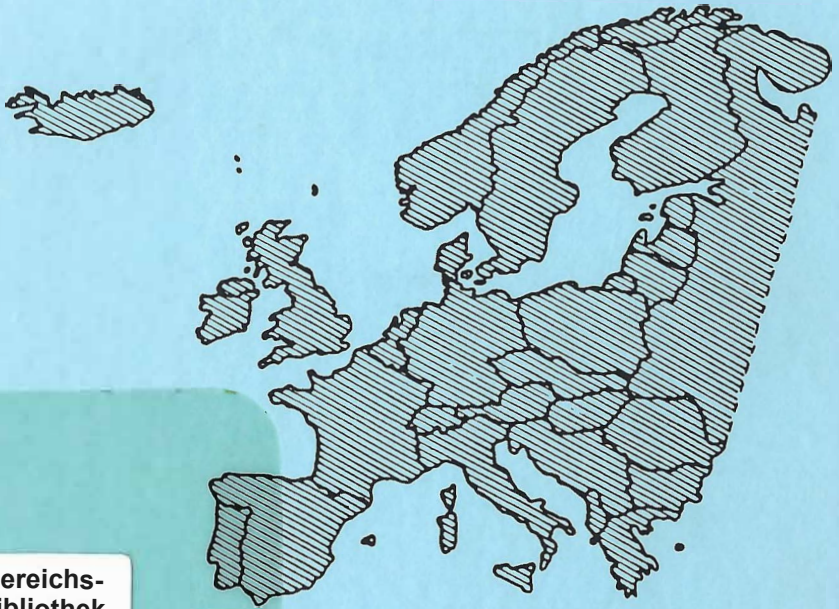


ISSN 0943-822X

Rostocker Meeresbiologische Beiträge

Heft 5

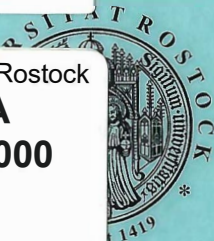


Bereichs-
bibliothek
Südstadt

UB Rostock

WA
80000

-5



UNIVERSITÄT ROSTOCK

Rostocker Meeresbiologische Beiträge

Heft 5

Universität Rostock
Fachbereich Biologie
1997

HERAUSGEBER:

Prof. Dr. habil. Ernst A. Arndt

VERANTWORTLICHER DIESES HEFTES: Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum

REDAKTIONSKOLLEGIUM:

PD Dr. habil. Günter Arlt
Prof. Dr. habil. Ernst A. Arndt
Dr. Andreas Bick
Prof. Dr. habil. Gerhard Graf
Prof. Dr. habil. Ragnar Kinzelbach
Prof. Dr. habil. Ulrich Schiewer
Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum

LEKTORAT:

Autorenkorrektur

HERSTELLUNG DER DRUCKVORLAGE: Anja Roder
Kristine Schönefeldt

ZITAT KURZTITEL:

Rostock. Meeresbiolog. Beitr. H. 5

ISSN 0943-822X

© Universität Rostock, Fachbereich Biologie, 18051 Rostock.

BEZUGSMÖGLICHKEITEN:

Universität Rostock
Universitätsbibliothek, Schriftentausch, 18051 Rostock

Universität Rostock
Fachbereich Biologie
18051 Rostock
Tel. 0381 / 498 2016
Fax 0381 / 498 2017

DRUCK:

Universitätsdruckerei Rostock 125/98

Inhalt

	Seite
Zum Geleit: Prof. Dr. E. A. Arndt zum 70.Geburtstag	5
SCHLUNGBAUM, Günter	9
Die Bewertung der inneren Küstengewässer der Ostsee in Mecklenburg-Vorpommern - ein Beitrag zum Gewäs- sergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland mit Verglei- chen zu den fließenden und stehenden Gewässern	
SCHIEWER, Ulrich	37
Design, experiences and selected results of meso- and microcosm experiments in shallow coastal waters 1981/95	
BICK, Andreas; MEIßNER, Karin; ZETTLER, Michael L.	53
Variability in time and space of <i>Corophium volutator</i> (Corophiidae, Amphipoda) infestation by digenetic tre- matode larvae - causes and effects	
SCHUBERT, Hendrik; FORSTER, Rodney Malcolm; SCHOOR, Arne; OCKENFELD, Klaus	69
Horizontale und vertikale Chlorophyllverteilung des Bodstedter Boddens	
HEERKLOSS, Reinhard; HAMMER, Astrid	85
Struktur und saisonale Variation des Zooplanktons in 51 Seen Mecklenburg-Vorpommerns	
FRITSCH, Dirk	103
<i>Marenzelleria</i> cf. <i>viridis</i> : Responses to salinity change and low oxygen partial pressure - A summary of information from resistance experiments and calorimetry	
NAUSCH, Monika	119
Bakterielle Prozesse auf <i>Trichodesmium</i> -Kolonien im Vergleich mit anderen Aggregaten	
NAUSCH, Günther	129
Die Sedimente in der Pommerschen Bucht - ein Speicher für organische Substanzen und Nährstoffe ?	
ZETTLER, Michael L.	139
Larval settlement behaviour and habitat selection of a new established spionid polychaete <i>Marenzelleria viridis</i> (VERRILL, 1873): field and laboratory experiments	
WRANIK, Wolfgang	157
Socotra Island - a special part of Yemen's natural heritage	

Prof. Dr. rer. nat. habil. Ernst Albert Arndt zum 70. Geburtstag

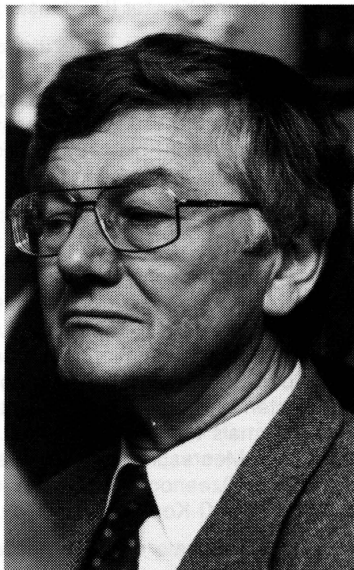
Am 22. September 1997 konnte Ernst Albert Arndt seinen 70. Geburtstag feiern. Diesem Anlaß ist in Dankbarkeit für seine Verdienste um die Meeresbiologie in Lehre und Forschung an der Universität Rostock das vorliegende Heft der "Rostocker Meeresbiologischen Beiträge" gewidmet.

Als Angehöriger des Jahrganges 1927 mußte er alle Etappen der wechselvollen deutschen Geschichte der jüngster Vergangenheit miterleben.

Seine Schulzeit in Rostock mußte er wegen der Kriegereignisse (Reichsarbeitsdienst und Luftwaffenhelfer) unterbrechen. Im Februar 1946 konnte er zum damals üblichen Reifevermerk doch noch das Abitur am humanistischen Gymnasium in Rostock nachholen. Mit der Wiedereröffnung der Universität Rostock im Jahre 1946 nahm er das Studium der Zoologie auf. Von seinen akademischen Lehrern soll ganz besonders der 1947 von der Universität Heidelberg an die Universität Rostock gewechselte Prof. Dr. Josef Spek genannt werden. Als weitere Lehrer sind der Botaniker Prof. Dr. von Guttenberg, die Chemiker Prof. Dr. Langenbeck und Prof. Dr. Rienäcker sowie der Physiker Prof. Dr. Kunze zu nennen. Das Studium schloß E. A. Arndt 1951 mit einer Diplomarbeit zum Thema "Oocytenentwicklung in den Feldheuschreckenovariolen mit Hilfe der Vitalfärbung" erfolgreich ab. Histologische und histochemische Fragestellungen waren dann Inhalt der bereits 1954 erfolgten Promotion und der erfolgreichen Habilitation von 1959.

Früh war Professor Arndt in die vielseitigen Aufgaben der Lehre integriert worden. Er selbst konnte dabei zielgerichtet die meeresbiologische Lehre und Forschung für die Universität Rostock aufbauen. Am 01.07.1960 erfolgte die Ernennung zum Leiter dieser neuen Abteilung Meeresbiologie und Spezielle Zoologie. Damit war ein wesentlicher Grundstein für eine sich anschließende sehr produktive Schaffensperiode, die auch für das Profil der Universität Rostock von Bedeutung werden sollte, gelegt worden.

In relativ kurzer Zeit konnte Herr Arndt sich einen weit über die Grenzen der Stadt Rostock reichenden Namen erarbeiten. So ließ z. B. 1966 der Kieler Meereszoologe Remane anfragen, ob er gewillt ist, die Nachfolge auf dem Kieler Lehrstuhl anzutreten. Allein diese Tatsache führte zur Androhung eines Disziplinarverfahrens an der Universität Rostock.



Für Professor Arndt bedeutete dieses ein vorläufiges Aus für jegliche Tätigkeiten im Bereich der westlichen Hemisphäre. Er nutzte mit großer Intensität alle sich vor Ort bietenden und machbaren Möglichkeiten für die Entwicklung der Meeresbiologie:

- Aufbau eines meeresbiologischen Kolloquiums bereits in den 60er Jahren,
- Organisation des ersten meeresbiologischen Ostseesymposiums 1968 in Rostock und Kloster (Hiddensee).

Wissenschaftler aus nahezu allen, damals existierenden Ostseeländern folgten der Einladung nach Rostock. Dieses Symposium sollte alle zwei Jahre jeweils in einem anderen Ostseeland fortgesetzt werden. Zwischen den Veranstaltungen wurde ein Komitee der Ostseemeeresbiologen (Baltic Marine Biologists, BMB) wirksam. Im Zeitraum 1968 bis 1975 war Prof. Arndt als Gründungspräsident dieser nichtstaatlichen Organisation tätig.

In Anerkennung seiner Leistungen erhielt Professor Arndt nach der 1964 erfolgten außerordentlichen Professur 1969 die Berufung zum ordentlichen Professor.

Der weitere wissenschaftliche Lebensweg wurde ganz besonders durch die Ostseemeeresbiologen geprägt. Bereits während des 2. Symposiums in Stockholm wurde beschlossen, in zeitweiligen Arbeitsgruppen Methodenvergleiche durchzuführen und "Recommendations" zu erarbeiten. Auf dem Symposium 1975 in Danzig wurde das Statut der BMB angenommen. Die Organisation wurde nun von einem Präsidenten und einem Generalsekretär geleitet. Professor Arndt war von 1981 bis 1985 abermals Präsident der BMB. Noch heute ist er Ehrenmitglied des Komitees der Ostsee-Meeresbiologen. Von den Ostsee-Meeresbiologen gingen, wie auch von den Ostsee-Ozeanographen, viele Impulse für den Schutz der Ostsee, wie er heute in der HELSINKI-Konvention (1974 und 1992) festgeschrieben ist, aus.

Weitere nationale und internationale Funktionen hatte Professor Arndt wahrzunehmen:

- langjähriges Mitglied im Rat der Hauptforschungsrichtung Ökologie
- ebenso im Rat für Meeresforschung
- über lange Jahre Mitglied der Leitung der Nationalen Kommission für Ökologie beim Nationalkomitee für Biowissenschaften
- Mitarbeit in Fachgruppen des Internationalen Rates für Meeresforschung (ICES)
- Mitglied des SCOR-Komitees (wissenschaftliches Komitee für ozeanologische Wissenschaften).
- Stellvertretender Vorsitzender des Verwaltungsrates des Museums für Meereskunde und Fischerei in Stralsund.

Ein solches breites Wirkungsfeld spiegelt sich auch in der Arbeit im unmittelbaren Umfeld wider. Als Hochschullehrer und Wissenschaftler suchte Professor Arndt früh den Weg zum Aufbau enger Praxisbeziehungen.

Insbesondere ist die Zusammenarbeit mit dem damaligen Institut für Hochseefischerei in Rostock-Marienehe zu nennen. Es entwickelten sich Qualitäten, die über lange Zeiten das Forschungsprofil der Rostocker Meeresbiologie beeinflussen soll-

ten. Ein für die damaligen Verhältnisse beispielgebender Koordinierungsvertrag zwischen der Universität und dem VEB Fischkombinat konnte abgeschlossen werden. Später entstand daraus die Interessengemeinschaft "Marine Eiweißträger".

Das Arndt'sche Forschungsfeld reichte vom unmittelbaren Küstenraum (Warnow, Wismar-Bucht, Darß-Zingster Boddenkette, Greifswalder Bodden), von den Küstengewässern der Ostsee (Danziger Bucht, Tvärminne/Finnland) bis über die gesamte Ostsee und Teilen des fernen Weltmeeres (z. B. Auftriebsgebiete von Nordwest- und Südwestafrika, die Küstenregionen von Mozambique oder das Mündungsgebiet des Shatt al Arab/Irak).

Ein Lieblingskind von Professor Arndt war von Anfang an die Fauna des sekundären Hartbodens, insbesondere der genuinen Brackwasserorganismen. Als Beispiel sollen genannt werden, wichtige Arbeiten zur ökologischen Nische von *Cordylophora caspia* im Vergleich von Warnow, Danziger Bucht, Tvärminne und Shatt al Arab. Wichtige Arbeiten über das Zooplankton und das Zoobenthos im küstennahen Raum der Ostsee sowie der Bodden und Haffe gehören ebenfalls dazu. Hierbei handelte es sich um wichtige Beiträge für den Aufbau des Biologischen Ostseemonitoring-Programms zur HELSINKI-Konvention.

Es war immer das Bestreben von Herrn Arndt bei seinen vielseitigen Forschungsinhalten, nicht bei der Beschreibung der vorgefundenen Tatsachen stehen zu bleiben, sondern die Analyse und Erklärung nach Ursachen der Verbreitung, der Lebensverhältnisse und der teilweise üppigen Entfaltung einzelner Organismen zu suchen.

Eine besonders gelungene Synthese zwischen deskriptiver und analytischer Betrachtungsweise stellen die Ergebnisse dar, die bei Untersuchungen an *Neomysis integer* in den Darß-Zingster Boddengewässern erhalten wurden. Zusammenfassende Bewertungen für Organismen und Organismengruppen wurden eine wichtige Grundlage für einen Küstengewässerstandard zur Beschaffenheitseinschätzung der Küstengewässer. Ein solches Bewertungssystem ist gegenwärtig für die Erarbeitung des Deutschen Gewässergüteatlases wieder von hoher Bedeutung.

Professor Arndt war von Beginn an Leiter des Wissenschaftsbereiches Meeresbiologie in der früheren Sektion Biologie an der Universität. Zeitweilig hatte er auch zentrale Leitungsfunktionen in der Sektion wahrzunehmen. Nach der politischen Wende setzte er seine ganze Kraft für den Neuaufbau der Universität ein. Er wirkte in verschiedenen Gutachterausschüssen mit. Insbesondere seine Tätigkeit im Verband ehemaliger Rostocker Studenten ist zu nennen.

Das Resultat der langjährigen Tätigkeit in Forschung und Lehre waren neben vielen Forschungsberichten insbesondere ca. 70 veröffentlichte Originalarbeiten, zwei Bücher und acht Buchbeiträge. Weiterhin hat Professor Arndt über 60 Diplomanden und nahezu 30 Doktoranden betreut und mindestens sechs Habilitanden oblagen seiner Obhut. Diese Zahlen müssen unter dem Aspekt der früher sehr kleinen Studentenzahlen gesehen werden.

Es gehört zu den Verdiensten von Prof. Arndt im Rahmen der wissenschaftlichen Zeitschrift der Universität die "Meeresbiologischen Beiträge" verantwortlich bearbeitet zu haben. Nach 17 Folgen stellte die Zeitschrift mit der politischen Wende ihr Erscheinen ein. Ab 1993 wurden, wieder auf seine Initiative zurückgehend, die

"Rostock Meeresbiologischen Beiträge" aufgelegt. Das fünfte Heft liegt vor und ist ihm gewidmet.

Wir wünschen dem Jubilar noch viele Jahre guter Gesundheit und bleibendes Interesse für die Arbeiten, die er einmal angefangen hat. Wir nehmen gern seine Ratschläge an.

Rostock, Dezember 1997

Prof. Dr. Günter Schlungbaum

Prof. Dr. Ulrich Schiewer

Günter SCHLUNGBAUM

Universität Rostock, Angewandte Ökologie

Die Bewertung der inneren Küstengewässer der Ostsee in Mecklenburg-Vorpommern - ein Beitrag zum Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland mit Vergleichen zu den fließenden und stehenden Gewässern

Herrn Prof. Dr. rer. nat. habil. Ernst Albert Arndt in Dankbarkeit zum 70. Geburtstag gewidmet

Abstract

Successful prevention of water pollution needs modern evaluation systems for coastal waters. With reference to the existing methods for lakes and rivers, several evaluation systems for the coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern are discussed. The following thematic maps of the coastal region are suggested for use in the German Atlas of Water Quality:

- map 1: potential natural state
- map 2: salinity in estuary waters
- map 3: trophic and organic pollutants
- map 4: sediment conditions.

Additionally, 2 maps recording toxic pollution in waters and sediments are necessary. Evaluations of coastal waters should be implemented with a sevenb stage-process similar to that used for freshwater system.

1 Erfordernisse einer Gewässerbewertung für die Gewässerschutzpolitik

Die Gewässerschutzpolitik ist wichtiger Bestandteil der Umweltpolitik. Seit der Verabschiedung des ersten Umweltprogramms der Bundesregierung vor 25 Jahren wurden zahlreiche Maßnahmen zum Schutz der Gewässer mit großem Erfolg durchgeführt. Ein in diesem Zusammenhang immer wieder erwähnenswertes Objekt ist der Rhein. Inzwischen gibt es aber viele Gewässer unterschiedlichen Typs, an denen sich solche Erfolge darstellen lassen.

Trotz dieser nachweislich größeren Fortschritte gibt es im Gewässerschutz immer noch erhebliche Defizite. Mit der Beseitigung der Hauptquellen für die Gewässerbeeinträchtigung konnten die größten Schäden inzwischen beseitigt werden. Für eine langfristig stabile Entwicklung werden dauerhaft saubere, möglichst naturnahe Gewässer als Quellen für Trinkwasser, als Grundlage für die Wirtschaft und als Teil der natürlichen Lebensumwelt benötigt. Zu den momentan noch ungelösten Problemen und damit zu neuen fachlichen Herausforderungen gehören (vgl. "Neuer Herausforderungen im Gewässerschutz", Umwelt 1996a und b):

- Weitere Verringerungen der Belastung der Gewässer, insbesondere mit Stoffen eines chronisch bzw. ökotoxikologischen Wirkungspotentials.
- Weitere Verringerung der Stoffeinträge aus diffusen Quellen, insbesondere von Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen, sowie Schwermetallen und Stoffen, die zur Gewässerversauerung führen.
- Verbesserung der ökologischen Strukturen der Gewässer (Ökomorphologie), vor allem Beseitigung früherer Fehler beim Gewässerausbau und der Gewässerunterhaltung, die z. T. zu gravierenden nachhaltigen Folgeschäden geführt haben.
- Verringerung der in Folge der Wirkungskette auftretenden Probleme des Meereschutzes.

Diese genannten Probleme sind nicht nur von regionaler oder nationaler Bedeutung. Weltweit hat die Gewässerbeeinträchtigung ein sehr unterschiedliches Maß erreicht. Die Umsetzung einer durchgreifend wirkenden Gewässerschutzpolitik und die Meßbarkeit des Erfolges erfordern die Weiterentwicklung geeigneter Untersuchungs- und Bewertungsverfahren. Das Thema "Entwicklung von Zielen" hat spätestens wieder durch die internationale Umweltkonferenz der Vereinten Nationen im Jahre 1992 in Rio de Janeiro einen neuen Stellenwert erhalten (vgl. dazu "AGENDA 21").

Dabei geht es darum, das Leitbild des "sustainable development", d. h. der "nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung" mit Inhalten zu füllen, es fachlich zu konkretisieren und auch für den Gewässerschutz aufzubereiten. Im Vordergrund dieser genannten Herausforderung, so hat es das Bundesumweltministerium erst jüngst formuliert (Umwelt 10/1996, 333 - 334), steht die Entwicklung neuer Bewertungssysteme als wichtige Basis für die Gewässerschutzpolitik. Auch der Rat für Sachverständige für Umweltfragen hat diese Forderung in seinem jüngsten Umweltgutachten erhoben. Es heißt dazu (Abschnitt 2.3.3.3 des Gutachtens):

"- 364: Der Umweltrat hält es für erforderlich, die Beschreibung und Bewertung der Gewässergüte weiterzuentwickeln. Die Methodik zur Ermittlung der saprobiellen Gewässergüte sollte soweit möglich, vereinheitlicht und um pflanzliche und tierische Parameter ergänzt werden. Die in den Fachgremien diskutierte Erweiterung der Erfassung physikalisch-chemischer Kenngrößen, vor allem der gefährlichen Stoffe um die Stoffklasse der Industriechemikalien und der Pflanzenschutzmittel sowie um Phosphatersatzstoffe, sollte baldmöglichst umgesetzt werden. Für die physikalisch-chemischen Parameter ist eine Klassifizierung der Gefährlichkeit nach Nutzungen, d. h. für den gesundheitlichen, ökologisch/ökotoxikologischen und technischen Bereich erforderlich. Entsprechende Zielvorgaben für die Gewässergüte sind zu entwickeln und festzulegen. Diese Überlegungen müssen auch das Gewässersediment einbeziehen. Um die ökomorphologische Qualität der Gewässer beurteilen zu können, ist

außerdem die Gewässerstruktur und der Gewässerausbau zu erfassen. Für die integrierte Gewässerbewertung ist zusätzlich eine naturschutzfachliche Biotoperfassung und -bewertung erforderlich."

"- aus 371: Die ökologisch äußerst sensiblen und anthropogen stark veränderten Ökosysteme der deutschen Ostseeküste sind durch eine ökologische Zustandserfassung und Zustandsbewertung zu dokumentieren"

Dieses Forderungsprogramm geht, das ist uneingeschränkt begrüßenswert, vom ökologischen Grundprinzip der ganzheitlichen Systembetrachtung aus.

Der Mensch ist Nutznießer der durch das Wasser, durch die Gewässer existierenden Naturfunktionen. Die breite Nutzung der Gewässer hat eine lange Tradition.

Die Gewässer werden in der Regel für mehrere Zwecke gleichzeitig benutzt und meistens auch entsprechend gestaltet. Nicht selten konkurrieren auch wenig vereinbare Nutzungen im und am Gewässer miteinander. Je stärker der Mensch die Nutzungen intensiviert und damit in die verschiedenen Funktionen der Gewässer verändernd eingriff, um so naturferner wurden sie. Heute reichen die analysierten Gewässerszustände von natürlichen/naturnahen bis zu extrem naturfernen Systemen. Die Charakterisierung und Vergleichbarkeit ist nur über Gewässerbewertungssysteme möglich. Selbstverständlich müssen dabei regional differenzierte Bedingungen und Erscheinungen Berücksichtigung finden.

2 Die Gewässerbewertung am Beispiel der Vielfalt der Gewässerprägungen

Oberflächengewässer, d. h. kleine und große Fließgewässer, kleine und große sowie flache und tiefe Seen und innere und äußere Küstengewässer, stellen komplexe Systeme dar, in denen verschiedenartig geprägte Einzelwirkungen und Wechselwirkungen vorkommen. Diese sind durch die Analyse allein oder als Resultierende erfaßbar und beurteilbar. Zu beachten ist aber, daß Wechselwirkungen und synergistische wie antagonistische Wirkungen häufig eine größere Bedeutung haben als die absolute Größe z.B. eines Einzelstoffes. Außerdem sind solche Ergebnisse nur interpretierbar, wenn die Randbedingungen mit den inneren Gewässererscheinungen im Zusammenhang gebracht werden.

Solche Randbedingungen sind z. B.:

- Struktur des Einzugsgebietes, geogene Einflüsse,
- Meteorologie, Jahreszeit, Temperatur
- Abflußverhalten/Strömungen, Fließgeschwindigkeit, mögliche Turbulenzen, - anthropogene Nutzungen, wie Einleitungen, Entnehmen,
- Ausbauzustand (hauptsächlich für Fließgewässer, aber auch Ufer von Seen und Küsten),
- Stauhaltungen (hauptsächlich bei Fließgewässern),

- Sedimente und Substratverhältnisse sind von erheblicher Bedeutung für eine zutreffende Gewässergütebeurteilung.

Je mehr Einzelkriterien aus den angesprochenen Bereichen Berücksichtigung finden, um so sicherer ist die Gewässerbewertung. Sinnvoll ist aber, weil es auch anders kaum möglich ist, nicht immer eine große Breite zu analysieren. Die verschiedenen Wirkungsbereiche sind dementsprechend oder nach ihrer für die Gewässerrprägung charakteristischen Bedeutung auszuwählen und zu berücksichtigen.

Von Bedeutung ist es, für Gewässer einen natürlichen oder wenigstens einen potentiell naturnahen Zustand zu definieren. Dieser dient dann in der Gewässerbewertung im Vergleich mit dem Istzustand als Referenzzustand. Der potentiell natürliche/naturnahe Zustand kann als ein Leitbild angesehen werden und so als Entwicklungsziel für ein Gewässer bei Sanierungskonzepten dienen (vgl. Kap. 5.2.2).

3 Zum gegenwärtigen Stand der Bewertung verschiedener Gewässertypen

3.1 Fließgewässer

Bisher wurden für die Bewertung der verschiedenen Formen der Gewässerökosysteme vorwiegend Wasserkriterien oder Erscheinungen im Wasserkörper herangezogen. So wurden und werden Zusammenhänge zwischen der Gewässerbelastung und der biologischen Besiedlung für Fließgewässer in Form des Saprobien-systems hergestellt. Diese wohl älteste Methode der Gewässerbewertung ist mit Überarbeitungen (z. B. LAWA 1990) noch heute ein Maß für die Güteklassifizierung der Fließgewässer. Lange Zeit wurden Unzulänglichkeiten und Ungenauigkeiten des Saprobien-systems für die Güteklassifizierung durch einige chemische Kriterien des Sauerstoffhaushaltes und der organischen Belastung ergänzt (z. B. Gewässergütekarten 1976, 1980, 1985 und 1990 sowie die erste gesamtdeutsche Karte von 1991). Die Gewässergütekarte 1995 (auch als Saprobiekarte bezeichnet) sieht die chemischen Kriterien über die organische Belastung und den Sauerstoffhaushalt als Zusatzinformation. Damit ist die Saprobiekarte eine Karte für einen Teilaspekt der Gesamtbelastung. Für eine umfassende Beschreibung ist die Anwendung und Entwicklung weiterer spezifischer Indikationssysteme erforderlich. Dazu gehören weitere chemische Kriterien (u. a. Schadstoffe), Aspekte der Eutrophierung und Versauerung. Ziel dieser Differenzierung ist ein thematischer Gewässergüteatlas, in dem alle genannten Belastungen in speziellen thematischen Karten dargestellt werden. Die vorliegende "Biologische Gewässergütekarte 1995" (= Saprobiekarte) ist damit der erste Teil des Gewässergüteatlases (vgl. auch Tab. 1). Die Saprobiekarte enthält eine Skala mit sieben Abstufungen.

Der bisher in der früheren DDR zur Anwendung gebrachte Standard für Fließgewässer (TGL 22 764) beinhaltet bereits viele Gedanken der heutigen Entwicklung, allerdings in einer sechsstufigen Skala. Wesentlich war aber eine Differenzierung nach typischen Fließgewässern und nach rückgestauten/durch Phytoplankton dominierten Flüssen. In Verbindung mit einem breiten Spektrum an physikalischen, chemischen und biologischen Kriterien wurde die Fließgewässerbeschaffenheit be-

schrieben. Eine neuere Zusammenstellung der Entwicklung von modernen Bewertungssystemen von Flachlandflüssen ist bei SCHLUNGBAUM (1997) zu finden. Ein ganz neuartiges Bewertungssystem für die Güte von Fließgewässern wurde von THIELE und MEHL (BMBF, 1996) im Rahmen des BMBF-Projektes "Erarbeitung ökologisch begründeter Sanierungskonzepte für die Warnow" vorgestellt. Mit Hilfe eines Standorttypie-Index wird nicht nur wie bisher die Qualität des Wassers, sondern erstmals die Einheit von Fluß und Niederung berücksichtigt.

3.2 Seen/stehende Gewässer

Für die Seenbewertung werden in Deutschland einzelne Seenberichte auf der Basis des wissenschaftlichen Kenntnisstandes erarbeitet. Dafür wird meistens eine Trophieklassifikation entsprechend VOLLENWEIDER/OECD, 1968) mit Hilfe des TSI (= Trophie State Index) genutzt. Die Breite der zu berücksichtigenden Parameter bleibt meistens dem Autor überlassen. In der ehemaligen DDR wurde der Fachbereichsstandard 27 885/01 "Nutzung und Schutz der Gewässer - Stehende Gewässer - Klassifizierung" (letzte Überarbeitung 1982) angewendet. Die Beschaffenheit der Seen wurde in fünf Klassen (- oligotroph - mesotroph - eutroph - polytroph - hypertroph) gegliedert. Von großer Bedeutung war der Bezug zu einem potentiell möglichst naturnahen Zustand (Gewässerbeleg) und die Einarbeitung von Einzugsgebietsfaktoren.

Zur Zeit wird von der LAWA (LAWA 1996) eine Richtlinie "Gewässerbewertung - stehende Gewässer/Richtlinie für die Bewertung nach trophischen Kriterien" erarbeitet. Im Entwurf vom Juni 1996 sind wesentliche Kriterien und Inhalte des DDR-Standards 27 885/01 wiederzufinden. Gleichzeitig werden aber die neuesten wissenschaftlichen Erkenntnisse berücksichtigt. Diese Richtlinie berücksichtigt wie für Fließgewässer auch für Seen siebenstufige Skala.

3.3 Küstengewässer

Für Küstengewässer gibt es bisher keine entsprechende Klassifizierung. Es existieren ungenormte Beschreibungen des Küstengewässerzustandes. Auch diese erfolgt mit einer unterschiedlichen Kriterienzahl selbstverständlich nach neuestem wissenschaftlichen Kenntnisstand.

Auf der Basis vieler und vielseitiger Ergebnisse einer umfassenden Ökosystemanalyse an den inneren Seegewässern (Bodden und Haffe mit Schwerpunkt an der Darß-Zingster Boddenkette) der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns wurde 1987 ein Standardentwurf (Küstengewässer-TGL) vom Fachbereich Biologie der Universität Rostock vorgelegt (SCHLUNGBAUM und NAUSCH, 1987; SCHLUNGBAUM, 1988, 1989; SCHLUNGBAUM, SCHIEWER und ARNDT, 1994 sowie SCHLUNGBAUM und BAUDLER, 1996). Da es vorher für Küstengewässer keinerlei Bewertungssysteme gab, wurden Teilaspekte dieses Entwurfs zusammen mit der damaligen Wasserwirtschaftsdirektion Küste zur Anwendung gebracht. Dieser Standard berücksichtigt in Anlehnung an den Seenstandard (TGL 27 885/01)

wieder fünf Güteklassen. Ebenso wurden die Küstengewässer nach potentiell möglichen naturnahen Zustand unter Berücksichtigung der Gewässer selbst und ihrer Einzugsgebiete untersucht. Für Mecklenburg-Vorpommern ist dieses Bewertungssystem inzwischen weiterentwickelt worden (vgl. 3.4 und 5.1 bzw. 5.2).

3.4 Gewässerbewertungen in Mecklenburg-Vorpommern

Mit dem Inkrafttreten der deutsch-deutschen Umweltunion im Sommer 1990 wurden die Umweltgesetze, -verordnungen und -regeln der Bundesrepublik Deutschland auch für das Gebiet der ehemaligen DDR wirksam. Dennoch konnten, wie auch im Einigungsvertrag fixiert, bewährte Regelungen, wenn sie nicht im Gegensatz zu denen in den alten Bundesländern standen, für einen Übergangszeitraum weiter angewendet werden. Dazu gehörten u. a. die Standards für Fließgewässer (TGL 22 764) und Seen (TGL 27 885/01) und speziell für Mecklenburg-Vorpommern die "Richtlinie zur Klassifizierung der Wasserbeschaffenheit der Seegewässer" (Küstengewässer = äußere und innere). Im Rahmen der allmählichen Angleichung zwischen alten und neuen Bundesländern wurde das Gewässermonitoring ab 1993 nach einem neuen Gewässerüberwachungserlaß vom 05.05.1993 durchgeführt. In dem in diesem Überwachungserlaß enthaltenen Untersuchungsprogramm sind z. B. 179 Meßstellen für Fließgewässer des Landes und 50 (ab 1994: 56) Meßstellen an inneren und äußeren Küstengewässern festgelegt worden (Küstengewässer vgl. 5.1 und 5.2). Die Bewertung erfolgte, schon aus Gründen der Vergleichbarkeit, in der Regel nach den bisherigen Standards. Lediglich für die Fließgewässer wurde teilweise nach den in Deutschland gültigen Regeln verfahren. Außerdem kamen auch internationale Regelungen/Richtlinien zur Anwendung, z. B. EG-Bade-wasser-Richtlinie. Mit der neuen HELSINKI-Konvention von April 1992 (für Deutschland in Kraft seit August 1994) gehören auch die äußeren und inneren Küstengewässer (Bodden und Haffe) zum Konventionsgebiet. Ergebnisse von Sonderuntersuchungen (Sedimente, Schwermetalle, organische Schadstoffe) werden an bundesdeutschen Zielvorgaben bewertet.

4 Der Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland

Für die Beschreibung von vorhandenen Defiziten in der Bewertung, insbesondere der Fließgewässer, reicht die bisherige Praxis nicht mehr aus. Um Beschaffenheitsveränderungen besser erfassen zu können, hat die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) beschlossen, mit der Erarbeitung eines Gewässergüteatlases zu beginnen (vgl. FRIEDRICH und HESSE, 1996 sowie FRIEDRICH, 1997). Dieser soll gewässer- und belastungstypisch mehrere spezielle Karten enthalten. Es sollen die verschiedenen Typen von Gewässerbelastungen differenzierter mit Hilfe spezieller Klassifizierungs- und Bewertungsverfahren dargestellt werden.

Mit dem Stand von 1995/1996 gliedert sich der Gesamtatlas in die folgenden Teilgebiete (Tab. 1):

Tabelle 1 Gewässergüteatlas Oberflächengewässer 1995/1996
-nach FRIEDRICH, 1997

A) Fließgewässer	
Teil 1	Biologische Gewässergüte (=Saprobiekarte)
Teil 2	Einzelkarten der physikalisch-chemischen Gewässerbeschaffenheit
Teil 3	Sedimentbeschaffenheit
Teil 4	Strukturgüte - operationelle Karte in großem Maßstab (z. B. 1 : 25.000) besonders für kleine und mittelgroße Fließgewässer und Stadtgewässer als Grundlage für regionale und lokale Zwecke, z. B. Pläne der Gewässerunterhaltung, ökologische Entwicklung oder oder Renaturierung, Erfolgskontrolle - strategische Karte in kleinem Maßstab (z. B. 1 : 100.000) vor allem für Flüsse als Übersichtskarte auf Länderebene
Teil 5	Säurestatus kleiner Fließgewässer
Teil 6	Trophieklassen von planktondominierten Flüssen
B) Stehende Gewässer	Wassergüte (Trophie)
C) Küstengewässer	Physikalisch-chemische Beschaffenheit
D) Sonderkarten	(Untersuchungen gemäß EU-Richtlinien) z. B. Fischgewässer, Badegewässer, Oberflächengewässer für die Trinkwassernutzung

Der gegenwärtige Bearbeitungsstand ist noch sehr unterschiedlich. Fertig oder weitgehend bearbeitet und vorbereitet sind Bewertungsverfahren für die Fließgewässer (außer Sedimente) und für die Trophiebewertung der Seen. Für Seen sollte auch eine Sedimentgütekarte vorgesehen werden. Ausführlichere Darstellungen zum Stand für die Fließgewässerbewertung vgl. SCHLUNGBAUM (1997). Küstengewässer sind noch weitgehend offen.

Der Vorteil differenzierter Darstellungen der allgemeinen und besonderen Belastungen besteht darin, daß über das Verursacherprinzip für die Verbesserung der Situation der unmittelbare zuständige Bereich angesprochen werden kann. Dieses würde aus der Sicht des Autors auch konform gehen mit den beabsichtigten EU-Richtlinien über die ökologische Gewässerqualität und der EU-Rahmenrichtlinie für eine gemeinsame europäische Wasserpolitik (soll 1997 noch verabschiedet werden). Der Nachteil der Kartensammlung besteht in der Vielzahl von Einzelinformationen, die nicht zu einem Bild zusammengeführt sind. Vielfach wird aber nur nach einer solchen, pauschalen Beurteilung gefragt.

Der Ausweg wird in einer integralen Bewertung der Gewässer gesehen. Dieses ist prinzipiell auf drei Wegen möglich:

- 1 Synoptische Darstellung
- 2 Integration von Einzelbewertungen (Saprobie, Trophie, Struktur usw.) mit Wichtungen
- 3 Integrale Bewertung mit Hilfe eines biozönotischen Ansatzes anhand geeigneter biologischer Indikatoren für die unterschiedlichen Gewässertypen

Die LAWA hat die Problematik aufgegriffen und beschäftigt sich mit entsprechenden Entwicklungen und Erprobungen. Es wird auch ein Zusammenhang zu Aktivitäten der Europäischen Union gesehen, z. B. Richtlinie über die ökologische Qualität der Gewässer und der jüngste Entwurf der bereits genannten Rahmenrichtlinie für die gemeinsame Wasserpolitik. Beide Richtlinien sehen vor, die "ökologische Qualität" der Gewässer zu klassifizieren und zu bewerten. Dazu werden die folgenden 10 Kriterien genannt (Zusammenstellung aus FRIEDRICH, 1997):

- 1 Gehalt an gelöstem Sauerstoff
- 2 Konzentration von giftigen Stoffen oder anderen Schadstoffen im Wasser sowie in Sedimenten und Biota.
- 3 Krankheitsrate bei Tier- (einschließlich Fisch-) und Pflanzenpopulationen aufgrund anthropogener Störungen
- 4 Vielfalt an Invertebraten-Lebensgemeinschaften (Plankton und auf dem Gewässerboden lebende Invertebraten) und Arten/Taxa mit ökologischen Schlüsselfunktionen, die unter ungestörten Bedingungen in dem betreffenden Ökosystem auftreten.
- 5 Vielfalt von Wasserpflanzengesellschaften einschließlich Arten/Taxa mit ökologischen Schlüsselfunktionen, die unter ungestörten Bedingungen in dem betreffenden Ökosystem auftreten, und Ausmaß übermäßigen Wachstums von Großpflanzen und Algen infolge eines durch den Menschen hervorgerufenen erhöhten Nährstoffgehaltes.
- 6 Vielfalt der Fischpopulationen und Arten/Taxa mit ökologischen Schlüsselfunktionen, die unter ungestörten Bedingungen in dem betreffenden Ökosystem auftreten. Die Wanderungen wandernder Fischarten sollten nicht durch menschliche Aktivitäten behindert werden.
- 7 Vielfalt der Lebensgemeinschaften mit höheren Wirbeltieren (Amphibien, Vögel, Säugetieren)
- 8 Aufbau und Qualität der Sedimente und ihre Fähigkeit zur Erhaltung einer Biozönose in dem betreffenden Ökosystem.
- 9 Ufer- und Küstengebiete einschließlich der Biozönose unter Berücksichtigung der natürlichen Schönheit des betreffenden Gebietes.
- 10 Wassermengen/Abfluß bestimmt über die Fläche und Zeit.

Dieser Katalog dokumentiert den großen Bedarf an Einzelkriterien für die Beurteilung der ökologischen Qualität. Von besonderer Bedeutung ist, daß der grundlegend wichtige Punkt 10 (Hydrologie) erst jüngst nachgetragen wurde.

Auf der Basis der dargelegten Inhalte für den Gewässergüteatlas mit Berücksichtigung der Aktivität der Europäischen Union auf dem Gebiet der Wasserpolitik kann festgestellt werden, daß Prinzipien einer nachhaltigen Wasserwirtschaftspolitik auf hohem wissenschaftlichen Niveau zu erfüllen sind. Die mit großer Initiative durchgeführten gewässerökologischen Forschungen mit Breite und Tiefe sind mit ihren Ergebnissen dafür ein Fundament. Die o. g. Formulierungen belegen aber auch, daß noch viele Forschungsaktivitäten für die Durchsetzung erforderlich sind.

Im folgenden wird der aktuelle Stand der Küstengewässerbewertung näher untersucht, die in Anlehnung an die Fließgewässer und Seen ebenfalls mit mehreren Teilkarten erfolgen sollte.

5 Küstengewässertypen

Küstengewässer sind einerseits Randgewässer der Meere und Ozeane und andererseits Übergangszonen von den Binnengewässersystemen zu den vorgelagerten Meeren. Ein besonderer Typ ist der des Ästuars. Für Deutschland ergeben sich hinsichtlich der Hydrologie und der Hydrographie grundlegende Unterschiede zwischen dem Nordsee- und dem Ostseegebiet:

- Nordseegebiet (mit Gezeiteneinfluß),
 - äußere Küstengewässer, meerseitig der Friesischen Inseln
 - innere Küstengewässer
 - z. B. das Wattenmeer
 - z. B. Flußmündungen (die klassischen Ästuarie)
- Ostseegebiet (ohne nennenswerten Gezeiteneinfluß)
 - äußere Küstengewässer
 - innere Küstengewässer
 - z. B. Förden, Bodden, Haffe sowie weitere Flußmündungen
 - (= Ästuarie moderner Definition).

Diese Gewässertypen sind geologisch, morphologisch, hydrologisch, hydrographisch, chemisch und damit auch biologisch sehr verschiedenartig. Dementsprechend sollten sie auch in einem getrennten Gewässergüteatlas getrennt behandelt und bewertet werden. Für die Großräume der Nordsee und Ostsee sollten aber möglichst gleichartige Teilkarten eine Grundlage bilden. In den folgenden Ausführungen werden Bewertungsmöglichkeiten für die Küstenbereiche Mecklenburg-Vorpommerns, insbesondere für die Bodden und Haffe, aufgezeigt.

5.1 Die Gewässerbeschaffenheit in den äußeren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns

Die Gewässerbeschaffenheit der äußeren Küstengewässer ergibt sich je nach Einfluß der Wechselwirkungen aus der Beschaffenheit des Meeres und aus der der

inneren Küstengewässer. Diese von der Mecklenburger Bucht im Westen bis zur Pommerschen Bucht im Osten reichende Region wird zur Zeit nach der landesspezifischen Richtlinie untersucht und bewertet (Tab. 2). Dafür werden unter der Federführung des Landesamtes für Umwelt und Natur im Zusammenwirken mit weiteren Partnern bis zu 15 Meßstellen beprobt (vgl. Gewässergütebericht 1995 (1997)).

Im Ergebnis der Bewertung nach den Kriterien der Trophie und organischen Belastung ergeben sich 1995 Gewässerqualitäten zwischen den Klassen 2 und 3 (Abb. 1). Im Vergleich zu den inneren Küstengewässern ist die Beschaffenheit wesentlich besser, was durch den größeren Ostsee-Einfluß zustandekommt. Probleme in der Wasserbeschaffenheit treten dort auf, wo die Pufferkapazität der inneren Gewässer nicht ausreichend ist. So gibt es immer wieder die Sauerstoffmangelsituationen in der Pommerschen Bucht (vgl. Abb. 1, bzw. Gewässergüteberichte 1994 (1996) oder 1995 (1997), BACHOR (1996a, b) und BACHOR et al. (1996)).

Über den Zeitraum 1989 bis 1995 lassen sich kaum Entwicklungstrends ablesen. Die festgestellten Befunde sind vielmehr ein Ergebnis von Wirkungen und Wechselwirkungen im Rahmen der natürlichen Variabilität zwischen Einflüssen der Ostsee und der inneren Küstengewässer sowie der aktuellen meteorologischen Situation.

Für die Bewertung der inneren Küstengewässer ist die der äußeren unbedingt zu berücksichtigen. Die Gewässergüte in einem inneren Gewässer kann höchstens der des vorgelagerten Küstenraumes entsprechen.

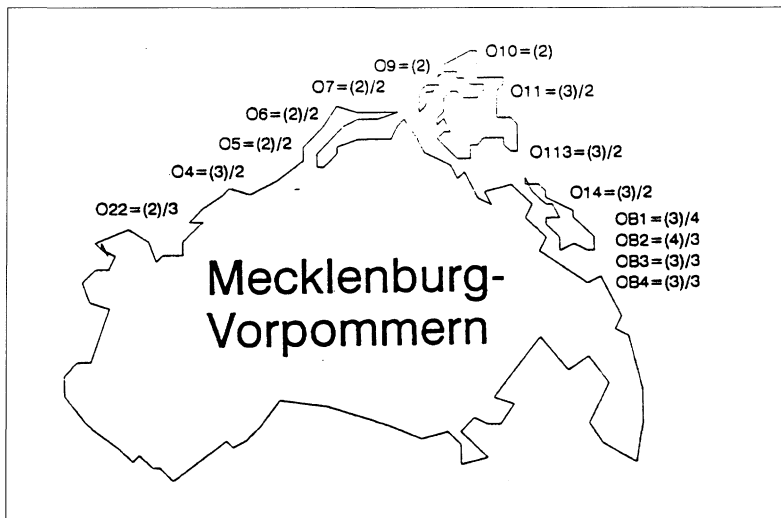


Abb. 1 Klassifizierung der äußeren Küstengewässer (1994) 1995 nach Trophie und organischer Belastung

Tabelle 2 Klassifizierung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns nach dem Merkmalskomplex "Trophie und organische Belastung"
Basis: 6 Beschaffenheitsklassen
aus: Gewässergütebericht 1995 (1997)

Klasse Trophiegrad		Klasse 1 oligo- troph	Klasse 2 meso- troph	Klasse 3 eutroph	Klasse 4 stark eutroph	Klasse 5 poly- troph	Klasse 6 hyper- troph
<u>Nährstoffverhältnisse</u>							
o-PO ₄ -P	µg/l	≤ 0,5	≤ 1,5	≤ 3	≤ 5	≤ 10	> 10
Ges. P	µg/l	≤ 1	≤ 3	≤ 6	≤ 10	≤ 20	> 20
anorg. N	µg/l	≤ 10	≤ 30	≤ 60	≤ 100	≤ 200	> 200
<u>Biologische Produktionsver- hältnisse</u>							
Phytoplanktonvolumen	cm ³ /m ³	≤ 1	≤ 5	≤ 10	≤ 20	≤ 40	> 40
Chlorophyll a	cm ³ /m ³	≤ 2	≤ 10	≤ 25	≤ 50	≤ 100	> 100
Sichttiefe	m	≥ 6	≤ 4	≥ 2	≥ 1	≥ 0,5	< 0,5
<u>Sauerstoffverhältnisse und organische Belastung</u>							
O ₂ -Sättigung	%	90 - 110	80 - 130	60 - 150	40 - 200	20 - 250	0 - 300
O ₂ -Gehalt in Grundnähe	mg/l	≥ 8	≥ 6	≥ 4	≥ 2	< 2	anaerob
BSB ₅	mg/l	≤ 2	≤ 4	≤ 6	≤ 8	≤ 10	> 10

Bemerkung: gültig für äußere und innere Küstengewässer

5.2 Die Gewässerbeschaffenheit in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns

5.2.1 Struktur und Gliederung der inneren Küstengewässer

Die mecklenburgisch-vorpommersche Ostseeküste ist zwischen der Wismar Bucht im Westen und dem Oderhaff (Stettiner Haff) im Osten durch ein vielfältiges System innerer Küstengewässer geprägt (Tab. 3 bzw. Abb. 2) Speziell im Raum Fischland-Darß-Zingst über die Inseln Hiddensee und Rügen bis zur Insel Usedom mit Fortsetzung zur Insel Wollin in Polen ist die Boddenausgleichsküste ein typischer Landschaftsbestandteil. Dazwischen liegt das morphologisch sehr mannigfaltig gestaltete System der Bodden und Haffe. Die ca. 340 km lange Außenküste wird durch die Küsten an den Bodden und Haffen auf ca. 1.470 km verlängert.

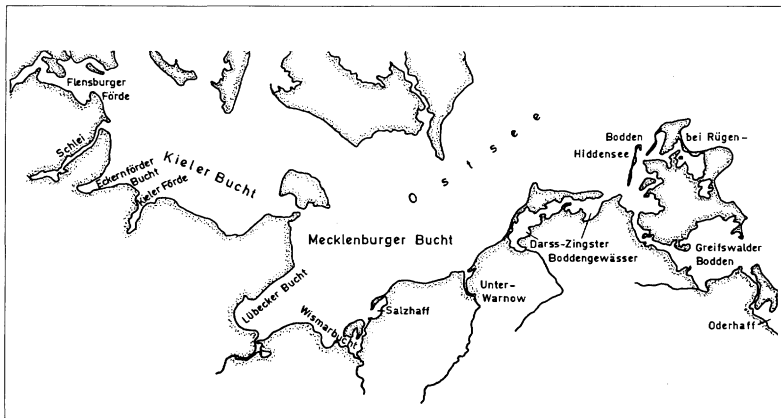


Abb.2 Die Küstengewässer der deutschen Ostseeküste

Diese Mannigfaltigkeit der Gewässersysteme wird noch durch Faktoren der geographischen Lage zusätzlich vergrößert:

- Die Wismar Bucht ist ein Küstengewässer, das nach Norden zur Ostsee geöffnet ist und durch die Insel Poel in einen inneren und einen äußeren Teil gegliedert wird. Entsprechend gestaltet sich der Wasseraustausch mit der Ostsee. Größere Süßwassereinträge, abgesehen von den niedrigen des Wallensteingrabels, existieren nicht.
- Die Unterwarnow ist der brackwasserenthaltene Teil der Warnow ab Rostock. Die Öffnung zeigt ebenfalls in Richtung Norden, ist aber im Zusammenhang mit der Hafenwirtschaft ständig umgestaltet worden und für immer größere Schiffe verbreitert und vertieft worden. Der Wasseraustausch mit der Ostsee wird so erheblich beeinflusst. Haupt-süßwasserzufluß ist die Warnow.
- Die Darß-Zingster Boddenkette stellt ein perlschnurartig aufgebautes Gewässer-system dar, welches aus vier Hauptgewässern (Saaler Bodden, Bodstedter Bodden, Barther Bodden und Grabow) besteht. Über unterschiedliche breite Verbindungen vollzieht sich der innere Wasseraustausch. Der Wasseraustausch mit der Ostsee erfolgt über die ostwärts gerichtete Öffnung im Schutz der Inseln Hiddensee und Rügen. Hauptzuflüsse sind die Recknitz und die Barthe.
- Die Nordrügenschon Bodden sind ebenfalls eine Gewässerkette (Kleiner und Großer Jasmunder Bodden, Lebbiner Bodden, Breeger Bodden, Breetzer Bodden, Wieker Bodden und weitere Nebengewässer), die über den Rassower Strom nach Westen geöffnet ist. Den Rügenger Binnen-bodden sind die Bodden-gewässer zwischen Hiddensee und Rügen vorgelagert (Schaproder Bodden, Kubitzer Bodden, Vitter Bodden), die nun mit dem Strelasund im Süden und mit der Ostsee nach Norden kommunizieren. Größere Süßwassereinträge sind nicht zu verzeichnen.
- Der Greifswalder Bodden besitzt als flächenmäßig größter Bodden Öffnungen über den Strela-sund nach dem Westen und über eine breite Schwelle eine nach Osten. In Abhängigkeit von den Wasserständen in der Ostsee und von den Windrichtungen vollzieht sich der Wasseraustausch. In dem kleinen Einzugsgebiet gibt es keine größeren Süßwasserzuflüsse. Der größte Zufluß ist der Ryck.

- Kleines Haff/Oderhaff: Da es wenig sinnvoll ist gewässerökologische Betrachtungen an einem Gewässer mit politischen Teilgebieten vorzunehmen, wird das Oderhaff (Stettiner Haff) als einheitliches Ökosystem untersucht. Das Oderhaff wird wesentlich durch die großen Süßwassereinträge der Oder geprägt. Der Wasseraustausch mit der Ostsee erfolgt über drei Verbindungen, die durch die Inseln Usedom und Wollin gegeben sind. Auf deutschem Gebiet liegt hier die westliche Verbindung in Form des Peenestromes (incl. Achterwasser). Die mittlere Verbindung ist identisch mit der Swine, die aber auch durch den Bau eines größeren Seewasserkanals verändert wurde. Die Swine grenzt die Inseln Usedom und Wollin voneinander ab. Die östliche Verbindung (Dzwina) ist für den Wasseraustausch unbedeutender. Auf deutschem Gebiet sind weitere bedeutende Süßwasserzuflüsse die Peene, die Zarow, die Uecker und die Randow.

Tabelle 3 Innere Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern

Gewässer	Fläche km ²	mittlere Tiefe m	maxi- male Tiefe m	Wasser- volumen Δ 10 ⁶ m ³ *	Einzugs- gebiet km ²	mittlere Zufuhr 10 ⁶ m ³ /a	
						Fluß- wasser	Ostsee- wasser
<u>Wismar Bucht</u> incl. Salzhaff und Breitling	168,9	~6	121,0	13,4	1.059	-	-
<u>Unterwarnow</u>	12,5	4	11	49,6	3.222	625	908
<u>Darß-Zingster</u> <u>Boddenkette</u>	196,8	~2	12 (14,5)*	397,1	1.578	290	2630
<u>Nordrügensch</u> <u>Bodden</u>	217,6	3	10,3	652,8	718	50	3.360
<u>Kubitzer Bodden**</u>	35,4	1,5	4,3	53,1	238	-	-
<u>Strelasund</u>	64,4	3,9	16,9	252,5			
Greifswalder Bodden	510,2	5,8	13,5	2.960,0	665	106	29.890
<u>Peenestrom</u> incl. Achterwasser	163,9	2,6	16,0	429,3	5.772	-	-
<u>Kleines Haff</u> (deutscher Teil des Oderhaffes)	277,2	3,7	7,8	1.025,6	3.449	430	
Summe	1.647	-	-	6.833	16.701 17.698***	-	-
Oderhaff, gesamt	868,0	~3,4	-	3.310	122.719	15.050	7.560

- * neue Tiefenmessungen im Bereich der Meiningenbrücke (vgl. SCHLUNGBAUM und BAUDLER, 1996)
- ** mit den Positionen Nordrügensch Bodden und Kubitzer Bodden ist nicht das Gesamtgebiet der Bodden östlich Hiddensees erfaßt.
- *** 17.689 km² sind das Gesamt-Einzugsgebiet Ostsee berechnet aus den Hauptflußsystemen und Küste direkt (nach hydrologischem Atlas)
- Δ Wasservolumen auf Normalwasserstand (Pegel 500) berechnet

Diese geographischen, morphologischen und hydrologischen Differenzierungen führen hydrographisch zu ganz unterschiedlich geprägten Brackwassersituationen, incl. unterschiedlich wirkender Wasseraustauschprozesse (Dynamik). Das sind Tatsachen, die unbedingt bei der Gewässerbewertung zu berücksichtigen sind.

5.2.2 Diskussion um einen naturgegebenen Gewässerzustand

Wie aus den Kennwerten in Tab. 3 entnommen werden kann, zeigen die inneren Küstengewässer eine große Heterogenität in den Faktoren der Morphologie, des Einzugsgebietes und der Hydrologie. Es ist davon auszugehen, daß die genannten Faktoren bereits naturgegeben die Gewässerbeschaffenheit unterschiedlich prägen. Es ist immer eine Gewässerbeschaffenheit zu erwarten, die nicht besser sein kann als die der jeweils vorgelagerten Ostsee. Die Landabflüsse können einerseits verdünnt werden und andererseits auf der Basis ökologischer Prozesse eine neue Belastung auf hohem Niveau entstehen lassen.

Die Verschiedenartigkeit der natürlichen Faktoren wurde im früheren Seenstandard der ehemaligen DDR (TGL 27 885/01) zu einem sogenannten Gewässerbeleg zusammengefaßt. In der in Ausarbeitung befindlichen Richtlinie der LAWA (1996) für die Bewertung der stehenden Gewässer nach trophischen Kriterien wird dieses Prinzip als "Naturzustand/bzw. potentiell natürlicher Zustand (= Leitbild)" übernommen und dient im Vergleich mit dem jeweiligen Istzustand für die Ableitung von Entwicklungszielen:

"Naturzustand: Natürlicher Zustand, in dem sich ein Gewässer befände, wenn es keinerlei anthropogene Einflüsse gäbe. Anthropogene Einflüsse auf stehende Gewässer (so auch Küstengewässer) lassen sich seit mehreren tausend Jahren nachweisen. In Mitteleuropa gibt es wahrscheinlich keinen einzigen See mehr im Naturzustand, so daß sich dieser auch nicht mehr durch Messungen feststellen und quantitativ beschreiben läßt. Er kann daher weder als Leitbild noch als Referenzzustand herangezogen werden."

"Leitbild: Das Leitbild wird definiert durch den potentiell natürlichen Zustand. Es beschreibt kein konkretes Sanierungsziel, sondern dient als Bezugsgundlage (Referenzzustand) für die Bewertung eines Gewässers. Das Leitbild ist für jedes Gewässer individuell zu ermitteln" (so auch für innere Küstengewässer).

"Potentiell natürlicher Zustand: Unbelasteter Zustand eines Gewässers, der seinen naturähnlichen (geologischen, geographischen und klimatischen) Randbedingungen entspricht. Gewisse vom Menschen gesetzte, irreversible und sinnvollerweise nicht zu verändernde Fakten werden akzeptiert und einbezogen ..."

"Istzustand: der, durch Untersuchungen feststellbarer (biologischer) Zustand."

"Referenzzustand: Zustand eines Gewässers, mit dem der Istzustand verglichen wird, um aus diesem Vergleich eine Bewertung abzuleiten. Als Referenzzustand dient der potentiell natürliche Zustand."

"Entwicklungsziel: Das Entwicklungsziel beschreibt den unter den gegebenen sozio-ökonomischen Bedingungen durch Schutz- und Sanierungsmaßnahmen erreichbare Zustand eines Gewässers (so auch Küstengewässer). Es ist das auch unter Einbeziehung von Kosten-Nutzen-Betrachtungen realisierbare Sanierungsziel, das häufig nicht oder nur unter den günstigsten Randbedingungen identisch ist mit dem potentiell natürlichen Zustand."

Da die vorgenannten Begriffe und ihre Definitionen bereits an die für Fließgewässer angepaßt wurden, sollten sie auch bei der Bewertung von Küstengewässern, insbesondere inneren Küstengewässern, eine Grundlage sein.

Im bereits mehrfach genannten Standardentwurf für innere Küstengewässer (1987) wurde das Prinzip des Gewässerbelegs für stehende Gewässer übernommen bzw. angepaßt. Mit Hilfe der Kriterien: mittlere Tiefe, Flächenquotient, Volumenquotient, Verweilzeit des Wassers auf der Basis des Süßwasserzuflusses und des Ostseewassereinstromes wurde ein sogenannter natürlicher Zustand definiert und klassifiziert (Tab. 4).

Die Werte belegen (dokumentiert durch Abb. 3) klare Unterschiede für die einzelnen Gewässersysteme.

Darum sollte auch im Rahmen des deutschen Gewässergüteatlases (Tab. 1) der potentiell mögliche Naturzustand der Küstengewässer kartenmäßig ausgewiesen werden. Es ist ratsam, das bisherige fünfklassige Bewertungssystem ebenfalls auf sieben Beschaffenheitsklassen aufzubauen.

Tabelle 4 Wichtige Kriterien mit Einfluß auf die naturgegebene Gewässerbeschaffenheit für ausgewählte Küstengewässer (entsprechend Kenndaten Tab. 3)

Kriterien	Wismar Bucht	Unter- warnow	Darß- Zingster- Bodden	Nord- rügen- sche Bodden	Greifs- walder Bodden	Oder- haff
mittlere Tiefe m	6	4	2	3	5,8	3,4
Flächenquotient $\frac{\text{EZG}}{\text{Gew.-Fl.}} \quad \frac{\text{km}^2}{\text{km}^2}$	6,3	258	8,0	3,3	1,3	141
Volumenquotient $\frac{\text{EZG}}{\text{Gew.-Vol.}} \quad \frac{\text{km}^2}{10^6 \text{m}^3}$	1,1	64	4,0	1,1	0,2	37
mittlere Verweilzeit des Wassers in a						
- Basis Flußwasserzufuhr $\frac{\text{Gew.Vol.}}{\text{Flw.zuf.}} \quad \frac{10^6 \text{m}^3}{10^6 \text{m}^3/\text{a}}$	-	0,1	1,4	13,1	27,9	0,2
- Basis Ostseewasserzufuhr $\frac{\text{Gew.Vol.}}{\text{Ostw.zuf.}} \quad \frac{10^6 \text{m}^3}{10^6 \text{m}^3/\text{a}}$	-	0,1	0,2	0,1	0,1	0,4

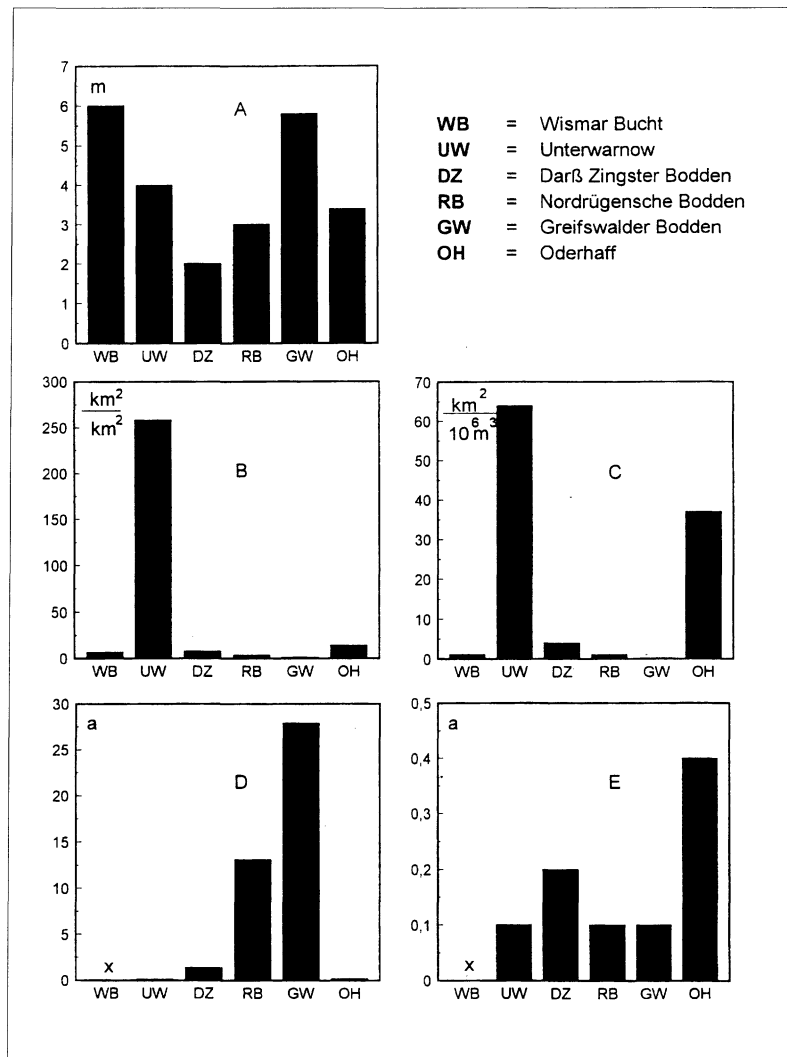


Abb. 3 Heterogenität der naturgegebenen Faktoren mit Einfluß auf die Gewässerbeschaffenheit innerer Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns

Werte entsprechend Tab. 4

a = mittlere Tiefe, b = Flächenquotient, c = Volumenquotient, d = Wasserverweilzeit Basis: Flußwasser, e = Wasserverweilzeit Basis: Ostseewasser

5.2.3 Die Brackwasserklassifizierung für innere Küstengewässer

Der Salzgehalt ist für Brackwassergebiete ein wichtiges Charakteristikum für die Gewässerbeschaffenheit. Obwohl nur in seltenen Fällen durch anthropogene Einflüsse differenziert, können unterschiedliche Salzgehaltssituationen die Gewässerbeschaffenheit wesentlich beeinflussen. Das gilt für die naturgegebene Beschaffenheit genauso wie für die anthropogen verursachte.

Im großen Brackwassermeer Ostsee reicht der Salzgehalt vom limnischen Bereich ($< 0,5$ PSU) bis zum polyhalinen im Übergangsgebiet zur Nordsee. In den inneren Küstengewässern spiegelt sich dieser Ästuarcharakter mit anderer Gradientenbildung wider, wobei als maximaler Salzgehalt jeweils der der vorgelagerten Ostsee erreicht werden kann. Grundlage der Brackwasserklassifizierung ist das "Venedig-System" (Tab. 5). Es hat sich allgemein eingebürgert und soll darum uneingeschränkt übernommen werden. Es hat außerdem den Vorteil, daß für die Klassenabgrenzungen nicht physikalische oder chemische Gründe ausschlaggebend waren sondern biologische Gewässerprägungen.

Tabelle 5 Das Venedig-System - eine Brackwasserklassifizierung
(‰ heute = PSU) - 1958

Abstufung		Salinität (PSU)
Süßwasser	limnisch	$< 0,5$
Brackwasser	(mixohalin)	(0,5-30)
Brackwasser	β -oligohalin	0,5-3
Brackwasser	α -oligohalin	3-5
Brackwasser	β -mesohalin	5-10
Brackwasser	α -mesohalin	10-18
Brackwasser	polyhalin	18-30
Meerwasser	euhalin	30-40

Bemerkung: Der hyperhaline Bereich (> 40 PSU) spielt im humiden Klimabereich keine Rolle.

Obwohl im Küstengewässerbereich der Ostsee Mecklenburg-Vorpommerns schon die polyhaline Zone keine Rolle spielt, sollte wegen späterer Vergleiche mit dem Bereich der westlichen Ostsee und vor allem mit dem des Wattenmeeres der Nordsee das Prinzip der in Tab. 5 aufgeführten siebenstufigen Klassifizierung beibehalten werden.

Für die Erarbeitung eines Gewässeratlases für die deutschen Küstengewässer sollte unbedingt eine Karte für die hydrographische Situation vorgesehen werden.

Die hydrographischen Bedingungen beeinflussen die Beschaffenheitsprägungen der Trophie und organischen Belastung unmittelbar.

5.2.4 Trophie und organische Belastung in der Klassifizierung innerer Küstengewässer

Für die Klassifizierung der Gewässerbeschaffenheit der inneren Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern war im Standardvorschlag des Fachbereiches Biologie der Universität Rostock in Anlehnung an die OECD-Skala (vgl. VOLLENWEIDER, 1968) und an die Seen-TGL 27 885/01 bei einem Fünfstufensystem mit den Klassen oligotroph, mesotroph, eutroph, polytroph und hypertroph von Kriterien der Merkmalskomplexe

- Sauerstoffverhältnisse
- Nährstoffverhältnisse
- Bioproduktionsverhältnisse

und in Erweiterung durch Indikationsorganismen in Form von Zusatzkriterien aus den Bereichen Makrophytobenthos, Phytoplankton, Makrozoobenthos sowie Pfahlbewuchs ausgegangen worden. Mit Hilfe der Zusatzkriterien sollte die Beschaffenheitsansprache unterstützt werden. Mit ausgewählten Kriterien hieraus wurden die Küstengewässer durch die damalige Wasserwirtschaftsdirektion klassifiziert.

Mit der Richtlinie zur Klassifizierung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns aus dem Jahre 1993 (vgl. Kap. 3.4) ist das System weiterentwickelt worden. Es erfolgte eine Erweiterung auf sechs Klassen (vgl. Tab. 2 in Kap. 5.1).

Die Tab. 6 zeigt, daß die Gedanken zur Entwicklung eines siebenklassigen Bewertungssystems auf der Basis der vier Hauptklassen und drei Unterklassen des Saprobien-Systems für Fließgewässer am weitesten fortgeschritten ist. Für stehende Gewässer wird es mit der LAWA-Richtlinie auf der Grundlage des Seenstandards der ehemaligen DDR erstmalig ein Bewertungssystem geben und gleich mit sieben Klassen.

Für Küstengewässer kann eingeschätzt werden, daß die Entwicklung einer Bewertungsskala am weitesten in Mecklenburg-Vorpommern fortgeschritten ist. Im Rahmen der Arbeiten an einem deutschen Gewässergüteatlas sollte bald auch die Anpassung an ein siebenklassiges System erfolgen. Dennoch kann bereits heute für die mecklenburgisch-vorpommerschen Küstengewässer die Beschaffenheitsentwicklung über den Zeitraum von ca. 10 Jahren verglichen werden (dazu Kap. 5.2.5).

Tabelle 6 7 Gewässergüteklassen für die Bewertung der Oberflächengewässer in Deutschland
a) Fließgewässer, b) Stehende Gewässer und Küstengewässer

a) Fließgewässer

Güteklasse	Fließgewässer		
	Saprobiearte	planktondominierte Flüsse	ökologische Struktur*
Klasse 1	I: oligosaprob	I: oligotroph	natürlich/naturnah
Klasse 2	I-II: oligo- bis β -mesosaprob	I-II: mesotroph	bedingt naturnah
Klasse 3	II: β -mesosaprob	II: eutroph	mäßig beeinträchtigt
Klasse 4	II-III: β -meso- bis α -mesosaprob	II-III: eu- bis polytroph	deutlich beeinträchtigt
Klasse 5	III: α -mesosaprob	III: polytroph	merklich geschädigt
Klasse 6	III-IV: α -meso- bis polysaprob	III-IV: poly- bis saprotroph	deutlich geschädigt
Klasse 7	IV: polysaprob	IV: saprotroph	übermäßig geschädigt

*FRIEDRICH und HESSE, 1996

b) Stehende Gewässer und Küstengewässer

Güteklasse	Stehende Gewässer		Küstengewässer	
	TGL 27 885/01 ehemalige DDR 1982	LAWA- Vorschlag 1996	Fachbereich Biologie 1987	Landesrichtlinie Mecklenburg- Vorpommern 1993
Klasse 1	oligotroph	oligotroph	oligotroph	oligotroph
Klasse 2	mesotroph	mesotroph	mesotroph	mesotroph
Klasse 3	3a: eutroph: geschichtet 3b: eutroph: ungeschichtet	eutroph 1	eutroph	eutroph
Klasse 4	polytroph	eutroph 2	polytroph	stark eutroph
Klasse 5	hypertroph	polytroph 1	hypertroph	polytroph
Klasse 6	-	polytroph 2	-	hypertroph
Klasse 7	-	hypertroph	-	-

5.2.5 Die aktuelle Beschaffenheit der inneren Küstengewässer nach den Merkmalen der Trophie und organischen Belastung

Mit der Tab. 7 wird die aktuelle Beschaffenheit der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns der Jahre 1994 und 1995 (Gewässergüteberichte 1994 (1996) und 1995 (1997) mit dem potentiell natürlichen Zustand verglichen. Die Abb. 4 konkretisiert die Beschaffenheitsverteilung.

Tabelle 7 Potentielle natürliche und aktuelle Beschaffenheit in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns
 - entsprechend Tab. 3 und Gewässergütebericht 1994 und 1995
 - Mittelwerte der 5-klassigen Bewertung

Gewässer	potentiell natürliche Beschaffenheit Klasse	aktuelle Beschaffenheit	
		1994 Klasse	1995 Klasse
Wismar-Bucht	1,6	2,5	2,5
Unterwarnow	3,2	4,0	4,2
Darß-Zingster Bodden	2,4	4,7	4,3
Rügener Bodden	1,8	3,5	3,3
Greifswalder Bodden	1,6	3,1	3,1
Oderhaff (Kleines Haff)	3,2	4,2	4,0

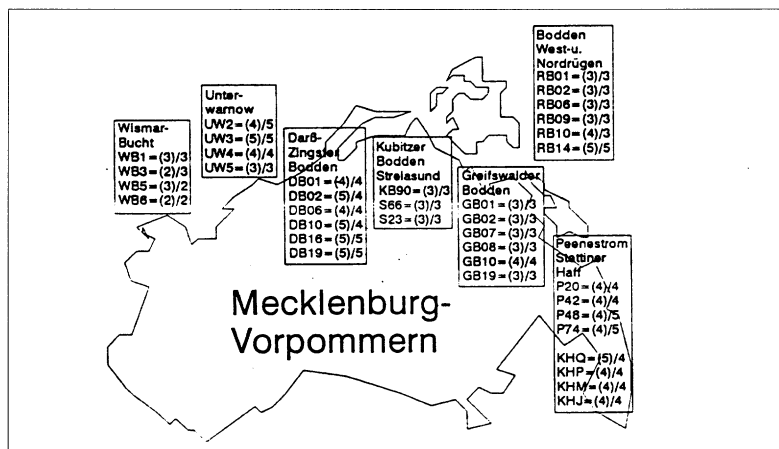


Abb. 4 Die Gewässerbeschaffenheit der inneren Küstengewässer (1994) und 1995
 - aus Gewässergütebericht 1995 (1997)

Bei allen Unterschieden in der Beschaffenheit der naturgegeben Bedingungen (vgl. auch Tab. 4 und Abb. 3) ergeben sich größere Abweichungen zum aktuellen Zustand, wobei die schlechteren Beschaffenheitswerte immer in den ostseefernen Gewässerteilen angetroffen werden. Große Abweichungen vom potentiellen Naturzustand deuten auf die Erfolgserwartungen von Sanierungsstrategien hin. Auffallend ist, daß seit 1990 die Beschaffenheit der Darß-Zingster Bodden keine sichtbaren Trend einer Verbesserung aufweist.

Mit der kontinuierlichen Durchsetzung der Inhalte der Landesrichtlinie für die Klassifizierung der Seegewässer kann bereits heute gezeigt werden, daß für den deutschen Gewässeratlas aus der Sicht der Küstengewässer ein bedeutender Beitrag geleistet werden kann. Künftig muß das Hauptinteresse auf die Anpassung an die siebenstufige Klassifizierung (vgl. Tab. 6) gelegt werden. Die in Tab. 2 aufgeführten Bewertungskriterien werden als ausreichend für eine sichere Klassifizierung nach dem Merkmalskomplex Trophie und organische Belastung eingeschätzt. Damit wird die Beeinträchtigung des Gewässerzustandes im Zusammenhang mit der Eutrophierung ausreichend berücksichtigt.

5.2.6 Das Erfordernis einer Sedimentbewertung

Obwohl die Rolle der Sedimente für die Prägung des Stoffhaushaltes der Oberflächengewässer seit langem bekannt ist, spielen sie in der Gewässerbewertung bisher nur eine untergeordnete Rolle. Sedimente vermögen hohe Konzentrationen von Nährstoffen und Schadstoffen zu akkumulieren. In Abhängigkeit von den Bedingungen im Gewässer können Sedimente die Rolle einer Senke bzw. einer Quelle für Stoffflüsse übernehmen. Sedimentwirkungen sind bei der Gewässerbewertung bisher nur indirekt berücksichtigt worden, z. B. bei den Sauerstoffverhältnissen im Hypolimnion von Seen (TGL 27 885/01). Erste Ansätze von Sedimentbewertungen sind im Zusammenhang mit der zunehmenden Schadstoffproblematik entwickelt worden. Als Beispiel soll hier der Geoakkumulationsindex (I_{geo} - 1979) für Schwermetallbelastungen der Sedimente genannt werden (MÜLLER, 1981). Unter Berücksichtigung eines geologischen Backgrounds als Bezugsgröße sind für die Klassifizierung bereits damals sieben Sedimentbeschaffenheitsklassen für Fließgewässer festgelegt worden (vgl. Tab. 8).

Tabelle 8 Der Geoakkumulationsindex I_{geo} - 1979 für Schwermetalle in Fließgewässersedimenten
- nach MÜLLER, 1981

I_{geo}	Geoakkumulationsindex (I_{geo} - 1979)	
	I_{geo} -Klasse	Sedimentqualität
< 0	0	praktisch unbelastet
> 0-1	1	unbelastet bis mäßig belastet
> 1-2	2	mäßig belastet
> 2-3	3	mäßig bis stark belastet
> 3-4	4	stark belastet
> 4-5	5	stark bis übermäßig belastet
> 5	6	übermäßig belastet

Als Bezugsgröße ("Nullwert") für eine anthropogene Schwermetallbelastung bietet sich die Schwermetallkonzentration, die durch die geochemischen Verteilungsgesetze in unbelasteten Sedimenten vorgegeben ist ("geochemischer Background"). In der Regel wird dafür die Messung bei Sedimenten und Böden an der Tonfraktion,

Tonfraktion, also Korngröße < 0,2 µm, vorgenommen. Durch den Vergleich mit fossilen Tongesteinen wurden damals die folgenden Beispielkonzentrationen als Background-Wert festgelegt (in mg/kg):

Cadmium	0,3	Kupfer	45
Blei	20	Chrom	90
Zink	95	Kobalt	19
Quecksilber	0,4	Nickel	68.

Für die im Rahmen dieses Beitrages im Vordergrund stehende Diskussion der Eutrophierungserscheinungen erfordern, die Sedimentwirkungen nach dem Sauerstoffzehrungspotential und den Nährstoffakkumulationen zu bewerten. Im Standardvorschlag für Küstengewässer des Fachbereiches Biologie der Universität Rostock (vgl. SCHLUNGBAUM, NAUSCH, 1987) sind dazu erste Schritte unternommen worden. Anlaß dafür waren die Ergebnisse umfangreicher Sedimentkartierungen nach Qualität und Verteilung im Rahmen der komplexen ökologischen Boddenforschung (Kartierung im 500 m Netz).

Tabelle 9 Sedimentverteilung (Oberflächenschicht) am Beispiel der Darß-Zingster Boddengewässer
 - Mineralbodenkomplex = organischer Gehalt < 5 % TS
 - Schlickbodenkomplex = organischer Gehalt> 5 % TS
 aus: SCHLUNGBAUM, NAUSCH, BAUDLER, 1994

Gewässerteil MK + SK = 100%	Mineralbodenkomplex MK					Schlickbodenkomplex SK				
	Proben- anzahl		organischer Anteil			Proben- anzahl		organischer Anteil		
	n	%	Mittel	Min.	Max.	n	%	Mittel	Min.	Max.
Grabow	51	59	1,7	0,1	5,1	36	41	16,6	5,3	42,8
Barther Bodden ¹⁹⁸⁰	58	57	2,3	0,2	4,8	43	43	12,1	5,3	25,8
Bodstedter Bodden	51	50	1,6	0,2	4,8	51	50	20,3	5,1	36,8
Saaler Bodden	39	54	1,4	0,2	3,3	33	46	15,8	5,2	34,2
Ribnitzer See	6	12	2,6	1,5	4,8	42	88	19,5	9,1	43,2

Auch die Phosphorgehalte in den Sedimenten weisen wie die Gehalte an organischen Substanzen in der Flächenverteilung eine große Heterogenität auf. Die P-Akkumulation steigt in der Regel mit dem Anteil an organischer Substanz an (Tab. 10).

Tabelle 10 P-Verteilung auf Stufen organischer Gehalte der einzelnen Bodenteile der Darß-Zingster Boddengewässer
- Werte in mg P/g TS
aus: SCHLUNGBAUM, NAUSCH, 1994

P-Gehalte	organischer Gehalt in %				
	< 5	5 - 10	10 - 20	20 - 30	> 30
Grabow	0,16	0,50	0,63	0,62	0,39
Barther Bodden	0,20	0,43	0,73	0,86	-
Bodstedter Bodden	0,17	0,37	0,77	0,99	1,00
Saaler Bodden	0,15	0,68	0,92	1,15	0,87
Ribnitzer See	0,34	1,11	1,16	1,45	1,26

In der Abb. 5 wird am Beispiel des Saaler Boddens eine für die Boddengewässer des Darßes und des Zingstes komplett erstellte Sedimentqualitätsverteilung gezeigt.

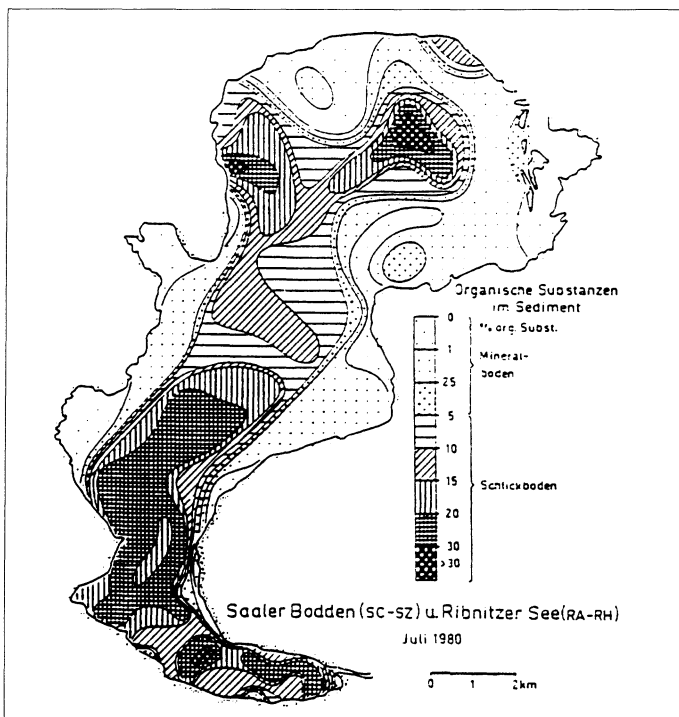


Abb. 5 Kartierungsergebnisse für die Verteilung der Sedimentqualitäten am Beispiel des Saaler Boddens/Darß-Zingster Boddenkette
aus: SCHLUNGBAUM, BAUDLER 1996 b

Mit Hilfe der in den Tabellen 9 und 10 gezeigten heterogenen Verteilung der Sedimentqualität wurde für das damals fünfklassige Bewertungssystem die folgende Klassenzuteilung vorgesehen (Tab. 11).

Tabelle 11 Kriterien der internen Gewässerbelastung
aus: SCHLUNGBAUM, NAUSCH, 1987

Kriterien	Klasse 1 oligotroph	Klasse 2 mesotroph	Klasse 3 eutroph	Klasse 4 polytroph	Klasse 5 hypertroph
organischer Gehalt in Sedimentoberflächen- schicht in % der Ge- wässerfläche (> 5% TS)	< 10	> 10	> 30	> 60	> 90
P-Gehalt mg P/g TS in Sedimentoberflächen- schicht	< 0,5	< 0,7	< 1,0	1,5	> 1,5

Aus heutiger Sicht der analytischen Möglichkeiten könnte statt der $P_{\text{ges.}}$ -Konzentration auch der biologisch verfügbare Anteil und damit gewässerwirksame Teil eingesetzt werden (SELIG, 1995; HUPFER et al., 1997). Auch bezüglich der organischen Substanzverteilung könnte mit Hilfe des Sedimentzehrungspotentials für Sauerstoff ein vielleicht besseres Kriterium eingeführt werden (KWIATKOWSKI, SCHLUNGBAUM, 1996).

Insgesamt kann festgestellt werden, daß bei Einbeziehung der Sedimente in die Gewässerbewertung eine bessere Analyse mit höherer Zuordnungssicherheit erfolgen kann. Die Ergebnisse der ökologischen Küstengewässerforschung bieten dafür eine erste Basis.

6 Zum gegenwärtigen Stand und zu Erfordernissen der Entwicklung eines Gewässergüteatlases für die inneren Küstengewässer

Die Notwendigkeit eines Teiles Küstengewässer in dem im Aufbau befindlichen deutschen Güteatlases für Oberflächengewässer durch Gestaltung mehrer thematischer Karten wurde ausführlich dargelegt. Es wurde außerdem aufgezeigt, daß für Mecklenburg-Vorpommern schon auf recht hohes Eingangsniveau verwiesen werden kann.

Entsprechend Tab. 1 wird es nicht ausreichend sein, nur die physikalisch-chemische Beschaffenheit zu bewerten. Ein Kartensystem für die Küstengewässer muß ähnlich dem für limnische Gewässer sowohl den potentiellen natürlichen als auch den aktuellen Gewässerzustand berücksichtigen. Im Rahmen dieses Beitrages

wurden insbesondere die klassischen Belastungsbereiche der Saprobisierung und der Eutrophierung untersucht. Durch die langjährigen, komplex angelegten Forschungsarbeiten des Fachbereiches (früher Sektion) Biologie der Universität Rostock und der Weiterentwicklung des Küstengewässerbewertungsprogrammes im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern kann bereits jetzt von einem hohen Startniveau ausgegangen werden. Bei der Entwicklung des Kartensystems sind selbstverständlich die unterschiedlichen Küstengewässertypen an Nord- und Ostsee zu berücksichtigen. Dennoch sollten bestimmte allgemeine Karten vergleichbar gestaltet werden.

Im einzelnen ergibt sich gegenwärtig der folgende Stand für den Bereich der inneren Küstengewässer an der Ostsee:

- **Karte 1:** Die Darstellung des potentiellen natürlichen Zustandes der Küstengewässer auf der Basis der Ausführungen in den Kap. 5.2.1 und 5.2.2. Die Ausweisung dieses Zustandes muß in den gleichen Beschaffenheitsklassen wie in den übrigen Karten erfolgen.
- **Karte 2:** Das Charakteristikum der wechselnden Salzgehalte in den Küstengewässern erfordert eine Extrakarte für die hydrographischen Bedingungen entsprechend Kap. 5.2.3. Die Salzgehaltsschwankungen gehören in der Regel nicht zu den anthropogen beeinflussten Faktoren. Mit den Salzgehaltsbedingungen können in Nebenkarten auch die Verteilungen der wichtigsten Salzgehaltsbestandteile, incl. ihrer Anomalie erfaßt werden.
- **Karte 3:** Die Kriterien der Trophie und organischen Belastung sollten zur Karte 3 zusammengefaßt werden. Hier sollte unbedingt überlegt werden, ob nicht bestimmte Gestaltungsähnlichkeiten zu den stehenden Gewässern (Seen-Richtlinie) erreicht werden können. Dann wäre ein unmittelbarer Trophievergleich zwischen beiden Gewässertypen möglich. Die Inhalte wurden in Kap. 5.2.4 diskutiert.
- **Karte 4:** Die Beschaffenheit der Sedimente und ihre Wirkung auf den Wasserkörper hinsichtlich der Trophie und organischen Belastung muß getrennt von Karte 3 ausgewiesen werden. Im Kap. 5.2.6 werden dazu erste Vorschläge unterbreitet.
- **Karte 5 und Karte 6:** Diese Karten sind der Schadstoffproblematik vorzubehalten. Bezüglich der Schwermetalle in den Sedimenten könnte auf das IGEO-System von MÜLLER (1981) verwiesen werden (vgl. Kap. 5.2.6).

Es bleibt zu überlegen, ob in dem komplex gedachten Güteatlas für die Oberflächengewässer nicht auch die hygienische Bewertung (z. B. Badewasserkarten) Berücksichtigung finden sollten.

Literatur

- BACHOR, A. (1996a). Ergebnisse der Gewässerüberwachung der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. - BODDEN 3, 117 - 136
- BACHOR, A. (1996b). Nährstoffeinträge aus Mecklenburg-Vorpommern in die Ostsee 1990 - 1995. - Wasser und Boden 48, 8, 33 - 36.
- BACHOR, A., M. v. WEBER und R. WIEMER (1996). Die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. - Wasser und Boden 48, 8, 26 - 32.

- BMBF (1996). Fluß- und Seenlandschaften - Berichte aus der ökologischen Forschung. "Chancen für einen ökologischen Neuanfang - Warnow". - Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie, 96 S..
- EU (1994). Vorschlag für eine Richtlinie des Rates über die ökologische Qualität von Gewässern. - Ratsdokument Europäische Kommission Nr. 8600/94.
- EU (1996/97). Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. - Entwurf 4/12/96 oder Bundesratsdrucksache 319/97 vom 29.04.1997.
- FRIEDRICH, G. (1997). Der Saprobienindex - Allheilmittel für die Gewässerbewertung? - Intern. Symp. 28./29.11.1996, "Lebensraum Gewässer - nachhaltiger Gewässerschutz im 21. Jahrhundert". Hrsg.: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser/Wasserwirtschaftsverband Baden-Württemberg.
- FRIEDRICH, G. u. K. J. HESSE (1996). Das neue Gewässergütekartierungssystem und seine Auswirkungen. - Gewässerschutz-Wasser-Abwasser 156, 6, 1 - 10 (29. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft Mai 1996 in Erfurt).
- HELCOM (1992). Ostseekonvention II. Übereinkommen von 1992 über den Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebietes (HELSINKI-Übereinkommen). - Bundesgesetzblatt II, 1994, 1397 - 1431.
- HUPFER, M., J. GELBRECHT, B. SCHARF und Ch. STEINBER (1997). Konzeptionelle Ansätze zur Steuerung des Phosphat-Haushaltes von Seen durch interne Maßnahmen. - Wasser und Boden 49, 12, 8 - 13.
- KWIATKOWSKI, B., G. SCHLUNGBAUM und E. GRABERT (1996). Eine Möglichkeit zur Differenzierung der Sauerstoffzehrerleistung von Sedimenten der Darß-Zingster Boddenkette mit Hilfe der ARAS SensorBSB Technik. - Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 4, 47 - 56.
- LAWA (1996a). Gewässerbewertung - stehende Gewässer, Richtlinie für die Bewertung nach trophischen Kriterien. - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser/LAWA-Arbeitsgruppe Gewässerbewertung", Entwurf vom 04.06.1996.
- LAWA (1996b). Länderarbeitsgemeinschaft Wasser-Gewässer-Güteatlas der Bundesrepublik Deutschland, Teil 1: Biologische Gewässergütekarte 1995.
- MÜLLER, G. (1981). Die Schwermetallbelastung der Sedimente des Neckars und seiner Nebenflüsse - Eine Bestandsaufnahme. - Chemiker-Zeitung 105, 6, 157 - 164.
- SCHLUNGBAUM, G. (1989). Konzepte und Arbeitsergebnisse zur Aufstellung für Gewässergütekriterien für Salz- und Brackgewässer. - Umweltgespräche Niedersachsen (Niedersächs. Umweltministerium) EXPERT, 34 - 36.
- SCHLUNGBAUM, G. (1997). Moderne Bewertungssysteme für Flachlandflüsse - Zustand, Entwicklung und ökologische Besonderheiten für Gewässer und Sedimente/Erfahrungen in Mecklenburg-Vorpommern. - Wasserkolloquium (BWK) Neubrandenburg, im Druck.
- SCHLUNGBAUM, G. und H. BAUDLER (1996a). Gewässergütebericht für die Darß-Zingster Boddenkette 1994/1995 mit Vergleichen zur Langzeitentwicklung. - im Druck.
- SCHLUNGBAUM, G. und H. BAUDLER (1996b). Schlämme in hocheutrophen Küstengewässern - gibt es zum Baggern eine Alternative?. - BfG Koblenz-Berlin, 11, 77 - 90.
- SCHLUNGBAUM, G. und G. NAUSCH (1987). Erarbeitung der naturwissenschaftlichen Grundlagen und des 1. Entwurfes einer Küstengewässer-TGL (bestehend aus: TGL-Entwurf, Anwenderrichtlinie und Bericht). - Fachbereich Biologie, Universität Rostock, Bericht unveröff..
- SCHLUNGBAUM, G. und G. NAUSCH (1988). Die naturwissenschaftlichen Grundlagen und der Entwurf eines Küstengewässerstandards - ein Ergebnis komplexer ökologischer Forschungen der Sektion Biologie der Wilhelm-Pieck-Universität Rostock und ihrer Kooperationspartner. - Wiss. Z. Univ. Rostock 37, N-Reihe 5, 18 - 24.
- SCHLUNGBAUM, G., G. NAUSCH und H. BAUDLER (1994). Sedimentstruktur und Sedimentdynamik in den Darß-Zingster Boddengewässern. - Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 2, 27, 40.
- SCHLUNGBAUM, G., U. SCHIEWER und E. A. ARNDT (1994). Beschaffenheitsentwicklung und Klassifizierung der Darß-Zingster Boddengewässer mit ausgewählten Vergleichen zu anderen Bodden und Haffen. - Rostock. Meeresbiolog. 2, 191 - 202.
- Selig, U. (1995). Untersuchungen zum Phosphorkreislauf in einem eutrophen Flachlandflußsystem - Phosphorbindungsformen und Gewässersedimenten der Warnow und deren Verfügbarkeit. - Dissertation, Univ. Rostock, Math.-Nat. Fak..
- TGL 22 764 (1981). Nutzung und Schutz der Gewässer: Klassifizierung der Beschaffenheit von Fließgewässern. - Ministerium für Umwelt und Wasserwirtschaft der DDR, Berlin, TGL, Bearbeitungsstand März 1981.

- TGL 27 885/01 (1982). Nutzung und Schutz der Gewässer: Stehende Gewässer (Klassifizierung). - Ministerium für Umwelt und Wasserwirtschaft der DDR, Berlin, TGL, Bearbeitungsstand März 1982.
- THIELE, V., D. MEHL (196). Zum Standorttypie-Index. - in BMBF (1996).
- UMWELT (1996). Neue Herausforderungen im Gewässerschutz. - UMWELT/Bundesministerium für Umwelt, 10, 333 - 334.
- UMWELTGUTACHTEN (1969). Rat für Sachverständige für Umweltfragen bei der Bundesregierung. - Verlag Metzler-Poeschel Stuttgart, 468 S..
- UMWELTMINISTERIUM (1991). Gewässergütebericht 1990 - Gütezustand der Gewässer in Mecklenburg-Vorpommern.
- UMWELTMINISTERIUM (1992). Gewässergütebericht 1991 - Gütezustand der oberirdischen Gewässer und der Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern.
- UMWELTMINISTERIUM (1993). Gewässergütebericht 1992 - Gütezustand der oberirdischen Gewässer und der Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern.
- UMWELTMINISTERIUM (1994). Gewässergütebericht 1993 - Gütezustand der oberirdischen Gewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern.
- UMWELTMINISTERIUM (1996). Gewässergütebericht 1994 - Gütezustand der oberirdischen Gewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern.
- UMWELTMINISTERIUM (1997). Gewässergütebericht 1995 - Oberirdischen Gewässer, Küstengewässer und Grundwasser in Mecklenburg-Vorpommern.
- VENEDIG-System (1958). The Venice System for the Classification of marine waters according of salinity. - Symp. on the classification of brackish waters, Venedig 08. - 14.04.1958.
- VOLLENWEIDER, R. A. (1968). Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular references to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. - OECD-Technical Report, Paris DAS/GSI/68.
- VOLLENWEIDER, R. A. (1992). Coastal marine eutrophication: principles and control. - Proc. of an Internat. Conf. Bologna/Italy 21. - 24.03.1990. 1 - 20. Elsevier Amsterdam.

Verfasser

Prof. Dr. G. Schlungbaum
 Universität Rostock
 FB Biologie / Angewandte Ökologie
 Freiligrathstr. 7/8
 18051 Rostock

Ulrich SCHIEWER

Universität Rostock, Fachbereich Biologie/Ökologie

Design, experiences and selected results of meso- and microcosm experiments in shallow coastal waters 1981/95

Herrn Professor Dr. Ernst Albert Arndt zum 70. Geburtstag gewidmet.

Abstract

Since 1981 we have used a combination of field studies, field mesocosms, lab microcosms and lab experiments to investigate of tideless shallow brackish waters. The design and handling of pelagic and shallow water microcosms, and two types of lab microcosms is described.

The importance of such approaches is documented by selected results, e. g.

- the ammonium rhythm
- influence of the parallel induction of nutrient and light limitation on the microbial food web
- regulation of phytoplankton periodicity by nutrients and water temperature
- fate of introduced bacteria biomass
- stochasm versus determinism: long term behaviour of microbial food webs.

The results show clearly that such experimental approaches are indispensable for causal analysis of microbial food webs in aquatic ecosystems.

Introduction

Biologists of the Department of Biology at the Rostock University have been involved in ecosystem research in the Darss-Zingst Bodden chain since 1968 (Schiewer 1990). The ecosystem is a tideless eutrophic estuary with a small outlet to the Baltic Sea at the eastern end. It consists of 4 different shallow basins connected to each other by more or less smaller water bodies (Fig. 1).

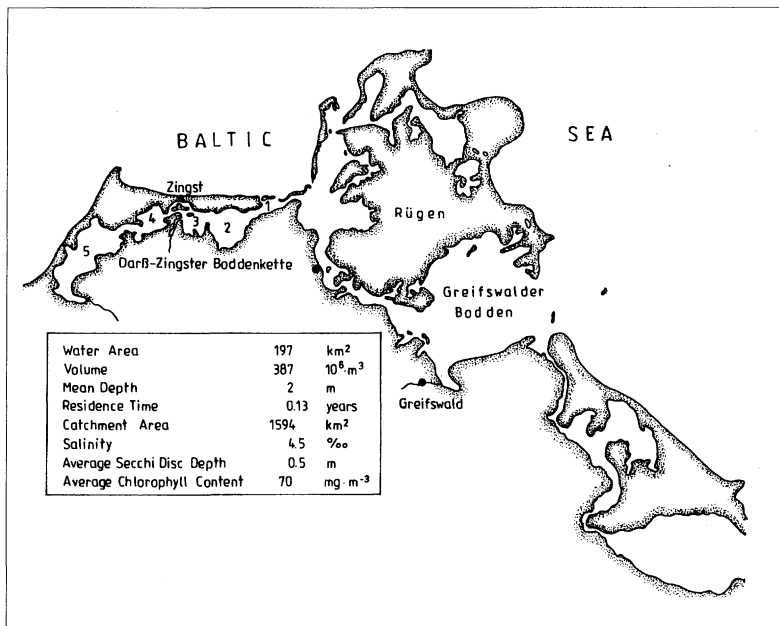


Fig. 1: The Darß-Zingst Bodden Chain (DZBC). 1 = outlet; 2 - 5 basins (Grabow, Barther Bodden, Bodstedter Bodden, Saaler Bodden).

Our research strategy involves studying all ecological levels to obtain a better causal interpretation. Figure 2 shows this strategy in simplified form. Mesocosm and microcosm experiments play an important role. Their importance has increased since 1981, when we discovered that microbial food webs might be important. Subsequently we showed that around 90% of the carbon flux is mediated through the microbial food webs caused by the ongoing eutrophication (Fig. 3).

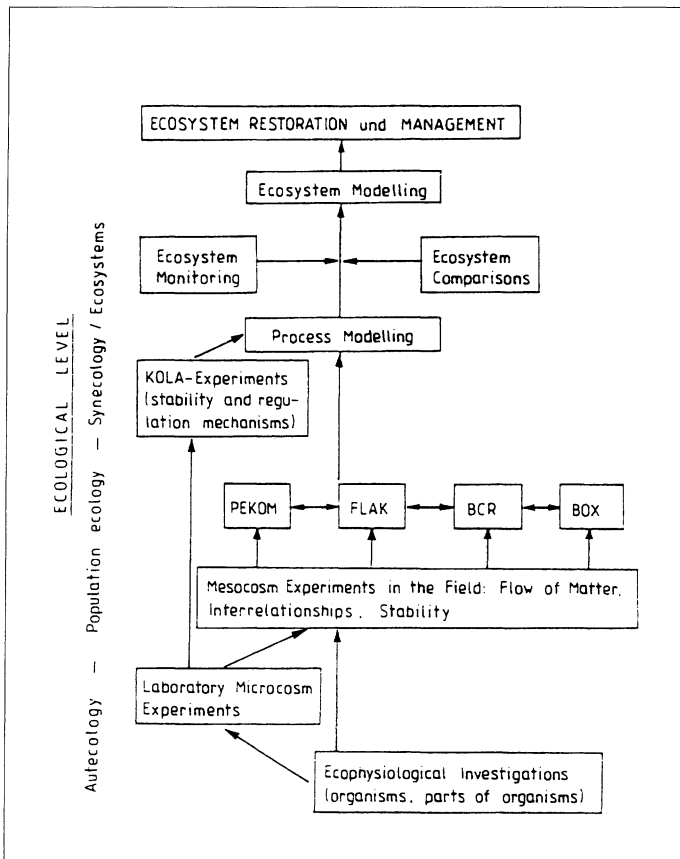


Fig. 2: Simplified review of the research strategy of the Coastal Research Group of the Department of Biology. PEKOM = Pelagic community enclosures; FLAK = shallow water community enclosures; BCR = benthic community respiration; BOX = agricultural waste water loaded enclosures; KOLA = complex laboratory experiments (microcosms) with natural communities.

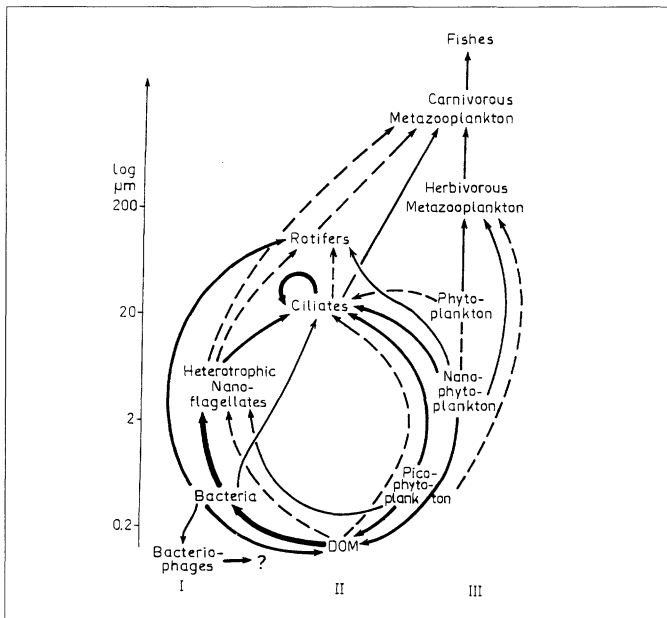


Fig. 3: Microbial food web.
 DZBC, late spring/early summer situation.
 I = side chain through bacteriophages (proven abundances of virus sized particles: $10^8 \times \text{ml}^{-1}$).
 II = microbial food web. Main pathway for carbon turnover, mainly by pico- and nanoplankton. Internal loop in the ciliate community (arrow).
 III = "classical" pelagic food web. The typical components are net plankton and fishes. Minor role only.
 DOM = Dissolved Organic Matter.

Design and handling of meso-/microcosms

We use two different mesocosm systems (Fig. 4 A, B):

- pelagic 1 m^3 polyethylen bags (PEKOM)
- shallow water $1.5 - 2 \text{ m}^3$ polyethylen bags with a metal ring (FLAK).

The PEKOM system is a floating device containing 4 polyethylen bags (Fig. 4 A) moored in a small harbour near the laboratory at Zingst. The bags are open at the top end without rain protection. This system can be used up to 6 weeks if the inside wall growth is prevented. That can be done by regular and thorough mechanical mixing twice a day.

We have used this system for various purposes, e. g. to test the influence of eutrophication, saprobisation, exclusion of organism groups and the UV-B radiation.

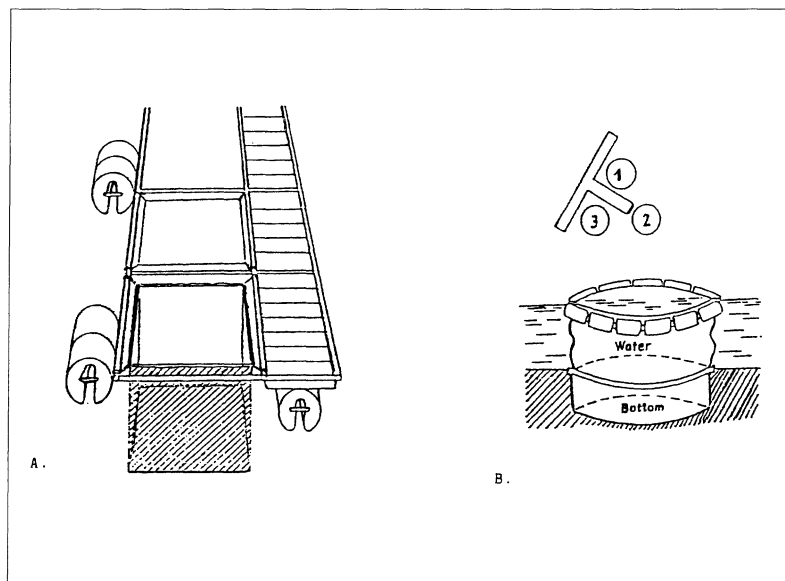


Fig. 4: Mesocosms.

- A. PEKOM-Mesocosm: 1 m³ volum, 4 polyethylen bags (1 x 1 x 1.4 m) open at the top end.
- B. FLAK-Mesocosm: Single mesocosm with 45 cm high metal ring driven 35 - 40 cm into the sediment (open to the bottom), polyethylen bag (height 1m, diameter 2 m, volume 1.5 - 2.4 m³) with floats and open to the ai. Installation of 3 mesocosms behind the breakwater.

The FLAK system was set up in the Kirr bay, a shallow experimental bay around 800 m from the laboratory (Fig. 4 B). It consists of 3 polyethylen bags with a height of 1 m and a diameter of 2 m. Mesocosm of this size are easy to handle and allow water volumes of between 1.5 and 1.9 m³ to be isolated. The polyethylen foil was attached to a metal ring at one end and floats at the other. The metal ring was driven 40 cm into the bottom to anchor the bags and to prevent water exchange near the sediment surface. The floats regulate the vertical position of the bags and prevent water input by wave-splash. The system is protected by a breakwater on the main windward side. The bags are open to the bottom and to the air. Such systems have been used far to 12 weeks. This is possible if the more intensive inside wall growth than in the PEKOM experiments is prevented by thoroughly brushing the polyethylen walls twice a week.

The FLAK device was used to test the influences of nutrients and climate on shallow water communities.

The design of our microcosms was simpler. We used 6 l glass bottles or 100 l polyethylen bottles. The main physical factors temperature and light were kept constant. Air was supplied by regular mixing or air bubbling. To prevent wall growth, the microcosms were regularly brushed.

The small microcosms were used for limitation experiments lasting up to 6 days and to study interactions in populations in experiments lasting up to 12 days. The larger mesocosms were used for studies into the influence of temperature, eutrophication, saprobisation and to problems of long term selfregulation.

All these meso- and microcosm experiments are efficient only if they are immediately backed up by appropriate laboratory investigations.

Selected results

Selected results will be presented for each type of meso- and microcosm to demonstrate the importance and necessity of such approaches.

AMMONIUM RHYTHM

During nutrient loading experiments 1981 we were surprised by a rhythmic variation in ammonium concentrations (SCHIEWER & BAADER 1982) in the ammonium loaded mesocosms (Fig. 5). It seems to be related to the dominating cyanobacteria community. Experiments with axenic *Microcystis firma* cultures showed that we could mimic this behaviour under controlled laboratory conditions. It takes place under growth limitation only, e. g. by phosphorus or CO₂. The rhythm (ABARZUA & SCHIEWER 1989 and ABARZUA & NIETZ 1990) was temperature sensitive, and its magnitude depended on the light intensity. It could be strengthened by adding KNO₃ and is somehow linked to photosynthesis (Fig. 6). No internal NH₄ pool was detected. The main purpose of the rhythm appears to be to protect the photosynthetic apparatus of cyanobacteria from excessive light. It was driven partly by reduction of NO₃ to NH₄ under growth limited conditions and partly by an unknown mechanism linked directly to NH₄ (ABARZUA et al. 1993).

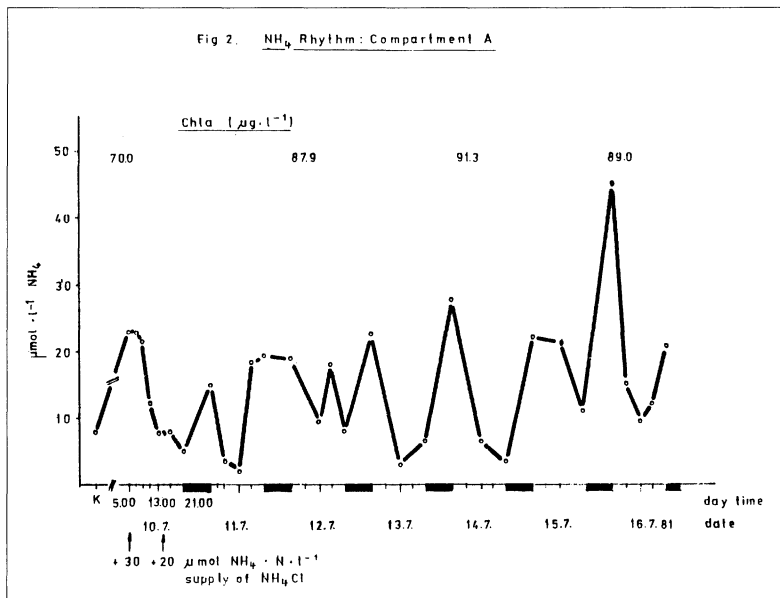


Fig. 5: Ammonium rhythm.
Results of the field mesocosm experiments PEKOM 81 (1981).
Chla = chlorophyll a -concentration. Arrows: times of NH₄-loads.
Dark blocks: night-time

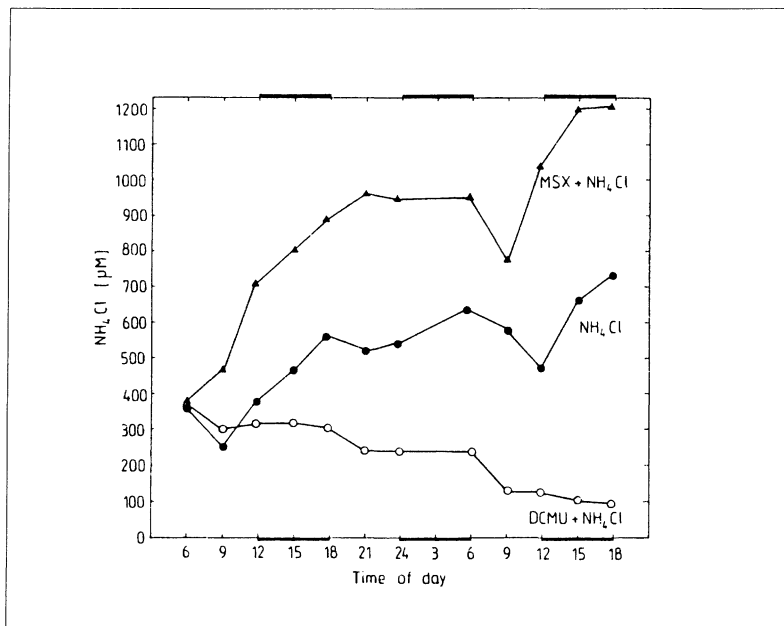


Fig. 6: Effect of DCMU and MSX on NH_4 rhythm in cultures of *Microcystis firma* in KHO_3 -containing medium. Inhibitor concentration: DCMU = 0,01 mM; MSX = 0,5 mM. Light/dark alternation = 6/6 h. (ABARZUA and NIETZ 1990)

PARALLEL INDUCTION OF NUTRIENT AND LIGHT LIMITATION

Increased eutrophication and the decline of submersal macrophytes led to a change from nutrient to light limitation of phytoplankton during spring and summer. We induced nutrient and light limited situations in mesocosms to compare the behaviour of the microbial food web under both conditions. Under light limitation we found:

- much more picophytoplankton
- increased protozooplankton
- strong reduction in mesozooplankton
- higher bacterial productivity.

These results are comparable with the overall development in the Darss-Zingster Bodden chain during the last 5 years (SCHIEWER, in press).

REGULATION OF PHYTOPLANKTON PERIODICITY

The typical annual phytoplankton periodicity between 1981/86 is characterized (BÖRNER 1984) by peaks of flagellates in winter, green algae in spring and autumn and cyanobacteria in summer (Fig. 7 A).

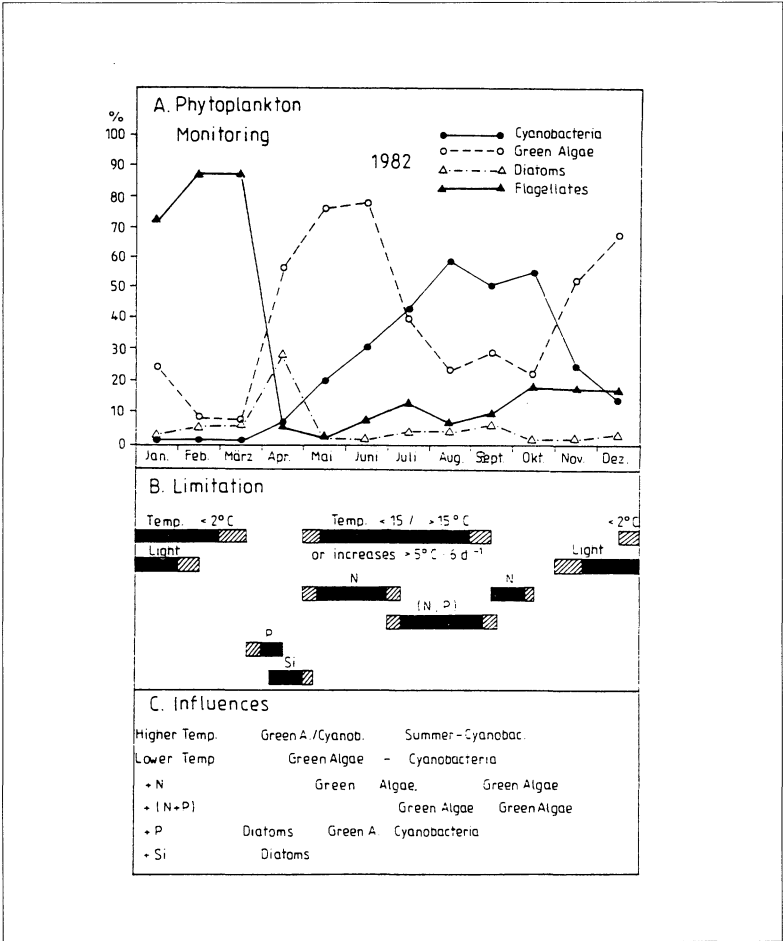


Fig. 7: Phytoplankton periodicity in the Zingster Strom, DZBC.

- A. Relative frequency of phytoplankton groups in percent calculated on biomass level and their seasonal distribution in 1982 (BÖRNER 1984).
- B. Generalized scheme of the main limiting physico-chemical factors. Temp. $> 15^{\circ}\text{C}$ promotes development of summer cyanobacteria; temperature increase by $> 5^{\circ}\text{C} \times 6 \text{ d}^{-1}$ induces a breakdown of existing phytoplankton population. N = nitrogen; P = phosphate; (N - P) = alternative N- or P-limitation; Si = silicon.
- C. Influences of temperature and nutrient loads on phytoplankton growth (promotion of groups)

By using small microcosm experiments, PEKOM and FLAK mesocosms we obtained a detailed picture how the limiting factors change throughout the year (Fig. 7 B) and how varying conditions cause the changes (Fig. 7 C). Most important was the discovery of the short term influence of increasing temperatures during spring and summer by FLAK experiments in 1986. A temperature increase of $> 5^{\circ}\text{C} \times (6 \text{ days})^{-1}$ induces a break-down of the existing phytoplankton community followed by structural and functional changes in the whole pelagic microbial community. This behaviour could be simulated in 100 l microcosms in the laboratory. Such climatic events occur 1 - 4 times in the course of a year. They are typical stochastic events, causing unexpected changes during the normal annual periodicity.

THE FATE OF MASSIVE RELEASE OF BACTERIAL BIOMASS

We used pelagic microbial communities from the Darss-Zingster Bodden Chain as test communities. The microbial food web (phytoplankton - bacteria - protozoons - metazooplankton) predominates in this tideless, highly eutrophic brackish pelagic system. Our attention focused on the impact of microorganisms released on a large scale into the estuarine ecosystem. Great care was taken to avoid contamination of the ecosystem with the bacterial cultivation medium. For this experiments we used 100 l microcosm under defined light and temperature conditions. Apart from the physico-chemical status of the water (e.g. temperature, light, nutrient availability), we monitored the principal structural and functional parameters of the microbial biocenosis and the reactions of the whole system.

The fate

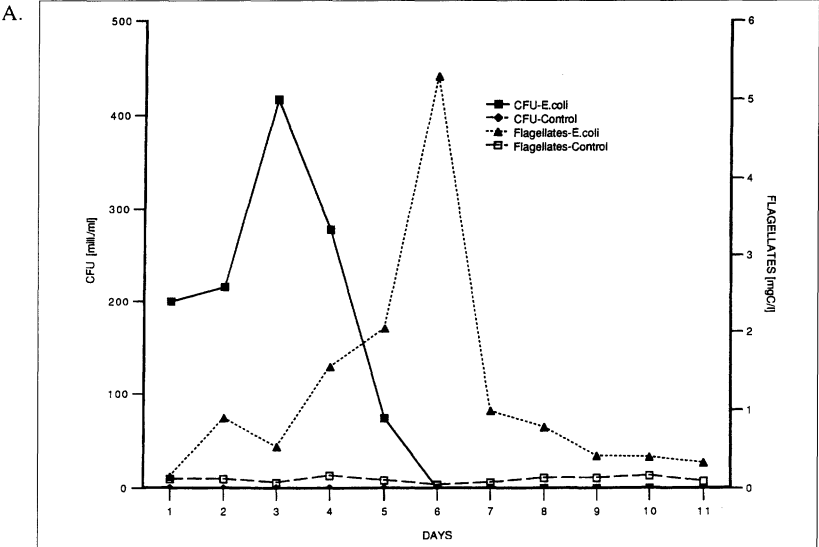
- of the released *Escherichia coli* bacteria,
 - their effects on the structure and functions of the various system components,
 - interactions between system components, and
 - effects on overall pelagic ecosystem responses
- were investigated.

The control mechanism for eliminating the perturbation caused by a massive *E. coli* input acts through a top-down control system. Heterotrophic flagellates (HNF) grazed on *E. coli* after a delay of 2 days (Fig. 8a,b) and increased their biomass as a result. This biomass is used in turn by ciliates in the classical way shown by an increase in ciliate biomasses (Fig. 8 c). The ciliates themselves are controlled partly, but to an insignificant extend, by metazooplankton (Fig. 8 d). An internal control

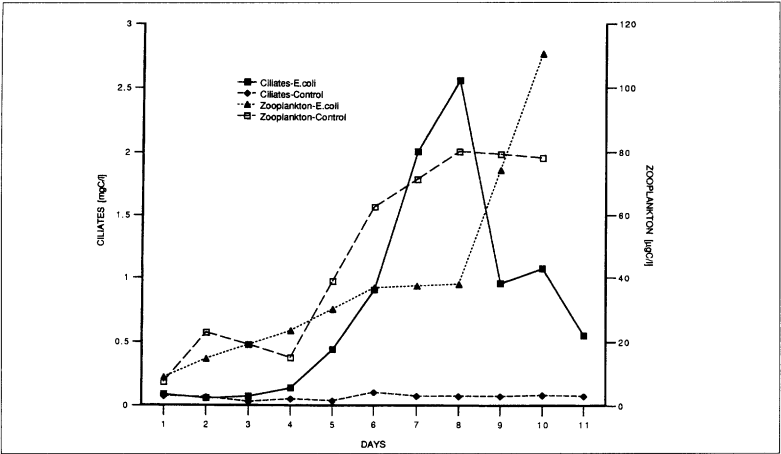
mechanism in the ciliate community plays a larger role. When the experiment started, the ratio of phytoplankton biomass to bacterial biomass was about 1:40. The quality of the phytoplankton serving as a food source for the metazooplankton is obviously reduced by the large bacterial fraction. The phytoplankton/ bacteria-ratio had been reduced to 1:3 by the 6th day. This ratio is obviously tolerated by the copepods.

The stability of the pelagic biocoenosis we studied was impressive. The additional bacteria were largely eliminated within 5 days despite the massive input. Although the bacterioplankton and, later, the phytoplankton fractions increased in size and remained stable, neither the HNF nor the ciliates succeeding them were able to sustain high biomasses for any appreciable length of time. High grazing rates eliminate the biomasses of both groups to low levels. However, signs of the massive bacterial biomass input were still present in the higher nitrogen and phosphorus concentrations (Fig. 8 e) and the increase in chlorophyll (Fig. 8 f) during the investigation period. Light limitation of phytoplankton prevented a more pronounced nutrient reduction. The bacterial biomass input can be transmitted to higher trophic levels only via the releases of nutrients and enhanced phytoplankton growth. Some of the phytoplankton will then be incorporated by metazooplankton.

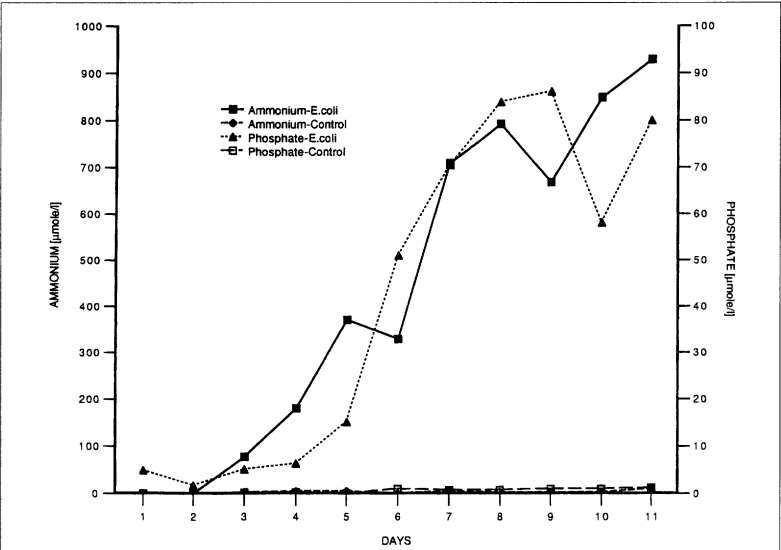
In order to survive, released bacteria must be able to grow, compete with autochthonous bacterial populations for substrates (MASON et al. 1983, MEZRIOUI et al. 1995), and above all withstand the grazing pressure (BrETTAR & HÖFLE 1992). The last of this factors minimized their competition with the natural bacterial population, but did not prevent their survival in aquatic ecosystems.



B.



C.



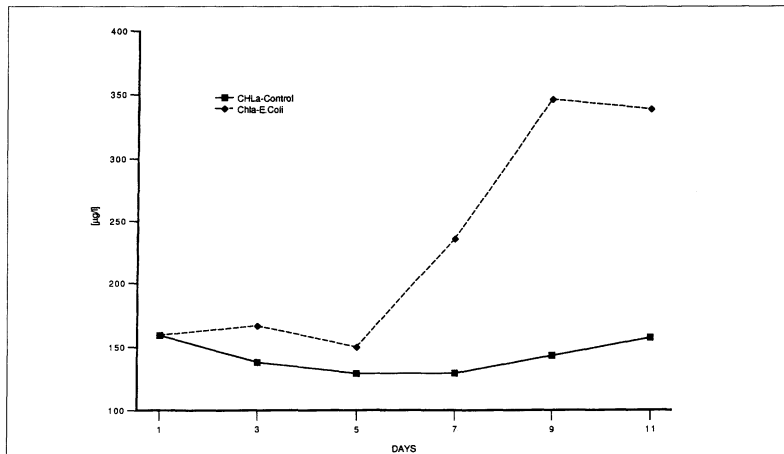


Fig. 8: Fate of massive released *Escherichia coli*.
 Microcosm experiments 1990: control and with *E. coli*.
 A. Bacteria-CFU ($10^6 \times \text{ml}^{-1}$) and heterotrophic flagellates ($\text{mg C} \times \text{l}^{-1}$), CFU: *E. coli* abundances evaluated by indirect enumeration of Colony Forming Units on selective medium.
 B. Ciliates ($\text{mg C} \times \text{l}^{-1}$) and metazooplankton ($\mu\text{g C} \times \text{l}^{-1}$).
 C. NH_4 and phosphate ($\mu\text{mol} \times \text{l}^{-1}$).
 D. Chlorophyll a ($\mu\text{g} \times \text{l}^{-1}$).

STOCHASM VERSUS DETERMINISM IN THE SELFREGULATION OF ECOSYSTEMS

Variations in species abundances in natural communities are governed by external factors and species interactions. The dynamics that arise can be deterministic or stochastic (chaotic). In a microcosm system in which external conditions can be held constant or varied in a controlled fashion (HEERKLOSS 1992), any stochastic fluctuations in biomass can be caused only by endogenous factors. Figure 9 shows the corresponding long-term behaviour of zooplankton, microphytoplankton and bacteria. Heerkloss found considerable variations in population size. The same picture was revealed by a more detailed analysis of the proto- and metazooplankton. The differences are caused by purely biotic interactions between the planktic components. The sequence in which peaks occur is stochastic even if external conditions remain constant. The system exhibits those non-linear dynamic characteristics to which mathematical models based on chaos theory can be applied.

Since the generation times of the populations involved are relatively short, an experimental analysis of the sequence of the population peaks is practicable. Future investigations will identify the fractal dimension and other chaos-theoretical parameters of the system.

Author

Prof. Dr. Ulrich SCHIEWER
Universität Rostock,
FB Biologie / Experimentelle Ökologie
Freiligrathstr. 7/8,
D-18051 Rostock/Germany

Andreas BICK, Karin MEIßNER, Michael L. ZETTLER

Universität Rostock, Fachbereich Biologie / Spezielle und Allgemeine Zoologie

Variability in time and space of *Corophium volutator* (Corophiidae, Amphipoda) infestation by digenetic trematode larvae - causes and effects

We appreciate the opportunity to add our congratulations to Prof. Dr. rer. nat. habil. E. A. Arndt in recognition of his contributions to the study of the macrozoobenthos of the Baltic Sea and the inner coastal waters and the generous help he has given to students and fellow scientists.

Abstract

The variation in time and space of infestation of *Corophium volutator* with metacercariae of the microphallids *Levinseniella brachysoma* and *Maritrema subdolum* in various coastal waters of the southern Baltic Sea is described in terms of prevalence, mean intensity of infestation and relative density of the parasites. The last of these parameters best describes the susceptibility of the final host to infestation. The prevalence and the intensity of infestation of *C. volutator* depends on the development of its population and the abundance of the primary intermediate host relative to that of the second, which in turn is governed by the salinity. Infestation increases as the crustaceans become older and larger. High abundances of the final host are necessary for the successful completion of the life cycle of the parasites. If abundances are low, infestation intensity is reduced. The areas used by waders, the final hosts of the parasites considered here, as resting grounds during their autumn migration are obviously epidemiotopes with unusually high rates of intermediate host infestation. Considerable annual and interannual variations were found in the infestation of *C. volutator*. The importance of including parasitological studies in ecological programmes is discussed.

Keywords

Corophium volutator, Crustacea, larval Digenea, Trematoda, life cycle, benthic community, Baltic Sea

Introduction

An analysis of the ecological aspects of the life cycles of parasites with obligatory intermediate hosts is a complicated affair. The parasites are exposed to a wide variety of frequently changing conditions between each stage of their development (ROHDE 1984), stemming from both their macrohabitats, i.e. the habitats of the hosts in a salinity gradient, and their microhabitats, i. e. the hosts themselves. Such analyses are even more complicated in shallow coastal waters and estuaries where a) the occurrence of potential intermediate hosts and b) the environment of free-swimming stages of the parasite are governed by major fluctuations in abiotic conditions.

The purpose of the present work was to identify the causes of the variability in time and space of infestation with metacercariae of the microphallids *Levinseniella brachysoma* and *Maritrema subdolum* in the case of *Corophium volutator* (PALLAS), a secondary intermediate host in the life cycle of digenetic trematodes, and to discuss the possible ecological consequences of intermediate host infestation in coastal waters of the southern Baltic Sea. Knowledge of these causes will provide a deeper understanding of how the parasites affect not only infested individuals but also the development of entire host populations. It seems possible that the use of a "parasitological grid" may help to identify the causes of fluctuations in abundance of potential intermediate hosts that are otherwise difficult to explain (LAUCKNER 1994).

Material and Methods

The *Corophium volutator* specimens used for the present analysis were collected between 1989 and 1994 in the course of various programmes dealing with the macrozoobenthos in coastal Baltic waters (Fig. 1). Stations FD 1, 2 (Wismar Bay) and DZ 1 to 5 (Darss-Zingst Bodden Chain) were situated at a depth of about 0.5 m. The stations in Greifswalder Bodden (GB) were at depths of 4 to 8 m; all GB samples were pooled because infestation in this region was low and virtually identical at all stations. Samples were collected once monthly at stations FD 1, 2 (1989 - 1990) and DZ 1 - 4 (1991 - 1994), in the third and fourth quarter in 1991 and 1992 at station DZ 5, and once quarterly at stations in Greifswalder Bodden (1994). All stations were located in regions with a fine sandy to muddy substrate. The stations have been described in greater detail by BICK & ZETTLER (1994) and ZETTLER et al. (1995). Various corers (2.38 cm² for Stn. FD 1, 2 and 78.5 cm² for Stn. DZ 1 to 5) and bottom grabs (0.1 m² for GB) were used. Samples were sieved (mesh: 0.1 - 1.0 mm) and the material retained was fixed in 4 % borax-buffered formaldehyde. The sorted *C. volutator* specimens were then analysed for parasite infestation as described in BICK (1994). The number of metacercarial cysts in the specimens was ascertained by completely dissecting the specimens with pincers under a stereoscopic microscope. About 6,620 specimens were examined (FD: 3,253, DZ: 2,478, GB: 1,046). The prevalence (the proportion of infested specimens in a population or size class), mean intensity of infestation (number of metacercariae per infested intermediate host) and relative density (number of metacercariae per examined intermediate host) of metacercarial cysts of the microphallids *Levinseniella brachysoma* and *Maritrema*

subdolum were calculated. It must be pointed out that not all of these parameters indicating the degree of infestation of *C. volutator* were determined at all stations.

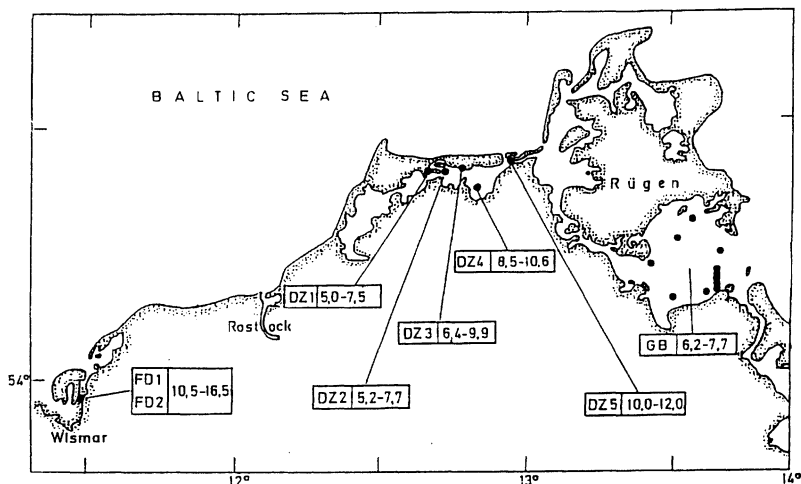


Fig. 1 Locations of stations in the investigation areas and variability of mean annual salinities (in ‰).

Results

Variability in time

The prevalence of both parasites was subject to considerable seasonal variation at almost all stations. It decreased at all stations at the beginning of the 2nd quarter of the year (Fig. 2, 3 and 4), and the lowest values of the year had regularly been recorded by July. The prevalence increased suddenly from August on. As a rule, over half of all *Corophium volutator* were infested in autumn and winter, and at station FD 1 all specimens examined were infested in January 1989 (Fig. 2).

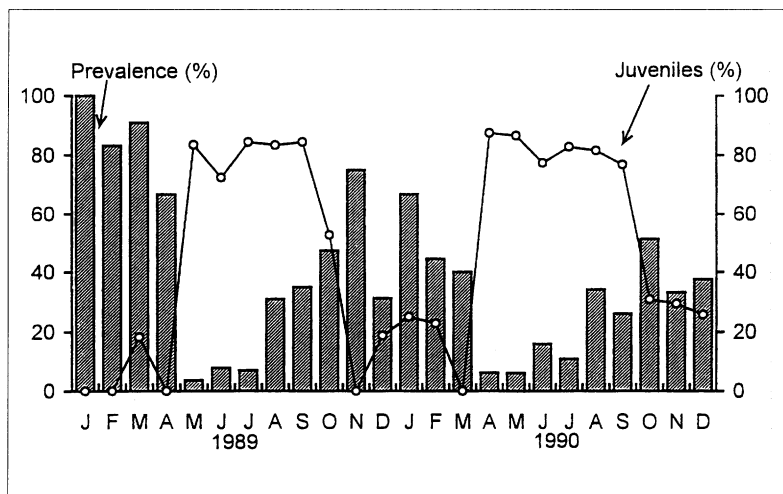


Fig. 2 Varying prevalence of microphallids in *C. volutator* at station FD 1 and the proportion of juveniles among the entire *C. volutator* population (after BICK, 1994).

The same annual variability was reflected in the prevalence in various size groups. Juvenile (< 3 mm) *C. volutator*, which were found primarily in summer after the onset of reproduction, were scarcely infested (Fig. 5). In contrast, prevalence among large specimens (> 7 mm) that had overwintered was sometimes over 80 %.

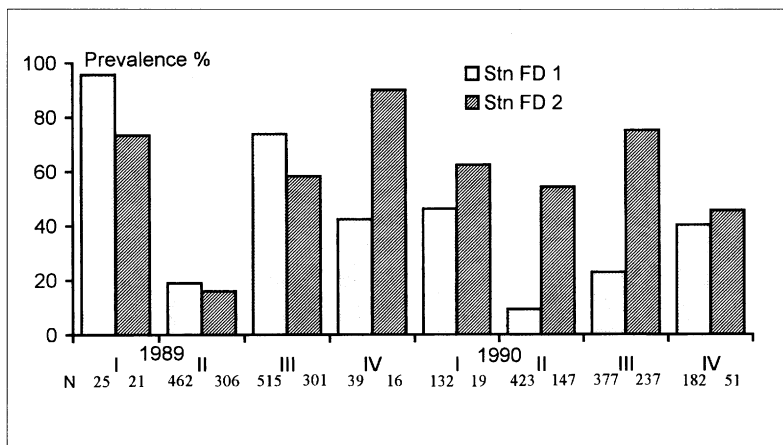


Fig. 3 Annual and interannual prevalence variations in *C. volutator* at stations FD 1 and 2 in 1989 and 1990 (quarterly means; N = number of examined specimens).

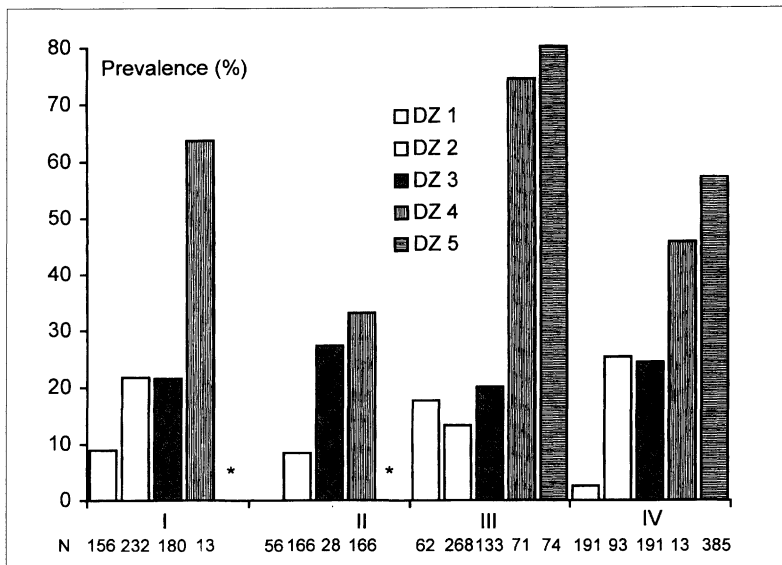


Fig. 4 Annual variation in parasite prevalence in *C. volutator* at stations DZ 1 - 5 (quarterly means for the period 1991 - 1994; N = number of examined specimens).

Seasonal variations were also found in the intensity of infestation and the relative density. In this case it were the peaks observed during the 3rd quarter at some stations that were striking (Fig. 6 and 7). More than 4 metacercarial cysts were found in infested *C. volutator* specimens from stations DZ 4 and DZ 5 during this period, and one specimen collected at station DZ 5 in October 1993 contained 34 cysts (Fig. 6). No major fluctuations in mean intensity and relative density were observed for the remainder of the year.

Like the prevalence, also the mean intensity increased as the specimens became larger (Fig. 8). Although it remained fairly constant in animals up to 5 mm in size, the mean intensity of infestation increased rapidly as the animals became larger. At station DZ 5, infested specimens larger than 6 mm contained about 15 metacercarial cysts.

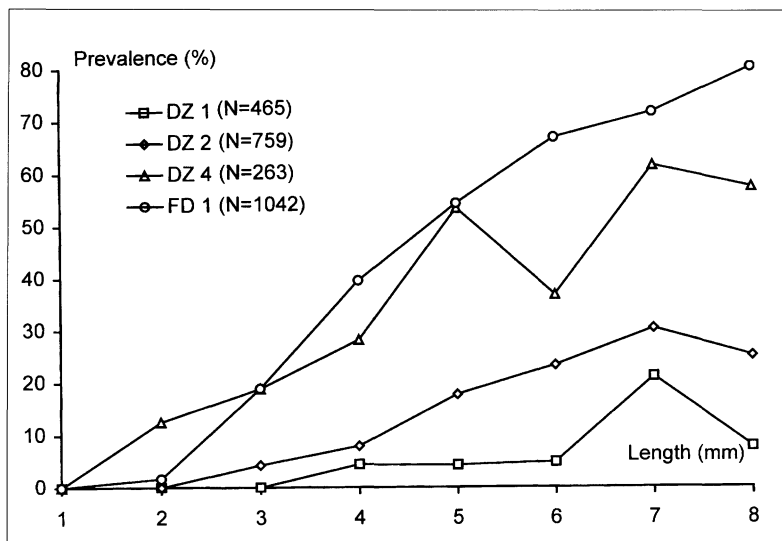


Fig. 5 Increasing prevalence with increasing body size of *C. volutator* at stations DZ 1, 2, 4 (1993 - 1994) and FD 1 (1989).

Interannual variations were recorded in addition to the annual variability (Fig. 3). At the beginning of 1989, about 20 % more *C. volutator* were infested at station FD 1 than at station FD 2. The proportions changed radically in the 4th quarter of 1989, however. The change persisted in the following year with the consequence that the annual mean prevalence at station FD 2 in 1990 was 45 % higher than at station FD 1. However, in the fourth quarter of 1990, the differences between these two stations had almost vanished.

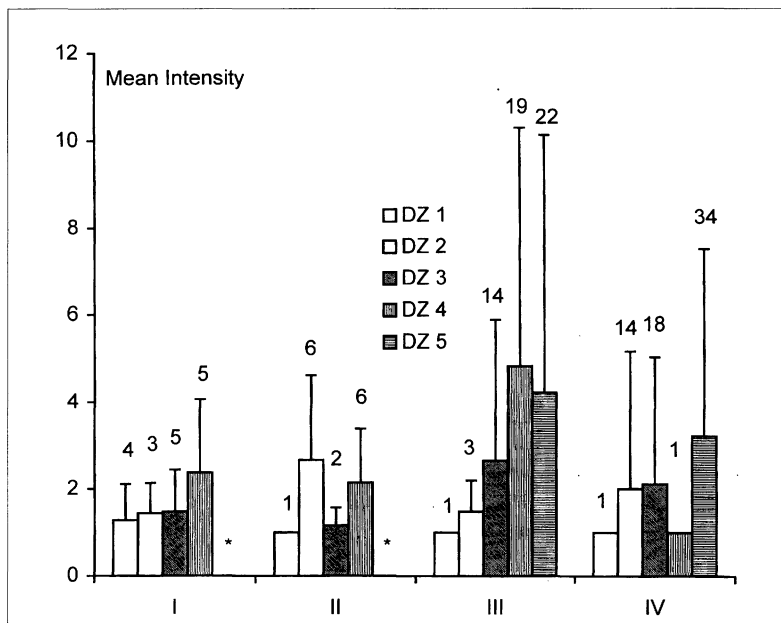


Fig. 6 Annual variations in the mean intensity of infestation (= number of metacercariae per infested intermediate host) of *C. volutator* at stations DZ 1 - 5 (quarterly means ($\pm$ SD) for the period 1991 - 1994 and maximum values; * = no data available).

Interannual differences were also recorded in the Darss-Zingst bodden chain (Fig. 9). For instance, the *C. volutator* collected at station DZ 2 from May to July 1993 (n = 221) contained no metacercariae, whereas 25 % of the specimens collected in May and even 86 % of those collected in June 1994 were infested.

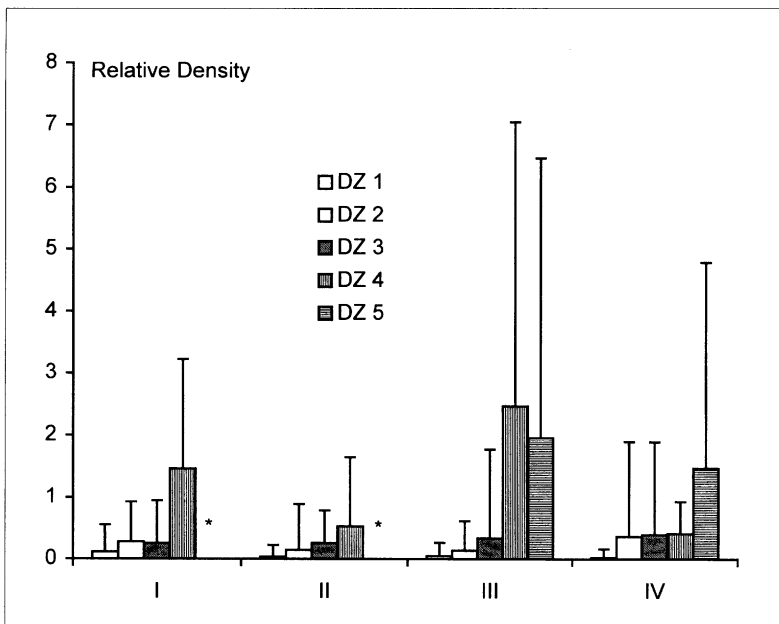


Fig. 7 Annual variations in relative density of infestation (number of metacercariae per examined intermediate host) of *C. volutator* at stations DZ 1 - 5 (quarterly means ($\pm$ SD) for the period 1991 - 1994; * = no data available).

Variability in space (salinity and depth)

Differences in the degree of infestation with metacercariae were to be expected as the sampling stations were located in different Baltic coastal waters with salinities ranging from 5 to 16.5 ‰ (Fig. 1). Fig. 4 showing the prevalences at adjacent stations DZ 1 to 5 reveals clearly that the prevalence increased with increasing salinity from DZ 1 to DZ 5. This gradient was present for almost the whole duration of the study. During the investigation period, in the 3rd quarters, 17 % of all individuals found at station DZ 1 were infested compared with 80 % at station DZ 5. These were the highest values recorded during the study at these stations.

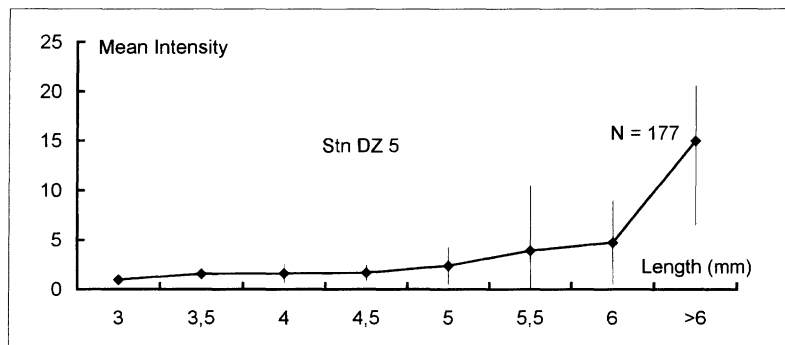


Fig. 8 Variation in mean intensity of infestation (=number of metacercariae per infested intermediate host) as *C. volutator* body size increased at station DZ 5 (September 1993 to November 1993) ($\bar{x} \pm SD$, $N = 177$).

The same tendency was observed in the size-dependent increase in prevalence in *C. volutator* (Fig. 5). As a rule, infestation of adult specimens found in more saline regions (> 9 ‰, stations DZ 4 and FD 1) was between three and ten times more prevalent than in adults from less saline regions (about 6 ‰, Stn. DZ 1 and DZ 2). Examination of additional specimens collected west of station DZ 1 in the Darss-Zingst bodden chain ($S < 5$ ‰) revealed that none of them were infested.

Like the prevalence, the mean intensity of infestation also increased along the salinity gradient from west to east (Fig. 6). This is not only reflected in the quarterly means, but also in the maximum numbers of metacercarial cysts found per host during the study: 4 at DZ 1, 14 at DZ 2, 18 at DZ 3, 19 at DZ 4 and 34 at DZ 5. This trend is impressively confirmed by the increase in relative density with increasing salinity. This was shown particularly clearly during the 3rd quarters in the investigation period (Fig. 7) when the relative density was about 0.2 at stations DZ 1 where the salinity was lowest but about 2.2 at stations DZ 4 and DZ 5. It means, the infectiousness of *C. volutator* was at stations DZ 4 and DZ 5 10 times higher.

Prevalence was very low among the *C. volutator* examined from areas that were not in the immediate shore zone of Greifswalder Bodden (4 to 8 m depth), being less than 3 % on all occasions ($n = 1,046$). Moreover, 2 cysts per individual were counted on only one occasion, only one cyst per individual being found on all other occasions. Consequently, the mean intensity of infestation at stations GB was 1 and the relative density was below 0.025. In other words, theoretically, only about one *C. volutator* in 40 had been infested by a digenetic trematode larva in this investigation area.

Discussion

Data on the prevalence, mean intensity and relative density of infestation are of little ecological value without information concerning the size, age and sex of the intermediate hosts, annual variation of infestation and accurate data on the principle abiotic factors at the sampling site (SHIELDS 1992). REIMER's (1963) findings on the distribution of microphallids in the Baltic proper, for instance, only allow conclusions to be drawn about possible life cycles, intermediate hosts and final hosts.

Among the abiotic factors in brackish coastal waters, salinity is the one with the greatest effect on aquatic organisms and strongly influences their distribution (KINNE 1971). In the case of the microphallids being considered here, the salinity governs above all the occurrence of the primary and secondary hosts, i.e. the microhabitat of the parasites. This is shown particularly clearly by a comparison of stations DZ 1 to DZ 5 and FD. *Hydrobia ventrosa*, for instance, the primary intermediate host for the development of the microphallids considered here, was found only with abundances of about 400 (67 - 1,231) ind. m⁻² at station DZ 1 from 1991 to 1994. The abundance of *Corophium volutator* during the same period was about 1,500 (128 - 7,431) ind. m⁻². These low abundances are due to the low tolerance limits of the two species, both needing salinities higher than about 5 ‰ for successful reproduction and settlement (MCLUSKY 1968; LASSEN & HYLLEBERG 1978; HYLLEBERG 1986). Salinities in the region of this station are sometimes well below this level. Numerically, *C. volutator* outnumbered *H. ventrosa* by 1:0.27, i.e. there were far more secondary than primary intermediate hosts. At station DZ 4 (8.5 - 10.6 ‰), in contrast, the abundance of *H. ventrosa* was 3,250 (0 - 11,040) ind. m⁻² and that of *C. volutator* was 1,400 (0 - 9,130) ind. m⁻² during the same period, i.e. the primary intermediate host outnumbered the second by 2.32:1. This numerical ratio between primary and secondary intermediate host was obviously more favourable for the development of the microphallids, assuming of course that the hydrobiids were infested to a comparable degree at both stations and the free swimming parasite stages have a relatively broad salinity tolerance range. Owing to the low salinities at stations DZ 1 to 5, potential alternative hosts (other crustaceans or gastropods) were scarcely found in appreciable abundances.

The prevalences found at stations DZ 4 and DZ 5 (Fig. 4 and 5) were comparable to those at stations FD 1 and FD 2 (Fig. 3). As the salinities were higher at the two latter stations, the abundances of the two intermediate hosts were also higher: 40,000 ind. m⁻² hydrobiids and 10,400 ind. m⁻² *C. volutator* at Stn. FD 1; 18,000 ind. m⁻² hydrobiids and 5,200 ind. m⁻² *C. volutator* at Stn. FD 2 (BICK & ARLT 1993; BICK & ZETTLER 1994). The numerical ratios between primary and secondary host at these stations were 3.85:1 (FD 1) and 3.46:1 (FD 2). However, even the much lower primary intermediate host abundances found at station DZ 4 were sufficient to achieve high infestation levels (prevalences of up to 80 %) in the secondary intermediate host. Obviously, the ratio between primary and secondary host plays an important part in determining levels of infestation.

An impressive example of how salinity effects infestation by regulating the distribution of intermediate hosts is furnished by station DZ 2 (Fig. 9).

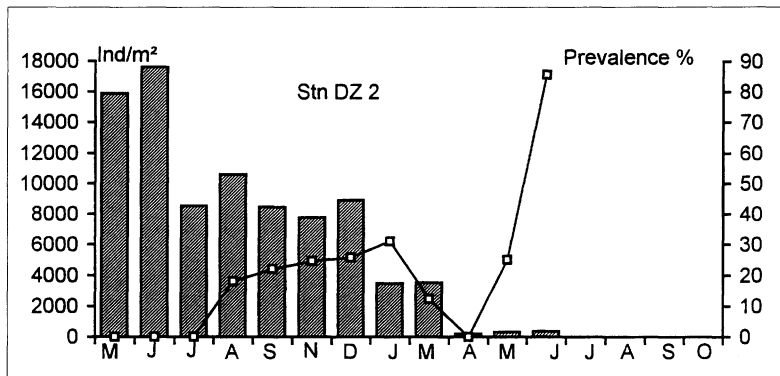


Fig. 9 Development of the *C. volutator* population and variations in parasite prevalence at station DZ 2 from May 1993 to October 1994.

The mean salinity at this station was 5.5 - 6.0 ‰ in 1991, when hydrobiids and *C. volutator* were found only sporadically. A *C. volutator* population became established at the station as the salinity increased to 8 ‰ in 1992 and 1993. The mean annual abundances were then about 2,100 ind. m⁻² in 1992 and even 8,800 ind. m⁻² in 1993. Appreciable hydrobiid abundances at this Station were first recorded in 1993, and about 1,800 ind. m⁻² were present in 1994. Owing to the later development of the primary intermediate host population, no infested *C. volutator* were found until 1993. The salinity at the station decreased to below 5 ‰ in spring 1994. *C. volutator* is unable to reproduce at such salinities (MCLUSKY 1968). The release of cercaria is assumed to be governed by the temperature (GINETSINSKAYA 1988; SHOSTAK & ESCH 1990). Therefore the prevalence values in May reached values that were unusual for the whole of the investigation area, and in almost 90 % of all individuals were infested in June. The population was extinct in July, but this was not surprising as the winter generation, to which the animals had belonged, has normally finished reproducing and dies out at this time (MEISSNER & BICK 1997), when it is replaced by the spring and summer generations. However, no juveniles were found as neither reproduction nor immigration had taken place, probably owing to the low salinity. In this case, the variation in time of infestation and the collapse of the population could be explained by knowledge of the salinity fluctuations. Without this knowledge, determination of the prevalences in May and June 1994 and observation of the demise of the population in July might well have led to misinterpretation and a false explanation for the extinction of the *C. volutator* population. However, this does not mean that the parasites had no effect on mortality. A kind of "catalytic" effect that accelerates mortality by modifying tolerance limits or behaviour cannot be completely precluded (MEISSNER & BICK 1997).

Besides the salinity, consideration of the temperature is also important for understanding the variability of infestation in time. Both the population development of *C. volutator* (SEGERSTRALE 1940; MCLUSKY 1968) and the emergence of cercaria from the primary intermediate host (GINETSINSKAYA 1988; SHOSTAK & ESCH

1990) are regulated by temperature. Higher temperatures obviously favour the emergence of cercaria. This is shown by the mean intensities and relative densities from July to September (Fig. 6 and 7) when the highest water temperatures were recorded in all years.

Other factors besides salinity and temperature can also influence parasite infestation. The salinity is relatively constant (6 - 7 ‰) at all stations in Greifswalder Bodden (GB). Both intermediate hosts considered here are able to reproduce at these salinities. *H. ventrosa* and *C. volutator* are relatively abundant (up to 1,700 and 4,800 ind. m⁻² respectively) at least at some stations. Levels of infestation were low, however. There are at least two possible explanations for the low prevalences and relative densities. In the first place, the ratio between the abundances of the primary and secondary intermediate hosts was virtually as unfavourable as at station DZ 1. On the other hand, hydrobiids are possibly less susceptible to infestation by microphallid eggs in the sublittoral regions far from the shore than in the eulittoral zone. Owing to the relatively large distance from the shore, means that less waterfowl are present (wadens are completely absent), so that the absolute number of parasite eggs is lower. This might result in reduced infestation of the hydrobiids. PROBST (pers. comm.) has in fact found lower prevalences in hydrobiids from deeper regions.

This lends weight to conclusions drawn by LAUCKNER (1984), who forecast the development of "epidemiotopes" as a consequence of high waterfowl densities. The infestation rates at stations DZ 4 and DZ 5 seem to corroborate this assumption. They are not far from one of the most important resting grounds for waders in the southern Baltic Sea, covering an area of 1,000 - 1,500 hectares (KUBE & STRUWE 1994). The area combines all factors needed by the parasites to complete their life cycle: favourable abiotic conditions ensure high intermediate host abundances, and the shallow waters and high benthos biomasses are attractive to the final hosts (KUBE 1994). Prevalences and, especially, relative densities, both expressions of the potential for infesting waterfowl, reached particularly high values from July to September, i.e. at a time when the highest abundances of waders feeding predominantly on *C. volutator*, the spotted redshank (*Tringa erythropus*) and redshank (*T. totanus*), have been reported in the area (GOSS-CUSTARD 1966). The reduction in prevalence, mean intensity and relative density from the 3rd to 4th quarter might even be a sign that migrating waders feed preferentially upon infested *C. volutator* as a result of some hitherto unknown mechanism. Since a redshank consumes 10,000 - 15,000 *C. volutator* a day (ZWARTS 1974), in this part of our investigation area the birds would ingest some 20,000 - 36,000 metacercariae daily with their food. Only a few of these need to complete their development in order to start the parasitic life cycle again. The effects of sexually mature trematodes on the birds are still a matter of speculation (LORCH et al. 1982).

The parasites are not only harmful to their final hosts, the waders and ducks. Signs have been found that the metacercariae also affect their intermediate hosts directly. Evidence of impaired reproductive ability in infested *C. volutator* has been reported (BICK 1994; MEISSNER & BICK 1997), and the decrease in prevalence in large animals (Fig. 5) and the reduction in mean intensity (means and peak values) from January to March (Fig. 6) may be signs of increased mortality. This is seen particularly clearly at station DZ 2 (Fig. 9), where the abundance of *C. volutator* decreased considerably from December 1993 (8,917 ind. m⁻²) to April 1994 (382 ind. m⁻²).

²). The prevalence also steadily decreased during this period. Since the metacercariae were unable to leave their hosts, this reduction can only signify increased mortality among the infested animals. No infested *C. volutator* were found in April (n = 70). It therefore seems likely that resistance to the low salinities recorded at this time and to low temperature had been impaired by the parasites. Perhaps only the uninfested animals were able to cope with the stress situation and therefore survived.

Knowledge of the prevalence, mean intensity and relative density of infestation and their variations in time and space permits no final conclusions to be drawn regarding the effect of the parasites on an infested individual or its fate. The micro-habitat selected can be of vital importance (LAUCKNER 1984, 1990). There can be no doubt that severe infestation has some impact on a host or intermediate host. The question is: what form does that impact take? The known influences include behavioural changes (SCHAUB 1984; HELLUY 1984), tissue destruction (LAUCKNER 1987) and consequent functional impairment of organs such as destruction of the gonads and restricted reproductive ability (SCHULDT 1984) or even castration (WEBB 1991) and changed tolerance limits for abiotic parameters (SERGIEVSKY et al. 1984).

The more exact description of these and other effects of parasites on their hosts would definitely help to shed light on the important impact of parasites on whole ecosystems. Parasites, as members of the community, can no longer be omitted from any serious biocoenotic analysis. Biomass estimations and production calculations can also lead to false conclusions for the macrozoobenthos if they fail to take into account that a large proportion of the biomass, that of the parasites, follows a completely different pathway and links members of the community that, at first glance, have nothing in common. Parasites can account for up to 40 % of the biomass of an infested snail (LAUCKNER 1990).

Changed behaviour and possible changed tolerance limits of infested compared with uninfested animals are also urgently needed. The "health status" of the members of the community should also be taken into account during ecophysiological studies, as only this will allow correct interpretation of the results.

However, ecoparasitological studies should not be restricted to a single host used during the life cycle of the parasite. Other intermediate hosts as well as the final host must also be taken into account when analyzing the consequences and causes of variations in parasitic infestation.

References

- 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 meiobenthos 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 effects of sediment characteristics on a population dynamics of *Hydrobia ventrosa* in a coastal region of the southern Baltic. - *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 79, 325-336.
- GINETSINSKAYA, T. A. (1988). Trematodes, their life cycles, biology and evolution. - Amer. Publ. Co., New Delhi, 1-559.
- GOSS-CUSTARD, J. D. (1969). The winter feeding of the redshank *Tringa totanus*. - *Ibis* 111, 338-356.

- HELLUY, S. (1984). Relations hotes-parasites du Trematode *Microphallus papillorobustus* (Rankin, 1940). - III. Facteurs impliqués dans les modifications du comportement des *Gammarus* hôtes intermédiaires et tests de predacion. - Annls. Parasit. hum. comp. 59, 41-56.
- JENSEN, K.T. & MOURITSEN, K. N. (1992). Mass mortality in two common soft-bottom invertebrates, *Hydrobia ulvae* and *Corophium volutator* - the possible role of trematodes. - Helgoländer Meeresunters. 46, 329-339.
- KINNE, O. (1971). 4. Salinity, 4.3. Animals, 4.31 Invertebrates. In Marine Ecology, vol. 1. KINNE, O. (ed). - 407-514.
- KUBE, J. (1994). Aspekte der Nahrungsökologie ziehender Limikolen an der südlichen Ostseeküste. - Corax 15, Sonderh. 2, 57-72.
- KUBE, J. & STRUWE, B. (1994). Die Ergebnisse der Limikolenzählungen an der südwestlichen Ostseeküste. - Corax 15, Sonderh. 2, 4-56.
- LAUCKNER, G. (1984). Impact of trematode parasitism on the fauna of a North Sea tidal flat. - Helgoländer Meeresunters. 37, 185-199.
- LAUCKNER, G. (1987). Effects of parasites on juvenile Wadden Sea invertebrates. In Proc. of the 5th Internat. Wadden Sea Symposium. S. TOUGAARD & S. ASBIRK (eds.). - The National Forest and Nature Agency and The Museum of Fisheries and Shipping, Esbjerg: 103-121.
- LAUCKNER, G. (1990). Parasiten - ihr Einfluß im Ökosystem Wattenmeer. - In Warnsignale aus der Nordsee. J. L. LOZAN, W. LENZ, E. RACHOR, B. WATERMANN & H. v. WESTERNHAGEN (eds.). - Verl. Paul Parey: 219-230.
- LAUCKNER, G. (1994). Parasiten als bestandsregulierender Faktor im Watt. - In Warnsignale aus dem Watt. J. L. LOZAN, E. RACHOR, K. REISE, H. v. WESTERNHAGEN & W. LENZ. (eds.). - Blackwell, Berlin: 144-149.
- LORCH, H.-J.; SCHNEIDER, R. & LOOS-FRANK, B. (1982). Parasitologische Untersuchungen nestjunger Lachmöwen (*Larus ridibundus*) in Brutkolonien des Binnenlandes und der Küste. - J. Orn. Lpz. 23, 29-39.
- MCLUSKY, D.S. (1968). Some effects of salinity on the distribution and abundance of *Corophium volutator* in the Ythan estuary. - J. mar. biol. Ass. U.K. 48, 443-454.
- MEISSNER, K. & BICK, A. (1997). Population dynamics and ecoparasitological surveys of *Corophium volutator* in coastal waters in the Bay of Mecklenburg (southern Baltic Sea). - Dis. Aquat. Org. 29, 169-179.
- MUUS, B. (1967). The fauna of Danish estuaries and lagoons. Distribution and ecology of dominating species in the shallow reaches of the mesohaline zone. - Medd. Danm. Fisk. Hav. N. S. 5, 1-316.
- REIMER, L.W. (1963). Zur Verbreitung der Adulti und Larvenstadien der Familie Microphallidae Viana, 1924 (Trematoda, Digenea) in der mittleren Ostsee. - Z. Parasitenkde. 23, 253 - 273.
- ROHDE, K. (1984). Ecology of marine parasites. - Helgoländer Meeresunters. 37, 5-33.
- SCHAUB, G.A. (1989). Auswirkungen von Parasiten auf das Verhalten ihrer Wirte. - Biologie in unserer Zeit 19, 196-202.
- SCHULDT, M. (1984). Alteraciones de la funcion reproductora de *Palaemonetes argentinus* (Crustacea, Palaemonidae) ocasionadas por la infectacion con larvas de un probable *Phyllodistomum* sp. (Trematoda, Digenea). - Limnobiologia 2, 646-651.
- SERGIEVSKY, S. O.; GRANOVICH, A. I. & MIKHAILOVA, N. A. (1984). Effect of trematode infection on the survival of periwinkles *Littorina obtusata* and *L. saxatilis* under the conditions of extremely low salinity. - Zool. Zh. 63, 202-207.
- SHIELDS, J. D. (1992). Parasites and symbionts of the crab *Portunus pelagicus* from Moreton Bay, eastern Australia. - J. Crust. Biol. 12, 94-100.
- SHOSTAK, A. W. & ESCH, G. W. (1990). Photocycle dependent emergence by cercariae of *Halipegus occidialis* from *Helisoma anceps*, with special reference to cercarial emergence patterns as adaptations for transmission. - J. Parasit. 76, 790-795.
- WEBB, S. C. (1991). *Cercaria hastata* sp. nov. (Digenea: Trematoda) in *Bullia digitalis*, a sandy beach surfing whelk from the Western Cape coast of South Africa: epidemiology and sex linked phenomena. - J. Nat. Hist. 25, 543-558.
- ZETTLER, M. L.; BICK, A. & BOCHERT, R. (1995). Distribution and population dynamics of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in a coastal water of the southern Baltic. - Arch. Fisch. Mar. Res. 42, 209-224.
- ZWARTS, L. (1974). Voedselopname en fourageergedrag van Tureluurs op het wad onder Schiermonnikoog. - Schierboek 5, 183-227.

Authors

Dr. Andreas Bick
Dr. Michael L. Zettler
Karin Meißner
Universität Rostock
FB Biologie / Allgemeine & Spezielle Zoologie
Universitätsplatz 5
18051 Rostock
Germany

Tel.: ++49 381 4981953

Fax.: ++49 381 4981942

E-MAIL: andreas.bick@biologie.uni-rostock.de

Hendrik SCHUBERT¹⁾; Rodney Malcolm FORSTER¹⁾; Arne SCHOOR¹⁾;
Klaus OCKENFELD²⁾

¹⁾ Universität Rostock, Fachbereich Ökologie

²⁾ Institute of freshwater ecology and fisheries Berlin

Horizontale und vertikale Chlorophyllverteilung des Bodstedter Boddens

Herrn Prof. Dr. E.A. Arndt anlässlich seines 70. Geburtstages gewidmet

Abstract

We have investigated the spatial distributions of chlorophyll-content and optical properties of the Bodstedter Bodden with high resolution using an *in-situ* fluorometer. We found no clear evidence for vertical inhomogeneities caused by phototaxis, but small differences between the individual subareas of the Bodden were detected. The results are discussed with respect to the properties and restrictions of the fluorometer used.

Einleitung

Die Entnahme von Proben für Gewässeruntersuchungen erfolgt in der Regel nur an ausgewählten Punkten. Die Festlegung von Lage und Anzahl dieser Punkte ist zumeist ein Kompromiß von Erreichbarkeit der Entnahmepunkte und Bewältigung der Probenanzahl sowie von statistischen Notwendigkeiten, welche abgeleitet worden sind, um eine repräsentative Aussage zu erlangen. Vor allem bei ausgedehnten Gewässern bzw. Gewässern mit komplizierter Morphologie ergeben sich hier häufig Probleme, da mögliche Inhomogenitäten in vertikaler bzw. horizontaler Richtung nur ungenügend erfaßt werden können (GIBSON & BRADLEY 1997). Somit werden z. B. windinduzierte Verdriftungen oder Veränderungen der vertikalen Durchmischungsverhältnisse von Wasserkörpern (WEBSTER & HUTCHINSON 1994) von Sukzessionsphänomenen (WASMUND & SCHIEWER 1994) nicht getrennt.

In der vorliegenden Arbeit wurde daher der Versuch unternommen, die räumliche Verteilung einiger für die Bestimmung der Primärproduktionsleistung wichtiger Parameter in einem abgrenzbaren Teilgebiet mit hoher Auflösung zu untersuchen. Die Messungen im Gebiet der intensiv untersuchten Darß-Zingster Boddenkette sollten eine Abschätzung der eventuell zu erwartenden Inhomogenitäten ermöglichen. Hieraus sollte eine nähere Charakterisierung der Aussagefähigkeit von Ergebnissen des in der Routine durchgeführten Monitoringprogramms möglich werden.

Besonderes Augemerk wurde auf die Erfassung von Vertikalprofilen des Chlorophyllgehaltes gelegt, da hier in der Literatur widersprüchliche Angaben existieren. PIAZENA & HÄDER (1994) berichten von einem Tiefenmaximum des Phytoplanktons im Bereich des Grabow, das sie als negativ phototaktisches Verhalten im Sinne eines UV-Schutzes interpretieren. Dagegen existiert eine Reihe von Arbeiten über die Abhängigkeit der Vertikaldurchmischung von der Windgeschwindigkeit (HUTCHINSON & WEBSTER 1994, SMITH 1992). Diese Arbeiten belegen, daß die von PIAZENA & HÄDER (1994) beschriebenen Situationen in der DZBK nur im Ausnahmefall lang anhaltender Windstille auftreten können (SCHUBERT 1996).

Da die Bearbeitung einer Probenanzahl, welche die Erfassung der räumlichen Verteilung des Chlorophyllgehaltes eines ausgedehnten Gewässers erlaubt, mit Hilfe klassischer Methoden äußerst langwierig wäre, wurde diese Untersuchung mit Hilfe von *in-situ* Fluoreszenzsonden durchgeführt. Diese Sonden werden bereits seit einigen Jahren verstärkt eingesetzt. Sie sollen durch Messung der aktiv angeregten Chlorophyllfluoreszenz in der Lage sein, zumindest den Chlorophyllgehalt und die Trübung zu messen.

Da die theoretischen Grundlagen für die Ableitung dieser Größen aus dem angewandten Meßprinzip nicht vollständig gesichert erschienen, wurde diese Untersuchung auch zur Überprüfung der Aussagekraft von Werten, die mit Hilfe dieser Sonden erzielt werden, genutzt.

Der Bodstedter Bodden wurde als Untersuchungsgebiet gewählt, da er trotz relativ geringer Oberfläche (24,1 km²) eine deutliche Gliederung hinsichtlich seiner Morphologie aufweist. So entfallen 3,11 km² auf einen weitgehend abgeschlossenen Bereich mittlerer Tiefe (Wiek), weitere 2,45 km² auf einen ebenfalls abgeschlossenen extremen Flachwasserbereich (Redensee) und 3,22 km² auf einen zum Hauptteil des Boddens weit geöffneten Flachwasserbereich (Schmidtübten-Bucht). Diese Bereiche stellen insgesamt 25% des Gesamtvolumens dar. Sollten sich in diesen Gebieten tatsächlich abweichende Verhältnisse hinsichtlich der Phytoplanktonverteilung ergeben, so wären unter Umständen bei Messungen im zentralen Wasserkörper gravierende Fehlbestimmungen der integrierten Produktionsleistung bzw. Planktonbiomasse die Folge.

Material und Methoden

Probenahme

Die Beprobung erfolgte am 10.06.1997 im Zeitraum von 10.00 bis 20.30 Uhr MESZ.

In allen Fällen wurde mit der Aufnahme der Fluoreszenz-Tiefenprofile begonnen, um mögliche Schichtungen des Wasserkörpers nicht zu zerstören. Anschließend erfolgten die Lichtmessungen und Probenahmen mittels Ruettnerschöpfer für die Chlorophyll-, Absorptions- und Fluoreszenzanalysen. Die Entnahmetiefe betrug dabei 1,2 m an allen Stationen mit mindestens 1,5 m Wassertiefe. In allen übrigen Fällen wurden die Proben in der halben Höhe der Wassersäule entnommen. Die Positionsbestimmung erfolgte mittels des „global positioning system“ (GPS). Im Pro-

benahmezeitraum wurde Wind aus WNW mit einer Geschwindigkeit von 4 m s^{-1} , in Böen auffrischend bis 6 m s^{-1} , an den Probenahmestandorten registriert. Die Probenahme selbst begann nach Auflösung eines Stratocirrus-Feldes gegen ca. 9.00 Uhr. Während des Probenahmezeitraumes herrschten meist 0/8 Bedeckung, lediglich 3 Wolkenfelder zogen während des Gesamtzeitraums über das Untersuchungsgebiet (1/8 - 2/8, Cumulus, 11.40, 17.00, 18.20 Uhr). Der Spitzenwert der Photonenflußdichte wurde gegen 13.00 Uhr mit $1900\text{ }\mu\text{mol Photonen m}^{-2}\text{ s}^{-1}$ registriert. Während des gesamten Tages herrschte Ausstromsituation.

Chlorophyll a

Die Bestimmung des Chlorophyll a-Gehaltes der Wasserproben erfolgte nach Filtration auf GF92-Filter (Schleicher & Schuell, Dassel) und nachfolgender Extraktion in 5 ml N,N-Dimethylformamid. Für die Berechnung der Konzentrationen wurden die Extinktionskoeffizienten und Gleichungen von Suzuki & Ishimaru (1990) verwandt.

in-situ Fluoreszenzsonden

Zum Einsatz kam eine „Backscat“-Sonde (Dr. Haardt, Kiel), die zur Vermeidung von Grundeffekten in einer horizontalen Aufhängung in 10cm-Schritten abgesenkt wurde. Je Tiefenstufe wurden 5 Einzelwerte gemessen. Die Messung der Profile erfolgte abteigend.

Lichtmessungen

Für die Unterwasserlichtmessungen an den Tiefwasserstationen kamen ein Spektroradiometer (SR9910, MACAM, Scotland) zum Einsatz. Ein PAR-Meter (LI-193SA, LICOR Inc., USA) wurde an den Flachwasserstationen benutzt. Um eine direkte Vergleichbarkeit der ermittelten Werte zu erreichen, erfolgte die Berechnung der PAR-Attenuationskoeffizienten im Fall der MACAM-scans nach Summierung der spektralen Quantenflußdichten im Bereich von 400-700 nm je Tiefenstufe.

Absorptionsmessungen

Die Absorptionsmessungen wurden mit Hilfe eines Lambda2 - Spektrophotometers (Perkin-Elmer, Überlingen) unter Verwendung des Standardprobenhalters durchgeführt. Dadurch repräsentieren die Werte der Extinktion bei 750 nm (E_{750}) der Abbildung 6 keine reinen Absorptionswerte, sondern sind, in gleicher Weise wie das Trübungssignal der Haardt-Sonde, eine Summe aus Absorption und Streuung (hier allerdings Vorwärtsstreuung).

Ergebnisse

Aus Abbildung 1 geht die Lage der Probenahmepunkte im Bodstedter Bodden hervor.

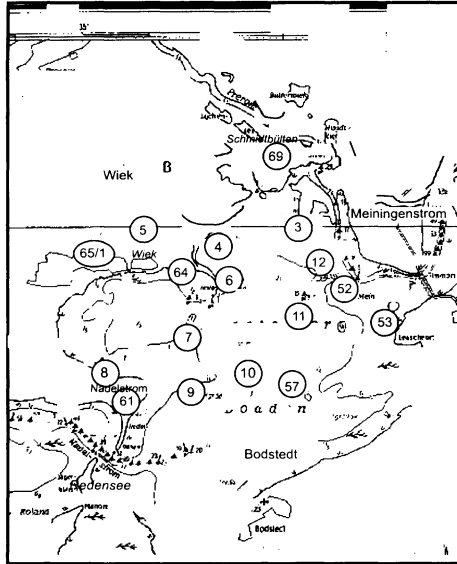


Abb. 1 Karte des Untersuchungsgebietes

In dieser Abbildung sind nur jene Punkte enthalten, auf die auch im Folgenden eingegangen werden wird. Insgesamt wurden an 37 Punkten innerhalb eines Zeitraumes von 9 Stunden Proben entnommen. Dabei wurde versucht, möglichst alle Gebiete des Boddens gleichmäßig zu erfassen. Wie aus der Abbildung 1 ebenfalls ersichtlich, gelang dies im Fall des Redensees nicht, da die am Probenahmetag hier angetroffene Wassertiefe von < 30cm keinerlei Aufnahme von Attenuationsspektren bzw. Fluoreszenzprofilen erlaubte.

Tabelle 1 faßt die Ergebnisse der Lichtmessungen und Chlorophyllbestimmungen für die wesentlichen Probenahmepunkte zusammen.

Tabelle 1 Ergebnisse von Lichtmessung und Chlorophyllbestimmung
Einheiten: Tiefe [m], Kpar [m^{-1}], 1% PAR [m], Chl a [$\mu\text{g l}^{-1}$]

Station	Uhrzeit	Tiefe	Kpar	r	F	n	1% PAR	Chl a	SD
3	11.00	2.2	-2.29	1.00	3169	6	2.01	63.90	20.11
5	20.25	2.2	-2.14	0.99	380	6	2.15	60.40	7.35
7	19.35	2.8	-1.69	0.98	80	6	2.72	59.50	6.57
9	19.15	2.9	-2.83	1.00	793	6	1.63	72.24	13.67
11	18.31	2.3	-2.42	0.99	131	6	1.90	74.25	9.35
12	17.53	2.5	-2.27	0.98	108	6	2.03	71.29	4.20
52	10.02	0.6	-2.38	0.99	116	4	1.93	64.42	9.24
53	10.20	1.7	-2.76	1.00	5400	10	1.67	57.42	13.64
57	11.34	1.3	-2.99	1.00	1439	8	1.54	78.02	7.25
61	12.55	1.5	-3.16	1.00	5514	9	1.46	70.65	12.71
64	13.49	1.4	-2.83	0.99	758	8	1.63	57.31	12.77
65/1	14.37	1.8	-2.51	1.00	8651	10	1.83	65.76	2.00
69	15.56	1.5	-2.64	0.99	1312	9	1.74	51.80	8.24
4								56.80	6.20
8								89.70	11.80
10								85.90	2.00

Ein erstes interessantes Ergebnis bestand darin, daß die 1% PAR-Tiefe, die allgemein als Tiefengrenze der Primärproduktion angesehen wird, sich nur im Fall der „Tiefwasserstationen“ im Bereich der Fahrrinne oberhalb des Gewässergrundes befindet. Somit können - zumindest potentiell - in großen Bereichen des Bodstedter Boddens Primärproduktionsprozesse im Bereich der Sedimentauflage ablaufen.

Die Attenuationswerte selbst weisen große Differenzen auf, die sich nicht allein aus der Wassertiefe am Probenahmestandort erklären lassen.

Die Varianz der Einzelbestimmungen des Chlorophyllgehaltes war, verglichen mit der Varianz zwischen den einzelnen Proben, bei der angewandten Methode sehr hoch. So konnten mittels einfacher Varianzanalyse keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Proben nachgewiesen werden ($F_{12/26} = 1,553$).

Abbildung 2 enthält eine Auswahl von Fluoreszenz-Tiefenprofilen. Die Auswahl wurde nach dem Aspekt der Übersichtlichkeit getroffen. Die beiden „Extremfälle“ (MP64 und MP10a) sind enthalten, eine Reihe von „durchschnittlichen“ Profilen wurde jedoch ausgesondert.

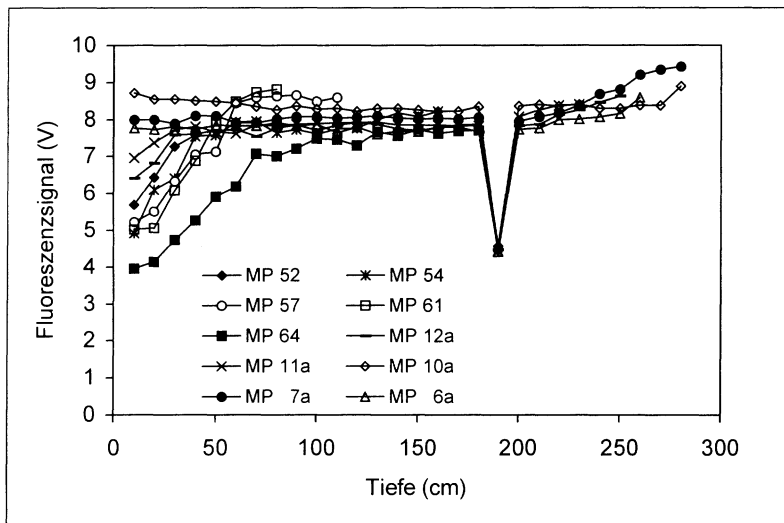


Abb. 2 Tiefenprofile der *in-situ* Fluoreszenz

Tatsächlich ist in einigen Fällen ein leichter Anstieg des Signals in Nähe des Grundes feststellbar (MP7a, MP6a, MP12a). Dieser Anstieg ist jedoch nur im Falle der Tiefwasserstationen gegeben und erfolgt zudem unterhalb der 1%-PAR-Tiefe, wo nahezu vollständige Dunkelheit herrscht. Die 1% UV-A-Tiefen betrugen zwischen 0,35 (Station 3) und 0,48m (Station 5). Für UV-B konnte aufgrund der extrem niedrigen Eindringtiefen keine Bestimmung erfolgen, da bereits in 20 cm Tiefe keine Registrierung mehr erfolgte. Eine Korrelation dieses „Tiefenmaximums“ und einer Ausweichreaktion des Phytoplanktons erscheint daher eher zweifelhaft. Sind die Werte der Fluoreszenzsonde exakt, so muß hier wohl eher von einer Chlorophyll-Akkumulation infolge von Sedimentationsprozessen ausgegangen werden, welche gleichzeitig die Beschränkung dieses Phänomens auf Bereiche mit großen Wassertiefen erklären würde.

Für den auffallenden Einbruch des Signals bei 190 cm, der bei allen Profilen (Ausnahme MP56, erster Meßpunkt der diese Tiefe erreichte) auftrat, gibt es bislang keine schlüssige Erklärung. Das Auftreten einer homogen über den Bodden verteilten Schicht von 10cm Dicke mit nahezu halbierten Chlorophyllkonzentration ist in jedem Fall auszuschließen. Eine derartige Schicht sollte, so sie aufgrund physiko-chemischer Eigenschaften entstand, bei den angetroffenen Windbedingungen im NW-Teil höher als im SO-Teil liegen. Sollten physiologische Hintergründe eine Rolle spielen, ist nicht mit einer derartigen Schärfe der Abgrenzung zu rechnen. Weiterhin würde bei den angetroffenen Inhomogenitäten im abiotischen Parameterkomplex gleichzeitig auch eine Varianz hinsichtlich der Tiefenlage zu erwarten sein. Am ehesten handelt es sich hier wohl um einen gerätespezifischen Meßfehler. Die Datenübertragung zur Oberfläche erfolgt analog, außerdem wird der Anschluß an die Son-

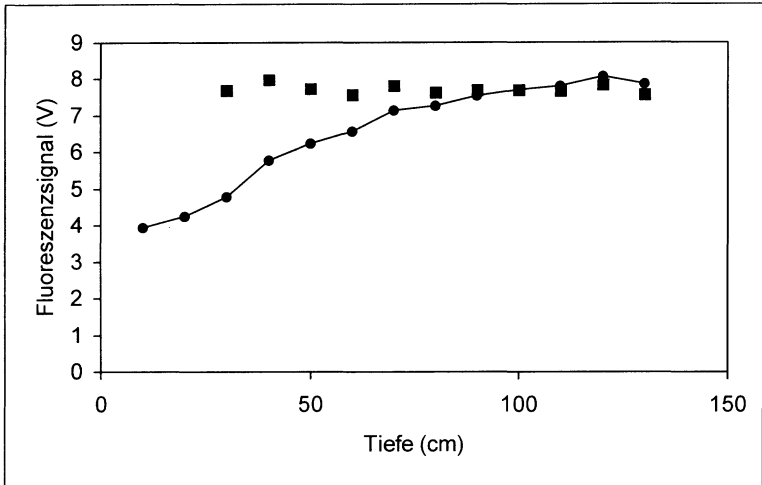
de über Steckkontakte vorgenommen. Bei einer solchen technischen Auslegung ergibt sich eine ganze Reihe von möglichen Störquellen.

Es fällt auf, daß viele Profile ein mehr oder weniger ausgeprägtes „Chlorophyllminimum“ im Oberflächenbereich andeuten. Obwohl derartige Oberflächenminima sehr gut mit einer ganzen Anzahl von Arbeiten (z. B. GUO & DUNSTAN 1995, DREXLER & BALLSCHMITER 1994), die vor allem im ozeanischen Bereich und mit anderer Methodik durchgeführt wurden, in Übereinstimmung zu bringen sind, soll in diesem Fall eine kritische Betrachtung dieses Ergebnisses erfolgen.

Die *in-situ* Fluoreszenzausbeute von Chlorophyll a, die im Fall der Haardt-Sonde die Grundlage für das Meßsignal liefert, stellt nämlich bei weitem keine Konstante dar. Neben artspezifischen Variationen, die vorrangig vom Pigmentationsmuster abhängen, aber auch den Elektronentransport grundlegend betreffen können (MI et al. 1995), variiert die Fluoreszenzausbeute auch in Abhängigkeit vom Adaptationszustand der Organismen (VINCENT 1979, CAMPBELL 1996). Der Zeitbereich, innerhalb dessen eine Adaptation erfolgt, variiert von Tagen bis hin zu Millisekunden (Fluoreszenzinduktion, KAUTSKY & FRANCK 1943) (HARRIS 1980, VINCENT et al. 1984). Nun kann bei der Spezifikation der Haardt-Sonde zwar davon ausgegangen werden, daß in jedem Fall eine Schließung der Reaktionszentren erreicht wird. Damit läuft die Fluoreszenzinduktion während der Messung vollständig ab, und unter den jeweiligen Bedingungen ist die maximale Fluoreszenzausbeute meßbar. Im Oberflächenbereich muß jedoch mit einer Adaptation des Phytoplanktons an das vorhandene Unterwasserlichtklima gerechnet werden.

Eine Anpassung von Phytoplanktonorganismen an steigende Lichtgaben führt dazu, daß die Fluoreszenzausbeute zugunsten nichtphotochemischer Abregungsprozesse („Nichtphotochemisches Quenching“, NPQ) sinkt (KRAUSE et al. 1982). In unserem Fall kommt noch eine Variabilität durch photosynthetische Prozesse hinzu, da bei dem verwendeten Meßprinzip keine Trennung zwischen photochemischem Quenching (pQ) und NPQ erfolgt. Am Meßtag lag nahezu wolkenloser Himmel vor. Somit könnte der Verlauf der Tiefenprofile nahe der Oberfläche durchaus auf Veränderungen in der Fluoreszenzausbeute zurückzuführen sein.

Ein entsprechender Hinweis ergibt sich aus dem Vergleich der Tiefenprofile mit Werten der Tabelle 1. In allen Fällen läßt sich der Verlauf der Profile im Oberflächenbereich aus dem Sonnenstand (bzw. aus der Tageszeit, an der die Messung erfolgte) vorhersagen. Die zu Zeiten starker Einstrahlung gemessenen Kurven weisen den stärksten Abfall der Fluoreszenzausbeute auf, hingegen ist in den kurz vor Sonnenuntergang gemessenen Profilen keine Oberflächendepression erkennbar. Das ist allerdings noch mit beiden genannten Hypothesen vereinbar. Um zu einer Klärung zu gelangen, wurde die Veränderung der Fluoreszenzausbeute einer Freilandprobe im Labor experimentell bestimmt. Die so erhaltenen Werte dienen dann dem Versuch einer Korrektur der Tiefenprofile (Abb.3).



Symbole: ●- unkorrigierte Meßwerte, ■ auf Lichtabhängigkeit der Fluoreszenzausbeute korrigierte Meßwerte

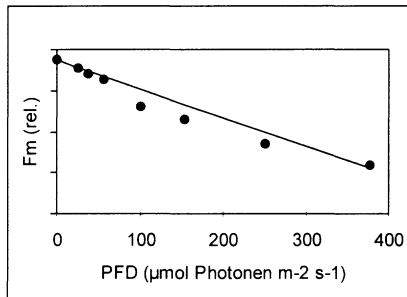


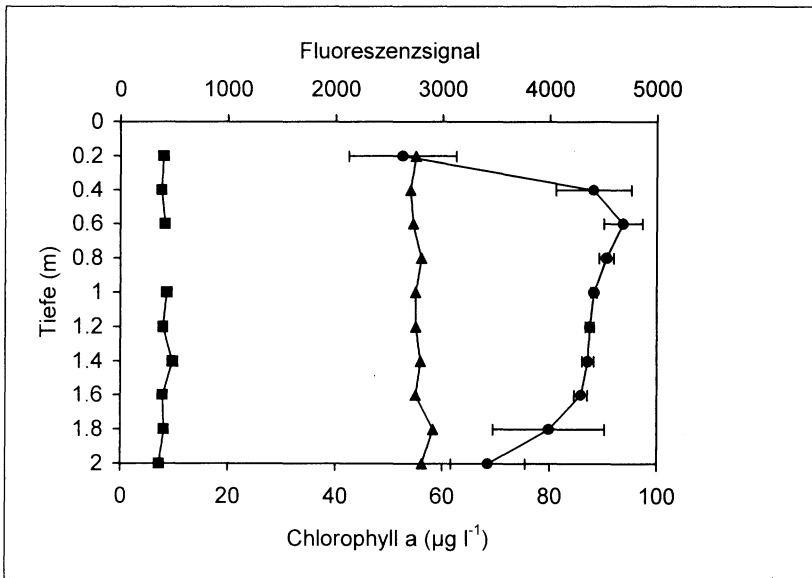
Abb. 3 Korrektur des *in-situ* Fluoreszenztiefenprofils der Station 69
 Insert: Lichtabhängigkeit der Fluoreszenzausbeute einer Freiwasserprobe des Bodstedter Boddens

Die eingefügte Grafik in Abb.3 zeigt die aus der Labormessung erhaltene Abhängigkeit des Parameters F_m' von der Umgebungsphotonenflußdichte nach jeweils 5 Minuten andauernder Inkubation sowie die daraus in erster Näherung abgeleitete Regressionsgerade zur Korrektur der Freilandprofile. Aus dieser Abbildung werden auch die Grenzen der hier verwandten Methode ersichtlich. Da uns nur Lichtquellen mit einer Photonенflußdichte (PFD) bis zu $400 \mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$ zur Verfügung standen, waren wir nicht in der Lage, den gesamten im Freiland angetroffenen Bereich der PFD abzudecken. Zudem ist die Annahme einer linearen Regression

strenggenommen unzulässig. Selbst in dem von uns meßbaren engen Ausschnitt deutet sich der typische sigmoidale Verlauf der Abhängigkeit von F_m' und PFD an. Auf die kompliziertere Berechnung dieses Verhaltens verzichteten wir jedoch, da der Anwendungsbereich in unserem Fall von vornherein eingeschränkt war. Eine Extrapolation mit den vorliegenden Daten war nicht zu verantworten.

Die Hauptgrafik in Abb.3 zeigt nun das Ergebnis einer Korrektur entsprechend den während der Messung an den einzelnen Tiefenpunkten vorliegenden Lichtintensitäten am Beispiel des MP69. Wie bereits ausgeführt, konnte die Korrektur nur für alle Punkte unterhalb einer PFD von $400 \mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$, in diesem Fall ab 30cm Tiefe, erfolgen. In diesen Fällen führt die Korrektur allerdings zu einer vollständigen Begradigung des Profils.

Eine direkte Prüfung der Behauptung, daß störende Fluoreszenzlöscheffekte in der oberflächennähe vorhanden sind, bietet Abbildung 4. Hier ist das Ergebnis synchroner Messungen von Chlorophyllkonzentration, Maximalfluoreszenz in der Gegenwart des Photosyntheseinhibitors DCMU (mittels Spektrofluorometer) und *in-situ* Fluoreszenz (Backscat) aufgetragen.



Symbole: $\square$ - maximale Fluoreszenzausbeute nach DCMU-Behandlung
 $\circ$ - *in-situ* Fluoreszenzsignal, $\triangle$ - Chlorophyllkonzentration

Abb. 4 Tiefenprofil von *in-situ* Fluoreszenz, Chlorophyllkonzentration und maximaler Fluoreszenzausbeute für eine Probe der Darß-Zingster Boddenkette (B66/67)

Wiederum tritt das Phänomen eines geringen *in-situ* Signals im Bereich der Oberfläche auf. Jedoch belegen weder die Chlorophyll- noch die Fm-Werte eine reale Existenz von Abweichungen in diesem Bereich.

Die verwendete Sonde liefert zeitgleich mit den Fluoreszenzwerten ein Trübungssignal. Speziell in vom Plankton dominierten Wasserkörpern, wie im Falle der DZBK, kann dieses Signal ein Hilfsmittel zur Feststellung von Biomassekonzentrationen im Tiefenprofil sein. Das Ergebnis dieser Messungen ist in Abb. 5 für alle bereits in Abb. 2 enthalten Profile dargestellt. Auch hier finden wir wieder den leichten Anstieg der Werte in Bodennähe bei den Tiefwasserstationen, allerdings gibt es nun mit MP7a eine Ausnahme von der Regel. Das Problem des auffälligen 190cm-Wertes findet sich auch hier wieder, jedoch steigen hier die Werte an. Dies hieße zusammengefaßt, daß es sich hier um eine chlorophyllarme, partikelreiche Wasserschicht handeln müßte.

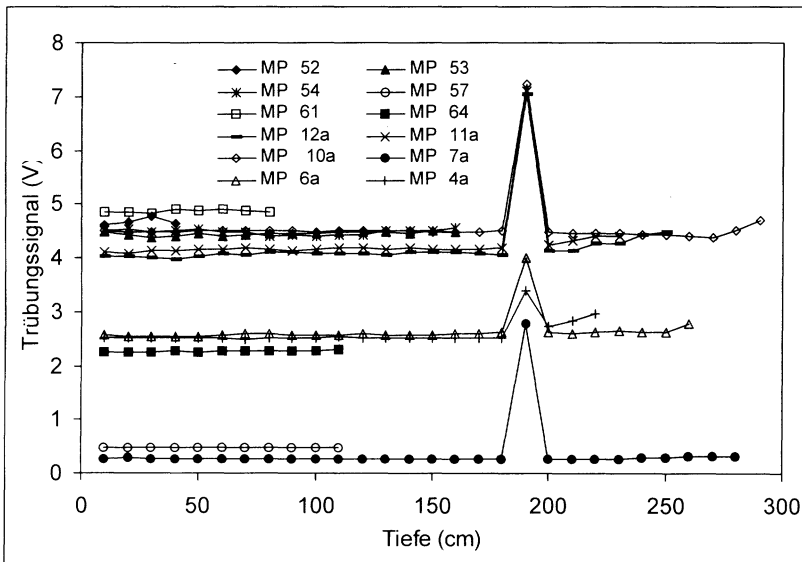


Abb. 5 Tiefenprofile des Trübungssignals

Auffallend ist die Gruppierung der Werte. Eine Graduierung scheint nur innerhalb enger Grenzen von 3 Bereichen zu erfolgen. Das würde bedeuten, wir haben ein Gerät mit ausgeprägter Nichtlinearität eines Kanals oder es liegen drei verschiedene Wasserkörper mit stark differierenden Streueigenschaften vor. Für die 2. Hypothese spricht, daß die eng benachbarten Meßpunkte 4, 6 und 64 sich in einer Gruppe befinden. Dagegen sprechen die allgemein niedrigsten Werte der Meßpunkte 57 und 7, deren Positionen sie extrem voneinander trennen.

Eine Erklärung kann hier evtl. durch einen Vergleich der E_{750} -Werte mit den bei der jeweiligen Probenahmetiefe gemessenen Trübungssignalen erfolgen (Abb.6). Zwischen diesen Parametern besteht kein Zusammenhang. Unabhängig von der jeweils gemessenen E_{750} werden alle 3 „Signalgruppen“ des Trübungswertes registriert, so daß eine Eichung des Trübungssensors aussichtslos erscheint.

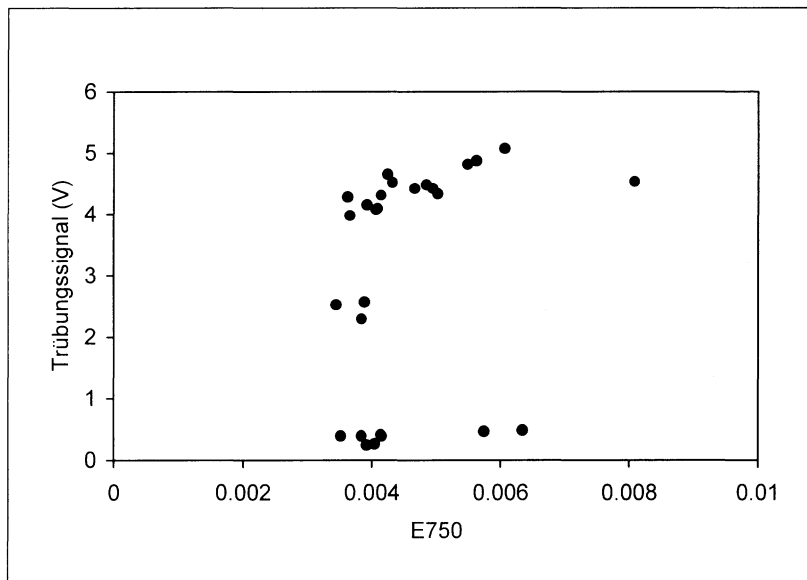
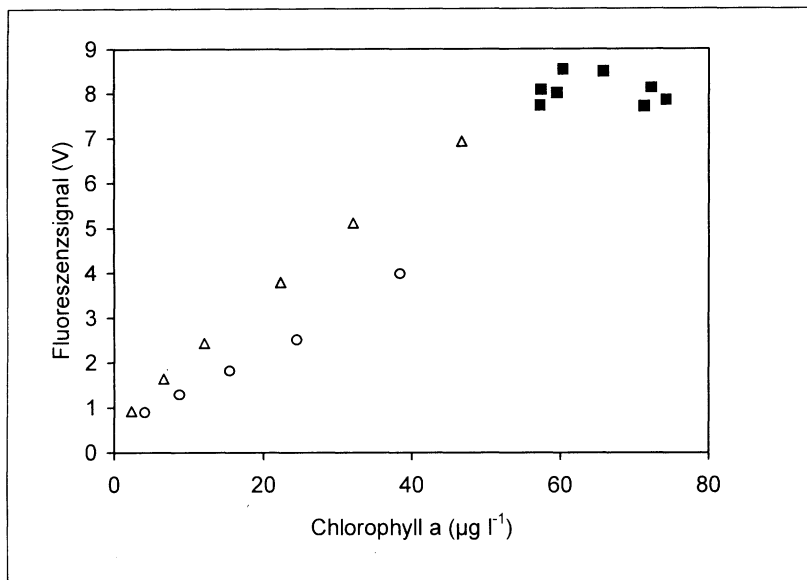


Abb. 6 Beziehung zwischen E_{750} und Trübungssignal der Sonde

Etwas anders stellt sich die Situation bezüglich der Eichung des Fluoreszenzsen- sors dar. In Abbildung 7 sind drei verschiedene Eichansätze für den Fluoreszenz- sensor dargestellt. Im Fall der Verdünnungsreihen zeigt sich eine gute Linearität des Signals, die Anstiege differieren jedoch beträchtlich. Bei einer derartigen Eichung ist jedoch tatsächlich nur ein relativer Wert zu erwarten, da der Fehler der Chlorophyll- bestimmung in die Berechnung eingeht.



Symbole: Δ - Verdünnungsreihe mit einer Probe aus dem Müggelsee, (Laborbedingungen, dunkel);
 O - Verdünnungsreihe mit einer Probe aus dem Scharmützelsee (Laborbedingungen, dunkel),
 ■ - Freilandwerte aus dem Bodstedter Bodden (150 cm Tiefe)

Abb. 7 Beziehung zwischen Chlorophyllgehalt und Fluoreszenzsignal der Sonde

Hinsichtlich der Proben aus der DZBK trafen wir in der Form eine Vorauswahl, als nur die Tiefwasserstationen, bei denen wir aufgrund der Probenahmetiefe für die Chlorophyllbestimmung (120cm) von einem ungestörten korrespondierenden Fluoreszenzsignal ausgehen konnten, aufgenommen wurden. Die Streubreite dieser Werte liegt im Bereich der Streubreite der Verdünnungsreihen. Da kein signifikanter Unterschied hinsichtlich der Chlorophyllproben festgestellt werden konnte, andererseits die Verdünnungsreihen gute Resultate aufwiesen, muß davon ausgegangen werden, daß die Streuung der Werte hauptsächlich auf die Chlorophyllbestimmung zurückzuführen ist.

Diskussion

Zur Verteilung der Chlorophyllwerte läßt sich, aufgrund der Ergebnisse der statistischen Analyse, nur eine graduelle Aussage treffen. Der Mittelwert aller Analysen betrug $67,46 \mu\text{g l}^{-1}$. Sämtliche Werte über $70 \mu\text{g l}^{-1}$ befinden sich in einer Linie, die die Verbindung zwischen Saaler und Barther Bodden darstellt. Der höchste Wert

wurde im Nadelstrom, dem Ausgang des Saaler Boddens bei Station 8 gemessen. Berücksichtigt man die Ausstromsituation, die am Probenahmetag herrschte, so zeichnet sich hier ein Bild ab, das dem eines durchflossenen Sees stark ähnelt. Weit unterdurchschnittliche Werte bis maximal $60 \mu\text{g l}^{-1}$ wurden im Nordteil des Boddens angetroffen. Eine eindeutige Gliederung ergibt sich hier allerdings nicht mehr. Zusammenfassend läßt sich jedoch eine Inhomogenität der horizontalen Chlorophyllverteilung beschreiben, die unter den angetroffenen Verhältnissen auf den Transport von Wassermassen aus dem Saaler Bodden in Richtung Barther Bodden rückführbar ist.

Die Attenuationswerte zeichnen dagegen ein etwas komplizierteres Bild. Dieser Parameter wird in den Boddengewässern vom Chlorophyllgehalt, der Gelbstoffkonzentration und der Streuung an partikulärem Material beeinflusst. In diesem Wechselspiel muß auch der Grund dafür gesehen werden, daß wir ein von den Chlorophyllgehalten abweichendes Bild erhalten. Zwar herrscht eine prinzipielle Korrelation zwischen den beiden Parametern ($r^2=0,914$; $n=13$) doch ist keine Signifikanz für diesen Zusammenhang sicherbar ($F=0,143$). Im vorliegenden Fall ist eher eine Beeinflussung durch den Partikelgehalt des Wasserkörpers wahrscheinlich, die ihre Ursache in Resuspensions- und Sedimentationsprozessen entsprechend den Wind- und Strömungsverhältnissen hat. Wenn hinsichtlich der Attenuation überhaupt eine Gruppierung vorgenommen werden kann, dann nur insoweit, als 3 Gruppen betrachtet werden können:

1. Tiefwasserstationen mit niedrigen Attenuationswerten, welche alle nicht direkt durch den Nadelstrom beeinflusst werden (3, 4, 5, 7, 11, 12, 52),
2. Stationen unmittelbar am Ausgang des Nadelstroms die, wahrscheinlich durch die hier herrschende hohe Strömungsgeschwindigkeit bedingt, aufgrund der mitgeführten Partikelfracht hohe Attenuationswerte aufweisen (61, 9),
3. Flachwasserstationen mit mittleren bis hohen Attenuationswerten, welche eventuell von der Windangriffsfläche beeinflusst werden (53, 57, 65/1, 69).

Hinsichtlich der Tiefenprofile muß zusammenfassend festgestellt werden, daß die Sonde nur bedingte Tauglichkeit aufwies. Die starke Abhängigkeit des Meßparameters vom Unterwasserlichtklima würde komplizierte Korrekturverfahren erfordern. Im meist vorliegenden Fall einer wechselnden Bewölkung wäre die intensive Charakterisierung der Kinetik von Veränderungen der Fluoreszenzausbeute notwendig. Nach unserer Kenntnis ist eine derartige Analyse bisher noch nie vollständig erfolgt. So können auch keine modellgestützten Annahmen gemacht werden. Infolge des Ausmaßes der registrierten Abweichungen, ist der verlässliche Einsatz der Sonde ohne derartige Korrekturen auf die Nachtstunden bzw. nahezu lichtfreie Tiefenzonen beschränkt. Die Höhe der erhaltenen Abweichungen steht letztendlich in guter Übereinstimmung mit den aus der Literatur seit langem bekannten Daten über die lichtabhängige Veränderung der Fluoreszenzausbeute von Chl *a* *in vivo* (KRAUSE et al. 1982).

Unabhängig von der genannten Problematik konnten in keinem Fall eindeutige Hinweise auf Inhomogenitäten im Vertikalprofil gefunden werden. Allein bei den Tiefwasserstationen kam es zu einer leichten Erhöhung des Signals im unmittelbaren Bodenbereich. Dieser Anstieg kann jedoch höchstens im Sinne einer erfolgten Sedimentation, keinesfalls jedoch als aktives phototaktisches Aufsuchen eines opti-

malen Lichthorizonts durch das Phytoplankton interpretiert werden, wenn die Eindringtiefe des Lichtes und die Tiefe der Station berücksichtigt werden.

In Bezug auf das gleichfalls mit erfaßte Trübungssignal kann nur gesagt werden, daß hier offenbar echte technische Probleme des Gerätes vorzuliegen scheinen. Eine Linearität des Signals scheint nicht gegeben. Eventuell haben die Probleme in der Umschaltung zwischen den einzelnen intern verwandten Verstärkungsbereichen ihre Ursache. Derartiges sollte jedoch unter keinen Umständen auftreten. Ungeachtet dieser Problematik traten hier wiederum keine deutlichen Vertikalprofile auf. Die verzeichnete leichte Erhöhung des Signals im unmittelbaren Grundbereich der Tiefenstationen stützt die Vermutung, daß hier Beeinflussungen durch Sedimentationsprozesse vorliegen.

Die Gleichmäßigkeit der Profile im Bereich oberhalb 180 cm Tiefe kann dagegen als Beleg für die vollständige vertikale Durchmischung des Gewässers angesehen werden, obwohl der oft angegebene Grenzwert der notwendigen Windgeschwindigkeit von 3 m s^{-1} nur knapp überschritten wurde (an den Stationen wurden 4 m s^{-1} , in Böen bis 6 m s^{-1} gemessen).

Das Grundproblem der Trübungsmessung scheint das Meßprinzip zu sein. Letztendlich wird nur im Winkel von 180° rückgestreutes Licht gemessen. Damit ist das Signal von einer zu großen Anzahl von Parametern abhängig, als daß ein brauchbarer Bezug zu irgendeiner faßbaren Gewässereigenschaft herstellbar wäre. Die wesentlichen Größen sind hier Streuung und Absorption, wobei die Streuung in ihrer räumlichen Verteilung von der Partikelgröße, im Absolutwert des Integrals von der Partikelanzahl, abhängig ist.

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit belegt, daß der Bodstedter Bodden bei den zur Untersuchung vorliegenden Bedingungen bereits bei einer Windgeschwindigkeit von 4 m s^{-1} als vollständig in Vertikalrichtung durchmischt angesehen werden kann. In horizontaler Richtung dagegen kam es zur Ausbildung erheblicher Differenzen bezüglich der untersuchten Parameter, deren Ursache in der herrschenden Strömungssituation gesehen wird. Deutliche Veränderungen beim Übergang von den Flachwasserbereichen in den Zentralteil dagegen konnten nicht festgestellt werden.

Bezüglich des eingesetzten Instrumentes muß eingeschätzt werden, daß die erhaltenen Fluoreszenzwerte nicht direkt einer Chlorophyllkonzentrationen entsprechen. Das sogenannte „Trübungssignal“ der Sonde erwies sich als nicht interpretierbar.

Danksagungen

Es sei zuerst allen gedankt, die uns bei Probenahme und -aufbereitung bis tief in die Nachtstunden zur Seite standen: Dr. Henning Baudler, Volker Reiff, Kristine Schönefeldt, Kristina Klatt, Grit Pufahl, Antje May und Frederike Engelbrecht. Partiiell wurde die Untersuchung durch das BMBF (Förderkennzeichen 03F0120B) sowie

durch das MAST3 - Programm der EU (contract no. MAS3-CT96-0058 (DG12-DTEE)) finanziell unterstützt.

Literatur

- CAMPBELL, D. (1996). Complementary chromatic adaptation alters photosynthetic strategies in the cyanobacterium *calothrix*. *Microbiol.* 142:1255-1263
- DREXLER, D. & BALLSCHMITER, K. (1994). Photosynthetic pigments in the surface layer of the Atlantic Ocean between 50 degrees N and 60 degrees S related to the bioproduction of organohalogenes and to the increase in UV radiation. *Chemosphere* 29:1527-1542
- GIBSON, C.E. & BRADLEY, C. (1997). A waterbloom in 3D: synoptic survey of Lower Lough Erne, Co. Fermanagh. *Br. Phyc. Soc. Winter Meeting Abstracts*: 28
- GUO, C. & DUNSTAN, W.M. (1995). Depth dependent changes in chlorophyll fluorescence number at a Sargasso Sea station. *Mar. Biol.* 122: 333-339
- HARRIS, G.P. (1980). The relationship between chlorophyll a fluorescence, diffuse attenuation changes and photosynthesis in natural phytoplankton populations. *J. Plankt. Res.* 2: 109-127
- HUTCHINSON, P.A. & WEBSTER, I.T. (1994). On the distribution of blue-green algae in lakes: Wind tunnel-tank experiments. *Limnol. Oceanogr.* 39: 374-382
- KAUTSKY, H. & FRANCK, U. (1943). Chlorophyllfluoreszenz und Kohlensäureassimilation. *Biochem. Z.* 315: 139-232
- KRAUSE, G.H.; BRIANTAIS, J.M. & VERNOTTE, C. (1982). Photoinduced quenching of chlorophyll fluorescence in intact chloroplasts and algae. Resolution into two components. *Biochim. Biophys. Acta* 679: 116-124
- PIAZENA, H. & HÄDER, D.P. (1994). Penetration of solar uv irradiation in coastal lagoons of the southern baltic sea and its effect on phytoplankton communities. *Photochem. Photobiol.* 60: 463-469
- MI, H.; ENDO, T.; SCHREIBER, U.; OGAWA, T. & ASADA, K. (1992). Electron Donation from Cyclic and Respiratory Flows to the Photosynthetic Intersystem Chain is mediated by Pyridine Nucleotide Dehydrogenase in the Cyanobacterium *Synechocystis* PCC 6803. *Plant Cell Physiol.* 33:1233-1237
- SCHUBERT, H. (1996). Ökophysiologie der Lichtanpassung des Phytoplanktons eutropher Flachgewässer. Habilitationsschrift, Universität Rostock
- SMITH, I.R. (1992). *Hydroclimate: The influence of water movement on freshwater ecology*. Elsevier, Amsterdam
- SUZUKI, R. & ISHIMARU, T. (1990). An improved method for the determination of phytoplankton chlorophyll using N,N-dimethylformamide. *J. Oceanogr. Soc. Jap.* 46:190-194
- VINCENT, W.F.F. (1979). Mechanisms of rapid photosynthetic adaptation in natural phytoplankton communities. I. Redistribution of excitation energy between photosystems I and II. *J. Phycol.* 15: 429-434
- VINCENT, W.F.; NEALE, P.J. & RICHESON, P.J. (1984). Photoinhibition: Algal responses to bright light during diel stratification and mixing in a tropical alpine lake. *J. Phycol.* 20:201-211
- WASMUND, N. & SCHIEWER, U. (1994). Überblick zur Ökologie und Produktionsbiologie des Phytoplanktons der Darß-Zingster-Boddenkette (südliche Ostsee). *Rostock Meeresbiol. Beitr.* 2: 41-60
- WEBSTER, I.T. & HUTCHINSON, P.A. (1994). Effects of wind on the distribution of phytoplankton cells in lakes, revisited. *Limnol. Oceanogr.* 39: 365-373

Verfasser

Dr. Hendrik Schubert
Dr. Arne Schoor
Dr. Rodney Malcolm Forster
Universität Rostock
Freiligrathstraße 7/8
18051 Rostock

Klaus Ockenfeld
Institute of freshwater ecology and fisheries
Seestraße 82
12563 Berlin

Astrid HAMMER, Reinhard HEERKLOSS

Universität Rostock, Fachbereich Biologie

Struktur und saisonale Variation des Zooplanktons in 51 Seen Mecklenburg-Vorpommerns.

Herrn Prof. Dr. habil. Ernst-Albert Arndt zum 70. Geburtstag gewidmet.

Abstract

Data on zooplankton structure and seasonal variation of biomass are presented for 51 lakes of Mecklenburg-Vorpommern. Totally 56 species were identified. The species composition of most of the lakes was similar and typical for eutrophic conditions. The dominating species in almost all lakes was *Keratella cochlearis*. The seasonal occurrence of all species is discussed and compared with literature.

1 Einleitung

„...Mitten im Lande gibt es viele stehende und fließende Gewässer, die mehrenteils voller Fische, Aal und Krebse“. So beschrieb David Frank 1753 Mecklenburg (BATT 1978). Die exakte Anzahl der Seen wurde bis heute nicht ermittelt. So schwanken die Angaben zwischen 650 und 1000. Über die meisten Seen - insbesondere die kleineren - existieren keine ökologischen Studien. Für den Großteil der Seen Mecklenburg-Vorpommerns gibt es auch keine quantitativen Angaben über das Zooplankton. Aus diesem Grunde wurde im Rahmen des Seenprojektes Mecklenburg-Vorpommern eine großflächige Erfassung der Zooplanktongemeinschaften in 51 Seen durchgeführt. Sie sollte Aufschluß geben über die saisonale Variabilität der Zooplanktonstruktur.

2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfaßt 49 Seen des Kreises Güstrow und 2 Torfgewässer des Kreises Bad Doberan. Bis auf 11 geschichtete Seen handelt es sich bei den beschriebenen Seen um typische Flachseen. Sie werden folgendermaßen genutzt: Angel- und Badegewässer 13, keine Nutzung 38, davon 13 Seen von Acker- und Weideland umgeben.

Der Inseelesee stellte mit 454 ha den weitaus größten der beprobten Seen dar, gefolgt vom Hohen Sprenger See (224 ha), Parumer See (205 ha) und Sumpfsee (127

ha). 38 der betrachteten Gewässer liegen im Bereich zwischen 40 und 6 ha mit einer mittleren Größe von 16 ha. Eine Liste mit detaillierten Angaben zu den einzelnen Seen findet sich bei HAMMER (1997)

Die Mehrzahl der Seen ist gekennzeichnet durch geringe Sichttiefen, einen hohen Gesamtphosphat-Gehalt und eine hohe Phytoplanktonbiomasse, die durch Chlorophyceen und Cyanobakterien dominiert wird. Nach den Untersuchungsergebnissen (SCHLUNGBAUM et al. 1995 und 1996) besitzen 9 Gewässer einen mesotrophen, 28 einen eutrophen und 14 einen polytrophen Charakter.

3 Methoden

Insgesamt fanden 4 Meßfahrten Mitte April, Ende Juni/Anfang Juli, Mitte September und Ende Oktober 1995 in 24 Seen und im gleichen Zeitraum 1996 in 27 weiteren statt.

Die Probenentnahmen erfolgten sie mit einem 3,25 l-Schöpfer nach dem Patalas-Prinzip (Vertikalkloppenschöpfer). Um die Organismen über die ganze Wassersäule zu erfassen, wurden Schöpfproben aus 3 Tiefenhorizonten. Nach Einengung über eine 50 µm-Gaze auf 100 ml und anschließender Fixierung mit neutralisierter Formaldehyd-Lösung (Endkonzentration 4 %) wurden 1 ml-Subproben zur Zählung in einer Flachkammer nach KOLKWITZ entnommen. Bei den dominierenden Taxa der kleinen Zooplankter (Rotatorien und Nauplien) wurden mindestens 100, bei großen (Copepoden, Cladoceren) mindestens 20 Individuen ausgezählt. Als Bestimmungsliteratur dienten KOSTE (1978), FLÖßNER (1972) und WAGLER (1937). Bei der Berechnung der Biovolumina wurde auf gesicherte Längen-Volumen-Beziehungen, ermittelt von BOTTRELL et al. (1976), zurückgegriffen.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Artenzusammensetzung

Der Median der Zooplankton-Biomasse aller Seen lag mit 2,8 mg Frischgewicht l⁻¹ relativ hoch und widerspiegelte somit den eutropher Charakter der Seengesamtheit.

Der Anteil der einzelnen Gruppen betrug: 30 % für Rotatorien, 29 % für Cladoceren, 30 % für Cyclopiden und 11 % für Calaniden. Die Copepoden-Biomasse wurde hauptsächlich bestimmt durch Copepoditen jüngerer Stadien.

Insgesamt konnten 56 Taxa identifiziert werden (Tab.1). Hiervon traten fünf sehr sporadisch und fast ausschließlich in den Torfseen im Nebenschluß der Warnow auf.

Tabelle 1 Liste der Zooplanktonarten der 1995 und 1996 untersuchten Seen Meckenburg-Vorpommerns, XXX dominante, XX häufig vorkommende, X selten vorkommende, 0 einmal gefundene Arten

Rotatorien		Cladoceren	
Ascomorpha ecaudis (Perty)	X	Alonella nana (Sars)	X
Ascomorpha ovalis (Bergendahl)	X	Bosmina coregoni (Baird)	X
			X
Ascomorpha saltans (Bartsch)	X	Bosmina longirostris (O.F.M.)	X
	X		X
			X
Anuraeopsis fissa (Gosse)	X	Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)	X
	X		X
Asplanchna priodonta (Gosse)	X	Chydorus sphaericus (O.F.M.)	X
	X		X
	X		
Brachionus angularis (Gosse)	X	Daphnia cucullata (Sars)	X
	X		X
	X		X
Brachionus calyciflorus (Pallas)	X	Daphnia galeata (Sars)	X
	X		
Brachionus diversicornis var. homoceros (Wierzejski)	X	Daphnia hyalina (Leydig)	X
			X
Brachionus quadridentatus (Hermann)	0	Daphnia longispina (O.F.M.)	X
			X
Brachionus urceolaris (O.F.M.)	X	Diaphanosoma brachyurum (Liévin)	X
			X
Brachionus plicatilis (O.F.M.)	X	Disparalona spec (Fryer)	0
Brachionus leydigi (Cohn)	0	Eurycercus spec (Baird)	0
Brachionus budapestinensis (Daday)	0	Pleuroxus spec (Baird)	0
Conochilus unicornis (Rousselet)	X	Simocephalus spec (Schoedler)	0
	X		
Euchlanis dilatata (Ehrenberg)	X		
Filinia longiseta (O.F.M.)	X		
	X		
	X		
Filinia terminalis (Plate)	X		
	X		
Gastropus stylifer (Imhof)	X		
Kellicottia longispina (Kellicott)	X		
	X		
	X		
Keratella cochlearis (Gosse)	X	Copepoden	

Rotatorien		Cladoceren	
	X		
	X		
Keratella cochlearis tecta	X	Eudiaptomus gracilis	X
(Lauterborn)	X	(Sars)	X
	X		X
Keratella quadrata (O.F.M.)	X	Acanthocyclops	X
	X	vernalis-robustus ¹	X
	X		
Lecane lunaris (Ehrenberg)	X	Cyclops vicinus-	X
	X	strenuus ²	X
			X
Notholca squamula (O.F.M.)	X	Diacyclops bicuspi-	X
		datus(Claus)	
Polyarthra dolichoptera	X	Eucyclops serrulatus	0
(Idelson)	X	(Fischer)	
	X		
Polyarthra vulgaris (Carlin)	X	Mesocyclops leuckarti	X
	X	(Claus)	X
	X		X
Pompholyx sulcata (Hudson)	X	Mesocyclops oitho-	X
	X	noides (Sars)	X
	X		
Synchaeta oblonga	X		
(Ehrenberg)/ tremula (O.F.M.)	X		
Synchaeta pectinata	X		
(Ehrenberg)/ stylata	X		
(Wierzejski)	X		
Trichocerca capucina	X		
(Wierzejski & Zacharias)			
Trichocerca pusilla	X		
(Lauterborn)	X		
Trichocerca similis (Wierzejski)	X		
	X		
	X		
Trichocerca stylata (Gosse)	X	Mollusken	
Trichotria pocillum (O.F.M.)	0	Dreissena polymorpha	X
		(Pallas) -Larven	

1, 2 Aufgrund der zahlreichen morphologischen Gemeinsamkeiten zwischen diesen beiden Arten wurden sie zusammengefaßt

Die größte Artenvielfalt zeigten die Rotatorien (34 Arten), gefolgt von den Cladoceren (14 Arten, 4 davon ausschließlich in den Torfseen). Weiterhin konnten 6 Cyclopidenarten und eine Calanidenart nachgewiesen werden.

Vereinzelnd traten *Dreissena*-Larven auf. Hinsichtlich der Qualität der Zooplanktonstruktur gab es nur geringe Unterschiede zwischen den einzelnen Seen, mit Ausnahme der Torfgewässer.

Der größte Teil der Arten konnte in allen Seen, wenn auch in stark variierenden Abundanzen, nachgewiesen werden. Die Zooplanktongemeinschaft wurde zahlenmäßig dominiert durch Rotatorien der Art *Keratella cochlearis*. Sie konnten in allen Seen in hohen Abundanzen nachgewiesen werden. Der Anteil der Unterart *K. c. cochlearis* an der Rotatorienabundanz betrug 66 %. Weitere dominante Arten (bzw. Unterarten) waren *K. c. tecta*, *K. quadrata*, *Polyarthra dolichoptera*, *Pompholyx sulcata*, *Polyarthra vulgaris* und *Brachionus angularis* (Abb.1).

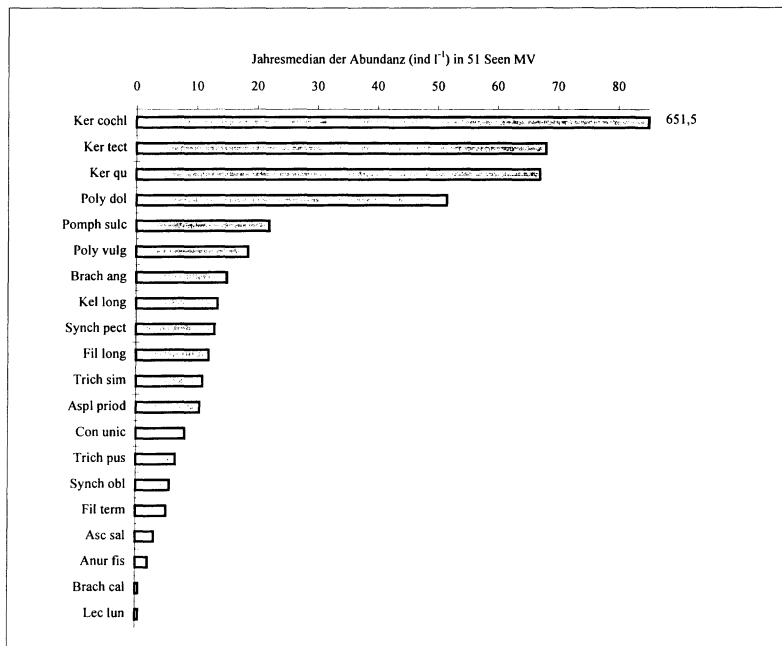


Abb.1 Die hinsichtlich Vorkommen und Abundanz häufigsten Rotatorienarten der Seen M-V

Diese Zusammensetzung ist charakteristisch für Systeme höherer Trophiegrade (eu- polytroph) (RONNEBERGER et al. 1993, VASCONCELOS 1994, DE MANUEL & ARMENGOL 1993, VIRRO & HABERMAN 1993).

Die hinsichtlich Vorkommen und Abundanz häufigste Cladocerenart war *Bosmina longirostris* mit einem Anteil von 66 % an der Cladoceren-Abundanz, gefolgt von *Daphnia cucullata* (30 %).

Adulte Cyclopiden konnten nur in sehr geringen Dichten nachgewiesen werden. Von den insgesamt 6 identifizierten Taxa dominierten *Mesocyclops leuckarti* (38 %) und *Cyclops vicinus strenuus* (31 %).

4.2 Saisonale Variation des Gesamtbiomasse

Aufgrund der nur viermaligen Beprobung in den Zeiträumen April bis November 1995 und 1996 kann keine durchgehende Entwicklung hinsichtlich der Zooplankton-Biomasse, -abundanz und -artenzahl dargestellt werden. Es ist lediglich möglich, Variationen zwischen den vier Meßzeiten zu untersuchen. Da der in Bezug auf die Zooplanktonstruktur bedeutende abiotische Faktor Temperatur (SCHMID-ARAYA 1993) nur geringe Differenzen zwischen den 51 Seen zu den spezifischen Meßkampagnen aufwies (14,5 °C +/- 4,9), wurden zur Untersuchung der saisonalen Variation der Zooplanktonstruktur die 51 Seen zusammengefaßt.

Signifikante jahreszeitliche Schwankungen in der Zooplankton-Biomasse konnten nicht nachgewiesen werden. Der Kruskal-Wallis-Test ergab ein $P > 0,05$. So lagen die Frühjahrs- und Herbst-Mediane mit 2,7 mg Fg l⁻¹ um 2 % unter dem Median der Biomasse aller Seen und Meßkampagnen (2,8 mg Fg l⁻¹), die des Sommers mit 3,0 mg Fg l⁻¹ um 8 % darüber. Allerdings ließ die Betrachtung der Biomassen der einzelnen Gruppen eine saisonale Variation vermuten (Abb.2).

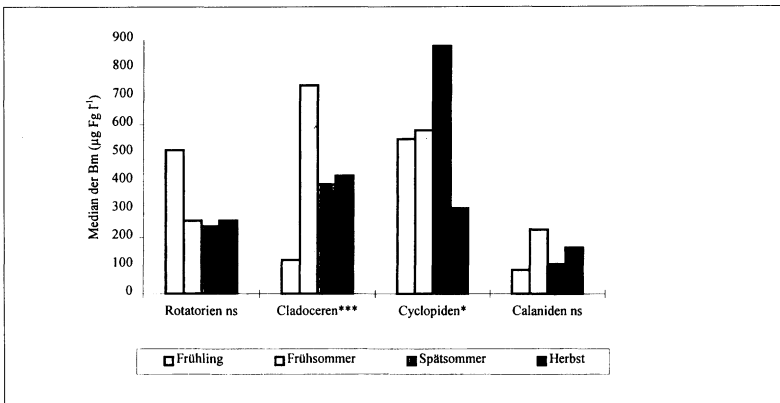


Abb. 2 Jahreszeitliche Variation in der Biomasse. Signifikanztest: Kruskal-Wallis, ***= $P < 0,001$; *= $P < 0,05$; ns= kein signifikanter Unterschied

mers signifikant von der anderer Jahreszeiten. Besonders auffällig war hierbei das Frühjahrsminimum.

Das Spätsommermaximum in der Cyclopiden-Biomasse, die hauptsächlich bestimmt wurde durch Copepoditen jüngerer Stadien, wies nur einen schwach signifikanten Unterschied zum Herbstminimum auf. Die ganzjährig geringe Biomasse der Cladoceren variierte nicht signifikant, zeigte aber eine ähnliche Tendenz wie die der Cladoceren. Betrachtet man die Rotatorien-Biomasse zu den verschiedenen Meßkampagnen, so fällt der erhöhte Wert im Frühjahr auf. Dieser unterschied sich jedoch nicht signifikant von denen in den anderen Jahreszeiten.

Die geringste Artenzahl (29) des Zooplanktons im Frühjahr resultierte aus der niedrigen Anzahl an Rotatorienarten (17 der 34 insgesamt vorkommenden Taxa) in dieser Jahreszeit. Doch auch die Cladoceren und Cyclopiden erreichten hier ihr Minimum hinsichtlich der vorkommenden Arten (7 bzw. 4). Nach einem Anstieg im Frühsommer blieb die Artenzahl des Zooplanktons allgemein konstant und relativ hoch (46). Ausschließlich in qualitativer Hinsicht konnten Veränderungen innerhalb der Gruppen festgestellt werden (Abb.3, 4).

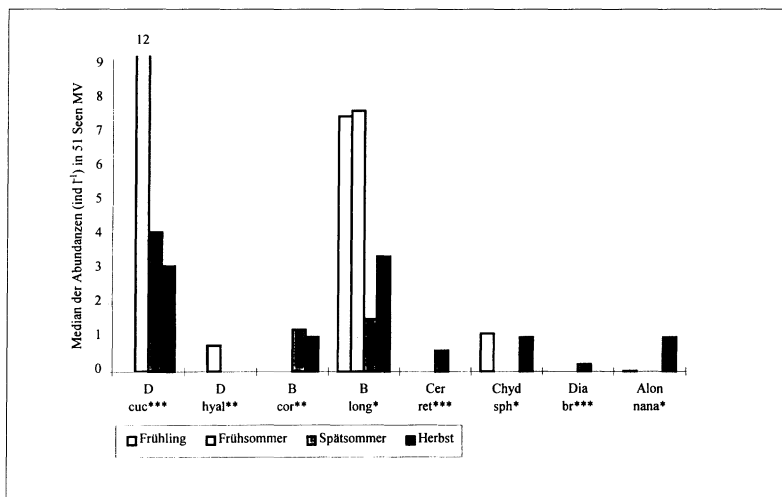


Abb. 3 Jahreszeitliche Sukzession von Cladoceren. Mediane der Abundanzen der jeweiligen Art zu bestimmten Jahreszeiten, Signifikantest: Kruskal-Wallis. ***= $P < 0,001$; **= $P < 0,01$; *= $P < 0,05$.

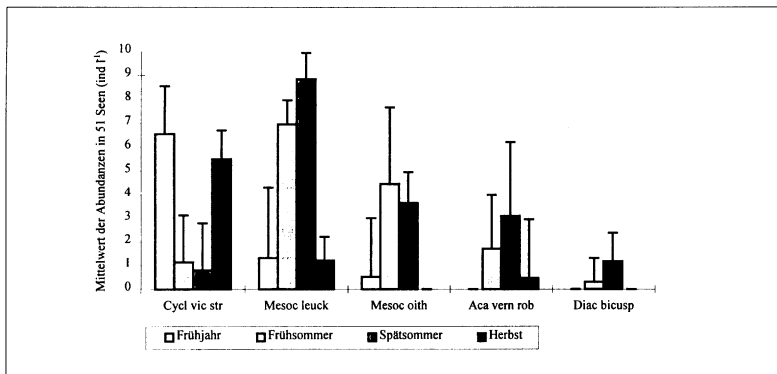


Abb. 4 Jahreszeitliche Sukzession von adulten Cyclopiden. Mittelwert und Standardabweichung der Abundanzen der jeweiligen Art zu bestimmten Jahreszeiten.

4.3 Rotatorien

Die einzige Art, die stets in hohen und nicht signifikant jahreszeitlich variierenden Abundanzen auftrat, war *Keratella cochlearis*. 13 der 33 identifizierten Rotatorienarten (Einzelbeschreibungen folgen: 2.-14.) zeichneten sich durch eine signifikante saisonale Dynamik aus (Abb.5).

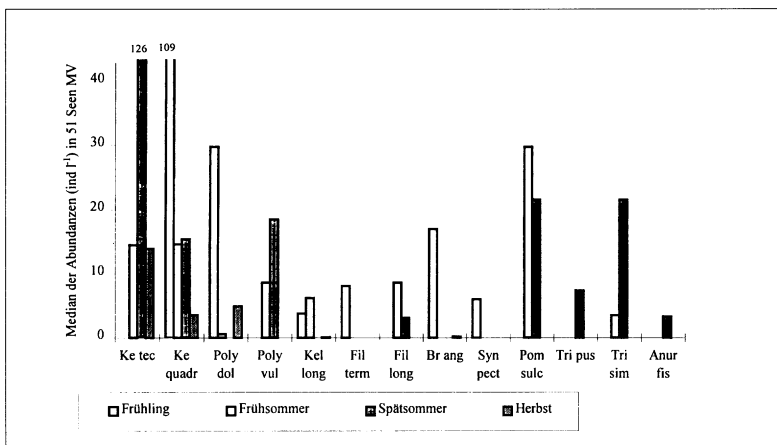


Abb. 5 Jahreszeitliche Sukzession dargestellter Rotatorienarten. Mediane der Abundanzen der jeweiligen Art zu bestimmten Jahreszeiten, Signifikanztest: Kruskal-Wallis = $P < 0,001$ für alle Arten.

Für weitere Taxa konnte eine jahreszeitliche Variation aufgrund geringer Abundanzen nur tendenziell (15.-28.) nachgewiesen werden.

Die dominierenden Arten des Frühjahrs waren folgende: *Keratella quadrata*, *Polyarthra dolichoptera*, *Brachionus angularis*, *Filinia terminalis* und *Synchaeta pectinata*. In mesotrophen Seen erreichte in dieser Jahreszeit die Art *Conochilus unicornis* ihre höchste Abundanz (Abb.5).

Die kennzeichnende Artenzusammensetzung des Sommers sah folgendermaßen aus: *Keratella tecta*, *Pompholyx sulcata*, *Polyarthra vulgaris*, *Filinia longiseta* und *Trichocerca similis*. Viele der in den Seen nur in geringen Dichten vorgefundenen Arten sind Warmwasserformen, womit die hohe Artenzahl (30) dieser Zeit zu erklären ist.

Dominierende Herbstformen waren: *Polyarthra dolichoptera*, *Keratella quadrata*, *Keratella tecta*, *Asplanchna priodonta* und *Brachionus angularis*. Auch hier war die Artenzahl hoch, da kaltstenotherme Formen, die ihr Maximum im Frühjahr hatten, sich bei Temperaturen unter 10°C erneut entwickelten. Außerdem konnten Varietäten des Sommers am Ende ihrer Entwicklung sporadisch oder aufgrund ihrer Eurythermie noch in hohen Dichten nachgewiesen werden.

Die Arten einer Gattung, die in hohen Abundanzen auftraten, zeigten eine gegenläufige saisonale Entwicklung (z.B. *Filinia terminalis* und *F. longiseta*, außerdem *Polyarthra dolichoptera* und *P. vulgaris*, Abb.5). Sporadisch vorkommende hingegen präferierten oftmals die gleichen Jahreszeiten (die 3 Arten von Ascomorpha, 20.-22.). Aufgrund geringer Dichten ist somit eine Konkurrenz abgeschwächt, die Arten können nebeneinander existieren. Im Folgenden sollen die Taxa im Einzelnen vorgestellt werden.

4.3.1 *Keratella cochlearis cochlearis*

K. c. cochlearis war die häufigste Art in den Seen Mecklenburg-Vorpommerns. Sie konnte zu allen Beprobungsterminen und in allen Seen in hohen, oft dominanten Abundanzen nachgewiesen werden.

Ihr Anteil an der Rotatorienabundanz betrug in mehr als der Hälfte der Seen zu allen untersuchten Jahreszeiten über 70 %. Der Frühjahrsmedian der Abundanzen aller Seen betrug 450, der des Frühsommers 350, des Spätsommers 420 und des Herbstes 403 ind l⁻¹. Diese Schwankungen waren jedoch nicht signifikant.

Die stets hohen Dichten der Art haben nach Untersuchungen folgender Autoren ihre Ursache in der hohen Toleranz gegenüber der Variation von biotischen und abiotischen Parametern sowie der Morphologie:

1. Resistenz gegenüber Cyanobakterien-Toxinen (VASCONCELOS 1994)
2. unselektive Mikrofiltration von picoautotrophen Organismen der Größenspanne 0,5-20 µm (ARNDT 1993) und von Detritus (HOFMANN & HÖFLE 1993)
3. Toleranz gegenüber niedrigen Sauerstoffkonzentrationen und Variationen der Temperatur (VASCONCELOS 1994)

4. geringe Größe als Schutz vor Fischfraß und harte Lorica als effektiver Schutzmechanismus gegenüber carnivoren Copepoden (WILLIAMSEN 1983).

Eine Dezimierung der Dichte tritt nur in oligotrophen Systemen bzw. hohen Dichten des carnivoren Rädertieres *Asplanchna spec.* (ab 40 ind l⁻¹) auf (SARMA 1993). Eine negative Korrelation zwischen Temperatur und Abundanz (ZAWISLAK & BITTEL 1971, RONNEBERGER et al. 1993), welche einer Vermeidung von Perioden großer Sauerstoffdefizite dienen könnte (PEJLER 1981), wurde tendenziell (spearman $r = -0,20$; $P > 0,05$), jedoch nicht signifikant nachgewiesen.

4.3.2 *K. c. tecta*

K. c. tecta trat im Frühjahr sehr sporadisch auf und erreichte ihr quantitatives Maximum im Spätsommer. Zwischen der Temperatur und der Abundanz der Art bestand eine signifikant positive Korrelation (spearman $r = 0,45$; $P < 0,001$).

Eine von ZAWISLAK & BITTEL (1971) beschriebene, zur Unterart *K. c. cochlearis* gegenläufige Entwicklungskurve war tendenziell zu beobachten (beachte die positiven bzw. negativen spearman r). Ob die höheren Abundanzen von *K. c. tecta* in ihrer Thermophilie oder aber im Vorteil der gegenüber *K. c. c.* größeren Schnelligkeit zum Schutz vor Feinden (CONDE-PORCUNA 1993) begründet liegen, ist nicht gewiß. Wahrscheinlich ist es die Gesamtheit der Faktoren, die das saisonale Verhalten erklärt.

4.3.3 *Keratella quadrata*

zeigte eine ähnliche jahreszeitliche Dynamik wie *K. c. cochlearis*, jedoch mit signifikantem Frühjahrsmaximum und negativer Korrelation von Abundanz und Temperatur (spearman $r = -0,27$; $P < 0,01$). Das Herbstminimum unterschied sich nicht signifikant von den Abundanzen des Sommers.

4.3.4 - 4.3.5 *Polyarthra dolichoptera* & *vulgaris*

Die beiden Arten verhielten sich in ihrer Populationsentwicklung gegenläufig (Abb.3). Die als kaltstenotherm (KOSTE 1978) bzw. thermophob (VIRRO & HABERMAN 1993) beschriebene Art *P. dolichoptera* konnte im Sommer nur in geringsten Abundanzen nachgewiesen werden. Jedoch lag die Herbstabundanz bei einer nach KOSTE (1978) optimalen Temperatur von durchschnittlich 8°C deutlich unter dem Frühjahrsmaximum (so auch bei RONNEBERGER et al. 1993).

P. vulgaris trat hingegen im Frühjahr und Herbst in einigen Seen sporadisch auf und erreichte ihr quantitatives Maximum im Sommer. Beide Arten zählen zu den grazenden Rotatorien (ARNDT 1993). Sie sind befähigt, Protozoengemeinschaften zu strukturieren und präferieren Cryptomonaden (VASCONCELOS 1994).

4.3.6 *Kellicottia longispina*

Individuen dieser Art erreichten ihre maximale Dichte im Frühsommer (vgl. RONNEBERGER et al. 1993) und waren bereits im Frühling in relativ hohen Abundan-

zen vertreten. Im Spätsommer und Herbst traten sie nur noch sporadisch auf. Das Vorkommen kleiner Phytoflagellaten in der ersten Jahreshälfte, welche die bevorzugte Nahrung dieser Taxa darstellen (KOSTE 1978), könnte für dieses saisonale Verhalten verantwortlich gemacht werden. Eine Korrelation zwischen Populationswachstums und Temperatur bestand nicht (spearman $r = 0,1$; $P > 0,05$).

4.3.7 - 4.3.8 *Filinia terminalis* & *longiseta*

Auch diese Arten zeigten eine entgegengesetzte saisonale Entwicklung.

So ist *Filinia terminalis*, wie auch *Polyarthra dolichoptera* eine ausgesprochene Frühjahrsform (VASCONCELOS 1994), die hohe Temperaturen vermied.

Filinia longiseta konnte in den kälteren Jahreszeiten nur sporadisch nachgewiesen werden, jedoch im Sommer in erhöhten Dichten. Auch RUTTNER-KOLISKO (1974) beschrieb eine Vermeidung von Temperaturen unter 15°C.

Beide Arten sind unselektive Mikrofiltrierer und ernähren sich, wie auch *Keratella cochlearis* und *Brachionus angularis*, von 0,5-20 µm großen picoautotrophen Organismen (ARNDT 1993).

4.3.9 *Brachionus angularis*

KOSTE (1978) beschrieb diese Art als eurytherm (0,5-28°C). Die fast ausschließliche und hohe Abundanz im Frühjahr deutete jedoch auf ein ähnliches zyklisches Verhalten wie das von *Filinia terminalis* hin. Es bestand eine hochsignifikant negative Korrelation (spearman $r = 0,53$; $P < 0,001$) zwischen Temperatur und Abundanz, welche auch TAN & SHIEL (1993) nachwiesen.

4.3.10 *Synchaeta pectinata*

verzeichnete ihr quantitatives Maximum im Frühjahr, welches nach ARNDT (1993) seine Ursache in der relativ hohen Dichte an Flagellaten, der bevorzugten Nahrung des Grazers, hat. Der tendenzielle Abfall im Sommer soll auch aufgrund der Empfindlichkeit gegenüber verringerter Sauerstoffsättigung auftreten (VASCONCELOS 1993).

4.3.11 *Pompholyx sulcata*

konnte wie *Polyarthra vulgaris* und *Filinia longiseta* im Sommer in höchsten Abundanz nachgewiesen werden. Die hohen Dichten von Bakterien und Detritus (nach VASCONCELOS (1993) die bevorzugte Nahrung der Art) in dieser Jahreszeit, können eine Ursache der saisonalen Dynamik sein.

4.3.12 - 4.3.13 *Trichocerca pusilla* & *similis*

wurden im Sommer in höchsten Abundanzen nachgewiesen und können damit als thermophile Arten beschrieben werden. Auch DE MANUEL & ARMENGOL (1993) kamen zu diesem Ergebnis.

4.3.14 *Anuraeopsis fissa*

Diese Art wurde von KOSTE (1978) sowie VIRRO & HABERMAN (1993) als eine warmstenotherme Charakterart beschrieben. Sie erreichte ihre höchste Abundanz im Spätsommer.

4.3.15- 4.3.16 *Brachionus calyciflorus* & *diversicornis*

zeigten eine gegenläufige Tendenz in ihrer saisonalen Entwicklung. So kann *Brachionus calyciflorus* eher als thermophobe (siehe auch *Brachionus angularis*), *Brachionus diversicornis* als thermophile Form charakterisiert werden. Letztere wird von KOSTE (1978) als warmstenotherme Art, die Cyanobakterien als Nahrung bevorzugt, beschrieben. *Brachionus calyciflorus* präferiert Protozoen und Bakterien (ARNDT 1993).

4.3.17 *Synchaeta oblonga*

zeigte entgegen *Synchaeta pectinata* geringe Tendenz zur Thermophilie (vgl. VIRRO & HABERMAN 1993). KOSTE (1978) stellte jedoch höchste Abundanzen im Frühjahr und Herbst fest.

4.3.18 *Asplanchna priodonta*

kann nach den Ergebnissen aus den 51 Seen Mecklenburg-Vorpommerns als perennierend mit geringer Tendenz zum erhöhten Populationswachstum im Frühjahr (Median 2,3 ind l⁻¹) und besonders im Herbst (3,6 ind l⁻¹) eingestuft werden. Die Sommermediane lagen bei 1,2 und 0,4 ind l⁻¹.

Nach DUMONT & SARMA (1995) entwickelt sich diese räuberische Art erst bei maximalen, fast abnorm hohen Dichten (1500 ind l⁻¹) von kleinen Rotatorien wie *Keratella cochlearis* bzw. *Anuraeopsis fissa*. Dies erklärt den tendenziellen Herbst- (und auch Frühjahrs-) peak. Weitere Faktoren können Ursache der geringeren Dichten von *Asplanchna* im Sommer sein:

- hohe Abundanzen an Cyanobakterien, welche nach WALSH (1993) die Reproduktionsrate von *Asplanchna* vermindern,
- niedrigere Sauerstoffgehalte (VASCONCELOS 1994).

4.3.19 *Conochilus unicornis*

Diese Art ist eine Charakterart von Systemen niederer Trophiegrade.

Bei ausschließlicher Betrachtung der Gewässer, in denen diese Art abundant war (mesotrophe Seen), konnte ein Maximum im Frühjahr/ Frühsommer festgestellt werden (entspricht KOSTE 1978 und VIRRO & HABERMAN 1993). HOFMAN & HÖFLE (1993) entdeckten eine negative Korrelation zwischen der Abundanz von *C. unicornis* und der Konzentration an Detritus sowie Bakterien, welches eine Erklärung für die Bevorzugung des Frühjahrs gibt.

4.3.20 - 4.3.26 *Ascomorpha saltans*, *ecaudis* & *ovalis*, *Trichocerca capuzina* & *stylata*, *Gastropus stylifer*, *Lecane lunaris*

traten fast ausschließlich im Sommer in sehr kleinen Populationen auf.

4.2.27 *Brachionus urceolaris*

Die Art konnte ausschließlich im Frühjahr/ Frühsommer in geringen Dichten nachgewiesen werden.

4.3.28 *Brachionus quadridentatus*

Diese benthisch lebende Form ist nach KOSTE (1978) nur selten im Plankton erwärmter Gewässer anzutreffen. So wurde sie auch nur im Frühsommer (Zeit der durchschnittlich höchsten Wassertemperatur) in 2 stark erwärmten Seen gefunden.

4.4 Cladoceren

Im Gegensatz zu den Rotatorien waren die Arten dieser Zooplanktongruppe hinsichtlich Abundanz und Vorkommen seltener vertreten (Abb.3), wodurch Aussagen über eine saisonale Dynamik der einzelnen Taxa in der Seengesamtheit erschwert wurden. Ein signifikanter Zusammenhang zwischen Abundanz und Temperatur, der bei vielen Rotatorien festgestellt wurde, konnte hier nur bei einer Art (*Daphnia cucullata*, spearman $r = 0,44$; $P < 0,001$) beobachtet werden. *Bosmina longirostris* machte nahezu die gesamte Cladoceren-Biomasse des Frühjahrs aus. Die einzige weitere Frühjahrsart war *Chydorus sphaericus* (Abb.3). Die Mehrzahl der Cladoceren (*B. longirostris* eingeschlossen) präferierte den Sommer, war aber bis in den Herbst hinein abundant. Auch ZAWISLAK UND BITTEL (1971) kamen zu diesem Ergebnis. Aufgrund der hohen Dichten von *Daphnia cucullata* und *Bosmina longirostris* (Anteile 59 % und 37 %) im Frühsommer konnte ein signifikanter Biomasse-Peak erzeugt werden. Eine weitere dominante Art zu dieser Zeit war *Daphnia hyalina*. *Bosmina coregoni*, *Ceriodaphnia reticulata* und *Diaphanosoma brachyurum* erreichten maximale Dichten im Spätsommer. Im Herbst dominierten *Bosmina longirostris* und *Daphnia cucullata*. Weitere Arten waren *Bosmina coregoni*, *Alonella nana* und *Chydorus sphaericus*. Die Artenzahl nahm zum Sommer hin zu, blieb aber bis zum Herbst - allerdings mit qualitativen Veränderungen - konstant. Im Folgenden sollen die Taxa im Einzelnen vorgesehlt werden (Abb.3):

4.4.1 *Bosmina longirostris*

Die das ganze Jahr über bedeutendste Komponente der Cladoceren, zeigte signifikante Peaks im Frühjahr und Frühsommer.

4.4.2 *Bosmina coregoni*

Diese Art wurde in weitaus geringeren Dichten als *Bosmina longirostris* nachgewiesen. Das quantitative Maximum konnte entgegen *Bosmina longirostris* im Spätsommer/ Herbst beobachtet werden. Auch ZAWISLAK & BITTEL (1971) registrierten in polnischen Seen ein Populationswachstum dieser Art nach Absinken der Temperaturen unter 19°C und ein Spätsommer/ Herbst-Maximum.

4.4.3 *Daphnia cucullata*

Das von ZAWISLAK & BITTEL nachgewiesene Maximum im Frühjahr wurde nicht beobachtet, die Art fehlte in dieser Zeit in fast allen Seen. Höchste Abundanzen konnten im Frühsommer nachgewiesen werden. Auch im Spätsommer und Herbst gehörte diese Daphnie zu den dominierenden Cladoceren.

4.4.4 - 4.4.6 *Daphnia hyalina*, *galeata* & *longispina*

Diese sporadisch aufgetretenen Taxa zeigten ein ähnliches Verhalten wie *Daphnia cucullata* und präferierten den Frühsommer. Das Ergebnis konnte jedoch ausschließlich für *D. hyalina* als signifikant nachgewiesen werden (Abb.4).

4.4.7 - 4.4.8 *Ceriodaphnia reticulata* & *Diaphanosoma brachyurum*

fehlten während der ersten zwei Meßkampagnen und im Herbst in fast allen Seen und konnten im Spätsommer in geringen Abundanzen nachgewiesen werden.

4.4.9 *Chydorus sphaericus*

konnte im Frühjahr und Herbst nachgewiesen werden. Auch ZAWISLAK & BITTEL (1971) beschrieben eine Bevorzugung kälterer Jahreszeiten.

4.5 Cyclopiden

Adulte Cyclopiden traten nur in geringsten Abundanzen auf (die Mediane lagen bei 0, daher die Darstellung Abb.4 der Mittelwerte + Stabw.). Trotzdem konnte ein entsprechender Wechsel von Kalt- und Warmwasserformen wie bei den Rotatorien beobachtet werden.

Die dominierenden Formen zeigten hinsichtlich der Häufigkeit des Auftretens ein gegensätzliches saisonales Verhalten. So kann *Cyclops vicinus-strenuus* als typi-

sche Form kalter Jahreszeiten, *Mesocyclops leuckarti* als Warmwasserform angesehen werden.

Die Mehrzahl der Cyclopiden sind Sommerformen. Dies erklärt das größere Artenspektrum und das Maximum an adulten Individuen in dieser Jahreszeit.

4.5.1 *Cyclops vicinus-strenuus*

kann nach den Ergebnissen als eine Charakterart kalter Perioden bezeichnet werden. Jeweils im Frühjahr und Herbst hatte sie einen Anteil von 73% bzw. 76% an der Abundanz adulter Cyclopiden, war aber auch im Sommer vertreten.

4.5.2 *Mesocyclops leuckarti*

Diese zu allen Zeiten der Untersuchungsperiode vorkommende Art erreichte ihr Maximum im Sommer. Nach ZAWISLAK & BITTEL (1971) ist sie eine typische Warmwasserform.

4.5.3 - 4.5.5 *Mesocyclops oithonoides*, *Acanthocyclops vernalis-robustus*, *Diacyclops bicuspidatus*

wiesen ein ähnliches saisonales Verhalten wie *Mesocyclops leuckarti* auf, ihre Entwicklungsperioden waren jedoch kürzer. So beschränkte sich das Vorkommen von *M. oithonoides* auf die Zeit von Frühjahr bis Spätsommer; *A. vernalis - robustus* wurde erst ab dem Frühsommer, dann aber bis in den Herbst hinein abundant. *D. bicuspidatus* zeigte sich hingegen nur im Sommer.

4.5.6 *Eucyclops serrulatus*

konnte lediglich in den beiden untersuchten Torfseen im Frühjahr nachgewiesen werden.

4.6 Calaniden

Der Calanide *Eudiaptomus gracilis* war während des gesamten Untersuchungszeitraumes abundant und zeigte keine signifikante saisonale Dynamik.

5 Zusammenfassung

In 51 Seen der Landkreise Güstrow und Bad Doberan konnten insgesamt 56 Zooplanktonarten identifiziert werden. Die Artenspektren der einzelnen Gewässer entsprachen sich größtenteils. Untersuchungen zur zeitlichen Variabilität ergaben eine ausgeprägte saisonale Artensukzession innerhalb der Gruppe der Rotatorien

und Cyclopiden. Bei den Rotatorien und Cyclopiden war eine deutliche Ablösung der Kaltwasser- durch Warmwasser-Formen festzustellen. Als Kaltwasserformen können z.B. die Rotatorien *Polyarthra dolichoptera* und *Filinia terminalis* sowie der Cyclopeide *Cyclops vicinus-strenuus* festgestellt werden. Arten des Sommers waren u.a. *Polyarthra vulgaris*, *Filinia longiseta*, *Trichocerca* spp. und der Cyclopeide *Mesocyclops* spp.. Die größte Artenzahl (46) wurde im Sommer registriert.

Literatur

- ARNDT, H. (1993). Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates) - a review. *Hydrobiol.* 255/ 256: 231-246
- BATT, K. (1978). Mecklenburg, ein Lesebuch. 2. Aufl., Hinstorff Rostock 1978
- BOTTRELL, H. H., DUNCAN, A., GLIWICZ, Z. M., GRYGIEREK, E., HERZIG, A., HILLBRICHT-ILKOWSKA, A., KURASAWA, H., LARSSON, P. & WEGLENSKA, T. (1976). A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J. Zool.* 24: 9-456
- CONDE-PORCUNA, J. M., MORALES-BAQUERO, R. & CRUZ-PIZARRO, L. (1993). Effectiveness of the caudal spine as a defense mechanism in *Keratella cochlearis*. *Hydrobiol.* 255/ 256: 283-288
- DE MANUEL, J. & ARMENGOL, J. (1993). Rotifer assemblages: a contribution to the typology of Spanish reservoirs. *Hydrobiol.* 255/ 256: 421-428
- DOWNING, J.A. & RIGLER, F.H. (1984). A manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters, Blackwell Scientific Publications, Oxford, London: 337-411
- DUMONT, H.J. & SARMA, S.S.S. (1995). Demography and population growth of *Asplanchna girodi* as a function of prey (*Anureopsis fissa*) density. *Hydrobiol.* 306: 97-107
- FLOSSNER, D. (1972). Krebstiere, Crustacea, Gustav Fischer Verlag, Jena
- HAMMER, A. (1997) Die Struktur des Zooplanktons und die zeitliche Variabilität seiner Freßleistung ind ausgewählten Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Diplomarbeit. Universität Rostock, 69 S.
- HOFMANN, W. & HÖFLE, M. G. (1993). Rotifer population dynamics in response to increased bacterial biomass and nutrients: a mesocosm experiment. *Hydrobiol.* 255/ 256: 171-176
- KOSTE, W. (1978). Rotatoria, Die Rädertiere Mitteleuropas, Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart
- PEJLER, B. (1981). On the Use of Zooplankters as Environmental Indicators. In M. Sudzuki (Ed.): Some Approches to Saprobiological Problems. Sanseido Co.Ltd., Tokyo: 9-12
- PEJLER, B. (1983). Zooplanktic indicators of trophy and their food. *Hydrobiologia* 101: 111-114
- RONNEBERGER, D., KASPRZAK, P. & KRIENITZ, L. (1993). Long-term changes in the rotifer fauna after biomanipulation in Haussee (Feldberg, Germany, Mecklenburg-Vorpommern) and its relationship to the crustacean and phytoplankton communities. *Hydrobiol.* 255/ 256: 297-304
- RUTTNER-KOLISKO, A. (1974). Plankton Rotifers: Biology and Taxonomy, Die Binnengewässer, Stuttgart
- SARMA, S.S.S. (1993). Feeding responses of *Asplanchna brightwelli* (Rotifera): laboratory and field studies. *Hydrobiol.* 255/ 256: 275-282
- SCHLUNGBAUM, G. (1995 und 1996). Forschungsbericht des Seenprojektes Mecklenburg-Vorpommerns. Universität Rostock. Rostock
- SCHMID-ARAYA, J. M. (1993). Rotifer communities from some Araucanian lakes of southern Chile. *Hydrobiol.* 255/ 256: 397-410
- TAN, L.-W. & SHIEL, R. J. (1993). Responses of billabong rotifer communities to inundation. *Hydrobiol.* 255/ 256: 361-370
- VASCONCELOS, V. M. (1994). Seasonal fluctuation of planktonic rotifers in Azibo reservoir (Portugal). *Hydrobiol.* 294: 177-184
- VIRRO, T. & HABERMAN, J. (1993). The rotifers of Lake Peipus. *Hydrobiol.* 255/ 256: 389-396
- WALSH, E. J. (1993). Rotifer genetics: integration of classic and modern techniques. *Hydrobiol.* 255/ 256: 193-204
- WILLIAMSEN, C.E. (1983). Invertebrate predation on planktonic rotifers. *Hydrobiol.* 104: 385-396
- ZAWISLAK, W. & BITTEL, L. (1971). Seasonal Variability of the Zooplankton in the Southern Part of the Lake Jeziorak, with a Special Consideration of its Littoral. *Limnologia.* 6: 81-114

Verfasser

Dr. Reinhard Heerkloß
Astrid Hammer
FB Biologie / Ökologie
Freiligrathstraße 7/8
18051 Rostock

Dirk FRITZSCHE

University of Rostock, Department of Marine Biology

***Marenzelleria* cf. *viridis*: Responses to salinity change and low oxygen partial pressure - A summary of information from resistance experiments and calorimetry**

Abstract

The responses of different development stages of *Marenzelleria* cf. *viridis* (Verrill 1873), an immigrant into Baltic coastal waters, to salinity changes and low oxygen partial pressure / anoxia were examined. The present study summarizes resistance experiments and data from direct, indirect and combusive calorimetry. The results were compared to those of the euryoecous common indigeneous polychaete *Nereis* (*Hediste*) *diversicolor* (O.F. Müller). The energetic turnover of adult individuals of both polychaetes was equal amounting to approximately 0,73 % daily, at a temperature of 10°C, indicating equal energetic prerequisites for matching stress. Adult *M. cf. viridis* showed equally high resistance to low salinities as *H. diversicolor*: $LC_{50} < 0.1$ PSU for both. The resistance to high salinities was lower for *M. cf. viridis* ($LC_{50}=29.8$ PSU at 10°C) than for *H. diversicolor* ($LC_{50} = 43.4$ PSU at 10°C) indicating a genetical adaptation of *M. cf. viridis* to brackish water conditions. Even larvae of *M. cf. viridis* were able to resist oxygen deficiency for a short time ($LT_{50} = 4.2$ h at 10°C). Resistance to oxygen deficiency increases for adult *M. cf. viridis* up to about 300 h depending on salinity and temperature. With that, *M. cf. viridis* reaches the tolerance of *H. diversicolor*. Measures of the metabolic activity revealed a more energy saving strategy at low oxygen partial pressures for *M. cf. viridis* than *H. diversicolor*. At anoxia both polychaetes gave equal metabolic activities. In summary, *M. cf. viridis* can be considered as well adapted to the Baltic coastal water levels of salinity and oxygen partial pressure as *H. diversicolor*.

Introduction

Marenzelleria cf. *viridis* (Verrill 1873) spread very successfully into coastal waters of the Baltic (cf. KUBE et al., 1996). Rate and extent of the polychaetes propagation were amazing because of the particular environmental conditions which are known to limit the macrozoobenthic diversity of these waters to only a few species.

The most important restricting factor in brackish waters like the Baltic is the low salinity (REMANE, 1958). A salinity range of 5 to 8 PSU, the Horohalinicum as named by KINNE, 1971, is wellknown to form a propagation boundary for most marine and freshwater organisms (REMANE, 1958). *M. cf. viridis* at present generally occurs at horohaline salinities and remarkable records were even given for salinities below 5 PSU (KUBE et al., 1996, ZETTLER, 1996). Moreover, the Baltic coastal waters are characterized by high trophic levels. Our main investigation site, the shallow estuary-like coastal inlet "Darß-Zingster-Boddenkette" (DZBK) is considered to be eutrophic to polytrophic (NAUSCH and SCHLUNGBAUM 1991). Problems of nutrient loaded aquatic biotopes like low and fluctuating oxygen partial pressures, oxygen deficiency and formation of hydrogen sulphide in the sediment, occur additionally and lead to a complex system of stressful conditions. Because of its success *M. cf. viridis* was believed to have remarkable adaptation strategies to be able to live at such an inhospitable habitat.

This study presents new information on the influence of potentially stressful environmental factors, specifically salinity and oxygen partial pressure, on resistance and energetic parameters of various development stages of *M. cf. viridis*. New findings and already published information are summarized to contribute to the description of the polychaetes ecological potency. The energetic parameters measured were energy content of adult individuals and metabolic activity (calorimetry and simultaneous respirometry) of different development stages. The results are compared with those of the polychaete *Nereis (Hediste) diversicolor* (O.F.Müller). *H. diversicolor* is highly suitable as a reference organism since it is wellknown. Its wide ecological tolerance (see KRISTENSEN, 1988) is highly qualified for a measure of the tolerance of *M. cf. viridis*. Moreover, *H. diversicolor* was the only macrobenthic polychaete species inhabiting regions of horohaline salinities with significant abundances before the arrival of *M. cf. viridis* (ARNDT, 1989).

Materials and methods

Organisms

Individuals of the polychaetes *M. cf. viridis* and *H. diversicolor* were sampled in the Southern Baltic coastal inlet Darß-Zingster Boddenkette (DZBK) between 1992 and 1994. For details of procedure and determination of biomass as ash free dry weight (AFDW) see FRITZSCHE and VON OERTZEN, 1995.

Resistance experiments

The polychaetes were acclimated to the experimental conditions for 1 week. The resistance to oxygen deficiency (as achieved by nitrogen bubbling of the experimental water) was determined at temperatures of 5, 10 and 20°C for adult individuals and at 10°C for larvae and juvenile polychaetes. Adult individuals were acclimated to

salinities of 10, 5, 2 and 0.5 PSU, larvae and juveniles to 5 PSU. The salinity of 5 PSU represents an average salinity of the sample site DZBK.

The resistance to salinity was measured with 5-PSU-adapted polychaetes (5 PSU = average habitat salinity) which were exposed to different salinity steps for 48 h (larvae) and 72 h (juveniles and adults). Adult polychaetes were kept at temperatures of 10 and 20°C, larvae and juveniles at 10°C.

The individuals of oxygen deficiency and salinity resistance experiments were exposed in groups comprising 10 specimens of adults and juveniles and 200 to 500 specimens of larvae for each temperature or salinity set. For details and more information about the resistance experiments see FRITZSCHE and VON OERTZEN, 1995 and BOCHERT et al., 1996.

Energy content

Adult individuals of both species were dried for 24 h at a temperature of 60°C. They were then pulverized using a pestle. Pressed tablets of the powder were combusted at pure oxygen (35 at) inside a Parr 1425 Semimicro Bomb Calorimeter (Moline, USA).

Metabolic activity

The metabolic activity of the individuals was measured simultaneously by direct calorimetry and respirometry under steady state conditions. 5- and 25-ml-perfusion chambers within the Thermometric 2277 microcalorimeter (Thermal Activity Monitor, Järfälla, Sweden) were connected to oxygen sensors (2000-100 Eschweiler, Kiel, FRG and Orbisphere 2124, Neuenburg, Switzerland).

Measurements on adult individuals took place at temperatures of 10/20°C and at salinities of 5 PSU (10/20°C) and 0.5 PSU (20°C). Larvae and juveniles were measured at 10°C and 5 PSU. Each measurement started at normoxic conditions. The oxygen partial pressure was stepwise decreased maintaining a steady state of different oxygen partial pressures for certain periods until anoxia was reached.

For technical details and more information about procedure and evaluation see FRITZSCHE and VON OERTZEN, 1995a,b.

Results

Resistance to salinity stress

All examined development stages of *M. cf. viridis*, adapted to a temperature of 10°C and a salinity of 5 PSU, were able to tolerate very low salinities of < 1 PSU (Fig. 1). The resistance (as median lethal concentration of the medium: LC₅₀) in-

creased significantly with ongoing development from 0.77 PSU for larvae with 1-3 setigers up to 0.03 PSU for adult individuals (BOCHERT et al., 1996).

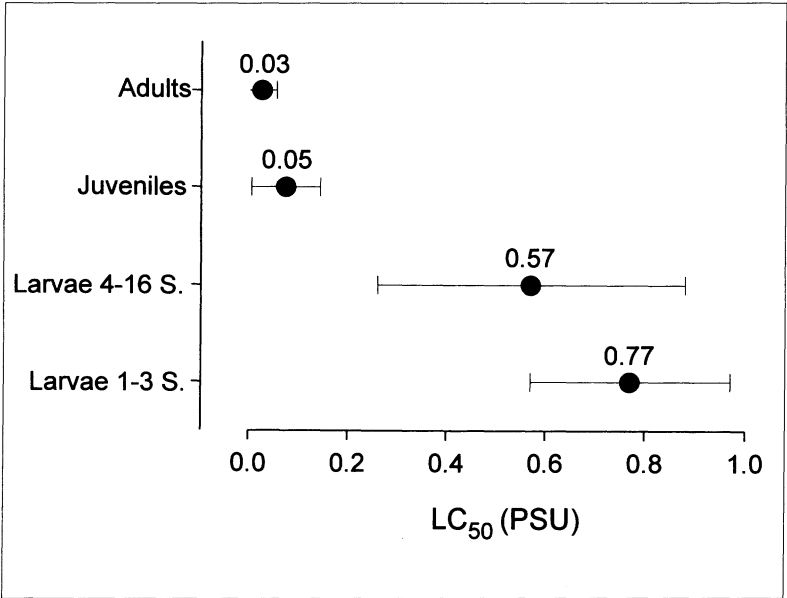


Fig. 1 *M. cf. viridis*: Resistances to low salinities (LC₅₀) and intervals of confidence (t_{0.05}) of various development stages at a temperature of 10°C and an adaptation salinity of 5 PSU, from BOCHERT et al., 1996.

With LC₅₀ of 0.03 and 0.09 PSU adult *M. cf. viridis* reached the similar resistance level to low salinity as adult *H. diversicolor* (0.02 and 0.02 PSU) at temperatures of 10°C and 20°C, respectively (Fig. 2).

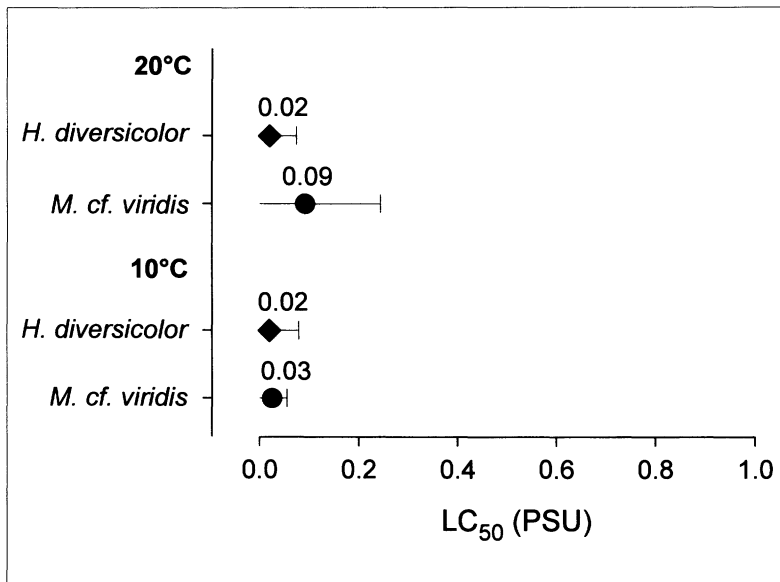


Fig. 2 *M. cf. viridis* and *H. diversicolor*. Resistances to low salinities (LC₅₀) and intervals of confidence (t_{0.05}) of adult individuals at a temperatures of 10°C and 20°C and at an adaptation salinity of 5 PSU.

Resistance to high salinities was > 24 PSU for all development stages of *M. cf. viridis* at a temperature of 10°C and with an adaptation salinity of 5 PSU. LC₅₀ increased from 26.0 PSU for larvae with 1-3 setigers to 29.8 PSU for adult individuals without a significant difference (Fig. 3).

For both temperatures (10°C and 20°C, respectively) adult *M. cf. viridis* showed with LC₅₀ of 29.8 and 25.9 PSU a significant lower resistance to high salinities as adult *H. diversicolor* (43.4 and 36.2 PSU) (Fig. 4).

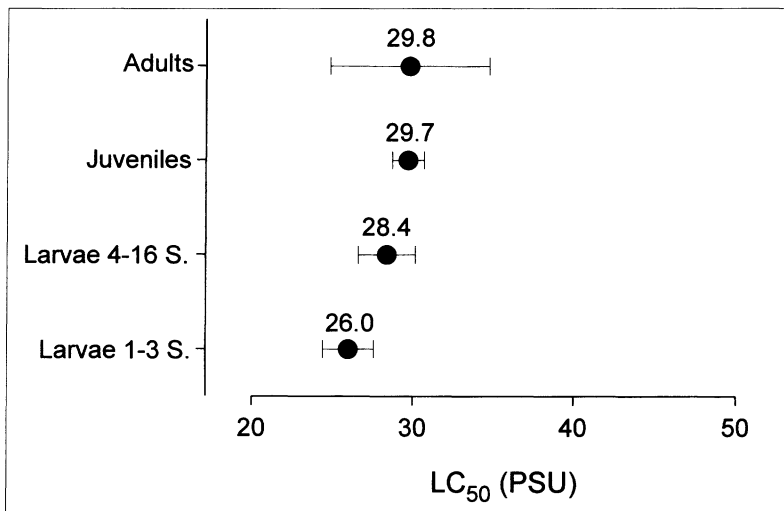


Fig. 3 *M. cf. viridis*: Resistances to high salinities (LC₅₀) and intervals of confidence ($t_{0,05}$) of various development stages at a temperature of 10°C and an adaptation salinity of 5 PSU.

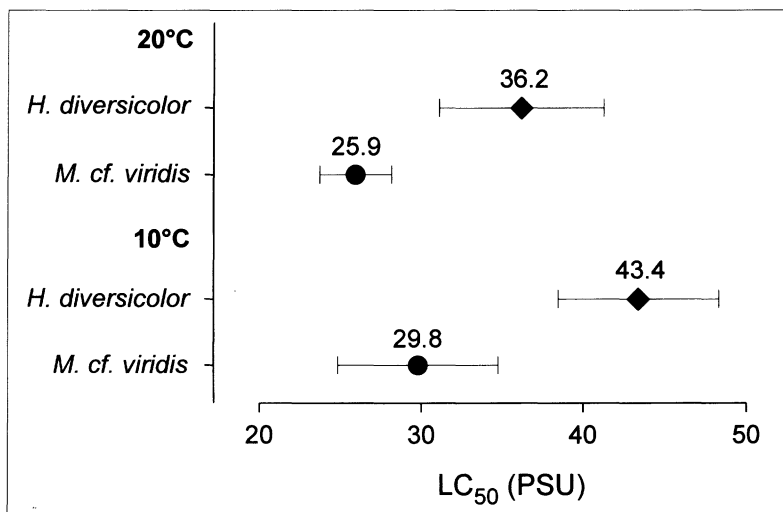


Fig. 4 *M. cf. viridis* and *H. diversicolor*: Resistances to high salinities (LC₅₀) and intervals of confidence ($t_{0,05}$) of adult individuals at a temperatures of 10°C and 20°C and at an adaptation salinity of 5 PSU.

Resistance to oxygen deficiency

At a temperature of 10°C and an adaptation salinity of 5 PSU, all development stages of *M. cf. viridis* were able to survive oxygen deficiency (Fig. 5). The resistance (as median lethal time: LT_{50}) increased exponentially and significantly with the development of the polychaete. Larvae with 1-3 setigers survived anoxia for only 4.2 h whereas adult individuals were able to survive oxygen deficiency for 186 h (more than 1 week).

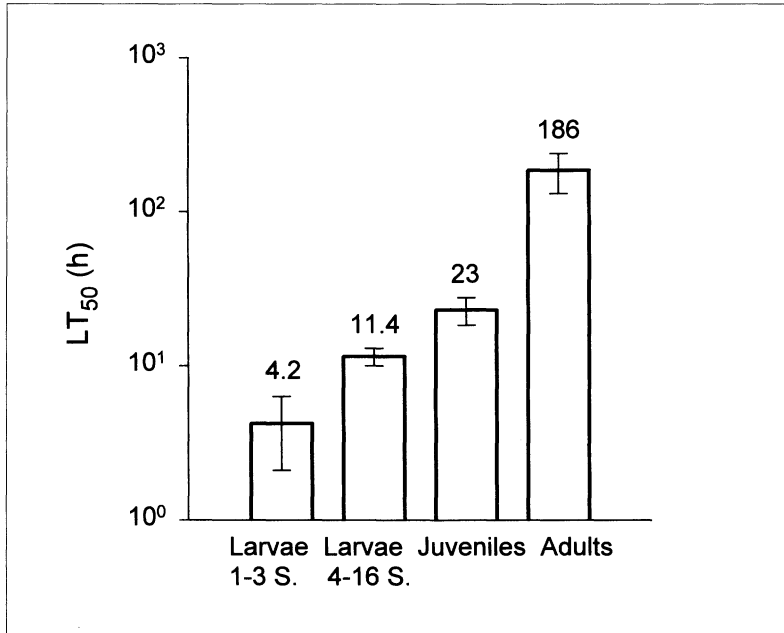


Fig. 5 *M. cf. viridis*: Resistances to oxygen deficiency (LT_{50}) and intervals of confidence ($t_{0.05}$) of various development stages at a temperature of 10°C and an adaptation salinity of 5 PSU.

Adult *M. cf. viridis* reached nearly the same survival times at anoxia as adult *H. diversicolor* (Fig. 6). There was no significant difference between the two species at all temperature-salinity-combinations (FRITZSCHE and VON OERTZEN, 1995b). Highest survival times were determined at a temperature of 5°C and a salinity of 5 PSU: 296 h for *M. cf. viridis* and 312 h for *H. diversicolor*. The resistance to oxygen deficiency decreased for both species with increasing temperature. The difference became significant between 5°C and 20°C and between 10°C and 20°C, respectively. The lowest resistances were registered at a temperature of 20°C and a salinity of 0.5

PSU: 22 h for both *M. cf. viridis* and *H. diversicolor*. Very low salinities also led to a decrease in the survival times. The survival times below a salinity of 5 PSU were significantly different from salinities ≥ 5 PSU at the temperatures of 5°C and 10°C, respectively. At a high temperature of 20°C, the difference became insignificant.

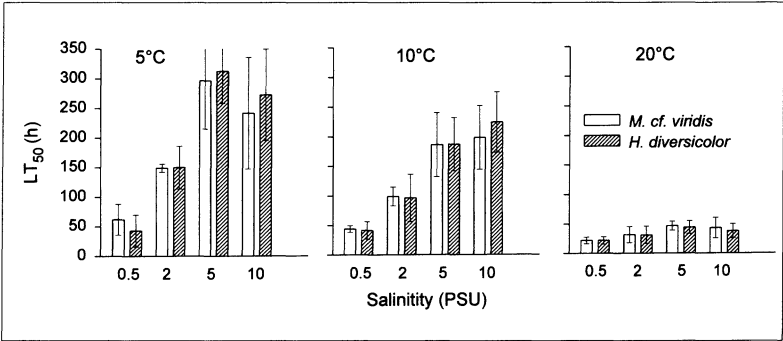


Fig. 6 *M. cf. viridis* and *H. diversicolor*: Resistances to oxygen deficiency (LT_{50}) and intervals of confidence ($t_{0.05}$) of adult individuals at temperatures of 5, 10 and 20°C and at adaptation salinities of 0.5, 2, 5 and 10 PSU.

Energy content

There was no significant difference between the energy content of adult individuals of both species: 23.02 ± 0.73 J/mgAFDW for *M. cf. viridis* and 22.20 ± 1.10 J/mgAFDW for *H. diversicolor*.

Metabolic activity at normoxia

The biomass related metabolic activity of the different development stages of *M. cf. viridis* at routine activity, measured as heat dissipation at a temperature of 10°C and a salinity of 5 PSU, decreased with the increase of biomass (Fig 7) following a power equation:

$$Q_{BM} = 10.655 m^{-0.2507} \qquad r^2 = 0.893$$

Q_{BM} : biomass related heat dissipation rate ($mJ \cdot h^{-1} \cdot mg^{-1}AFDW$)

m : biomass (mgAFDW).

$\dot{Q}_{BM}$ decreased from 28-51 $\text{mJ}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{mg}^{-1}\text{AFDW}$ for larvae to 2.7-8.9 $\text{mJ}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{mg}^{-1}\text{AFDW}$ for adult individuals.

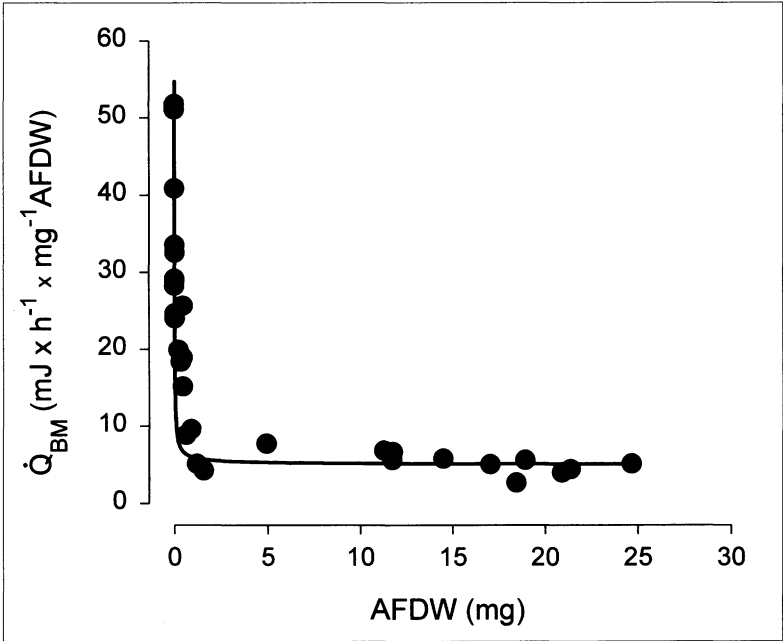


Fig. 7 *M. cf. viridis*: Relationship between biomass and biomass specific rates of metabolic heat dissipation of different development stages at a temperature of 10°C and a salinity of 5 PSU.

The biomass related rates of metabolic activity of adult *M. cf. viridis* were not significantly different from those of *H. diversicolor* for temperatures of 10°C and 20°C, respectively (FRITZSCHE and VON OERTZEN, 1995b).

Metabolic activity at hypoxia

Different development stages of *M. cf. viridis* responded in different ways to declining oxygen partial pressures. At a temperature of 10°C and a salinity of 5 PSU larvae of *M. cf. viridis* were able to maintain their aerobic metabolic activity of a normoxic level down to oxygen partial pressures of below 2 kPa. With ongoing development the pattern of oxygen regulation approached that of the adults, which showed a nonproportional decrease of metabolic activity at declining oxygen partial

pressure including a certain regulation ability (for all see FRITZSCHE and VON OERTZEN, 1995a).

However, adult *H. diversicolor* showed a little more regulating ability at a salinity of 5 PSU compared to *M. cf. viridis*. At an additional low salinity of 0.5 PSU *M. cf. viridis* further reduced its metabolic activity with declining oxygen partial pressure. Its regulation pattern nearly reached that of an oxyconformer. But *M. cf. viridis* was able to meet that further reduced metabolism fully aerobically whereas the measures for *H. diversicolor* had a gap between a further increased heat dissipation and an decreased oxygen consumption, even below an oxygen partial pressure of 10 kPa. These findings indicated an anaerobic metabolic compensation for the energy expenditure of *H. diversicolor* below 10 kPa at the very low salinity of

0.5 PSU (for all findings see FRITZSCHE and VON OERTZEN, 1995b).

Metabolic activity at anoxia

The anaerobic metabolic heat dissipation related to the heat dissipation at normoxia at a temperature of 10°C and a salinity of 5 PSU significantly increased with the development of *M. cf. viridis* from 10.0 % for larvae to 14.0 % for juveniles and 20.2 % for adult individuals (FRITZSCHE and VON OERTZEN, 1995a).

Adult *M. cf. viridis* gave nearly the same anaerobic heat dissipation rates as adult *H. diversicolor* without a significant species difference: about 20 % of the normoxic heat dissipation rates for the following temperature/salinity-combinations: 10°C/5PSU, 20°C/5PSU and 20°C/0.5PSU, respectively (FRITZSCHE and VON OERTZEN, 1995b).

Discussion

Stressful environmental conditions may be described as those which lead to elevated demands on the animal's metabolism (see BAYNE, 1980 and 1985). A balanced relation between energy reserves, metabolic gain and metabolic loss of energy that can buffer additional energy demands due to metabolic responses to stressful conditions is an energetic prerequisite for the survival under stressful conditions. The energetic turnover of an organism can partly describe this. It provides the relation between the daily metabolic loss of energy and the total energy available to the organism.

The energetic turnover can be calculated on the base of the total energy content measured by combustive calorimetry and the rate of metabolic loss measured by heat dissipation. Nearly equal energy contents were measured for the invader *M. cf. viridis* as for *H. diversicolor*, 23.02 and 22.20 J·mg⁻¹AFDW, respectively. These values correspond to a general range of 22.6 - 23.9 J·mg⁻¹AFDW for benthic invertebrates given by WACASEY and ATKINSON, 1987. Nearly the same metabolic activities were measured for both, *M. cf. viridis* and *H. diversicolor*. This results in an equal energetic turnover: An adult polychaete with a biomass of 10 mgAFDW and a bio-

mass related energy content of about 23 J/mgAFDW possesses an absolute energy content of 230 J. On the base of a median routine metabolic heat dissipation rate of $7 \text{ mJ} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{mg}^{-1} \text{AFDW}$ at a temperature of 10°C (for *M. cf. viridis* see Fig. 7, for both species see FRITZSCHE and VON OERTZEN, 1995b) a heat of 1.68 J within 24 h will be dissipated. This amounts to a daily turnover of 0.73 % of the total energy content of one of these polychaetes.

The daily energetic turnover of 0.73 % for *M. cf. viridis* and *H. diversicolor* is low compared to the available data of two completely different organisms, 48.3 % for the ciliate *Paramecium calicinski* (SCHARF, 1979) and 3.8 % for the mysid *Neomysis integer* (with a biomass of 2-4 mg AFDW, calculated from data in ARNDT and JANSEN, 1986 at a temperature of 20°C). The big difference between the examined polychaetes and the ciliate is clearly caused by the much higher biomass related metabolic activities of small animals as also found for the larvae of *M. cf. viridis* (Fig. 7). But correcting the value of the more equivalent *Neomysis integer* for biomass and for temperature, an equivalent weighting *M. cf. viridis* or *H. diversicolor* would give only half of the energetic turnover of *Neomysis integer*. This is caused by a twofold higher metabolic activity of *Neomysis integer* compared to the polychaetes, which could result from the different mode of living of *Neomysis integer*. The mysid lives on the benthic-pelagic boundary and exhibits higher swimming activities compared to the examined polychaete species.

The relatively low energetic turnover of *M. cf. viridis* and *H. diversicolor* could be a general advantage for surviving energetically stressful conditions since energy reserves would not be depleted so quickly. Exhibiting nearly equal energetic turnover rates, *M. cf. viridis* possesses the same range of energetic prerequisites to match stress as *H. diversicolor*.

With a LC_{50} of < 1 PSU (Fig. 1) all examined development stages of *M. cf. viridis* were highly resistant to very low salinities. Adult *M. cf. viridis* with $\text{LC}_{50} < 0.1$ PSU showed nearly the same resistance to low salinities as *H. diversicolor* (Fig. 2). Compared to other data of marine and brackish water polychaetes such high resistances were only given yet for *H. diversicolor*: 0 PSU by HOHENDORF, 1963 and THEEDE et al., 1973. *H. diversicolor* has been characterized as an euryhaline species by different authors (HOHENDORF, 1963, THEEDE et al., 1973, KRISTENSEN, 1988). Other polychaetes which also have high resistances to low salinities were discussed to be genuine brackish water species (ARNDT, 1989, MICHAELIS et al., 1992 and REMANE, 1958): *Alkmaria romijni* with a LC_{50} of 0.3-0.7 PSU (ARNDT, 1973) and *Streblospio shrubsoli* with a LC_{50} of 0.4-0.6 PSU (NAUSCH, 1982). Compared to the other polychaetes *M. viridis* can be described as highly tolerant to very low salinities. Nevertheless there is a critical salinity of 5 PSU below which the development of *M. cf. viridis* cannot be completed (BOCHERT et al., 1996). Field investigations confirmed this critical salinity as a lower boundary for larval settlement (KUBE et al., 1996). But even larvae with more than 4 setigers can finish development at salinities of only 3.5 PSU (BOCHERT et al., 1996). Nevertheless the high short time tolerance of even larvae enables them to match transient periods of very low salinities. That can be an important advantage for colonizing oligohaline waters.

The high-salinity resistance of *M. cf. viridis* of > 24 PSU for all development stages is sufficient to survive salinity shifts as they could occur in the Baltic. But it was very low compared to the resistance of *H. diversicolor* (Fig. 4) and to data of other polychaetes. Even the polychaetes *Alkmaria romijni* and *Streblospio shrubsoli*, considered to be genuine brackish water species, were able to resist to higher salinities: 36.3-40.6 PSU (ARNDT, 1973) and 45.6-57.0 PSU (NAUSCH, 1982), respectively. This finding supports the hypothesis that *M. cf. viridis* is probably genetically adapted to brackish water conditions. This is also reflected in the Baltic habitats of *M. cf. viridis* showing highest abundances at low Baltic salinities between 5 and 8 PSU (Zettler et al., 1995, KUBE et al., 1996).

All examined development stages of *M. cf. viridis* were able to survive anoxic conditions (Fig. 5). WIDDOWS et al., 1989 and WANG and WIDDOWS, 1991, also described the ability of even larvae of the euryoxic mussels *Crassostrea virginica* and *Mytilus edulis* to resist to oxygen deficiency for a short time. It shows that anaerobic capacity can be evolved early during individual development of euryoxic species. The resistance to oxygen deficiency increased exponentially with the development of *M. cf. viridis*. There are two main reasons for that: 1. The biomass related metabolic activity decreases potentially with the increase of biomass (Fig. 7). The exponent of the power equation of -0.2507 coincided with the values around -0.3, summarized by NEWELL, 1970. Substrate storages for that relation will be depleted more slowly in bigger individuals. 2. Biomass related energy storages grow as the individuals grow (for the glycogen content of juvenile *Arenicola marina*: SCHIEDEK and SCHÖTTLER, 1990). Substrate storages, therefore, can supply sufficient fuel for a longer time.

The resistances to oxygen deficiency of adult individuals of *M. cf. viridis* and *H. diversicolor* of around 300 h (Fig. 6) are among the longest recorded for marine and brackish water polychaetes until now. Most other euryoxic polychaetes exhibit lower resistances (LT₅₀ and temperature): < 120 h at 12°C for *Arenicola marina* (SCHÖTTLER and GRIESHABER, 1988), 132 h at 10°C for *Nephtys ciliata* (DRIES and THEEDE, 1974), 240 h at 12°C for *Cirriformia tentaculata* (BESTWICK et al., 1989). Both, *M. cf. viridis* and *H. diversicolor* reach the level of resistance of euryoxic mussels (see DRIES and THEEDE, 1974). *M. cf. viridis*, therefore, can be considered as highly adapted to oxygen deficiency related habitats.

Temperature significantly influenced the survival times at anoxia (Fig. 6). High temperatures led to very low survival times. Resistance is at its lowest in summer, just when oxygen deficiency is more likely to occur. But even at a temperature of 20°C both species were able to survive anoxia for nearly 2 days at moderate salinities. This ability should be sufficient for surviving in shallow coastal waters, since a complete absence of pelagic oxygen for longer than diurnal periods is improbable.

Very low salinities significantly decreased the resistance to oxygen deficiency in both *M. cf. viridis* and *H. diversicolor*. The influence became significant below a salinity of 5 PSU. This is a further indication for a critical salinity of approximately 5 PSU (see above) that could act selectively. Demands on osmoregulation increase at very low salinities. There are indications of a breakdown of osmoregulation as the main cause of death during anoxia at very low salinities (see FRITZSCHE and VON

OERTZEN, 1995b). Nevertheless survival times reached nearly one day at a very low salinity of 0.5 PSU, even related to the rate of catabolized substrates a lower me-

In contrast to adult individuals, larvae of *M. cf. viridis* were shown to maintain metabolic activity completely oxygen independent down to severe hypoxia (FRITZSCHE and VON OERTZEN, 1995a). Similar findings were given for larvae of other species (WIDDOWS et al., 1989, for *Crassostrea virginica* and WANG and WIDDOWS, 1991, for *Mytilus edulis*) or for other very small animals (GNAIGER, 1993, for *Cyclops abyssorum*). The relation between the oxygen partial pressure and the metabolic activity of an animal depends on the ability to extract and transport oxygen since the critical oxygen partial pressure for saturation of the oxidative capacity of mitochondria is < 0.03 kPa (see PÖRTNER and GRIESHABER, 1993). Small animals are less oxygen diffusion limited than big animals (see HERREID, 1980 and GRAHAM, 1990). Therefore, the high metabolic activities of larvae at very low oxygen cannot be interpreted as active regulation of oxygen consumption. Nevertheless, they could provide energy for the maintenance of normal life functions like feeding and growth as it was shown for larvae of *Crassostrea virginica* and *Mytilus edulis* (WIDDOWS et al., 1989 and WANG and WIDDOWS, 1991). Very low oxygen partial pressures, therefore, seem to have no restrictive influence on the larval development.

Adult *M. cf. viridis* were shown to reduce their metabolic activities with declining oxygen partial pressures but also sustaining a certain regulating ability. An additional low salinity led to a further reduction of metabolic activity at hypoxia, whereas *H. diversicolor* increased its metabolic activity on the help of anaerobic metabolism (FRITZSCHE and VON OERTZEN, 1995b). The strategy of reduction of the metabolic activity of *M. cf. viridis* could be more energy saving than that of *H. diversicolor*. But a higher metabolic activity could also be advantageous when met fully aerobically as for *H. diversicolor* at reduced oxygen partial pressures on a moderate salinity of 5 PSU. Thus, *H. diversicolor* is probably not forced to reduce normal life functions like feeding or locomotory movement. But the strategy of the maintenance of high metabolic activities becomes disadvantageous when depending on a partly anaerobic metabolism as for *H. diversicolor* at hypoxia at a very low salinity of 0.5 PSU. The substrate flux during such high activities increases manyfold, since anaerobic pathways are energetically less efficient compared to aerobic pathways (for relation to calorimetric measures see GNAIGER, 1980). This, consequently, leads to a more rapid depletion of energy reserves. Thus, the energy saving strategy of reduced metabolism by *M. cf. viridis* becomes energetically and ecologically more efficient.

Adult individuals of both, *M. cf. viridis* and *H. diversicolor* reduced their metabolic heat dissipation at anoxia to about 20 % of the normoxic level whereas larvae and juveniles of *M. cf. viridis* exhibited a lower heat dissipation (FRITZSCHE and VON OERTZEN, 1995b). When related to the rate of catabolized substrates a lower metabolic activity should lead to higher resistances to anoxia since substrate reserves will be depleted less quickly. But larvae and juvenile *M. cf. viridis* were not as able to resist oxygen deficiency as adults (Fig. 5). The lower rates of metabolic heat dissipation, therefore, could be related to a lower ability to anaerobiosis and to the much higher biomass related metabolic activity of larvae (Fig. 7). The equal anaerobic rates for adults of *M. cf. viridis* and *H. diversicolor* are reflected in nearly equal resi-

stances to oxygen deficiency (Fig. 6). This indicates equally efficient anaerobic pathways for *M. cf. viridis* and *H. diversicolor*, respectively.

Conclusions

M. cf. viridis revealed at least equally potent responses to the stressful environmental conditions of low salinity and low oxygen partial pressures / anoxia compared to the euryoicous *H. diversicolor*. Even the larvae of *M. cf. viridis* were shown to be highly tolerant. The Baltic coastal waters range of salinity and oxygen partial pressure gives suitable conditions for *M. cf. viridis*. There is a critical salinity below 5 PSU which acts selectively in combination with oxygen deficiency. There are indications for a genetic adaptation to brackish waters for *M. cf. viridis*.

Acknowledgements

I wish to thank Dr. J.-A. von Oertzen for his critical and helpful supports and discussions of my works. This study was supported by the BMBF, FRG, FKZ: 03F0031A.

References

- ARNDT, E.A., (1989). Ecological, physiological and historical aspects of brackish water fauna distribution. In: Ryland, J.S., Tyler, P.A. (eds.) Proc. 23rd Eur. Mar. Biol. Symp. Swansea UK, Olsen & Olsen, Fredensborg: 327-338.
- ARNDT, E.A. and JANSEN, W., (1986). *Neomysis integer* (Leach) in the chain of Boddens south of Darss / Zingst (Western Baltic) - Ecophysiology and population dynamics. Ophelia suppl. 4: 1-15.
- ARNDT, E.A., (1973). Ecophysiological and adaptational problems confronting animals living in brackish water. Oikos suppl. 15: 239-245.
- BAYNE, B., (1980). Physiological measurement of stress. Rapp. P. V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer. 179: 56-61.
- BAYNE, B., (1985). Responses to environmental stress: Tolerance, resistance and adaptation. In Gray J.S., Christiansen M.E. (eds.): Marine biology of Polar regions and effects of stress on marine organisms. London.
- BESTWICK, B.W., ROBBINS, I.J., WARREN, L.M., (1989). Metabolic adaptations of the intertidal polychaete *Cirriiformia tentaculata* to the life in an oxygen-sink environment. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 125: 193-202.
- BOCHERT, R., FRITZSCHE, D., BURCKHARDT, R. (1996). Influence of salinity and temperature on growth and survival of the planctonic larvae of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae). J. Plankt. Res. 18 no.7: 1239-1251.
- DRIES, R.R. and THEEDE, H., (1974). Sauerstoffmangelresistenz mariner Bodenevertebraten aus der westlichen Ostsee. Mar. Biol. 25: 327-333.
- FRITZSCHE, D. and VON OERTZEN, J.A., (1995a). Bioenergetics of a highly, adaptable brackish water polychaete, *Thermochimica Acta* 251: 1-9.
- FRITZSCHE, D. and VON OERTZEN, J.A., (1995b). Metabolic responses to changing environmental conditions in the brackish water polychaetes *Marenzelleria viridis* and *Hediste diversicolor*. Mar. Biol. 121: 693-699.
- GNAIGER, E., (1980). Das kalorische Äquivalent des ATP-Umsatzes im aeroben und anoxischen Metabolismus. *Thermochimica Acta* 40: 195-223.
- GNAIGER, E. (1993). Adaptation to winter hypoxia in a shallow alpine lake. Ecophysiological energetics of *Cyclops abyssorum* and rainbow trout. Verh. Dtsch. Zool. Ges. 86.2: 43-65.

- GRAHAM, J.B., (1990). Ecological, evolutionary and physical factors influencing aquatic animal respiration. *Amer. Zool.* 30: 137-146.
- HERREID, C.F., (1980). Hypoxia in invertebrates. *Comp. Biochem. Physiol.* 67A: 311-320.
- HOHENDORF, K., (1963). Der Einfluß der Temperatur auf die Salzgehaltstoleranz und Osmoregulation von *Nereis diversicolor* O.F. Muell. *Kieler Meeresforschungen* XIX: 196-218
- KINNE, O., (1971). 4 Salinity, 4.3 Animals, 4.31 Invertebrates. In: Kinne, O. (ed.) *Marine Ecology*, Vol 1, Part 2, London: 821-995.
- KRISTENSEN, E., (1988). Factors influencing the distribution of nereid polychaetes in Danish coastal waters. *Ophelia* 29: 127-140.
- KUBE, J., ZETTLER, M.L., GOSSELCK, F., OSSIG, S., POWILLEIT, M. (1996). Distribution of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in the southwestern Baltic Sea in 1993/94 - ten years after introduction. *Sarsia* 81: 131-142.
- MICHAELIS, H., FOCK, H., GROTHJAHN, M., POST, D. (1992). The status of the intertidal zoobenthic brackish-water species in estuaries of the German Bight. *Neth. J. Sea Res.* 30: 201-207
- NAUSCH, G. and SCHLUNGBAUM, G. (1991). Eutrophication and restoration measures in the Darß-Zingst bodden chain. *Int. Revue Ges. Hydrobiol.* 76: 451-463.
- NAUSCH, M. (1982). Experimentell-ökologische Untersuchungen an Polychaeten der Darß-Zingster Bodengewässer. PhD-thesis, Wilhelm-Pieck-Universität, Rostock: 1-128.
- NEWELL, R.C. (1970). *Biology of intertidal Animals*. London.
- PÖRTNER, H.O. and GRIESHABER, M.K. (1993). Critical PO_2 (s) in oxyconforming and oxyregulating animals: gas exchange, metabolic rate and the mode of energy production. In: Eduardo J., Bicu-do P.W. (eds.): *The vertebrate gas transport cascade - adaptations to environment and mode of life*. CRC Press, Boca Raton: 330-357.
- REMANE, A. (1958). Ökologie des Brackwassers. in Thienemann, A. (ed.): *Die Biologie des Brackwassers*. Stuttgart, 1-213.
- SCHARF, E.M. (1979). Die Bedeutung benthischer heterotropher Protozoen (Ciliaten) im Stoffkreislauf und Energiefluß eines mesohalinen Brackgewässers (Barther Bodden). PhD-thesis, Wilhelm-Pieck-Universität, Rostock: 1-145.
- SCHIEDEK, D. and SCHÖTTLER, U., (1990). The energy production of juvenile *Arenicola marina* (Polychaeta) under anoxic and hypoxic conditions. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 44: 135-145
- SCHÖTTLER, U. and GRIESHABER, M.K. (1988). Adaptation of the polychaete worm *Scoloplos armiger* to hypoxic conditions. *Mar. Biol.* 99: 215-222.
- THEEDE, H., SCHAUDINN, J., SAFFÉ, F., (1973). Ecophysiological studies on four *Nereis* species of the Kiel Bay. *Oikos Suppl.* 15: 246-252.
- WACASEY, J.W. and ATKINSON, E.G., (1987). Energy values of marine benthic invertebrates from the Canadian Arctic. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 39: 243-250.
- WANG, W.X. and WIDDOWS, J., (1991). Physiological responses of mussel larvae *Mytilus edulis* to environmental hypoxia and anoxia. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 70: 223-236.
- WIDDOWS, J., NEWELL, R.I.E., MANN, R., (1989). Effects of hypoxia and anoxia on survival, energy metabolism and feeding of oyster larvae (*Crassostrea virginica*, Gmelin). *Biol. Bull. mar. biol. Lab. Woods Hole* 177: 154-166.
- ZETTLER, M.L., (1996). Successful establishment of the spionid polychaete, *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873), in the Darß-Zingst estuary (southern Baltic) and its influence on the indigenous macrozoobenthos. *Arch. Fish. Mar. Res.* 43(3): 273-284.
- ZETTLER, M.L., BICK, A., BOCHERT, R., (1995). Distribution and population dynamics of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) in a coastal water of the southern Baltic. *Arch. Fish. Mar. Res.* 42(3): 209-224

Author

Dr. Dirk Fritzsche
Rheingasse 4
D-78462 Konstanz

Fax: ++49 7531 914246

Monika NAUSCH

Institut für Ostseeforschung, Warnemünde

Bakterielle Prozesse auf *Trichodesmium*-Kolonien im Vergleich mit anderen Aggregaten

Abstract

Bacterial production and extracellular enzyme activities of adherent bacteria on *Trichodesmium* colonies were investigated during two cruises, in May/June 1994 in the Caribbean Sea and in the North Atlantic and in October 1995 in the Arabian Sea. The results were compared with those of free living bacteria and with data of marine and lake snow aggregates from the literature. The bacterial dynamics on *Trichodesmium* colonies are the same than on other aggregates. The bacterial abundances seem to be lower on the colonies than on aggregates. Cell sizes and cell shapes are similar. *Trichodesmium* colonies are a source of low molecular weight substances for free living bacteria. But, they are also a source of free living bacteria itself.

Einleitung

Makroaggregate wie "Marine Snow" und "Lake Snow" als auch Aggregate in Küstenregionen sind Orte intensiver Stoffwechselaktivität. Im Vergleich zum umgebenden Wasser kommt es hier zu einer Anreicherung von organischem Material bestehend aus organischem Detritus, lebenden Mikroorganismen (Bakterien, Algen) und anorganischen Partikeln. Verstärkte Aggregatbildung ist an das Auftreten von Planktonblüten gekoppelt. In der Ostsee dominieren in Phytoplanktonaggregaten im Frühjahr Diatomeen, während sie im Sommer überwiegend aus Cyanobakterien (*Microcystis* spp., *Nodularia*, SCHMIDT 1997) bestehen. Bezüglich Größe, Struktur und Zusammensetzung sind diese Aggregate sehr heterogen. Sie sind häufig amorph, so daß sich ihre Größe und Struktur während der Probenahme und der Bearbeitung verändert. Aus diesen Gründen ist es für viele untersuchte Parameter sehr schwer, eine reale Bezugsbasis für die Bewertung zu finden. *Trichodesmium*-Kolonien (Cyanobakteria) der tropischen und subtropischen Ozeane können mit einer Größe von 1-5mm zu den Makroaggregaten gezählt werden. Im Vergleich zu den oben erwähnten Aggregaten sind *Trichodesmium*-Kolonien weniger heterogen und wegen ihrer Stabilität gut zu handhaben. Aus diesen Gründen stellen sie für eine Reihe von Untersuchungen an Aggregaten eine Alternative dar.

Auf zwei Reisen, im Jahre 1994 in der Karibischen See und 1995 im Arabischen Meer, wurde die bakterielle Produktion und bakterielle extrazelluläre Enzymaktivitäten auf *Trichodesmium*-Kolonien untersucht und mit Literaturdaten von "Marine Snow" und "Lake Snow" verglichen, um festzustellen, inwiefern Parallelen oder Diskrepanzen bestehen. Ferner wurde untersucht, ob *Trichodesmium*-Kolonien Bakterien ins umgebende Wasser abgegeben.

Methoden

Die Untersuchungen der bakteriellen Aktivitäten auf *Trichodesmium*-Kolonien wurden vom 20. Mai bis 19. Juni 1994 im Atlantischen Ozean (zwischen 30°-10°N und 50°-80° W) und in der Karibischen See begonnen und vom 14. 10. bis 18. 10. 1995 in der Arabischen See (Indischer Ozean) an der Station EAST (15°36'N; 68°-34'E) weitergeführt. Während auf der ersten Reise der Schwerpunkt auf der Bestimmung der bakteriellen Produktion und der Bestimmung der hydrolytischen Aktivität lag, wurde auf der zweiten Reise neben diesen Parametern die Freisetzung von Bakterien von den Kolonien ins umgebende Wasser bestimmt.

Trichodesmium-Kolonien wurden mit einem Planktonnetz mit einer Maschenweite von 243µm im Oberflächenwasser bis zu einer Tiefe von 30 m gesammelt und für die verschiedenen Experimente einzeln mit einer Öse in steril (0,2µm) filtriertes Seewasser überführt.

Die Bestimmung der Bakterienzahlen, der bakteriellen Produktion und der hydrolytischen Aktivität sind in NAUSCH (1996) ausführlich beschrieben.

Zur Untersuchung der Bakterienfreisetzung wurden 30 *Trichodesmium*-Kolonien 2h, 4h, 8h und 12h in 10 ml sterilem Seewasser bei in situ Temperaturen und im Dunklen inkubiert. Nach der Inkubationszeit wurden die Kolonien vom Inkubationswasser getrennt und erneut in steriles Seewasser überführt. Zur späteren Bestimmung der Bakterienzahlen und Zellvolumina wurden die Proben mit Formaldehyd (Endkonzentration 0,5%) fixiert.

Ergebnisse und Diskussion

Trichodesmium-Kolonien können in zwei Formen vorkommen:

den kugelförmigen "Puffs" (Abb.1a) und den langgestreckten "Tufts" (Abb.1b). Jede Kolonie besteht aus einigen zehn bis einigen hundert Trichomen (CAPONE et al. 1997). Demzufolge sind die einzelnen Kolonien unterschiedlich dicht gepackt und die Räume zwischen den Trichomen sind unterschiedlich groß.

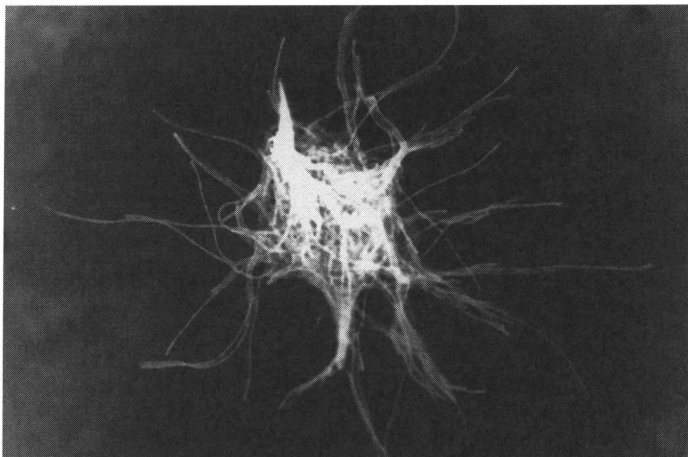


Abb. 1a Formen von *Trichodesmium*-Kolonien, kugelförmige „Puffs“

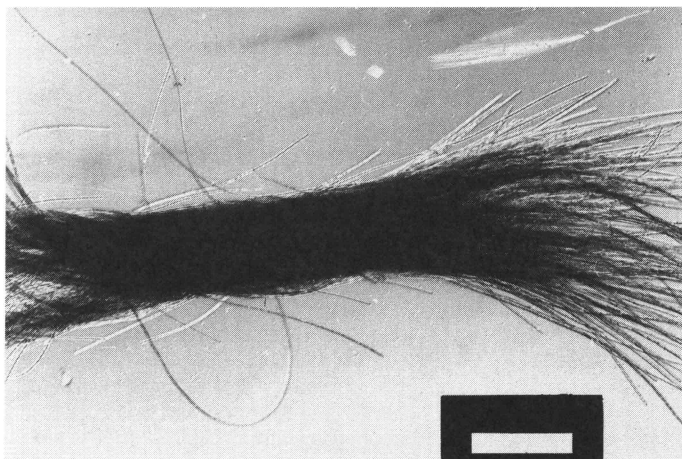


Abb. 1b Formen von *Trichodesmium*-Kolonien, langgestreckte „Tuffs“

Bakterien besiedeln die Schleime zwischen den Trichomen (Abb.2a) als auch die Trichome selbst (Abb.2b).



Abb. 2a Mit *Trichodesmium*-Kolonien assoziierte Bakterien, auf dem Schleim zwischen den Trichomen

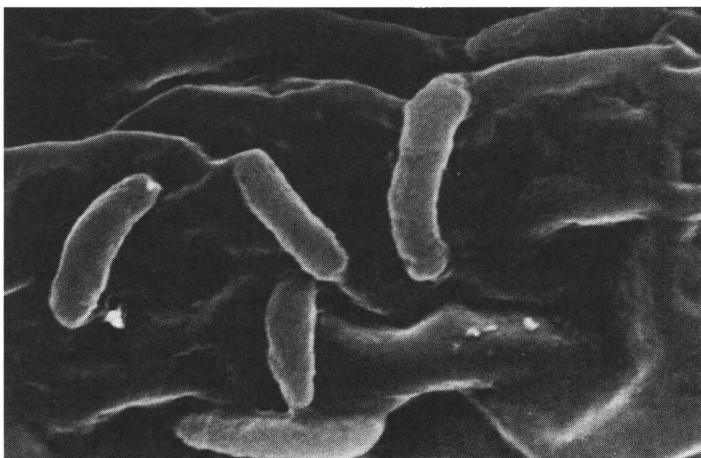


Abb. 2b Mit *Trichodesmium*-Kolonien assoziierte Bakterien, auf den Trichomen selbst

Es wurden sowohl kockale als auch stäbchenförmige Bakterien beobachtet, während im freien Wasser mehr kockale Formen dominieren. ZEHR (1995) charakterisierte die meisten der adherenten Bakterien als Flavobakterien. Auf frisch gesammelten Kolonien wurden von uns zwischen 11000 und 90 000 Bakterien pro Kolonie gezählt. Für Marine Snow-Aggregate werden zwischen $0,06 - 1,71 \times 10^6$ Zellen pro Aggregat im Pazifik (SIMON et al. 1990), zwischen $1,1 - 9,1 \times 10^6$ Zellen pro Aggregat im Nordatlantik (TURLEY & MACKIE 1994) und zwischen $1,2 - 22,6 \times 10^6$ Zellen pro Aggregat für Lake Snow-Aggregate (GROSSART & SIMON 1993) angegeben. Die Angabe der Bakterienabundanz pro ml Aggregat (GROSSART & SIMON 1993, TURLEY & MACKIE 1994) ist ein Versuch einer größenunabhängigen Beurteilung der Aggregatbesiedlung. Danach beträgt die Besiedlungsdichte zwischen 1×10^9 und $2,5 \times 10^9$ Bakterien pro ml Aggregat. Bei einer gleichartigen Umrechnung für sphärische Kolonien (Puffs) mit einem Durchmesser von 2mm und Bakterienabundanz von 11000 - 90000 Zellen pro Kolonie bedeutet das eine Besiedlungsdichte von $2,5 \times 10^6$ bis $1,2 \times 10^7$ Zellen pro ml Kolonie. Danach würden *Trichodesmium*-Kolonien weniger dicht besiedelt werden als Snow-Aggregate. Die Zellvolumina der Bakterien auf *Trichodesmium*-Kolonien liegen in der Größenordnung wie sie von ALLDREDGE & GOTTSCHALK (1990) für Marine Snow-Aggregate angegeben werden. Die Zellvolumina als auch das Verhältnis Länge/Breite ist bei Bakterien auf *Trichodesmium*-Kolonien etwa doppelt so hoch wie die der freien Bakterien im Oberflächenwasser (Tab.1).

Tabelle 1 Zellvolumina von freien Bakterien, Bakterien an *Trichodesmium*-Kolonien und Bakterien, die von *Trichodesmium*-Kolonien abgegeben wurden

	adherente Bakterien	freigesetzte Bakterien	freie Bakterien im Wasser
<u>Zellvolumen(μm^3):</u>			
Median	0,12	0,15	0,06
Min	0,001	0,001	0,002
Max	0,97	0,95	0,87
<u>Verhältnis Länge/Breite</u>			
Median	2,20	1,97	1,38
Min	1,00	1,00	1,00
Max	10,5	15,1	7,52

Aggregate wie auch *Trichodesmium*-Kolonien bedeuten lokal eine Konzentration von Mikroorganismen, doch aufgrund der geringen Abundanz der Aggregate ma-

chen die adherenten Bakterien nur zwischen 0,1 und 20% (ALLDREDGE et al 1986, DELILLE 1993, GROSSART & SIMON 1993, GRIFFITS et al. 1994) der gesamten Bakterien im Wasser aus. Bei einer *Trichodesmium*-Kolonie in 1 Liter Wasser betragen die adherenten Bakterien weniger als 0,02% der Bakterien in freien Wasser.

Die von uns gemessene bakterielle Produktion auf *Trichodesmium*-Kolonien liegt in der gleichen Größenordnung wie sie für "Marine Snow" (Tab.2) angegeben werden. Es konnten keine Unterschiede zwischen "Tufts" und "Puffs" beobachtet werden.

Tabelle 2 Thymidinaufnahme von Bakterien auf Marinem Snow und auf *Trichodemium* -Kolonien

Marine Snow		<i>Trichodesmium</i> -Kolonien	
mol Agg ⁻¹ d ⁻¹	mol Zelle ⁻¹ d ⁻¹	mol Kolonie ⁻¹ d ⁻¹	mol Zelle ⁻¹ d ⁻¹
10 ⁻¹³ - 10 ⁻¹²	10 ⁻²¹ -10 ⁻¹⁸	6,7 x 10 ⁻¹³ 8,6 x 10 ⁻¹³	18,6 x 10 ⁻¹⁸ -
offener Ozean Küstenregionen		Arabisches Meer Karibische See/Atlantik	
Alldredge(1993)			

Der Vergleich von Bakterien auf *Trichodesmium*-Kolonien mit frei lebenden Bakterien zeigt die gleichen Charakteristika bezogen auf die bakterielle Produktion und die hydrolytische Aktivität wie der Vergleich von Bakterien auf "Marine Snow" und frei lebenden Bakterien:

-Die bakterielle Produktion der mit *Trichodesmium*-Kolonien assoziierten Bakterien ist aufgrund der geringen Anzahl der Kolonien niedrig. Sie betrug 1% bis 2% der Produktion frei lebender Bakterien. Dagegen war die Thymidinaufnahme pro Zelle (3,5 mal) und die Leucinaufnahme pro Zelle (6mal) auf den *Trichodesmium*-Kolonien höher als bei den frei lebenden Bakterien (Tab.3).

Tabelle 3 Thymidin- und Leucinaufnahme von freien Bakterien im Wasser und Bakterien auf *Trichodesmium* -Kolonien

	Bakterien auf <i>Trichodesmium</i> Kolonien	freie Bakterien im Wasser
Thymidinaufnahme mol Zelle ⁻¹ h ⁻¹	7,7 x 10 ⁻¹⁹	2,2x 10 ⁻¹⁹
Leucinaufnahme mol Zelle ⁻¹ h ⁻¹	315,0 x 10 ⁻¹⁹	51,4 x 10 ⁻¹⁹

In der Karibischen See und im südlichen Nordatlantik (zwischen 10° und 30°N) wurden häufig zwischen 1 und 5 Kolonien in einem Liter wasser gezählt (CARPENTER & PRICE 1977, CARPENTER and ROMANS 1991). Sieben Kolonien in einem Liter Wasser, wie sie während unserer Reise im Jahre 1994 gefunden wurden, stellen eine relativ hohe Kolonie-Abundanz dar. Bei dieser Abundanz macht die bakterielle Produktion auf den Kolonien nur etwa 1/50 der im freien Wasser aus. ALLDREDGE & GOTSCHALK (1990) zeigten, daß die zelluläre bakterielle Produktion von Aggregat-assoziierten Bakterien niedriger, gleich oder höher sein kann als die der freilebenden Bakterien.

-Das hydrolytische Potential der an *Trichodesmium*-Kolonien adherenten Bakterien ist um ein Vielfaches höher (bis zu 1000fach) als das der freilebenden Bakterien (Abb.3).

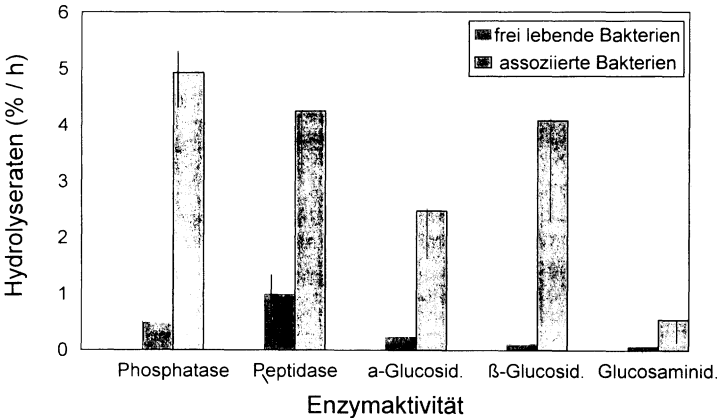


Abb. 3 Hydrolyseraten extrazellulärer Enzyme von adherenten Bakterien je *Trichodesmium*-Kolonie und frei lebender Bakterien je Liter Wasser

Besonders deutlich wird dies bei den spezifischen extrazellulären Enzymaktivitäten, mit Unterschieden um den Faktor 100 bis 1000 (Tab.4).

Tabelle 4 Extrazelluläre Enzymaktivitäten (nmol Zelle⁻¹h⁻¹) von freien Bakterien und assoziierten Bakterien

	Bakterien auf <i>Trichodesmium</i> Kolonien	freie Bakterien im Wasser
alk.Phosphatase	$1,3 \times 10^{-3}$	$5,1 \times 10^{-6}$
Peptidase	$24,3 \times 10^{-3}$	$27,9 \times 10^{-6}$
α -Glukosidase	$0,1 \times 10^{-3}$	$0,2 \times 10^{-6}$
β -Glukosidase	$0,2 \times 10^{-3}$	$1,2 \times 10^{-6}$
Stearase	$0,3 \times 10^{-3}$	$9,8 \times 10^{-6}$

Die großen Differenzen zwischen bakterieller Produktion bzw. bakteriellem Substratturnover (NAUSCH 1996) und hydrolytischer Aktivität unterstützen die Hypothese (KARNER & HERNDL 1992, SMITH et al.1992), daß von adherenten Bakterien gelöste organische Substanzen ins umgebende Wasser abgegeben werden. Eine von den enzymatischen Hydrolyseaktivitäten abgeleitete theoretische C- und N-Freisetzung ergab, daß durch bakterielle Aktivität pro Kolonie zwischen 30 und 1100 ng C h⁻¹ und zwischen 32 und 1500 ng N h⁻¹ ins umgebende Wasser abgegeben werden können (NAUSCH 1996).

POMEROY & WIEBE(1993) nehmen an, daß von Aggregaten nicht nur gelöste organische Substanzen sondern auch Bakterien abgegeben werden. Unsere Untersuchungen zeigen, daß dies der Fall ist. Während der Inkubation von *Trichodesmium*-Kolonien in steril filtriertem Seewasser vermehrten sich die Bakterien auf den Kolonien. Die höchsten Bakterienzahlen pro Kolonie wurden nach 12 h beobachtet (Abb.4). Nach der jeweiligen Inkubationszeit wurden im Inkubationswasser freie Bakterien nachgewiesen, die von den Kolonien stammen müssen. Die Menge der von den Kolonien abgegebenen Bakterien war über einen Inkubationszeitraum von 8h relativ konstant und betrug etwa 15% der Bakterien auf den *Trichodesmium*-Kolonien. Nach 12 h stieg der Anteil auf 30% an (Abb.4).

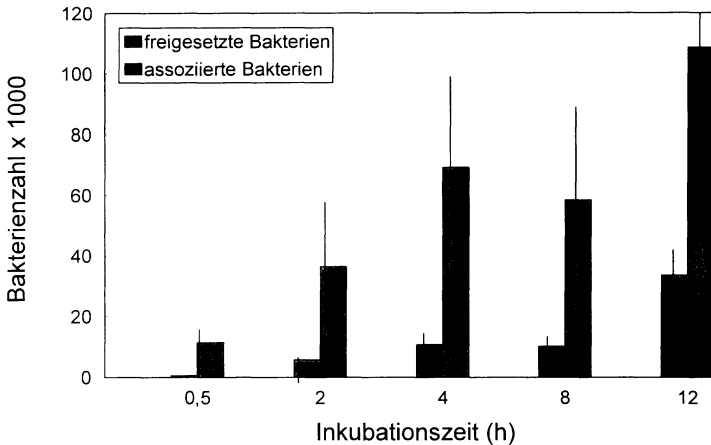


Abb. 4 Entwicklung der Abundanzen adherenter und freigesetzter Bakterien in Inkubationsversuchen

Es konnte jedoch kein genereller Zusammenhang zwischen der Anzahl der freigesetzten Bakterien und der Anzahl der Bakterien auf den Kolonien nach der jeweiligen Inkubationszeit oder zur Anzahl der Bakterien auf den Kolonien vor Beginn der Inkubation hergestellt werden.

Bisher ist noch unklar, welche Bedeutung von Aggregaten abgegebene Bakterien für ein Ökosystem haben. Sind Aggregate wirklich eine echte Quelle für Bakterien oder sterben sie nach der Freisetzung? Ändert sich der physiologische Zustand, wenn adherente Bakterien in den Pool freier Bakterien eingehen?

Von *Trichodesmium*-Kolonien ins umgebende Wasser abgegebene Bakterien können lokal dann eine große Bedeutung für den Stoffkreislauf haben, wenn die Kolonien in hohen Abundanzen und dichten Matten vorkommen.

Zusammenfassung

Aus den Daten der bakteriellen Produktion und der extrazellulären Enzymaktivitäten kann geschlossen werden, daß die bakterielle Dynamik auf *Trichodesmium*-Kolonien mit der auf "Marine Snow" und "Lake Snow" vergleichbar ist. Die Besiedlungsdichte scheint auf *Trichodesmium*-Kolonien niedriger zu sein als auf "Snow"-Aggregaten, Zellgrößen und -formen sind ähnlich. *Trichodesmium*-Kolonien sind eine Quelle für niedermolekulare organische Substanzen. Darüber hinaus sind sie aber auch eine Quelle für freie Bakterien.

Danksagung

Die Arbeiten im Jahr 1994 im Nordatlantik und in der Karibischen See wurden durch die DFG (DFG-Nr.: Na 285/1-1) unterstützt. Prof. E. Carpenter danke ich dafür, daß er die Reise mit RF"GYRE" ermöglichte. Bei D. Setzorn bedanke ich mich für die technische Assistenz und bei R.Bahlo für die rasterelektronenmikroskopischen Aufnahmen. Die Arbeit ist IOW-Publikations-Nr.:xxx

Literatur

- ALLDREDGE AL, J COLE, JA CARON (1986). Production of heterotrophic bacteria inhabiting organic aggregates (marine snow) from surface waters. *Limnol Oceanogr* 31: 68-78.
- ALLDREDGE AL, CC GOTTSCHALK (1990). The relative contribution of marine snow of different origins to biological process in coastal waters. *Cont Shelf Res* 10: 41-58.
- ALLDREDGE AL (1993). Production of heterotrophic bacteria inhabiting marine snow. In: Kemp PF, PF Sherr, EB Sherr, JJ Cole (eds) *Handbook of Methods in Aquatic Microbial Ecology*, Lewis Publ, 531-536.
- CAPONE DG, JP ZEHR, HW PAERL, B BERGMAN, EJ CARPENTER (1997). *Trichodesmium*, a globally significant marine cyanobacterium. *Science* 276:1221-1229.
- CARPENTER EJ, EJ PRICE (1977). Nitrogen fixation, distribution, and production of *Oscillatoria* (*Trichodesmium*) spp. in the western Sargasso and Caribbean Seas. *Limnol Oceanogr* 22: 60-72.
- CARPENTER EJ, K ROMANS K (1991). Major role of the cyanobacterium *Trichodesium* in nutrient cycling in the North Atlantic Ocean. *Science* 254: 1356-1358.
- DELILLE D (1993) Seasonal changes in the abundance and composition of marine heterotrophic bacterial communities in Antarctic coastal areas. *Polar Biol* 13: 463-470.
- GRIFFITH P, FK SHIAH, K GLOERSON, HW DUCKLOW, M FLETSCHER (1994). Activity and distribution of attached bacteria in Chesapeake Bay. *Mar Ecol Prog Ser*: 108:1-10
- GROSSART HP, M SIMON (1993). Limnetic macroscopic organic aggregates (lake snow): occurrence, characteristics, and microbial dynamics in Lake Constance. *Limnol Oceanogr* 38:532-546.
- KARNER M, GJ HERNDL (1992). Extracellular enzyme activity and secondary production in free-living and marine-snow-associated bacteria. *Mar Biol* 113:341-347.
- NAUSCH M (1996). Microbial activities on *Trichodesmium*-colonies. *Mar Ecol Prog Ser* 141:173-181.
- POMEROY LR, WJ WIEBE (1993). Energy sources for Microbial Food Webs. *Mar Microb Food Webs* 7:101-118.
- SIMON M, AL ALLDREDGE, F AZAM (1990). Bacterial carbon dynamics on marine snow. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 65:205-211.
- SCHMIDT I (1997). Aggregat bildende Phytoplankter in der Boddenkette Ost -Taxa und Biomassen. Vortrag, 5. Wissenschaftlicher Workshop "Ökosystem Boddengewässer - Partikel und Aggregate" Kloster/Hiddensee 18.-19-Sept.1997.
- SMITH D.C., M SIMON, AL ALLDREDGE, F AZAM (1992). Intense hydrolytic enzyme activity on marine aggregates and implications for rapid particle dissolution. *Nature* 359:139-142.
- TURLEY CM, PJ MACKIE (1994). Biogeochemical significance of attached and free-living bacteria and the flux of particles in the NE Atlantic Ocean. *Mar Ecol Prog Ser.* 115: 191-203.
- ZEHR JP (1995). Nitrogen fixation in the Sea: Why only *Trichodesmium*? In: JOINT I (ed) *Molecular Ecology of Aquatic Microbes*, NATO ASI Ser.38: 335-365.

Verfasser D

Monika Nausch
Biologische Meereskunde
Institut für Ostseeforschung
Seestrasse 15
18119 Rostock-Warnemünde

Günther NAUSCH

Institut für Ostseeforschung Warnemünde

Die Sedimente in der Pommerschen Bucht - ein Speicher für organische Substanzen und Nährstoff

Abstract

Zwischen Oktober 1993 und Oktober 1995 wurden wiederholt Beprobungen der Oberflächenschicht der Sedimente der Pommerschen Bucht durchgeführt. Große Teile des Untersuchungsgebietes sind sandiger Natur und weisen organische Gehalte unter 0.5% Glühverlust auf. Auch der mittlere Gesamtphosphorgehalt von 140mg P/g TS kann als sehr niedrig eingeschätzt werden. Aus diesen Befunden wie auch aus anderen Untersuchungen geht hervor, daß die Pommernbucht im wesentlichen ein Durchgangs- und Modifikationsgebiet für eingetragene Substanzen darstellt, eine Akkumulation jedoch nicht erfolgt.

Abstract

Between October 1993 and October 1995 several samplings of surface sediment in the Pomeranian Bight were performed. A huge part of the investigated area is sandy, the organic content normally lies below 0.5% ignition loss. Also, the mean total phosphorus content of 140 mg P/g DW has to be estimated as low. From these observations as well as from other investigations it can be concluded that the Pomeranian Bight is mainly a transport and modification area, a accumulation does not take place.

Einleitung

Die Beschaffenheit der Sedimente der inneren und äußeren Küstengewässer stellt primär das Produkt der Zufuhr gelöster und partikulärer Stoffe aus dem Einzugsgebiet dar. Durch direkte Sedimentation allochthoner partikulärer Substanzen bzw. über den 'Umweg' der Inkorporation in biologisches Material kommt es zur Sedimentbildung, die mit einer Anreicherung von Nährstoffen verbunden ist. Durch aerobe und anaerobe Umsetzung des sedimentierten Materials werden die Nährstoffe wieder freigesetzt und stehen dem Nährstoffkreislauf erneut zur Verfügung. Die Rolle, die den Sedimenten bei der Nährstoffversorgung des Phytoplanktons

zukommt, ist in erster Linie von zwei Faktoren abhängig: der Gewässertiefe und dem vertikalen Austausch. Besonders in Flachgewässern, in denen die Sedimentoberfläche in ständigem Austausch mit der darüberstehenden Wassersäule steht, kommt ihnen große Bedeutung zu.

Folgerichtig waren im Rahmen des BMBF-Projektes "Transport- und Umsatzprozesse in der Pommerschen Bucht" (v.BODUNGEN et al. 1995) auch Untersuchungen der Oberflächensedimente vorgesehen. Ziel dieser Untersuchungen war es,

- . die Struktur der Sedimente mit Hilfe der Parameter Wassergehalt, organischer Gehalt und Korngrößenzusammensetzung zu beschreiben,
- . Kenntnisse über den Nährstoffstatus zu erhalten,
- . neben horizontalen Verteilungsmustern auch vertikale Gradienten zu erfassen, und
- . an Hand mehrfach durchgeführter Beprobungen mögliche saisonale Variabilitäten zu kennzeichnen.

Auf Grund des interdisziplinär angelegten Forschungsvorhabens kann der gewonnene Datensatz sowohl

- . für die Interpretation der Rolle der Sedimente im Nährstoffkreislauf wie auch
- . für die Charakterisierung des Sediments als Substrat für die Besiedlung durch Organismen des Makrozoobenthos genutzt werden (KUBE et al. 1996) und soll letztlich die Frage beantworten,
- . ob die Sedimente in der Pommerschen Bucht eine Quelle oder Senke für Nährstoffe darstellen.

Material und Methoden

Die Sedimentproben wurden im Oktober 1993, April und September 1994 sowie April und Oktober 1995 bei Ausfahrten mit den Forschungsschiffen "A.v.Humboldt" bzw. "Professor Albrecht Penck" gewonnen. Zur Beprobung diente ein Kastengreifer (Gewicht ca. 200kg; Probenfläche 225 cm²), der auch in sandigen, sehr konsistenten Sedimenten eine hinreichende Eindringtiefe bei weitgehend ungestörter Probenahme ermöglicht. Aus dem Kastengreifer wurden Kerne mit einem Plexiglasrohr zur weiteren Segmentierung entnommen. Die Fraktionierung erfolgte jeweils in 1cm-Segmente bis 10cm Kerntiefe. Die Proben wurden bis zur Aufarbeitung bei -20°C tiefgefroren.

Die Untersuchungen für die in folgender Übersicht aufgeführten Parameter erfolgten mit den für die Darß-Zingster Boddenkette und andere Küstengewässer angewendeten Methoden, die bei SCHLUNGBAUM (1979) und NAUSCH (1981) ausführlich beschrieben sind:

Parameter	Maßeinheit	Methode
Wassergehalt	% FS	Trocknung bei 105°C; Differenz zwischen Feuchteinwaage und Trockenauswaage
organischer Gehalt ^{*)}	% TS	Glühverlust bei 550°C; Differenz der Auswaagen bei 105°C und 550°C
Gesamtposphor	mg P/g	TSHCL-Extraktion des Glührückstandes, nach Neutralisation Phosphatbestimmung (ANDERSEN 1976)

^{*)}An ausgewählten Proben wurde außerdem der Gehalt an organischem Kohlenstoff mit Hilfe eines CS-Analysators der Fa. Eltra bestimmt, wobei eine Korrektur um den anorganischen Kohlenstoffgehalt erfolgte, da es sich durchweg um sandige Sedimente handelte.

Ergebnisse und Diskussion

Um zunächst einen Gesamtüberblick über die Sedimentbeschaffenheit zu erhalten, wurden im April 1993 22 Stationen beprobt, wobei der organische Gehalt als Glühverlust analysiert wurde (ANONYMUS 1995). Auf Grund der Sedimentstruktur und des Besiedlungsmusters wurden dann 10 Stationen ausgewählt, die im Projektverlauf intensiver untersucht wurden (Abb. 1).

Wie die Untersuchungen gezeigt haben, liegen vertikale Gradienten in den obersten 10cm Sediment in der Regel nicht vor (KOINE 1995), so daß für zusammenfassende Aussagen die entsprechenden Mittelwerte der Profile herangezogen werden können. Typisch für weite Bereiche der Pommernbucht sind sehr niedrige Gehalte an organischer Substanz (Tab. 1). Nur in den unmittelbaren Übergangsbereichen zwischen dem Greifswalder Bodden (Stationen 132 und 133) bzw. dem Oderhaff (Station 165) und der Pommernbucht finden sich erhöhte Werte für den organischen Gehalt. Eine Ausnahme stellt die Station 131 dar, die sich in der Saßnitz-Rinne befindet. Durch den Rinnencharakter und die damit verbundene größere Wassertiefe kommt es hier zur "ungestörten" Sedimentablagerung, die eine verstärkte Akkumulation organischer Substanz zur Folge hat. Hier findet sich auch eine deutliche vertikale Zonierung mit einem Maximalwert von 14.3% TS an der Oberfläche.

Tab. 1 macht auch deutlich, daß die Sedimentstruktur über einen Zeitraum von zwei Jahren weitgehend unverändert ist. Auf Grund der geringen Wassertiefe und der damit verbundenen wiederholten Resuspension abgelagerten Materials ist eine solche saisonale Variabilität auch nicht zu erwarten.

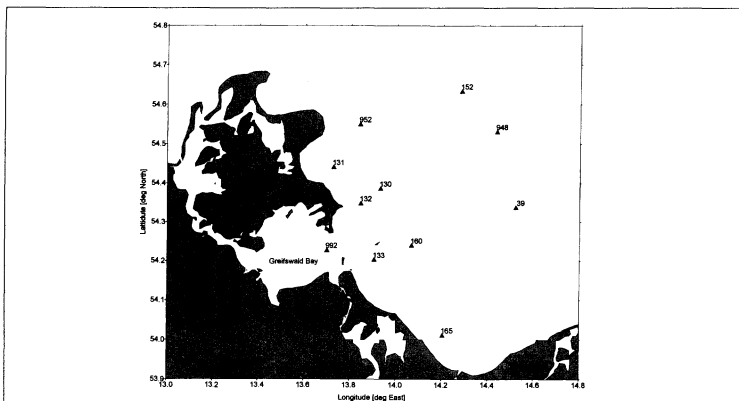


Abb. 1 Die Pommersche Bucht mit dem Stationsnetz

Tabelle 1 Organischer Gehalt der Sedimente in der Pommernbucht - jeweils Mittelwerte für die obersten 10cm aus 1cm Segmenten (% GV)

Station	Okt 93	Apr 94	Sept 94	Apr 95	Okt 95
39	0.22	0.20	0.21	0.22	0.18
130	0.32	0.35	0.37	0.28	0.84
131	8.41				
132	0.97				
133		1.68			
152	0.28				
160	0.35				
165	0.65	0.84	0.74	0.69	0.59
948	0.23		0.21	0.23	0.20
952		0.50	0.50	0.52	0.59
992				1.53	1.44

Da gelegentlich über die Verwendung des Glühverlustes als Maß für den organischen Gehalt der Sedimente diskutiert wird, wurde die Mehrzahl der Sedimente auch auf ihren Gehalt an organischem Kohlenstoff analysiert. Da es sich durchweg um sandige Sedimente handelte, sind die entsprechenden Werte um den anorganischen C-Gehalt korrigiert. Die Beziehung zwischen beiden Bestimmungsmethoden ist eng (Abb. 2).

Stat. 165: 10/93; 4/94; 9/94; 4/95; 10/95; Stat. 952: 10/95

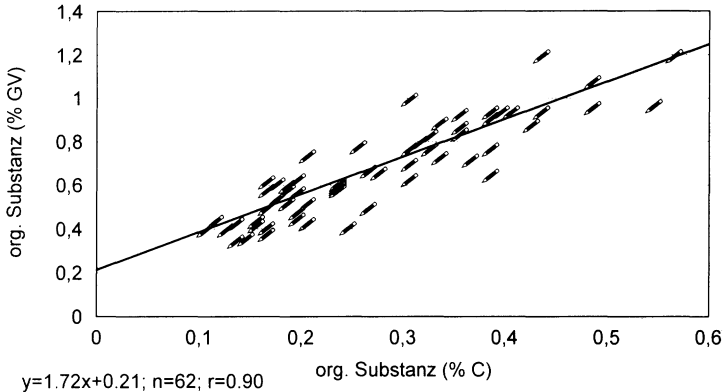


Abb.2 Beziehung zwischen zwei Methoden zur Bestimmung des organischen Gehalts im Sediment (Glühverlust/organischer Kohlenstoffgehalt)

Der Umrechnungsfaktor von Glühverlust zu organischem Kohlenstoff kann mit 0.46 angegeben werden. Bei einem Gehalt an organisch-C unter 0.1% sind die Nachweisgrenzen der Methode erreicht. Glühverluste um 0.2% TS sind deshalb nicht in die Darstellung einbezogen. Sie streuen ungeordnet. Andererseits besteht möglicherweise bei der Bestimmung des Glühverlustes die Gefahr, daß die Sedimente während der Bearbeitungsschritte Wasser aufnehmen. Durch unverzügliche Bearbeitung ist dieses Risiko bei mineralischen Sedimenten jedoch gering.

Wie aus anderen Untersuchungen (NAUSCH und SCHLUNGBAUM 1984, SCHLUNGBAUM et al. 1994) bekannt, bestehen enge Beziehungen zwischen dem organischen Gehalt und dem Wassergehalt der Sedimente sowie der mittleren Korngröße. Auch für die Sedimente in der Pommernbucht konnte dies nachgewiesen werden (KOINE 1995). Der Nährstoffstatus der Sedimente ist ebenfalls eng mit der organischen Substanz verknüpft. Folgerichtig sind auch die Phosphorgehalte der Sedimente generell als niedrig einzuschätzen (Tab. 2).

Tabelle 2 Gesamtphosphorgehalte der Sedimente in der Pommernbucht - jeweils Mittelwerte für die obersten 10cm aus 1cm-Segmenten ($\mu\text{g P/g TS}$)

	Okt 93	Apr 94	Sept 94	Apr 95	Okt 95
39	260.0	200.3	173.1	214.2	167.2
130	75.4	65.8	63.8	64.3	84.6
131	465.8				
132	235.2				
133		255.4			
152	136.5				
160	111.2				
165	139.6	127.2	146.0	121.6	120.2
948	145.0		108.3	110.8	103.4
952		98.8	98.1	93.3	93.7
992				220.6	236.7

Ein mittleren Phosphorgehalt von 140mg P/g TS dürfte im wesentlichen einer Hintergrundkonzentration entsprechen. Lediglich die Station 131, wo an der Oberfläche mehr als 900mg P/g TS gemessen werden, bildet eine Ausnahme. Hier gibt es ähnlich wie bei der organischen Substanz starke vertikale Gradienten, was die Saßnitz-Rinne als einen Akkumulationsraum ausweist.

Generell muß die Frage gestellt werden, welche Rolle den Sedimenten der Pommerschen Bucht als Nährstoffspeicher zukommt. Jährlich werden über die Oder 4 500 - 8000t Phosphor und zwischen 40 000 und 90000t Stickstoff in Richtung Ostsee transportiert (PASTUSZAK et al. 1996). Die Pufferkapazität des Oderhaffs scheint nach neueren Untersuchungen zumindest in Frage gestellt. So kalkulieren DAHLKE et al. (1995) sowie LAMPE und MEYER (1997) lediglich eine Deposition von 500t Stickstoff und weniger als 90t Phosphor pro Jahr. Ein Großteil der oderbürtigen Nährstoffe gelangt demnach in die vorgelagerte Ostsee. Für die Wintermonate und das zeitige Frühjahr konnte gezeigt werden, daß die Nährstoffe direkt, ausschließlich durch hydrographische Prozesse verdünnt, in die offene Ostsee gelangen (NAUSCH et al. 1997). In der Vegetationsperiode werden die Nährstoff zyklisch regeneriert, es kommt jedoch zu keiner Akkumulation in einzelnen Kompartimenten des Pelagials. Das Makrozoobenthos der Pommerschen Bucht stellt mit ca. 76 000t C (POWILLEIT 1997) zwar ein großes Zwischenlager für organische Substanzen dar, im Jahresmittel stehen Zu- und Abfuhr von Material nahezu im Gleichgewicht, so daß das Benthos keine Senke darstellt. Langfristig wird die organische Substanz daher nun an wenigen Stellen des Untersuchungsgebietes, wie z.B. in der Saßnitz-

Rinne, abgelagert. Das wird auch aus einem Vergleich der organischen Gehalte der Sedimente mit dem benachbarter Gewässer deutlich (Abb. 3).

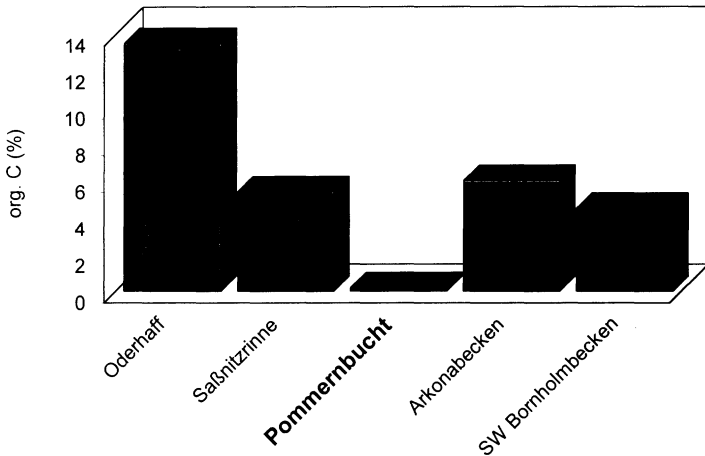


Abb.3 Organischer Kohlenstoffgehalt der Sedimente im System Oderhaff - Pommersche Bucht - Arkonabecken (diese Untersuchung; LEIPE et al. 1995)

Somit muß die Pommersche Bucht als Durchgangs- bzw. Exportgebiet für organischen Kohlenstoff betrachtet werden. Diese Aussage wird auch durch den Phosphorgehalt der Oberflächensedimente gestützt. Die hier vorgefundenen Konzentrationen sind sehr gering und liegen deutlich unter denen des Haffs, des Greifswalder Boddens und auch des Arkonabeckens (Abb. 4).

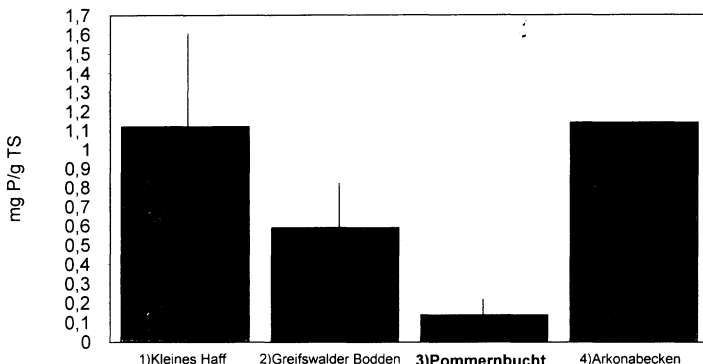


Abb.4 Phosphorgehalt im Oberflächensediment der Pommerschen Bucht und der angrenzenden Gewässer (¹MEYER und LAMPE 1995, ²SCHLUNGBAUM et al. 1989; ³diese Untersuchung; ⁴LEIPE 1997)

In der obersten 1cm mächtigen Sedimentschicht findet sich lediglich ein Phosphorgehalt von 9 500t P.

Da auch Untersuchungen über die Verteilung organischer Schadstoffe (BLANZ et al. 1997) in die gleiche Richtung weisen, muß davon ausgegangen werden, daß die Pommersche Bucht im wesentlichen ein Transformations- und Modifikationsgebiet für eingetragene Stoffe ist, jedoch als Akkumulationsgebiet mit wenigen Ausnahmen keine Bedeutung besitzt. Die endgültige Ablagerung erfolgt in den Tiefenbecken der Ostsee.

Danksagung

Die Arbeit wurde das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) unter dem Kennzeichen 03F0105B gefördert. Die Arbeit ist IOW-Publikation Nr. xxx

Literatur

- ANDERSEN, J.M. (1976). An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. - Water Res. 10, 329-331.
- ANONYMUS (1995). Transport- und Umsatzprozesse in der Pommerschen Bucht. - 1 Zwischenbericht, Mai 1995.
- BLANZ, T., D.E. SCHULZ-BULL, K.C. EMEIS, G. PETRICK and J.C. DUINKER (1997). Chlorobiphenyls in suspension and sediment of the Southern Baltic Sea: A mass balance calculation since the onset of PCB-production. - Cont. Shelf Res., in press.

- BODUNGEN, B.v., M. GRAEVE, J. KUBE, U. LASS, B. MEYER-HARMS, N. MUMM, K. NAGEL, F. POLLEHNE, M. POWILLEIT, M. RECKERMAN, C. SATTTLER, H. SIEGEL und D. WODARG (1995). Stoff-Flüsse am Grenzfluß - Transport- und Umsatz-Prozesse im Übergangsbereich Oderästuar und Pommerscher Bucht (TRUMP). - *Geowissenschaften* **13**, 479-485.
- DAHLKE, S., R. LAMPE, H. MEYER, S. MUSIELAK und H. WESTPHAL (1995). Nährstoffe im Oder-Ästuar: Zur Funktion des Gewässers als Transformator. - GOAP (Greifswalder Bodden und Oderästuar-Austauschprozesse), Statuseminar-Report, Warnemünde, Dezember 1995.
- KOINE, B. (1995). Sedimentuntersuchungen in der Pommerschen Bucht. - Diplomarbeit, Technische Fachhochschule Berlin.
- KUBE, J., C. PETERS und M. POWILLEIT (1996). Spatial variation in growth of *Macoma balthica* and *Mya arenaria* (Mollusca, Bivalvia) in relation to environmental gradients in the Pomeranian Bay (Southern Baltic Sea). - *Arch. Fish. Mar. Res.* **44**, 81-93.
- LAMPE, R. and H. MEYER (1997). The restricted buffer capacity of a south Baltic estuary. - *Limnologica*, in press.
- LEIPE, T., T. NEUMANN und K.C. EMEIS (1995). Schwermetallverteilung in holozänen Ostseesedimenten. - *Geowissenschaften* **13**, 470-478.
- LEIPE, T. (1997): unveröffentl. Datenmaterial.
- MEYER, H. und R. LAMPE (1995). unveröffentl. Datenmaterial.
- NAUSCH, G. (1981). Die Sedimente der Darß-Zingster Boddengewässer - Zustandsanalyse und Stellung im Phosphorkreislauf. - Dissertation, Univ. Rostock.
- NAUSCH, G. und G. SCHLUNGBAUM (1984). Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - XX. Die Sedimente der Darß-Zingster Boddengewässer - eine zusammenfassende und vergleichende Übersicht. *Wiss. Z. WPU Rostock* **33**, Math.-nat. R. 6, 59-63.
- NAUSCH, G., D. NEHRING und G. AERTEBJERG (1997). Anthropogenic nutrient load of the Baltic Sea. - *Limnologica*, in press.
- PASTUSZAK, M., K. NAGEL und G. NAUSCH (1996). Variability in nutrient distribution in the Pomeranian Bay in September 1993. - *Oceanologia* **38**, 195-225.
- POWILLEIT, M (1997). In: Transport- und Umsatzprozesse in der Pommerschen Bucht, Abschlußbericht, September 1997.
- SCHLUNGBAUM, G. (1979). Untersuchungen über die Sedimentqualität der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Stoffaustauschprozesse zwischen Wasser und Sediment. - Dissertation B, Univ. Rostock.
- SCHLUNGBAUM, G., S. STOLLE, H. WESTPHAL und G. NAUSCH (1989). Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - XXX. Die Beschaffenheit der Sedimentoberflächenschicht des Greifswalder Boddens. - *Wiss. Z. Univ. Rostock* **38**, N-Reihe 5, 7-12.
- SCHLUNGBAUM, G., NAUSCH, G. und H. BAUDLER (1994). Sedimentstruktur und Sedimentdynamik in den Darß-Zingster Boddengewässern. *Rostock. Meeresbiol. Beitr.* **2**, 27-40.

Verfasser

Dr. Günther Nausch
Institut für Ostseeforschung
Warnemünde an der
Universität Rostock
Seestraße 15
18119 Rostock

Michael L. ZETTLER

Universität Rostock, Fachbereich Biologie/ Allgemeine und Spezielle Zoologie

Larval settlement behaviour and habitat selection of a new established spionid polychaete *Marenzelleria viridis* (VERRILL, 1873): field and laboratory experiments

Herrn Prof. Dr. rer. nat. habil. Ernst-Albert Arndt zum 70. Geburtstag gewidmet

Abstract

Field and laboratory experiments were performed in autumn and winter 1994 to study the settlement behaviour of larval *Marenzelleria viridis*. They showed that the larvae prefer muddy (median grain size 0.149 mm, organic content 2.01 %, water content 38.62 %, silt 4.74 %) rather than sandy sediments (median grain size 0.345 mm, organic content 0.03 %, water content 17.02 %, silt 0.32 %). Their settlement behaviour is thus the opposite to that of older juveniles and adult *M. viridis*. The effects of adult *M. viridis*, adult *Hediste diversicolor* and adult *Corophium volutator* on their settlement behaviour was studied at the same time. Adult *M. viridis* and *H. diversicolor* had no significant effect, whereas sediments colonized by *C. volutator* appeared to attract larval *M. viridis* significantly ($p < 0.01$). Possible causes of the preference for and/or avoidance of certain biotope conditions are discussed. In addition, a possible interpretation is given of the successful spreading and establishment of this immigrant spionid in European coastal waters since the mid-eighties.

Introduction

The dynamics exhibited by benthic communities are an expression of the constant interaction of the organisms with their environment. In aquatic biotopes, the presence, abundance and life cycles of species are influenced by abiotic factors such as sediment quality, salinity, water chemistry, exposure (wind, wave action, light) and oxygen content (ALLER 1980; ARNDT 1989; DANKERS & BEUKEMA 1981). However, biotic factors (predation, parasitism, competition, food availability) also have a major impact on plant and animal distribution patterns (GRAY 1974; KREBS 1994). The influence of these factors can be primary, i.e. acting during larval settlement (initial settlement), or secondary in the form of migration, predation and drifting (MEADOWS & CAMPBELL 1972; BUTMAN 1987).

Since first observed in brackish North Sea and Baltic Sea ecosystems in the early eighties, the North American spionid polychaete *Marenzelleria viridis* (VERRILL 1873) has spread rapidly in these waters and is now a dominant element of the fauna in some areas (ESSINK & KLEEF 1993; DEKKER 1991; ZETTLER 1994). The first specimens were discovered in the Darss-Zingst bodden chain, an estuary on the South Baltic coast (BICK & BURCKHARDT 1989) in 1985, and the species is now established and the most abundant macrozoobenthos species in this area (ZETTLER et al. 1995). Investigations into distribution patterns of *M. viridis* have shown that the density of settlement varies considerably (ZETTLER & BICK 1996). In particular, significant variations in the abundances of juveniles that have just settled (ZETTLER et al. 1995) suggest that the distribution and abundances of the species are governed by factors influencing larval settlement behaviour. The purpose of the work described here was to study the influence of sediment quality and the presence of a few abundant species (adult *M. viridis*, adult *Hediste* (= *Nereis*) *diversicolor* (MÜLLER, 1776) and adult *Corophium volutator* (PALLAS, 1766) on distribution patterns of juvenile *M. viridis*.

Material and methods

The field and laboratory studies into the settlement behaviour of *M. viridis* larvae were performed in autumn/winter 1994.

Field studies

The field studies were undertaken in the Darss-Zingst bodden chain, a shallow estuary on the South Baltic coast (north-east Germany) with a mean salinity of 5 ‰. The position of the station is shown in Fig. 1. Details of the investigation area are given in ZETTLER et al. (1995). In an experiment to study the influence of three sediment qualities on the settlement of *M. viridis* larvae, 36 boxes (283 cm² each) were placed in the water in late October, 1994, 18 at a water depth of 1.2 m (station KB1) and 18 at a water depth of 0.6 m (station KB3) (Fig. 2).

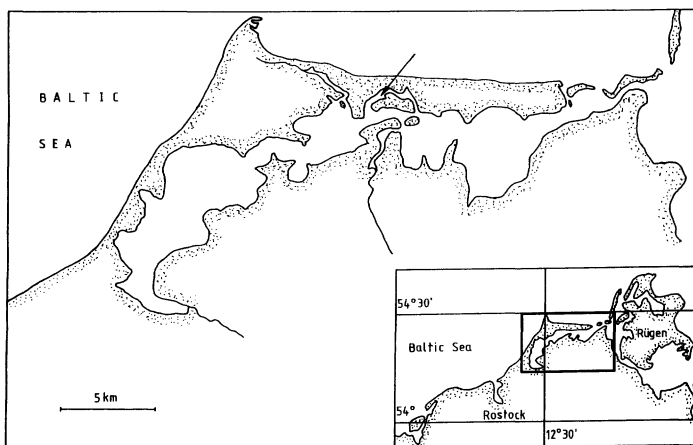


Fig. 1 Investigation area (Darss-Zingst bodden chain) showing the station used for field experiments.

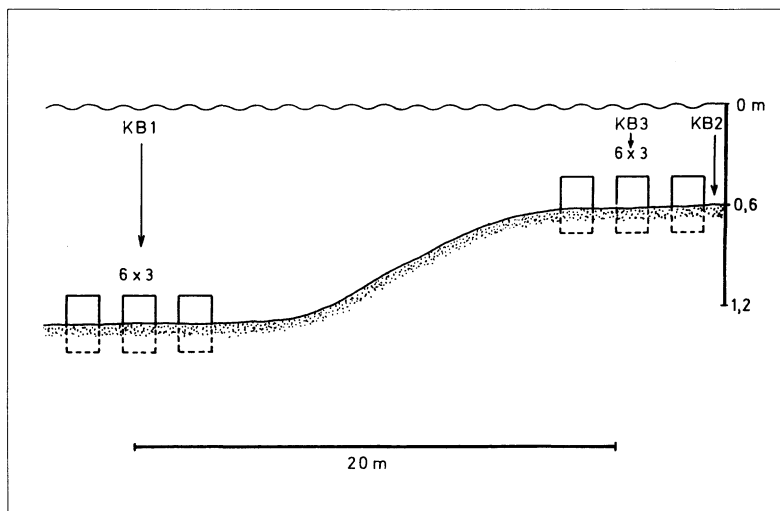


Fig. 2 Apparatus for field experiments. See text and Table 1 for further details.

Stations KB1 and KB3 were about 20 m apart. All boxes were pressed into the sediment until their sides protruded about 15 cm above the sediment surface. The sediment in the boxes at station KB1 was left in its natural state, whereas sand was added at station KB3. The substrate surrounding the boxes at station KB3 served as a control (station KB2). The three stations (KB1, KB2 and KB3) differed in respect of sediment quality (Table 1).

Table 1 Sediment properties at the three stations used for the field experiments and laboratory experiment 1

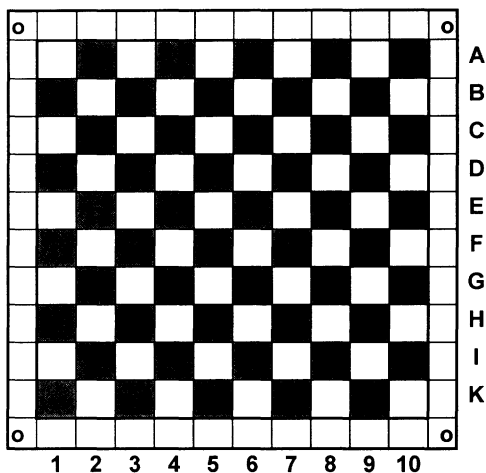
	KB1 mud	KB2 medium	KB3 sand
median grain size (mm)	0.149	0.257	0.345
organic content (%)	2.01	1.11	0.03
water content (%)	38.62	29.9	17.02
silt <0.063 mm (%)	4.74	2.14	0.32

Core samples with a cross section of 21.73 cm² were collected every 6 to 8 days from all three stations from November 3rd to December 8th 1994. Three cores (one from each of 3 boxes) were taken from all stations on each sampling date. Boxes that had already been sampled were excluded from later sampling. Earlier studies had shown that freshly settled *M. viridis* juveniles do not penetrate deeper than 3 to 5 cm (Zettler et al. 1994). Since quantitative data were required only for juveniles, the penetration depth was restricted to 6 cm and the cores were fixed as full samples in 4 % borax-buffered formalin. The samples were passed through a 0.3 mm sieve at the laboratory and the animals then sorted by hand at a 10-16X magnification.

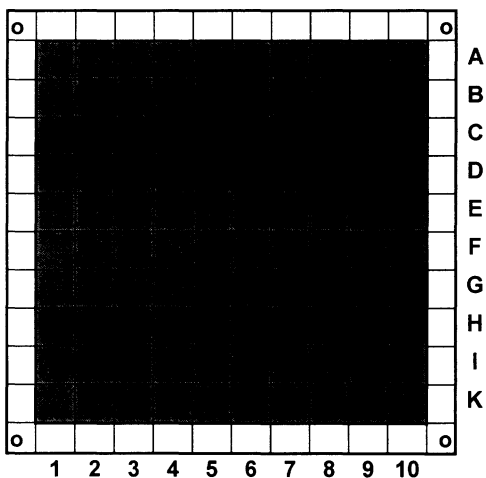
Laboratory studies

All laboratory experiments were conducted in aquariums at a salinity of 7 ‰ and a temperature of 10°C.

To study settlement behaviour under controlled conditions, a plastic grid with a height of 5 cm was placed in each aquarium (50 x 50 x 30 cm) (Fig. 3).



a)



b)

Fig. 3 Apparatus for laboratory experiments 1-4; a) abiotic parameters, b) biotic parameters; dark squares = mud, light squares = sand; aeration in corners; marginal areas excluded from the experiment.

The grid consisted of 10 x 10 spaces with an area of 16 cm² each (4 x 4 cm). To eliminate borderline effects, the boundary areas (each 3.5 cm wide) were excluded from the experiment. The aerators were in the corners of aquarium and adjusted to

avoid appreciable currents. Four experiments were conducted with this apparatus using animals taken from the Darss-Zingst bodden chain in each case. The experiments are summarized in Table 2.

Table 2 Summary of data for laboratory experiments 1-4: a = mean abundance of larval *M. viridis* at outset; b = mean abundance of settled juvenile *M. viridis*; c = initial abundance of experimental animals (VT = adult *M. viridis* in exp. 2, adult *H. diversicolor* in exp. 3, adult *C. volutator* in exp. 4); d = final abundance of experimental animals

	larvae/m ³ (a)	Ø juv./m ² (b)	Ø VT/m ² initial (c)	Ø VT/m ² final (d)
Exp. 1	901,402	42,419	-	-
Exp. 2	253,728	10,025	1,000	640
Exp. 3	285,444	10,700	400	400
Exp. 4	253,248	9,825	4,000	4,000

Influence of sediment quality on settlement [lab exp. 1]:

This experiment took the results of the field experiments into account and used the same sediments (Table 1: sand, mud). Mud and sand respectively were placed in alternate grid squares in a chess board arrangement (Fig. 3a). In mid-November 1994, *M. viridis* larvae were collected by plankton net (0.1 mm) from the Darss-Zingst bodden chain and placed in the prepared aquariums. The mean size of the larvae was 10 setigers. When no more larvae could be seen in the open water in the aquarium (this was after about three weeks, which is roughly the time needed for development to the benthic stage with 17 to 20 setigers under natural conditions (BOCHERT 1993)), the contents of each square were taken as a complete sample and fixed in formalin. The samples were washed through a 0.3 mm sieve and sorted at 10-16X magnification.

Influence of adult *Marenzelleria viridis* (>200 setigers) on settlement [lab exp. 2]:

All grid squares were filled with mud, the substrate preferred by the larvae (see above, Fig. 3b). Sand was used as a substrate only in the boundary squares.

250 adult *M. viridis* were placed in the aquarium, correspond to a mean abundance of 1,000 ind./m². The *M. viridis* larvae were added three days later to give the adults time to become established. The samples were taken and handled as for lab experiment 1.

Influence of adult *Hediste diversicolor* (>80 setigers) on settlement [lab exp.3]:

The experimental arrangement was as for lab experiment 2. 100 adult *H. diversicolor* corresponding to an abundance of 400 ind./m² were placed in the aquarium. This abundance was chosen because only the influence of adult *H. diversicolor* (>80 setigers) on the settlement of *M. viridis* larvae was being studied and field studies had shown that abundances of *H. diversicolor* in this size class vary between 100 and 600 ind./m². As in lab experiment 2, the nereids were given three days to become established before the *M. viridis* larvae were added.

Influence of adult *Corophium volutator* on settlement [lab experiment 4]

The same experimental arrangement was used as for lab experiments 2 and 3. The number of *C. volutator* specimens was 1,000, corresponding to an abundance of 4,000 ind./m². Mean abundances in the field vary between 2,000 and 6,000 ind./m². In this case, too, the *M. viridis* larvae were added three days later.

Differences were checked for significance by the rank sum test (Wilcoxon test) for paired comparisons.

Results

Abiotic parameters (sediment)

Field studies

The field experiments revealed that *M. viridis* larvae vary significantly in their choice of substrate for settlement, showing a marked preference for station KB1 (mud substrate) compared with the other stations (Fig. 4).

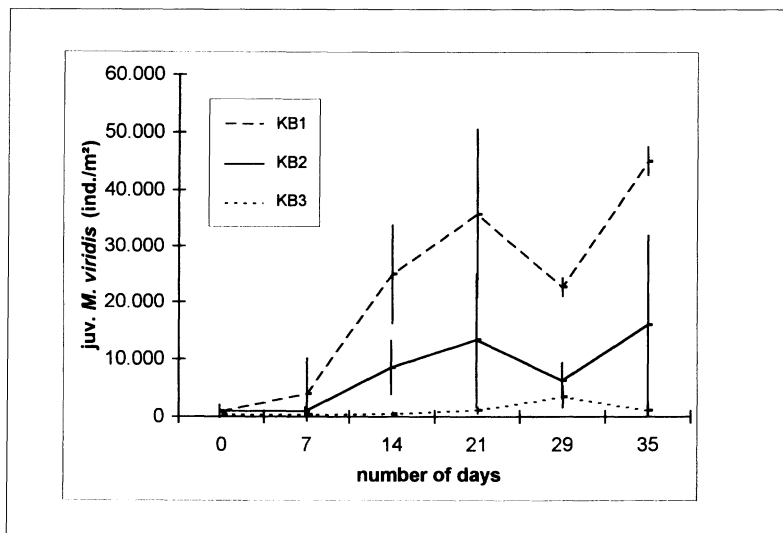
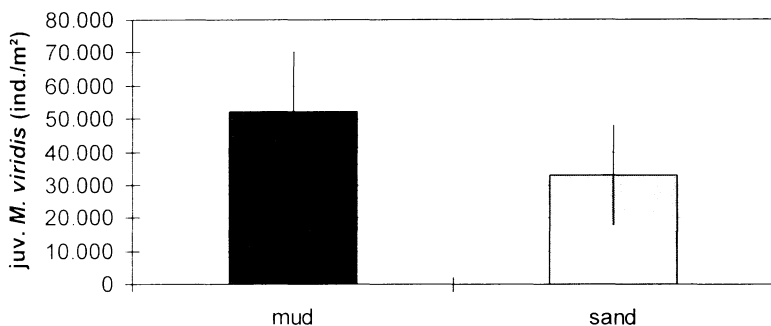


Fig. 4 Settlement behaviour of *M. viridis* larvae in the field experiment (abiotic parameters); see Table 1 for sediment parameters in the different regions (KB1, KB2, KB3).

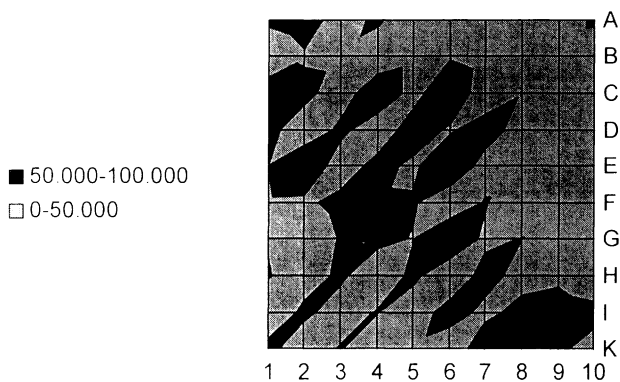
Settlement density reached its maximum of 45,000 ind./m² on the 35th day (08/12/94) at this station. Settlement at station KB1 differed significantly ($p < 0.05$) from KB3 (sandy substrate) on all sampling dates and the larvae also showed a significant preference for KB1 over KB2 on several occasions (Table 3). Station KB3, where the abundance never exceeded 4,000 ind./m², was most sparsely settled.

Table 3 Comparison between abundances (ind./m²) of just settled *M. viridis* larvae at stations KB1, KB2 and KB3 in the field experiment (03/11 to 08/12/94); significant differences ($p < 0.05$) between stations during the investigation period marked with a *

days	KB1/KB2	KB1/KB3	KB2/KB3
0	920 / 614	920 / 0*	614 / 0
7	3,988 / 614	3,988 / 0*	614 / 0
14	25,004 / 8,130*	25,004 / 153*	8,130 / 153*
21	35,742 / 12,885	35,742 / 767*	12,885 / 767*
29	22,703 / 5,829*	22,703 / 3,068*	5,829 / 3,068
35	45,099 / 15,493*	45,099 / 767*	15,493 / 767*



a)



b)

Fig. 5 Settlement behaviour of *M. viridis* larvae in the laboratory experiment (abiotic parameters) [lab experiment 1]

- a) significant preference for muddy squares ($p < 0.01$)
- b) uniform small scale horizontal distribution of the juvenile *M. viridis* shortly after settlement

Laboratory experiments [Lab experiment 1]

This experiment also showed that larval *M. viridis* prefer to settle in certain substrate types (Fig. 5a). The means for the two substrate types differed significantly ($p < 0.01$). The mean abundance was 52,000 ind./m² in the mud grid squares compared with 32,000 ind./m² in the sand-filled squares. The two-dimensional settlement

pattern of the *M. viridis* larvae (Fig. 5b) (high abundance = dark areas) was regular and identical to the arrangement of the mud squares in the grid.

Biotic parameters

Influence of adult *Marenzelleria viridis* (>200 setigers) on settlement [lab exp. 2]:

Adult *M. viridis* appeared to have no effect on the settlement of the larvae at the abundance used in the experiment. The mean abundance of *M. viridis* larvae varied between 8,000 and 11,000 ind./m² (Fig. 6).

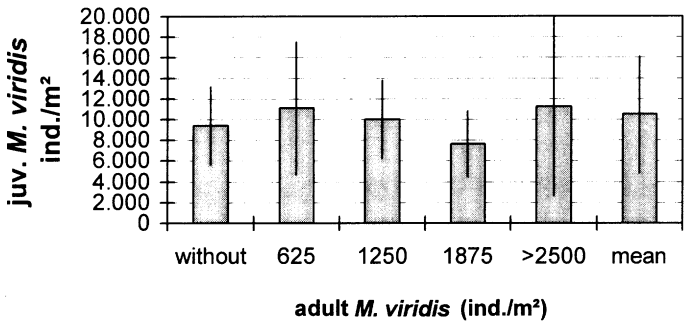


Fig. 6 Dependence of settlement behaviour of *M. viridis* larvae on the abundance of adult *M. viridis* (>200 setigers) [lab. experiment 2]

Influence of adult *Hediste diversicolor* (>80 setigers) on settlement [lab exp. 3]:

Like adult *M. viridis*, adult *H. diversicolor* had no influence on the settlement behaviours of larval *M. viridis* (Fig. 7). The mean abundance of the *M. viridis* larvae varied between 9,000 and 11,000 ind./m². The apparent negative correlation suggested by comparison of the distribution patterns was not confirmed by the significance test.

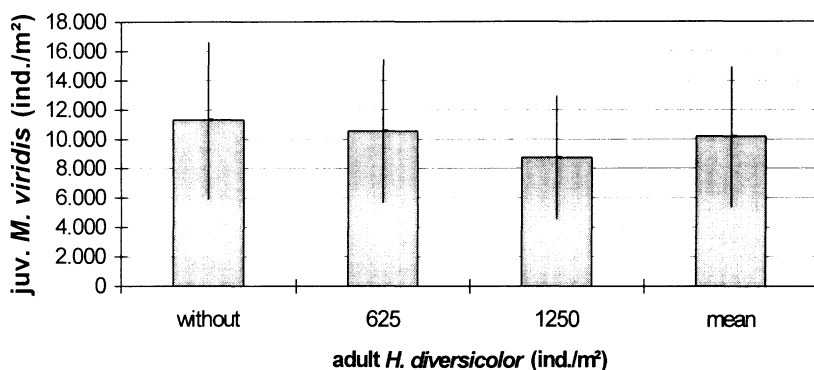


Fig. 7 Dependence of settlement behaviour of *M. viridis* larvae on the abundance of adult *Hediste diversicolor* (>80 setigers) [lab. experiment 3]

Influence of adult *Corophium volutator* on settlement [lab exp. 4]:

This experiment revealed that substrate colonized by adult *C. volutator* seems to attract larval *M. viridis*. Comparison of the two-dimensional distribution pattern reveals that distribution is the same for both species (Fig. 8).

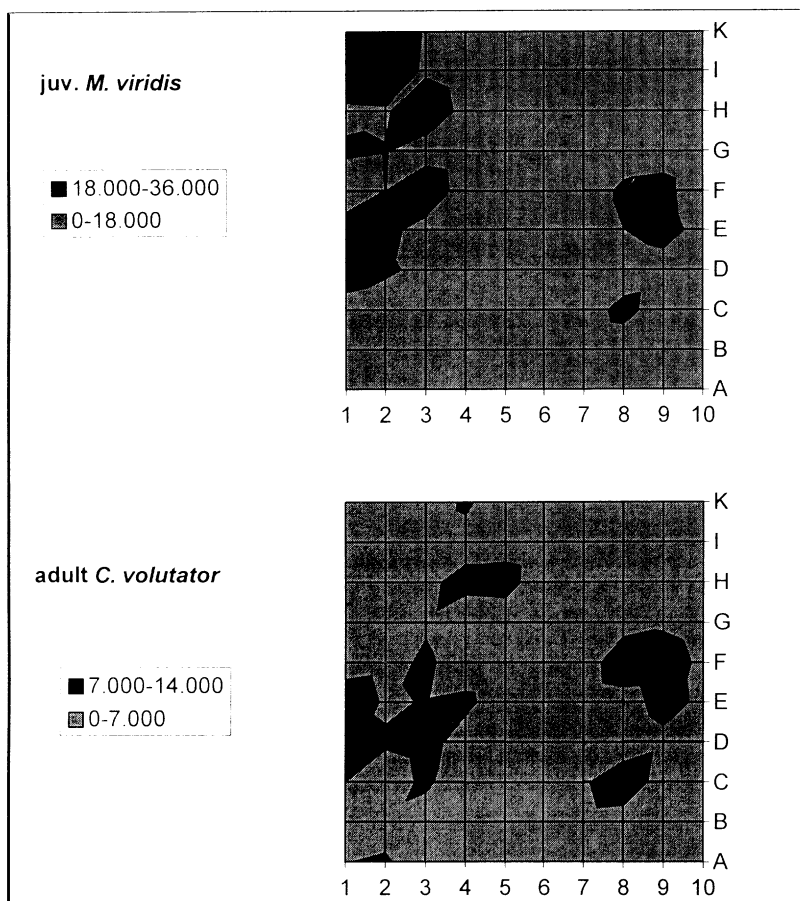


Fig. 8 Dependence of settlement behaviour of *M. viridis* larvae on the abundance of adult *C. volutator*; patchy small scale horizontal distribution of juvenile *M. viridis* shortly after settlement; close correspondence between aggregations of *M. viridis* and *C. volutator*.

Discussion

Many authors have studied the stimulatory or inhibitory effects of abiotic and/or biotic factors on the settlement behaviour of the larvae of benthic organisms. Most of them have considered the effects of sediment properties (BUTMAN 1987; HSIEH 1994; SCHELTEMA 1974), currents (BUTMAN et al. 1988; GRASSLE & BUTMAN 1989; PAWLIK & BUTMAN 1993) and interspecific interactions (CROWE et al. 1987;

on settlement (WOODIN 1976) have also been considered, as have drifting and accumulations of larvae (SNELGROVE 1994). However, relatively little is known concerning the effects of primary larval settlement on the distribution patterns shown by adults of the same species (BUTMAN 1987, 1989). Active and passive habitat selection are often presented as alternatives, but they are not mutually exclusive. As BUTMAN (1987) observed: "The intention is to illustrate that habitat selection and passive deposition need not be competing, but are likely complementary, hypotheses by providing examples or proposed scenarios where both mechanisms would be operating, but separated in space and time."

Unlike variations in time, spatial colonization patterns are influenced by preferences for or the rejection of sediment characteristics, currents, mortality after settlement and interactions with adult benthic organisms (BUTMAN 1987; WOODIN 1986). Our *M. viridis* larvae showed a marked preference for muddy sediments. However, previous studies and experiments with the apparatus described here had shown that this changes a few weeks after settlement, when the juveniles exhibit a significant preference for sandy sediments. This later preference is identical to that shown by adult *M. viridis* (ZETTLER et al. 1995; ZETTLER unpubl.). It is known from the literature that the larvae of benthic organisms usually actively select a habitat that also satisfies the requirements of adults of the same species (PAULIK & BUTMAN 1993; SCHELTEMA 1974; WOODIN 1976). Exceptions are known, however, such as the polychaetes *Arenicola marina* and *Scoloplos armiger*, the juveniles of which "grow up" in so called nurseries and only migrate into areas colonized by adults when they have reached a certain stage in development (FARKE et al. 1979; REISE 1987, 1991).

Our experiments have shown that *M. viridis* prefers to start its benthic life in a muddy sediment, but develops a preference for sandy bottoms a few weeks later. This is consistent with ESSINK & KLEEF's (1993) observations in the Ems estuary (North Sea); juveniles were most abundant in muddy sediments, whereas adults dominated in sandy substrates. This change in preferences may be a result of the transition from deposit feeding during early benthic life to suspension feeding as fully developed juveniles and adult animals. For suspension feeders, the organic content of the sediment may be of secondary importance or even undesirable (oxygen deficiency, hydrogen sulphide formation). This would apply particularly in the eutrophic to hypertrophic regions of the North Sea and Baltic Sea where *M. viridis* is dominant and food is plentiful in the open water. However, the low Chl *a* content in the outer coastal waters of the Baltic Sea may necessitate a different feeding strategy. The ability of *M. viridis* juveniles and adults to migrate actively on account of their high motility and the presence of juveniles among the plankton in spring also suggest that sandy sediments are colonized secondarily (DAUER et al. 1982; ZETTLER et al. 1995).

Inter and intraspecific interactions between macrozoobenthos organisms can take the form of adult-adult, adult-juvenile, adult-larva, juvenile-juvenile, juvenile-larva and larva-larva interactions. The interactions themselves can take the form of inhibition, tolerance and facilitation, the last two forms predominating among burrowing organisms (GALLAGHER et al. 1983). Naturally, the effect of adult animals on larvae depends on abundance and feeding type (TAGHON 1992; WOODIN 1976). HINES et al. (1989) showed that filter feeding and siphoning bivalves (*Arenomya arenaria*

and *Macoma balthica*) ingest larval *M. viridis* and therefore negatively affect their settlement.

Adult *Marenzelleria viridis* and adult *Hediste diversicolor* did not affect the settlement behaviour of *M. viridis* larvae at the abundances we used. DAUER et al. (1981) described how the respiratory current caused by *M. viridis* negatively affected recruitment of another spionid (*Streblospio benedicti*) by drawing its larvae into the burrows. LEVIN (1982) has reported interspecific aggression between the spionids *M. viridis*, *Polydora ligni* and *Spio setosa*. Several publications have described *H. diversicolor* as potential predators (e.g. JENSEN 1988; OLAFSSON & PERSSON 1986; RÖNN et al. 1988). Negative correlations between *M. viridis* and *H. diversicolor* in the Tay estuary (Scotland) have also been reported by ATKINS et al. (1987). Although these reports make a negative influence of the two polychaetes on the settlement of larval *M. viridis* credible, our experiments revealed no such effects. On the other hand, we were also unable to confirm that these burrowing organisms exercised an attraction on the larvae (in the sense described by GALLAGHER et al. 1983). Perhaps higher abundances lead to different effects. Higher temperatures would naturally also influence the feeding intensity of *H. diversicolor*, but do not occur during the reproduction of *M. viridis* in autumn and winter when temperatures vary between 0 and 10 °C.

In our experiments, *M. viridis* larvae were attracted to sediments colonized by *Cophium volutator*. The positive correlation was significant. However, ZETTLER (1995) reported a significant negative correlation between adult *M. viridis* and this amphipod in the boddens south of Darss-Zingst, and RÖHRIG (1995) reported similar observations during her field and experimental studies. It is difficult to say why *M. viridis* larvae prefer to settle near *C. volutator*. Conceivable reasons include the enlargement and roughening of the surface by the burrows and improved oxygenation owing to the respiratory current. NOJI & NOJI (1991) noted that aggregations of spionid burrows represent an improvement of uncolonized areas for subsequent recolonization. Possibly, the considerable bioturbation caused by the activity of *C. volutator* in the top centimetre of the substrate represents an ideal settlement substrate for the larvae.

The large and meso scale distribution of *M. viridis* is a result of interactions between the organism and its environment. Although passive drifting governs the large scale distribution of the larvae in the boddens (BOCHERT et al. 1994; WROGEMANN 1994), settlement on a smaller scale involves active habitat selection (BUTMAN 1989; ZETTLER & BICK 1996). The distribution pattern of this spionid polychaete is governed by the active location of certain sediments and communities, increased mortality in unsuitable regions or due to predation, and the ability of the juveniles and adults to migrate and settle elsewhere (secondary settlement). The successful establishment of *M. viridis* in the bodden chain south of Darss-Zingst is certainly also due at least in part to the absence of potential "predators" (e.g. filter feeders such as *Macoma balthica* and *Arenomya arenaria*, cf. HINES et al. 1989) or the greatly reduced or changed feeding activity of predators such as *Hediste diversicolor* during reproduction and larval settlement of *M. viridis* in autumn and winter (GOERKE 1966, RIISGARD 1991).

Settlement of the substrate can be considered a kind of trial and error model, but one for which chemotactic receptors are needed. "Animals find, return to, or stay in their usual habitat by a process of choice in which they are continuously assessing and responding to information received from the environment. Habitat selection, therefore, is essentially the relationship between behaviour and environment, and we consider that it largely determines the local distribution of animal species." (MEADOWS & CAMPBELL 1972).

Acknowledgements

I wish to thank A. Bick for his correction of the manuscript and comments on the topic. This study was funded by the BMBF under Project 03F0031A.

References

- ALLER, R.C. (1980). Relationships of tube-dwelling benthos with sediment and overlying water chemistry. In: Marine benthic dynamics. K.R. Tenore & B.C. Coull (eds.), University of South Carolina Press: 285-308.
- ARNDT, E.A. (1989). Ecological, physiological and historical aspects of brackish water fauna distribution. In: Reproduction, genetics and distribution of marine organisms, J.S. Ryland & P.A. Tyler (eds.), Olsen & Olsen, Fredensborg: 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. Roy. Soc. Edinburgh 92B: 311-322.
- BICK, A. & BURCKHARDT, R. (1989). Erstnachweis von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) für den Ostseeraum, mit einem Bestimmungsschlüssel der Spioniden der Ostsee. Mitt. Zool. Mus. Berlin 65: 237-247.
- BOCHERT, R. (1993). Reproduktion und Larvalentwicklung von *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta, Spionidae) in der Darß-Zingster Boddenkette. Dipl. Univ. Rostock: 47pp.
- BOCHERT, R.; ZETTLER, M.L. & BICK, A. (1994). Untersuchung zur räumlichen Verteilung der Larven von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in einem flachen Küstengewässer der Ostsee. Rost. Meeresbiol. Beitr. 2: 227-240.
- BUTMAN, C.A. (1987). Larval settlement of soft-sediment invertebrates: The spatial scales of pattern explained by active habitat selection and the emerging role of hydrodynamical processes. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 25: 113-165.
- BUTMAN, C.A. (1989). Sediment-trap experiments on the importance of hydrodynamical processes in distributing settling invertebrate larvae in near-bottom waters. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 134: 37-88.
- BUTMAN, C.A.; GRASSLE, J.P. & WEBB, C.M. (1988). Substrate choice made by marine larvae settling in still water and in a flume flow. Nature 3: 771-773.
- CROWE, W.A.; JOSEFSON, A.B. & SVANE, I. (1987). Influence of adult density on recruitment into soft sediment: a short-term *in situ* sublittoral experiment. Mar. Ecol. Prog. Ser. 41: 61-69.
- DANKERS, N. & BEUKEMA, J.J. (1981). Distributional patterns of macrobenthic species in relation to some environmental factors. Rep. Wadden Sea Working Group 4: 69-103.
- DAUER, D.M.; MAYBURY, C.A. & EWING, R.M. (1981). Feeding behaviour and general ecology of several spionid polychaetes from the Chesapeake Bay. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 54: 21-38.
- DAUER, D.M.; EWING, R.M.; SOURBEER, J.W.; HARLAN, W.T. & STOKES, T.L. (1982). Nocturnal movement of the macrozoobenthos of the Lafayette River, Virginia. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 67: 761-775.
- DEKKER, R. (1991). *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae): Uitbreiding van het areaal in Nederland Mededeling. Zeepaard 51: 101-104.
- ESSINK, K. & H.L. KLEEF, 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.

- FARKE, H., P.A.W.J. DE WILDE & E.M. BERGHUIS, 1979. Distribution of juvenile and adult *Arenicola marina* on a tidal mud flat and the importance of nearshore areas for recruitment. *Neth. J. Sea Res.* 13: 354-361.
- GOERKE, H. (1966). Nahrungsfiltration von *Nereis diversicolor* O.F. Müller (Nereidae, Polychaeta). Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh. 10: 49-58.
- GRASSLE, J.P. & BUTMAN, C.A. (1989). Active habitat selection by larvae of the polychaetes, *Capitella* spp. I and II, in a laboratory flume. In: Reproduction, genetics and distribution of marine organisms J.S. Ryland & P.A. Tyler (eds.), Olsen & Olsen, Fredensborg: 107-114.
- GRAY, J.S. (1974). Animal-sediment relationships. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 12: 223-261.
- HINES, A.H.; POSEY, M.H. & HADDON, P.J. (1989). Effects of adult suspension- and deposit feeding bivalves on recruitment of estuarine infauna. *Veliger* 32: 109-119.
- HSIEH, H.L. (1994). Larval development and substrate preference at settlement in *Pseudopolydora diopatra* (Polychaeta: Spionidae). *Invert. Repr. Dev.* 25: 205-214.
- 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 Meeresforsch. Suppl.* 6: 366-374.
- KREBS, C.J. (1994). Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance. Harper Collins College Publishers, New York, fourth edition, 801pp.
- LEVIN, L.A. (1982). Interference interactions among tube-dwelling polychaetes in a dense infaunal assemblage. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 65: 107-119.
- MCCANN, L.D. & LEVIN, L.A. (1989). Oligochaete influence on settlement, growth and reproduction in a surface-deposit-feeding polychaete. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 131: 233-253.
- MEADOWS, P.S. & CABELL, J.I. (1972). Habitat selection by aquatic invertebrates. *Adv. Mar. Biol.* 10: 271-382.
- NOJI, C.I.-M. & NOJI, T.T. (1991). Tube lawns of spionid polychaetes and their significance for recolonization of disturbed benthic substrates. A review. *Meeresforsch.* 33: 235-246.
- 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.
- PAWLIK, J.R. & BUTMAN, C.A. (1993). Settlement of a marine tube worm as a function of current velocity: interacting effects of hydrodynamics and behavior. *Limnol. Oceanogr.* 38: 1730-1740.
- REISE, K. (1987). Distribution and abundance of small and juvenile macrofauna on the tidal flats in the Frisian Wadden Sea. *Biologische Meddelser* 31: 7-25.
- REISE, K. (1991). Mosaic cycles in the marine benthos. In: *Ecological Studies*, Vol. 85, H. Remmert (ed.), Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 61-82.
- RIISGÅRD, H.U. (1991). Suspension feeding in the polychaete *Nereis diversicolor*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 70: 20-37.
- RÖHRIG, A. (1995). Aspekte zur Sedimentpräferenz von *Marenzelleria viridis* (Verrill 1873) (Polychaeta: Spionidae) sowie Interaktionen zwischen *M. viridis* und der autochthonen Fauna eines inneren Küstengewässers der südlichen Ostsee. *Dipl. Univ. Hannover*: 70pp.
- 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.
- SCHELTEMA, R.S. (1974). Biological interactions determining larval settlement of marine invertebrates. *Thal. Jugosl.* 10: 263-296.
- SNELGROVE, P.V.R. (1994). Hydrodynamic enhancement of invertebrate larval settlement in micro-depositional environments: colonization tray experiments in a muddy habitat. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 176: 149-166.
- TAGHON, G.L. (1992). Effects of animal density and supply of deposited and suspended food particles on feeding, growth and small-scale distribution of two spionid polychaetes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 162: 77-95.
- WOODIN, S.A. (1976). Adult-larval interactions in dense infaunal assemblages: patterns of abundance. *J. Mar. Res.* 34: 25-41.
- WOODIN, S.A. (1986). Settlement of infauna: Larval choice? *Bull. Mar. Sci.* 39: 401-407.
- WROGEMANN, H. (1994). Verbreitung und Populationsentwicklung von *Marenzelleria viridis* Verrill 1873 (Polychaeta: Spionidae) in einem inneren Küstengewässer der südlichen Ostsee. *Staats-ex. Tierärztl. Hochschule Hannover*: 95pp.

- ZETTLER, M.L. (1994). Immigration und Ausbreitung eines nordamerikanischen Polychaeten in ein inneres Küstengewässer der südlichen Ostsee und Auswirkungen auf das autochthone Makrozoobenthos. Erw. Zusammenf. Jahrestag. D.G.L., Hamburg 2: 695-699.
- ZETTLER, M.L. (1995). Successful establishment of the spionid polychaete *Marenzelleria viridis* (Verrill 1873), in the Darss-Zingst estuary (southern Baltic) and its influence on the indigenous macrozoobenthos. Arch. Fish. Mar. Res. 43: 273-284.
- ZETTLER, M.L. & BICK, A. (1996). The analysis of small- and mesoscale dispersion patterns of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in a coastal water of the southern Baltic. Helgol. Meeresunters. 50: 265-286.
- 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: 209-224.
- ZETTLER, M.L.; BOCHERT, R. & BICK, A. (1994). Röhrenbau und Vertikalverteilung von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in einem inneren Küstengewässer der südlichen Ostsee. Rost. Meeresbiol. Beitr. 2: 215-225.

Author

Dr. Michael L. Zettler
 Universität Rostock
 FB Biologie / Allg. & Spez. Zoologie
 Universitätsplatz 5
 18051 Rostock

Wolfgang WRANIK

Universität Rostock, Fachbereich Biologie

Socotra Island - a special part of Yemen's natural heritage

The following paper was prepared for the workshop „Natural Areas and Biodiversity Conservation in Yemen“ in Sanaa, organised by the Environment Protection Council of Yemen in cooperation with IUCN, and the First International Scientific Symposium on Socotra held at the University of Aden, both in March 1996.

It is presented here in a modified version in honour of Prof. Dr. E. A. Arndt's merits for ecological research in Yemen by training Yemeni students in the field of marine biology and the support of my own work in the country.

Abstract

The Socotra Archipelago is distinguished by geological peculiarities and a rich variety of species, including an exceptional number of endemics and relic species of remarkable biogeographic and developmental interest. The flora and fauna of the Archipelago appear to have been little affected by human activities. But a significant part of the available data dates back to turn-of-the-century expeditions. This in turn creates several problems for well-prepared nature protection and sustainable development concepts. The paper gives a brief overview on the natural history of Socotra Island under special consideration of the fauna.

Zusammenfassung

Der Archipel von Sokotra ist gekennzeichnet durch geologische Besonderheiten und eine beeindruckende Vielfalt an Arten, unter denen sich zahlreiche biogeographisch und entwicklungsgeschichtlich interessante Endemiten und Reliktformen befinden. Durch die traditionellen Nutzungsformen der Inselbewohner wurde die natürliche Umwelt Sokotras bisher nur wenig beeinträchtigt. Die derzeitigen Kenntnisse zur Flora und Fauna basieren aber zu einem Großteil auf Expeditionen, die um die Jahrhundertwende erfolgten. Das macht die Erarbeitung von Konzepten zum Schutz und zur nachhaltigen Entwicklung der Inselgruppe schwierig. Der Beitrag gibt eine Übersicht über wichtige Aspekte der Naturgeschichte der Inselgruppe unter besonderer Berücksichtigung der Fauna.

Key words

Yemen, Socotra, Natural History, Fauna, Nature Protection, Makrozoobenthos

Introduction

In the course of a guest lectureship at the University of Aden from 1982 to 1985, the author had the opportunity to do some field work in the southern part of Yemen, mainly around Aden. Beside this he visited Socotra Island six times between 1982 and 1996 staying there for one to two weeks each time. He took also part in a UNESCO Fact Finding Mission to Socotra in 1993, whose objective was to consider the establishment of this unique island as a Biosphere Reserve (WRANIK 1993 & 1995).

The Socotra Archipelago

„Dioscorida...is very large but desert and marshy, having rivers in it and crocodiles and many snakes and great lizards of which the flesh is eaten and the fat melted and used instead of olive oil. The island yields no fruit, neither vine nor grain. The inhabitants are few and they live on the coast towards the north, which from the side faces the continent. They are foreigners, a mixture of Arabs and Indians and Greeks who have emigrated to carry on trade there. The island produces the true sea-tortoise, and the land-tortoise and the white tortoise, which is very numerous and preferred for its large shells, and the mountain tortoise....“ - this is part of the oldest documented information on Socotra, called "Dioscorida", in the "Periplus of the Erythraean Sea", a shipping manual written in the first century A.D. by an unknown Greek sailor.

Nowadays, about 2000 years later, the Archipelago still belongs to the comparatively unexplored parts of the world. Apart from some 19th century travel accounts the island has been a relatively well-kept secret, virtually isolated from the rest of the world and effectively closed for foreign visitors because of military considerations and extreme natural conditions.

Especially during the time of the south-west monsoon, which blows from April to October, the island is often cut off completely. The winds blow in this period at velocities of over 15 metres per second. There is a build up of dangerous seas around the island which makes a vessel's approach impossible, and under these circumstances also air communication ceases. But until now even under "normal" weather conditions communications from the mainland by air and by boat are severely restricted by the lack of harbours, poor airport facilities and inadequate aircraft.

The Socotra Archipelago is situated in the north-western part of the Indian Ocean and comprises the four islands Socotra, Abd-el-Kuri, Semha and Darsa ("The Brothers"). The islands are separated from one another by relatively shallow seas and

from the mainland by a deep trench (Fig 1). Politically, the Archipelago is administered as a part of the Republic of Yemen.

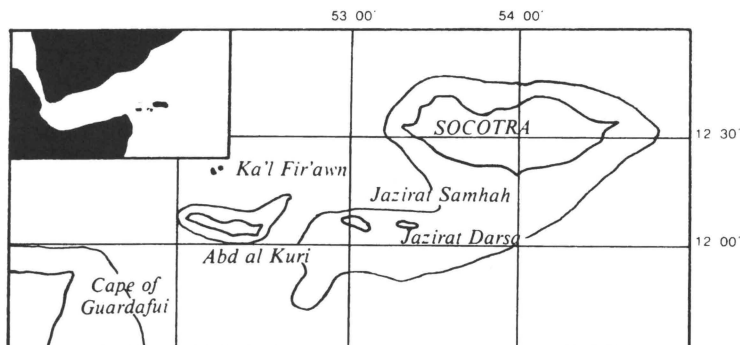


Fig. 1 Sketch map showing position of the Socotra Archipelago

Socotra itself is about 120 by 40 km and covers an area of 3625 km^2 . It is composed of a basement complex of igneous and metamorphic rocks of Pre-Cambrian age overlain by sedimentary rocks, mainly limestone and sandstone. Topographically it can be divided into three main zones: the coastal plains, a limestone plateau and the Haghir mountains (Fig. 2).



Fig. 2a Socotra, as seen from Gemini VII (Reproduced by kind permission of U.S. National Aeronautics and Space Administration)

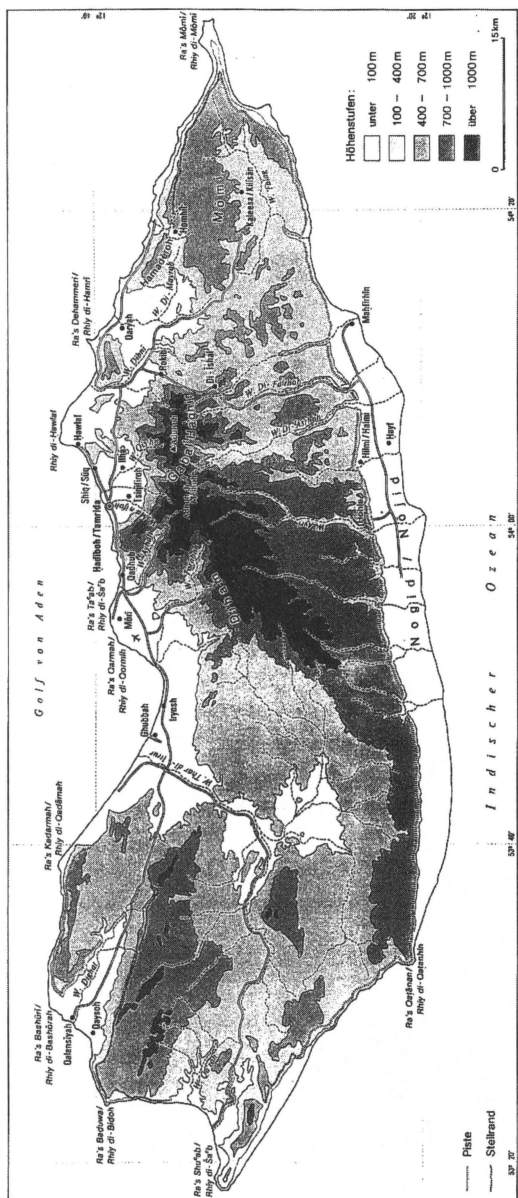


Fig. 2b Sketch map of the island Socotra

The coastal plains vary considerably in width. A limestone plateau extends over most of the island, averaging 300 to 700 m in altitude. It is dissected by a number of deep valleys and drops in steep, often almost vertical escarpments to the coastal plain or directly to the sea. The Haghir mountains in the north-west of the island rise up to a height of 1519 m.

The climate is monsoonal. There are no exact figures available on the annual temperatures and rainfall, but the climate is cooler and more temperate compared with the adjacent African and Arabian mainland. As far as it is known the mean annual temperatures vary between 28-37 °C and the mean annual rainfall varies between 130-170 mm per year. The mountains are frequently shrouded in clouds and heavy dews are common. These seem to be also a main water source for vegetation in these altitudes.

The Haghier massif forms the most important watershed on the island and numerous watercourses run both north and south from this region of higher rainfall and permanent springs (Fig. 3).

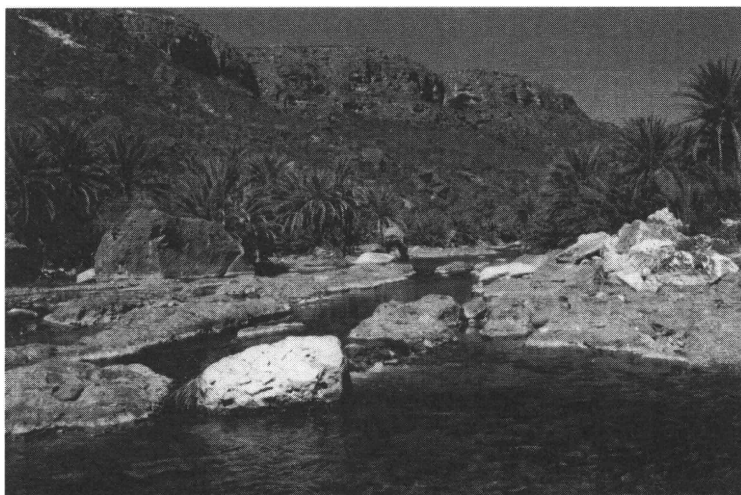


Fig. 3 Water course in the mountains.

Particularly on the northern slopes these streams are permanent in their upper reaches, whereas in the plains they are mostly sporadic carrying water only during the rains and just after. Some of the river estuaries retain water for most of the year. Even if not well known, there seems to be a relatively large underground karstic system and also undersea water springs are reported.

The island is sparsely vegetated and dominated by xeromorphic forms, which are well-adapted to the harsh climate, such as the desiccating winds of the summer

period. Only in sheltered valleys and higher mountain areas the vegetation is more luxuriant (MIES 1993 & 1995, DAVIS et al. 1994, ALEXANDER & MILLER 1996) (Fig.4 & 5).

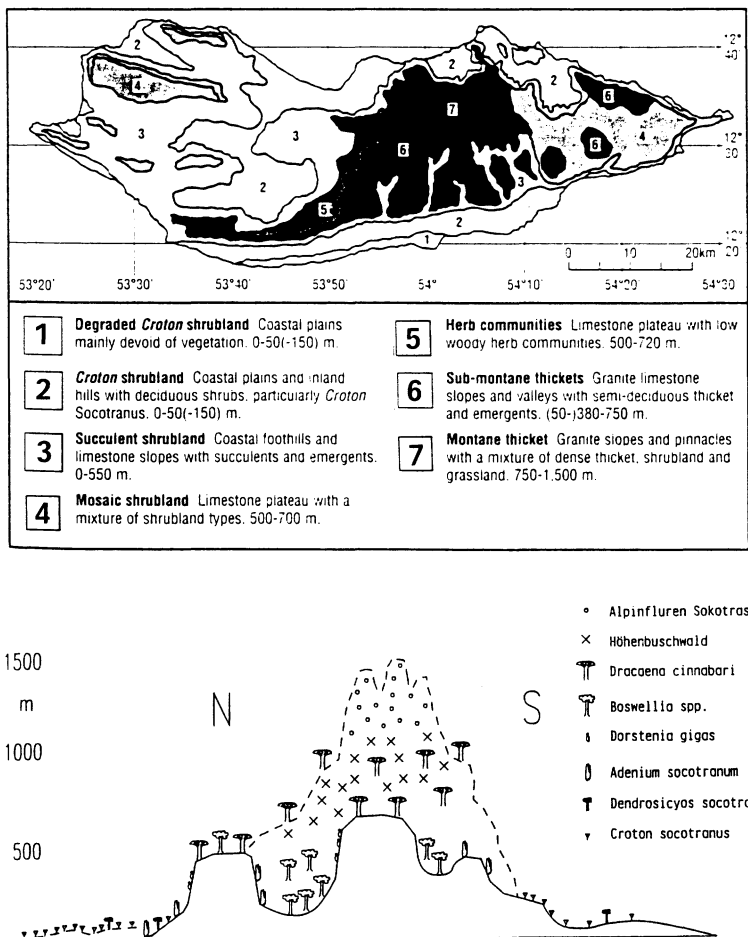


Fig. 4 Topographical division and the main vegetation types on Socotra (MILLER, in DAVIS et al. 1994, MIES et al. 1995)

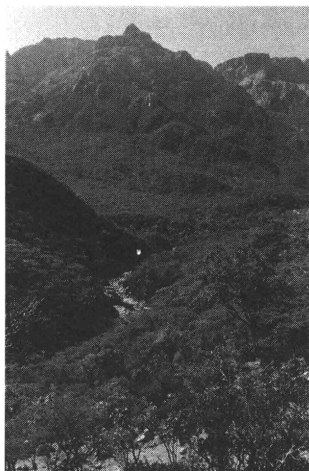


Fig. 5 The Wadi Ayhaft is one of the most densely wooded areas of the island and belongs to the sites under discussion for a protection concept. It is a submontane area of granite and limestone slopes with abundant running water.

Open deciduous shrubland of the coastal plains and low inland hills is dominated by the shrub *Croton socotranus* (Fig. 6).



Fig. 6 Open deciduous shrub land with *Croton socotranus*. The coastal plains contain

an increased percentage of endangered species due to grazing pressure, wood cutting, agricultural activities and the expansion of settlements.

It is the most common shrub in these regions, but is also a major source of wood for building and burning. At elevations up to about 500 meters grow the bizarre tree succulents, the desert rose, *Adenium obesum socotranum*, and the cucumber tree, *Dendrosicyos socotranus* (Fig. 7).

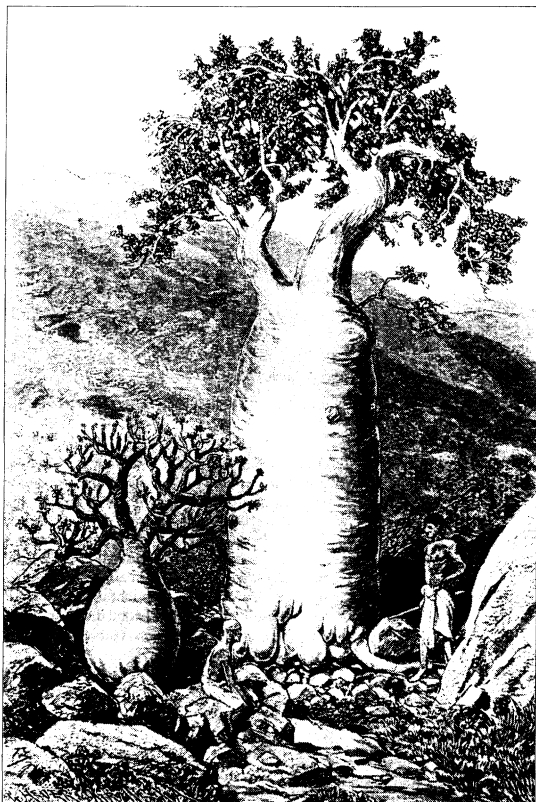


Fig. 7 The bizarre tree succulents *Adenium* and *Dendrosicyos* (SCHWEINFURTH 1887).

The latter grow up to 5 meters or so. The specimens are healthy, but rather old. Like in other species no seedlings or young trees can be observed. Therefore studies on the natural regeneration would be necessary and of great importance. Higher

altitudes are home of at least seven species of frankincense trees, three endemic Socotran aloes and wild pomegranate. The dragon's blood tree *Dracaena cinnabari*, which is one of the most famous botanical curiosities of the island, is restricted to the zones of submontane thicket and montane grassland (Fig. 8).

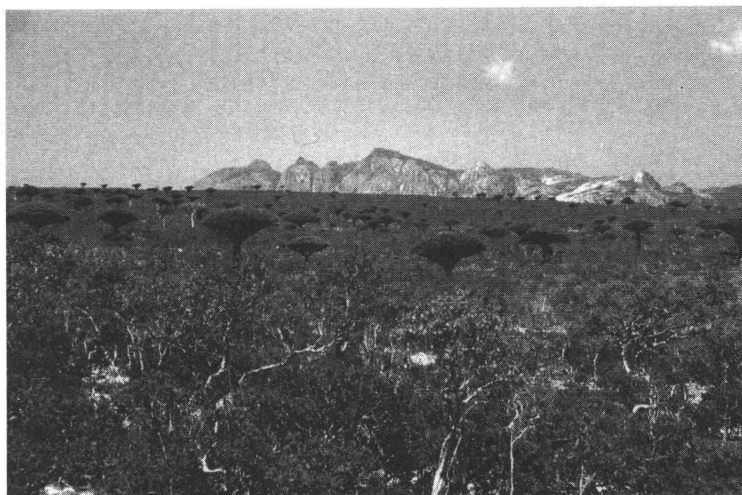


Fig. 8 The Dragon's blood trees are characterized by a mushroom-shaped silhouette. Diksam, in the centre of the island, is probably the best example of *D. cinnabari* woodland.

The granite slopes and pinnacles of the Haghier are fairly barren-looking and characterised by montane thicket, woody herbs and lichens.

Evolutionary history and biogeography

The fascinating and unique character of the flora and fauna of Socotra is related to its geological history. The island is probably part of a fault block separated off from the mainland by the same series of dislocations which produced the Gulf of Aden in late Tertiary times. KOSSMAT (1907) described Socotra as one of the „most isolated pieces of land“ in the history of the earth. The high degree of endemism, as a result of this long isolation, makes the Archipelago of remarkable biogeographic and evolutionary interest and an important place in terms of global wildlife conservation.

Although the history of the island is in many details still imperfectly known, it is possible to suggest that some of the endemic species are relics of an ancient flora and fauna surviving in the Haghir massif, which is considered by geologists not to

have submerged since the Mesozoic (Uvarov & POPOV 1957). The absence of any indigenous mammals is a further indication of the island's ancient origin, presumably from a time before mammals appeared on earth.

In biogeographical terms terrestrial Socotra is in general more closely linked with Africa, but there are also interesting affinities with other areas, including some remote islands of the Atlantic Ocean. A possible explanation for such phenomena could be, that these related island species represent relics of an originally widespread African population, which became extinguished on the mainland by the more recent developments of the Ethiopian fauna. Further taxonomic studies are needed to clarify the status of the endemic species and their way of speiation, and there remains also a great need for further studies of the ecology of the individual species and their main habitats on the islands.

From the very scanty information on the marine fauna in the Gulf of Aden it is only possible to draw tentative biogeographic lines. It seems, that a zoogeographical boundary between an Arabian and a West Indian Ocean Subprovince runs from the coast of Somalia south of Cape Guardafui and Socotra Island in the West to the entrance of the Gulf of Oman in the east (KLAUSEWITZ 1989) (Fig. 9).

A very important factor for the determination of the boundaries seems to be cold water upwelling which probably constitute an efficient ecological barrier for warm-water-adapted species. Biogeographically Socotra could be a major overlap between the Arabian and Indian Ocean, with endemics from both regions represented. First investigations on the shallow water fish communities gave not only this picture of mingling different regional fauna, but also interesting indications of distinct and well-established communities. According to KAMP (personal information) the Archipelago is not simply a site where adjacent faunas mix, but in key fish indicators, only species belonging to one or the other of the biogeographic regions are present, their sister taxa being absent. More extensive inventory is required to confirm this.

Even if the island can not be considered as an untouched area, as a result of the vast isolation and the traditional rules, Socotra is relatively little affected by human activities in comparison with other island ecosystems. Until now, with the exception of some areas in the more exploited coastal plains, the whole island has been dominated by a traditional balance between man and the environment. At present there are no signs of over-exploitation of plant species with ethnobotanical values. Therefore Socotra is suggested to be one of the best preserved semi-arid tropical islands in the world.

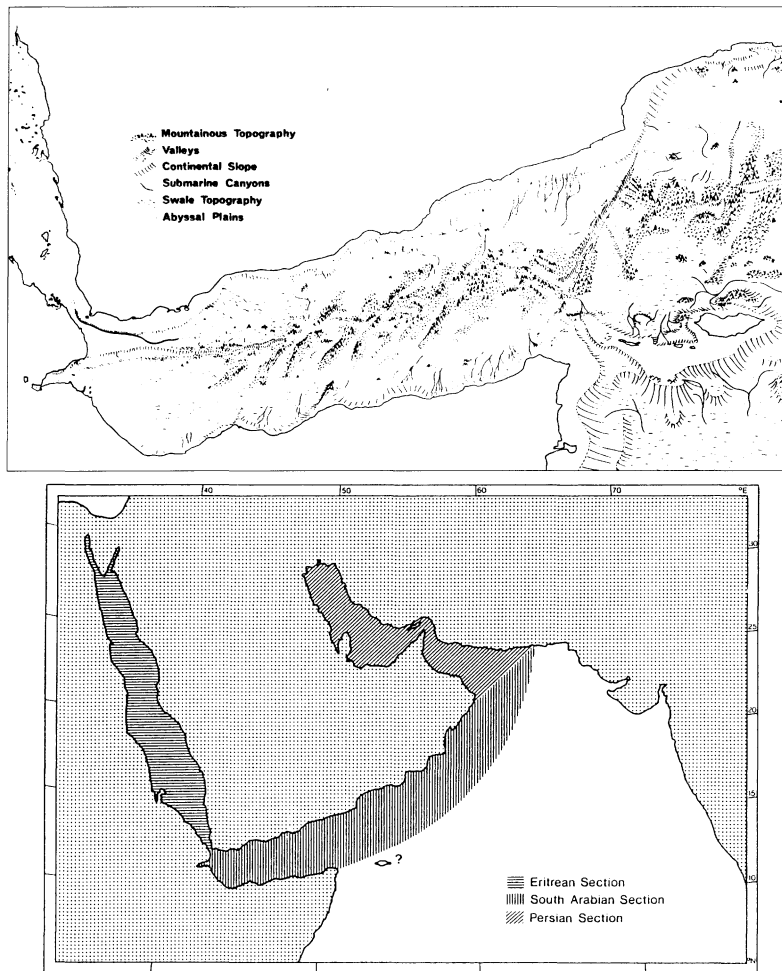


Fig. 9 The Gulf of Aden and map of the regional zoogeographic subdivisions, based on littoral fishes of the northwestern Indian Ocean (LAUGHTON 1970; KLAUSEWITZ 1989).

History of biological research

A significant part of the available data on the flora and fauna of Socotra dates back to turn-of-the-century expeditions. The first scientific exploration of the island was in 1880 by the botanist I.B. Balfour. An account of the recorded animals is given in 1881 by BLANFORD, BUTLER, GODWIN-AUSTEN, GÜNTHER, SCLATER & HARTLAUB and WATERHOUSE. In 1881 the two Germans G. Schweinfurth and E. Riebeck spent six weeks on Socotra and recorded also numerous animals (MARTENS 1881, HARTLAUB 1881, PETERS 1882, TASCHENBERG 1883)(Fig. 7). The Bents, who were archaeologists, arrived the island in 1897. They were accompanied by E. N. Bennett, who collected a greater number of arthropods (DIXEY et al. 1898). Mainly insects and reptiles were obtained by an Austrian expedition in 1897 (STEINDACHNER 1903; KOHL 1907; BECKER, KRAUSS, REBEL 1931). The first specifically and more complex zoological survey was done by W. R. Ogilvie-Grant from the British Museum London and H. O. Forbes from Liverpool Museum in 1898. They spent three months on Socotra and visited also Abd-el-Kuri. Their records were summarised by FORBES (1903).

Some further geological, zoological and mainly botanical studies, such as the Oxford University Expedition in 1956 (BOTTING 1958), the Middle East Command Expedition in 1967 (DOE 1992), the University of Aden Expedition in 1982 (WRANIK et al. 1986) and the OSME Survey in 1993 (PORTER et al. 1996) were performed during the last decades, but failed to develop a comprehensive assessment of the island.

Still virtually nothing or only little is known about the ecology, distribution and population size of the majority of animal species. To date, for example, there has been very little work done on the southern and western plateau, the more isolated granite pinnacles, as well as the major part of the island's coastal waters. This, in turn, creates severe problems for a well-prepared protection strategy. Undoubtedly, there is a definite need for field surveys of any kind.

Terrestrial Biodiversity

Altogether some 850 plant species have been recorded so far, about 270 of which are considered to be endemic (ALEXANDER & MILLER 1996). Among them there are strange-looking remnants of ancient floras, which long ago disappeared from the surrounding mainland (Fig. 7 & 8). Equally fascinating is the land and freshwater fauna, with an exceptional number of endemics, but usually not so striking and, above all, comparatively poorly studied (Tab. 1 & 2).

Table 1 Taxonomic compilation of terrestrial and freshwater fauna Socotra Archipelago (Vertebrates)

taxonomic classification	species recorded	endemic (tentative)	main references	remarks
MAMMALIA	13	0		
<i>Insectivora</i>	1		DOE 1992	
<i>Chiroptera</i>	3		FORBES 1903; WRANIK et al. 1991; DOE 1992	
<i>Carnivora</i>	2		FORBES 1903	including domestic cat
<i>Rodentia</i>	2		FORBES 1903	uncertain status of <i>Mus musculus</i>
<i>Artiodactyla</i>	5		FORBES 1903	including livestock
AVES total	112	6	SCLATER & HARTLAUB 1881; HARTLAUB 1881; FORBES 1903; RIPLEY & BOND 1966; PORTER & STONE 1996	11 endemic subspecies need further taxonomic studies to clarify their status
breeding birds	31	6	PORTER & STONE 1996	
REPTILIA	24	21	BLANFORD 1881; GÜNTHER 1881; PETERS 1882; BOULENGER 1903; STEINDACHNER 1903	existence of larger species (crocodiles, giant lizards, land tortoises) uncertain
<i>Sauria</i>	19	16	ARNOLD 1986; SHOWLER 1996; RÖSLER & WRANIK in press; WRANIK in press.	three <i>Geckonidae</i> endemic to Abd-el-Kuri; the <i>Lacertidae</i> <i>Mesalina balfouri</i> also recorded from Semha
<i>Serpentes</i>	5	5	PARKER 1949; CORKILL & COCHRANE 1965	the record of <i>Echis coloratus</i> by BALFOUR (1880) is considered as a locality error
AMPHIBIA	0			no traces so far
PISCES (freshwater)	1		Health Department Aden (personal information)	introduction of <i>Aphanius dispar</i> within an anti-malaria campaign

Table 2 Taxonomic compilation of terrestrial and freshwater fauna Socotra Archipelago (Invertebrates)

taxonomic classification	species recorded ¹	endemic (tentative)	main references	remarks
MOLLUSCA	62		MARTENS 1883; CROSSE 1884; SMITH 1903	
<i>Gastropoda</i> (land)	56	about 80 % ²	GODWIN-AUSTEN 1881; SALVAT 1969	
<i>Gastropoda</i> (freshwater)	6		GODWIN-AUSTEN 1883	no traces of freshwater bivalves so far
ARACHNIDA	34		POCOCK 1899 & 1903	
<i>Scorpiones</i>	5	5	TASCHENBERG 1883; POCOCK 1899 & 1903;	
<i>Solifugae</i>	1	1	POCOCK 1903	
<i>Araneae</i>	25		POCOCK 1899 & 1903	
<i>Opiliones</i>	2	2	POCOCK 1903	
<i>Acari</i>			TASCHENBERG 1883; POCOCK 1903;	recorded (WRANIK)

CRUSTACEA	5	3	POCOCK et al. 1903	
<i>Decapoda</i>	3	1	TASCHENBERG 1883; POCOCK et al. 1903	two land crabs and one freshwater crab
<i>Isopoda</i> (land)	2	2	FERRARA & TAITI 1996	
<i>Cladocera</i>				recorded (DUMONT)
CHILOPODA	6	2	POCOCK 1899 & 1903; LEWIS & WRANIK 1990	one <i>Scutigera</i> recorded (WRANIK)
DIPLOPODA	3	3	POCOCK 1903	
INSECTA	546		TASCHENBERG 1883; FORBES 1903	
<i>Thysanura</i>				recorded (WRANIK)
<i>Odonata</i>	18	1	FORBES 1903; KIMMINS 1960; SCHNEIDER 1996	
<i>Saltatoria</i>	54	about 63 % ²	BURR 1898 & 1903; KRAUSS 1907; UVAROV & POPOV 1957	
<i>Dermaptera</i>	6	0	BURR 1898 & 1903; KRAUSS 1907	
<i>Blattaria</i>	3	1	BURR 1899 & 1903; KRAUSS 1907	
<i>Mantodea</i>	3	3	BURR 1903; KRAUSS 1907; KALTENBACH 1982	
<i>Isoptera</i>	2	2	FORBES 1903; HARRIS 1954	
<i>Heteroptera</i>	28		KIRKALDY 1903; LINNAVUORI 1994	
<i>Homoptera</i>	6	5	KIRKALDY 1903; DOE 1992	<i>Aphis nerii</i> (WRANIK)
<i>Coleoptera</i>	72	about 35 % ^{2,3}	WATERHOUSE 1881; GAHAN 1903	
<i>Tenebrionidae</i>	20	20	KOCH 1970	
<i>Hymenoptera</i>	74	about 66 % ²	KIRBY 1903; KOHL 1907; EMPEY 1973; SOIKA 1974	
<i>Formicidae</i>	3	0	COLLINGWOOD & AGOSTI 1996	
<i>Neuroptera</i>	12	8	KIRBY 1903; KIMMINS 1960; TJEDER 1974	
<i>Diptera</i>	75	?	RICARDO & THEOBALD 1903; BECKER 1931	
<i>Nematocera</i>	11	1	LEESON & THEODOR 1948; MATTINGLY & KNIGHT 1956	
<i>Bombyliidae</i>	16-17	9	GREATHEAD 1969	
<i>Trichoptera</i>	2		DOE 1992	
<i>Lepidoptera</i>	191	61	OGILVIE-GRANT, HAMPSON, WALSINGHAM 1903; REBEL 1931	

¹ the numbers are summarised from literature and can serve for the most groups only as a certain orientation ² after KOCH 1970 ³ Coleoptera without Tenebrionidae

About 12 species of mammals are known from Socotra, but all of them have been introduced by man or may, as is the case with bats, occasionally have come from the mainland (WRANIK et al. 1991).

112 bird species have been recorded so far, 31 of which are known, or supposed, to breed. Among the landbirds at least 6 species, as well as 12 subspecies, are restricted to Socotra. More work is still needed to clarify the status of some of them, as for example the highly isolated population of Socotra *Buteo* (MARTINS & PORTER 1996). In addition to these endemic forms, Socotra holds a significant world population of some species, such as the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* (Fig. 10).



Fig. 10 The Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) is a common and widespread resident on the island. Socotra is supposed to be the most important breeding area for this species in the Middle east.

The OSME Expedition (PORTER & STONE 1996) estimated the number of breeding pairs to be around 1 000. Along the coastline move also a greater number of migrant bird species, and might overwinter here in some cases. Some of the coastal habitats are exceptionally productive in terms of bird food, so that various waders, shore- and seabirds occur at times.

According to Birdlife International Socotra is one of 221 globally important Endemic Bird Areas (EBAs), as well as the south-west Arabian mountains on the mainland of Yemen. Yemen is thus unique amongst countries in the Middle East in having two EBAs, indicating its regional importance for biodiversity. So far 22 Important Bird Areas (IBAs) has provisionally identified on the Archipelago by Birdlife specialists, but this number is likely to increase with extended surveys (EVANS 1994).

The crocodiles, giant lizards and land tortoises referred to by the author of the *Periplus* have not been found so far, but this is not to say that they did not exist. It might be that the fauna of Socotra has changed substantially in some groups over the past at least 2000 years of human activities. Various reasons for an extinction of larger reptiles are conceivable. There may have been natural factors, such as climatic changes, but also grazing impacts and habitat degradation by the introduced and increased livestock (goats, sheep, camels, cattle, asses) or a pressure by predators, such as the introduced Civet Cat (*Viverricula malaccensis*). The larger reptiles may also have been hunted directly by the natives, either for food and trade, or because they were dangerous. BOULENGER (1903) mentioned trading of smaller lizards at Abdel-Kuri and a widespread belief in some parts of Asia in the efficacy of reptile fat when rubbed over the body as a curative remedy for all sorts of illness. So it might

be that a Socotra *Varanus* became extinct due to the fact of being used as food and medicine in an environment where both are scarce . However, it is still unknown which larger reptile species, if any, have lived on the island, so that any discussion about the causes for their extinction is speculative. They are not mentioned in local legends and stories, so that a more detailed answer can be given only by searching for fossil remains, which might be waiting to be discovered. Suitable areas for such excavations would be the sediment of the caves. But apart from these lost inhabitants (?), Socotra remains rich and interesting as to the recent fauna too. Some 24 terrestrial reptile species have been reported from the Archipelago, about 21 out of them are considered to be endemic (Fig. 11).



Fig. 11 Nothing is known about the position of the endemic *Chamaeleo monachus* within the group of African and Arabian chameleons. This marvellous species could be one potential candidate suffering from non-controlled animal collecting.

There is also an urgent need for research on invertebrates, which are mainly represented by a greater variety of molluscs and arthropods. The only known poisonous terrestrial species seem to be scorpions, spiders and centipedes.

Generally little is known about the fresh water biota in the numerous, mostly sporadic streams (Fig. 12).



Fig. 12 The endemic fresh-water crab, *Potamon socotrensis*, which is common in the water-courses.

It is still controversial if there were true fresh water fishes on the island in former times. A few years ago a number of streams, estuaries and wells were stocked within an anti-malaria campaign with specimens of *Aphanius dispar* from the mainland. It seems, that they have formed stable populations and that the mosquito-larva eating fish effectively affect mosquito breeding in these waters. But the project was carried out without any research for possible side-effects within the freshwater communities.

So far no traces of amphibians have been found on Socotra, despite adequate water conditions and a number of species in the adjacent areas of Africa and Arabia, partly adapted to rather harsh conditions.

Marine Biodiversity and Fisheries Resources

The surface circulation in the north-western Indian Ocean is unique because its direction reverses twice a year under the alternate seasonal dominance of two opposing major wind systems. Gyre runs north-east from Somalia to western India, past the Socotra Archipelago and the coast of Oman during the period of the south-west monsoon. In this time the sea is subjected to vigorous surf in conjunction with falling sea surfaces temperatures. The extend and intensity of this seasonal Arabian sea upwelling has been described by CURRIE et al. (1973).

Beside the classic upwelling which is found along the surrounding mainland coast of Africa and Arabia, the strong tropospheric Findlater Jet, blowing from the Horn of

Africa across the Arabian Sea towards India, induces also open ocean upwelling due to wind stress curl (BAARS 1994). As with other comparable upwelling systems, there are profound effects on productivity. It is supposed, that in connection with upwelling a highly productive, but ephemeral benthic community is established, which is dominated by a variety of macroalgae (WCMC 1993). During the north-east monsoon the gyre reverse and bring warmer water, poor in nutrients, in the area.

Beside the extraordinary biological productivity by upwelling, the coastal waters play a role too as a haven for cetaceans, sea turtle species and a great variety of fishes and marine invertebrates. But also the marine environment of the Archipelago is still relatively poorly described.

The main coastal habitats are rocky cliffs, rock cobble beaches and sand beaches, sometimes continuations of 100 m high sand dunes or extended storm berm running parallel to the shore (Fig. 13).

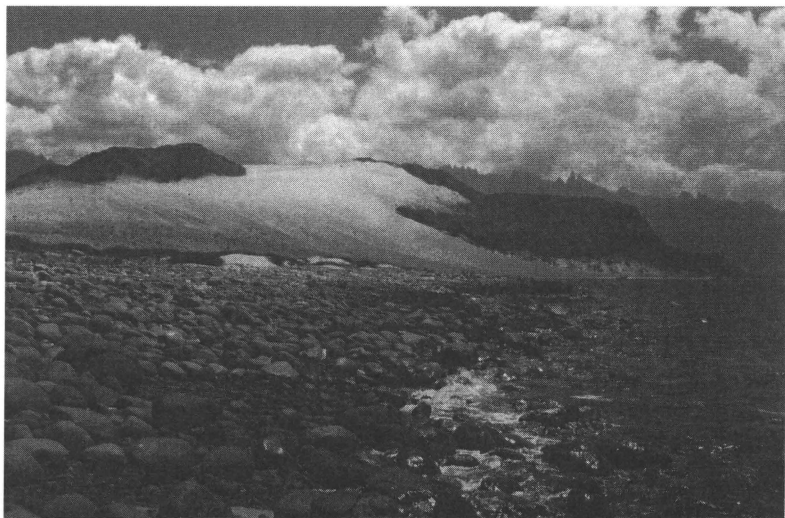


Fig. 13 Coastal area near Hawlaf (east of Hadibo), where a sea port construction was started without any environmental impact assessment.

Some shorelines are gravel, characterised by alluvial matter washed down wadis from the mountains during flash floods. Mangrove (*Avicennia marina*) occur as small narrow belts and patches along inlets on the south-west coast and parts of the western half of the north coast. There are reports about very tall examples, standing up to 10 metres high. But in comparison with the zones marked as mangrove on older maps a greater number of areas seems to be already destroyed. Completing the picture of the coastal area are the estuaries that are a focus of human life.

The sublittoral zone is composed of sand scoured shallow rock and cobble/rubble and supports a rich macroalgal flora, which reflects the availability of nutrients through upwelling. A usually small, but locally significant seagrass coverage (*Halodule spp.*, *Cymodocea serrulata*) occurs all around the island.

Coral is widespread through the Archipelago, although no biogenic reefs have been recorded so far. It can be supposed, that coral growth is likely to be restricted by cold upwelling. The living coral cover is variable, but there is little information on the species structure and distribution of coral assemblages. SCHEER (1964) visited Abd-el-Kuri and found it, surrounded by steep slopes, unsuitable for reef development. He described scattered corals (9 genera) interspersed with algal dominated communities.

The beaches of Socotra are, despite the vicinity of the larger settlements, astonishing clean. This is substantially caused by the fast turnover of sand, carrying litter and pollution from the beaches away to the sea. But the strong summer storms seem to be also so abrasive that the ground of shallow sublittoral areas is scoured by the sediment-laden water.

Even if not officially quantified (Table 3), the shelf area of the Archipelago is reported to be rich in fish, both pelagic and demersal. In comparison with the relatively low agricultural potential of the land side forms the marine life a substantial biological resource for a further development. The basis of commercial fisheries form tunas, kingfish and sharks, that is mainly carnivores and migratory offshore forms, whose food chain beneath is considerably fuelled by the seasonal upwelling production effects.

Table 3 Estimation of the potential yields and biomass for the region around Socotra (KESTEVEN et al. 1981).

Resource	Demersal*	Pelagic*
Biomass	55-116	112-224
Prospective Yield	10-20	39-78

* T x 1000

Fishing is mostly carried out from small boats. Therefore the main season is from September to May, when the sea is calm enough to put to sea. Meanwhile the traditional wooden *hour*i have been replaced by fibreglass skiffs. Fishes are caught either with net or seine, which consists of ropes, floats and hooks. Brought to the surface, bigger fishes, especially sharks, are killed with a spear or a harpoon. They are

salted, dried and sold on the mainland. In shallow waters often small sinker-weighted nets are used. At present, in lack of sufficient official regulations from the mainland, a relatively effective traditional fisheries management system has evolved. There are local regulations, such as rules on gear usage, fishing rights or timing, which are widely accepted and re-evaluated on a seasonal base.

Shark fishery seems to be the only fishery to be currently threatened (Fig. 14).

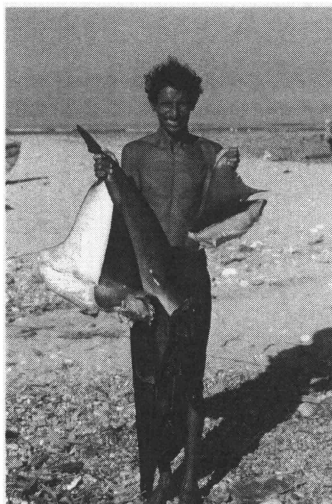


Fig. 14 Fisherman with shark fins

Because of its importance a further decline may have greater socio-economic consequences. But the disappearance of sharks, which are predators on the top of the food chain, may also lead to various ecological impacts.

During the eighties large Russian trawlers were licensed to fish around Socotra. At present there are reports of local fishermen on an increase of indiscriminate and excessive trawling by larger vessels, which could be highly damaging to spawning and feeding substrates. But at the moment unfortunately neither the island nor the mainland is able to execute the territorial sovereignty of the water around the Archipelago. With an improved infrastructure fisheries will undergo more fast a transition from these old, traditional and sustainable ways to new methods, that can be damaging if not applied correctly.

There seems to be a substantial commercial stock of spiny rock lobsters in the coastal waters of the Archipelago, which has been little exploited so far. Five species have been recorded, but at present fishery seems to be mainly confined to the most abundant *Panulirus homarus* (SAAD 1996). The lobsters are usually caught at night by trapping.

Abalone are the target of commercial fishery along the southeast coast of Oman, where *Haliotis mariae*, with a shell-length of about 10 cm, support annual catches of around 200 tonnes in shell-weight (SANDER 1982). Abalone (*Haliotis pustulata*), are also relatively common in the coastal waters around Socotra, but their size (length about 4-5 cm) and weight data are distinctly lower than those from Oman.

A sea cucumber survey was carried out in 1985, but around Socotra there were no stocks economically worthwhile to exploit.

Pearl oysters were fished on a commercial basis around Socotra towards the middle of this century. As a rule, diving was practised by people of African origin, hired for low rates of pay by the owners of the pearling boats (NAUMKIN 1993). The divers glamp their noses with two-pronged pegs, made of sheep- or cow-horn. The pearl oyster *Pinctada margaritifera* is still common. Pearling itself is now virtually extinct as an occupation, but recently a number of fishermen have started collecting of oysters on a commercial basis. They sell the whole shells, probably for industrial purpose, to merchants from the Gulf (Fig. 15).

But despite of this commercially oriented collecting of oysters any harvest of larger ornamental shells by fishermen seems to be relatively rare. There are giant clams (*Tridacna*), spider conchs (*Lambis*) and other attractive species even in the vicinity of fishing villages (Fig. 16).

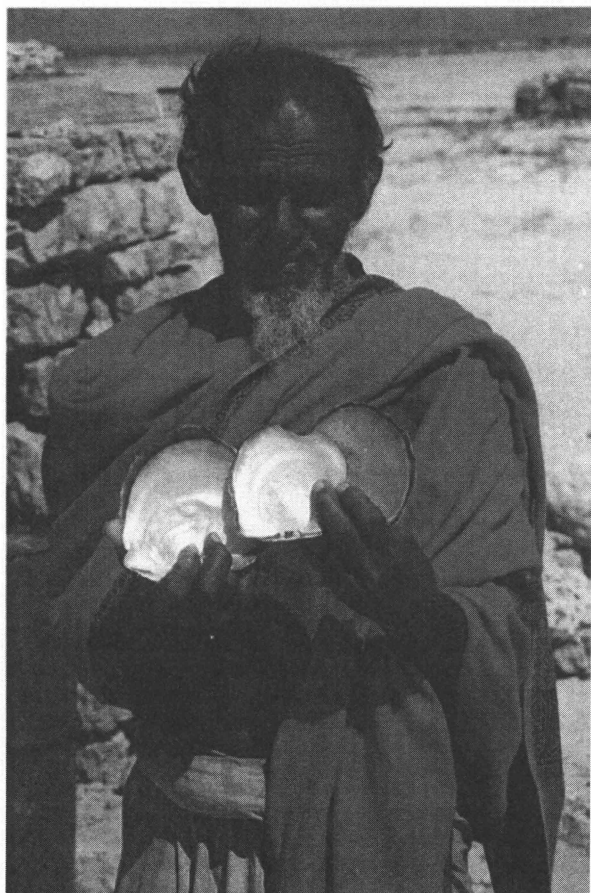


Fig. 15 Fisherman with shells of *Pinctada margaritifera*.

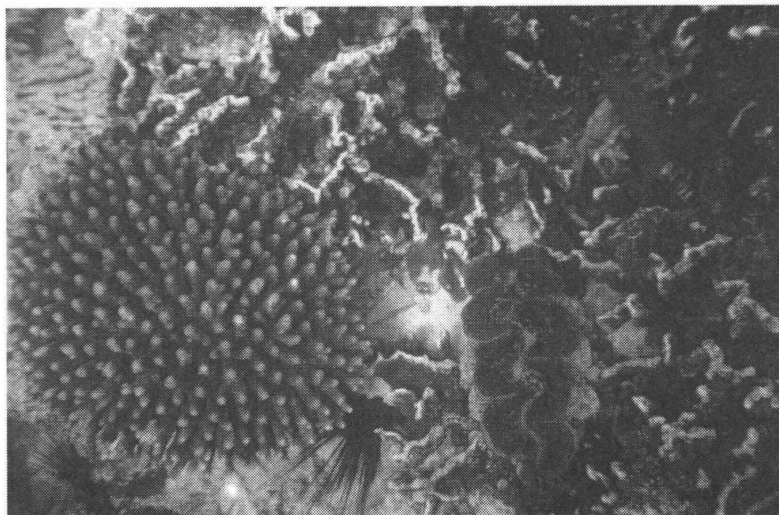
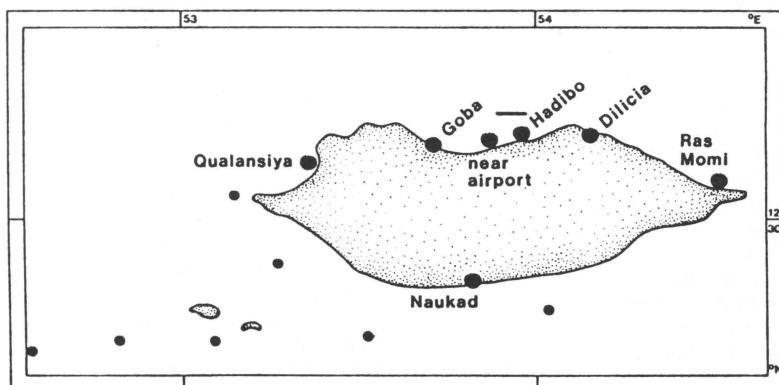


Fig. 16 Coral assemblage with *Tridacna* east of Hadibo.



see Table 4

Table 4 List of Makrozoobenthos (selected groups) recorded on and around Socotra Island (see map) during six missions between 1982 and 1996

MOLLUSCA

POLYPLACOPHORA

Acanthopleura vaillantii de Rochebrune

Chiton fosteri Bullock

Chiton peregrinus Thiele

Dinoplax cf. fossus Sykes

Onithochiton erythraeus Thiele

Schizochiton jousseaumei Dupuis

GASTROPODA

Haliotidae

Haliotis pustulata Reeve

Fissurellidae

Amblychilepas dubia (Reeve)

Diodora rueppellii (Sowerby)

Hemitoma panhi Quoy & Gaimard

Hemitoma subrugosa Thiele

Medusafissurella salebrosa (Reeve)

Scutus unguis (Linnaeus)

Patellidae

Cellana cylindrica (Gmelin)

Cellana rota (Gmelin)

Patella flexuosa Quoy & Gaimard

Acmaeidae

Patelloida profunda (Deshayes)

Trochidae

Cianculus pharaonius (Linnaeus)

Euchelus asper Gmelin

Monodonta nebulosa (Forsk.)

Trochus dentatus Forskal

Trochus erythraeus Brocchi

Trochus kochi Philippi

Stomatellidae

Stomatella elegans Gray

Turbinidae

Turbo radiatus Gmelin

Neritidae

Nerita albicilla Linnaeus

Nerita longii Recluz

Nerita plicata Linnaeus

Nerita polita Linnaeus

Nerita textilis (Gmelin)

Planaxidae

Planaxis sulcatus (Born)

Littorinidae

Littorina kraussi Rosewater

Littorina glabrata (Philippi)

Cerithiidae

Cerithium caeruleum (Sowerby)

Cerithium columna Sowerby

Cerithium echinatum (Lamarck)

Cerithium nodulosum (Bruguere)

Clypeomorus bifasciata (Sowerby)

Rhinoclavis sinensis (Gmelin)

Turritellidae

Turritella maculata Reeve

Vermetidae

Serpulorbis cf. variabilis Hadfield & Kay

Hipponicidae

Hipponix conicus (Schumacher)

Strombidae

Lambis truncata sebae Kiener

Strombus decorus Swainson

Strombus mutabilis Swainson

Xenophoridae

Xenophora corugata (Reeve)

Cypraeidae

Cypraea annulus Linnaeus

Cypraea arabica Linnaeus

Cypraea caputserpentis Linnaeus

Cypraea cameola Linnaeus

Cypraea caurica Linnaeus

Cypraea clandestina Linnaeus

Cypraea erosa nebrites Melvill

Cypraea erythraeensis Sowerby

Cypraea felina Gmelin

Cypraea gracilis notata Gill

Cypraea helveola Linnaeus

Cypraea isabella Linnaeus

Cypraea lynx Linnaeus

Cypraea marginalis Dillwyn

Cypraea mauritiana Linnaeus

Cypraea moneta Linnaeus

Cypraea ocellata Linnaeus

Cypraea tigris Linnaeus

Cypraea turdus Lamarck

Cypraea vitellus Linnaeus

Naticidae

Polinices mammilla (Linnaeus)

Tonnidae

Tonna cf. cumingii (Reeve)

Cassidae

Cassis cornuta Linnaeus

Cypraecassis rufa (Linnaeus)

Cymatiidae

Cymatium nicobaricum (Röding)

Cymatium perryi Emerson & Old

Eulimidae

Melanella cumingii (A. Adams)

Bursidae

Bursa granularis (Röding)

Muricidae

Chicoreus ramosus (Linnaeus)

Murex pecten Lightfoot

Thaididae

Cronia konkanensis (Melvill)

Drupa morum Röding

Drupella cornus (Röding)

Drupella ricinus (Linnaeus)

Morula chrysostoma (Deshayes)

Morula granulata (Duclos)

Morula uva (Röding)

Nassa francolina (Bruguiere)

Thais bimaculatus (Jonas)

Thais hippocastaneum (Linnaeus)

Thais mancinella (Linnaeus)

Vexilla vexillum (Gmelin)

Buccinidae

Cantharus undosus (Linnaeus)

Columbellidae

Anachis fauroti (Jousseaume)

Columbella aspersa Sowerby

Pyrene flava (Bruguiere)

Nassariidae

Nassarius deshayesianus (Issel)

Nassarius persicus (Martens)

Fasciolaridae

Colubrania ceylonensis (Sowerby)

Peristernia nassatula forskalii

(Tapparone-Canefri)

Harpidae

Harpa ventricosa Lamarck

Vasidae

Vasum turbinellus (Linnaeus)

Olividae

Ancilla castenea (Sowerby)

Oliva bulbosa (Röding)

Mitridae

Mitra mitra (Linnaeus)

Neocancilla clathrus (Gmelin)

Pterygia crenulata (Gmelin)

Strigatella nebras (Melvill)

Conidae

Conus coronatus Hwass

Conus ebraeus Linnaeus

Conus flavidus Lamarck

Conus generalis maldivus Hwass

Conus geographus Linnaeus

Conus lividus Hwass

Conus miles Hwass

Conus nigropunctatus Sowerby

Conus obscurus Hwass

Conus parvatus sharniensis Wils

Conus pennaceus Born

Conus rattus Hwass

Conus taeniatus Hwass

Conus terebra Born

Conus textile Linnaeus

Conus vexillum sumatrensis Hwass

Bullidae

Bulla ampulla Linnaeus

Siphonariidae

Siphonaria asghar Biggs

Siphonaria aspera Krauss

Siphonaria cf. javanica Lam.

Siphonaria ferruginea Reeve

Siphonaria kurracheensis Reeve

Siphonaria rosea Hubendick

BIVALVIA**Arcidae**

Acar plicata (Dillwyn)

Arca ventricosa Lamarck

Barbatia foliata Forskal

Barbatia obliquata (Wood)

Barbatia setigera Reeve

Limopsidae

Limopsis multistriata Forskal

Glycymerididae

Glycymerus pectunculus (Linnaeus)

Mytilidae

Leiosolenus hanleyanus Reeve

Leiosolenus lima Lamy

Modiolus auriculatus (Krauss)

Musculus cumingianus (Reeve)

Pteriidae

Pinctada margaritifera (Linnaeus)

Pinctada radiata (Leach)

Pteria penguin (Röding)

Malleidae

Malleus malleus (Linnaeus)

Vulsella fomicata (Forskal)

Isognomidae

Isignomon legumen (Gmelin)

Pinnidae

Atrina vexillum (Born)

Pinna muricata Linnaeus

Streptopinna saccata (Linnaeus)

Gryphaeidae

Hyotissa hyotis (Linnaeus)

Spondyliidae

Spondylus cf. marisrubri Röding

Lucinidae

Codakia tigrina (Linnaeus)

Pectinidae

Mimachlamys senatoria (Gmelin)

Scaechlamys superficialis

ruschenbergerii (Tryon)

Chlamys andamanica Preston

Nodipecten noduliferus (Sowerby II)

Pecten dorotheae Melvill & Standen

Haumea inaequalis (Sowerby II)

Decatopecten plica (Linnaeus)

Carditidae

Cardites bicolor (Lamarck)

Chamidae

Chama pacifica Broderip

Chama limbula Lamarck

Cardiidae

Acrosterigma lacunosa (Reeve)

Fragum haemicardium (Linnaeus)

Tridacnidae

Tridacna maxima (Röding)

Cultellidae

Siliqua radiata (Linnaeus)

Veneridae

Circenita callipyga (Born)

Irus cf. macrophylla (Deshayes)

Periglypta puerpera (Linnaeus)

Tapes cf. deshayesi (Sowerby)

CRUSTACEA**Stomatopoda**

Gonodactylus acutirostris De Man

Gonodactylus affinis De Man

Gonodactylus botti Manning

Gonodactylus lanchesteri Manning

Decapoda**Porcellanidae**

Altaporcellana pygmaea (De Man)

Petrolisthes leptocheles (Heller)

Petrolisthes cf. militaris Heller

Petrolisthes ornatus Paulson

Petrolisthes unilobatus Henderson

Galatheididae

Galathea elegans Adam & White

Munida sp.

Xanthidae

Eriophia smithi McLeay

Grapsidae

Grapsus albolineatus Lamarck

Macrophthalmus bosci Audouin &

Savigny

Ocypodidae

Ocypoda saratan (Forsk.)

Uca inversa (Hoffman)

SCLERACTINIA

Acropora formosa (Dana)

Acropora microphthalma (Verrill)

Blastomussa merletti (Wells)

Favites abdita Ellis & Solander

Fungia moluccensis Horst

Galaxea astreata (Lamarck)

Galaxea fascicularis (Linnaeus)

Goniastrea retiformis (Lamarck)

Heteropsammia michelini

(Edwards & Haime)

Leptastrea transversa Klunzinger

Lobophyllia hataii Yabe et al.

Pavona decussata (Dana)

Platygyra daedalea (Ellis & Solander)

Stylophora pistillata Esper

But also the data on molluscs and other benthic marine invertebrates are still insufficient (see Table 4). MARTENS (1883) gave a list of 24 marine gastropods and 12 bivalves. SAAD (1996) mentioned some 150 species, but because of difficulties in the identification this list must be considered as preliminary .

No real nesting surveys for marine turtles have been carried out so far, so that no data on the current status are available. But at least two species are suspected to nest on the islands of the Archipelago. These are the Green turtle *Chelonia mydas* and the Hawksbill *Eretmochelys imbricata*. Ogilvie-Grant & Forbes also mentioned bones of the Loggerhead *Caretta caretta* on a beach at Abd-el-Kuri (BOULENGER 1903). The capture of turtles seems to be a traditional practice of providing supplementary food for the local people especially during the summer monsoon when fishing is difficult.

A number of sightings are reported, but only few specific details are available on the occurrence of *Cetaceans*. The north-western Indian Ocean is a habitat for some 16 species of whales and dolphins, and all of them may occur, at least occasionally, in the waters around Socotra. According to FORBES (1903) the Sperm Whale (*Physeter macrocephalus*) must have been a frequent visitor to Socotra waters, judging by the amounts of *ambergris* which entered trade from the Archipelago throughout historical times.

The people of Socotra

The population of Socotra is estimated officially at 80 000, but this figure is probably much lower. The transhumant indigenous people of the interior are subsistent bedouins (farmers and pastoralists), while coastal dwellers engage mostly in fishing and trade.

Socotra has lagged seriously behind the mainland of Yemen in economic development. The production of livestock and coastal fishery are the most important parts of the local economy. A number of families practise subsistence farming with small-scale production of fruits and vegetables for local consumption, but the harsh climate restricts such cultivation to certain areas.

Especially the bedouins have a thorough knowledge of the flora and fauna. Many of the plants have traditional uses in medicines, cosmetic and hygiene preparations. The island was famed already in the ancient world as a source of several important plant products, such as Dragon's Blood (the resin of *Dracaena cinnabari*) and gums and resins from *Boswellia* and aloes.

At present there is a more provisional road system and electricity is only available for a few hours a day in the main coastal settlements.

Medical services are not more than the very basic. Respiratory diseases, especially tuberculosis, intestinal illness, malaria and other diseases are widespread. There are a lot of potential mosquito breeding locations on the island, such as open hand dug wells, open watering holes or even small natural depressions filled with rainwater. But the greatest source seems to be the brackish water bodies along the coastal estuaries, where fresh water flowing along is dammed into small ponds which

become polluted with vegetation growth, bacteria and with putrefying animal excreta and household refuse.

Rural water supply still mainly consist of open hand-dug wells and some centrifugal pumps. Only around Hadibo and in the Wadi Ayhaft is a water supply with help of water cistern in the mountains and an extended pipe system. But by lack of any special filtration and control of water quality exist a permanent potential danger of water-borne diseases. Side effects of this more comfortable water supply are an increased quantity of waste water and the support of mosquito breeding in water ponds formed by leakage of pipelines.

A rural sanitation is not existent, defecation in the open is commonly practised.

The solid waste mostly consists of metal cans and plastic with reduced amounts of organic materials, which is usually discharged unhesitatingly into the environment. Organic waste is eaten by birds, especially vultures. Probably thanks to these the waste dumps are not infested with rats.

Despite or because of these comparatively poor living conditions principles of co-operation, self-help and community labour are well established, and there is also a whole range of relevant traditional rules and practices which are of ecological importance. These „unwritten laws“ include regulations which control the cutting of live wood, forbid the use of other than dead wood as firewood, regulate grazing and the cutting of vegetation as fodder and preserve important fruit bearing trees. Traditionally the local people practise rotational grazing. Known and applied for a long time have been also the practice of transplanting and sowing certain plants and protecting them from livestock while they grow. All important problems, including livestock management and development projects, are discussed and decided during meetings of local councils.

The opening of the island has stimulated plans to improve the poor living conditions and infrastructure. This marks a crucial turning point for the Archipelago, which represents a fragile ecosystem. Any inappropriate development may in due course lead to severe environmental damage, risking not only the survival of many of the endemic species.

How far the changes in the infrastructure, such as the development of sea- and airport facilities, a better road system and the availability of new sources of cash income, will affect the existing forms of land laws and the traditional style of living together can not be foreseen.

A first idea of possible conflicts in future is given by the situation in the vicinity of the larger coastal settlements, such as Hadibo and Qalansiyah, where life has already become more commercially oriented. Even if there are no great impacts visible yet, it seems that wood gathering occurs more systematically with the increased demand of timber for better housing. There are also localised grazing impact and first signs of a waste problem induced by an increased discharge of raw sewage and litter.

Two „key“ projects for the development of infrastructure - the improvement of the airfield and the construction of a port near to Hadibo - have already been started, the latter without an environmental impact assessment. Both will lead to an increasing influx of goods and technical facilities.

With a great probability the motor vehicle will become one of the most potent symbols of social and economic change. The growth in the number of 4-wheel drive vehicles during the last years is one of the already visible consequences of „opening“ and a powerful stimulant to further change. As a consequence there will be not only a more excessive vehicle use on a widening network of tracks, but vehicles will carry also an increasing range and quantity of goods, water, purchased feed and weighty building materials from the larger settlements to the surroundings and back.

As a result of these processes the traditional economic activities will change, the traditional life style will become less attractive and the dependence of the people on local resources will greatly diminish. Possibly with the consequence that their knowledge and their understanding of the value of these resources is also diminishing with a consequent lessening of interest in using them with traditional skill and wisdom. The traditional patterns of work can also alter by an increase in labour migration and remittance money.

Accumulation of possessions are usually leading to greater individualism in many spheres of life resulting in the abandonment of the self-imposed restraints on the exploitation of natural resources, and think in terms of the short-term advantages to be gained from an immediate exploitation of available resources. Undoubtedly a key role plays the livestock (Fig. 17).



Fig. 17 The greater number of livestock graze freely without any restriction, only sheep are actively herded.

There are no exact data available. The only existing figure is the following estimation from 1985: Goats about 70 000, sheep about 17 000, camels about 500 and

cattle about 1 800. However, the actual numbers seem to be already clearly at the maximum levels that water and vegetation can support. As yet there is no practicable way to provide supplementary fodder and water during the summer time, so drought and disease continue to provide a control on livestock numbers. But if livestock are enabled by water supply and importation of supplementary food to survive such periods and consequently increase in number, or even if a disruption of the complicated patterns of seasonal livestock movement occurs, it can be expected that the present fragile equilibrium between vegetation, man and livestock will be destroyed very quickly. The vegetation plays also a key role in holding the soil onto the slopes and reducing the surface run off of water. Any removal of the vegetation cover, which could also be forced by a less strict control of the higher demand of wood for various purposes, would result in accelerated soil erosion and the loss of surface water through increased run-off rates - a dangerous, inestimable spiral for the island and all biota as well.

These are only a few aspects of a great number of different natural factors and socio-economic processes which are linked in a complex and net-like manner making the process of development and any prediction for the future difficult (Fig. 18).

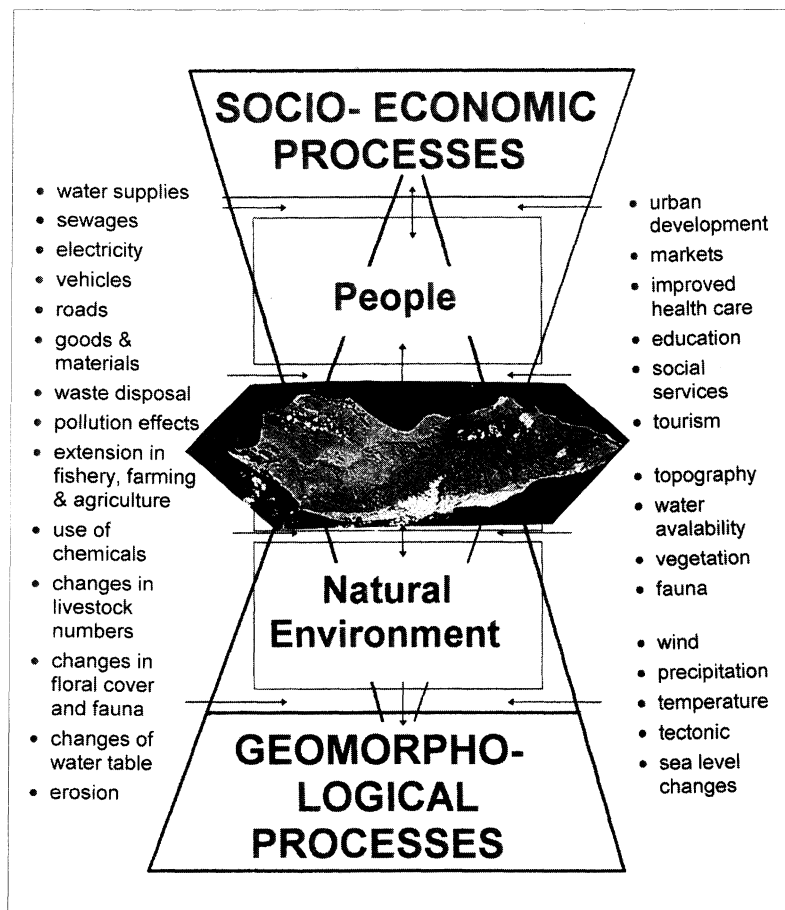


Fig. 18 Simplified web of natural and social interactions.

Conservation and Management

Prior to unification there was no specific wildlife conservation nor protected areas legislation in either of the two parts of Yemen. Nowadays the responsibility for wildlife conservation in the Republic of Yemen lies with the Ministry of Agriculture and with the Environmental Protection Council (EPC), and both have taken a variety of measures to set up a frame for wildlife laws, a site protection system as well as environmental education activities. Yemen has also ratified the Convention on Biodiversity in 1996.

Nevertheless, the ecological data base in the country is still relatively poor and there are also problems to control regulations.

For a number of years the Socotra Archipelago has been identified by IUCN, UNESCO and other international organisations as a very high priority, with a proposal to be nominated for recognition under the Man and Biosphere Programme. A number of major recommendations for critical areas and concepts of protection exist, arising from various surveys and reviews, such as the report of the UNESCO Fact Finding Mission 1993 with an outline of a development programme and a proposal of four preliminary core zones for protected areas (EUROCONSULT 1994). Various data on the island are published in a great range of journals, but neither necessarily available to, nor written in a suitable form for Yemeni decision makers.

Therefore at present many details of the most effective strategy of development and conservation are still unclear. A simple establishment and maintenance of large protected areas could cause not only problems of acceptance among the local people, but would also be not sufficient as a concept for sustainable development. Any management plan for the Archipelago should seek to attain harmony between development and protection, under active participation and involvement of the local people. Therefore potential revenue sources for the local population must be developed and these may, as a part of international programmes, include small-scale tourism, the cultivation and export of native plants, or the collection and storage of seeds and cuttings for propagation .

More detailed studies are needed to determine control and protection of sensitive or critical habitats, so that suitable and effective conservation strategies can be implemented. Little is known about the population size and distribution of species. Some forms seem to be restricted to certain areas on the island and exist probably in relatively tiny populations. This makes them extremely vulnerable. For species that have already severely reduced in numbers, survival might be difficult to ensure, even if apparently adequate conservation measures are introduced.

But flora and fauna of the Archipelago are not only endangered by habitat destruction. More trade usually leads to an introduction of alien species. Introduced species, animals and plants as well, can upset natural ecological balances permanently, sometimes resulting in mass extinction.

Another unsolved problem is the increased uncontrolled collection of endemic organisms by individuals and foreign institutions, perhaps also for commercial reasons. Nowadays already a number of Socotra succulent plant species are offered in catalogues on the international market. Commercial interest has also been expressed on some plant extracts of medical importance, such as aloe juice.

In the National Environment Action Plan of the country of Yemen the establishment of National Protected Area on Socotra was identified as one of the priority actions, which was subsequently incorporated into the Yemen First Five Year Plan (1996-2000). A High Committee for Development of Socotra works since January 1996. This multidisciplinary body has the task to prepare a Master Plan for Development of the Archipelago in co-operation with the UNDP, GEF and EU initiatives, which will integrate biodiversity conservation, environmental management and development objectives.

Socotra provides both, an opportunity and challenge for mankind. Fortunately the concept and value of conservation is still high on the agenda of the Sokotri. It is to be hoped that local and national efforts to protect Socotra's unique wildlife are successful and that the island's uniqueness is maintained for the benefit and pleasure of future generations.

Acknowledgements

At this point I would like to express my gratitude to all those Yemenite colleagues and institutions who helped me during my work in the country and took part in one and the other activity in the field.

References

- ALEXANDER, D. & T. MILLER (1996). Saving the spectacular Flora of Socotra. - Plant Talk, The Botanical Information Company Ltd. Kingston, 7, 19-22.
- ARNOLD, E. N. (1986). New species of semaphore geckos (*Pristurus*: Gekkonidae) from Arabia and Socotra. - Fauna of Saudi Arabia, 8: 352 - 377.
- BAARS, M. A. (Ed.) (1993). Monsoons and Pelagic Systems. Report on three cruises of RV *Tyto* in the Somali Current, The Gulf of Aden and the Red Sea during the southwest monsoon of 1992 and the northeast monsoon of 1993. - Cruise Reports Netherlands Indian Ocean Programme, Vol. 1, National Museum of Natural History, Leiden: 1-143.
- BECKER, T. (1931). Dipteren aus Südarabien und von der Insel Sokotra. - Denksch. Akad. Wiss. Wien, Mat. Nat. Kl. 71, 2: 131 - 160.
- BLANFORD, W. T. (1881). Notes on the lizards collected in Socotra by Prof. I Bayley Balfour. - Proc. Zool. Soc. London, 40: 464-469.
- BOTTING, D.S. (1958). The island of the Dragon's Blood. - London, Hodder & Staughton, 1-251.
- BOULENGER, G. A. (1903). The reptiles of Socotra. - In Natural history of Sokotra and Abd-el-Kuri, Bulletin of the Liverpool Museums (Special Bulletin): 75-96.
- BURR, M. (1903). Earwigs, crickets and grasshoppers. - In Natural history of Sokotra and Abd-el-Kuri, Bulletin of the Liverpool Museums (Special Bulletin): 409-427.
- BUTLER, A. G. (1881). On the Lepidoptera collected in Socotra by Prof. I.B. Balfour. - Proc. Zool. Soc.: 175-180.
- COLLINGWOOD, C. A. & D. AGOSTI (1996). Formicidae (Insecta: Hymenoptera) of Saudi Arabia (Part 2). - Fauna of Saudi Arabia 15: 300-385.
- CURRIE, R. I.; FISCHER, A. E. & P. M. HARGREAVES (1973). Arabian Sea upwelling. - The Biology of the Indian Ocean, Springer Verlag New York: 37-52.
- DAVIS, S.D., HEYWOOD, V.H. & A.C. HAMILTON (1994). Centres of Plant Diversity. A Guide and Strategy for their Conservation. Vol. 1: Europe, Africa, South west Asia and the Middle East - WWF & IUCN, 293-316.
- DIXEY, F. A.; BURR, M. & O. PICKARD-CAMBRIDGE (1898). On a collection of insects and arachnids made by Mr. E. N. Bennett in Socotra, with descriptions of new species. - Proc. Zool. Soc. London 1893, 3: 372-391.
- DOE, B. (1992). Socotra Island of Tranquility. - Immel Publishing Ltd, London, 181-188.
- EUROCONSULT (1994). Socotra Island Man and Biosphere reserve: Outline of a Development Programme MAB Nomination Form.
- EVANS, M. I. (1994). Important Bird Areas in the Middle East. - BirdLife International, BirdLife Conservation Series 2: 350-391.
- FERRARA, F. & S. TAITI (1996). Terrestrial Isopoda (Crustacea) from Yemen. - Fauna of Saudi Arabia 15: 118-136.
- FORBES, H. O. (1903). Natural history of Sokotra and Abd-el-Kuri. - Bulletin of the Liverpool Museums (Special Bulletin), Liverpool: 1-598.
- GAHAN, C. J. (1903). Arthropoda. Insecta: Coleoptera. - In Natural history of Sokotra and Abd-el-Kuri, Bulletin of the Liverpool Museums (Special Bulletin): 261-292.

- GAHAN, C. J. (1903). Arthropoda. Insecta: Coleoptera. - In Natural history of Sokotra and Abd-el-Kuri, Bulletin of the Liverpool Museums (Special Bulletin): 261-292.
- GODWIN-AUSTEN, H. H. (1881). On the Land Shells of the Island of Socotra collected by Prof. Bayley Balfour. - Proc. Zool. Soc. London 1881: 801-812.
- (1883). On the Freshwater Shells of the Island of Socotra collected by Prof. Bayley Balfour. - Proc. Zool. Soc. London 1883: 2-8.
- GREATHEAD, D. J. (1969). Bombyliidae and a first record of Nemetrinidae from Sokotra (Diptera). - Bulletin of the British Museum (Natural History) Entomology 24(3): 65-82.
- GÜNTHER, A. (1881). Descriptions of the Amphisbaenians and Ophidians collected by Prof. I. Bayley Balfour. - Proc. Zool. Soc. London, 40: 461-463.
- HARRIS, V. (1954). Termites from Socotra. - Annals and Magazine of Natural History 12, VII: 493-496.
- HARTLAUB, G. (1881). On the birds collected in Socotra and Southern Arabia by Dr. Emil Riebeck. - Proc. Zool. Soc. London 1881: 953-959
- KESTEVAN, G. L. et al. (1981). The small pelagic and demersal fish resources of the Northwest Arabian Sea 1975/76. - Inst. Mar. Res. Bergen, p. 132.
- KIMMINS, D. E. (1960). The Odonata and Neuroptera of the Island of Socotra. - Annals and Magazine of Natural History, 13th series 3, 7: 385-392.
- KIRBY, W. F. (1903). Arthropoda. Insecta: Hymenoptera. - In Natural history of Sokotra and Abd-el-Kuri, Bulletin of the Liverpool Museums (Special Bulletin): 233-260.
- KIRKALDY, G. W. (1903). Arthropoda. Insecta: Hemiptera. - In Natural history of Sokotra and Abd-el-Kuri, Bulletin of the Liverpool Museums (Special Bulletin). 379-394.
- KLAUSEWITZ, W. (1989). Evolutionary History and Zoogeography of the Red Sea Ichthyofauna. - Fauna of Saudi Arabia, 10, 310-337.
- KOCH, C. (1970). Die Tenebrioniden (Coleoptera) des Archipels von Socotra. - Monitore Zoologico italiano Supplemento 3 (4): 69-132.
- KOHL, F. F. (1907). Zoologische Ergebnisse der Expedition der Kaiserlichen Akademie der Wissenschaften nach Südarabien und Sokotra im Jahre 1898-1899. Hymenopteren. - Denkschr. Kais. Akad. Wiss. Wien, Mat.-Nat. Kl., 71: 169-301.
- KOSSMAT, F. (1907). Geologie der Inseln Sokotra, Semha und Abd El Kuri. - Denkschr. Kais. Akad. Wiss. Wien, Mat.-Nat. Kl., 71: 1-62.
- KRAUSS, H. A. (1907). Orthopteren aus Südarabien und von der Insel Sokotra. - Denkschr. Akad. Wiss. Wien, Mat. Nat. Kl. 71, 2: 1-30.
- LAUGHTON, A. S. et al. (1970). The evolution of the Gulf of Aden. - Phil. Trans. Roy. Soc. London A 267: 227-266.
- LEESON, H. S. & O. THEODOR (1948). Mosquitos of Socotra. - Bulletin of Entomological Research 39: 221-229.
- LEWIS, J. G. E. & W. WRANIK (1990). On the centipedes of Yemen. - Zoology in the Middle East 4: 61-70.
- LINNAVOURI, R. E. (1994). Heteroptera from Socotra. - Entomologica Fennica 5 (3): 151-156.
- MARTENS, E. von (1883). Mollusken von Sokotra. - Conchologische Mittheilungen 2, 3-4: 140-152.
- MARTINS, R. P. & R. F. PORTER (1996). The Buteo population in Socotra. - Sandgrouse 17: 134-137.
- MATTINGLY, P. F. & K. L. KNIGHT (1956). The Mosquitos of Arabia. - Bulletin of the British Museum (Natural History) Entomology 4, 3: 91-141.
- MIES, B. & H. ZIMMER (1993). Die Vegetation der Insel Sokotra im Indischen Ozean. - Natur und Museum, 123, 9: 253-264.
- MIES, B., BEHYL, F.E. & CH. PRINTZEN (1995). Die Waldformationen der Insel Sokotra (Indischer Ozean). - Natur und Museum, 125, 4: 122-133.
- NAUMKIN, V. V. (1993). Island of the Phoenix. - Ithaca Press: 1-421.
- PARKER, A. (1949). The Snakes of Somaliland and the Sokotra Islands. - Zoologische Verhandelingen, Rijksmuseum van Natuurlijke Historie, Leiden, 6: 1-115.
- PETERS, W. C. H. (1882). Die von Herrn Dr. E. Riebeck auf Socotra gesammelten Reptilien. - Sitz.-Ber. Ges. Naturf. Freunde Berlin, 1882 (3): 42-46.
- POCOCK, R. I. (1899a). The Expedition to Socotra. III. Descriptions of the new species of scorpions, centipedes and millipedes. - Bulletin of the Liverpool Museums 2(1): 7-9.
- (1899b). The Expedition to Socotra. VII. Descriptions of one new genus and four new species of spiders. - Bulletin of the Liverpool Museums 2(2): 40-42.
- (1903a). Arthropoda. Arachnida. Scorpions and spiders. - In Natural history of Sokotra and Abd-el-Kuri, Bulletin of the Liverpool Museums (Special Bulletin): 175-208.

- (1903b). Arthropoda. Mynapoda. The centipedes and millepedes of Sokotra and Abd-el-Kuri. - In Natural history of Sokotra and Abd-el-Kuri, Bulletin of the Liverpool Museums (Special Bulletin): 427-439.
- POCOCK, R. I.; Walker, R. I. & A. Scott (1903). Arthropoda. Crustacea: Malacostraca. - In Natural history of Sokotra and Abd-el-Kuri, Bulletin of the Liverpool Museums (Special Bulletin): 209-232.
- PORTER, R. F.; MARTINS, R. P. & F. STONE (1996). The Ornithological Society of the Middle East's survey of southern Yemen and Socotra, March-May 1993: an introduction. - Sandgrouse 17: 5-14.
- & F. STONE (1996). An introduction to Socotra and its Birds. - Sandgrouse 17: 73-80.
- REBEL, H. (1931). Zoologische Ergebnisse der Expedition der Kaiserlichen Akademie der Wissenschaften nach Südarabien und Sokotra im Jahre 1898/99. Lepidopteren. - Denkschr. Kais. Akad. Wiss. Wien, Mat.-Nat. Kl., 71, 2: 31-130.
- RICARDO, G. & F. V. THEOBALD (1903). Arthropoda. Insecta: Diptera. - In Natural history of Sokotra and Abd-el-Kuri, Bulletin of the Liverpool Museums (Special Bulletin): 357-378.
- RIPLEY, S. D. & G. M. BOND (1966). The birds of Socotra and Abd-el-Kuri. - Smithsonian Miscellaneous Collections 151, 7: 1-37.
- RÖSLER, H. & W. WRANIK (in press). Untersuchungen zur Herpetofauna der Republik Jemen. 2. Gekkonidae des südlichen Jemen und der Insel Sokotra. - Zool. Abhand. Mus. Tierk. Dresden.
- SAAD, M. (1996). Spiny rock lobsters collection from Socotra. - First International Scientific Symposium on Socotra Island, University of Aden, 13 pp.
- (1996). On Molluscan Fauna of Socotra. - First International Scientific Symposium on Socotra Island, University of Aden, 14 pp.
- SALVAT, B. (1969). Mollusques terrestres de Socotra et d'Abd-El-Kuri (Ocean Indien) recoltés de M. Lavranos. - Bull. Mus. Nat. d'Hist. Nat. Paris 41, 3: 743-754.
- SANDERS, M. J. (1982). Preliminary Stock Assessment for the Abalone taken off the South East Coast of Oman. - FAO/UNDP Report: 1-48.
- SCHEER, G. (1964). Korallen von Abd-el-Kuri. - Zoologisches Jahrbuch Jena 91: 451-466.
- SCHNEIDER, W. (1996). The Dragonfly Fauna of Socotra Island. - First International Scientific Symposium on Socotra Island, Aden.
- SCHWEINFURTH, G. in LOJANDER (1887). Beiträge zur Kenntnis des Drachenblutes. - Straßburg.
- SCLATER, P. L. & G. HARTLAUB (1881). On the Birds collected in Socotra by Prof. I.B. Balfour. - Proc. Zool. Soc. London: 165-175.
- SHOWLER, D. A. (1996). Reptile observations in Socotra, spring 1993. - Sandgrouse 17: 148-150.
- STEINDACHNER, F. (1903). Batrachier und Reptilien aus Südarabien und Sokotra, gesammelt während während der südarabischen Expedition der kaiserlichen Akademie der Wissenschaften. - Sitzungsberichte Kais. Akad. Wiss. Wien, Mat.-Nat. Kl., 112: 7-14.
- TASCHENBERG, O. (1883). Beiträge zur Fauna der Insel Sokotra, vorzüglich nach dem von Herrn Dr. Emil Riebeck aus Halle a. S. gesammelten Materiale zusammengestellt von Dr. O. Taschenberg in Halle a. S. - Zeitschrift für Naturwissenschaft Halle, 56, 2: 157-185.
- TJEDER, B. (1974). Nemopteridae from the Island of Socotra (Neuroptera) with descriptions of two genera. - Entomologica Scandinavica 5 (3-4): 291-299.
- UVAROV, B. P. & G. B. POPOV (1958). The Saltatorial Orthoptera of Socotra. - Linn. Soc. Zoology 43: 359-389.
- WATERHOUSE, C. O. (1881). On the Coleopterous Insects collected by Prof. I. Bailey Balfour in the island of Socotra. - Proc. Zool. Soc. London (1881): 469-478.
- WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE (1993). Environmental Profile: Socotra and its marine environment and El Mukalla Republic of Yemen. - WCMC, 1-50.
- WRANIK, W., REDDY, K.B. & A. RAQEEB THABET (1986). Socotra Island. Contributions to the flora and fauna. - Aden University, 1-150.
- WRANIK, W.; FEILER, E. & N. OBADI (1991). Notes on some bats from the southern part of Yemen. - Zool. Abhand. Mus. Tierk. Dresden 46, 14: 207-213.
- WRANIK, W. (1993). Sokotra 1993. Bericht über eine UNESCO Fact Finding Mission. - Jemen Report, 2: 10-16.
- (1995). Naturalist in Socotra. - Yemen Update, Bulletin of the American Institute for Yemeni Studies, Westbury, 36: 8-11.
- (in press). Contributions to the Herpetology of the Republic of Yemen. 3. Socotra Island and southern Yemen mainland. - Zool. Abhand. Mus. Tierk. Dresden.

Author

Dr. Wolfgang Wranik
Universität Rostock / FB Biologie
Freiligrathstr. 7/8
D-18051 Rostock
Germany

