

Ulrich SCHIEWER

Salzhaff, Greifswalder Bodden, Darß-Zingster Boddenkette: Gewässereutrophierung und Pufferkapazität – ein Vergleich

1 Einleitung

Der Küstenraum der Ostsee und besonders der Mecklenburg-Vorpommerns ist durch seine Bodden und Haffe gekennzeichnet (Abb. 1). Sie prägen die Vielfalt der Küste. Als Verbindungsglieder und Mittler zwischen den terrestrischen Ökosystemen und der offenen Ostsee kommen ihnen wichtige Puffer- und Filterfunktionen zu. Ihre anthropogene Belastung ist jedoch unterschiedlich. Hinzu treten Variationen hinsichtlich ihres Vermögens zur Ausübung dieser Funktion.

Anhand des Salzhaffes (SH) bei Rerik/Wismar, des Greifswalder Boddens (GB) und der Darß-Zingster Boddenkette (DZBK) sollen einige der mit der Eutrophierung verbundenen Aspekte der Puffer- und Filterwirkung betrachtet und verallgemeinert werden.

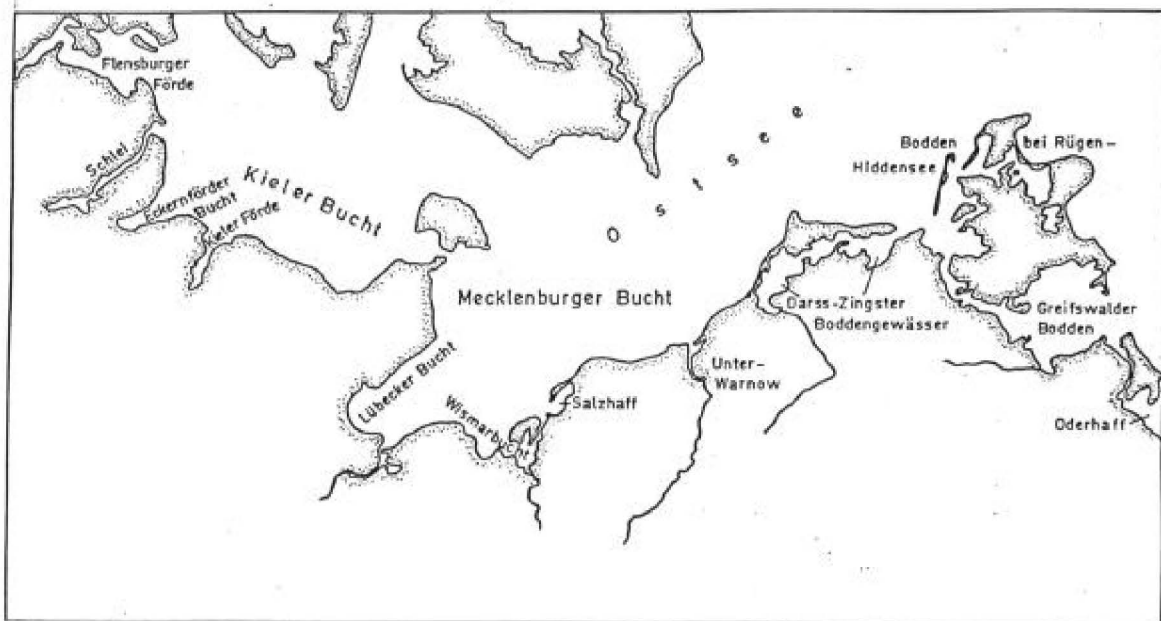


Abb. 1 Die Küstengewässer an der Deutschen Ostseeküste

2 Ergebnisse

Eine Übersicht ausgewählter Charakteristika (Tab. 1) zeigt, dass alle 3 Gewässer zum Flachwassertypus gehören. Unterschiede gibt es hinsichtlich der Größe, ihrer Einzugsgebiete und der Salinität. Diese Angaben reichen jedoch zur Beurteilung der Gewässer nicht aus. Eine detailliertere Beschreibung der Einzelgewässer soll deshalb die notwendigen Ergänzungen liefern.

Tabelle 1 Charakteristika ausgewählter Bodden und Haffe

	Darß-Zingster Boddenkette	Greifswalder Bodden	Salzhaff
Gewässeroberfläche	197,0 km ²	514,0 km ²	29,3 km ²
Volumen	387 x 10 ⁶ m ³	3 x 10 ⁶ m ³	67 x 10 ⁶ m ³
Einzugsgebiet	1.594 km ²	510 km ²	211 km ²
Oberfläche/ Einzugsgebiet	1 : 8	1 : 1	1 : 7
Mittlere Tiefe	2,0 m	5,6 m	2,5 m
Maximale Tiefe	12,0 m	13,5 m	10,0 m
Mittlere Salinität	4,5 PSU	7,5 PSU	10,5 PSU
Salinitätsbereich	< 0,5 – 15,0 PSU	< 5,3 – 12,2 PSU	< 5,0 – 15,0 PSU

SALZHAF (SH)

Das SH bei Rerik (Abb. 2) ist das kleinste der betrachteten Gewässer (Tab.1), aber auch das am wenigsten belastete. Das ist zunächst aus dem Oberflächen/Einzugsgebiet-Verhältnis nicht zu ersehen. Es resultiert vielmehr zum einen aus der Nutzung der Halbinsel Wustrow seit den 30iger Jahren als militärisches Übungsgebiet. Zum anderen sind punktuelle Eutrophierungsquellen nur der Hellbach und die Stadt Rerik. Aus der insgesamt nur mäßigen Belastung resultiert die in einem Flachgewässer dieses Typs zu erwartende Dominanz der Makrophyten in großen Teilen des Haffs. Untersuchungen (von WEBER 1990) belegten die Existenz einer intakten Phytal-, Epiphytenfauna im Litoral und einer Sandbodenfauna im Benthos (Abb. 3). Sie bedingen die Dominanz des Grazing-Nahrungsnetzes. Seit etwa 15 Jahren treten jedoch größere mechanische Belastungen für die Makrophyten durch Surfer in Bereichen des Südufers auf, die zumindest in den betroffenen Abschnitten zu einer Beeinträchtigung der Makrophyten führen dürften. Trotzdem ist das SH insgesamt als mesotroph einzuschätzen.

Als wesentliche entlastende Einflüsse, die eine Stabilisierung des bisherigen Zustandes des Ökosystems SH bedingen, sind die guten Austauschmöglichkeiten mit der Ostsee und der relativ hohen Salzgehalt zu nennen. Sie bedingen das Vorkommen und die Entwicklung einer artenreichen Flora und Fauna. Zusammen mit der guten Sauerstoffversorgung des Benthos und einem intensiven Grazing-

Nahrungsnetz verhindert das offenbar die zu starke Anreicherung von organischem Material im Sediment.

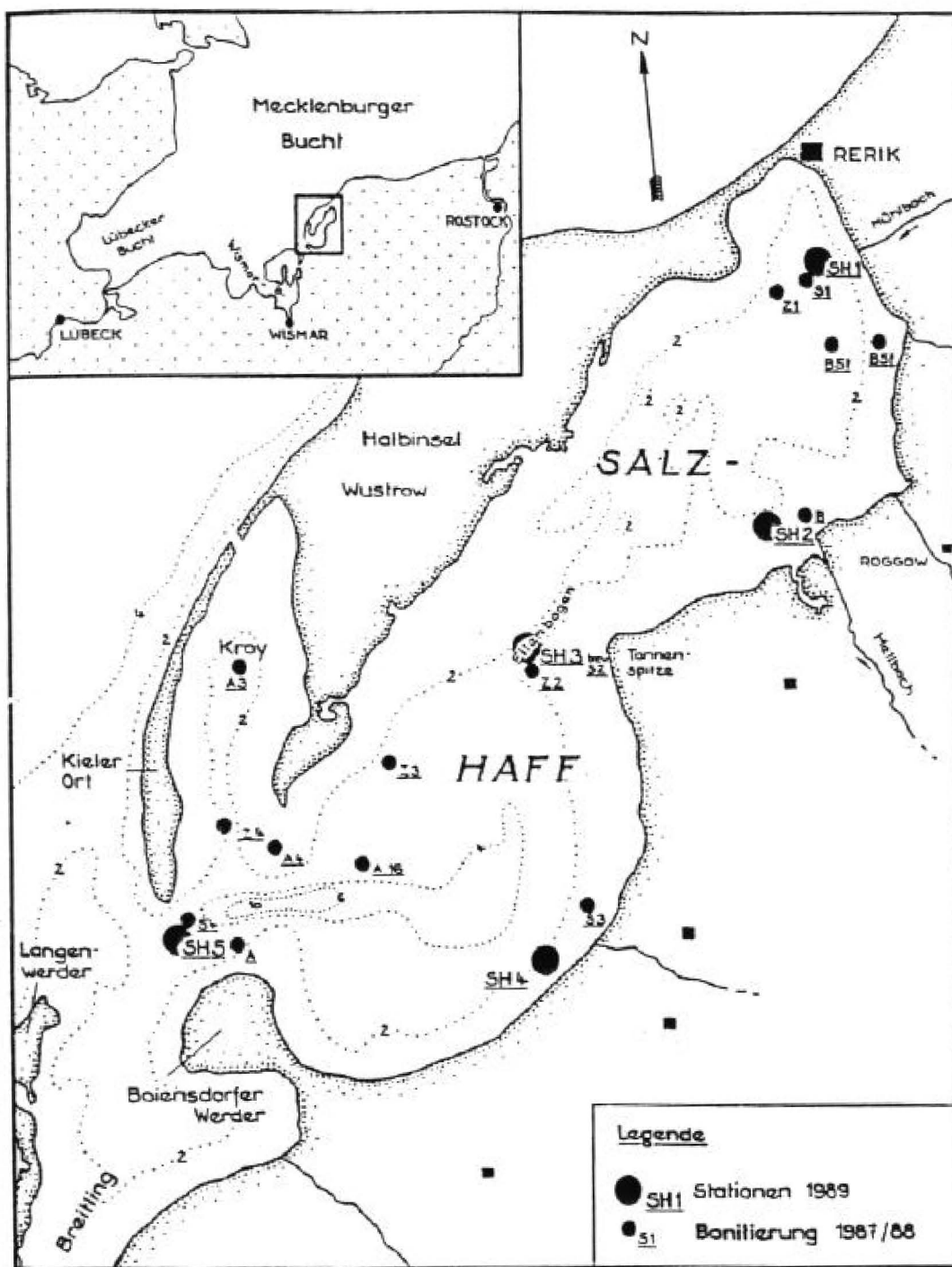


Abb. 2 Das Salzhaff - geographischer Überblick und Stationsnetz (v. WEBER 1990)

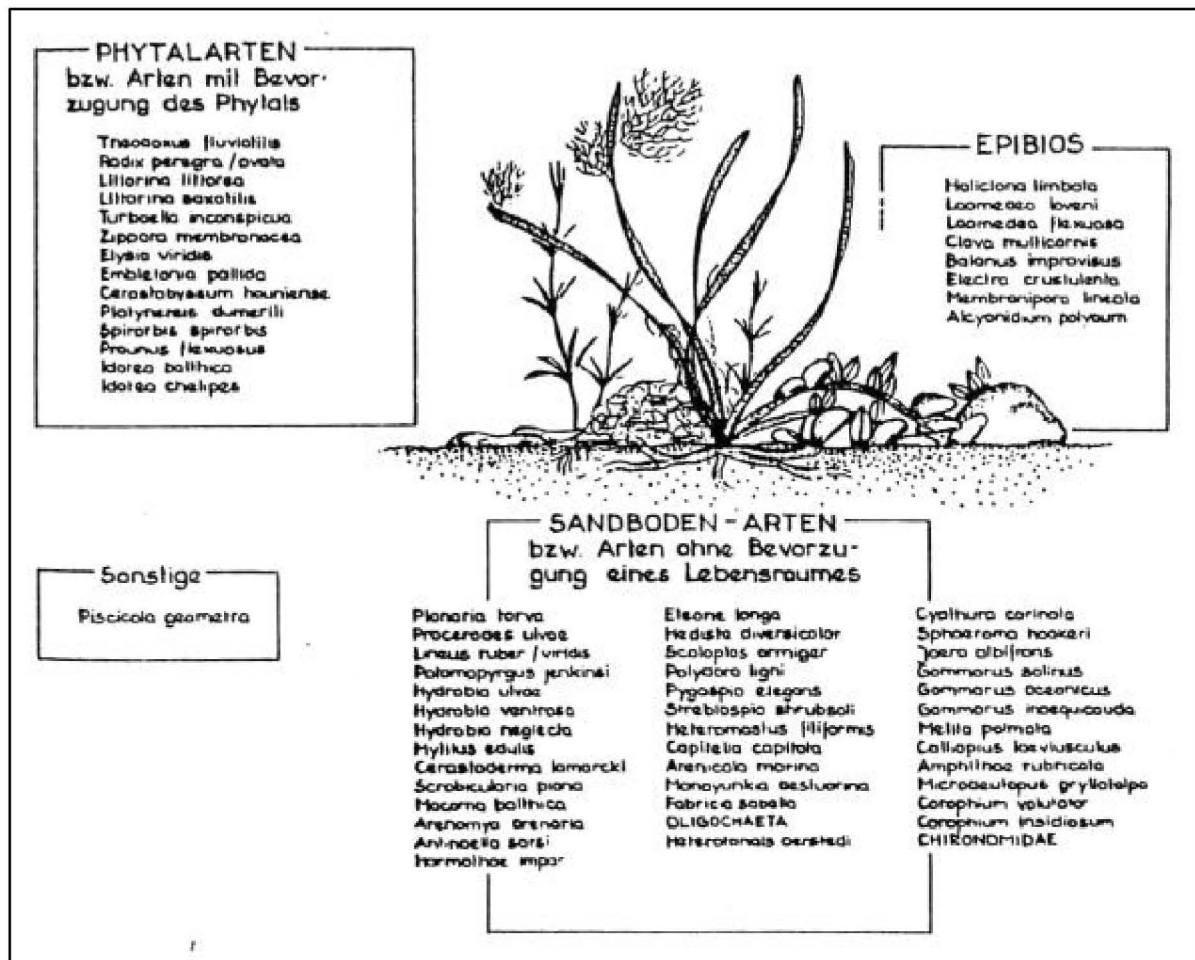


Abb. 3 Das Salzhaff – Arteninventar hinsichtlich der Bevorzugung bestimmter Lebensräume im Benthal (v. WEBER 1990)

Infolge der fast durchgehenden Besiedlung mit Makrophyten existiert damit im SH noch ein stabiler Filter- und Puffergradient, der vom Ufer bis zur Ostsee reicht. Ein Vergleich mit früheren Daten zeigt (vgl. auch BENKE 1997), daß die heutigen Verhältnisse im wesentlichen denjenigen der 30er Jahre entsprechen. Damit ist das Salzhaff eines der wichtigsten Referenzgebiete an der deutschen Ostseeküste.

GREIFSWALDER BODDEN (GB)

Im Vergleich zum SH ist der GB als mesotroph/eutroph einzustufen (STREICHER 1995; VIETINGHOFF 1995). Ursachen dafür sind in erster Linie das sehr günstige Oberflächen-/Einzugsgebiets-Verhältnis und die relativ guten Austauschmöglichkeiten mit der Ostsee (Abb. 4). Letztere werden aber eingeschränkt durch die Ausprägung eines flachen Sills zur Ostsee ("Boddenrandschwelle" mit einer Tiefe von nur 2-3 m) und durch die Verbindungen zum Strelasund und die Peenemündung.

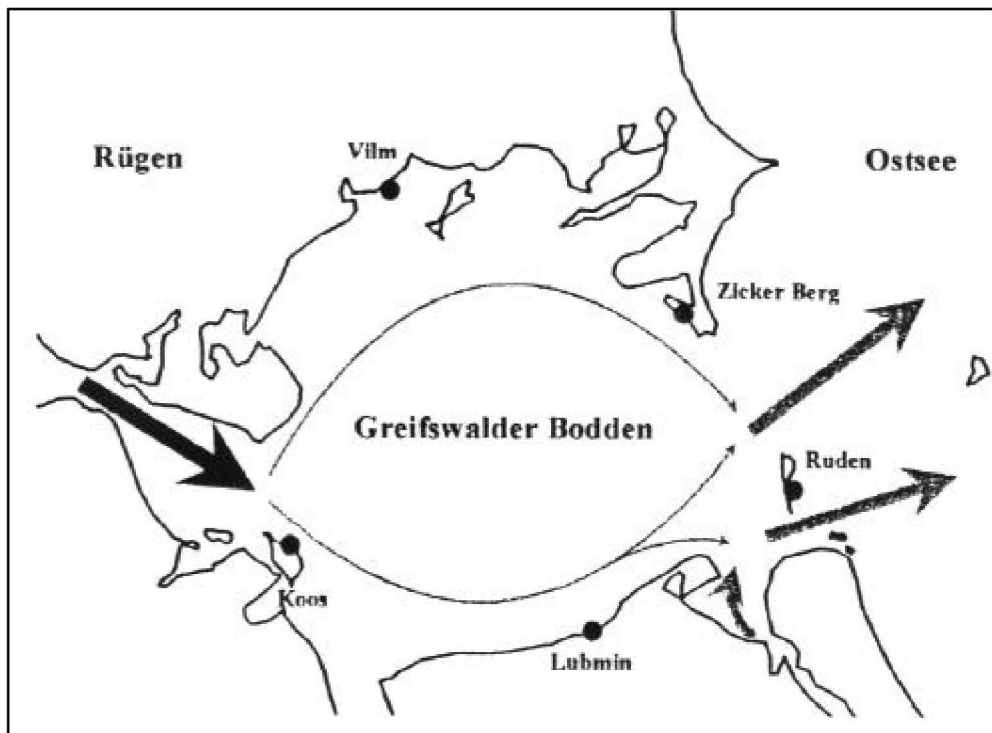


Abb. 4 Greifswalder Bodden – Strömungsverhältnisse Anfang 1994 bis Juli 1994 (JÖNSSON et al. 1998)

In den letzten 40 Jahren war ein stufenweiser Eutrophierungsprozeß kennzeichnend für die Gesamtentwicklung. Am Beginn stand ein gesteigertes Phytoplanktonwachstum infolge verstärkter Nährstoffeinträge. Dadurch verringerte sich das Lichtangebot für die submersen Pflanzen. Diese reagierten mit einer Verringerung der Wachstumstiefe und dem Rückgang der langsam wachsenden Rot- und Braunalgen sowie der Seegrasbestände (GEISEL 1986). Parallel dazu kam es zur Ausbreitung von schnell wachsenden Grün- und Braunalgen, vor allem von *Enteromorpha*-Arten und *Pylaiella littoralis*. Verbunden damit waren Veränderungen in der Ausbreitung und Zusammensetzung der gesamten makrophytobenthischen Gemeinschaften (MESSNER und v. OERTZEN 1991).

Im Phytoplankton sind noch Diatomeen stark vertreten (40 %). Die Chlorophyceen stellen 43,5 %, die Cyanobakterien 15 % und die anderen Algengruppen 0,5 % der Arten. Charakteristisch ist eine ausgeprägte Jahresperiodizität des Phytoplanktons bedingt durch aufeinanderfolgenden Limitationen durch Temperatur, Licht, Silicium, kurzzeitig PO_4 , Stickstoff, sowie erneut Licht und Temperatur im Jahresverlauf. Die vorhandene Biomasse variiert zwischen 20 – 90 $mg\ m^{-3}$ Chlorophyll a. Die Rate der Jahresprimärproduktion liegt bei ca. 350 $g\ C\ m^{-2}\ a^{-1}$.

Auffällig ist der starke Rückgang die Besiedlungsfläche der Makrophyten von 75 % auf 15 % der Boddenfläche. Gleichzeitig erfolgt eine Verringerung der Besiedlungstiefe von >6 m auf ca. 3 – 4 m (Tab. 2, nach BARTELS u. KLÜBER 1998). Die geringere Bodendeckung durch Makrophyten erhöhte die Beweglichkeit des Sediments und damit die Trübung des Wassers. Der damit verbundene Rückkopplungseffekt hat sicher zum beschleunigten Rückgang der Makrophyten beigetragen.

Insgesamt ist jedoch die Artenvielfalt der Makrophyten mit 15 Chlorophyten, 13 Spermatophyten, 9 Rhodophyten, 7 Phaeophyten, 3 Charaphyceen und 9 Cyanobakterien noch relativ groß.

Tabelle 2 Vertikale Bewuchsgrenzen der Makrophyten im Greifswalder Bodden 1996 (nach BARTELS und KLÜWER 1998).

Nr.	Areal	Tiefe (m)	Gattung
1	Gelbes Ufer	4,5 3	Polysiphonia Zostera
2	Höhe Wrechensee	2,8	Polysiphonia & Zostera
3	Muglitz	3	Zostera
4	Stresower Bucht/ Neu Reddevitz	4,1 3,7	Polysiphonia Zostera
5	Reddevitzer Höft/ Buchtausgang Hagensche Wiek	6,2 3,4	Polysiphonia Zostera
6	Zickersche Höft	5,9 3,5	Polysiphonia & Furcellaria Zostera
7	Ruden	3,2	Zostera
8	Struck	2,2	Zostera
9	Vierow	4,5 2,7	Polysiphonia Zostera
10	Gahlkower Haken	3	Zostera
11	Dänische Wiek	1,8	Potamogeton
12	Kooser Haken	3,1	Zostera
13	Großer Stubber	3,6	Zostera

Das Benthal des GBs ist im Ostteil durch Sandboden geprägt. Für dieses Benthal sind hohe Abundanzen und Diversitäten von Mollusken und Ostracoden typisch. Die dominierende Ostracodenart ist *Cytheromorpha fuscata*. Der Westteil des GBs ist in den letzten 40 Jahren dagegen durch die zunehmende Eutrophierung weitgehend verschlickt. Auffallend sind hier die niedrigen Abundanzen und niedrigen Diversitäten der Mollusken und Ostracoden. Die dominierende Ostracodenart ist *Cyprideis torosa*.

Die im letzten Jahrzehnt zurückgegangene Nährstoffbelastungen zeigen erste positive Auswirkungen. So erscheint die Kohlenstoffbilanz des GB über das ganze Jahr gerechnet als ausgewogen (HUBERT et al. 1998) und im Spätfrühling kann ein durch Zooplanktonfraß bedingtes Klarwasserstadium nachgewiesen werden (SCHMIDT, mdl. Mitt.).

DARSS-ZINGSTER BODDENKETTE (DZBK)

Die DZBK ist im Gegensatz zu den beiden bisher besprochenen Gewässern ein gegliedertes Flachgewässer mit einem relativ kleinen Zugang zur Ostsee. Dadurch besitzt es eine größere Autonomie und damit eine besonders hohe Empfindlichkeit gegenüber Nährstoffbelastungen (SCHIEWER et al. 1994).

Hinzu kommt das ungünstige Oberflächen-/Einzugsbebiets-Verhältnis (vgl. Tab. 1), die Einträge durch die Recknitz und Barthe sowie durch die Abwässer der Städte Ribnitz-Damngarten und Barth. Das hat in den letzten 50 Jahren zu einer massiven Eutrophierung dieses Gewässers geführt (Abb. 5).

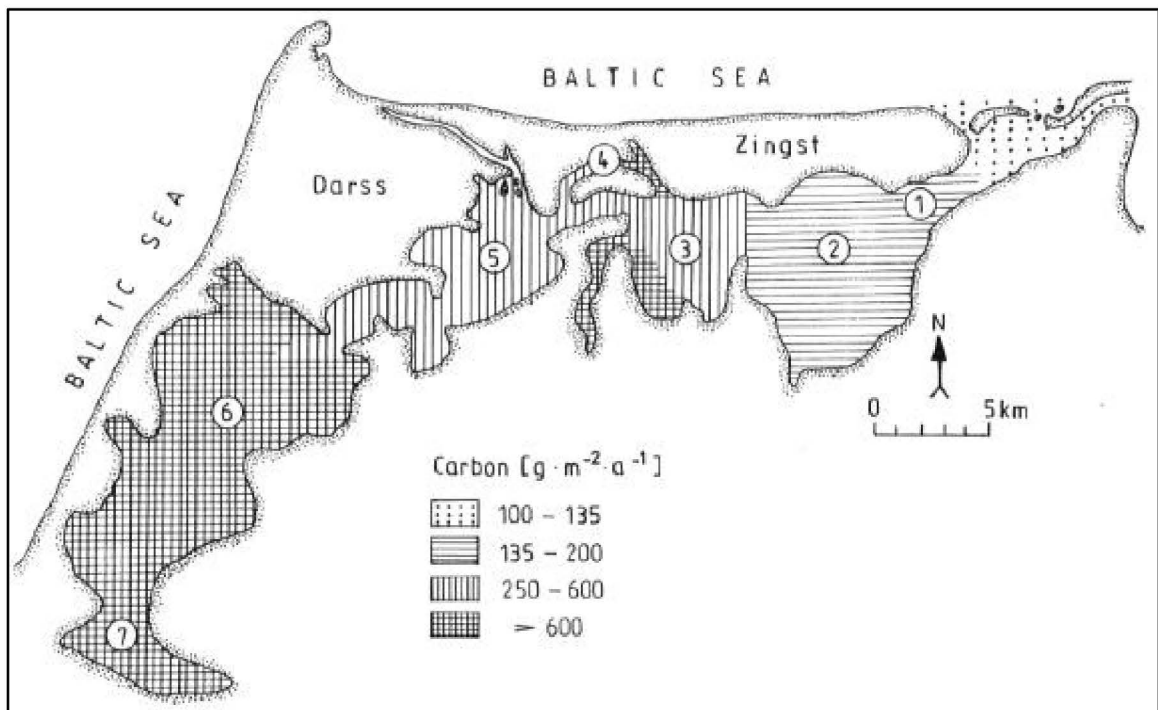


Abb. 5 Darß-Zingster Boddenkette – Verteilung der Primärproduktion Mitte der 80iger Jahre

Untersuchungen über drei Jahrzehnte erlauben eine gute Charakterisierung des abgelaufenen Eutrophierungsprozesses bis zum jetzigen polytrophen Zustand. Deren wesentliche Aspekte sind der Verlust der Diatomeendominanz, gefolgt vom Verlust der Dominanz der submersen Makrophyten sowie der Ausprägung und Verstärkung des mikrobiellen Nahrungsgefüges (Abb. 6/7).

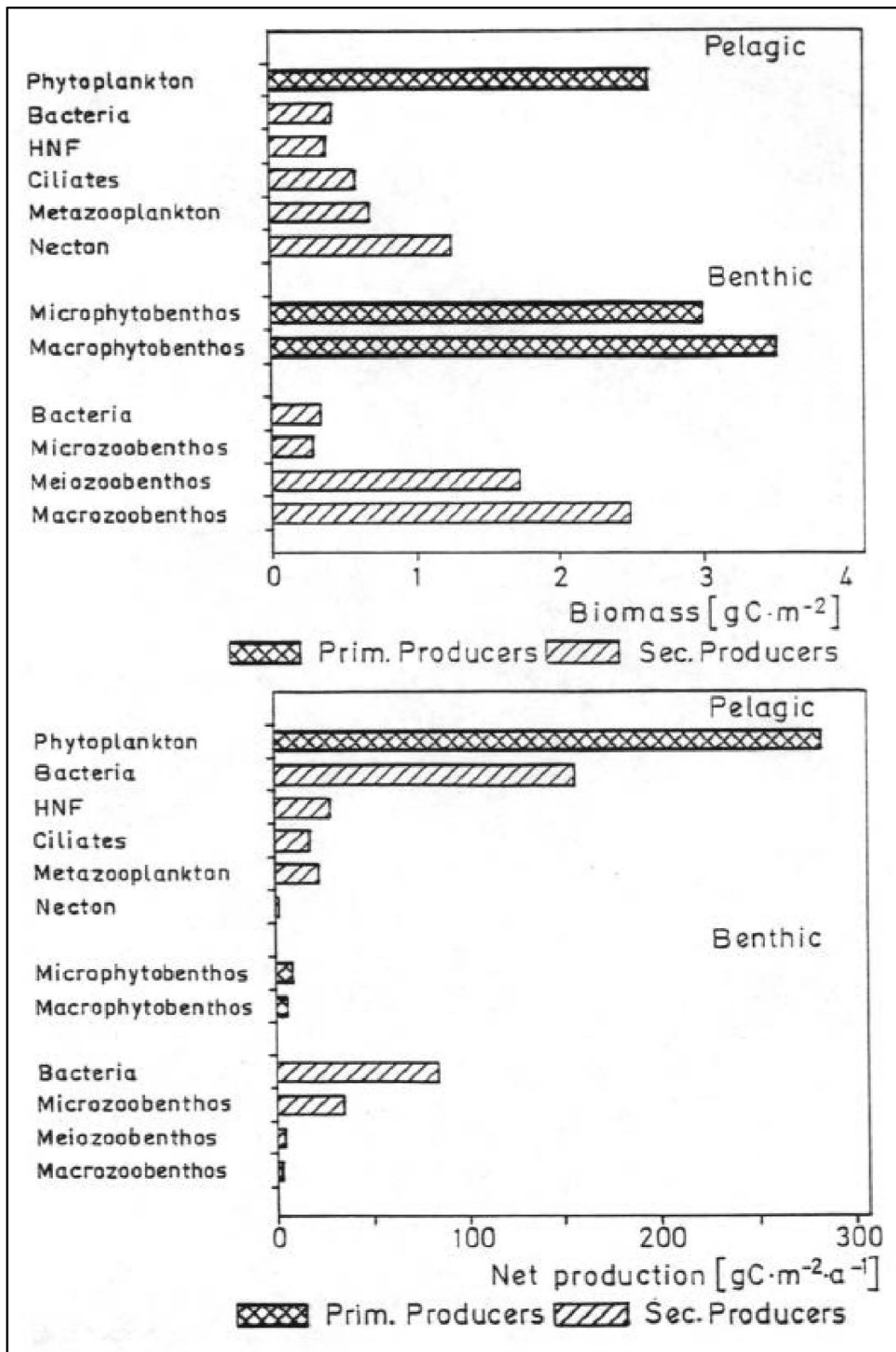


Abb. 6 Darß-Zingster Boddenkette – Biomasse und Nettoproduktion im Pelagial und im Benthal Mitte der 80iger Jahre

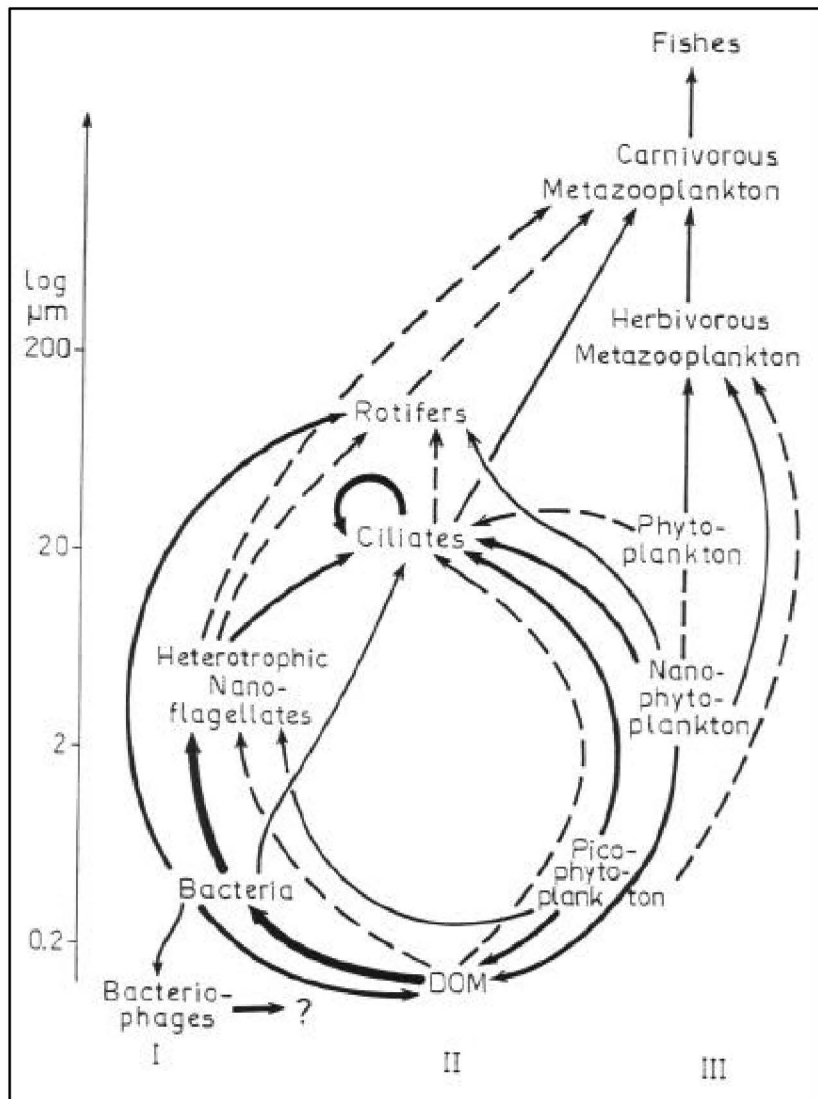


Abb. 7 Darß-Zingster Boddenkette – Nahrungsnetze des Pelagials.
 I = Nebennetz mit Bakteriophagen und Viren;
 II = Mikrobielles Nahrungsnetz. Der Hauptumsatz läuft über dieses Netz.
 III = Traditionelles Weidenahrungsnetz, seit Ende der 70iger Jahre ein Nebenweg.

Die gegenwärtig erreichten strukturellen Veränderungen sind gekennzeichnet durch:

- Die Dominanz des Nano- und Picophytoplanktons (Grünalgen, Cyanobakterien) und deren vorrangige Limitation durch Licht
- Den Rückgang des dominierenden Copepoden *Eurytemora affinis* und der größeren Rotatorien. An ihrer Stelle treten verstärkt Protozooplankton und kleine Rotatorien der Gattung *Synchaeta* auf.

Diese Veränderungen spiegeln sich in der Systemfunktion wider:

- Dominanz des mikrobiellen Nahrungsgefüges, wobei mehr als 90 % des pelagischen Kohlenstoffs über diesen Kreislauf umgesetzt wird (SCHIEWER und JOST 1991, SCHIEWER 1998).

- Beschleunigte Remineralisierung im Pelagial/Sedimentauflage, die zu einer starken Selbsteutrophierung des Systems führt.
- Hohe Respirationsraten, über die große Mengen des organischen Materials umgesetzt werden.

Ein solches Ökosystem ist sowohl gegenüber einer weiteren Eutrophierung als auch seiner Restauration sehr stabil (Abb. 8).

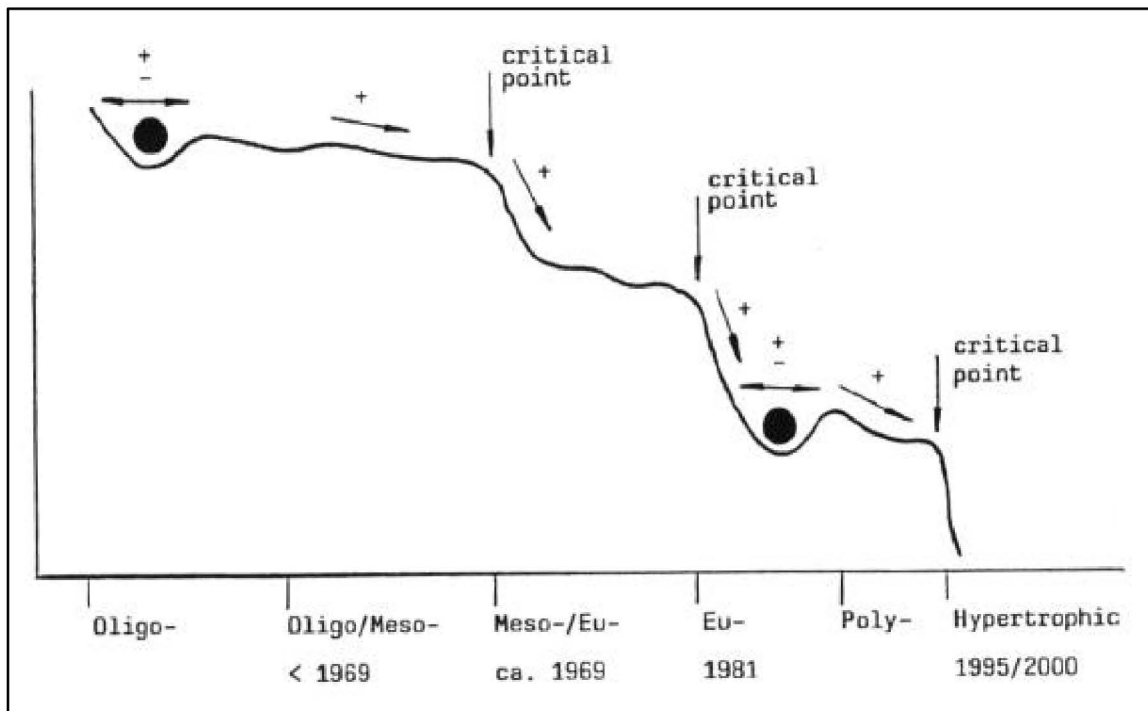


Abb. 8 Darß-Zingster Boddenkette – Barther Bodden: stufenweise Eutrophierung. Hypothetischer oligotropher Zustand während der Entstehung der DZBK. 1. kritischer Punkt ist verbunden mit dem Verlust der Diatomeendominanz im Frühjahr. 2. kritischer Punkt ist gekennzeichnet durch den massiven Verlust an submersen Makrophyten. Der 3. kritischer Punkt wurde nicht mehr erreicht.

- = Stabilitätsmaximum, in den 90iger Jahren stark ausgeprägt durch Umstrukturierungen im Nahrungsnetz infolge der Lichtlimitation des phytoplanktons.

Durch die Eutrophierung wurde das DOC/POC-Verhältnis von ca. 6:1 im Küstenbereich der Ostsee auf ca. 1: 1 in der Kirr Bucht (Abb. 9) und den weiter westlich gelegenen Boddenbecken der DZBK erniedrigt (SCHIEWER et al. , in press). Daraus resultiert neben der Zunahme der Trübung ein auffallend hoher Anteil einer sehr mobilen Sedimentauflage (fluffy sediment layer). Offensichtlich ist diese Sedimentauflage durch die hohe Konzentrationen an Organismen, gute O₂-Versorgung und ihren engen Kontakt mit dem Sediment das Stoffumsatzzentrum in der DZBK (Abb. 10). Ergebnisse von RIELING et al. (1999) belegen, daß der Nährstofftransport vom Sediment ins Freiwasser durch die Sedimentauflage vollständig kontrolliert wird.

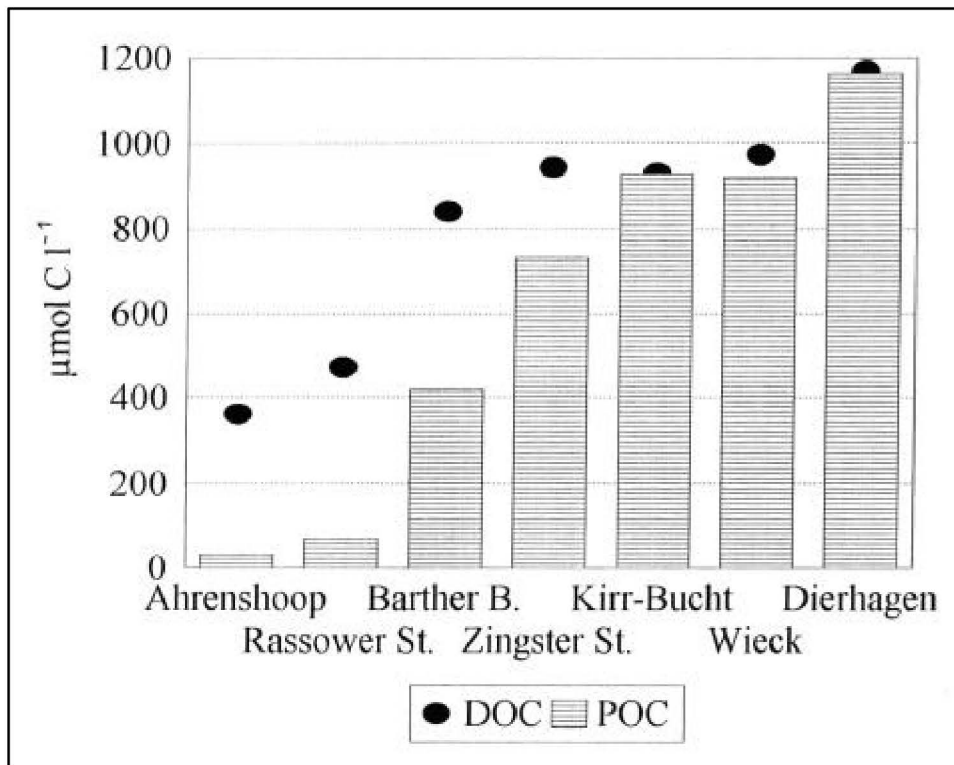


Abb. 9 Darß-Zingster Boddenkette – Partikulärer (POC)- und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)-Gehalt im Eutrophierungsgradienten. Ahrenshoop = Vergleichsstation an der Außenküste der Ostsee.

ATMOSPÄRE

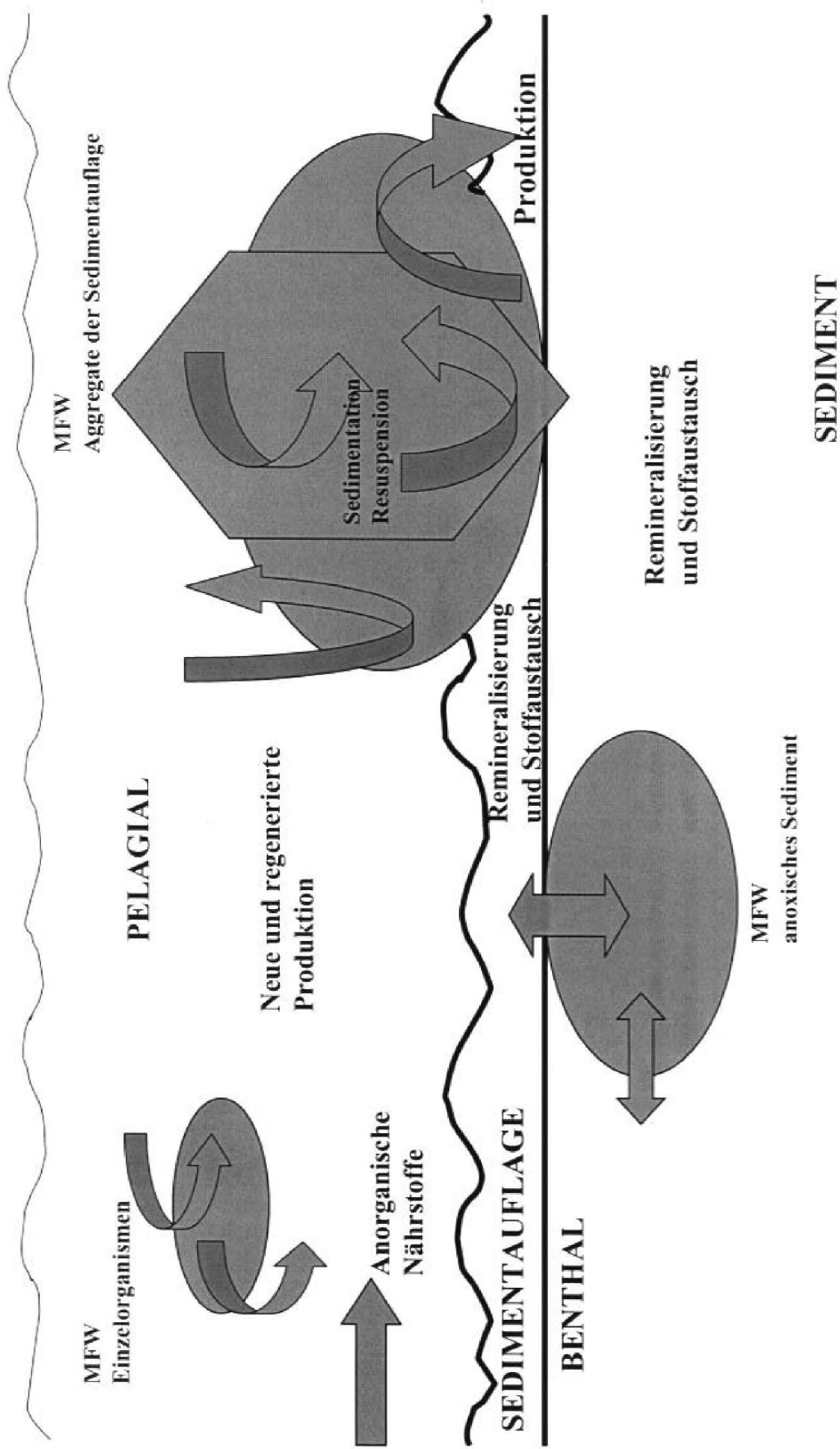


Abb. 10 Darß-Zingster Boddenkette – Dominanz der Sedimentauflage (Fluffy Sediment Layer) beim Kohlenstoffumsatz.
MFW = Mikrobielles Nahrungsnetz.

3 Diskussion und Schlußfolgerungen

Alle drei Gewässer sind brackige, gezeitenlose Flachgewässer, denen eine Reihe gleicher Eigenschaften zugeschrieben werden kann:

- polymiktisch mit intensiver benthisch-pelagischer Kopplung
- hoher O₂-Eintrag und damit beschleunigter Umsatz der organischen Substanzen
- geringe biologische Aktivitäten und Dominanz der anorganischen Nährstoffe im Winter
- intensive Denitrifizierung im Frühjahr
- Dominanz der organischen Nährstoffe während der Vegetationsperiode
- Akkumulation huminhaltiger Substanzen
- Hauptumsatzorte sind die Wassersäule und die Sedimentauflage
- hohe Remineralisierungsraten und "Selbst"-Eutrophierung.

Ihre Puffer- und Filterkapazität resultiert primär aus der Sedimentation infolge verringerter Strömungsgeschwindigkeiten und verlangsamtem Abfluß. Modifizierend darauf wirken

- die Morphologie und Bodentopologie sowie hydrologische Prozesse wie Wasserzirkulation, Süßwasserzufluß und die Austauschprozesse mit der Ostsee. Chemisch-physikalische Prozesse wie Adsorption, Desorption, Aggregation und Ausfällung verändern die Bedingungen.
- Sekundär werden die Bodden und Haffe als Bioreaktoren wirksam. Physiologische und ökologische Prozesse wie Photosynthese, Respiration, Denitrifikation, Nahrungsnetze und Stoffkreisläufe prägen das Gesamtverhalten der Ökosystems. Zusätzliche gravierende Einflüsse entstehen durch anthropogen bedingte organische Belastungen, Eutrophierung und Pollution.

Entscheidenden Einfluß auf das Gesamtverhalten dieser Küstengewässern haben die Austauschraten mit der offenen Ostsee. Dabei können zwei Grundtypen unterschieden werden:

- Dominanz der horizontalen Austauschprozesse mit der Ostsee gegenüber den internen Umsatzraten. Sie können entstehen durch kurze Verweilzeiten in flußdominierten Ästuaren, z. B. im Oderhaff. Oder sie resultieren aus den guten Austauschmöglichkeiten mit der Ostsee, wie z. B. beim GB. In diesen Fällen wird die Wirksamkeit der Gewässer als Bioreaktoren deutlich verringert.
- Dominanz der internen Umsatzraten gegenüber den Austauschprozessen mit der Ostsee, z. B. durch enge Ausgänge zur Ostsee und /oder Untergliederung der Bodden in Bassins. Beides trifft für die DZBK zu. Daraus ergibt sich einerseits eine größere "Autonomie" dieser Ästuare. Die Bedeutung der Gewässer als Bioreaktoren nimmt erheblich zu. Andererseits bedingen solche Verhältnis-

se aber auch eine deutlich erhöhte Empfindlichkeit gegenüber Nährstoffbelastungen.

Aus den bisherigen Ergebnissen lassen sich eine Reihe von Empfehlungen zur optimalen Gestaltung der Bedingungen in Bodden und Haffen ableiten:

1. Sicherung ihrer multivalenten Nutzung durch Etablierung sich miteinander entwickelnder ökologischer und sozio-ökonomischer Systemkomplexe. Eine derartige Nutzung entspricht weitgehend der ökologischen Ausstattung dieses Gewässertyps.
2. Restaurierung der eutrophierten Gewässer durch einschneidende Verringerung der Belastungen aus den Einzugsgebieten:
 - für die Beseitigung der "Hot-Spots" sind dreistufige Kläranlagen erforderlich;
 - zur Entlastung kleinerer Belastungsquellen im Einzugsgebiet sollten "Low-Tech"-Kläranlagen entwickelt und eingesetzt werden;
 - zur dauerhaften Unterstützung der Entlastung des Gewässers ist eine dem Einzugsgebiet adäquate Landnutzung zu etablieren;
 - die Unterstützung der natürlichen Selbstreinigungskraft der Gewässer, u. a. durch Recycling von Abfällen; qualitative Verbesserungen an Stelle quantitativen Wachstums sollte Vorrang vor aufwendigen Maßnahmen zur Wiederherstellung nach anthropogenen Belastungen haben.
3. Entwicklung eines umfassenden Monitorings und eines Klassifizierungssystems unter stärkerer Einbeziehung funktioneller Aspekte. Diesem Anliegen kommen die Vorstellungen der EU-Richtlinie zum Gewässermonitoring und –klassifizierung deutlich näher als die bisherigen offiziellen deutschen Richtlinien.
4. Auswahl von Gebieten, die eine kombinierte und vergleichende Untersuchung durch Naturwissenschaftler und Sozio-Ökonomen erlauben.
5. Durchführung von Untersuchungen zur Selbstregulation des Gesamtsystems unter Beachtung der nachhaltigen Entwicklung.

Zusammenfassung

Gezeitenlose Bodden und Haffe sind entlang der Ostseeküste weit verbreitet und wichtige Puffer und Filter für die offenen Ostsee. Sie sind ökologisch gekennzeichnet durch ihre hohe Variabilität und moderate Elastizität. Ihre Puffer- und Filterkapazität variiert in Abhängigkeit von der Größe des Einzugsgebietes, den Austauschprozessen mit der Ostsee sowie den chemisch-physikalischen und biologischen Prozessen in den Gewässern.

Durch die weitgehend einseitige anthropogen Nutzung als Vorfluter hat die dadurch bedingte Eutrophierung in den letzten 40 Jahren in der Regel die Puffer- und Filterwirkung durch Überlastung vermindert, mitunter auch fast ausgeschaltet. Eine vielseitige sozio-ökonomische Nutzung ihrer Ressourcen und Funktionen entspricht

dem Charakter dieser Gewässer am besten. Sie ist somit die beste Nutzungsstrategie für deren nachhaltige Entwicklung – sie spart Geld und erhält das Ökosystem!

Literatur

- BARTELS, S. und U. KLÜBER (1998). Die räumliche Verbreitung des Makrophytobenthos und seine Akkumulation von Nährstoffen und Schwermetallen. Teil 1: Erfassung des Bedeckungsgrades des Greifswalder Boddens mit submersen Makrophyten.- Greifswalder Geogr. Arbeiten 16: 316-325.
- BENKE, H. (Hrsg.). Die Wismar-Bucht und das Salzhaff. Meer und Museum 13, 1997: 104 S.
- GEISEL, T. (1986). Pflanzensoziologische Untersuchungen am Makrophytobenthos des Greifswalder Boddens. Dipl.-Arbeit, Univ. Rostock.
- HUBERT, M.-L.; KOB, A. und U. VIETINGHOFF (1998). Modellierung der Biomasseentwicklung unter dem Einfluß von Wasseraustausch am Beispiel des Greifswalder Boddens.- Greifswalder geogr. Arbeiten 16: 403-450.
- JÖNSSON, N.; A. BUSCH, A.; LORENZ, Th. und B. KORTH (1998). Struktur und Funktion von Bodenlebensgemeinschaften im Ergebnis von Austausch- und Vermischungsprozessen.- Greifswalder Geogr. Arbeiten 16: 250-285.
- MESSNER, U.; and J.-A. v. OERTZEN (1991). Long-term changes in the vertical distribution of macrophytobenthic communities in the Greifswalder Bodden.- Acta Ichth. Piscat. 21 (suppl.): 135-143.
- RIELING, T., I. STODIAN, H. J. BLACK, M. KÖSTER und L.-A. MEYER_REIL (1999). Aspekte des mikrobiellen Kohlenstoffkreislaufs.- Bodden 8: 49-57.
- SCHIEWER, U. & JOST, G. (1991). Microbial food web in eutrophic shallow brackish estuaries of the Baltic Sea. Internat. Rev. ges. Hydrobiol. 76: 339-350.
- SCHIEWER, U. (1998). Hypertrophy of a Baltic estuary – changes in structure and function of the planktonic community. Verh. Internat. Verein. Limnol. 26: 1503-1507.
- SCHIEWER, U.; RENTSCH, D. and R. SCHUMANN (1999). Composition and size fractions of particulate material in the polytrophic Darß-Zingst lagoon an coastal area of the southern Baltic Sea.- Verh. Internat. Verein. Limnol. 27 (in press).
- SCHIEWER, U.; SCHLUNGBAUM, G. & ARNDT, E. A. (Hrsg.). Monographie der Darß-Zingster Boddenkette – Überblick über 20 Jahre Boddenforschung. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 2. 1994: 240 S.
- STREICHER, S. (Hrsg.). Der Greifswalder Bodden. Meer und Museum 5. 1989: 104 S.
- VIETINGHOFF, U. (Hrsg.). Der Greifswalder Bodden. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 3. 1995. 219 S.
- WEBER, M. von (1990). Untersuchungen an der Makrofauna des Phytals des Salzhaffs (Wismarer Bucht, westl. Ostsee): Dipl.-Arbeit, Univ. Rostock.

Verfasser

Prof. Dr. Ulrich Schiewer
Universität Rostock
Institut für Aquatische Ökologie
Freiligrathstr. 7/8
D-18051 ROSTOCK

e-mail: ulrich.schiewer@biologie.uni-rostock.de