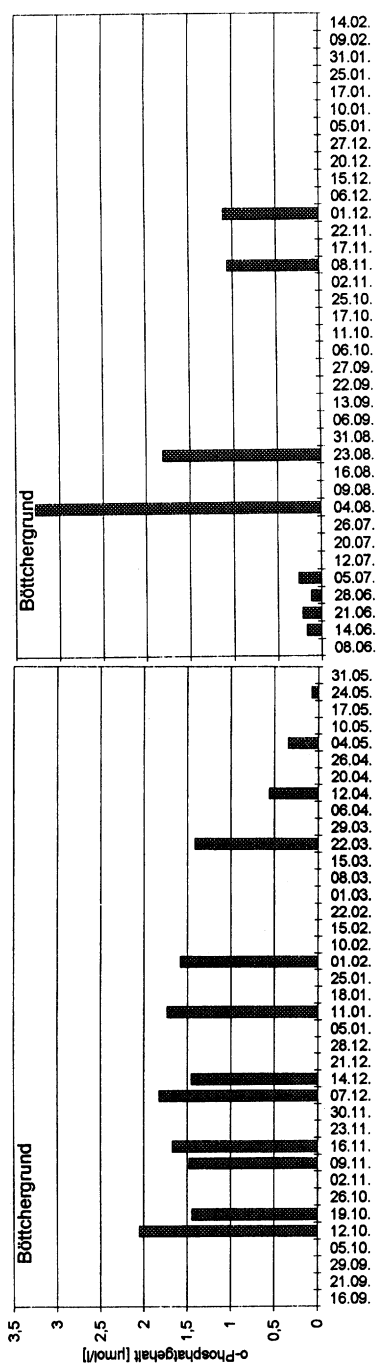


Abb. 1 Phosphat- und Nitratgehalt Station Böttchergrund.
Analysenwerte aus dem Monitoringprogramm (Meßwerte von WESTPHAL und LENK)

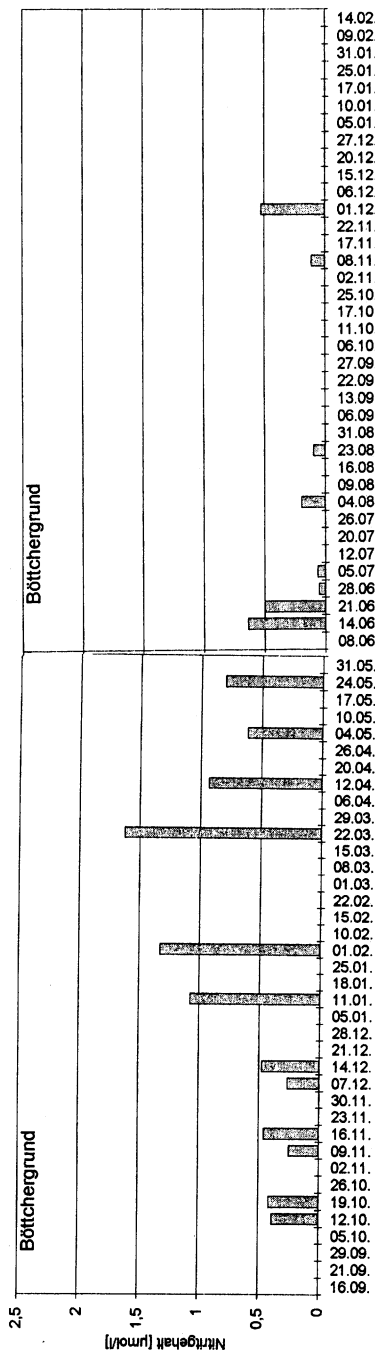
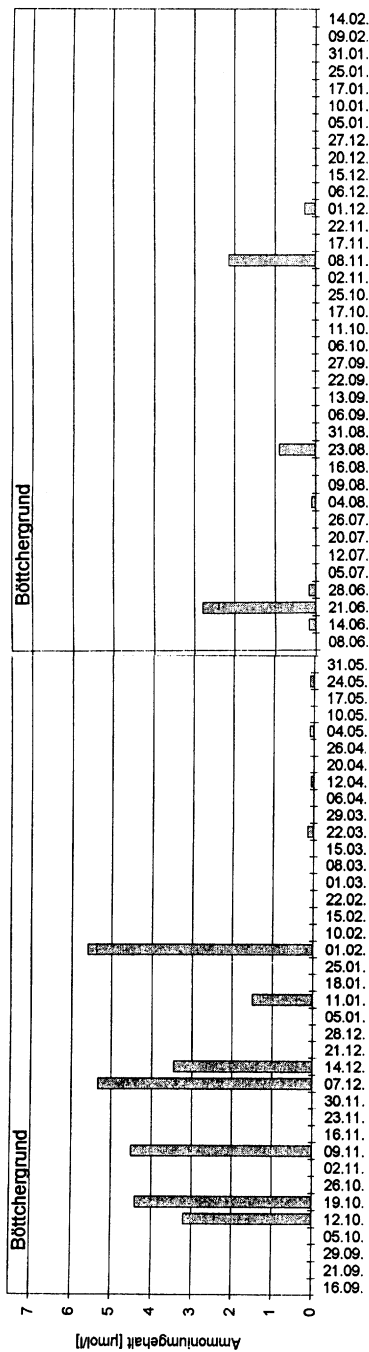


Abb. 2 Ammonium- und Nitritgehalt Station Böttchergrund
Analysenwerte aus dem Monitoringprogramm (Meßwerte von WESTPHAL und LENK)

2 Das Meßprinzip

Im ersten Schritt der Nährstoff-Nachweise (Ammonium, Nitrit, Nitrat, Phosphat) werden die Standard-Nachweisreaktionen (ROHDE und NEHRING 1979) durchgeführt, um die Spezifität des Nachweises zu sichern. Im zweiten Schritt wird eine Hellma-Außenküvette in die Reaktionslösung getaucht und per Knopfdruck das Absorptionsspektrum in den Computer aufgenommen. Anschließend oder auch später können die Absorptionsspektren ausgewertet werden.

Durch Verwendung halbautomatischer Büretten und die per Knopfdruck ausgelöste automatische Aufnahme der Absorptionsspektren ist der Vorgang schnell, wenig arbeitsintensiv und gestattet einen hohen Probendurchlauf.

3 Meßapparatur

Abb. 3 zeigt das Prinzip-Schaltbild der Apparatur. Neben dem MMS1 und der Tauchküvette wird eine stabile Lichtquelle, eine Adapterelektronik, eine PC-Steck-Karte, der PC und das Software-Paket benötigt.

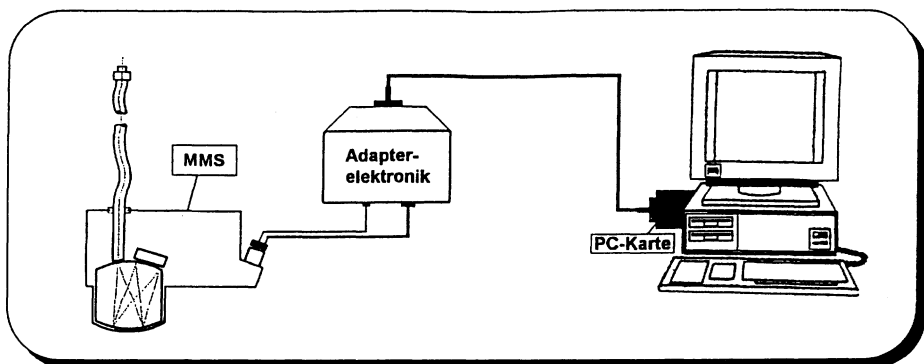


Abb. 3 Schema des Monolithischen Miniatur Spektrometers von ZEISS

Die Lichtintensität I wird digitalisiert wiedergegeben. Für die Bestimmung der Konzentration werden keine Absolutwerte gebraucht, sondern nur Verhältnisse (I/I_0). Die Lichtquelle ist eine Deuterium-Lampe, deren Stabilität begrenzt ist. Sie ist aber in der Lage, in allen Wellenlängenbereichen von 300-1100 nm ausreichend Intensität zu liefern, was es unnötig macht, verschiedene Lichtquellen für verschiedene Wellenlängen bereitzustellen.

Die Verbindung der Lampe zur Sonde und von der Sonde zum MMS1 werden durch Lichtleiterkabel realisiert. Der Vorteil besteht darin, daß kein Außenlicht berücksichtigt wird. Ein weiterer Vorteil der im MMS1 ausgenutzt wird, ist die Funktion als Querschnittswandler. Die ursprünglich im Kabel ungeordnet

liegenden Lichtleiterfasern werden zu einem schmalen Spalt verformt und machen Kondensor und Blende überflüssig.

Die Tauchsonde besteht aus Quarzglas, um auch den Wellenlängenbereich von 200 bis 400 nm erfassen zu können. Die Schichtdicke entspricht der einer 10 mm - Küvette.

Das MMS1-Modul wandelt die Intensität des Lichtes um in eine Spannung. Die Lichtleiter bilden den Spalt und das Licht fällt auf ein reflektierendes Gitter. Das dadurch spektral zerlegte Licht wird auf ein Diodenarray geführt. Das Array besteht aus 256 Dioden und erfaßt einen Wellenlängenbereich von 300 bis 1100 nm. Daraus resultiert die maximale Auflösung von 1,6 nm, welche für diese Messungen ausreichend ist. Die vom Diodenarray abgenommene Spannung wird verstärkt von der Adapterelektronik und von einem AD-Wandler in einen digitalen Wert umgewandelt.

Die Messungen zeigten, daß Konzentrationen kleiner 0,5 $\mu\text{mol/l}$ NO_2 und 0,5 $\mu\text{mol/l}$ PO_4 mit einem Fehler größer 5% angegeben werden müssen. Da die typischen Konzentration im Greifswalder Bodden aber gleich bzw. größer sind, liegen die Werte grundsätzlich innerhalb dieser Grenzen ($\pm 5\%$). Bei Konzentrationen von 2 $\mu\text{mol/l}$ NO_2 und 2 $\mu\text{mol/l}$ PO_4 ist der Fehler schon kleiner als $\pm 2\%$.

4 Eichmessungen

Die Eichmessungen von Nitrit und Phosphat wurden als Beispiele grafisch dargestellt (Abb. 4 und 5).

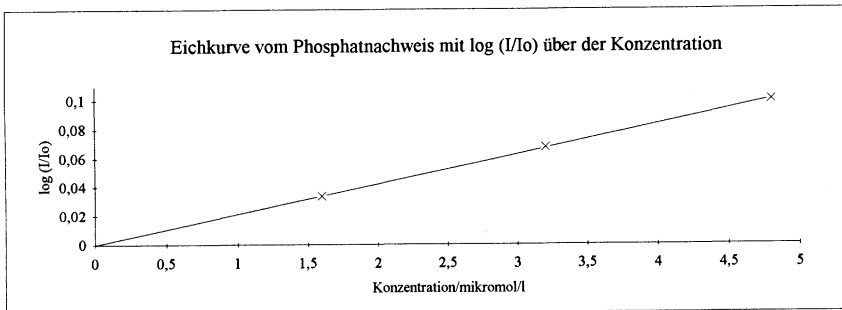


Abb. 4 Eichkurve Phosphatnachweis

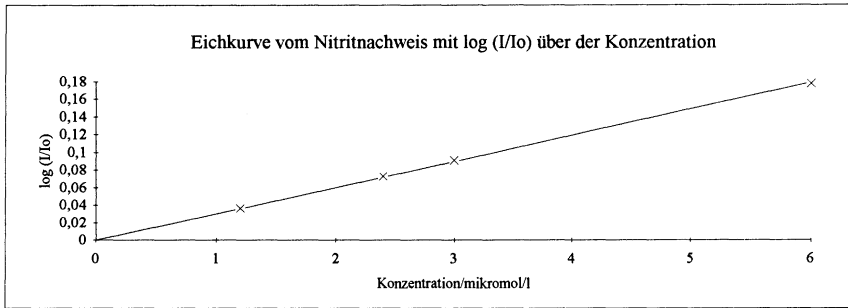


Abb. 5 Eichkurve Nitritnachweis

Die Gerade gibt die lineare Regression ohne Arbeitspunktverschiebung wieder. Die Abweichungen der Meßwerte ist kleiner als 2 % und bestätigt die oben genannten Aussagen.

5 Meßergebnisse

Im Zusammenhang mit Fragen der horizontalen und vertikalen Homogenität/Heterogenität des Greifswalder Boddens wurden im Rahmen eines Intensivprogramms die vertikale Verteilung mehrerer Parameter (Sauerstoff, Leitfähigkeit, Chlorophyll, Seston und Phosphat) gemessen. Die ersten 4 Parameter wurden mit automatischen Meßgeräten registriert (VIETINGHOFF et al. 1995). Auch im Falle des Phosphats war es notwendig, alle Tiefenmeter einen Wert zu bekommen. Die anfallenden mehr als 50 Proben wurden mit oben beschriebener Apparatur in wenigen Stunden unter Verwendung automatischer Büretten gemessen (Abb. 6). Wie die anderen Parameter, zeigen auch diese Phosphatbestimmungen, daß - von besonderen Situationen abgesehen - die vertikalen Unterschiede zwischen Oberfläche und Grund (1 m über Grund) gering sind, was mit Beobachtungen anderer Autoren (EINSLE 1957, KELL 1989) übereinstimmt.

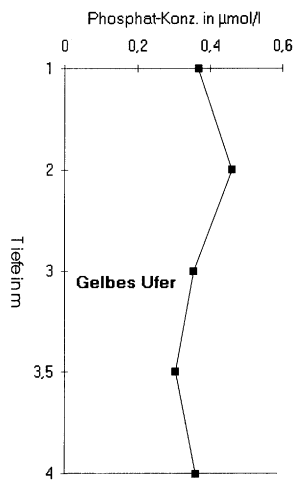
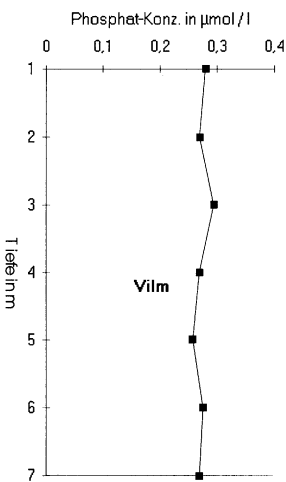
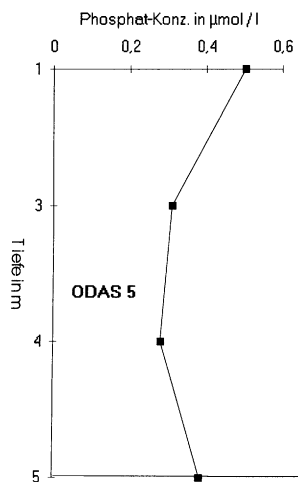
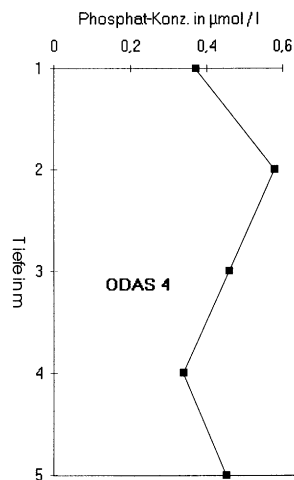
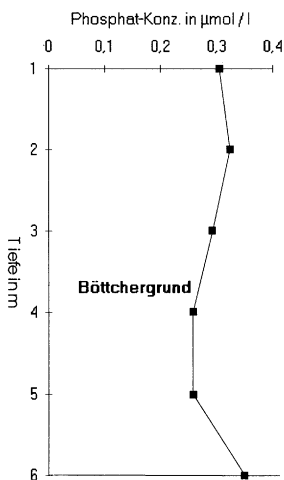
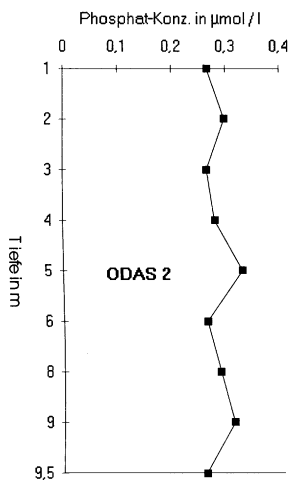


Abb. 6 Vertikalprofil Phosphatkonzentration (Monolithisches Miniatur Spektrometer von ZEISS)

6 Diskussion

Ausreichende Genauigkeit und vertretbarer Aufwand machen die vorgestellte Apparatur geeignet für die halbautomatische Analyse von Phosphat, Ammonium, Nitrit und Nitrat im Labor bzw. im Schiffslabor. Damit ist ein erster Schritt zu einer größeren Analysekapazität gegeben.

Die Vorteile dieses Verfahrens sind:

- ♦ Benutzung automatischer Büretten,
- ♦ zwischenzeitliches Abspeichern des Blindwertes per Knopfdruck,
- ♦ Abspeicherung des Hauptwertes der Absorptionsspektren ebenfalls per Knopfdruck in den Speicher des PC,
- ♦ sämtliche Auswertungen können sofort oder später gemacht werden,
- ♦ die Auswertungen werden von einem menügesteuerten Programm ausgeführt,
- ♦ die Ergebnisse können ausgedruckt bzw. elektronisch gespeichert werden.

Wir planen, die Anlage für den automatischen Feldeinsatz weiterzuentwickeln.

7 Zusammenfassung

Mit dem MMS 1 von Zeiss ist es möglich, Spektren zwischen 300 und 1100 nm mit einer Auflösung von ca. 2 nm aufzunehmen. Das faustgroße MMS 1 eröffnet uns einen Weg zur Nährstoff-Bestimmung unter Feldbedingungen, da es auf eine elektronische Leiterkarte geklebt werden kann und auch sehr empfindlich ist. Im vorliegenden Falle wurde es zur Phosphat-Bestimmung im halb-automatischen Betrieb eingesetzt.

Danksagung

Die Autoren danken Herrn Privatdozent Dr. rer. nat. habil. Jürgen Einfeldt (FB Physik) und Herrn Dr. rer. nat. Günter Nausch (Institut für Ostseeforschung Rostock-Warnemünde) für die Unterstützung dieser Arbeit.

Literatur

- GRISARD, K. (1995): In-situ-Analysenautomat APP. Firmenschrift ME Meerestechnik - Elektronik GmbH, Trappenkamp.
- HÜBEL, H.-J.; U. VIETINGHOFF; M.-L. HUBERT, S. RAMBOW-BARTELS, B. KORTH, H. WESTPHAL und B. LENK (1995): Ergebnisse des Monitorings Greifswalder Bodden September 1993 bis März 1995. Dieser Band.
- ROHDE, K.-H. u. D. NEHRING (1979): Ausgewählte Methoden zur Bestimmung von Inhaltsstoffen im Meer- und Brackwasser. Geod. Geophys. Veröff. R IV, H. 27, Berlin, 68 Seiten.

- VIETINGHOFF, U.; M.-L. HUBERT; A. KOB; S. RAMBOW; P. ESCHHOLZ; R. KorpAL; U. KLÜBER u. TH. HEENE (1994): Ökosystemare Grundlagenforschung im Bereich Greifswalder Bodden. Abschlußbericht des Projektes BMFT/BEO 03 F00 24A.
- VIETINGHOFF, U.; M.-L. HUBERT u. H. WESTPHAL, Hrg.: (1995): Zustandsanalyse und Langzeitveränderungen des Ökosystems Greifswalder Bodden. Abschlußbericht zum Fördervorhaben des Umweltbundesamtes Z 1.5-25105/235 - RII-102 04 252.
- VIETINGHOFF, U.; H.-J. HÜBEL; H. WESTPHAL; B. LENK; S. RAMOW-BARTELS; B. KORTH (1995): Die Forschung begleitendes Monitoring Greifswalder Bodden. Abschlußbericht zum Fördervorhaben des Ministeriums für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern. 141 Seiten.
- WILLIAMS, R. & J. AIKEN (1991): Submersible nutrient sensor. Mimeo.

Verfasser

cand. phys. Mike Scholz
 Prof. Dr. habil. Ulrich Vietinghoff
 Universität Rostock
 FB Biologie
 Abt. Biophysik
 18051 Rostock

Maria-Luise Hubert; Axel Kob; Ulrich Vietinghoff

Ergebnisse der Modellierung des Ökosystems Greifswalder Bodden

Abstract

Recent results in modeling the ecosystem of Greifswalder Bodden.

The application of a mathematical ecological model to two selected years (1989 and 1994) in the Greifswalder Bodden is described. Correspondences and discrepancies between the model predictions and measured data are discussed. Inflow from the Baltic Sea (Oder Bay), the rivers Peenestrom and Ryk and the Strelasund has a major impact on the biological and abiotic water constituents.

1 Einleitung

Der Greifswalder Bodden mit einem Volumen von ca. 3 km³ und einer Fläche von 510 km² hat bis vor kurzem als Vorfluter für die mehr oder weniger geklärten Abwässer der Stadt Greifswald sowie weiterer an seinen Küsten gelegener Orte gedient. Die landwirtschaftliche Nutzung der angrenzenden Gebiete brachte und bringt durch oberflächliche und Drainage-Abflüsse große Nährstoffeinträge mit sich. Bei Wind aus nördlichen und östlichen Richtungen wird Wasser aus dem Peenestrom in den Greifswalder Bodden gedrückt. Seit Mitte der 70er Jahre wurde zusätzlich durch das Kernkraftwerk in Lubmin Kühlwasser aus dem Peenestrom entnommen (etwa 30% des Peenestrom-Abflusses) und in den Greifswalder Bodden eingeleitet. Der Peenestrom seinerseits nimmt Teile des Wassers aus Peene und Oder (ca. 15% des Oder-Abflusses) auf, die große Nährstofffrachten aus ihrem Einzugsgebiet mitbringen. Der Wasseraustausch mit der Ostsee - überwiegend in östlicher Richtung über die Oderbucht - ist allerdings so groß, daß das Boddenvolumen insgesamt etwa 12 mal im Jahr erneuert wird (aus VIETINGHOFF et al. 1994 nach BROSIN 1965, CORRENS 1979, MERTINKAT 1991). Diesem großen Wasseraustausch ist es wahrscheinlich zu verdanken, daß die Phytoplankton-Biomassen über Jahrzehnte keine grundsätzliche Änderung erfahren haben (VIETINGHOFF et al. 1994).

Andererseits sind die Abundanzen der einzelnen Arten und Familien in den Jahresgängen und von Station zu Station sehr unterschiedlich. Es gibt bisher nur wenige Ansatzpunkte zur Erklärung dieser Variationen (BRENNING 1989, SCHMIDT 1991, 1994, 1995, WASMUND u. BÖRNER 1992, WASMUND und SCHIEWER 1994). Im folgenden haben wir unser mathematisch-ökologisches Modell auf 2 ausgewählte Jahresgänge angewendet.

2 Datenmaterial

Aus den mehr oder weniger regelmäßigen Phytoplankton- und Zooplankton-Zählungen und den Messungen abiotischer Größen in den Jahren 1962 - 1994 wählten wir die Jahre 1989 und 1994 mit besonders hoher raum-zeitlicher Meßwertdichte für die Darstellung in diesem Bericht aus. Abb. 1 bis 4 zeigen die Meßwerte der Algengruppen Cyanophyceae, Bacillariophyceae und Chlorophyceae sowie einige nicht in das Modell aufgenommene Familien im Jahresgang an einer südwestlichen (Dänische Wiek) und einer nordöstlichen Station (Tonne Zicker) im Greifswalder Bodden. Sowohl die Jahre 1989 und 1994 als auch die Stationen unterscheiden sich in der Zusammensetzung und in den Mengen an Algen beträchtlich. Die Meßwerte stammen im einzelnen aus folgenden Quellen:

Dänische Wiek 1989

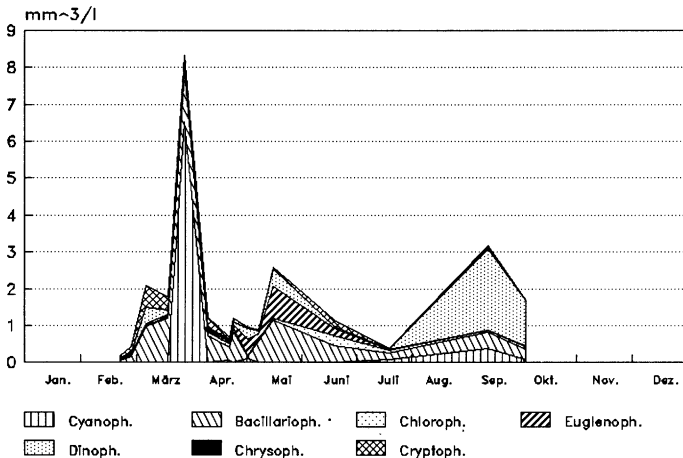


Abb. 1 Phytoplankton-Volumina im Greifswalder Bodden 1989, Station Dänische Wiek (Meßwerte: KELL 1990)

Zicker 1989

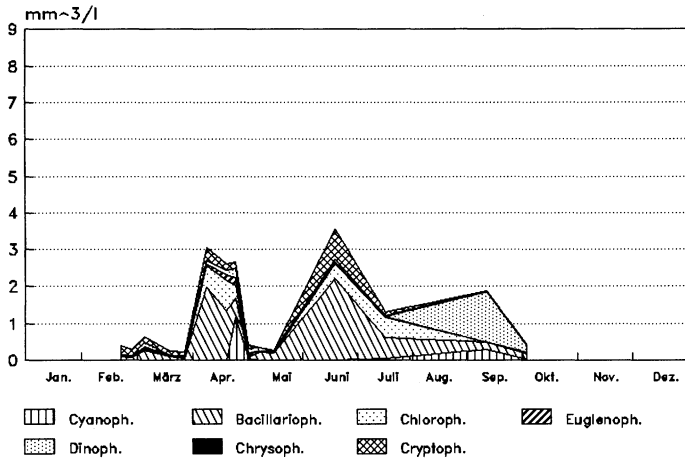


Abb. 2 Phytoplankton-Volumina im Greifswalder Bodden 1989, Station Tonne Zicker (Meßwerte: KELL 1990)

Dänische Wiek 1994

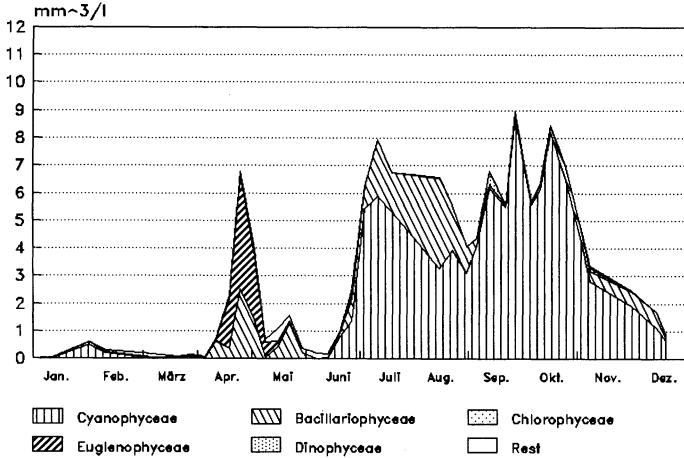


Abb. 3 Phytoplankton-Volumina im Greifswalder Bodden 1994, Station Dänische Wiek (Meßwerte: HÜBEL unveröff.)

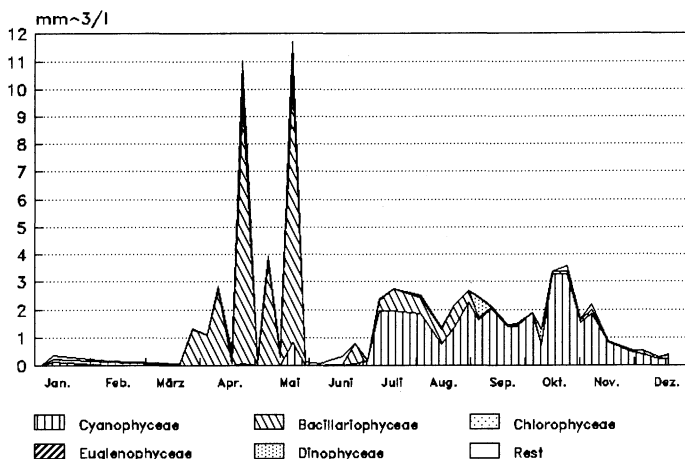


Abb. 4 Phytoplankton-Volumina im Greifswalder Bodden 1994, Station Tonne Zicker (ODAS 2) (Meßwerte: HÜBEL unveröff.)

2.1 Phytoplankton

Für die Jahre ab 1981 wurden von KELL (1989, 1990) Proben ausgezählt und die Abundanzen in $\text{mm}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ umgerechnet. Die Umrechnung der Volumina in die Modellierungseinheit kJ ebenso wie die Rücktransformation erfolgte anhand von Literaturdaten (s. Tab.1). Im Jahr 1989 liegen Meßwerte von Februar bis Oktober auf mehreren Stationen vor. 1994 erfolgte die Zählung durch HÜBEL (HÜBEL et al. 1995, dieser Band) wöchentlich auf 7 Stationen.

Tabelle 1 Biomasseäquivalente nach HEERKLOSS u. VIETINGHOFF (1981), überarbeitete Fassung unter Berücksichtigung der BMB-Empfehlungen, (HEERKLOSS unveröff. Mitteilung)

	Wassergehalt [%d.FM]	Aschegehalt [%d.TM]	C-Gehalt [%d.TM]	Chlorophyllgehalt [gC/ gChla]	Energiegehalt [J/mg AfTM]
Cyanophyceae	75	10.0	45	> 70	20.0
Chlorophyceae	75	10.0	45	> 70	23.0
Bacillarioph.	60	40.0	33	> 70	23.0
Rotatoria	88	7.8	45		22.0
Crustacea	83	10.0	45		24.0
Bakterien	80	6.0	50		22.0
Detritus		40.0			16.0

2.2 Zooplankton

Seit 1977 wurden Proben durch BRENNING (1990) ausgewertet. 1994 zählte HÜBEL (HÜBEL et al. 1995, dieser Band) das Zooplankton. Umrechnungen der Modellwerte in Frischmasse-Daten [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$] sh. Tab. 1.

2.3 Mikroorganismen

Saprophytenzahlen bestimmte WESTPHAL (1995) sowohl im Pelagial als auch in Sedimentproben. Zur Umrechnung in die Gesamtbakterienzahl wurden die koloniebildenden Saprophyten mit dem Faktor 100 multipliziert. Die weitere Umrechnung nach Tab. 1. mit einem aschefreien Trockengewicht von $1\cdot 10^{-13}\text{ g/Bakterium}$ (VIETINGHOFF 1982).

2.4 Temperatur, Salzgehalt, Nährstoffe

Die abiotischen Eingangsgrößen Wassertemperatur [$^{\circ}\text{C}$], Salzgehalt [psu] sowie die anorganischen Nährstoffe NO_3 , NO_2 , NH_4 , PO_4 , SiO_4 [$\mu\text{-mol}\cdot\text{l}^{-1}$] wurden von der Wasserwirtschaftsdirektion (WWD) Stralsund, jetzt Amt für Umwelt und Natur und von WESTPHAL (KKW Nord, jetzt Energiewerke Nord Greifswald; in VIETINGHOFF et al. 1994) gemessen. Für 1994 liegen uns Daten von HÜBEL und WESTPHAL (HÜBEL et al. 1995, dieser Band) vor.

2.5 Globalstrahlung

Vom Meteorologischen Observatorium Potsdam erhielten wir die Tagessummen [$\text{J}\cdot\text{cm}^{-2}$] der Globalstrahlung für Arkona. Bei extremen Wetterlagen sind diese Werte laut Auskunft des Meteorologischen Observatoriums nicht immer repräsentativ für den Greifswalder Bodden, müssen jedoch in Ermangelung geeigneterer Meßwerte für das Modell verwendet werden. Da es sich um die Modellierung von Jahresgängen handelt, kurzfristige, auf einzelne Tage beschränkte Schwankungen der Einstrahlung also nicht von so entscheidender Bedeutung sind, werden die Eingangszeitreihen für das Modell über 5 Tage gemittelt und noch einmal durch Splineinterpolation geglättet - durch diese Mittelung ist mit einem Ausgleich von ortsbedingten Abweichungen zu rechnen.

2.6 Sichttiefe

Sichttiefe-Messungen [m] sind von allen Untersuchungsgruppen auf mehreren Stationen durchgeführt worden. Die Sichttiefe steht als einzige Vergleichsgröße über den gesamten Meßzeitraum zur Verfügung. Die Werte für 1989 wurden von der WWD Stralsund und von WESTPHAL (VIETINGHOFF et al. 1994), diejenigen für 1994 von HÜBEL (HÜBEL et al. 1995, dieser Band) bestimmt. Die Sichttiefe kann als Gütekriterium für die Anpassung des Modelles dienen.

2.7 Chlorophyll a

Seit 1984 wird von der WWD auf den Stationen Lubmin und Ariadne, später auch auf anderen Stationen Chlorophyll a in $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ gemessen. Die Werte für 1994 bestimmte WESTPHAL (1995). Umrechnungskoeffizienten der Phytoplankton-Biomassen in Chlorophyll a s. Tab. 1. Die Übereinstimmung der Modellkurven mit den Meßwerten von Chlorophyll a ist ebenfalls ein Gütekriterium für das Modell.

3 Modell

Grundlage für das mathematisch-ökologische Modell für den Greifswalder Bodden ist das von VIETINGHOFF (1982, 1984) auf dem Analogrechner aufgestellte und von WIEDEMANN (1985) auf dem Digitalrechner bearbeitete mathematische Modell für den Barther Bodden, bestehend aus 24 Differentialgleichungen für pelagisch und benthisch lebende Organismen sowie für deren Stickstoffgehalte, für Detritus, gelöste anorganische und organische Stickstoffverbindungen.

Aus dem genannten Modell übernommen sind die Differentialgleichungen für die drei Phytoplankton-Gruppen Frühjahrs-Bacillariophyceae, Chlorophyceae und Cyanophyceae und für deren Stickstoffgehalte, die Gleichungen für pelagischen Detritus, für gelöste organische und anorganische Stickstoffverbindungen im Pelagial. Die Gleichung für die Konsumenten-Gruppe Copepoda ist ebenfalls derjenigen des Barther-Bodden-Modelles nachgestaltet mit dem Unterschied, daß die 3 von VIETINGHOFF, HEERKLOSS et al. (1981) getrennt berechneten Altersgruppen adulte Copepoda, Juvenile und Eier zu einer Gruppe zusammengefaßt werden. Parallel dazu wird der N-Gehalt der Copepoda berechnet. Die Gleichungen für die Mikroorganismen in Pelagial und Sediment entsprechen den Gleichungen von VIETINGHOFF, BALLIN et al. (1981), enthalten jedoch - zunächst für die pelagischen Bakterien - eine direkte Kopplung an die gelösten organischen Stickstoffverbindungen, die im Modell berechnet werden.

Das Modell enthält somit parallel einen Energie- und einen Stickstoffkreislauf. Tab. 2 gibt eine Übersicht über die im Modell enthaltenen Zustandsgrößen und ihre Verknüpfung untereinander.

Tabelle 2 Verknüpfungsmatrix der Zustandsgrößen im Modell

Zustandsgröße	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
1 Kieselalgen	X						X		X								
2 Grünalgen		X					X			X							
3 Blaualgen			X				X				X						
4 pel. Mikroorg.				X				X					X				
5 benth. Mikroorg.					X	X											
6 benth. Ciliaten					X	X											
7 Copepoden	X	X	X				X			X	X						
8 Energiegeh. von 13							X	X	X	X				X			X
9 N-Gehalt von 1	X								X				X	X			
10 N-Gehalt von 2		X								X			X	X			
11 N-Gehalt von 3			X								X		X	X			
12 N-Gehalt von 7									X	X	X	X					
13 gelöste org. N-Verb. im Pelagial	X	X	X				X		X	X	X	X					X
14 gelöste anorg. N-Verb. im Pelagial	X	X	X	X					X	X	X		X	X			
15 pel. Detritus	X	X	X				X								X	X	
16 bent. Detritus																X	
17 N-Gehalt von 15	X	X	X	X			X		X	X	X	X			X	X	X
18 N-Gehalt von 16	X								X						X		X

Alle Biomasse-Gleichungen liegen vor in Form einer gewöhnlichen Differentialgleichung:

$$Y' = \text{Produkt.} - \text{Respirat.} - \text{Mortalit.} - \text{Exkret.} - \text{Grazing.} - \text{Aussinken.}$$

Hierin entspricht für die Produzenten der Term "Produktion" der Bruttopräproduktion.

Die Maßeinheit für alle Biomassen und den Detritus ist im Modell $\text{kJ} \cdot \text{m}^{-3}$ und für die internen Stickstoffgehalte der Biokomponenten $\text{mol} \cdot \text{kJ}^{-1}$; die gelösten organischen und anorganischen Stickstoffverbindungen im Gewässer werden in $\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ berechnet. Um die Ergebnisse mit den oft in anderen Einheiten gemessenen Datenreihen vergleichen zu können, erfolgt eine Umrechnung (Tab. 1), so daß die Abbildungen die Maßeinheit der Meßwerte zeigen.

Wegen der großen räumlichen Variabilität der Planktonzusammensetzung wird in diesem Modell das Untersuchungsgebiet, der Greifswalder Bodden, in 5 Kompartimente unterteilt (Abb. 5): Nordwesten, Nordosten, Südosten, Südwesten und Mündungsbereich des Peenestromes. Für jedes Kompartiment werden die Gleichungen des Modells getrennt berechnet, innerhalb eines Kompartimentes ist das Modell ein Rührkessel-Modell, das die vollständige Vermischung aller Wasserinhaltsstoffe annimmt.

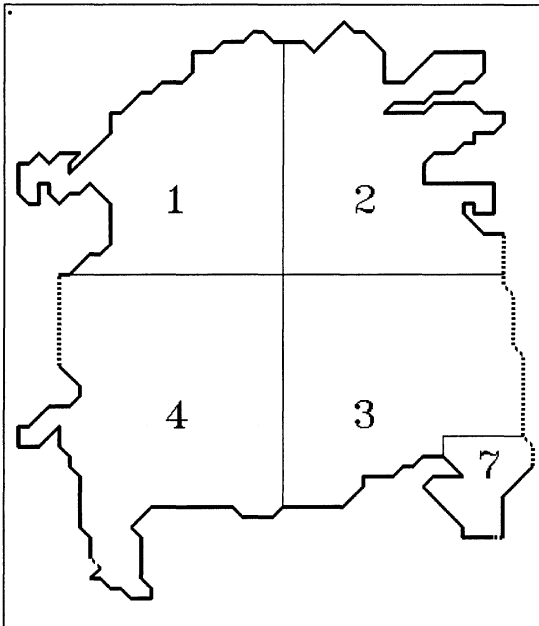


Abb. 5 Greifswalder Bodden: Einteilung in 5 Kompartimente für die Modellierung

Ein hydrodynamisches Modell (KOB 1994) liefert offline die Koeffizienten zur Berechnung des Wasseraustausches zwischen den Kompartimenten.

Wassertemperatur und Einstrahlung werden als forcing function eingelesen, ihr Eingang in die Produktions- und einen Teil der Verlustgleichungen erfolgt nach Umrechnung mit quadratischen oder e-Funktionen auf dimensionslose Größen (s. auch VIETINGHOFF 1982, WIEDEMANN 1985).

Als produktionsbegrenzender Faktor ist bei den Primärproduzenten die Selbstbeschattung zu berücksichtigen. Die Lichtintensität nimmt im Gewässer mit der Tiefe ab. Die Stärke der Extinktion wird u.a. beeinflusst von der Phytoplanktonkonzentration (JÖRGENSEN 1976, WIEDEMANN 1985). Zur Berechnung der Selbstbeschattung aus den Phytoplankton-Biomassen des Modelles dient eine empirische Gleichung, die alle gleichzeitigen Messungen von Sichttiefe, Chlorophyll a und abfiltrierbarer Substanz (WWD-Meßwerte) berücksichtigt. Aus den Wertetupeln der Stationen im Greifswalder Bodden, Strelasund und Spandowerhagener Wiek folgt die Regressions-Gleichung

$$\text{SICHTT} = 2.926 - 0.232 \cdot \ln(\text{SEST}) + 1.395/\text{CHL.A} - 0.338 \cdot \ln(\text{CHL.A}),$$

die im Modell Verwendung findet. Die Abweichung einzelner Wertetupel vom Regressionsmodell kann beträchtlich sein, was im Bestimmtheitsmaß von 40 % seinen Ausdruck findet. Die Umrechnung der im Modell verwendeten Extinktionswerte aus der Sichttiefe erfolgt nach der empirischen Formel

$$\text{EXT} = 1.691 \cdot \text{SICHTT}^{-1} + 0.0361.$$

Die Koeffizienten dieser Regression sind aus Parallel-Messungen von Extinktion und Sichttiefe durch BÖRNER (1984) im Barther Bodden bestimmt und damit nur bedingt auf den Greifswalder Bodden anwendbar. Die unkritische Übertragung auf wesentlich flachere oder tiefere Gewässer ist sicher nicht sinnvoll.

Eine Minimumfunktion (s. VIETINGHOFF 1982) beschreibt die Begrenzung der Primärproduktion bei den Algengruppen. Neben dem Einfluß des Lichtes geht in diese die Nährstoffversorgung der Algen ein: Für ortho-Phosphat (und SiO_4 bei den Kieselalgen) dienen die Meßwertkurven nach Umrechnung entsprechend der Michaelis-Menten-Kinetik als Eingangsgrößen (forcing function). Die Versorgung mit Stickstoff wird in N-Gehaltsgleichungen für die Algengruppen berechnet (VIETINGHOFF 1982). Abb. 6 zeigt für 1994 die Minimumfunktion und ihre Komponenten bei den Kieselalgen.

produktionslimitierende Faktoren KA (1994)

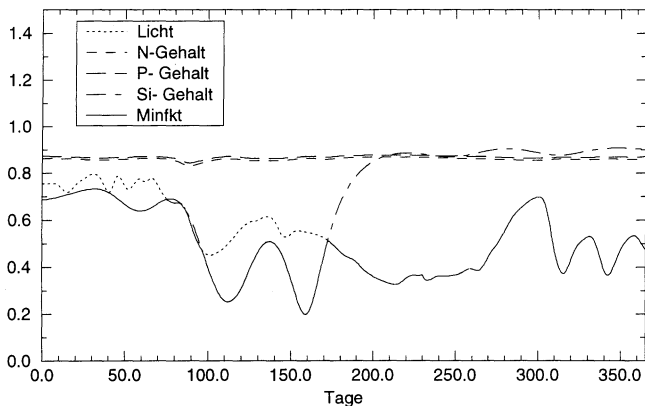


Abb. 6 Bruttoprimärproduktion der Bacillariophyceae:
Einflußgrößen und Minimumfunktion

Kieselalgenbiomasse Nordwesten (1989)

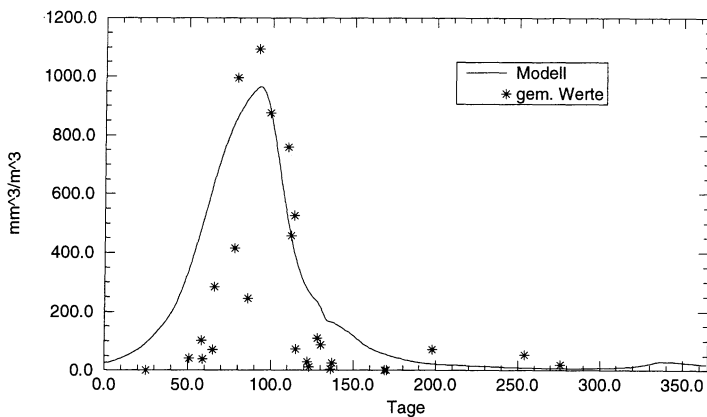


Abb. 7 Bacillariophyceae: Meßwerte und Modell 1989,
kompartiment Nordwesten (Meßwerte: KELL 1990)

Kieselalgenbiomasse Nordosten (1994)

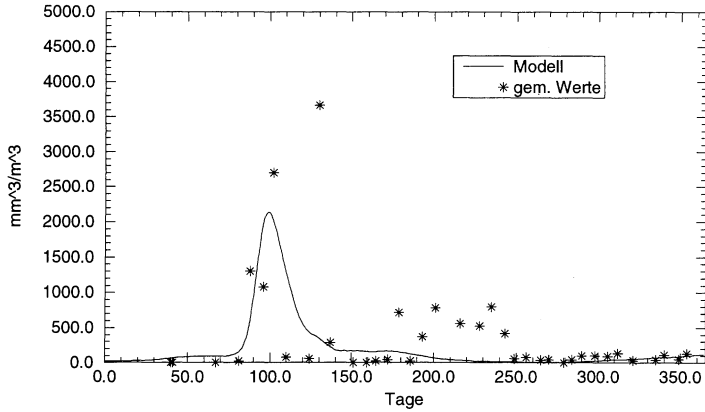


Abb. 8 Bacillariophyceae: Meßwerte und Modell 1994,
Kompartiment Nordosten (Meßwerte: HÜBEL et al. 1995, dieser Band)

Blaualgenbiomasse Nordwesten (1989)

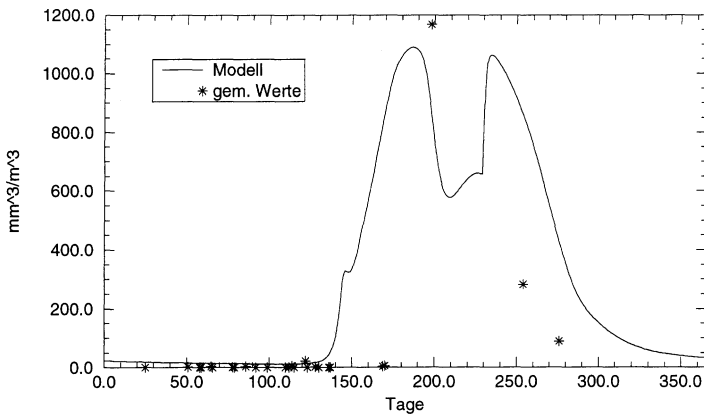


Abb. 9 Cyanophyceae: Meßwerte und Modell 1989,
Kompartiment Nordwesten (Meßwerte: KELL 1990)

Blaualgenbiomasse Nordosten (1994)

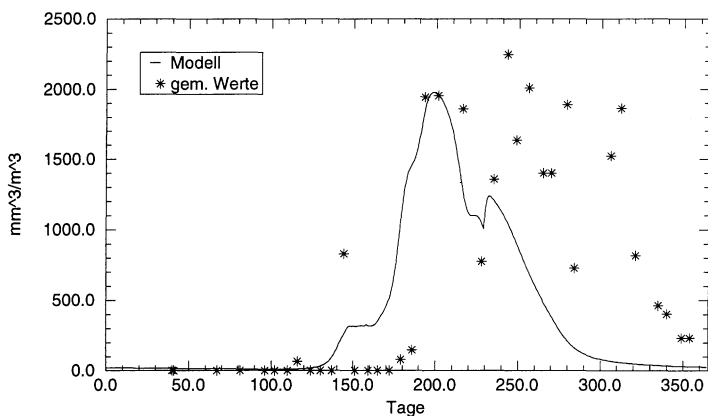


Abb. 10 Cyanophyceae: Meßwerte und Modell 1994, Kompartiment Nordosten (Meßwerte: HÜBEL et al. 1995, dieser Band)

Copepodenbiomasse Nordwesten (1989)

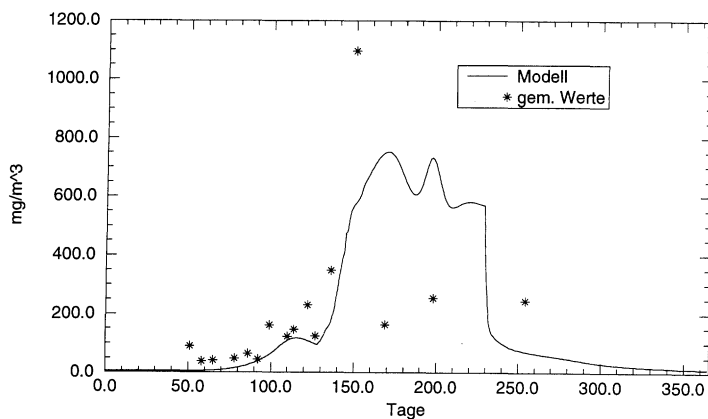


Abb. 11 Copepoda: Meßwerte und Modell 1989, Kompartiment Nordwesten (Meßwerte: BRENNING 1989)

Copepodenbiomasse Nordosten (1994)

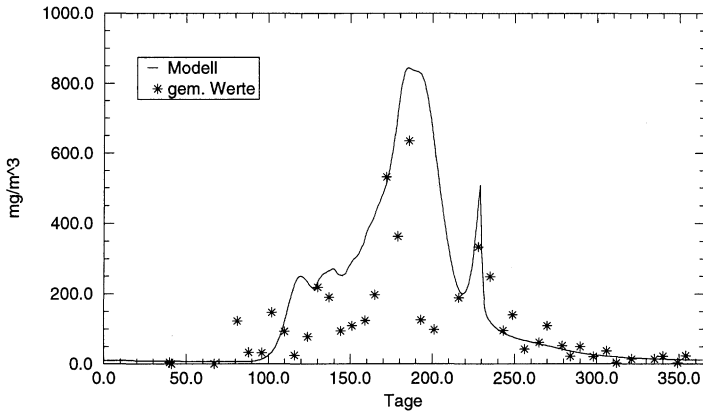


Abb. 12 Copepoda: Meßwerte und Modell 1994, Kompartiment Nordosten
(Meßwerte: HÜBEL et al. 1995, dieser Band)

4 Ergebnisse und Diskussion

Abb. 7 bis 12 stellen für die Kiesel- und Blaualgen-Volumina [$\text{mm}^3 \cdot \text{m}^{-3}$] sowie die Copepoden-Frischmassen [$\text{mg Frischmasse} \cdot \text{m}^{-3}$] jeweils eine Modellkurve 1989 im nordwestlichen und 1994 im nordöstlichen Kompartiment dar, im Vergleich mit den Meßwerten von Stationen im zugehörigen Areal. Diese beiden Kompartimente wurden wegen der dort vorliegenden hohen Meßwertdichte ausgewählt. Sie zeigen aber auch deutlich die Problematik der Modellierung.

Nach SCHMIDT (1990, 1991) ist Auftreten und Dauer der winterlichen Eisbedeckung von großem Einfluß auf die Entwicklung und Größe von Kieselalgen-Frühjahrsblüten. In den hier modellierten Jahresgängen fehlte die winterliche Eisbedeckung, entsprechend niedrig sind die Kieselalgen-Biomassen mit Ausnahme der Station Tonne Zicker 1994 (Abb. 4).

Abb. 9 und 10 stellen die Blaualgen in den beiden Jahren dar. Nach WASMUND und SCHIEWER (1994) könnte das Sinken des N:P-Verhältnisses im Sommer, das einhergeht mit dem Cyanophyceen-Wachstum, für die Entwicklung dieser Algen verantwortlich sein. Die Autoren beobachteten aber auch in der Darß-Zingster Boddenkette ein Sinken der Jahresmittel der N:P-Quotienten parallel zu sinkenden Blaualgen-Anteilen am Phytoplankton. So ist der Jahresgang des N:P-Verhältnisses wohl eher eine Folge der Algenentwicklung als deren Ursache.

Eher schon kommt der von WASMUND und SCHIEWER (1994) genannte plötzliche Temperaturanstieg (Abb. 13) als Auslöser für die starke Vermehrung von Blaualgen (hauptsächlich *Gomphosphaeria pusilla*) im Jahre 1994 in Frage. Die langdauernde Blaualgenblüte wird jedoch vom Modell noch nicht zufriedenstellend wiedergegeben, da die Temperaturabhängigkeits-Gleichungen ein konstantes Optimum enthalten, während in manchen Jahren (z.B. 1994) die sinkenden Temperaturen im Herbst keinen Einfluß auf die Biomasseentwicklung haben. Für die Unterschiede von Station zu Station kann die Temperatur, die in viele Terme der Differentialgleichungen eingeht und damit einen wesentlichen Einfluß auf die Modellierungsergebnisse ausübt, nicht verantwortlich sein. Sie ist in den 5 Kompartimenten relativ einheitlich, wie Abb. 14 für 1989 zeigt.

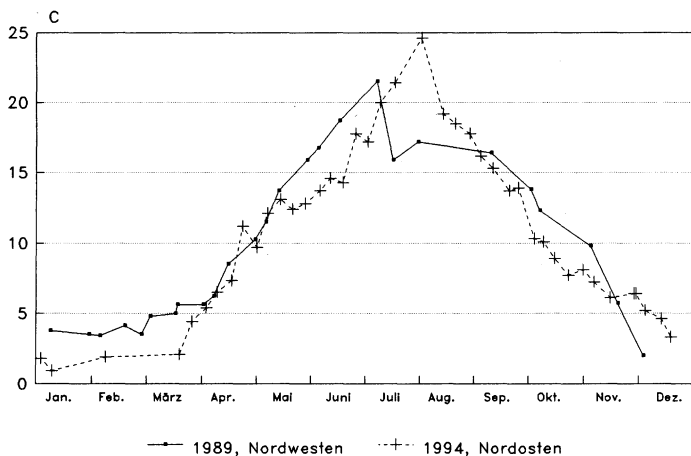


Abb. 13 Wassertemperatur im Greifswalder Bodden 1989 und 1994
(Meßwerte: WWD Stralsund u. HÜBEL et al. 1995, dieser Band)

Auch die gelösten Nährstoffe (Abb. 15 - 17) lassen keinen eindeutigen Zusammenhang mit den Phytoplanktonkonzentrationen erkennen. Die ortho-Phosphat-Meßwerte zeigen auf allen Stationen und in beiden Jahren prinzipiell den gleichen Verlauf, wenn auch mit stärkeren Schwankungen (Abb. 15 u. 16). Hier muß außerdem berücksichtigt werden, daß - besonders bei höheren Temperaturen - eine beschleunigte Remineralisierung über kurzgeschlossene Kreisläufe auch bei niedrigen nachweisbaren Gehalten an Stickstoff und ortho-Phosphat für ausreichende Nährstoffversorgung des Phytoplanktons sorgen kann (WASMUND u. BÖRNER 1992).

Temperatur 1989

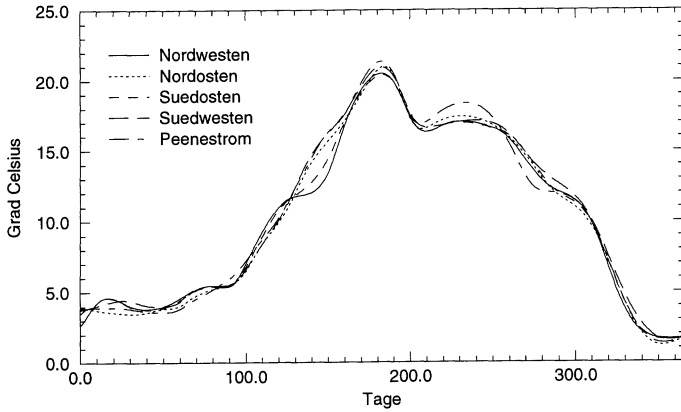


Abb. 14 Wassertemperatur 1989 in den 5 Kompartimenten
(Meßwerte: WWD Stralsund u. WESTPHAL unveröffentlicht)

Orthophosphatgehalt (1989)

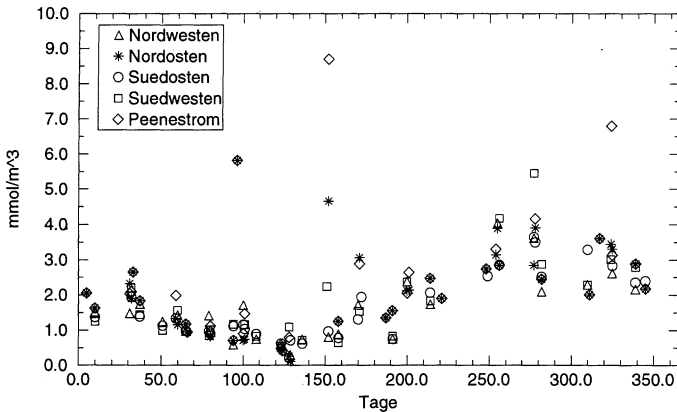


Abb. 15 ortho-Phosphat-Gehalt im Greifswalder Bodden 1989,
Kompartiment Nordwesten (Meßwerte: WWD Stralsund u. WESTPHAL)

Orthophosphatgehalt (1994)

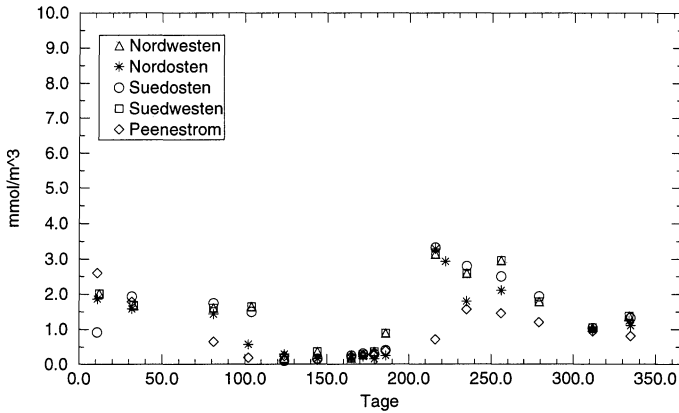


Abb. 16 ortho-Phosphat-Gehalt im Greifswalder Bodden 1994, Kompartiment Nordosten (Meßwerte: WESTPHAL 1995)

Anorganischer Stickstoff Nordosten (1994)

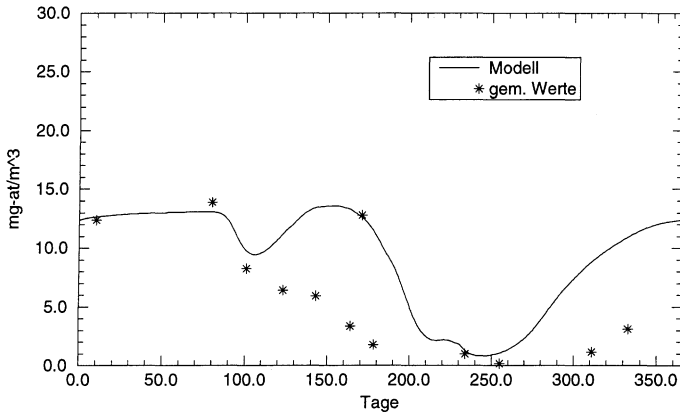


Abb. 17 Gelöste anorganische Stickstoffverbindungen im Greifswalder Bodden: Meßwerte und Modell 1994, Kompartiment Nordosten (Meßwerte: WESTPHAL 1995)

Sehr stark wirkt sich vermutlich der Zustrom aus Ostsee, Peenestrom, Ryk oder Strelasund auf die Variabilität der Algen- und Copepoden-Biomassen von Termin zu Termin aber auch von Station zu Station aus. An der Tonne Zicker (Abb. 4) z.B. werden mehrmals im Frühjahr 1994 hohe Kieselalgen-(Bacillariophyceen)-Konzentrationen gefunden, an den dazwischen liegenden Meßterminen dagegen fehlt diese Familie fast vollständig. Für viele derartige Beobachtungen ist wahrscheinlich das Verdriften von Wasserkörpern mit hohem oder niedrigem Planktongehalt die Ursache. Wechselnde Wasserkörper an einer Station von Termin zu Termin täuschen kurzfristige Massenentwicklungen vor, die vom Modell nicht berechnet werden können und sollen.

Für die Primärproduktion gibt es im Berichtszeitraum fast keine Meßwerte. Sie liegt in der von KELL (1985, VIETINGHOFF et al. 1994) für die Jahre 1981 - 1985 gemessenen Größenordnung. Abb. 18 zeigt im Jahresgang integriert für die Kieselalgen im nordöstlichen Kompartiment die Bruttoprimärproduktion [kJ/(m³*Tag)] sowie - als Differenz zur Produktion bzw. der vorhergehenden Größe - die Verlustanteile Respiration, Grazing, Mortalität, Exkretion und Aus-sinken. Das Verhältnis der differentialen Anteile wird von VIETINGHOFF (1981, 1982) als Gütekriterium für die Modellerstellung genannt.

Kieselalgenverlustterme aufintegriert

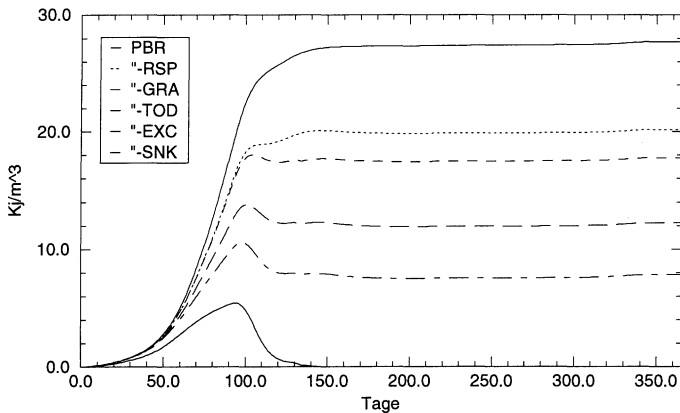


Abb. 18 Jahresgang der Produktions- und Verlustraten des Bacillariophyceen-Modelles, integriert

Sichttiefe Nordwesten (1989)

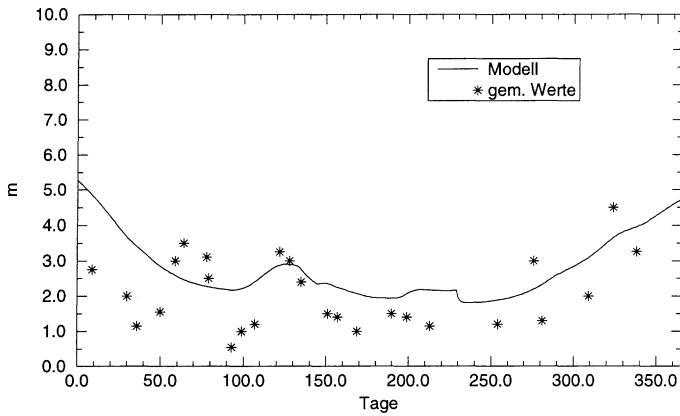


Abb. 19 Sichttiefe: Meßwerte und Modell 1989, Kompartiment Nordwesten
(Meßwerte: WWD Stralsund u. WESTPHAL)

Sichttiefe Nordosten (1994)

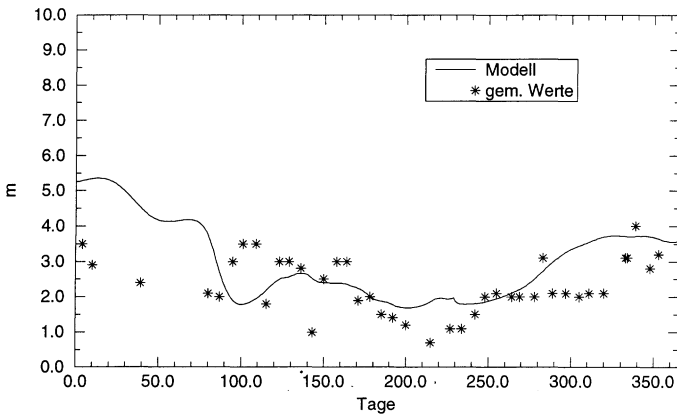


Abb. 20 Sichttiefe: Meßwerte und Modell 1994, Kompartiment Nordosten
(Meßwerte: HÜBEL et al. 1995, dieser Band)

Chlorophyll a Gehalt Nordosten (1989)

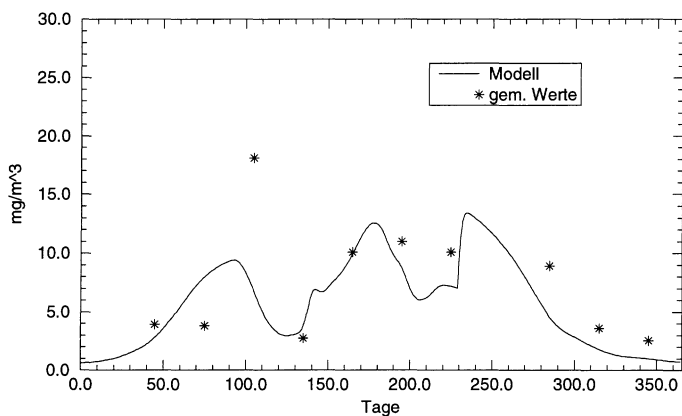


Abb. 21 Chlorophyll a: Meßwerte und Modell 1989,
Kompartiment Nordwesten (Meßwerte: WWD Stralsund)

Chlorophyll a Gehalt Nordosten (1994)

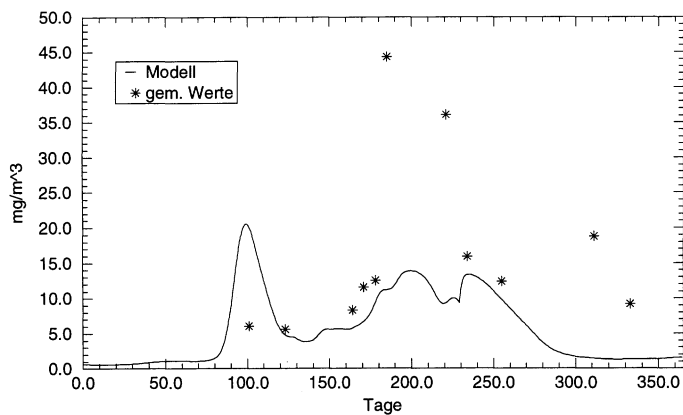


Abb. 22 Chlorophyll a: Meßwerte und Modell 1994,
Kompartiment Nordosten (Meßwerte: WESTPHAL 1995)

Abb. 19 bis 22 vergleichen die Sichttiefe bzw. das Chlorophyll a im Modell mit den Meßwerten. Wie die Simulationsergebnisse zeigen, liefern die in Abschnitt 3 genannten empirischen Gleichungen für Chlorophyll, Sichttiefe und Extinktion für den Greifswalder Bodden brauchbare Ergebnisse. Die Abweichung einzelner Wertetupel vom Regressions-Modell kann jedoch beträchtlich sein. So ist es nicht verwunderlich, wenn auch die Kurve im ökologischen Modell nicht immer im Schwankungsbereich der Meßwerte liegt.

Die im Vergleich zu den Meßwerten geringeren Chlorophyll-Modellwerte und höheren berechneten Sichttiefen in den Sommermonaten haben ihre Ursache auch darin, daß nicht alle Algengruppen im Modell berücksichtigt werden. Das betrifft z.B. die Bacillariophyceae: nur für die kälteliebenden Frühjahrskieselalgen existieren z.Zt. Gleichungen für Energie- und N-Gehalt. Die hohen Konzentrationen im Sommer (Abb. 8) werden häufig durch *Coscinodiscus granii* und *Cyclotella* verursacht, Arten, die vorwiegend in den Sommer- und Herbstmonaten vorkommen (SCHMIDT 1990, VIETINGHOFF et al. 1994). Die Algengruppen Euglenophyceae, Dinophyceae und Cryptophyceae finden bisher im Modell noch keine Berücksichtigung. Entsprechend fehlt ihr Anteil in den berechneten Summenparametern, die damit im Vergleich zu den Meßwerten zu niedrig ausfallen müssen.

Das Copepoden-Modell (Abb. 11 u. 12) liegt in beiden Vergleichszeiträumen im Bereich der Meßwerte. Einzelne starke Schwankungen in der Abundanz und Frischmasse werden nicht vom Modell wiedergegeben - gerade bei den Konsumenten ist mit patchiness zu rechnen, für die nur ein Durchschnittswert modelliert werden kann.

Die berechneten Konzentrationen an anorganischen Stickstoffverbindungen (Abb. 17) entsprechen in der Größenordnung den Meßwerten. Für 1994 weicht im Herbst wie bei allen Summenparametern die Modellkurve stärker von den Meßwerten ab - hervorgerufen durch die extrem hohen Blaualgenbiomassen.

5 Schlußfolgerungen

Der Komplex von Kausalfaktoren, der zum plötzlichen Auftreten von Massentwicklungen einzelner Phytoplankter führt, ist nicht in allen Details bekannt. Erst wenn die Ursachen ermittelt werden können, die eine Art derart begünstigen, daß sie sich explosionsartig vermehrt, und die Ursachen für einen eventuell ebenso schnellen Zusammenbruch, aber auch für eine langdauernde Blüte (Cyanophyceen 1994), bekannt sind, kann die Beschreibung im Modell erfolgen. Gerade diese Ursachenermittlung ist jedoch sehr schwer, da Wasserkörper mit großen Biomassen erst auffallen, wenn die Vermehrung schon stattgefunden hat und der Verbleib dieser Wasserkörper und die Veränderungen darin nur zufällig, wenn überhaupt, bekannt werden. Wie Abb. 4 vermuten läßt, kann das Vorbeidriften eines planktonreichen Wasserkörpers eine Phytoplankton-

Massenentwicklung und deren Zusammenbruch vortäuschen, besonders dann, wenn die Probenahme in größeren Abständen erfolgt.

Von einem Modell, das das mittlere Verhalten berechnen soll, kann nicht verlangt werden, daß es lokale Besonderheiten exakt beschreibt. Auch für die räumlichen Kompartimente wird für jeden Einzelbereich im Modell die vollständige Durchmischung des Wasserkörpers angenommen (Rührkessel). Diese Prämisse ist Voraussetzung für die Modellierung, entspricht aber natürlich nicht den Beobachtungen. Eine wesentliche Verbesserung ist zu erwarten, wenn durch die Leitfähigkeits- und Strömungsmessungen an den ODAS-Stationen die Herkunft der Wasserkörper ermittelt werden kann.

Eine wesentlich dichtere Meßwertgewinnung, wie sie an den ODAS-Stationen erfolgt, ist Voraussetzung für die Suche nach ursächlichen Zusammenhängen, deren Kenntnis zu einer Modellverbesserung beitragen wird. Jede Änderung der Theorie aufgrund neuerer Untersuchungen kann mit Hilfe des Modelles an den vorhandenen älteren Datensätzen überprüft werden - hierin liegt der große Wert dieser über Jahrzehnte kontinuierlich durchgeführten Messungen.

6 Zusammenfassung

Die Anwendung eines mathematisch-ökologischen Modelles auf 2 ausgewählte Jahrgänge (1989 und 1994) im Greifswalder Bodden wird dargestellt. Die Übereinstimmungen und Abweichungen zwischen Modell- und Meßwerten werden diskutiert. Der Zustrom aus Ostsee (Oderbucht), Peenestrom, Strelasund und Ryk hat entscheidenden Einfluß auf die biologischen und abiotischen Wasserinhaltsstoffe.

Danksagung

Unser Dank gilt dem Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg - Vorpommern, Abteilung Wasserwirtschaft, für die Förderung des Projektes "Die Forschung begleitendes Monitoring Greifswalder Bodden". Unser Dank gilt gleichzeitig dem Bundesministerium für Bildung und Forschung BMBF, Abt. Meeresforschung, für die Unterstützung der Modellierungsarbeiten im Rahmen des Verbundprojektes GOAP.

Literatur

- BÖRNER, Ricarda : Produktionsbiologisch-ökologische Untersuchungen am Phytoplankton des Zingster Stromes. Rostock, Universität, Sektion Biologie, Dissertation, 1984
- BRENNING, U. : Das Zooplankton des Greifswalder Boddens. - In: Meer und Museum 5(1989). - S. 36-43
- BROSIN, H.-J. : Hydrographie und Wasserhaushalt der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. - In: Veröff. Geophys. Inst. Universität Leipzig, 2.Ser. XVIII (1965). - S. 273-381
- CORRENS, M. : Grundzüge von Hydrographie und Wasserhaushalt der Boddengewässer an der Küste der DDR. - In: Acta hydrochim. hydrobiol. 5(1979). - S. 517-526
- HEERKLOSS, R. u. U. VIETINGHOFF : Biomasseäquivalente planktischer und benthischer Organismen in den Darß-Zingster Boddengewässern. - In: Wiss. Zeitschr. Universität Rostock 30(1981), Math.-nat. Reihe, H. 4/5, S. 31-36
- HÜBEL, H.-J. et al.: Ergebnisse des ökologischen Monitorings Greifswalder Bodden September 1993 bis März 1995. In: Rostock. Meeresbiolog. Beitr. (1995)3, S. 5-67
- JÖRGENSEN, S.E. : A eutrophication model for a lake. - In: Ecol. Modelling 2(1976). - S. 147-165
- KELL, Volker : Untersuchungen zur Qualität, Quantität und Primärproduktion des Phytoplanktons im Greifswalder Bodden. - In: Forschungsbericht Sektion Biologie, Rostock, Universität, 1985 unveröff.
- KELL, V.: Das Phytoplankton des Greifswalder Boddens. - In: Meer und Museum. - Stralsund 5(1989), - S. 25-35
- KELL, V. : Untersuchungen zur Qualität und Quantität des Phytoplanktons des Greifswalder Boddens. - In: Forschungsbericht, FB Biologie, Rostock, Universität, 1990 unveröff.
- KOB, A. : Hydrodynamische Modellierung des Greifswalder Boddens unter Berücksichtigung von gemessenen Zeitreihen. Ilmenau, Technische Universität, Diplomarbeit, 1994
- MERTINKAT, L. : Der Wasserhaushalt des Greifswalder Boddens - Untersuchungsergebnisse 1966/1989. Gutachten für den FB Biologie, Universität Rostock, 1991, unveröff.
- SCHMIDT, Ingeborg : Beziehungen zwischen Wassertemperatur und Phytoplankton im südlichen Greifswalder Bodden. - In: Acta hydrophysica - Berlin 34(1990). - S. 131-170
- SCHMIDT, I. : Beziehungen zwischen Algenentwicklung und Einflußfaktoren im südlichen Greifswalder Bodden. - Texte des Umweltbundesamtes 14/1991
- SCHMIDT, I. : Zu den Ursachen sommerlicher Blaualgenwasserblüten in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (südliche Ostsee). - Deutsche Ges. f. Limnologie, Erw.Zusammenfassung d. Jahrestagung Hamburg 1994, Bd. II(1994). - S. 675-679
- SCHMIDT, I. : Zu den Ursachen sommerlicher Cyanophyceenblüten in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (südliche Ostsee). - In: Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse (GOAP), Zwischenbericht 1993/94
- VIETINGHOFF, U. : Die mathematische Modellierung des Ökosystems Barther Bodden als Beitrag zur Ökosystemanalyse der Boddenkette West (Südliche Ostsee). Rostock, Universität, Habil.-Dissertation, 1982
- VIETINGHOFF, U. : Mathematical modelling of the ecosystem Barther Bodden. - In: 7. Symp. Ostsee-Meeresbiologen Rostock. Limnologica - Berlin 15(1984)2, - S. 253-262
- VIETINGHOFF, U., G. BALLIN, M.L. HUBERT u. W. SCHNESE : Ein mathematisches Teilmodell der Rolle der Mikroorganismen im Wasserkörper des Ökosystems Barther Bodden. - In: Wiss. Zeitschr. Universität Rostock 30(1981), Math.-nat. Reihe, H.4/5. - S. 53-61
- VIETINGHOFF, U., R. HEERKLOSS, M.L. HUBERT u. W. SCHNESE : Ein mathematisches Teilmodell für das Kompartiment Zooplankton-Copepoda des Ökosystems Barther Bodden. - In: Wiss. Zeitschr. Universität Rostock 30(1981), Math.-nat. Reihe, H.4/5. - S. 62-71
- VIETINGHOFF, U., M.L. HUBERT u. H. WESTPHAL : Zustandsanalyse und Langzeitveränderungen des Ökosystems Greifswalder Bodden. - Abschlußbericht 1994 zum Förderungsvorhaben des Umweltbundesamtes Berlin (1994)
- WASMUND, N. u. R. BÖRNER : Phytoplanktonentwicklung in der Darß-Zingster Boddenkette. - Wasser u. Boden 10 (1992), - S. 643-647

- WASMUND, N. u. U. SCHIEWER : Überblick zur Ökologie und Produktionsbiologie der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee). - Rostocker Meeresbiolog. Beitr. (1994)2, - S. 41-60
- WESTPHAL, H. u. B. LENK : Erfassung von Wasserinhaltsstoffen, Primärproduktion und Bakterienkeimzahl. In: Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse (GOAP), Zwischenbericht 1993/94
- WIEDEMANN, B. : Simulation des dynamischen Ökosystemmodells Barther Bodden auf dem Digitalrechner unter besonderer Berücksichtigung des Stickstoffkreislaufs als Beitrag zur Ökosystemanalyse der Boddenkette West. Rostock, Universität, Dissertation, 1985

Verfasser

Dipl.-Ing. Axel Kob
Dr.rer.nat. Maria-Luise Hubert
Prof.Dr. Ulrich Vietinghoff
Universität Rostock
FB Biologie
Abt. Biophysik
18051 Rostock

Anke Zölder; Heiko Palzer; Ulrich Vietinghoff

Einsatz der Bildverarbeitung bei der Identifikation, Zählung und Volumenbestimmung von Zooplanktern der südlichen Ostsee

Abstract

The application of image processing for the identification, counting and volume measurement of zooplankters from the Southern Baltic.

The purpose of our studies is the development of a system permitting various image sources to be used for the automatic identification and counting of zooplankters collected in the Southern Baltic and Greifswalder Bodden, the measurement of their volumes and the calculation of their biomasses. This involved the morphometric analysis of the most common zooplankters, the extraction of features that may be important for their identification and the integration of those features into the program for the plankton analysis system. The hardware and software needed for automatic operation of the system (scanning table for 16 chambers, side-to-side examination of the chambers) have also been set up. At present the plankton analysis system can identify 15 zooplankton species and genera with an accuracy of about 90 % and calculate parameters such as volumes and biomass.

1 Einleitung

Ziel unserer Untersuchungen ist die Entwicklung eines intelligenten Planktonanalysegerätes. Schwerpunkte bilden hierbei die automatische Identifizierung, Zählung sowie Volumen- und Biomasseberechnungen von Zooplanktern der südlichen Ostsee und des Greifswalder Boddens aus verschiedenen Bildquellen. In unserer Arbeitsgruppe werden speziell Mikroskopbilder digitalisiert, gespeichert und der Bildverarbeitung zugeführt.

Moderne Bildverarbeitungssysteme bieten umfassende Möglichkeiten, den Menschen bei seiner visuellen Arbeit zu unterstützen und zu entlasten. Für diese spezielle Analyseaufgabe kann kein standardmäßiges Bildverarbeitungs-

system verwendet werden, sondern es muß eine konkrete Anpassung an das Problem erfolgen.

Aus dieser Zielsetzung ergibt sich folgendes Arbeitsprogramm:

1. Zunächst gilt es, eine Übersicht der Zooplankter des o.g. Untersuchungsgebietes zu erstellen, wobei insbesondere die planktonbestimmenden Arten erfaßt werden. Darin sollen neben klassischen Bestimmungsmerkmalen (anhand der Literatur) auch neue bildverarbeitungstypische Merkmale gefunden und aufgenommen werden.
2. Morphometrische Vermessung der Zooplankter in größerem Stichprobenumfang, in deren Ergebnis Längen- und Breitenverhältnisse verschiedener anatomischer Einheiten sowie Muster der inneren Struktur Eingang finden.
3. Diese Arbeiten sind Voraussetzungen für die:
 - Algorithmenerstellung zur Identifikation, Zählung und Biomassebestimmung,
 - Programmierung und Anwendung verschiedener mathematischer Operationen,
 - Testung der automatischen Zooplanktonanalyse.

2 Material und Methoden

2.1 Technische Voraussetzungen

Für die Bearbeitung ist die folgende technische Ausstattung notwendig:

- ♦ IBM- kompatibler Personal Computer (486 DX, 66 MHz),
- ♦ Frame Grabberkarte (AFP mit einer Speichererweiterung auf 12 MByte),
- ♦ Mikroskop mit motorgetriebenem Scanningtisch (Fa. Märzhäuser) und der MCU 26,
- ♦ CCD - Kamera (Schwarz/Weiss-Kamera ausreichend),
- ♦ Videorecorder (z.B. PANASONIC AG 7350),
- ♦ 2. Monitor und
- ♦ Bildverarbeitungssoftware Image_C, speziell Treibersoftware für die AFP-Karte.

2.2 Verfahren der softwaremäßigen Merkmalsextraktion

Um eine erfolgreiche Klassifikation zu gewährleisten, sind Funktionen zur Objektteilervermessung notwendig. Da sich die Antennen, Borsten und Abdomen als für die Bildverarbeitung sehr wesentliche Körperteile herausgestellt haben, wurden die Algorithmen zu ihrer Berechnung weiter vervollkommen. Weiterhin konnten neue Merkmale in den Klassifikator aufgenommen werden (längste Borste, Anzahl der Borsten). Diese Merkmale konnten durch Breitenbestimmung der verschiedenen Objektteile unterschieden werden.

Die Merkmalsextraktion erfolgt in zwei Stufen. In der ersten Phase, der Merkmalssegmentierung, muß das Objekt bzw. die informationsrelevante Region segmentiert werden, d.h. z.B. für das Objekt, es muß sowohl vom Untergrund als auch von anderen Objekten bzw. Regionen isoliert werden. Dazu wird ein grauwertabhängiger Konturfolgealgorithmus verwendet, der bei erfolgreicher Konturverfolgung als Ergebnis einen Freeman-Kettencode liefert. Erst wenn dieser Code vorliegt, kann die eigentliche Merkmalsextraktion und die Berechnung der Merkmale stattfinden. In Punkt 3.1. sind die Bildverarbeitungsmerkmale 1 - 13 aufgeführt. Eine Erläuterung der Merkmale können dem Nutzerhandbuch IMAGE_C (IMTRONIC 1992) entnommen werden. Zusätzlich zu diesen Merkmalen wurde nach weiteren Verfahren zur Merkmalsfindung gesucht.

2.2.1 Verfahren zur Feststellung der Objektlagen

Da die Zooplankter die Objektlage dorsoventral oder lateral einnehmen, sind einige Merkmale nicht immer sichtbar und berechenbar. Demzufolge müssen **sichtbare, lageinvariante**, aber auch **lageabhängige** Merkmale bei der Merkmalsberechnung genutzt werden. Weiterhin müssen Kombinationen von Merkmalen für die Klassifikation verwendet werden, da einige morphometrische Parameter für verschiedene Gattungen gleich sind. Durch Ausnutzung der Objektlage bei bestimmten Gattungen (z.B. Copepoden) ist ebenfalls eine Reduzierung der Vielfalt möglich. Gerade bei Copepoden läßt sich die Lage mit einfachen bildverarbeitungstypischen Merkmalen, wie z.B. Formfaktor, Verhältnis von Originalfläche zur Fläche der konvexen Hülle, feststellen, da die Antennen der Copepoden in den meisten Fällen vom Cephalothorax abgespreizt sind.

2.2.2 Verfahren der Spline-Interpolation

Die Merkmalsextraktion orientiert sich an den charakteristischen Eigenschaften der Objekte.

Ein Objekt wird durch seinen Objektrand mit Hilfe des Freemancodes beschrieben. Da der Konturcode, auch Kettencode genannt, keine mathematisch exakte Funktion ist, die für weitere Berechnungen genutzt werden kann, erfolgt an dieser Stelle nun die Approximation des Konturcodes mit Hilfe der Spline-Interpolation, um mathematische Beschreibungen, wie die 1. und 2. Ableitung von Funktionswerten, Berechnungen von Krümmungen usw. zu nutzen.

Ein weiterer Vorteil der Splineinterpolation besteht darin, daß die innere Grauwertstruktur der Objekte unberücksichtigt bleibt. Mit Hilfe der Stützstellen lassen sich bestimmte Teile eines Objektes gut finden. Diese Stützstellen können aus der Funktion eliminiert werden, um die Objektkontur zu glätten.

Das Spline-Verfahren bietet die Möglichkeit der wesentlich exakteren Berechnung von verschiedensten Merkmalen für unterschiedliche Gattungen, die sich

in wesentlichen Körperanhängen unterscheiden. Folgende Parameter konnten durch diese Verfahren berechnet werden :

- ♦ Verhältnis von Abdomen- zu Objektlänge,
- ♦ Verhältnis von max. Breite zu Objektlänge,
- ♦ Verhältnis von Antennen- zu Objektlänge,
- ♦ Längste Antenne,
- ♦ Anzahl der Antennen,
- ♦ Längste Borste,
- ♦ Anzahl der Borsten.

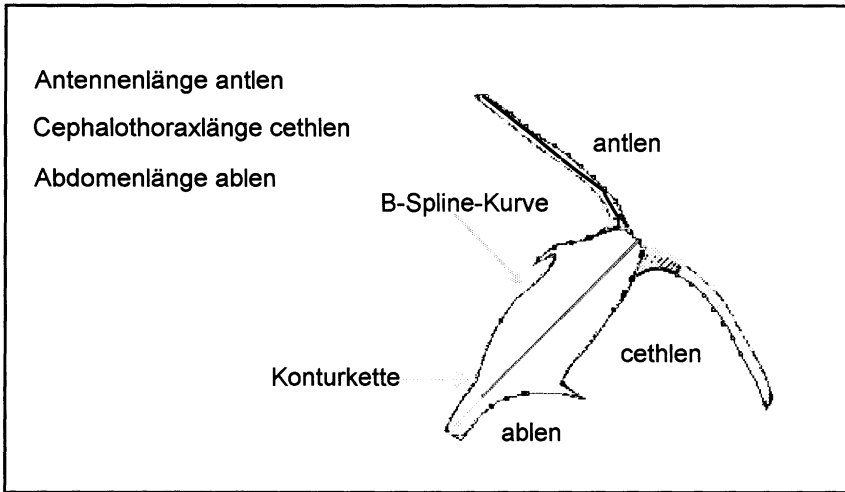


Abb. 1 Konturkette und B-Splineinterpolation bei einem Objekt

Das Verhältnis von Abdomenlänge/Gesamtkörperlänge lässt sich in der lateralen Objektlage (bei Copepoden) ohne große Fehler berechnen. In der dorsoventralen Lage hingegen setzt sich das Abdomen weniger gut vom Cephalothorax ab als bei Objekten in lateraler Lage. Durch die fächerartige Spreizung der Furca in der dorsoventralen Lage kommt es häufig zu falschen Abdomenberechnungen. Um den Klassifikationsfehler zu verringern, wurde in der dorsoventralen Lage ein weiteres Merkmal, das **Verhältnis von Antennenlänge/Gesamtlänge**, notwendig, das zur Unterscheidung der Copepoden diene.

Der beschriebene Spline-Algorithmus besitzt noch einen weiteren Vorteil. So können mit ihm auch Objekte berechnet werden, bei denen die Objektkontur unvollständig erkannt wurde. Dieser Fall tritt bei Evadne auf, wenn die objektspezifische "Tüte" nicht richtig erfaßt wird, da ihre Grauwerte in dem Grauwertbereich des Untergrundes liegen. Die vom Körper der Evadne weglaufenden Teile der Tüte werden dann als "Antennen" betrachtet. Anders als bei den

Copepoden liegen die Spitzen der "Antennen" dicht beieinander. Durch Einfügen von Stützstellen und anschließendes Verbinden der Spitzen kann die Kontur der "Tüte" geschlossen werden.

Durch die Hinzunahme des Merkmals "Borste" sind wir in der Lage, sowohl Marenzelleria zu klassifizieren, als auch Furcaborsten und Antennenborsten zu vermessen.

Die meisten Merkmale konnten durch die Approximation der B-Spline-Funktionen gut ermittelt werden.

2.2.3 Verfahren der Breitenberechnungen

Die Bestimmung der Breite stellt sich als sehr schwierig dar. Das Problem besteht darin, daß zum einen aus der Kontur nicht festgestellt werden kann, welche die Längs- und welche die Querrichtung des Objektes ist. Bei den Copepoden kann das Problem gelöst werden, da die merkmals tragenden Regionen sich in Kopf- (Antennen) bzw. Endposition (Abdomen) befinden. Sind die wesentlichen Objektteile vermessen und vom Cephalothorax abgetrennt, kann auch die Breitenmessung vorgenommen werden. Probleme bereiten hier aber noch die am Cephalothorax vorhandenen Beinpaare.

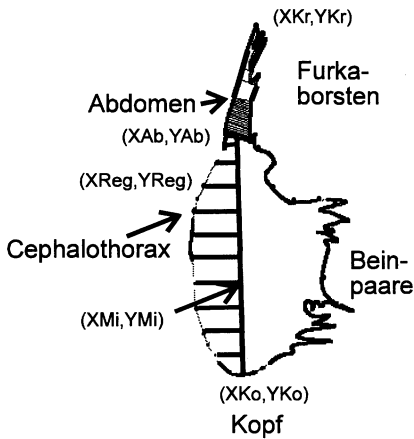
Bei den Phyllopoden der Gattung Evadne ergibt sich die Längsrichtung aufgrund der Tütenform aus der längsten x, y- Ausdehnung, so daß dann die Breite ebenfalls feststeht. Bei den Phyllopoden Podon und Bosmina ist das Problem aufgrund der sehr unterschiedlichen äußeren Form etwas schwieriger und kann nicht eindeutig mit der Längsausdehnung bestimmt werden. Es wurden verschiedene Varianten zur Breitenbestimmung untersucht.

Zur Breitenberechnung werden Regressionspunkte benutzt. Voraussetzung hierbei ist, daß zuvor die Objektkontur mit der Spline-Interpolation geglättet wurde. Ausgehend von dem maximalen Objektend- oder -anfangspunkt werden jeweils 10 Regressionspunkte nach vorn und nach hinten (gegenüberliegende Punkte) errechnet.

Die Breitenberechnung geschieht nun auf verschiedenen Wegen (Abb. 3):

- ♦ Berechnung der halben Cephalothoraxbreite über die Höhenbestimmung, ausgehend von den Regressionspunkten auf der glatten Cephalothorax-seite
- ♦ euklidische Abstandsmessung der gegenüberliegenden Regressionspunkte.

Acartia spec. in lateraler Lage



B-Spline-Funktion

Krümmungspunkt
(XKr, YKr)

Regressionspunkte
(XReg, YReg)

Länge des
Cephalothorax=
 $d((XAb, YAb); (XKo, YKo))$

Breite des
Cephalothorax=
 $d((XReg, YReg); (XMi, YMi))$

Abb. 2 Breitenberechnung am Beispiel eines Copepoden

Bei nicht exakter Auffindung der wesentlichen Objektteile kann es aber zu verrutschten Regressionspunkten kommen, so daß die Breite dann nicht korrekt bestimmt werden kann. Ein weiteres Verfahren - Segmentierung des Objektes in 10 äquidistante Teile - sollte Abhilfe bringen und als weiteres Ziel sollte durch die Unterteilung entlang der Mittellinie Segmente mit biologischen Übereinstimmungen gefunden werden (z.B. Bei Copepoden - 1. Segment mit Antennen).

Das von uns verwendete Verfahren (Autorenkollektiv, 1994) ermittelt die Mittellinie eines Objektes und unterteilt das Objekt dann in 10 äquidistante Bereiche senkrecht zu der gefundenen Mittellinie. Das ursprünglich erstellte Programm nutzte die morphologischen Transformationen (Erosion und Dilatation) zur Ermittlung des Objektrumpfes. Dadurch gehen aber die wesentlichen Parameter, wie z. B. Antennen, Abdomen, verloren. Außerdem können häufig nicht alle vom Cephalothorax abgespreizten Objektteile vollständig durch Erosionen eliminiert werden, so daß dann die Mittellinien- und die Breitenberechnung verfälscht sind. Aus diesem Grund kombinierten wir die Segmentierung mit dem Spline-Algorithmus. D.h. nach erfolgter Spline-Approximation und Eliminierung der wesentlichen Objekthanhänge zur Merkmalsberechnung wird das bereinigte Objekt dem Segmentierungsalgorithmus übergeben.

Die Untersuchungen nach diesem Verfahren an mehreren Objekten verschiedener Gattungen haben gezeigt, daß die Auswertung der 10 Segmente nicht zufriedenstellend waren (Abb. 4). Es konnten keine biologischen Übereinstimmungen in den Segmenten festgestellt werden, bzw. die wesentlichen

Objektmerkmale einer Gattung finden sich nicht immer in ein und demselben Segment wieder.

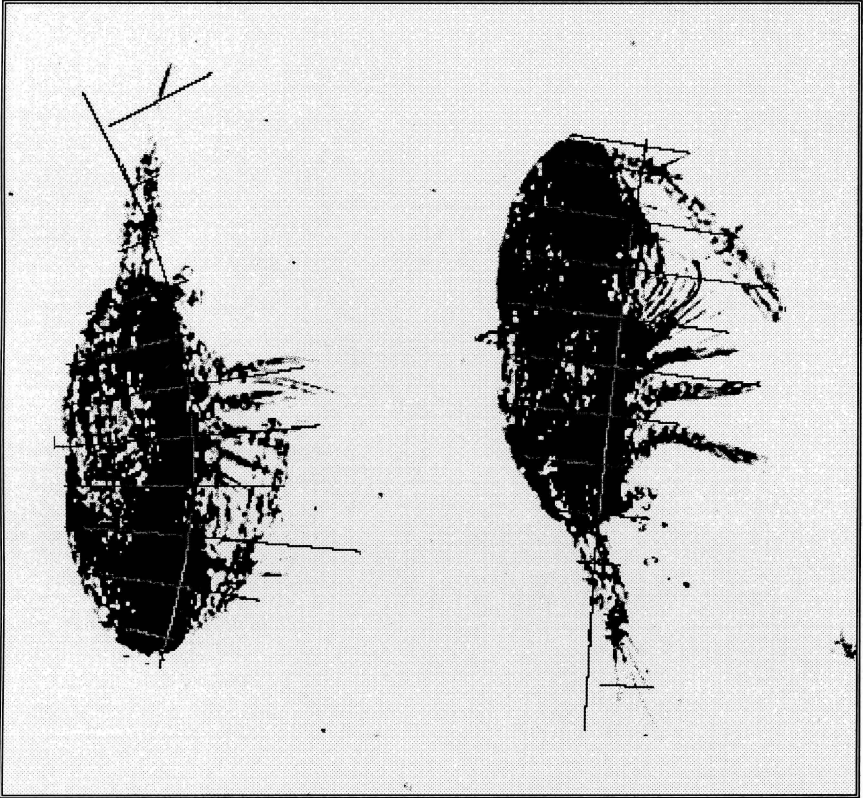


Abb. 3a Segmentierung am Beispiel von *Acartia*

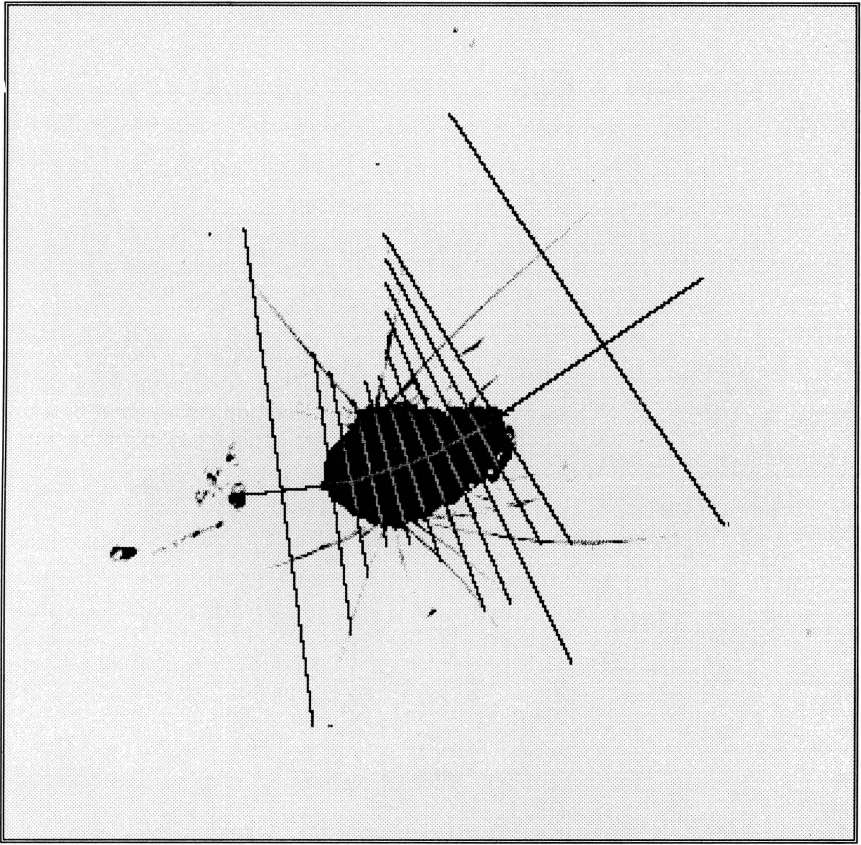


Abb. 3b Segmentierung am Beispiel einer Marenzelleria-Larve

Durch eine Kombination der Spline-Interpolation mit der Breitenberechnung nach der Mittellinien-Transformation ist zum Teil eine Verbesserung der Breitenberechnung möglich. Aber auch dieses Verfahren ist aufgrund der sehr unterschiedlichen Lagevarianzen nicht fehlerfrei. Deshalb werden bei der Klassifikation beide Breiten zur Verfügung gestellt.

3 Ergebnisse

3.1 Bildverarbeitungs- und biologische Merkmale der Zooplanktonklassifikation

Nach Aufnahme eines Jahresganges der Zooplanktonentwicklung im Greifswalder Bodden (wöchentlich mindestens 1 Probe an 2 Stationen an der Oberfläche und in der Tiefe) konnten folgende Arten/Gattungen als die planktonbestimmenden ermittelt werden: *Acartia*, *Eurytemora*, *Centropages* (sowie deren Nauplien und Copepoditen), *Podon*, *Evadne*, *Bosmina*, Larven von *Marenzelleria* und *Nereis*, *Keratella cochlearis*, *K. cruciformis*, *K. quadrata*, *Synchaeta* und Tintiniden). (PALZER & HACKER 1994).

Als für die Klassifikation maßgebliche Faktoren haben sich die Verhältnisse von Abdomen- zu Objektlänge, Antennen- zu Objektlänge, max. Breite zu Objektlänge, sowie die als Absolutzahl ermittelten längste Antenne, längste Borste sowie Anzahl der Antennen und Borsten erwiesen. Diese Charakteristika sind in einen Merkmalssatz aufgenommen und für die taxonomische Identifizierung verwendet worden. Somit besteht der Merkmalssatz aus **13 bildverarbeitungs-spezifischen und 7 biologischen Merkmalen**.

Ein wesentlicher Schwerpunkt war die Findung von weiteren biologischen Objektmerkmalen, die für eine automatische Klassifikation herangezogen werden können und deren programmtechnische Umsetzung.

Für die wesentlichen qualitativen Objekteigenschaften (z.B. rundlich, ellipsenförmig, dunkel, innen aufgehellte,...) werden quantitative Bildverarbeitungsmerkmale definiert, die die qualitativen Objekteigenschaften zufriedenstellend wiedergeben. Zu diesen Merkmalen, die sofort mit der Konturberechnung zur Verfügung stehen, zählen

1. Konkavitätsmaß
2. Formfaktor
3. innere Struktur
4. Kompaktheit
5. Fläche des Objektes
6. Länge der Kontur
7. min. Durchmesser der Ellipse
8. Fläche der Ellipse
9. Verhältnis von min. zu max. Durchmesser
10. Länge der Konvexkontur
11. Konvexfläche
12. Verhältnis Kontur- zu Konvexfläche
13. Formfaktor der Konvexkontur.

Diese Merkmale reichen aber nicht aus, da diese von der **Gesamtform** des Objektes ausgehen und wesentliche Objektteile wie Abdomenlänge, Antennenlänge etc. zu wenig berücksichtigen. Aufgrund dieser Erkenntnis müssen für solche Objektteile Charakteristika vermessen und berechnet werden. Speziell bei biologischen Objekten sind durch die unterschiedlichen Lagemöglichkeiten der

Objekte selbst (lateral, dorsal, ventral) und durch die zusätzlichen Lageänderungen der wesentlichen Objektteile die Merkmalsstreuungen sehr groß. Weiterhin müssen Kombinationen von Merkmalen für die Klassifikation verwendet werden, da einige morphometrische Parameter für verschiedene Gattungen gleich sind bzw. wichtige Objektteile von anderen Teilen verdeckt sind. Wiederum zeigt sich aber, daß bei Berücksichtigung der wesentlichen Objektlagen bei bestimmten Gattungen auch nur wenige wesentliche Merkmale betrachtet werden müssen. Für die Merkmalselektion ergibt sich die Nutzung von sichtbaren, lageinvarianten und lageabhängigen Merkmalen, wenn diese Lagen wesentlich andere Merkmale hervorrufen.

Statistische Untersuchungen erbrachten bei den bildverarbeitungstechnisch schwer diffenzierbaren Copepoden folgende Unterschiede verschiedener morphometrischer Parameter bzw. deren Quotienten:

Tabelle 1 Verhältnisse morphometrischer Parameter bei *Acartia*, *Eurytemora*, *Centropages* und *Bosmina*

Merkmal	<i>Acartia</i> (n = 129)	<i>Eurytemora</i> (n = 130)	<i>Centropages</i> (n = 120)	<i>Bosmina</i> (n = 100)
Abdlä/Objlä	0,18 ± 0,02	0,26 ± 0,04	0,29 ± 0,01	Rost/Objlä: 2,14 ± 0,46 Rost/Objbr: 1,66 ± 0,47
Antlä/Objlä	0,57 ± 0,05	0,48 ± 0,04	0,90 ± 0,21	
max. Br./Objlä	0,20 ± 0,02	0,20 ± 0,02	0,25 ± 0,02	
längste Antenne	0,64 ± 0,06	0,57 ± 0,08	1,14 ± 0,26	
längste Furcaborste	0,23 ± 0,03	0,22 ± 0,04	0,40 ± 0,03	

(*Bosmina*: einzige Phyllopoden-Gattung des Untersuchungsgebietes mit vergleichbar berechneten Quotienten, diese jedoch signifikant höher als bei allen untersuchten Copepoden).

Centropages: Abdomen-/Objektlänge signifikant größer als bei *Acartia*,
Antennen-/Objektlänge signifikant größer als bei *Acartia* und *Eurytemora*.

Keine signifikanten Unterschiede konnten zwischen den Quotienten max. Br./Objektlänge gegenüber *Acartia* und *Eurytemora* ermittelt werden, jedoch liegt der Mittelwert höher.

Eurytemora: Abdomen-/Objektlänge signifikant größer als bei *Acartia*,
Antennen-/Objektlänge signifikant kleiner als bei *Centropages*.

Keine signifikanten Unterschiede konnten zwischen den Quotienten max. Br./Objektlänge gegenüber *Acartia* und *Centropages* ermittelt werden; gleiches gilt für den Quotienten Antennen-/Objektlänge; hier liegt der Mittelwert unter dem von *Acartia*.

Acartia: Abdomen-/Objektlänge signifikant kleiner als bei Centropages und Eurytemora,
Antennen-/Objektlänge signifikant kleiner als bei Centropages.

Keine signifikanten Unterschiede konnten zwischen den Quotienten max. Br./Objektlänge gegenüber Eurytemora und Centropages ermittelt werden; gleiches gilt für den Quotienten Antennen-/Objektlänge, hier liegt der Mittelwert über dem von Eurytemora.

Die bei den Vermessungen zusätzlich ermittelten morphologischen Parameter sowie deren Verhältnisse zueinander, wurden bei der Erstellung der Klassifikatoren programmtechnisch umgesetzt. Insgesamt finden folgende biologischen Merkmale Berücksichtigung:

14. Verhältnis von Abdomen- zu Objektlänge
16. Verhältnis von max. Breite zu Objektlänge
15. Verhältnis von Antennen- zu Objektlänge
17. Längste Antenne
18. Anzahl der Antennen
19. Längste Borste
20. Anzahl der Borsten.

Die Anzahl der Merkmale ist somit auf 20 Merkmale erhöht worden. Es zeigt sich, daß sowohl morphometrische, also biologische Parameter, als auch bildverarbeitungstypische Merkmale Berücksichtigung finden, die sich effektiv berechnen lassen.

3.2 Betrachtung der Merkmale bei einigen Gruppen

Copepoden

Gerade bei Copepoden ist es von Vorteil, die unterschiedlichen Lagen bei der Merkmalswahl zu berücksichtigen. Die Lage läßt sich mit einfachen bildverarbeitungstypischen Merkmalen wie z.B. Formfaktor, Verhältnis von Originalfläche zur Fläche der konvexen Hülle, Kompaktheitsmaß feststellen. Die für die Copepoden ermittelten wesentlichen Objektlagen wurden in VIETINGHOFF et al. 1993 erläutert, so daß hier auf weitere Aussagen verzichtet werden kann.

In der lateralen Objektlage kann in den meisten Fällen das Abdomen eindeutig vom Cephalothorax getrennt und deren Länge vermessen werden. Die Antennen werden häufig von anderen Körperteilen verdeckt, so daß bei Nutzung dieses Merkmals eine fehlerhafte Berechnung in den Merkmalssatz eingehen würde. Aus diesem Grunde werden in der lateralen Lage zu den BV-Merkmalen zusätzlich folgende Merkmale berücksichtigt:

- Verhältnis von Abdomen- zu Objektlänge,
- Verhältnis von max. Breite zu Objektlänge.

In der dorsoventralen Lage hingegen wird in den meisten Fällen das Abdomen nicht exakt vom Cephalothorax abgetrennt (durch die fächerartige Spreizung der Furcaborsten und den flachen Übergang von Abdomen zum Cephalothorax), so daß es in dieser Lage als nicht wesentlich eingestuft wird. Da in der dorsoventralen Lage die Antennen der Copepoden häufig vom Cephalothorax abgespreizt sind, können diese Objektteile gut vermessen werden. Die Beborstung kann ebenfalls in die Analyse einbezogen werden, da sie sich effektiv berechnen läßt. In dieser Lage werden demnach folgende Parameter berücksichtigt:

Verhältnis von Antennen- zu Objektlänge,
Längste Antenne,
Anzahl der Antennen,
Längste Borste,
Anzahl der Borsten.

Weiterhin hat es sich als günstig erwiesen, "Borsten" als eigenständiges Merkmal zu berechnen, da einige Gattungen dadurch leichter charakterisiert werden können (z.B. *Marenzelleria*-Larven, Antennenborsten bei *Acartia* oder Furcaborsten bei den verschiedenen Copepodengattungen). Es kann jedoch nicht zwischen Antennen- oder Furcaborsten unterschieden werden, da beide Parameterquotienten zur Merkmalsberechnung signifikant nicht verschieden sind.

Polychaeten

Durch die Einführung des Merkmals "Borste" können nun die Polychaetenlarven von *Marenzelleria* recht gut klassifiziert werden. Die Anzahl und Länge der Borsten ist für diese Gruppe ein wesentliches Merkmal.

Phyllopoden

Die Phyllopoden-Gattung *Bosmina* besitzt als wesentliches Merkmal das Verhältnis von Rostrumlänge/Körperlänge. Das bereits für die Copepoden definierte Merkmal Verhältnis von Antennenlänge/Gesamtlänge entspricht dem genannten Verhältnis.

Zur Unterscheidung der Gattungen *Bosmina*, *Evadne* und *Podon* werden noch folgende Parameter benutzt:

- max. Cephalothoraxbreite/Cephalothoraxlänge,
- relative Lochanzahl (innere Struktur),
- Verhältnis der Ellipsendurchmesser.

Bei nicht exakter Findung der Kontur der *Evadne* ist die tütenförmige Brutkammer nicht geschlossen. Die Teile der "Tüte" werden dann als Antennen gefunden, die unter bestimmten Bedingungen (Antennen schneiden sich im spitzen Winkel; Abstand der Antennenspitzen liegen im vordefinierten Toleranzbereich)

zur Tüte vervollständigt werden. Das Objekt wird dann ein 2. Mal gesucht und kann dann exakt vom Untergrund eliminiert werden (Schließalgorithmus bei Evadne).

"Kleines Zooplankton"

Die drei Keratella - Arten, *Keratella cochlearis*, *K. cruciformis* und *K. quadrata*, können aufgrund der unterschiedlichen Anzahl der Abdominalstacheln unterschieden werden (*K. cochlearis* ohne, *K. cochlearis* 1, *K. quadrata* 2 Abdominalstacheln). Die Abdominalstacheln werden mit den bekannten Methoden der Abdomenberechnung bestimmt. Die *Synchaeta* spec. sind eher sackförmig und können durch die kompakte Form unterschieden werden. Die Tintinniden, die durch ihre Parallelität der äußeren Konturseiten definiert sind, können durch die Breite charakterisiert werden. Die Nauplien unterscheiden sich zum einen aufgrund ihrer Größe von den anderen Planktongattungen und zum anderen durch ihre 6 Beine.

3.3 Vorstellung des Softwarepaketes

Das Programm zur Zooplanktonanalyse ermöglicht die interaktive und automatische Bearbeitung von Zooplanktonproben auf Objektträgern, wobei Zooplanktongattungen verschiedener Größenklassen und Herkunftsgebiete untersucht werden können. Aufgrund der vordefinierten Mikroskopvergrößerung erfolgt eine Größeneinteilung in großes (> 1mm) und kleines (< 1mm) Zooplankton.

Das Programm zur Zooplanktonanalyse ist ein menügeführtes Programm zur Aufnahme von Bildmeßreihen, zur Erarbeitung von klassifizierten Stichproben, zum Anlernen von Klassifikatoren mit frei wählbaren Strukturen und der eigentlichen Klassifikation. Es ist so gestaltet, daß Gattungen klassifiziert werden können, die sich durch bestimmbare Merkmale unterscheiden lassen. Es findet eine hierarchische Klassifikationsmethode nach dem numerischen Merkmalsprinzip statt. Die Merkmale der Objekte werden mit den Methoden der digitalen Bildverarbeitung bestimmt und in Merkmalsvektoren gespeichert. Hierbei kommen sowohl reine Bildverarbeitungs- als auch morphologisch, biologische Merkmale zum Einsatz.

Für die Klassifikation von Zooplanktonproben wurde ein Programm erstellt, das auch Bearbeiter ohne Programmierkenntnisse bedienen können. Das Programm besitzt eine graphische Oberfläche. Die vom Bediener vorzunehmenden Eingaben sind leicht verständlich und einfach zu handhaben. Die Analyse kann im interaktiven oder im automatischen Modus durchgeführt werden. Die wesentlichen Menüpunkte werden nun kurz erläutert.

Zu Beginn muß eine Entscheidung zwischen großem (> 1mm) und kleinem (< 1mm) Zooplankton in dem Menüpunkt "*Zooplanktongruppen*" getroffen

werden. Das große Zooplankton wird im Hellfeld bei einer Mikroskopvergrößerung von 25 und das kleine Zooplankton im Dunkelfeld bei 100facher Vergrößerung untersucht. Die Objektiveneinstellungen am Mikroskop erfolgen automatisch, die Umschaltungen zwischen Hellfeld und Dunkelfeld sowie die dazugehörige Fokussierung jedoch manuell. Beim Scharfstellen der Objekte sollte sich der Bearbeiter an den Bildverarbeitungsmonitor halten, damit eine optimale Einstellung für die Bildverarbeitung gewährleistet werden kann. Nach der Scharfstellung muß der Bearbeiter wieder an den Präparaterand fahren, so daß sich die Präparatekante in der Mitte des Bildverarbeitungsmonitors befindet. Dies ist für die Bestimmung der Grauwertschwelle für eine automatische Analyse notwendig. Es empfiehlt sich, daß zu Beginn jeder Zooplanktonanalyse die entsprechende Zooplanktongruppe über das Menü "Zooplanktongruppen" eingestellt wird. Standardmäßig ist großes Zooplankton eingestellt. Beim kleinen Zooplankton kann der Bearbeiter zwischen der direkten automatischen Klassifikation von Objektpräparaten auf dem Scanningtisch und der interaktiven Bearbeitung wählen. Der Weg der direkten Klassifikation wurde aus Speicherplatzgründen gewählt, da ansonsten die Speicherkapazität schnell erschöpft wäre.

Mit dem Menüpunkt "*Meßreihe erstellen*" besteht die Option der interaktiven oder automatischen Erstellung einer Meßreihe. Die automatische Meßreihenerstellung ist für die Digitalisierung von informationstragenden Bereichen der auf dem automatisch steuerbaren Scanningtisch liegenden Objektträgern bei großem Zooplankton geeignet. Dabei werden sowohl die Präparate auf dem Scanningtisch als auch der Deckgläschenbereich auf dem Präparat automatisch ermittelt. Bei der Herstellung der Präparate besteht die Forderung, daß sich das Deckgläschen nahezu in der Mitte des Präparates befinden muß. Jedes vorhandene Präparat wird mäanderförmig, ohne Überlappung, abgefahren, die über eine CCD-Kamera aufgenommenen Bilder werden im Bildspeicher zwischengespeichert und nach entsprechender Anzahl von Bildern als Gesamtbilder abgespeichert. Dadurch wird die Anzahl der am Bearbeitungsrand geschnittenen Objekte kleiner. Die Gesamtbilder werden in mäanderförmiger Reihenfolge abgespeichert, so daß man die Möglichkeit hat, Bilder zur Bearbeitung von geschnittenen Objekten automatisch zusammenzufügen. Die Pfadeinstellungen und der Name einer Meßreihe können beliebig gewählt werden. Es ist aber auch möglich, einzelne Bilder aufzunehmen.

Weiterhin besteht die Möglichkeit der Erarbeitung einer klassifizierten Stichprobe direkt vom Präparat oder von gespeicherten Bildern (Menüpunkt "*Stichprobe erstellen*"). Bei der direkten Methode werden die Präparatbilder nicht gespeichert, sondern nur im Bildspeicher für die Zeit der Bearbeitung eingefroren. Dies hat den Vorteil, daß die Festplatte nicht mit Stichprobenbildern belastet wird. Bei der Stichprobenerarbeitung ist es möglich, die Anzahl der Klassen und Unterscheidungskriterien anzugeben. Im Menü kann aus 20 derzeit vorhandenen Unterscheidungsmerkmalen ausgewählt werden. Die Anzahl der Klassen ist auf 26 begrenzt. Die Objektmerkmale der einzelnen Objekte werden berechnet und anschließend erfolgt die Objektzuordnung zu einer Klasse aufgrund des berechneten Merkmalsvektors durch den Bearbeiter. Die Stichprobe sollte so gestaltet

werden, daß alle Objektklassen etwa mit der gleichen Häufigkeit auftreten (empfehlenswert für eine erfolgreiche Klassifikation sind 20-30 Objekte pro Gattung), so daß die Stichprobenobjekte die jeweiligen Klassen gut repräsentieren. Die Stichprobe kann jederzeit erweitert werden, damit die Anzahl der Objekte den jeweiligen Bedingungen angepaßt wird. Zu Beginn einer neuen Stichprobe muß der Bearbeiter die Biomassen der vorkommenden Gattungen eingeben, um bei der Klassifikation die Gesamtbiomasse pro Gattung ermitteln zu können.

In der Anlernphase kann vom Benutzer die hierarchische Struktur der Klassifikation angegeben werden (Menüpunkt "*Anlernen*"). Es erfolgt eine Aufteilung des $k=n$ Klassenproblems in eine Reihe von 2-Klassenproblemen. Die für die jeweiligen Klassen relevanten Merkmale können vom Bediener ausgewählt werden. Mit Hilfe der Stichprobe werden die Entscheidungsregeln erarbeitet. Diese haben die Form

IF (MERKMAL[1] <(>) SCHWELLE) THEN Klasse 1
ELSE Klasse 2

Es empfiehlt sich aber, die optimale Entscheidungsform zu wählen, indem dem Programm alle Merkmale zur Verfügung gestellt werden.

In der eigentlichen Klassifikation erfolgt dann die Zuordnung von unbekannten Objekten zu Gattungsklassen nach dem hierarchischen Prinzip (Menüpunkt "*Klassifikation*"). Hierzu müssen die Bildmeßreihe oder einzelne Bilder (interaktive Klassifikation) und die zu benutzende klassifizierte und angelernte Stichprobe ausgewählt werden. Generell werden im Bild nach Objekten ab einer vorgegebenen Binarisierungsschwelle mit den Verfahren der Konturverfolgung gesucht, Merkmale berechnet und anschließend erfolgt die Klassifizierung der Objekte anhand des berechneten und angelernten Merkmalsvektors.

- ♦ Die Ergebnisse der Klassifikation sind:
- ♦ die Gesamtanzahl der klassifizierten Objekte,
- ♦ die Anzahl der Objekte pro Klasse,
- ♦ die Anzahl der Objekte, die keiner Klasse zugeordnet wurden,
- ♦ die Biomasse pro Klasse,
- ♦ die Gesamtbiomasse aller klassifizierten Objekte.

Diese werden in der Ergebnisdatei *.erg gespeichert.

Weiterhin werden die Merkmale und das Vorkommen (Bildname) der Objekte zur weiteren Bearbeitung in Dateien abgelegt. Hierbei sind die Namen der Dateien mit den Klassennamen (gattung.dat) identisch.

Aufgrund der Aufteilung des Programmes in Menüpunkte können verschiedene Klassifikationen vorgenommen werden. Der Bediener muß eine klassifizierte Stichprobe erarbeiten und kann in der Anlernphase selbst die Struktur der Klassifikation eingeben. Damit ist die Klassifikation variabel einsetzbar.

3.4 Steuerung des Scanningtisches für den automatischen Betrieb

Mit dem Mikroskop Axiotron und dem vom PC steuerbaren Scanningtisch (16 Präparate) sind wir in der Lage, ein oder mehrere Zooplanktonpräparat(e) im automatischen Betrieb auswerten zu lassen. Dazu sind bestimmte software-, als auch hardwaremäßige Einstellungen notwendig. Die hardwaremäßigen Voraussetzungen für den semiautomatischen Betrieb sind durch den automatischen Objektrevolver und durch den automatisch steuerbaren Scanningtisch gegeben. Für einen vollautomatischen Betrieb sind aber noch weitere Zusatzmodule am Mikroskop wie automatischer Z-Trieb und ein steuerbarer Kondensor notwendig. Da eine Trennung zwischen der Einstellung der Mikroskopvergrößerung (muß im Menüpunkt Zooplanktongruppen zu Beginn vorgenommen werden) und der Steuerung des Scanningtisches besteht, wirken sich die nicht vorhandenen Module nicht auf die weitere automatische Meßreihenanalyse aus.

Die Steuerung des Scanningtisches erfolgt über die serielle Schnittstelle des PCs vom Programm der Zooplanktonanalyse. Folgende Schritte sind als wesentlich zu betrachten:

1. *Benutzervorgabe* des Scanningtischtypes, da daraus die Anzahl der zu untersuchenden Präparate abgeleitet wird (Hersteller: Fa. Märzhäuser mit der Auswahl für Präparateanzahl 1, 2, 4, 8, 16),
2. Automatische *Suche der mit Präparaten belegten Positionen*,
3. Automatische Ermittlung der zu untersuchenden Präparatefläche (*Deckgläschen*) - wobei eine nahezu mittige Lage anzustreben ist und
4. flächendeckende Mäanderfahrten (ohne Überlappungen oder Leerstellen) innerhalb des Präparates zur Bildaufnahme.

Durch die Vorgabe der Präparateanzahl hat der Bearbeiter die Möglichkeit der Anpassung seiner Hardware an das Programm. Besitzt er einen Scanningtisch mit 16 Präparatepositionen, kann er die zum Programm mitgelieferte Scanningtisch-Datei tab16.mcl aufrufen. Diese Datei enthält die x- und y- Koordinaten der jeweiligen Präparatepositionen, gemessen in der Mitte der linken Objektträgerkante. Werden Scanningtische mit weniger Präparaten angewandt, so muß der Bearbeiter die Scanningtisch-Datei für seine spezielle Hardware selber erstellen.

Bei der Suche nach vorhandenen Präparaten wird jeweils die x,y - Koordinate angefahren und durch Kantenextraktion analysiert. Wurde eine Objektträgerkante festgestellt, erfolgt die Suche nach der vertikalen und anschließend nach der horizontalen Deckgläschenkante durch Kantenerkennung. Das Deckgläschen sollte nahezu in der Mitte des Objektträgers positioniert werden. Weitere Forderungen werden nicht gestellt. Ist ein leerer Objektträger vorhanden, erkennt der Rechner dies als **fehlerhaftes Präparat** und die Suche wird an der nächsten Position fortgesetzt. Der Schnittpunkt der horizontalen mit der vertikalen Deckgläschenkante ist der Startpunkt für die Bildaufnahme.

Zur Reduzierung von Arbeitszeit und Speicherkapazität erfolgt die Mäanderfahrt mit Bildaufnahme und Übergabe in den Bildspeicher immer innerhalb eines Präparates so, daß anschließend gleich mehrere Bilder gespeichert werden (jeweils 4 Schritte nach rechts, 1 Schritt nach unten, 4 Schritte nach links, 1 Schritt nach unten, 4 Schritte nach rechts, 1 Schritt nach unten, 4 Schritte nach links usw.).

Zur Verringerung von geschnittenen Objekten werden 4 Bilder der Größe 512x512 Pixel zu einem 1024x1024 Pixel großen Bild zusammengefaßt (abhängig vom Bildspeicher). Bei 25facher Vergrößerung ergeben sich somit 52 1MByte-Bilder pro Präparat, bei 100facher Vergrößerung sind es bedeutend mehr (ca. 700 MB).

Für die Erzeugung von digitalen Abbildern von einem Objektträger sind je nach Rechenleistung ca. 12 Minuten notwendig (bei 25facher Vergrößerung). Bei optimaler Komprimierung der Bilder ist dabei mit einem Speicherbedarf von ca. 300 MB für 16 Präparate zu rechnen, ein Punkt, der die Anwendung der bekannten Vor- und Aussortierung von Leerbildern erforderlich macht.

Aufgrund des enormen Speicherplatzbedarfs bei der 100fachen Vergrößerung wurde die Umstellung der Bearbeitung auf Sofortanalyse (Klassifikation) und paralleler Videoaufzeichnung vorgenommen, so daß o.g. Problemkreis ausgeschlossen worden ist, ohne an Reproduzierbarkeit zu verlieren.

Für den Einsatz zur qualitativen und quantitativen Analyse sind Vorüberlegungen angestellt worden, so daß mittels spezieller Zählkammern eines definierten Volumens auch Abundanzen der Zooplankter ermittelt werden könnten.

3.5 Ergebnisse der hierarchischen Klassifikation

Es wurden verschieden strukturierte, numerisch - hierarchische Klassifikatoren mit verschiedenen Merkmalsvorgaben getestet. Ergebnis dieser Untersuchungen sind Klassifikatoren zweier Größenklassen für Objekte < 1mm ("Kleines Zooplankton") und > 1mm ("Großes Zooplankton") Länge, die ca. 90 % aller angebotenen Objekte richtig zuordnen.

Zum einen wurden alle Merkmale in der Anlernphase zur Verfügung gestellt, so daß die wesentlichen Merkmale durch einen vom Rechner bestimmten Optimierungsprozeß ermittelt wurden. Zum anderen wurden verschiedene Merkmalsvorgaben vom Bearbeiter vorgenommen.

Muster eines postoptimierten Klassifikators für "Großes Zooplankton" bei automatischer Merkmalsvergabe:

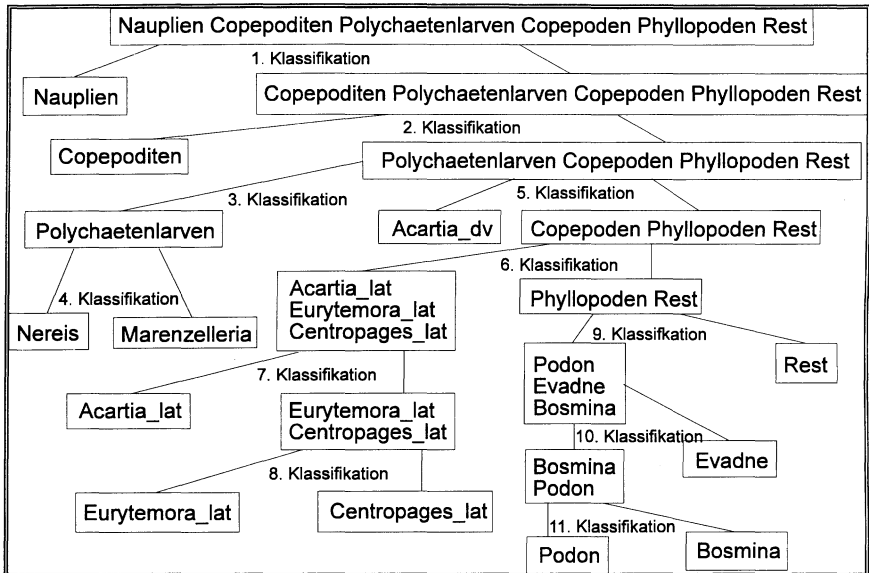


Abb. 4 Hierarchischer Klassifikator für "Großes Zooplankton" (89.6% richtige Zuordnung)

Muster des postoptimierten Klassifikators für "Kleines Zooplankton" mit automatischer Merkmalsvergabe (s. folgende Seite).

Nach Testung einer Vielzahl verschiedener Klassifikatoren beider Zooplanktongruppen wird erkennbar, daß

- a) die Struktur eines Klassifikators und
- b) die Art der Merkmalsvorgabe

(optional - subjektiver Faktor oder automatisch - objektive Merkmalsberechnung) wesentlichen Einfluß auf das Klassifizierungsergebnis hat.

Hierarchischer Klassifikator für kleine Zooplankter des Greifswalder Boddens und der südlichen Ostsee

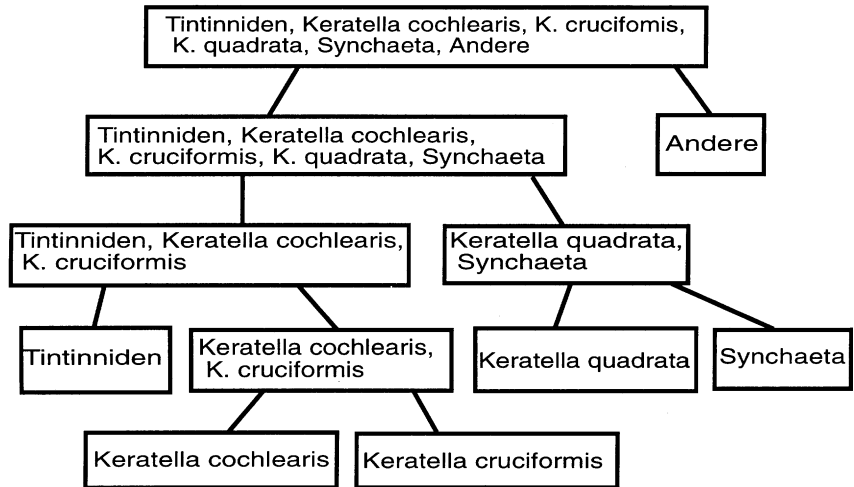


Abb. 5 Hierarchischer Klassifikator für "Kleines Zooplankton"
(89,8 % richtige Zuordnung der Objekte)

4 Diskussion und Zusammenfassung

Die bei den Vermessungen zusätzlich ermittelten morphologischen Parameter sowie deren Verhältnisse zueinander, wurden bei der Erstellung der Klassifikatoren programmtechnisch umgesetzt.

Die Anzahl der Merkmale ist somit auf 20 Merkmale erhöht worden. Es zeigt sich also, daß sowohl morphometrische biologische Parameter als auch bildverarbeitungstypische Merkmale Berücksichtigung finden müssen, die sich wiederum effektiv berechnen lassen müssen. Folgende Merkmale finden Berücksichtigung:

1. Konkavitätsmaß
2. Formfaktor
3. innere Struktur
4. Kompaktheit
5. Fläche des Objektes
6. Länge der Kontur
7. min. Durchmesser der Ellipse
8. Fläche der Ellipse
9. Verhältnis von min. zu max. Durchmesser
10. Länge der Konvexkontur
11. Konvexfläche
12. Verhältnis Kontur- zu Konvexfläche
13. Formfaktor der Konvexkontur.
14. Verhältnis von Abdomen- zu Objektlänge
16. Verhältnis von max. Breite zu Objektlänge
15. Verhältnis von Antennen- zu Objektlänge
17. Längste Antenne
18. Anzahl der Antennen
19. Längste Borste
20. Anzahl der Borsten.

Zur Feststellung der Klassifikationsgüte wurde der Ergebnisvergleich folgendermaßen vorgenommen:

1. Bearbeiter klassifiziert die Probe,
2. Programm klassifiziert die Probe.

Durch Vergleich beider Ergebnisse kann die Qualität der Klassifikation beurteilt werden, die bei 90% liegt.

Mit dem z.Z. vorliegenden Programm können folgende Punkte abgearbeitet werden:

Wahl des Planktons (groß, klein) - damit verbunden eine automatische Einstellung des Objektivs am Mikroskop und die Möglichkeit der Fokussierung,

Meßreihe erstellen - Bildscanning, automatische Steuerung des Scanningtisches, automatische Präparatesuche auf dem Scanningtisch, automatische Digitalisierung und Speicherung der Bilder ("Großes Zooplankton") oder Video-mitschnitt und Sofortanalyse, bestehend aus taxonomischer Analyse, Zählung, Biomassebestimmung und Datensystematisierung und -speicherung ("Kleines Zooplankton"),

Stichprobe erarbeiten - Objektisolierung und Merkmalsextraktion für die manuelle Zuordnung der Tierarten zum Anlernen eines Klassifikators aus Livebildern oder digitalisierten Bildern,

Anlernen eines Klassifikators - Optimierung der Klassifikator- und der Merkmalsstruktur,

Klassifizierung - automatische, taxonomische Identifizierung anhand digitalisierter Objektbilder.

Im Zeitvergleich ist der Mensch noch schneller als der Rechner. Man kann aber eine Zeitreduzierung zum einen durch die Erhöhung der Stichprobenelemente und zum anderen durch einen schnelleren PC (Pentium - Prozessor, höhere Taktfrequenz, etc.) erreichen. Außerdem kann der Computer kontinuierlich arbeiten, d.h. auch nachts, so daß die Zeitbetrachtung in den Hintergrund gerückt werden sollte. Der Mensch würde von aufwendiger, monotoner Arbeit entlastet werden und würde Überwachungs- und Bedienungsaufgaben sowie die Auswertung der Ergebnisse übernehmen. Der subjektive Faktor der Analyse wäre ebenfalls beseitigt, so daß auch hier mit Kontinuität zu rechnen ist. Weiterhin werden mit der PC-Klassifikation wesentliche Objektmerkmale berechnet und gespeichert. Gleichzeitig erfolgt die Speicherung des Bildmaterials für weitere Untersuchungen (bei manueller Bearbeitung werden die klassifizierten Proben meist entsorgt, so daß weitere Untersuchungen nicht möglich sind).

Die Klassifikation von einem Präparat mit einem PC 80486 DX2 60 MHz dauert etwa 20 Minuten (20 - 100 Objekte) bzw. von einem Scanningtisch 5 h 20 min. Durch Verlagerung der Klassifikation in die Nachtstunden (außerhalb der Arbeitszeit) wirkt sich der enorme Zeitbedarf nicht negativ aus.

Für die Klassifikation von Zooplankton aus Mikroskopbildern ist ein Programmpaket erstellt worden, das für die interaktive und automatische Analyse von Zooplankton auf Objektträgern, die auf einen automatisch steuerbaren Scanningtisch liegen, geeignet ist. Das Programm besitzt ein benutzerfreundliches Menü, das an das IMTRONIC-Konzept angepaßt wurde und somit für viele Bearbeiter leicht zugänglich ist. Das Programmpaket ist in der Programmiersprache C unter Microsoft-C erstellt worden.

Für die Klassifikation von Zooplanktern des Greifswalder Boddens und der südlichen Ostsee sind klassifizierte Stichproben erarbeitet worden, die dann für die Klassifikation von Zooplanktern aus den genannten Gebieten verwendet werden können.

Ein weiterer Vorteil des Programms besteht in der Modifizierbarkeit und Verifizierbarkeit der zu untersuchenden Zooplankter, d.h. der Bearbeiter hat sowohl die Möglichkeit der Hinzunahme von weiteren Objekten in die vorhandene Stichprobe, als auch die Möglichkeit einer neuen Definition der zu untersuchenden Zooplanktergattungen. Die Klassifikation kann somit der jeweiligen Aufgabenstellung angepaßt werden; weiteres Gattungsspektrum kann angelernt und klassifiziert werden.

Für die Entwicklung der Algorithmen der Zooplanktonklassifikation wurden digitalisierte Mikroskopbilder verwendet und diese sind durch entsprechende Modifikationen generell an die anderen Bildaufnahmesysteme anpaßbar. So wurden ebenfalls Videobilder des Ichthyoplanktonrecorders bearbeitet, die eine Grobklassifizierung in Fischeier und -larven, Copepoden, Euphausiden und Chaetognathen umfaßte.

Danksagung

Unser Dank gilt dem BMBF/ BEO, das unsere Arbeit zu 100 % förderte. (Förderprojekt 03F0084C)

Literatur

- Autorenkollektiv: Wissenschaftliche Beiträge der Friedrich-Schiller-Universität Jena AUTOBILD '87; 1987
- Autorenkollektiv: IMAGE_C Bildverarbeitungssoftware - Nutzerhandbuch; IMTRONIC GmbH Berlin 1992
- Autorenkollektiv: Segmentierungsalgorithmus, Interner Bericht; IMTRONIC GmbH Berlin 1994
- BRENNING, U.: Das Zooplankton des Greifswalder Boddens. Meeresmuseum Stralsund 1992
- ENCARNACAO, J., STRÄBER, W.: Computergraphics. Akademie-Verlag, Berlin, 1988
- ERNST, H.: Merkmalextraktion und Mustererkennung. In: CHIP PLUS 7, München Juli 1988; Seite 20 - 22
- FRITSCH, K.: Visuelle Sensoren. Akademie-Verlag Berlin 1987
- HABERÄCKER, P.: Digitale Bildverarbeitung, Grundlagen und Anwendungen. Hanser-Verlag, München; 1989
- HUFNAGL, P., VOSS, K.: Merkmale der Form, Größe und Lage digitaler Objekte. In: Bild und Ton 37 (1984), Verlag Leipzig, Seiten 293-298
- HUFNAGL, P.: Zur Erhöhung der Leistungsfähigkeit der automatischen Mikroskopbildanalyse. Dissertation A, Humboldt Universität Berlin 1987
- KITTLER, J.: Feature Selection and Extraction. Handbook of Pattern Recognition and Image Processing, Academic Press, 1986, Seiten 59-83
- KREBEL, U., SCHÜRMANN, J., FRANKE, J.: Neuronale Netze für die Musterklassifikation; in Mustererkennung 1991; Springer Verlag Berlin 1991
- NIEMANN, H.: Klassifikation von Mustern. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1983
- PALZER, H.; HACKER, F.: Untersuchungen zur Populationsdynamik verschiedener Zooplankter des Greifswalder Boddens im Jahresgang 1994 unter Berücksichtigung biotischer und abiotischer Faktoren; In: Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands, Verlag: Natur und Text in Brandenburg GmbH, 1995 (in press)
- PESTA, O.: Copepoda, X. c, Copepoda non parasitica. In: Tierwelt der Nord- und Ostsee, ed.: GRIMPE & WAGLER, 1934
- RAMMNER, W.: Phyllopoda, X. a. In: Tierwelt der Nord- und Ostsee, ed.: GRIMPE & WAGLER, 1934
- ZÖLDER, A.: Ein Beitrag zur automatischen Zooplanktonanalyse mit Methoden der digitalen Bildverarbeitung. Dissertation A, Universität Rostock 1992
- ZÖLDER, A.; PALZER, H.: Entwicklung eines intelligenten Zooplanktonanalysegerätes mittels Bildverarbeitung unter Verwendung morphometrischer Parameter des Zooplanktons aus dem Greifswalder Bodden und der südlichen Ostsee. In: Beiträge zur angewandten

Gewässerökologie Norddeutschlands, Verlag: Natur und Text in Brandenburg GmbH, 1995 (in press)

- ZÖLDER, A., PALZER, H. und VIETINGHOFF, U.: Entwicklung eines intelligenten Zooplanktonanalysegerätes mit dem Bildverarbeitungssystem IMTRON 2000 unter Verwendung morphometrischer Parameter des Zooplanktons aus dem Greifswalder Bodden und der südlichen Ostsee. In: Firmendruckschrift IMTRONIC GmbH, Katalog - Bildbearbeitung, Bildanalyse, Bilddokumentation, Bildarchivierung; 1995, Seite 29
- VIETINGHOFF, U.; ZÖLDER; A., PALZER, H. und ESCHHOLZ, P.: Entwicklung von Algorithmen für die automatische Erkennung von Bildern des Zooplanktons mit Hilfe eines Bildverarbeitungssystems. Zwischenbericht Dezember 1993 (Förderprojekt BMFT/ BEO 03F0084C) - unveröffentlicht
- VIETINGHOFF, U.; ZÖLDER; A., PALZER, H. und ESCHHOLZ, P.: Entwicklung von Algorithmen für die automatische Erkennung von Bildern des Zooplanktons mit Hilfe eines Bildverarbeitungssystems. Zwischenbericht Dezember 1994 (Förderprojekt BMFT/ BEO 03F0084C) - unveröffentlicht
- VIETINGHOFF, U.; ZÖLDER; A., PALZER, H. und ESCHHOLZ, P.: Entwicklung von Algorithmen für die automatische Erkennung von Bildern des Zooplanktons mit Hilfe eines Bildverarbeitungssystems. Abschlußbericht März 1995 (Förderprojekt BMFT/ BEO 03F0084C) - unveröffentlicht

Verfasser

Dr. - Ing. Anke Zölde,
Dr. rer. nat. Heiko Palzer,
Prof. Dr. habil. Ulrich Vietinghoff
Universität Rostock
FB Biologie
Abt. Biophysik
18051 Rostock

Michael L. Zettler

Untersuchung zur Verteilung des Makrozoobenthos in einem Küstengewässer der südlichen Ostsee in Abhängigkeit von abiotischen Faktoren

Abstract

The settlement strategy for different age groups of macrobenthic organisms is a result of both abiotic and biotic factors on the individual. This paper describes the correlations between abiotic parameters (water content, organic content, mean grain size and silt content of the sediment) and the macrobenthic organisms [*Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873), *Hediste diversicolor* (Müller, 1776), *Hydrobia ventrosa* (Montagu 1803), *Corophium volutator* (Pallas, 1766) and oligochaetes] obtained by means of a transect study in a coastal water of the Baltic Sea. The analysis of trends and Spearman's rank correlations showed the dependences of dispersion patterns of organisms on these factors. For instance a significant positive correlation ($r=0,692$) between *H. diversicolor* and the silt content was observed.

Relationships between organisms were also investigated with Spearman's rank correlation. Additionally interactions between different generations of *M. viridis* and *H. diversicolor* were considered.

1 Einleitung

Die Verteilung von Organismen im Habitat hängt von vielen Faktoren ab. Im aquatischen Lebensraum können abiotische Faktoren, wie die Sedimentbeschaffenheit, Wasserchemismus, Exposition (Wind, Wellen, Licht) und Sauerstoffverhältnisse das Vorkommen von Arten und die Abundanzen beeinflussen (ALLER 1980, ARNDT 1989, DANKERS & BEUKEMA 1981). Aber auch biotische Parameter (Prädation, Konkurrenz, Nahrungsangebot) besitzen eine große Bedeutung für die Verteilungsmuster von Pflanzen und Tieren (GRAY 1974, KREBS 1994). Zur Analyse dieser durch verschiedenste Faktoren beeinflussten Verteilung können unterschiedliche Verfahren herangezogen werden. So ist es möglich, ein-

oder zweidimensionale Verteilungsmuster darzustellen (BREY 1989, EKSCHMITT 1993, ZETTLER & BICK 1995). Hierbei wird allerdings versucht, einen Gradienten auszuschließen (BREY 1989). Um die Abhängigkeit der Organismen von abiotischen Faktoren feststellen zu können, werden die Abundanzen und die jeweiligen Parameter parallel bestimmt und Korrelationen zwischen ihnen berechnet. Ein wichtiger beeinflussender Parameter für benthische Lebensgemeinschaften ist die Sedimentbeschaffenheit. Sie ist Ausdruck von Faktoren wie Exposition, Bioturbation, Nahrungsverfügbarkeit, Sauerstoff und Reliefstruktur (ALLER 1982, DANKERS & BEUKEMA 1981, MCCALL & TEVESZ 1982). Physikalische, chemische und biologische (Mikroorganismen auf Substratoberfläche) Eigenschaften des Sedimentes bestimmen die Besiedlung durch Organismen (ALLER 1982, GRAY 1974, RHOADS & BOYER 1981).

In einer Transektstudie wurden in einem Küstengewässer (Darß-Zingster Boddenkette) der südlichen Ostsee die Abhängigkeiten von Vertretern des Makrozoobenthos von abiotischen Parametern (Wassertiefe, organischer und Wassergehalt des Sedimentes, mittlere Korngröße) untersucht.

2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet, die Kirrbucht, gehört zu einem Küstengewässer der südlichen Ostsee (Darß-Zingster Boddenkette) (Abb. 1). Die durchschnittliche Tiefe der Bucht beträgt 0,5 m (max. 1,5 m). Der Salzgehalt lag z.B. 1994 durchschnittlich bei 5 ‰ und schwankte zwischen 2,8 ‰ und 9,4 ‰. Die saisonalen und interannualen Schwankungen werden durch die Süßwasserzuflüsse und die offene Verbindung der Boddenkette zur Ostsee hervorgerufen (SCHLUNGBAUM et al. 1994).

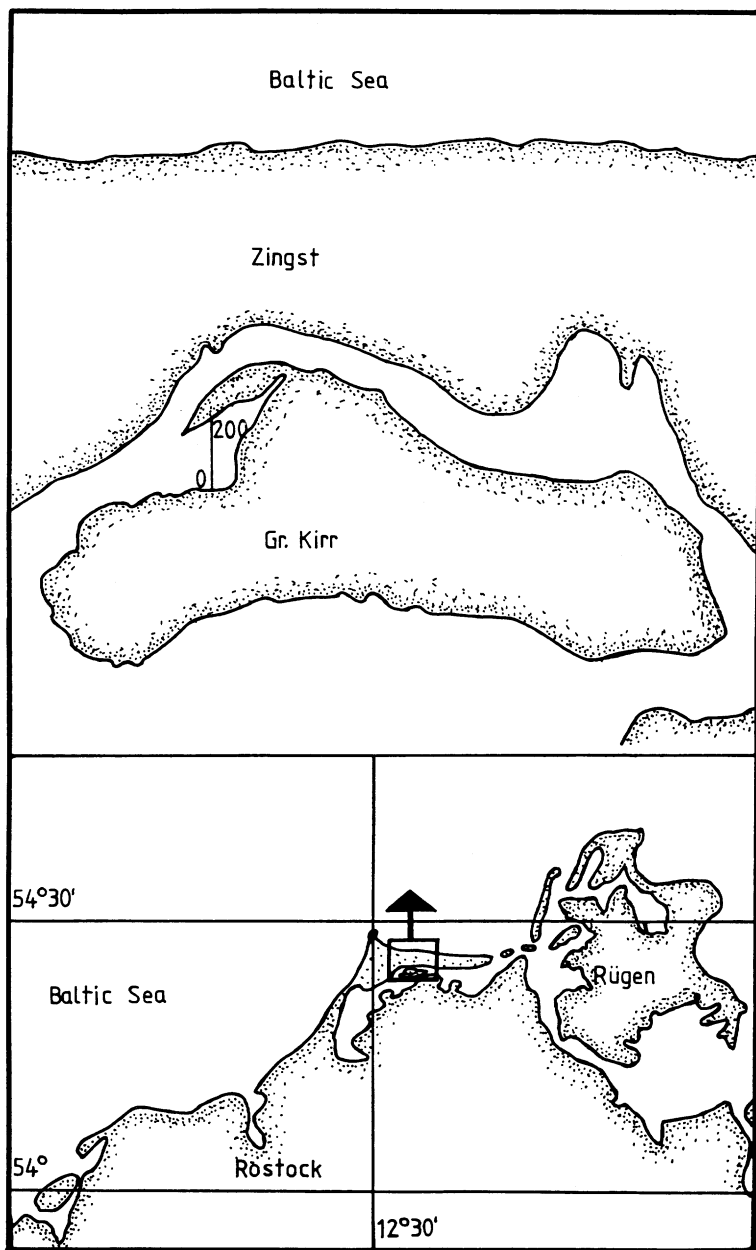


Abb. 1 Untersuchungsgebiet Kirrbucht mit eingezeichneter Transektlinie

3 Material und Methoden

Am 26.06.94 wurde auf einer Distanz von 200 m ein Transekt mit Hilfe eines Seiles abgesteckt. Bei 0 m beginnend erfolgte alle 20 m die Probennahme. Zusätzlich wurde bei 90 m eine Station gelegt, um die tiefste Stelle (1,5 m) der Bucht ebenfalls zu beproben. An allen Stationen wurden jeweils 3 Proben genommen (insgesamt 12 Stationen à 3 Hols), außerdem je 1 Hol zur Analyse des Sedimentes. Zur Probennahme diente ein von Zettler (1993) beschriebenes Stechrohr mit einer Ausstichfläche von 78,5 cm² und einer Eindringtiefe von 40 cm. Die große Eindringtiefe war auf Grund der Vertikalverteilung von *M. viridis* mit Röhren bis zu 35 cm Tiefe notwendig (ZETTLER et al. 1994). Die Proben wurden mit 0,3 mm Maschenweite gesiebt und mit 4%igem boraxgepuffertem Formalin fixiert. Im Labor wurde das Tiermaterial bei einer Vergrößerung von 10-16x ausgelesen. Die Biomasse wurde als Feuchtmasse auf 0,1 mg genau bestimmt.

Zur Analyse der Sedimenteigenschaften wurden die oberen 5 cm Substrat verwendet. Für die Ermittlung des organischen und des Wasser-Gehaltes wurden 20-30 g Sediment 6 h bei 60°C getrocknet und anschließend weitere 6 h bei 550°C verascht. Mit Hilfe eines Siebsatzes (1 mm; 0,5 mm; 0,2 mm; 0,1 mm; 0,063 mm Maschenweite) erfolgte durch Naßsiebung die Fraktionierung der Korngrößen. Die Fraktion < 0,063 mm (Silt) wurde als Differenz zwischen der Summe der Trockengewichts-Fractionen auf den Sieben und der korrigierten Einwaage bestimmt.

Zur Darstellung der Abhängigkeiten von abiotischen Sedimentparametern wurden arithmetische Trendlinien berechnet. Außerdem wurden Spearmansche Rangkorrelationen zwischen abiotischen Parametern und den Arten des Makrozoobenthos ermittelt. Zur Analyse der Beziehungen der Organismen untereinander wurde ebenfalls die Spearmansche Rangkorrelation berechnet. Die rechnerische und graphische Auswertung erfolgte mit dem Computerprogramm Excel 5.0.

4 Ergebnisse

In der Tab. 1 sind die Ergebnisse der sedimentologischen und biologischen Untersuchungen zusammengefaßt. Meiobenthische Organismen (Ostracoda, Copepoda, Turbellaria) wurden bei diesen Untersuchungen nicht berücksichtigt. Die dominanten makrobenthischen Arten waren die Polychaeten *Hediste diversicolor* (Ø 21,2 %) und *Marenzelleria viridis* (Ø 18,3 %), die Abundanzen bis zu 4000 Ind./m² bzw. 2500 Ind./m² erreichten (Abb. 2). *Neanthes succinea* trat nur sporadisch in den Proben auf und erlangt in der Kirrbycht kaum Bedeutung.

Tabelle 1 Übersicht über die Ergebnisse der sedimentologischen und biologischen Untersuchungen

Distanz (m)	0	20	40	60	80	90	100	120	140	160	180	200
Wassergehalt	27,67	30,2	29,02	28,87	28,42	39,94	34,98	38,92	39,86	37,92	38,6	42,73
org. Geh. (%)	3,03	1,47	1,51	0,95	1,1	2,43	2,06	2,6	2,71	2,83	2,86	2,97
Mittl. KG (mm)	0,16	0,23	0,3	0,27	0,27	0,16	0,19	0,19	0,17	0,17	0,17	0,15
Fraktion < 0,063 mm (%)	8,74	1,82	3,55	1,63	1,76	3,05	3,09	3,85	8,11	7,03	1,61	2,37
Tiefe (m)	0,3	0,3	0,4	0,5	1,2	1,5	1,2	1	0,8	0,8	0,6	0,4
Abundanzen (Ind./m²)												
<i>M. viridis</i> adult	169,85	849,26	552,02	1.358,81	849,26	0	509,55	382,17	254,78	594,48	552,02	0
<i>M. viridis</i> juv.	42,46	84,93	169,85	1.180,96	594,48	297,24	721,87	297,24	849,26	424,63	552,02	467,09
<i>M. viridis</i> ges.	212,31	934,18	721,87	2.547,77	1.443,74	297,24	1.231,42	679,41	1.104,03	1.018,11	1.104,03	467,09
<i>H. diversicolor</i> > 70	297,24	467,09	339,7	297,24	212,31	0	297,24	382,17	339,7	339,7	84,93	509,55
<i>H. diversicolor</i> < 70	3.694,27	976,65	2.505,31	721,87	212,31	42,46	764,33	1.316,35	1.613,59	1.486,2	849,26	1.571,13
<i>H. diversicolor</i> ges.	3.991,51	1.443,74	2.846,01	1.019,11	424,63	42,46	1.061,57	1.698,51	1.953,29	1.825,9	934,18	2.080,68
<i>C. volutator</i>	594,48	976,65	1.783,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>H. ventrosa</i>	721,87	976,65	1.104,03	1.656,05	382,17	127,39	169,85	3.821,66	1.613,59	254,78	467,09	467,09
<i>Oligochaeta</i>	7.813,16	327,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	127,39	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>N. succinea</i>	0,00	0,00	0,00	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	84,93	0,00	0,00	0,00
Summe	13.333,33	4.331,21	6.454,35	5.265,39	2.250,53	467,09	2.590,23	6.199,58	4.755,84	3.099,79	2.505,31	3.184,71
Biomasse (FM in g/m²)												
<i>M. viridis</i> adult	12,56	142,61	76,4	217,66	85,58	0,00	78,54	55,27	16,74	121,52	126,99	0,00
<i>M. viridis</i> juv.	0,17	0,19	0,81	19,54	8,00	1,75	10,00	3,18	10,1	4,84	6,48	5,28
<i>M. viridis</i> ges.	12,74	142,8	77,21	237,21	93,58	1,75	88,54	58,46	26,84	126,37	133,47	5,28
<i>H. diversicolor</i> ges.	179,03	100,6	164,59	107,59	77,38	0,78	110,22	109,76	166,48	197,07	52,81	288,92
<i>C. volutator</i>	2,5	3,75	9,37	31.006,80	655,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>H. ventrosa</i>	2	1,41	2,95	3,69	0,88	0,26	0,31	10,86	5,44	0,59	1,3	1,24
<i>Oligochaeta</i>	4,95	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>N. succinea</i>	0,00	0,00	11,73	6,82	0,00	0,00	0,00	0,00	15,56	0,00	1,28	0,00
Summe	201,21	248,57	285,85	355,31	171,84	2,79	199,08	179,08	214,32	324,03	188,86	285,61

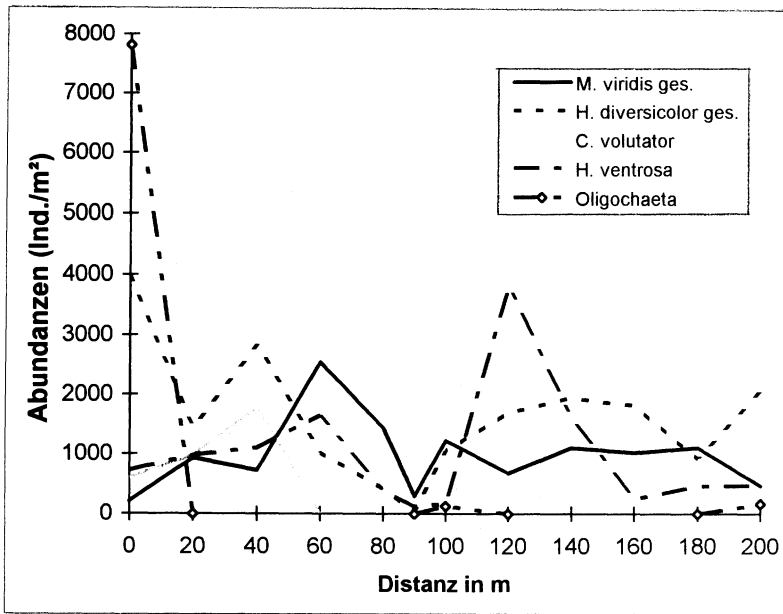


Abb. 2 Abundanzen des Makrozoobenthos über die Distanz 0 bis 200 m, Werte gemittelt aus 3 Hols je Distanz, Angaben in Ind./m²

Die Oligochaeten setzten sich zu 95 % aus *Tubifex costatus* und zu 5 % aus Naididen der Gattungen *Nais* und *Paranais* zusammen. Mit 44,5 % Individuen-dominanz (7800 Ind./m²) war diese Gruppe im Ufersaum (0 m Distanz) dominant (Abb. 2). An den anderen Stationen traten sie nicht oder nur sporadisch auf.

An Crustaceen war der Amphipode *Corophium volutator* vertreten, der jedoch nur im unmittelbarem Flachwasser (0-40 m Distanz) beobachtet wurde. Er erreichte Abundanzen von 500-1800 Ind./m².

Die Mollusken waren nur mit einer Art, *Hydrobia ventrosa* (Gastropoda, Prosobranchia), vertreten. Sie erreichte eine relative Abundanz von Ø 13,7 % (max. 44,5 %). Die Dichte schwankte zwischen 100 und 3800 Ind./m².

Im Bezug auf die Biomasse (=Feuchtmasse) waren die Polychaeten *H. diversicolor* und *M. viridis* mit durchschnittlich je 40 % die dominierenden Arten. Die Nereide erreichte Werte zwischen 0 und 260 g/m². Die Biomasse von *M. viridis* schwankte ebenfalls zwischen 0 und 240 g/m² (Abb. 3).

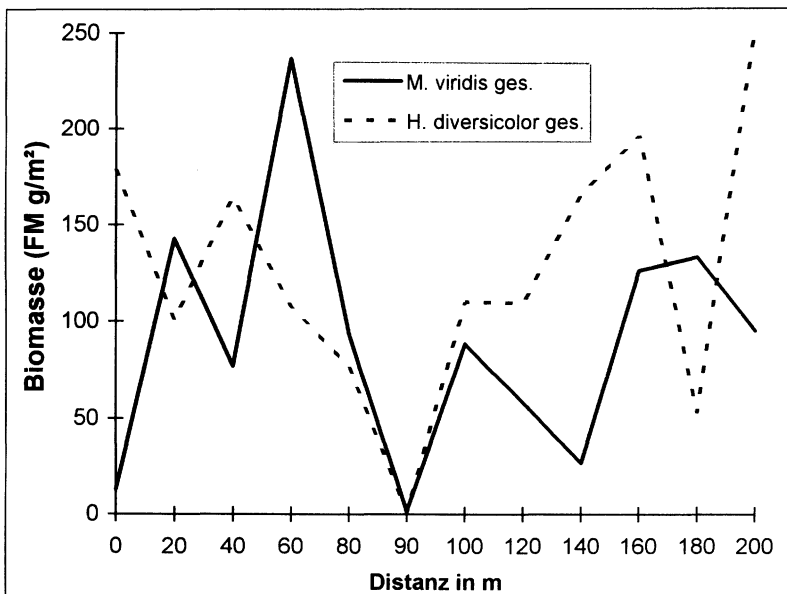


Abb. 3 Biomassen der dominanten Polychaeten *M. viridis* und *H. diversicolor* über die Distanz 0 bis 200 m, Werte gemittelt aus 3 Hols je Distanz, Angaben in Feuchtmasse g/m²

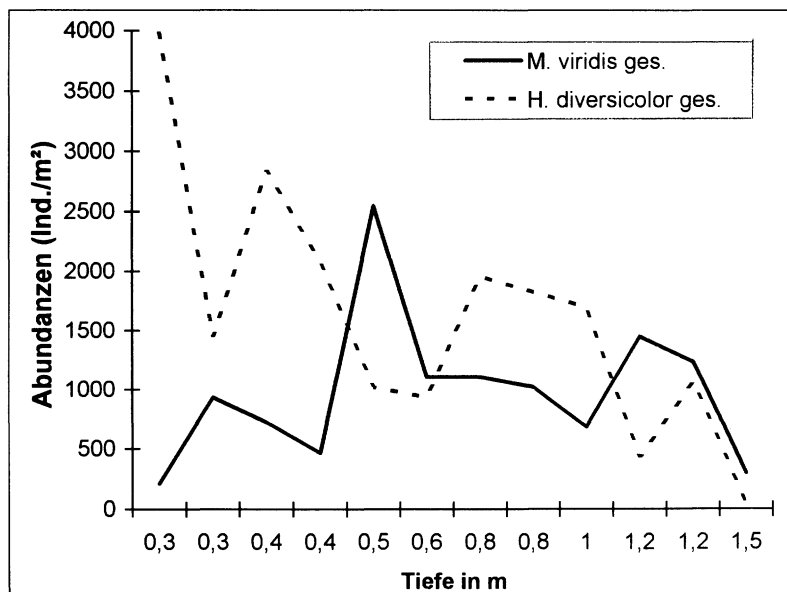


Abb. 4 Abundanzen der dominanten Polychaeten *M. viridis* und *H. diversicolor* dargestellt in Abhängigkeit von der Wassertiefe in m

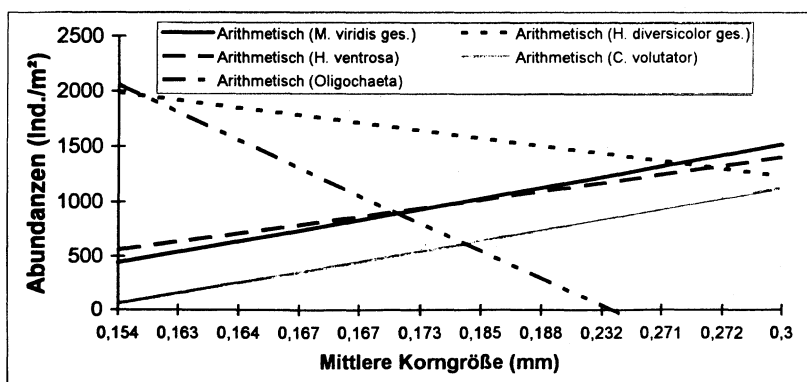
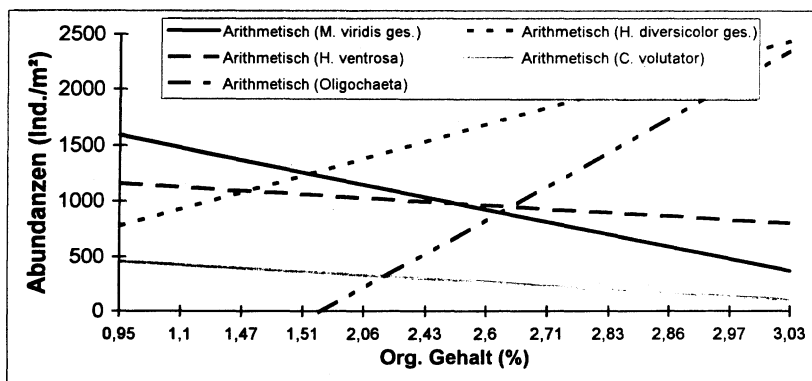
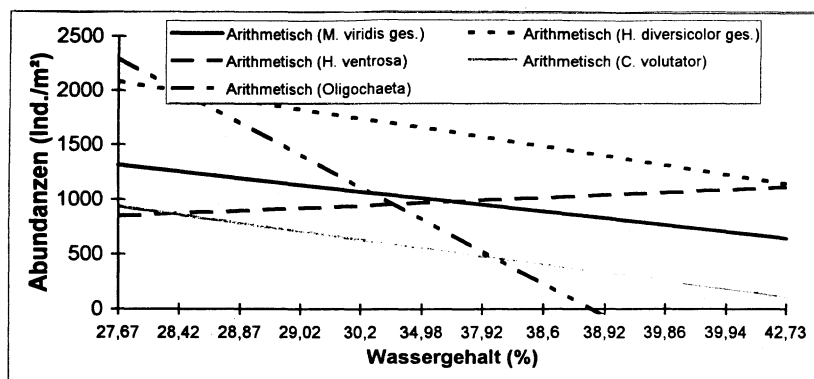


Abb. 5 Arithmetische Trendlinien der Abundanz des Makrozoobenthos in Abhängigkeit des Wassergehaltes (a), des organischen Gehaltes (b) und der mittleren Korngröße (c)

In der Abb. 4 ist die Verteilung der beiden dominanten Polychaeten in Abhängigkeit von der Wassertiefe dargestellt. Beide Arten zeigten zur Distanz 90 m (1,5 m tief) eine Depression. Durch den hohen organischen Gehalt und die geringere Durchmischung kommt es hier zu stärkerem Auftreten von Schwefelwasserstoff. Insgesamt war *H. diversicolor* häufiger anzutreffen als *M. viridis*. Letztere war nur bei 0,5 m und ab 1,2 m Wassertiefe individuenreicher vertreten.

Untersucht wurden im weiteren die Abhängigkeiten der Abundanzen und Biomassen von abiotischen Parametern des Sedimentes (Abb. 5, 6 & 7). Mit zunehmendem Wassergehalt (%) nahm die Dichte aller beobachteten Organismen mit Ausnahme von *H. ventrosa* ab (Abb. 5a).

Die Abhängigkeit der Verteilungsmuster vom organischen Gehalt (%) des Substrates waren etwas differenzierter. Während *M. viridis*, *H. ventrosa* und *C. volutator* eine negative Beziehung aufwiesen, konnte bei *H. diversicolor* und den Oligochaeta ein positiver Trend beobachtet werden (Abb. 5b).

Bei der mittleren Korngröße wurden für *H. diversicolor* und die Oligochaeten eine negative Beziehung festgestellt. Die Abundanzen der anderen Arten waren positiv korreliert (Abb. 5c).

Mit dem Anteil der Silt-Fraktion waren bis auf *M. viridis* alle Organismen positiv korreliert (Abb. 6). Besonders *H. diversicolor* und die Oligochaeten zeigten mit zunehmendem Gehalt an Silt einen Anstieg der Abundanzen.

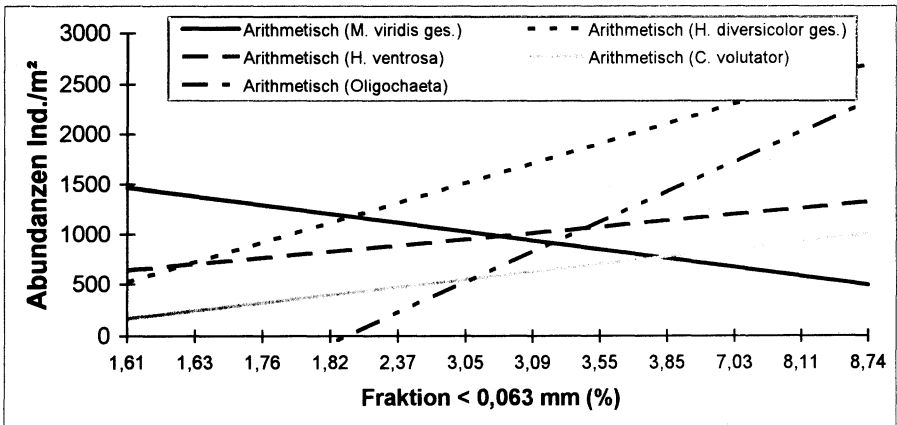


Abb. 6 Arithmetische Trendlinien der Abundanzen des Makrozoobenthos in Abhängigkeit des Silt-Gehaltes (Fraktion < 0,063 mm)

Mit Hilfe der Biomassen wurden ebenfalls Trendberechnungen durchgeführt (Abb. 7). Jedoch wurden wegen der geringen Biomassen der anderen Arten nur die Polychaeten (*H. diversicolor* und *M. viridis*) ausgewertet. Die Trendberechnungen mit Hilfe der Biomassen bestätigten im wesentlichen die oben dargestellten Ergebnisse. Nur beim Wassergehalt unterschieden sich die Trends bei *H. diversicolor* (Abb. 7a). Im Gegensatz zur Abundanz war bei der Biomasse ein leicht positiver Trend mit zunehmenden Wassergehalt zu beobachten.

Die oben dargestellten Ergebnisse wurden durch die Berechnung der Spearmanschen Rangkorrelation zwischen den abiotischen Parametern und den Abundanz der Organismen unterstützt (Tab. 2). Signifikant waren die Beziehungen allerdings nur zwischen *H. diversicolor* und der Zunahme an der Fraktion < 0,063 mm.

Tabelle 2 Ergebnisse der Berechnung der Spearmanschen Rangkorrelation zwischen den abiotischen Parametern des Sedimentes (Wassergehalt, Organischer Gehalt, mittlere Korngröße, Fraktion < 0,063 mm) und Vertretern des Makrozoobenthos (n = 12 Paare), *p = 0,05

	M. v. ges.	H. d. ges.	H. v.	C. v.	Oligo.
Wassergeh. %	-0,294	-0,077	-0,147	-0,478	-0,071
org. Geh. %	-0,588	0,496	-0,153	-0,099	0,512
mittl. KG	0,574	-0,256	0,358	0,275	-0,549
< 0,063 mm (%)	-0,483	0,692*	0,112	0,204	0,283

Zur Analyse der Beziehungen der Arten untereinander wurde ebenfalls die Spearmansche Rangkorrelation (n = 36) berechnet (Tab. 3). *M. viridis* zeigt in Abhängigkeit von der Generation (Alter) ein unterschiedliches Muster. Zwischen den juvenilen *M. viridis* (< 1 Jahr) und den adulten Tieren (> 1 Jahr) besteht eine signifikant positive Beziehung. Ebenfalls eine signifikant positive Korrelation konnte zwischen den juvenilen *M. viridis* und *H. ventrosa* beobachtet werden. Eine signifikant negative Korrelation wurde zwischen adulten *M. viridis* und *C. volutator* ermittelt.

Die Korrelationen mit *H. diversicolor* wurden ebenfalls unter der Berücksichtigung von Größenklassen ausgewertet. So ergaben sich signifikant positive Korrelationen zwischen den *H. diversicolor* (< 70 Segmente) und *C. volutator*. Die größeren Tiere (> 70 Segmente) waren signifikant positiv mit *H. ventrosa* korreliert.

Die Beziehungen zwischen *H. diversicolor* und *M. viridis* waren nicht signifikant (Tab. 3) aber sollen hier Erwähnung finden. Während zwischen den adulten *M. viridis* und *H. diversicolor* beider Größenklassen ein negativer Zusammenhang ermittelt wurde, zeigten sich bei den juvenilen *M. viridis* eine negative Korrelation nur zu der Größengruppe > 70 Segmente.

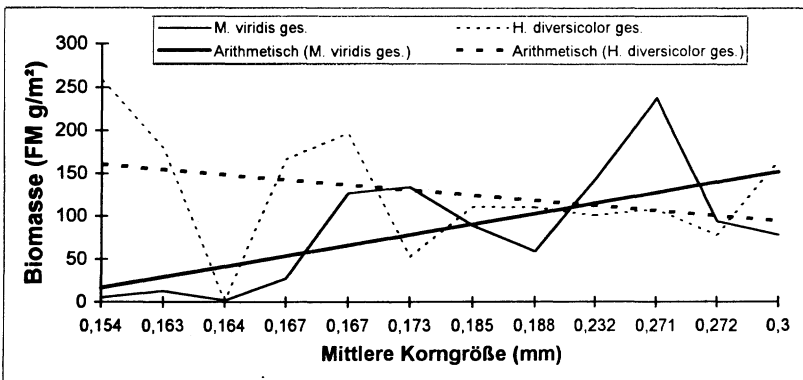
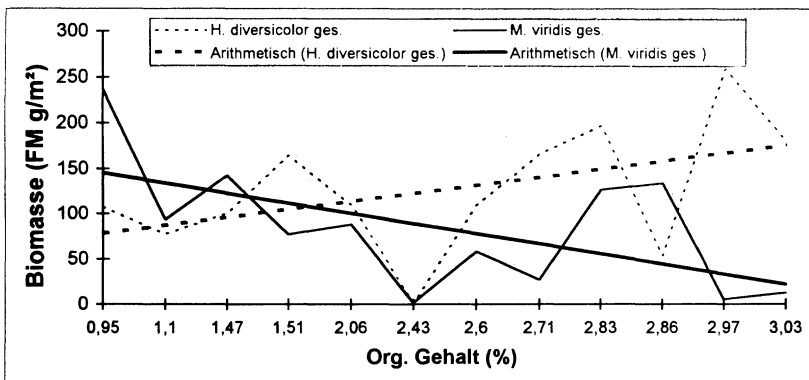
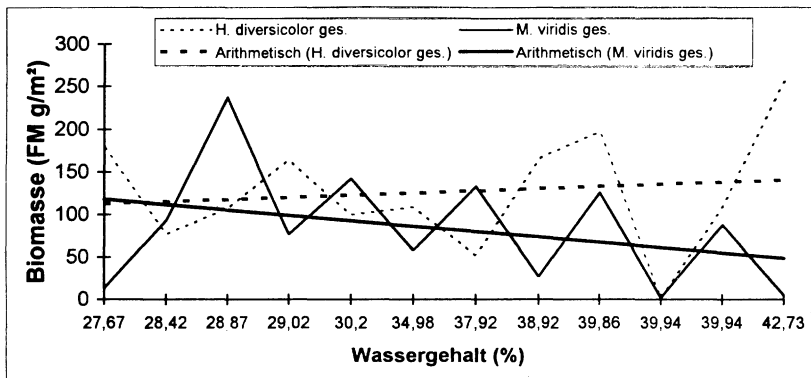


Abb. 7 Arithmetische Trendlinien der Biomassen der dominanten Polychaeten *M. viridis* und *H. diversicolor* in Abhängigkeit des Wassergehaltes (a), des organischen Gehaltes (b) und der mittleren Korngröße (c)

Tabelle 3 Ergebnisse der Berechnung der Spearmanschen Rangkorrelation zwischen den Vertretern des Makrozoobenthos (n = 36),
*p = 0,05, **p = 0,01

	M. v. juv.	M. v. ad.	M. v. ges.	H. d. < 70	H. d. > 70	H. d. ges.	C. v.	H. v.
M. viridis juvenil	-	0.400*	-	-0.228	0.071	-0.174	-0.044	0.355*
M. viridis adult		-	-	-0.315	-0.048	-0.303	-0.583**	0.077
M. viridis gesamt			-	-0.29	0.054	-0.24	-0.222	0.257
H. diversicolor < 70 Seg.				-	0.417	-	0.457*	0.273
H. diversicolor > 70 Seg.					-	-	0.266	0.439*
H. diversicolor ges.						-	0.507**	0.356*
C. volutator							-	0.278
H. ventrosa								-

5 Diskussion

Mit Hilfe der Berechnungen von Trends und Korrelationen zwischen Vertretern des Makrozoobenthos und abiotischen Faktoren sollte versucht werden, Habitat- und Substratansprüche sowie mögliche Wechselwirkungen aufzuklären. Die Artendiversität und die Abundanzen werden durch Habitatpräferenzen der Organismen, welche durch die Umwelthinomogenität verursacht werden, kontrolliert (GAGE & COGHILL 1977). In Ästuaren spielen die Umweltfaktoren Tide, Sedimenttyp, Salinität, Temperatur, Exposition und biotische Einflußgrößen (z.B. Prädation) die entscheidende Rolle (DANKERS & BEUKEMA 1981, RHOADS & BOYER 1982). Dabei sollte beachtet werden, daß keiner der Faktoren allein bestimmend über Verteilungsmuster und Diversität ist (KREBS 1994, WELLS 1978).

Marenzelleria viridis zeigte mit zunehmendem Wassergehalt und organischem Gehalt eine Abnahme der Abundanzen und Biomassen. Positiv war die Abundanz der Spionide mit der mittleren Korngröße korreliert (in dem untersuchten Bereich von 0,15 bis 0,3 mm). Das stimmt mit früheren Ergebnissen (ZETTLER et al. 1995) und mit Angaben aus der Literatur überein (VERRILL 1873, ESSINK & KLEEF 1993, ATKINS et al. 1987, TOURTELLOTTE & DAUER 1983). Erste Ergebnisse experimenteller Untersuchungen zum Besiedlungsverhalten von Larven lassen Präferenzen dieser Stadien zu schlickigen Sedimenten mit hohem organischen Anteil vermuten (Zettler unpubl.). Auch signifikante Unterschiede in der Besiedlung sandiger und schlickiger Sedimente weisen darauf hin (ESSINK & KLEEF 1993, ZETTLER et al. 1995). Da in letzteren kaum adulte Tiere gefunden werden, liegt die Vermutung nahe, daß die juvenilen Tiere nach Erreichen eines

bestimmten Alters sandigere Zonen aufsuchen. Juvenile Tiere wurden zeitweise zahlreich im Pelagial gefunden (ZETTLER 1993).

Die Abundanzen von *Hediste diversicolor* waren sowohl zum Wassergehalt als auch zur mittleren Korngröße (im Gegensatz zu *M. viridis*) negativ korreliert. Auch bei der signifikanten Affinität zum Silt-Gehalt des Sedimentes zeigte die Nereide ein anderes Verhalten. Ähnliche Beobachtungen konnten auch DANKERS & BEUKEMA (1981) im holländischen Wattenmeer machen. Während in ihren Proben mit mittlerer Korngröße $< 0,12$ mm immer *H. diversicolor* enthalten waren (meist in hohen Abundanzen) wurden bei Sedimenten mit $> 0,14$ mm mittl. KG oft keine *H. diversicolor* festgestellt. Zwar wurden diese geringen Korngrößen hier nicht gefunden, jedoch ist ein eindeutiger Trend (hohe Abundanzen bei geringeren mittl. KG) zu verzeichnen. DAVEY & GEORGE (1986) stellten fest, daß hohe organische Gehalte mit hohen Abundanzen von *H. diversicolor* in Zusammenhang standen. Das stimmt gut mit meinen Ergebnissen überein.

Obwohl die Nereide auch als Überlebenskünstler in Extrembereichen beschrieben wird, ist sie anfällig gegenüber Sauerstoffmangel und Schwefelwasserstoff (MUUS 1967, THEEDE 1973). Das erklärt die Depression an der tiefsten Stelle des Transektes, die sich durch "schwarzen Schlick" auszeichnet. Die unterschiedlichen Trends in Abundanz und Biomasse in Abhängigkeit vom Wassergehalt sind nur durch das Auftreten einzelner großer Individuen (hohe Biomasse) in Regionen mit hohem Wassergehalt erklärbar.

ESSINK & KLEEF (1993) und SAAVEDRA-PEREZ (1990) registrierten mit dem Auftreten der Spionide *M. viridis* eine Verringerung der Dichten von *H. diversicolor*, jedoch waren diese Beziehungen nicht signifikant. Im Gegensatz zu ATKINS et al. (1987), die signifikant negative Beziehungen zwischen *M. viridis* und *H. diversicolor* festgestellt hatten, war in der Boddenkette keine Abhängigkeit der Abundanzen bzw. Biomassen der Nereide zu beobachten (ZETTLER 1994). Die Beziehungen zwischen den beiden dominanten Polychaeten ist innerhalb der Altersklassen unterschiedlich. In der Transektstudie konnten zwar negative Korrelationen beobachtet werden, jedoch waren diese Ergebnisse nicht signifikant. In Labor- und Feldversuchen (ZETTLER unpubl.) konnte kein direkter Zusammenhang zwischen *H. diversicolor* und *M. viridis* nachgewiesen werden. Auch REISE (1979) stellte zwischen Abundanzen der Nereide und anderen Polychaeten keinen Zusammenhang fest.

Im Untersuchungsgebiet überwiegen die möglichen Abhängigkeiten von Sedi-mentparametern und bestimmen primär die Verteilungsmuster.

Corophium volutator zeigte ähnliche Beziehungen zu den Sedimentparametern wie *M. viridis*. Zur mittleren Korngröße wurde eine positive Korrelation beobachtet. FLACH (1992, 1993) registrierte dagegen für *C. volutator* eine Bevorzugung von schlickigen Bereichen (0,03-0,16 mm KG). Eine aktive Habitatwahl für *C. volutator* ist anzunehmen (FLACH 1993). Im Untersuchungsgebiet (0,15

bis 0,3 mm Korngröße) trat der Amphipode im grobkörnigeren Sediment am häufigsten auf. Da *C. volutator* nur im unmittelbarem Uferbereich (0-40 m Zone) und nur am Südufer registriert wurde, wo auch *H. diversicolor* die größten Abundanzen erreichte, muß ein anderer Faktor für die Verteilung verantwortlich sein. Im Gegensatz zu RÖNN et al. (1988), JENSEN (1988), BICK & ARLT (1993) und OLAFSSON & PERSSON (1986), die von einem negativen Effekt von *H. diversicolor* auf *C. volutator* berichteten, konnte ich eine signifikant positive Korrelation zwischen den Arten feststellen (Tab.3). Eine mögliche Störung durch *H. diversicolor* (Prädation und Bioturbation) scheint die Attraktivität dieses Uferbereiches für *C. volutator* nicht zu schmälern. JENSEN & ANDRE (1993) fanden bei ihren Untersuchungen ebenfalls keinen negativen Effekt. So soll durch *H. diversicolor* eine für *C. volutator* förderliche Substratänderung erfolgen (s.a. FLACH 1993). Wo *M. viridis* dominant war, trat *C. volutator* zurück bzw. war nicht mehr anzutreffen. Die signifikant negative Korrelation der adulten *M. viridis* mit dem Amphipoden ist schwer zu erklären (s.a. Zettler 1994). Möglicherweise erfolgt durch Tentakelbewegungen und Röhrenbau der Spionide eine so große Störung, daß *C. volutator* emigriert. Einen negativen Effekt konnte ich auch bei Laborversuchen feststellen (Zettler unpubl.). In der Nordsee beobachteten ESSINK & KLEEF (1993) hingegen signifikant positive Korrelationen zwischen *M. viridis* und *C. volutator*.

Die Abundanzen von *Hydrobia ventrosa* waren zur mittleren Korngröße positiv korreliert (nicht signifikant). Mit zunehmendem organischen Gehalt nahmen ihre Abundanzen ab. Die Korngröße hat einen großen Einfluß auf die Verteilung von Hydrobiidae, die als "Partikel-Abweider" eine Korngrößenfraktionierung vornehmen (DANKERS & BEUKEMA 1981, FORBES & LOPEZ 1990, WELLS 1978). BICK & ZETTLER (1994) beobachteten in der südlichen Ostsee die höchsten Abundanzen von Hydrobiidae bei einer mittleren Korngröße von 0,25 mm und einem organischen Gehalt von ca. 1 %. Diese Ergebnisse stimmen sehr gut mit dieser Untersuchung überein. MUUS (1967) weist neben der Häufigkeit von *H. ventrosa* auf fast allen Sedimenten (außer "schwarzem Schlick") auf die Interaktionen mit *C. volutator* durch Infestation von Cercarien hin (s.a. BICK 1994, LAUCKNER 1986). In der Kirrbucht konnte eine positive Beziehung zwischen *H. ventrosa* und *C. volutator* festgestellt werden. Jedoch war dieser Wert nicht signifikant.

Interessant ist die Tatsache, daß *H. diversicolor* signifikant positiv mit *H. ventrosa* korreliert ist. Andere Untersuchungen haben keine derartige Beziehung feststellen können. V.a. die größeren *H. diversicolor* (> 70 Segmente) stehen positiv mit *H. ventrosa* in Beziehung. Ähnliche Beobachtungen konnten auch BICK & ARLT (1993) machen. Sie stellten keine Abnahme der Abundanzen von *H. ventrosa* mit gleichzeitiger Zunahme von *H. diversicolor* fest. Das ist verwunderlich, da die Nereide einen potentiellen Räuber für juvenile *H. ventrosa* darstellt (GOERKE 1971).

Die Oligochaeta (95 % *Tubifex costatus*) traten im Ufersaum (0 m) in den höchsten Abundanzen (7800 Ind./m²) auf. Sie stellten in diesem Bereich die

dominante Gruppe zusammen mit *H. diversicolor* (< 70 Segmente) dar. Hier wurde auch der höchste organische Gehalt (3,03 %) gemessen. Mit diesem stehen die Oligochaeta in positiver Beziehung (Abb. 5 b, Tab. 2). Mit zunehmendem Wassergehalt bzw. mittlerer Korngröße zeigten die Oligochaeta drastische Abnahmen in der Abundanz. Ähnliche Beobachtungen konnten auch v. BÜLOW (1957), KNÖLLNER (1935) und MUUS (1967) für Tubificiden machen. Speziell *T. costatus* ist ein typischer Vertreter des oberen Litorals und erreicht hohe Dichten auf faulenden Pflanzenteilen und Torf (KNÖLLNER 1935, MCCALL & TEVESZ 1981). Das Südufer der Kirrbucht zeichnet sich durch hohe Anteile angespülter Wasserpflanzen (v.a. *Potamogeton pectinatus* und abgebrochenem Torfmaterial aus. In den tieferen Bereichen der Kirrbucht war *T. costatus* kaum noch zu finden. Die Naididen *Nais elinguis* und *Paranais littoralis* vertraten hier die Gruppe der Oligochaeta, erreichten aber nie hohe Abundanzen.

Ende Juli, d.h. etwa einen Monat später, konnten auch die Naididen in hohen bis sehr hohen Abundanzen (8000 Ind./m²) festgestellt werden (ZETTLER unpubl.), was mit dem Aufkommen des Phytals und dem Reproduktionszyklus erklärt werden könnte (KNÖLLNER 1935, v. BÜLOW 1957).

6 Zusammenfassung

Die vorliegende Untersuchung soll zur Aufklärung der Tier-Sediment-Wechselwirkungen in einem Küstengewässer der südlichen Ostsee beitragen. Anhand von Trendanalysen und Berechnungen von Rangkorrelationen wurden Beziehungen des Makrozoobenthos zu abiotischen Parametern des Sedimentes (Wassergehalt, Organischer Gehalt, mittlere Korngröße, Silt-Fraktion) verdeutlicht. Im Untersuchungsgebiet überwiegen primär die abiotischen Einflußgrößen in der Kausalität der Verteilungsmuster. So konnten z.B. signifikant positive Korrelationen zwischen *Hediste diversicolor* und dem Silt-Gehalt beobachtet werden ($r=0,692$). Auf Grund der relativ geringen Anzahl der Wertepaare ($n=12$) und der kleinen Spanne untersuchter Sedimentparameter sind die meisten Beziehungen nicht signifikant. Jedoch soll mit dieser Arbeit versucht werden, Diskussionsansätze und Erklärungsmöglichkeiten für die Vielfalt der Verteilungsmuster benthischer Organismen in der Boddenkette zu geben.

Zur Analyse der Beziehungen zwischen den Organismen wurden Spearman'sche Rangkorrelationen ($n=36$) berechnet. Durch die Wechselwirkungen zwischen den Arten werden Strategien und Erfolg der Besiedlung ebenfalls beeinflusst. Hier konnten z.B. signifikant negative Beziehungen zwischen dem adulten Polychaeten *Marenzelleria viridis* und dem Amphipoden *Corophium volutator* festgestellt werden. Dagegen korreliert letzterer mit *H. diversicolor* signifikant positiv.

Danksagung

Ich möchte mich herzlich bei Frau Doreen Richard für die Hilfestellung bei der Probenahme bedanken. Dr. Andreas Bick gilt mein Dank für das Korrekturlesen des Manuskriptes.

Literatur

- ALLER, R.C., (1980). Relationships of tube-dwelling benthos with sediment and overlying water chemistry. In Tenore & Coull (eds.) Marine Benthic Dynamics. Belle W. Baruch Library in Marine Science, University of South Carolina Press p. 285-308
- ALLER, R.C., (1982). The effect of macrobenthos on chemical properties of marine sediment and overlying water. In McCall & Tevesz (eds.) Animal-Sediment Relations. Plenum Press, New York p. 53-102
- ARNDT, E.A., 1989: Ecological, physiological and historical aspects of brackish water fauna distribution. In Ryland & Tyler (eds.) Reproduction, Genetics and Distribution of Marine Organisms. Olsen & Olsen, Fredensborg p. 327-338
- ATKINS, S.M.; JONES, A.M.; GARWOOD, P.R., (1987). The ecology and reproductive cycle of a population of *Marenzelleria viridis* (Annelida: Polychaeta: Spionidae) in the Tay Estuary. Proc. Royal Soc. Edinburgh 92B: 311-322
- BICK, A., (1994). *Corophium volutator* (Corophiidae: Amphipoda) as an intermediate host of larval digenea - an ecological analysis in a coastal region of the Southern Baltic. Ophelia 40: 27-36
- BICK, A.; ARLT, G., (1993). The influence of *Hediste diversicolor* (O.F. Müller, 1776) on the macro- and meiozoobenthos of a shallow water area of Mecklenburg Bay (Western Baltic Sea). Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 1: 9-24
- BICK, A.; ZETTLER, M.L., (1994): The distribution of hydrobiids and the effect of sediment characteristics on the population dynamics of *Hydrobia ventrosa* in a coastal region of the Southern Baltic. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 79: 325-336
- BREY, T., (1989). Der Einfluß physikalischer und biologischer Faktoren auf Struktur und Dynamik der sublitoralen Macoma-Gemeinschaft der Kieler Bucht. Ber. Inst. Meereskde. Univ. Kiel 186: 1-248
- BÜLOW von, T., (1957). Systematisch-autökologische Studien an eulitoralen Oligochaeten der Kimbrischen Halbinsel. Kieler Meeresforsch. 13: 69-116
- DANKERS, N.; J.J. BEUKEMA, (1981). Distributional patterns of macrobenthic species in relation to some environmental factors. In Dankers, Kühl & Wolff (eds.) Invertebrates of the Wadden Sea. Leiden p. 69-103
- DAVEY, J.T.; GEORGE, C.L., (1986). Species interactions in soft sediments: Factors in the distribution of *Nereis* (*Hediste*) *diversicolor* in the Tamar Estuary. Ophelia 26: 161-164
- EKSCHMITT, K., (1993). Über die räumliche Verteilung von Bodentieren. Zur ökologischen Interpretation der Aggregation und zur Probenstatistik. Diss. Univ. Bremen
- ESSINK, K.; KLEEF, H.L., (1993). Distribution and life cycle of the North American Spionid Polychaete *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) in the Ems Estuary. Neth. J. Aqu. Ecol. 27: 237-246
- FLACH, E.C., (1992). The influence of four macrozoobenthic species on the abundance of the amphipod *Corophium volutator* on tidal flats of the Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 29: 379-394
- FLACH, E.C., (1993). The distribution of the amphipod *Corophium arenarium* in the Dutch Wadden Sea: relationships with composition and the presence of cockles and lugworms. Neth. J. Sea Res. 31: 281-290
- Forbes, V.E.; Lopez, G.R. (1990). The role of sediment type in growth and fecundity of mud snails (Hydrobiidae). Oecologia 83: 53-61

- GAGE, J.D.; G.G. COGHILL, (1977). Studies on the dispersion patterns of Scottish sea loch benthos from contiguous core transects. In Coull (ed.) Ecology of marine benthos. University of South Carolina Press, Columbia p. 319-337
- GOERKE, H., (1971). Die Ernährungsweise der Nereis-Arten (Polychaeta, Nereidae) der deutschen Küsten. Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven 13: 1-50
- GRAY, J.S., (1974). Animal-sediment relationships. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 12: 223-261
- JENSEN, K.T., (1988). Recruitment and survival of *Nereis diversicolor* O.F. Müller and *Corophium volutator* (Pallas) in an artificial saltwater lagoon in the Danish wadden sea. Kieler Meeresforschungen Sonderh. 6: 366-374
- JENSEN, K.T.; ANDRE, C., (1993). Field and laboratory experiments on interactions among an infaunal polychaete, *Nereis diversicolor*, and two amphipods, *Corophium volutator* & *C. arenarium*: effects on survival, recruitment and migration. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 168: 259-278
- KNÖLLNER, F.H., (1935). Ökologische und systematische Untersuchungen über litorale und marine Oligochäten der Kieler Bucht. Zool. Jahrb. (Systematik) 66: 425-563
- LAUCKNER, G., (1986). Analysis of parasit-host system in the Western Baltic Sea. Ophelia Suppl.4: 129-137
- MCCALL, P.L.; TEVESZ, M.J.S., (1982). The effects of benthos on physical properties of freshwater sediments. In McCall & Tevesz (eds.) Animal-Sediment Relations. Plenum Press, New York and London p. 105-172
- MUUS, B.J., (1967). The fauna of Danish estuaries and lagoons. Medd. Danm. Fisk. Hav. N.S. 5: 1-316
- OLAFSSON, E.B.; PERSSON, L.-E., (1986). The interaction between *Nereis diversicolor* O.F. Müller and *Corophium volutator* Pallas as a structuring force in a shallow brackish sediment. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 103: 103-117
- REISE, K., (1979). Spatial configurations generated by motile benthic polychaetes. Helgol. Wiss. Meeresunters. 32: 55-72
- RHOADS, D.C.; BOYER, L.F. (1982). The effects of marine benthos on physical properties of sediments. A successional perspective. In Animal-Sediment Relations. McCall & Tevesz (eds.). Plenum Press, New York and London p. 3-52
- RÖNN, C.; BONSDORFF, E.; NELSON, W.G., (1988). Predation as a mechanism of interference within infauna in shallow brackish water soft bottoms, experiments with an infauna predator, *Nereis diversicolor*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 116: 143-157
- SAAVEDRA PEREZ, M., (1990). Monitoring des Makrozoobenthos im Greifswalder Bodden. Dipl. Univ. Rostock 99pp
- SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H.; NAUSCH, G. (1994): Die Darß-Zingster Boddenkette - ein typisches Flachwasserästuar an der südlichen Ostseeküste. Rostock. Meeresbiol. Beitr. 2: 5-26
- THEEDE, H., (1973). Comparative studies on the influence of oxygen deficiency and hydrogen sulfide on marine bottom invertebrates. Neth. J. Sea Res. 7:244-252
- TOURTELLOTTE, G.H.; DAUER, D.M., (1983). Macrobenthic communities of the Lower Chesapeake Bay. II. Lynnhaven Roads, Lynnhaven Bay, Broad Bay, and Linkhorn Bay. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 68: 59-72
- VERRILL, A.E., (1873). Report upon the invertebrate animals of Vineyard Sound and the adjacent waters, with an account of the physical characters of the region. United States Commission of Fish and Fisheries Part I: 295-778
- WELLS, F.E., (1978). The relationship between environmental variables and the density of the mudsnail *Hydrobia totteni* in a Nova Scotia salt marsh. J. Moll. Stud. 44: 120-129
- ZETTLER, M.L., (1993). Untersuchungen zur Biologie und Ökologie von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in der Darß-Zingster Boddenkette. Dipl. Univ. Rostock
- ZETTLER, M.L., (1994). Immigration und Ausbreitung eines nordamerikanischen Polychaeten in ein inneres Küstengewässer der südlichen Ostsee und Auswirkungen auf das autochthone Makrozoobenthos. Erweiterte Zusammenfassung d. Jahrestagung d. Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Hamburg 2: 695-699

- ZETTLER, M.L., BOCHERT, R.; BICK, A., (1994). Röhrenbau und Vertikalverteilung von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in einem inneren Küstengewässer der südlichen Ostsee. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 2: 215-225
- ZETTLER, M.L., BICK, A.; BOCHERT, R., (1995). Distribution and population dynamic of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in a coastal water of the southern Baltic. Arch. Fish. Mar. Res. 42(3): in press
- ZETTLER, M.L.; BICK, A., (1995). The analysis of small- and mesoscale dispersion patterns of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in a coastal water of the southern Baltic. Helgol. Meeresunters. 50(2): in press

Verfasser

Dipl.-Biol. Michael L. Zettler
 Universität Rostock
 FB Biologie
 WB Meeresbiologie
 18051 Rostock

Burkhard Günther; Dagmar Andres; Susanne Ossig; Helmut Janitz

Status - Quo - Erfassung des Makrozoobenthos im Peenestrom und im Kleinen Haff

Abstract

In 1993 and 1994 macrozoobenthic communities in the Greifswalder Bodden, the Peenestrom and Kleines Haff have been investigated. The results show a correlation between species distribution, salinity and sediment structure. It also could be show, that marine species invaded from the Greifswalder Bodden into the northern Peenestrom up to the city of Wolgast. In the southern part of the Peenestrom and in the Kleines Haff predominantly freshwater species occurred. *Marenzelleria viridis* and one *Gammarus* species were found in the whole investigation area. A comparison with former authors indicates, that in relation to species composition and density no major changes occurred during the last sixty years.

1 Einleitung

Untersuchungen zur Makrofauna des Greifswalder Boddens und seiner Randgewässer sind seit STAMMER (1928) und SEIFERT (1938) in mehr oder weniger großen Abständen durchgeführt worden (DAMISCH 1956, WOHLRAB 1959, GÜNTHER 1961, ENGELMANN 1964, MESSNER 1986, PEREZ 1990). Unter Hinzuziehung der Arbeiten über das Mikrobenthos (ARLT 1970), das Phyto- und Zooplankton (SCHNESE 1967, KELL 1984 und 1985) und unter Beachtung der gegenwärtig laufenden Untersuchungen des Makrozoobenthos (JÖNSSON 1994) liegt zur Fauna des Greifswalder Bodden eine beachtliches Datenmaterial vor.

Ähnlich ist die Bearbeitung des Oderaestuars und des Großen Haffs verlaufen. Auch für diese Gewässer lassen sich, beginnend mit den Arbeiten von NEUBAUR (1927), NEUHAUS (1933), WIKTOR und WIKTOR (1954) und über die Untersuchungen der Autoren GIZINSKI et al. (1980), PIESIK (1983 und 1992), WOLNOMIEJSKI et al. (1989 und 1994), MASLOWSKI (1992) generelle Entwicklungstrends erkennen, die ihren Niederschlag in der Arbeit "Long - term

changes in bottom macrofauna of the Szczecin Lagoon" von MASLOWSKI (1993) gefunden haben.

Für den Peenestrom und das Kleine Haff, die als Bindeglieder zwischen dem Greifswalder Bodden und dem Oderhaff aufgefaßt werden können, liegt mit der Arbeit von NEUHAUS (1933) eine Statuserfassung vor. Weiterführende faunistische Untersuchungen sind aber nicht erfolgt.

Aus dieser Situation leitet sich der Ansatz der eigenen Arbeit ab, die in ihrer ersten Phase als Status-quo-Erfassung zu werten ist.

Die Untersuchungen der Makrozoobenthosgemeinschaften im Peenestrom und im Kleinen Haff wurden in den Jahren 1993 und 1994 durchgeführt. Sie stützten sich auf Ergebnisse einer Studie aus den Jahren 1991 und 1992.

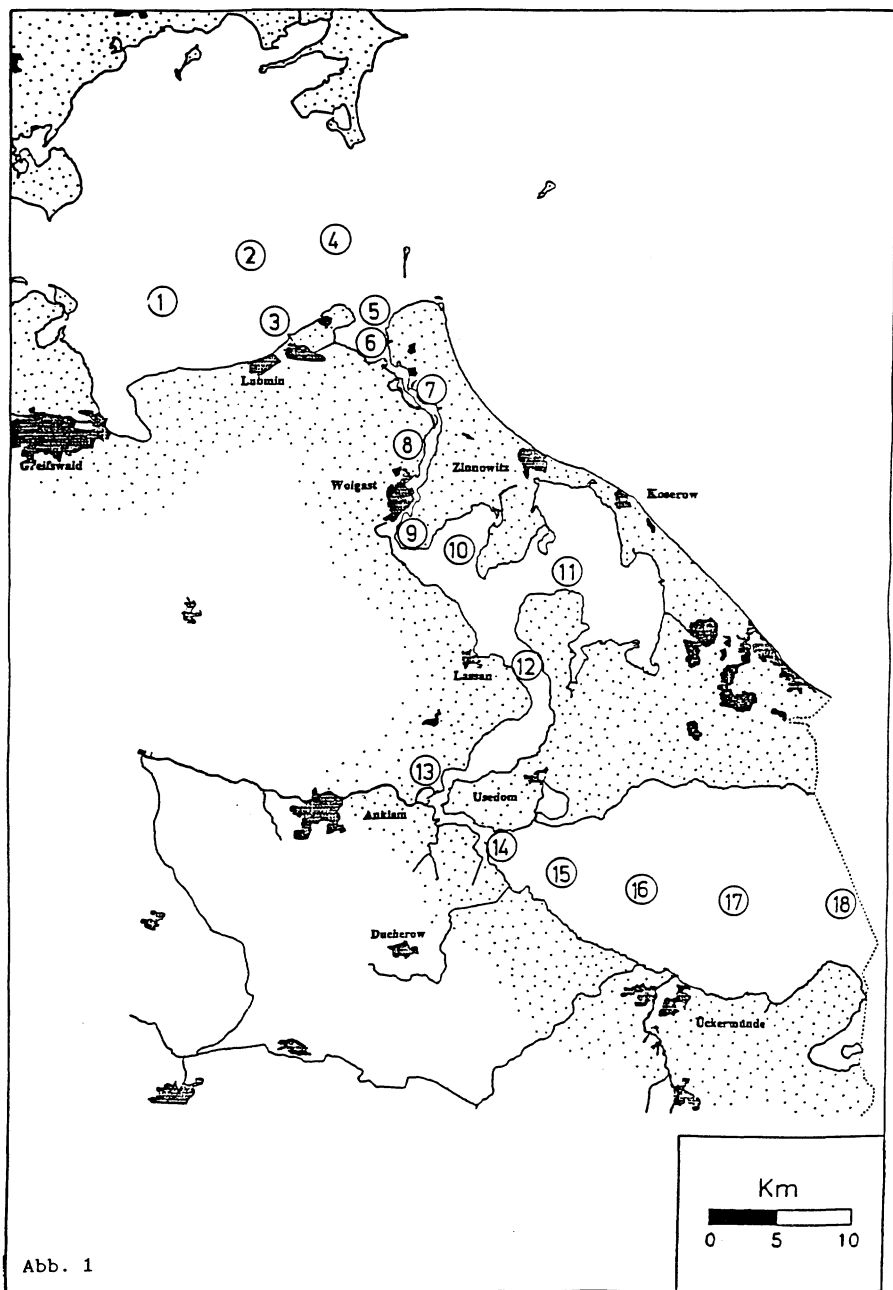
Den Arbeiten lagen im wesentlichen zwei Aspekte zugrunde:

- ♦ Die Schaffung eines Basismaterials zur Beurteilung der Funktion des Makrozoobenthos bei Stoffumsatz- und Stofftransportprozessen im Peenestrom und im Kleinen Haff und
- ♦ die Erfassung eutrophiebedingter Veränderungen der Benthoslebensgemeinschaften nach der Zunahme des Stickstoff- und Phosphatexportes aus dem Einzugsgebiet der einmündenden Fließsysteme.

Die Thematik war integrierter Bestandteil des Verbundprojektes "Greifswalder Bodden und Oderaestuar - Austauschprozesse" (GOAP).

2 Material und Methode

Die Beprobungen erfolgten 1993 und 1994 an 15 Stationen, deren Lage aus der beiliegenden Karte (Abb.1) entnommen werden kann.



Die Bezeichnung der Stationen und ihre Koordinaten werden nachfolgend genannt:

Station	Nord	Ost
1 Tonne G2	54°08,60'	13°29,10'
2 Ariadne	54°12,40'	13°34,00'
4 Elsaggrund	54°12,30'	13°39,00'
5 Loche	54°11,00'	13°44,10'
6 Freest	54°08,50'	13°45,00'
7 Hollendorf	54°06,80'	13°47,20'
9 Wolgast	54°02,60'	13°46,80'
10 Krumminer Wieck	54°00,30'	13°50,10'
11 Achterwasser	54°01,70'	13°57,20'
12 Rankwitz	53°57,20'	13°53,50'
13 Zecheriner Brücke	53°51,95'	13°49,80'
14 Karniner Brücke	53°50,65'	13°51,50'
16 Tonne H3	53°49,50'	14°03,30'
17 Tonne H5	53°49,50'	14°09,00'
18 Tonne Haff	53°47,30'	14°16,30'

1993 wurden vom April bis November an den aufgeführten Stationen 5 Beprobungen und 1994 in der Zeit von April bis September 4 Beprobungen vorgenommen.

Darüber hinaus wurden 1993 und 1994 Haffkartierungen durchgeführt. Unter Zugrundelegung eines Quadratnetzes erfolgten die Probenentnahmen während der Kartierung an 76 Stationen (Abstand 1 sm).

Zur Entnahme der Benthosproben wurde ein Kastengreifer eigener Konstruktion eingesetzt, der auch in festen Sedimenten Eindringtiefen von 20 bis 30 cm erreichte. Das Gerät ähnelte in seinem Aufbau dem Kastengreifer von REINECK (GRAY 1984). Die ausgestochene Fläche betrug 60 cm² (6 x 10 cm).

Jede Sedimentprobe enthielt 3 Einzelproben. Ihre Bearbeitung erfolgte integrativ. Die gewonnenen Proben wurden ausgesiebt (Maschenweite 0,5 mm), mit Formaldehyd fixiert (2 - 3 %) und die Tiere zu einem späteren Zeitpunkt selektiert. Nach der Selektion wurde eine Trennung des Makrozoobenthos nach Ordnungen oder Familien vorgenommen und eine Artdetermination, soweit möglich, angeschlossen.

Als Maß der Biomasse wurde vom organischen Kohlenstoffgehalte der Organismen ausgegangen. Die Bestimmung des Kohlenstoffgehaltes erfolgte über ein TOC - Gerät der Firma SHIMADZU.

Die Nährstoffanalysen der Wasserproben sind mit dem Photometer Nanocolor 200 D nach DIN 38405/D9, D10, D11 und 38406/E5 und mit einem Ionenchromatographen der Firma SYCAM durchgeführt worden. Die Bestimmung der Temperatur, des Sauerstoffgehaltes, des pH-Wertes und der Leitfähigkeit

erfolgte durch Sofortmessungen an Bord. Die Sichttiefe wurde mit der Secchi - Scheibe gemessen.

Die Chlorophyll a - Bestimmungen sind nach KLEE (1993) an ausgewählten Stationen (2, 5, 7, 9, 11, 14, 17) vorgenommen worden.

Die Korngrößenanalysen erfolgten unter Zugrundelegung der vom Makrozoobenthos besiedelten Sedimenttiefen (Kernlänge: 20-25 cm). (Die Gangsysteme von *Marenzelleria* erreichen eine Durchschnittstiefe von 25 cm - ZETTLER et al. 1994). Die Siebung wurde im Trockenverfahren durchgeführt (GRAY 1984). Die Sedimentanteile zur Bestimmung der Glühverluste (DIN 38414, Teil 3) wurde ebenfalls den gemischten Proben entnommen.

3 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über die gesamte ostvorpommersche Boddenkette (Abb. 1) unter Einbeziehung des Greifswalder Boddens (510 km²), des nördlichen und südlichen Peenestroms (164 km²), des Achterwassers (86 km²) und des Kleinen Haffs (277 km²). Der Süßwassereinstrom in dieses System wird im wesentlichen durch die anschließend genannten Fließgewässer (LAMPE 1994) realisiert:

Fließgewässer	Transportierte Süßwassermenge	Einmündungsort
Ryck	0,032 km ³ /a	Greifswalder Bodden
Peene	0,76 km ³ /a	Peenestrom
Zarow	0,114 km ³ /a	Kleines Haff
Uecker	0,186 km ³ /a	Kleines Haff
Oder	16-17 km ³ /a	Oderhaff mit Einfluß auf das Kleine Haff

Windbedingte Pegelunterschiede zwischen dem Greifswalder Bodden und dem Kleinen Haff führen zu Strömungen, die vom Greifswalder Bodden über den Peenestrom zum Kleinen Haff oder umgekehrt verlaufen (BUCKMANN 1994). Damit ändern sich die Konzentrationen der biologisch wirksamen Wasserinhaltsstoffe oft in kurzen Zeitabständen.

Im einzelnen lassen sich dazu folgende Aussagen treffen:

3.1 Salinität

Die im Greifswalder Bodden im Untersuchungszeitraum relativ ausgeglichenen Salinitätswerte (Tab. 1 und 2) nahmen 1993 und 1994 im Bereich der Stationen Freest und Hollendorf sprunghaft ab (Abb. 2), so daß der mittlere Salinitätswert an diesen Stationen etwa 3 psu betrug.

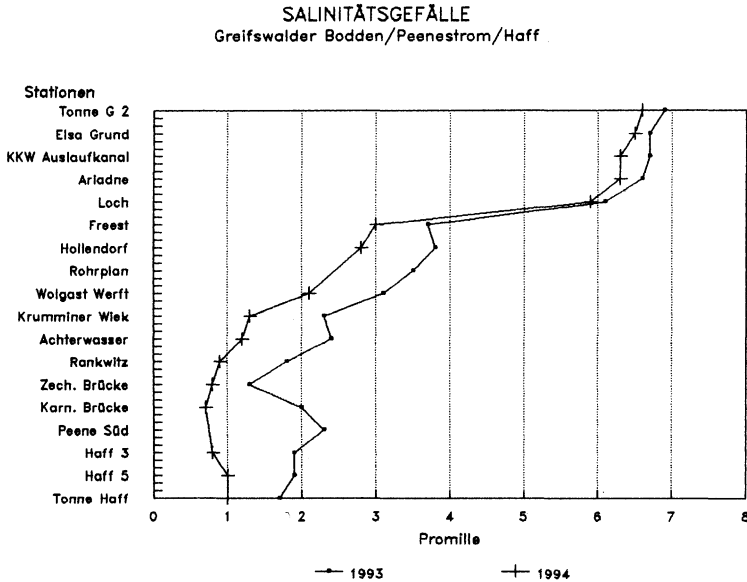


Abb. 2 Jahresdurchschnittswerte

Die weitere Abnahme der Salinität vollzog sich von den genannten Stationen bis zum Kleinen Haff kontinuierlich in kleinen Schritten und erreichte 1993 an der Station 17 einen Durchschnittswert von 1,9 psu und 1994 einen Wert von 0,95 psu. Damit erstreckte sich das Untersuchungsgebiet von der beta - mesohalinen Zone bis zur beta - oligohalinen Zone.

Im Vergleich zu den Vorjahreswerten lagen die Salinitätswerte von 1994 im Peenestrom und im Kleinen Haff um ca. 1 psu niedriger als 1993 (Tab. 1 und 2).

Die niedrigsten Werte traten in der Nähe der Zecheriner Brücke im Bereich der Peeneeinmündung auf (1,3 bzw. 0,75 psu). Sie stiegen aber im Kleinen Haffs erneut geringfügig an.

Tabelle 1 Physikalische Meßwerte an den Stationen I - XVIII 1993

Stationen																		
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII	XIV	XV	XVI	XVII	XVIII
Salinität in psu																		
Mittelwerte	6,9	6,7	-	6,6	6,1	3,7	3,8	4,1	3,1	2,3	2,4	1,8	1,3	2,0	2,3	1,9	1,9	1,7
Minimalwerte	6,2	6,3	-	6,2	5,5	2,7	2,6	2,6	2,6	1,8	1,9	1,4	1,1	1,6	1,9	1,5	1,8	1,6
Maximalwerte	7,3	7,3	-	6,9	6,8	4,8	5,7	6,0	3,6	3,0	3,1	2,3	1,7	2,7	2,8	2,3	2,1	1,8
pH-Werte																		
Mittelwerte	7,3	7,4	-	7,7	7,7	9,1	8,3	8,5	8,2	8,4	8,3	8,3	-	8,4	8,7	8,5	8,7	8,1
Minimalwerte	6,9	7,0	-	7,2	7,2	8,7	7,8	7,9	6,7	7,5	7,7	7,6	-	7,7	8,0	7,9	8,0	7,9
Maximalwerte	7,6	7,8	-	8,1	8,2	9,8	9,0	9,4	9,4	9,6	9,3	9,4	-	9,7	9,8	9,8	9,8	8,2
Sauerstoffsättigung in %																		
Mittelwerte	93	94	-	90	92	91	85	94	91	112	99	95	-	96	96	97	96	95
Minimalwerte	85	80	-	78	73	78	76	78	86	93	88	93	-	84	90	90	90	91
Maximalwerte	97	101	-	94	104	118	94	113	100	170	104	98	-	121	106	103	107	98
Sichttiefe in cm																		
Mittelwerte	220	220	240	220	180	100	80	70	60	50	50	60	50	60	70	50	60	70
Minimalwerte	150	180	180	170	120	40	40	40	40	40	40	50	40	40	40	40	40	50
Maximalwerte	360	360	300	300	240	150	120	100	80	60	60	70	60	80	120	60	80	80

Tabelle 2 Physikalische Meßwerte an den Stationen I - XVIII 1994

	Stationen																
	I	II	IV	V	VI	VII	IX	X	XI	XII	XIII	XIV	XVI	XVII	XVIII		
Salinität in psu																	
Mittelwerte	6,60	6,50	6,30	5,90	3,00	2,80	2,10	1,30	1,20	0,85	0,75	0,73	0,78	0,95	0,99		
Minimalwerte	5,40	5,40	5,10	4,30	1,00	1,00	0,90	0,90	1,10	0,50	0,50	0,40	0,50	0,60	0,50		
Maximalwerte	7,40	7,50	7,60	7,60	7,20	7,10	5,00	2,40	1,30	1,50	0,90	1,20	1,00	1,60	2,20		
pH-Werte																	
Mittelwerte	8,40	8,50	8,30	8,30	8,30	8,60	8,60	8,80	9,00	8,50	8,50	8,40	8,70	8,80	8,70		
Minimalwerte	8,20	8,20	8,10	8,00	8,00	8,00	8,00	8,50	8,50	8,40	8,30	8,20	8,50	8,50	8,20		
Maximalwerte	8,70	8,80	8,70	8,50	8,80	9,00	8,90	9,00	9,10	8,50	8,60	8,80	8,90	9,90	9,20		
Sauerstoffsättigung in %																	
Mittelwerte	108	111	109	97	117	116	119	127	121	108	109	107	126	126	121		
Minimalwerte	96	98	95	89	91	88	94	101	100	100	84	81	85	92	84		
Maximalwerte	129	138	137	112	139	143	156	155	163	116	130	129	185	188	169		
Sichttiefe in cm																	
Mittelwerte	170	175	200	190	80	90	70	70	50	60	90	80	90	80	90		
Minimalwerte	100	140	140	160	60	60	50	60	40	50	50	40	70	60	80		
Maximalwerte	250	220	230	230	140	150	90	80	60	80	130	140	100	90	110		

Aus den Salinitätswerten wird erkennbar, daß der marine Einfluß sich im wesentlichen vom Greifswalder Bodden aus auf das Untersuchungsgebiet ausdehnt. Durch den starken Süßwasserzustrom macht sich im Kleinen Haff der Salzwassereinfluß aus der Swina und Dziwna nur geringfügig bemerkbar.

3.2 Sauerstoff- und pH - Meßwerte

Die Sauerstoffsättigungs - und pH - Werte (Tab. 1 und 2) stehen in enger Beziehung zur Dichte des Phytoplanktons, dessen Entwicklungsintensität in Abhängigkeit von der Nährstoffkonzentration in den untersuchten Gewässerbereichen zu sehen ist. Diese Korrelation wurde von LAMPE et al. (1994) und SCHMIDT (1994) sowie durch die Autorenkollektive der Wassergüteberichte (1991 - 93) im Sinne einer Einschätzung der Eutrophierung des Untersuchungsgebietes ausführlich beschrieben. BÖRNER und KELL (1984) charakterisieren ähnliche Situationen für den Zingster Strom.

Ein vertikaler Sauerstoff-Konzentrationsgradient konnte im Peenestrom zwischen der Gewässeroberfläche und den bodennahen Schichten durch die strömungsbedingten Turbulenzen nicht nachgewiesen werden.

Bei windigen Wetterlagen trifft diese Aussage auch für das Achterwasser und das Kleine Haff zu.

Ruhige und sonnige Wetterbedingungen lösten im Kleinen Haff erhebliche Unterschiede in der Sauerstoffsättigung zwischen der Oberfläche und den bodennahen Wasserschichten aus. Am 11.07.94 wurden beispielsweise bei Wassertemperaturen um 21°C im Kleinen Haff an der Oberfläche Sauerstoffsättigungswerte zwischen 107 und 132 % gemessen. In Bodennähe (4 m Tiefe) lagen die Sättigungswerte zwischen 18 und 44 %.

Die pH - Meßwerte der beprobten Stationen unterschieden sich 1994 nicht wesentlich. Die Schwankungsbreite der pH - Werte war gering. Die Meßergebnisse bewegten sich im wesentlichen zwischen pH 8,0 und 9,0 (1993: traten pH - Wertschwankungen zwischen 7,0 und 9,8 auf).

3.3 Der Eutrophierungsgrad der untersuchten Gewässer

Unter Berücksichtigung der Gesamt - P, der Gesamt - N, der Chlorophyll a - Werte und der Sichttiefe (Tab.3) kann nach BESCH et al.(1992) der Eutrophierungsgrad der untersuchten Gewässer wie folgt eingeschätzt werden:

- ♦ Stationen 1 bis 5 Greifswalder Bodden: mesotroph bis eutroph
- ♦ Stationen 6 bis 9 Peenestrom, Wolgast: eutroph
- ♦ Stationen 10 bis 12 Krumminer Wiek, Achterwasser, Peenestrom: hypertroph
- ♦ Stationen 13 bis 18 Peenestr., Haff: eutroph bis hypertroph

Tabelle 3 Wertetabelle zur Einschätzung des Trophiegrades der untersuchten Gewässer 1994

Stationen	Gesamt-N mg/l	Gesamt-P mg/l	Chlorophyll a $\mu\text{g/l}$	Sicht m
1	0,67-1,34	0,048-0,17	-	1,2-2,5
2	0,95-1,38	0,024-0,59	3,37-14,8	1,2-2,2
4	0,93-1,29	0,047-0,10	3,57-19,4	1,7-2,2
5	0,34-1,18	0,050-0,90	-	1,7-2,2
6	0,92-2,91	0,050-0,11	-	0,6-1,3
7	1,00-1,85	0,068-0,39	8,30-14,7	0,6-1,5
9	1,59-1,88	0,047-0,17	22,0-42,4	0,5-0,8
10	1,50-4,59	0,045-0,16	-	0,6-0,7
11	1,15-3,18	0,050-0,18	16,5-50,4	0,4-0,6
12	1,80-3,88	0,049-0,12	-	0,5-0,7
13	1,32-2,56	0,085-0,12	-	0,5-1,2
14	1,96-3,97	0,034-0,13	4,30-29,3	0,4-1,4
16	1,71-2,91	0,022-0,09	-	0,6-1,0
17	1,49-4,06	0,015-0,08	5,86-28,6	0,6-0,9
18	0,95-3,18	0,140-0,22	-	0,7-1,1

Die intensiven Wasserblüten im Peenestrom, im Achterwasser und im Kleinen Haff (LAMPE und MEYER 1994) wirkten sich entscheidend auf die Entwicklung submerser Makrophyten aus.

Die sehr geringen Sichttiefen, die im Peenestrom um 80 cm, im Achterwasser sogar um 50 cm schwankten, schränkten die Herausbildung höherer Wasserpflanzen weitestgehend ein, so daß damit gleichzeitig eine indirekte aber sehr gravierende Wirkung auf die Artenvielfalt der Evertebraten ausgeübt wurde.

Damit liegen im Peenestrom und im Kleinen Haff ähnliche Bedingungen vor, wie sie von ARNDT (1988, 1994) und von SCHLUNGBAUM et al. (1994) für große Bereiche der Darß-Zingster Boddenkette beschrieben worden sind.

3.4 Sedimentbeschaffenheit im Bereich der Stationen 1 - 18

Die Korngrößenverteilung und der Gehalt an organischem Material im Sediment besitzen einen erheblichen Einfluß auf die Besiedlung durch das Makrozoobenthos. Feinsande mit Korngrößenmaxima von 0,16 mm und einem geringen Anteil an organischem Material werden von einer Reihe von Detritoren besonders bevorzugt. (Wahrscheinlich bessere Sauerstoffversorgung bei ausreichendem Nahrungsangebot).

Tab. 4 spiegelt die Sedimentbeschaffenheit im Bereich der Stationen 1 - 18 wieder. Die subjektive Charakterisierung des Sediments wird durch Angaben

aus der ermittelten Korngrößenverteilung und durch die Bestimmung des Glühverlustes (GV) ergänzt.

Tabelle 4 Bodenbeschaffenheit

Stationen		Sedimentbeschaffenheit subjektive Einschätzung	Korngrößenverteilung		GV in %	Tiefe in m	
			Maximum	So.			
1.	Tonne G 2	Schwarzer Schlick	>0,063 mm	36,4%	2,2	14,2	6-7
2.	Ariadne	Sandiger Schlick	>0,063 mm	50,2%	1,9	10,6	7-8
3.	Auslaufkanal	Feiner Sand					
4.	Elsa Grund	Schlickiger Sand	0,16 mm	48,3%	1,3	1,24	5-6
5.	Loch	Schlickiger Sand	0,10 mm	67,7%	1,2	4,53	6-7
6.	Freest	Schlickiger Sand	0,16 mm	42,7%	1,3	0,76	2-7
7.	Hollendorf	Sand	0,16 mm	69,4%	1,1	1,37	2-7
8.	Rohrplan						
9.	Wolgast Werft	Sand	0,16 mm	53,3%	1,3	0,71	2-7
10.	Krumminer Wieck	Sand mit Torf	0,16 mm	57,9%	1,2	1,02	2-5
11.	Achterwasser	Schwarzer Schlick	0,063 mm	44,3%	1,7	31,1	3-4
12.	Rankwitz	Schwarzer Schlick	>0,063 mm	39,3%	1,9	29,5	2-3
13.	Zech. Brücke	Schwarzer Schlick	0,25 mm	42,3%	1,3	2,38	4-5
14.	Karniner Brücke	Sand	0,16 mm	38,4%	1,3	5,55	3-4
15.	Peene Süd	Schwarzer Schlick					
16.	Tonne Haff 3	Schwarzer Schlick	0,063 mm	23,5%	1,8	23,9	4-5
17.	Tonne Haff 5	Schwarzer Schlick	0,063 mm	31,5%	1,9	19,3	4-5
18.	Tonne Haff	Schwarzer Schlick	0,10 mm	44,7%	1,2	1,34	5-6

Der Greifswalder Bodden (Station 1), das Achterwasser (Station 11) und das Kleine Haff (Stationen 16, 17 und 18) werden durch ihre muldenartigen Profile zu Sammelbecken für vorwiegend schlickige Sedimente, die in den Uferbereichen in Fein- bis Mittelsande übergehen.

Die im Peenestrom angetroffenen unterschiedlichen Sedimente sind im wesentlichen die Folge einer mehr oder weniger starken Strömung. Hohe Strömungsgeschwindigkeiten (BUCKMANN 1994) treten z.B. in Abhängigkeit von den Wasserstandsveränderungen im Bereich der Stationen 6 - 10 und 14 auf. Charakteristisch für diese Abschnitte des Peenestromes sind Sedimente, die sich vorwiegend aus schlickigem Sand, aus Mittelsanden, Feinsanden und Geschiebemergel zusammensetzen.

Relative Stillwasserbereiche innerhalb des Peenestroms sind durch das Vorhandensein dicker Schlickschichten charakterisiert (Stationen 11 - 13).

Da die Sedimentbeschaffenheit neben der Salinität und der Sauerstoffsituation im Benthal (oder wenige Zentimeter darüber) der entscheidende Faktor für

die Artendiversität und die Abundanz der auftretenden Tierarten ist, wird durch die Größenordnung der Schlick- und Sandflächen gleichzeitig das Artenspektrum und das "standing crop" des Makrozoobenthos bestimmt.

Besonders deutlich lassen sich die Beziehungen zwischen den Sedimentstrukturen und den Verbreitungsgrenzen einiger Tierarten im Kleinen Haff erkennen (HENSEL 1994).

Die im Kleinen Haff durchgeführten Kartierungen zeigten, daß der Tiefenbereich zwischen 2 und 3 m der Übergangsbereich zwischen den sandigen Randzonen und dem vorwiegend durch Schlick geprägten zentralen Becken ist. Diese Zone wurde von NEUHAUS (1933) als Schaar bezeichnet. Sie ist gekennzeichnet durch das Auftreten großer Mengen von Schalen abgestorbener Muscheln und Schnecken.

4 Ergebnisse der faunistischen Untersuchungen

Ausgehend von den einleitend genannten Zielstellungen konzentrierten sich die Untersuchungen auf den Peenestromes und das Kleine Haff.

Die Erfassung des Makrozoobenthos im Greifswalder Bodden hat in diesem Zusammenhang nur die Funktion, vergleichbare Abundanz- und Dominanzwerte für Schlick und Sandgebiete in Abhängigkeit von der Salinität und der Nährstoffbelastung des Gewässers bereitzustellen. (Detaillierte Untersuchungen zum Greifswalder Bodden liegen mit den in der Einleitung genannten Arbeiten vor).

4.1 Die Abundanzen der auftretenden Arten

Die Tab. 5 und 6 spiegeln die durchschnittlichen Abundanzen der untersuchten Taxa an den 15 Stationen in den Jahren 1993 und 1994 wider.

Entscheidend für die Abschätzung der Größenordnung von Stoffumsatz- und Stofftransportprozessen, die durch das Makrozoobenthos ausgelöst werden, ist eine über einen längeren Zeitraum bestehende Lebensgemeinschaft. Je stabiler das Arteninventar ist, um so sicherer lassen sich Aussagen über ihre Funktion im Stoffhaushalt treffen.

Die Gegenüberstellung der für die Jahre 1993 und 1994 errechneten Durchschnittsabundanzen an ausgewählten Stationen (Tab. 5 und 6) ergab in den meisten Parallelen eine annähernde Übereinstimmung der auftretenden Arten und der den Arten zuzuordnenden Individuenzahlen, so daß von einer relativen Beständigkeit der Fauna ausgegangen werden kann.

Tabelle 5 Individuen - Abundanz
(Durchschnittlich Individuendichte pro m²)

1993

Organismengruppen bzw. Arten	Stationen																	
	I	II	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII	XIV	XV	XVI	XVII	XVIII	
Nemertini																		
Prostoma	-	-	-	-	83	-	-	-	-	-	-	-	11	-	-	-	-	
Gastropoda																		
Hydrobia spec.	202	912	2238	956	148	33	-	42	-	-	-	-	11	-	-	-	-	
Potamopyrgus jenkinsi	28	56	-	311	74	11	84	97	-	-	-	-	88	-	-	-	-	
Bithynia tentaculata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	-	-	-	-	
Valvata piscinalis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	88	17	-	-	-	-	
Bivalvia																		
Mytilus edulis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Cerastoderma lamarcki	229	44	480	172	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Arenomya arenaria	257	656	2619	1262	256	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Macoma balthica	104	245	-	161	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Dreissena polymorpha	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	-	-	-	-	
Pisidium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Polychaeta																		
Alkmaria romijni	139	-	-	1145	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Pygospio elegans	-	-	42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Streblospio shrubsolei	118	111	625	245	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Manayunkia aestuarina	-	-	-	33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Fabricia sabella	167	-	-	133	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Hediste diversicolor	209	100	626	473	1139	200	236	208	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Marenzelleria viridis	223	934	4301	3341	4077	4096	7664	2202	5214	-	-	834	1881	-	-	14	259	
Oligochaeta																		
Oligochaeta	417	239	4003	578	1899	278	431	472	689	11	1112	918	2657	657	750	1438	1713	
Hirudinea																		
Helobdella stagnalis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Crustacea																		
Neomysis integer	-	11	77	11	83	11	28	-	33	-	22	-	-	-	-	-	56	
Gammarus spec.	-	22	42	-	-	111	-	83	61	17	11	28	100	500	-	-	-	
Corophium spec.	1369	1618	6614	-	1927	578	292	375	-	-	-	-	11	-	-	-	-	
Heterotanais oerstedii	-	-	-	-	56	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Cyathura carinata	-	11	556	-	-	-	42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Sphaeroma spec.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Idothea chelipes	14	-	-	33	46	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Jaera albifrons	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Insecta																		
Chironomidae	70	-	-	-	-	-	-	49	639	139	789	306	317	824	484	1514	1204	
Summe	3546	4959	22223	8854	9829	5329	8777	3528	6636	167	1934	2114	5115	1981	1234	2966	3232	

Anmerkung: Die dargestellten Abundanzen sind Jahresdurchschnittswerte aus jeweils 5 Beprobungen pro Station. Jede Probe enthält 3 Unterproben, deren Ergebnisse zusammengefaßt worden sind.

Tabelle 6 Individuen - Abundanz
(Durchschnittlich Individuendichte pro m²)

1994

	Stationen																	
Organismengruppen bzw. Arten	I	II	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII	XIV	XV	XVI	XVII	XVIII	
Nemertini																		
Prostoma	-	-	-	70	209	-	-	14	-	-	-	-	11	-	-	-	-	
Gastropoda																		
Hydrobia spec.	598	779	1070	1598	70	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Potamopyrgus jenkinsi	28	181	-	70	209	14	-	14	-	-	-	-	-	-	-	-	67	
Bithynia tentaculata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14	-	-	-	-	11	
Valvata piscinalis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	70	33	-	-	-	-	
Bivalvia																		
Mytilus edulis	-	-	14	42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Cerastoderma lamarcki	42	28	153	42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Arenomya arenaria	473	478	1321	306	14	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Macoma balthica	111	362	97	306	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Dreissena polymorpha	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	56	-	-	-	-	
Pisidium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28	-	-	-	-	-	
Polychaeta																		
Alkmaria romijni	-	-	-	-	959	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Pygospio elegans	-	-	139	42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Streblospio shrubsoli	445	167	1112	1126	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Manayunkia aestuarina	-	-	14	459	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Fabricia sabella	-	-	-	-	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Hediste diversicolor	181	209	292	362	570	264	-	70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Marenzelleria viridis	1626	1043	5810	1988	4115	4921	-	1195	306	-	-	237	687	-	14	36	11	
Oligochaeta																		
Oligochaeta	806	362	1265	1849	1390	167	-	584	1251	14	585	1668	2113	-	1947	3654	9182	
Hirudinea																		
Helobdella stagnalis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14	-	-	-	-	-	
Crustacea																		
Neomysis integer	-	-	-	-	42	28	-	14	14	14	-	-	-	-	-	-	22	
Gammarus spec.	-	-	-	14	28	-	-	28	28	-	-	97	100	-	-	-	67	
Corophium spec.	779	751	2419	1654	56	84	-	-	-	-	-	-	44	-	-	-	-	
Heterotanaïs oerstedii	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Cyathura carinata	-	-	639	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Sphaeroma spec.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Idothea chelipes	-	-	-	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Jaera albifrons	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Insecta																		
Chironomidae	28	84	-	14	-	334	-	667	1293	111	450	695	2769	-	3402	4531	3200	
Summe	5117	4453	14345	10943	6745	5840	-	2586	2892	139	1063	2865	6049	-	5363	8221	12560	

Anmerkung: Die dargestellten Abundanzen sind Jahresdurchschnittswerte
aus jeweils 5 Beprobungen pro Station. Jede Probe enthält
3 Unterproben, deren Ergebnisse zusammengefaßt worden sind.

Generell lassen sich die Untersuchungsergebnisse wie folgt interpretieren:

Das Artenspektrum des Makrozoobenthos verändert sich vom Greifswalder Bodden zum Oderhaff erheblich. Der marin geprägte Brackwasserbereich im östlichen Teil des Greifswalder Boddens zeichnet sich durch überwiegende Präsenz von euryhalinen Meerestieren und genuinen Brackwasserorganismen aus. Sie treten z.T. in hohen Individuendichten auf und ihre Biomassen erreichen an den Stationen Ariadne (4) und Loch (5) maximale Werte, um dann parallel zur sprunghaften Verminderung der Salinität an den Stationen Freest und Hollendorf ebenfalls sehr stark abzufallen (Abb. 3).

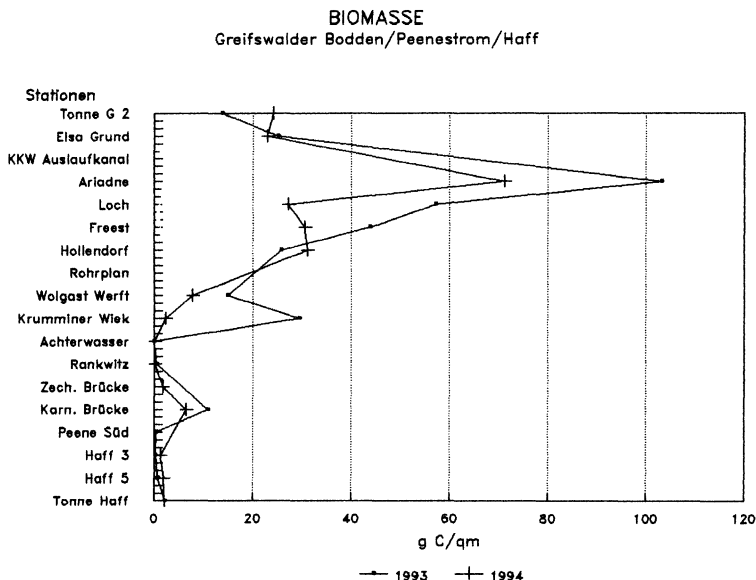


Abb. 3 Jahresdurchschnitt

Vom Ernährungstyp her gehören die Benthosorganismen vorwiegend zu den Suspensionsfressern oder Filtrieren (Detritivoren; SCHWOERBEL 1994). Wenige Arten leben polyphag (*Hediste diversicolor* und *Neanthes succinea*. Letzterer wurde im nördlichen Peenestrom etwa bis zur Höhe von Wolgast nachgewiesen).

Die marinen Makrozoobenthosarten werden mit dem Eintritt in den Peenestrom zunehmend durch limnische Arten ersetzt. Im einzelnen ergibt sich folgendes Bild:

An den Stationen 1 bis 6 sind *Cerastoderma*, *Arenomya*, *Mytilus* und *Macoma* mit z.T. starken Individuenzahlen vertreten. Die Funde entsprechen den Untersuchungsergebnissen von PEREZ (1990). Die Station 6 (Freest) scheint für

diese Arten gleichzeitig die Vorkommengrenze zu sein. Einzelne Individuen können gelegentlich bis zur Station 7 vordringen. Sie sind damit in der Lage, Salzgehaltsschwankungen bis zu einer unteren Grenze von 1,0 bis 2,7 psu zu tolerieren (Vergl.: Tab.1 und 2)

Sehr ähnliche Vorkommengrenzen liegen auch bei den kleinen Polychaeten vor (ENGELMANN 1964). *Alkmaria*, *Manayunkia*, *Pygospio*, *Streblospio* und *Fabricia* dringen, vom Greifswalder Bodden kommend, selten bis zur Station 6 (Höhe Freest im Peenestrom) vor. Ihre höchsten Abundanzen besitzen die Tiere an den Stationen 4 und 5 im Greifswalder Bodden. Der gemessene Minimalwert der Salinität an der Station 5 betrug 4,3 Promille. Aus dem Vorkommen der Tiere wird erkennbar, daß als limitierende Faktoren die Salinität und die Sedimentstruktur von Bedeutung sind. An beiden Stationen liegen überwiegend Feinsande im Sediment vor (Tab. 4).

Während *Neanthes succinea* nur bis zu den Stationen 6, maximal bis zur Station 7 im Peenestrom anzutreffen ist, erweitert *Hediste diversicolor* seine Vorkommengrenze vom Greifswalder Bodden bis zur Station 9 (Wolgast 1993/94, untere Salinitätsgrenze: 0,9-2,6 psu). Die höchsten Abundanzen liegen im Bereich der Stationen 4, 5 und 6 vor. Bevorzugt werden damit im Untersuchungsgebiet Sedimente mit einem höheren Anteil an Feinsanden.

Eine unerwartet breite Toleranz gegenüber niedrigen Salzgehalten besitzt *Marenzelleria viridis*. Das Vorkommen von *Marenzelleria viridis* erstreckt sich über das gesamte Untersuchungsgebiet bis in das Oderhaff (Station 18). Damit muß diese Art zu den euryhalinen Meerestieren 4. Grades gerechnet werden (REMANE und SCHLIEPER, 1958). Die Salinität schwankte im Nachweisbereich der Tiere zwischen 7,5 (Greifswalder Bodden) und 0,5 psu (Station 18 im Kleinen Haff). Da die Abundanz primär von der Salinität der besiedelten Gewässer abhängig ist, kommt es zu einem Abundanzgefälle vom Greifswalder Bodden bis zum Kleinen Haff.

Gleichzeitig wird aber auch eine Abhängigkeit von der Sedimentstruktur der Siedlungsgewässer deutlich (Abb. 4), die durch den auffallenden Wechsel der Individuendichte zum Ausdruck kommt. Die Maxima weisen auf einen erhöhten Anteil an Feinsanden (0,16 - 0,25 mm) und auf einen geringen Organogehalt der Sedimente hin. Stationen mit einem hohen Glühverlust lassen niedrige Besiedlungsdichten erkennen.

Aus schlickigem Sand gewonnene Sedimentkerne mit einem Querschnitt von 60 cm² enthielten bis zu 42 Röhren von *Marenzelleria viridis* (1 Tier pro 1,4 cm²).

Oligochaeten treten mit hohen Individuendichten im Peenestrom, ganz besonders aber im Kleinen Haff auf. Sie gehören zu den wenigen Formen, die unter den schlechten Lebensbedingungen der genannten Gewässer, besonders in den Schlickbereichen ihre größten Abundanzen besitzen und als Indikatororganismen für organische Verschmutzungen herangezogen werden können (BLUHM, 1990). Als primär limnisch-terrestrische Tiergruppe schließen sie eine

auffallend hohe Zahl euryhaliner Süßwasserarten sowie einige genuine Brackwasserformen ein (REMANE und SCHLIEPER 1958). (Die Verbreitung der gefundenen Taxa im Untersuchungsgebiet wird aus der Tab. 8 ersichtlich.)

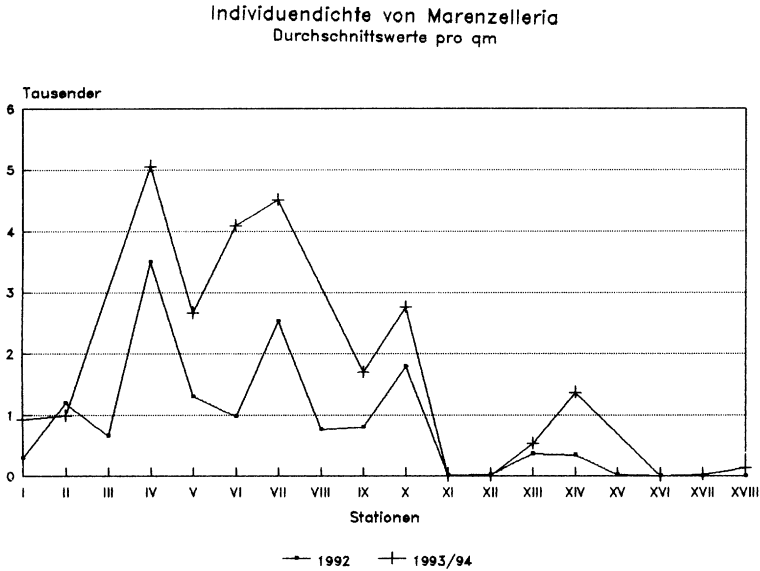


Abb. 4 Sedimentabhängige Abundanzschwankungen

Es kann angenommen werden, daß die in den Übersichten enthaltenen Individuenzahlen noch wesentlich unter den realen Individuendichten liegen.

Die Crustaceen sind mit 6 Gattungen erfaßt worden (*Neomysis*, *Gammarus*, *Corophium*, *Cyathura*, *Sphaeroma* und *Idothea*, vergl. Tab. 8). Die Nachweisgrenzen der Tiere waren 1993 und 1994 nahezu identisch.

Ausgehend von den durchschnittlichen Salinitätswerten der Fundorte, kann folgende Abstufung im Vordringen der Tiere in den Peenestrom und im zentralen Becken des Kleinen Haffs getroffen werden:

<i>Cyathura carinata</i>	Station 5	Untere Salinitätsgrenze	4,5 - 5,5 psu
<i>Sphaeroma hookeri</i>	Station 6	Salinität	1,0 - 2,7 psu
<i>Idothea chelipes</i>	Station 6	Salinität	1,0 - 2,7 psu
<i>Neomysis integer</i>	Station 7 - 12	Salinität	0,5 - 1,4 psu
<i>Corophium volutator</i>	Station 13- 14	Salinität	0,4 - 1,6 psu
<i>lacustris</i>	Station 6		
<i>Gammarus salinus</i>	Station 14- 18	Salinität	0,5 - 1,6 psu
<i>zaddachi</i>			
<i>duebeni</i>			

Während bei *Corophium* und *Cyathura* wieder eine eindeutige Zuordnung der Abundanzziffern zur Bodenstruktur (bevorzugt werden Feinsande bzw. schlickiger Sand) vorgenommen werden kann, ist bei *Sphaeroma*, *Idothea* und den *Gammariden* die Herstellung einer solchen Korrelation nicht möglich. Die genannten Formen sind im wesentlichen an das Makrophytobenthos oder an Muschelbänke (sekundäre Hartstrukturen) gebunden, so daß es sich bei den wenigen gefundenen Individuen wahrscheinlich um verdriftete Tiere handelt. *Neomysis* tritt als pelagische Form in großen Schwärmen über dem Sediment auf und kann zufällig bei der Sedimententnahme mit gefangen worden sein.

Als besonders häufige Makrozoobenthosformen treten Chironomidenlarven in Bereichen mit vorwiegend schlickigen Sedimenten auf. Sie sind mit hohen Abundanzen zwischen den Stationen 9 und 18 (1993/94) nachgewiesen worden. Vereinzelte Funde lagen von den Stationen 1 bis 8 vor.

Das zeitlich differente gehäufte Auftreten der Tiere in den unterschiedlichen Sektoren des Peenestromes oder des Haffs ist auf die unterschiedlichen Abläufe der Lebenszyklen und der Schlupfrhythmen der Arten zurückzuführen. ARNDT (1994) konnte zwei Hauptschlupfperioden feststellen, die im Mai/Juni und im August/September lagen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß für die meisten Arten, die aus dem Bodden ins Peeneastuar eingewandert sind, die Vorkommensgrenze in Höhe der Stationen 5 und 6 liegt. Letzteres trifft für die Mollusken, für den größten Teil der Polychaeten und für die Crustaceen zu. Für einige Crustaceen, insbesondere für *Corophium* und *Gammariden* sind die Vorkommensgrenzen bis ins Haff vorgeschoben (vergl. Tab. 8)

Die im Bereich der Stationen 6 bis 9 liegende Grenze zwischen euryhalinen Meeresorganismen und euryhalinen Limnobiern wird lediglich durch die Gattung

Marenzelleria einerseits und durch Oligochaeten und Chironomiden andererseits überschritten.

4.2 Die Dominanzstruktur der auftretenden Arten im Untersuchungsgebiet

Entscheidend für die Sedimentumlagerungen und Stoffaustauschprozesse sind vor allem die dominanten Arten. In diesem Sinne sind in der Tab. 7 die eudominanten bzw. dominanten oder subdominanten Formen (Individuendominanz, nach MÜHLENBERG 1989) und die durchschnittlichen Biomassen (gemessen in g C) pro Station aufgeführt.

Tabelle 7 Biomasse pro Station in g C und dominante Arten

Stationen	1993				1994			
	Dominanzabstufung			Summe Biom.	Dominanzabstufung			Summe Biom.
	1	2	3		1	2	3	
1	Are	Cer	Hed	13,8	Are	Cer	Hed	24,2
2	Are	Mar	Mac	25,1	Are	Mar	Mac	23
3								
4	Are	Mar	Hed	10,3	Mar	Are	Hed	71,2
5	Are	Mar	Hed	57,4	Mar	Are	Hed	27,2
6	Mar	Hed	Are	43,9	Mar	Hed	Are	30,5
7	Mar	Hed	Cor	25,8	Mar	Hed	Are	31,1
8								
9	Mar	Hed	Cor	15,0	Mar	Hed	Chi	7,8
10	Mar	Chir	Neo	29,4	Mar	Oli	Chi	2,3
11	Chi	Gam	Oli	0,05	Neo	Chi	Oli	0,1
12	Chi	Oli	Neo	0,45	Chi	Oli	Nem	0,2
13					Mar	Chi	Oli	1,9
14	Mar	Oli	Chi	10,9	Mar	Chi	Dre	6,5
15	Chi	Gam	Oli	0,40				
16	Chi	Oli	-	0,22	Chi	Oli	Mar	1,3
17	Chi	Oli	Mar	0,68	Chi	Oli	Mar	1,9
18	Mar	Chi	Neo	2,2	Chi	Oli	Neo	2,1

Legende: Are = Arenomya Neo = Neomysis
Cer = Cerastoderma Gam = Gammarus
Mac = Macoma Neo = Neomysis
Dre = Dreissena Cor = Corophium
Mar = Marenzelleria Oli = Oligochaeta
Hed = Hediste Nem = Nematoda
Chi = Chironomidae

Aus der Übersicht wird erkennbar, daß zwischen den beiden Untersuchungs-jahren Strukturveränderungen eingetreten sind. Eudominante bzw. dominante

Arten/Gruppen des Jahres 1993 sind zugunsten anderer Taxa zurückgetreten. Auffallend ist dabei die starke Präsenz von *Marenzelleria viridis*. Trends lassen sich jedoch aus diesen Ergebnissen noch nicht ableiten.

Mit der zunehmenden Veränderung der Wasserqualität im nördlichen Teil des Peenestromes und ganz besonders im Haff nimmt in der Folge auch die Individuenzahl und die Biomasse der wenigen existierenden Makrozoobenthosarten ab (Abb. 4).

4.3 Die Ergebnisse der Makrozoobenthoskartierung im Kleinen Haff

Aus der Bedeutung, die das Kleinen Haffs als Puffer- und Sedimentationszone zwischen der Oder und Peene einerseits und der Ostsee andererseits für industrielle und landwirtschaftliche Abprodukte besitzt, leitete sich die Notwendigkeit einer erweiterten und über die oben beschriebenen Routinebeprobungen hinausgehende Untersuchung des Kleinen Haffs ab. Unter diesem Aspekt sind die Arbeiten von HENSEL (1994) und ANDRES (1993) durchgeführt und durch eine erneute faunistische Kartierung im Sommer 1994 ergänzt worden.

Im Kleinen Haff liegen im wesentlichen zwei Sedimenttypen vor. Auf der Grundlage des Einteilungsprinzips von LINDNER (1978) lassen sich ein Mineralbodenkomplex und ein Schlickkomplex unterscheiden.

Während der Schlickboden den gesamten zentralen Bereich des Kleinen Haffs bis etwa zur 2 m - Tiefenlinie ausfüllt, befindet sich der Sandboden vor allem in Zonen geringer Wassertiefen im nördlichen und teilweise auch im südlichen Randbereich des Kleinen Haffs. Die Ausbreitung dieser beiden Hauptsedimenttypen, die eine Reihe Übergangszonen besitzen, wirkt sich entscheidend auf die Zusammensetzung der Benthoslebensgemeinschaften aus. Übergreifend liegen zwischen den beiden Sedimenttypen die *Dreissena*-Bänke, die durch ihren hohen Anteil an Schalen zu einer Verfestigung des Untergrundes beigetragen haben. Daraus resultiert in der Folge die Kennzeichnung dieser Böden als "sekundäre Hartböden".

Bei den durchgeführten Untersuchungen wurden von den insgesamt 277 km² ca. 240 km² Wasserfläche erfaßt. Bei einem Raster von 76 Stationen, deren Abstand 1 sm betrug, kann die in der Folge vorgenommen Ermittlung der Besiedlungsstruktur nur eine ganz grobe Schätzung sein.

Die Fauna des Kleinen Haffs setzt sich aus drei physiologisch bedingten Organismengruppen zusammen (REMANE und SCHLIEPER 1958) (euryhaline marine Arten, euryhaline limnische Arten und genuine Brackwasserorganismen).

Im Kleinen Haff sind im Benthos 27 Arten nachgewiesen worden. Hinzu kommt die große Gruppe der Chironomiden, die nicht determiniert worden ist. Das Ufergelege wurde nicht untersucht.

4.3.1 Die Abundanzen der auftretenden Arten

Die Abundanz der auftretenden Arten wird entscheidend durch die Sedimentbeschaffenheit des Untersuchungsgebietes bestimmt.

Eine Schätzung der Flächengröße der 3 Habitats ergab 1993 und 1994 die folgenden Werte:

	1993	1994
<i>Dreissena</i> -Bänke:	52,4 km ²	61,5 km ²
Sand:	29,2 km ²	22,6 km ²
Schlick:	162 km ²	158,7 km ²
	243,6 km ²	242,8 km ²

Die genannten Bereiche sind durch eine spezielle Zusammensetzung ihrer Lebensgemeinschaften gekennzeichnet.

► Sekundäre Hartböden

Die *Dreissena*-Bänke werden durch die meisten im Kleinen Haff vorkommenden Makrozoobenthosarten besiedelt.

Die Leitform, *Dreissena polymorpha* (PALLAS), ist sowohl auf Sand als auch auf Schlick anzutreffen. Sie kann unter Einbeziehung der Schalen abgestorbener Tiere sowie durch Verklumpung sekundäre Hartböden bilden und damit die Voraussetzungen für die Besiedlung durch andere Tierformen schaffen.

Diese Lebensgemeinschaft schließt *Cordylophora caspia*, *Bithynia tentaculata*, *Valvata piscinalis*, *Potamopyrgus jenkinsi*, *Marenzelleria viridis*, Oligochaeten, Hirudineen und mehrere Gammaridenarten ein.

Nach ANDRES (1993) tritt *Dreissena polymorpha* mit maximalen Abundanzen von 30000 Ind./m² auf. Der höchste Wert von HENSEL (1994) lag bei 41000 Ind./m². Die im Sommer 1994 durchgeführte Untersuchung führte zu einem Maximalwert von 13000 Ind./m².

Die Untersuchungen von WIKTOR und WIKTOR (1954) ergaben für das Stettiner Haff Maximalwerte von ca. 12000 Ind./m² (Größe: 0,5 bis > 2 cm).

Cordylophora caspia (PALLAS), eine genuine Brackwasserform, tritt bevorzugt in Salzgehaltsbereichen von 1 - 15 psu auf (REMANE und SCHLIEPER 1958, ARNDT 1984 und 89). In Ermangelung geeigneter Substrate, auf denen sich die Kolonien festheften können, sind sie in ihrem Vorkommen an die *Dreissena*-Bänke gebunden (ANDRES, 1993).

Bithynia tentaculata (L.) bevorzugen schlammigen Untergrund, brauchen aber klares und sauerstoffreiches Wasser. Die Tiere waren nach GESSNER (1957) mit hohen Individuenzahlen im Kleinen Haff verbreitet. Heute deckt sich ihr

Vorkommen mit der Lage der *Dreissena*-Bänke. Sie erreichen dort Dichten von ca. 5800 (1993) bzw. 9500 (1994) Ind./m².

Marenzelleria viridis (VERRILL) ist innerhalb weniger Jahre bis ins Oderhaff eingewandert und dort 1989 durch WAWRZYNIAK-WYDROWSKA (1994) nachgewiesen worden.

Marenzelleria tritt vorwiegend in Bereichen mit sandigen Sedimenten oder in den *Dreissena*-Bänken auf. Die von ihnen erreichten Besiedlungsdichten können Werte bis zu 27600 Ind./m² (1993) aufweisen (Maximalwert 1994: 11000 Ind./m²).

Die Verbreitung von *Marenzelleria* wird im wesentlichen durch das Vorhandensein günstiger Lebensbedingungen (Sandboden und sauerstoffreiches Wasser) gewährleistet. Es wird angenommen, daß sich *Marenzelleria* im Kleinen Haff nicht vermehrt, sondern über Larventransporte seine Vorkommengrenzen bis ins Kleine Haff vorgeschoben hat.

Die Oligochaeten stellen eine Mischgruppe aus mehreren Arten dar (vergl. dazu die Artenliste). Sie sind vorwiegend aus limnischen Bereichen eingewandert. Im Kleinen Haff treten vor allem die Gattungen *Tubifex* und *Limnodrilus* auf. Im Nordteil des Kleinen Haffs wurde die relativ große Art *Criodrilus lacuum* in Tiefen bis zu 2 m häufig gefunden.

Die Oligochaeten sind, mit einigen wenigen Ausnahmen, im ganzen Haff vertreten. Die Abundanzen schwanken zwischen 210 und 34700 Ind./m².

Aus der Gruppe der Hirudineen sind die beiden Arten *Erpobdella octoculatus* (L.) und *Helobdella stagnalis* (L.) relativ häufig auf den *Dreissena*-Bänken angetroffen worden.

Die Crustaceen sind im Kleinen Haff mit den folgenden Arten vertreten: *Gammarus salinus* (SPOONER), *Gammarus zaddachi* (SEXTON), *Gammarus duebeni* (LILJEBORG), *Corophium volutator* (PALLAS) und *Asellus aquaticus* (L.). Zusammengefaßt erreichen sie auf den *Dreissena*-Bänken eine maximale Abundanz von 11300 Ind./m². *Corophium volutator* und *Asellus aquaticus* sind nur in wenigen Exemplaren gefunden worden.

Mit geringen Abundanzen treten außerdem die folgenden Mollusken auf den *Dreissena*-Bänken auf: *Valvata piscinalis* (MÜLLER), *Theodoxus fluviatilis* (L.) und *Potamopyrgus jenkinsi* (SMITH). Die drei genannten Taxa waren nach NEUBAUR (1927) regelmäßig im gesamten Haff anzutreffen.

► Sand

Die Sand- und Schlickhabitate unterscheiden sich von den *Dreissena*-Bänken durch ein reduziertes Arteninventar und veränderte Abundanzcifern.

Die das Kleine Haff im Norden und Süden umfassenden sandigen Sedimente bestehen zum überwiegenden Teil aus Fein- und Mittelsanden. Der prozentuale

Anteil der kleinsten Siebfraktion ($SF < 63 \mu m$) liegt bei 0 - 15% (mündl. Mitteilung MEYER 1993).

Diese Bereiche werden teilweise durch große *Dreissena*-Bänke bedeckt. Auf den Sandflächen zwischen den Muschelbänken treten folgende Arten bzw. Gruppen auf:

Marenzelleria viridis, *Bithynia tentaculata*, Oligochaeten, Gammariden und Chironomiden.

Marenzelleria stellte auf den Sandböden mit einer Abundanz bis zu 11000 Tiere pro m^2 die individuenreichste Art dar. *Bithynia* war mit relativ wenigen Exemplaren vertreten (max. ca. 390 Tiere pro m^2). Eine ähnliche Situation lag auch bei den Gammariden (ca. 80 Exemplare pro m^2) und bei den Oligochaeten vor (ca. 250 Tiere pro m^2). Relativ stark war dagegen die Besiedlung der Sedimente mit Chironomiden, die eine Abundanz von etwa 1000 Tieren pro m^2 erreichten.

► Schlicksedimente

In den Schlicksedimenten, die das zentrale Becken des Kleinen Haffs ausfüllen, treten neben wenigen Exemplaren der Gattung *Marenzelleria* nur noch Chironomiden und Oligochaeten auf.

Hohe Besiedlungsdichten (auf wenige Stationen begrenzt) erreichten 1993 die Chironomidenlarven mit 4000 Ind./ m^2 . 1994 lag das Maximum der Besiedlungsdichte bei 8400 Ind./ m^2 . Untersuchungen von ARNDT (1994) im Saaler Bodden führten zu ähnlichen Abundanz (April 1989: 4983 im Norden und 8644 Ind./ m^2 im Süden des Gewässers).

Die Abundanz der Oligochaeten schwankten 1993 zwischen 160 und 2100 Ind./ m^2 . 1994 lag die Schwankungsbreite der Abundanz an den Schlickstationen zwischen 100 bis 6300 Ind./ m^2 .

4.3.2 Die Dominanzstruktur der auftretenden Arten im Kleinen Haff

Die Dominanzstruktur (MÜHLENBERG, 1989) im Untersuchungsgebiet wird entscheidend durch die Sedimentbeschaffenheit bestimmt.

Ausgehend von der Gesamtzahl der Individuen auf den Dreissenabänken ist *Dreissena polymorpha* als Leitform mit 17,4 % (dominant) relativ gering ausgewiesen.

Marenzelleria viridis ist in Sandgebieten mit 67,8 % eine eudominante Form. Auf den Dreissenabänken stellt sie mit 8,5 % Anteil an der Gesamtindividuenzahl nur eine subdominante Art dar. In Schlickgebieten tritt sie sporadisch auf oder nimmt teilweise den Status einer rezedenten Form ein.

Oligochaeten sind auf den *Dreissena*-Bänken mit 23,6 %, im Sandgebiet mit 21,5 % und im Schlickgebiet mit 23,8 % vertreten. Sie stellen in den drei Lebensräumen eine dominante Gruppe dar.

Die Chironomiden sind vorwiegend Schlickbewohner. Mit 76,2 % bilden sie in den Schlickzonen eine eudominante Gruppe. Auf den *Dreissena*-Bänken sind sie mit 19,5 % (dominant) und in den Sandgebieten mit 8,5 % (subdominant) vertreten.

Die Gammariden stellen mit 22,4 % der Gesamtindividuenzahl auf den *Dreissena*-Bänken eine dominante Gruppe dar. Im Sandgebiet sind sie mit einem Anteil von 2,4 % an der Gesamtpopulation beteiligt.

Bithynia tentaculata bildet auf den *Dreissena*-Bänken mit 6,2 % eine subdominante Gruppe. Im sandigen Sedimenten treten sie nur sporadisch auf.

Alle anderen Arten müssen in den drei Lebensräumen den sporadischen Begleitarten zugeordnet werden.

Tabelle 8 Liste der im Untersuchungsgebiet erfaßten Makrozoobenthosarten

	Fundorte		
	Großer Bodden	Peenestrom	Kleines Haff
Nemertini			
Prostomatella obscura		X	
Gastropoda			
Theodoxus fluviatilis			X
Hydrobia ventrosa	X	X	
Hydrobia ulvae	X	X	
Potamopyrgusjenkinsi	X	X	X
Bithynia tentaculata		X	X
Valvata piscinalis		X	X
Bivalvia			
Mytilus edulis	X	X	
Cerastoderma lamarcki	X	X	
Arenomya arenaria	X	X	
Macoma balthica	X	X	
Dreissena polymorpha		X	X
Pisidium spec.			X
Polychaeta			
Pygospio elegans	X		
Streblospio shrubsolei	X		
Fabricia sabella	X		
Alkmaria romijni	X		
Hedistodiversicolor	X	X	
Neanthes succinea	X	X	
Marenzelleria viridis	X	X	X
Oligochaeta			
Tubifex tubifex	X	X	X
Potamothrix moldaviensis		X	X
Potamothrix hammoniensis	X	X	X
Limnodrilus claparedianus		X	X
Limnodrilus hoffmeisteri	X	X	X
Paranais litoralis		X	X
Nais elinguis		X	X
Psammoryctides barbatus		X	X
Psammoryctides convolutus			X
Rhizodrilus pilosus		X	X
Pristina lutea			X
Criodrilus lacuum			X
Hirudinea			
Helobdella stagnalis			X
Erpobdella octoculatus			X
Crustacea			
Neomysis integer	X	X	X
Gammarus salinus	X	X	X
Gammarus zaddachi	X	X	X
Gammarus duebeni	X	X	X
Corophium volutator	X	X	X
Corophium lacustre	X	X	
Cyathura carinata	X	X	
Heterotanais oerstedii	X	X	
Sphaeroma hookeri	X	X	
Idothea chelipes	X	X	
Asellus aquaticus			X
Insecta			
Chironomidae		X	X

5 Diskussion

Im Gegensatz zum Greifswalder Bodden, war die faunistische Bearbeitung des Peenestroms und des Kleinen Haffs sehr lückenhaft. Es gibt nur wenige Arbeiten, die sich mit den benthischen Lebensgemeinschaften im Peenestrom und im Kleinen Haff auseinandersetzen. Eine sehr genaue Beschreibung der Verbreitung des Makrozoobenthos in den diskutierten Gebieten wurde durch NEUHAUS (1933) vorgenommen. Er sieht das Auftreten der unterschiedlichen Organismengruppen in engem Zusammenhang mit der Salinität und stellte Verbreitungsgrenzen fest, die sich nur geringfügig von den eigenen Ergebnissen unterscheiden. Interessant ist in diesem Zusammenhang die Frage nach den eutrophiebedingten Veränderungen des Makrozoobenthos. Die folgende Zeitreihe der essentiellen Pflanzennährstoffe (Orthophosphat und Nitrat) verdeutlicht, daß die Eutrophierung in der Zeit von 1981 - 1993 (Phosphatwerte) zugenommen hat und gegenwärtig wieder leicht abklingt. Sie zeigt aber auch, daß der Eutrophierungsgrad seit 1965 (Beginn exakter Messungen) sehr hoch liegt. Es kann angenommen werden, daß diese Situation auch schon früher bestand und die Flora und Fauna sich darauf eingestellt haben.

			NO ₃ - N	PO ₄ - P
			(in µmol/l)	
SCHNESE (1967), MLODZINSKA (1980),	1965	Mit.	107,1	1,44
	1970	Max.	168,0	1,50
Gewässergütebericht (1991)	1981	Mit.	43,9	1,00
		Max.	258,3	6,97
	1985	Mit.	86,9	3,88
		Max.	234,8	6,99
		Mit.	73,2	2,46
	1991	Max.	65,8	16,53
Gewässergütebericht (1994)	1993	Mit.	14,8	6,69
		Max.	88,6	5,43
		Mit.	32,6	2,69
Eigene Ergebnisse	1994	Max.	147,0	1,70
		Mit.	51,8	1,00
April	1995		244,9	1,60
Juni	1995		3,2	0,06

Ein Vergleich der Untersuchungen von NEUHAUS (1933) mit den eigenen Ergebnissen läßt die folgenden Unterschiede und Gemeinsamkeiten erkennen.

NEUHAUS nimmt an, daß die Grenze für das Eindringen euryhaliner Meeresorganismen *Cyathura carinata*, *Corophium volutator*, *C. lacustre* auf der Höhe der Krumminer Wiek liegt. *Corophium curvispinum* wurde von ihm im südlichen Peenestrom und im Kleinen Haff nachgewiesen.

Die zuletzt aufgeführte Art ist im Verlaufe der gegenwärtigen Untersuchungen nicht gefunden worden. *Cyathura carinata* trat vereinzelt im nördlichen Peenestrom bis Wolgast auf. Eine ähnliche Verbreitung zeigte auch *Corophium lacustre* während *Corophium volutator* vereinzelt bis ins Kleine Haff vorgedrungen war.

Im Kleinen Haff trennte NEUHAUS die Schlickregion von den Schaaren ab und charakterisiert den Schlick aus dem zentralen Becken als "sehr feinkörnig, durchsetzt mit nur geringen Mengen gröberer Zellulosesubstanz und fast geruchlos. Er bildet eine zähe anscheinend tonhaltige Masse...". Diese Beschreibung trifft gegenwärtig für den Schlickanteil zu, der unterhalb einer lockeren H_2S -haltigen schwarzen Sedimentschicht von ca. 15 cm Stärke liegt.

Die Sedimente im zentralen Becken wurden nach NEUHAUS nur von Chironomiden und von *Tubifex tubifex* besiedelt. Abgesehen von der Möglichkeit, die Oligochaeten noch weiter aufzugliedern, muß festgestellt werden, daß sich scheinbar keine generellen Unterschiede in der Besiedlungsstruktur des zentralen Haffbereiches im Verlaufe der vergangenen 60 Jahre herausgebildet haben.

Änderungen sind im Bereich der Schaare aufgetreten. Sie spiegeln sich besonders in der Zusammensetzung der Malakofauna wider. Die am Schaarabfall befindlichen *Dreissena*-Bänke waren teilweise mit *Cordylophora* bedeckt (wie gegenwärtig auch). Sehr häufig traten nach NEUHAUS *Bythinia* und *Valvata* auf. In geringer Zahl wurden die beiden Muscheln *Pisidium* und *Sphaerium* gefunden. *Unio* und *Anodonta* kamen überall am Ufer und in der Zone der toten Muscheln vor. Während der eigenen Arbeiten wurden *Anodonta* und *Unio*, wahrscheinlich methodisch bedingt, nicht gefunden. In den Sandbereichen der Ufernähe fand NEUHAUS *Lithoglyphus*, die bis in den Peenestrom nachweisbar war. Im Geleге lebten neben *Bithynia tentaculata* zahlreiche *Limnaea ovata*. Nach den Angaben von NEUBAUR (1927) sind sogar 6 Arten der Gattung *Limnaea* im Haff angetroffen worden worden.

Die Bestände von *Valvata piscinalis* sind scheinbar in den letzten Jahrzehnten drastisch zurückgegangen. Das trifft auch für *Valvata naticina* zu, die gegenwärtig nicht nachgewiesen werden konnte. *Potamopyrgus jenkinsi*, die vor etwa 70 Jahren ins Kleine Haff eingewandert war (NEUBAUR 1927) tritt zur Zeit nur vereinzelt in den Sandbereichen auf.

NEUHAUS beschreibt für das Kleine Haff das Auftreten von *Corophium curvispinum*. Das Vorkommen von *C. curvispinum* scheint innerhalb weniger Jahre erheblich zu schwanken. 1915 (NEUHAUS 1933) wurde diese Art im Stettiner Haff noch nicht gefunden. Nach NEUHAUS (1933) und GESSNER (1957) traten die Tiere besonders auf den *Dreissena*-Bänken in relativ großen Mengen auf. Während der Untersuchungen 1993 und 1994 konnten sie nicht nachgewiesen werden.

Über die Verbreitung der Gammariden im Kleinen Haff ist aus älteren Arbeiten wenig bekannt. NEUHAUS beschreibt das Vorkommen von *Carinogammarus Rösellii* und *Gammarus pulex* aus dem Bereich der Ückermündung. Die im

Rahmen der eigenen Untersuchungen relativ häufig auf den *Dreissena*-Bänken angetroffenen Arten *Gammarus salinus*, *G. duebeni* und *G. zaddachi* wurden von den oben genannten Autoren nicht erwähnt.

Asellus aquaticus trat in den 30iger Jahren in großen Beständen auf und bildete einen wichtigen Bestandteil der Fischnahrung. Während der eigenen Untersuchungen wurden die Tiere nur in wenigen Exemplaren angetroffen.

Die Untersuchungsergebnisse von NEUHAUS sind weitgehend identisch mit den 1970 im Großen Haff von WIKTOR (1980) erzielten Resultaten.

Völlig neu ist das Auftreten des Spioniden *Marenzelleria viridis* im Kleinen Haff. "Die ersten Nachweise 1985 und 1986 waren sporadische Funde mit wenigen Individuen" in der Darß-Zingster-Boddenkette (BICK und BURCKARDT 1989). Gegenwärtig ist diese Art mit großer Individuenzahl in den Sandhabitaten des Peenestroms und des Kleinen Haffs vertreten und auch im Großen Haff nachgewiesen worden (MASLOWSKI 1992).

Der durchgeführte Vergleich mit älteren Arbeiten ist sicher lückenhaft. Er läßt zwar Veränderungen zwischen den gegenwärtig existierenden und den vor 60 Jahren nachgewiesenen Zönosen erkennen, verdeutlicht aber gleichzeitig, daß diese Unterschiede nicht so gravierend sind, wie bisher angenommen.

Während das Artenspektrum sich nur geringfügig geändert hat, kommt es zu mehr oder weniger großen Schwankungen der Abundanzen. Dabei ist nicht geklärt, ob die Abundanzveränderungen Ausdruck einer natürlichen Schwankungsbreite der Populationen sind oder auf die Veränderungen der Eutrophie zurückgeführt werden müssen.

Wahrscheinlich trifft für das Kleine Haff eine ähnliche Situation zu, wie sie durch ARNDT (1994) für den Saaler Bodden beschrieben worden ist. "Die trotz der hohen Belastung durch den Menschen (Kommune, Landwirtschaft, Industrie, Tourismus) ausgeprägte Elastizität des makrobenthischen Kompartiments scheint der Tatsache zu verdanken zu sein, daß dieses als Vorfluter agierende System durch die Flachheit des Gewässers ständig mit Sauerstoff versorgt wird, und zusätzlich die bestimmenden Makrozoobenthosarten genetisch an hohe Belastungen adaptiert sind."

MASLOWSKI (1993) kommt nach einer Studie der Langzeitveränderungen der Bodenfauna im Stettiner Haff zu einer sehr ähnlichen Schlußfolgerung. Seine Arbeit macht deutlich, daß über einen längeren Zeitraum keine grundsätzlichen Veränderungen im Makrozoobenthos eingetreten sind. Er geht davon aus, daß der Eutrophierungsprozeß sich fördernd auf die Entwicklung des Makrozoobenthos ausgewirkt hat.

Generell kann angenommen werden, daß die Eutrophierung des Kleinen Haffs schon über einen langen Zeitraum eine relativ hohe Stufe erreicht hatte und prägend auf die Fauna wirkte. In Abhängigkeit von den Habitaten sind euryöke Lebensgemeinschaften entstanden, deren Stabilität durch die in den 80iger

Jahren einsetzende Veränderung des Eutrophierungsgrades und der damit verbundenen Belastungen nicht entscheidend beeinflusst worden sind.

Literatur

- ARLT, G.: Faunistisch- ökologische und produktionsbiologische Untersuchungen am Makrozoobenthos des Greifswalder Bodden. Dissertaiion, EMAU Greifswald (1970).
- ARNDT, E.A.: The ecological niche of *Cordylophora caspia* (Pallas, 1771). Limnologica (Berlin) 15 (1984), S. 469-477
- ARNDT, E.A.: Zusammenfassende Ergebnisse von Untersuchungen am Makrozoobenthos der Darß - Zingster Boddenkette von 1967 - 1987. Wiss. Z. WPU Rostock, N-Reihe 37 (1988) 5, S. 6 - 12.
- ARNDT, E.A.: 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, Denmark, (1989) p. 327-338
- ARNDT, E.A.: 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. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 2 (1994), S. 93-120
- ANDRES, D.: Abschlußbericht, Video- und Fotodokumentation der Bestände an Dreissena polymorpha (Pallas) im Oderhaff. Aldebaran Marine Research and Broadcast, Kiel. 29. (1993)
- AUTORENKOLLEKTIV : Gewässergüteberichte. Hrsg.: Umweltministerium des Landes Mecklenburg-Vorpommern (1992, 1993, 1994)
- BESCH, W.K., HAMM, A., LENHART, B., MELZER, A., SCHARF, B. & STEINBER, C.: Limnologie für die Praxis. Ecomed, Fach-Verlag Landsberg (1992)
- BICK, A. und BURCKHARDT, R.: Erstnachweis von Marenzelleria viridis (Polichaeta, Spionidae) für den Ostseeraum, mit einem Bestimmungsschlüssel der Spioniden der Ostsee. Mitt. Zool. Mus. Berlin. 65 (1989)2, 237-247.
- BLUHM, H.: Analyse zyklischer Wiederbesiedlungsvorgänge am Beispiel sublitoraler Makrozoobenthosgemeinschaften in der Flensburger Förde. Diss. C.-A.-Universität Kiel (1990)
- BÖRNER, R. & KELL, V.: Einfluß von Nährstoffanreicherung auf die Biomasse, Artensequenz und Primärproduktion des Phytoplanktons während einer Komplexanalyse im Zingster Strom (Juni 1981). WZ Rostock, Math.- Nat. R. 31 (1982) 6, S. 53-56.
- BUCKMANN, K.: Messung und numerische Modellierung von Transport- und Austauschprozessen im Greifswalder Bodden und Oderästuar. Forschungsbericht zum Projekt: "Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse". EMAU Greifswald (1994), 31 S.
- DAMISCH, A.: Quantitative Untersuchungen der Bodenfauna der Dänischen Wiek. Staatsexamensarbeit, EMAU Greifswald (1956).
- ENGELMANN, H.-D.: Qualitative und quantitative Benthos-Untersuchungen im Greifswalder Bodden zur Erfassung der Produktivität. Diss. EMAU Greifswald (1964)
- GESSNER, F.: Meer und Strand. VEB Deutscher Verlag der Wissenschaft, Berlin (1957)
- GIZINSKI, A., JAGODZINSKA, M., WOLNOMIEJSKI, N., GRYGIEL, I.: Zoobenthos of the muddy areas of Szczecin Lagoon. Acta Universitatis Nicolai Copernici, Prace Limnologiczne Nr. 12 (1980), 43-59
- GRAY, J.S.: Ökologie mariner Sedimente. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg New York (1984)
- GÜNTHER, B.: Die Fauna des Kooser Sees in Abhängigkeit von ökologischen Faktoren. Diplomarbeit, EMAU Greifswald (1961)
- HENSEL, S.: Status-quo-Erfassung des Makrozoobenthos im Kleinen Haff unter Berücksichtigung ökologischer Parameter. Diplomarbeit. Univ. Greifswald (1994)
- JÖNSSON, N., BUSCH, A.: Struktur und Funktion von Bodenlebensgemeinschaften im Ergebnis von Austausch- und Vermischungsprozessen. Forschungsbericht zum Projekt: "Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse". EMAU Greifswald (1994), 22 S.

- KELL, V.: Primärproduktionsmessungen im Greifswalder Bodden in den Jahren 1981 und 1982. Wiss. Ztschr. WPU Rostock 33, (1984), 6, S. 53-56
- KELL, V.: Untersuchungen zur Qualität und Quantität des Phytoplanktons im Greifswalder Bodden (südliche Ostsee) in den Jahren 1977- 1984. Wiss. Ztschr. WPU Rostock 34, (1985), 6, S. 32-40
- LAMPE, R.: Einführung zum Forschungsbericht des Projektes "Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse". EMAU Greifswald (1994), S. 1-25
- LAMPE, R. und MEYER, H.: Hydrographie des Oderästuars: Zeitliche und räumliche Verteilung ausgewählter Wasserinhaltsstoffe im Zeitraum Oktober 1993 bis September 1994. Forschungsbericht zum Projekt: "Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse". EMAU Greifswald (1994), 18 S.
- LINDNER, A.: Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation in der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst (südliche Ostsee). Limnologica 11 (1978) 2, S. 229-305
- MASŁOWSKI, J.: Bottom macrofauna of the Szczecin Lagoon (north-western Poland). Acta Hydrobiol. 34 (1992) 3, S. 253-274
- MASŁOWSKI, J.: Long-term changes in bottom macrofauna of the Szczecin Lagoon (north-western Poland). Acta Hydrobiol. 35(1993) 4, S. 344-355.
- MESNER, U.: Untersuchungen an der Phytalifauna des Greifswalder Boddens. Diplomarbeit, WPU Rostock (1986).
- MLODZINSKA, Z.: Hydrochemia, Skład jonowy. Zalew Szczeciński, Atlasy i Monografie. Warszawa (1980)
- MÜHLENBERG, M.: Freilandökologie. Quelle und Meyer Verlag, München, Stuttgart (1989)
- NEUBAUER, R.: 11. Beiträge zur Kenntnis der Molluskenfauna des Stettiner Haffs und der Swinemünder Bucht. Z. Fischerei, 25 (1927), S. 245-261
- NEUHAUS, E.: Studien über das Stettiner Haff und seine Nebengewässer. Untersuchungen über die allgemeinen und biologischen Verhältnisse. Z. Fischerei, 31 (1933), S. 427-489
- PEREZ, M.S.: Bonitierung des Makrozoobenthos im Greifswalder Bodden. Diplomarbeit, WPU Rostock (1990)
- PIESIK, Z.: Biology of *Dreissena polymorpha* (Pall.) settling on stylon nets and the role of this mollusc in eliminating the seston and the nutrients from the water-course. Pol. Arch. Hydrobiol. 30 (1983), 4, 353-361
- PIESIK, Z.: Możliwość biologicznej rekultywacji Zalewu Szczecińskiego. Uniwersytet Szczeciński, Annales Scientiarum Stetinenses, VII, 1, (1992), 23-36
- REMANE, A. und SCHLIEPER, C.: Die Biologie des Brackwassers. In: Thienemann, A., Die Binnengewässer. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart (1958)
- SCHNESE, W.: Untersuchungen zur Produktionsbiologie des Greifswalder Boddens. Diss. EMAU Greifswald (1967)
- SCHMIDT, I.: Zu den Ursachen sommerlicher 'Cyanophyceenblüten' in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Forschungsbericht zum Projekt: "Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse". EMAU Greifswald (1994), 21 S.
- SCHWOERBEL, J.: Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag Jena (1993)
- SCHWOERBEL, J.: Methoden der Hydrobiologie - Süßwasserbiologie. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, Jena (1994)
- SEIFERT, R.: Die Bodenfauna des Greifswalder Boddens. Z.f. Morphol. u. Ökol. d. Tiere, 34 (1938), S. 221-271
- STAMMER, H.J.: Die Fauna der Ryckmündung, eine Brackwasserstudie. Z. Morphol. Ökol. 11 (1928), S. 53-113
- WAWRZYNIAK-WYDROWSKA, B.: Zmiany w faunie bentosu w Zalewie Szczecińskim na podstawie badań przeprowadzonych w roku 1989-1991, w porównaniu z wynikami dotychczasowych badań. Raport z realizacji projektu badawczego nr 6 P20507707 (1992)
- WIKTOR, J., WIKTOR, K.: Jakosciowe i ilosciowe badania fauny dennej Zalewu Szczecińskiego, cz. I, Prace MIR, 7 (1954), 127-152
- WIKTOR, K.: Ogólna charakterystyka flory i fauny. Zalew Szczeciński, Atlasy i Monografie. Warszawa (1980)

- WOHLRAB, F.: Die Bodenfauna des Freesendorfer Sees. Arch. Nat. Meckl. 5 (1959), S. 396-423
- WOLNOMIEJSKI, N., GRYGIEL, I.: Makrofauna dna mulistego Zalewu Szczecinskiego. Gdynia, Instytutu Rybackiego, Studia i Materiały, Seria A, Nr. 29 (1989), 5-42
- WOLNOMIEJSKI, N., GRYGIEL, I.: Badania bentosu i pokarmu ryb Zalewu Szczecinskiego. Gdynia, Morski Instytut Rybacki, Studia i Materiały, Seria B, Nr. 67 (1994), 5-65
- ZETTLER, M. L., BOCHERT, R. und BICK, A.: Röhrenbau und Vertikalverteilung von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in einem inneren Küstengewässer der südlichen Ostsee. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 2 (1994), S. 215-225

Verfasser

Dr. Burkhard Günther
Susanne Ossig
Helmut Janitz
Ernst-Moritz-Arndt-Universität
Zoologisches Institut und Museum
Bachstr. 11/12
17489 Greifswald

Dagmar Andres
ALDEBARAN
Meeresforschungs- und Medienproduktions-GmbH
Elisabethstr. 34
24143 Kiel-Gaarden

