

Rostocker Meeresbiologische Beiträge



Heft 16

**Beiträge des Gedenk-Kolloquiums
anlässlich des 20. Todestages von
Dr. rer. nat. habil. Werner Schnese**

**Bereichs-
bibliothek
Südstadt**

UB Rostock

**WA
80000**

-16

Rostocker Meeresbiologische Beiträge

**Beiträge des Gedenk-Kolloquiums anlässlich
des 20. Todestages von
Prof. Dr. rer. nat. habil. Werner Schnese**

Heft 16

Universität Rostock
Fachbereich Biowissenschaften
2006

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00005388

HERAUSGEBER DIESES HEFTES: Reinhard Heerkloss

REDAKTION: Martin Feike
Reinhard Heerkloss
Sigrid Sagert
Arne Schoor
Uwe Selig

HERSTELLUNG DER DRUCKVORLAGE:
Martin Feike

CIP-KURZTITELAUFNahme: Rostocker Meeresbiologische Beiträge / Universität
Rostock, Fachbereich Biowissenschaften. –
Rostock, 2006. – 113 S. –
(Rostocker Meeresbiologische Beiträge ; 16)

ISSN 0943-822X

© Universität Rostock, Fachbereich Biowissenschaften, 18051 Rostock

REDAKTIONSADRESSE: Universität Rostock
Fachbereich Biowissenschaften
18051 Rostock
e-mail: dagmar.heinrich@uni-rostock.de
Tel. 0381 / 498-6071
Fax. 0381 / 498-6072

BEZUGSMÖGLICHKEITEN: Universität Rostock
Universitätsbibliothek, Schriftentausch,
18051 Rostock
e-mail: maria.schumacher@ub.uni-rostock.de

DRUCK: Universitätsdruckerei Rostock 256-06

Umschlagfoto Titel: Am Saaler Bodden [M. Feike]
Rückseite: *Brachionus quadridentatus* (Hermann, 1783), ein Rädertier aus dem Barther Bodden [M. Feike]

Inhalt

	Seite
SCHUBERT, Hendrik Vorwort	5
ARNDT, Ernst-Albert Werner Schnese und die Herausbildung der Ökosystemforschung an den Boddengewässern Mecklenburg-Vorpommerns	7
KOZERSKI, Hans-Peter Sedimentation und Resuspension in Flachgewässern – zwei weiterhin schwer fassbare Größen?	13
BAUDLER, Henning Hydrographisches Monitoring an der Biologischen Station Zingst der Universität Rostock	35
SCHUMANN, Rhena und KARSTEN, Ulf Phytoplankton im Zingster Strom der Darß-Zingster Boddenkette – 13 Jahre Remesotrophierung	47
WINKLER, Helmut M. und DEBUS, Lutz Auffällige Bestandsveränderungen bei wichtigen Fischarten der Darß-Zingster Boddenkette und mögliche Ursachen	61
UHLMANN, Dietrich und HORN, Wolfgang Ökosystemforschung an Talsperren	71
SCHIEWER, Ulrich Die Darß-Zingster Boddenkette im Vergleich mit anderen Küstengewässern der Ostsee	75
HEERKLOSS, Reinhard und FEIKE, Martin Zooplankton Monitoring of the Darß-Zingst lagoon – long-term changes and inter-annual variability	93

Vorwort

Liebe Kolleginnen und Kollegen, liebe Gäste,

Ich möchte Sie zum heutigen Gedenkkolloquium herzlich willkommen heißen und freue mich, Sie im neuen Hörsaalkomplex der MNF begrüßen zu dürfen.

Anlass dieses Gedenkkolloquiums ist der 20. Todestag unseres verehrten Kollegen Prof. Werner Schnese, dessen unerwarteter Tod ein überaus fruchtbares und bis in die heutige Zeit nachwirkendes Forscherleben abrupt beendete.

Auf der anderen Seite können wir aus heutiger Sicht feststellen, dass Prof. Schneses Wirken an der damaligen Sektion Biologie derart prägend war, dass trotz seines unerwarteten Todes das, was er aufgebaut und ins Laufen gebracht hatte, nicht plötzlich in der Versenkung verschwand, sondern Spuren hinterließ, die bis heute die Ausrichtung der Biowissenschaften in Rostock mitbestimmen. Ich selbst habe Prof. Schnese leider nur kurze Zeit zu Beginn meines Studiums erlebt, doch trotz dieser kurzen Zeit ist er mir deutlich in Erinnerung geblieben – nicht nur als ein ausgezeichnete Hochschullehrer, der es hervorragend verstand, interessante und gut verständliche Vorlesungen zu halten, sondern auch in seiner selbst für uns als Studenten deutlich erkennbaren Rolle als Vermittler in all den kleinen oder größeren kollegialen Reibereien, wie sie wohl prägend für jeden Hochschulbetrieb sind. Diese Fähigkeit, verbunden mit klaren und überzeugenden wissenschaftlichen Visionen für nur gemeinsam zu bewältigende Forschungsarbeiten ermöglichten es ihm in Rostock eine Ökosystemforschung zu etablieren, deren Tradition bis heute ungebrochen ist.

Da es ihm gelungen war seine Ökosystemforschung, nicht zuletzt auch durch die erfolgreiche Einbindung in die damalige HFR Ökologie, als multidisziplinären Ansatz in der Sektion zu verankern, war es seinem Nachfolger, Prof. Schiewer, möglich die Forschungsarbeiten nicht nur aufzugreifen und weiterzuführen, sondern aufbauend auf dem bereits bestehenden eine Ausweitung und Vertiefung der Ansätze vorzunehmen. Die Kombination beider Faktoren, eines weitsichtigen und auf Langfristigkeit angelegten Forschungskonzeptes mit der fachlichen Exzellenz und den menschlichen Qualitäten seines Nachfolgers erlaubten dann die Fortführung seines Werkes selbst über die schwierige Zeit der Wendejahre – hier gab es, eine Seltenheit in dieser Zeit, nicht den in vielen Bereichen zu beobachtenden Zusammenbruch einer ganzen Forschungsrichtung, die Ökosystemforschung Rostocks entwickelte sich innerhalb kürzester Zeit zu einem international anerkannten Forschungsbereich, da Prof. Schiewer die sich neu bietenden Möglichkeiten zu Kooperation und Wissensaustausch trotz seiner Doppelbelastung als Sektionsdirektor in der Wendezeit und Lehrstuhlinhaber als Chance verstand und erfolgreich nutzte.

Durch alle diese Faktoren, die weitsichtige Planung Prof. Schneses, seine Fähigkeit Mitarbeiter und Kollegen zu begeistern und zu gemeinsamem Vorgehen zu verbinden, sowie die umsichtige Weiterführung, ja Rettung dieser Ansätze durch seinen Nachfolger über die Wendejahre, verfügen wir heute über einen nahezu einmaligen Fundus an detaillierten Langzeituntersuchungen. Das hat dazu geführt, dass das Hauptuntersuchungsgebiet eine offizielle Anerkennung als Bestandteil des International Long Term Ecological Research Network erhalten hat. In ganz

Deutschland erfüllten nur 5 Standorte alle dafür geforderten Kriterien. Die Anerkennung ist gleichzeitig auch eine Anerkennung der Leistungen Prof. Schneses.

September 2005

Prof. Dr. Hendrik Schubert

Universität Rostock
Institut für Biowissenschaften
Aquatische Ökologie
A.-Einstein-Str. 3
18051 Rostock

Ernst-Albert ARNDT

Werner Schnese und die Herausbildung der Ökosystemforschung an den Boddengewässern Mecklenburg-Vorpommerns

Kolloquiumsvortrag anlässlich des 20. Todestages von Prof. Dr. Werner Schnese

Meine sehr verehrten Damen und Herren,

Wir gedenken heute mit Werner Schnese eines Hochschullehrers, dessen Wirken in Lehre, Forschung und Wissenschaftsorganisation länger als ein Jahrzehnt die Entwicklung der Biologie in Rostock mitbestimmt hat. Seine fachliche Kompetenz, sein Ideenreichtum und seine persönliche Ausstrahlung waren für die Formierung der Biowissenschaften an der Universität Rostock in den 70er Jahren nach der 3. Hochschulreform (1967/68) von ausschlaggebender Bedeutung.

Paul, Herbert, Werner Schnese wurde als Sohn einer Landarbeiterfamilie am 10. Juni 1929 in Belleben im Mansfelder Kreis geboren. Er besuchte die Volksschule von 1935 bis 1943. Noch im Jahr seines Schulabschlusses verstarb sein Vater. Vom Februar bis zum Mai 1945, also als 16jähriger, war er in der sog. Armee Wenck eingesetzt. 1946 begann er eine Lehre als Maschinenschlosser, wurde schon 1947 von seinem Betrieb zur Arbeiter- und Bauernfakultät der Universität Halle delegiert und nahm nach dem Abitur 1949 das Biologie-Studium an der dortigen Universität auf. Seine Diplomarbeit über die Morphologie des Rückenmarks von *Felis concolor* und *F. catus*, die er 1953 mit der Note „sehr gut“ abschloss, deutet noch nicht auf seine spätere Spezialisierung hin. Während des Studiums muss aber sicher bei Geländepraktika, Exkursionen und anderen Gelegenheiten seine ausgesprochene Naturverbundenheit mit Problemen der Gewässerökologie in Einklang gebracht worden sein. Nur so ist sein weiterer wissenschaftlicher Werdegang zu verstehen.



Prof. Dr. rer. nat. habil. Werner Schnese
10.6.1929 - 20.9.1985

Er geht 1954 zu Prof. Keilbach nach Greifswald und beendet 1957 eine Doktor-Aspirantur mit der Dissertation „Faunistisch-ökologische Untersuchungen über das Zooplankton des Greifswalder Boddens“ sehr erfolgreich. Unmittelbar daran anschließend tritt er eine Habilitationsaspirantur an, in deren Verlauf er weitere intensive und jetzt komplexer angelegte Untersuchungen zur Produktionsbiologie des Greifswalder Boddens durchführt. Diese Greifswalder Zeit machen ihn zu einem ausgewiesenen Hydrobiologen und ist sicher eine besonders glückliche Schaffensperiode von Werner Schnese. Mit großzügiger Unterstützung durch seinen Lehrer Rolf Keilbach gründet er sehr selbständig eine kleinere Forschungsgruppe (Subklew, Frau Taschenbrecher, Bobsien, Arlt, Engelmann) und hat mit „Professor Buchholz“ einen gut ausgerüsteten Forschungskutter für seine Bodden-Untersuchungen zur Verfügung. Auch die Familie vergrößert sich. Seine Ehefrau Johanna, die er schon 1948 in Halle heiratete, schenkt ihm 1955 den Sohn Hans-Hendrik und 1958 den zweiten Sohn Reinhard. In diese Greifswalder Zeit gehören neben dem kontinuierlich durchgeführten Untersuchungsprogramm und seiner Lehrtätigkeit am dortigen Zoologischen Institut eine längere Forschungsreise auf der „Prof. Albrecht Penck“ in den Golf von Guinea, die Einblicke in die marine tropische Fauna vermittelte, und vor allem ein Studienaufenthalt in der damaligen Sowjetunion in der Zeit von 1959 bis 1960 mit einem Forschungsprogramm im Mündungsgebiet der Wolga und an der Küste der Kaspische See vor Astrachan.

Meine persönlichen Begegnungen mit Werner Schnese in dieser Zeit beschränkten sich auf Vorträge von ihm im Rahmen unserer „Meeresbiologischen Colloquien“ in Rostock, die nach der Gründung der Abt. Meeresbiologie seit 1960 regelmäßig alle an der Küstenforschung beteiligten Wissenschaftler zusammenführte. Darüber hinaus wurde er mir von Prof. Keilbach als wichtiger Verbindungsmann für die Vorbereitung des 1. Meeresbiologischen Ostseesymposiums 1968 in Rostock und Hiddensee genannt. Als Gutachter für seine Habilitationsschrift „Untersuchungen zur Produktionsbiologie des Greifswalder Boddens“ konnte ich mich mit dem sehr umfangreichen Forschungsansatz bekanntmachen, der neben deskriptiven Elementen vor allem Energie- und Stoffflüsse berücksichtigte.

Die erfolgreiche Habilitation an der Universität Greifswald im Jahre 1968, also dem Jahre der 3. Hochschulreform, bildete den Höhepunkt seiner bisherigen Laufbahn und war gleichzeitig eine wichtige Voraussetzung zur Realisierung der vom Ministerium für das Hoch- und Fachschulwesen nach langen Auseinandersetzungen im Partei- und Staatsapparat bestätigtem Programm, die beiden hydrobiologisch arbeitenden Einrichtungen in Greifswald und Rostock in der neu zu gründenden Sektion Biologie mit dem alleinigen Schwerpunkt Meeres- und Fischereibiologie in Rostock zu konzentrieren. Schon im Herbst 1968 zog so Werner Schnese – nolens volens – gemeinsam mit seinem Assistenten Günter Arlt nach Rostock um.

Dieser Umzug, der für die beiden „Newcomer“ in der Anfangsphase mit einer Reihe von persönlichen Schwierigkeiten und Einschränkungen verbunden war, erwies sich für die neu gegründete Sektion in Rostock als wirklicher Glücksgriff. Als überzeugter und überzeugender Hochschullehrer verfügte er über das notwendige Charisma, um in Rostock neben der Meeresbiologie, die eng mit der Hochseefischerei und dem Institut für Meereskunde der damaligen Akademie der Wissenschaften der DDR verbunden war, eine zweite wichtige Säule der Forschung,

die Küstengewässerökologie, mit der engen Verzahnung zur Wasserwirtschaft zu etablieren. Dabei kam ihm zugute, dass er schon während seiner Greifswalder Zeit enge Beziehungen zur Wasserwirtschaftsdirection Küste in Stralsund pflegte, die seine Ergebnisse im Greifswalder Bodden sehr gut für ihre wasserwirtschaftlichen Entscheidungen verwenden konnten. Gleichzeitig wurde zu der Zeit die Abriegelung der Darß-Zingster Boddenkette diskutiert, was natürlich eines wissenschaftlichen Vorlaufs bedurfte. Werner Schnese schwebte eine komplexe Ökosystemanalyse eines abgrenzbaren Küstengewässers vor, die nach einem Modell in der ein oder anderen Richtung praxisrelevant manipulierbar gemacht werden könnte. Mit diesem Denkansatz gelang es ihm, die mehr oder weniger untereinander zerstrittenen und durch die einseitige Orientierung der Rostocker Biologie auf Probleme der Meeresforschung ihrer eigenen Basis beraubten Hochschullehrer zu gemeinsamen Forschungsbemühungen zusammenzuführen. Die Pflanzensystematiker griffen neben Florenanalysen in der freien Ostsee und den Auftriebsgewässern vor Nordwestafrika nun distinkte Untersuchungen zum Phytoplankton, Mikrophytobenthos und Makrophytobenthos der Darß-Zingster Boddenkette auf. Die durch den Wegfall des umfangreichen Forschungskomplexes Wuchsstoffforschung in Rostock arg gebeutelten Pflanzenphysiologen packten Probleme der Cyanobakterien und der Stressphysiologie an. Die Tierphysiologen trennten sich vom Versuchsobjekt Krallenfrosch und konzentrierten sich auf Fischphysiologie unter besonderer Berücksichtigung der Regenbogenforelle. Die übrigen für eine Ökosystemmodellierung benötigten Kapazitäten rekrutierten sich aus den ökologisch ausgerichteten Wissenschaftlern des eigenen, neu gegründeten Wissenschaftsbereichs Produktionsbiologie (Ökosystemmodellierung, Zooplankton), dem Wissenschaftsbereich Meeresbiologie (Makro- und Meiobenthos, physiologische Ökologie von Evertebraten) und dem Wissenschaftsbereich Fischereibiologie (Biologie des Ostseeherings, Brackwasser-, Süß- und Wanderfische). Das essentiell notwendige Kompartiment Bakterien wurde von den schon in dieser Richtung ausgewiesenen Mikrobiologen der Biologischen Station Hiddensee (Dr. Hübel) bearbeitet. Das lässt sich im Nachhinein sehr glatt formulieren, war aber in Wirklichkeit ein Prozess, der nur durch den unermüdlichen Einsatz der ganzen Persönlichkeit von Werner Schnese möglich wurde.

Unter seiner Federführung entstand eine interdisziplinäre Forschungsgruppe Küste, die neben der Ökologie wichtige Basisdisziplinen zusammenführte. Regelmäßige Beratungen mit allen beteiligten Wissenschaftlern aus Rostock, Hiddensee (Dr. Hübel) und Berlin (Dr. Schellenberger) schufen die Voraussetzung für die angestrebte, aber verständlicherweise nie vollkommene **komplexe Ökosystemanalyse**. Welche Schwierigkeiten bei der Abstimmung zwischen den einzelnen Disziplinen immer wieder auftraten, mögen unsere Wochenenddiskussionen an der Biologischen Station Hiddensee in den Jahren 1975, 1976 und 1977 belegen. In der Inselabgeschiedenheit kamen durchaus neue Forschungsansätze und Ideen zur Sprache, vor allem aber entwickelten sich persönliche Kontakte, ohne die sich eine gesunde, schöpferische Atmosphäre und Achtung vor den Argumenten des anderen kaum entwickelt hätte. Es erscheint mir an dieser Stelle angebracht, darauf hinzuweisen, dass die vielseitigen wissenschaftlichen Anstrengungen mit durchaus originärem Charakter nur erfolgreich mit der tatkräftigen Unterstützung aller beteiligten Wissenschaftler und technischen Assistenten zu bewältigen waren. Von den unmittelbar als „rechte Hände“

agierenden Kollegen seien hier die beiden leider viel zu früh verstorbenen Kollegen Günter Schlungbaum für den Bereich Laborstation Zingst und Wasser- und Sedimentchemie bzw. Ulrich Vietinghoff als Motor für den Modellansatz genannt. Auch Ulrich Schiewer erwies sich für die Sektionsorganisation (WS) und bei der Tätigkeit von Prof. Schnese in nationalen und internationalen Gremien unentbehrlich.

Die Zusammenführung aller Einzeldisziplinen und das damit verbundene Streben nach Gemeinsamkeiten neben den berechtigten Interessen an wissenschaftlichen Erfolgen in der eigenen Disziplin ist sicher ein ganz wesentliches Verdienst von Werner Schnese. Die weit über 100 Publikationen, die vielen Diplomarbeiten, Dissertationen und Habilitationen zu dem Generalthema Analyse und mathematische Modellierung des Ökosystems Darß-Zingster Boddenkette legen ein beredtes Zeugnis von dem Aufgehen der Saat ab, die vornehmlich von Werner Schnese gelegt wurde. Die Einbindung der Forschungsverpflichtungen in die Hauptforschungsrichtung Ökologie und die immer wieder mit großem Aufwand erfolgte Verteidigung der Leistungen vor staatlichen, finanzielle Mittel bereitstellenden staatlichen Einrichtungen - heute würden wir von Drittmitteln sprechen - waren die Garantie für ständigen Fortschritt im Erkenntnisstand und im Bereich der Anwendungsmöglichkeiten. Seine Teilnahme am Eutrophierungssymposium in Reinhardsbrunn 1973, die Tagungsleitung der EUTROSYM-UNEP-Tagung in Dresden 1977 oder die Teilnahme bzw. Organisation interdisziplinärer Konferenzen zum Thema Landwirtschaft und Gewässerschutz waren Höhepunkte seiner nationalen Tätigkeit. Gerade das letzte Thema unterstreicht die engen Beziehungen des Wissenschaftlers Schnese zur angewandten Forschung und zur Praxis. Seine engen Kontakte zum Rat der Stadt Ribnitz, Abt. Umweltschutz (Vogt), zu den Fischereigenossenschaften im Boddengebiet oder sein Engagement bei dem optimalen Einsatz von Düngemitteln in den Landwirtschaft belegen diese Seite von Werner. Im internationalen Maßstab war es vor allem das Forum der Meeresbiologen im Ostseeraum, wo besonders in Schweden unter Leitung von Prof. Dr. Bengt-Owe Jansson die Entwicklung von ökologischen Modellen in Küstengewässern und in der freien Ostsee vorangetrieben wurde. Die in Rostock / Hiddensee 1968 gegründeten Baltic Marine Biologists (BMB) erlaubten es als non-governmental organisation (NGO) den Rostocker Wissenschaftlern ohne die damals noch fehlende Anerkennung des Staates die Ergebnisse einem fachkundigen internationalen Publikum vorzustellen. Neben der Mitarbeit im BMB-Komitee und in speziellen Arbeitsgruppen der gleichen Organisation dienten mehrere Vorträge von Werner Schnese und seinen Mitarbeitern der Präsentation der Ergebnisse.

Als Ökologe konnte Werner Schnese natürlich auch sehr gut einschätzen, dass eine solide Datenerfassung in der Darß Zingster Boddenkette eine 'conditiosinequanon' für ökologische Einschätzungen sein musste. So entwickelte er gemeinsam mit dem Abteilungsleiter in der WWD Küste, Dr. Otto Miehlicke, Pläne für eine Laborstation und für Schiffskapazität. Die zu Beginn noch von Einrichtungen der WWD im Zingster Hafen angebotenen Möglichkeiten erwiesen sich sehr schnell als wenig geeignet. Sie erlaubten aber schon ab 1969 monatliche Terminfahrten zur Erfassung der wichtigsten abiotischen und biotischen Daten, was zu über 15jährigen Messreihen führte. Die physikalischen und einige chemische Datensätze laufen bis heute. Da er sehr wohl einschätzen konnte, daß langjährige genaue und

reproduzierbare Datenreihen über abiotische und biotische Gegebenheiten Voraussetzung für experimentelle Ansätze und für die Vorhersagbarkeit von ökologischen Prozessen bei natürlichen oder vom Menschen vorgenommenen Veränderungen waren, begann er sehr bald eine Forschungsstation im Zentrum der Darß-Zingster Boddenkette in Zingst aufzubauen. Die vor zwei Jahren - nicht ganz konform mit den Jahreszahlen -durchgeführte Tagung „25 Jahre Laborstation Zingst“ im Kurhaus von Zingst belegte eindrucksvoll den Erfolg der Bemühungen. Fast vergessen waren die Mitte der 70iger gelaufenen Unternehmungen zum Start der Station. Prof. Schnese kaufte zunächst „auf Verdacht“ zwei Kindergartenbaracken, allerdings in Einzelteilen. Zwei Winter unter freiem Himmel wurden diese nicht besser, so dass nach langem Hin und Her mit erforderlichen Selbsthilfeaktionen Schritt für Schritt die Station entstand. Im September 1977 erfolgte dann eine offizielle Teilnutzungsübergabe durch die Verwaltung der Universität. Gleichzeitig lief die Fertigstellung einer kleinen Motorbarkasse „Gammarus“, da der von der Hochseefischerei übernommene Kutter „Gadus“ für die Boddenuntersuchungen schon allein wegen seines Tiefgangs ungeeignet war. In Zingst selbst muss natürlich die sehr konstruktive Zusammenarbeit mit dem Maritimen Observatorium Zingst der Karl-Marx-Universität Leipzig vor allem während der mehrwöchigen Feldpraktika erwähnt werden. Das OBS, wie es in der Abkürzung hieß, arbeitete auf den Gebieten der Meteorologie und physikalischen Ozeanographie seit vielen Jahren über die Hydrographie der DZBK und der physikalischen Prozesse im Flachbereich der Außenküste. So waren bald die Voraussetzungen gegeben, um neben den Terminfahrten und täglichen Probenahmen im Zingster Strom Forschungsprogramme der einzelnen Arbeitsgruppen mit Freilandexperimenten bzw. Mesokosmos-Versuchen zu organisieren. Ganz persönlich setzte sich Werner Schnese auch für die Durchführung von großangelegten Synopta-Programmen ein, die mit großem Erfolg unter Beteiligung von vielen Wissenschaftlern, Studenten und technischen Kräften und dem Großeinsatz mehrerer Schiffe 1972 und noch einmal 1979 durchgeführt wurden.

Auch in der Lehre hat Werner Schnese hervorragendes geleistet. Seine Vorlesungen über allgemeine Ökologie und Produktionsbiologie, das planktologische Praktikum, das mehrwöchige produktionsbiologische Praktikum in Zingst und das feldökologische Praktikum für Lehrerstudenten in Althof bzw. Poppendorf hat er mit der ihm eigenen Begeisterungsfähigkeit gestaltet. Ihm war die Begegnung mit jungen Menschen bei der Wissensvermittlung ein inneres Bedürfnis, was entsprechend langfristig ausstrahlte. Sein Lehrtalent hat er auch viele Jahre mit großem Erfolg in der Lehrerweiterbildung eingesetzt.

So war Werner Schnese hochgeachtet und verehrt. Die Langzeitwirkung seines Lehrer-und Forscherlebens wird am besten durch diese Veranstaltung anlässlich seines 20. Todestages belegt.

Literatur

ARNDT, E.-A. (2003): 50 Jahre Biologie an der Universität Rostock (1945 - 1995) – Anpassen und Überleben während und nach der 3. Hochschulreform der DDR: 94 S.; Dannenberg (VERS).

Hans-Peter KOZERSKI

Sedimentation und Resuspension in Flachgewässern – zwei weiterhin schwer fassbare Größen?

Sedimentation and resuspension in shallow waters – two difficult ascertainable fluxes?

Abstract

Starting from the necessity to get information for mathematical modelling of shallow water ecosystems, the possibilities are surveyed for the quantification of sedimentation and resuspension. Initially, some general problems of the determination of mass fluxes by means of direct measurements and mass balance calculations are discussed. There have been no methods for direct measurement of resuspension from lake sediments. Estimations of rates from the increase of seston concentration in a lake during storm events include much error regarding the determination of the decisive bottom area and period of time and are interfered by parallel processes. The possibilities for the determination of sedimentation rates are much better. Cylindrical sediment traps measure accurate in still waters but in moving waters (sea, shallow lakes, rivers) a multiplicity of theoretical and practical problems are not solved sufficiently. Progress has been reached by the development of plate sediment traps which collect settling particles under the influence of both, gravitation and natural shear stress. Examples are given for successful application of this new trap. It can be concluded that resuspension is a difficult ascertainable flux in shallow waters. In many cases, suitable sedimentation rates can be determined with acceptable effort.

Keywords: Traps, plate sediment trap, settling, erosion, deposition, river, lake

1 Einleitung

Ausgangspunkt für die wissenschaftliche Arbeit zur Sedimentation und Resuspension war die Erarbeitung eines „biokybernetischen Modells“ für die ostdeutsche Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. Dieses Ökosystemmodell (SCHELLENBERGER et al. 1974) bildet die Wechselwirkungen zwischen Phosphat, Phytoplankton, Zooplankton, Detritus, Bakterien, suspendierten anorganischen P-Verbindungen im Freiwasser und den dazu gehörigen Kompartimenten im Sediment ab. Als Bindeglieder zwischen Wasser und Sediment galt es, die Sedimentation, die P-Rücklösung sowie die Resuspension möglichst mit ihren wahren Steuergrößen mathematisch zu fassen und parallel dazu realistische Angaben zu den notwendigen

Parametern zu beschaffen. Soweit der Literatur entnommen werden konnte, waren in dieser Kette flacher Küstengewässer (Gesamtlänge ca. 55 km) die Austauschprozesse mit dem Sediment von besonders großer Bedeutung. Bereits 1975 wurden entsprechenden Messungen im Rahmen einer von Werner Schnese geleiteten Forschungskooperationsgemeinschaft zwischen den Universitäten in Rostock, Greifswald und Leipzig, der Akademie der Wissenschaften der DDR sowie der Wasserwirtschaft (SCHNESE 1973) durchgeführt. Bei der Analyse der mit Hilfe von Trichtern und kleinen Zylindern gesammelten Materialmengen zeigte sich, dass die Partikel nicht nur durch Sedimentations-, sondern auch durch Resuspensionsprozesse in diese Fallen gelangen. Die Nutzung der erhobenen Daten war deshalb mit vielen Schwierigkeiten und Unsicherheiten verbunden.

BLOESCH formulierte zu diesen Schwierigkeiten bei einer diesbezüglichen Diskussion 1997 in Berlin: „Wir können die reellen vertikalen Fluxe nicht messen. Wir können nur mit sinnvollen Geräten Näherungen finden.“

Ziel dieses Beitrags ist es daher, folgende Fragen zu beantworten:

- Welche Geräte und Methoden sind entwickelt worden?
- Welche Möglichkeiten ergeben sich daraus hinsichtlich der Bestimmung von Resuspension und Sedimentation in Flachgewässern?

2 Grundsätzliche Anmerkungen zur Messung von Masseflüssen

Den Massefluss von Kohle zwischen einzelnen Regionen kann man beispielsweise sehr einfach erfassen, in dem man die damit beladenen Waggons eines Eisenbahnzuges zählt. Man kennt bei solchen Zählungen Ort, Zeit und Richtung und findet so leicht ein befriedigendes Ergebnis. Ein anderes Beispiel einer Direktmessung ist die Abflussbestimmung in einem Fluss. Hier misst man die Fließgeschwindigkeiten an mehreren Punkten, integriert über den Querschnitt und erhält den Abfluss Q . Misst man gleichzeitig die Konzentration verschiedener Stoffe, dann können diese Stoffströme recht exakt berechnet werden. Bei der Resuspension dagegen ist es aufgrund der großflächigen Ausdehnung des Partikelstromes vom Sediment ins Freiwasser und des hohen Aufwands für die Erfassung der sich bewegenden Partikel nicht möglich, diesen Naturvorgang direkt zu messen.

Man muss auf die Bilanzmethode ausweichen, die z. B. auch benutzt wird, einen Getränkeverbrauch zu ermitteln. Man zählt die geleerten Flaschen und erhält die Liter, die verbraucht sind. Bei der Resuspension betrachtet man vorzugsweise den Empfangsort, der in diesem Fall der Wasserkörper eines Sees ist und in Abb. 1 allgemein mit B bezeichnet wurde. Ort A ist in diesem Beispiel der Seeboden, den man praktisch nicht bilanzieren kann, denn auf ihm lagern in der Regel sehr große Mengen von Material, von denen meist nur ein winziger Anteil während eines Resuspensionsereignisses aufgewirbelt wird. Außerdem ist es kaum möglich, die Schichtdicke der Sedimentauflage, die innerhalb eines Zeitraumes von wenigen Stunden bzw. einigen Tagen verloren gegangen ist, genau genug zu ermitteln. Im Wasser dagegen reichen wenige Schöpfproben, die Zunahme an suspendiertem Material relativ genau zu ermitteln. Ein spezielles Problem der

Resuspensionsmessungen ist es, die zur Berechnung einer Rate notwendigen Angaben zur Zeitdauer eines Ereignisses und vor allen zu der Größe der Gewässerbodenfläche zu erhalten, von der das partikuläre Material resuspendiert worden ist. Wo sich diese Fläche befindet und wie weit sie sich ausdehnt, ist von einer ganzen Reihe von Einflussfaktoren (siehe Abschnitt 3) wie z. B. der Wellenhöhe und der Tiefe in den verschiedenen Bereichen eines Gewässers abhängig und zeitlich variabel.

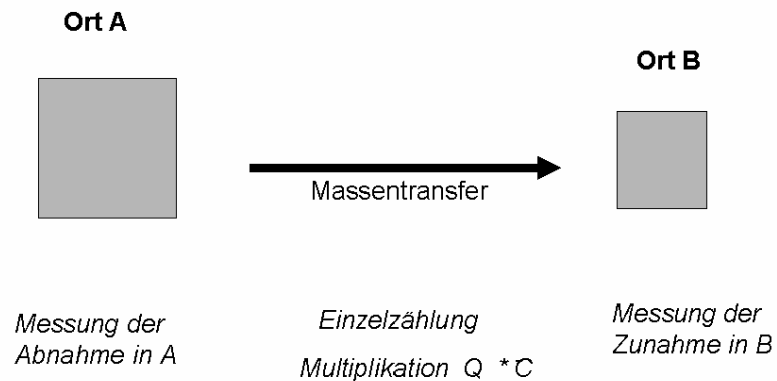


Abb. 1 Schema eines Stoffflusses und einiger Möglichkeiten seiner Bestimmung

Problem bei Bilanzierungen jeglicher Art sind parallele Ströme oder Prozesse, die zu einer Zu- oder Abnahme des Bestandes am entsprechenden Ort führen. Im Pelagial findet parallel zu Resuspension auch Partikelproduktion, Destruktion, Grazing, Metabolismus und selbstverständlich auch Sedimentation statt. Brauchbar ist die Bilanzmethode deshalb nur, wenn derartige „Störungen“ parallel mitgemessen werden oder der Hauptprozess (in unserem Beispiel die Resuspension) absolut dominant ist. Die Ergebnisse vieler Bilanzrechnungen sind, weil diese Vorbedingungen oft nicht erfüllt sind, mit beträchtlichen Fehlern behaftet bzw. nur als sehr grobe Schätzungen zu betrachten.

3 Messung der Resuspension

Ein klassisches Beispiel für eine gelungene Resuspensionsuntersuchung ist die Arbeit von KRISTENSEN et al. (1992). In einem zentralen Punkt des bis zu 5,5 m tiefen und 41 km² großen Sees Arreso erfolgte alle 2 bis 8 Stunden eine automatische Probenahme, die bei Windgeschwindigkeiten zwischen 2 bis 12 m/s Erhöhungen der Konzentration suspendierten Materials bis zu 180 g/m³ Trockenmasse zeigten (Abb. 2). Bei dieser Untersuchung konnte die Häufigkeit von Resuspensionserscheinungen ermittelt und die Abhängigkeit der Konzentration suspendierten Materials von der Windstärke modelliert werden. Es wurde festgestellt, dass über einen längeren Zeitraum eine erhebliche Verringerung der Sichttiefe eintrat und große Teile des Seebodens kein Licht erhielten. Angaben zur mittleren

Resuspensionsrate wurden gegeben, aber keine Aussagen zu den einbezogenen Flächen und Zeiten. Eigene Nachrechnungen deuten darauf hin, dass fast die gesamte Seefläche und nur Zeiten des Anstiegs der Konzentration in die Rechnungen einbezogen worden sind. Dies könnte im Detail nicht völlig zutreffend sein. Die Bedingungen für diese recht aussagekräftige Untersuchung waren hier sehr günstig: Das feine organische Sediment mit einem Wassergehalt von weit über 90 % war auf einem sehr homogenen Seeboden verteilt, der Wind hatte in seiner Hauptrichtung gute Angriffsmöglichkeiten und mit einer einzigen Messstation konnte der Hauptteil des Resuspensionsereignisses erfasst werden.

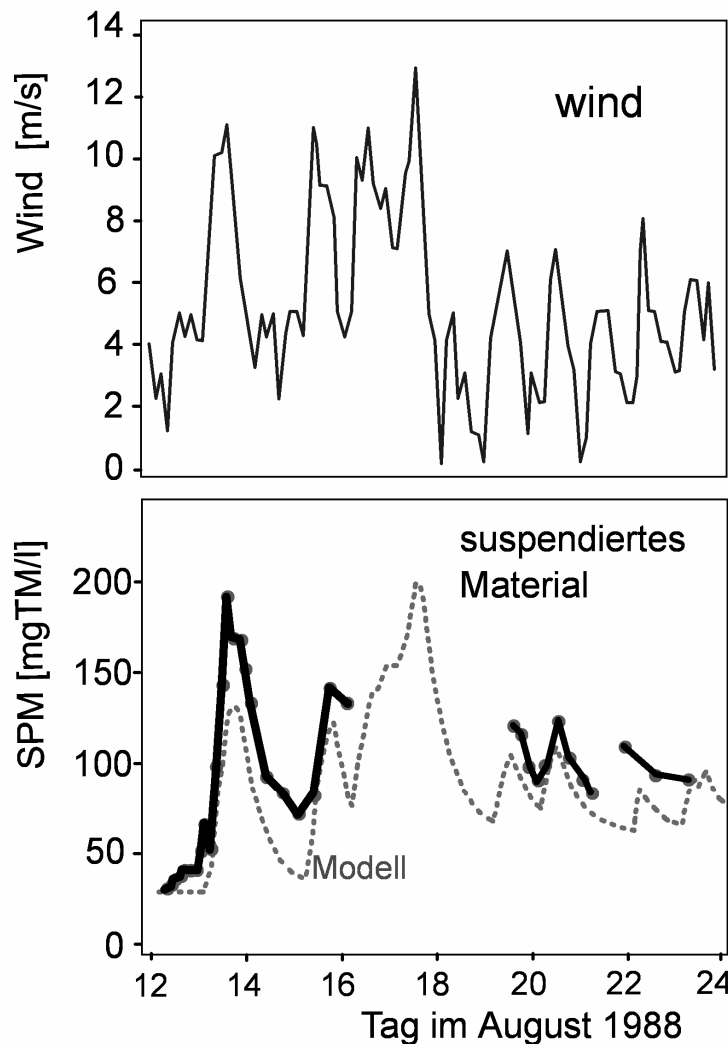


Abb. 2
Ergebnisse der Resuspensionsmessung von KRISTENSEN et al. (1992) im Arreso-See

Beim Beispiel des Berliner Müggelsee (HOEG & SCHELLENBERGER 1968) befand sich eine kontinuierlich arbeitende Extinktionsmesssonde in weniger als 40 m Entfernung zum Nordufer. Andere Teile des Sees wurden nicht beprobt. Kurzzeitig konnten hier in den 1960er Jahren, als das Litoral noch von üppigen submersen Makrophytenbeständen dominiert war, extrem schnelle Zu- und Abnahmen der Schwebstoffkonzentrationen bei Windgeschwindigkeiten bis zu 7 m/s festgestellt werden. Die Tiefe, in der die Intensität des Lichtes nur noch 5 % des

Oberflächenwertes besitzt, sank während solcher Ereignisse auf 0,3 m. Eine Abschätzung von Resuspensionsraten war hier aber nicht möglich. Man kennt zwar die Zeitdauer des Resuspensionsereignisses durch die kontinuierliche analoge Aufzeichnung sehr genau, hat es aber an der Messstelle nicht mit einem still liegenden, sondern mit einem driftenden Wasserkörper zu tun und kann die Größe der Bodenfläche oder der Makrophytenbestände, aus denen das durch die Messung erfasste suspendierte Material stammt, nicht abschätzen.

Seit ca. 15 Jahren wird am Müggelsee ein anderes Messprinzip angewandt, das den Vorteil hat, störendes Zooplankton nicht durch das Dauerlicht der Extinktionsmesssonde anzulocken. Es arbeitet mit zwei sphärischen LiCor-Sensoren, die die Intensität des Sonnenlichtes in unterschiedlichen Wassertiefen messen. Aus der Differenz zwischen beiden Intensitäten und dem vertikalen Abstand lässt sich die Lichtschwächung durch das reine Wasser mit seinen gelösten und suspendierten Beimengungen berechnen. Diese ständig laufende Messung hat zwei Nachteile: Erstens gibt es nachts keine Informationen und zweitens wirkt sich ein im Tagesverlauf wechselnder Sonnenstand (Einfallswinkel des Lichtes) stark störend auf den berechneten Attenuationskoeffizienten aus. Dennoch war es möglich, mit den um die Mittagszeit gewonnenen Daten der Frage nachzugehen, wie groß der Anteil von Resuspensionsereignissen an der Schwächung des mittleren Lichtangebotes für die Unterwasserpflanzen ist, die sich in einer bestimmten Tiefe des Sees (hier 1 m) befinden (KOZERSKI et al. 2004). Es wurden die Tage herausextrahiert, an denen der tägliche Windweg größer als 36 km/d und eine deutliche Erhöhung des Niveaus der Attenuation gegenüber dem Vortag vorhanden war. Für diese Tage wurde der prozentuale Lichtverlust gegenüber den von Wolken und Wind unbeeinflussten Tagen ermittelt. Er liegt unter 4 % und ist somit viel geringer als der Verlust an Sonnenenergie, der durch die Bewölkung und durch die Trübung verursacht wird, die aus der jahreszeitlich schwankenden algenbürtigen Sestonkonzentration resultiert. Selbst wenn diese Abschätzung einen Fehler von 200 % aufweist, bedeutet dies, dass die Resuspension gegenwärtig in diesem See für das Lichtklima eine nur sehr geringe Rolle spielt. Sie kann nicht, wie zum Teil vermutet worden war für das Ausbleiben einer üppigen Wiederbesiedlung durch Unterwasserpflanzen verantwortlich gemacht werden. Diese Einschätzung deckt sich mit den breit angelegten statistischen Untersuchungen von JEPPESEN et al. (2005) in dänischen Seen zur Wirkung der Resuspension auf den trophischen Zustand.

Dennoch ist die Resuspension für die Stoffflüsse im Ökosystem nicht unwichtig. Bilanzbetrachtungen zum Phosphorhaushalt (KOZERSKI & KLEEBERG 1998) zeigten, dass die oft sehr erheblichen täglichen Änderungsraten der P-Menge im Wasserkörper zu einem großen Teil den partikulären Anteil betreffen, so dass vermutet werden muss, dass nicht nur die Freisetzung gelöster Phosphate, sondern auch die Resuspension P-reicher Partikel eine nicht zu vernachlässigende Rolle spielt.

MOTHES et al. (1986) versuchten eine Abschätzung von Resuspensionsraten im Müggelsee anhand aufeinander folgender Messungen mit Sedimentfallen. Auf der Grundlage der Hypothese, dass sich die chemische Zusammensetzung des in den Fallen gesammelten Materials aus der Mischung von frischem autochthonen Material (mit einem hohen Gehalt an P oder C) und älterem aufgewirbeltem Sediment ergibt, wurden beide Materialströme rechnerisch von einander getrennt. Es wurden

Resuspensionsraten berechnet, die zwar eine Größenordnung vermitteln, aber auch sehr große Fehler beinhalten. Diese Fehler resultieren aus den in weiten Grenzen schwankenden Angaben zum P-Gehalt des Sedimentmaterials und der keineswegs vorhandenen Gleichzeitigkeit und Gleichräumigkeit von Sedimentation und Resuspension. KOZERSKI (1986) konnte auf der Grundlage dieser Raten und eines so genannten Lamellenmodells Berechnungen zu den umfangreichen Materialumlagerungen (mehr als 200 t Trockenmasse) innerhalb einer Woche von den flachen in die tieferen Sedimentbereiche des Müggelsees nach kräftigen Winden im Herbst durchführen. Die Unsicherheiten solcher Modellaussagen sind aufgrund der Fehler in den Resuspensionsraten entsprechend groß. Das trifft auch für die Auswertung der Daten (KOZERSKI & SCHLUNGBAUM 1978) aus den ersten Sedimentationsmessungen an der Boddenkette (STENGL 1976) zu, die ebenfalls unter Anwendung einer Mischungsformel erfolgte. Bei dieser Untersuchung sind Modellaussagen zum P-Austausch zwischen Sediment und Freiwasser abgeleitet worden.

Man erkennt aus den letztgenannten Arbeiten, dass die Anstrengungen (siehe z. B. BLOESCH 1994) zur Gewinnung zuverlässiger Resuspensionsraten überaus notwendig sind. Schaut man sich die große Liste von Prozessen und Abhängigkeiten an, die bei einer exakten Beschreibung der Resuspension zu berücksichtigen sind, dann wird der Aufwand erkennbar, der bis zur Erstellung eines befriedigenden Modells zu bewältigen ist. Zu betrachten sind (1) das Material, das aufgewirbelt werden kann, (2) die aktiven Kräfte im Wasser und im Sediment sowie (3) die Prozesse, die das aufgewirbelte Material hinweg transportieren und wenig beladenes Wasser an die Resuspensionsorte heranbringen. Wichtige Material-Parameter sind dabei Menge, Körnung, Dichte, chemische Zusammensetzung, Kohäsivität, Besiedlung, Alter und Schichtung des Sedimentmaterials. Bei den aktiven Kräften in der meist hoch turbulenten Grenzschicht zwischen Wasser und Sediment sind die Scherkräfte aus Wellen und Strömungen, Gasblasen und Bioturbation zu berücksichtigen. Beim Transportmedium Wasser hat die Tragfähigkeit Einfluss, die wiederum von der Turbulenz und der bereits vorhandenen Partikelbeladung abhängt ist. All diese Dinge sind in ihrer räumlichen Heterogenität und zeitlichen Variabilität zu erfassen, was den Aufwand an experimentellen Untersuchungen noch einmal potenziert.

Es ist somit leicht einzusehen, dass die Entwicklung von Methoden zur Erfassung der Resuspension nur ein sehr langwieriger und aufwändiger Prozess sein kann. Aus den Betrachtungen zur (hier untergeordneten) Rolle der Resuspension beim Lichtklima des Müggelsees ist andererseits aber auch abzuleiten, dass die Forderung nach möglichst perfekten Erfassungen von Raten nicht in jedem Falle zu rechtfertigen ist. Der Aufwand muss in einem sinnvollen Verhältnis zum Nutzen stehen.

In den letzten Jahrzehnten wurden insbesondere Fortschritte bei den Techniken erreicht, die sich mit der Quantifizierung der Erosion an speziellen Sedimenten unter der Wirkung genau dosierter Kräfte beschäftigen, wobei einschränkend angemerkt werden muss, dass Teile des erodierten Materials (insbesondere grobkörnige) auch als Geschiebe (engl.: bed load) und nicht in suspendierter Form abtransportiert wird, d. h. nichts mit Resuspension zu tun haben. Ohne umfangreiche Literaturangaben hierzu geben zu wollen, sollen einige wichtige Techniken genannt werden:

Seit den 1960er Jahren sind große Kreisrinnen (mehr als 1 m Durchmesser) in Gebrauch (z. B. auch an der RWTH Aachen), in die kohäsives Sedimentmaterial eingebracht und auf sein zeitlich veränderliches Verhalten bei der Einwirkung gut definierter Scherspannungen untersucht wird (FUKUDA & LICK 1980, LAU 1994). Das Prozessverständnis und die Charakterisierung ganz bestimmter Sedimente stehen im Vordergrund bei diesen sehr aufwändigen Untersuchungen.

Wesentlich kleiner sind die Geräte, die vorwiegend der Bestimmung von kritischen Scherspannungen und erzielbaren Resuspensionsraten bei definierten Kräften dienen. Wie auch bei den Rundrinnen ist die Simulation ähnlicher hydrodynamischer Bedingungen, wie sie im Gewässer herrschen, Problem beladen und nie vollständig zu erreichen (GUST & MÜLLER 1997). Mit einem Drehzahl gesteuerten Propeller über der ausgestochenen Sedimentprobe (Durchmesser 10 cm) wird in dem von der GKSS Geesthacht entwickelten Gerät EroMes (SCHÜNEMANN & KÜHL 1991) im Labor die kritische Bodenschubspannung ermittelt. Man erhält damit Informationen über die Scherfestigkeit verschiedener Sedimente und an einem bestimmten Probeort über die Eigenschaften in verschiedenen Tiefen. In der Universität Stuttgart werden ausgestochene Sedimentproben in die Sohle einer Fließrinne eingebaut und in der Höhe nachführbar der turbulenten Rinnenströmung ausgesetzt. Unter hydrodynamischen Bedingungen, die denen im Fluss sehr ähnlich sind, werden auch hier kritische Schubspannungen ermittelt. Diese Entwicklung setzt sich mit dem Bau von mobilen Geräten fort, die vom Schiff aus auf den Gewässergrund abgesetzt werden. Das ungestörte Sediment wird unter einer Öffnung des künstlichen Unterwasser-Strömungskanals kritischen Belastungen ausgesetzt (SCHMID et al. 2004, KRISHNAPPAN & DROPO 2005).

Ein Gerät, das man aufgrund seiner relativ hohen Präzision bei der Simulation der hydrodynamischen Bedingungen (Kombination rotierender Scheiben mit Pumpwasserströmungen) auch zur Untersuchung von Sedimentationsprozessen einsetzen kann, ist der Mikrokosmos von Gust (GUST & MÜLLER 1997). Dieses Gerät mit einem zylindrischen Untersuchungsraum (Durchmesser ca. 20 cm) kann wie das in Aachen entwickelte Gerät EROSIMESS (PROCHNOW et al. 2002) auch *in-situ* eingesetzt werden.

Die Entwicklung derartiger Messgeräte wurde durch die Notwendigkeit angetrieben, die Gefahrenpotenziale einzuschätzen, die von kontaminierten Feinsedimenten ausgehen, die in den Flüssen, Seen und Häfen abgelagert sind und dann, wenn die Erosionsfestigkeit durch Schiffsantriebe und Hochwasser überschritten wird, frei werden. Es werden dabei sehr wertvolle Angaben zu den konkreten Lagerstätten gewonnen. Eine Vermessung tatsächlich ablaufender Resuspensionsprozesse ermöglichen diese Messgeräte aber nicht. Man kann die gewonnenen Informationen selbstverständlich auch zur Ableitung von Prognosen verwenden, muss aber damit rechnen, dass deren Zuverlässigkeit noch deutlich unter der von Wettervorhersagen liegt.

Ein Weg zur Quantifizierung natürlicher Resuspensionsprozesse könnte darin bestehen, sehr komplexe mathematische Modelle anzuwenden, in die neben vielen anderen Parameter auch solche zur Erosionsstabilität der Ablagerungen eingehen. Dass solche zukünftigen Modelle sehr komplex sein müssen, kann man aus der oben erfolgten Aufzählung von Einflussfaktoren und Prozessen ableiten.

In vielen Fällen, und das trifft auch für die Ökosystemmodellierung zu, wird man sich auch in naher Zukunft noch mit sehr stark vereinfachenden black-box-Modellen und verbalen Beschreibungen der Erscheinungsformen und Wirkungen von Resuspensionsprozessen begnügen müssen. Die Resuspension ist somit auch weiterhin eine schwer fassbare Größe in Flachgewässern.

4 Messung der Sedimentation

4.1 Der Weg zur Zylinderfalle

Wesentlich günstiger als bei der Resuspension liegen die Dinge bei der Sedimentation, denn erstens dominiert mit der Gravitation eine gut bekannte Kraft, zweitens ist das zu betrachtende Material, die suspendierten Partikel, relativ homogen im Wasserkörper verteilt und drittens gibt es seit langem Erfahrungen damit, von oben zu Boden fallende Dinge wie z. B. Regenwasser aufzufangen und zu quantifizieren. In einem historischen Überblick zitiert BLOESCH (1996) eine Arbeit von HEIM (1900), die den frühen Beginn entsprechender Quantifizierungsversuche in Seen belegt. Wie Regenmesser wurden die verschiedensten Flaschen, Trichter, Schüsseln und Zylinder viele Jahrzehnte lang in den Gewässern verwendet, jedoch konnte man auf diese Weise nicht die volle Wahrheit erfahren, wie durch einfachste Versuche gezeigt werden kann.

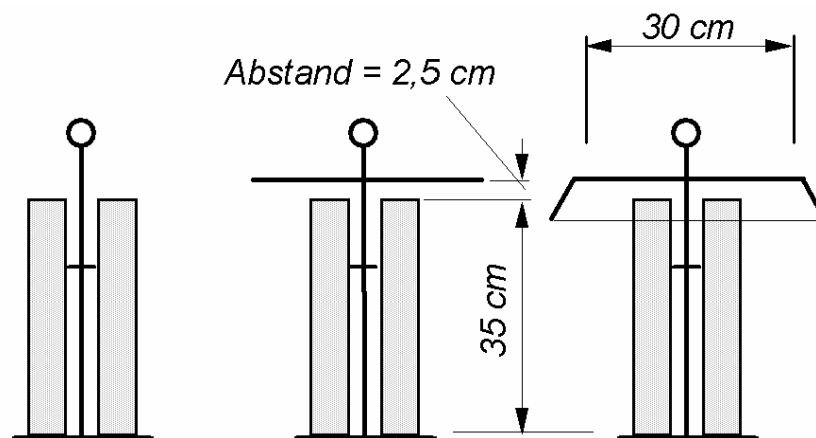


Abb. 3 Versuchsanordnung zur Untersuchung der Wirkung von Abdeckungen (Platte, umgekehrte Fotoschale) auf das Fangergebnis von Zylinderfallen.

Stellt man einen Regenmesser unter ein Dach, dann bleibt das Auffanggefäß leer. Überdeckt man dagegen eine ähnlich gebaute Sedimentfalle unter Wasser mit einer Platte, dann findet man sowohl in einem eutrophen Flachsee als auch in einem schwach fließenden Fluss-Altarm nach kurzer Zeit gut messbare Mengen partikulären Materials. Gegenüber der offenen Falle treten keine Unterschiede bei der Menge gefangener Partikel auf (KOZERSKI 1994a, 2003). Selbst wenn man eine

umgedrehte Schale so über dem Zylinder anordnet, dass sich der Rand unterhalb der Fallenöffnung befindet (siehe Abb.3), ergeben sich annähernd gleiche Ergebnisse (siehe Tab. 1).

Tab. 1 Parameter und Ergebnisse von Sedimentfallenvergleichen mit und ohne Abdeckung.

	Müggelsee	Altarm Freienbrink
Datum	1. bis 2. 9. 1994	30.8. bis 1.9.1994
Expositionsdauer [h]	41,8	19,5
Schwebstoffkonzentration [mg/l]	2,12	9,56
Trappingraten in den Zylinderfallen [g/m ² /d]		
offen (jeweils n= 4)	8,51 ± 0,73	56,7 ± 6,0
Abdeckung mit einer Platte	7,80 ± 0,82	61,3 ± 4,0
Abdeckung mit einer Schale	7,68 ± 0,23	56,2 ± 2,4

Daraus ist zu schlussfolgern, dass die Schwebstoffpartikel im Wasser nicht wie Regentropfen in der Luft mehr oder weniger senkrecht fallend zum Boden transportiert, sondern von kleinen Wasserballen in die Sedimentfallen getragen werden, die sich turbulent im Fluss und auch im See auf und ab und in sehr starkem Maße auch horizontal bewegen. Die vertikale Sinkgeschwindigkeit, die nach BLOESCH & BURNS (1980) mindestens zwei Größenordnungen unter den horizontalen Transportgeschwindigkeiten liegt, spielt somit nur in der Grenzschicht zwischen Wasser und Sediment eine Rolle, und diese befindet sich bei den meisten Sedimentfallen in den tiefen Ruhezonon des Auffanggefäßes.

Es liegt daher nahe, dass die Quantifizierung von Sedimentationsprozessen in der Natur ebenso wie in technischen Anlagen davon abhängt, wie groß die Ähnlichkeiten dieser Grenzschichten und die Zuführung partikelreichen Wassers zu diese Orten zwischen Messgerät und den tatsächlichen in-situ Bedingungen sind.

Umfangreiche Untersuchungen (siehe u.a. BLOESCH 1996) fanden Ende der 1970er Jahre statt, als man feststellen musste, dass die Ergebnisse aufwändiger Messungen mit unterschiedlich geformten Sedimentauffanggefäßen nicht reproduzierbar waren. GARDNER (1980) führte dazu mehrere Vergleichsmessungen in einer 6 m langen, 17 cm breiten und 15 cm tiefen Fließrinne bei Geschwindigkeiten von 4 bis 9,5 cm/s mit den verschiedensten Fallentypen durch. Vertreten waren die in der Meeresforschung wegen ihrer großen Auffangfläche besonders oft verwendeten Trichter, Flaschen mit engem und weitem Hals, oben offene Kästchen, eine 10,2 x 14,5 cm große Platte und Zylinder unterschiedlicher Höhe und Durchmesser. Ein Zylinder lag dabei flach und hatte als Öffnung oben nur einen langen Schlitz in der Zylinderwandung. Ein weiteres Experiment fand in einem Fischtank statt, in dem ruhige Bedingungen vorhanden waren. Als suspendiertes

Material fand gesiebte Mudde ($d < 63 \mu\text{m}$) Verwendung. Verglichen und als Effizienz bezeichnet, wurde die je Flächeneinheit der Öffnung und je Zeiteinheit gefangene Muddemenge in den Fallen mit der während des Versuches verloren gegangenen Menge suspendierten Materials bezogen auf die Grundfläche der Rinne.

Mit Hilfe von Tracerbeobachtungen wurde die An-, Um- und Durchströmung der einzelnen Fallen analysiert und Aufenthaltszeiten in den Fallen bestimmt. Dabei zeigte sich meist eine sehr intensive Durchströmung der Fallen. Das Wasser drang durch die Öffnung an der strömungsabgewandten Seite in die Sedimentfallen ein und an der strömungszugewandten Seite wieder aus. Die Intensität war von der Reynoldszahl abhängig. Die Aufenthaltszeiten des Wassers lagen allgemein zwischen 0,8 und 12 Minuten. Nur die Gefäße mit großem Volumen und kleiner Öffnung wiesen Werte bis zu einigen Stunden auf. Für diese Gefäße fand man aufgrund der kleinen Öffnungsfläche und der idealen Sedimentationsbedingungen die höchsten Fallen-Effizienzen (bis fast 1000 %). Bei den Zylindern lag der Mittelwert der Effizienz bei 100 %, woraus gefolgert wurde, dass die Zylinder die Sedimentationsrate, die sich für das gesamte Fließrinnensystem ergibt, am besten messen können.

Die Zylinderfallen wurden zum Standardmessgerät. Mit einem empfohlenen Durchmesser von mindestens 5 cm und einem Höhen-Durchmesser-Verhältnis von über 5 haben sich diese einfachen Zylinderfallen auch in vielen Fällen als sehr zweckmäßig erwiesen (BLOESCH 1996). So wurde im geschichteten Arendsee eine sehr gute Übereinstimmung mit den Sedimentationsraten festgestellt, die sich aus der Lamellierung der Sedimente und ^{137}Cs -Bestimmungen ergaben (HUPFER & LEWANDOWSKI 2005).

Die trichterförmigen Sedimentfallen haben die tatsächlichen Verluste im Experiment von GARDNER (1980) systematisch unterschätzt (Effizienz 60-65 %), weil die Sedimentation auf den schrägen Flächen des Trichters nicht unter idealen Bedingungen stattfand und Wirbel in die Trichter hineinreichten, die bereits angesammeltes Material wieder aus der breiten Öffnung hinausbeförderten.

Die Trichter spielen aber in der Meeresforschung, wo man es mit äußerst geringen Schwebstoffkonzentrationen zu tun hat, eine große Rolle. Bei den Messungen in den Meeren geht es u. a. auch darum, ein sehr wichtiges Glied der globalen Kohlenstoffbilanz zu quantifizieren. Hier benutzt man zum Teil mannshohe Geräte mit automatischer Abfüllung des gesammelten Materials zu bestimmten Zeitpunkten. Es wird daran gearbeitet, Korrekturverfahren für Messergebnisse aus trichterförmigen Sedimentfallen zu entwickeln (GUST, pers. Mitt.). Dabei sind insbesondere die Abhängigkeiten zu berücksichtigen, die von den Sinkeigenschaften der suspendierten Partikel und von den hydrodynamischen Einflüssen ausgehen, welche z. B. bei verankerten Sedimentfallen in Meeresströmungen sehr beträchtlich sind. Dazu gibt es eine ganze Reihe von Arbeiten und Vorschläge (siehe z. B. GUST & KOZERSKI 2000).

Resümierend kann man feststellen, dass durch die sehr intensiven Untersuchungen um das Jahr 1980 herum gute Möglichkeiten geschaffen worden sind, reproduzierbare Sedimentationsmessungen durchzuführen und mit deren Ergebnissen sinnvoll und genügend kritisch umzugehen. Das trifft insbesondere für die tiefen und wenig bewegten Gewässer zu, wo man mit den Standard-

Zylinderfallen sehr plausible Messwerte gewinnt. Man misst mit Ihnen in erster Näherung die Sedimentation unter Ruhebedingungen (KOZERSKI 1994b).

Verwendet man diese Fallen in einem Fluss, dann sind die Messwerte falsch, und oft so hoch, dass Widersprüche zu Massenbilanzen offensichtlich werden. Ursache dafür ist, dass bei genügend starker Strömung viele Partikel in-situ nicht abgelagert werden können. Sie reichern sich in der stark turbulenten Strömung im Wasser an und kommen erst dann zur Ablagerung, wenn der Fluss mündet oder eine Ruhezone erreicht. Eine im Fluss exponierten Zylinderfalle ist eine solche Ruhezone. Hier kann man auf einer sehr kleinen Fläche, die auf den Fluss selbst keine messbaren Rückwirkungen hat, maximal möglich Sedimentationsraten messen. Solch hohe Raten sind für den Fluss praktisch nicht realistisch. Sie sind nur für einen sehr kurzen Zeitraum theoretisch für den völlig unrealisierbaren Fall, dass der Fluss plötzlich angehalten wird, denkbar. Die unter Fließbedingungen tatsächlich auftretende Sedimentation auf dem Flussbett kann man mit Zylinderfallen somit nicht quantifizieren.

Verwendet man die Zylinderfallen in einem flachen See, dann kann man beobachten (MOTHES et al. 1986), dass die höchsten Sedimentationsraten dann gemessen, wenn starke Winde blasen, also die Wellen und Strömungen so stark sind, dass größere Mengen von Sedimentmaterial resuspendiert werden. In diesen Fällen sedimentieren die Partikel unter idealen Bedingungen in der Falle, obwohl am gleichen Standort anstelle von Ablagerung Resuspension stattfindet. Die dringend für die Charakterisierung von Ökosystemen benötigten Raten für den Transfer von im See gebildeten Partikeln zum Sediment kann man in einem Flachsee deshalb nur in Ausnahmesituationen (kein Wind) mit Zylinderfallen ermitteln.

4.2 Entwicklung der Tellerfalle

Um unter den Bedingungen von Strömungen und Wellenbewegungen realistische Sedimentationswerte ermitteln zu können ist eine Tellerfalle (Abb. 4) entwickelt und patentiert worden (KOZERSKI & LEUSCHNER 1999, 2000). Theoretischer Hintergrund ist die Gleichung von KRONE (1962), nach der die Sedimentationsrate nicht nur von der Konzentration (C) und der Sinkgeschwindigkeit des suspendierten Materials (W_s), sondern auch von der Scherspannung (τ) abhängig ist, die auf der Sedimentationsfläche herrscht.

$$\text{sed} = C * W_s * (1 - \tau/\tau_{\text{crit}})$$

Ist die Scherspannung größer als ein kritischer Wert ($\tau > \tau_{\text{crit}}$), dann findet keine Sedimentation statt. Bei sehr kleinem τ gilt praktisch die traditionelle Gleichung

$$\text{sed} = C * W_s$$

und zwischen $\tau = 0$ und τ_{crit} nimmt die Sedimentationsrate linear mit τ ab.

Entsprechend dieses Konzeptes war es somit notwendig, die Scherspannung am Gewässergrund während der Messung auch auf der Falle mindernd wirksam werden zu lassen.

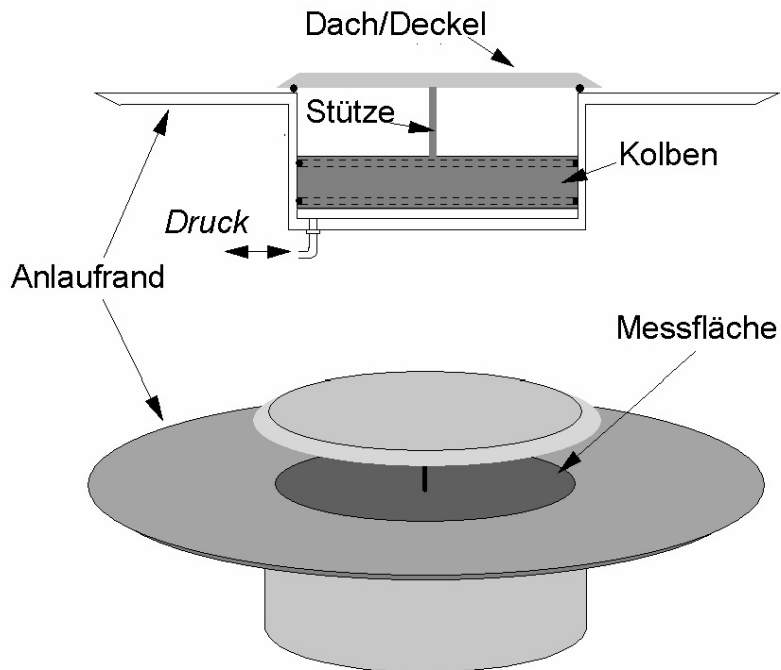


Abb. 4 Tellerfalle nach LEUSCHNER & KOZERSKI (1998) in Querschnitt (geschlossen) und Ansicht (offen).

Realisiert wurde dies durch eine runde Plexiglasscheibe, die horizontal über dem Gewässergrund exponiert wird und keinerlei Umwandung (keine Wand) besitzt. Entsprechend der Strömung bildet sich eine Grenzschicht aus, in der ähnliche Scherspannungsverhältnisse herrschen wie auf dem Grund des Gewässers. Um Randeffekte bei der Ausbildung der Grenzschicht auszuschließen, wurde in der Ebene der Messfläche ein 10 cm breiter Ring, der sogenannte Anlaufrand angeordnet. Dieser bewirkt eine weitestgehend homogene Sedimentation auf der gesamten Plexiglasscheibe (LEUSCHNER & KOZERSKI 1998). Ein grundsätzliches, bereits bei GARDNER (1980) benanntes Problem flacher Sedimentfallen ist, dass das gefangene Material beim Herausheben der Falle aus dem Wasser hinweg gespült wird. Um diesen Verlust zu vermeiden, wurde die Plexiglasscheibe als Kolben ausgebildet, der hydraulisch in einen Zylinder abgesenkt und damit umwandelt wird bevor man die Tellerfalle aus dem Wasser herausholt. Aus der Kenntnis heraus, dass der Sedimentationsvorgang nicht durch eine Überdachung gestört wird, wurde ein Deckel angeordnet, der den Zylinder mit dem gefangenen Material nach oben hin so fest abschließt, dass die Falle auch bei Wellengang geborgen und anschließend

in diesem Zustand transportiert werden kann. Die Funktion dieser Falle ist in den angegebenen Publikationen detailliert beschrieben und vielfach getestet worden.

Mit Hilfe von Lycopodiumsporen konnte in einem Experiment im Mühlengraben in Fürstenwalde/Spree nachgewiesen werden, dass die Falle in der richtigen Größe misst. Aus der Massenbilanz ergab sich ein Partikelverlust im Gewässer von 0,54 Mio Sporen je m^2 , während auf den Tellerfallen 0,36 Mio Sporen je m^2 gefangen worden sind. Es fand auch ein erfolgreicher Vergleich unter Nutzung der natürlichen Schwebstoffe mit dem Mikrokosmos von GUST & MÜLLER (1997) in diesem Seitenarm der Spree statt. G. GUST konnte dabei die auf der Tellerfalle gemessene Scherspannung im Mikrokosmos genau nachsimulieren und fand eine mittlere Sedimentationsrate von 6,6 $gTM/m^2/d$, während bei den Tellerfallen im Mittel 6,7 $g TM/m^2/d$ gemessen worden sind (GUST & KOZERSKI 2000).

4.3 Anwendungen der Tellerfalle

Obwohl der Ausgangspunkt dieses Artikels die flachen Standgewässer sind, soll in diesem Abschnitt zunächst auf ihre Anwendung in Fließgewässern eingegangen werden, weil hier erstens viele Phänomene besonders deutlich werden, zweitens diese Falle insbesondere für diese Gewässer entwickelt worden ist und drittens unsere Flüsse ebenfalls stark durchmischte Flachgewässer sind.

In der Spree, einem 400 km langen Fluss, der von Süden kommend in Berlin in die Havel mündet (für weitere Angaben ist das Buch von KÖHLER et al. (2002) zu empfehlen) sind, mehrere umfangreiche Untersuchungen durchgeführt worden, bei denen Tellerfallen zum Einsatz kamen (PUSCH et al. 2001, KOZERSKI 2003a).

Durch 14-tägige und monatliche Messungen an der Feldstation Freienbrink wurde versucht, den jahreszeitlichen Gang der Sedimentation in diesem hier frei fließenden eutrophen Flachlandfluss zu analysieren (Abb. 5). Dazu wurden jeweils 6 Fallen im Strömungsgradienten vom Ufer (geringe Strömungsgeschwindigkeit) bis zum Ende eines Steges (V bis 36 cm/s) für jeweils etwa 3 Stunden exponiert. Es ergaben sich klare Abhängigkeiten der Trappingrate (so wird die Sedimentationsrate auf und in den Fallen auch bezeichnet) von der Anströmgeschwindigkeit des Wassers in Höhe der Messfläche. Auf eine Bestimmung von Scherspannungen wurde der Einfachheit wegen verzichtet. Diese Abhängigkeit wurde in Anlehnung an KRONE (1962) durch eine maximale Sinkgeschwindigkeit in Ruhe W_s und eine kritische Fließgeschwindigkeit V_{crit} sowie die aktuelle Schwebstoffkonzentration C beschrieben. Es zeigten sich folgende in KOZERSKI (2003a oder b) näher diskutierte Besonderheiten: Im Jahresgang ändern sich alle drei Parameter. Im Sommer und zum Teil auch im Herbst findet man gegenüber den Winter- und Frühjahrswerten deutlich höhere maximale Sinkgeschwindigkeiten W_s (bis 6 m/d gegenüber Werten unter 1 m/d). Die kritische Fließgeschwindigkeit V_{crit} liegt meist in der Größenordnung zwischen 15 und 40 cm/s . Zeitweise kann sie aber auch darunter oder sehr weit darüber liegen, was darauf hinweist, dass die rückhaltenden Kräfte in der entscheidenden Grenzschicht zwischen Wasser und der Ablagerungsfläche extremen Schwankungen unterliegen und keinesfalls wie es z. B. von SUKHODOLOV (2003) erwartet wurde, mit W_s parallel laufen (KOZERSKI 2003 b).

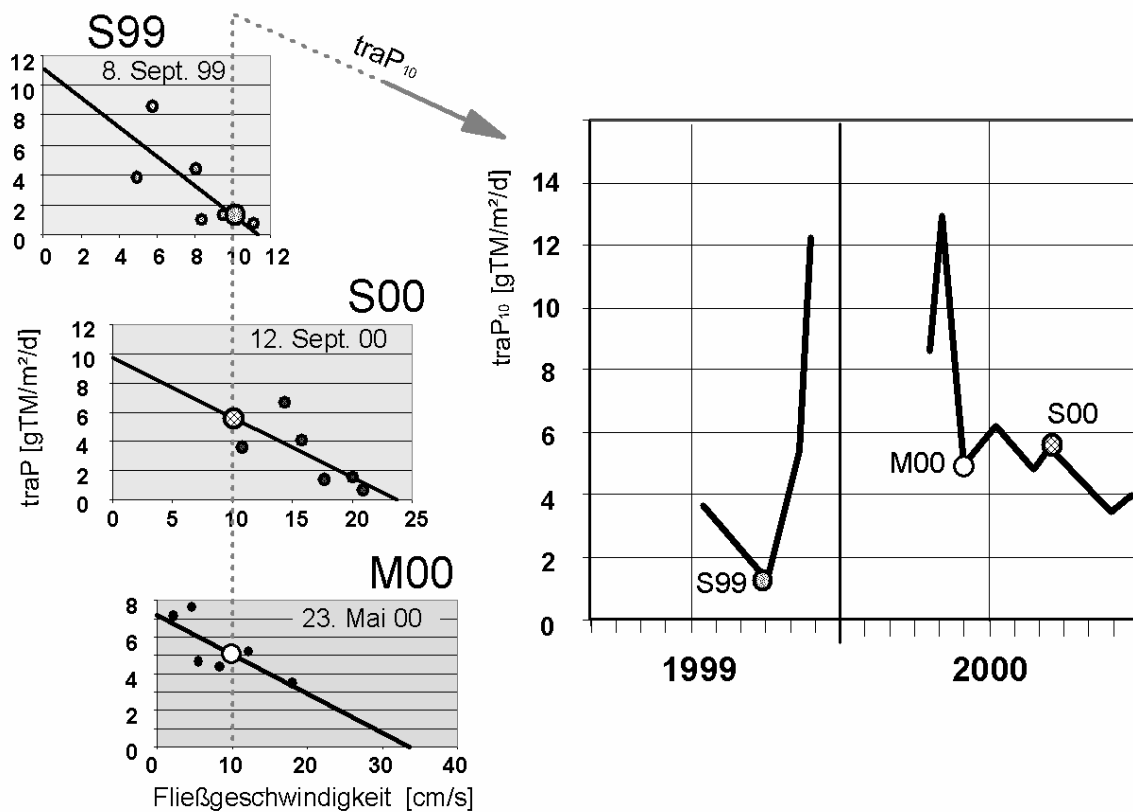


Abb. 5 Ergebnisse einzelner Messserien (Sept. 1999, Sept. 2000 und Mai 2000) mit der Tellerfalle in der Spree bei Freienbrink und der daraus abgeleitete zeitliche Verlauf der Sedimentationsrate bei einer Fließgeschwindigkeit von 10 cm/s.

Anhand der Konzentrationen und der gemessenen Fließgeschwindigkeiten im Flussquerprofil konnte die räumliche Verteilung der Sedimentationsraten zu verschiedenen Zeitpunkten berechnet werden. Es zeigte sich erwartungsgemäß, dass die Sedimentation in einem Fluss hauptsächlich in den ufernahen Bereichen stattfindet. Es gibt aber auch Zeiten, in denen trotz hoher Fließgeschwindigkeiten die gesamte Sohlfäche wirksam wird, weil V_{crit} sehr hoch ist.

Für die komplexen Untersuchungen an dem 21 km langen Abschnitt der Spree zwischen Neuendorfer See und Schwielochsee (Krumme Spree) wurden Sedimentationsverlusten für das Phytoplankton und Seston gemessen, die gut mit Werten übereinstimmten, die sich aus der Ökosystembilanz ableiten ließen (KÖHLER et al. 2000). In der Hessischen Kinzig wurden Messungen durchgeführt (KOZERSKI et al. 2003), um die Auswirkungen von Schlämmen, die bei der Entleerung einer Talsperre resuspendiert werden, auf die Laichhabitate von Fischen zu ermitteln. Mit Hilfe der Tellerfallen wurden Sedimentationsraten in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit gemessen und anhand der räumlichen Geschwindigkeitsverteilung die Längsausdehnung der Schlammwolke und die

Menge an feinputikulärem Material, die zur Kolmation der Flusssohle an den verschiedenen Querschnitten führen kann, berechnet.

Ein wichtiger Parameter bei derartigen Berechnungen ist die Sedimentationsgeschwindigkeit, d. h. der Quotient aus Sedimentationsrate und Schwebstoffkonzentration. Dieser Materialparameter gibt an, wie schnell sich die jeweils suspendierten Partikel in den Sedimentfallen sammeln bzw. im Gewässer sedimentieren. Mit den Tellerfallen bestimmt man einen Parameter, der von der aktuellen Fließgeschwindigkeit abhängt und mit den Zylinderfallen den Maximalwert der Sedimentationsgeschwindigkeit für Ruhebedingungen. Für diesen Zweck sind Zylinderfallenmessungen auch im bewegten Wasser sehr sinnvoll, denn man erhält auf relativ einfache Weise einen summarischen und universellen Parameter für das suspendierte Material, der für Vergleichszwecke sehr brauchbar ist. In der Spree lagen die Sedimentationsgeschwindigkeiten in den Zylinderfallen meist zwischen 5 und 25 m/d. Für das aus der Kinzigalsperre ausgetragene Sediment wurden Werte in Zylindern bis zu 64 m/d ermittelt, denn es handelt sich hier um ein über längere Zeit abgelagertes Material mit hohem Mineralgehalt. Zu beachten ist bei solchen Werten aber, dass es sich um den Mittelwert für alle gefangenen Partikel handelt, nicht um den Mittelwert für das im Wasser suspendierte Material und schon gar nicht um die Sinkgeschwindigkeit jedes einzelnen Partikels, denn das im Gewässer suspendierte Material ist eine Mischung sehr unterschiedlicher Partikel. Angaben zur Verteilung der Sinkgeschwindigkeit der einzelnen Partikel erhält man nur aus der Analyse des Sinkgeschwindigkeitsspektrums, die in parallelen und zeitlich unterschiedlich langen Sedimentationsversuchen unter Ruhebedingungen (KOZERSKI & KERN 1999) durchgeführt wird.

Da die Sedimentationsrate in Zylindern nicht völlig unabhängig von der Anströmgeschwindigkeit ist (GUST et al. 1996), handelt es sich bei den o.g. Werten nur um erste Näherungen. Bei den Tellerfallen liegen die Sedimentationsgeschwindigkeiten meist im Bereich zwischen 0,1 und 5 m/d. Ist aufgewirbeltes Material, wie z. B. in der Kinzig beteiligt, dann reichen diese in Einzelfällen auch bis 36 m/d.

Besonders interessant waren die Untersuchungen in den seitlichen Totzonen der Elbe, die sich zwischen den fast 7000 Bühnenbauwerken befinden. Angetrieben durch die Hauptströmung zirkuliert das Wasser in diesen Bühnenfeldern mit Geschwindigkeiten bis zu etwa 20 cm/s. Mit den Tellerfallen fanden wir sehr unterschiedliche Trappingraten, die geringsten von nur wenigen Gramm Trockenmasse je m² und Tag im Bereich der stärksten Zirkulationsströmungen und die höchsten in Ufernähe und im Mittelpunkt der Zirkulation, wo Trappingraten bis zu 1000 g/m²/d keine Seltenheit waren. Hier herrschten nahezu ideale Sedimentationsbedingungen, nämlich sehr geringe Scherspannungen und eine ständige Nachlieferung von schnell sinkendem Material aus dem Hauptstrom der Elbe. In einigen Fällen wurden hier so hohe Trappingraten gemessen, wie in den Zylinderfallen, wobei die Zylinderfallen überall nahezu gleich hohe Werte lieferten (SCHWARTZ & KOZERSKI 2003).

Eindrucksvoll ist der Vergleich der flächenhaften Verteilung der Tellerfallenwerte mit dem Muster der in den Bühnenfeldern vorgefundenen Muddeablagerungen, die mit Hilfe der Stabpenetrometrie (KOZERSKI et al. 2001)

erfasst worden sind. Es zeigte sich, dass dort, wo die primäre Sedimentation stark ist, auch Material in größeren Mengen bis zu einer Dicke von 1 m dauerhaft abgelagert wird (SCHWARTZ & KOZERSKI 2003). Es sind folglich nicht morphodynamische Prozesse am Grund während der Totalüberflutung der Buhnen, die das Muster der zum Teil viele Jahrzehnte alten Muddeablagerungen prägen, sondern die primären Sedimentationsprozesse.

Nachteilig bei den Tellerfallenuntersuchungen wirkte sich an der Elbe der Schiffsverkehr aus, denn durch den Sog und die Wellen der Schiffe werden so starke Strömungen erzeugt, dass das bereits gefangene Material nahezu vollständig von den Fallen gespült wird. Man muss daher die Messungen auf den Zeitraum zwischen zwei (nur noch seltenen) Schiffspassagen beschränken und kann somit nur 2 bis 3 Stunden lang oder in nächtlichen Schifffahrtspausen exponieren.

Diese hier nachteilige Eigenschaft der Tellerfalle ist andererseits aber auch sehr positiv zu bewerten, denn sie zeigt den Wechsel von Sedimentation zur Resuspension beim Partikeltransport zwischen Wasser und Sediment an. Der Prozess der Sedimentation wird dann für kurze Zeit umgekehrt um sich danach hier oder an anderer Stelle um so stärker fortzusetzen.

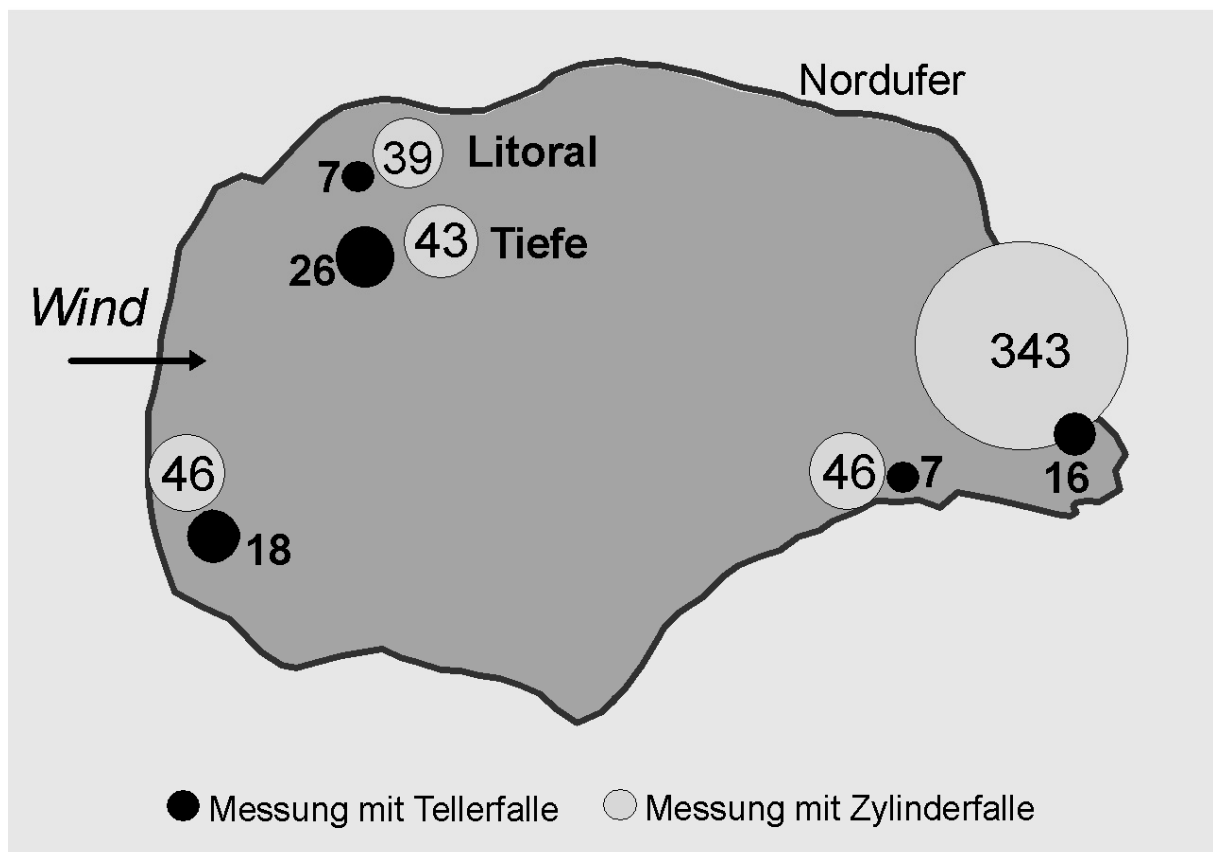


Abb. 6 Sedimentationsraten [$\text{g TM m}^{-2} \text{d}^{-1}$] im Berliner Müggelsee bei vorherrschenden westlichen Winden. Werte aus Zylinderfallen zu hoch.

Dieses Verhalten der Tellerfalle ist für Messungen in Flachgewässern von entscheidender Bedeutung. Bei starken Winden werden mit der Tellerfalle Nullwerte gemessen, die klar aussagen, dass in dem betrachteten Zeitraum keine Sedimentation stattfand, sondern eher Resuspension. Geringe Werte können bedeuten, dass vor kurzem Resuspension auf der Messfläche stattfand oder dass die Sedimentation unter dem Einfluss der Wasserbewegungen gemindert war.

Wie das Beispiel des Müggelsees zeigt (Abb.6), treten in den flachen und von den Windwellen stark beeinflussten Bereichen geringere Raten auf als an den tiefen und windgeschützten Stellen. Extrem hohe Sedimentationsraten wurden dagegen an den windexponierten Ufern mit den Zylindern gefunden (PLUNTKE & KOZERSKI 2003).

Wir können somit schlussfolgern, dass mit der Tellerfalle Möglichkeiten geschaffen worden sind, unter dem Einfluss von Wasserbewegungen sinnvolle Angaben zur Partikelsedimentation in flachen Seen und Flüssen zu gewinnen.

5 Diskussion und Schlussfolgerungen

Die Palette der angeschnittenen Fragen ist viel größer als in diesem Beitrag Platz zur Diskussion zur Verfügung steht. Man kann aber resümieren, dass die Sedimentation im Gegensatz zur Resuspension ein in zahlreichen Fällen bereits recht gut fassbarer Prozess ist. Die seit etlichen Jahren zum Teil sehr intensiven Entwicklungen werden voraussichtlich in den kommenden Jahrzehnten auch zu in allen Fällen befriedigenden Bestimmungsmethoden für die Sedimentation führen, wobei zu vermuten ist, dass der Aufwand bezüglich der Geräte als auch zur Erfassung der zeitlichen und räumlichen Differenzierung groß sein wird, wenn man den Prozess im Detail quantifizieren und vor allem verstehen will. Die natürlichen hydrodynamischen Bedingungen und die Grenzflächen dürften dabei eine Hauptrolle spielen. Das trifft insbesondere auf die flachen Sedimentfallen zu, von denen wir wissen, dass glatte Plexiglasflächen bereits brauchbare Näherungen liefern, aber raue Flächen zu höheren Sedimentationsraten führen können. Die dabei zu bewältigende Vielfalt wird den Aufwand deutlich erhöhen.

Eine wichtige Fragestellung ist der Einfluss der Unterwasservegetation auf die Sedimentation in den Gewässern, zu der erste Arbeiten vorliegen (SAND-JENSEN 1998, PLUNTKE & KOZERSKI 2003). Ein weiters mit den Sedimentations- und Resuspensionsprozessen verbundenes Forschungsfeld ist die Bildung und der Zerfall von gut sedimentationsfähigen Aggregaten im Wasser und die adhäsive Wirkung von Biofilmen auf den Sedimentationsflächen (KNOBLOCH 2005).

Ungeklärt sind noch eine Reihe von Phänomenen. Ein Beispiel dafür ist die Feststellung von GARDNER (1980), dass bei bereits deutlicher Wasserbewegung in seiner Fließrinne die beste Übereinstimmung mit dem Rückhalt auf dem Rinnenboden nicht mit den randlosen Platten erreicht worden ist, sondern mit den Zylindern. Dieser Befund stimmt mit unseren Untersuchungen nicht überein. Ein zweites Beispiel betrifft einen Großversuch zur Sedimentation mit Lycopodiumsporen in der Spree. Hier haben die Zylinderfallenmessungen eine zumindest genau so gute Näherung für die Gesamtverluste erbracht wie die Tellerfallen (WANNER, pers. Mitteilung). Zu fragen ist in diesem Fall, ob die Makrophytenbestände oder die

kleinen Totzonen an der Flusssohle (Rippeln) Ruhebedingungen für die Sedimentation wie in der Zylinderfalle geboten haben?

Abschließend kann man die im Titel genannte Frage dahingehend beantworten, dass Sedimentation und Resuspension in Flachgewässern zwei weiterhin schwer fassbare Größen sind. Bei vertretbarem Aufwand können heute aber durchaus brauchbare Daten für die Sedimentation gewonnen werden.

6 Zusammenfassung

Ausgehend von der Notwendigkeit, Informationen für die mathematische Modellierung von Flachwasserökosystemen zu erhalten, werden die Möglichkeiten geprüft, Sedimentation und Resuspension zu quantifizieren. Als erstes werden einige generelle Probleme der Bestimmung von Masseflüssen durch direkte Messungen und aus Bilanzbetrachtungen diskutiert. Es gibt zurzeit keine Methode, die tatsächliche Resuspension vom Gewässerboden zu messen. Abschätzungen von Resuspensionsraten aus der Konzentrationszunahme des Sestons im Verlaufe von Sturmereignissen sind meist stark fehlerbehaftet. Das betrifft die Bestimmung der tatsächlich wirksamen Bodenflächen und Zeiträume und störende parallel laufende biologische und andere Prozesse. Die Möglichkeiten zur Bestimmung der Sedimentation sind besser. Zylinderfallen sind in der Lage, in stehenden Gewässern präzise zu messen. Im bewegten Wasser (Meer, Flachsee, Fluss) sind zahlreiche theoretische und praktische Probleme noch nicht zufrieden stellend gelöst. Ein Fortschritt ist die Entwicklung der Tellerfallen, auf der das suspendierte Material unter der Wirkung von Gravitation und natürlichen Bodenschubspannungen sedimentiert. Die erfolgreiche Anwendung dieser neuen Falle konnte an Fallbeispielen gezeigt werden. Einige Fragen bleiben aber weiterhin ungeklärt. Es kann geschlussfolgert werden, dass die Resuspension ein weiterhin schwer erfassbarer Stofffluss in Flachgewässern bleibt. Die Sedimentation kann dagegen in zahlreichen Fällen bereits mit tragbarem Aufwand in brauchbarer Näherung bestimmt werden.

Danksagung

Dank geht an alle, die Fragen und Forderungen zur Messung der Sedimentation gestellt, mit konstruiert und gebaut, gemessen und ausgewertet sowie kritisiert haben. Bedanken möchten wir uns für die Förderung durch das BMBF, die DFG, das IGB und die Forschungskooperationsgemeinschaften in Rostock und Berlin. Gedankt sei auch Frau Dr. Susanne Wanner für die Unterstützung der Fallentests durch den Einsatz von Lycopodiumsporen.

Literatur

- BLOESCH, J. & BURNS, N. M. (1980): A critical review of sediment trap technique. – Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, 42: 15-56.
BLOESCH, J. (1994): A review of methods used to measure sediment resuspension. – Hydrobiologia, 284: 13-18.

- BLOESCH, J. (1996): Towards a new generation of sediment traps and a better measurement/understanding of settling particle flux in lakes and oceans: A hydrodynamical protocol. – *Aquatic Sciences*, 58: 283-296.
- FUKUDA, M. K. & LICK, W. (1980): The entrainment of cohesive sediments in freshwater. – *Journal of Geophysical Research*, 85: 2813-2824.
- GARDNER, W. D. (1980): Sediment trap dynamics and calibration: a laboratory evaluation. – *Journal of Marine Research*, 38: 17-39.
- GUST, G.; BOWLES, W.; IORDANO, S. G.; & HÜTTEL, M. (1996): Particle accumulation in a cylindrical sediment trap under laminar and turbulent steady flow: An experimental approach. – *Aquatic Sciences*, 58: 297-326.
- GUST, G. & MÜLLER, V. (1997): Interfacial hydrodynamics and entrainment functions of currently used erosion devices. – [In:] BURT, N.; PARKER, R. & WATTS, J. (Hrsg.): *Cohesive Sediments*. John Wiley & Sons, 149-174.
- GUST, G. & KOZERSKI, H. P. (2000): In-situ sinking-particle fluxes from collection rates of cylindrical traps. – *Marine Ecology Progress Series*, 208: 93-106.
- HOEG, S. & SCHELLENBERGER, G. (1968): Über Änderungen der Lichtextinktion in einem eutrophen See und ihre Ursachen. – *Acta Hydrophysica*, 13: 11-60.
- HUPFER, M. & LEWANDOWSKI, J. (2005): Retention and early diagenetic transformation of phosphorus in Lake Arendsee (Germany) – consequences for management strategies. – *Archiv für Hydrobiologie*, 164: 143-167.
- JEPPESEN, E.; JENSEN, J. P.; SONDERGAARD, M.; HANSEN, K. S.; MOLLER, P. H.; RASMUSSEN, H. U.; NORBY, V.; & LARSEN, S. E. (2005): Does resuspension prevent a shift to a clear state in shallow lakes during reoligotrophication? – *Limnology Oceanography*, 48: 1913-1919.
- KNOBLOCH, C. (2005): Einfluss von Biofilmen auf die Partikelretention in strömendem Wasser. – Diplomarbeit, Fachhochschule Bingen, Fachrichtung 1, Studiengang Umweltschutz, 58 S.
- KÖHLER, J.; OCKENFELD, K.; WANNER, S.; KOZERSKI, H. P.; PUSCH, M.; & HOFFMANN, A. (2000): Production and retention of suspended particles in a lowland river (Krumme Spree, Germany) at two discharge levels. – *Berichte des IGB*, 10: 59-68.
- KÖHLER, J.; GELBRECHT, J. & PUSCH, M. (2002): Die Spree – Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten. – Schweitzerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 379 S.
- KOZERSKI, H. P. & SCHLUNGBAUM, G. (1978): Sedimentchemische Untersuchungen in den Küstengewässern der DDR – IV. Ein Versuch zur Anwendung eines mathematischen Modells für die Berechnung des Phosphoraustausches zwischen Sediment und Freiwasser in der Darß-Zingster Boddenkette. – *Wissenschaftliche Zeitschrift der Wilhelm-Pieck- Universität Rostock, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe*, 27: 399-403.
- KOZERSKI, H. P. (1986): The lamella model – A simple mathematical model for estimating sediment transport within a lake. – *Acta Hydrophysica*, Berlin, 30: 73-89.
- KOZERSKI, H. P. (1994a): Entwicklung brauchbarer Methoden zur Messung der Sedimentation in Gewässern. – *Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung der DGL in Hamburg*, Krefeld: 734-738.
- KOZERSKI, H. P. (1994b): Possibilities and limitations of sediment traps to measure sedimentation and resuspension. – *Hydrobiologia*, 284: 93-100.
- KOZERSKI, H. P. & KLEEBERG, A. (1998): The sediments and benthic-pelagic exchange in the shallow lake Müggelsee (Berlin, Germany). – *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, 83: 77-112.
- KOZERSKI, H. P. & LEUSCHNER, K. (1999): Plate sediment traps for slowly moving waters. – *Water Research*, 33: 2913-2922.
- KOZERSKI, H. P. & KERN, U. (1999): Modifizierte Pipettenmethode zur Ermittlung der Sinkgeschwindigkeit. – [In:] KERN, U. & WESTRICH, B. (Hrsg.): *Methoden zur Erkundung, Untersuchung und Bewertung von Sedimentablagerungen und Schwebstoffen in Gewässern*. DVWK: 369-371.
- KOZERSKI, H. P. & LEUSCHNER, K. (2000): A new plate sediment trap: Design and first experiences. – *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für angewandte und theoretische Limnologie*, 27: 242-245.
- KOZERSKI, H. P.; KUHN, T. & TOTSCHKE, O. (2001): In-situ Messungen der Sedimentationsraten partikulären Materials in Buhnenfeldern der Elbe. – *Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung der DGL in Magdeburg*, Tutzing: 121-126.

- KOZERSKI, H. P. (2003a): Seston Sedimentation in a lowland river (River, Germany): Their spatial and temporal variation and controlling factors. – [In:] KRONVANG, B. (Hrsg.): The interactions between sediments and water. Kluwer Academic Publisher: 51-55.
- KOZERSKI, H. P. (2003b): More about plate sediment trap measurements – Reply to the comment of Sukhodolov et al.. – *Water Research*, 37: 2796-2801.
- KOZERSKI, H. P.; Bobbe, T.; Pilz, G. R.; Kiergassner, B. (2003): Stausee-Entleerung in die Kinzig (Hessen): I. Mobilisierte Schlämme und deren Sedimentation in einem Mittelgebirgsfluss. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Jahrestagung in Köln, Werder: 178-192.
- KOZERSKI, H. P.; HINTZE, T.; PLUNTKE, T. & SIEGEMUND, A. (2004): Does resuspension control the light climate in the shallow lake Müggelsee (Berlin, Germany)? – XXIX SIL Congress, Lahti, Finland, 8.-14. August 2004.
- KRISHNAPPAN, B. G. & DROPPA, I.G. (2005): Use of an in-situ erosion flume for measuring stability of sediment deposits in Hamilton Harbour, Canada. – 10th IASWS-Symposium, Bled/Slovenia, 29.8.–2.9. 2005.
- KRISTENSEN, P.; SONDERGAARD, M. & JEPPESEN, E. (1992): Resuspension in a shallow eutrophic lake. – *Hydrobiologia*, 228: 101-109.
- KRONE, R.B. (1962): Flume studies of the transport of sediment in estuarial shoaling processes. – Final report, Hydraulic Engineering Laboratory and Sanitary Engineering Research Laboratory, Berkeley, Univ. of California
- LAU, Y.L. (1994): Modelling cohesive sediment settling. – *Regulated rivers: Research & Management*: 147-156.
- LEUSCHNER, K. & KOZERSKI, H. P. (1998): Entwicklung von Methoden zur Messung der Partikelsedimentation in Gewässern unter der Wirkung der Bodenschubspannung. – Projektbericht BMBF, IGB Berlin: 70 S.
- MOTHES, G.; DOLLAN, L.; HOFFMANN, I.; KOZERSKI, H. P. & STEINMANN, J. (1986): Der Phosphoraustausch zwischen Sediment und Pelagial im Grossen Müggelsee. – *Acta Hydrophysica*, 30: 91-137.
- PLUNTKE, T. & KOZERSKI, H. P. (2003): Particle trapping on leaves and on the bottom in simulated submerged plant stands. – *Hydrobiologia*, 506-509: 575-581.
- PROCHNOW, J. V.; GUYMER I.; WEST J. & SCHLAEGER, F. (2002): Monitoring von sedimentabhängigen Gewässergüteparametern mit einem in situ Erosionsmessgerät. – *Wasser und Boden*, 54: 39-43.
- PUSCH, M.; KÖHLER, J.; WANNER, S.; OCKENFELD, K.; HOFFMANN, A.; BRUNKE, M.; GRÜNERT, U. & KOZERSKI, H. P. (2001): Ökologisch begründetes Bewirtschaftungskonzept für die Spree unter dem Aspekt der bergbaubedingten Durchflussreduktion. – *Berichte des IGB*, 11: 1-244.
- SAND-JENSEN, K. (1998): Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. – *Freshwater Biology*, 39: 663-679.
- SCELLENBERGER, G.; KOZERSKI, H. P. & HOEG, S. (1974): Verbesserte Fassung des rechenbaren biokybernetischen Modells der Boddenkette West bei der Erfüllung der wasserwirtschaftlichen Versorgungsaufgaben. – Forschungsbericht, VD 730-4/74, Akademie der Wissenschaften der DDR, Institut für Meereskunde, Bereich III, Berlin: 1-181.
- SCHMID, G.; WESTRICH, B. & JANCKE, T. (2004): Entwicklung und Einsatz eines mobilen Gerätes zur in-situ Bestimmung der Erosionsstabilität kontaminierter Feinsedimente. – Technischer Bericht Nr. VA 49, 1. 2004. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- SCHNESE, W.; SCHLUNGBAUM, G. & MIEHLKE, O. (1973): Zu Aspekten der Küstenforschung der DDR unter besonderer Berücksichtigung der Aufgaben der Sektion Biologie der Universität Rostock und ihrem Zusammenwirken mit den Kooperationspartnern. – *Wissenschaftliche Zeitschrift der Wilhelm-Pieck- Universität Rostock, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe*, 12: 1057-1065.
- SCHWARTZ, R. & KOZERSKI, H. P. (2003): Entry and deposits of suspended particulate matter in groyne fields of the middle Elbe and its ecological relevance. – *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 31: 391-399.
- STENGL, M. (1976): Untersuchungen zur Sedimentation als Beitrag zur Aufstellung einer Energie- und Stoffbilanz im Ökosystem der Darß-Zingster-Boddenkette. – Diplomarbeit, Universität Rostock.
- SCHÜNEMANN, M. & KÜHL, H. (1991): A device for erosion-measurements on naturally formed, muddy sediments: The EROMES-System. – *GKSS-Forschungszentrum Geeshacht*, 91/E/18: 1-28.

SUKHODOLOV, A.; BUNGARTZ, H. & ENGELHARDT, C. (2003): Comment on determination of areal sedimentation rates in rivers by using plate sediment trap measurements and flow velocity - settling flux relationship by Hans-Peter Kozerski. – Water Research, 37: 2795.

Autor

Dr.-Ing. Hans-Peter Kozerski
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin
Müggelseedamm 301
D-12587 Berlin

E-mail: kozerski@igb-berlin

Henning BAUDLER

Hydrographisches Monitoring an der Biologischen Station Zingst der Universität Rostock

Hydrographical monitoring at the biological station of the University Rostock in Zingst

Abstract

The Darss Zingst Bodden is an inner coastal water body at the southern coast of the Baltic Sea and is being studied by the University of Rostock, Department of Biology now Institute for Biological Sciences, since 1969. The daily salinity measurements started already in April 1960 and the number of parameters increased to 20 when the Laboratory Station Zingst was found in 1977. The samples are taken daily not far from the station's location alongside the Zingster Strom in the central part of the Bodden. Furthermore, daily samples are also taken at two other sites, the Baltic Sea at Zingst with 13 parameters and the river Barthe with 15 parameters. The Barthe is the main inflow to the Barther Bodden. Besides nutrient concentrations, the measurements include trophy indicators, like Secchi depth, absorbance, pH-value, oxygen saturation, chlorophyll a concentration and seston content. In addition to the daily sampling, a monthly monitoring at 32 stations is carried out. The stations are investigated for the same parameters and their locations are spread evenly between the eastern bodden mouth towards the Baltic Sea, the so-called Gellen Strom, and the western part near Ribnitz, called Saaler Bodden.

The analysis of the long-time data progression illustrates the substantial changes of the salinity in the Bodden between 1961 and 2005. Until the end of the seventies the salinity increases in the lagoon above the average. Because of the climate changes follows in the eighties the salinity was under the average and in the nineties there was again a periode above the average. The salinity in the Baltic Sea (Seebrücke Zingst) and in the Bodden (Zingster Strom) and the changes to the previous year have a high significant correlation. Absolute changes of salinity from >1,1 PSU to the previous day are in winter, spring and autumn three times higher than in summer.

Keywords: Salinity, brackish lagoon, long-term observations, seasonality

1 Einführung

GESSNER (1957) stellte die Darßer Brackgewässer als Gewässersystem mit vier perlschnurartig angeordneten Bodden von abgestuftem Salzgehalt dar. Er betrachtete aber die Salzgehaltsverhältnisse im Allgemeinen als ziemlich konstant, da es seiner Meinung nach dem Einfluss der Meeresströmungen weitgehend entzogen ist. Von HUPFER (1960) wurden durch Analyse ausgewählter Fallbeispiele die salinen Verhältnisse als sehr variabel eingeschätzt und das Auftreten von Salzfronten nachgewiesen. So ergab die raumzeitliche in situ Registrierung des Salzgehaltes während der synoptischen Boddenaufnahme 1972 im Grabow, dem östlichsten Bodden der Darß Zingster Gewässer, einen situationsbedingten Salzgradienten von 1,2 PSU/100 m (HUPFER et al. 1973). Synoptische Beprobungen in einem 500 m Raster zeigten die große Variabilität der räumlichen und zeitlichen Struktur der Isohalinen in den Boddengewässern (SCHLUNGBAUM et al. 1978, 1981). BROSIN (1965) analysierte die hydrographischen Verhältnisse unter Verwendung täglicher Messungen der Parameter Salzgehalt und Pegel am Messpunkt Zingster Strom und setzte damit den Beginn des Monitorings in den Darß Zingster Bodden. Die Datenbank dieses Monitorings (FOKEN 1977) ermöglichte HUPFER & FOKEN (1977), erste statistische Analysen des Salzgehaltes zwischen Ostsee und Bodden über den Zeitraum 1960 bis 1975 vorzunehmen. HUPFER (1992) erweiterte diese Analyse bis 1990 und kam zu dem Ergebnis, dass die Ursache der Salzgehaltsanomalien in den atmosphärischen Zirkulationsschwankungen liegen. Dagegen erbringen Salzwassereinbrüche von der Nordsee in die Ostsee nur eine episodenhafte Erhöhung im Bodden (BAUDLER 2004).

2 Material und Methoden

Die Hauptstationen des Monitorings (Abb. 1), an denen alle 24 Stunden Wasserproben entnommen werden, bilden die Station Zingster Strom (ZS) im Bodden nahe der Biologischen Station, die Station Ostsee Zingst (OZ) an der Seebrücke in der Ostsee vor Zingst und die Station Barthe Mündung (BaM) an der Barthebrücke in Barth, neben der Recknitz einer der Hauptzuflüsse im Ostteil der Darß Zingster Bodden. Die Beprobung dieses inneren Küstengewässers an der südlichen Ostseeküste erfolgt zwischen der Station Recknitz Mündung (RM) im Westen und der Station Gellen Strom (GS) im Osten, dem Zugang zur Ostsee zwischen den Inseln Bock und Hiddensee, an 13 Hauptstationen mit einem erweitertem Parameterprogramm sowie an 19 Nebenstationen mit einem eingeschränktem Parameterprogramm. In der Tab. 1 sind die gesamten 32 Stationen mit den zugehörigen Bezeichnungen der Betonung entsprechend der Seekartenausgaben zwischen 1972 und 1997 eingetragen, um die Zuordnung der Daten zu ermöglichen (SCHULTZE & VENTZ 1971). Tab.2 enthält dazu die geographischen Koordinaten. In der Tab.3 sind alle im Monitoringprogramm in Zingst im Bodden und der Ostsee erfassten Parameter mit der Jahresangabe über den Beginn der Zeitreihe aufgelistet, siehe auch SCHLUNGBAUM & BAUDLER (1996, 1999). Daneben liegen Monatsmittel für die Ostsee vor Zingst für die Wassertemperatur ab 1957, sowie für den Salzgehalt und den Pegel ab 1961 und

über den Zingster Strom für den Salzgehalt ab 1960 und den Pegel ab 1938 vor (FOKEN 1977).

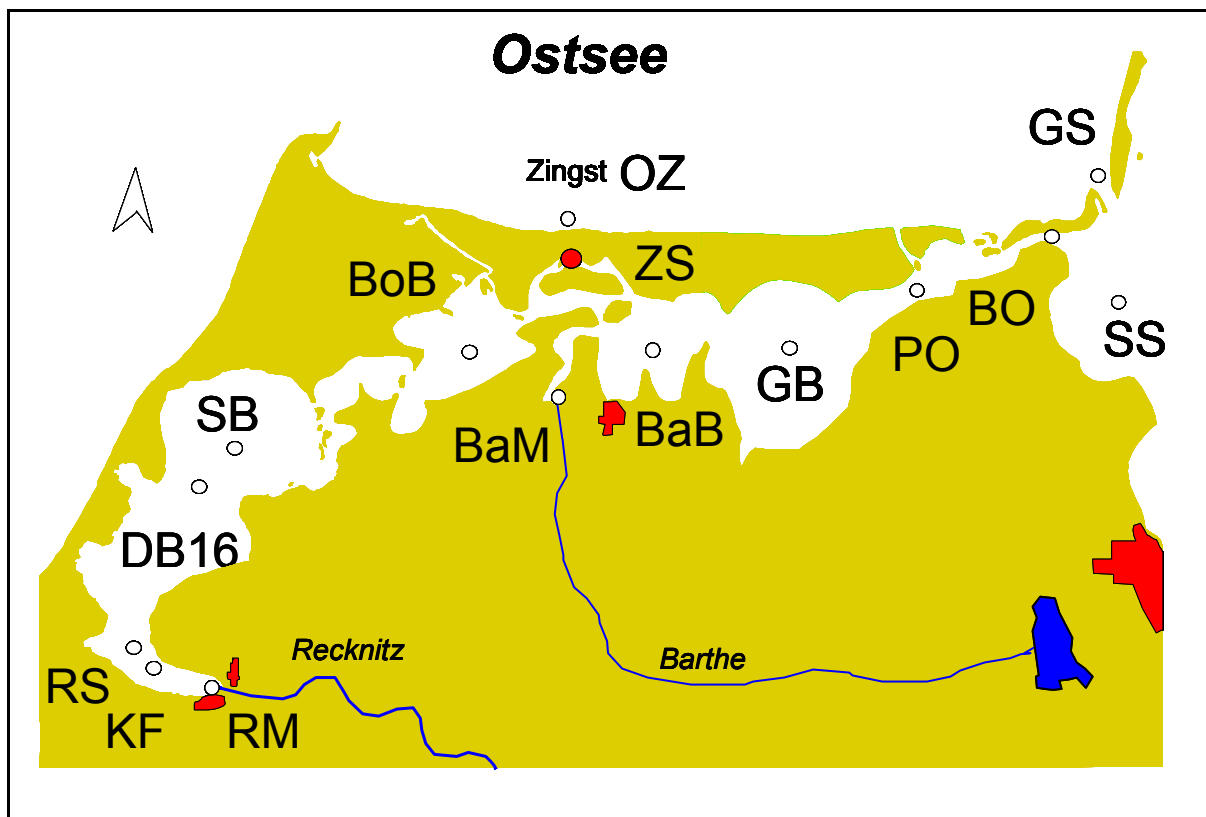


Abb. 1 Positionen der Monitoring Hauptstationen in den Darß Zingster Bodden. Legende der Stationen: OZ: Ostsee Zingst, ZS: Zingster Strom, BaM: Barthe Mündung, GS: Gellenstrom, SS: Strelasund, BO: Bock, PO: Pramort, GB: Grabower B., BaB: Barther B., BoB: Bodstedter B., SB: Saaler B., DB16, RS: Ribnitzer See, KF: Körkwitz Falle, RM: Recknitz Mündung.

Tabelle 1 Stationen des Monitorings in den Darß Zingster Bodden.
 Legende: LUNG: Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Güstrow (Nachfolger der WWD: Wasserwirtschaftsdirektion Küste Nord, Rostock), UNI: Universität Rostock, DB: Darßer Bodden, RM: Recknitz Mündung, KF: Körkwitz Falle, RS: Ribnitzer See, SB Saaler B., BoB: Bodstedter B., ZS: Zingster Strom, MBr: Müggenburger Brücke, BaB: Barther B., GB: Grabower B., PO: Pramort, BO: Bock, GS: Gellenstrom, SS: Strelasund.

Hauptstationen		Betonnung der Seekartenausgaben				
UNI	LUNG	1972	1983	1992	1995	1997
Westteil						
RM						
KF		M 97	6/23	R 64/R 71	R 64/R 71	R 100
RS	DB 19	L 96	4/21			R 98/R 77 - Ufer
		E 90	90/9	R 58	R 58	R 94
		C 88	86/5	R 56 A-R 67	R 56 C	R 90/Wu2
	DB 16	B 87	84/3			R 88-R 86
SB		A 86	82/1	R 56	R 56	R 84/A2
		Z 85	80/99	R 54-R 65	R 54/R 65	R 80/R 73
		L 66	42/69	R 49	R 42 B	R 56/R 55
		R	33	R 37	R 37	R 43
BoB	DB 10	I	17	R 34/R 33	R 34/R 33 A	R 44/R 37
		A	1	R 27	R 27	R 25
Ostteil						
ZS		MBr.*	MBr.*	MBr.*	MBr.*	MBr.*
		I 35	70/69	R 4	R 4	R 4
		E 32	66/63	R 5	R 5	R 5
BaB	DB 6	Z	49	B 67/R 1	B 65/R 1	B65/R 1
		K	17	B 30/B 71	B 96/B 69	B 96/B 69
		W 30	58/37	B 24/B 59	B 76/B 61	B 76/B 61
		I 27	54/17	B 53	B 66	B 66
GB	DB 2	D 25	50/7	B 47	B 53	B 53
		A 24	48/1	B 43	B 51	B 51
		R 22	44/81	B 39	B 45	B 45
PO	DB 1	L 21	42/71	B 18/B 33	B 46/B 37	B 46/B 37
		F 20	40/61	B 16/B 29	B 40/B 35	B 40/B 35
		A 19	38/51	B 25	B 34/B 29	B 34/B 29
		X 18	36/45	B 14/B 21	B 28/B 25	B 28/B 25
		U 17	34/39	B 12/B 17	B 22/B 21	B 22/B 21
BO		M 10	20/23	B 11	B 12/B 13	B 12/B 13
		A 1	2/1	B 4/B 3	B3/Bt 1	B3/Bt 1
GS		S 16	32/35	18/19	18/19	18/19
SS		E 27	56/61	35	35	35

Tabelle 2 Probennahmeorte, geographische Positionen (Koordinaten WGS 84, Wasser- und Schifffahrtsamt Stralsund 2003) der Bojen (Seekarte Nr. 1623, 1624 Ausgabe: 2004) in den Darß Zingst Bodden.
 Legende: [DB¹ bis [DB¹⁹ : Positionen der Probennahmeorte des LANDESAMTES FÜR UMWELT, NATUR UND GEOLOGIE MECKLENBURG VORPOMMERN (1996), Gewässergütebericht 1994.

Probenort / Boje	Abkürzung	Position	
Westteil			
Recknitz Mündung	RM	54° 15,12' N	12° 27,32' E
Ribnitzer See	RS		
R100		54° 15,3551' N	12° 24,9438' E
R98/R77-Ufer [DB ¹⁹		54° 15,8' N	12° 24,7' E
Saaler Bodden	SB		
R94		54° 16,7838' N	12° 23,8423' E
R90/Wu2		54° 18,8666' N	12° 25,5588' E
R88-R86 [DB ¹⁶		54° 20,1' N	12° 26,9' E
R84/A2		54° 21,1516' N	12° 28,1690' E
R80/R73		54° 20,6220' N	12° 30,5425' E
R55		54° 22,4323' N	12° 32,2571' E
Bodstedter Bodden	BO		
R43		54° 22,7970' N	12° 35,4935' E
R44/R37 [DB ¹⁰		54° 23,7' N	12° 37,4'E
R25		54° 24,5235' N	12° 39,4886' E
Ostteil			
Zingster Strom	ZS		
Zingst, Biologische Station		54° 25,7090' N	12° 41,1891' E
Müggenburg Brücke		54° 25,3268' N	12° 43,8311' E
Barther Bodden	BB		
R4		54°24,8080'N	12°45,1170' E
R5		54°24,2293'N	12°45,0785' E
R1/B65 [DB ⁶		54°23,7'N	12°45,0' E
Barth Hafen		54°22,29 'N	12°43,77' E
B96/B69		54°22,6703'N	12°43,9570' E
B76/B61		54°24,2183'N	12°47,1576' E
Grabow	GB		
B66		54°23,6586'N	12°48,8856' E
B53 [DB ²		54°23,5'N	12°50,3' E
B51		54°23,6705'N	12°52,9655' E
Werderinseln / am Bock	WB		
B45		54°24,3848'N	12°53,7715' E
B46/B37 [DB ¹		54°25,2'N	12°55,6' E
B40/B35		54°25,3531'N	12°56,4900' E
B34/B29		54°25,7326'N	12°57,3015' E
B28/B25		54°25,7782'N	12°58,2411' E
B22/B21		54°25,8906'N	12°59,2373' E
B12/B13		54°26,4933'N	13°00,5395' E
B2/Bt1		54°26,2680'N	13°02,3500' E
Gellenstrom	GS		
Ostsee 18/19		54°27,7480'N	13°03,5806' E
Strelasund 35		54°25,5105'N	13°03,2492' E

Tabelle 3 Parameter des Monitorings der Darß Zingster Bodden
 Legende zu den Probennahme- und Messstationen: **OZ**¹: Ostsee Seebrücke vor Zingst (1 Tag Zeitdifferenz), **ZS**²: Zingster Strom/Biologische Station (1 Tag Zeitdifferenz), **KEI**³: Zingster Strom/Biologische Station, kontinuierliche Messung im Projekt KEI: Untersuchungen zur Kurzzeitstabilität ausgewählter Eutrophierungs-Indikatoren im Zingster Strom (10 Minuten Zeitdifferenz) mit Tiefensonden (OXI 197S, pH 197S, Lf 197S), BAUDLER (2000, 2004), **BaM**⁴: Barthe Mündung/Brücke (1 Tag Zeitdifferenz), **DZB**⁵: Darß Zingster Bodden/Hauptstationen, Tab. 1, (1 Monat Zeitdifferenz), Parameter der Nebenstationen (Tab. 1): Salzgehalt, E720, E380, Methode: LANDESAMT FÜR UMWELT, NATUR UND GEOLOGIE MECKLENBURG VORPOMMERN (1998), Gewässergütebericht 1996/1997.

Parameter	OZ ¹	ZS ²	KEI ³	BaM ⁴	DZB ⁵	Methode, Gerät
Wassertemperatur	1976	1969	2000	1996	1969	Quecksilber
Salzgehalt	1960	1976	2000	1996	1969	Leitfähigkeit, Lf 96 (WTW)
Pegel	1976	1970	-	-	-	Pegellatte, Beobachtung
Strömung	-	1981	-	-	-	Einstrom/Ausstrom, Beobachtung
Ammonium-N	1990	1980	-	1996	1969	ISO 11732-E32, XION 500 (Dr. Lange)
Nitrit-N	1990	1980	-	1996	1969	ISO 13395, RFA 300 (ALPKEM)
Nitrat-N	1990	1980	-	1996	1969	nach Cd-Reduktor wie Nitrit-N
Gesamt-N	-	1996	-	-	1969	als NO ₃ -N nach oxidativem Druckaufschluss
Orthophosphat	1990	1980	-	1996	1969	EN 1189, RFA 300 (ALPKEM)
Gesamt-P	-	1998	-	-	1969	als PO ₄ -P nach oxidativem Druckaufschluss
Sichttiefe	-	1988	-	-	1969	Sichtscheibe
E720, E380	1990	1980	-	1996	1979	photometrisch, XION 500 (Dr. Lange)
pH	1990	1984	2000	1996	1969	pH 96 (WTW)
Sauerstoffsättigung	1998	1996	2000	1998	1970	DIN 38408G23, Clark-S., OXI 196 (WTW)
Sauerstoffgehalt	1998	1981	-	1998	1969	EN 25814, Clark-S., OXI 196 (WTW)
BSB ₅	1998	1998	-	1998	1969	DIN 38409H52, Clark-S., OXI 196 (WTW)
Seston	-	1998	-	1998	1998	DIN 38409H2-2, BP61S (SATORIUS)
Chlorophyll a	-	1998	-	1999	1998	DIN 38412-L16, XION 500 (Dr. Lange)
Chlorophyll aa	-	1998	-	1999	-	DIN 38412-L16, XION 500 (Dr. Lange)
Anzahl Parameter	13	20	4	15	17	

3 Ergebnisse zur Salzgehaltsanalyse

Ein Vergleich der Jahresmittel der Daten des Salzgehaltes mit der mittleren Häufigkeit der Ost (E)- und Nordost (NE)-Großwetterlagen für Mitteleuropa (Abb. 2) zeigt, dass ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Luftdruckfeld über der Ostsee und dem Wasseraustausch im Bodden besteht (clima impact), da diese Wetterlagen einen höheren Pegel an der Außenküste und damit Einstrom in den Boddengewässern bewirken. Windrichtungen aus E und NE verursachen außerdem einen küstennahen Auftrieb (upwelling) von salzreichem Tiefenwasser und führen dadurch zu höherem Salzgehalt im Bodden (TINZ & HUPFER 2005). Die Großwetterlagen sind durch das PIK-Potsdam (Institut für Klimafolgenforschung, GERSTENGARBE & WERNER 2005) bestimmt, von HUPFER (1992) für die Perioden 1961/70, 1971/78 und 1979/90 analysiert, sowie durch TIESEL (pers. Mitteilung) um die Dekade 1991/2000 erweitert. Für den Bezugszeitraum 1976-2003 ergeben sich

als Mittelwerte für den Zingster Strom 5,6 PSU und für die Ostsee vor Zingst 10,5 PSU.

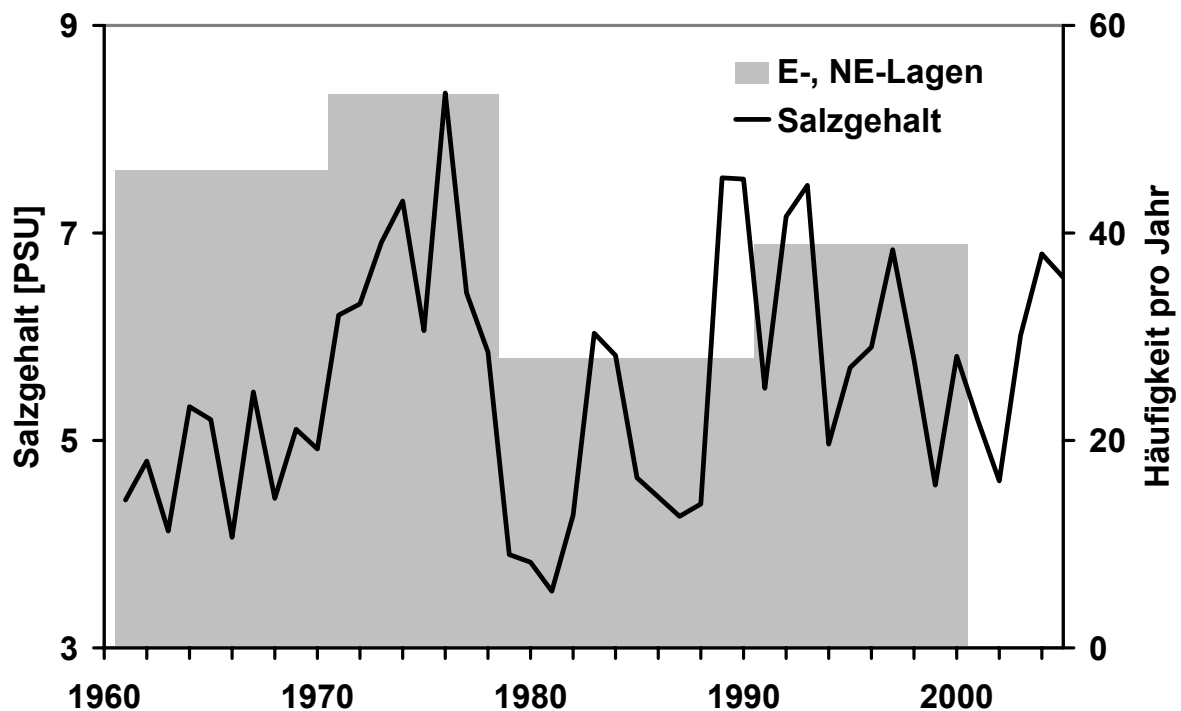


Abb. 2 Jahresmittel des Salzgehaltes Zingster Strom 1961-2005 und Häufigkeit der Ost (E)- und Nordost (NE)- Großwetterlagen, Daten PIK-Potsdam (GERSTENGARBE & WERNER 2005).

Die Analyse der 44 Jahre langen Datenreihen des Salzgehaltes der Ostsee vor Zingst und des Boddens im Zingster Strom (SCHUMANN et al. 2005) zeigt, dass 36 % der Variabilität der Jahreswerte des Boddens aus denen der Ostsee erklärbar sind (Abb. 3, links). Wird die Änderung der Salinität zum Vorjahr verglichen, so ergibt sich ein Korrelationskoeffizient von $r=0,65$, so dass statistisch 42 % der Variabilitäten des Boddens durch die der Ostsee induziert werden (Abb. 3, rechts).

Die Abb. 4 zeigt die Häufigkeitsverteilungen der Salinitätsschwankungen $> 1,1$ PSU pro Tag bezogen auf die Gesamtheit der analysierten Daten pro Monat für den Bezugszeitraum 1976–2003 für Bodden und Ostsee. Die wenigsten absoluten Veränderungen traten an beiden Stationen im Sommer auf. In den anderen Jahreszeiten waren deutliche Salinitätsschwankungen von $>1,1$ PSU dreimal häufiger. In der Frühjahrszeit, bei Wassertemperaturen zwischen $5-15^{\circ}\text{C}$, traten derartige bedeutende Salzänderungen bis zur Häufigkeit 9 auf. Insgesamt kam es aber an < 10 % der Beobachtungen zu solcher Zu- oder Abnahme des Salzgehaltes an einer Station (SCHUMANN et al. 2005).

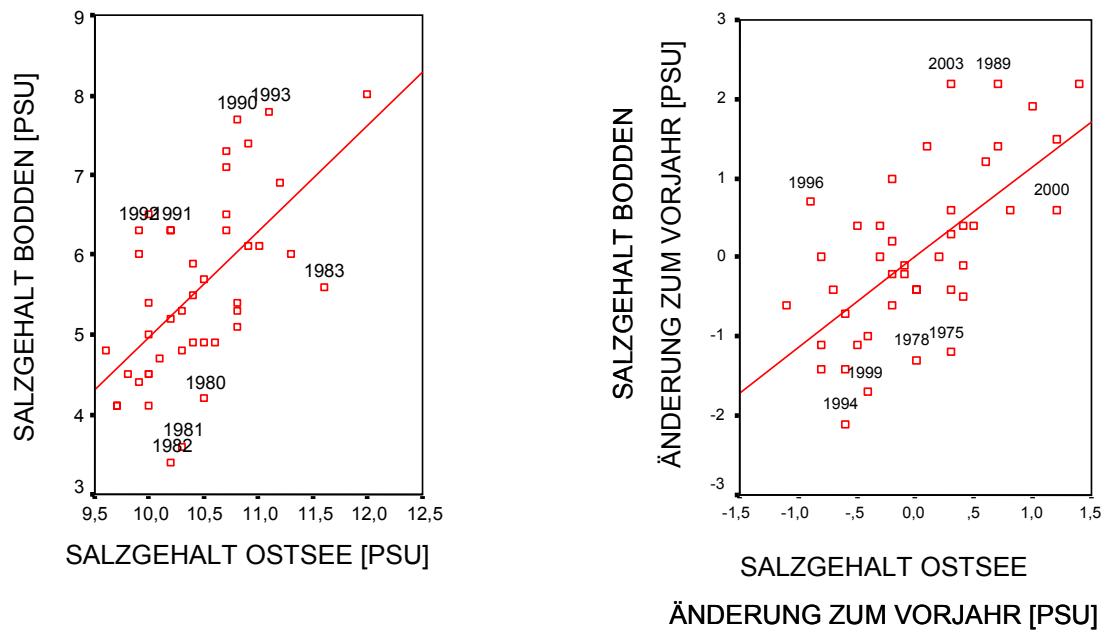


Abb. 3 Korrelation der Jahresmittel des Salzgehaltes von Ostsee und Bodden mit $r^2=0,36$ der Periode 1961 bis 2004 (links), Korrelation der Salzgehaltsänderungen zum Vorjahr von Ostsee und Bodden mit $r^2=0,42$ (rechts).

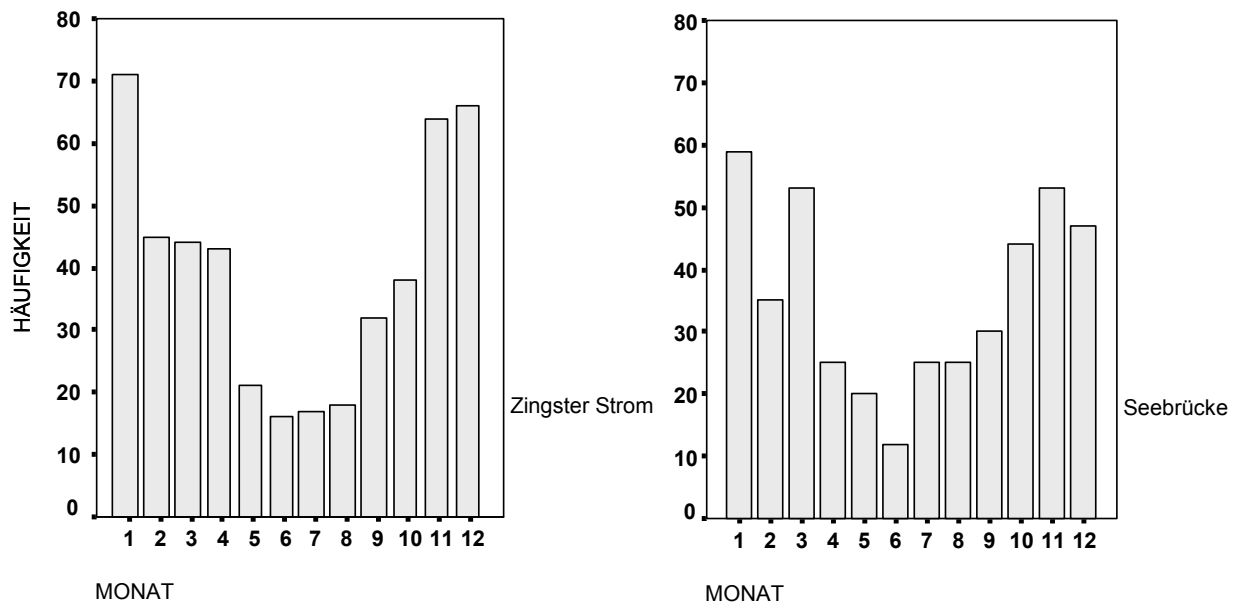


Abb. 4 Häufigkeit der Salzgehaltsänderungen > 1,1 PSU pro Tag für den Bezugszeitraum 1976-2003. Links: Zingster Strom, 10204 Daten, ca. 850 Daten/Monat; rechts: Seebrücke (Ostsee Zingst), 10111 Daten, ca. 840 Daten/Monat.

4 Diskussion

Die im Bodden (Zingster Strom) analysierten bedeutenden Änderungen des Salzgehaltes von $> 1,1$ PSU pro Tag beeinflussen nach SCHUMANN et al. (2005) nicht die empfindlichen Wachstumsphasen der Organismen im Frühjahr, da sie fast niemals mehr als 2 aufeinanderfolgende Tage andauern. Infolge des ständigen Wasseraustausches zwischen dem östlichen Bodden (Barther B.), der einen höheren Ostseewasseranteil enthält und dem eutrophen westlichen Bodden (Bodstedter B.) sind Trendanalysen für Parameter (Pflanzennährstoffe, Seston, Chlorophyll a), die die Gewässergüte bestimmen, sehr kompliziert.

5 Zusammenfassung

Die Darß Zingster Bodden, ein inneres Küstengewässer an der südlichen Ostseeküste, sind seit 1969 Untersuchungsobjekt des Fachbereiches Biologie der Universität Rostock. Mit Gründung der Laborstation Zingst im Jahre 1977 wurde das Parameterspektrum für das tägliche Monitoring an der Station Zingster Strom im zentralen Teil der Boddenkette von ehemals einem Parameter (Salzgehalt ab April 1960) auf insgesamt 20 Parameter erweitert. Hinzu kamen die täglich beprobten Stationen Ostsee Zingst mit 13 Parametern und Barthe, einem Hauptzufluss zum Barther Bodden, mit 15 Parametern. Neben der Messung der Nährstoffe beinhaltet das Monitoring die Eutrophierungsindikatoren Sichttiefe, Extinktion, pH, Sauerstoff, Chlorophyll a und Seston. Zwischen dem Zugang der Bodden zur Ostsee im Osten, dem Gellen Strom und dem innersten Bodden, dem Saaler Bodden im Westen bei Ribnitz, werden im monatlichen Monitoring-Programm 32 Stationen mit dem gleichen Parameterspektrum beprobt.

Die Analyse der Langzeit Datenreihe zeigt gravierende Veränderung des Salzgehaltes im Bodden zwischen 1961 und 2005. Bis Ende der 70er Jahre stieg der Salzgehalt im Bodden überdurchschnittlich an. Bedingt durch Klimaveränderungen folgte auf die 80er Jahre mit unterdurchschnittlichem Salzgehalt in den 90er Jahren wieder eine Periode mit eher überdurchschnittlicher Salinität. Der Salzgehalt in der Ostsee (Seebrücke Zingst) und im Bodden (Zingster Strom) sowie dessen Änderung zum Vorjahr korrelieren jeweils signifikant. Absolute Salinitätsschwankungen von $>1,1$ PSU zum Vortag treten bezüglich der Sommerzeit in den anderen Jahreszeiten dreimal häufiger auf.

Danksagung

Dem Meteorologischen Institut der Universität Leipzig, ehemals Maritimen Observatorium Zingst, sei gedankt für die kostenlose Nutzung der Schiffe ATAIR und IKARUS zur Bereisung der Boddengewässer vor Indienststellung der GAMMARUS der Universität Rostock im Juni 1979 sowie für die kostenlose Nutzung von Messdaten des Klimamessprogrammes Ostsee/Bodden, der Labore und Einrichtungen für Praktika der Meeresbiologie der Universität Rostock bis zur Eröffnung der Laborstation Zingst im September 1977.

Dem Staatlichen Amt für Umwelt und Natur Stralsund, ehemals WWD Küste-Warnow-Peene, sei gedankt für die kostenlose Nutzung der Schiffe WWD-I/10 und KLAUS STÖRTEBEKER sowie für die kostenlose Nutzung des Hafens am Zingster Strom zur Installation von Messanlagen und als Liegeplatz für das Schiff GAMMARUS bis 1990. Der Autor bedankt sich herzlichst für die große Unterstützung der Universität Rostock und insbesondere des gesamten Institutes für Biodiversität bei der Schaffung der Station und ihrer ständigen Weiterentwicklung unter anderem als Basis für das Monitoring.

Dem Umweltministerium des Landes Mecklenburg-Vorpommerns sei an dieser Stelle ebenfalls herzlichst gedankt für die Förderung des Projektes KEI (Untersuchungen zur Kurzzeitvariabilität ausgewählter Eutrophierungs-Indikatoren im Zingster Strom) seit September 2000.

Literatur

- BAUDLER, H. (2002): Projekt KEI. Untersuchungen zur Kurzzeitvariabilität ausgewählter Eutrophierungs-Indikatoren im Zingster Strom. 01.09.2000 – 31.08.2002. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Güstrow, Förderung: Umweltministerium des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin, Projekt-Nr. 2000: 54 S.
- BAUDLER, H. (2004): Projekt KEI. Untersuchungen zur Kurzzeitvariabilität ausgewählter Eutrophierungs-Indikatoren im Zingster Strom. 01.09.2002 – 31.08.2004. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Güstrow, Förderung: Umweltministerium des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin, Projekt-Nr. 2002: 63 S.
- BROSIN, H.-J. (1965): Hydrographie und Wasserhaushalt der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. – Veröffentlichungen des Geophysikalischen Instituts der Karl-Marx Universität Leipzig, 18: 281-380.
- FOKEN, W. (1977): Normalwerte Pegel, Salgehalt, Wassertemperatur und Niederschlag für Zingst. – Bericht, Karl-Marx-Universität, Sektion Physik, Arbeitsgruppe Ozeanologie: 55 S.
- GERSTENGARBE, F.-W. & WERNER, P. C. (2005): PIK Report No 100 Katalog der Grosswetterlagen Europas (1881-2004). Nach Paul Hess und Helmut Brezowsky, 6. verbesserte und ergänzte Auflage. Potsdam-Institut für Klimaforschung e.V.; 153 S.
- GESSNER, F. (1957): Die Brackgewässer Rügens und des Darß. – [In:] Meer und Strand. Berlin (Verlag der Wissenschaften): 341-358.
- HUPFER, P. (1960): Beitrag zum Problem des Wasseraustausches in der Boddenkette südlich des Darß. – Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften, 4: 447-456.
- HUPFER, P. (1992): Zu Folgen von Schwankungen der atmosphärischen Zirkulation für das Küstengebiet der westlichen Ostsee. – Wissenschaftliche Zeitschrift der Humboldt Universität zu Berlin, Reihe Mathematik/Naturwissenschaften, 41: 69-78.
- HUPFER, P. & FOKEN, W. (1977): Zum Verhalten des mittleren Salzgehaltes an der Ostsee- und Boddenküste von Zingst im Zeitraum 1961/75. – [In:] HUSS-MEDIEN GMBH (Hrsg.): Wasserwirtschaft-Wassertechnik, 3: 83-85; Berlin.
- HUPFER, P.; SCHLUNGBAUM, G. & VENTZ, D. (1973): Der Salzgehalt in den Boddengewässern während der synoptischen Boddenaufnahme 1972. – Wissenschaftliche Zeitschrift der Wilhelm-Pieck-Universität Rostock, Mathematisch Naturwissenschaftliche Fakultät, 22: 1079-1083.
- LANDESAMT FÜR UMWELT, NATUR UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN (LUNG) (1996): Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 1994: Gütezustand der oberirdischen Gewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern, 187 S.
- LANDESAMT FÜR UMWELT, NATUR UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN (LUNG) (1998): Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 1996/1997: Zustand und Entwicklung der Gewässergüte von Fließ-, Stand- und Küstengewässern und der Grundwasserbeschaffenheit in Mecklenburg-Vorpommern, 140 S.
- SCHLUNGBAUM, G. & BAUDLER, B. (1996): Gewässergütebericht I für die Darß-Zingster Boddenkette 1994-1995 – mit Vergleichen zur Langzeitentwicklung. – Forschungsbericht, Universität Rostock, Angewandte Ökologie: 133 S.; Literatur 4 S.; Bibliographie 21 S.

- SCHLUNGBAUM, G. & BAUDLER, B. (1999): Gewässergütebericht II für die Darß-Zingster Boddenkette 1996-April 1999. – Forschungsbericht, Universität Rostock, Angewandte Ökologie. Teil 1 Bericht: 138 S.
- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G.; ARLT, G.; STOLLE, S & STELLMACH, C. (1978): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. VII. Spezielle Untersuchungen zur Qualität der Sedimentoberflächenschicht des Barther Boddens. – Wissenschaftliche Zeitschrift der Wilhelm-Pieck-Universität Rostock, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe, 27: 405-416.
- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G.; NESSIM, R. B.; ARLT, G. & STOLLE, S (1981): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. XIII. Spezielle Untersuchungen zur Beschaffenheit der Sedimentoberflächenschicht des Grabow. – Wissenschaftliche Zeitschrift der Wilhelm-Pieck-Universität Rostock, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe, 30: 79-91.
- SCHULTZE, U. & VENTZ, D. (1971): Ergebnisbericht über physikalisch-chemische Untersuchungen der Wasserbeschaffenheit der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst (1969-1970) – Wasserwirtschaftsdirektion Küste-Warnow-Peene, Büro für Entwicklung und Forschung, Stralsund, S. 5.
- SCHUMANN, R.; BAUDLER, H.; GLASS, Ä.; DÜMCKE, K. & KARSTEN, U. (2006): Long-term observations on salinity dynamics in a tideless shallow lagoon of the Southern Baltic Sea coast. – Journal of Marine Systems, 60: 330-344.
- TINZ, B. & HUPFER, P. (2005): Auftrieb von Tiefenwasser an der deutschen Ostseeküste: Ein Fallbeispiel. – Promet: 77-79.

Autor

Dr. Henning Baudler
Institut für Biowissenschaften/Aquatische Ökologie
Abteilung Angewandte Ökologie
Universität Rostock
Biologische Station Zingst
Mühlenstr. 27
D-18374 Ostseeheilbad Zingst

E-mail: henning.baudler@uni-rostock.de

Rhena SCHUMANN & Ulf KARSTEN

Phytoplankton im Zingster Strom der Darß-Zingster Boddenkette – 13 Jahre Remesotrophierung

Phytoplankton in the Zingster Strom of the Darß-Zingst Bodden Chain – 13 years of remesotrophication

Abstract

The phytoplankton in the Zingster Strom (Darß-Zingst Bodden Chain, Southern Baltic Sea) is dominated by *Synechococcus*-like and chroococcal cyanobacteria as well as chlorophyceae. Many species produce voluminous mucoid envelopes and form very small cells and colonies. Therefore, these taxa do not sediment well and, hence, can be easily resuspended in the shallow water column. This impairs the under water light climate and reduces primary production at constantly high biomasses. Although nutrient concentrations were clearly reduced since 1990, phytoplankton biomass and composition did not change. The only indications of remesotrophication in the Zingster Strom measured by phytoplankton parameters are lower spring peaks of chlorophyll a-concentrations and lower pH.

Keywords: Phytoplankton composition, eutrophic brackish coastal lagoon, nutrient reduction

1 Einleitung

Seit den 1980er Jahren, für die Darß-Zingster Boddenkette seit 1990, wurden die Nährstoffeinträge in Gewässer durch zahlreiche externe Maßnahmen deutlich reduziert. Viele Fließgewässer und tiefe Seen haben sich bereits stark erholt, was auch an Hand biologischer Parameter, wie der Phytoplanktonbiomasse, gut nachweisbar ist (GAEDKE & SCHWEIZER 1993). Polymiktische, flache Gewässer haben jedoch auf Grund der häufigen Rücklösung von Nährstoffen aus den hoch belasteten Sedimenten eine wesentlich geringere Chance zur Verbesserung der Wasserqualität, d. h. zur Remesotrophierung.

Die Darß-Zingster Boddenkette wurde bis 1990 ebenfalls sehr stark eutrophiert (SCHLUNGBAUM 1982, SCHIEWER et al. 1990). Die Belastung des Pelagials mit Phytoplankton und Partikeln ist so hoch, dass trotz der geringen Wassertiefe von durchschnittlich 2 m weniger als 1/5 der Wassersäule euphotisch sind (SCHUBERT et al. 2001). Dennoch kam es zu einer deutlichen Zunahme der Produktion, Biomasse und zu Veränderungen in der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons mit einer ausgeprägten Dominanz der Chlorophyceen (WASMUND & SCHIEWER 1994).

Obwohl im Vergleich zu 1990 bereits eine Reduktion von Pflanzennährstoffen nachgewiesen wurde (BAUDLER 2004, BACHOR 2005), sind andere Parameter der Wasserqualität, wie z. B. die Trübung, unverändert (unpubliziert). Da die Nährstoffbelastung zunächst das Phytoplankton und dessen Aktivität dann das gesamte Gewässer beeinflusst, soll hier die Zusammensetzung des Phytoplanktons sowie die Veränderung seiner Biomasse seit 1990 beschrieben werden. Erste Anzeichen der Verbesserung auch biologischer Qualitätsparameter werden dargestellt. Gründe für die sehr langsame Veränderungen werden diskutiert.

2 Methoden

Phytoplanktonproben wurden seit 1991 2-4 wöchentlich im Winterhalbjahr und 1-2 wöchentlich in der Vegetationsperiode aus den oberen 50 cm des Zingster Stromes entnommen. 20 ml wurden mit einigen Tropfen Lugol'scher Lösung fixiert und weitere 20 ml mit 1 ml 25 %iger Glutardialdehydlösung konserviert. Alle Proben wurden lichtgeschützt und gekühlt bis zur Auszählung aufbewahrt. Lugol-fixierte Unterproben von 1 ml wurden nach 4-stündiger Sedimentation in 3 mm hohen Zählkammern bei 256-facher Vergrößerung an einem Labormikroskop (Euromex, Holland) ausgezählt. Die Artbestimmung erfolgte nach PANKOW (1990) bzw. für fädige Cyanobakterien nach ANAGNOSTIDIS & KOMÁREK (1988). Von dominierenden Arten, die zusammen > 90 % der Biomasse bildeten, wurden nach dem teilkamerelastischen Zählverfahren (LUND et al. 1958) jeweils > 100 Individuen erfasst. Zellgrößen wurden vermessen, über geometrische Körper in Biovolumen umgerechnet (HILLEBRAND et al. 1999) und aus einem Anteil von 11,25 % Kohlenstoff an der Masse (HEERKLOSS & VIETINGHOFF, 1981) die Biomasse errechnet. *Synechococcus*-ähnliche solitäre Cyanobakterien wurden epifluoreszenzmikroskopisch quantifiziert (Olympus BH2-RFCA, 1250-fache Vergrößerung, BP 545). Dazu wurden 0,5-1 ml Probe auf mit Irgalanschwarz gefärbte Isopore Membranen (Porengröße 0,2 µm, Sigma-Aldrich) mit -200 mbar filtriert und 200-400 Zellen auf mindestens 20 Teilflächen des Filters gezählt. Von jeweils 10 Cyanobakterien- (3 Arten) und Chlorophyceen-Kolonien (ohne Artdetermination) pro Probe wurden die Zellzahlen ebenfalls epifluoreszenzmikroskopisch ermittelt. Aus der jeweiligen Koloniezahl, der durchschnittlichen Zellzahl pro Kolonie und der rasterelektronenmikroskopisch ermittelten Zellgröße (unpubliziert) wurde die Biomasse dieser Kolonien berechnet. Mikrophotographien wurden mit dem inversen Mikroskop Olympus IX 70 (differentieller Interferenzkontrast, SIS ColorView 12, AnalySIS Pro 3.2 gewonnen.

Wassertemperatur, Salinität und pH-Wert wurden täglich um 8.00 MEZ gemessen (LF 96 und pH 96, WTW). Die Vegetationsperiode wurde an Hand der Temperaturen ab > 5°C von April bis einschließlich September kalendarisch festgelegt. Seit 1998 wurde täglich die Chlorophyll *a*-Konzentration gemessen. Dafür wurden 20-100 ml Probe auf einen Whatman GF/F Glasfaserfilter (47 mm) filtriert und bis zur Messung eingefroren. Der Filter wurde mit 10 ml 90 %igem Aceton homogenisiert, bei 5000 U min⁻¹ 10 min abzentrifugiert und die Konzentration in 1 bzw. 5 cm Küvetten photometrisch nach JEFFREY & HUMPHREY (1975) bestimmt.

3 Ergebnisse

3.1 Besonderheiten dominierender Arten

Das Phytoplankton des Zingster Stromes und der gesamten Darß-Zingster Boddenkette wird ganzjährig von Cyanobakterienkolonien dominiert. Die meisten Kolonien sind deutlich $< 50 \mu\text{m}$ im Durchmesser und z. T. von voluminösen Gallerthüllen umgeben (Abb. 1). Diese chroococcalen Cyanobakterien sind mit bis zu 100 heterotrophen Bakterien je Kolonie vergesellschaftet. Die Artbestimmung der chroococcalen Cyanobakterien ist mikroskopisch schwierig. Vorläufig werden die wichtigsten Vertreter als *Aphanothece clathrata* und *Gomphosphaeria pusilla* angesprochen. Stäbchenförmige solitäre Cyanobakterien treten ebenfalls ganzjährig in hohen Abundanzen auf. Viele cyanobakterielle 16SrDNA-Sequenzen aus der Darß-Zingster Boddenkette sind denen der Gattung *Synechococcus* sehr ähnlich (GEIß et al. 2004), so dass sehr wahrscheinlich viele Picoplankter zu dieser Gattung gehören. Wichtige fädige Arten sind *Limnothrix planktonica* und *Planktolyngbya contorta* mit sehr geringen Trichomdurchmessern von $< 2 \mu\text{m}$. Sie besitzen keine Heterocysten.

Einige Chlorophyten bilden an Stelle der Zönobien aus 4 oder 8 Zellen unregelmäßig geformte Kolonien, so dass auch hier die Artbestimmung nach morphologischen Merkmalen nur eingeschränkt möglich ist. In der Darß-Zingster Boddenkette vorkommende Arten, bei denen häufig Kolonien und Verklumpungen beobachtet wurden, sind z. B. *Tetrastrum triangulare* und *Crucigenia quadrata*. Das erste Grünalgenisolat, von dem die Sequenz der 18SrDNA bereits ausgewertet ist, ist genetisch *Desmodesmus subspicatus* sehr ähnlich (FRIEDL, persönl. Mitteilung). Weitere stetige Vertreter der Chlorophyceen sind *Monoraphidium*, *Oocystis* und *Scenedesmus* spp. (Abb. 2).

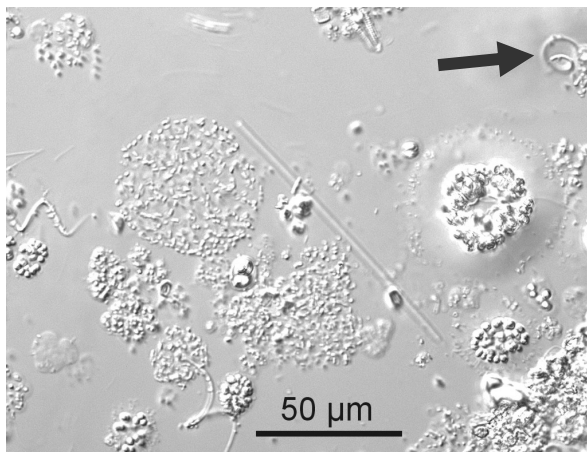


Abb. 1 Gallertige Kolonien bildende Cyanobakterien und Chlorophyceen, (Zingster Strom, 16.06.2002)

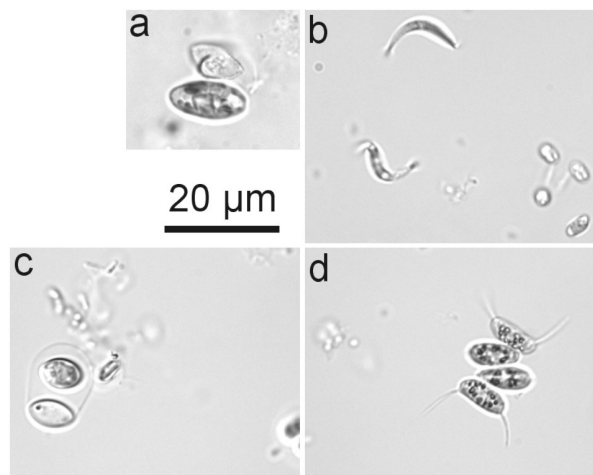


Abb. 2 Vertreter der Cryptophyceae (a) und dominierender Chlorophyceen der Gattungen *Monoraphidium* (b), *Oocystis* (c) und *Scenedesmus* (d) (Zingster Strom, 12.10.2002)

Die meisten Arten – auch die der nur gelegentlich zu beobachtenden Bacillario- und Dinophyceen – kommen entweder als Einzelzellen oder kleine Zönobien und Kolonien vor. Auch die fädigen Cyanobakterien bilden nur selten längere Trichome. Typisch sind Fäden von 20-30 μm Länge (Abb. 1 Pfeil). Deshalb ist der Anteil des Mikrophytoplanktons ($> 20 \mu\text{m}$) sehr gering. Auch die Größe der Zellen selbst ist häufig deutlich reduziert. Die Zahl der Zellen in den Zönobien, insbesondere der Chlorophyceen, ist darüber hinaus oft ungewöhnlich gering (nur 2).

Fast alle Arten sind entweder salztolerante Süßwasserarten oder oligo-euryhalin. Nur die Dinophyceen (*Prorocentrum minimum*, *Gymnodinium* spp.) bevorzugen Salinitäten > 10 PSU.

3.2 Kurzzeitvariabilität

Insbesondere an der Probennahmestelle im Zingster Strom zeigte die Salinität, die den jeweiligen Wasserkörper charakterisiert, große Schwankungen (Abb. 3). Bei einer deutlichen Zunahme der Salinität durch aus dem Barther Bodden einströmendes Wasser (Pfeile) nahm die Chlorophyllkonzentration stark ab. Aus der inneren Boddenkette über den Zingster Strom ausströmendes Wasser war durch fallende Salinitäten und höhere Chlorophyllgehalte gekennzeichnet (Abb. 3). Die Chlorophyll a-Konzentrationen konnten sich innerhalb von 24 h verdreifachen oder auf ein Drittel sinken.

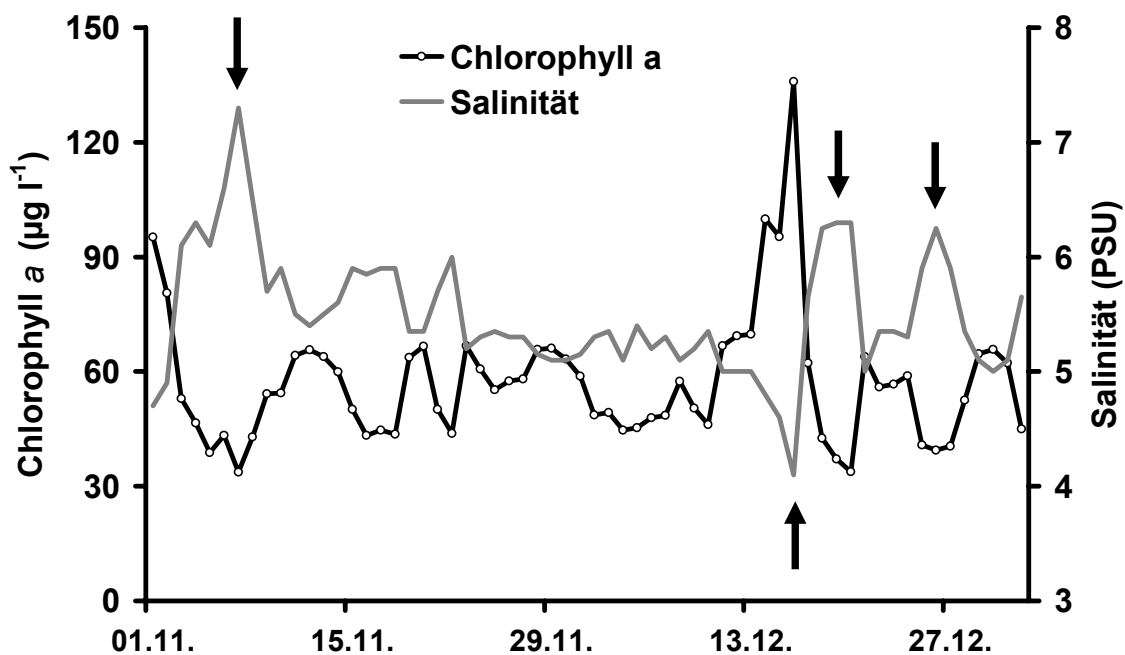


Abb. 3 Phytoplanktonbiomasse ($\mu\text{g Chlorophyll a l}^{-1}$) und Salinität (Practical Salinity Units, PSU) im Zingster Strom (20 cm unter der Wasseroberfläche) im November und Dezember 2000 (tägliche Messungen 8.00 MEZ, Pfeile kennzeichnen starke Salinitätsänderungen von 1 PSU d^{-1}).

3.3 Jahresperiodik

In den meisten Jahren seit 1990 fehlte eine lang anhaltende stabile Eisbedeckung. Ausnahmen bildeten die Winter 1995/96 und 1996/97. Typisch für Winter ohne Eisbedeckung waren relativ hohe Biomassen von Cyanobakterien und Chlorophyceen (Abb. 4). Bereits im Februar nahm die Biomasse vor allem der Chlorophyceen deutlich zu. In 7 von 13 Jahren wurde eine Dominanz der Bacillariophyceen von > 30 % der Biomasse registriert. Sehr häufig beschränkte sich deren Entwicklung auf 1-3 Wochen von Februar bis April. Höhere Chlorophyteen-Biomassen traten anschließend bis Juni auf. Chroococcale Cyanobakterien waren immer wieder kurzzeitig mit höheren Biomassen zu beobachten. Trichale Cyanobakterien dominierten mit stabil hohen Biomassen von August bis September, z. T. Oktober. Andere Gruppen fehlten weitgehend. Hohe Schwankungen der Biomasse von Woche zu Woche waren typisch und spiegelten die hohen zeitlichen und räumlichen Variabilitäten wider (vgl. Kapitel 3.2).

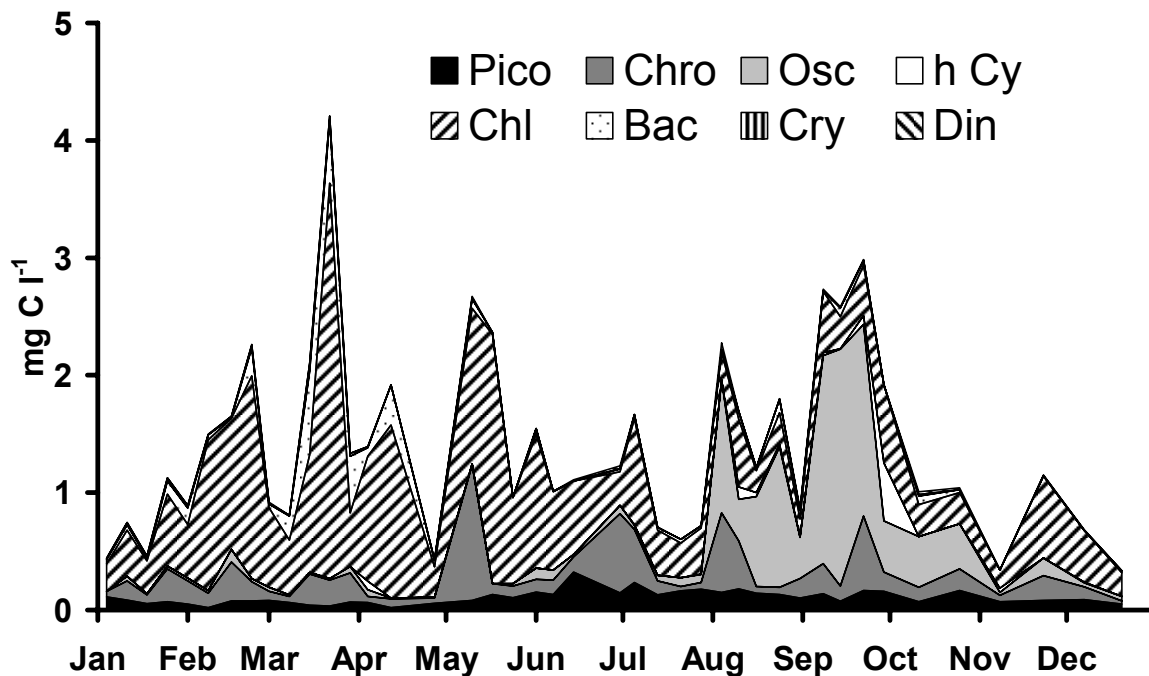


Abb. 4 Zusammensetzung der Phytoplanktonbiomasse (mg C l^{-1}) im Zingster Strom (20 cm unter der Wasseroberfläche) 1995 nach einem überwiegend eisfreien Winter. Pico: Pico cyanobakterien, Chro: chroococcale Cyanobakterien, Osc: Oscillatoriales, h Cy: heterocystenbildende Cyanobakterien, Chl: Chlorophyceen, Bac: Bacillariophyceen, Cry: Cryptophyceen, Din: Dinphyceen.

1996 war eines der seltenen Jahre mit einer mehrmonatigen Eisbedeckung, die erst im April endete. Während der Eisbedeckung war die Biomasse der Cyanobakterien und Chlorophyceen etwas reduziert. Da es zu dieser Zeit jedoch zu einer Blüte von Cryptophyceen kam, war die Gesamtbiomasse in etwa genauso hoch

wie in allen anderen Jahren (Abb. 5). Im Unterschied zur typischen Jahrperiodik (vgl. Abb. 4; 1995) begann die Zunahme der Gesamtbiomasse erst sehr viel später – nach Eisaufbruch. Besonders in solchen Jahren waren im Frühjahr Bacillariophyceen in hohen Abundanzen zu beobachten. Dann dominierten sie das Phytoplankton mit maximal 54 %. Allerdings beschränkten sich diese Diatomeenblüten auf höchstens einige Tage.

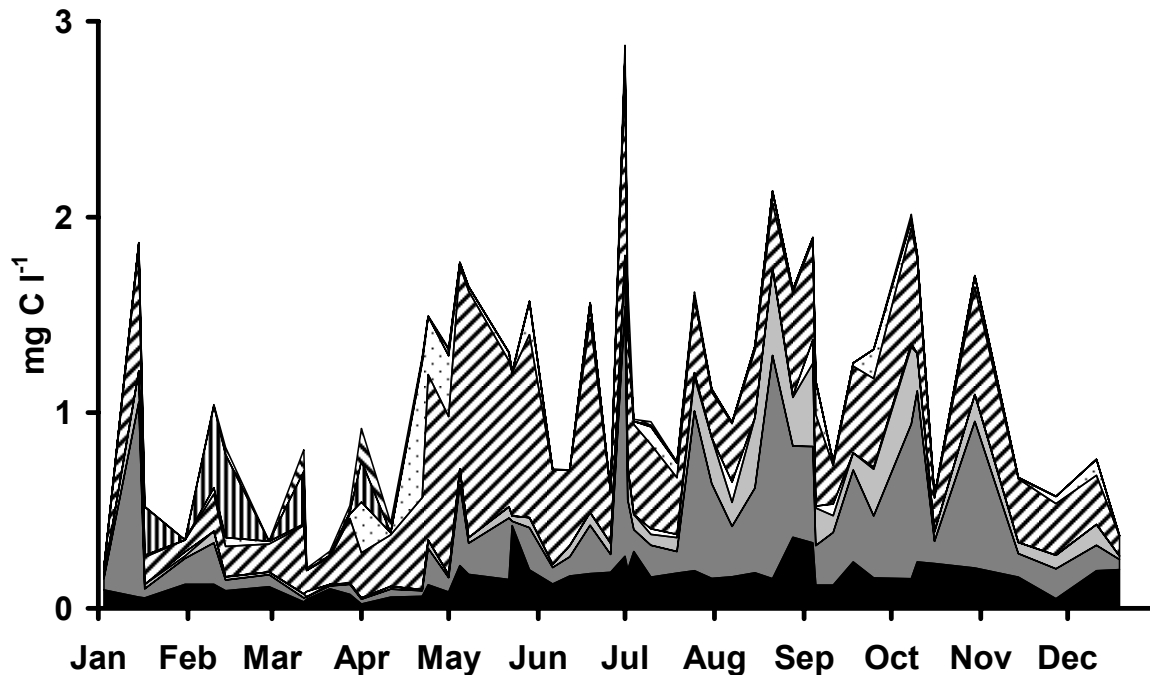


Abb. 5 Zusammensetzung der Phytoplanktonbiomasse (mg C l^{-1}) im Zingster Strom (20 cm unter der Wasseroberfläche) 1996 nach einem strengen Winter mit mehrmonatiger Eisbedeckung bis April. Legende siehe Abb. 4.

3.4 Zusammensetzung der Biomasse

Das Phytoplankton des Zingster Stromes wird seit 1990 ganzjährig von Cyanobakterien und Chlorophyceen dominiert (Tab. 1). Dabei war der Anteil der Cyanobakterien an der Biomasse im Sommer mit durchschnittlich 57 % noch größer als im Winter. Das lag vor allem an der Entwicklung fädiger Cyanobakterien im Spätsommer/Herbst (vgl. Abb. 4 und 5). Obwohl die *Synechococcus*-ähnlichen solitären Cyanobakterien sehr geringe Zellgrößen ($< 1 \mu\text{m}^3$) haben, betrug ihr Biomasseanteil auf Grund der hohen Abundanzen von durchschnittlich $1,7 \cdot 10^6 \text{ ml}^{-1}$ (maximal $15 \cdot 10^6 \text{ ml}^{-1}$) im Langzeitmittel 10 % der Gesamtbiomasse. Bacillariophyceen machten durchschnittlich ebenfalls 10 % des Phytoplanktons aus. Andere Mikroalgenfamilien waren weniger bedeutend. Cryptophyceen bildeten nur unter Eisbedeckung maximale Biomasseanteile von 52 %, wenn die Gesamtbiomasse gering war. Die Ausprägung einer Eisdecke beeinflusste zwar einige taxonomische Gruppen, diese Unterschiede zu den anderen Jahren waren

aber auf die Zeit unmittelbar nach Eisaufbruch beschränkt und beeinflussten Jahresmittelwerte kaum.

Tab. 1 Durchschnittlicher Anteil ausgewählter taxonomischer Gruppen an der Phytoplanktonbiomasse (%) im Zingster Strom (20 cm unter der Wasseroberfläche) von 1990-2002 in der Ruhezeit (Winter: November-März, Wassertemperaturen überwiegend < 5°C, n=74), in Wintern mit Eisbedeckung (1995/96 und 1996/97, n=25) und in der Vegetationsperiode (Sommer: April-Oktober, Wassertemperaturen überwiegend > 5°C, n=138)

taxonomische Gruppe	Winter	nur Eiswinter	Sommer
Cyanobakterien	50	38	58
<i>Synechococcus</i> -ähnliche (solitär)	10	13	9
Chroococcale Kolonien	27	17	31
Oscillatoriales	12	7	16
Chlorophyceen	38	47	35
Bacillariophyceen	9	6	6
Cryptophyceen	2	6	0

3.5 Trends der Biomasse und Zusammensetzung seit 1990

Eine Abnahme der Biomasse seit 1990 war nicht nachzuweisen. Es gab Mitte der 1990er Jahre 3 Jahresmittel, die deutlich unter dem langjährigen Durchschnitt lagen. Zwei dieser Jahre folgten auf die Winter mit Eisbedeckung 1996 und 1997 (Abb. 6). Die Jahre 2000-2002 waren dann wieder sowohl durch besonders hohe sommerliche Biomassen als auch erhöhte Jahresmittel der Biomasse gekennzeichnet. Ein Zusammenhang mit den winterlichen Konzentrationen an anorganischem Stickstoff ließ sich nicht nachweisen (nicht gezeigt).

Eine Reduktion partikulären Materials (gemessen als Trübung bei 720 nm) und gelösten organischen Substanzen (Gelbstoffe, Absorption bei 380 nm) ließ sich ebenfalls nicht beweisen. Im Gegensatz zur Phytoplanktonbiomasse ließen sich außer 1993 und 1994 mit deutlich erhöhten Messwerten auch keine weiteren Zeiträume über- oder unterdurchschnittlicher organischer Belastung ermitteln (nicht gezeigt), die die Trendanalyse beeinflussten.

Der Anteil der Cyanobakterien erhöhte sich im Untersuchungszeitraum von 47 % im Jahresmittel auf 61 %, wobei die typische Jahresperiodik mit geringeren Anteilen im Winter (Tab. 1) nicht in jedem Jahr deutlich ausgeprägt war (Abb. 7). Diese Veränderung war nicht mit der Zunahme einer bestimmten Art oder Gruppe verbunden. Blütenbildner, wie *Nodularia*, *Anabaena* und *Microcystis* spp., die zudem auch noch häufig Toxine produzieren, wurden nur in wenigen Proben vereinzelt beobachtet. Cyanobakterienblüten scheinen sehr selten zu sein. Seit 1990 berichteten nur BLÜMEL & SCHUBERT von einer aufräumenden Algenblüte direkt in der Recknitzmündung (persönl. Mitteilung).

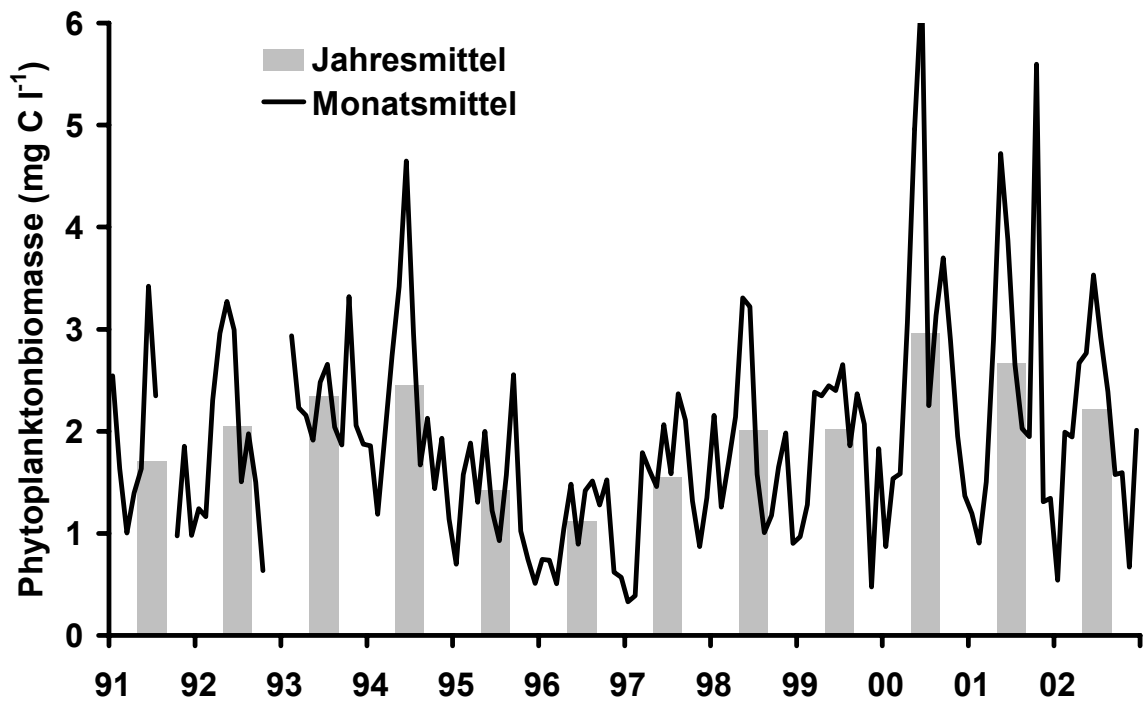


Abb. 6 Monats- und Jahresmittel der Phytoplanktonbiomasse (mg C l^{-1}) im Zingster Strom (20 cm unter der Wasseroberfläche) 1991-2002 ($n=380$)

Hohe pH-Werte werden auch durch eine intensive Primärproduktion verursacht. PH-Werte von bis zu 11, wie sie in den 1980er Jahren im Frühjahr häufig auftraten (unpubliziert), wurden seit 1990 nicht mehr beobachtet. Maxima über 9.5 wurden nur noch einmal im Mai / Juni 1994 gemessen (Abb. 8). Diese Abnahme der extrem hohen pH-Maxima in Frühjahr und Frühsommer spricht für eine deutliche Reduktion der Aktivität des Phytoplanktons. Sowohl die absoluten Frühjahrsmaxima als auch die Mittelwerte der pH-Werte in der Vegetationsperiode sanken um 0,4 in 12 Jahren.

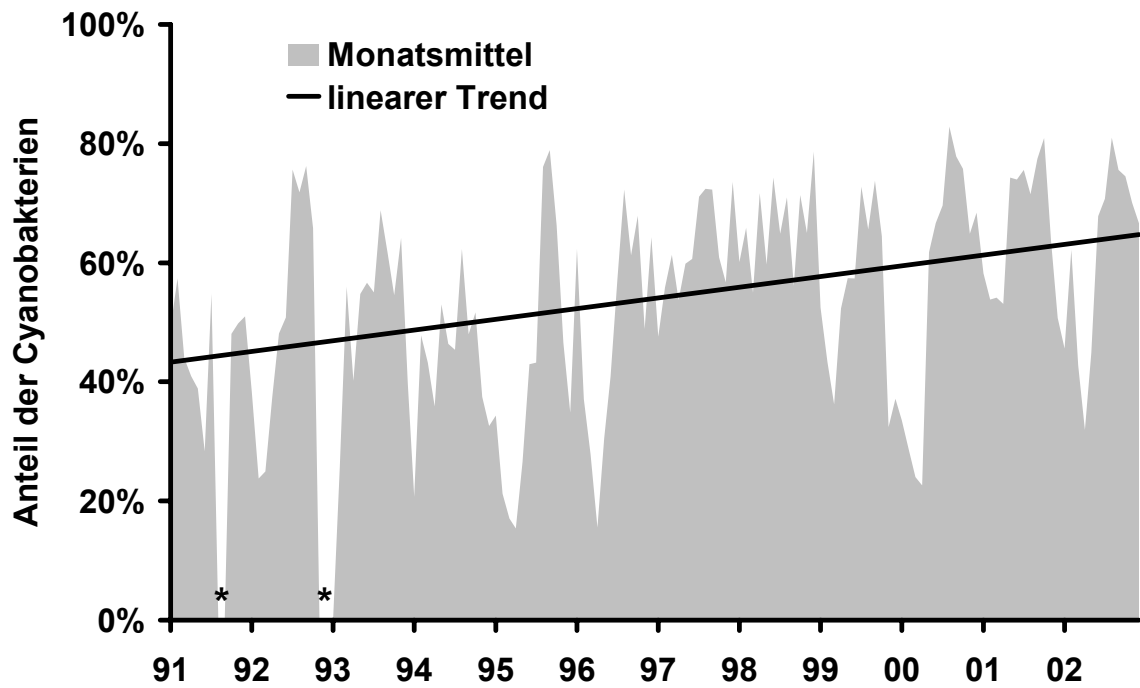


Abb. 7 Monatsmittel des Cyanobakterienanteils an der Phytoplanktonbiomasse (%) im Zingster Strom (20 cm unter der Wasseroberfläche) und linearer Trend ($y = 0,0015x - 1,1984$; Anstieg entspricht ca. +22 % im Untersuchungszeitraum) der Zunahme 1991-2002 (n=380, * keine Probenahmen in diesen Monaten).

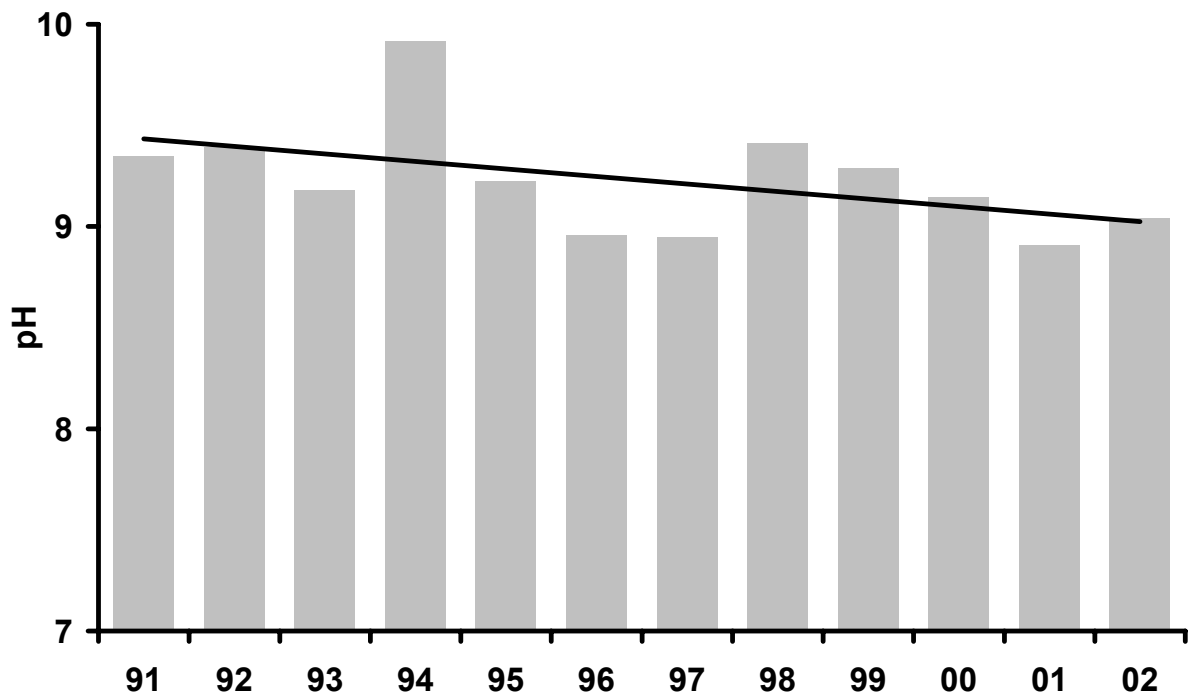


Abb. 8 Jahresmaxima des pH-Wertes im Zingster Strom (20 cm unter der Wasseroberfläche) und linearer Trend der Abnahme 1991-2002 ($y = -0,0371x + 9,4701$; Anstieg entspricht ca. +0,4 im Untersuchungszeitraum; n=12)

4 Diskussion

Die Kolonien bildenden Arten des Phytoplanktons stellen nicht nur Bakterien einen besonderen Lebensraum zur Verfügung, sondern sie beeinflussen neben den kompletten Nahrungsgefügen auch die physiko-chemischen Eigenschaften des partikulären organischen Materials. Mucoide Substanzen, die vor allem um die Kolonien als Schleim- und Gallerthüllen lokalisiert sind, stellen durchschnittlich 64 % des Volumens organischer Partikel dar (SCHUMANN & RENTSCH 1998, SCHUMANN et al. 2001). Sie erhöhen das durchschnittliche Partikelvolumen, was möglicherweise die Fressbarkeit der Kolonien durch das Metazooplankton beeinträchtigt, über dessen Nahrungsversorgung schon vielfältig diskutiert wurde (z. B. HEERKLOSS 1999). Die chemische Zusammensetzung des partikulären Materials wird von Kohlenhydraten und Proteinen dominiert (SCHUMANN et al. 2001), die eine erhöhte Klebrigkeit besitzen. Diese führt zu weiteren Aggregationen der Zellen und Kolonien, die die Größe und das Sedimentationsverhalten der Partikel erhöhen können (ESTRUM-YOUSEF et al. 2000). Andererseits trägt die Bildung voluminöser Strukturen mit geringer Dichte zu einer Verbesserung der Schwebefähigkeit der Partikel und einer leichten Resuspendierbarkeit bei, die ständig für hohe Abundanzen des Phytoplanktons und große Mengen organischer Partikel im Pelagial sorgt (SCHUMANN et al. 2005). Das wiederum hat einen unmittelbar negativen Einfluss auf das Unterwasserlichtklima und die Primärproduktion (SCHUBERT et al. 2001).

Neben der Koloniebildung sind weitere Abweichungen der Morphologie bei vielen Arten auffällig. So sind viele Zellen deutlich kleiner als die Spannbreite, die für die entsprechenden Arten in der Bestimmungsliteratur angegeben werden (vgl. PANKOW 1990 und z. B. ANAGNOSTIDIS & KOMÁREK 1988). Insbesondere die Chlorophyceen haben Zönobien reduzierter Zellzahl. Trichale Cyanobakterien bilden sehr kurze Filamente. Die starke Exsudation gelöster und gallertiger Substanzen, insbesondere von Kohlenhydraten, kann durch eine Stickstofflimitation, wie sie zumindest für den Sommer und Herbst in den mittleren und äußeren Bodden als potentiell das Wachstum begrenzend nachgewiesen wurde (SCHUMANN 1994), hervorgerufen oder verstärkt werden (z. B. MYKLESTAD 1995). Andererseits wird auch die besonders gute Nährstoffversorgung am Ende des Winters als Ursache für morphologische Auffälligkeiten diskutiert (WASMUND 1994). Diese Besonderheiten hängen wahrscheinlich außerdem mit den Salinitäten von 1-14 PSU in der Darß-Zingster Boddenkette zusammen (SCHUMANN et al. 2006). Für die überwiegend aus dem Süßwasser stammenden Arten sind Salinitäten von > 5 PSU ungünstig.

Die im Zingster Strom in den frühen 1990er Jahren beobachteten Abundanzen der autotrophen Picoplankter waren die höchsten jemals publizierten (KLINKENBERG & SCHUMANN 1995). An fast allen untersuchten Stationen entlang des Salinitätsgradienten wurden molekulargenetisch Vertreter der Gattung *Synechococcus* nachgewiesen (GEIß et al. 2004), so dass zumindest ein bedeutender Teil des Picophytoplanktons genuin solitär ist. Das schließt jedoch nicht aus, dass einzellige Cyanobakterien auch aus Kolonien stammen und somit ganz anderen Arten angehören. Morphologisch nicht vom Cyanobakterium *Limnothrix planktonica* unterscheidbar sind Trichome des Chlorophyll *b* synthetisierenden Cyanobakteriums (Prochlorophyt) *Prochlorothrix* spp. (GEIß et al.

2003). Es konnte deshalb noch nicht quantifiziert werden, wann und mit welcher Biomasse diese "Prochlorophyten" im Phytoplankton eine Rolle spielen.

WASMUND & BÖRNER (1992) beschrieben einen Rückgang des Anteils der Cyanobakterien von ca. 50 % in den 1970er Jahren auf 10–20 % der Gesamtbiomasse im Verlauf der 1980er Jahre. Abiotische Faktoren konnten als Ursache hierfür nicht verantwortlich gemacht werden. Ein Zusammenhang mit Veränderungen im Metazooplankton war ebenfalls nicht nachweisbar (Diskussion in WASMUND & SCHIEWER 1994). So niedrige Cyanobakterienanteile wurden weder in den 1990er Jahren (SCHUMANN 1994, SCHUMANN et al. 2001) noch in den 2000er Jahren beobachtet (Abb. 7). Unter Berücksichtigung methodischer Probleme der Quantifizierung sehr kleiner und zarter Cyanobakterien unter relativ geringen Vergrößerungen und ohne Pigmentfluoreszenzanalyse kann diese Abnahme des Cyanobakterienanteils eher als eine Verschiebung von deutlich erkennbaren größeren Zellen und Kolonien, z. B. *Nodularia*, *Anabaena* und *Microcystis* spp., hin zu den hier beschriebenen Arten interpretiert werden. Ob diese Arten Stickstoff fixieren oder Toxine produzieren können, lässt sich erst nach (molekularbiologischer) Artbestimmung und durch physiologische Tests nachweisen. Der hohe Anteil von Chlorophyceen (Tab. 1) wurde auch schon zu Beginn der 1980er Jahre beobachtet und als Anzeichen sehr hoher Eutrophierung, vor allem einer guten Stickstoffversorgung, angesehen (WASMUND 1994). Die Dominanz von Chlorophyceen wird eher selten und höchstens für eutrophe Süßwassersysteme beschrieben (z. B. BOUVY et al. 1999).

Die durch die hydrologischen Bedingungen, z. B. Ein- und Ausstrom, Vermischung von Wasserkörpern, Langmuir-Zirkulation, Sedimentation und Resuspension verursachten hohen Kurzzeitvariabilitäten der Partikelmengen und des Unterwasserlichtklimas beeinflussen die Biomasse und Produktion des Phytoplanktons erheblich. Zumindest bei der Untersuchung von Langzeittrends, räumlichen Verteilungen (SCHUMANN et al. 2006) und der Beurteilung der Wassergüte (RIELING et al. 2003) an Hand der Eigenschaften des Phytoplanktons muss die jeweilige Salinität zur Charakterisierung des beprobten Wasserkörpers berücksichtigt werden.

In der jährlichen Phytoplanktonsukzession (SOMMER et al. 1986) fällt das Fehlen der Diatomeenfrühjahrsblüte und das Auftreten kleinerer Phytoflagellaten in vielen Jahren auf. Wahrscheinlich liegt die Ursache für das Ausbleiben dieser Gruppen in den hohen winterlichen Biomassen der Cyanobakterien und Chlorophyceen (SCHUMANN et al. 2005), die auf Grund ihrer geringen Zellgröße bei der Nährstoffaufnahme zumindest den Diatomeen überlegen sein werden. Im Gegensatz zu anderen Gewässern mit ausschließlich sommerlicher Chlorophyceen-Dominanz (HUDON et al. 1996), ist diese Gruppe in der Darß-Zingster Boddenkette immer bedeutend (Tab. 1, Abb. 4 und 5).

Die seit 1990 vor allem für Phosphor nachgewiesene Nährstoffreduktion (BACHOR 2005) sowie die auf geringerem Niveau stabilisierten anorganischen Stickstoffverbindungen (BAUDLER 2004) haben noch nicht zu einer Verringerung der Phytoplanktonbiomasse oder zu Veränderungen ihrer Zusammensetzung geführt. Als Ursachen hierfür kommen die hohe Belastung der Sedimente mit phosphor- und stickstoffhaltigen Verbindungen, die durch die geringe Wassertiefe leichte und bis an

die Oberfläche reichende Freisetzung bzw. Einmischung von Substanzen, Einträge aus Zuflüssen und Böden in Betracht. Anzeichen für eine beginnende Remesotrophierung sind jedoch die wesentlich geringer ausfallenden Maxima der Chlorophyll *a*-Konzentrationen (unpubliziert) und primärproduktionsbedingten pH-Werte (Abb. 8). Für eine Analyse von Trends der Primärproduktion gibt es keine ausreichende Datengrundlage. Insbesondere fehlen umfassende neuere Daten (SCHUMANN et al. 2005).

Danksagung

Wir danken den Mitarbeiter(inne)n der Biologischen Station Zingst, Henning Baudler, Volker Reiff und Rita Wulff, für die aufopferungsvolle tägliche Beprobung des Zingster Stromes und die Messung der physiko-chemischen Parameter. Manuela Görs, Kristin Sauer und Thomas Friedl führten die molekularbiologischen Arbeiten und die phylogenetische Analyse des Grünalgenisolates durch.

Literatur

- ANAGNOSTIDIS, K. & KOMÁREK, J. (1988): Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3 – Oscillatoriales. – Archiv für Hydrobiologie, Supplement 80 (Algological Studies, 50-53): 327-472.
- BACHOR, A. (2005): Nährstoffeinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns – eine Belastungsanalyse. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 14: 17-32.
- BAUDLER, H. (2004): Der Salzgehalt und N-Nährstoffhaushalt in der Darß-Zingster Boddenkette. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 13: 241-246.
- BOUVY, M.; MOLICA, R.; DE OLIVEIRA, S.; MARINHO, M. & BEKER, B. (1999): Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. – Aquatic Microbial Ecology, 20: 285-297.
- ESTRUM-YOUSEF, S. R.; FEUERPFIL, P.; SCHUBERT, H. & SCHUMANN, R. (2000): Quality of particulate matter and its potential sinking rates in pelagic samples of inshore and bodden waters of the Southern Baltic Sea. – International Revue of Hydrobiology, 85: 341-357.
- GAEDKE, U. & SCHWEIZER, A. (1993): The first decade of oligotrophication in Lake Constance. I. The response of phytoplankton biomass and cell size. – Oecologia, 93: 268-275.
- GEISS, U.; BERGMANN, I.; BLANK, M.; SCHUMANN, R.; HAGEMANN, M. & SCHOOR, A. (2003): Detection of chlorophyll binding protein encoding genes (pcb) indicates *Prochlorothrix* as an established member of phytoplankton in coastal waters of the Southern Baltic Sea. – Applied and Environmental Microbiology, 69: 6243-6249.
- GEISS, U.; SELIG, U.; SCHUMANN, R.; STEINBRUCH, R.; BASTROP, R.; HAGEMANN, M. & SCHOOR, A. (2004): Investigations on cyanobacterial diversity in a shallow estuary (Southern Baltic Sea) including genes relevant to salinity resistance and iron starvation acclimation. – Environmental Microbiology, 6: 377-387.
- HEERKLOSS R (1999) A long-term series of zooplankton monitoring of a shallow coastal water of the Southern Baltic. – Limnologia, 29: 317-321.
- HEERKLOSS, R. & VIETINGHOFF, U. (1981): Biomasseäquivalente planktischer und benthischer Organismen in den Darß-Zingster Boddengewässern. – Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock, 30: 31-36.
- HILLEBRAND, H.; DURSELEN, C. D.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGER, U. & ZOHARY, T. (1999): Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. – Journal of Phycology, 35: 403-424.
- HUDON, C.; PAQUET, S. & JARRY, V. (1996): Downstream variations of phytoplankton in the St. Lawrence River (Quebec, Canada). – Hydrobiologia, 337: 11-26.
- JEFFREY, S. W. & HUMPHREY, G.F. (1975): New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c₁ and c₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton. – Biochemie und Physiologie der Pflanzen, 167: 191-194.
- KLINKENBERG, G. & SCHUMANN, R. (1995): Abundance changes of autotrophic and heterotrophic picoplankton in the Zingster Strom, a shallow, tideless estuary south of the Darß-Zingst

- Peninsula (Southern Baltic Sea). – *Archiv für Hydrobiologie*, 134: 359-377.
- LUND, J. W. G.; KIPLING, C. & LE CREN, E. D. (1958): The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. – *Hydrobiologia*, 11: 144-170.
- MYKLESTAD, S. M. (1995): Release of extracellular products by phytoplankton with special emphasis on polysaccharides. – *Science of the Total Environment*, 165: 155-164.
- PANKOW, H. (1990): *Ostsee-Algenflora*. [1. Auflage] – Jena (Gustav Fischer), 648 S.
- RIELING, T.; SAGERT, S.; BAHNWARD, M.; SELIG, U. & SCHUBERT, H. (2003): Definition of seasonal phytoplankton events for analysis of long term data from coastal waters of the southern Baltic Sea with respect to the requirements of the European Water Framework Directive. – [In:] BREBBIA C. A.; ALMORZA D. & SALES D. (Hrsg.): *Water Pollution VII – Modelling, Measuring and Prediction*. Southampton, Boston, WIT Press, 103-114.
- SCHIEWER, U.; ARNDT, H.; JOST, G.; HEERKLOß, R. & WASMUND, N. (1990): Carbon flux dynamics in a shallow eutrophic estuary. – *Limnologica*, 20: 95-100.
- SCHLUNGBAUM, G. (1982): Sediment-chemical investigations in the coastal waters of the German Democratic Republic. 10. The role of the matter exchange processes at the sediment water contact zone of eutrophic shallow waters and possibilities of investigating by the example of the phosphate cycle - a survey by the example of the Darß-Zingst Bodden Chain. – *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 10: 119-134.
- SCHUBERT, H.; SAGERT, S. & FORSTER, R.M. (2001): Evaluation of the different levels of variability in the underwater light field of a shallow estuary. – *Helgoland Marine Research*, 55: 12-22.
- SCHUMANN, R. (1994): Zur Rolle des Pico- und Nanophytoplanktons im mikrobiellen Nahrungsgefüge der Darß-Zingster Boddenkette. – Dissertation. Universität Rostock, 142 S.
- SCHUMANN, R.; BAUDLER, H.; GLASS, Ä.; DÜMCKE, K. & KARSTEN, U. (2006): Long-term observations on salinity dynamics in a tideless shallow coastal lagoon of the Southern Baltic Sea coast and their biological relevance. – *Journal of Marine Systems*, 60: 330-344.
- SCHUMANN, R.; HAMMER, A.; GÖRS, S. & SCHUBERT, H. (2005): Winter phytoplankton composition and production in a eutrophicated, shallow estuary of the Southern Baltic Sea, Germany. – *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 62: 169-181.
- SCHUMANN, R. & RENTSCH, D. (1998): Staining particulate organic matter with DTAF- a fluorescence dye for carbohydrates and protein: a new approach and application of a 2D image analysis system. – *Marine Ecology Progress Series*, 163: 77-88.
- SCHUMANN, R.; RENTSCH, D.; GÖRS, S. & SCHIEWER, U. (2001): Composition and quantities of seston particles along a salinity and eutrophication gradient in coastal waters of the Southern Baltic Sea: significance of detritus and transparent mucoid material. – *Marine Ecology Progress Series*, 218: 17-31.
- SOMMER, U.; GLIWICZ, M.; LAMPERT, W. & DUNCAN, A. (1986): The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in freshwaters. – *Archiv für Hydrobiologie*, 106: 432-471.
- WASMUND, N. (1994): Phytoplankton periodicity in a eutrophic coastal water of the Baltic Sea. – *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, 79: 259-285.
- WASMUND, N. & BÖRNER, R. (1992): Phytoplanktonentwicklung in der Darß-Zingster Boddenkette. – *Wasser und Boden*, 44: 643-647.
- WASMUND, N. & SCHIEWER, U. (1994): Überblick zur Ökologie und Produktionsbiologie des Phytoplanktons der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee). – *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 2: 41-60.

Autoren

PD Dr. Rhena Schumann

Prof. Dr. Ulf Karsten

beide:

Universität Rostock
 Institut für Biowissenschaften
 Angewandte Ökologie
 A.-Einstein-Str. 3
 18051 Rostock

E-mail: rhen.schumann@uni-rostock.de

ulf.karsten@uni-rostock.de

Helmut M. WINKLER & Lutz DEBUS

Auffällige Bestandsveränderungen bei wichtigen Fischarten der Darß-Zingster Boddenkette und mögliche Ursachen

Significant changes in the stock size of important fish species in the Darß-Zingst Bodden chain and possible reasons

Abstract

Yield data of the commercial fishery for eel, herring, pike, pikeperch and perch are compiled for the period between the end of the 19th century till the beginning of the 21st century. It has been assumed that landing data sets are reflecting roughly the real population dynamics of the species concerned. Trends in stock development agree with the trophic development in the Darß Zingst bodden chain up to the 1980ies. Eel is an exception due to its reproduction outside the lagoon. A trend towards decreasing stock sizes is recorded for all other species since the early 1990ies. This agrees with the changes observed of the zooplankton production since the 1980ies.

Keywords: Coastal lagoon, fish population dynamics, eel, herring, pike, pikeperch, perch, zooplankton

1 Einleitung

Im Rahmen seines ehrgeizigen Vorhabens, das Ökosystem der Darß-Zingster Boddenkette (DZBK) komplex zu modellieren, hat Werner Schnese natürlich auch die „Fischleute“ agitiert und umworben, sich mit einzubringen. Keine leichte Entscheidung für frischgebackene Hochschulabsolventen, die es eher in die Ferne lockte, als vor der Haustür in seichten Boddengewässern ihre Zukunft zu sehen. Dennoch, angesichts der fachlichen Argumente und der menschlichen Art, mit der er für seine Vision warb, konnte man sich dem nur schwer entziehen. Mit Abstand betrachtet sind wir ihm dankbar, dass er uns in dieses Unterfangen involviert hat. Wir verfügen über langfristige Datenreihen, deren Wert sich gerade in der heute eher kurzatmigen Forschungsszene mehr und mehr offenbart und die nur durch das begleitende ökologische Datenumfeld der Kollegen anderer biologischer Teilbereiche kausal interpretiert werden kann. Das soll hier an einem Beispiel dokumentiert werden.

Die produktionsbiologisch- und fischereilich wichtigen Fischarten zeigen kurz- (interanuelle), mittel- und langfristige arttypische Bestandsvariationen. Eine genaue kausale Interpretation ist in den meisten Fällen nicht möglich oder muß spekulativ bleiben, da in der Regel weder die Populationsparameter der betreffenden Arten noch die wesentlichen biotischen und abiotischen Faktoren, die diese Dynamik bestimmen, ausreichend genau und über einen angemessenen Zeitraum erfaßt werden. Im Falle wirtschaftlich bedeutender Fischbestände (z. B. Dorsch, Hering) beschäftigen sich damit ganze Institute (z. B. Bundesforschungsanstalt für Fischerei). Für die Fischbestände der inneren Küstengewässer mit regionaler oder lokaler Bedeutung stehen keine Mittel für derartige Studien bereit. Gleichfalls gering sind die Aussichten Forschungsmittel für eine Projektdauer von über 5 bis 10 Jahren einzuwerben. Daher bleibt unter derartigen Rahmenbedingungen nur die Möglichkeit mit dem vorhandenen Datenfundus zu improvisieren, über Analogschlüsse mit vergleichbaren Gewässern und Fischartengemeinschaften die eigenen Bestandsdaten mit der nötigen Vorsicht zu interpretieren.

In der Darß-Zingster Boddenkette sind dank der eingangs geschilderten komplexen Untersuchungsansätze ungewöhnlich günstige Rahmenbedingungen gegeben. Aus der meeresbiologischen Station Zingst liegen langfristige Meßreihen zu den wichtigsten abiotischen Faktoren (Temperatur, Salinität, pH-Wert, Nährstoffe u. a.) vor (vgl. BAUDLER & KARSTEN 2006). Für die Populationsdynamik der Fische von besonderer Bedeutung sind die Langzeitdaten zur Zooplanktonentwicklung in diesem Gewässer (HEERKLOSS & SCHNESE 1999). Was alles an Daten und Untersuchungen zu den Fischen der Darß-Zingster Boddenkette vorliegt, ist erst unlängst publiziert worden (WINKLER 2004).

Für die Fische liegen die langjährigen Anlandungsstatistiken aus der kommerziellen Fischerei vor. Unsererseits wurde seit 1983 ein jährliches Jung- und Kleinfischmonitoring im Barther Bodden organisiert und bis dato fortgeführt.

Einzig für den Zander ist es gelungen eine dem internationalen Stand entsprechende Modellierung der Population der Boddenkette zu realisieren (WINKLER & GRÖGER 2003). Da die Darß-Zingster Boddenkette anderen Brackgewässern der südlichen Ostseeküste und darüber hinaus in vielen Aspekten gleicht, haben hier gewonnene Erkenntnisse allgemeingültigeren Charakter.

Für einige andere Fischarten lassen sich näherungsweise aus Fangstatistiken Veränderungen in der Populationsentwicklung ablesen und interpretieren, sofern die konkreten Rahmenbedingungen für die Fischerei zeitbezogen bekannt sind. Die wichtigsten Arten für die Fischerei in den Boddengewässern sind neben dem Zander der Hering (*Clupea harengus*), eine ausgesprochene Massenfischart, der Aal (*Anguilla anguilla*), der Hecht (*Esox lucius*) und zunehmend auch der Flussbarsch (*Perca fluviatilis*). Alle Arten, die entsprechend große Biomassen produzieren, daneben gut vermarktet werden können und im Wesentlichen den finanziellen Ertrag der Fischer bestimmen („Brotfische“).

Da für diese Arten erhebliche Veränderungen in der Fangstatistik auszumachen sind, jedoch keine Populationsanalysen durchgeführt wurden, werden in diesem Beitrag die verfügbaren Fangdaten aus verschiedenen Quellen seit Ende des 19. Jahrhunderts bis jetzt zusammengestellt. Es soll diskutiert werden, welche

ökologischen oder/und fischereilichen Faktoren für die zu beobachtenden Veränderungen verantwortlich sind.

2 Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt wurden in der Darß-Zingster Boddenkette in den 90er Jahren nahezu gleichviel Süßwasser- und marine Fischarten durch die kommerzielle Fischerei entnommen (10jähriger Durchschnitt: 153 zu 152 Tonnen pro Jahr). Bei den marinen Arten stellt der Hering 94 %, den kleinen Rest erbringt vor allem die Flunder. Die Süßwasserfischfanglandungen werden zu über 80 % durch die drei Arten Blei, Zander und Plötz bestritten. Nach dem Flussbarsch (rund 8% Biomasseanteil) sind der Hecht mit bis zu 3 % und der Aal mit knapp über einem % die Schlußlichter. Weitere Arten (Lachs (*Salmo salar*), Meerforelle (*Salmo trutta*), Ostseeschnäpel (*Coregonus maraena*) und Schleie (*Tinca tinca*)) sind zwar auf dem Markt gefragt, jedoch werden sie aus verschiedenen biologischen Gründen nur in so geringen Mengen gefangen, dass sie den Gesamtertrag bestenfalls ergänzen („Beifang“), produktionsbiologisch sind sie gegenwärtig im Gewässer bedeutungslos. Neben den produktionsbiologisch wichtigen, jedoch nur schwer oder gar nicht zu vermarktenden Karpfenartigen Plötz (*Rutilus rutilus*) und Blei (*Abramis brama*), bilden noch Arten wie Güster (*Blicca bjoerkna*), Stint (*Osmerus eperlanus*), Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*) u.a. nennenswerte Biomasseanteile. Diese Arten werden jedoch nicht fischereilich genutzt.

Wegen dieser und weiterer Randbedingungen reflektieren die Fangstatistiken zu den letzten beiden Kategorien gar nicht oder nur zeitweilig die Populationsdynamik der Arten im Gewässer. Hier könnten nur gezielte wissenschaftliche Untersuchungen brauchbare Daten und Ergebnisse liefern. Anders bei den eingangs erwähnten wichtigen fünf Arten.

Der Aal wurde und wird stets mit größtmöglicher Intensität durch die Fischer gefangen, so dass seine Anlandungsdaten die realen Abläufe der Population im Gewässer zumindest im Trend widerspiegeln.

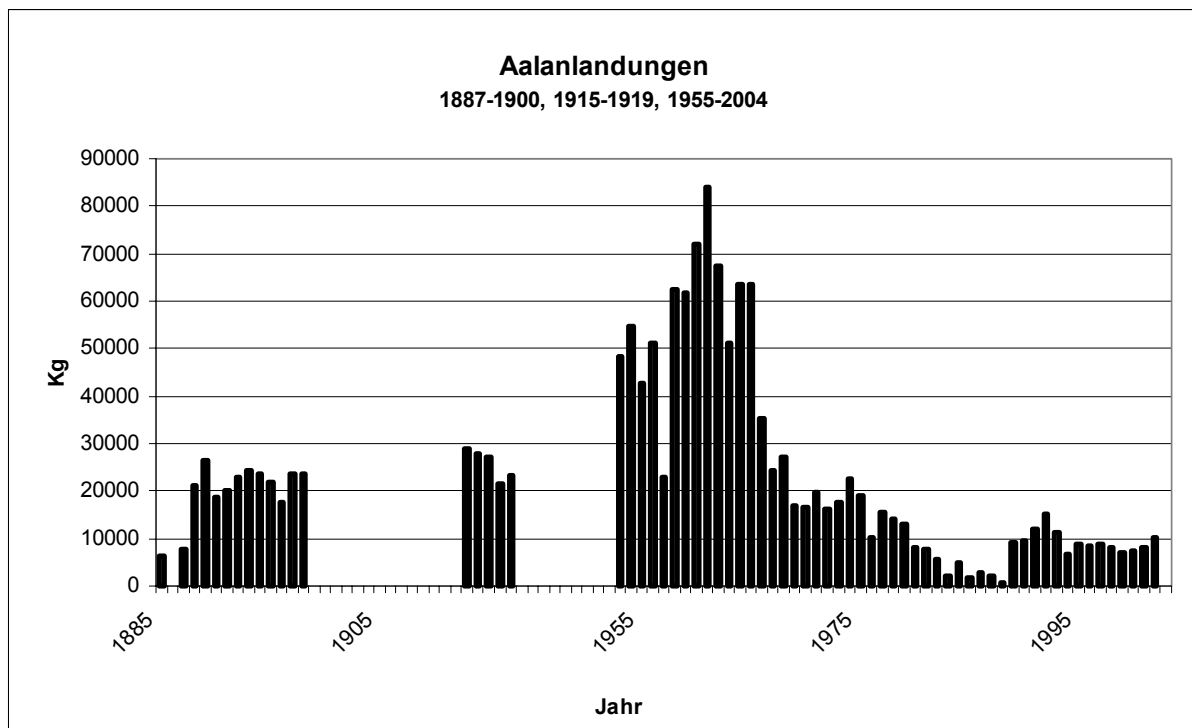


Abb. 1 Aalanlandungen der kommerziellen Fischerei aus der Darß-Zingster Boddenkette.

Die Abbildung zeigt trotz einiger Datenlücken, die Aalpopulation Ende des 19. Jahrhunderts auf niedrigerem Niveau als Mitte des 20. Jahrhunderts. Im zweiten Drittel des vorigen Jahrhunderts wurde zweifelsohne ein Bestandsmaximum erreicht, von dem nun weniger als 10 % übrig geblieben sind.

Da der Aal in unseren Gewässern nur Weidegast ist, haben die Populationsveränderungen kaum etwas mit dem ökologischen Zustand unserer Boddengewässer zu tun. Sie geben nur mit Verzögerung die Nachwuchsfluktuationen der Art wieder, über deren kausale Ursachen trotz intensiver Forschung nur Spekulationen vorherrschen.

Auch der **atlantische Hering**, nutzt die Boddengewässer nur zeitweilig, nämlich als Laichplatz und Kinderstube. Die ökologischen Bedingungen auf den Laichplätzen und das Nahrungsangebot für die Larven bestimmen die Größe der Nachwuchsjahrgänge. Die adulten Heringe selbst verlassen die Bodden nach der Eiablage. Sie fressen in dieser Periode nur ausnahmsweise, d.h. entnehmen kaum etwas, vielmehr bringen sie Energie in Form ihrer Geschlechtsprodukte in das System. Lediglich die Larven und Jungheringe nutzen die Produktivität der Bodden bis sie im Spätsommer/Frühherbst das System verlassen. Es ist durchaus bekannt, daß die flachen Küstengewässer für den Heringsbestand existenziell wichtig sind aber es liegen keine Angaben darüber vor, welchen Beitrag die Boddengewässer energetisch oder von der Biomasse her für den Gesamtheringsbestand liefern.

Auch bei dieser Art ist deutlich auszumachen, dass die Fänge erst Anfang der 70er Jahre des vorigen Jahrhunderts rasant angestiegen sind, sich kurzzeitig auf hohem Niveau hielten und seit Anfang der 90er Jahre deutlich rückläufig sind.

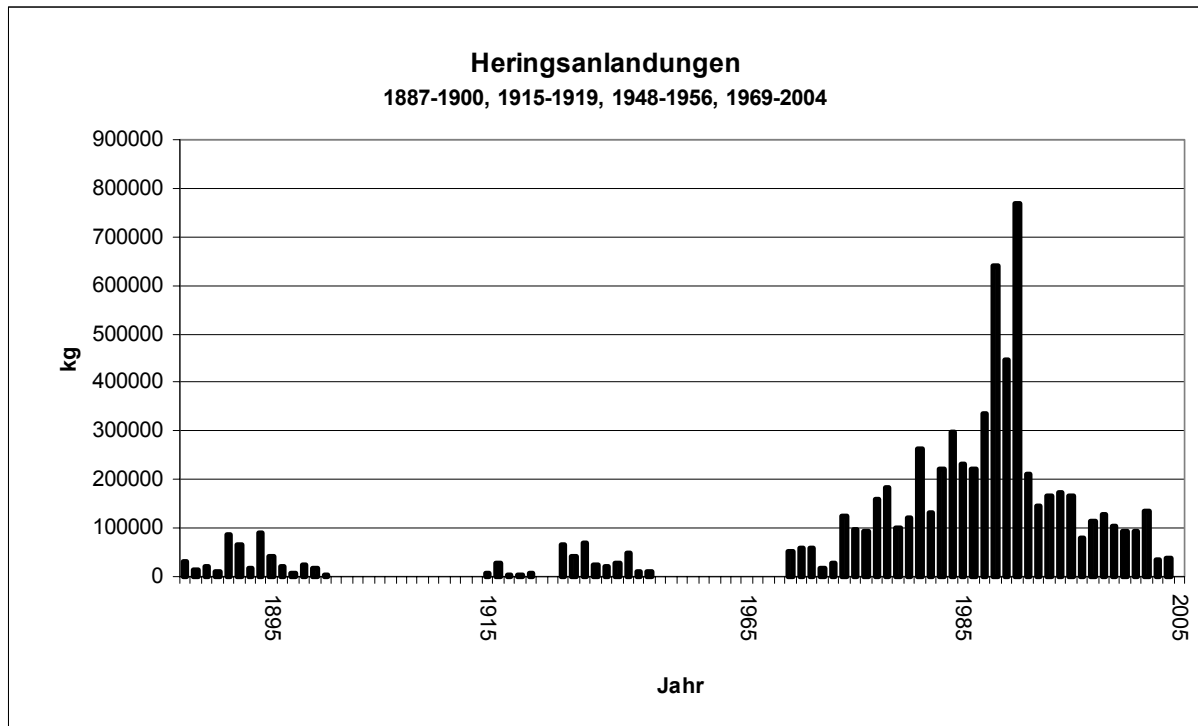


Abb. 2 Heringsanlandungen der kommerziellen Fischerei aus der Darß-Zingster Boddenkette.

Die Zunahme der Fänge wird meist als Ergebnis der Eutrophierung interpretiert bzw. die Abnahme in der letzten Zeit könnte deren Verringerung anzeigen (ANEER 1985, HANSSON 1985). Aufgrund des Jungfischmonitorings konnte gezeigt werden, dass eine ursächliche Beziehung zwischen dem jährlichen Jungheringaufkommen und der Zooplanktonproduktion gegeben ist (WINKLER 2001). Jedoch werden die Anlandungsmengen gerade beim Hering durch weitere Faktoren beeinflusst, die nichts mit der Ökologie zu tun haben sondern ökonomisch bedingt sind. So hat in den letzten Jahren aus ökonomischen Gründen die Fangintensität im Gebiet auf den Hering nachgelassen. Die Wirkungsanteile der verschiedenen Komponenten lassen sich in dem Falle nicht exakt auftrennen.

Substantieller lassen sich die Fangentwicklungen bei den Arten **Hecht, Zander und Flussbarsch** interpretieren. Hecht und Zander stellen vor allem während ihrer Reproduktionsphase unterschiedliche Anforderungen an ihr Gewässer. Beide Arten sind als Adulti obligate Fischfresser, nutzen aber verschiedene Habitats, Beutearten und Beutegrößen. Für das Aufkommen von Hechten sind reiche Gelegezonen günstig, Zander legen ihre Eier an Hartsubstrat und die Larven leben zunächst pelagisch, wobei geringe Lichtstärken (Trübung) für alle Altersstadien optimal sind. Beide Arten sind untereinander kaum in direkter Interaktion verbunden. Ihre unterschiedlichen Anforderungen an die Wohngewässer machen beide Arten in der Literatur zu Indikatoren, d. h. große Hechtbestände zeigen geringe Trophie der Gewässer an wohingegen mit zunehmender Eutrophierung die Populationsdichte der

Zander zunimmt (HARTMANN 1977, SVÄRDSSON & MOLIN 1981, HANSSON 1985, WINKLER 2001).

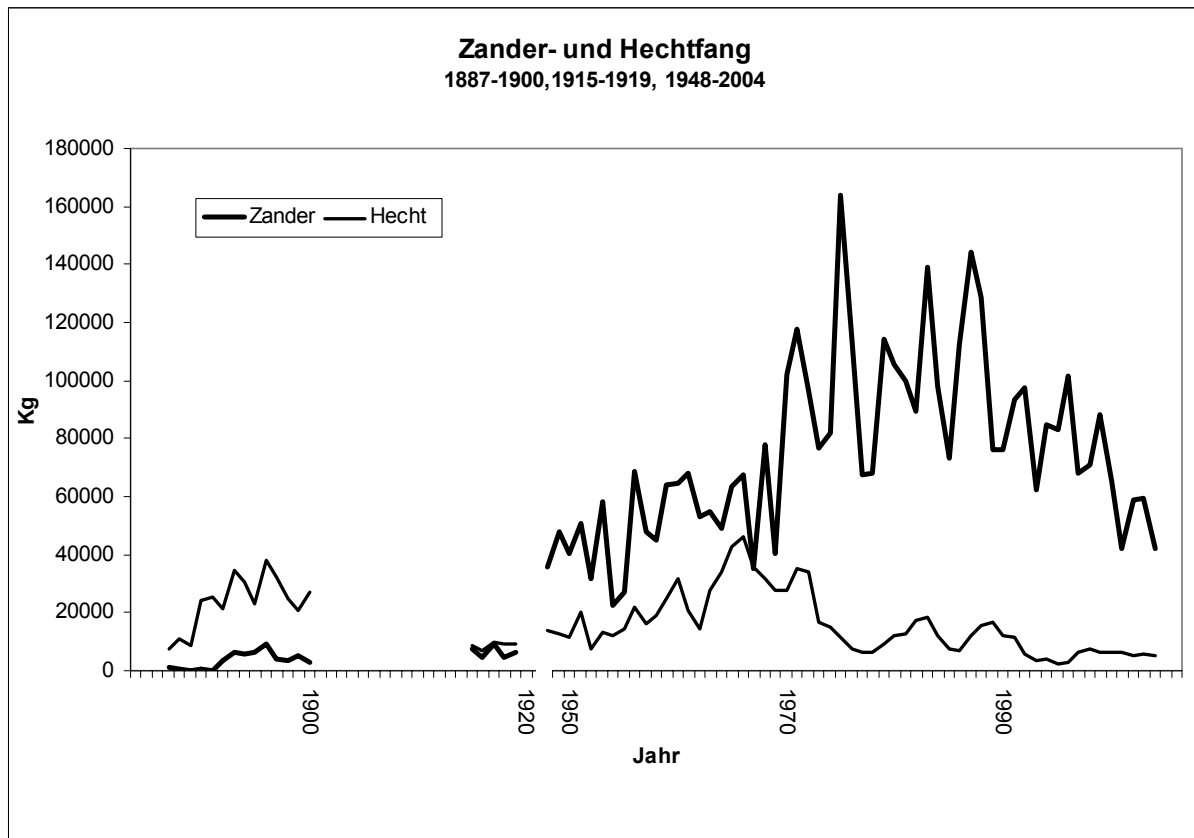


Abb. 3 Zander- und Hechtanlandungen der kommerziellen Fischerei aus der Darß-Zingster Boddenkette.

Beim Zander ist zunächst ein niedriges Bestandsniveau bis Anfang des 20. Jahrhunderts zu beobachten, die Erträge liegen unter denen des Hechts. Dann setzt eine deutliche Zunahme ein, besonders rasant nach dem zweiten Weltkrieg. Um 1970 wird ein Niveau erreicht, das nahezu 20 Jahre gehalten wird. Ab Anfang der 90er Jahre gehen die Erträge zunächst langsam, dann schneller, aber beständig zurück. Nicht minder interessant ist, dass die Hechtanlandungen noch vor Mitte des 20. Jahrhunderts hinter denen des Zanders zurückbleiben, dennoch in der Nachkriegszeit bis in die 70er Jahre wieder ansteigen, seitdem aber anhaltend rückläufig sind. Das ist in Übereinstimmung mit der vorher kurz skizzierten Reaktion beider Arten auf die in dieser Zeit von statten gehenden Eutrophierung (HARTMANN 1977, GRIMM 1981, WINKLER 2001). Unerwartet ist die Tatsache, dass spätestens Anfang der 90er Jahre bei deutlich rückläufigen Zandererträgen auch der Hecht auf dem niedrigen Bestandsniveau verharrt. Dieser Trend ist übrigens in allen Zander- und teilweise auch Hechtbeständen an unserer Küste, einschließlich der des Oderhaffs, zu beobachten. Da im gleichen Zeitraum eine Zunahme der Bewuchsflächen in den Bodden zu beobachten ist, wäre ein allmählicher Anstieg der

Hechtfänge zu erwarten gewesen. Dem ist jedoch bis dato nicht so! Über die Ursachen kann nur spekuliert werden, da gezielte Untersuchungen nicht vorliegen. In Frage kommen nicht nur ökologische Faktoren, auch Veränderungen in der Befischungintensität durch die Berufs- und die Freizeitfischer könnten mit einem Einfluss haben.

Ähnlich auf den ersten Blick unverständlich ist die Entwicklung der Flussbarschanlandungen (Abb. 4). Da diese Art prädativ vom Hecht und noch mehr vom Zander beeinflusst wird, wäre eine Zunahme der Fänge zumindest in den letzten 10 Jahren zu erwarten gewesen. Jedoch ist das Gegenteil der Fall, auch die Barschanlandungen gehen mit denen des Zanders konform, sie sind rückläufig.

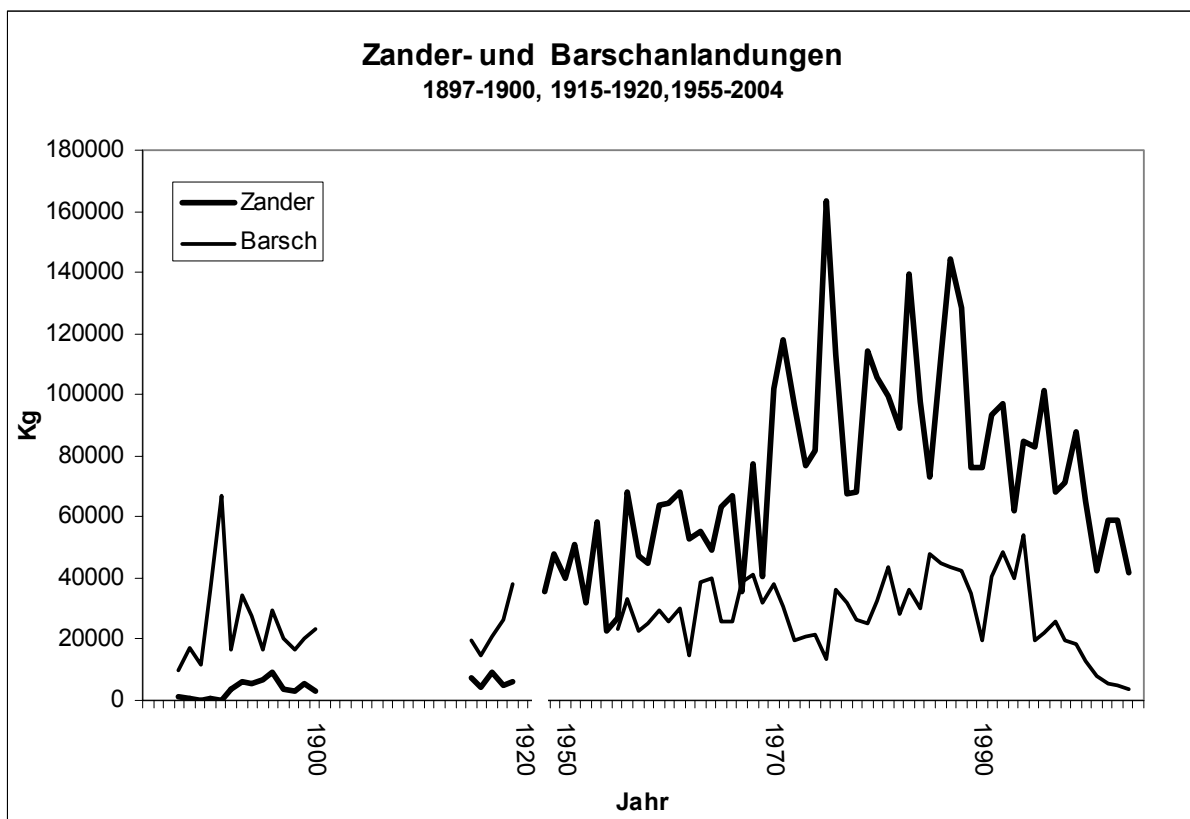


Abb. 4 Zander- und Flussbarschanlandungen der kommerziellen Fischerei aus der Darß-Zingster Boddenkette.

Auch von seiner Reproduktionsbiologie her dürften die Veränderungen im Gewässerzustand nicht nachteilig auf den Flussbarsch wirken. Eine spekulative Größe wäre der Fraßdruck seitens der an unserer Küste im gleichen Zeitraum in Anstieg begriffenen Kormoranbestände. Dem widerspricht jedoch die Beobachtung, dass die DZBK zu den Gewässern gehört, in denen der Kormoran nicht so stark wie an anderen Küstenabschnitten vertreten ist.

Verallgemeinernd ist festzustellen, dass die Entwicklung der Erträge aus der kommerziellen Fischerei, von denen hier mit einer gewissen Berechtigung

angenommen wird, dass sie der Populationsentwicklung der betrachteten Arten wenigstens näherungsweise entsprechen, bis in die 80er Jahre des vorigen Jahrhunderts mit der Trophieentwicklungen der Gewässer konform gehen. Der Aal ist davon allerdings auszuklammern, da seine Bestandsentwicklung durch Faktoren gesteuert wird, die außerhalb der hier zur Disposition stehenden Gewässer wirken. Inwieweit die intensive Fischerei dafür mit verantwortlich ist bleibt zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch spekulativ. Das Ansteigen bzw. der Rückgang in den Bestandsgrößen läßt sich grob mit dem Nahrungsangebot für die Larven- und Jungfische im ersten Lebensjahr korrelieren. Das ist zwar eine allgemeine Binsenwahrheit, wir konnten jedoch auf der Basis der Zooplanktonwerte von HEERKLOSS und Mitarbeitern signifikant positive Korrelationen zwischen der Zooplanktonmenge (Copepoden) im Mai/Juni und der Jungfischbiomasse aus dem Kleinfischmonitoring im Herbst nachweisen (Abb. 5).

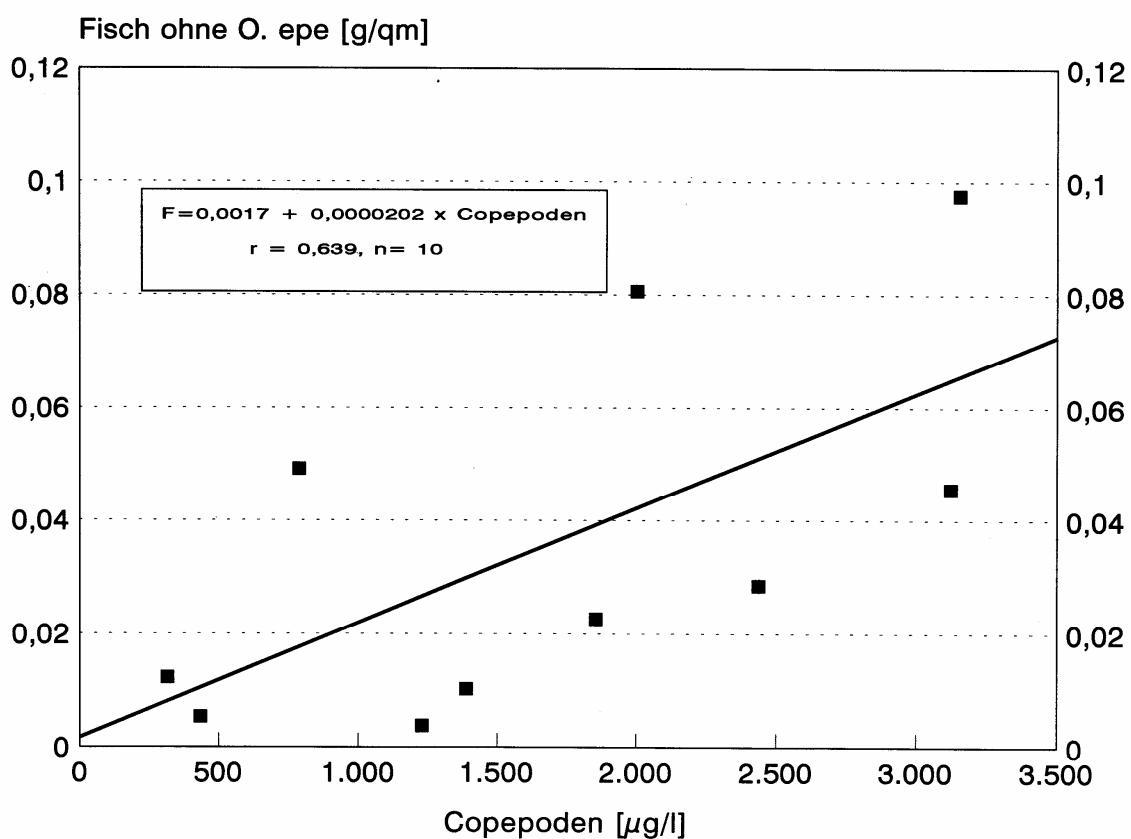


Abb. 5 Beziehung zwischen der Jung- und Kleinfischbiomasse (ohne Stint) im Herbst und der Copepodenmenge im Mai (nach Werten von HEERKLOSS u. Mitarb.).

Neu in der Entwicklung der betrachteten Fischbestände ist, daß bei allen Arten (Hering, Zander, Hecht und Flussbarsch) die Bestände seit den 90er Jahren des vorigen Jahrhunderts rückläufig sind. Die bisherigen Erklärungsmuster versagen, da auf Grund der unterschiedlichen ökologischen Anforderungen der Arten eine unterschiedliche Antwort der Arten zu erwarten gewesen wäre. Ein Einflussfaktor

wäre eine zu große Fischereiintensität. Es gibt keine überzeugenden Argumente, die für diesen Zeitraum ein erhebliches Anwachsen der Befischungsintensität ausweisen. Auch ein in der Öffentlichkeit immer wieder verbal strapazierter zunehmender prädativer Einfluss des Kormorans seit Anfang der 90er Jahre auf die Fischbestände ist zumindest für die Darß Zingster Boddenkette nicht als Ursache in Erwägung zu ziehen. In der Boddenkette spielt dieser Raubvogel nicht annähernd eine so große Rolle wie etwa im Bereich des Greifswalder Boddens und der Oderbucht.

Der Schlüssel zur Erklärung könnte in den Veränderungen in der Zooplanktonproduktion liegen. FEIKE et al. (in press) weisen auf zwei deutliche Einbrüche in der Zooplanktonbiomasse der Boddenkette hin. In den frühen 80er Jahren kommt es zu einer deutlichen Abnahme der Copepoden und in den 90ern zusätzlich bei den Rädertierchen. Beide Gruppen sind wichtige Nährtiere für Fischlarven und die ersten Jungfischstadien. Diese Veränderungen machen sich über die Nahrungskette erst zeitverzögert bei den Fischen bemerkbar. In Abhängigkeit davon nach wie viel Jahren der Jungfisch die Größe erreicht, bei der er durch die Fischerei erfasst wird (Mindestmaß), würden sich diese Veränderungen in den hier analysierten Anlandungsdaten zeigen. Das wäre jedoch im Weiteren für jede Art gesondert eingehender zu analysieren. Ein genereller Zusammenhang scheint jedoch sehr wahrscheinlich.

3 Zusammenfassung

Im Beitrag wurden die verfügbaren Fangdaten aus der kommerziellen Fischerei für den Aal, Hering, Hecht, Zander und Flussbarsch von Ende des 19. Jahrhunderts bis Anfang des 21. Jahrhunderts zusammengestellt. Es wird davon ausgegangen, dass die Fangkurven in groben Zügen der wahren Populationsdynamik entsprechen. Bis in die 80er Jahre des vorigen Jahrhunderts entsprechen die Bestandstrends dem Trophiegeschehen in der Boddenkette. Eine Ausnahme macht der Aal, da seine Reproduktion außerhalb der Boddenkette stattfindet. Für die übrigen Arten ist seit Anfang der 90er Jahre ein gemeinsamer rückläufiger Trend im Bestand zu beobachten. Das entspricht mit zeitlicher Verzögerung den seit den 80er Jahren beobachteten Veränderungen in der Zooplanktonproduktion.

Danksagung

Wir bedanken uns besonders bei Dr. Reinhard Heerkloss und seinen Mitarbeitern für die Bereitstellung der Zooplanktondaten.

Literatur

- ANEER, G. (1985): Some speculations about the Baltic herring (*Clupea harengus membras*) in connection with eutrophication of the Baltic Sea. – Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 42 (Suppl. 1): 83-90.
- BAUDLER, H. & KARSTEN, U. (2006): Hydrographisches Monitoring der Laborstation Zingst. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 16: 35-45.

- FEIKE, M.; HEERKLOSS, R.; RIELING, T. & SCHUBERT, H. (in press): Studies on the zooplankton community of a shallow lagoon of the Southern Baltic Sea: Long-term trends, seasonal changes, and relations with physical and chemical parameters. – *Hydrobiologia*.
- GRIMM, M. P. (1981): Intraspecific predation as a principal factor controlling the biomass of Northern Pike (*Esox lucius* L.). – *Fish Management* 12: 77-79.
- HANSSON, S. (1985): Effects of eutrophication on fish communities, with special reference to the Baltic Sea – a literature review. – Report, Institute of Fresh-Water Research, Drottningholm, 62: 36-56.
- HARTMANN, J. (1977): Fischereiliche Veränderungen in kulturbedingt eutrophierenden Seen. – *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 39: 243-254.
- HEERKLOSS, R. & SCHNESE, W. (1999): A long-term series of zooplankton monitoring of a shallow coastal water of the southern Baltic. – *Limnologica*, 29: 317-321.
- SVÄRDSON, G. & MOLIN, G. (1981): The impact of eutrophication and climate on a warmwater fish community. – Report, Institute of Fresh-Water Research, Drottningholm, 59: 124-151.
- WINKLER, H. M. (1990): Fishery in shallow estuaries of the GDR, possibilities and limitations. – *Limnologica*, 20: 195-198.
- WINKLER, H. M. (2001): Effects of eutrophication on fish stocks in Baltic lagoons. – [In:] SCHERNEWSKI, G. & U. SCHIEWER (Hrsg.): *Baltic Coastal Ecosystems*: 65-74; Berlin (Springer Verlag).
- WINKLER, H. M. (2004): Fischgemeinschaften in der Darß-Zingster Boddenkette, fischbiologische Arbeiten – ein kurzer Überblick. – *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 3: 253-260.
- WINKLER, H. M. & GRÖGER, J. (2003): Pikeperch stocks (*Sander lucioperca*) and fisheries in German southern Baltic lagoons. – PERCIS III, The third international percoid fish symposium. Madison, Wisconsin, USA July 2003, 2 S.

Autoren

Dr. Helmut Winkler, Lutz Debus
 Institut für Biowissenschaften
 Allgemeine und Spezielle Zoologie
 Universität Rostock
 Universitätsplatz 2
 D – 18055 Rostock

E-mail: helmut.winkler@uni-rostock.de

Dietrich UHLMANN & Wolfgang HORN

Ökosystemforschung an Talsperren

Ecosystem research on reservoirs

Abstract

Unlike lakes, reservoirs are characterized by a high flow-through rate. Substantial changes in water quality usually occur between inflow and outflow, the most important of which is the growth of phytoplankton, associated bacteria and zooplankton. The higher the trophic level, the steeper are vertical gradients in nutrients concentrations and redox conditions. Due to the position of the catchments at the uppermost altitudes of the highlands in Central Europe, the reservoirs under investigation are very poor in electrolytes and over several decades, before 1990, many of them even were acidic. Reservoirs may respond in an extremely sensitive way to a reduction in the external phosphorus load. But it was observed that the reduced duration of the ice cover due to the global warming surprisingly seems to be still more important in governing the seasonal changes in phytoplankton, zooplankton and water quality. Many causal relationships relevant to the materials budgets and the food web structure of the drinking water reservoirs of Central Europe remain to be explored.

Keywords: Reservoirs, drinking water, phosphorus, climate change

1 Vorbemerkung

Die Dresdener Hydrobiologen, insbesondere der Erstautor dieses Beitrages, ist Herrn Prof. Werner Schnese zu großem Dank verpflichtet. Werner Schnese hat sich als Vorsitzender des „Wissenschaftlichen Beirates für Biologie“ der DDR sehr erfolgreich dafür engagiert, daß die Dresdner Hydrobiologie-Ausbildung erhalten blieb. Die Studierenden absolvierten fortan das Biologie-Grundstudium in Rostock und das Fachstudium „Technische Hydrobiologie“ in Dresden. Wir behalten Werner Schnese als einen entschlossen handelnden, dabei aber auch kompromißfähigen und hilfsbereiten Menschen in bleibender Erinnerung.

2 Kurzfassung des Beitrages (s. auch UHLMANN & HORN 2006)

Stauseen sind, obgleich künstlich geschaffene Gewässer, weit mehr als nur „halbe Seen“. Es handelt sich um ausgesprochene Durchfluss-Systeme, in denen die mittlere theoretische Verweilzeit des Wassers oftmals weniger als ein Jahr beträgt. Eine weitere Besonderheit gegenüber Seen besteht hinsichtlich des Stoffhaushaltes, denn die Zufluss-Frachten sind hier deutlich größer, was sich sowohl vor- und nachteilig auf das Ökosystem auswirken kann (UHLMANN & HORN 2001, RÖSKE & UHLMANN 2005). Die Maximaltiefe beträgt bei Talsperren in der Regel mehr als 20 bis 30 m, bei Flachlandspeichern und Flusstauseen meist nur wenige Meter. Erstere gehören in unseren Klimaten dem dimiktischen Gewässertyp an, letztere dem polymiktischen. Stauseen verfügen häufig über einen Beschaffenheitsgradienten vom Zufluss hin zum Absperrbauwerk. Ihre Windexposition ist teilweise geringer als bei Seen, besonders im Fall der gut horizontabgeschirmten Talsperren. Ganz im Gegensatz zu den Küstengewässern ist das Wasser der Stauseen infolge der Lage der Einzugsgebiete in den niederschlagsreichsten Gebieten der Mittelgebirge extrem elektrolytarm und nur sehr schwach gepuffert. Die hypolimnische Wasserabgabe ist ein spezieller Vorzug, denn so wird sauerstoffarmes und nährstoffreiches Wasser abgegeben. Negative Veränderungen im Einzugsgebiet wirken sich schneller auf das Gewässer aus als in Grundwasser gespeisten Seen, können aber auch rascher und einfacher „repariert“ werden. Die durch die atmosphärischen Immissionen verursachte Versauerung ist nach 1990 in fast allen Fällen wieder zurückgegangen (oft aber zusätzlich unterstützt durch forstliche Kompensationskalkungen). Der Phosphoreintrag verringerte sich nach 1990 infolge der Verfügbarkeit P-freier Waschmittel stark, z. B. in der Talsperre Saidenbach schlagartig um 50 %. Bemerkenswerterweise reagierte das Phytoplankton nicht in der gleichen Weise. Auch der Nitrat-Gehalt nahm hier im letzten Jahrzehnt durch eine gewässergerechtere landwirtschaftliche Bewirtschaftung ab.

Erst in den letzten Jahren wurde deutlich, in welchem unerwartet starkem Maße auch klimatische Änderungen in den Stoffhaushalt von Talsperren eingreifen. Bereits eine Verschiebung von Erwärmungs- und Zirkulationsphasen um ein bis zwei Wochen kann eine ganz andersartige Weichenstellung für das Wachstum des Phyto- und Zooplanktons und die vom Plankton-Massenwechsel abhängige Entwicklung der Wasserbeschaffenheit bewirken. Davon hängt die Versorgung mit Nährstoffen, vor allem von Phosphat und auch von Silikat, in ähnlich starkem Maße ab wie die durch die Zuflüsse. Die Dauer der Eisbedeckung ist vor allem in den 1990'er Jahren zurückgegangen, wodurch die Dauer der Frühjahrsvollzirkulation sich verlängerte.

Hinsichtlich ihrer Naturausstattung sind Stauseen den Seen und Küstengewässern nur in Teilen unterlegen. Das betrifft besonders die Vegetation im ufernahen Bereich, die durch die häufigen großen Stauspiegelschwankungen weitgehend fehlt. Ein Wiederanstieg des Wasserspiegels mit dem damit verbundenen Überstau von Landvegetation kann jedoch in der Zeit der Laichablage einen Entwicklungsschub für bestimmte Fischarten, insbesondere der Plötze, auslösen. Mit dem Jungfisch-Massenaufkommen solcher Jahre geht oftmals eine weitgehende Elimination des großen Zooplanktons einher, insbesondere von *Daphnia*. Diese Gattung ist für die „Voraufbereitung“ des Wassers im Interesse der Trinkwassergewinnung besonders wichtig.

Talsperren bilden im Gegensatz zu Seen erst seit wenigen Jahrzehnten einen Forschungsgegenstand der aquatischen Ökologie (obwohl die als Trinkwasser-Reservoirs genutzten teilweise gut untersucht sind). Diese Forschungsarbeiten wurden im deutschsprachigen Raum größtenteils in Dresden bzw. Neunzehnhain (TU Dresden und Sächsische Akademie der Wissenschaften) durchgeführt. Trotz der im Vergleich zu Seen und Küstengewässern vereinfachten biotischen Struktur der Stauseen sind viele der Kausalbeziehungen, die für das Nahrungsnetz und den Stoffhaushalt verantwortlich sind, noch weitgehend unbekannt. Dies gilt vor allem für das Piko-Phytoplankton sowie die Bakterien der Freiwasserregion und des Bodensediments. Die künftigen Forschungen sind darauf, aber auch auf die Folgen eines veränderten Klimaeinflusses im Rahmen von Langzeituntersuchungen ausgerichtet. Letztere gelten weltweit als eine wichtige Grundlage für kausale Ökosystem-Analysen, da meist nicht alle Einflüsse und Folgewirkungen unmittelbar in ihrer Tragweite erkennbar sind.

Literatur

- UHLMANN, D. & HORN, W. (2001): Hydrobiologie der Binnengewässer. 528 S.; Stuttgart (Ulmer Verlag).
UHLMANN, D. & HORN, W. (2006): Ökologie von Stauseen. – Biologie in unserer Zeit, 36: 92-101.
RÖSKE, I. & UHLMANN, D. (2005): Biologie der Wasser- und Abwasserbehandlung. 237 S.; Stuttgart (Ulmer Verlag).

Autoren

Prof. i. R. Dr. Dietrich Uhlmann
Inst. f. Hydrobiologie der TU Dresden,
01062 Dresden

Dr. Wolfgang Horn
Sächsische Akademie der
Wissenschaften zu Leipzig,
Ökologische Station Neunzehnhain
der TU Dresden,
Neunzehnhainer Str. 14,
09514 Lengefeld

Email: horn.hw@t-online.de

Ulrich SCHIEWER

Die Darß-Zingster Boddenkette im Vergleich mit anderen Küstengewässern der Ostsee

The Darss-Zingst bodden chain in comparisons to other coastal waters of the Baltic Sea

Abstract

The capacity of coastal waters for anthropogenic nutrient loads is limited. The reason for is the shallowness of these waters. Increasing nutrient loads induce very often fast eutrophication. Interactions with other factors (e.g. salinity) and processes (e.g. exchange rates with the Baltic Sea, freshwater inputs by rivers) are causing differences concerning the intensity and time depending expression of the eutrophication. Typical groups can be identified even every coastal water body is unique. The Darss-Zingst bodden chain is one of the best investigated coastal waters of the Baltic Sea. The results achieved can be transferred to other coastal waters, at least partly.

Keywords: Coastal waters, Baltic Sea, eutrophication, comparisons, typical groups

1 Einleitung

Als Werner Schnese 1968 an die Universität Rostock als Hochschuldozent für Hydrobiologie berufen wurde, waren die Auswirkungen dieser Berufung auf die Entwicklung der Ökologie in Rostock nicht absehbar. Mit visionärer Leidenschaft, großer Begeisterung und zähem Einsatz gelang es ihm innerhalb von knapp zwei Jahrzehnten, ausgehend von einfachsten ökologischen Freilanduntersuchungen, die Grundlagen für eine fundierte aquatisch-ökologische Forschung in der Darß-Zingster Boddenkette zu legen. Kernstück war der schrittweise Aufbau einer komplexen Forschung. Sie basiert auf einem umfangreichen Monitoring, Freiland- und Laborexperimenten, Modellierung und angewandter Forschung.

Ausgewählte neue Erkenntnisse des Zeitraums 1981/2001 sind:

- 1981/85 Nachweis einer Ammonium-Rhythmik bei Cyanobakterien
Microbial Food Web (MFW) als wesentliche Komponente in hocheutrophen Gewässern
- 1985/89 Populationsdynamik des Phytoplanktons in Küstengewässern
Aufklärung des Eutrophierungsprozesses in flachen Küstengewässern
Küstengewässer-Klassifizierung

- 1989/94 Analyse von Regulationen im MFW
Populationsdynamik des Zooplanktons in Küstengewässern
- 1994/01 Entwicklung einer Aggregat-Analyse-Technik
Analyse der Rolle des Fluffy-Sediment-Layers in hocheutrophen
Küstengewässern
Untersuchungen zur Chaosdynamik in Küstengewässern
Integriertes Küstenzonen-Management.

Der nachfolgende Vergleich mit anderen Küstengewässern der Ostsee soll die Unterschiede und Gemeinsamkeiten hinsichtlich ihrer Struktur und Funktion und des Erkenntnisstandes aufzeigen sowie auf bestehende Defizite hinweisen.

2 Ergebnisse

Die Abb. 1 gibt eine Übersicht der Küstengewässer der Ostsee. Sie sind die letzten Filter und Puffer der offenen Ostsee und auf Grund ihrer Lage zwischen Ostsee und Festland ihrem Charakter nach Ökotope. Auffallend ist ihre erhebliche Vielfalt. Detailanalysen haben gezeigt, dass es sich durchweg um Unikate handelt! Trotzdem können, abgesehen von den vier Großregionen Oderbucht, Danziger-, Rigaer Bucht und Finnischer Meerbusen, drei Haupttypen von Küstengewässern der Ostsee unterschieden werden:

Typ 1

Gewässer mit geringem oder behindertem Austausch mit der Ostsee. Diese Gewässer sind weitgehend autochthon. Vertreter dieser Gruppe sind die Darß-Zingster Boddenkette, die Nordrügenschens Boddengewässer, das Usedomer Achterwasser, das Kleine Oderhaff, das Frische Haff und die Schleimündung.

Typ 2

Gewässer mit starkem Austausch mit der Ostsee. Diese Gewässer sind weitgehend kompatibel mit der Ostsee. Zu ihnen gehören der Kertemunde Fjord/Kertinge Nor, die Wismar-Bucht, der Greifswalder Bodden, die Haapsalu und Matsalu Bucht, die ästurale Finnische Küste, das Åland Archipelago und das Stockholmer Archipelago.

Typ 3

Fluss-dominierte Küstengewässer. Diese Gewässer sind allochthon und deutlich limnisch geprägt. Zu ihnen gehören Teile des Großen Oderhaffs, die innere Danziger Bucht, der innerer Golf von Riga und die Newa Bay.

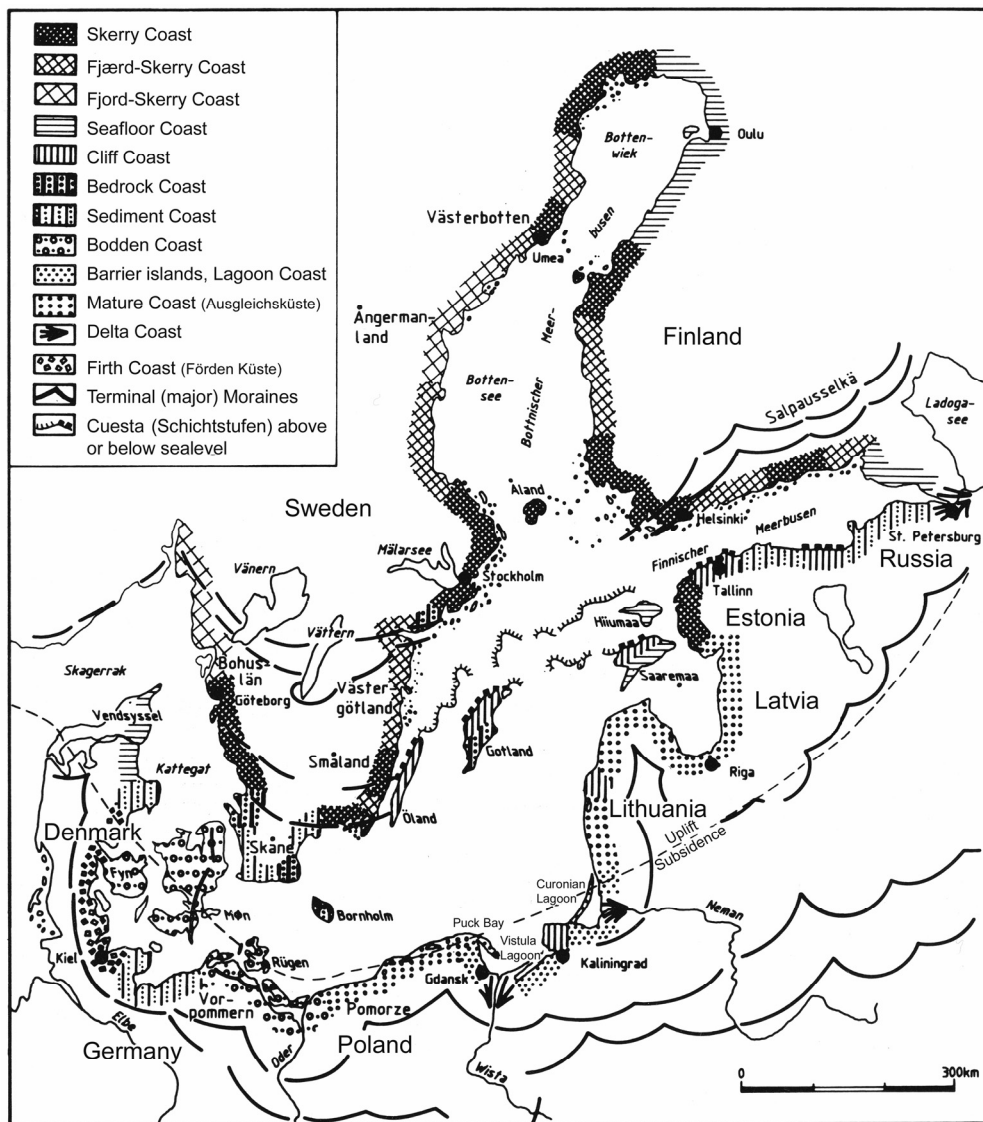


Abb. 1 Räumliche Verteilung der Küstentypen der Ostsee (Lampe 1996).

Typ 1

Die zu diesem Typus gehörenden Bodden und Haffe sind charakteristische Strukturen der westlichen, südlichen und südöstlichen Ostsee. Sie sind charakterisiert durch

- eindeutige, aber instabile Gradienten
- Dominanz der physikalischen Faktoren
- kurzgeschlossenes Nährstoffrecycling
- beschleunigte Kohlenstoffumsatzraten infolge der Eutrophierung.

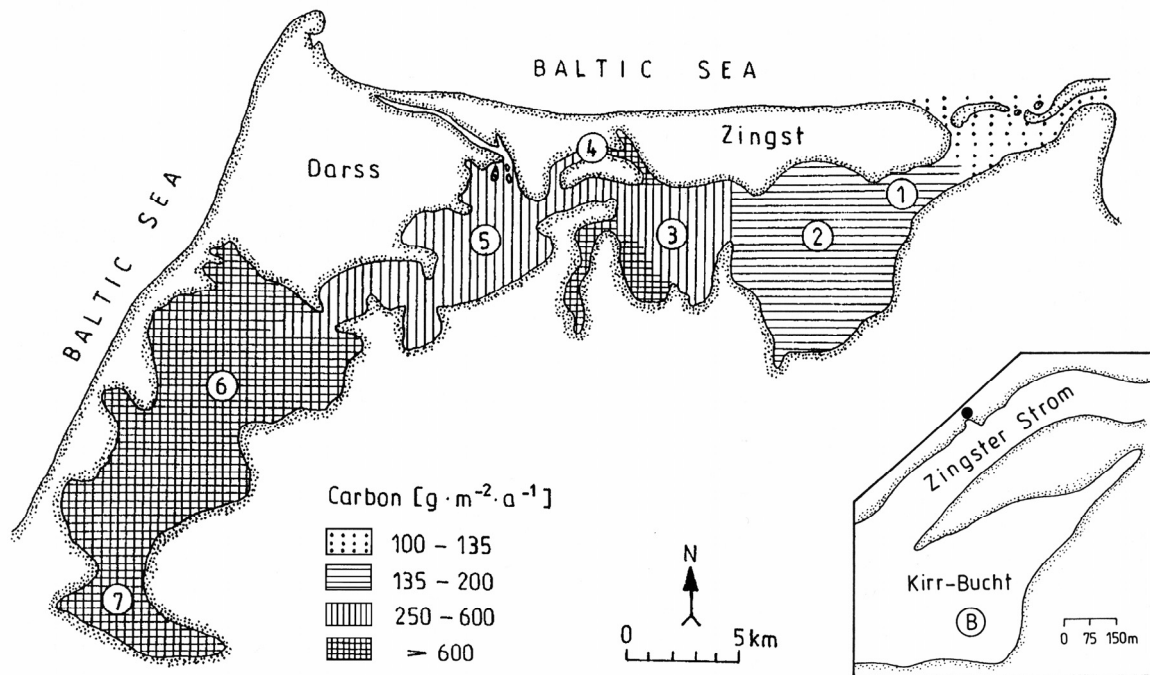


Abb. 2 Die Darß-Zingster Boddenkette (DZBK) Struktur und Jahresproduktivität der einzelnen Bodden: 1 = Pramort, 2 = Grabow, 3 = Barther Bodden, 4= Zingster Strom, 5 = Bodstedter Bodden, 6 = Saaler Bodden, 7 = Ribnitzer Seeäumliche.

Ein typischer Vertreter (Abb. 2) ist die Darß-Zingster Boddenkette (DZBK), vgl. SCHIEWER et. al. (1994), SCHIEWER (1998a, b). Sie ist ein gegliedertes polymiktisches brackiges Flachgewässer mit

- horizontalen Salz- und Nährstoffgradienten (nur Stickstoff)
- hoher natürlicher Produktivität
- hohem Detritusgehalt.

Das gezeitenlose Ästuar steht durch unregelmäßigen Austauschprozesse mit der Ostsee in Verbindung, wobei der Ausstrom überwiegt („Ausräumeffekt“). Charakteristisch sind ferner große Ökosystemfluktuationen, die vorwiegend durch physikalische Faktoren wie

- Salinität
- Temperatur
- Wind
- Wasseraustausch
- Eisbedeckung

kontrolliert werden. Das führt zur Dominanz von Arten, die eine hohe Variabilität der Umweltfaktoren tolerieren.

Bemerkenswert ist die Dominanz des mikrobiellen Nahrungsgefüges im Stoffumsatz dieses hocheutrophen Gewässers (Abb. 3). Etwa 90-95 % des Kohlenstoffumsatzes werden über diesen Weg realisiert. Die traditionelle Weidnahrungskette ist damit von völlig untergeordneter Bedeutung. Eine Zunahme der Eutrophierung hat in der Folgezeit über den Verlust der submersen Makrophytendominanz und zur Lichtlimitation des Phytoplanktons geführt.

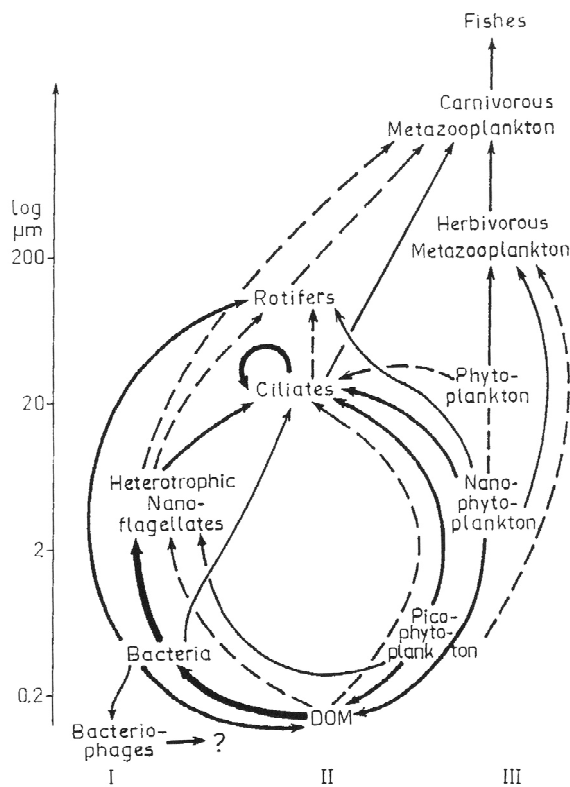


Abb. 3 Microbial Food Web in der DZBK, Spätfrühling/Frühsummer-Situation.

I = Seitenkette über Bakteriophagen

II = Microbial Food Web. Hauptweg des Kohlenstoffumsatzes, vorwiegend durch Nano- und Picoplankton. Interner Kreislauf der Ciliatengemeinschaft mit bis zu 3 zusätzlichen trophischen Ebenen

III = „Klassisches“ Weidenahrungsnetz des Pelagials. Untergeordnete Bedeutung

DOM = Gelöste organische Substanzen Darß-Zingster Boddenkette (DZBK) Struktur und Jahresproduktivität der einzelnen Bodden: 1 = Pramort, 2 = Grabow, 3 = Barther Bodden, 4= Zingster Strom, 5 = Bodstedter Bodden, 6 = Saaler Bodden, 7 = Ribnitzer Seeäumliche.

Der Weg zu diesem Entwicklungsstadium konnte für die östliche Darß-Zingster Boddenkette zum großen Teil direkt über die letzten 30 Jahre verfolgt werden. Auffällig ist der stufenweise Anstieg der Eutrophierung (Abb. 4). Dabei traten charakteristische Veränderungen auf:

- Verlust der Dominanz der Diatomeen im Freiwasser beim Übergang von der Meso- zur Eutrophie
- Eutrophie mit massivem Verlust des submersen Makrophytobenthos
- Polytrophy mit Dominanz des Pico- und Nanoplanktons, Lichtlimitation des Phytoplanktons.

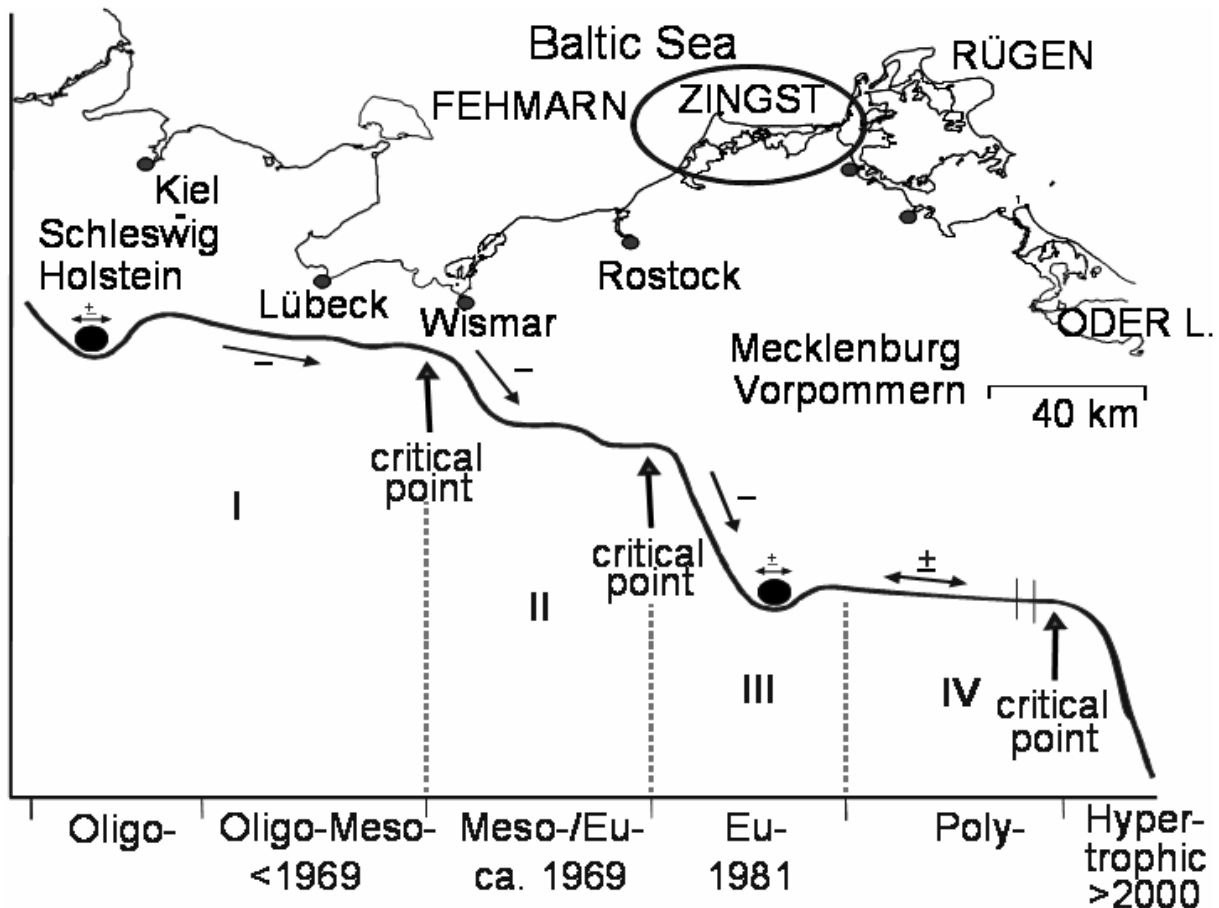


Abb. 4 Schrittweise Eutrophierung des Barther Boddens.

Stufe I: Oligo-mesotroph vor 1969: Nährstofflimitation, geringe Phytoplanktonbiomassen mit Diatomeendominanz. Dominanz der submersen Makrophyten (Charophyceae) in den flachen Bereichen

Stufe II: Übergang mesotroph zu eutroph 1969 bis 1981: Nährstofflimitation (vorwiegend Stickstoff); größere Phytoplanktonbiomassen and Dominanz von Grünalgen und Cyanobakterien. Dominanz der submersen Makrophyten (Charophyceae und Potamogetonaceae) in den flachen Bereichen

Stufe III: Eutrophie: Dramatischer Rückgang der submersen Makrophyten. Stabiler Bereich.

Stufe IV: Übergang von der Eutrophie zur Polytrophy: Wechsel von der Nährstoff- zur Lichtlimitation beim Phytoplankton. Dominanz des Nano- and Picophytoplanktons (Cyanobakterien und Grünalgen). Der Übergang zur Hypertrophie wurde durch umfangreiche Sanierungsmaßnahmen verhindert. Gegenwärtig Wechsel von der Licht- zur Nährstofflimitation? Zumindest Rückkehr der Makrophyten (*Potamogeton pectinatus*, Charophyceae)

Dieser Prozess vollzog sich vor allem 1981, unmittelbar ausgelöst durch starke Niederschläge im Frühjahr und einer dadurch bedingten erheblich verminderten Sichttiefe sowie einer deutlichen Abnahme der Salinität.

Reduzierte Nährstoffeinträge durch erhöhte Klärwerkkapazitäten und der Zusammenbruch der Weidewirtschaft sowie der damit verbundenen Düngung der Salzwiesen in den „Wendejahren“ verhinderten den bereits prognostizierten Übergang zur Hypertrophie. Die interne Entwicklung des polytrophen Gewässers lief aber infolge seines autochthonen Charakters weiter. Sie führte zur o.g. Lichtlimitierung des Phytoplanktons und zur dominanten Rolle des Fluffy-Sediment-Layers (Abb. 5). In dieser bis zu einigen Millimetern dicken Sedimentauflage spielen Aggregatformationen mit ihren großen Oberflächen und sehr differenzierten Sauerstoff- und Nährstoffgradienten die entscheidende Rolle (SCHUMANN et al. 2001).

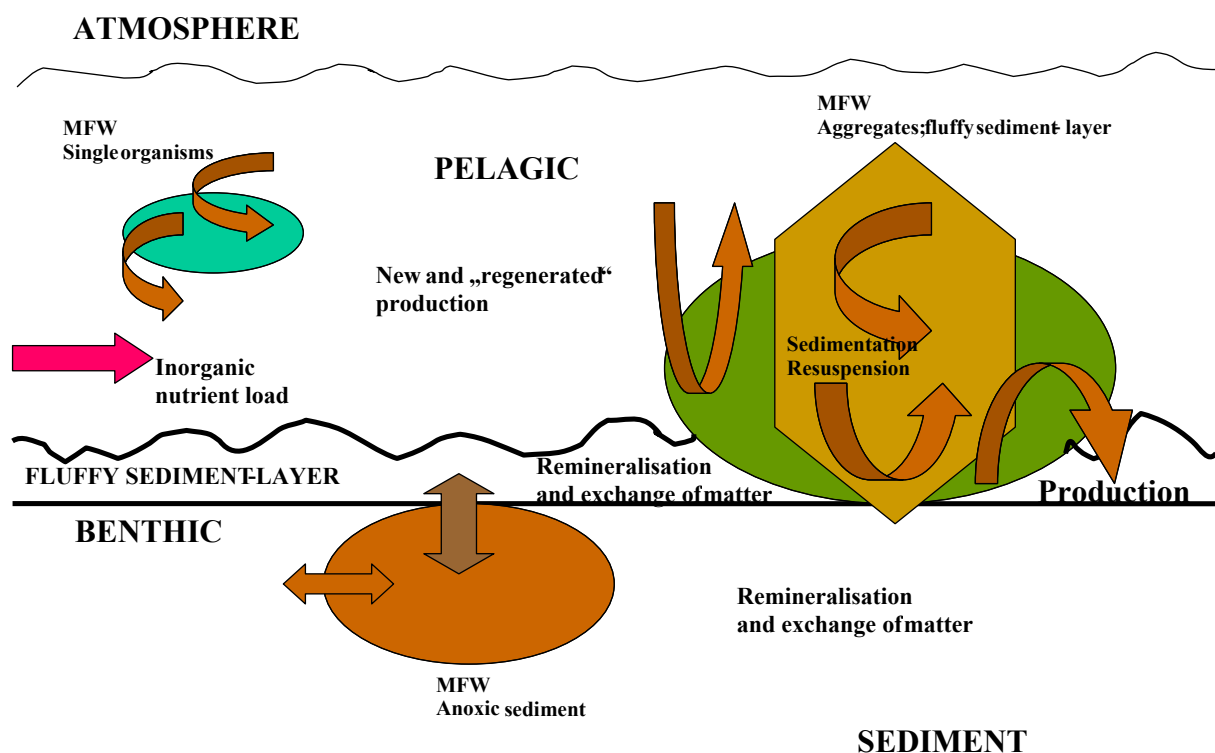


Abb. 5 Stoffumsatz im Pelagial und Sediment: Rolle der Sedimentauflage (Fluffy-Sediment-Layer).

Eine vergleichbare Struktur und Funktion finden wir in den Nordrügensch Boddengewässern, dem Frisches Haff (Vistula Lagoon) und der Schleimündung. Abweichende Strukturen, differierende Flusseinträge und Austauschprozesse mit der Ostsee sowie unterschiedliche Belastungen modifizieren das Verhalten. Der östlichen DZBK am ähnlichsten hinsichtlich ihrer Struktur und der Funktionsentwicklung sind die Nordrügensch Boddengewässer (Abb. 6) und die innere Schleimündung (Abb. 7). Allerdings ist der Erkenntnisstand gegenüber der DZBK deutlich niedriger (DAHLKE & HÜBEL 1996, HÜBEL et al. 1998; HÜBEL & DAHLKE 1999,

FEIBICKE 1994, 1995, GOCKE et al. 2003). Einen hypertrophen Zustand erreichte der Kleine Jasmunder Bodden (HÜBEL & DAHLKE 1991). Bedingt war das durch seinen weitgehenden Abschluss von der Ostsee und die massiven Abwassereinträge der Stadt Bergen.

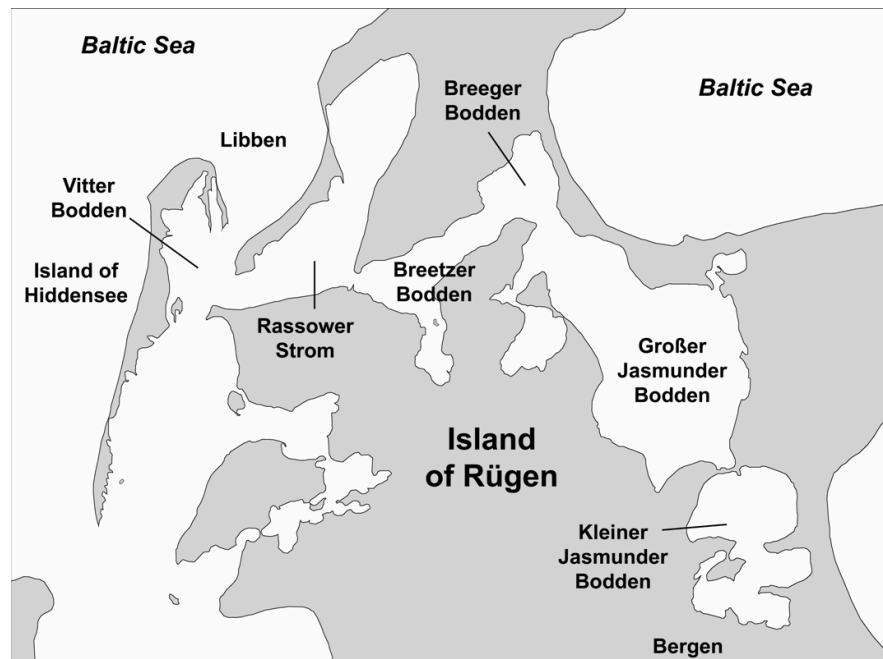


Abb. 6 Die Nordrügensch Boddengewässer (HÜBEL & DAHLKE 1999, modif.).

Mehr abweichend verhält sich der westliche Bereich des Frischen Haffes (Abb. 8). Ursache ist weniger der Flusswassereintrag als vielmehr die Exposition der relativ große Wasserfläche gegenüber der relativen schmalen Verbindung zur Ostsee über den weit östlich gelegenen Kaliningrader Schifffahrtskanal (CHUBARENKO & MARGONSKI, in Vorbereitung).

Typ 2

Der starke Austausch mit der Ostsee macht diesen Typus relativ kompatibel mit der benachbarten Ostseeküste. Seine Grundcharakteristika sind

- geringere Eutrophierungsgefahr
- vorliegen eines ausgeprägten submersen Makrophytobenthos
- gute Sauerstoffbilanz des Sediments
- artenreiche Bodentiergesellschaften.

Zwei charakteristische kleinere Vertreter sollen kurz vorgestellt werden.

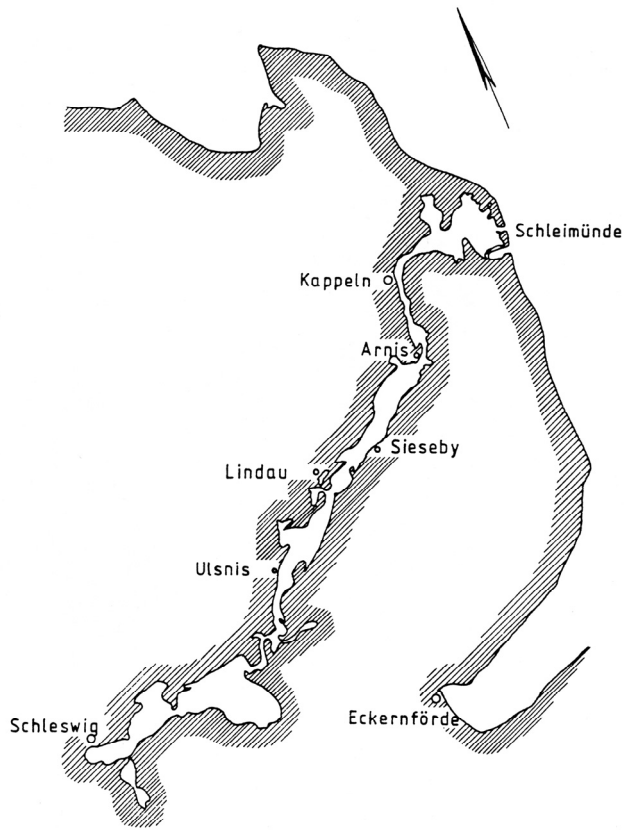


Abb. 7 Die Schlei (NELLEN 1967).

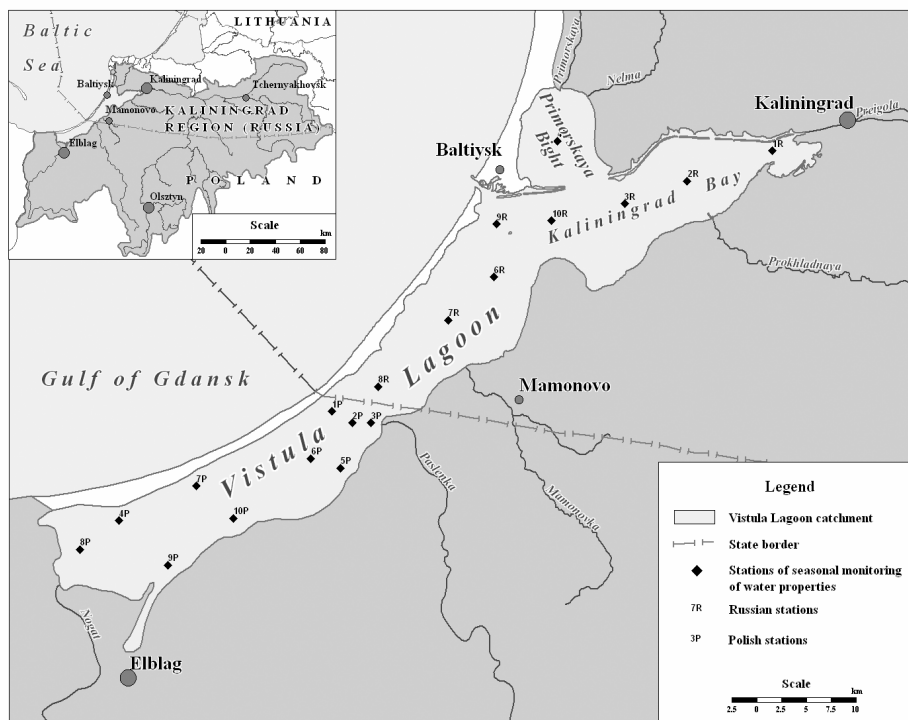


Abb. 8 Das Frische Haff (Vistula Lagoon) in der südöstlichen Ostsee (CHUBARENKO & MARGONSKI, in Vorbereitung).

Das Salzhaff (Abb. 9), gelegen am östlichen Ende der Wismarer Bucht (JASCHHOF 1990, V. WEBER 1990, GOSELCK & V. WEBER 1997, WALTER 1997, YOUSEF et al. 1997), hat eine Wasseroberfläche von ca. 21 km² und eine mittlere Tiefe von 2,3 m. Eine 1,5 km weite und 4 m tiefe Öffnung am westlichen Ende zwischen Boiensdorfer Werder und Kieler Ort verbindet das Salzhaff mit der Ostsee. Seit 1987 gibt es eine zusätzlich 20 m breite Öffnung der Kroy im nördlichen Bereich der Halbinsel Wustrow. Beide Verbindungen zur Ostsee garantieren einen schnellen Wasseraustausch. Diese Situation hat trotz der erheblichen anthropogenen Belastung des Salzhaffes wesentlich zum Erhalt eines mesotrophen Charakters des Gewässers beigetragen. Kennzeichnend dafür ist zum einen die weitgehende Bedeckung der Sedimentoberfläche des Salzhaffs mit submersen Makrophyten. Wichtige Vertreter sind *Zostera marina*, *Ruppia cirrhosa*, *Potamogeton pectinatus*, *Zannichellia palustris*, *Chaetomorpha linum*, *Ulva lactuca* und einige *Enteromorpha*-Arten. Zum anderen prägt eine vielfältige Fauna dieses Gewässer (Tab. 1).

Der Kerteminde Fjord/Kertinge Nor (RIISGAARD et al., in Vorbereitung) liegt im nordöstlichen Bereich der Insel Fünen/Dänemark (Abb. 10). Das Gewässer ist über ein Sill direkt mit dem Großen Belt verbunden. Das Wasser des kleinen Gewässers (8,5 km², mittlere Wassertiefe ca. 2 m) wird im Gegensatz zu den anderen betrachteten Küstengewässern vor allem durch eine diurnale Gezeitenrhythmik (mittlere Amplitude ca. 20 cm) regelmäßig ausgetauscht. Der direkte Süßwassereintrag ist vernachlässigbar, trotzdem ist der Eintrag von Nährstoffen aus der Landwirtschaft beträchtlich. Seit 1990 wurden alle punktuellen Belastungsquellen eliminiert, so dass nur noch ein diffuser Eintrag erfolgt. Das Gewässer ist jedoch immer noch durch eine interne instabile Eutrophie gekennzeichnet. Durch Nährstofffreisetzungen aus dem Sediment können zeitweise (z. B. 1992) größere Biomassen des Phytoplanktons auftreten (RIISGAARD et al., in Vorbereitung). Unter Normalbedingungen dominieren Makrophyten. Neben der Nahrungskette Makrophyten → Detritus → abbauende Mikroorganismen kommen zwei weitere Nahrungsketten dazu: Phytoplankton → *Ciona intestinalis* (Ascidia) und epiphytische Diatomeen → epibenthische Harpacticoida → *Aurelia aurita* (Ohrenqualle) + Stichlinge.

Tabelle 1 Verteilung des Makrozoobenthos auf die verschiedenen Habitats des Salzhaffs (nach KÖHN et al. 1991), H = primärer und sekundärer Hartboden; P = Phytal; S = Sand- oder Schlickboden

	Arten	Habitat
Porifera	<i>Haliclona limbata</i>	P, H
Cnidaria	<i>Laomedea lovenii</i> , <i>L. flexuosa</i> , <i>Clava multicomis</i>	P, H
Turbellaria	<i>Planaria torva</i> , <i>Procerodes ulva</i>	S
Nemertini	<i>Lineus</i> spp.	S
Gastropoda	<i>Theodoxus fluviatilis</i> <i>Radix ovata</i> , <i>Lacuna pallidula</i> , <i>Littorina saxatilis</i> , <i>Turboella neglecta</i> , <i>T. inconspicua</i> , <i>Zippora membranacea</i> , <i>Elisia viridis</i> , <i>Limapontia capitata</i> <i>Potamogpyrgus jenkinsi</i> , <i>Hydrobia ulvae</i> , <i>H. ventrosa</i> , <i>H. neglecta</i> <i>Littorina litorea</i> , <i>Embletonia pallida</i>	P,H P S H
Mollusca	<i>Cerastoderma hauniense</i> <i>Mytilus edulis</i> <i>C. lamarcki</i> , <i>Scrobicularia plana</i> , <i>Macoma balthica</i> , <i>Arenomya arenaria</i>	P P,S S
Polychaeta	<i>Antionella sarsi</i> , <i>Harmothoe imbricate</i> , <i>H. impar</i> , <i>Eterne longa</i> , <i>Hediste diversicolor</i> , <i>Scoloplos armiger</i> , <i>Polydora ligni</i> , <i>Pygospio elegans</i> , <i>Streblospio shrubsoli</i> , <i>Heteromastus filiformis</i> , <i>Capitella capitata</i> , <i>Arenicola marina</i> , <i>Manayunkia aestuarina</i> <i>Platynereis dumerili</i> <i>Fabricia sabella</i> <i>Spirorbis spirorbis</i>	 S P, S P, H, S P
Oligochaeta	<i>Tubificoides benedeni</i> , <i>Nais elinguis</i>	S
Crustacea	<i>Idothea balthica</i> , <i>I. chelipes</i> , <i>Gammarus salinus</i> , <i>G. oceanicus</i> , <i>G. locusta</i> , <i>G. inaequicauda</i> , <i>Melita palmate</i> , <i>Calliopius laeviusculus</i> , <i>Amphithoe rubricata</i> , <i>Palaemon adspersus</i> <i>Heterotanais oerstedti</i> , <i>Jaera albifrons</i> , <i>Corophium insidiosum</i> <i>C. volutator</i> , <i>Cyathura carinata</i> , <i>Crangon crangon</i> <i>Neomysis integer</i> , <i>Sphaeroma hookeri</i> , <i>Microdeutopus gryllotalpa</i> , <i>Carcinus maenas</i>	 P P,H S P,S
Insecta	<i>Chironomus</i> spp.	P,S
Bryozoa	<i>Membranipora lineate</i> , <i>Electra crustulenta</i> , <i>Alcyonidium polyoum</i>	P;H
Tunicata	<i>Ciona intestinalis</i>	P

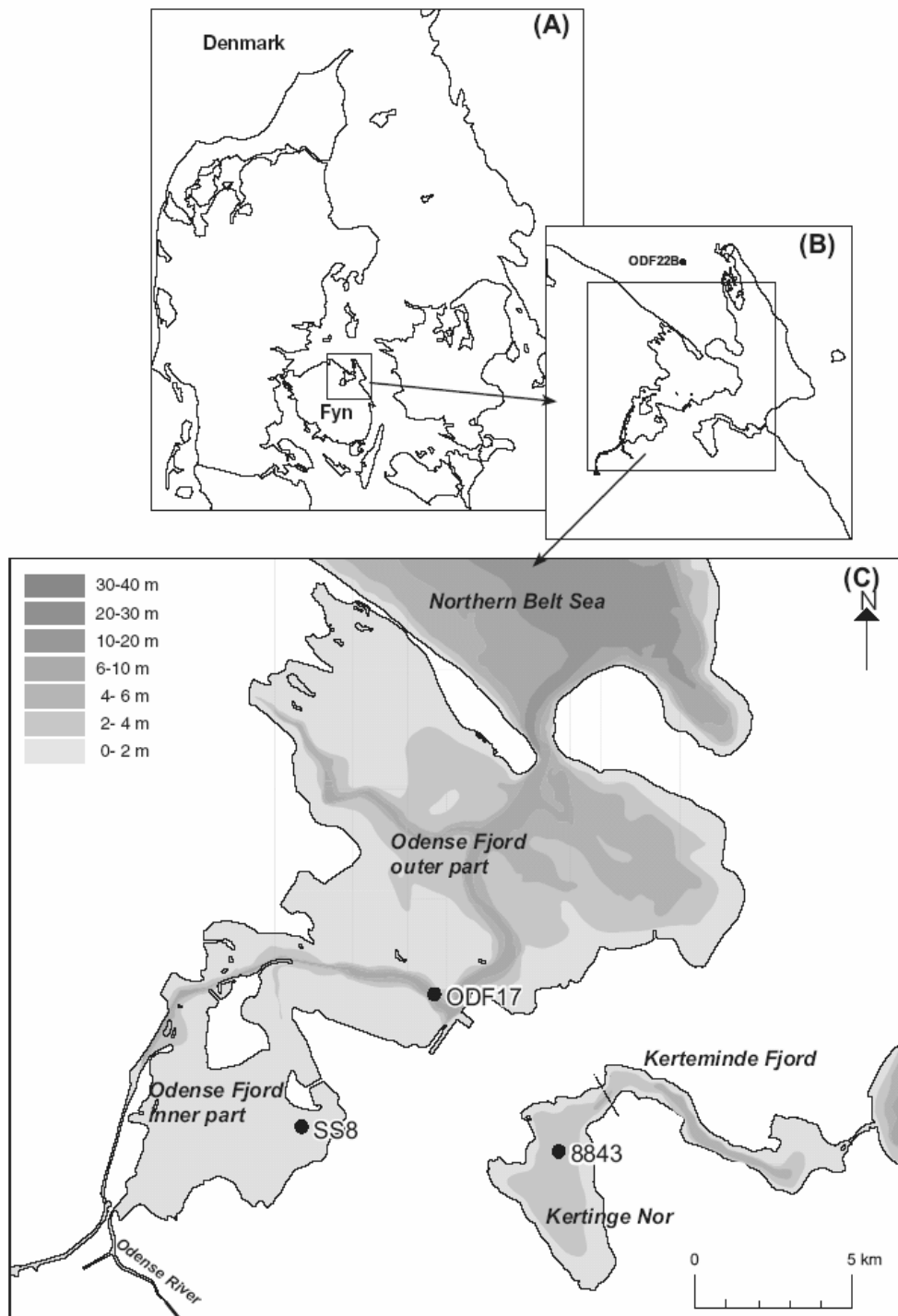


Abb. 10 Karte von Dänemark (A) und des nordöstlichen Teils der Insel Fünen (B) sowie des Odense Fjords und des Kertemindesunds/Kertinge Nors (C) am Großen Belt (RIISGAARD et al., in Vorbereitung).

Typ 3

Die Fluss-dominierten allochthonen Küstengewässer sind eindeutig deutlich limnisch geprägte Ökotope. Ihre Grundcharakteristika sind:

- große Nährstoffeinträge
- hohe Durchflussraten
- kaum Umsetzung des vorhandenen Produktionspotentials im Übergangsbereich
- Dominanz der Flussorganismen
- hohe Empfindlichkeit gegenüber strukturellen Veränderungen.

Als charakteristisches Beispiel soll die Newa-Bucht (Abb. 11) dienen (TELESH et al., in Vorbereitung). Sie ist der östlichste Teil des Finnischen Meerbusens. Im Gegensatz zu den bisher besprochenen Küstengewässern wird sie durch das Flusswasser der Newa dominiert. Wichtige Charakteristika (PANOV et al. 2002) sind in der Tab. 2 zusammengefasst.

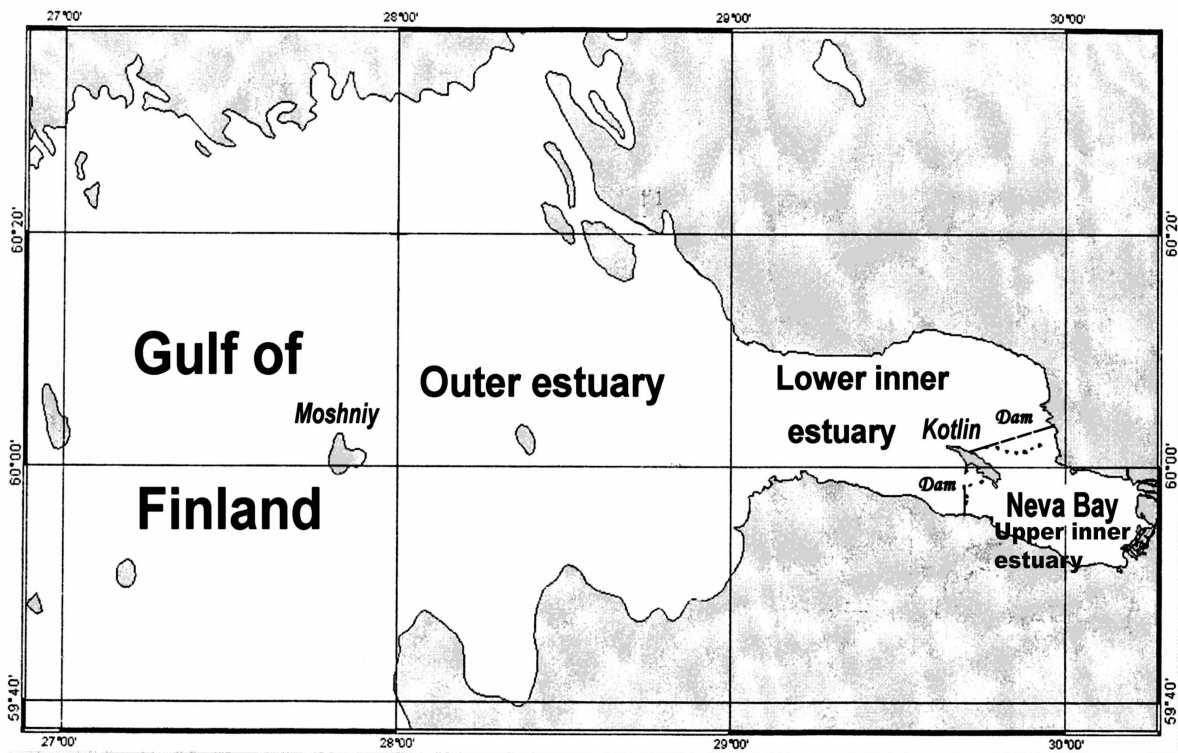


Abb. 11 Karte des Newa-Ästuars und seiner schematischen Unterteilung (TELESH et al., in Vorbereitung).
Dam = Hochwasserschutzbauten mit Schleusen

Tabelle 2 Ausgewählte Charakteristika der Newa-Bucht

Wasseroberfläche (km ²)	329
Volumen (10 ⁶ m ³)	1 316
Mittlere Tiefe (m)	4,0
Maximale Tiefe (m)	12,0 (Schiffskanal)
Einzugsgebietsfläche (km ²)	281 000
Wasser-/Einzugsgebietsoberflächen-Relation	1:854
Durchschn. Süßwassereinstrom (10 ⁶ m ³ a ⁻¹)	78 600
Verweilzeit (d)	5,5
Salinität (psu)	Süßwasser
Nährstoffeintrag (t a ⁻¹)	2 089 Ges.-P 45 338 Ges.-N
Chlorophyll a (µg l ⁻¹)	2,1 – 19,7
Primärproduktion Phytoplankton (mg C m ⁻² d ⁻¹)	720
Metazoen(Rotatorien, Copepoden, Cladoceren) (mg FG l ⁻¹)	0,02 – 1,65
Seston (mg TG l ⁻¹)	14,5 – 28,9
Makrozoobenthos (g FG m ⁻²)	10 – 17 (max. 200)
Makrofauna-Artenanzahl	210
Trophie-Status	Eutroph

Trotz der enormen Nährstoffbelastung weist die Newa-Bucht nur einen eutrophen Status auf. Ursache ist der extrem hohe Flusswassereintrag (die Newa trägt 20 % des Gesamtflusswassers in die Ostsee ein) und dessen sehr kurze Verweilzeit von 5,5 Tagen. Die Newa Bucht ist damit nur eine Übergangszone, die weitgehend die Gegebenheiten der Newa widerspiegelt. Teile der Nährstoffbelastung werden erst im Newa-Ästuar und im östlichen Finnischen Meerbusen als Primärproduktion realisiert.

Größere Veränderungen traten im Ökosystem in den 80iger Jahren des letzten Jahrhunderts nach dem Bau der Hochwasserschutzbarrieren auf. Durch den teilweisen Ausfall der östlichen Verbindung zum Newa-Ästuar veränderte sich die natürliche Hydrodynamik der Newa-Bucht. Die Folgen waren

- Sedimentation, Feuchtlandbildung und Entwicklung emerger Makrophyten, vor allem *Phragmites australis* Trin. und *Scirpus lacustris* L.
- und vermutlich das massive Vorkommen von *Cladophora glomerata* (L.) an den Küstenzonen der Newa-Bucht.

Letzteres dürfte zu einer deutlichen Veränderung der Ökosystemstruktur und -funktion der Bucht führen. Damit sind auch Veränderungen in der Selbstreinigungskapazität des Ökosystems vorprogrammiert. Experimentelle Daten darüber stehen aber bisher nicht zur Verfügung.

3 Diskussion

Ein Vergleich des Wissenstandes zu den Küstengewässern der Ostsee verdeutlicht, dass die Kenntnisse zur Struktur und Funktion der DZBK umfassender und vertiefter sind als bei den anderen. Aber auch bei der DZBK sind noch klare Defizite vorhanden. So fehlen u. a.:

- die Modellierung der Wasseraustauschprozesse
- erweiterte Analysen der Sedimentstruktur, -funktion und ihrer Wechselwirkungen mit dem Freiwasser
- Analysen der Steuerungsmechanismen hinsichtlich der
 - Regulationen auf zwischenartlicher Ebene
 - Variabilität, Stabilität und Elastizität natürlicher Gemeinschaften
- Untersuchungen zur Invasion von Mikroorganismen und Viren
- Untersuchungen zur Paläo-Ökologie und Evolution.
- Angewandte Aspekte
 - mikroskalige Analysen
 - Bioindikation
 - komplexe mikrobiell-aquatische Testsysteme
 - Ökotechnologie
 - Integriertes Küstenzonenmanagement/Europ. Wasserrahmenrichtlinie.

Vorteilhaft ist, dass die Ergebnisse aus der DZBK relativ problemlos auf den Gewässertyp 1 übertragbar sind. Sie lassen sich auch in Teilen für die Gewässertypen 2 und 3 umsetzen.

4 Zusammenfassung

Hinsichtlich der anthropogenen Belastbarkeit der Küstengewässer gilt:

- die Nährstoffbelastung der Küstengewässer ist begrenzt
- Ursache ist die Flachheit der Gewässer
- folglich führt eine zunehmende Nährstoffbelastung schnell zur Eutrophierung.

- Wechselwirkungen mit anderen Faktoren (z. B. Salinität) und Prozessen (z. B. Austausch mit der Ostsee; Flusswassereinträge) bedingen Unterschiede
 - sowohl in der Stärke der Eutrophierung
 - als auch in ihrer zeitlichen Ausprägung.

Obwohl jedes Gewässer ein Unikat ist, lassen sie sich in Gewässertypen einteilen. Die DZBK ist eines der am besten untersuchten Küstengewässer der Ostsee. Die dort gewonnenen Erkenntnisse sind, zumindest in Teilen, auf andere Gewässer übertragbar. Der vorhandene Wissensvorsprung sollte durch effektive Berücksichtigung neuer Aspekte behauptet werden. Dazu ist eine nationale und internationale Kooperation unumgänglich.

Literatur

- CHUBARENKO, B. & MARGONSKI, P. (in preparation): The Vistula Lagoon. – [In:] SCHIEWER, U. (Hrsg.): Ecology of Baltic coastal waters. (Springer Verlag), Ecological Studies.
- DAHLKE, S. & HÜBEL, H. (1996): Der Kleine Jasmunder Bodden: Entwicklung eines hypertrophen Gewässers in Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft. – Bodden, 3: 83-98.
- FEIBICKE, M. (1994): Strukturelle und funktionelle Studien zum Phytoplankton und Zooplankton in einer hypertrophen Brackwasserförde (Innere Schlei, Westliche Ostsee). – Dissertation, Freie Universität Berlin, Berlin.
- FEIBICKE, M. (1995): Wege und Verbleib des Kohlenstoffs in der Inneren Schlei. – Bodden, 2: 205-220.
- GOCKE, K. RHEINHEIMER, G. & SCHRAMM, W. (2003): Hydrographische, chemische und mikrobiologische Untersuchungen im Längsprofil der Schlei. – Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein, 68: 31-62.
- GOSELCK, F. & WEBER, M. VON (1997): Pflanzen und Tiere des Meeresbodens der Wismar-Bucht und des Salzhaffs. – Meer und Museum, 13: 41-52.
- HÜBEL, H. & DAHLKE, S. (1991): Stoffhaushalt und Belastungsgrad des Kleinen Jasmunder Boddens. – [In:] Landesamt für Umwelt und Natur Rostock, Rostock, 45 S.
- HÜBEL, H. & DAHLKE, S. (1999): Die Nordrügensch Boddengewässer – Entwicklung in Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft. – Bodden, 7: 137-156.
- HÜBEL, H.; WOLFF, CH. & MEYER-REIL, L-A. (1998): Salinity, inorganic nutrients, and primary production in a shallow coastal inlet in the southern Baltic Sea (Nordrügensch Bodden). Results from long-term observations (1960-1989). – Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, 83: 479-499.
- JASCHHOF, M. (1990): Zur Sedimentbesiedlung des Salzhaffs durch die Makrofauna. – Diplomarbeit, Universität Rostock, Rostock.
- KÖHN, J. JASCHHOF, M. & WEBER, M. VON (1991): – Das Salzhaff. Meer und Museum, 7: 8-21.
- NELLEN, W. (1967): Ökologie und Fauna (Makrovertebraten) der brackigen und hypertrophen Ostseeförde Schlei. – Archiv für Hydrobiologie, 63: 273-309.
- PANOV, V. E.; ALIMOV, A. F.; GOLUBKOV, S. M.; ORLOVA, M. I. AND TELESH, I. V. (2002): Environmental problems and challenges for coastal zones management in the Neva Estuary (Eastern Gulf of Finland). – [In:] SCHERNEWSKI, G. & SCHIEWER, U. (Hrsg.): Baltic coastal ecosystems: 171-184; Berlin, Heidelberg, New York (Springer Verlag).
- RIISGAARD, H. U.; MÖLLER, M. M.; JENSEN, H.; RASK, N. & GLOB, E. (in preparation): Odense Fjord and Kerteminde Fjord/Kertinge Nor. – [In:] SCHIEWER, U. (Hrsg.): Ecology of Baltic coastal waters. (Springer Verlag), Ecological Studies.
- SCHIEWER, U.; SCHLUNGBAUM, G. & ARNDT, E. A. (Hrsg.) (1994): Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 2: 240 S.
- SCHIEWER, U. (1998 a): 30 years eutrophication in shallow brackish waters – lessons to be learned. – Hydrobiologia, 363: 73-79.
- SCHIEWER, U. (1998 b): Hypertrophy of a Baltic estuary – changes in structure and function of the planktonic community. – Verhandlungen /Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, 26: 1503-1507.

- SCHUMANN, R.; RENTSCH, D.; GÖRS, S. & SCHIEWER, U. (2001): Seston particles along a eutrophication gradient in coastal waters of the southern Baltic Sea: significance of detritus and transparent mucoid material. – *Marine Ecology Progress Series*, 218: 17-31.
- TELESH, I. V.; GOLUBKOW, S. M. & ALIMOV, A. F. (in preparation): Neva estuary ecosystem. – [In:] SCHIEWER, U. (Hrsg.): *Ecology of Baltic coastal waters*. (Springer Verlag), *Ecological Studies*.
- WEBER, M. VON (1990): Untersuchungen an der Makrofauna des Phytals des Salzhaffs (Wismarer Bucht, westliche Ostsee). – *Diplomarbeit, Universität Rostock, Rostock*.
- WALTER, U. (1997): Fische, Fischerei und Garnelenfang in der Wismar-Bucht. – *Meer und Museum*, 13: 53-64.
- YOUSEF, M.; KÜSTER, A.; SCHUBERT, H. & NORDHEIM, H. VON (1997): Charakterisierung der Characeenbestände an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. – *Bodden*, 5: 3-23.

Autor

Prof. Dr. em. Ulrich Schiewer
Institut für Biowissenschaften/Aquatische Ökologie
Universität Rostock
Albert-Einstein-Str. 3
D-18051 ROSTOCK

Reinhard HEERKLOSS & Martin FEIKE

Zooplankton monitoring of the Darß-Zingst lagoon – long-term changes and inter-annual variability

Zooplankton Monitoring der Darß-Zingster Boddenkette – Langzeitänderungen und interannuale Variabilität

Abstract

We studied a long time series, dating from 1969-2004, of zooplankton biomass in the shallow and wind-exposed Darß-Zingst lagoon (Northern Germany). Our aim was to investigate long-term changes and inter-annual variability. Copepods and rotifers occurred over the total time of investigation. Other groups, phyllopods and the larvae of an invaded polychaete, developed considerable biomass values only during restricted periods. All groups showed a stable pattern of seasonal change with a dominance of copepods in spring and late summer, the phyllopods during early summer, the rotifers in mid-summer and the polychaete larvae during late autumn and winter. Besides these tendencies, a considerable inter-annual variability of the biomass level was observed. This resulted mainly from climatic differences between the years. Deterministic chaos as a source of variability could not be identified in the data sets.

In the long-term run, two cases of change were observed in the dominance structure and overall biomass level during a rather short period of a few years. (1) In the beginning of the 1980s, a pronounced decrease of copepod biomass occurred. This resulted from a shift in food quality, which probably was caused by a switch of the Darß-Zingst lagoon from a macrophyte dominated system to a system dominated by phytoplankton. The phyllopods disappeared completely in connection with this event. (2) In the beginning of the 1990s, a clear decrease of the rotifer biomass was observed at the same time as the alien polychaete species *Marezzellaeria neglecta* invaded the Darß-Zingst lagoon. Whether or not the decline of rotifers is causally linked to the polychaete invasion is not yet clear.

Keywords: Zooplankton, coastal lagoon, long-term time series, seasonal changes

1 Introduction

The German coastal waters of the Baltic Sea consist of several inlets and bays which belong to type 1 and 2 according to the classification of SCHIEWER (2006).

These landlocked waters are considered possible sources of water for human use, i.e. fishery, recreation, agriculture, and disposal of waste waters. Connected with a complex program for maintaining the coastal water resources, the University of Rostock has been entrusted with the task of the elucidation of basic hydrographical and biological characteristics of these waters. Especially the semi-enclosed chain of lake-like waters south of the Darß-Zingst peninsula (Type 1) and Greifswald Bay (Type 2) were selected as case examples for investigation. Since its implementation by Werner Schnese, a continuous monitoring program for hydrographical and biological parameters was realized as a contribution to the worldwide activities within the framework of the International Biological Program (SCHIEWER 1990). The program resembled the investigation of the system of the Naroch Lakes, which was initiated by G. G. Vinberg already a decade earlier (VINBERG 1986). In this paper, we analyze monthly means of zooplankton data from the Darß-Zingst lagoon for a period of 35 years. Differences between the years and long-term trends are considered.

2 Material and methods

2.1 Description of the area of investigation

The Darß-Zingst Lagoon (54° 26' N, 12° 42' E, Fig. 1) has a length of 55 km, an area of 196.8 km² and a catchment area of 1600 km². The inflow of freshwater is supplied to 61 % by the rivers Recknitz and Barthe (SCHLUNGBAUM et al. 1994a).

The annual water balance expressed in million m³ is characterized as follows (BROSIN 1965): Total volume of 342, river run off 322, precipitation 115, evaporation 112, input from the sea 1021, output to the sea 1346. The considerable input from the sea during episodes of flood is important for the reduction of the trophic state. While mixing with the water of the lagoon during the inflow, the Baltic Sea loads the lagoon water with nutrients, and removes nutrients from the lagoon when flowing back. This "ventilation" supports the capacity of the lagoon for self-purification (SCHNESE 1975). Because the basins are connected with narrow channels, the exchange of water takes place slowly. The river water entering the Saaler and the Barther Bodden mixes with the water coming from the Baltic Sea. Therefore, the chain of basins does not act as a uniform water body, but the annual water turnover rate differs between the basins: Grabow 32, Barther Bodden 55, Bodstedter Bodden 33, Saaler Bodden 7 (SCHLUNGBAUM et al. 1994b). Each basin has its own typical salinity, ranging from almost freshwater in the west to nearly 14 psu in the east. The increase in salinity is accompanied by decreases in nutrient concentrations, turbidity, algal biomass and primary production. According to data compiled by WASMUND (1990) for the period 1969-1980, the increase from east to west amounts from 3.6 to 27.9 mm³ /l for the annual mean of the phytoplankton biomass and from 109 to 611 g C m⁻² a⁻¹ for the annual net primary production of phytoplankton. These numbers show that the degree of trophy varies from slightly eutrophic to polytrophic conditions. The Chlorophyta and Cyanobacteria dominate the phytoplankton (WASMUND 1990). A constant relationship for the phytoplankton-zooplankton biomass ratio was observed in a horizontal scale. Both phytoplankton and zooplankton increased in biomass and production from east to west. SCHNESE (1973) estimated a biomass ratio of ca. 10 : 1

for all basins of the lagoon, whereas the less eutrophic sites at the outlet of the estuary have a relation of 5 : 1.

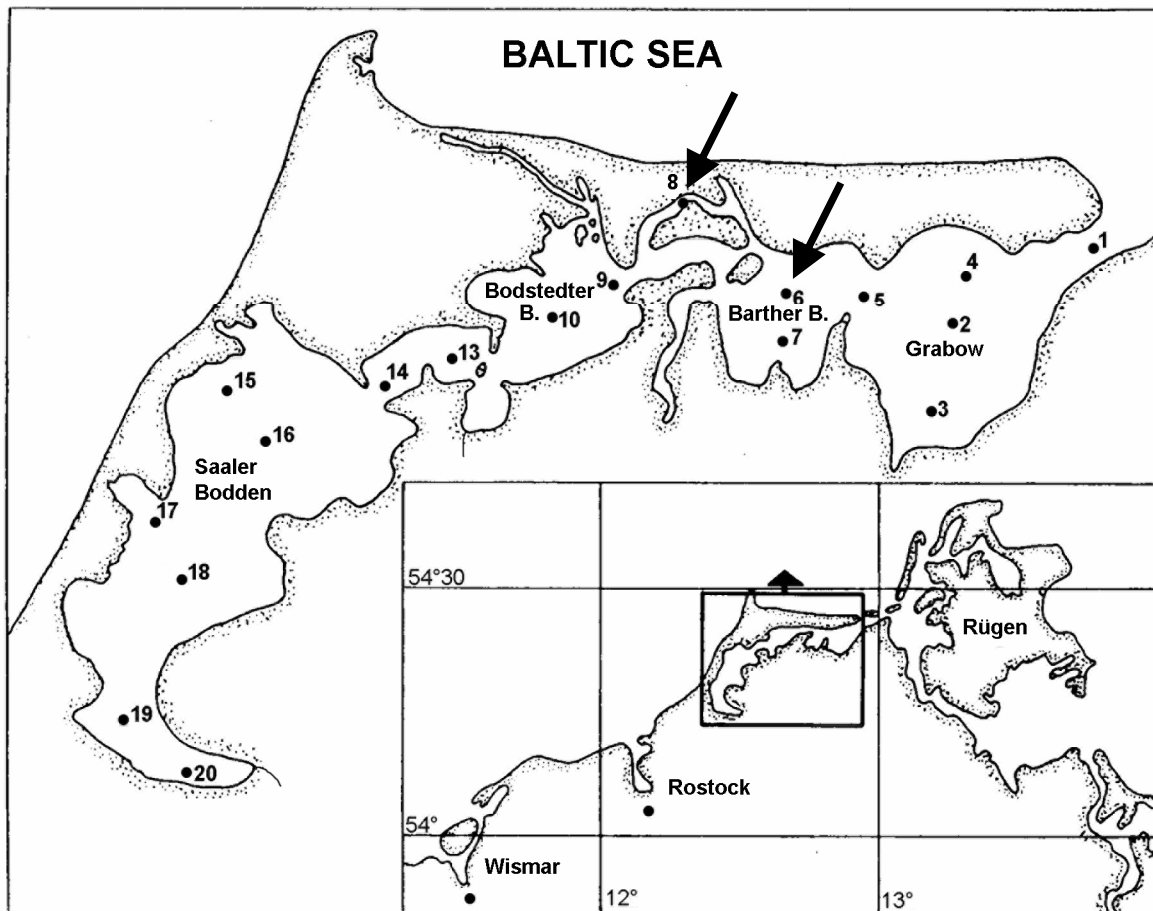


Fig. 1 Map of the Darß-Zingst lagoon. Numbers indicate the stations of monitoring. The arrows show to Station 8 (Zingster Strom) and station 6 (Barther Bodden), which are the sampling points of this investigation.

2.2 Long-term Zooplankton monitoring

Samples were taken at stations located in the central part of the lagoon (Fig. 1). The sampling method during the first 12 years of observation differed slightly from later times with respect to two points:

(1) From 1969-1980 a Ruttner sampler was used. 1 litre was taken from a depth of 0.5 m, poured into a bottle and fixed with neutralized formaldehyde to a final concentration of 3 %. A Fridinger sampler (Hydrobios, Kiel) has been used since 1981 to avoid losses of fast-moving large animals due to the turbulence, which is induced by the horizontal folds of the Ruttner sampler. Although no significant difference in catching efficiency was found for the species occurring in the Darß-Zingst Lagoon, an underestimation of the larger copepod items cannot be fully excluded. However, the decline of copepods reported in this paper since the

beginning of the 1980s is not to be considered as an artefact produced by changing the type of sampler. In the case of a methodical artefact, the result would be an increase of the copepods, not a decrease as was observed.

(2) An integrated mode of sampling was introduced in 1981 to make the sampling more representative. 5 x 5 liters were taken from both 0.5 m depth and above the bottom. The samplers were emptied into a 50 l vessel. The content of 1 l was poured into a bottle after mixing (full sample for small animals). Another 3 l were sieved through gauze with a mesh size of 50 μm . The animals were then washed from it into a small volume of 0.45 μm filtered biotop water (net sample for large animals). Neutralized formaldehyde was added to both bottles to a final concentration of 3 %. To make the results of the non-integrated sampling from the period before 1981 more representative and comparable to the integrated sampling, the mean biomass values from 3 locations were used for the period 1969-1980. These were two stations from the basin Barther Bodden and one from the basin Zingster Strom, the connection between Barther Bodden and Grabow (see Fig. 1). The data since 1981 are all from the location Zingster Strom. The inclusion of the sampling stations from the Barther Bodden could have had a depressing influence on the biomass values used for our investigation. SCHNESE (1973) found that zooplankton biomass decreased from the western to the eastern parts of the lagoon. However, if there is an effect, it was rather slight in comparison to changes which were observed in the long-term trend. A comparison between both locations for biomass values from April to September in 1981-1985 resulted in an arithmetic mean of 1.27 $\text{mm}^3 \text{ l}^{-1}$ and 1.11 $\text{mm}^3 \text{ l}^{-1}$ for the Barther Bodden and Zingster Strom respectively. No significant difference was found between the medians.

Standard methods were used for microscopic counting and biomass calculation. Samples were counted under an inverted microscope or in Kolkwitz chambers. In total, ca. 1150 samples were investigated. Equivalents of the body volume of individuals were used for the calculation of the biomass from abundance. A list of them is given in HEERKLOSS et al. (1991a). 2 - 3 samples were taken per month. A more comprehensive list of biomass equivalents is given in Appendix 1-3. It was compiled from several publications on the zooplankton of the Baltic Sea and its coastal waters (SCHWARZ 1966, ARNDT & HEIDECKE 1973, RASMUSSEN et al. 1981, CHOJNACKI 1983, HERNROTH 1985, ARNDT 1985, MACKENZIE et al. 1990, BUSCH 1993).

2.3 Data analysis for chaos

To study the inter-annual variability of the zooplankton data, we analyzed the copepods and rotifers, which constitute more than 90 % of the total biomass. In addition to a multivariate analysis which was performed by FEIKE et al. (in press), the possibility of chaotic processes as a source of inter-annual variability was studied. LJAPUNOV exponents for the data series of copepods and rotifers were calculated by Frank HILKER (pers. communication) for the period 1993-2004, the period which was without any gaps in the monthly means.

3 Results

3.1 Seasonal pattern of biomass variation and species composition

The sequence of monthly biomass values of copepods and rotifers from 1969-2004 (Fig. 2 and 3) showed a stable shape of the curve of seasonal changes for the whole period. The copepods dominated in spring and autumn and the rotifers in summer. The biomass of the copepods was composed mainly of two species of calanoids, *Eurytemora affinis* (Poppe) and *Acartia tonsa* Dana. The spring peak was composed mainly of *E. affinis*, but in late summer both species were present. The biomass of cyclopoid copepods was negligible. The dominating species during the time of the summer peak of rotifers were *Keratella cochlearis* (Gosse), *Filinia longiseta* (Ehrenberg), *Brachionus quadridentatus* (Hermann) and *Trichocerca* spp. *K. cochlearis* consisted almost completely of *K. cochlearis* f. *tecta* (Gosse). *B. quadridentatus* appeared, as a rule, later than the others, contemporary with the second peak of the copepods.

3.2 Long-term changes

In the long-term run, two cases of change were observed with respect to dominance relationships as well as the overall biomass level. These changes occurred during rather short periods of a few years. The first case was connected with a change of the crustacean biomass in the beginning of the 1980s. A pronounced decrease of copepod biomass occurred (Figure 2). At the same time, the phyllopods disappeared completely (Figure 4). In the beginning of the 1990s another case of change occurred. A clear decrease of the rotifer biomass was observed, connected with a change in dominance structure within this group. *Keratella cochlearis* f. *tecta* (Gosse) became the most dominant species, constituting up to more than 95 % of the total biomass of the rotifers. The share of *F. longiseta* in the rotifer biomass became smaller and *B. quadridentatus* disappeared almost completely from the plankton. The index of species diversity fell in these years (FEIKE et al. in press). However, a return of *B. quadridentatus* was observed in recent years, especially in 2004 and 2005.

At the same time as the rotifer biomass decreased, an alien polychaete, the species *Marezzellaeria neglecta* Sikorski & Bick¹, invaded the Darß-Zingst lagoon (Figure 5). Its filter-feeding meroplanktic larvae developed considerable biomass values during November and December 1989 – 1999.

¹ We designated this species in an earlier paper (HEERKLOSS & SCHNESE 1999) as *Marenzelleria viridis* (VERRILL, 1873). However, after a revision of the genus *Marenzelleria* by SIKORSKI & BICK (2004) it is now described as a new species.

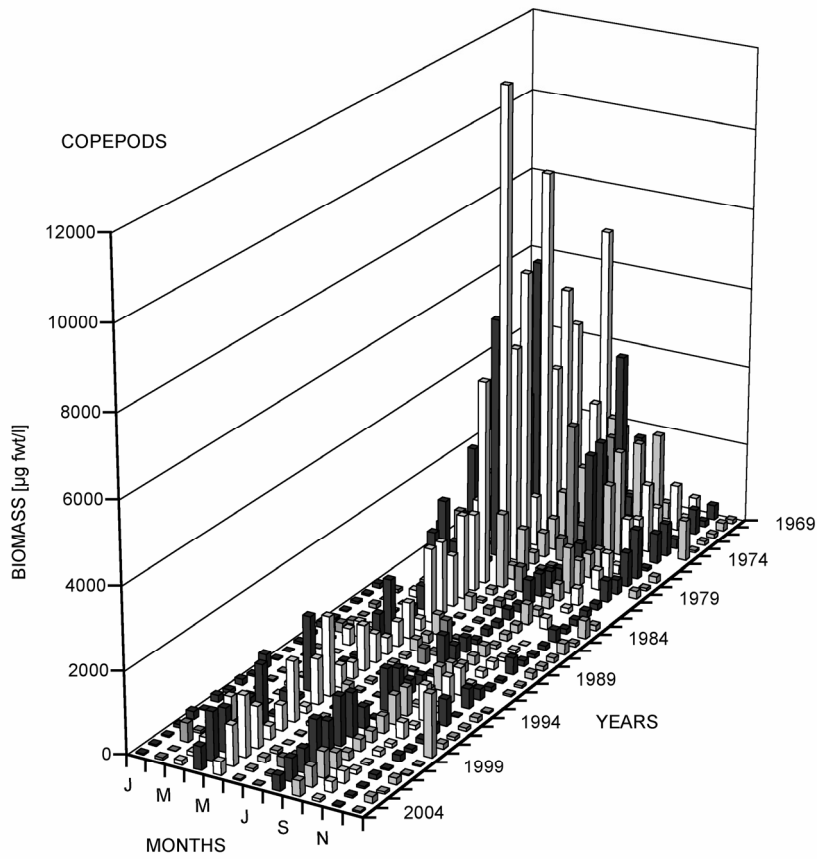


Fig. 2
 Biomass of the group of
 "Copepods" 1969 - 2004,
 consisting of the two
 species *Eurytemora affinis*
 and *Acartia tonsa*. fw =
 fresh weight.

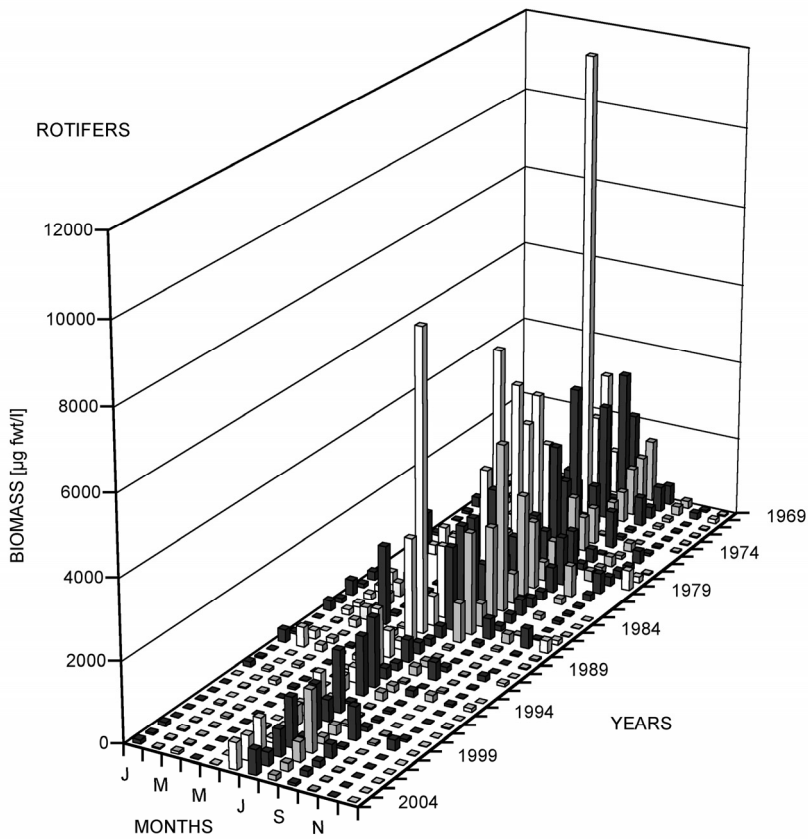


Fig. 3
 Biomass of the group of
 "Rotifers" 1969 - 2004.

Fig. 4
 Development of the biomass of the group of the remaining zooplankton species 1969 – 2004. This group consists of phyllopods, cyclopoid and harpacticoid copepods, ostracods, as well as meroplanktonic larvae except *Marezzelleria neglecta*.

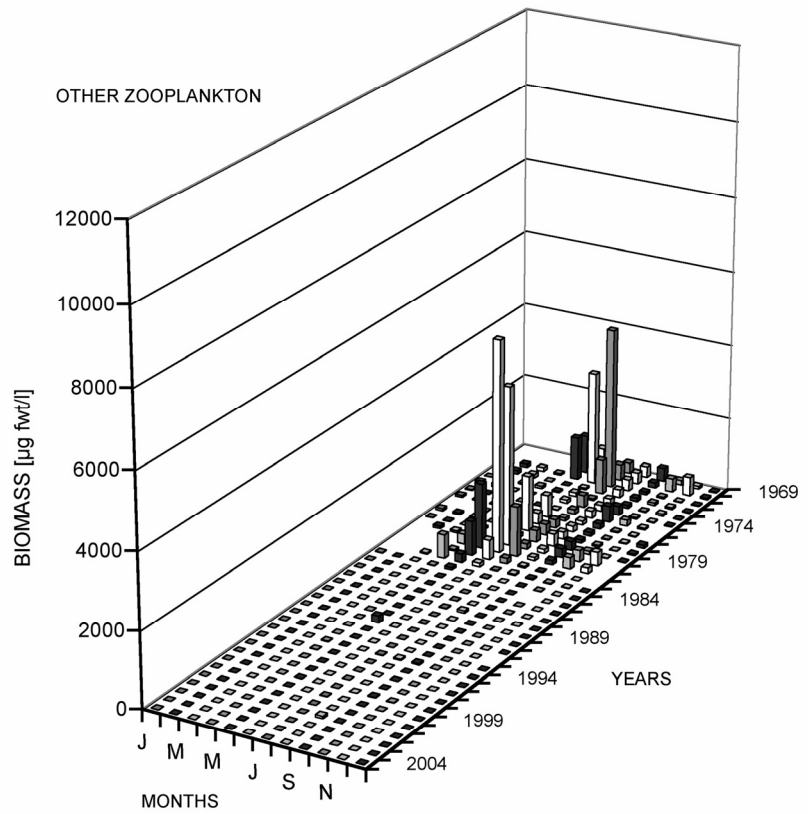
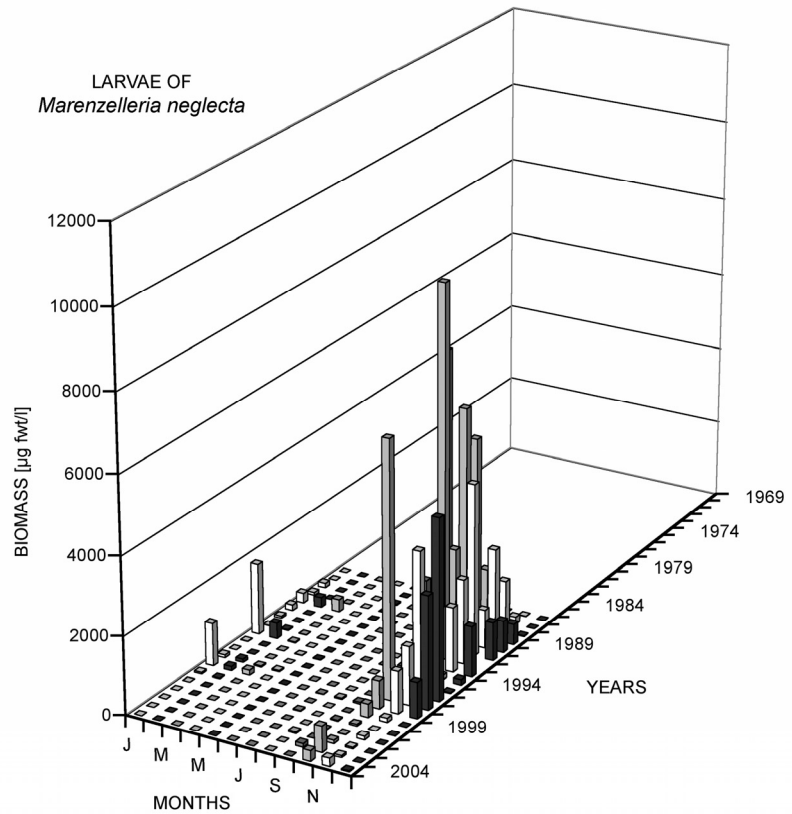


Fig. 5
 Biomass of the meroplanktonic larvae of the polychaete sp. *Marezzelleria neglecta*, which invaded the Darß-Zingst lagoon in 1985.



3.3 Inter-annual variability of the data

Besides the changes described in paragraph 3.2, a considerable variability of the biomass values data was observed. These differences may be attributed to the variation in climatic and hydrologic condition of the different years. FEIKE et al. (in press) were able to show by multivariate statistics that the annual means of biomass correlate well with temperature, precipitation, and pH-value. Furthermore, a correlation was also found for the yearly duration of ice covering and the NAO² winter index. High values of the latter parameter indicate years which start with mild and damp winter climate. The optimum of rotifers corresponded well with higher pH-values and a longer duration of ice covering. In contrast, the copepods corresponded to higher values of temperature, precipitation and NAO index. Nevertheless, a theoretical source of variability may be connected with biotic interrelationships within the planktonic food web. This can be assumed because, under certain circumstances, mathematical and experimental food-web models with few species show chaotic properties (HASTINGS & POWELL 1991, HUISMAN & WEISSING 1999, BECKS et al., 2005), and because the species richness of the zooplankton of the Darß-Zingst lagoon is low. A part of the long-term time series of copepods and rotifers from 1993-2004, which was without gaps in the monthly means, was analyzed with respect to its exponential divergence. This is an indication for chaos. The analysis showed that it is impossible to identify a chaotic dynamic in these time series in the presence of internal and external noise.

4 Discussion and conclusion

The long-term changes in the crustacean biomass are probably causally connected with changes at the level of primary producers. The Darß-Zingst lagoon consists of very shallow, unsheltered and semi-enclosed basins. The water column in such lakes is always well-mixed, and the turbulence induced by wind provides for a high content of aged and re-suspended detritus in the water column. On the other hand, the character of shallowness is connected with the phenomenon of alternative stable states, which is well known from shallow eutrophic lakes: The primary production may be realized in this case either by submerge macrophytes or by phytoplankton. A switch from the macrophyte state to the phytoplankton state can occur in a rather short time when the macrophytes are reduced due to meteorological influences, e.g. a hard winter or a strong river runoff (SCHEFFER et al. 1993). A similar mechanism might be responsible for the changes observed during our monitoring of crustacean zooplankton, because in the early 1980s a strong decline of submerge macrophytes, mainly characeans, was observed and the phytoplankton became dominant instead (SCHIEWER 1997). To explain the changing events in the early 1980s, a shift in the composition of the suspended matter is to be taken into account. The disappearance of the phyllopod and the decrease of the copepod biomass probably are both related to a degradation in food quality. A massive decline of submersed macrophytes – mainly Characea – took place in the Darß-Zingst Lagoon in 1981 (SCHIEWER 1997). The immediate reasons were a rainy spring season with

² NAO = winter index of the North Atlantic Oscillation

low water salinities, high nutrient loads, and high water turbidity. The shift from macrophytes to phytoplankton resulted in increased turbidity and sediment mobility. This probably resulted in an increase of aged detritus particles from the sediment in the suspended matter by wind-induced turbulence. GEORGI (1985) measured concentrations of suspended detritus in the central part of the Darß-Zingst Estuary. He estimated a share of 80 % of detritus in the total organic seston. During summer, high C/N ratios between 10 and 15 were determined. The disappearance of the phyllopods after the beginning of the 1980s could be a result of this change in food quality, because the species which were observed in the Darß-Zingst lagoon are filtering species and non-selective feeders. Another explanation would be an increase in the top-down control by vertebrate and non-vertebrate predators. However, this alternative can be excluded because the grazing pressure of planktivorous fish on zooplankton was found to be low in the Darß-Zingst Lagoon (MEHNER & HEERKLOSS 1994). The data on the secondary production of the main non-vertebrate predator, the mysid *Neomysis integer* (Leach), also indicate a low top-down control of zooplankton by this species (JANSEN 1983). The decrease of the copepods was probably also connected with an increase in the ratio of aged detritus in the suspended particulate organic matter. Contrary to the filtering phyllopods, the herbivorous calanoid copepods are able to select food (IRIGOIEN et al. 2000), but selectivity against dead particles is less pronounced for *E. affinis* in comparison to marine calanoids. It ingests these particles along with phytoplankton because its typical estuarine habitats are strongly dominated by non-living particles. It suffers, however, from high concentrations of dead material in the food (TACKX et al. 2004). BURDLOFF et al. (2000) also observed a connection of low egg production rates of *E. affinis* with poor food quality in the Gironde estuary. A strong indication of a limitation of *E. affinis* by low food quality in the Darß-Zingst Lagoon is indicated by results on the seasonal changes of the C/N ratios of the seston and egg ratios. According to GEORGI (1985), an increase of the C/N-value from 8.8 to 10.2 is observed from May to June. At the same time the egg ratio decreases from 17 to 3 (ARNDT 1985). A strong drop of the feeding rate of *E. affinis* is also observed during this period (HEERKLOSS et al. 1990). Furthermore, changes in the composition of phytoplankton have to be taken into account as a cause of a decrease in food quality after 1981. A shift in species composition was observed. Nanoplanktonic species, which are in the preferred size class as food for *E. affinis*, were partly replaced either by picoplankton in the case of cyanobacterians or by clumped colonies of the green algae *Tetrastrum triangulare* (Chod.) (WASMUND & SCHIEWER 1994).

The mass development of rotifers in summer seems to be a sign of the high degree eutrophication of the Darß Zingst lagoon. The morphometrically similar but less eutrophicated Vistula Lagoon does not show such a rotifer peak in summer, but does show a rotifer peak in spring composed mainly of *Brachionus calyciflorus* (Pallas). (HEERKLOSS et al. 1991b). Also, the high share of *K. cochlearis* f. *tecta* among the subspecies of *K. cochlearis* is a sign for hypertrophic conditions (KARABIN 1983). To discuss the change in rotifers in the beginning of the 1990s two points are to be considered. One is the decrease of the total biomass, the other the change in the dominance relationships, which was reflected by a fall in the index of species diversity in these years. To explain this change with factors like grazing or food quality, the results from parallel investigation on ichthyofauna and phytoplankton are important. They should point to an increase in predation on rotifers or to further

changes in food quality by the ongoing eutrophication, but these data give no hint of that. A decrease in the yield of planktivorous fish has been observed since the beginning of the 1990s (WINKLER 2006), i.e., there was obviously a bottom-up effect from the change in food quantity and quality for the fish larvae, which depend on rotifer, especially the larger species, in early summer. A further eutrophication of the Darß-Zingst lagoon was also not observed in the 1990s. A slight remesotrophication took place instead (SCHUMANN & KARSTEN 2006). Whether or not the decline of rotifers is causally linked to the polychaete invasion is not yet clear. In considering the data set 1969-2001, a hypothesis was set up by FEIKE et al. (in press) that the considerable increase of the biomass of the zoobenthos after the invasion of *M. neglecta* could be the cause of the rotifers' decline. The worms may inhibit the rotifers by feeding on their eggs and/or by promoting bioturbation and thus preventing the eggs from hatching. Assuming size-selective feeding of the worms, this influence may be more intense for larger species than for smaller ones. This would explain the shift observed to the dominance of the small sized species *K. cochlearis* f. *tecta*. The hypothesis predicts that a reverse development will take place when *M. neglecta* biomass decreases. Since 1999 *M. neglecta* has declined in the Darß-Zingst lagoon (Figure 5). Our observation that the biomass of the large-sized species *B. quadidentatus* has shown an increasing tendency since 2004 coincides with that hypothesis. At least it is an indication for a causal link between the rotifers and *M. neglecta*.

Simple ecological systems can exhibit a dynamically rich behaviour, mathematically as well as experimentally (HASTINGS & POWELL 1991, BECKS et al. 2005). This recognition has made chaos an ongoing topic among ecologists, since the apparently irregular fluctuations in many time series might not necessarily be a result of internal or external noise, but might stem from intrinsic interactions. We observed from our long-term monitoring that the differences between the years in the biomass curves were considerable. However, the variability could be attributed mainly to the special climatic and hydrological conditions, especially to temperature, precipitation and the winter index of the North Atlantic Oscillation (FEIKE et al. in press). An analysis of the available data did not provide evidence of low-dimensional chaos. In particular, a LJAPUNOV exponent could not be determined, because the embedding seems to require high dimensions (Frank Hilker, pers. communication). This suggests that the system is subject to randomness and external forcing but not to deterministic chaos.

Zusammenfassung

Wir untersuchten eine Zeitreihe von 1969-2004 für die Biomasse des Zooplanktons in der flachen und windexponierten Darß-Zingster Boddenkette (Südliche Ostsee). Unser Ziel war es, die dynamischen Eigenschaften in diesem Datensatz aufzuklären, besonders in Bezug auf langfristige Änderungen sowie in Bezug auf die Variabilität zwischen den Jahren. Die beiden wichtigsten Gruppen, die Copepoden und Rotatorien traten in der gesamten Untersuchungsperiode auf. Zwei andere Gruppen, die Phyllopoden und die Larven einer eingewanderten Polychaetenart wurden nur während eines eingeschränkten Zeitraumes beobachtet.

Alle Gruppen zeigten ein stabiles Muster der jahreszeitlichen Biomasseentwicklung. Ausgeprägte Peaks wurden beobachtet bei den Copepoden im Frühjahr und Spätsommer, den Phyllopoden während des Frühsommers, den Rotatorien im Hochsommer und den Polychaeten-Larven während des Spätherbstes und Winters. Überlagert wurden diese Tendenzen aber von beträchtlichen Unterschieden zwischen den einzelnen Jahren, sowohl hinsichtlich der Form der Jahreskurve als auch in Bezug auf das durchschnittliche Niveau der Biomasse. Diese Variabilität korrelierte gut mit klimatischen Unterschieden zwischen den Jahren. Die Variabilität der Jahresmittelwerte der Copepoden und Rotatorien korrelierte größtenteils mit der Temperatur und den Niederschlagsmengen. Deterministisches Chaos als Quelle der Veränderlichkeit konnte nicht in den Datensätzen nachgewiesen werden.

Während der Untersuchungsperiode traten in zwei Fällen relativ kurzfristige Veränderungen im Biomasseniveau und in der Dominanzstruktur auf. (1) Zu Anfang der achtziger Jahre gab es einen ausgeprägten Abfall der Copepodenbiomasse. Sie resultierte vermutlich aus einer Verschlechterung der Nahrungsqualität, bedingt durch die Umstrukturierung der Primärproduzenten von einem durch Makrophyten dominierten System zu einem durch Phytoplankton dominierten System. Die Phyllopoden verschwanden vollständig in diesem Zusammenhang. (2) Zu Beginn der neunziger Jahre kam es zu einer starken Abnahme der Biomasse und einer Artenverarmung bei den Rotatorien. Zur gleichen Zeit wanderte die ponto-caspische Polychaetenart *Marezzellaeria neglecta* in die Darß-Zingster Boddenkette ein und dies führte dazu, dass sich im Zoobenthos die Gesamtbiomasse verzehnfachte. Die bei den Rotatorien beobachtete Veränderung ist deshalb möglicherweise mit dem Eindringen dieses Polychaeten kausal verknüpft. Andere Faktoren, die für die Abnahme der Rädertiere verantwortlich sein könnten, ließen sich bisher nicht feststellen. Jedoch ist die Art der Wechselwirkung zwischen beiden Prozessen noch unklar.

Acknowledgement

The authors gratefully acknowledge Dr. Frank Hilker for performing data analysis for chaos as well as Friedel Fischer, Helga Albrecht, Sybille Müller and Gerda Hinrich for counting zooplankton samples and technical help.

Literatur

- ARNDT, E. A. & HEIDECKE, D. (1973): Zooplanktonuntersuchungen im Küstenbereich der Mecklenburger Bucht. – Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock, 22: 599-616.
- ARNDT, H. (1985): Untersuchungen zur Populationsökologie der Zooplankter eines inneren Küstengewässers der Ostsee. – Dissertation, Universität Rostock, 170 pp.
- BECKS, L.; HILKER, F. M.; MALCHOW, H.; JUERGENS, K. & ARNDT, H. (2005): Experimental demonstration of chaos in a microbial food web. – Nature, 435: 1226-1229.
- BROSIN, H. J. (1965): Hydrographie und Wasserhaushalt der Boddenkette des Darß und des Zingst. – Geophysikalische Veröffentlichungen der Karl-Marx-Universität Leipzig, 18: 277-381.
- BURDLOFF, D.; GASPARINI, S.; SAUTOUR, B.; ETCHEBER, H. & CASTEL, J. (2000): Is the copepod egg production in a highly turbid estuary (the Gironde, France) a function of the biochemical composition of seston? – Aquatic Ecology, 34: 165-175.
- BUSCH, A. (1993): Nahrungsökologische Untersuchungen an den Larven des Rügenschens Frühjahrsherings (*Clupea harengus* L.) im Greifswalder Bodden in den Jahren 1990-1992. – Dissertation, Universität Rostock, 132 pp.

- CHOJNACKI, J. (1983): Standardgewichte der Copepoden der Pommerschen Bucht. – Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, 68: 435-441.
- FEIKE, M.; HEERKLOSS, R.; RIELING, T. & SCHUBERT, H. (in press): Studies on the zooplankton community of a shallow lagoon of the Southern Baltic Sea: Long-term trends, seasonal changes, and relations with physical and chemical parameters. – Hydrobiologia.
- GEORGI, F. (1985): Verteilung und Beschaffenheit des Sestons in inneren Küstengewässern der DDR (Darß-Zingster Boddengewässer) sowie der westlichen und mittleren Ostsee unter besonderer Berücksichtigung der Wasseraustauschprozesse zwischen beiden Systemen. – Beiträge zur Meereskunde, 52: 35-48.
- HASTINGS, A. & POWELL, T. (1991): Chaos in a three-species food chain. – Ecology 72: 896-903.
- HEERKLOSS, R.; BRENNING, U. & RING, M. (1990): Secondary production of calanoids (Copepoda, Crustacea) in Brackish waters of the southern Baltic. – Limnologica, 20: 65-69.
- HEERKLOSS, R.; SCHNESE, W. & ADAMKIEWICZ-CJOJNACKA, B. (1991a): Influence of eutrophication on seasonal variation of zooplankton biomass in shallow coastal lagoons of the Southern Baltic. – Acta Ichthyologica et Piscatoria, 21: 67-76.
- HEERKLOSS, R.; SCHNESE, W. & ADAMKIEWICZ-CJOJNACKA, B. (1991b): Eutrophication induced changes of zooplankton communities in coastal regions of the Baltic Sea. – Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, 76: 397-404.
- HEERKLOSS, R. & SCHNESE, W. (1999): A long-term series of zooplankton monitoring of a shallow coastal water of the southern Baltic. – Limnologica, 29: 317-321.
- HERNROTH, L. (1985): Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea. Mesozooplankton biomass assessment. – Publikation No. 10, The Baltic Marine Biologists Working Group 14, 39 pp.
- HUISMAN, J. & WEISSING, F. J. (1999): Biodiversity of plankton by species oscillations and chaos. – Nature, 402: 407-410.
- IRIGOIEN, X.; HEAD, R. N.; HARRIS, R. P.; CUMMINGS, D.; HARBOUR, D. & MEYER-HARMS, B. (2000): Feeding selectivity and egg production of *Calanus helgolandicus* in the English Channel. – Limnology and Oceanography, 45: 44-55.
- JANSEN, W. (1983): *Neomysis interger* (Leach) (Crustacea, Mysidacea) in der Darß-Zingster Boddenkette – Untersuchungen zur Populationsentwicklung und Leistungsfähigkeit in Abhängigkeit von Umweltfaktoren. – Dissertation, Universität Rostock, 134 pp.
- KARABIN, A. (1983): Ecological Characteristics of Lakes in North-Eastern Poland Versus Their Trophic Gradient; VII. Variations in the Quantitative and Qualitative Structure of the Pelagic Zooplankton (Rotatoria and Crustacea) in 42 Lakes. – Ekologia Polska, 31: 383-409.
- MACKENZIE, B. R.; LEGGETT, W.C.; PETERS, R.H. (1990): Estimating larval fish ingestion rates: can laboratory derived values be reliably extrapolated to the wild? – Marine Ecological Progress Series, 67: 209-225.
- MEHNER, TH. & HEERKLOSS, R. (1994): Direct estimation of food consumption of juvenile fish in a shallow inlet of the southern Baltic. – Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, 79: 295-304.
- RASMUSSEN, G.; HANSEN, S. & JENSEN, K. (1981): Relationship between biomass and body length in *Temora longicornis* from Southern Baltic. – Marine Pollution Laboratory, Charlottenlund: 9 pp.
- SCHEFFER, M.; HOSPER, S. H.; MEIJER, M.-L.; MOSS, B. & JEPPESEN, E. (1993): Alternative equilibria in shallow lakes. – Trends in Ecology and Evolution, 8: 275-279.
- SCHIEWER, U. (1990): Werner Schnese and the development of coastal water ecology in Rostock, GDR. – Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, 7: 1 - 13.
- SCHIEWER, U. (1997): 30 years eutrophication in shallow brackish waters – lessons to be learned. – Hydrobiologia, 363: 73-79.
- SCHIEWER, U. (2006): Die Darß-Zingster Boddenkette im Vergleich mit anderen Küstengewässern der Ostsee. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 16: 75-92.
- SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H. & NAUSCH, G. (1994a): Die Darß-Zingster Boddenkette – ein typisches Flachwasserästuar an der südlichen Ostseeküste. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 2: 5-26.
- SCHLUNGBAUM, G.; SCHIEWER, U. & ARNDT, E. A. (1994b): Beschaffenheitsentwicklung und Klassifizierung der Darß-Zingster Boddengewässer mit ausgewählten Vergleichen zu anderen Bodden und Haffen. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 2: 191-213.
- SCHNESE, W. (1973): Relation between phytoplankton and zooplankton in brackish coastal water. – Oikos (Suppl.), 15: 28-33.

- SCHNESE, W. (1975): Estimation of plankton production in shallow inlets of the GDR Baltic coast line. – Merentutkimuslehtoksen Julkaisu, 239: 131-136.
- SCHUMANN, R. & KARSTEN, K. (2006): Phytoplankton im Zingster Strom der Darß-Zingster Boddenkette – 13 Jahre Remesotrophierung. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 16: 47-59.
- SCHWARZ, S. (1966): Die Zonierung der ostmecklenburgischen Küstengewässer nach den Zooplankton-Volumina. – Habilitationsschrift, Universität Greifswald, 167pp.
- SIKORSKI, A. & BICK, A. (2004): Revision of the genus *Marenzelleria*. – Sarsia, 89: 253-275.
- TACKX, M. L. M.; DE PAUW, N.; VAN MIEGHEM, R.; AZEMAR, F.; HANNOUTI, A. ; VAN DAMME, S.; FIERIS, F.; DARO, N. & MEIRE, P. (2004): Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and the Netherlands. Spatial and temporal patterns. – Journal of Plankton Research, 26: 133-141.
- VINBERG, G. G. (ed.) (1985): Ecological system of the Naroch Lakes. – University Publishing House, Minsk, 302 pp. (in Russian).
- WASMUND, N. (1990): Characteristics of phytoplankton in brackish waters of different trophic levels. – Limnologica (Berlin), 20: 47-51.
- WASMUND, N. & SCHIEWER, U. (1994): Überblick zur Ökologie und Produktionsbiologie des Phytoplanktons der Darß-Zingster Boddenkette. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge 2: 41-60.
- WINKLER H. & DEBUS, L. (2006): Auffällige Bestandsveränderungen bei wichtigen Fischarten der Darß-Zingster Boddenkette und mögliche Ursachen. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 16: 61-70.

Autoren

PD Dr. Reinhard Heerkloss, Dr. Martin Feike, Dr. Andreas Busch

Institute of Bioscience/ Aquatic Ecology
 University of Rostock
 Albert-Einstein-Str. 3
 D – 18051 Rostock, Germany

E-mail: reinhard.heerkloss@uni-rostock.de
 martin.feike@uni-rostock.de

Appendix 1/1 Crustacea

Species / group	Stage	FM [$\mu\text{m}^3 \cdot 10^6/\text{ind.}$]	Length [μm] (copepods without abdomen)
Nauplius stages		0.24	100
		1.10	200
		2.80	300
<i>Acartia tonsa</i> (summer)	N1	0.27	115
	N2	0.41	135
	N3	0.71	167
	N4	0.92	185
	N5	1.48	227
	N6	2.00	263
	C1	3.39	280
	C2	4.45	342
	C3	5.83	400
	C4	7.88	465
	C5	10.07	520
	C6-M	14.12	600
C6-F	15.31	620	
<i>Acartia</i> spp.		1.60	300
		4.00	400
		7.30	500
		12.60	600
		21.60	700
		32.20	800
<i>Eurytemora affinis</i> (winter)	N1	0.34	125
	N2	0.54	150
	N3	0.85	179
	N4	1.25	211
	N5	1.81	250
	N6	2.60	307
	C1	3.44	300
	C2	4.44	353
	C3	6.49	432
	C4	10.62	534
	C5	17.83	642
	C6-M	31.44	760
C6-F	42.56	823	

Appendix 1/2 Crustacea

Species / group	Stage	FM [$\mu\text{m}^3 \cdot 10^6/\text{ind.}$]	Length [μm] (copepods without abdomen)	
<i>Eurytemora affinis</i> (summer)	N1	0.21	105	
	N2	0.40	133	
	N3	0.69	165	
	N4	0.96	188	
	N5	1.46	226	
	N6	2.00	263	
	C1	2.94	267	
	C2	4.19	341	
	C3	6.01	416	
	C4	7.47	461	
	C5	9.59	513	
	C6-M	13.10	578	
	C6-F	14.71	602	
			2.20	300
			5.30	400
		10.30	500	
		17.80	600	
		29.00	700	
		42.00	800	
<i>Temora longicornis</i>	N1-N3	1.90		
	N4-N6	3.07		
	C1	10.15		
	C2	10.65		
	C3	11.86		
	C4	24.68		
	C5	28.14		
	C6-M	59.60		
	C6-F	67.96		
			3.20	300
			7.50	400
			14.50	500
		25.00	600	
		39.00	700	
		59.00	800	

Appendix 1/3 Crustacea

Species / group	Stage	FM [$\mu\text{m}^3 \cdot 10^6/\text{ind.}$]	Length [μm] (copepods without abdomen)	
<i>Pseudocalanus elongatus</i>	N1-N3	2.60		
	N4-N6	3.95		
	C1-C3	10.79		
	C4-C5	30.95		
	C6-M	61.50		
	C6-F	66.50		
			6.10	400
			12.00	500
			21.00	600
			33.00	700
			48.00	800
			69.00	900
<i>Paracalanus parvus</i>	N1-N3	1.23		
	N4-N6	2.32		
	C1-C3	6.72		
	C4-C5	14.36		
	C6	35.00		
<i>Centropages hamatus</i>	N1-N3	1.75		
	N4-N6	3.05		
	C1-C3	10.98		
	C4-C5	38.00		
	C6-M	61.00		
	C6-F	66.00		
			1.60	300
			4.00	400
			7.30	500
			12.60	600
			21.60	700
		32.20	800	
Cyclopoidae	N	2.00		
	C1-C3	10.50		
	C4-C5	10.50		
	C6	25.00		
			3.00	300
			6.90	400
			13.50	500
		23.00	600	

Appendix 1/4 Crustacea

Species / group	Stage	FM [$\mu\text{m}^3 \cdot 10^6/\text{ind.}$]	Length [μm] (copepods without abdomen)	
<i>Oithona similis</i>	N1-N3	1.08		
	N4-N6	1.81		
	C1-C3	2.85		
	C4-C5	4.00		
	C6	9.00		
			3.20	300
			8.50	400
		15.00	500	
<i>Bosmina</i> spp.		1.50	200	
		5.20	300	
		9.60	400	
		18.70	500	
<i>Pleopsis polyphemoides</i>		1.10	200	
		3.80	300	
		9.00	400	
		17.00	500	
		31.00	600	
		49.00	700	
<i>Daphnia longispina</i>		3.20	400	
		6.60	500	
		11.00	600	
		17.50	700	
		26.00	800	
		37.00	900	
		50.00	1000	
		67.00	1100	
		87.00	1200	
<i>Evadne normanni</i>		0.90	300	
		2.20	400	
		4.30	500	
		7.40	600	
		12.00	700	
		17.00	800	
		25.00	900	
		35.00	1000	

Appendix 1/5 Crustacea

Species / group	Stage	FM [$\mu\text{m}^3 \cdot 10^6/\text{ind.}$]	Length [μm] (copepods without abdomen)
<i>Diaphanosoma brachiura</i>		5.30	400
		10.40	500
		18.00	600
		28.00	700
		42.00	800
		60.00	900
<i>Leptodora kindtii</i>		13.80	600
		22.00	700
		33.00	800
		47.00	900
		64.00	1000
		86.00	1100
	113.00	1200	
<i>Alona</i> spp.		1.00	200
		3.30	300
		8.00	400
		16.00	500
<i>Chydorus sphaericus</i>		2.60	200
		8.70	300
		17.00	380

Appendix 2/1 Rotatoria

Species	FM [$\mu\text{m}^3 \cdot 10^6/\text{ind.}$]	Length [μm] (without spines)
<i>Synchaeta</i> spp. (contracted)	0.052	50
	0.089	100
	0.586	200
	1.920	300
<i>Brachionus quadridentatus</i>	0.205	100
	0.690	150
	1.640	200
	2.840	240
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0.187	100
	0.516	140
	1.090	180
	2.600	240
<i>Brachionus angularis</i>	0.058	60
	0.138	80
	0.269	100
	0.466	120
<i>Brachionus plicatilis</i> , <i>B. urceus</i>	0.156	100
	0.430	140
	0.910	180
	1.660	220
<i>Keratella quadrata</i>	0.070	70
	0.129	100
	0.290	130
	0.430	150
<i>Keratella cochlearis</i> f. <i>typica</i>	0.113	110
	0.146	120
	0.187	130
	0.233	140
<i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i>	0.029	60
	0.046	70
	0.069	80
	0.098	90
	0.135	100

Appendix 2/2 Rotatoria

Species	FM [$\mu\text{m}^3 \cdot 10^6/\text{ind.}$]	Length [μm] (without spines)
<i>Filinia longiseta</i>	0.110	80
	0.215	100
	0.370	120
	0.580	140
	0.870	160
<i>Trichocerca</i> spp.	0.018	60
	0.043	80
	0.084	100
	0.146	120
	0.231	140
<i>Colurella</i> spp.	0.007	40
	0.070	80
	0.180	120
	0.790	180
<i>Collotheca</i> spp.	0.022	120
	0.027	130
	0.034	140
	0.043	150
<i>Notholca</i> spp.	0.063	100
	0.170	140
	0.370	180
	0.674	220

Appendix 3 Meroplanktic larvae

Species	FM [$\mu\text{m}^3 \cdot 10^6/\text{ind.}$]	Length [μm] (without spines)
Bivalvia	0.26	100
	2.00	200
	6.90	300
Gastropoda	0.16	100
	1.30	200
	4.40	300
Polychaeta	0.81	160
	1.60	200
	2.80	240
	4.30	280

