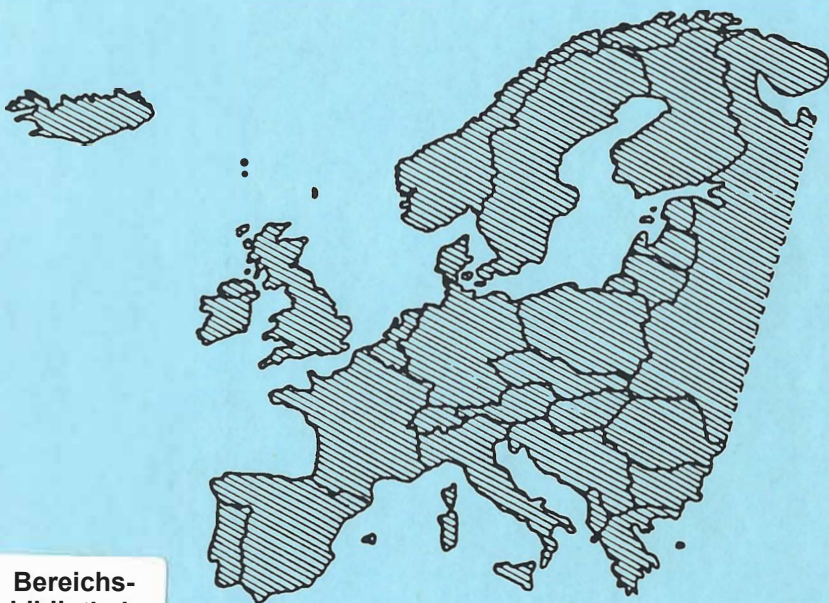


ISSN 0943-822X

Rostocker Meeresbiologische Beiträge

Heft 7



Bereichs-
bibliothek
Südstadt

UB Rostock

WA
80000

-7

UNIVERSITÄT ROSTOCK

**Rostocker
Meeresbiologische Beiträge**

Heft 7

Universität Rostock
Fachbereich Biologie
1999

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00005509

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

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

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

LEKTORAT: Autorenkorrektur

HERSTELLUNG DER DRUCKVORLAGE: Kristine Schönefeldt

CIP-KURZTITELAUFNahme: Rostocker Meeresbiologische Beiträge / Universität
Rostock, Fachbereich Biologie. - Rostock
H. 7. - 1999. - 169 S.

ISSN 0943-822X

© Universität Rostock, Fachbereich Biologie, 18051 Rostock.

BEZUGSMÖGLICHKEITEN: Universität Rostock
Universitätsbibliothek, Schriftentausch, 18051 Rostock

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

DRUCK: Universitätsdruckerei Rostock 1060/99

Inhalt

	Seite
SCHLUNGBAUM, Günter	5
Die EU-Rahmenrichtlinie für eine gemeinsame Wasserpolitik aus besonderer Sicht der Ökologie der Ästuare und Küstengewässer	
SCHLUNGBAUM, Günter; KRECH, Mathias	45
Klassifizierung und Bewertung von Seen - die Entwicklung vom Seentypensystem bis zur EU- Wasserrahmenrichtlinie	
SPITTLER, Peter; SCHIEWER, Ulrich	65
On the feeding ecology of ciliates: what size particles do they prefer?	
ZETTLER, Michael L.	79
Untersuchungen zum Makrozoobenthos des Breitlings (südliche Ostsee) unter besonderer Berücksichtigung der Crustacea	
BURCKHARDT, Roger; HEERKLOSS, Reinhard	91
Konsumtion und Fäkalpelletproduktion bei <i>Eurytemora affinis</i> (Poppe) (Calanoida, Copepoda)	
KLENZ, Birgitt	111
Abundance and distribution of larvae of commercially important Western Baltic fish species in the period 1993 - 1997	
SIEGEMUND, Axel; SCHLUNGBAUM, Günter	125
Ionenanomalien im Salzgehalt der Darß-Zingster Bodengewässer - die Bedeutung der Hauptzuflüsse	
SAGERT, Sigrid; SCHUBERT, Hendrik	135
Unterwasserlichtklima der Darss-Zingster-Boddenkette	
BAHNWART, Mandy; KIESSLICH, Almut; SPITZER, Almuth;	157
SCHUBERT, Hendrik	
Quantifizierung des beschattenden Einflusses der Ufervegetation auf das Phytoplankton im Bereich des Oberlaufes der Warnow	

Günter SCHLUNGBAUM

Die EU-Rahmenrichtlinie für eine gemeinsame Wasserpolitik aus besonderer Sicht der Ökologie der Ästuar- und Küstengewässer

Abstract

According to the forthcoming EU-guideline, a new orientation in modern environmental policy will be needed. There is an increased demand for connecting management and the protection of waters. It is for the first time that a guideline is based on the evaluation of different geographical (not administrative) river systems. A main advantage of the guideline is the consideration for ecological aspects.

The impact of the guideline on the protection of coastal waters and estuaries is being discussed.

"Mit der Vorgabe von Mindestqualitätszielen bei der Gewässergüte wie bei der Abwasserreinigung wird in Europa Neuland beschriftet."

ATV 7/98

1 Einführung

Am 16. / 17. Juni 1998 haben die EU-Umweltminister eine Einigung über die Inhalte einer Wasserrahmenrichtlinie, d.h. über die "**Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik**" (Rat der EU 9710/98) erreicht. Inzwischen liegt ein überarbeiteter Vorschlag (EU 6404 | 99) der längeren Diskussion zur Verabschiedung durch das Europäische Parlament vor und soll nach Möglichkeit zu Beginn des Jahres 2000 wirksam werden (UMWELT, 1999; DARKOW, 1999 a/b). Die Wasserpolitik der Europäischen Gemeinschaft hat bereits eine längere Tradition. Der Ursprung liegt in den 70er Jahren. Ziel war es immer, durch EG (EU) - Richtlinien auf dem Wassersektor bei den Gewässerschutzproblemen der Mitgliedsstaaten Abhilfe zu schaffen und die unterschiedlichen wasserrechtlichen Regelungen zu harmonisieren. Bei allem Bemühen für die verschiedensten Ansprüche an die Wasserressourcen bezüglich des Schutzes einen vereinheitlichten Ordnungsrahmen zu finden (vgl. auch

Übersicht in Tab. 1), ergab sich eine starke Differenzierung und eine spezifische Ausrichtung aus Richtung auf ausgewählte Nutzungsschwerpunkte. In der Fachwelt wird oft von einem **Flickenteppich im Gewässerschutz** gesprochen.

Mit diesem Beitrag soll auf der Basis des gegenwärtig vorliegenden Textes des Richtlinien-Vorschlages das Wirkungsfeld mit dem speziellen Schwerpunkt der Ästuare und Küstengewässer auf die Problematik der Gewässerökologie untersucht werden.

Tabelle 1 Übersicht über ausgewählte EG (EU) - Richtlinien zum Sektor Oberflächengewässer

Nr	Richtlinie über ...	Nomenklatur	veröffentlicht im Amtsblatt
1	Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung	75 440 EWG	L 194, 25. 7.75
2	die Qualität der Badegewässer	76 160 EWG	L 31, 5. 2.76
3	die Ableitung gefährlicher Stoffe in die Gewässer	76 464 EWG	L 129, 18. 5.76
4	die Qualität von Süßwasser, um das Leben von Fischen zu erhalten	78 659 EWG	L 222, 14. 8.78
5	Qualitätsanforderungen an Muschelgewässer	79 923 EWG	L 281, 10.11.79
6	die Erhaltung wildlebender Vogelarten (Vogelschutzrichtlinie)	79 409 EWG	L 103, 25. 4.79
7	die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasser - Richtlinie)	80 778 EWG	L 229, 30. 8.80
8	die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP - Richtlinie)	85 37 EWG	L 175, 5. 7.85
9	Klärschlamm	86 278 EWG	L 181, 8. 7.86
10	die Behandlung von kommunalem Abwasser (Abwasser - Richtlinie)	91 271 EWG	L 135, 21. 5.91
11	das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (Pflanzenschutzmittel - Richtlinie)	91 414 EWG	L 230, 19. 8.91
12	zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (Nitrat - Richtlinie)	91 676 EWG	L 375, 31.12.91
13	die Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH - Richtlinie)	92 43 EWG	L 206, 22. 7.92
14	die integrative Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (I-V-U - Richtlinie)	96 61 EG	L 257, 10.10.96

2 Wichtige EG (EU) - Richtlinien mit Bezug zu Wasser / Gewässerfragen

Seit Beginn der aktiven europäischen Umweltpolitik im Jahre 1973 gab es mehrere Aktionsprogramme (1973, 1977, 1983, 1987). Zu dieser Zeit wurde eine Reihe von Gewässerschutzrichtlinien verabschiedet und weitgehend durch Umsetzung in

nationales Recht in Kraft gesetzt. Bis 1987 war der Umweltschutz überhaupt nicht als grundlegende Zielstellung, formuliert worden. Dadurch kam es auch zu mangelhaften Umsetzungen von bestimmten Richtlinien. Mit der Weiterführung des europäischen Einigungsprozesses wurde dann mit dem Vertrag von Maastricht (7.2.1992) der Umweltschutz als allgemein gültige Zielstellung vereinbart.

Die Übersicht in Abb.1 läßt unschwer erkennen, daß bei den meisten Richtlinien der Nutzungsaspekt für die Wasserressourcen im Vordergrund stand (z.B. Badege- wässer, Trinkwasser, Fischgewässer, Muschelgewässer ...). Selbstverständlich war dieser Aspekt immer mit auf die Nutzung ausgerichteten Erfordernissen für die Wasser / Gewässerqualität verbunden worden. Dennoch blieb es teilweise bei Einzelvor- schriften, die umfassende Schutzpläne für Wasserinhaltsstoffe, Schadstoffe und für Wirkungen der Einzugsgebiete auf die Gewässer nicht zuließen. Der gesamtheitliche ökologische Ansatz für den Gewässerschutz hat sich erst in den jüngeren Jah- ren entwickelt. Beispielhaft hierfür ist die Abwasserrichtlinie aus dem Jahr 1991 zu nennen, die sowohl den Emissions- als auch den Immissionsansatz zur Grundlage des Handelns macht (z.B. spezielle Ausweisungen über den Umgang mit empfindli- chen Gebieten) - vgl. auch Leitsatz vor der Einführung. Heute umfassen 50 bis 60 Richtlinien und Vorschriften den Gewässerschutzbereich (FLORENZ, 1999).

Auch die Integration von Naturschutzzielen für Gewässerlebensräume ist als posi- tiver Entwicklungstrend zu werten (z.B. 1979: Vogelschutzrichtlinie, 1992: FFH - Richtlinie).

3 Das Erfordernis für eine Wasserrahmenrichtlinie

Der Gewässerschutz auf der Basis technologisch begründeter Anforderungen hat in den letzten Jahrzehnten große Erfolge für die Wasserbeschaffenheit gebracht, solange stoffliche Belastungen aus punktuellen Abwassereinleitungen das Haupt- problem darstellten. Heute kann z.B. für Deutschland auf den folgenden Stand ver- wiesen werden (Tab. 2).

Tabelle 2 Entwicklung der Abwasserbelastung für Oberflächengewässer in Deutschland (Bericht Wasserwirtschaft 1997 (1998))
(Angaben jeweils in %)

D: Deutschland ABL: alte Bundesländer NBL: neue Bundesländer	1991			1995		
	ABL	NBL	D	ABL	NBL	D
Abwasser: nur mechanisch behandelt	2	25	7	1	24	4
mechanisch und biologisch behandelt	90	35	79	99	76	96
mechanisch und biologisch und weitergehend behan- delt	58	14	57	84	58	84

Die Tabelle 2 zeigt eindeutig den inzwischen erreichten hohen Stand der technischen Abwasserreinigung. Auch die neuen Bundesländer haben enorm aufgeholt.

Noch nicht überall kann der Stand in der Gewässerbeschaffenheit Zufriedenheit auslösen. Dazu gehört auch die Situation in den inneren Küstengewässern an der Ostseeküste Deutschlands (vgl. SCHLUNGBAUM, 1997). Die Betrachtung der Gewässer als Lebensraum, d.h. in ihrer Gesamtheit mit umgebender Landschaft, muß zukünftig an Bedeutung gewinnen. Der Erhalt naturnaher Gewässer bzw. Entwicklung hin zu naturnahen Gewässern ist heute eine allgemein gültige politische Forderung geworden.

In diesem Zusammenhang wird es immer mehr um die Durchsetzung der **Nachhaltigkeit auch im Gewässerschutz** - einer Grundforderung für die Zukunft - gehen. Im Brundlandt - Bericht (1987) ist in Vorbereitung auf den UN - Umweltweltgipfel 1992 in Rio de Janeiro der Begriff der Nachhaltigkeit für die Entwicklung der Menschheit klar formuliert und zur allgemeinen Prämisse geworden:

"Die Menschheit hat die Fähigkeit, die Entwicklung nachhaltig zu gestalten, d.h. sicherzustellen, daß die Bedürfnisse der gegenwärtigen Generationen auf eine Weise erfüllt werden, die es zukünftigen Generationen ebenso erlaubt, ihre Bedürfnisse zu befriedigen".

Unter dem Gesichtspunkt, daß es ohne saubere Wasserressourcen keine gesicherte Zukunft für die Menschheit geben kann, war die Forderung nach einer zusammenfassenden und allgemein gültigen Wasserpolitik auch in den Mitgliedsstaaten der Gemeinschaft nur noch eine Frage der Zeit. Die Berücksichtigung der ökologischen Zusammenhängen in unserer Umwelt, in unseren Gewässern verschiedensten Typs ist heute Grundlage für alle in das Mensch-Natur-Verhältnis eingreifenden Tätigkeiten. So soll und muß der Wasser- und Gewässerschutz in Form von umfassenden Schutzplänen für Flüsse, Seen und Küstengewässer unter Einbeziehung der jeweiligen Einzugsgebiete formuliert werden. Von ganz besonderer Bedeutung dafür ist der Aspekt der ökologischen Verträglichkeit für die Gewässer. Jeder Gewässer-

typ, jedes Gewässer stellt sich hierfür als Unikat dar. So sind die Grenzwerte für Stoffeinträge bei aller Verallgemeinerung neu festzulegen. Wirkungen und Wechselwirkungen müssen ökosystemar bekannt sein oder untersucht werden. Jeweils die bestmögliche Gewässerqualität muß Zielstellung sein bzw. werden.

4 Der Weg zur Wasserrahmenrichtlinie

In Anerkennung der dargestellten Erfordernisse und der Durchsetzung der Nachhaltigkeit für einen allgemein gültigen Ordnungsrahmens für eine gemeinschaftlich ausgerichtete Wasserpolitik mußten nun die folgenden Prinzipien grundlegend berücksichtigt werden:

- Der kombinierte Einsatz, d.h. Emissionen sind nach der besten verfügbaren Technik zu begrenzen und gewässerbezogene Qualitätsziele sind verschärft zu fordern, muß allgemeines Prinzip der Wasserpolitik werden.
- Für die Ableitung von Qualitätszielen sind hohe Ansprüche im Sinne der nachhaltigen Entwicklung zu stellen und mit einheitlichen Methoden durchzusetzen.
- Die Anwendung des Subsidiaritätsprinzips muß gewässerspezifisch nach den einzelnen Schutzgütern (aquatische Lebewesen, Fischerei, Freizeit, Schwebstoffe/ Sedimente und Trinkwasser) erfolgen.

Diese Grundsätze bestimmten dann auch die Diskussion bei der Ausarbeitung der Richtlinie. Die wichtigsten Etappen lassen sich modifiziert nach HOLZWARTH (1998, 1999) wie folgt skizzieren :

- 2/92 : Umweltschutz als Gemeinschaftspolitik im Maastricht - Vertrag
- 5/91 : Abwasserrichtlinie mit kombiniertem Ansatz (Emissionen und Immissionen)
- 12/91 : Nitratrichtlinie regelt Aspekte der Landnutzung und des Gewässerschutzes (induzierte diffuse Einträge)
- 6/95 : Aufforderung des EU- Rates und des Umweltausschusses des EU- Parlamentes an die Kommission zur grundlegenden Überarbeitung der gemeinschaftlichen Wasserpolitik
- 2/96 : erste Mitteilung der EU- Kommission zur Wasserpolitik
- 2/96 - 10/96 : Konsultationsprozeß
- 2/97 : Vorschlag der Kommission für eine Wasserrichtlinie (KOM (97), 46)
- 3/97 : Beginn der Beratungen im EU- Rat
- 7/97 : Beginn der Beratungen im EU- Parlament
- 11/97 : Ergänzungsvorschlag der Kommission
- 2/98 : Ergänzungsvorschlag der Kommission, u.a. zu Details über Qualitätsziele (KOM (98), 76)

- 6/98 : Vorlage des Papiers / politische Einigung über die Grundlagen der Richtlinie

Für diesen Prozeß hat u.a. Deutschland die Forderung erhoben, ein einheitliches widerspruchsfreies Konzept zu erarbeiten.. Die zwischenzeitlichen Aktivitäten zur Schaffung einer Richtlinie zur ökologischen Qualität der Gewässer sind voll in diesem umfassendere Rahmenkonzept integriert worden.

Mit der Abb. 1 wird eine Zusammenstellung der bisherigen Vielfalt der Entwicklungswege für die Gewässerbewertungssysteme ab Beginn der 70er Jahre gegeben. Dazu gehören auch die für damalige Zeiten weit vorrausschauenden Regelungen in der ehemaligen DDR (TGL's). Es wird aber auch gezeigt, wie unterschiedlich der Ansatz in den ehemaligen deutschen Teilstaaten einerseits und in der EG, sowie den internationalen Abkommen andererseits war.

5 Die Wasserrahmenrichtlinie

5.1 Ziele der Rahmenrichtlinie

Die Zielstellung ist im Artikel 1 formuliert worden:

"Hauptziel dieser Richtlinie ist die Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers zwecks

- a) Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustandes aquatischer Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme im Hinblick auf den Wasserhaushalt,
- b) Förderung eines nachhaltigen Wassergebrauchs auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen,
- c) Minderung der Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürren,

womit beigetragen werden soll zu

- einer ausreichenden Versorgung mit Oberflächen- und Grundwasser guter Qualität, wie es für einen nachhaltigen ausgewogenen und gerechten Wassergebrauch erforderlich ist;
- einem Schutz der Hoheitsgewässer und der Meeresgewässer;
- einer Verwirklichung der Ziele der einschlägigen internationalen Übereinkommen einschließlich derjenigen, die auf die Vermeidung und Beseitigung der Verschmutzung der Meeresumwelt abzielen, sowie
- einer allmählichen Verringerung der Emission gefährlicher Stoffe."

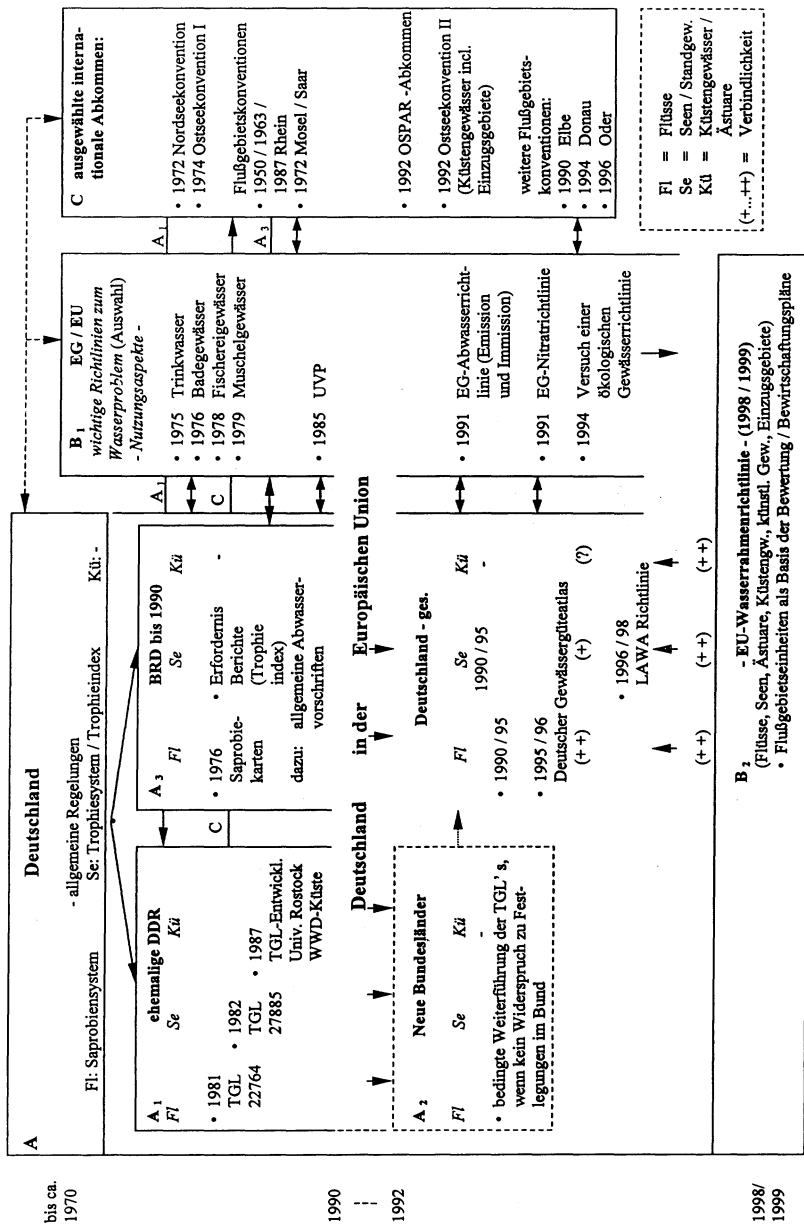


Abb. 1 Entwicklung der Gewässerbewertung in Deutschland und Europa - ... 1970 bis zur Gegenwart
Beschaffenheitsrelevante Festlegungen für Oberflächengewässer

Diese Präambel berücksichtigt ausdrücklich, daß die EU und ihre Mitgliedstaaten Vertragsparteien verschiedener internationaler Übereinkommen sind, die bedeutende Verpflichtungen zum Schutz der Meeresgewässer gegen Verschmutzung beinhalten (z.B. Nordsee- und Ostseeabkommen). Von großer Bedeutung für alle Handlungen ist die Festschreibung eines **Verschlechterungsverbotes** für die Gewässerbeschaffenheit und die Verpflichtung zur Verbesserung von beeinträchtigten Gewässern. Ebenso wichtig ist der Bezug auf **Gewässer als Ökosysteme**. Damit wird erstmalig ein so komplexer Ordnungsrahmen der internationalen Politik auf ökosystemare Grundlage gestellt.

5.2 Gültigkeitsrahmen und Begriffe

Diese Richtlinie hat das Ziel, einen Ordnungsrahmens für

- Binnenoberflächengewässer
- Übergangsgewässer (hierzu gehören Ästuar)
- Küstengewässer
- Grundwasser

zu schaffen. Nicht unmittelbar (vgl. aber auch 5.1) sind die Hoheitsgewässer und die Meeresgewässer berücksichtigt, dennoch sind alle festgelegten Maßnahmen auch im Hinblick auf einen hohen Standard beim Schutz der Meeresgewässer ausgerichtet.

Die administrative und auch die wissenschaftlicher Arbeit mit der Rahmenrichtlinie erfordert nicht nur umfassende Kenntnisse, sondern auch eine genaue Abgrenzung / Definition der zur Anwendung kommenden Begriffe (hier schwerpunktmäßig aus der Sicht der Oberflächengewässer):

- **Oberflächengewässer:** Binnengewässer mit Ausnahme des Grundwassers sowie die Übergangsgewässer und Küstengewässer, wobei im Hinblick auf den chemischen Zustand ausnahmsweise auch die Hoheitsgewässer eingeschlossen sind;
- **Grundwasser:** alles unterirdische Wasser in der Sättigungszone, das in unmittelbarer Berührung mit dem Boden oder Untergrund steht;
- **Binnengewässer:** alle an der Erdoberfläche stehende oder fließende Gewässer, sowie alles Grundwasser auf der landwärtigen Seite der Basislinie, von der aus die Breite der Hoheitsgewässer gemessen wird;
- **Fluß:** ein Binnengewässer, das größtenteils an der Erdoberfläche fließt, teilweise aber auch unterirdisch fließen kann;
- **See:** ein stehendes Binnenoberflächengewässer;
- **Übergangsgewässer:** die Oberflächengewässer in der Nähe von Flußmündungen, die aufgrund ihrer Nähe zu den Küstengewässer einen gewissen Salzgehalt aufweisen, aber im wesentlichen von Süßwasserströmungen beein-

fließt werden (hier ordnet sich der Begriff **Ästuar** ein, ebenso sind die als innere Küstengewässer bezeichneten Bodden, Haffe, Förden als Ästuarer moderner Prägung hier hinzuzurechnen);

- **Küstengewässer:** die Oberflächengewässer auf der landwärtigen Seite einer Linie, auf der sich jeder Punkt der Basislinie befindet, von der aus die Breite der Hoheitsgewässer gemessen wird, gegebenenfalls bis zur äußeren Grenze eines Übergangsgewässers;
- **künstlicher Wasserkörper:** ein von Menschenhand geschaffener Wasserkörper;
- **erheblich veränderter Wasserkörper:** ein Wasserkörper, der durch physikalische Veränderungen durch den Menschen in seinem Wesen erheblich verändert wurde;
- **Oberflächengewässerkörper:** ein separates und umfangreiches Oberflächengewässer, z.B. ein See, ein Speicherbecken, ein Fluß / Strom, ein Fluß oder Kanal, ein Teil eines Stromes, Flusses oder Kanals, ein Übergangsgewässer oder ein Küstengewässerstreifen;
- **Einzugsgebiet:** ein Gebiet, aus welchem über Ströme, Flüsse und möglicherweise Seen der gesamte Oberflächenabfluß an einer einzigen Flußmündung, einem Ästuar oder Delta ins Meer gelangt;
- **Teileinzugsgebiet:** ein Gebiet, aus welchem über Ströme, Flüsse und möglicherweise Seen der gesamte Oberflächenabfluß an einem bestimmten Punkt in einen Wasserlauf (normalerweise einen See oder einen Zusammenfluß von Flüssen) gelangt;
- **Flußgebietseinheit:** (Artikel 3, Absatz 1) ist die Haupteinheit für die Bewirtschaftung von in Einzugsgebieten festgelegten Land- bzw. Meeresgebieten, die aus einem oder mehreren benachbarten Einzugsgebieten und den ihnen zugeordneten Grundwässern und Küstengewässern besteht.

5.3 Instrumente zur Durchsetzung der Rahmenrichtlinie

Grundlage für die Vorgehensweise und für alle Maßnahmen im Sinne der Rahmenrichtlinie ist die Betrachtung von Flußgebietseinheiten (entspr. Artikel 3, Absatz 1).

Dazu heißt es:

"Die Mitgliedsstaaten bestimmen die einzelnen Einzugsgebiete innerhalb ihres jeweiligen Hoheitsgebietes und ordnen sie für die Zwecke dieser Richtlinie jeweils einer Flußgebietseinheit zu. Kleine Einzugsgebiete können gegebenenfalls mit größerem Einzugsgebieten zusammengelegt werden oder mit benachbarten kleinen Einzugsgebieten eine Flußgebietseinheit bilden. ... Auch die Küstengewässer werden bestimmt und

der bzw. den am nächsten gelegenen oder am besten geeigneten Flußgebietseinheit(en) zugeordnet."

Für grenzüberschreitende Flußgebietseinheiten ist die Arbeit mit internationalen Einheiten möglich.

Diese Verfahrensweise bedeutet, daß Einzugsgebiete kleiner Flüsse zu größeren Einheiten zusammengefaßt werden können und bis hin zu den durch Flußgebiete beeinflussten Übergangs- und Küstengewässern reichen. Durch diese Herangehensweise muß z.B. der Bereich der deutschen Ostseeküste verschiedenen Flußgebietseinheiten zugeteilt werden. Damit werden die ökologisch sehr verschiedenartig geprägten Förden, Bodden und Haffe auch differenziert behandelt und mehr im Zusammenhang mit ihren Einzugsgebiet gesehen.

Für diese Flußgebietseinheiten haben die Mitgliedstaaten mittel- bis langfristig einen guten Zustand der Oberflächengewässer, einen guten chemischen Zustand der Oberflächengewässer oder im Falle der stark veränderten bzw. künstlichen Wasserkörper ein gutes ökologisches Potential zu erreichen.

Zunächst ist eine Beschreibung und Analyse der Flußgebietseinheiten vorzunehmen:

- Analyse Merkmale der Flußgebietseinheit,
- Überprüfung der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf den Zustand der Oberflächengewässer (und des Grundwassers),
- wirtschaftliche Analysen des Wasserverbrauchs.

Weitere Informationen unter 5.3.2 .

Zu den Flußgebietseinheiten sind **Schutzgebiete** als besondere Gebiete zu erfassen. Dazu gehören entsprechend Anlage IV der Richtlinie Gebiete für die besondere Rechtsvorschriften gemeinschaftlicher oder nationaler / regionaler Art zum Schutz der Gewässer gelten (Tab. 3).

Tabelle 3 Übersicht über Schutzgebiete für den Rahmen der Wasserrichtlinie

- Gebiete mit Ausweisung zur Wasserentnahme für den menschlichen Gebrauch,
- Gebiete, die zum Schutz wirtschaftlich bedeutender aquatischer Arten ausgewiesen wurden,
- Gewässer, die als Erholungsgewässer ausgewiesen wurden, einschließlich Gebiete, die im Rahmen der Richtlinie über die Badegewässer (76|160|EWG) als Badegewässer ausgewiesen wurden,
- nährstoffsensible Gebiete, einschließlich Gebiete, die im Rahmen der Nitratrichtlinie (91|76|EWG) als gefährdete Gebiete ausgewiesen wurden, sowie Gebiete, die im Rahmen der Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91|276|EWG) als anfällige Gebiete ausgewiesen wurden,
- Gebiete, die für den Schutz von Lebensräumen oder Arten ausgewiesen wurden, sofern die Erhaltung oder Verbesserung des Wasserzustandes ein wichtiger Faktor für diesen Schutz ist, einschließlich der Natura-2000-Standorte, die im Rahmen der Habitat (FFH)-richtlinie (92|43|EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79|409|EWG) ausgewiesen wurden.

Damit wird einem großen Teil der an der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns liegenden Gebiete mit verschiedener Naturschutz- bzw. Sensibilitätsausweisung versehenen Regionen unmittelbar in der Wasserrahmenrichtlinie auch eine große Bedeutung zugeordnet. Bezüglich der Trinkwasserentnahme werden Gebiete überwacht, die mehr als 100 m³/d liefern.

Auf der Grundlage der Flußgebietsanalyse sind dann **Maßnahmenprogramme** zu formulieren und durchzusetzen. Über Aktivitäten der Mitgliedstaaten ist umfangreich **Bericht** zu erstatten.

Das Instrumentarium zur Durchsetzung der Richtlinie benötigt für die ökologische und chemische Zustandsbeschreibung der einzelnen Gewässertypen ein umfassendes Bewertungssystem, das allgemein zugrunde gelegt werden kann.

5.3.1 Liste prioritärer Stoffe für die Gewässerbewertung

Die festzulegenden Strategien gegen die Wasserverschmutzung erfordert eine Liste prioritärer Stoffe, für die dann auf europäischer Ebene Emissionsgrenzwerte und Umweltstandards entweder bereits vorhanden sind oder erarbeitet werden müssen. Mit Stand vom Juni 1998 hat die Kommission mit dem vorläufigen Anhang VIII das folgende nicht erschöpfende Verzeichnis für die wichtigsten Schadstoffe vorgelegt (Tab. 4):

Tabelle 4 Vorläufiges Verzeichnis der wichtigsten Schadstoffe

- organohalogene Verbindungen und Stoffe, die im Wasser derartige Verbindungen bilden können
- organische Phosphorverbindungen
- organische Zinnverbindungen
- Stoffe und Zubereitungen, deren karzinogene oder mutagene Wirkung bzw. fortpflanzungshemmende Eigenschaften im oder durch das Wasser erwiesen sind.
- beständige Kohlenwasserstoffe sowie beständige und bioakkumulierende organische toxische Stoffe
- Cyanide
- Metalle und Metallverbindungen
- Arsen und Arsenverbindungen
- Biozide und Pflanzenschutzmittel
- Schwebstoffe
- Stoffe, die zur Eutrophierung beitragen (insbesondere Nitrate und Phosphate)
- Stoffe mit negativem Einfluß auf die Sauerstoffbilanz (Messung anhand von Parametern wie BSB, CSB...)

Es muß besonders betont werden, daß diese Liste nicht nur die in der Gegenwart immer wieder diskutierten und zur Vergiftung führenden Substanzen enthält, sondern auch auf bereits klassische Gewässerbeeinträchtigungen wie der Trophie und Saprobie, d.h. die Eutrophierung auslösende Nährstoffeinträge und die den Sauerstoffhaushalt beeinflussenden zehrungsaktiven Substanzen, zurückgreift.

5.3.2 Systematisierung der Gewässerkategorien nach natürlichen Bedingungen

Die Analyse der speziellen Merkmale einer Flußgebietseinheit erfordert zunächst eine Erfassung und Beschreibung aller Gewässer geordnet nach den Hauptkategorien. Für Flüsse liegt der Erfassungsbereich bei Einzugsgebieten ab 10 km² (vgl. Übersicht in Tab. 5), für Seen ein solcher für Oberflächen ab 0,5 km² (ebenfalls Tab. 5). Die hier geforderte Feinheit der Erfassung zeigt, daß für Übergangs- und Küstengewässer ähnliche Ansprüche gestellt werden (Anlage II der Richtlinie).

Die Oberflächenwasserkörper innerhalb einer Flußgebietseinheit werden in eine der bereits genannten Kategorien von Oberflächengewässern zugeordnet. Künstliche und erheblich veränderte Gewässer werden im Rahmen dieses Beitrages nicht weiter berücksichtigt.

Die Vielfalt der Gewässer entsteht auch durch ihre landschaftliche Verteilung. Die eine Gewässerart (einen Gewässertyp) entscheidend beeinflussenden natürlichen Faktoren werden in der Übersicht der Tab. 5a,b definiert. Die Rahmenrichtlinie räumt dafür zwei Möglichkeiten (System A und System B als Alternative) ein. Grundsätzlich werden die Gewässer zunächst europäischen Ökoregionen zugeordnet:

- für Fließgewässer / Seen in Deutschland: Flachland, Mittelgebirge, Alpen
- für Übergangs- und Küstengewässer in der EU: Ostsee, Nordsee, Mittelmeer, Nordatlantik, Norwegische See und Barentssee.

Für die Diskussion in diesem Beitrag ist die Ostsee von Bedeutung.

Das System A sieht vor, daß die Oberflächengewässer innerhalb einer Flußgebietseinheit zunächst einer Ökoregion zugeordnet wird. Die Wasserkörper innerhalb jeder Ökoregion sind dann nach Arten entsprechend den in Tab. 5 angegebenen Descriptionen zu unterscheiden. Bei Anwendung des alternativen Systems B müssen die Mitgliedstaaten mindestens eine ebenso feine Unterscheidung erreichen. Die obligatorischen und die optimalen Descriptionen oder auch Kombinationen beider müssen sicherstellen, daß typspezifisch biologische Referenzbedingungen zuverlässig abgeleitet werden können.

Es ist allgemein mit einer sehr hohen Typenvielfalt zu rechnen. Für Flüsse in Deutschland ist nach derzeitigem Kenntnisstand mit etwa 40 Typen zu rechnen (DÖRR, 1998). Diese große Typenvielfalt sollte für eine bessere Handhabbarkeit unbedingt noch reduziert werden.

5.3.3 Die hohe Gewässerqualität als Referenzzustand

Die Bewertung eines Gewässerzustandes wird immer an einem Referenzzustand vorgenommen. Als Referenzzustand wird allgemein der beste Zustand (= sehr guter ökologischer Zustand) einer hohen Gewässerqualität gleichgesetzt. Diese hohe Gewässerqualität war auch schon Gegenstand des Entwurfs einer Ökologie- Richtlinie für Oberflächengewässer. Sie ist weitgehend vergleichbar mit dem potentiell natürlichen Zustand als Leitbild, wie er in Deutschland diskutiert wird.

Die in der Richtlinie formulierten Festlegungen für typspezifische Referenzbedingungen für die einzelnen Arten von Oberflächengewässern erfordert noch einen großen Aufwand bei bereits vorhandenen tiefgehenden Kenntnissen bzw. noch intensiven Forschungsbedarf.

Zu den Aufgaben mit noch erheblichen Kenntnislücken gehören u.a. :

- Schaffung von raumbezogenen typspezifischen biologischen Referenzbedingungen als Bezugsnetz für jede Art von Oberflächengewässern. Ein solches Netz muß eine ausreichende Anzahl von Standorten mit sehr gutem ökologischen Zustand enthalten und einem ausreichenden Grad an Sicherheit bei sich verändernden Bezugskriterien bieten.
- Schaffung von modellbasierten typspezifischen biologischen Referenzbedingungen entweder auf der Basis von Vorhersagemodellen oder von Rückrechnungsverfahren. Auch hier wird eine genügende Sicherheit / Zuverlässigkeit der Werte für die Referenzbedingungen gefordert.

Tabelle 5a Übersicht über die natürlich wirkenden beschaffenheitsprägenden Kriterien für die Gewässerhauptkategorien (nach Anlage II der Richtlinie)
 - Flüsse und Seen in deutschen Ökoregionen

System A Ökoregionen: Flachland, Mittelgebirge, Alpen

Art der Gewässer	Flüsse	Seen
	Höhenlage: höhere Lage > 800 m mittlere Lage 200-800 m Tiefland < 200 m	Höhenlage: höhere Lage > 800 m mittlere Lage 200-800 m Tiefland < 200 m
	Größe: klein 10 - 100 km ² (Basis) mittelgroß 100 - 1000 km ² EZG) groß 1000 - 10000 km ² sehr groß > 100000 km ²	Größe: 0,5 - 1 km ² (Basis) 1 - 10 km ² EZG) 10 - 100 km ² > 100 km ²
	geologische Beschaffenheit: Kalkgestein Kieselgestein organische Böden	geologische Beschaffenheit: Kalkgestein Kieselgestein organische Böden

System B (alternative Beschreibung)

physikalische und chemische Faktoren, die die Eigenschaften des Flusses oder Flußabschnittes bzw. des Sees und somit die Struktur und Zusammensetzung der Biozöosen bestimmen

	Flüsse	Seen
obligatorische Faktoren	Höhe, Größe geographische Breite und Länge	Höhe, Größe geographische Breite und Länge
optimale Faktoren	Entfernung von der Quelle des Flusses Strömungsenergie (Strömung und Gefälle) durchschnittliche Wasserbreite durchschnittliche Wassertiefe durchschnittliches Wassergefälle Form und Gestalt des Hauptflußbettes Flußabfluß- (Durchfluß) Klasse Talgestalt Feststofffracht Säureneutralisierungsvermögen durchschnittliche Zusammensetzung des Substrates Chlorid Niederschlag Schwankungsbereich Lufttemperatur durchschnittliche Lufttemperatur	durchschnittliche Wassertiefe Gestalt des Sees, Verweildauer durchschnittliche Lufttemperatur Schwankungsbereich Lufttemperatur Seenmixis / mono-, di-, polymiktisch Säureneutralisierungsvermögen Nährstoffsituation des Umfeldes durchschnittliche Zusammensetzung des Substrates Wasserspiegelschwankungen

Tabelle 5b Übersicht über die natürlich wirkenden beschaffenheitsprägenden Kriterien für die Gewässerhauptkategorien (nach Anlage II der Richtlinie)
 - Übergangs- und küstengewässer in EU- Ökoregionen

System A: Ökoregionen: Ostsee Nordsee
 Barentssee Nordatlantik
 Norwegische See Mittelmeer

Art der Gewässer	Übergangsgewässer / Ästuare	Küstengewässer
	Jahresbezogener durchschnittl. Salzgehalt < 0,5 PSU Süßwasser 0,5 - < 5 PSU oligohalin 5 - < 18 PSU mesohalin 18 - < 30 PSU polyhalin 30 - < 40 PSU euhalin	Jahresbezogener durchschnittl. Salzgehalt < 0,5 PSU Süßwasser 0,5 - < 5 PSU oligohalin 5 - < 18 PSU mesohalin 18 - < 30 PSU polyhalin 30 - < 40 PSU euhalin
	durchschnittlicher Tidenhub < 2 m mikrotidal 2 - 4 m mesotidal > 4 m makrotidal	durchschnittliche Tiefe Flachwasser < 30 m Wasser mittl. Tiefe 30 - 200 m Tiefwasser > 200 m

System B (alternative Beschreibung)
 Physikalische und chemische Faktoren, die die Eigenschaften des Übergangs- oder Küstengewässers und somit die Struktur und Zusammensetzung der Biozöosen bestimmen

	Übergangsgewässer / Ästuare	Küstengewässer
obligatorische Faktoren	geographische Breite und Länge Tidenhub Salzgehalt	geographische Breite und Länge Salzgehalt Tiefe
optimale Faktoren	Tiefe Strömungsgeschwindigkeit Wellenexposition Verweildauer durchschnittliche Wassertemperatur Durchmischungseigenschaften Trübung durchschnittliche Zusammensetzung des Substrates Gestalt Schwankungsbereich der Wassertemperatur	Strömungsgeschwindigkeit Wellenexposition Rückhaltedauer (bei eingeschlossenen Buchten) durchschnittliche Wassertemperatur Durchmischungseigenschaften Trübung durchschnittliche Zusammensetzung des Substrates Schwankungsbereich der Wassertemperatur

5.3.4 Qualitätskomponenten für die Einstufung des ökologischen Zustands von Oberflächengewässern

Für die Bewertung des ökologischen Gewässerzustands werden Ergebnisse von biologischen Komponenten, hydromorphologischen Komponenten und solche von chemisch - physikalischen Parametern herangezogen, wobei die beiden letzten Kategorien die biologische Bewertung unterstützen sollen.

Nach der Art der Gewässer gibt es dabei gewisse Differenzierungen, wie in Tab. 6a und 6b für die Hauptkategorien Flüsse, Seen, Übergangsgewässer / Ästuar und Küstengewässer gezeigt wird.

Tabelle 6a Übersicht über Qualitätskomponenten zur Kennzeichnung des ökologischen Zustandes von Oberflächengewässern

- Teil: Flüsse und Seen

	Flüsse	Seen
<p>Biologische Komponenten</p>	<p>Zusammensetzung und Abundanz der Gewässerflora</p> <p>Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna</p> <p>Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna</p>	<p>Zusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons</p> <p>Zusammensetzung und Abundanz der sonstigen Gewässerflora</p> <p>Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna</p> <p>Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna</p>
<p>Hydro-morphologische Komponenten</p> <p>(Ergänzung zur Biologie)</p>	<p>Wasserhaushalt</p> <p>Menge und Dynamik der Strömung</p> <p>Verbindung zu Grundwasserkörpern</p> <p>Morphologische Bedingungen:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tiefen- und Breitenvariation • Struktur und Substrat des Flußbettes • Struktur der Uferzone 	<p>Wasserhaushalt</p> <p>Verweildauer</p> <p>Verbindung zum Grundwasserkörper</p> <p>Morphologische Bedingungen:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tiefenvariation • Menge, Struktur und Substrat des Bodens • Struktur der Uferzone
<p>Chemische und physikalisch-chem. Komponenten</p> <p>(Ergänzung zur Biologie)</p>	<p>allgemein:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Thermische Bedingungen • Bedingungen für die O₂-Anreicherung • Salzgehalt • Versauerungszustand • Nährstoffbedingungen <p>spezifische Schadstoffe:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Verschmutzung durch alle prioritären Stoffe, bei denen festgestellt wurde, daß sie in den Wasserkörper eingeleitet werden • Verschmutzung durch sonstige Stoffe, bei denen festgestellt wurde, daß sie in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden 	<p>allgemein:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Sichttiefe • Thermische Bedingungen • Bedingungen für die O₂-Anreicherung • Salzgehalt • Versauerungszustand • Nährstoffbedingungen <p>spezifische Schadstoffe:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Verschmutzung durch alle prioritären Stoffe, bei denen festgestellt wurde, daß sie in den Wasserkörper eingeleitet werden • Verschmutzung durch sonstige Stoffe, bei denen festgestellt wurde, daß sie in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden

Tabelle 6b Übersicht über Qualitätskomponenten zur Kennzeichnung des ökologischen Zustandes von Oberflächengewässern

- Teil: Übergangsgewässer / Ästuare und Küstengewässer

	Übergangsgewässer / Ästuare	Küstengewässer
Biologische Komponenten	Zusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons Zusammensetzung, Abundanz der sonstigen Gewässerflora Zusammensetzung, Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna Zusammensetzung, Abundanz der Fischfauna	Zusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons Zusammensetzung, Abundanz der sonstigen Gewässerflora Zusammensetzung, Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna
Hydro-morphologische Komponenten (Ergänzung zur Biologie)	Morphologische Bedingungen: <ul style="list-style-type: none"> • Tiefenvariation • Menge, Struktur und Substrat des Bodens • Struktur der Gezeitenzone Tidenfluß: <ul style="list-style-type: none"> • Süßwasserzuström <ul style="list-style-type: none"> • Wellenbelastung 	Morphologische Bedingungen: <ul style="list-style-type: none"> • Tiefenvariation • Struktur und Substrat des Bodens • Struktur der Gezeitenzone Tidenfluß: <ul style="list-style-type: none"> • Richtung der vorherrschenden Strömung <ul style="list-style-type: none"> • Wellenbelastung
Chemische und physikalisch-chem. Komponenten (Ergänzung zur Biologie)	allgemein: <ul style="list-style-type: none"> • Sichttiefe • Thermische Bedingungen • Bedingungen für die O₂-Anreicherung • Salzgehalt • Nährstoffbedingungen spezifische Schadstoffe: <ul style="list-style-type: none"> • Verschmutzung durch alle prioritären Stoffe, bei denen festgestellt wurde, daß sie in den Wasserkörper eingeleitet werden • Verschmutzung durch sonstige Stoffe, bei denen festgestellt wurde, daß sie in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden 	allgemein: <ul style="list-style-type: none"> • Sichttiefe • Thermische Bedingungen • Bedingungen für die O₂-Anreicherung • Salzgehalt • Nährstoffbedingungen spezifische Schadstoffe: <ul style="list-style-type: none"> • Verschmutzung durch alle prioritären Stoffe, bei denen festgestellt wurde, daß sie in den Wasserkörper eingeleitet werden • Verschmutzung durch sonstige Stoffe, bei denen festgestellt wurde, daß sie in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden

5.3.5 Verfahren zur Einstufung und Darstellung des ökologischen und des chemischen Gewässerzustands (Klassifikation)

Mit Hilfe von Überwachungssystemen soll in den Mitgliedsländern der ökologische Zustand der Oberflächengewässerkategorien eingeschätzt werden. Die Vergleichbarkeit dieser Überwachungssysteme der einzelnen Staaten wird über ökologische Qualitätsquotienten hergestellt. Der zwischen 0 und 1 liegende Quotient stellt die Abweichung von aktuell gemessenen Werten eines Wasserkörpers von Referenzbedingungen dar. Dabei bedeutet der Zahlenwert 1 einen sehr guten ökologischen Zustand und mit zunehmender Verschlechterung der Wasserqualität geht der Wert gegen 0.

Für alle Mitgliedstaaten wird für alle Wasserkörper eine 5-stufige Skala der ökologischen Qualitätsquotienten wirksam (Tab. 7).

Tabelle 7 Beschaffenheitsskala für Oberflächengewässer

Einstufung des ökologischen Zustands	Farbkennung für die Darstellung
sehr gut	blau
gut	grün
relativ befriedigend	gelb
unbefriedigend	orange
schlecht	rot

Über eine Interkalibrierung werden die Grenzen zwischen den einzelnen Stufen festgelegt. Grundlage dafür sind die in den Übersichten des Anhangs (I-VI) beschriebenen Begriffsbestimmungen. Im Rahmen dieses Beitrages werden in den Anhängen I bis VI die vorgegebenen Abstufungen für den sehr guten, guten und relativ befriedigenden Zustand für Übergangs- und Küstengewässer wiedergegeben. Für die Interkalibrierung sowie die Auswahl eines Interkalibrierungsnetzes wird durch die Richtlinie ein Zeitraum ab Inkrafttreten festgelegt (dazu Kap. 5.4 „Fristen der Richtlinie“).

Die Überwachungsergebnisse des chemischen Zustands werden in zwei Stufen ausgedrückt und dargestellt (Tab. 8).

Tabelle 8 Beschaffenheitsskala für chemische Parameter

Einstufung des chemischen Zustands	Farbkennung für die Darstellung
gut nicht gut	blau rot

5.3.6 Normative Begriffsbestimmungen für die Einstufung des ökologischen und chemischen Zustandes von Oberflächengewässern

Die allgemeine Anwendung einer ökologischen Zustandsbewertung der Oberflächengewässer in Form einer 5-stufigen Beschaffenheitsskala (vgl. Tab. 7) erfordert die Festlegung allgemein gültiger Begriffe. Für Flüsse, Seen, Übergangsgewässer (Ästuare) und Küstengewässer wird die in Tab. 9 enthaltene Verallgemeinerung gültig, die dann für die einzelnen Oberflächengewässertypen durch Qualitätskomponenten spezifiziert wird. Im Rahmen dieses Beitrages ist diese Spezifizierung für Übergangs- und Küstengewässer ausführlich für den jeweiligen Stand der Diskussion in den Übersichten I-VI des Anhangs enthalten.

Tabelle 9 Allgemeine Normative für die Einstufung des ökologischen Zustandes aller Oberflächengewässer

<p><u>sehr guter Zustand</u> Es sind bei dem jeweiligen Oberflächengewässertyp keine oder nur geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen.</p>	<p><u>guter Zustand</u> Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps zeigen geringe, anthropogen bedingte Verzerrungen an, welchen aber nur geringfügig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen.</p>
<p>Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässers entsprechen denen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Typ einhergehen, und zeigen keine oder nur geringfügige Verzerrungen an.</p>	<p><u>relativ befriedigender Zustand</u> Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps weichen in relativ geringem Maße von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen. Die Werte geben Hinweise auf mäßige, anthropogen bedingte Verzerrungen und weisen signifikant stärkere Störungen auf, als dies unter den Bedingungen des guten Zustands der Fall ist.</p>
<p>Die typspezifischen Bedingungen und Gemeinschaften sind damit gegeben.</p>	

Es werden nur die drei besseren Beschaffenheitsstufen berücksichtigt. Gewässer, deren Zustand schlechter als relativ befriedigend ist, werden als unbefriedigend oder schlecht eingestuft. Es wird wie folgend differenziert:

- Gewässer, bei denen die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps **starke Veränderungen** aufweisen und die Biozöosen erheblich von denen abweichen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen, werden als **unbefriedigend** eingestuft.
- Gewässer, bei denen die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps **erhebliche Veränderungen** aufweisen und große Teile der Biozöosen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen, fehlen, werden als **schlecht** eingestuft.

Für chemische Qualitätsnormen, insbesondere für die Positionen 1-9 der in Tab. 4 verzeichneten wichtigsten Schadstoffe werden besondere Festlegungen erfolgen.

5.3.7 Überwachung des ökologischen und chemischen Zustandes der Übergangs- und Küstengewässer

Das Netz zur Überwachung der Oberflächengewässer muß so ausgelegt werden, daß sich daraus auch ein umfassender Überblick über den ökologischen und chemischen Zustand in jedem Einzugsgebiet gewinnen läßt. Die Wasserkörper müssen mit Hilfe der normativen Begriffsbestimmungen (vgl. 5.3. 6 mit Anhang) in 5 Güte-kategorien einteilbar sein.

Die Mitgliedstaaten der EU überwachen dabei die Parameter, die für den Zustand jeder relevanten Qualitätskomponente kennzeichnend sind. Durch die Mitgliedstaaten wird ein geeignetes Klassifizierungsniveau gesichert, wobei ein angemessener Grad der Zuverlässigkeit und Genauigkeit gegeben werden muß.

Mit Hilfe der operativen Überwachung soll das folgende Ziel erreicht werden:

- den Zustand der Wasserkörper zu bestimmen, bei denen festgestellt wird, daß sie die für sie der geltenden Umweltziele möglicherweise nicht erreichen und
- alle auf die Maßnahmenprogramme zurückgehenden Veränderungen am Zustand derartiger Wasserkörper zu bewerten.

Bezüglich punktueller und diffuser Belastungsquellen sowie hydromorphologischer Gefährdungen werden in der Richtlinie besondere Festlegungen getroffen:

- Auswirkungen der Gewässerbelastung aus punktuellen Quellen müssen mit genügender Sicherheit durch die Auswahl der Überwachungsstandorte bewertbar sein.
- Auch für nennenswerte diffuse Belastungen müssen für die einzelnen Gewässer repräsentative Überwachungsstandorte festgelegt werden. Sollte durch diffuse Belastungen das Erreichen des guten Gewässerzustandes nicht möglich sein, ist dieses durch genügend repräsentative Standorte zu belegen.

- Nennenswerte hydromorphologische Belastungen für Wasserkörper sind ebenfalls zu bewerten, um das Ausmaß der Auswirkungen gesichert zu belegen.

Bei der Auswahl der Qualitätskomponente für die Überwachung der Belastungen wählen die Mitgliedstaaten gewässerspezifisch relevante Kriterien aus, z.B.:

- Parameter, die Indikatoren für die biologischen Qualitätskomponenten sind, und auf Belastungen im Wasserkörper am empfindlichsten reagieren;
- grundsätzlich immer alle eingeleiteten prioritären Stoffe (Tab. 4, erste neun Positionen) und alle anderen Schadstoffe (Tab. 4, weitere Positionen), die in signifikanter Menge eingeleitet werden;
- Parameter, die Indikatoren für die hydromorphologische Qualitätskomponente sind, die auf die ermittelten Belastungen am empfindlichsten reagieren.

Überwachungen werden aber auch zu Ermittlungszwecken für die Einschätzung der ökologischen und chemischen Qualität durchgeführt.

Von allgemeiner Bedeutung für die Überwachungsstrategie sind die zu wählenden Überwachungsfrequenzen für die Qualitätskomponenten. Dabei muß die Zuverlässigkeit der Bewertung im Vordergrund stehen, d.h. räumliche / zeitliche Schwankungen bei den Kriterien dürfen durch die Frequenzwahl noch erkennbar bleiben und wirklich die anthropogenen Belastungen widerspiegeln. In der Tab. 10 werden aus der Sicht der Übergangs- und Küstengewässer dazu in der Richtlinie enthaltene Vorschläge wiedergegeben.

Tabelle 10 Überwachungsfrequenzen für ausgewählte Qualitätskomponenten (Übergangs- und Küstengewässer) entsprechend Richtlinie vom 16./17.6.1998 und 2.3.1999.

Qualitätskomponente	Übergangsgewässer	Küstengewässer
biologisch: • Phytoplankton • andere aquatische Flora • Invertebraten • Fische	6 Monate 3 Jahre 3 Jahre 3 Jahre	6 Monate 3 Jahre 3 Jahre -
hydromorphologisch: • Morphologie	6 Jahre	6 Jahre
physikalisch-chemisch: • Wärmebedingungen • Sauerstoffgehalt • Salzgehalt • Nährstoffzustand • sonstige Schadstoffe • prioritäre Stoffe	3 Monate 3 Monate 3 Monate 3 Monate 3 Monate 1 Monat	3 Monate 3 Monate - 3 Monate 3 Monate 1 Monat

Für Schutzgebiete, z.B. Trinkwasserentnahmestellen oder Habitat- und Artenschutzgebiete gibt es besondere Vorgaben.

Die Mitgliedsländer können jederzeit eine engere Überwachungsfrequenz festlegen.

5.4 Zum Zeitverlauf für die Umsetzung der Richtlinie

In der Richtlinie selbst sind zahlreiche Vorgaben für den Zeitrahmen der Umsetzung bereits genannt. Alle in der Tab. 11 genannten Fristen sind selbstverständlich abhängig von der endgültigen Verabschiedung der Richtlinie und ihrer Veröffentlichung im Amtsblatt der EU.

6 Erfordernisse für die Umsetzung der Rahmenrichtlinie

Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) als Teil einer modernen europäischen Wasserpolitik soll nicht nur den bisher herrschenden Flickenteppich mit über 30 EG / EU-Richtlinien im Wasserbereich (vgl. auch Übersicht in Tab. 1) überwinden, sondern auch die komplexen Erfordernisse, die aus Sicht eines nachhaltig wirkenden Mensch- Natur- Verhältnisses entstehen bzw. erwartet werden, auf eine neue Ebene stellen.

Der grundlegende ökologische Ansatz in der Richtlinie ist uneingeschränkt begrüßenswert. Für alle Beteiligten aus Politik, Wirtschaft und vor allem auch aus der Wissenschaft kommt eine große Verantwortung zu. Neben der in großer Breite vorhandenen Aufgabenstellungen, die in der Administration zu lösen sind, gibt es auch noch erhebliche fachliche Defizite, die nur durch praxisorientierte (Grundlagen-) Forschungsarbeiten gelöst werden können. Es darf dafür keine Zeit verloren werden.

Tabelle 11 Ausgewählte Fristen der Wasserrahmenrichtlinie auf der Basis des vorliegenden Textes vom 16./17.6.98

*) Es muß betont werden, daß über die Fristen zur Umsetzung momentan noch Verhandlungsbedarf besteht.
 - Zusammenstellung nach DÖRR (1998)

Gegenstand	Bezug	Zeitraum
Umsetzung in nationales Recht (Rechts- und Verwaltungsvorschriften)	Artikel 28	nach 3 Jahren
Analyse der Flußgebiete	Art. 5, Abs. 1 und 3	nach 5 Jahren Überprüfung nach 11 Jahren, dann alle 6 Jahre
Verzeichnis der Schutzgebiete	Art. 5a, Abs. 1	nach 5 Jahren, regelmäßige Überarbeitung
Aufstellung der Überwachungsprogramme	Art. 10	nach 7 Jahren
Erstellung der Maßnahmenprogramme	Art. 13, Abs. 5	nach 10 Jahren Überprüfung nach 16 Jahren, Überprüfung alle 6 Jahre
Veröffentlichung der Bewirtschaftungspläne	Art. 16, Abs. 5 u. 6	nach 10 Jahren Überprüfung nach 16 Jahren, Überprüfung alle 6 Jahre
Emissionskontrollen	Art. 12a	nach 13 Jahren
Erreichen von: – guter Zustand der Oberflächengewässer – guter chemischer Zustand der Oberflächengewässer	Art. 4, Abs. 1a	6 Jahre nach Festlegung des Maßnahmenprogrammes spätestens nach 34 Jahren
Erfüllung aller Normen und Ziele für Schutzgebiete	Art. 4, Abs. 1c	6 Jahre nach Festlegung des Maßnahmenprogrammes
Vorschlag der Liste für prioritäre Stoffe	Art. 21, Abs. 2	31.12.1998 Überprüfung alle 6 Jahre
Aufhebung z.Z. bestehender Richtlinien, weil Bestandteil der Rahmenrichtlinie (vgl. Abb. 1) - Auswahl: • 75 440 EWG Oberflächenwasser für Trinkwassergewinnung • 78 659 EWG Fischgewässer • 79 923 EWG Muschelgewässer • 76 464 EWG Abladung gefährlicher Stoffe	- - - -	nach 7 Jahren nach 13 Jahren nach 13 Jahren mit Ausnahme Artikel 6 - sofort

6.1 Administrative Erfordernisse

In Deutschland liegt der Umweltschutz, damit auch der Gewässerschutz, weitgehend in der Kompetenz der Länder. Der Bund gibt dafür den erforderlichen Rahmen vor. Die Umsetzung der WRRL erfordert aber ein hohes Maß an zentraler Verantwortung in allen Mitgliedstaaten der Europäischen Union.

Die Besonderheit der Richtlinie besteht darin, die Flußgebietseinheiten - also die einheitliche und abgestimmte Betrachtung der Flüsse von der Quelle bis zur Mündung - als Basiseinheit aller Organisationsarbeit zu nutzen. Durch das bundesstaatliche Prinzip entsprechend dem Grundgesetz ist es nicht unmittelbar gegeben, die Flußgebietseinheiten über alle politischen Strukturgrenzen hinweg als eigenständig handelnde Einheiten zu sehen. Maßnahmen, wie sie in den Flußgebietskommissionen festgelegt werden, müssen von allen beteiligten Ländern getragen werden. Die Richtlinie schreibt z.B. nicht vor, mit welchen Mitteln Verwaltungsmaßnahmen koordiniert werden sollen. Gegeben ist aber, daß ein abgestimmter Plan für jede Flußgebietseinheit erarbeitet werden muß. In das erst 1996 novellierte Wasserhaushaltsgesetz (WHG) - Rahmengesetz des Bundes - muß eine allgemeingültige flußübergreifende Abstimmungspflicht der Länder aufgenommen werden (BOSENIUS, 1999). Es gibt bereits positiv wirkende Beispiele, wenn man an die bereits bestehenden Flußgebietsabkommen zum Rhein, zur Elbe, zur Donau, zur Oder oder zur Mosel / Saar denkt (vgl. auch Abb. 1). Diese Flußgebietskonventionen funktionieren sogar länderübergreifend gut. Die Durchsetzung europäischen Rechts darf bei diesem Prozeß nicht als Eingriff in nationale Verwaltungsstrukturen gewertet werden. Auf alle Fälle müssen aber die Anforderungen zur Schaffung mindestens einer guten Gewässerqualität durch Rechtsverordnung des Bundes umgesetzt werden. Man kann diese Notwendigkeit vergleichen mit der erforderlichen Umwandlung der deutschen Abwasservorschriften zur Abwasserverordnung, wie sie vom Obersten Gericht der EU von Deutschland verlangt wurde. Der Prozeß der bereits begonnenen rechtlichen Abstimmung zwischen den obersten Landesbehörden und dem Bundesumweltministerium zur Durchsetzung der WRRL muß intensiviert werden. BOSENIUS (1999) faßt diese Erfordernisse - hier werden nur Probleme aus der Sicht der Oberflächengewässer dargestellt - im wesentlichen zu 6 Punkten zusammen (folgender Text auszugsweise), wovon hier 4 ausgewählt näher erläutert werden:

- (1) Das mit dem Erreichen des guten Zustandes aller Binnengewässer verfolgte Ziel des Artikel 1 WRRL zum Schutz der Meere sollte in der Grundsatzbestimmung des §1a WHG aufgenommen werden.
- (2) Die Länder sollten zur Umsetzung des Art.3 Abs.1 WRRL die Aufteilung der Gewässer in Einzugsgebiete, Teileinzugsgebiete und die Zusammenlegung von Einzugsgebieten sowie die Zuordnung der Küstengewässer in den Landeswassergesetzen oder durch Rechtsverordnung regeln.

Die für diese Gebiete aufzustellenden Maßnahmenprogramme mit den erforderlichen Umweltqualitätsnormen müssen, damit Dritte hieraus Rechte ableiten können, ebenfalls als Rechtsverordnungen erlassen werden.

- (3) Die Abwasserverordnung nach §7 Abs.1 WHG muß an den Fortgang der Verabschiedung der zukünftigen Richtlinien für die Stoffliste nach §21 Abs.2

WRRL angepaßt werden (vgl. auch Kap. 5.3.1 dieses Beitrages). Entsprechend sollten auch die EU- weit geltenden Qualitätsnormen für diese Stoffliste in einer Rechtsverordnung des WHG umgesetzt werden.

- (4) Soweit ein Flußeinzugsgebiet mehrere Bundesländer umfaßt, sollte die Pflicht zur Koordinierung aller Maßnahmeprogramme im Wasserhaushaltsgesetz geregelt werden. Die Koordinierungspflicht muß national wie international in entsprechenden Staatsverträgen erfolgen.

6.2 Wissenschaftliche Erfordernisse

Im allgemeinen kann für innere Küstengewässer bereits von einem hohen naturwissenschaftlich begründeten Kenntnisstand in der Gewässerkunde und speziell in der Gewässerökologie ausgegangen werden.. Die formulierte Zielstellung.(Artikel 1 WRRL) des Erreichens einer mindestens guten Gewässerqualität braucht nicht nur die weitgehend sichere und verallgemeinbare Klassifizierung des Istzustandes aller angesprochenen Gewässertypen sondern vielmehr für die Ableitung praktikabler Zielstellungen für die Flußgebietseinheiten (u.a. UMWELT, 1999) die gewässertypische Formulierung eines Referenzzustandes. Dieser muß wissenschaftlich begründet sein und die gewässertypischen natürlichen Voraussetzungen berücksichtigen.Hier muß uneingeschränkt gelten, daß jedes Gewässerökosystem für sich ein Unikat ist. Nur auf dieser Grundlage können im Zusammenhang mit der aktuellen Gewässersituation machbare und erfolgversprechende Handlungen zum Gewässermanagement bei gleichzeitiger Berücksichtigung von Schutz und Nutzung abgeleitet werden (vgl. SCHLUNGBAUM und BAUDLER, 1999 b). Als wissenschaftliche Eingangsgröße kann auf umfangreiche Ergebnisse zur langjährigen komplexen ökologischen Küstengewässerforschung, z.B. durch den Fachbereich Biologie der Universität Rostock für die Darß- Zingster Boddengewässer (vgl. u.a. Boddenmonographie 1992/1994: SCHIEWER, SCHLUNGBAUM und ARNDT, 1994), verwiesen werden.

Im Rahmen dieses Beitrages können nur einige der Fragestellungen zum Bedarf an angewandter Grundlagenforschung am Beispiel des Ostseeküstenraumes ausgeführt werden.

6.2.1 Welche Küstenökosystemtypen können zu Flußgebietseinheiten zusammen gefaßt werden?

Als Grundlage für die Planungs- und Bewirtschaftungsebene werden nach Artikel 3 WRRL sogenannte Flußgebietseinheiten geschaffen. Diese können auf 3 Ebenen festgelegt werden (vgl. IRMER, 1999 a):

- Ebene 1: EU-Bewirtschaftungsplan für das gesamte Einzugsgebiet großer Flüsse / Ströme von der Quelle bis zum Meer
- Ebene 2: regionale Flußgebietseinheiten für wichtige Nebenflüsse
- Ebene 3: lokale Flußgebietspläne für kleine Nebenflüsse (gedacht als

Arbeitsebene).

Die Ebene 1 ist für die EU von Bedeutung und soll noch im Anhang VII der Richtlinie genannt werden. Danach -Beschluss EU vom März 1999- wird Deutschland derzeit in 8 Flußgebietseinheiten eingeteilt, wobei geographische und hydrographische Gesichtspunkte zugrunde liegen.

Der deutsche Küstenraum wird so wie folgt gegliedert:

- Nordsee: Ems, Weser, Elbe, ein Gebiet Eider steht auf speziellem Wunsch von Schleswig-Holstein noch zur Diskussion.
- Ostsee: Oder und Küstenraum der Ostsee (inkl. Dänemark und die Euroregion Pommerania bis nach Polen reichend).

Die äußeren Küstenzonen sollen diesen Gebieten zugeordnet werden.

Für die deutscher Ostseeregion zwischen der Flensburger Förde und dem Stettiner Haff existiert eine Vielfalt von ökologischen Systemen, die schon aufgrund ihrer geographischen Lage, ihrer morphologischen Gestaltung und ihrer hydrographischen Situation sehr verschiedenartig sind. Darum sollte die Ebene 2 der Gebietseinheiten die folgenden Küstenräume (insbesondere als Übergangsgewässer = Ästuare) enthalten (vgl. auch SCHLUNGBAUM und BAUDLER, 1999 a)

- Schleswig-Holsteinische Fördern (Flensburger Förde, Schlei und Kieler Förde)
- Trave-Gebiet, inkl. Untertrave
- Wismarer Bucht mit Salzhaff
- Warnow, inkl. Unterwarnow
- Darß-Zingster Boddenkette
- Bodden bei Hiddensee und Rügen
- Stralsund und Greifswalder Bodden
- Stettiner Haff mit Peenestrom in Deutschland sowie Swine und Dievenow in Polen

Die Diskussion der ökologischen Gesichtspunkte kann evtl. zum Ergebnis der Zusammenlegung einzelner benachbarter Systeme führen, z.B. Boddenlandschaften von Darß-Zingst bis nach Rügen.

Durch die ökologische Mannigfaltigkeit ergeben sich für die o.g. Gewässer mit den unterschiedlichen Einzugsgebieten sehr unterschiedliche Referenzzustände.

Auf keinem Fall dürfen Grenzziehungen nach politischen Strukturen erfolgen. Der ökologische Gesamtansatz der WRRL erfordert diesen auch für die Fragen der administrativen Durchsetzung (vgl. Kap. 6.1).

6.2.2 Welche Referenzzustände können speziell für Übergangsgewässer im deutschen Ostseeraum Grundlage sein?

Auch die künftige WRRL geht davon aus, daß der festzustellende Referenzzustand für die Oberflächengewässer für vorzunehmende Bewertungen sehr entscheidend ist. Für innere und auch äußere Küstengewässer ist dafür grundsätzlich die Frage des Leitbildes in der Diskussion. Für Binnengewässer hat sich in Deutschland allgemein der **potentiell natürliche Zustand** als Referenzzustand durchgesetzt. Damit sind die lange geführten Diskussionen um ein historisches Leitbild vom Tisch. Der potentiell natürliche Zustand beinhaltet grundsätzlich eine noch vorhandene Naturnähe / Natürlichkeit der Gewässer bei Akzeptanz des menschlichen Wirkens über lange Zeiträume und auch die natürliche Entwicklung eines Gewässersystems (Evolution). Selbstverständlich ist es sehr schwierig zwischen diesen verändernd wirkenden Beeinflussungen eine klare Trennung vorzunehmen. Für die Küstengewässer des Ostseeraumes gibt es noch keine definierten Leitbilder. Ansätze einer solchen Diskussion gibt es im Rahmen der Bewertungs / Klassifikationsdiskussion für den aktuellen Gewässerzustand (vgl. SCHLUNGBAUM, 1997). Unbedingt zu berücksichtigen ist, daß es innere Küstengewässer gibt, die aufgrund ihrer geographischen, morphologischen, hydrologischen und hydrographischen Eigenheit durchaus die Qualität der Ostsee haben können (z.B. große Teile der Flensburger Förde, der Kieler Förde, der Wismar-Bucht und mit Einschränkungen der Greifswalder Bodden) und es gibt solche, die aus gleichen Gründen nur eutroph bis polytroph sein können (z.B. die inneren Teile der Darß-Zingster Bodden, mit Einschränkungen der Rügener Bodden oder Untertrave und Unterwarnow). Diese Gesichtspunkte zur Bewertung von regional unterschiedlich verschiedenen Gewässerbeschaffenheiten sind durch die Forschung noch nicht genügend belegt. Es besteht unmittelbarer Forschungsbedarf.

- 6.2.3 Reicht zur Beschreibung der ökologischen Qualität von Übergangsgewässern die vorgeschlagene Parameterbreite aus?
- Welche Rolle spielen die Sedimente?

Mit der vorgelegten WRRL soll der ökologische Ansatz für das Gewässermanagement durchgesetzt werden. Das ist grundsätzlich zu begrüßen und bildet erstmalig die Chance für eine künftig mehr ökologisch betriebene Politik (u.a. IRMER, 1999 b; BARTH, 1999; FLORENZ, 1999; HOLZWARTH, 1999).

Die Durchsetzung des ökologischen Prinzips der Ganzheitlichkeit der Bewirtschaftung geschlossener Landschaften, inkl. ihrer Gewässer, gewinnt damit zunehmend an Bedeutung (PROBST, 1999). Es ist auch sehr zu begrüßen, wenn die ökologische Gewässerqualität hauptsächlich durch biologische Parametergruppen zu beschreiben ist. Dazu gehören, wenn es auch noch einigen Forschungsbedarf gibt, die Kriterien des Phytoplanktons, der Großalgen und Angiospermen, der bentischen Fauna und der Fischfauna. Der produktionsbiologisch wichtige Nährstoffhaushalt von Gewässern wird leider nur den physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten zugeordnet. Aus der Sicht des Autors fehlt grundsätzlich der produktionsbiologisch ebenfalls wichtige Sedimentkomplex. Gehen doch gerade in den hocheutrophen Flachwasserästuaren von hier bedeutende Beeinflussungen des Gewässerzustandes aus. Allein die Beschreibung der Sauerstoffbilanz als eine indirekte Sedimentwirkung ist hier nicht ausreichend. Tiefergehende Untersuchungen am Bei-

spiel der Boddengewässer haben klar gezeigt (u.a. SCHLUNGBAUM, 1997), daß über die Schlick- und Nährstoffakkumulation sehr differenzierte Beeinflussungsmomente der Gewässerqualität stattfinden. Dazu gehören vor allem die auf den Nährstoffhaushalt wirkenden Sediment / Wasser-Wechselwirkungen (z.B. Sorptionsgleichgewichte).

Es sollte unbedingt überlegt werden, ob über die Angaben über die Substratbedingungen (Tab. 5b bzw. Übersicht IV im Anhang) hinaus, hier noch Ergänzungen vorgenommen werden müssen.

Bezüglich der Erfassung von Nährstoffbilanzen als Grundlage der Primärproduktion müssen Emissionen in der Landschaft den wirklichen Immissionen für die Gewässer gegenübergestellt werden. Dafür kommen Überlegungen, wie sie FOEHSE und FEHR (1999) allgemein für Fließgewässer beschrieben haben oder wie in BEHRENDT bereits 1996 zunächst für die Flußgebiete in Mecklenburg-Vorpommern und inzwischen (BEHRENDT, 1999) auch für alle großen deutschen Flußgebiete vorgenommen hat, in Frage. Dabei darf es aber nicht nur um die Abschätzung der Rückhaltekapazität einzelner Gewässersysteme gehen sondern vielmehr muß die unterschiedliche ökologische Verträglichkeit für die Übergangsgewässer im Mittelpunkt stehen.

6.2.4 Sind wirklich Kriterien mit gutem Indikationswert für die Beschreibung der Gewässerbeschaffenheit ausgewählt worden?

Für die Trophiebewertung speziell stehender Gewässer und auch von Übergangsgewässern wird das Phytoplankton als wesentliches Kriterium genannt. Dabei werden die Zusammensetzung, die Abundanz, die durchschnittliche Biomasse in Verbindung mit den Transparenzbedingungen (Sichttiefe) als bewertbare Kriterien vorgeschlagen. Nach HOEHN (1999) gibt es noch erheblichen Forschungsbedarf für die Zuordnung von Gesamtbiovolumina des Phytoplanktons bzw. der Phytoplanktonbiomasse zu einzelnen Trophiegraden. Ebenso gibt es noch keine Klarheit über die Bewertung der in jedem Gewässer unterschiedlich auftretenden Phytoplankton-sukzessionen sowie des Artenspektrums an sich.

HOEHN (1999) bezweifelt, ob das vorgesehene Bewertungskriterium „Abundanz“ (=Zellen/l) für die Bewertung der Trophielage überhaupt geeignet ist. So ist die Sichttiefe - besonders in Übergangsgewässern- kein Parameter, mit dem die Phytoplanktonbiomasse für alle Größenbereiche des Planktons gleichwertig beschrieben werden kann. Der gleiche Autor schlägt vor, die Biomasse auf der Basis der Biovolumina zu nutzen.

6.2.5 Abgrenzungen für die Einstufung des ökologischen Zustandes

Entsprechend Tab. 9 werden sehr allgemein mögliche Störungen für die Abstufung des ökologischen Zustandes formuliert. Dabei treten Begriffe wie „keine oder nur geringfügige anthropogene Änderungen“, „bedingte anthropogene Verzerrungen“ oder „relativ gering abweichend“ auf. Es besteht also grundlegender Forschungsbedarf für wissenschaftlich tragfähige Differenzierungen, die auch für alle Gewässertypen zweifelsfrei angewendet werden können.

6.2.6 Welche Meßdichte ist für die Beschaffenheitsbeschreibung in den Übergangsgewässern / Küstengewässern erforderlich?

In der Tab. 10 dieses Beitrages wird die in der WRRL vorgesehene Überwachungsfrequenz für ausgewählte Qualitätskomponenten für Übergangs- und Küstengewässer vorgestellt. Die diesbezüglichen spezifischen Untersuchungen haben aber gezeigt, daß die Übergangsgewässer des südlichen Ostseeraumes von großen räumlichen / zeitlichen Variabilitäten aller Kriterien betroffen sind. Darum muß zumindest auf der Ebene 2 der Flußgebietszonen mindestens für den küstennahen Teil ein speziell angelegtes Monitoringprogramm mit größerer Zeitdichte aufgelegt werden. In der Verallgemeinerung aus diesem kann dann die für Ebene 1 gegebene Meldepflicht erfüllt werden.

6.2.7 Fragen der vertretbaren Wasserqualität für Übergangsgewässer in ausgewiesenen Schutzgebieten

Speziell in Mecklenburg-Vorpommern sind große Teile der Übergangsgewässer von verschiedenen Naturschutzkategorien erfaßt (Nationlapark, Biosphärenreservat, Naturschutzgebiet, Landschaftsschutzgebiet, Feuchtgebiet mit internationaler Bedeutung, Europäisches Vogelschutzgebiet, FFH-Gebiet). Darüber hinaus wirkt die Festlegung von empfindlichen Gebieten entsprechen Abwasserrichtlinie (z.B. alle Übergangsgewässer !). Es geht hier nicht darum, im übertriebenen Maße alle Einleitungen, z.B. von Nährstoffen, zu untersagen. Es muß klar unterschieden werden, welche Trophiestufe ist bereits durch Naturfaktoren vorgegeben und welche Einträge zu erheblichen Veränderungen (z.B. Eutrophierung) führen. Ein hohes trophisches Niveau in der Gewässerbeschaffenheit kann durchaus gewässertypisch und schutzwürdig sein.

6.2.8 Weiterer Forschungsbedarf

Die hier geführten Betrachtungen erfolgten im wesentlichen aus der Sicht der Gewässereutrophierung. Insbesondere zum Punkt Überwachung des chemischen Zustandes gibt es ebenfalls weiteren Forschungsbedarf. Dazu gehören Grenzwertfestlegungen und die Verbesserung der Analytik.

Zusammenfassung

Es wurden wesentliche Inhalte der kommunalen EU-Wasserrahmenrichtlinie aufgezeigt. Dabei standen Aspekte der Übergangs- und Küstengewässer im Vordergrund. Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wird nicht nur der Administration, sondern auch der ökologischen Gewässerforschung noch große Aufgaben zuweisen. Durch die erforderlich werdende integrierte Gewässerbewirtschaftung wird erstmals nicht nur der ökologische Bewertungsansatz eingeführt, sondern dieser gleichzeitig auch Grundlage für flächendeckende Ausweisungen von Bewirtschaftung

tungsformen in allen EU-Ländern. Insbesondere wurden ausgewählte Aspekte des Forschungsbedarfes zur Gewässerökologie aufgezeigt.

Anhang: Übersicht I
Begriffsbestimmungen / Zustandszuordnungen
für Übergangsgewässer (Ästuare) und Küstengewässer
 • Teil: Phytoplankton

	Übergangsgewässer / Ästuare	Küstengewässer
sehr guter Zustand	<p>Zusammensetzung und Abundanz der phytoplanktonischen Taxa entsprechen den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p> <p>Die durchschnittliche Biomasse des Phytoplanktons entspricht den typspezifischen physikalisch-chemischen Bedingungen und ist nicht so beschaffen, daß dadurch die typspezifischen Transparenzbedingungen signifikant verändert werden.</p> <p>Planktonblüten treten mit einer Häufigkeit und Intensität auf, die den typspezifischen physikalisch-chemischen Bedingungen entspricht.</p>	<p>Zusammensetzung und Abundanz der phytoplanktonischen Taxa entsprechen den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p> <p>Die durchschnittliche Biomasse des Phytoplanktons entspricht den typspezifischen physikalisch-chemischen Bedingungen und ist nicht so beschaffen, daß dadurch die typspezifischen Transparenzbedingungen signifikant verändert werden.</p> <p>Planktonblüten treten mit einer Häufigkeit und Intensität auf, die den typspezifischen physikalisch-chemischen Bedingungen entspricht.</p>
guter Zustand	<p>Geringfügige Abweichungen bei Zusammensetzung und Abundanz der Phytoplanktonischen Taxa.</p> <p>Die Biomasse weicht geringfügig von den typspezifischen Bedingungen ab. Diese Abweichungen deuten nicht auf ein beschleunigtes Wachstum von Algen hin, das das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen oder die physikalisch-chemische Qualität des Wassers in unerwünschter Weise stören würde.</p> <p>Es kann zu einem leichten Anstieg der Häufigkeit und Intensität der typspezifischen Planktonblüten kommen.</p>	<p>Geringfügige Abweichungen bei Zusammensetzung und Abundanz der Phytoplanktonischen Taxa.</p> <p>Die Biomasse weicht geringfügig von den typspezifischen Bedingungen ab. Diese Abweichungen deuten nicht auf ein beschleunigtes Wachstum von Algen hin, das das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen oder die physikalisch-chemische Qualität des Wassers in unerwünschter Weise stören würde.</p> <p>Es kann zu einem leichten Anstieg der Häufigkeit und Intensität der typspezifischen Planktonblüten kommen.</p>
relativ befriedigen der Zustand	<p>Zusammensetzung und Abundanz der phytoplanktonischen Taxa weichen in relativ geringem Maße von den typspezifischen Bedingungen ab.</p> <p>Bei der Biomasse sind mäßige Störungen zu verzeichnen, was zu signifikanten unerwünschten Störungen bei anderen biologischen Qualitätskomponenten führen kann.</p> <p>Es kann zu einem mäßigen Anstieg der Häufigkeit und Intensität der Planktonblüten kommen. In den Sommermonaten können anhaltende Blüten auftreten.</p>	<p>Zusammensetzung und Abundanz der planktonischen Taxa zeigen Anzeichen für mäßige Störungen.</p> <p>Die Algenbiomasse liegt deutlich außerhalb des Bereichs, der typspezifischen Bedingungen entspricht, was Auswirkungen auf die anderen biologischen Qualitätskomponenten hat.</p> <p>Es kann zu einem mäßigen Anstieg der Häufigkeit und Intensität der Planktonblüten kommen. In den Sommermonaten können anhaltende Blüten auftreten.</p>

Anhang: Übersicht II
Begriffsbestimmungen / Zustandszuordnungen
für Übergangsgewässer (Ästuar) und Küstengewässer
 • Teil: Großalgen und Angiospermen

	Übergangsgewässer / Ästuar	Küstengewässer
sehr guter Zustand	<p>Die Zusammensetzung der Großalgentaxa entspricht den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse. Keine erkennbaren Änderungen der Mächtigkeit der Großalgen aufgrund menschlicher Tätigkeiten.</p> <p>Die taxonomische Zusammensetzung entspricht vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p> <p>Keine erkennbaren Änderungen der Abundanz der Angiospermen aufgrund menschlicher Tätigkeiten.</p>	<p>Alle störungsempfindlichen Großalgen und Angiospermentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind, sind vorhanden.</p> <p>Die Werte für die Großalgenmächtigkeit und für die Abundanz der Angiospermen entsprechen den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p>
guter Zustand	<p>Die Großalgentaxa weichen in ihrer Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Diese Abweichungen deuten nicht auf ein beschleunigtes Wachstum von Phytobenthos oder höheren Pflanzen hin, das das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen oder die physikalisch-chemische Qualität des Wassers in unerwünschter Weise stören würde.</p> <p>Die Angiospermentaxa weichen in ihrer Zusammensetzung geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.</p> <p>Die Abundanz der Angiospermen zeigt geringfügige Anzeichen für Störungen.</p>	<p>Die meisten störungsempfindlichen Großalgen und Angiospermentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind, sind vorhanden.</p> <p>Die Werte für die Großalgenmächtigkeit und für die Abundanz der Angiospermen zeigen Störungsanzeichen.</p>
relativ befriedigender Zustand	<p>Die Zusammensetzung der Großalgentaxa weicht in relativ geringem Maße von den typspezifischen Bedingungen ab und ist in signifikanter Weise stärker gestört, als dies bei gutem Zustand der Fall ist.</p> <p>Es sind mäßige Änderungen der durchschnittlichen Großalgenabundanz erkennbar, die dazu führen können, daß das Gleichgewicht der in dem Gewässer verbundenen Organismen in unerwünschter Weise gestört wird.</p> <p>Die Zusammensetzung der Angiospermentaxa weicht in relativ geringem Maße von der der typspezifischen Gemeinschaften ab und ist in signifikanter Weise stärker gestört, als dies bei gutem Zustand der Fall ist.</p> <p>Bei der Abundanz der Angiospermen sind mäßige Störungen festzustellen.</p>	<p>Es fehlt eine relativ geringe Zahl störungsempfindlicher Großalgen- und Angiospermentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind.</p> <p>Die Mächtigkeit der Großalgen und die Abundanz der Angiospermen sind in relativ geringem Maße gestört, was dazu führen kann, daß das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen in unerwünschter Weise gestört wird.</p>

Anhang: Übersicht III
Begriffsbestimmungen / Zustandszuordnungen
für Übergangsgewässer (Ästuar) und Küstengewässer

	Übergangsgewässer / Ästuar	Küstengewässer
<ul style="list-style-type: none"> Teil: Benthische wirbellose Fauna 		
sehr guter Zustand	<p>Der Grad der Vielfalt und der Abundanz der wirbellosen Taxa liegt in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist.</p> <p>[... wird noch ergänzt]</p> <p>Alle störungsempfindlichen Taxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse gegeben sind, sind vorhanden.</p> <p>[... wird noch ergänzt]</p>	<p>Der Grad der Vielfalt und der Abundanz der wirbellosen Taxa liegt in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist.]</p> <p>Alle störungsempfindlichen Taxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse gegeben sind, sind vorhanden.</p>
guter Zustand	<p>Der Grad der Vielfalt und der Abundanz der wirbellosen Taxa liegt geringfügig außerhalb des Bereichs, der typspezifischen Bedingungen entspricht.</p> <p>[... wird noch ergänzt]</p> <p>Die meisten empfindlichen Taxa der typspezifischen Gemeinschaften sind vorhanden..</p>	<p>Der Grad der Vielfalt und der Abundanz der wirbellosen Taxa liegt geringfügig außerhalb des Bereichs, der typspezifischen Bedingungen entspricht.</p> <p>Die meisten empfindlichen Taxa der typspezifischen Gemeinschaften sind vorhanden..</p>
relativ befriedigender Zustand	<p>Der Grad der Vielfalt und der Abundanz der wirbellosen Taxa liegt in relativ geringem Maße außerhalb des Bereichs, der typspezifischen Bedingungen entspricht.</p> <p>[... wird noch ergänzt]</p> <p>Es sind Taxa vorhanden, die auf Verschmutzung hindeuten.</p> <p>Viele empfindliche Taxa der typspezifischen Gemeinschaften fehlen.</p>	<p>Der Grad der Vielfalt und der Abundanz der wirbellosen Taxa liegt in relativ geringem Maße außerhalb des Bereichs, der typspezifischen Bedingungen entspricht.</p> <p>Es sind Taxa vorhanden, die auf Verschmutzung hindeuten.</p> <p>Viele empfindliche Taxa der typspezifischen Gemeinschaften fehlen...</p>
<ul style="list-style-type: none"> Teil: Fischfauna 		
sehr guter Zustand	<p>Zusammensetzung und Abundanz der Arten entsprechen den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p>	—
guter Zustand	<p>Die Abundanz der störungsempfindlichen Arten zeigt geringfügige Anzeichen für Abweichungen von den typspezifischen Bedingungen aufgrund anthropogen bedingter Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten.</p>	—
relativ befriedigender Zustand	<p>Ein relativ geringer Teil der typspezifischen störungsempfindlichen Arten fehlt aufgrund anthropogen bedingter Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten.</p>	—

Anhang: Übersicht IV
Begriffsbestimmungen / Zustandszuordnungen
für Übergangsgewässer (Ästuare) und Küstengewässer
 • Teil: Hydromorphologische Qualitätskomponenten

	Übergangsgewässer / Ästuare	Küstengewässer
	Gezeiten	
sehr guter Zustand	Der Süßwasserzustrom entspricht vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.	Der Süßwasserzustrom sowie Richtung und Geschwindigkeit der vorherrschenden Strömungen entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.
guter Zustand	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.
relativ befriedigender Zustand	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können..	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können..
	Morphologie	
sehr guter Zustand	Tiefenvariationen, Substratbedingungen sowie Struktur und Bedingungen der Gezeitenzonen entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.	Tiefenvariation, Struktur und Substrat des Küstenbetts sowie Struktur und Bedingungen der Gezeitenzonen entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.
guter Zustand	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.
relativ befriedigender Zustand	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können..	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können..

Anhang: Übersicht V

Begriffsbestimmungen / Zustandszuordnungen für Übergangsgewässer (Ästuare) und Küstengewässer

- Teil: Physikalisch-Chemische Qualitätskomponenten
- Allgemeine Bedingungen

	Übergangsgewässer / Ästuare	Küstengewässer
sehr guter Zustand	<p>Die physikalisch-chemischen Komponenten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind.</p> <p>Die Nährstoffkonzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist.</p> <p>Temperatur, Sauerstoffbilanz und Sichttiefe zeigen keine Anzeichen anthropogen bedingter Störungen und bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist.</p>	<p>Die physikalisch-chemischen Komponenten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind.</p> <p>Die Nährstoffkonzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist.</p> <p>Temperatur, Sauerstoffbilanz und Sichttiefe zeigen keine Anzeichen anthropogen bedingter Störungen und bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist.</p>
guter Zustand	<p>Die Werte für die Temperatur, die Sauerstoffaufnahmebedingungen und die Sichttiefe gehen nicht über den Bereich hinaus, innerhalb dessen das Funktionieren des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.</p> <p>Die Nährstoffkonzentrationen liegen nicht über den Werten, bei denen das Funktionieren des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.</p>	<p>Die Werte für die Temperatur, die Sauerstoffaufnahmebedingungen und die Sichttiefe gehen nicht über den Bereich hinaus, innerhalb dessen das Funktionieren des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.</p> <p>Die Nährstoffkonzentrationen liegen nicht über den Werten, bei denen das Funktionieren des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.</p>
relativ befriedigender Zustand	<p>Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.</p>	<p>Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.</p>

Anhang: Übersicht VI

Begriffsbestimmungen / Zustandszuordnungen für Übergangsgewässer (Ästuar) und Küstengewässer

- Teil: Physikalisch-chemische Qualitätskomponenten
(bgl=Hintergrundwert; eqs=Umweltqualitätsstandard)
- spezifische synthetische Schadstoffe

	Übergangsgewässer / Ästuar	Küstengewässer
sehr guter Zustand	Konzentrationen nahe Null oder zumindest unter der Nachweisgrenze der allgemein gebräuchlichen fortgeschrittensten Analysetechniken.	Konzentrationen nahe Null oder zumindest unter der Nachweisgrenze der allgemein gebräuchlichen fortgeschrittensten Analysetechniken.
guter Zustand	Konzentrationen nicht höher als die Standardwerte, die nach dem Verfahren gemäß Abschnitt 1.2.6 festgelegt werden, unbeschadet der Richtlinie 91/414/EG und der (Biozid-)Richtlinie. (<eqs)	Konzentrationen nicht höher als die Standardwerte, die nach dem Verfahren gemäß Abschnitt 1.2.6 festgelegt werden, unbeschadet der Richtlinie 91/414/EG und der (Biozid-) Richtlinie. (<eqs)
relativ befriedigender Zustand	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.

- spezifisch nichtsynthetische Schadstoffe

	Übergangsgewässer / Ästuar	Küstengewässer
sehr guter Zustand	Die Konzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist (Hintergrundwerte = bgl).	Die Konzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist (Hintergrundwerte = bgl).
guter Zustand	Konzentrationen nicht höher als die Standardwerte, die nach dem Verfahren gemäß Abschnitt 1.2.6 festgelegt werden, unbeschadet der Richtlinie 91/414/EG und der (Biozid-)Richtlinie. (<eqs)	Konzentrationen nicht höher als die Standardwerte, die nach dem Verfahren gemäß Abschnitt 1.2.6 festgelegt werden, unbeschadet der Richtlinie 91/414/EG und der (Biozid-) Richtlinie. (<eqs)
relativ befriedigender Zustand	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.

Bezug auf 1.2.6 im Rahmen dieses Beitrages nicht näher dargestellt.

Literatur

- ATV (1998). (Abwassertechnischer Verband) - Europäische Wasserrahmenrichtlinie - ATV vermißt klare Aussagen. Blick durch Wirtschaft und Umwelt 7: S. 26-28.
- BARTH, F. (1999). Guter ökologischer Zustand oberirdischer Gewässer - Anforderungen, Stand und Perspektiven. 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Aachen, 17.3.-19.3.1999, Gewässerschutz-Wasser-Abwasser 172, 7, S. 1-11.

- BEHRENDT, H. (1996). Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flußgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern. *Mat. zur Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern* 2, S. 1-78.
- BEHRENDT, H. (1999). Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands - Gesamtübersicht. Vorabmitteilung im Rahmen des DGL-Arbeitskreises „Eutrophierungsverminderung“, Beratung am 29.3.99 in Bad Saarow / Brandenburg.
- BRUNDTLANDT - Bericht (1987). „Unsere gemeinsame Zukunft“ - Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung an die Vollversammlung der UN 1987. Staatsverlag der DDR 1988, 9. Aufl., 349 S..
- DARKOW, P. (1999). Die EG-Wasserrahmenrichtlinie I und II. *Wasserwirtschaft-Wassertechnik* 1, S. 41-43 und 2, S. 43-45.
- DÖRR, R.-D. (1998). Die künftige EU- Wasserrahmenrichtlinie - ihre Bedeutung für die deutsche Wasserwirtschaft. *Symp. Material, 9. Magdeburger Abwassertage*, Dr. B. Lange GmbH, 1.-2.10.1998, S. 1-10.
- EU (1998). Geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (16./17.6.1998). *EU- Rat* 9710|98, 91 S..
- EU (1999). Geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (gemeinsamer Standpunkt) 2.3./8.3.1999, *EU-Rat* 6404|99, 99 S..
- FLORENZ, K.H. (1999). Die Wasserpolitik der Europäischen Union. 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Aachen, 17.3.-19.3.1999, *Gewässerschutz-Wasser-Abwasser* 172, 1, S. 1-42.
- FÖHSE, D. und FEHR, G. (1999). Bilanzierung von Nährstoffeinträgen in Fließgewässer für Bewirtschaftungspläne gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Wasser und Abfall* 3, S. 14-20.
- FUHRMANN, P. (1998). Europäische Wasser- Rahmen- Richtlinie - Konsequenzen für die Wasserwirtschaft vor Ort. Ministerium Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Vortrag auf der Tagung „Europäische Anforderungen an die Deutsche Wasserwirtschaft“, Hameln, 18.9.1998.
- HOEHN, E. (1999). Trophiebewertung stehender Gewässer anhand des Phytoplanktons. *Diskussionsbeitrag / Arbeitspapier zum Arbeitskreis „Eutrophierungsverminderung in der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V.“*, Beratung am 29.3.99 in Bad Saarow / Brandenburg.
- HOLZWARTH, F. (1998). Europäische Wasser- Rahmen- Richtlinie - Deutschland und Europa. Bundesumweltministerium, Vortrag auf der Tagung „Europäische Anforderungen an die Deutsche Wasserwirtschaft“, Hameln, 18.9.1998.
- HOLZWARTH, F. (1999). Die neue Europäische Wasserrahmenrichtlinie. 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Aachen, 17.3.-19.3.1999, *Gewässerschutz-Wasser-Abwasser* 172, 4, S. 1-7.
- IRMER, H. (1999 a). Fachliche Konsequenzen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Aachen, 17.3.-19.3.1999, *Gewässerschutz-Wasser-Abwasser* 172, 6, S. 1-6.
- IRMER, H. (1999 b). Europäische Anforderungen zielorientiert und pragmatisch umsetzen. *Wasser und Abfall* 3, 3.
- OEHMICHEN, U. (1998). Flickenteppich im Gewässerschutz. *Wasserwirtschaft- Wassertechnik* 5. S. 32-33.
- OREMBA, H. (1997). Die neue europäische Wasserpolitik - eine Einführung in die geplante Wasserrahmenrichtlinie. *Neue DELIWA- Zeitschrift* 48, 4: 120-123.
- PROBST, S. (1999). Impulse aus Europa für den Gewässerschutz in Deutschland. 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Aachen, 17.3.-19.3.1999, *Gewässerschutz-Wasser-Abwasser* 172, 2, S. 1-5.
- SCHIEWER, U., SCHLUNGBAUM, G. und ARNDT, E.-A. (1994). *Bodden-Monographie*. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 2, S. 1-213.
- SCHLUNGBAUM, G. (1997). Die Bewertung der inneren Küstengewässer der Ostsee in Mecklenburg-Vorpommern - ein Beitrag zum Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland mit Vergleichen zu den fließenden und stehenden Gewässern. *Rostocker Meeresbiolog. Beiträge* 5, S. 9-35.
- SCHLUNGBAUM, G. und BAUDLER, H. (1999 a). Struktur und Funktion der Küstengewässer (Kap. 1.2), Eutrophierung der Küstengewässer (Kap. 3.3) in R. Guderian und G. Gunkel (Ed.). *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie Bd III|1 Limnische Ökologie*, Springer-Verlag Heidelberg, im Druck.

- SCHLUNGBAUM, G. und BAUDLER, H. (1999 b). Studie zur Sanierung/Restaurierung von Bodden-
gewässern an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns - eine Machbarkeitsstudie am Beispiel der
Darß-Zingster Boddenengewässer. Fertigstellung 11/99 (Fachbereich Biologie der Univ. Rostock).
- STRÄHLE, H.J. (1997). Gewässerschutz auch in Zukunft noch eine Herausforderung? LAWA/ Was-
serwirtschaftsverband Baden-Württemberg e.V., Lebensraum Gewässer - nachhaltiger Gewäs-
serschutz im 21. Jahrhundert, Symposiumsband 1-12.
- UMWELT (1999). Neue EU-Wasserrahmenrichtlinie - Aufstellung integrierter Flußgebietspläne.
Bundesumweltministerium in Umwelt 5/99, S. 228-231.

Verfasser

Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum
Universität Rostock
Fachbereich Biologie / Angewandte Ökologie
Freiligrathstr. 7/8
D- 18051 Rostock

Günter SCHLUNGBAUM; Mathias KRECH

Klassifizierung und Bewertung von Seen - die Entwicklung vom Seentypensystem bis zur EU- Wasserrahmenrichtlinie

Abstract

In order to guarantee a sustainable water protection new modern, more ecological evaluation - and classification - systems are needed.

Different methods of assessing surface water are for example the approach of typifying lakes by trophic index and the development of even more complex evaluation systems.

Suitable examples for improved methods of assessing the quality of water might be the former Eastgerman standard for classifying lakes (TGL 27885/ 01) and the more recent German LAWA- guideline. An EU- guideline standardize all types of surface water within the different European regions. It is for the first time that a guideline takes ecological aspects into consideration.

1 Erfordernisse einer Gewässerbewertung für die Gewässerschutzpolitik

Die Gewässerschutzpolitik ist ein wichtiger Bestandteil der Umweltpolitik. Seit der Verabschiedung des ersten Umweltprogrammes der Bundesregierung zum Anfang der 70er Jahre wurden zahlreiche Maßnahmen zum Schutz der Gewässer mit großem Erfolg durchgeführt. Ein in diesem Zusammenhang immer wieder erwähnenswertes Objekt ist der Rhein. Inzwischen gibt es aber viele Gewässer unterschiedlichen Typs, an denen sich solche Erfolge darstellen lassen. Trotz dieser nachweislich größeren Fortschritte gibt es im Gewässerschutz immer noch erhebliche Defizite. Die dabei auftretenden Probleme sind nicht nur von regionaler oder nationaler Bedeutung. Weltweit hat die Gewässerbeeinträchtigung ein sehr unterschiedliches Maß erreicht. Die Umsetzung einer **durchgreifend wirkenden Gewässerschutzpolitik** und die **Meßbarkeit des Erfolges** erfordern die Weiterentwicklung geeigneter Untersuchungs- und Bewertungsverfahren. Die Thematik „Entwicklung von Zielen“ hat spätestens wieder durch die internationale Umweltkonferenz der Vereinten Nationen im Jahre 1992 in Rio de Janeiro einen neuen Stellenwert erhalten (vgl. dazu „AGENDA 21“).

Dabei geht es darum, das **Leitbild** des „sustainable development“, d.h. der „nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung“ mit Inhalten zu füllen, es fachlich zu konkretisieren und auch für den Gewässerschutz aufzubereiten. Eine zentrale Bedeutung im Rahmen dieser Herausforderung nimmt die Entwicklung neuer Bewertungssysteme für alle Gewässertypen ein. Dabei ist vom ökologischen Grundprinzip der ganzheitlichen Systembetrachtung auszugehen.

2 Seen als Teile von Landschaften

Die Abgrenzung von stehenden Gewässern ist einerseits im allgemeinen unproblematisch. So sind Seen, aber auch die anderen Standgewässertypen (Weiher, Tümpel, Talsperren, Teiche . . .) fast immer gegenüber den terrestrischen Lebensräumen „abgrenzbar“, wenn auch dazwischen liegende Übergangsbereiche sowohl der Kategorie „Gewässer“ als auch der Kategorie „Land“ zugeordnet werden können. Andererseits sind die Gewässer als Ökosysteme, wie alle natürlichen Systeme auf der Erde, offene Systeme. Sie werden auch bei weitgehender Abgeschlossenheit im teilweise sehr unterschiedlichen Maß durch Zu- und Abflüsse sowie Ein- und Austräge von Stoffen und Energie geprägt. Dabei ist ein durchflossener See die eine Extremstellung und ein weitgehend zu- und abflußloser See die andere. Damit sind Gewässerökosysteme im allgemeinen und Seen im speziellen niemals als unabhängig von der sie umgebenden Landschaft zu betrachten. Sie sind immer Bestandteil einer Landschaft, mindestens der eines Einzugsgebietes.

In Deutschland gibt es mehr als 5.000 natürlich entstandene Standgewässer mit einer Mindestgröße von 1 ha. Hinzukommen mehrere tausend künstliche Gewässer, wie Talsperren, Stauhaltungen, Baggerseen, Bergbaurestseen, Tongruben und auch abgeschnittene Altwässer in den Flußniederungen sowie Fischteiche u.s.w.. Der Flächenanteil der stehenden Binnengewässer beträgt zwar weniger als 1,8% der Gesamtfläche Deutschlands (Mecklenburg- Vorpommern ca. 3%), wegen ihrer Vielzahl und der hohen strukturellen Vielfalt haben sie für die Umwelt eine wichtige ökologische Bedeutung. Sie sind von hohem volkswirtschaftlichen Wert und haben als landschaftsprägende Elemente oft auch einen hohen ästhetischen Wert und damit idellen Wert. Natürliche Gewässer, aber auch naturnahe, besitzen darüber hinaus – unabhängig von menschlichen Nutzungsinteressen – einen Wert an sich.

3 Die Seenbewertung von den Anfängen bis zur Gegenwart

Die Entwicklung verschiedener Formen der Seenbewertung/ Seenklassifikation ist eng mit der Geschichte der Seenkunde als Teilgebiet der Limnologie verknüpft. Der Beginn kann in die Zeit der Herausarbeitung des **Seentypensystems** ab 1900 gesetzt werden (in Anlehnung an SCHWOERBEL, 1993):

- 1901 F. A. FOREL – physikalische Typisierung der Seen nach ihrer unterschiedlichen Thermik,
- 1911 E. A. BIRGE & C. JUDAY – chemische Typisierung nach den Sauerstoffverhältnissen, insbesondere nach der Schichtung der Seen und damit charakteristischen Sauerstoffdifferenzierungen,
- 1915 A. THIENEMANN – Begründer der Seentypisierung, mit bereits grundlegenden Beziehungen zwischen organischer Produktion, Seetiefe, Morphologie des Seebeckens und des Sauerstoffhaushaltes,
- 1917 E. NAUMANN – berücksichtigt in erster Linie die biologischen Verhältnisse im freien Wasser, besonders die Produktion des Phytoplanktons und stellt Verknüpfungen zum organischen Gehalt der Sedimente (Sedimenttypen) der verschiedenen Seentypen her.
- 1933 F. RUTTNER – zeigt das andersartige Verhalten tropischer Seen, rascher Turnover im Hypolimnion und ständiges Sauerstoffdefizit aufgrund der höheren Wassertemperaturen.

Die Einbeziehung des trophischen Aspektes bedeutet, daß die Seen erstmals auf der Ebene von Ökosystemen funktionell nach ihrem Stoffhaushalt typisiert wurden. Seither ist der Stoffhaushalt der Seen das zentrale Anliegen der Seenforschung geblieben. Dieser bereits moderne stoffwechselfynamische Aspekt gestaltet auch die Einbeziehung von Gewässern mit versätkter allochthoner Nährstoffzufuhr (z.B. Abwasserbelastung) in die gleichartige Seenanalyse, was eine wichtige Grundlage für Beschaffenheitsvergleiche von natürlichen und anthropogen beeinflussten Seen gestattet. In diesem Sinne ist die Seentypenanalyse eine sehr bedeutende Grundlage für heute diskutierte Bewertungssysteme.

3.1 Klassifizierung von stehenden Gewässern/ Seen

Die Klassifizierung der stehenden Gewässer kann nach unterschiedlichen Gesichtspunkten erfolgen. Im Vordergrund stehen dabei die Merkmale der Trophie (mit Zielvorgaben für die Güte). In Verbindung mit der Trophie sind Klassifizierungen nach fischereilichen, ornithologischen Aspekten oder auch durch das Auftreten bestimmter Organismengemeinschaften zu sehen.

3.1.1 Klassifizierung nach der Trophie

Die Klassifizierung nach der Trophie geht im wesentlichen auf die Seentypenlehre von Thienemann (1924, 1928) zurück. Eigentlich gilt die Klassifizierung nach der Trophie im klassischen Sinn nur für geschichtete Seen. Es wurden zunächst oligotrophe und eutrophe Seen unterschieden. Die damals beschriebenen ökologischen Bedingungen sind weitgehend noch heute gültig. Die ökologischen Bedingungen beziehen sich auf den Nährstoffreichtum, die Sauerstoffverhältnisse (besonders

Hypolimnion), den Chemismus und die Makrofauna- Besiedlung des Sediments in Abhängigkeit von der jeweiligen Morphologie des Sediments.

Tabelle 1 Charakteristika für oligotrophe und eutrophe, geschichtete Seen (u. a. nach THIENEMANN, 1924,1928; RUTTNER, 1940; KLAPPER, 1992) aus: KALBE, 1997, verändert

		oligotroph	eutroph
Maximaltiefe	(m)	> 30	< 30
Mittlere Tiefe	(m)	> 15	< 15
Sauerstoffverhältnisse			
➤ Epilimnion	(%)	90 – 120	60 – 150
➤ Hypolimnion (Ende der Stagnation)	mg/ l	> 6	< 1
	%	> 50	< 15
➤ Metalimnion	%	ca. 100	> 100
P- Konzentration (Frühjahrsvollzirkulation)	(mg/ l)	< 0,015	< 0,2
Makrofauna d. Bodens		<i>Tanytarsus</i>	<i>Chironimus</i>

Längst ist diese 2- Stufeneinteilung ergänzt worden. Zwischen oligotrophen und eutrophen Zustand gibt es heute die mesotrophe Stufe und für Seen mit höherer Belastung die polytrophe und hypertrophe Stufe. Heute wird auch nicht mehr zwischen geschichteten und ungeschichteten Seen, obwohl naturgemäß die Schichtung einen gravierenden Einfluß auf die die Prägung des Trophiestatus besitzt, unterschieden. So ist heute grundsätzlich mit Ausnahme von Hochgebirgsseen ein oligotropher oder mesotropher Zustand nicht zu erwarten und umgekehrt können wegen des sommerlichen Nährstofftransportes ins Hypolimnion keine geschichteten hypertrophen Seen existieren.

Definition der Gewässertrophie

nach ELSTER, 1958 bzw. BICK, 1989:

"Trophie ist die Intensität der photoautotrophen Produktion (Primärproduktion). Die Begriffe oligo-, meso-, eu-, poly- und hypertroph kennzeichnen eine geringe, mittlere, hohe, sehr hohe und übermäßige Primärproduktion. Voraussetzung für die Produktion eines Gewässers sind die ausreichende Nährstoffversorgung, die eine Abstufung der Trophie bewirkt, und die genügende Energieversorgung (Licht).

3.1.2 Klassifizierung nach TGL 27885/ 01

Mit der seit 1974 in der ehemaligen DDR angewendeten TGL 27885/ 01 (Technische Güte- und Leistungsnormen) gab es nicht nur einen ersten Seenstandard sondern es wurden auch grundsätzlich neue Wege bei der Seenklassifizierung beschritten. Die Beurteilung der Wassergüte erfolgte mit 5 Klassen im wesentlichen nach dem Trophiegrad mit den Zuordnungen: oligotroph, mesotroph, eutroph, polytroph und hypertroph, wobei bei der Eutrophie (Klasse 3) nach eutroph ungeschichtet unterschrieben wurden. In starker Zusammenfassung können die in **Tab. 2** vorgenommenen charakteristischen Werte den einzelnen Klassen zugeordnet werden.

Neu in diesem Standard war:

- der erstmalige Einbezug der umgebenden Landschaft durch die Beschreibung wichtiger Einzugsgebietsfaktoren,
- das Aufzeigen von Wechselwirkungen zwischen der Seenmorphometrie und der Wasserbeschaffenheit,
- die Wasserbeschaffenheit durchgehend als Einheit von physikalischen Eigenschaften, von chemischer Zusammensetzung und biologischen Komponenten zu beschreiben.
- Berücksichtigung der Dynamik des Gewässerökosystems in seinen Raum/ Zeit-Beziehungen (z.B. Jahresgang usw.).
- Der Ausweis der Nutzbarkeit bzw. Eignung des Gewässers für Nutzungen auf der Basis der Beschaffenheit, bis hin zur Belastbarkeit des Sees aus der Sicht von Nutzungen.

Tabelle 2 Klassifizierung von Seen nach trophischen Kriterien nach 5 Beschaffenheitsklassen (aus KLAPPER, 1992, in Anlehnung an TGL 27885/ 01, Fassung 1982).

ausgewählte Kriterien		Beschaffenheitsklassen				
		1	2	3	4	5
Sauerstoffverhältnisse						
- Sättigungsindex	%	90 - 120	80 - 150	60 - 200	20 - 300	bis 500
- Hypolimnion	mg/ l	> 6	> 1	anaerob	-	-
Nährstoffverhältnisse						
- o- PO ₄ (Frühjahr)	mg P/ l	< 0,005	< 0,015	< 0,2	< 1,2	> 1,2
- Ges. P	mg P/ l	< 0,015	< 0,045	< 0,3	< 1,5	> 1,5
- anorg. N	mg N/ l	< 0,3	< 0,5	< 1,0	< 1,5	> 1,5
Produktionsverhältnisse						
- Primärproduktion	gC/ m ² x a	< 120	< 250	< 400	< 500	> 500
- Chlorophyll ⁶⁶³	mg/ m ³	< 3	< 10	< 40	< 60	> 60
- Sichttiefe	m	> 6	> 4	> 1	> 0,5	< 0,5

Auf dieser Basis wurden Merkmalskomplexe beurteilt:

- hydrographische und territoriale Kriterien
- trophische Kriterien
- Salzgehalt und besondere sowie hygienisch relevante Kriterien.

Die Nutzungsmöglichkeiten wurden durch eine zusammenfassende Bewertung der 3 Merkmalskomplexe ausgewiesen. Das bedeutendste an diesem Standard war der Bezug der aktuellen Seenbeschaffenheit zu einem potentiell natürlichen Zustand (damals als Gewässerbeleg bezeichnet, heute identisch mit Referenzzustand), der insbesondere aus der Seenmorphometrie und den Beziehungen zum Einzugsgebiet abgeleitet wurde. Die folgenden Kriterien wurden einer potentiellen Beschaffenheitsklasse zugeordnet: mittlere und maximale Tiefe, Schichtungsverhältnisse, mittlere Verweilzeit des Wassers, Volumen- und Flächenquotient als Einflußgrößen des Einzugsgebietes, Lage des Sees (z. B. Waldanteil an Flächennutzung).

Es ergab sich immer eine Beschreibung/ Beurteilung des potentiell natürlichen und des aktuellen Zustandes. Diese Herangehensweise hat dann bei der späteren Weiterentwicklung der Seenbewertung, z. B. LAWA- Richtlinie, 1996, 1998 oder EU-Wasserrahmenrichtlinie eine wesentliche Rolle gespielt.

3.1.3 Andere Klassifizierungsprinzipien für Seen

z.B. Klassifizierung nach der Fischfauna: Die klassische fischereiliche Seentypenlehre geht im wesentlichen auf BAUCH (1958) und MÜLLER (1966) zurück. Zu den ursprünglichen vier Grundtypen: Maränensee, Bleisee, Zandersee und Hecht-Schleisee kamen später weitere Zwischenstufen, wie z.B. Aalsee oder Karpfensee sowie weitere hinzu.

z.B. Klassifizierung nach der Wasservogelwelt: Die weitgehend auf KALBE (1965) zurückgehende Charakterisierung mitteleuropäischer Seen nach ornithologischen Merkmalensieht folgende Typen vor: Gänsesägersee, Tauchentensee, Gründelentensee.

3.2 Klassifizierung und Bewertung von Seen in der Leitbild Diskussion

Die **Trophieskala** mit den Stufen von oligotroph bis hypertroph ist geeignet, den unterschiedlichen Zustand von Seen und Standgewässern im allgemeinen gut zu differenzieren und damit auch zu beschreiben. Im Ablauf der natürlichen **Seengene**se ist der hypertrophe Zustand ein Endzustand, bevor sich die **Verlandung** vollendet. Andererseits muß aber nicht jeder See seine Entwicklungsgeschichte auf der Zustandsebene der Oligotrophie begonnen haben, z.B. Flachgewässer. Es kommen also alle Trophiestufen unter natürlichen oder naturnahen Bedingungen vor. Dieses sei ausdrücklich bemerkt, weil oft auch diskutiert wird, daß die Polytrophy und noch mehr die Hypertrophie nicht zum Allgemeinzustand eines existierenden Sees gehört (z.B. neue deutsche Seenrichtlinie, 1998). Mit Hilfe der Trophieskala ist eine **Klassifizierung** der unterschiedlichsten Seen möglich. Ein mit einer hohen Trophiestufe klassifizierter See muß nicht unbedingt als "schlecht" eingestuft werden. Soll eine **Bewertung** nach gut oder schlecht vorgenommen werden, muß die aktuelle trophische Situation (= **Istzustand**) mit der trophischen Situation verglichen werden, die unter natürlichen/ naturnahen Bedingungen (= **Referenzzustand**) vorliegen würde. Diese Herangehensweise ist heute Basis für jede Gewässerbewertung geworden:

- deutsche Seenrichtlinie (LAWA, 1998)
- kommende EU- Wasserrahmenrichtlinie (1999)

Hier liegt auch der Hauptunterschied zur ehemaligen DDR- TGL (TGL 27885/ 01, 1982). In dieser wurde noch nicht exakt zwischen der Klassifizierung mit den an sich wertfreien Trophiestufen und der wirklichen Bewertung differenziert. Die Gewässerbewertung muß ökologisch begründet sein, d.h. ein See oder allgemein ein Gewässer überhaupt muß ganzheitlich als ökologische Einheit, als Bestandteil einer Landschaft, seiner Entwicklungsgeschichte und den anthropogenen Belastungen gesehen werden. Dementsprechend sind in Abwägung die folgenden beschreibbaren und auch bewertbaren Komplexe zu berücksichtigen:

- das Gewässer selbst mit seiner Lage, Morphologie und Hydrologie,
- das Gewässer mit seinem Trophiecharakter,
- die Aspekte der Gewässerversauerung,
- die toxische Situation auf der Basis relevanter Kriterien,

- der bakteriologische Status,
- die Sedimentbeschaffenheit (mindestens im Bereich potentieller Sediment/ Wasser - Wechselwirkungen),
- die Uferstruktur und die Ufervegetation
- sowie wesentliche aus der Landschaft wirkende Faktoren (natürlich und anthropogen beeinflusst).

Da für Seen/ Standgewässer das gegenwärtige, aber auch noch zukünftige Hauptproblem in der **Eutrophierung** (vgl. Definition unter 3.1.1) mit seinen Wechselwirkungen und Folgen besteht, muß jeder moderne Ansatz zur Gewässerbewertung in der Interpretation der trophischen Situation liegen.

In diesem Zusammenhang ist eine klare und umfassende Interpretation/ Definition der folgenden Begriffe erforderlich: Belastung - Naturzustand - Istzustand - Referenzzustand - potentiell natürlicher Zustand - potentiell natürlicher Nährstoffeintrag - **Leitbild** und Entwicklungsziel. Die Anwendung dieser Begriffe hat präzise zu erfolgen. Die Definitionen werden entsprechend ihrer gegenwärtigen Verbindlichkeit aus dem Vorschlag für eine Richtlinie zur Bewertung von Seen/ stehenden Gewässern (LAWA, 1998) entnommen nachfolgend wiedergegeben. Die Deutung der Begriffe ist weitgehend auch für Fließgewässer zutreffend.

Belastung:

Beanspruchung eines Gewässers, die zu seiner Beeinträchtigung i.S. des § 1a WHG führt, d.h. zu einer gravierenden Systemveränderung (z. B. durch Gewässernutzungen, Verbauung, den Eintrag von Nähr- und Schadstoffen).

Naturzustand:

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

Istzustand:

Derzeitiger, durch Untersuchungen feststellbarer (trophischer) Zustand.

Referenzzustand:

Zustand eines Gewässers, mit dem der Istzustand verglichen wird, um aus diesem Vergleich eine Bewertung abzuleiten. Als Referenzzustand dient der potentiell natürliche Zustand (siehe dortige Definition).

Potentiell natürlicher Zustand (Leitbild):

Unbelasteter Zustand eines Gewässers, der seinen naturräumlichen (geologischen, geographischen und klimatischen) Randbedingungen entspricht. Gewisse vom Menschen gesetzte, irreversible und sinnvollerweise nicht zu verändernde Fakten werden akzeptiert und einbezogen. Aus der Tatsache heraus, daß der Mensch ein Teil des Ökosystems ist und daher - wie jede Population in jedem Ökosystem - allein schon durch seine Existenz Auswirkungen auf das System ausübt, werden anthropogene Einflüsse toleriert, solange sie nicht zu einer Belastung des Gewässers (vgl. dortige Definition) führen. Dazu gehört auch ein anthropogener Anteil eines unvermeidbaren, potentiell natürlichen Nährstoffeintrages (siehe dortige Definition). Der potentiell natürliche Zustand beschreibt das Leitbild und dient als Referenzzustand. Er ist das aus limnologisch- fachlicher Sicht maximal mögliche Sanierungsziel, das allerdings oft auf Grund bestehender sozio- ökonomischer Beschränkungen nicht erreichbar ist.

Potentiell natürlicher Nährstoffeintrag:

Der potentiell natürliche Nährstoffeintrag resultiert aus der natürlichen Bodenauswaschung von ungenutzten und natürlichen Flächen, aus der direkt auf die Seefläche auftreffenden trockenen und nassen Deposition sowie aus demjenigen Nährstoffeintrag von genutzten Flächen im Einzugsgebiet in Seen, der selbst bei einer ausschließlich extensiv land- oder forstwirtschaftlichen Nutzung nicht unterschritten werden kann.

Leitbild:

Das Leitbild wird definiert durch den potentiell natürlichen Zustand (siehe dort). Es beschreibt kein konkretes Sanierungsziel, sondern dient als Bezugsgrundlage (Referenzzustand) für die Bewertung eines Gewässers. Das Leitbild ist für jedes Gewässer individuell zu ermitteln.

Entwicklungsziel:

Das Entwicklungsziel beschreibt den unter den gegebenen sozio- ökonomischen Bedingungen durch Schutz- und Sanierungsmaßnahmen erreichbaren Zustand eines Gewässers. Es ist das auch unter Einbeziehung von Kosten - Nutzen - Betrachtungen realisierbare Sanierungsziel, das häufig nicht oder nur unter den günstigsten Randbedingungen identisch ist mit dem potentiell natürlichen Zustand. Das Entwicklungsziel ist nicht Gegenstand dieser Richtlinie, sondern kann nur im Einzelfall nach eingehender limnologischer Untersuchung festgestellt werden.

Eine möglichst objektive Bewertung eines Sees nach dem trophischen Zustand, also mit Berücksichtigung und Anwendung der o. g. Begriffe ist nur möglich, wenn ein als im hohen Maße als „gesichert“ geltender Referenzzustand abgeleitet werden kann. Damit ist aber auch mit der Einbeziehung der Aspekte der natürlichen Seenentwicklung die Suche nach einem **historischen Leitbild** für den Referenzzustand überflüssig, denn die natürliche Ökosystementwicklung ist nicht wiederholbar.

3.3 Die LAWA- Richtlinie zur Bewertung stehender Gewässer

Mit der Gründung des LAWA- Arbeitskreises „ Bewertung stehender Gewässer “ zunächst 1991 als ad hoc- Gruppe und dann 1995 als ständiger Arbeitskreis ist die notwendige Arbeit für die Schaffung einer bundesweit anwendbaren Klassifizierungs- und Bewertungsrichtlinie für stehende Gewässer aufgenommen worden. 1996 und 1998 wurde der Stand in Form einer vorläufigen Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien vorgelegt. Durch den LAWA- Arbeitskreis werden die folgenden allgemein gültigen Vorgaben für ein solches Bewertungssystem formuliert:

- Es muß praktikabel, d.h. personell und finanziell durchführbar sein.
- Es muß bundesweit auf eine möglichst große Zahl von Seen / Standgewässern anwendbar sein.
- Es muß naturwissenschaftlich begründet und damit objektiv nachvollziehbar sein.
- Es muß im Hinblick auf das Ziel „ Gewässerschutz “ und dessen Durchsetzung allgemein verständlich sein.

Die ehemalige DDR- TGL 27885/ 01 (1982) diente für diese Richtlinie als wesentliche Grundlage. Die Seenbewertung soll in Anlehnung an das Saprobiesystem für Fließgewässer ebenfalls mit einer 7- stufigen Skala realisiert werden (vgl. auch Schlungbaum, 1997). Dafür ist die bewährte 5- stufige Trophieskala oligotroph bis hypertroph (vgl. auch Übersicht 1) in den Stufen eutroph und polytroph in 2 Stufen aufgliedert worden. Es gelten die folgenden Trophiestufen:

oligotroph (o), mesotroph (m), eutroph 1 (e1), hoch- eutroph (e2), polytroph 1 (p1), hoch- polytroph (p2) und hypertroph.

Übersicht 1 Definition der Trophiestufen

Oligotroph:

Produktion schwach auf Grund geringer Verfügbarkeit der Nährstoffe; Phytoplanktonentwicklung ganzjährig gering; Sichttiefe hoch durch geringe Planktondichten; Sauerstoffkonzentration des Tiefenwassers am Ende der Stagnationsperiode noch über 4 mg/l O₂.

Mesotroph:

Produktion höher als beim oligotrophen Gewässer auf Grund höherer Verfügbarkeit der Nährstoffe; Phytoplanktonentwicklung mäßig bei großer Artenvielfalt mit Maximum im Frühjahr; mittlere Sichttiefen; im Hypolimnion kann Sauerstoffmangel auftreten.

Eutroph:

Produktion hoch auf Grund guter Verfügbarkeit der Nährstoffe; Phytoplanktonentwicklung hoch, deswegen Sichttiefe gering; Algenblüten möglich; oberste Wasserschicht durch Assimilationstätigkeit der Algen zeitweise mit Sauerstoff übersättigt; gegen Ende des Sommers regelmäßig starker Sauerstoffmangel in den tieferen Wasserschichten.

Polytroph^{x)}:

Produktion sehr hoch auf Grund sehr hoher Nährstoffkonzentrationen; Produktion zeitweilig daher nicht nährstoff- (P)- limitiert; mehrfach im Jahr auftretende Algenmassenentwicklungen, im Sommer oft Blaualgen dominierend; Sichttiefe daher oft sehr gering (zeitweilig unter 1m); Sauerstoffschwund und nachfolgende Schwefelwasserstoffbildung im Hypolimnion spätestens ab Mitte des Sommers.

Hypertroph^{x)}:

Nährstoffverfügbarkeit ganzjährig sehr hoch; Planktonproduktion nicht nährstoff- (P) -limitiert; ganzjährig andauernde, die Gewässerfarbe bestimmende Algenmassenentwicklung; Sichttiefe daher stets sehr gering (nur ausnahmsweise über 1m); in geschichteten Seen starkes Sauerstoffdefizit im Tiefenwasser zu allen Jahreszeiten. Bereits wenige Wochen nach Beginn der sommerlichen Schichtung ist der Sauerstoff im Hypolimnion vollständig aufgezehrt.

^{x)} Bemerkung: Im Sinn der Richtlinie sollen unter naturnahen Bedingungen die Zustände hoch- polytroph (p2) und hypertroph nicht vorkommen, vgl. dazu Ausführung unter 3.2.

In der vorliegenden LAWA- Richtlinie ist die für die Bewertung von Seen zu berücksichtigende Parameterbreite aus rein praktischen Gründen auf ein vertretbares Minimum reduziert worden (Abb. 1).

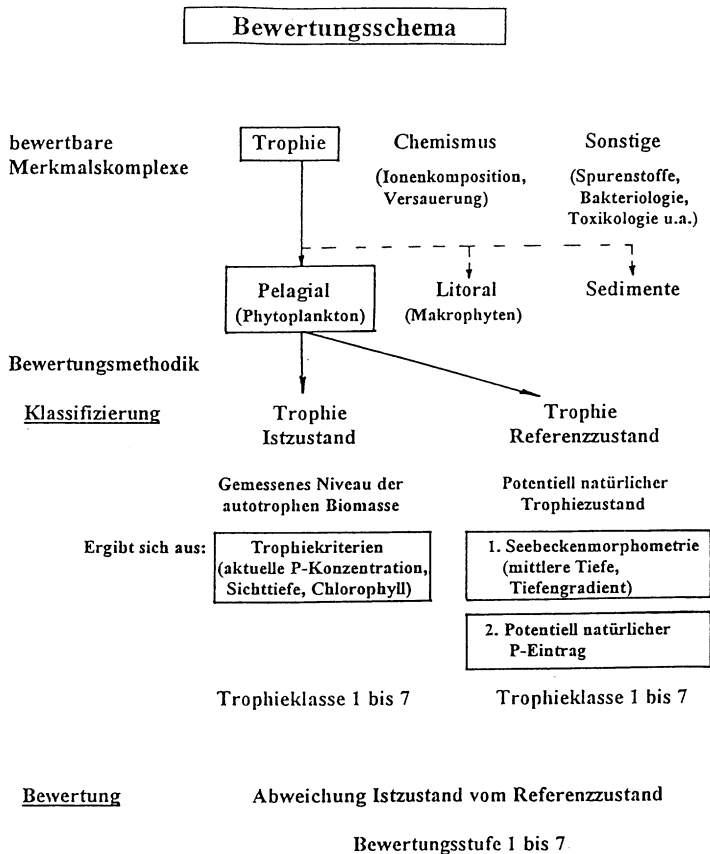


Abb. 1 Schema für die Seenbewertung mit den zu berücksichtigenden Parameterkomplexen

Es wird also nach sogenannten obligatorischen und weiteren Kriterien unterschieden. Die in der Seentypenlehre für die Klassifikation grundlegenden Sauerstoffverhältnisse gehören wie viele andere Parameter nur zu den fakultativen Kriterien.

3.3.1 Beschreibung des möglichen Referenzzustandes

Der für die Anwendung der Richtlinie zu verwendende Referenzzustand setzt sich im wesentlichen aus zwei Merkmalskomplexen zusammen:

- Aspekte der Seenmorphometrie

➤ Potentiell natürlicher P- Eintrag.

Für die Ermittlung des Referenzzustandes über die Seebeckenmorphometrie wird auf die folgenden Kriterien zurückgegriffen:

Gewässerfläche, Gewässervolumen, mittlere und maximale Tiefe, sowie effektive Länge und Breite.

Über statistische Zusammenhänge werden die theoretische Epilimniontiefe als Maß für die Größe und Angriffsmöglichkeit des Windes auf die Wasseroberfläche und der Tiefengradient als Maß für die Schichtungsstabilität ermittelt.

Für die Ermittlung des Referenzzustandes über den potentiell natürlichen P- Eintrag sind Angaben über das Einzugsgebiet und seine Struktur erforderlich. Für die einzelnen Landschaftsstrukturen werden heute die in Tab. 3 angegebenen Mindesteinträge mit Hilfe der Zuflußdaten berechenbar.

Tabelle 3 Raten zur Ermittlung eines gewässerspezifischen potentiell natürlichen P- Eintrages - aus: LAWA- Richtlinie, 1998

Eintrag von den Landflächen des Einzugsgebietes:	[kg P × ha ⁻¹ × a ⁻¹]
dauerhaft ungenutzte vegetationsbedeckte Flächen	
➤ Wald, außer intakte Hochmoore	0,05
➤ intakte Moore	0,20
Flächen mit extensiver Nutzung	
➤ Kalkreiche Mineralböden	0,05
➤ nährstoffarme Sandböden	0,10
➤ sonstige kalkarme Mineralböden	0,20
➤ Hochmoorböden (sauer)	1,50
➤ Niedermoorböden	0,10
Einträge über die Gewässeroberfläche:	
atmosphärischer Eintrag	0,30

Über das Vollenweider- Modell (u. a. OECD 1968, 1982) kann über die zu erwartende Phosphorsituation eine Einordnung in das Trophiesystem vorgenommen werden.

3.3.2 Beschreibung des Istzustandes

Der aktuell trophische Istzustand eines Sees wird durch das Niveau der autotrophen Biomasse ermittelt. Dafür wird mit Hilfe der Kriterien Chlorophyll a, Sichttiefe und P- Konzentration die Trophiesituation hergeleitet:

- epilimnische Mittel der Chlorophyll a - Konzentration zur Zeit der Sommerstagnation bzw. bei ungeschichteten Seen für den Zeitraum Mai bis September,
- arithmetisches Mittel der Sichttiefe im Sommerzeitraum (Mai bis September),
- Gesamt- P- Konzentration zur Zeit der Frühjahrszirkulation,
- epilimnische Mittel der Gesamt- P- Konzentration zur Zeit der Sommerstagnation bzw. bei ungeschichteten Seen für den Zeitraum Mai bis September.

Nach Zuordnung der Einzelmeßwerte zu drei Seetypen (Kleinseen < 5 ha, große Seen > 5 ha ungeschichtet oder geschichtet) ergeben sich seetypische Indexzuweisungen für die einzelnen Trophiestufen. Mit Hilfe von Wichtungsfaktoren (Chlorophyll = 10, Sichttiefe = 7 und P- Kriterien = 5) wird ein Gesamtindex berechnet, der dann einer Trophieklasse zugeordnet werden kann. Weiterhin soll die Dominanz ausgewählter Phytoplankter im Sommer die Klassifizierung unterstützen.

3.3.3 Bewertung des Seenzustandes

Der Gesamtindex für einen See kann zwischen 0,5 - 1,5 (= oligotroph) und > 4,5 (= hypertroph) liegen. Die Bewertung der Trophiesituation eines Sees erfolgt durch den Vergleich der Trophiestufen des ermittelten Istzustandes mit der des Referenzzustandes. So ist der Bewertungsmaßstab der Unterschied zwischen beiden und kennzeichnet so das Ausmaß der Veränderung des Sees durch anthropogene Einflüsse. Es wird eine 7- stufige Skala verwendet (vgl. auch Beginn Kap. 3.3). Die Bewertungsstufe 1 (also ohne Unterschied im Klassifizierungsvergleich) ist die beste und die Bewertungsstufe 7 (größter Unterschied) ist die schlechteste Bewertung (Tab. 4). Danach ist ein hypertropher Istzustand eines Gewässers immer mit der Bewertungsstufe 7 auszuweisen.

Tabelle 4 Seen- Bewertung als Resultat von Ist- und Referenzzustand
- aus: Seenrichtlinie (LAWA 1998)

Referenzzustand	IST - Zustand						
	Trophic	oligotroph	mesotroph	eutroph	polytroph	hypertroph	
Kategorie ¹	o	m	e1	e2	p1	p2	h
o	1	2	3	4	5	6	7
m	-	1	2	3	4	6	7
e1	-	-	1	2	3	5	7
e2	-	-	-	1	3	5	7
p1	-	-	-	-	1	4	7

¹⁾ Die Kategorien p2 und h werden nach o. g. LAWA- Richtlinie definitionsgemäß als Referenzzustand nicht als natürlich vorkommend angesehen.

Mit der Übersicht 2 wird das Ergebnis einer Seen- Bewertung am Beispiel des Tressower Sees (Mecklenburg- Vorpommern) wiedergegeben.

3.4 Die künftige EU- Wasserrahmenrichtlinie

Ausgehend von der Tatsache, daß es ohne saubere Wasserressourcen keine gesicherte Zukunft für die Menschheit geben kann, war auch in der Europäischen Union (EU) die Forderung nach einer zusammenfassenden und allgemeingültigen Wasserpolitik hoch aktuell geworden (EU- Rahmenrichtlinie, 1998). Unabdingbare Grundlage für erforderliche Gewässerbewertungen und damit für erforderliche Schritte einer Gewässerschutzpolitik sollen die **ökologischen Zusammenhänge** in der Umwelt, in den Gewässern verschiedenen Typs werden. Im Juni 1998 einigten sich die EU- Umweltminister über den Inhalt der Richtlinie, die jetzt kurz vor der Verabschiedung steht. Als Hauptzielstellung dieser Richtlinie wird die Schaffung eines **Ordnungsrahmens für den Gewässerschutz**, d. h. für den Schutz der Binnenerflächengewässer, der Übergangsgewässer (Ästuar), der Küstengewässer und des Grundwassers genannt (für Ästuar und Küstengewässer vgl. SCHLUNGBAUM, 1999). Dabei spielt die Vermeidung einer weiteren Verschlechterung der Gewässer eine wichtige Rolle (**Verschlechterungsverbot**). Durch den Bezug aller Festlegungen auf die Gewässer als Ökosysteme wird erstmalig ein so komplexer Ordnungsrahmen der internationalen Umweltpolitik auf die ökosystemare Ebene gestellt.

Übersicht 2 Bewertungsbeispiel Tressower See (Mecklenburg- Vorpommern) für 1994 - aus: Séenrichtlinie (LAWA 1998)

Tressower See		1994			
Kriterium	Maßeinheit				
1. Referenzzustand					
1.1 nach potentiell natürlichem P-Eintrag		Fläche	P-Eintrag (kg/a)		
Niederschlagsgebiet	km ²	14,8			
Waldanteil	km ²	3,0	15,0		
Anteil intakter Moore	km ²		0,0		
potentielle Hochmoore	km ²		0,0		
potentielle Niedermoore	km ²		0,0		
potentiell kalkreiche Mineralböden	km ²	9,2	46,0		
potentiell nährstoffarme Sandböden	km ²	2,6	26,0		
sonstige potentiell kalkarme Mineralböden	km ²		0,0		
Einträge Atmosphäre	kg/a	-	18,9		
Summe der Mindesteinträge	kg/a	-	105,9		
Jahreswasserfracht (Q)	10 ⁶ m ³	2,2			
theor. mittl. Verweilzeit (R _v)	a	2,1			
theor. mittl. Zufluß-Konz. P (P _i)	g/ m ³	48,1			
theor. mittl. P-Konz. im See (P _s)	g/ m ³	19,8			
Trophiegrad (Sollzustand) nach potentiellm P-Eintrag		mesotroph			
1.2 nach Morphometrie					
Gewässerfläche (A)	km ²	0,63			
Gewässervolumen (V)	10 ⁶ m ³	4,51			
mittl. Tiefe (Z _m)	m	7,16			
max. Tiefe (Z _{max})	m	21,0			
effektive Länge (L _{eff})	km	1,69			
effektive Breite (B _{eff})	km	0,55			
theor. Epilimniontiefe (Z _{ep})	m	6,00			
Tiefengradient (F)	-	3,50			
Verknüpfung Z _m und F (theor. Sichttiefe)	m	3,78			
Trophiegrad (Sollzustand) nach Morphometrie		mesotroph			
Resultierender Referenzzustand		mesotroph			
<hr/>					
2. Istzustand		Meßwert	Index	Wichtung	Berechnung
Chlorophyll a	mg/ m ³	28,8	3,43	10	34,30
Sichttiefe	m	1,58	2,93	7	20,51
Gesamt-P, Frühjahr	mg/ m ³	300	3,51	5	17,55
Gesamt-P, Sommer	mg/ m ³	105	2,99	5	14,95
				27	87,31
Gesamtindex		3,23			
Resultierender Istzustand		eutroph 2			
<hr/>					
3. Bewertung		3			

Grundlage für alle Handlungen werden noch abzugrenzende Flußgebietseinheiten (Quelle bis zur vorgelagerten Küste) sein. Die Seen ab einer Größe von 0,5 km²

Oberfläche werden Bestandteil dieser Flußgebietseinheiten. Die Bewertung des Zustandes aller Wasserressourcen soll auf ökologischer Grundlage in 5 Stufen erfolgen: sehr guter Zustand, guter Zustand, relativ befriedigender Zustand, unbefriedigender Zustand, schlechter Zustand.

Der chemische Zustand der Gewässer wird parallel als gut oder als nicht gut erfaßt. Auch in der Rahmenrichtlinie ist die Vorherbestimmung eines **Referenzzustandes** vorgesehen. Dieser wird als **hohe Gewässerqualität** bestimmt (in Deutschland = potentiell natürlicher Zustand).

Für die **Seen** ist die folgende Bewertung vorgesehen:

Biologische Komponenten

- Zusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons
- Zusammensetzung und Abundanz der sonstigen Gewässerflora (Makrophyten und Phytobenthos)
- Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna
- Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna

Hydromorphologische Komponenten in Ergänzung der biologischen Komponenten

- Wasserhaushalt
- Morphologische Bedingungen

Physikalische und chemische Komponenten in Ergänzung der biologischen Komponenten

- allgemeine Kriterien
Sichttiefe, thermische Bedingungen, Bedingungen für die Sauerstoffanreicherung, Salzgehalt, Versauerungszustand, Nährstoffbedingungen
- spezifische Schadstoffe

Unabhängig davon, daß Deutschland die Klassifizierung und Bewertung der Gewässer in 7 Stufen anstrebt und die EU- Rahmenrichtlinie 5- Stufen vorsieht, gibt es in vielen Punkten bereits Übereinstimmungen und ebenso aber viele Differenzen. Sowohl auf die Administration der Wasserpolitik als auch auf die ökologische Gewässerforschung kommen noch erhebliche Aufgabenstellungen für die Phase der Realisierung zu.

Zusammenfassung

Ein nachhaltiger Gewässerschutz erfordert für die Einschätzung von Erfolgen eine moderne, ökologisch orientierte Gewässerklassifikation und Gewässerbewertung. Dafür wird für den Gewässertyp **See** die Entwicklung vom Seetypensystem über die Anwendung der Trophieskala (Trophieindex) bis hin zur komplexen Bewertung beschrieben. Etappen wie der ehemalige DDR- Seenstandard und die neue LAWA-Richtlinie für Deutschland wurden dargestellt. Mit der EU- Wasserrahmenrichtlinie wird nicht nur eine für die verschiedenen europäischen Regionen gültige und alle Gewässertypen umfassende Standardisierung vorgenommen sondern auch die ökologische Betrachtungsweise durchgehend angewendet.

Literatur

- BAUCH, G. (1958): Die einheimischen Süßwasserfische. Neumann- Verlag, Radebeul und Berlin.
- BICK, H. (1989): Ökologie. Fischer Verlag, Stuttgart- New York.
- BIRGE, E. A. & JUDAY, C. (1911). The inland lakes of Wisconsin. The dissolved gases and their biological significance. Bull. Wisc. Geol. nat. Hist. Surv. 22, 1-259.
- ELSTER, H. J. (1958). Das limnologische Seentypensystem, Rückblick und Ausblick. Verh. Internat. Ver. Limnol. 13, 101- 120.
- EU- WASSERRAHMENRICHTLINIE (1999). Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Vorschlag vom Juni 1998, Doc. 9265/ 98 ADD 1 ENV. 258.
- FOREL, F. A. (1901). zitiert in Schwoerbel, 1993.
- KALBE, L. (1965). Gewässertypen und die Möglichkeit ihrer Besiedlung mit Entenvögeln. Falke 12, 10- 16 und 42- 44.
- KALBE, L. (1997). Limnische Ökologie, Teubner- Reihe Umwelt, B. G. Teubner- Verlagsgesellschaft, Stuttgart, Leipzig. 1- 296.
- KLAPPER, H. (1992). Eutrophierung und Gewässerschutz. Fischer Verlag, Jena- Stuttgart. 1. Aufl., 1- 277.
- LAWA (1996, 1998). „Gewässerbewertung- stehende Gewässer“, vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Entwurf LAWA, Januar 1998, 1- 74.
- MÜLLER, H. (1966). Klassifizierung von Seen nach fischereiwirtschaftlichen Merkmalen. Verh. Internat. Ver. 16, 267- 279.
- NAUMANN, E. (1917). Undersögningar ofver fytoplankton och ander den pelagiska regionen fousig gående gyttja - och dybildninger iom vissa synoch mellansvenska urbergsvatten. Kungl. Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar 56, 6, 1- 165.
- OECD (1968) / VOLLENWEIDER, G. A.: Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular references to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD- Technical Regrest., Paris, DAS/ GSI/ 68, 27, 1- 182.
- OECD (1982). Eutrophication of waters- Monitoring, assessment and control. OECD - Organization for Economic Cooperation and Development, Paris, 154 S.
- RUTTNER, F. (1933). zitiert in Schwoerbel, 1933.
- RUTTNER, F. (1940). zitiert in Kalbe, 1997.
- SCHLUNGBAUM, G. (1997). Die Bewertung der inneren Küstengewässer der Ostsee in Mecklenburg-Vorpommern - ein Beitrag zum Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland mit Vergleichen zu fließenden und stehenden Gewässern. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 5, 9- 35.
- SCHLUNGBAUM, G. (1999). Die EU- Rahmenrichtlinie für eine gemeinsame Wasserpolitik aus besonderer Sicht der Ästuar- und Küstengewässer. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 7, dieses Heft.
- SCHWOERBEL, J. (1993). Einführung in die Limnologie, Gustav Fischer Verlag Stuttgart, Jena, 7. Aufl., 1- 387.
- TGL 27885/ 01 (1974, 1982). Stehende Binnengewässer - Klassifizierung, Fachbereichsstandard, Erstfassung 1974, letzte Fassung März 1982, Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft (DDR) Berlin, 16 Seiten.
- THIENEMANN, A. (1915). Physikalische und chemische Untersuchungen in den Maaren der Eifel. Verh. naturh. Ver. preuss. Rheinl. Teil 1, 70, 249- 302 und Teil 2, 71, 281- 389.
- THIENEMANN, A. (1924). Die Binnengewässer Mitteleuropas, Eine limnologische Einführung. In: Die Binnengewässer Bd. I (1925), Stuttgart.
- THIENEMANN, A. (1928). Der Sauerstoff im eutrophen und oligotrophen See. In: Die Binnengewässer Bd. IV, Stuttgart.
- VOLLENWEIDER, R. A. (1979). Das Nährstoffbelastungs- Konzept als Grundlage für den externen Eingriff in den Eutrophierungsprozess stehender Gewässer und Talsperren. Z. f. Wasser- und Abwasserforschung 12, 2, 46- 56.

Verfasser

Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum
Dipl. Biol. Mathias Krech
Universität Rostock
FB Biologie/ Angewandte Ökologie
Freiligrathstr. 7/ 8
18051 Rostock

Peter SPITTLER; Ulrich SCHIEWER

On the feeding ecology of ciliates: what size particles do they prefer?

Abstract

The maximum ingestible particle sizes for 8 microphagic ciliates species were studied, using maize and potato starch as model food sources. Particles up to 7 to 16 μm were species specific size selected and ingested.

Detritus uptake was investigated with glass-homogenized charcoal. Little or none of this material was ingested. The importance of fine particulate material for the feeding ecology of microphagic ciliates is discussed.

Keywords

ciliates, feeding ecology, particles size, model food source

1 Introduction

The maximum ingestible particle size is an important aspect of the feeding biology of phagotrophic organisms. If they can not comminute their food mechanically while feeding, the maximum ingestible particle size tells us the maximum possible size of potential food particles and the extent to which a given particle size range in their environment can be utilized, and therefore shared, among animals of different species.

Various methodological approaches have been used to study this problem. If the animals concerned contain a sufficient number of food particles, direct measurement of the particle size permits conclusions to be drawn regarding the ingestible particle size range (for instance FINLAY and BERNINGER 1984, FINLAY et al. 1988). On the other hand, model food sources of a defined size, such as algal strains or plastic beads, can be offered to the animals as food and their uptake recorded.

The gain in knowledge can be enhanced by offering particles with a known size range as a food source since this permits the simultaneous identification of several

food particle size groups. Studies of this kind were performed on zooplankters by GLIWICZ (1969), who offered mineral particles as a model food.

Various kinds of starch have also been used for this purpose (for instance BOZLER 1924, SPITTLER 1973, 1976, HEERKLOSS and GUTELMACHER 1980, SPITTLER et al., 1990). Experiments with organisms feeding on larger prey have also used Sephadex (LABARBERA 1978) and grains of sand (SPITTLER 1979) as model food sources.

The purpose of the work described here was to gain knowledge concerning the maximum ingestible particle size for various protozoan species using commercial maize and potato starch as a model food source. The experiments were also designed to show whether these organisms ingest detritus. It is known that about 90% of the seston dry weight in bodden waters skirting the Baltic Sea consist of detritus (GEORGI et al.1980) and may therefore be of considerable feeding biological importance.

Experiments have been performed in which protozoans were fed carmine, and according to MEISSNER (1888) they were carried out for the first time in 1777. In our earlier experiments (SPITTLER 1973, 1976) we used glass-homogenized charcoal as a model detritus because this substance is neither dissolved nor otherwise changed in sea water or fixative mixtures.

2 Material and methods

The species included in the study and further data are presented in Table 1. The species from the bodden chain south of the Darss-Zingst peninsula (except *Strobilidium spec.*) were isolated from cultures based on sample site water and boiled wheat grains (one or two per 50 ml) and then cultured in wheat grain infusions. The animals were transferred to fresh culture medium every three or four weeks.

The culturing fluid consisted of bodden water taken from the sample collection site, filtered through 56 μm gauze and heated to 80 μC in a water bath. The cultures were kept in the dark at room temperature. *Tetrahymena pyriformis*, a clon-culture donated by SCHÖNBORN, was also cultured under identical conditions (Table 1).

The *Strobilidium spec.* for the experiment were from samples taken during a mesocosm experiment in June, 1990. In the course of this experiment, *Strobilidium spec.* developed abundances of up to 200 ind. ml^{-1} in one of the enclosures.

The two starches for the feeding experiments were soaked in a little water in the experimental vessels for 14 to 18 hours prior to each experiment. The water used for these experiments was the same as that used for the cultures (see Table 1). The experimental animals were held separately in gas jars while the starch was soaking so that particulate matter could settle and the food vacuoles of the animals could empty.

The starved animals were then decanted into the experimental vessels.

Table 1 List of investigated species with details of origin, salinity under culture and experimental conditions and mean animal size after fixation in Lugol's solution.
 1: Own single species culture; isolates from bodden chain south of Darss-Zingst peninsula; 2: Cloned culture donated by Dr. habil. SCHÖNBORN, Jena; 3: Cloned culture, isolated from bodden chain south of Darss-Zingst peninsula by A. PRENA, FB Biologie, Univ. Rostock; 4: Study of a mass development during mesocosm experiments at Zingst (Zingster Strom) in June, 1990.

Species	Origin	Salinity ‰	Mean size (μm) L = length D = diameter
<i>Coleps hirtus</i>	1	1.6	L = 40
<i>Paramecium multimicronucleatum</i>	1	1.8 ... 2.2	L = 200
<i>Tertahymena pyriformis</i>	2	8.2 ... 8.6	L = 40
<i>Colpidium colpoda</i>	1	1.7	L = 90
<i>Spirostomum minus</i>	1	1.7	L = 150
<i>Blepharisma salinarum</i>	3	9.2	L = 110
<i>Strobilidium spec.</i>	4	7.9 ... 8.5	L = 30
<i>Euplotes affinis</i>	3	8.6 ... 9.6	L = 50

When the starch was offered in suspended form, the experiments were performed in 20 ml glass vessels with ground glass stoppers. The final starch concentration was adjusted to $2 \text{ mg} \cdot \text{ml}^{-1}$. The vessels were inverted at regular intervals to keep the starch in suspension.

For the experiments with non-suspended starch, 1 g of starch was weighed into dishes (6 cm diameter), and the experiment was started by adding 15 ml of water containing protozoa.

The experiments were continued for up to 7 h. The animals were then fixed in Lugol's solution, only animals from the supernatant being fixed in the case of the sediment-feeding experiments.

For the experiments with *Strobilidium spec.*, 5 g of soaked starch were placed in 1 liter of site water and kept in suspension by regularly inverting the experimental vessels.

The animals were removed by pipette under a dissecting microscope, and the ingested starch grains measured using an ocular micrometer. Since the grains were not spherical, the smallest diameter was measured in each case. Where necessary, the cover slip was cautiously moved to ensure that the grains had actually been ingested and were not adhering to the exterior of the animal.

In the case of *Paramecium multimicronucleatum*, the number of grains ingested per unit time was also calculated. The animals in this case were crushed by the pressure of the cover slip.

IVLEV's (1961) formula was then used to calculate the selectivity:

$$s = (g\% - e\%) * (g\% + e\%)^{-1}$$

In this formula, e% is the proportion of a given size group offered as a model food source and g% is the proportion of that size group among the ingested particles. The formula permits s to take values between -1 (complete avoidance) and +1 (complete preference), while 0 means that the particles are ingested according to the grain size frequency.

The e% values are based on the measurement of 1,000 grains, and g% was based on the measurement of at least 500 grains. In the case of ellipsoid grains, only the smallest diameter was measured.

Glass-homogenized charcoal with a grain size ranging from less than 1 to about 30 µm was used to study detritus uptake. The experimental animals were transferred directly from the culture vessels to block dishes by pipette, whereupon a droplet of charcoal suspension was added. Starved animals were also studied in these experiments. In the case of *Strobilidium spec.*, the charcoal suspension (2 g . l⁻¹) was added to a water sample, and the experimental vessel was inverted at regular intervals. The feeding experiment lasted for one to two hours.

3 Results and discussion

Commercial starch is a cheap and easily obtainable product and, as a model food source, has the additional advantages of being uniform in chemical composition, taste and surface consistency. Its particles move only passively in suspension. The particle size ranges used in our experiments were:

- maize starch 3 to 26 µm
- potato starch 5 to about 80 µm.

For the present study it is necessary only to consider particles of up to 20 µm in size. The particle size distributions of these starches are shown in Fig. 1 a,b, and their cumulative frequency in Fig. 1c. As can be seen, the proportion of small particles size groups is much larger in maize starch than in potato starch.

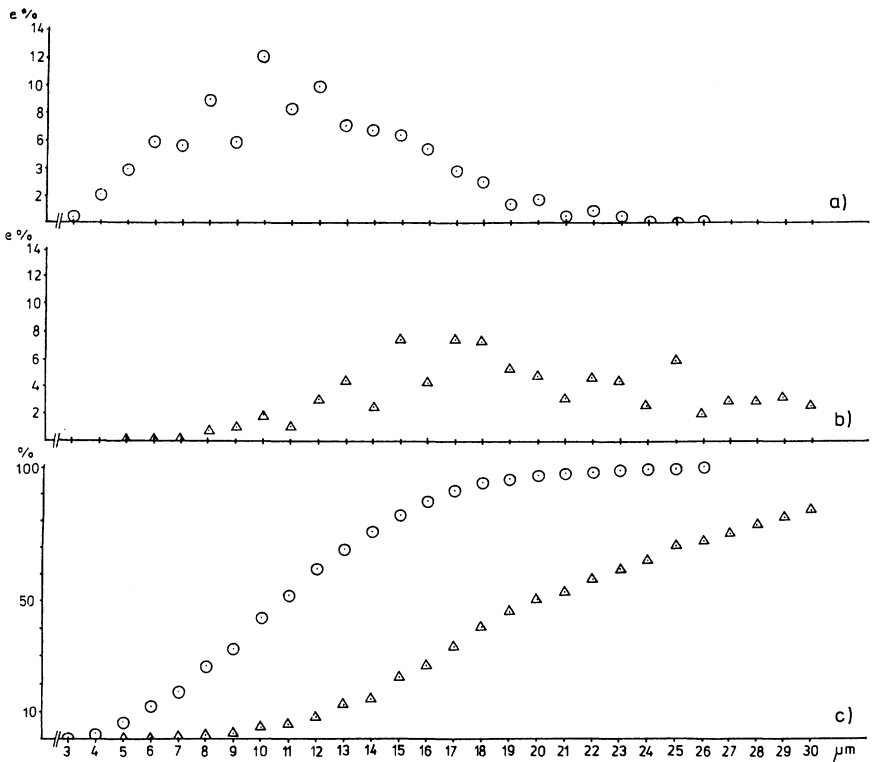


Fig. 1 Particle size distributions of a) maize starch, b) potato starch and c) cumulative maize and potato starch frequencies.

Only the smallest diameter of the irregularly shaped starch particles was measured in each case because we assumed on the basis of earlier experiments (SPITTLER 1976) that particles close to the ingestibility size limit would be taken up with their longitudinal axis aligned with the vestibulum.

Later examination showed that fixation in Lugol's solution had not affected the particle size even after months.

No starch that might have stemmed from the wheat grains in the cultures were found in the starved animals.

The results with *P. multimicronucleatum* (Fig. 2) showed that more maize starch than potato starch particles had been ingested. However, consideration of the differ-

ent feeding modes (suspension or sediment feeding) revealed no major differences between the uptake of the same starch in either mode, but distinct differences between maize and potato starch uptake (Fig. 3).

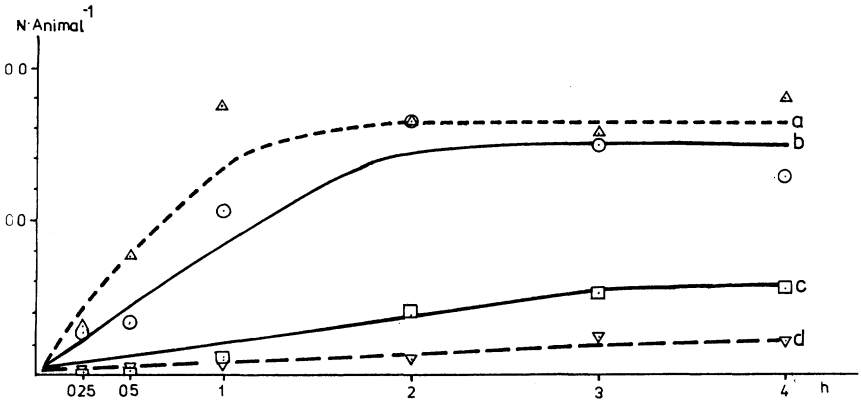


Fig. 2 Feeding rates of *Paramecium multimicronucleatum* on maize and potato starch in suspension and as sediment. Curves eye-fitted. a) Maize starch non-suspended; b) maize starch suspension; c) potato starch suspension and d) potato starch non-suspended. N = number of particles

Therefore, all other species investigated except *Strobilidium* spec. received only starch in the form of sediment as a model food source. The experimental animals could also be observed moving among the starch grains under the dissecting microscope.

It can be seen in Fig. 3 that a preference was shown for potato starch (c and d) particles up to 13 μm , whereas maize starch particles (a and b) of this size were definitely avoided. The preferred maize particle size range was only up to 7 μm . No ingested maize starch particles were found above 13 and 15 μm respectively or potato starch particles above 16 μm .

Both the more intensive uptake of maize starch (c.f. Fig. 2) and the preference for potato starch size groups (Fig. 3) which were already being definitely avoided in the case of maize starch can only be explained in terms of the different particle size distributions of the different starches (c.f. Fig. 1). Since ingestible potato starch particle sizes are relatively rare, the larger particles are taken up instead.

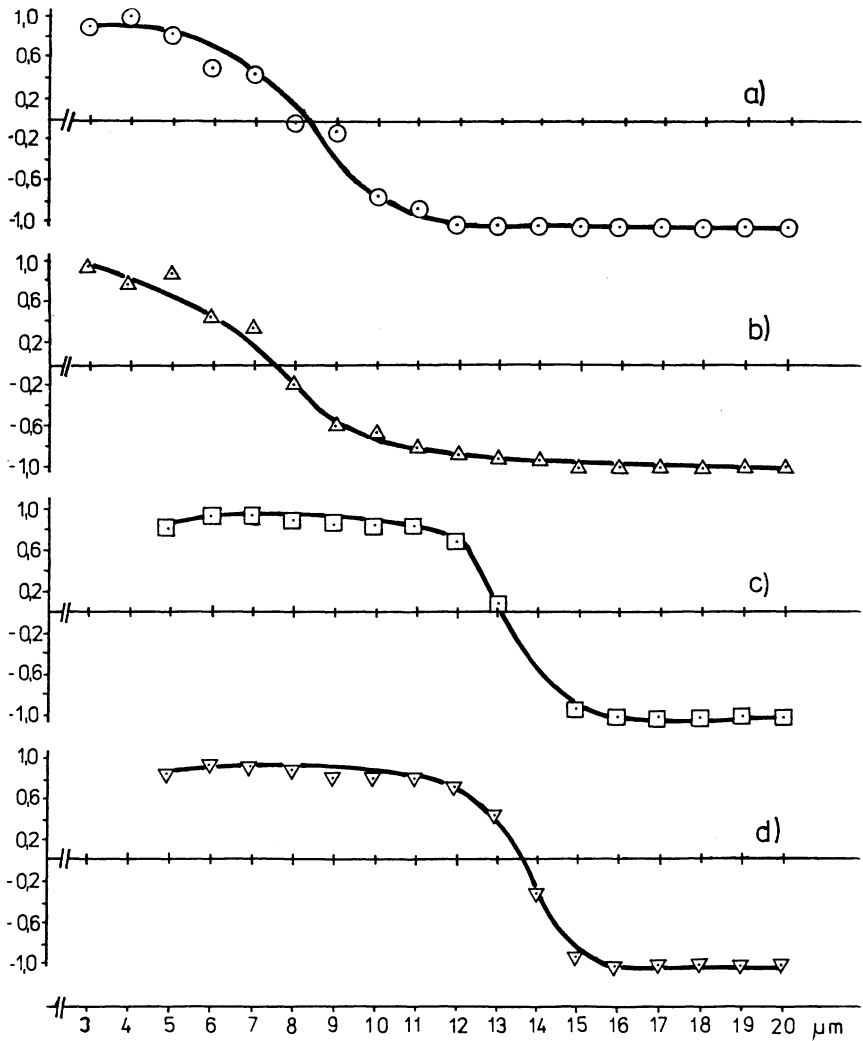


Fig. 3 "s" values for *Paramecium multimicronucleatum* fed maize starch in suspension and as non-suspended.
 a) Maize starch suspension; b) maize starch non-suspended; c) potato starch suspension and d) potato starch non-suspended.
 "s" = calculated selectivity.

According to the present results, only particles with diameters up to 15 μm can serve *P. multimicronucleatum* as food. BOZLER (1924) also used starch in his feeding experiments with *Paramecium caudatum* and found that this species ingested particles up to 11 μm in size. Some of the other species that were investigated also showed a preference for larger particles of potato starch, the maximum particle size ingested in each case being shown in Table 2, I.

Table 2 Maximum sizes of ingested starch particles (I) and carbon particles (II).
n. i. = not investigated; — = not ingested

Species	I	II
<i>Coleps hirtus</i>	16 μm (no Fig.)	n. i.
<i>Paramecium multimicronucleatum</i>	15 μm (Fig. 3c,d)	5 μm
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	7 μm (Fig. 4a)	2 μm
<i>Colpidium colpoda</i>	9 μm (Fig. 5a)	2 μm
<i>Spirostomum minus</i>	16 μm (Fig. 6a)	5 μm
<i>Blepharisma salinarum</i>	12 μm (Fig. 7a,b)	--
<i>Strobilidium spec.</i>	10 μm (Fig. 8a)	--
<i>Euplotes affinis</i>	12 μm (Fig. 9a)	4 μm

Tetrahymena pyriformis avoided potato starch completely (Fig. 4). Particles with diameters up to 7 μm are present in potato starch with a relative frequency of only 0.6% (Fig. 1c) and are therefore obviously too rare. Only a few experiments could be performed with *Coleps hirtus* because the cultures died out.

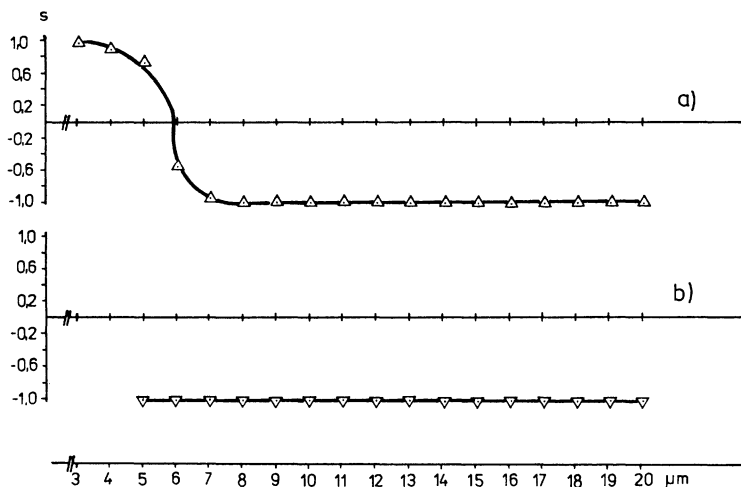


Fig. 4 "s" values for *Tetrahymena pyriformis* fed a) maize starch and b) potato starch non-suspended.

In the feeding experiments with *Strobilidium* spec. it was necessary to let the potato starch settle for an hour before fixing the supernatant. This permitted a sufficient number of animals to be separated from the starch serving as a food source for ingested particle measurement. This method could not be used in the case of maize starch owing to its smaller particle size and the correspondingly slow sedimentation rate.

There is obviously no direct link between ciliate size and size of prey. In the case of *Colpoda* spp., FENCHEL (1980) remarked: "It is surprising that the smaller species, *C. steini*, is specialized on somewhat larger particles than the larger *C. cucullus*... but this is in accordance with the mouth structure of the two species... The maximum size of particles ingested at all is determined by the dimensions of the mouth or vestibulum."

All of the investigated species must be regarded as microphagous because they are oriented towards relatively rare small particles in their selection of food. Their food source in culture consists of the microorganisms developing in the medium. The values obtained in our feeding experiments with potato starch represent the maximum ingestible size for the animals we used.

If sufficient smaller particles are present, whether as natural material in the water or as a model food, the species we investigated (and probably closely related species) prefer much smaller particles like bacteria and picophytoplankton as a food source (c.f. FENCHEL 1986, FINLAY et al. 1988).

This was confirmed by our experiments with homogenized charcoal. Initially there were no differences between starved animals and those from growing cultures. No

charcoal particles were ingested by *Blepharisma salinarum* or *Strobilidium* spec. The latter species therefore resembles the tintinnids in this respect (SPITTLER 1973). Some of the species ingested a few small particles of the size given in column II of Table 2.

These particle sizes differ radically from those found with potato starch, and surface consistency obviously also influences selection. In view of these results and those reported by FENCHEL (1986) and FINLAY (1988), it can be assumed that the natural food particle size is between 1/4 and 1/3 the maximum ingestible potato starch particle size.

These results also confirm that the animals used for our experiments are microphagous.

Summary

The maximum ingestible particle sizes for 8 microphagic protozoa species were studied, using maize and potato starch as model food sources. Particles up to the following sizes were ingested: *Coleps hirtus* 16 μm , *Paramecium multimicronucleatum* 15 μm , *Tetrahymena pyriformis* 7 μm , *Colpidium colpoda* 9 μm , *Spirostomum minus* 16 μm , *Blepharisma salinarum* 12 μm , *Strobilidium* spec. 10 μm and *Euplotes affinis* 12 μm .

Detritus uptake was investigated with glass-homogenized charcoal. Little or none of this material was ingested, and ingested particle size was only 1/4 to 1/3 that of ingested starch.

The importance of fine particulate material for the feeding ecology of microphagic ciliates is discussed.

Zusammenfassung

Durch Fütterung mit Mais und Kartoffelstärke wurde die maximal aufnehmbare Partikelgröße bei 8 mikrophagen Ciliaten untersucht. Körner bis zu folgenden Größen wurden aufgenommen: *Coleps hirtus* 16 μm , *Paramecium multimicronucleatum* 15 μm , *Tetrahymena pyriformis* 7 μm , *Colpidium colpoda* 9 μm , *Spirostomum minus* 16 μm , *Blepharisma salinarum* 12 μm , *Strobilidium* spec. 10 μm , *Euplotes affinis* 12 μm .

Die Aufnahme von Detritus wurde mit glass-homogenisierter Aktivkohle untersucht. Dieses Material wurde nur spärlich oder gar nicht gefressen, wobei die größten Partikel nur 1/4 bis 1/3 der o. g. Korngrößen erreichten.

Die Bedeutung von feinem partikulären Material für die Nahrungsökologie mikrophager Ciliaten wird diskutiert.

Appendix

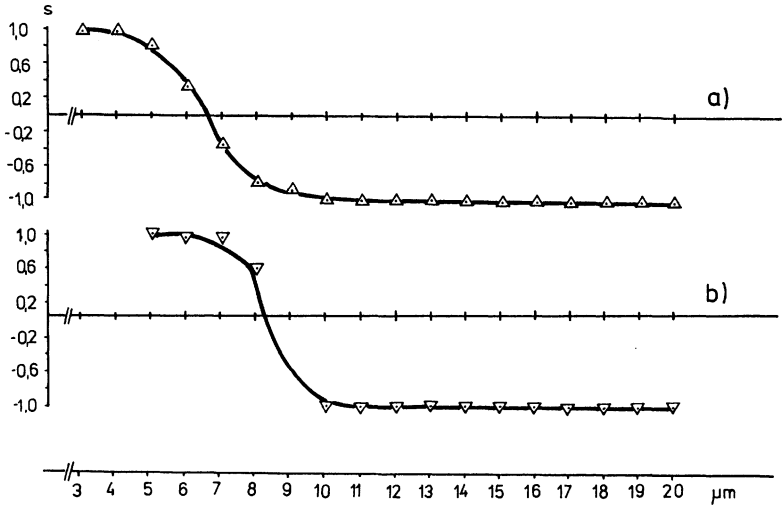


Fig. 5 "s" values for *Colpidium colpoda* fed a) maize starch and b) potato starch non-suspended.

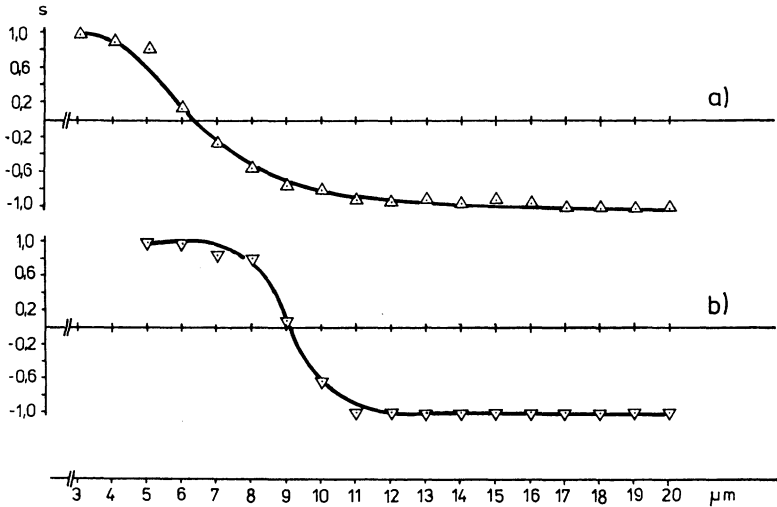


Fig. 6 "s" values for *Spirostomum minus* fed a) maize starch and b) potato starch non-suspended.

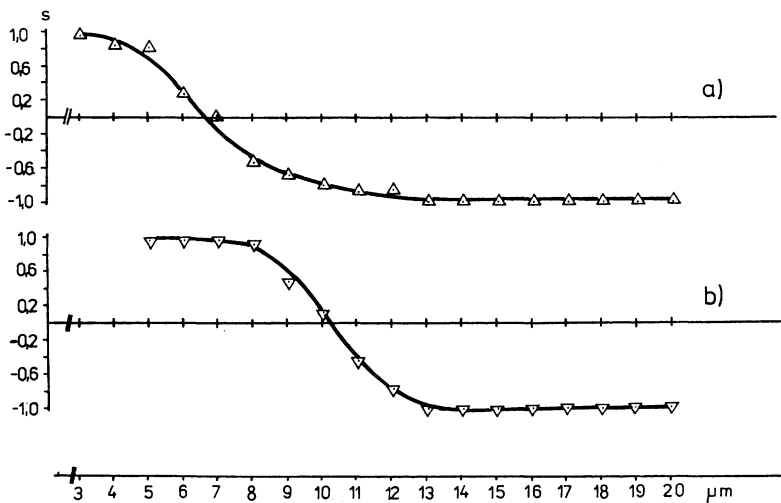


Fig. 7 "s" values for *Blepharisma salinarum* fed a) maize starch and b) potato starch non-suspended.

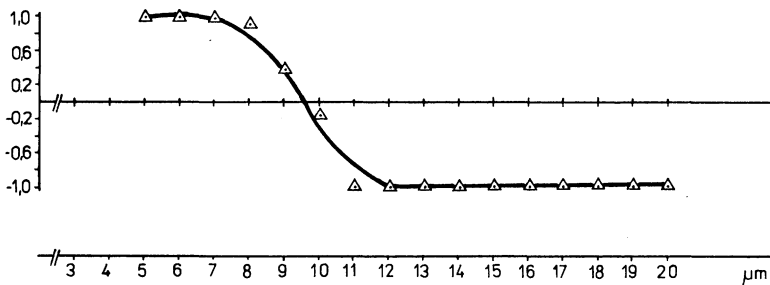


Fig. 8 "s" values for *Strobilidium spec.* fed suspended potato starch.

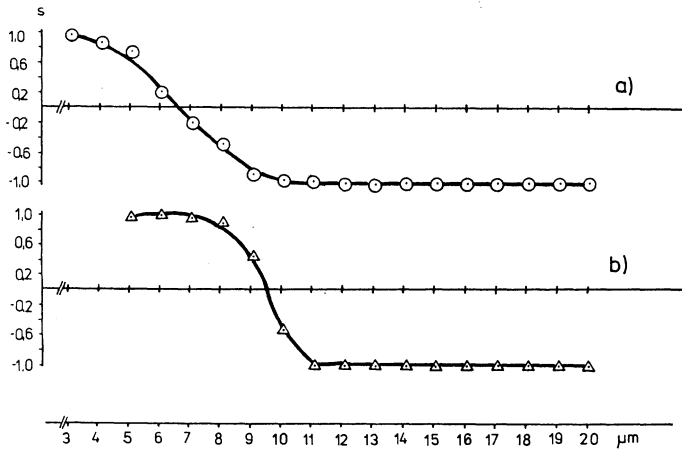


Fig. 9 "s" values for *Euplotes affinis* fed a) maize starch and b) potato starch non-suspend.

Acknowledgement

The authors express their gratitude to Dr. habil. W. SCHÖNBORN, Jena, for his help in determining the animals and in supplying a *Tetrahymena pyriformis* clone.

References

- BOZLER, E. (1924). Über die Morphologie der Ernährungsorganelle und der Physiologie der Nahrungsaufnahme bei *Paramecium caudatum* EHRB.- Arch. Protistenkunde **49**: 163 - 215.
- FENCHEL, T. (1980). Suspension feeding in ciliated protozoa: Functional response and particle size selection.- Microb.Ecol. **6**: 1 - 11.
- FENCHEL, T. (1986). Protozoan filter feeding.- Progr. Protistol. **1**: 65 - 113.
- FINLAY, B.J. & BERNINGER, U.-G. (1984). Coexistence of congeneric ciliates (Karyorelictida: *Loxodes*) in relation to food resources in two freshwater lakes.- J. of Animal Ecol. **53**: 929 - 943.
- FINLAY, B.J.; CLARKE, K.J.; COWLING, A.J.; HINDLE, R.M.; ROGERSON, A. & BERNINGER, U.G. (1988). On the abundance and distribution of protozoa and their food in a productive freshwater pond.- Europ. J. Protistol. **23**: 205 - 217.
- GEORGI, F.; SPITTLER, P.; SCHNESE, W. & SCHLUNGBAUM, G. (1980). Untersuchungen zur Quantität und Qualität des Sestons in der Darß-Zingster Boddenkette. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-Nat. Reihe **29**: 27 - 31.
- GLIWICZ, Z.M. (1969). Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy.- Ekol. Polska, Ser. A, **17**: 663 - 708.
- HEERKLOSS, R. & GUTELMACHER, B.L. (1980). Selective intake of different sized particles by *Calanus helgolandicus* when fed on natural and artificial foods.-In: Bioproduktivität des Pelagials im Schwarzen Meer. (Eds. VINOGRADOV M. E., and R. HEERKLOSS), pp. 53 - 59. Univ. Rostock.
- IVLEV, V.S. (1961). Experimental ecology of the feeding of fishes.- Yale Univ. Press, New Haven. 302 pp.
- LABARBERA, M. (1978). Particle capture by a pacific brittle star: experimental test of the aerosol suspension feeding model.- Science **201**: 1147 - 1149.
- SPITTLER, P. (1973). Feeding experiments with tintinnids.- Oikos Suppl. **15**: 128 - 132.

- MEISSNER, M. (1888). Beiträge zur Ernährungsphysiologie der Protozoen.- Z. wiss. Zool. **46**: 498 - 516.
- SPITTLER, P. (1976). Beiträge zur Kenntnis der Nahrungswahl von Zooplanktern eutropher Küstengewässer. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math-Nat. Reihe **25**: 305 - 310.
- SPITTLER, P. (1979). Experimentelle Untersuchungen zur Nahrungsbiologie von Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*) und Marmorkarpfen (*Aristichthys nobilis*) während der Vorstreckphase.- Wiss. Z. Univ. Rostock, Math-Nat. Reihe **28**: 537 - 540.
- SPITTLER, P.; BRENNING, U. & ARLT, G. (1990). Protozoans - the first food of larval herring (*Clupea harengus*) ? - Int. Revue ges. Hydrobiol. **75**: 597-603.

Author

Prof. Dr. U. Schiewer
Peter Spittler
Institut für Ökologie,
FB Biologie, Universität Rostock
Freiligrathstraße 7/8
D-18055 ROSTOCK
Germany

Michael L. ZETTLER

Untersuchungen zum Makrozoobenthos des Breitlings (südliche Ostsee) unter besonderer Berücksichtigung der Crustacea

Abstract

In 1997/98 the macrozoobenthos of the Breitling, a coastal water of the southern Baltic, was investigated. All together 80 taxa were found. The special attention applied to the crustacean fauna. 26 species belong to the crustacea. The dominant species were *Corophium insidiosum*, *Gammarus oceanicus*, *G. tigrinus*, *Leptocheirus pilosus*, *Idothea chelipes*, *Jaera albifrons* and *Sphaeroma hookeri*. In this study mainly the relative abundances of the amphipod and isopod crustaceans were demonstrated. Further the abundance and biomass (of some dominant taxa) was estimated. Within the polychaetes *Hediste diversicolor*, *Pygospio elegans* and *Fabricia sabella* were the most abundant species. *Arenomya arenaria*, *Cerastoderma lamarcki* and *Hydrobia ventrosa* were dominant within the molluscs.

The study will give the *status quo* of the macrozoobenthos of the Breitling as a base for further investigation.

1 Einleitung

Dafür, daß die Angaben zum Makrozoobenthos innerer Küstengewässer in Deutschland recht umfangreich sind, liegen für den Breitling nur spärliche Untersuchungen vor. Erste Bemerkungen finden sich speziell zu den Mollusca bei STEUSLOFF (1909), der im Breitling erstmals die eingewanderte Schnecke *Potamopyrgus antipodarum* in Deutschland nachwies. Er erwähnte weiterhin *Radix ovata*, *Stagnicola palustris* und *Theodoxus fluviatilis* aus dem Süßwasser und *Cerastoderma lamarcki*, *Arenomya arenaria* und *Hydrobia ventrosa* im Brackwasser. Von den 60er bis zu den 80er Jahren liefen umfangreiche Untersuchungen der Universität Rostock zur Besiedlung des sekundären Hartbodens bzw. zum Siedlungsverhalten einzelner Taxa (z.B. ARNDT ET AL. 1971, DOESE 1963, GOSSELCK 1966, SAGER & ECKERT 1968, SANDROCK ET AL. 1991, STROGIES 1983). Jedoch wurden die Studien meistens in den angrenzenden Gebieten bei Warnemünde durchgeführt. Die Weich- und Sandbodenzönosen wurden nicht berücksichtigt. Auch sind keinerlei Literaturangaben zur Besiedlung der *Mytilus*-Bänke, der Steine, des Phytals und der strukturierten Torfabbrüche im Breitling zu finden. Gerade in diesen teilweise schwer zu

beprobenden Substraten zeigte sich eine diverse Makrofauna, die durch die Crustacea dominiert wird (s.a. SCHLIENZ 1923). In der vorliegenden Studie soll der *status quo* des Makrozoobenthos an ausgewählten Stationen des Breitlings gegeben werden. Dabei werden die malakostraken Krebse ausführlicher diskutiert.

2 Material und Methoden

Der Breitling liegt im Nordosten der Hansestadt Rostock (Nordostdeutschland) und kann als Mündungsgebiet einiger Flüsse in die Ostsee angesehen werden (Abb. 1). Die Warnow stellt den größten Zufluß dar. Kleinere Gewässer sind der Peezer Bach und der Radelbach. Außerdem sind weite Bereiche des Südufers durch Ausbaggerungen und Erweiterungen für das Hafengelände entstanden. Die durchschnittliche Gewässertiefe liegt zwischen 2 und 3 Metern. Nur bestimmte Hafengebiete und Zufahrten sind auf über 12 m vertieft. Die Salinität lag im Untersuchungszeitraum zwischen 8 und 10 ‰. Von 1997 bis 1998 wurden in unregelmäßigen Abständen an 6 Stationen des Breitlings Benthosproben genommen.

Tabelle 1 Stationsübersicht mit ausgewählten abiotischen Parametern und angewandten Methoden

	Stn. 1	Stn. 2	Stn. 3	Stn. 4	Stn. 5	Stn. 6
Bezeichnung	Graben am Chemiehafen	Sandbucht Chemiehafen	Anleger am Chemiehafen	Salzwiese am Chemiehafen	Schnatermann	Pagenwerder
Datum der Untersuchung	09.11.1997 15.05.1998 15.07.1998	09.11.1997 15.05.1998 15.07.1998	09.11.1997 15.05.1998 15.07.1998	15.05.1998	15.04.1998 28.05.1998 24.06.1998 15.07.1998	07.08.1998
Salinität (‰)	6,3 - 8,5	5,9 - 9,5	5,8 - 10,3	6,2 - 8,3	8,2 - 10,3	~10
Tiefe (m)	0,3	0,5	0,5	0,2	0,4	2,5
Methode	Kescher	Kescher Stechrohr (78,5 cm ²)	Kescher	Kescher	Kescher Stechrohr (78,5 cm ²)	Dredge

In der Tabelle sind einige wichtige Parameter der Stationen zusammengefaßt. Um quantitative Aussagen treffen zu können, wurden an zwei Stationen Stechrohre mit einer Ausstichfläche von 78,5 cm² und einer Eindringtiefe von 35 cm in Flachwasserbereichen eingesetzt. Je Probennahmetag wurden 3 bis 5 Hols entnommen. Zur Berechnung der Abundanzen (Ind./m²) wurden alle Werte gemittelt. Die Biomassebestimmung in g Feuchtgewicht/m² erfolgte nur für ausgewählte Taxa an den Stationen 2 und 5. Die Eindringtiefe von 35 cm war besonders wegen der tief eingegrabenen Lebensweise von *Arenomya arenaria*, *Hediste diversicolor* und *Marenzelleria viridis* erforderlich. Für die Erfassung der an besondere Strukturtypen (Phytal, Steine, *Mytilus*-Bänke) gebundenen Crustacea (insbesondere Mysidacea, Amphipoda, Isopoda, Decapoda) wurden sowohl Drahtsiebkescher (Flachwasser) als auch Dred-

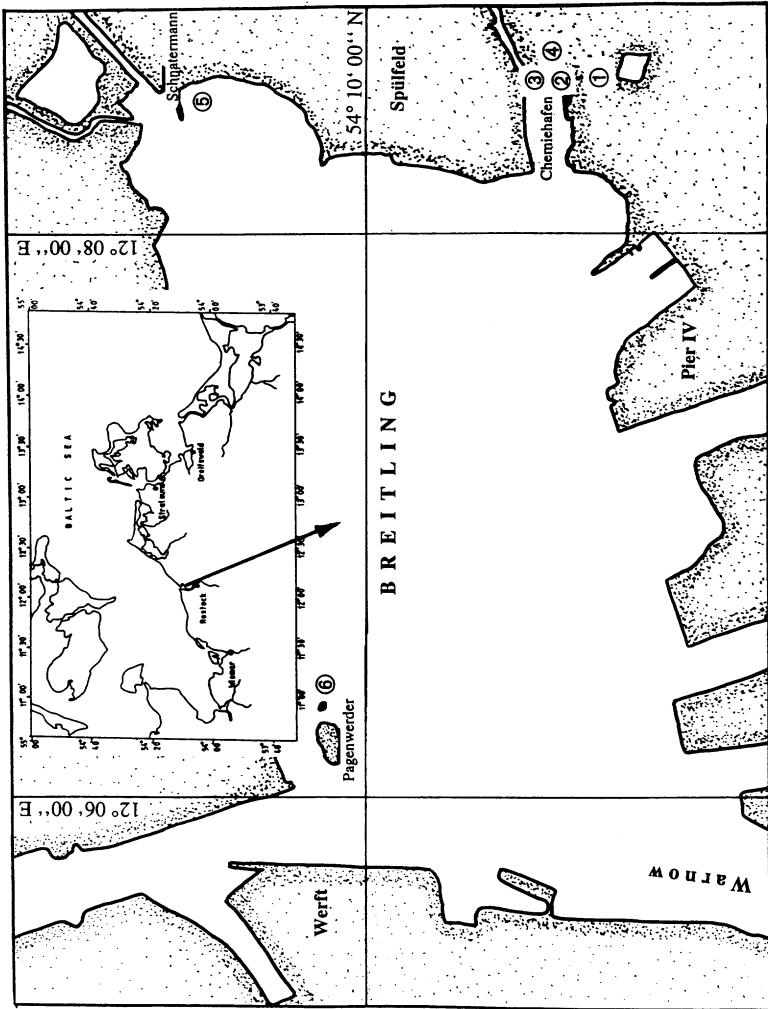


Abb. 1 Untersuchungsgebiet Breiðling mit den eingetragenen Stationen 1-6

gen (tiefere Bereiche) eingesetzt. Eine Quantifizierung war dadurch nur sehr begrenzt möglich. Aus diesen Proben wurden insbesondere alle Krebse ausgewertet, so daß die Berechnung relativer Abundanzen möglich war. Zusätzlich wurden auch die amphibischen Amphipoda (*Orchestia*) mit erfaßt. Bei den angetroffenen Organismen (speziell Mollusca) wurde in rezente und Schalenfunde unterschieden, da die Gehäuse zwar Aussagen zur ehemaligen, nicht aber generell zur aktuellen Besiedlung zulassen.

3 Ergebnisse

Insgesamt konnten im Untersuchungsgebiet 80 Taxa (61 rezent) des Makrozoobenthos nachgewiesen werden (Tab. 2). Auffällig war der relativ hohe Anteil an Crustacea, die mit 26 Taxa vertreten waren. Von den Mollusca konnten 10 rezente Arten und 19 Schalennachweise erbracht werden. Die Polychaeta waren mit 12 Arten vertreten. Andere Organismengruppen waren die Hydrozoa (2), Turbellaria (1), Nemertini (1), Oligochaeta (4), Insecta (3), Arachnida (1) und Bryozoa (1).

Die höchsten Abundanzen mit über 10.000 Ind./m² erreichten *Nais elinguis* (Stn. 1), *Hydrobia ventrosa* (Stn. 5), *Leptocheirus pilosus* (Stn. 3 & 6), *Corophium insidiosum* (Stn. 6), *Sphaeroma hookeri* (Stn. 3), *Pygospio elegans* (Stn. 3) und *Fabricia sabella* (Stn. 6). *Arenomya arenaria* konnte an der Stn. 2 mit über 3.100 Ind./m² und *Hediste diversicolor* an der Stn. 2 mit 3.400 und an der Stn. 5 mit 5.700 Ind./m² beobachtet werden. Die letzten beiden Arten stellten an den Stationen 2 und 5 auch die dominanten Biomassen. *A. arenaria* erreichte an Stn. 2 über 5.600 g/m² (mit Schale) und an Stn. 5 ca. 400 g/m². *H. diversicolor* trat an den Stn. 2 und 5 mit 155 bzw. 254 g/m² jeweils subdominant auf.

Von den 19 Molluskenarten, die nur als Schale nachgewiesen wurden, stammen 18 aus dem Süßwasser (z.B. *Bithynia leachii* und *B. tentaculata*, *Planorbis planorbis* und *P. carinatus*, *Gyraulus crista* und *G. riparius*, *Marstoniopsis scholtzi*) und sind vermutlich über die Warnow bzw. aus dem Radelsee eingedrifftet worden. Alle Arten konnten rezent vom Autor in der Warnow bei Rostock nachgewiesen werden (ZETTLER 1996). Es ist auch möglich, daß in historischer Zeit der Breitling viel stärker ausgesüßt war als heute, man bedenke die Verbreiterung des Neuen Stroms zur Ostsee und den Ausbau des Überseehafens in den 50er Jahren, und die Arten direkt aus dem Breitling stammen. Die Haltbarkeit der Gehäuse kann aufgrund der basischen Bedingungen sehr hoch sein. Eine weitere Art (*Turboella inconspicua*) konnte ebenfalls nur als Schale beobachtet werden. Rezent hat der Autor die Schnecke in der freien Ostsee (Mecklenburger Bucht) beobachten können. Im Breitling findet *T. inconspicua* nur suboptimale Bedingungen und wird in der Regel hier nicht vorkommen. Von den rezenten Mollusca sind insbesondere die Muscheln *Arenomya arenaria*, *Macoma balthica*, *Mytilus edulis* und *Cerastoderma lamarcki* und die Schnecken *Hydrobia ventrosa* und *H. ulvae* hervorzuheben, die teilweise beachtliche Abundanzen erreichten (s. Tab. 2).

Tabelle 2 Zusammenfassung des Makrozoobenthos im Breitling an den Stationen 1-6 in den Jahren 1997/98, (Angaben in Ind./m², für ausgewählte Taxa in Klammern Biomasse in g/m² Feuchtgewicht, *=Abundanzen sind eine grobe Schätzung auf der Grundlage von Kescher- und Dredgefängen, S=Schalenfunde, X=keine Abundanzschätzung möglich)

Art	Stationen					
	1	2	3	4	5	6
HYDROZOA						
<i>Cordylophora caspia</i>	>10*	>10*	>10*			
<i>Laomedea loveni</i>						>10*
PLATHELMINTHES						
<i>Turbellaria</i>	>10*		>100*			
NEMERTINI						
<i>Prostoma obscura</i>	>10*			>10*	64	
MOLLUSCA						
<i>Anisus vortex</i>		S	S			
<i>Arenomya arenaria</i>	>10*	3142 (5660)	>1000*		276 (387)	>10*
<i>Bithynia leachii</i>		S	S			
<i>Bithynia tentaculata</i>		S	S	S		
<i>Cerastoderma lamarcki</i>		297 (24)	>1000*		11	>10*
<i>Gyraulus crista</i>		S	S			
<i>Gyraulus riparius</i>			S			
<i>Hippeutis complanatus</i>		S	S			
<i>Hydrobia ulvae</i>		637 (8)	>100*		149 (1)	>100*
<i>Hydrobia ventrosa</i>	>1000*	2760 (12)	>1000*	>10*	15541 (43)	>10*
<i>Limapontia nigrans</i>				>10*		
<i>Lymnaea stagnalis</i>		S	S			
<i>Macoma balthica</i>	>100*	255 (32)	>100*		11	
<i>Marstoniopsis scholtzi</i>	S	S	S			
<i>Mytilus edulis</i>	>10*	>10*	>100*			>1000*
<i>Pisidium casertanum</i>	S		S			
<i>Pisidium nitidum</i>		S	S			
<i>Planorbarius corneus</i>		S	S			
<i>Planorbis carinatus</i>		S	S			
<i>Planorbis planorbis</i>		S	S			
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	>100*	64 (1)	S		955 (6)	
<i>Radix ovata</i>	S	S	S			
<i>Stagnicola palustris</i> agg.		S				
<i>Tenellia adpersa</i>	>100*		>10*			>10*
<i>Theodoxus fluviatilis</i>		S			>10*	
<i>Turboella inconspicua</i>			S			
<i>Valvata cristata</i>		S	S			
<i>Valvata piscinalis</i>		S	S			
<i>Viviparus contectus</i>		S				
ANNELIDA						
<i>Alkamria romijni</i>			>10*			
<i>Enchytraeidae</i>			>10*			
<i>Eteone longa</i>		42				

<i>Fabricia sabella</i>					>10*	>10000*
<i>Harmothoe imbricata</i>						>1*
<i>Hediste diversicolor</i>	>1000*	3397 (155)	>1000*	>100*	5669 (254)	>10*
<i>Manayunkia aestuarina</i>					106	
<i>Marenzelleria viridis</i>		21			11	
<i>Nais elinguis</i>	>10000*	212	>1000*	>10*	42	>10*
<i>Neanthes succinea</i>	>10*					>100*
<i>Paranais litoralis</i>		255	>1000*	>100*	127	
<i>Polydora ciliata</i>	>10*	21	>10*			>10000*
<i>Pygospio elegans</i>		1592 (1)	>10000*		106	>100*
<i>Spirobrhis spirobrhis</i>			>1			
<i>Streblospio benedicti</i>		403	>1000*			>10*
Tubificidae	>100*	2420 (2)	>100*	>10*	2038 (2)	>10*
CRUSTACEA						
<i>Balanus improvisus</i>	>100*	998	>100*		>100*	>1000*
<i>Carcinus maenas</i>						>10*
<i>Corophium insidiosum</i>	>100*	>100*	>1000*	>10*	>10*	>10000*
<i>Corophium lacustre</i>	>100*	>10*	>100*			>100*
<i>Corophium volutator</i>	>100*	764 (4)	>1000*		1093 (5)	>10*
<i>Crangon crangon</i>		42				>10*
<i>Cyathura carinata</i>		170 (1)	>100*		42	>10*
<i>Gammarus duebeni</i>	>10*	>10*	>10*			
<i>Gammarus oceanicus</i>	>1000*	>1000*	>1000*	>10*	>1000*	>100*
<i>Gammarus salinus</i>	>10*	>100*	>1000*	>10*	>1000*	>100*
<i>Gammarus tigrinus</i>	>1000*	>100*	>10*	>10*	>100*	
<i>Gammarus zaddachi</i>		>100*	>10*			
<i>Idotea balthica</i>		>10*	>10*		>10*	>100*
<i>Idotea chelipes</i>	>100*	>1000*	>1000*	>10*	>1000*	>100*
<i>Jaera albifrons</i>	>10*	>100*	>1000*		>10*	>100*
<i>Leptocheirus pilosus</i>	>10*	>1000*	>10000*		>1000*	>10000*
<i>Melita palmata</i>					>10*	>100*
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>		>10*	>100*			>1000*
<i>Neomysis integer</i>			>100*		>100*	
<i>Orchestia cavimana</i>			>100*			
<i>Orchestia platensis</i>			>1000*		>1000*	
<i>Palaemon squilla</i>		>10*	>10*		>10*	
<i>Palaemonetes varians</i>	>100*	>10*	>10*	>10*		
<i>Praunus inermis</i>		>10*	>100*			
<i>Sphaeroma hookeri</i>	>100*	>1000*	>10000*		>100*	>100*
<i>Sphaeroma rugicauda</i>	>10*	>10*	>10	>10*		
ARACHNIDA						
Acari			>10*		11	
INSECTA						
Chironomidae	>100*	>10*	>10*	>10*		
<i>Sigara spec.</i>		>10*	>10*			
Trichoptera	>10*					
BRYOZOA						
<i>Electra crustulenta</i>		X*	X*			X*
Taxazahl	80	33	59	64	16	33

Beachtenswert waren auch die Funde der Nacktschnecken *Limapontia capitata* und *Tenellia adpersa*. Beide gehören mit der Kategorie gefährdet bzw. potentiell gefährdet der Roten Liste der Ostsee an (GOSSELCK ET AL. 1996).

Von den Polychaeta sind neben *Hediste diversicolor*, der an allen Stationen angetroffen wurde, auch *Pygospio elegans* und *Streblospio benedicti* teilweise in hohen Abundanzen beobachtet worden. *Fabricia sabella* konnte nur an zwei Stationen nachgewiesen werden, erreichte jedoch am Pagenwerder auf den *Mytilus*-Bänken zusammen mit *Polydora ciliata* enorme Individuenzahlen. *Spirorbis spirorbis* lebte an der Stn. 3 auf driftenden Fucus-Teilen, deren genaue Herkunft nicht bekannt ist. *Alkmaria romijni*, *Manayunkia aestuarina*, *Marenzelleria viridis*, *Neanthes succinea*, *Eteone longa* und *Harmothoe imbricata* traten nur sporadisch in relativ geringen Dichten auf.

Innerhalb der Crustacea waren die Amphipoda mit 11 Arten (plus 2 amphibische) am stärksten vertreten (Abb. 2). *Gammarus oceanicus* konnte an 2 Stationen (1 & 2) dominant beobachtet werden. Die Art erreichte an der 1. Stn. über 73 % der relativen Abundanz. Subdominant mit 18 % folgte der erst seit Anfang der 90er Jahre in dieses Gewässer eingewanderte *G. tigrinus*. An der Stn. 2 traten mit über 20 % *Coprophium volutator* und *Leptocheirus pilosus* auf. *C. insidiosum* blieb wie an den Stn. 1 und 5 unter 10 %, wurde aber auf den *Mytilus*-Bänken vor Pagenwerder (Stn. 6) als dominante Art (73 %) nachgewiesen. Hier konnten auch *L. pilosus* und *Microdeutopus gryllotalpa* in hohen Abundanzen beobachtet werden. *G. duebeni* wurde nur an den ersten beiden Stationen in relativ geringen Dichten festgestellt. Die durch weite Sandflächen gekennzeichnete Stn. 5 wurde durch *C. volutator* (35 %) und *L. pilosus* (25 %) beherrscht. *G. salinus* trat zwar an allen Stationen auf, war aber innerhalb der Amphipoda nie die bestimmende Art. Ähnliches gilt für *C. lacustre*. *Melita palmata* und *G. zaddachi* wurden nur an zwei Stationen in geringer Zahl nachgewiesen. Von den amphibischen Amphipoda leben im Breitling *Orchestia platensis* und *O. cavimana*. *O. platensis* ist die häufigere Art und kam sowohl am Chemiehafen (Stn. 3) als auch am Schnatermann (Stn. 5) und am Neuen Strom (hier nicht vorgestellt) in hohen Abundanzen (>1.000 Ind./m²) vor. *O. cavimana* wurde nur am Chemiehafen (Stn. 6) in Dichten >100 Ind./m² registriert.

Die Isopoda waren die zweitstärkste Gruppe innerhalb der Crustacea. 6 Arten wurden nachgewiesen. Als häufigste Asseln stellten sich *Idotea chelipes* und *Sphaeroma hookeri* heraus, die sich als dominante Arten an den Stationen jeweils abwechselten (Abb. 3).

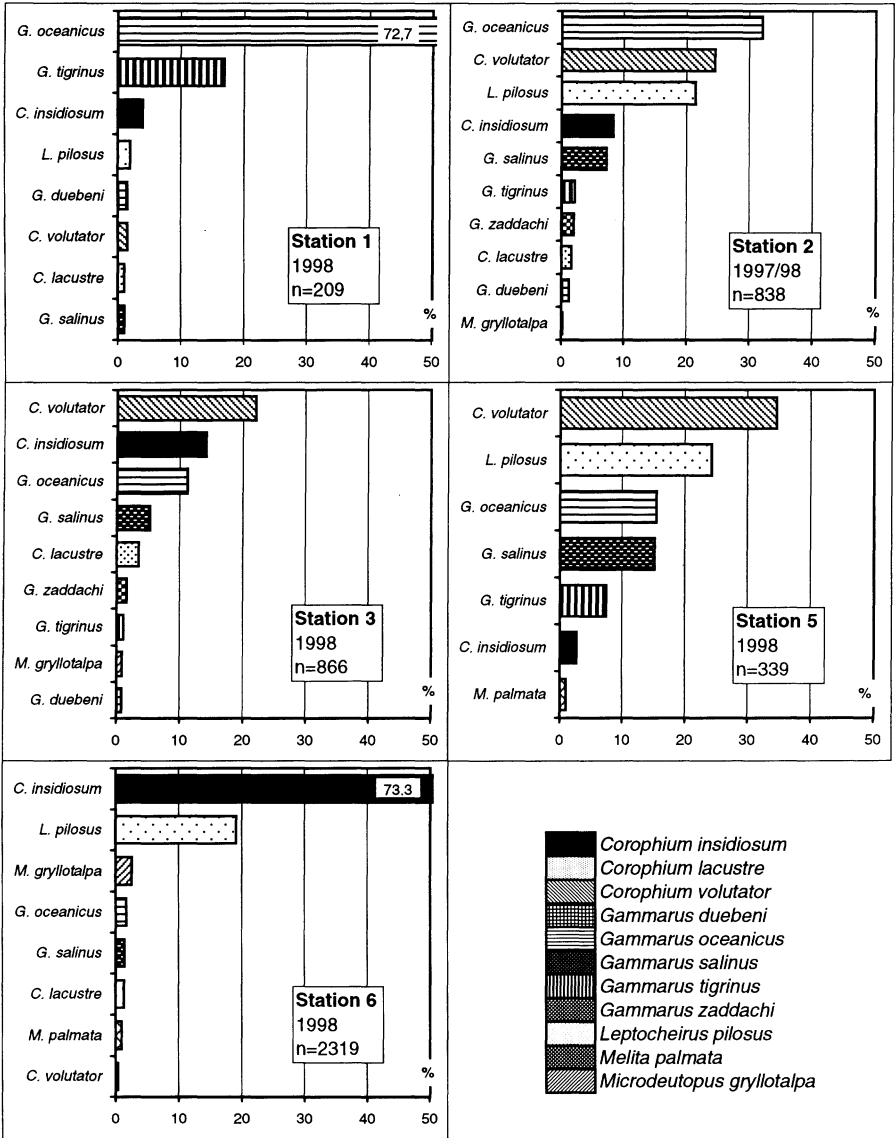


Abb. 2 Relative Abundanzen (%) der im Breiting angetroffenen Amphipoda

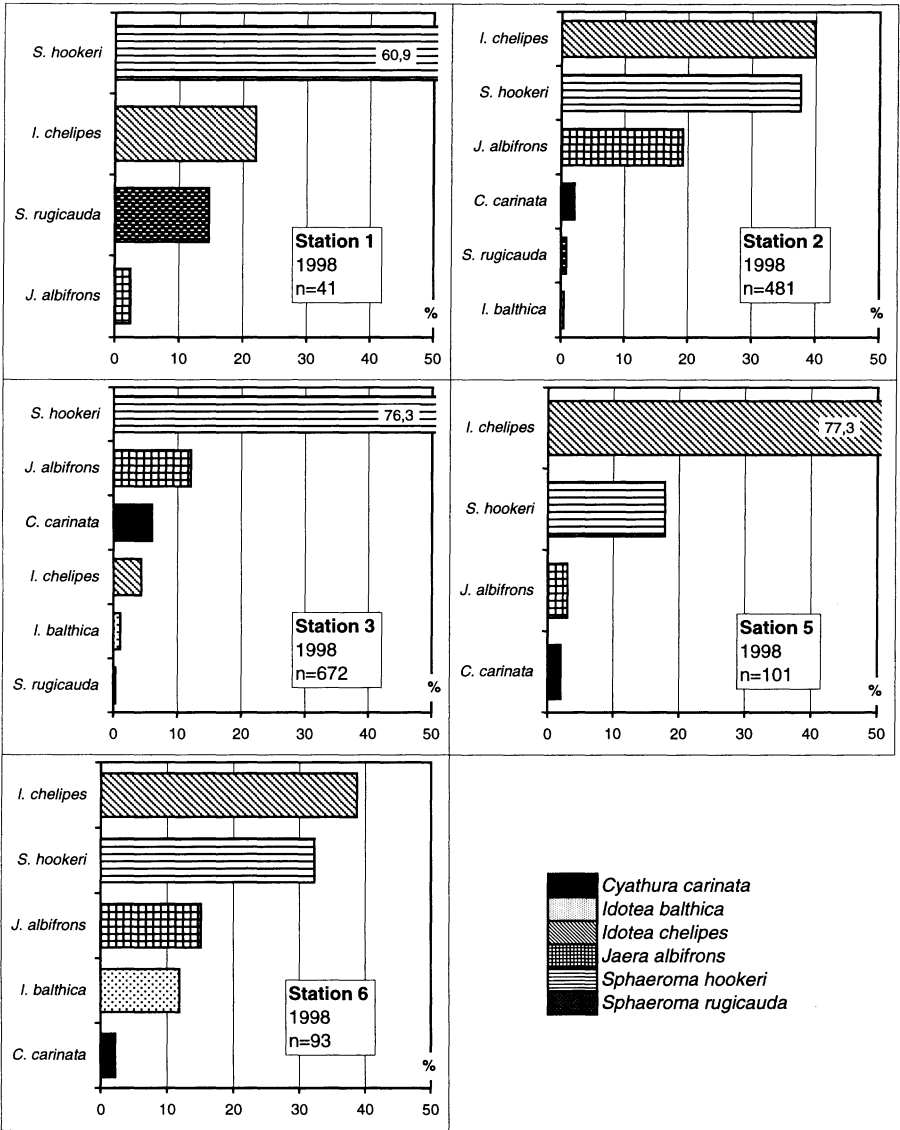


Abb. 3 Relative Abundanz (%) der im Breiitling angetroffenen Isopoda

An den Stationen 2 und 3 konnten jeweils alle 6 Asselarten beobachtet werden. Jedoch erreichten nach *S. hookeri* und *I. chelipes* nur noch *Jaera albifrons* und teilweise *Cyathura carinata* nennenswerte Abundanzen. Relativ selten wurden *Sphaeroma rugicauda* und *Idotea balthica* beobachtet. Letztere nahm am Pagenwerder (Stn. 6), der "ostseenahesten" Station, leicht zu (12 %).

Eine weitere Crustacea-Gruppe bildeten die Mysidacea, die mit den beiden Arten *Neomysis integer* und *Praunus inermis* vertreten waren. Beide konnten vor allem im Phytal und an Spuntwänden von Hafenanlagen gekeschert werden. Auch an großen Schilf- und Torfballen wurden Mysidacea gefangen. Hier waren sie oft mit den Decapoda *Palaemon squilla* und *Palaemonetes varians* vergesellschaftet. Letzterer war sehr häufig auch in den Gräben zu finden, die stärkerem Süßwassereinfluß unterlagen. Von den decapoden Krebsen konnten weiterhin *Crangon crangon* und *Carcinus maenas* nachgewiesen werden. Beide Arten bildeten jedoch keine großen Bestände. *C. crangon* war etwas zahlreicher vertreten und erreichte teilweise Abundanzen von 50 Ind./m².

Balanus improvisus wurde an fast allen Stationen angetroffen. Während im Chemiehafen bevorzugt Torfmaterial und Schilf besiedelt wurden, lagen bei Pagenwerder die größten Dichten auf den *Mytilus*-Schalen. Gleichzeitig bildete *B. improvisus* zusammen mit *Mytilus edulis* das Substrat für die Polychaeten *Fabricia sabella* und *Polydora ciliata*.

5 Diskussion

In der vorhandenen Literatur (siehe Einleitung) wurde bisher schwerpunktmäßig die Makrofauna der sekundären Hartböden behandelt. So sind in den Taxalisten bzw. in den Untersuchungen zur Abundanz oft nur *Laomedea loveni*, *Cordylophora caspia*, *Mytilus edulis*, *Balanus improvisus*, *Nais elinguis*, *Fabricia sabella* und *Electra crustulenta* zu finden (z.B. SANDROCK ET AL. 1991). Gleichzeitig lag bei einigen Untersuchungen ein Hauptaugenmerk auf der Besiedlung dieser Hartbodenzönose mit Amphipoden (speziell *Gammarus*). Die mit Pfahlkratzern gewonnenen Proben ließen ähnlich wie in der vorliegenden Arbeit semiquantitative Aussagen zur relativen Abundanz zu. ARNDT ET AL. (1971) konnten an Hafenanlagen in Warnemünde (ca. 3 km vom Breitling entfernt) 4 *Gammarus*-Arten nachweisen. Die häufigste Art stellte im Jahreszyklus meist *G. zaddachi*. Jedoch wurden auch *G. salinus* und *G. oceanicus* in Dominanzen von bis zu 40 % beobachtet. Untersuchungen von JAZDZEWSKI & FRONC (1982) im Hafengebiet von Gdynia (7,3-7,8 ‰) ergaben ebenfalls eine Dominanz von *G. zaddachi* von über 90 %. *G. duebeni*, *G. oceanicus* und *G. salinus* folgten mit 0-10 %. In der Darßer Boddenkette konnte SCHULZE (1971) ebenfalls *G. zaddachi* dominant vor *G. salinus* und *G. oceanicus* beobachten. *G. duebeni* und *G. locusta* wurden nur selten angetroffen. Bis auf *G. locusta* konnten alle Arten in der vorliegenden Studie ebenfalls festgestellt werden. Im Breitling stellten jedoch im Gegensatz zu den Untersuchungen von ARNDT ET AL. (1971) meistens *G. oceanicus* gefolgt von *G. salinus* und *G. tigrinus* (Stn. 1 & 2) die dominanten Gammariden. *G. zaddachi* und *G. duebeni* wurden jeweils nur in geringen Abundanzen beobachtet. Möglicherweise sind diese Verhältnisse durch die relativ hohen Salzgehalte im

Breitling verursacht, die jedoch mit 8-10 ‰ noch unter den Werten von ARNDT ET AL. (1971) (11-12 ‰) lagen. Außerdem spielt das beprobte Substrat eine sehr große Rolle. Im Breitling wurden wie eingangs erwähnt v.a. Hartsubstrate in der Uferzone (z.B. Steine, Holz), Phytal, Schilf und Torfballen untersucht. Auch ist die strukturierte Oberfläche von *Mytilus*-Bänken ein bevorzugtes Besiedlungssubstrat von Amphipoden. HAAGE (1975) und FENCHEL & KOLDING (1979) konnten in ihren Untersuchungen auf Hartsubstraten und im Phytal (*Fucus*) in schwedischen Gewässern ebenfalls *G. oceanicus* als dominante Gammaridenart beobachten. Es ist zu vermuten, daß *G. zaddachi* im Flachwasserbereich (0,2-0,5 m) von *G. oceanicus* verdrängt oder ersetzt wird. Letzterer findet anscheinend in unmittelbarer Ufernähe bei gleichzeitig ausreichendem Salzgehalt optimale Bedingungen. Ähnliche Beobachtungen konnte der Autor auch auf Poel (Timmendorf) in der Wismarbuch im Sommer 1998 machen, wo im unmittelbaren Ufersaum zwischen den Steinen und *Enteromorpha* *G. oceanicus* vor *G. salinus* überwog.

Mit dem Antreffen von *Orchestia cavimana* im Breitling konnte die Art erstmals auch in Mecklenburg nachgewiesen werden. Bisher war dieser amphibisch lebende Amphipode in Mecklenburg-Vorpommern nur im Gebiet des Oderhaffs und Peenestroms verbreitet (ZETTLER 1998). Weitaus häufiger konnte vom Autor die nah verwandte Art *O. platensis* in den Küstengewässern beobachtet werden. Im Breitling war sie ebenfalls die häufigere.

Innerhalb der Gattung *Corophium* wurden je nach Substrattyp *C. insidiosum* (auf Hartsubstrat und Phytal) oder *C. volutator* (auf Weichböden) dominant festgestellt. *C. lacustre* (v.a. auf Phytal) trat jeweils nur in geringen Abundanzen auf. Diese Substratspezifität konnten GEISEL & MEßNER (1989) im Greifswalder Bodden ebenfalls belegen. Auch was die weitere Besiedlung dieses Gewässers betrifft, liegen große Ähnlichkeiten mit dem Breitling vor. So traten innerhalb der Asseln die Arten *Idotea chelipes*, *Jaera albifrons* und *Sphaeroma hookeri* als dominante Arten des Phytals auf. Auf Schlickböden dominierte hingegen wie im Breitling *Cyathura carinata*. Während GEISEL & MEßNER (1989) *Leptocheirus pilosus* v.a. auf Phytal feststellten, konnte dieser Amphipode im Breitling auf mehreren Substraten beobachtet werden. Es wurden sowohl Weichböden als auch diverse Hartsubstrate (Holz, Torf, Steine, *Mytilus*-Schalen) und Phytal besiedelt. KÖHN (1995) hat in seiner zusammenfassenden Arbeit über die Amphipoden der Ostsee ebenfalls die Substratvariabilität von *L. pilosus* hervorgehoben.

Der Breitling stellte sich mit 80 Taxa (61 rezent) als ein besonders artenreiches Küstengewässer dar. An den Stationen, die durch abwechslungsreiche Substratstrukturen gekennzeichnet waren (z.B. *Mytilus*-Bänke, Phytal, Steine, Torfballen etc.) dominierten die Crustacea mit über 40 %. Auf den strukturarmen Sand- und Schlickböden beherrschten v.a. die Mollusca und Polychaeta das Besiedlungsbild. Mit der vorliegenden Studie sollte eine Erfassung des *status quo* des Makrozoobenthos im Breitling als Ausgangspunkt für weitere, eventuell populationsdynamische und ökologische Untersuchungen, gegeben werden.

Danksagung

Ich möchte mich herzlich bei Dr. Doris Schiedek und Stefan Ulbrich für die Bereitstellung von Probenmaterial bedanken.

Literatur

- ARNDT, E.A.; MEYER, U.; KONCAREK, M.; KREUZBERG, M.; LEHMITZ, R. & WESTENDORF, J. (1971). Untersuchungen am Pfahlbewuchs vor Kühlungsborn und Warnemünde in den Jahren 1968-1969. *Wiss. Zeitschr. Univ. Rostock Math.-Naturwiss. Reihe* 20 (1), 7-18.
- DOESE, K.G. (1963). Die Besiedlung der sekundären Hartböden vor Langenwerder und Warnemünde. *Staatsexamensarb. Univ. Rostock*.
- GOSSELCK, F. (1966). Die Verbreitung von *Cordylophora caspia* and *Laomedea loveni* im Unterlauf der Warnow und im Raum von Warnemünde. Untersuchungen über die Morphologie und die Ernährungsverhältnisse beider Arten. *Diplomarb. Univ. Rostock*.
- GOSSELCK, F.; ARLT, G.; BICK, A.; BÖNSCH, R.; KUBE, J.; SCHROEREN, V. & VOSS, J. (1996). Rote Liste und Artenliste der benthischen wirbellosen Tiere des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. *Schr.-R. Landschaftspf. Natursch.* 48, 41-51.
- FENCHEL, T.M. & KOLDING, S. (1979). Habitat selection and distribution patterns of five species of the amphipod genus *Gammarus*. *Oikos* 33, 316-322.
- GEISEL, T. & MESSNER, U. (1989). Flora und Fauna des Bodens im Greifswalder Bodden. *Meer und Museum* 5, 44-51.
- HAAGE, P. (1975). Quantitative investigations of the Baltic *Fucus* belt macrofauna. 2. Quantitative seasonal fluctuations. *Contr. Askö Lab. Univ. Stockholm* 9, 1-88.
- JAZDZEWSKI, K. & FRONC, R. (1982). Vertical distribution of *Gammarus* species on the pier in the Gdynia Harbour, Baltic Sea. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 29(2), 221-230.
- KÖHN, J. (1995). Amphipods of the Baltic Sea. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 42(4), 385-394.
- SAGER, G. & ECKERT, B. (1968). Syn- und autökologische Untersuchungen über die Fauna des sekundären Hartbodens der Unterwarnow und der Grenzgebiete zur Ostsee und Oberwarnow. *Staatsexamensarb. Univ. Rostock*.
- SANDROCK, S.; SCHARF E.-M. & VON OERTZEN, J.-A. (1991). Short-term changes in settlement of micro- and macrofouling organisms in brackish waters. *Acta Ichthyol. Piscat. Suppl.* 21, 221-235.
- SCHLIENZ, W. (1923). Verbreitung und Verbreitungsbedingungen der höheren Krebse im Mündungsgebiet der Elbe. *Arch. Hydrobiol.* 14, 423-452.
- SCHULZE, G. (1971). Zur Verbreitung der Gammariden (Amphipoda, Crustacea) in den Chara-Wiesen des östlichen Teiles der Darßer Boddenkette. *Natur Natursch. Mecklenb.* 9, 5-18
- STEUSLOFF, U. (1909). *Paludestrina jenkinsi* Smith an der deutschen Ostseeküste. *Arch. Freunde Naturgesch. Mecklenb.* 63, 82-93.
- STOGIES, M. (1983). Qualitative und quantitative Untersuchungen der sekundären Hartböden der Unterwarnow 1982/83 mit dem Versuch einer Trendbestimmung. *Diplomarb. Univ. Rostock*.
- ZETTLER, M.L. (1996). Die aquatische Malakofauna (Gastropoda et Bivalvia) im Einzugsgebiet eines nordeutschen Tieflandflusses, der Warnow. *Limnologica* 26(3), 327-337.
- ZETTLER, M.L. (1998). Zur Verbreitung der Malacostraca (Crustacea) in den Binnen- und Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern. *Lauterbornia* 32, 49-65.

Verfasser

Dr. Michael L. Zettler
Institut für Ostseeforschung Warnemünde
Sektion Biologische Meereskunde
Seestraße 15
D-18119 Rostock
e-mail: michael.zettler@io-warnemuende.de

Roger BURCKHARDT; Reinhard HEERKLOSS ¹

Konsumtion und Fäkalpelletproduktion bei *Eurytemora affinis* (Poppe) (Calanoida, Copepoda)

Abstract

Rates of feeding and egestion under different conditions were determined for *Eurytemora affinis* (Calanoida, Copepoda), the dominant copepod in the Darss-Zingst estuary. Laboratory experiments with *Chlorella vulgaris* as food source showed that the egestion rate increased with increasing temperature. The highest egestion rates of 52 pellets ind⁻¹ d⁻¹ or 62.2 % of body weight (dry weight) d⁻¹ were measured at 20 °C. Simultaneous measurements of feeding and egestion rates under simulated natural conditions were made on three occasions in spring, and gave feeding rates of between 77 and 187 % body weight d⁻¹, and egestion rates of 8 to 26 % body weight d⁻¹. The highest rates were recorded at the highest water temperatures and highest food concentrations. A comparison of the egestion rates with those measured in the laboratory showed that approximately 50 % of the laboratory values could be reached under simulated field conditions. Calculated assimilation efficiencies from feeding and egestion rates gave values of between 86 % and 89 % on a dry weight basis. A comparison of faecal pellet production rates with the concentration of pellets in the pelagic zone showed that approximately 5 to 10 times more pellets per day were being produced than were actually found in the water column.

1 Einleitung

Über die Funktion des Zooplanktons in der benthisch-pelagischen Kopplung in den flachen Boddengewässern ist bis jetzt wenig bekannt. Zum einen kann das Zooplankton resuspendiertes Material aus dem Sediment konsumieren und somit zum Stofffluß aus dem Sediment in das Pelagial beitragen. Zum anderen kann die Defäkation des Zooplanktons die planktische Aggregatbildung und damit auch indirekt die Sedimentation fördern, womit der Stofffluß gleichzeitig in die umgekehrte Richtung läuft. Im Rahmen des Verbundprojektes ÖKOBOD wurde in diesem Zu-

¹ Diese Arbeit wurde im Rahmen eines Verbundprojektes vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie gefördert (Aktenkennzeichen 03F0162B "ÖKOBOD")

sammenhang an der Station Kirr-Bucht Stationsdaten eine Bilanzierung der Konsumtion und Defäkation für den dort dominierenden Zooplankter *Eurytemora affinis* (Poppe) (Calanoida, Copepoda) durchgeführt. Hierzu wurden unter biotopnahen Bedingungen und im Labor Freßraten und Bildungsraten von Fäkalpellets bestimmt. Außerdem wurden Untersuchungen zum Verbleib der von *E. affinis* freigesetzten Pellets durchgeführt.

2 Material und Methoden

2.1 Fäkalpelletproduktion von *E. affinis* unter verschiedenen Temperaturverhältnissen (Laborversuche)

Copepoditen von *E. affinis* wurden im Zingster Strom mit einem 200 µm-Planktonnetz gefangen und für 48 h an die jeweiligen Versuchsbedingungen (5 °C, 10 °C, 15 °C, 20 °C; 5 psu) adaptiert. Als Futteralge diente *Chlorella vulgaris* aus einer Batch-Kultur. Die Algen wurden zentrifugiert (4.500 U./min) und anschließend im filtrierten Biotopwasser (What-man GF/F-Filter) resuspendiert und über eine 20 µm Gaze gegeben zur Entfernung von Aggregationen. Eine Vorfütterung mit den Algen erfolgte 12 h vor Versuchsstart. Kurz vor Versuchsbeginn wurden dann einzelne adulte Tiere (755 - 852 µm Cephalothoraxlänge) mit Hilfe einer Glaspipette in 20 ml fassende Glasvials mit einer definierten Menge an filtriertem Biotopwasser gesetzt. Der Versuchsstart erfolgte dann anschließend durch Zugabe einer bestimmten Algenmenge (Versuchskonzentration: $4,2 \cdot 10^6$ Zellen/ml). Zur Verhinderung der Sedimentation wurden alle Versuchsgefäße im 20 min Rhythmus um 180° gewendet. Nach 6 h erfolgte der Abbruch der einzelnen Versuche durch Zusatz von Glutaraldehyd. Anschließend wurde der Inhalt der einzelnen Gefäße in eine Zooplankton-zählkammer überführt, alle Fäkalpellets gezählt und vermessen sowie auch die Cephalo-thoraxlänge der einzelnen Copepoden bestimmt. Die Berechnung der Biovolumina der Pellets erfolgte unter Annahme einer Zylinderform. Für die Umrechnung in Feuchtgewichte wurde eine Dichte von $1,13 \text{ g/cm}^3$ (URBAN et al., 1993) und ein Feuchtgewicht zu Trocken-gewichtsverhältnis von 4,4 (FOWLER, 1977) verwendet. Zur Berechnung des Copepoden-feuchtgewichts wurde folgende aus Literaturdaten und eigenen Werten empirisch ermittelte Regression genutzt: $W = 4,46 \cdot 10^{-6} \cdot L^{2,33}$, L = Cephalothoraxlänge (µm), W = Feucht-gewicht (µg/Ind.). Die Umrechnung in Trockengewicht erfolgte unter Annahme eines Wasser-gehaltes des Feuchtgewichtes von 83 % (Heerkloss, 1996).

2.2 Konsumtionsraten, Fäkalpelletproduktion und Verbleib der Fäkalpellets in der Kirr- Bucht

2.2.1 Radiotracermessungen der Konsumtion mit ^{51}Cr unter biotopnahen Bedingungen

Ziel dieser Versuche war es, Filtrier- und Freßraten von *E. affinis*-Copepoditen (> 200 µm) unter vergleichbaren Bedingungen wie bei den annähernd parallel verlau-

fenden *in situ* Experimenten (Abschnitt 2.2.2) zur Fäkalpelletproduktion zu messen. Aus diesem Grunde wurde bei den selben Temperaturen und Salinitäten gearbeitet und das gleiche Futter (20 µm vorfiltriertes Seston) einmal markiert verwendet (Konsumtionsmessungen) und einmal unmarkiert (Messungen der Fäkalpelletproduktion). Markiert wurde unter Schütteln über 3 Tage mit ⁵¹Cr als Natriumchromat bei Konzentrationen von 400 - 530 µCi/l. Durch die un-spezifische Markierung wird nicht nur das Phytoplankton markiert, sondern alle potentiell verfügbaren Nahrungsbestandteile, wie z.B. auch Detritus.

Der Fang der *Eurytemora*-Copepoditen (> 200 µm) erfolgte wie unter 2.1 beschrieben.

Vorgehärtet wurde für 48 h im unfiltrierten Biotopwasser. Kurz vor Versuchsbeginn wurden die Tiere in Gazebecher eingesetzt, die sich in Bechern mit glasfasergefiltrten Bio-topwasser befanden. Die Entfernung des gelösten radioaktiven Chroms erfolgte über Zentrifugation (15 min bei 4500 U./min). Das Seston wurde dann anschließend entsprechend dem vorherigen Volumen im gefilterten Biotopwasser resuspendiert. Der Start erfolgte durch Einsetzen des Gazebechers mit Tieren in ein Versuchsgefäß, welches 120 ml Futtersuspension enthielt. Die Freßzeit betrug bei den Versuchen im März und April 30 min und im Mai 20 min bei Dunkelheit. Nach dem Versuch wurde der Gazebecher mit den Tieren für 2 min in filtriertes Biotopwasser umgesetzt zum Spülen der Mundwerkzeuge von anhaftendem radioaktiven Material. Danach wurden die Tiere in kleine Schälchen mit gefiltertem Biotopwasser (Whatman GF/F) überführt, mit 3 ml Carbonatwasser betäubt und mit einer feinen Pinzette vorsichtig auf Glasfaserfilter sortiert und in die Filter in Vials überführt. Die Messung der Gamma-Strahlung erfolgte mit einem automatischen Gamma-Counter der Firma Wallace (1480 Wizard 3").

Nach dem Experiment wurde die Aktivität der Algen bestimmt und die Futterkonzentration als Seston-Trockengewicht nach GEORGI et al. (1980) auf Whatman GF/F-Filtern bestimmt. Die Aktivitätsbestimmung erfolgte durch Filtration definierter Volumina der Futtersuspension auf Glasfaserfilter (Whatman GF/F). Diese wurden dann auch in Vials überführt und gleichzeitig mit den Tiervials gemessen. Zusätzlich wurden Kontrollexperimente durchgeführt, bei denen die Copepoden nur für 30 s. in die radioaktive Suspension gesetzt wurden, um Fehler durch anhaftende Radioaktivität auszuschließen. Die Berechnung der Filter- und Freßraten erfolgten nach folgenden Formeln (vgl. PETERS, 1984):

$$F_i = (A_T \cdot 60) / (A_F \cdot t)$$

$$F_r = F_i \cdot K_F$$

- F_i = Filtrrate (ml Ind.⁻¹ h⁻¹)
- A_T = Aktivität pro Tier (CPM Ind.⁻¹)
- A_F = Aktivität des Futters (CPM ml⁻¹)
- t = Versuchszeit (min)
- F_r = (µg TG Ind.⁻¹ h⁻¹)
- K_F = Futterkonzentration (µgTG ml⁻¹).

2.2.2 Fäkalpelletproduktion und Verbleib der Fäkalpellets

Ziel der Untersuchungen war es, Daten über die Produktion von Fäkalpellets als aggregat- bildenden Prozeß und den Verbleib dieser Aggregate im Biotop zu gewinnen. Dazu wurde unter *in situ*-Bedingungen an 3 verschiedenen Terminen (25.03. bis 26.03.1997, 07.04. bis 08.04.1997 und 13.05. bis 14.05.1997) jeweils ein 24 h-Zyklus in der Kirr-Bucht untersucht und folgende Parameter gemessen:

- (1) Fäkalpelletproduktion des Copepodenplanktons ($> 200 \mu\text{m}$)
- (2) Copepodenabundanz
- (3) Fäkalpelletkonzentration im Wasserkörper.

Vor Beginn der Untersuchungen wurden Konzentrationsbestimmungen des Copepoden-planktons und der Fäkalpellets in der Wassersäule vorgenommen, um die erforderlichen Probenvolumina festzulegen. Zur Gewinnung der Copepoden für die Messung der Fäkal-pelletproduktion (1) wurde jeweils eine definierte Wassermenge mit einem 10 l Eimer (20 bis 30 l pro Ansatz, Wassertiefe nur 1,2 m) geschöpft und durch einen 200 μm -Gaze-becher filtriert und die Tiere sofort in ein 1 Liter fassendes Gefäß mit 20 μm -vor-gefilterten und temperierten Biotopwasser überführt. Gleichzeitig erfolgte eine Entnahme von Biotopwasser als Nahrungsquelle für die Versuche, welches dann mit 20 μm -Gaze vor-gefiltert wurde. Im Versuchsmedium wurde die Nahrungskonzentration (Seston-Trocken-gewicht) bestimmt jeweils vor und dann später nach Versuchsende und dieses dann an-schließend in nach oben offene Becher (600 ml Versuchsvolumen, 4 bis 5 Parallelen) gefüllt. Diese Becher wurden in eine Plastewanne gehängt (Standort - direkt neben dem Gewässer, nach oben hin abgedeckt mit einer durchsichtigen Plastefolie) und permanent schwach belüftet, um der Sedimentation der Nahrungspartikel entgegen zu wirken. Ein von einer Pumpe geförderter Strom von Boddenwasser durch die Plastewanne sorgte für die Simulation der Temperaturverhältnisse im Biotop. Der Start der einzelnen Versuche erfolgte durch Einhängen der vorher gewonnenen Copepoden mit einem 200 μm Gazebecher in die nach oben offenen Becher mit Versuchsmedium. Damit konnten die produzierten Fäkalpellets durch die Gaze sinken und waren dem Zugriff der Tiere entzogen. Die vorher erwähnte Be-lüftung erfolgte außerhalb der Gazebecher. Nach 24 h Versuchszeit wurden die einzelnen Versuche durch Abfiltrieren der Copepoden mit einer 200 μm -Gaze abgebrochen und die Tiere in 4,0 % Formalin fixiert. Von der jeweiligen Nahrungssuspension wurden dann die Fäkalpellets mit einer 20 μm -Gaze abfiltriert, in filtriertes Biotopwasser überführt und in Glutaraldehyd fixiert (Endkonzentration 2,5 %).

Die Probenahme für die Copepodenabundanz (2) erfolgte in einer Zeitreihe, alle 6 h über 24 h, mit Hilfe eines 3,3 Liter FRIEDINGER-Schöpfers. Jeweils parallel zur Probenahme für die Copepodenabundanz wurden Proben für die Bestimmung der Fäkalpelletkonzentration (3) mit einem 10 l Eimer geschöpft (10 l pro Probe), die Fäkalpellets mit einer 20 μm -Gaze abfiltriert und mit Glutaraldehyd fixiert (Endkonzentration 2,5 %) Zusätzlich erfolgte eine Entnahme von Biotopwasser für eine Sestonbestimmung.

Bei den Untersuchungen zur Fäkalpelletproduktion wurden die Fäkalpellets aus jedem Versuchsansatz vollständig in einer größeren Zooplanktonzählkammer (vgl.

ARNDT, 1985) ausgezählt und die ersten 50 bis 60 Pellets aus jedem Ansatz vermessen und daraus ein Mittelwert für alle Ansätze berechnet ($n = 200 - 240$). Bei den Proben aus dem Pelagial (3 Teilproben pro Zeitpunkt) wurden mit Hilfe einer Eppendorf-Pipette (Spitze etwas abgeschnitten) unter Umrühren Teilproben entnommen und in einer KOLKWITZ-Kammer ausgezählt und vermessen. Dabei wurden aus jeder Teilprobe minimal 50 Pellets ausgezählt, vermessen und die Werte aus allen Teilproben ebenfalls gemittelt. Die Berechnung der Biovolumina, Feuchtgewichte und Trockengewichte der Fäkalpellets erfolgte wie im Abschnitt 2.1 angegeben.

Die Tiere aus den Ansätzen der Versuche zur Fäkalpelletproduktion wurden in einer größeren Zooplanktonzählkammer vollständig ausgezählt und bei 20 Copepoden pro Größenklasse (Copepodite 1 bis 3, Copepodite 4 bis 5, Männchen und Weibchen) die Cephalothoraxlänge vermessen. Aus den Mittelwerten wurde mit Hilfe der im Abschnitt 2.1 angegebenen Regression dann ein mittleres Feuchtgewicht pro Individuum bestimmt und aus den Anteilen der einzelnen Größengruppen an der Gesamtabundanz das Gesamtgewicht pro Probe bestimmt. Die Verwendung der Regression war möglich, da das Copepodenplankton zu allen 3 Terminen nahezu vollständig aus *E. affinis* bestand (97,7 % der Tiere im März, 100 % im April und 98,6 % im Mai). Aus der Gesamtzahl der Tiere und dem Gesamtgewicht konnte dann auf eine mittlere Biomasse pro Individuum geschlossen werden. Auf die gleiche Art und Weise wurden auch die Biomassewerte für die Copepoden aus dem Pelagial ermittelt. Die wenigen Exemplare von *Acartia tonsa* wurden einzeln vermessen, die Biomasse ebenfalls über eine Regressionsgleichung (vgl. ARNDT, 1985) ermittelt und in die Berechnung der Gesamtbiomasse pro Probe einbezogen.

3 Ergebnisse

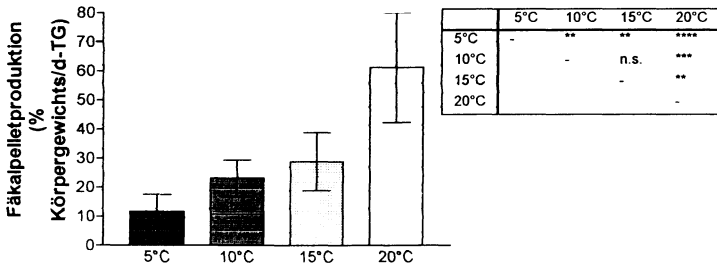
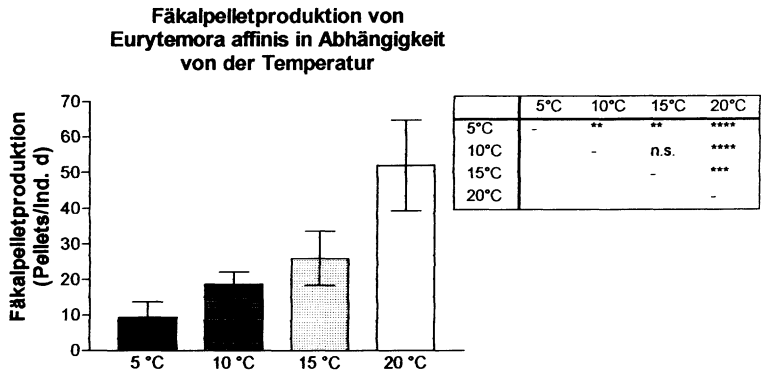
3.1 Fäkalpelletproduktion von *E. affinis* unter verschiedenen Temperaturverhältnissen (Laborversuche)

Zwischen den Ansätzen bei verschiedenen Temperaturen gab es signifikante Unterschiede bei der Fäkalpelletproduktion sowohl in Bezug auf die Anzahl abgegebener Fäkalpellets als auch in Bezug auf das abgegebene Trockengewicht in Relation zum Körpertrockengewicht der Versuchstiere (Einfache Varianzanalyse, $P < 0,0001$ in beiden Fällen).

Die Raten bei 20 °C waren mit 52 Pellets $\text{Ind.}^{-1} \text{d}^{-1}$ bzw. 61,2 % Körpergewicht/d (TG) signifikant höher als bei allen anderen Ansätzen (Abb.1). Bei 5 °C wurden die im Verhältnis zu den anderen Temperaturen niedrigsten Raten gemessen. Zwischen der Fäkalpelletproduktion bei 10 °C und 15 °C waren keine signifikanten Unterschiede festzustellen. Ein Vergleich der Fäkalpelletproduktion bei 5 °C und 15 °C führt zu einem Q_{10} -Wert von 3,0 (Fäkalpellet-anzahl) bzw. 2,5 (% Körpergewicht-TG) und ein Vergleich zwischen 10 °C und 20 °C zu einem Q_{10} -Wert von 2,8 (Fäkalpelletanzahl) und 2,7 (% Körpergewicht). Die gemittelten Biovolumina aller gemessenen Fäkalpellets und Trockengewichte pro Pellet zeigten eine geringe Variabilität beim Vergleich der Ansätze (5 °C: 218.206 $\mu\text{m}^3/0,056 \mu\text{g TG}$; 10 °C:

219.315 $\mu\text{m}^3/0,056 \mu\text{g TG}$; 15 °C: 176.090 $\mu\text{m}^3/0,045 \mu\text{g TG}$; 20 °C: 219.024 $\mu\text{m}^3/0,056 \mu\text{g TG}$).

Abb. 1



Mittelwerte \pm c. l. ($P < 0,05$)

Tabellen: t-Test, Signifikanzniveaus zwischen den Ansätzen:
 n.s. - nicht signifikant; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; **** $P < 0,0001$

Abb. 1 Fäkalproduktion von *Eurytemora affinis* in Abhängigkeit von der Temperatur

3.2 Konsumtionsraten, Fäkalpelletproduktion und Verbleib der Fäkalpellets in der Kirr-Bucht

3.2.1 Radiotracermessungen der Konsumtion mit ⁵¹Cr unter biotopnahen Bedingungen

Die Ergebnisse der Radiotracermessungen der Konsumtion mit ⁵¹Cr unter biotopnahen Bedingungen sind in Tabelle 1 enthalten.

Tabelle 1 Filter- und Freßraten von der Copepoden (> 200 µm) aus der Kirr-Bucht unter biotopnahen Bedingungen; Mittelwerte +/- SD

Datum	Temperatur (°C)	Salinität (psu)	Futterkonz. (mg TG /l)	mittl. Copepodengewicht (µg TG /Ind.)	Filterrate (µl Ind. ⁻¹ h ⁻¹)	Freßrate (µg TG Ind. ⁻¹ h ⁻¹)	Freßrate (µg mg TG ⁻¹ h ⁻¹)	Freßrate (% des Körpergewichts /d)
27.3. 1997	4	7,0	20,9	3,11	4,77 +/- 1,08 (n=10)	0,101 +/-0,023	32,406 +/- 7,44	77,75 +/-17,88
10.4. 1997	6	7,3	22,0	2,98	4,35 +/- 0,54 (n=10)	0,096 +/-0,012	32,081 +/-4,049	77,00 +/- 9,72
16.5. 1997	15	6,5	37,8	2,57	5,30 +/- 0,868 (n=16)	0,200 +/-0,033	77,97 +/- 12,69	187,12 +/-30,45

Die höchsten Freßraten wurden im Untersuchungs-zeitraum bei der höchsten Wassertemperatur und Nahrungskonzentration gemessen (16.05. 1997). Diese Freßraten sind am 16.05.97 signifikant höher (t-Test, P < 0,0001) als am 27.03.97 und 10.04.97 (t-Test, P < 0,0001). Zwischen den beiden Messungen bei 4 °C und 6 °C gibt es keine Unterschiede bezüglich der Freßraten. Die Filterraten variieren nicht sehr stark zwischen den Messungen, allerdings sind sie am 16.05.97 bei 15 °C signifikant höher als bei 6 °C am 10.04.97 (t-Test, P < 0,01).

3.2.2 Fäkalpelletproduktion und Verbleib der Fäkalpellets

3.2.2.1 Fäkalpelletproduktion (Egestion)

Die Ergebnisse der Experimente zur Fäkalpelletproduktion sind aus Tabelle 2 ersichtlich.

Tabelle 2 Fäkalpelletproduktion (Egestion) der Copepoden (> 200 µm) aus der Kirr-Bucht unter *in situ* Bedingungen; Mittelwerte +/- SD

Datum	Temperatur (°C)	Salinität (psu)	Futterkonzentration (mg TG/l)	mittleres Copepodengewicht (µg TG Ind. ⁻¹)	Egestionsrate (Pellets Ind. ⁻¹ d ⁻¹)	Egestionsrate (µg TG Ind. ⁻¹ d ⁻¹)	Egestionsrate (% Körpergewichts/d)
25.3.- 26.3. 1997	3-5	7,0	22,1	3,65	4,12 +/- 2,24 (n=4)	0,322 +/- 0,175	8,96 +/- 5,34
7.4. -8.4. 1997	5-7	7,3	21,1	3,0	5,37 +/- 1,25 (n=4)	0,280 +/- 0,068	9,32 +/- 2,09
13.5.- 14.5. 1997	14-16	6,5	35,7	1,96	13,91 +/- 1,75 (n=5)	0,515 +/- 0,065	26,16 +/- 2,73

Die Vermessung und Berechnung der Fäkalpelletbiovolumina und Fäkalpelletrockengewichte ergab für die einzelnen Experimente unterschiedliche Werte mit dem höchsten Wert im März und niedrigsten Wert im Mai:

25. - 26.03.97 305.286 µm³ (0,078 µgTG),
 07. - 08.04.97 201.219 µm³ (0,052 µgTG),
 13 - 14.05.97 145.356 µm³ (0,037 µgTG).

Die Fäkalpelletproduktion war genau wie die Freßrate im Mai bei der höchsten Wasser-temperatur und Nahrungskonzentration signifikant (t-Test, P < 0,001) höher im Vergleich zu den beiden anderen Messungen. Da das Copepodenplankton zu allen Terminen fast ausschließlich aus *E. affinis* bestand und die Temperaturen in etwa vergleichbar sind, bietet sich eine Gegenüberstellung mit den Laborwerten (vgl. 3.1) an (Tabelle 3 und 4).

Tabelle 3 Vergleich der *in situ* Fäkalpelletproduktion (Egestion) vom 25.3-26.3 und 7.4-8.4 mit den Laborergebnissen bei 5 °C; Mittelwerte der Messungen

Egestionsrate	25.3-26.3	7.4-8.4	Labor	% des Laborwertes
(Pellets Ind. ⁻¹ d ⁻¹)	4,12	5,37	9,33	44,1/57,6
(µgTG Ind. ⁻¹ d ⁻¹)	0,322	0,280	0,529	52,9/60,9
(% des Körpergew. /d)	8,96	9,32	11,66	76,8/79,9

Tabelle 4 Vergleich der *in situ* Fäkalpelletproduktion (Egestion) vom 13.-14.5 mit den Laborergebnissen bei 15°C; Mittelwerte der Messungen

Egestionsrate	13.5 - 14.5	Labor	% des Laborwertes
(Pellets Ind. ⁻¹ d ⁻¹)	13,91	28,00	49,7
(µg TG Ind. ⁻¹ d ⁻¹)	0,515	1,269	40,6
(% des Körpergew. /d)	26,16	28,81	90,8

Bei den individuenspezifischen Raten wurde unter *in situ* Bedingungen etwa die Hälfte der Laborwerte gemessen. Dabei ist aber zu berücksichtigen, daß die Futterkonzentration bei den Laborversuchen höher waren als im Biotopwasser (47,3 mg TG/l, errechnet aus Biovolumen der verwendeten *Chlorella vulgaris*) und daß große, adulte Tiere verwendet wurden (Durchschnittsgewicht 5 °C: 4,55 µg TG/Ind.; 15 °C: 4,52 µg TG/Ind.). Durch die adulten Tiere fallen die gewichtsspezifischen Raten niedriger aus als bei den in den anderen Versuchen verwendeten etwas kleineren Tieren.

Neben dem Vergleich der Fäkalpelletproduktion unter *in situ* Bedingungen und im Labor bietet sich ein Vergleich mit den unter nahezu gleichen Bedingungen gemessenen Fraßraten und die daraus abzuleitende Assimilationseffektivität an. Darauf soll im Rahmen der Gesamt-bilanzierung der Vorgänge im Pelagial eingegangen werden.

3.2.2.2 Verbleib der produzierten Fäkalpellets

Um Aufschluß über den Verbleib der in der Wassersäule produzierten Fäkalpellets zu erhalten, wurde die Konzentration der dort suspendierten Pellets gemessen. Abb. 2 gibt einen Überblick über die gemessenen Fäkalpelletkonzentrationen und Copepodenabundanzen im Verlauf der einzelnen Untersuchungstage. Die tendenziell niedrigsten Fäkalpelletkonzentrationen wurden im März gemessen im Vergleich zu denen im April und Mai. Folgende Tagesmittel wurden registriert:

25. - 26.03.97:	9,5 Pellets/l (0,74 µg TG/l),
07. - 08.04.97:	28,2 Pellets/l (1,55 µgTG/l),
13. - 14.05.97:	47,4 Pellets/l (1,75 µgTG/l).

Bei den Werten vom März und Mai waren erhebliche Schwankungen im Tagesverlauf zu verzeichnen im Gegensatz zu den Daten von April. Die Vermessung und Berechnung der Fäkalpelletbiovolumina und Fäkalpelletrockengewichte ergab nahezu identische Werte wie bei den Pellets aus den Versuchen zur Fäkalpelletproduktion (vgl. Abschnitt: 3.2.2.1):

25. - 26.03.97:	306.596 µm ³ (0,079 µgTG),
07. - 08.04.97:	214.959 µm ³ (0,055 µgTG),
13 - 14.05.97:	144.546 µm ³ (0,037 µgTG).

Ebenfalls waren für die einzelnen Experimente unterschiedliche Werte zu verzeichnen mit dem höchsten Wert im März und niedrigsten Wert im Mai. Die Copepodenabundanz (Tiere > 200 µm) war relativ niedrig zu allen Untersuchungszeitpunkten. Die Tagesmittel für Abundanz und Biomasse betragen:

25 - 26.03.97:	22,0 Ind./l (70,62 µgTG/l);
07. - 08.04.97:	26,7 Ind./l (92,38 µgTG/l);
13 - 14.05.97:	24,5 Ind./l (48,75 µgTG/l).

Dabei waren die Tiere im Mai deutlich kleiner als zu den anderen beiden Untersuchungszeitpunkten. Die geringen Abundanzwerte waren für *E. affinis* bei den letzten beiden Terminen außergewöhnlich, da zwischen April und Juni normalerweise das Populationsmaximum mit Höchstwerten im Mai erreicht wird (vgl. z. B. ARNDT, 1985). Die Copepodenabundanz wies bei den Messungen im März und Mai ebenfalls erhebliche Schwankungen im Tagesverlauf auf. Im März war gleichzeitig ein starker Anstieg von Fäkalpelletkonzentration und Copepodenabundanz gegen Abend zu beobachten. Ein ähnlicher Trend war im Mai zu verzeichnen, allerdings stieg die Copepodenabundanz bei weitem dabei nicht so schnell an wie die Fäkalpelletkonzentration. Ein Vergleich der Sestontrockenmassen (Tagesmittel) mit der mittleren Fäkalpelletkonzentration (TG) ergab einen sehr geringen Anteil der Fäkalpellets an der Gesamttrockenmasse des Sestons - 0,003 % , 0,007 % im April und 0,005 % im Mai.

3.3 Bilanzierung der Vorgänge im Pelagial

Ziel der Freilanduntersuchungen war es, Aufschlüsse über die Entstehung und den Verbleib der von *E. affinis*, als wichtigste Zooplanktonart in der Kurr-Bucht, produzierten planktischen Aggregate = Fäkalpellets zu bekommen. Dazu sollte die Zeit des Populationsmaximums im Frühjahr genutzt werden. Für die Berechnung der Bilanz wurden Tagesmittel der Copepodenabundanz verwendet, mittlere Copepodenbiomassen im Pelagial und Tagesmittel der Fäkal-pelletbiomasse im Pelagial. Die Berechnung der Freiß- und Egestionsraten erfolgte über die körpfergewichtsbezogenen Raten aus den Abschnitten 3.2.2.1 und 3.2.2.2, eingeschlossen eine Korrektur bei auftretenden Differenzen zwischen den Individualgewichten der Versuchstiere und denen der Pelagialtiere über das Verhältnis der Körpergewichte.

Aus dem Vergleich der Freißraten und Egestionsraten lassen sich relativ hohe, aber durchaus für die Tiere realistische, Assimilationseffektivitäten im Bereich zwischen 86 bis 89 % der Konsumtion ableiten (Tab. 5).

Tabelle 5 Bilanzierung der Vorgänge im Pelagial bei der Entstehung und dem Verbleib der von Copepoden produzierten planktischen Fäkalpellets

Datum	Freißrate (mg TG m ⁻² d ⁻¹)	Fäkalpellet- produktion (mgTG m ⁻² d ⁻¹)	Assimilations- effektivität (% der Freißrate)	Pelletkon- zentration (mgTG/ m ²)	Pelletproduktion/ Pelletkonzentration
25.3.- 26.3. 1997	63,64	8,63	86,44	0,89	9,7
7.4.- 8.4. 1997	73,49	8,96	87,81	1,86	4,8
13.5.- 14.5. 1997	141,31	15,07	89,33	2,11	7,1

Ein Vergleich der Fäkalpelletproduktion mit den Fäkalpellet-konzentrationen im Pelagial zeigt, daß pro Tag das ca. 5 bis 10-fache der im Pelagial schwebenden Pellets produziert wird. Die angegebene Fäkalpelletproduktion ist der Stoff-fluß, der maximal über die Copepoden zum Benthos gelangen kann.

4 Diskussion

4.1 Fäkalpelletproduktion von *Eurytemora affinis* unter verschiedenen Temperaturverhältnissen (Laborversuche).

Bei *Eurytemora affinis* wurde die maximale Fäkalpelletproduktion bei 20 °C gemessen mit $52 \pm 12,1$ Pellets $\text{Ind.}^{-1} \text{d}^{-1}$. Aus der Literatur sind für die Art durchaus auch wesentlich höhere Werte bekannt. Aus den Daten von HEERKLOSS (1979) lassen sich Raten von 160 Pellets/ $\text{Ind.}^{-1} \text{d}^{-1}$ bei vergleichbarer Nahrungskonzentration und der gleichen Futteralge ableiten und aus den Angaben von SELLNER and OLSON (1985) bei Fütterung mit dem Dinoflagellaten *Heterocapsa triquetra* Raten von 168 bis 240 Pellets $\text{Ind.}^{-1} \text{d}^{-1}$ (Futterkonzentration $2,43 \cdot 10^5$ Zellen/ml). Bei adulten *Acartia tonsa*, einer von der Größe vergleichbaren Art, wurden bei 16 °C und differierenden Konzentrationen und Kulturen verschiedenen Alters der Alge *Thalassiosira weissflogii* stark variierende Raten zwischen 10 und 150 Pellets/ $\text{Ind.}^{-1} \text{d}^{-1}$ ermittelt (BUTLER and DAM, 1994). Da HEERKLOSS (1979) unter ähnlichen Bedingungen arbeitete (19 bis 23 °C, gleiche Futteralge, *Eurytemora*-Copepodite 4 und 5) sind die Daten besonders für einen Vergleich geeignet. Bei den Fäkalpellets wurden wesentlich geringere Volumina gemessen von durchschnittlich $47.100 \mu\text{m}^3$ im Vergleich zu $219.024 \mu\text{m}^3$ bei 20 °C. Möglicherweise ist dieses Ergebnis durch die Verwendung adulter Tiere mit Fähigkeit zur Bildung größerer Pellets bedingt. Bezieht man das Pelletvolumen in die Berechnung ein, entsprechen die gemessenen 160 Pellets/ $\text{Ind.}^{-1} \text{d}^{-1}$ von HEERKLOSS (1979) $34,4$ Pellets $\text{Ind.}^{-1} \text{d}^{-1}$ bei einem Pelletvolumen von $219.024 \mu\text{m}^3$. In Bezug auf das Biovolumen wurden somit 1,5 fach höhere Raten gemessen als von (HEERKLOSS, 1979).

Die Fäkalpelletproduktion zeigte eine deutliche Temperaturabhängigkeit mit einem Maximum bei 20 °C. Da zwischen Freßrate und Pelletfreisetzung normalerweise eine enge Korrelation besteht (PAFFENHÖFER and KNOWLES, 1979, HEERKLOSS, 1979; AYUKAI and NISHIZAWA, 1986), ist es erstaunlich, daß die Freßrate nach den Literaturergebnissen ein anderes Muster zeigt. Nach den Daten von RING (1987), bei Fütterung mit der gleichen Algenart, wurde das Temperaturoptimum der Freßrate bei 10 °C im Winter und 15 °C im Sommer in Abhängigkeit von der Adaptation der Tiere gemessen (Kalt- und Warmadaptation). Bei 20 °C wäre somit bei der Freßrate, im Gegensatz zur Egestionsrate, schon das Temperaturoptimum überschritten. Auch zeigten die adulten Tiere von *Eurytemora affinis* bei 20 °C nach HEERKLOSS et al. (1990) eine verringerte Eibildungsrate und Überlebensrate. Allerdings gab es kein Anzeichen von Stress bei den jüngeren Entwicklungsstadien. KATONA (1970) konnte sogar bei 20 °C höhere Überlebensraten von adulten *Eurytemora affinis* messen als bei den anderen Temperaturen.

Eine befriedigende Erklärung für die unterschiedlichen Verläufe bei Freßrate und Egestionsrate kann bisher nicht gegeben werden. Eine Vermutung wäre, daß der Adaptationszustand der Tiere (warmadaptiert) dieses Ergebnis bedingt, da der Versuch Mitte September stattfand (Biotoptemperatur: 15 °C). Bei der Adaptationszeit gab es keinen Unterschied zu RING (1987). Nach RING (1987) ist *Eurytemora affinis* mittels einer schnell ablaufenden Resistenzadaptation im hohen Maße in der Lage, sich an im Jahresgang wechselnde *in situ* Temperaturen anzupassen. Auch

BRADLEY (1975) beschreibt die gute Adaptationsfähigkeit der Art an die Temperaturverhältnisse und gibt an, daß sich die obere Grenze der Temperaturtoleranz in der Nähe von 30 °C befindet.

4.2 Konsumtionsraten, Fäkalpelletproduktion und Verbleib der Fäkalpellets in der Kirr-Bucht

4.2.1 Radiotracermessungen der Konsumtion mit ⁵¹Cr unter biotopnahen Bedingungen

Die Konsumtionsmessungen mit ⁵¹Cr haben den Vorteil, daß das im Gegensatz zur ¹⁴C-Methode alle potentiellen Nahrungsbestandteile markiert werden, nicht nur das Phytoplankton. Somit spiegeln die gemessenen Raten eher den natürlichen Gegebenheiten im Biotop wider.

Die gemessenen Filtrerraten, sind eher niedrig im Vergleich zu den aus Literatur bekannten maximalen Filterkapazität. ALLAN et al. (1977) ermittelten z.B. bei einem vergleichbaren Gewicht der Tiere (3µg TG/Ind.) mittlere Raten von zirka 40 µl Ind.⁻¹ h⁻¹ und maximale Raten von etwa 100 µl Ind.⁻¹ h⁻¹, allerdings bei einer niedrigeren Nahrungskonzentration. Bei vergleichbarer Nahrungskonzentration (2,9 - 5,2 Mill. Chlorella/ml - entspricht 20,9 - 37,8 mg TG/l, Umrechnungsfaktoren nach HEERKLOSS und VIETINGHOFF, 1981) konnte HEERKLOSS (1979) Raten von etwa 2 - 8 µl Ind.⁻¹ h⁻¹ messen.

RING (1987) konnte bei vergleichbarem Tiermaterial (Copepoden > 200 µm), aber mit einer Standardnahrung (*Chlorella vulgaris*, 1 Mill. Zellen/ml) maximale Freßraten von 340 % Körpergewicht (TG-Basis) im Mai 1985 und 283 % Körpergewicht im Mai 1986 unter biotopnahen Bedingungen messen, welche höher sind als die von uns ermittelten Werte. Die *in situ* Messungen von HEERKLOSS et al. (1984) ergaben maximal 55 % und durchschnittlich 29 % Körpergewicht im Jahresgang. Dabei wurde mit Zooplankton > 115 µm gearbeitet und nur die autotrophen Sestonbestandteile mit ¹⁴C-markiert. Möglicher-weise führt die umfassendere Markierung der potentiellen Nahrung zu den von uns gemessenen höheren Raten. IRIGOEN et al. (1993) konnten für *Eurytemora affinis* im Gironde-Ästuar (ausschließlich Phytoplanktonnahrung, Darmfluoreszenzmessungen bei Adulten und Copepoditstadium 5) nur Raten bis 20 % des Körperkohlenstoffs messen (unsere Daten ergeben 22, 21 und 52 % Körperkohlenstoff bei Umrechnung mit dem Faktor 0,45 für die Copepoden und 0,3 für Seston - HEERKLOSS und VIETINGHOFF, 1981) was als nicht ausreichend für die Nahrungsansprüche der Art eingeschätzt wurde. Im Labor wurden von BARTHEL (1983) auch höhere Raten von 50 - 250 % des Körperkohlenstoff bei Fütterung mit *Nannochloris spec.* gemessen (Nahrungskonzentration bis 750 µgC/l, Adulte und Copepoditstadium 5).

4.2.2 Fäkalpelletproduktion und Verbleib der Fäkalpellets

4.2.2.1 Fäkalpelletproduktion

Die Fäkalpelletproduktion zeigt eine enge Korrelation zu den gemessenen Freßraten, was auch aus anderen Arbeiten bekannt ist (PAFFENHÖFER and KNOWLES, 1979; AYUKAI and NISHIZAWA, 1986).

Bei den sicher unter nicht optimalen Bedingungen ablaufenden Messungen zur Fäkalpelletproduktion unter *in situ* Bedingungen im Vergleich zu den Laborversuchen konnten immerhin noch zirka 50 % der Laborwerte bei vergleichbarer Temperatur gemessen werden. LANE et al. (1994) ermittelten bei Inkubation von *Calanus typicus*-Weibchen im unfiltrierten See-wasser Raten, die nur 11 % der Raten bei Zusatzfütterung mit *Thalassiosira weissflogii* entsprachen. In einem weiteren Experiment unter zusätzlicher Einbeziehung von *Pleuromanna spec.* erreichten die Raten durchschnittlich nur 2 % der Laborwerte.

Die Größe und Dichte der produzierten Fäkalpellets hängt von der Größe der Tiere und der Nahrungsquantität und Nahrungsqualität ab (PAFFENHÖFER and KNOWLES, 1979; BEINFANG, 1980; DAGG and WALSER, 1986; MORALES, 1987; URBAN et al. 1993; BUTLER and DAM, 1994; LANE et al., 1994). Die differierenden Pelletgrößen bei den einzelnen Messungen (auch bei Fäkalpellets im Pelagial) stehen vermutlich im Zusammenhang mit der Größe der Tiere. Die kleinsten Tiere traten zusammen mit den kleinsten Pellets im Mai auf.

4.2.2.2 Verbleib der produzierten Fäkalpellets

Der Verbleib der produzierten Fäkalpellets hängt von durch Wind- und Strömung induzierten Transportprozessen, wie Horizontaltransporten und unterschiedlicher vertikaler Bewegung durch Sedimentation und Resuspension ab (vgl. z. B. BATHMANN and LIEBEZEIT, 1986; LANE et al., 1994). Diese Transportprozesse stehen über unterschiedliches Aus-sinkverhalten wiederum im Zusammenhang mit der Größe und Dichte der produzierten Fäkalpellets die wiederum abhängig sind von der Tiergröße und der Nahrungsquantität und Nahrungsqualität. Weiterhin hat die Temperatur und die mikrobiologische Aktivität Einfluß auf die Abbaugeschwindigkeit der produzierten Pellets (HONJO and ROMAN, 1978), wobei die Pellets eine eigene Bakterienflora haben können, deren Aktivität sich von den Bakterien im Freiwasser unterscheidet (DELILLE and RAZOULS, 1994). Weiterhin wird das Schicksal der Fäkalpellets durch Koprophagie, Fragmentierung und Abraspelung der Pellets (Koprorhexy, Koprochaly) beeinflußt (LAMPITT et al. 1990, NOJI et al. 1991, GREEN et al. 1992; GONZALEZ and SMETACEK, 1994).

Die vorgefundenen Pelletkonzentrationen hängen aber auch von der Größe der Fäkalpelletproduktion ab. Diese ist abhängig von der Copepodenabundanz und Konsumtionsrate sowie Assimilationseffektivität (PAFFENHÖFER and KNOWLES, 1979; HEERKLOSS 1979; AYUKAI and NISHIZAWA, 1986)

Die vorgefundenen Trend zu niedrigeren Konzentrationen an suspendierten Pellets im März im Vergleich zum April und Mai ist in Bezug auf April nicht durch nied-

grigere Konsumtions - bzw. Fäkalpelletproduktionsraten erklärbar (vgl. Tab. 1 und 2). Auch ist die Copepoden-abundanz durchschnittlich nicht höher als im März. Es treten aber im Tagesverlauf zeit-weilig sehr niedrige Copepoden-abundanzen auf (22.00 Uhr - 5,7 Ind./l; 14.00 Uhr - 10,3 Ind./l), die eine geringere Fäkalpelletkonzentration zur Folge haben können. Die im Ver-gleich zu März in der Tendenz höhe-ren Fäkalpelletkonzentrationen im Mai sind anscheinend durch höhere Konsumti-ons- und Egestionsraten bedingt (vgl. Tab. 1 und 2).

Die starken tageszeitlichen Schwankungen im März und Mai können durch tages-zeitliche Änderungen der Copepodenabundanz und Freßaktivität als auch durch vertikale und horizon-tale Transportprozesse, ausgelöst durch Strömung und Wind verursacht werden, wobei die Prozesse oft in Zusammenhang stehen. Im März kor-reliert die Copepodenabundanz gut mit der Fäkalpelletkonzentration (Abb. 2). Auch stimmt der Anstieg der Fäkalpelletkonzentration gegen Abend mit der beobachteten Erhöhung der Freßaktivität in den Abend und Nachtstunden bei *Eurytemora affinis* überein (HAMMER et al 1998): Eine Salzgehaltsänderung (7,4 psu - 22.00 Uhr; 6,3 psu - 6.00 Uhr), zeigt an, daß der Wasserkörper in der Nacht ausgetauscht wird (Wechsel von Einstromlage auf Ausstromlage) - Copepodenabundanz und Fäkal-pellet-konzentration tendieren zu niedrigeren Werten. Im Mai könnte sowohl die Erhöhung der Copepodenabundanz, als auch die Erhöhung der Freßaktivität zur Erhöhung der Fäkalpellet-konzentration gegen Abend beitragen. Inwieweit andere Prozesse (z. B. Resuspension) dabei eine Rolle spielen ist nicht konkret abschätz-bar. Stärkere Salzgehaltsänderungen waren nicht zu verzeichnen, es war windstill bis schwach windig. Im April traten keine starken tageszeitlichen Schwankungen von Copepodenabundanz und Fäkalpelletproduktion auf, auch der Salzgehalt schwankte kaum (7,3 bis 7,7 psu), es war windstill bis schwach windig. Möglicherweise könnte eine erhöhte Sedimentation eine Erhöhung der Freßaktivität der Copepoden in den Abend- und Nachtstunden und in Folge höhere Fäkalpelletkonzentrationen kompen-sieren.

Die Fäkalpellets der Copepoden können eine beträchtliche Komponente des "marine snow" bilden (ALLDREDGE and SILVER, 1988). Es wurden im Mittelmeer Anreicherungsfaktoren bis zum 3800 fachen in Aggregaten im Vergleich zum Umge-bungsmedium gemessen (BOCHDANSKY and HERNDL, 1992). Somit bilden Fäkal-pellets allein als selbstständige Aggregate , als auch gefangen in größeren Aggre-gaten oft ein wichtiges Transportsystem zum Benthos, da größere Partikel schneller aussinken. In marinen Gebieten können auf Fäkal-pellets ein beträchtlicher Teil des C-Flusses zum Benthos entfallen. So ermittelten MIQUEL et al. (1993) im Mittelmeer Anteile bis 62 % des C-Flusses, FOWLER et al. (1991) von 25 bis 23 % und SASAKI and NISHIZAWA (1989) im nordwestlichen Pazifik Werte zwischen 19 und 29 %. Im Gegensatz dazu wurden aber nur geringe Anteile gemessen - MAITA et al. (1988) im Funka Bay, Hokkaido - 2 bis 4 % (Winter) oder LANE et al. (1994) auf dem Kontinentalschelf des Mittelatlantik - weniger als 1 % des Flusses zum Benthos und 0,3 % des Kohlenstoffs aus dem Pelagial. Zeitgleiche Messungen mit Sedimentati-onsfallen ergaben bei unseren Untersuchungen, daß der Anteil an Pellets im aufge-fangenen Material im Vergleich zum übrigen aufgefangenen Material sehr gering war. Er betrug 0,03 bis 0,37 %-TG. Dies läßt den Schluß zu, daß die Fäkalpellets im

Vergleich zum Gesamttransport von Material zum Benthal im Untersuchungszeitraum nur eine geringe Rolle spielten.

Abb. 2

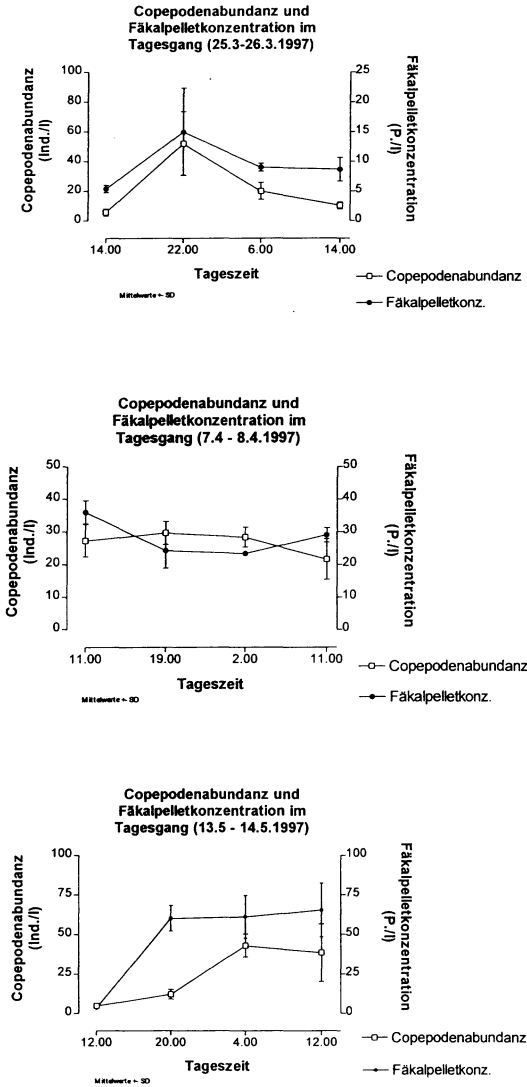


Abb. 2 Copepodenabundanz und Fäkalpelletkonzentration im Tagesgang

Dabei ist aber zu berücksichtigen, daß im April und Mai die Konzentration der Copepoden für die Jahreszeit außergewöhnlich niedrig war. *E. affinis* erreicht sonst das Populationsmaximum zwischen April und Juni mit Maximum im Mai (HEERKLOSS et al., 1994; ARNDT, 1985). Legt man den Höchstwert von ARNDT (1985) zugrunde (888 Ind./l) und läßt alle anderen Daten für Mai unverändert, kommt man auf einen maximalen Anteil an der Fallen-sedimentation von 3,3 % der Pellets an der Sestontrockenmasse, womit die vorher getroffene Aussage zur relativ geringen Bedeutung der Fäkalpellets Bestätigung findet.

4.3 Bilanzierung der Vorgänge im Pelagial

Der Vergleich der Konsumtionraten mit den Egestionsraten ergab Assimilationseffektivitäten zwischen 86 bis 89 %. Diese Werte sind im Vergleich zu anderen Ergebnissen relativ hoch, aber möglich. HEERKLOSS et al. (1984) ermittelten unter *in situ* Bedingungen im Zingster Strom für das Zooplankton > 115 µm Werte von durchschnittlich 75,7 % bei Fütterung mit natürlichen Phytoplankton. Mit der gleichen Nahrung und *Eurytemora affinis* erhielt KRUMMHAAR (1983) einen Durchschnittswert von 65 %. Bei Fütterung mit Algenkulturen und Bakterien und Algen wurden auch noch höhere Werte bei *Eurytemora affinis* gemessen - durchschnittlich 89 % (BARTHEL, 1983) und nahe 100 % (GYLLENBERG, 1980). Interessant ist, daß die von uns ermittelten Werte für die Assimilationseffektivität sich im Vergleich zu früheren Messungen nicht deutlich reduziert haben, obwohl sich die Nahrungsqualität in den Boddengewässern in der zweiten Hälfte der 80er Jahre möglicherweise zum Nachteil von *Eurytemora affinis* änderte. Das Copepodenmaximum im Frühjahr wurde kleiner (HEERKLOSS und SCHNESE, 1994). Bei der Nahrungsqualität gab es eine Verschiebung beim Mikro- und Nanoplankton (> 2 µm) von Cyanobakterien zu coccalen Grünalgen, auch das Cyano-Picoplankton (< 2µm) konnte wahrscheinlich anteilig zunehmen (WASMUND und SCHIEWER, 1994). Bei den Konsumtionsmessungen ist allerdings zu berücksichtigen, daß es sich um bei Dunkelheit durchgeführte Kurzzeitexperimente handelt. Da *Eurytemora affinis* in den Abend- und Nachtstunden eine erhöhte Freßaktivität zeigte (HAMMER et al. 1998) kann der Tagesdurchschnitt der Freßrate geringer sein als die Ergebnisse aufzeigen, womit sich die Assimilationseffektivität reduzieren würde. Die im Verhältnis zur Produktion geringen Konzentrationen der suspendierten Fäkalpellets im Pelagial zeigt, daß ein Großteil der Pellets Verlustprozessen unterliegt. Dafür kämen Sedimentation, Horizontaltransport, mikrobiologischer Abbau und Koprophagie in Frage. Die gemessene Fäkalpelletproduktion stellt den maximal möglichen Flux von Fäkalpellet-aggregaten zum Sediment dar.

Zusammenfassung

Konsumtions- und Egestionsraten für den in der Darß-Zingster Boddenkette dominierenden Copepoden *Eurytemora affinis* (Calanoida, Copepoda) wurden unter verschiedenen Bedingungen ermittelt. Bei Laboruntersuchungen zeigte die Art bei Fütterung mit *Chlorella vulgaris* eine Zunahme der Egestionsrate mit steigender

Temperatur. Die höchste Rate wurde bei 20° mit 52 Pellets Ind.⁻¹ d⁻¹ bzw. 62,2 % Körpergewicht/d (TG) gemessen. Gleichzeitige Messungen der Konsumtions- und Egestionsraten an 3 Terminen im Frühjahr unter biotopnahen Bedingungen ergaben Freßraten zwischen 77 und 187 % Körpergewicht/d und Egestions-raten zwischen 8 und 26 % Körpergewicht/d. Dabei wurden die höchsten Werte bei der höchsten Wassertemperatur und Nahrungskonzentration gemessen. Ein Vergleich der Egestionsraten mit den Laborwerten zeigte, daß zirka 50 % des Laborwertes unter *in situ* Bedingungen erreicht wurde. Eine Kalkulation der Assimilationseffektivität aus Freß-raten und Egestionsraten ergab Werte zwischen 86 und 89 % (TG). Ein Vergleich der Fäkal-pelletproduktion mit der Fäkalpelletkonzentration im Pelagial zeigte, daß ca. das 5 bis 10-fache der im Pelagial schwebenden Pellets pro Tag produziert wird.

Literatur

- ALLAN, J.D.; RICHMAN, S.; HEINLE, D.R. & HUFF, R. (1977). Grazing in juvenile stages of some estuarine calanoid copepods. *Mar. Biol.* **43**: 317-331.
- ALLDREDGE, A.L. & SILVER, M.W. (1988). Characteristics, dynamics and significance of marine snow. *Prog. Oceanogr.* **20**: 41-82.
- ARNDT, H. (1985). Untersuchungen zur Populationsökologie der Zooplankter eines inneren Küstengewässers der Ostsee. Dissertation Univ. Rostock, 170 pp.
- AYUKAI, T. & NISHIZAWA, S. (1986). Defecation rate as a possible measure of ingestion rate of *Calanus pacificus pacificus* (Copepoda: Calanoida). *Bull. Plankton Soc. Japan* **33**: 3-10.
- BARTHEL, K.-G. (1983). Food uptake and growth efficiency of *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida). *Mar. Biol.* **74**: 269-274.
- BATHMANN, U. & LIEBEZEIT, G. (1986). Chlorophyll in copepod faecal pellets: changes in pellet numbers and pigment content during a declining Baltic spring bloom. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **7**: 59-73.
- BEINFANG, P.K. (1980). Herbivore diet affects fecal pellet settling. *Can. J. Fish. aquat. Sciences* **37**: 1352-1357.
- BOCHDANSKY, A.B. & HERNDL, G.J. (1992). Ecology of amorphous aggregation (marine snow) in the Northern Adriatic Sea. 5. Role of fecal pellets in marine snow. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* **89**: 297-303.
- BRADLEY, B.P. (1975). The anomalous influence of salinity on temperature tolerances of summer and winter populations of the copepod *Eurytemora affinis*. *Biol. Bull.* **154**: 177-187.
- BUTLER, M. & DAM, H.G. (1994). Produktion rates and characteristics of fecal pellets of the Copepod *Acartia tonsa* under simulated phytoplankton bloom conditions: implications for vertical fluxes. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* **114**: 81-91.
- DAGG, M.J. & WALSER, W.E. (1986). The effect of food concentration on fecal pellet size in marine copepods. *Limnol. Oceanogr.* **31**: 1066-1077.
- DELILLE, D. & RAZOULS, S. (1994). Community structures of heterotrophic bacteria of copepod fecal pellets. *J. Plankton Res.* **16**: 603-615.
- FOWLER, S.W. (1977). Trace elements in zooplankton particulate products. *Nature*, **269**: 51-53.
- FOWLER, S.W.; SMALL, L.F. & ROSA, J.L. (1991). Seasonal particulate carbon flux in the coastal northwestern Mediterranean Sea and the role of zooplankton fecal matter. *Oceanologica Acta* **14**: 77-85.
- GEORGI, F.; SPITTLER, P.; SCHNESE, W. & SCHLUNGBAUM, G., (1980). Untersuchungen zur Quantität und Qualität des Sestons in der Darß-Zingster Boddenkette. *Wiss. Z. Univ. Rostock.* **29**: 27-31.
- GONZÁLEZ, H.E. & SMETACEK, V. (1994). The possible role of cyclopoid copepod Oithona in retarding vertical flux of zooplankton faecal material. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* **113**: 233-246.
- GREEN, E.P.; HARRIS, R.P. & DUNCAN, A. (1992). The production and ingestion of faecal pellets by nauplii of marine calanoid copepods. *J. Plankton Res.* **14**: 1631- 1643.
- GYLLENBERG, G. (1980). Feeding of the copepod *Eurytemora hirundoides* (Crustacea) on different algal cultures. *Ann. Zool. Fennici* **15**: 181-184.

- HAMMER, A.; BURCKHARDT, R. & HEERKLOSS, R. (im Druck). Diurnal feeding rhythms in zooplankton based on measurement of *in situ* ingestion of fluorescent particles. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27.
- HEERKLOSS, R. (1979). Selektivität der Nahrungsaufnahme, Ingestionsrate und Faecesabgabe bei *Eurytemora affinis* (Poppe) (Calanoida, Copepoda). Wiss. Z. Univ. Rostock. 28: 525-529.
- HEERKLOSS, R. & VIETINGHOFF, U. (1981). Biomasseäquivalente planktischer und benthischer Organismen in der Darß-Zingster Boddengewässern. Wiss. Z. Univ. Rostock. 30: 31-36.
- HEERKLOSS, R.; SCHNESE, W. (1994). Jahreszeitliche Variabilität und Langzeitentwicklung des Metazooplanktons im zentralen Teil der Darß - Zingster Boddengewässer. Rostock. Meeresbiol. Beitr. 2: 85-92.
- HEERKLOSS, R.; ARNDT, H.; HELLWIG, J.; VIETINGHOFF, U.; WESSEL, B. & SCHNESE, W. (1984). Consumption and assimilation by zooplankton related to primary production in the Baltic coastal water inlet Barther Bodden. Limnologica (Berlin) 15: 387-394.
- HONJO, S. & ROMAN, M.R. (1978). Marine copepod fecal pellets: production, preservation and sedimentation. J. Mar. Res. 36: 45-57.
- IRIGOIEN, X.; CASTEL, J. & SAUTOUR, B. (1993). In situ grazing activity of planctonic copepods in the Gironde estuary. Cah. Biol. Mar. 34: 225-237.
- KATONA, S.K. (1970). Growth characteristics of the copepods *Eurytemora affinis* and *Eurytemora herdmanni* in laboratory cultures. Helgoländer wiss. Meeresunters. 20: 373 - 384
- KRUMMHAAR, B. (1983). Untersuchungen zur Nahrungsverwertung an Sekundärproduzenten. Diplomarbeit, Univ. Rostock 50 S.
- LANE, P.V.Z.; SMITH, S.L.; URBAN, J.L. & BISCAYE (1994). Carbon flux and recycling associated with zooplanktonic fecal pellets on the shelf of the Middle Atlantic Bight. Deep-Sea Res. 41: 437-457.
- LAMPITT, R.; NOJI, T. & von BODUNGEN, B. (1990). What happens to zooplankton fecal pellets? Implications for material flux. Mar. Biol. 104: 15-23.
- MAITA, Y.; ODATE, T. & YANADA, M. (1988). Vertical transport of organic carbon by sinking particles and the role of zoo- and phytogetic matters in neritic waters. Bull. Fac. Fish. Hokkaido Univ. 39: 265-274.
- MORALES, C.E. (1987). Carbon and Nitrogen content of faecal pellets: effect of food concentration and feeding behavior. Mar. Ecol. Progr. Ser. 36: 107-114.
- MIQUEL, J.-C.; FOWLER, S.W. & ROSA, J.L. (1993). Vertical particle fluxes in the Ligurian Sea. Ann. Inst. océanogr., Paris. 69: 107-110.
- NOJI, T.T.; ESTEP, K.W.; MACINTYRE, F. & NORRBIN, F. (1991). Image analysis of faecal material grazed upon by three species of copepods: evidence for coprophagy, coprophagy and coprophagy. J. mar. biol. Ass. U. K. 72: 465-480.
- PAFFENHÖFER, G.A. & KNOWLES, S.C. (1979). Ecological implications of fecal pellet size, production and consumption by copepods. J. Mar. Res. 37: 35-49.
- PETERS, R.J. (1984). Methods for the study of feeding, filtering and assimilation by zooplankton. In: Downing, J.A. and F.H. Rigler (eds.), A manual on methods for the assessment for secondary productivity in fresh waters. Blackwell Scientific Publ., Oxford: pp. 336 - 421.
- RING, M. (1987). Autökologische Untersuchungen an *Eurytemora affinis* (Poppe). Dissertation, Univ. Rostock, 148 pp.
- SASAKI, H. & NISHIZAWA, S. (1989). Downward flux of zooplankton fecal pellets in the upper 2000 m water column of the Izu Trench, western North Pacific. J. Oceanogr. Soc. Japan 45: 258-269.
- SELLNER, K.G. & OLSON, M.M. (1985). Copepod grazing in red tides of Chesapeake Bay. In: ANDERSON, D., WHITE, A.W., BADEN, D.G.: Toxic Dinoflagellates: 245-250.
- URBAN, J.L.; DEIBEL, D. & SCHWINGHAMER, P. (1993). Seasonal variations in the densities of fecal pellets produced by *Oikopleura vanhoeffeni* (C. Larvacea) and *Calanus finmarchicus* (C. Copepoda). Mar. Biol. 117: 607-613.
- WASMUND, N. & SCHIEWER, U. (1994). Überblick zur Ökologie und Produktionsbiologie des Phytoplanktons der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee). Rostock. Meeresbiol. Beitr. 2: 41-60.

Verfasser

Dipl.-Biol. Roger Burckhardt
Dr. Reinhard Heerkloss
Fachbereich Biologie der Universität Rostock
Freiligrathstr. 7/8
D-18051 Rostock

Birgitt KLENZ

Larvenaufkommen und -verbreitung von Nutzfischarten der westlichen Ostsee im Zeitraum 1993 - 1997

Abundance and distribution of larvae of commercially important Western Baltic fish species in the period 1993 - 1997.

The distribution and abundance of larvae of the Western Baltic fish species of commercial importance is described. The results are based on four ichthyoplankton surveys carried out in May/June in ICES - Subdivisions 22 and 24 in the period 1993 - 1997. Samples taken by means of Bongo - Nets (0.5 mm and 0.335 mm mesh size) were considered in these studies. In the catches European plaice larvae were present but only in low numbers. Larvae of European flounder could be sampled only in 1997. Only one youngfish of sprat could be observed in 1997. Sprat larvae were absent. Cod larvae have never been numerous. In 1996 two little spawning places of Baltic herring could be observed one in the Lübeck Bay and the other off Warnemünde.

1 Einleitung

Viele marine Fischarten durchlaufen in ihrer frühen Entwicklung als Eier und Larven eine planktische Phase. Sie sind damit über einen Zeitraum von ca. zwei bis drei Monaten Teil der planktischen Lebensgemeinschaft und lassen sich mit Hilfe von Ichthyoplanktonaufnahmen verfolgen. Die Erfassung der Umweltbedingungen während dieser Aufnahmen bietet zusätzlich die Möglichkeit, Einflußfaktoren auf die Reproduktion der Zielfischart zu untersuchen. Viele marine Nutzfischarten sind bei relativ langer Lebensdauer in ihren Reproduktionsmechanismen mit einer hohen Fruchtbarkeit auf eine hohe Variabilität in den Entwicklungsbedingungen und im Aufwuchserfolg der frühen Lebensstadien eingestellt. Nach Schnack (1993) zeigen „ausführliche Erfahrungen über die Ökologie mariner Fischlarven, daß ihr Entwicklungserfolg aber nicht nur von den mittleren Bedingungen, sondern sehr stark auch von kleinskaligen Prozessen im Plankton abhängig ist“, wie z. B. von kleinräumigen Nahrungskonzentrationen, vertikalen Schichtungen, Advektionen und turbulenten Vermischungen. Die Stärke einzelner Nachwuchsjahrgänge und die Entwicklung des fischereilich nutzbaren Bestandes wird sehr wesentlich von den Bedingungen in der planktischen Entwicklungsphase bestimmt (Schnack 1993).

Seit 1993 führt das Institut für Ostseefischerei Rostock (IOR) der Bundesforschungsanstalt für Fischerei im Mai/Juni jeden Jahres eine Ichthyoplanktonaufnahme der westlichen Ostsee (ICES - Untergebiete 22 und 24) durch, deren Ziel u. a. Untersuchungen zur Reproduktion des westlichen Dorschbestandes (*Gadus morhua morhua*) sind. Mit dem gewählten Stationsnetz sowie der Berücksichtigung der flachen Küstenbereiche und Förden der westlichen Ostsee kann außerdem ein repräsentativer Überblick über die Fischbrut sowie deren Artenvielfalt in diesem Seegebiet erzielt werden. Dieser Artikel soll das Larvenaufkommen von Nutzfischarten der westlichen Ostsee im Untersuchungszeitraum aufzeigen, während sich eine vorangegangene Veröffentlichung (Klenz 1997) mit seltenen Arten in den Fischlarvenfängen dieses Untersuchungsgebietes beschäftigt.

2 Material und Methoden

Die Aufnahme des Seegebietes (s. Abb. 1) erfolgt mit einem Bongo - Fanggerät (\varnothing 60 cm, Maschenweite beim Außennetz 500 μ m, beim Innennetz 335 μ m).

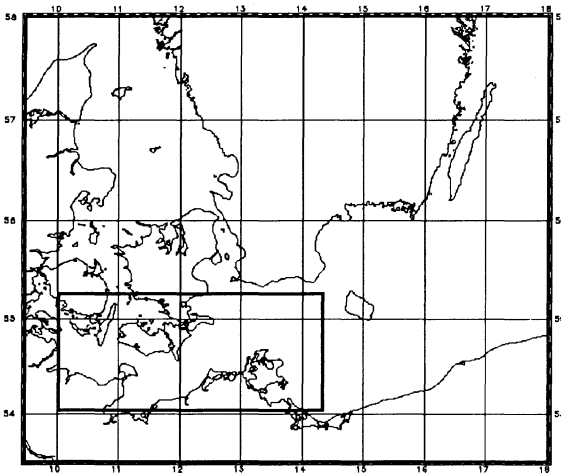


Abb. 1 Untersuchungsgebiet westliche Ostsee, Ichthyoplanktonaufnahmen Mai/Juni 1993 - 1997.
Area of investigation in the western Baltic Sea, ichthyoplankton surveys May/June 1993 - 1997.

Auf jeder der Standardstationen wird bei einer Schleppgeschwindigkeit von 3 kn ein Doppelschräghol bis 2m über den Grund ausgeführt. Die Proben werden an Bord

mit gepuffertem 4 %igem Formaldehyd fixiert. Messungen mit Durchflußzählern erlauben die Berechnung des durchfischten Wasservolumens.

Die meisten Larvenstadien von Fischen in Nord- und Ostsee sind schon vor ca. 80 Jahren beschrieben worden (Halbeisen 1988). Die fehlerfreie und schnelle Zuordnung der gefangenen Objekte zu Taxa ist trotzdem noch schwierig, da die Larven jeder Fischart während ihrer Individualentwicklung kein konstantes Erscheinungsbild haben. Bis zur Metamorphose zum Jungfisch mit allen meristischen und morphometrischen Merkmalen des adulten Fisches verändern sich die Bestimmungsmerkmale mehrfach. Zum Teil werden die Frühstadien auch durch den Fang beschädigt, wodurch die Zuordnung zu Arten erschwert wird. Gegenwärtig ist es international üblich, taxonomisch von den Merkmalen der Jungfische auf die Larven bis zur niedrigsten erreichbaren Kategorie rückwärtszuschließen. Diese Methode findet auch im IOR Anwendung. Von jeder Fischlarve wird außerdem die Totallänge abgerundet auf den unteren halben mm („TL to 0.5 mm below“) gemessen. Durch Konservierung hervorgerufene Schrumpfungseffekte oder eventuelles Anschwellen beim Überführen in Süßwasser während der Laborarbeiten finden keine Berücksichtigung. Die Quantifizierung der Planktonfänge erfolgt basierend auf der FAO - Standardmethode als Angabe Individuenhäufigkeit pro m² Gewässeroberfläche (Smith & Richardson 1977, Klenz 1994). Es liegen Ergebnisse aus vier Jahren Ichthyoplanktonmonitoring vor (1993, 1994, 1996, 1997). 1995 konnte das Untersuchungsgebiet wegen fehlender Forschungsschiffkapazität nicht beprobt werden.

3 Ergebnisse

3.1 Larvenaufkommen von wirtschaftlich bedeutenden Fischarten der westlichen Ostsee

Tabelle 1 zeigt als Überblick die über alle Fänge gemittelten Abundanzen pro m² Gewässeroberfläche sowie die Gesamtanzahl der identifizierten Taxa der einzelnen Aufnahmen.

Tabelle 1 Fischlarven und Jungfische in der westlichen Ostsee (ICES - Untergebiete 22 und 24) im Jahresvergleich (Monat Mai/Juni)

Jahr	1993	1994	1996	1997
Anz. befischte Stationen	57	47	30	54
Anz. gefangene Fischlarven	331	3194	649	4259
Gesamtanz. identifizierte Taxa	20	22	12	16
mittl. Fischlarvenabundanz pro m ² Gewässeroberfläche	0,9	5,4	1,2	2,8

Die für die kommerzielle Fischerei in der westlichen Ostsee bedeutenden Fischarten sind die beiden Clupeiden - Arten *Clupea harengus* (Hering) und *Sprat-*

tus sprattus (Sprotte), der Gadide *Gadus morhua morhua* (Dorsch) sowie die Pleuronectiden *Limanda limanda* (Kliesche), *Pleuronectes platessa* (Scholle) und *Platichthys flesus* (Flunder). Bei ihnen handelt es sich um Arten mit hoher Fruchtbarkeit und einer ausgedehnten planktischen Entwicklungsphase. Ihr Reproduktionserfolg wird sehr wesentlich von den Bedingungen in dieser Phase bestimmt (Schnack 1993). Die Entwicklung des adulten Bestandes wird hauptsächlich von der Fischerei beeinflusst.

Tabelle 2 gibt einen Überblick über die im Berichtszeitraum gefangenen Larven und Jungfische der oben genannten Arten [Stk.] sowie über ihre mittlere Dichte in Anzahl Individuen pro m² Gewässeroberfläche.

Tabelle 2 Larven und Jungfische von Nutzfischarten in den Ichthyoplanktonfängen der Mai/Juni - Aufnahmen 1993 - 1997 (dt. Namen nach Fricke 1987)

Mai/Juni	1993		1994		1996		1997	
	Anz. [Stk.]	mittl. Dichte $\bar{N}m^{-2}$	Anz. [Stk.]	mittl. Dichte $\bar{N}m^{-2}$	Anz. [Stk.]	mittl. Dichte $\bar{N}m^{-2}$	Anz. [Stk.]	mittl. Dichte $\bar{N}m^{-2}$
Anz. Larven von Nutzfischarten	58		237		513		2104	
<i>Clupea harengus</i> (Hering)	45	0,10	182	0,30	404	0,70	1746	1,30
<i>Sprattus sprattus</i> (Sprotte)	-	-	-	-	-	-	1	0,95x10 ⁻³
<i>Gadus morhua</i> (Dorsch)	-	-	29	0,05	28	0,05	84	0,07
<i>Limanda limanda</i> (Kliesche)	8	0,02	26	0,04	81	0,20	9	0,01
<i>Pleuronectes platessa</i> (Scholle)	5	0,01	-	-	-	-	21	0,02
<i>Platichthys flesus</i> (Flunder)	-	-	-	-	-	-	243	0,20

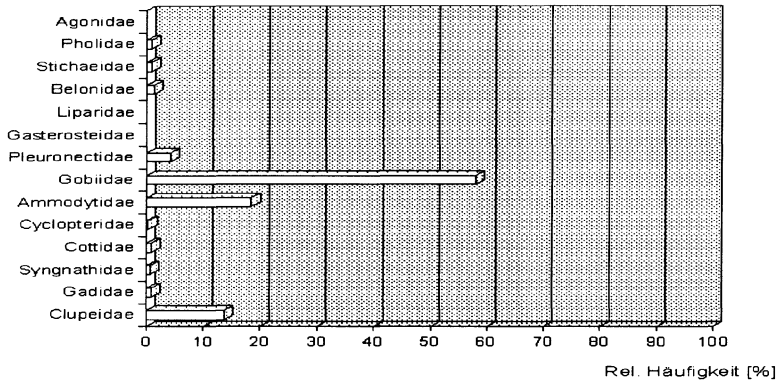
Heringslarven konnten während jeder Ichthyoplanktonaufnahme gefangen werden und dominierten bei den Nutzfischarten im Untersuchungszeitraum mit einer mittleren Dichte von 0,1 bis 1,3 Individuen pro m² Gewässeroberfläche.

Auffällig ist, daß mit unserem Planktonnetz außer einem Jungfischexemplar im Jahr 1997 niemals Sprottlarven gefangen wurden.

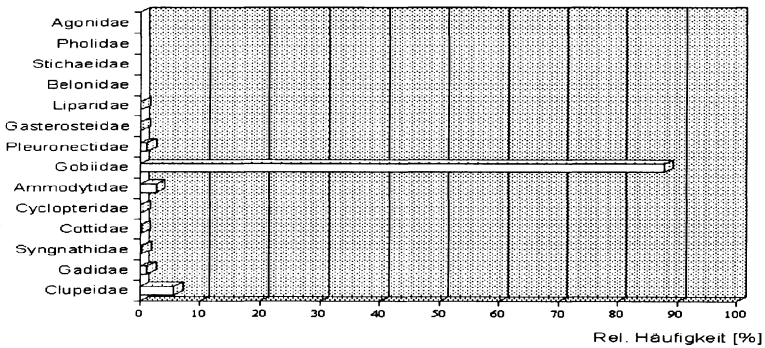
In unseren Fängen aus der westlichen Ostsee waren die Dorschlarven niemals zahlreich. Das Niveau ihrer mittleren Dichte lag im Untersuchungszeitraum bei 0 - 0,07 Larven m⁻². Schollenlarven konnten in unserem Probenmaterial nur 1993 und 1997 identifiziert werden. Klieschelarven waren in allen vier Jahren in unseren Bongofängen vertreten. Flunderlarven konnten zum ersten Mal 1997 gefangen werden und nahmen in dem Jahr bei den Nutzfischarten die zweite Stelle im Larvenaufkommen ein.

Die Abb. 2 zeigt für den Untersuchungszeitraum die Zusammensetzung der Larvenfänge.

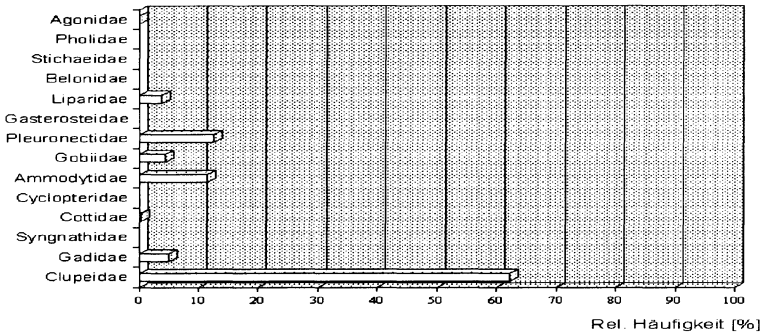
Anteil [%] der Familien am Larvengesamtfang des Bongonetzes, Juni 1993



Bongonetzes, Juni 1994



Anteil [%] der Familien am Larvengesamtfang des Bongonetzes, Juni 1996



Anteil [%] der Familien am Larvengesamtfang des Bongonetzes, Mai/Juni 1997

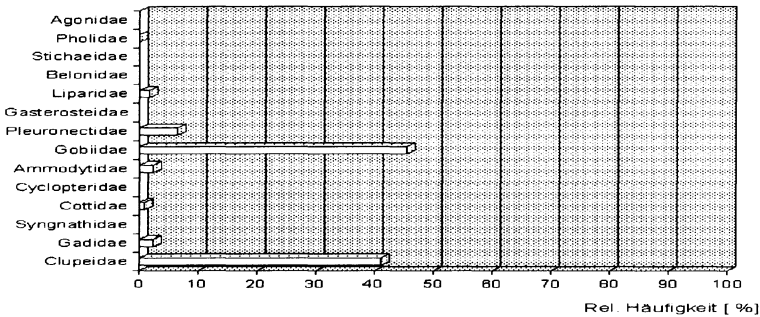


Abb. 2 Zusammensetzung der Larvenfänge in der westlichen Ostsee im Untersuchungszeitraum 1993 - 1997.
Species composition of fish larvae catches in the western Baltic Sea in 1993 - 1997.

3.2 Verbreitung von Heringslarven im Untersuchungsgebiet

Während in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts noch Herbst- und Frühlingsheringe in relativ ausgewogenem Verhältnis in der Ostsee auftraten, überwiegt heute in der westlichen Ostsee der Hering (*Clupea harengus*), der im Frühjahr in flachen Förden, Bodden und Haffen in unmittelbarer Küstennähe ablaicht (Rechlin & Bagge 1996) und dort auch seine frühen Entwicklungsphasen, wie z. B. den Schlupf und das Aufwachsen der Larven, durchlebt. Dabei hat die Kieler Förde neben der Schlei

und dem Dassower Binnensee einen erheblichen Anteil an der Nachwuchsproduktion des Frühjahrs- oder Küstenherings der Kieler Bucht (Kändler 1952).

Unser Beprobungsplan beinhaltet einzelne Stationen im Küstenbereich und in den Förden, so daß in diesem Bereich in den Fängen des Planktonnetzes auch kleinere Heringslarven zu erwarten waren.

Für das Jahr 1996, als die Heringslarven mit 62,2 % Anteil am Gesamtfang des Planktonnetzes dominierten, wurde die Längenverteilung dieser Nutzfischartlarven untersucht. Wie aus Abb. 3 ersichtlich, waren frisch geschlüpfte Larven des Längenbereichs 5 - 7 mm mit einem Anteil von 15,4 % in unseren Bongofängen vertreten. Sie waren besonders auf einer Station vor Warnemünde bei einer Wassertiefe von 16 m sowie auf einer Station in der Lübecker Bucht bei einer Stationstiefe von 17 m konzentriert, was im untersuchten Zeitraum jeweils auf einen kleinen regionalen Laichplatz schließen läßt.

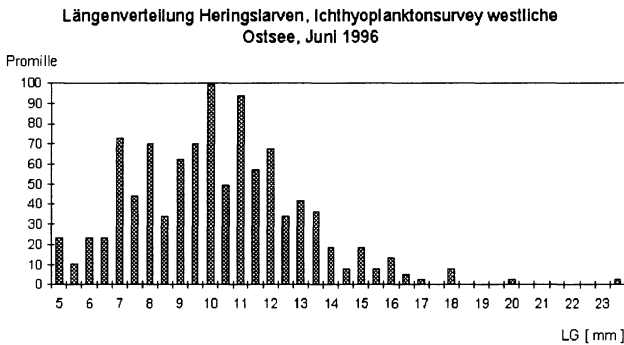


Abb. 3 Längenverteilung der 1996 im Untersuchungsgebiet gefangenen Heringslarven. Length composition of herring larvae in area of investigation in 1996.

1997 betrug der Anteil der Heringslarven am Fischlarvengesamtfang des Bongonetzes 41 %, ihr Anteil bei den Nutzfischarten sogar 83 %. Frisch geschlüpfte Larven des Längenbereiches 5 - 7 mm waren mit einem Anteil von 19 % in unseren Planktonnetzfangen vertreten (Abb.4). Während dieser Aufnahme waren sie besonders auf einer Station der Kieler Förde sowie auf einer Station in der Eckernförder Bucht konzentriert, was Kändlers These (1952) von den Laichplätzen des Frühjahrs- oder Küstenherings der Kieler Bucht stützt.

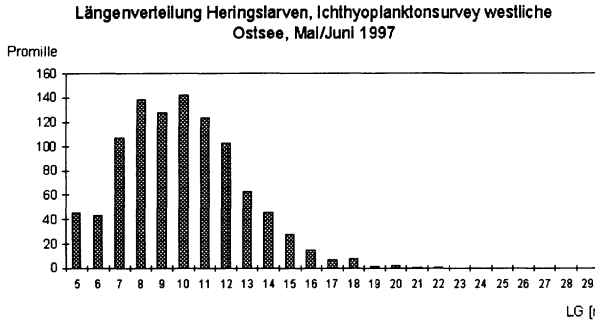


Abb. 4 Längenverteilung der 1997 im Untersuchungsgebiet gefangenen Heringslarven.
Length composition of herring larvae in area of investigation in 1997.

Für den gesamten Untersuchungszeitraum 1993 - 1997 wurde außerdem der Bereich bis max. 20 m Wassertiefe betrachtet. Wir fanden dort in den Jahren 1993 und 1994 nur wenige, 1996 dagegen 59 % und 1997 rund ein Drittel der im gesamten Untersuchungsgebiet gefangenen Heringslarven. Die mittlere Länge der in diesem Bereich gefangenen Larven des Herings war 1997 mit $\bar{L}T = 9,5$ mm am geringsten (s. Tab. 3, Abb. 5, Abb. 6).

Tabelle 3 Anzahl und mittlere Länge [mm] der bis 20 m Wassertiefe gefangenen Heringslarven

Jahr	Gesamtanz. Heringslarven in den Bongofängen	Heringslarven bis max. 20 m Wassertiefe		
		Anz. [Stk.]	Mittl. Länge [mm]	Standard- abw.
1993	45	5	12,6	4,77
1994	182	10	14,2	7,37
1996	404	237	10,0	3,02
1997	1746	611	9,5	3,03

3.3 Verbreitung von Larven ausgewählter Nutzfischarten über verschiedenen Stationstiefen

Im folgenden Abschnitt wird für 1994 und 1996 die Verbreitung von Herings- und Dorschlarven sowie der Larven der 1994 dominierenden, aber wirtschaftlich unbedeutenden *Gobiidae* (Grundeln), die routinemäßig nicht auf einzelne Arten aufge-

schlüsselt werden, miteinander verglichen. 1994 war der größte Anteil des Gesamtfanges an Heringslarven über Stationstiefen von ca. 45 m verbreitet, wie aus Abb. 5 ersichtlich ist. Im Unterschied dazu wurden 1996 die meisten Heringslarven bis max. 22 m Wassertiefe gefangen (Abb. 6).

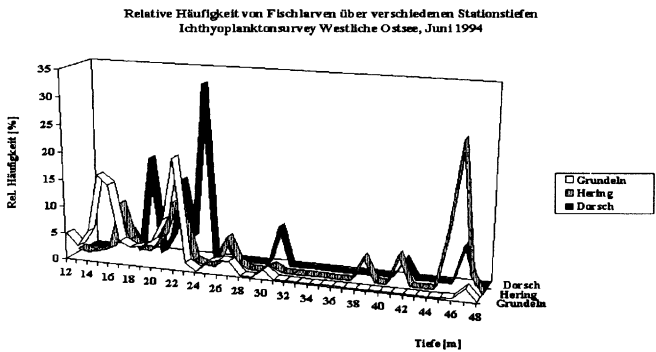


Abb. 5 Verbreitung von Herings-, Dorsch- und Grundellarven über den verschiedenen Stationstiefen während der Ichthyoplanktonaufnahme im Juni 1994. Distribution of herring, cod and goby larvae over different water depth during ichthyoplankton survey in June 1994.

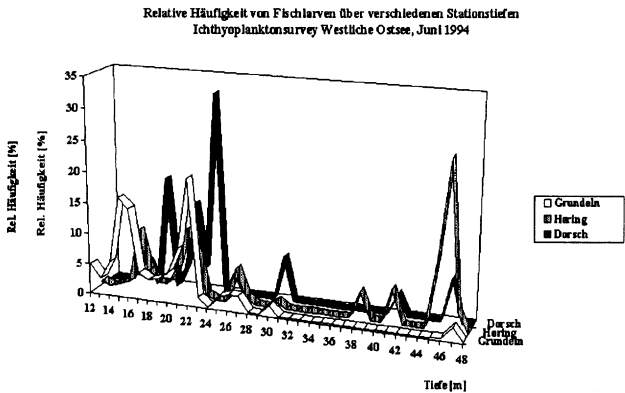


Abb. 6 Verbreitung von Herings-, Dorsch- und Grundellarven über den verschiedenen Stationstiefen während der Ichthyoplanktonaufnahme im Juni 1996. Distribution of herring, cod and goby larvae over different water depth during ichthyoplankton survey in June 1996.

In unserem Probenmaterial konnten die Larven der *Gobiidae* (Grundeln), Nahrungsbasis für den Dorsch, Hering, Hornfisch u.a., sowie die Larven ihres Räubers Dorsch (*Gadus morhua*), in beiden untersuchten Zeiträumen hauptsächlich in Bereichen bis etwa 26 m Wassertiefe nachgewiesen werden.

4 Diskussion

Schon Krenkel (1981) hatte im Zeitraum 1977 - 1980 in der Beltsee (ICES - Gebiet 22) nur mittlere Dichten von 0 - 0,1 Sprottlarven m^{-2} berechnen können und diesen Umstand so interpretiert, daß mit den Monaten Mai und Juni entweder im Gebiet nicht die Hauptlaichzeit erfaßt worden war, oder es „sich doch nicht um ein für das Laichen der Sprotte wichtiges Gebiet handelt“. Allerdings muß kritisch angemerkt werden, daß 1978 nur vier und 1980 neun Ichthyoplanktonstationen im Untersuchungsgebiet mit dem Unesco - Standardschließnetz WP 2 beprobt worden waren. In der Arkonasee (ICES - Gebiet 24) war „die Menge der von Krenkel (1981) gefangenen Sprottlarven in den vier Untersuchungsjahren gering (0 - 1,3 Larven m^{-2})“. Wie von verschiedenen Autoren erwähnt (Lindblom 1973, Kändler 1949 in Krenkel 1981), handelt es sich auch hier nicht um ein bedeutendes Laichgebiet der Sprotte. Rechlin & Bagge (1996) beschrieben für den Sprottbestand der Ostsee seit 1988 eine stetige Zunahme. Als der Dorschbestand als Sprotträuber schon stark zurückgegangen war, nahmen sowohl die Größe des Laicherbestandes der Sprotte als auch die Bestandsbiomasse insgesamt bei nur durchschnittlichem Nachwuchs und ungeachtet steigender internationaler Fänge stetig zu. Trotzdem konnten wir in unseren Planktonnetzfangen aus den ICES - Gebieten 22 und 24 außer einem Jungfischexemplar im Jahr 1997 keine Sprottlarven feststellen, was die These von Graumann & Krenkel (1986) stützt, daß im Mai/Juni das wichtigste Gebiet für die Reproduktion der Sprotte östlich Bornholms (ICES - Gebiet 25) liegt.

Nach Müller (1994) führte die Überfischung des Dorschbestandes der westlichen Ostsee (ICES - Gebiete 22 und 24) ab Mitte der 80er Jahre in beiden Gebieten zu einem Absinken der Laicherbestandsbiomasse unter die kritische Grenze, so daß der Erfolg der Rekrutierung limitiert wird. In unseren Planktonfängen aus der westlichen Ostsee waren die Dorschlarven niemals zahlreich. Das Niveau ihrer mittleren Dichte lag im Untersuchungszeitraum bei 0 - 0,07 Larven m^{-2} und damit sogar noch deutlich unter dem Niveau der Larven des Dorschbestandes der zentralen Ostsee, das Margonski et al. (1996) für den Zeitraum August und September 1994 mit 3,8 Larven m^{-2} bzw. 1,3 Larven m^{-2} angegeben und als charakteristisch für eine geringe Laicheffizienz eingestuft hatte. Dorschlarven waren 1994 nicht zahlreich, obwohl Oeberst & Bleil (1996) ein verbessertes Reproduktionspotential für den Dorsch der westlichen Ostsee (ausgedrückt als Anzahl der produzierten reifen Eier innerhalb der westlichen Ostsee) angekündigt hatten. Beide Autoren zeigten, daß auf Grund der veränderten Altersstruktur im Jahr 1994 im Vergleich zu 1993, trotz eines zahlenmäßig geringeren Bestandes, eine wesentlich größere Anzahl von Eiern, als eine der biologischen Grundlagen für einen Jahrgang, produziert wurde. Sie wiesen aber darauf hin, daß die Größe der abgelaideten Eimengen nur einen Einflußfaktor in einem multifaktoriell beeinflussten Prozeß darstellt, der das Aufkommen eines

Dorschjahrgangs bestimmt. Ein wichtiger Faktor für die normale Entwicklung der Dorscheier ist nach Margonski et al. (1996) die Stärke der Schicht mit günstigen Umweltparametern, d.h. mit mindestens 11 PSU Salinität und ≥ 2 ml Sauerstoff / l. Wir konnten 1994 in unseren Bongofängen von 3194 gefangenen Fischlarven nur 29 Dorschlarven identifizieren. Bleil (1994) hatte während derselben Forschungsreise des FFK „Solea“ in der Kieler Bucht im Juni 1994 Bodenwassertemperaturen im oberen Grenzbereich für die normale Entwicklung des Dorsches festgestellt und hohe Mortalitäts- und Mißbildungsraten vorhergesagt. Internationale Surveys (Anonym 1994) bestätigten 1994 in den Laichgebieten des Dorsches eine gute Ei-Produktion, aber geringe Larvenzahlen, die auf einen unerwartet geringen Schlupferfolg hinwiesen.

Schnack (1993) beschrieb für den Zeitraum 1987 bis 1992 in der Kieler Bucht folgendes Phänomen: Das Institut für Meereskunde Kiel fing während seines Ichthyoplanktonmonitorings in der westlichen Ostsee Dorschlarven nur in Einzelexemplaren (0 - 1 Larve pro 10000m^3), was als Widerspiegelung einer gegenwärtig extrem niedrigen Bestandsgröße des Dorsches gewertet wurde. In den Fängen spezieller Jungfischsurveys wurde aber eine weitaus größere Anzahl von Jungdorschen festgestellt. Schnack (1993) interpretierte diese Diskrepanz wie folgt: „Die weiterhin geringe Larvenzahl läßt vermuten, daß es sich nicht primär um lokale Produktionen aus der Kieler Bucht, sondern um Einwanderungen aus dem benachbarten Bereich handelt“. Diese These läßt sich in dieser Form aber nicht auf die gesamte westliche Ostsee übertragen. Für dieses Seegebiet hatten sowohl Ernst (1997) auf der Grundlage eines Grundtrawlsurveys im Frühjahr 1997 den Dorschjahrgang 1994 als stark als auch Frieß (1997) auf der Basis von Jungfischsurveys im November einen guten, über dem Durchschnitt der letzten 10 Jahre liegenden Dorschjahrgang 1996 sowie mit dem Jahrgang 1997 den bisher stärksten der 90er Jahre geschätzt.

Nach Möbius & Heinke (1882) lebt die Dorschbrut in der Seegrasregion in Küstennähe in geringeren Tiefen. 14 Tage nach dem Schlupf der Larven ist der Dottersack resorbiert, und die 7 - 8 mm langen Larven beginnen mit dem exogenen Fressen von Zooplankton. Nach Krajewska - Soltys & Linkowski (1994) bevorzugen junge Dorschlarven Copepodennauplien und jüngere Copepodite (Stadium C 1 - 3) der Größe 120 - 360 μm oder weichen auf Alternativnahrung der gleichen Größe aus. Die Beuteorganismen der Altersgruppen (AG) 1 und 2 des Dorsches sind besonders *Gobiidae* neben *Mysidacea* und *Amphipoda*. In unserem Probenmaterial konnten die Larven der Grundeln (*Gobiidae*) sowie die Larven ihres Räubers, des Dorsches (*Gadus morhua*), in beiden untersuchten Zeiträumen hauptsächlich in Bereichen bis etwa 26 m Wassertiefe nachgewiesen werden. Müller (1988) dagegen stellte in der Kieler Bucht die max. Abundanzen der *Gobiidae* - Larven über hohen Stationstiefen fest. Makarchouk (1996) untersuchte das Ichthyoplanktonaufkommen vom Bornholmbecken bis zum Golf von Finnland. Auch er beschrieb im Unterschied zu unseren Ergebnissen die *Gobiidae* - Larven im Sommer 1991 und 1992 im küstenfernen Bereich als sehr zahlreich, was der Autor auf eine offshore - Verdriftung durch Wind zurückführte. Andererseits führte Schnack (1993) die auffallend positive „Bestands“entwicklung der Grundeln (*Gobiidae*) als wichtige Beuteorganismen für Dorsche und Plattfische darauf zurück, daß diese offenbar von der geringen Abundanz ihrer Räuber profitieren.

Schollenlarven konnten in unserem Probenmaterial nur 1993 und 1997 und in diesen Jahren auch nur mit einer geringen mittleren Dichte im Untersuchungsgebiet identifiziert werden. Rechlin & Bagge (1996) hatten für diesen Nutzfischbestand in den 90er Jahren in der westlichen Ostsee einen drastischen Rückgang auf 7 % des früheren Niveaus beschrieben, von dem sich diese wirtschaftlich wichtige Fischart nicht zu erholen scheint. Bei der Kliesche gibt es zur Zeit keinerlei Anzeichen für den Rückgang des Bestandes. Ihre Larven bevorzugen ein anderes Nahrungsspektrum als die der Scholle und können somit von allen Nahrungsebenen profitieren, die auf die Primärproduktion folgen (Rechlin & Bagge 1996). Klieschelarven waren in allen vier Jahren in unseren Bongofängen vertreten.

Zusammenfassung

Für den Zeitraum 1993 - 1997 wurden die in den Bongonetzfängen der westlichen Ostsee enthaltenen Larven und Jungfische von Nutzfischarten dieses Seegebietes auf ihre Dichte und Verbreitung untersucht.

1. In den Bongonetzfängen aus Beltsee und Arkonasee waren bis auf ein Jungfischexemplar im Jahr 1997 keine Sprottlarven enthalten, obwohl der Bestand der Ostseesprotte seit 1988 stetig zugenommen hat.
2. Die fischereilich interessanten, im Frühjahr laichenden Arten Dorsch und Scholle sind in ihrer Bestandsgröße wegen des anhaltend mangelnden Rekrutierungserfolges unter dem Einfluß der Fischerei gegenwärtig stark reduziert.
Dorschlarven waren in unserem Material niemals zahlreich. Das Niveau ihrer mittleren Dichte lag sogar noch deutlich unter dem des Dorschbestandes der zentralen Ostsee. Schollenlarven konnten nur in Einzelexemplaren identifiziert werden. Der Bestand scheint sich nicht zu erholen.
3. Bei der Kliesche gibt es keinerlei Anzeichen für den Rückgang des Bestandes. Ihre Larven wurden bei jeder Aufnahme gefangen.
4. 1996 ließen die Fänge von frisch geschlüpften Heringslarven der Längengruppen 5 - 7 mm in der Lübecker Bucht und vor Warnemünde auf zwei kleine regionale Laichplätze schließen. 1997 waren diese Längengruppen besonders auf einer Station der Kieler Förde und einer Position in der Eckernförder Bucht konzentriert.
5. 1997 konnten zum ersten Mal mit dem Bongonetz 243 Flunderlarven gefangen werden. Ihre mittlere Dichte im Untersuchungsgebiet betrug allerdings nur 0,2 Individuen pro m² Gewässeroberfläche.

- Die Larven des Räubers Dorsch und seiner Beute der Grundeln wurden in den beiden untersuchten Zeiträumen mit dem Bongonetz in den gleichen Tiefenbereichen bis etwa 26 m Wassertiefe gefangen.

Literatur

- ANONYM (1994). The environmental condition of the Baltic Sea. Fish stocks. Information of Environment Committee (EC) of the Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission. fifth meeting. EC 5/2/3. Agenda Item 2. Oct. 1994.
- BLEIL, M. in KLENZ, B. (1994). Bericht über die 354. Reise FFK „Solea“ vom 15.06. - 27.06.1994. Ichthyoplanktonsurvey Westliche Ostsee und Laichzeit - timing Dorsch (ICES SD 22 und 24) - unveröffentl. Bericht der BFA für Fischerei. Institut für Ostseefischerei Rostock. 1994.
- ERNST, P. (1997). Bericht über die 404. Reise FFK „Solea“ vom 14.2. - 6.3.1997. Grundtrawlsurvey in den ICES - SD 24 (Arkona - See) und SD 25 (Bornholm - See) - unveröffentl. Bericht der BFA für Fischerei. Institut für Ostseefischerei Rostock. 1997.
- FRICKE, R. (1987). Deutsche Meeresfische - Bestimmungsbuch. 1. Aufl. Hamburg . Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung. 1987.
- FRIESS, C.-C. (1997). Bericht über die 399. Reise von FFK „Solea“, 4.11. - 21.11.96 - unveröffentl. Bericht der BFA für Fischerei. Institut für Ostseefischerei Rostock. 1997.
- GRAUMANN, G. & KRENKEL, K. (1986). Investigations about the dynamic of spawning processes of the Baltic sprat in 1984. - ICES C.M.. 17. 1986.
- HALBEISEN, H.-W. in der Überarbeitung von SCHÖFER, W. (1988). Bestimmungsschlüssel für Fischlarven der Nordsee und angrenzender Gebiete - Ber. Inst. Meereskd. Kiel Nr. 178. 1988.
- KÄNDLER, R. (1952) in MÜLLER, A. (1970)
- KLENZ, B. (1994). Ichthyoplanktonuntersuchungen in der westlichen Ostsee / Arkonasee unter dem Aspekt der Rekrutierung des Dorschbestandes. - Inf. Fischwirtsch. . Hamburg 41 (1994) 2.: 81 - 85.
- KLENZ, B. (1997). Seltene Fischlarven in den Ichthyoplanktonfängen der westlichen Ostsee im Zeitraum 1993 - 1996. - Inf. Fischwirtsch. . Hamburg 44 (1997) 2.: 62 - 64.
- KRAJEWSKA - SOLTYS, A. & LINKOWSKI, T.B. (1994). Densities of potential prey for cod larvae in deep - water basins of the southern Baltic. - ICES C.M.. 17. 1994 .
- KRENKEL, K. (1981). Über das Vorkommen der Eier und Larven von Sprott (*Sprattus sprattus*) und Dorsch (*Gadus morhua*) in der Ostsee in den Jahren 1977 - 1980. - Fischerei und Forschung Rostock. 19 (1981) 2.: 31 - 36.
- MAKARCHOUK, A. (1996). Ichthyoplankton of the Eastern Baltic in 1991 - 1995: abundance, distribution and composition. - ICES C.M.. 25. 1996.
- MARGONSKI, P. et al. (1996). Distribution and abundance of cod ichthyoplankton in the Bornholm Basin in 1993-1994. - Research reports. Bull. Sea Fish. Inst.. 138 (1996) 2.: 39-46.
- MÖBIUS, K. & HEINCKE, F. (1882) in MÜLLER, A. (1970)
- MÜLLER, A. (1970). Über das Auftreten von Fischlarven in der Kieler Bucht. - Ber. Dt. Wiss. Komm. Meeresforsch.. 21 (1970) 1 - 4 : 349 - 368.
- MÜLLER, A. (1988). Seasonal change of zooplankton in Kiel Bay: IV. Ichthyoplankton. - Kieler Meeresforsch.. Sonderh.. 6 (1988): 323 - 330.
- MÜLLER, H. (1994). Recruitment of Western Baltic cod. - ICES C.M.. 14. 1994.
- OEBERST, R. & BLEIL, M. (1996). Die biologischen Voraussetzungen für einen guten Dorschnachwuchs verbesserten sich 1994 in der westlichen Ostsee. - Inf. Fischwirtsch. Hamburg 43 (1996). 4.: 175 - 179.
- RECHLIN, O. & BAGGE, O. (1996). Entwicklung der Nutzfischbestände. - In: Lozan. J.L. et al. (Hrsg.) Warnsignale aus der Ostsee - Wissenschaftliche Fakten. 1. Aufl.. Berlin. Parey Buchverlag im Blackwell Wissenschafts Verlag. ISBN 3-8263-3086-2. 1996.: 188 - 196.
- SCHNACK, D. (1993). Fischbrutuntersuchungen als Beitrag zum Biologischen Monitoring der Ostsee. - Duinker, J.C. (Hrsg.). Das Biologische Monitoring der Ostsee im Institut für Meereskunde Kiel 1985 - 1992. Ber. Inst. Meereskd. Kiel. Nr. 240. 1993.: 186 - 198.
- SMITH, P.E. & RICHARDSON, S.L. (1977). Standard techniques for pelagic fish egg and larva surveys. - FAO Fisheries Technical Paper No. 175. Rom. Dez. 1977.

Verfasser

Dr. Birgitt Klenz
Bundesforschungsanstalt für Fischerei
Institut für Ostseefischerei Rostock
An der Jägerbäk 2
18069 Rostock

Axel SIEGEMUND; Günter SCHLUNGBAUM

Ionenanomalien im Salzgehalt der Darß-Zingster Bodden- gewässer - die Bedeutung der Hauptzuflüsse

Abstract

Differences between the Ration of calcium-, magnesium- and potassium / chloride in the brackish water of the Darß-Zingster-Bodden-Chain, and the Ration in seawater are proved.

These anomalies show clear temporal and local variabilities. The deviations from the ionic composition of seawater are particulary high in the western part of the Darß-Zingster-Bodden-Chain, which is determined by fresh water.

The influence of the rivers Recknitz and Barthe flowing into the estuary are examined.

1 Einführung

Im Meerwasser sind nahezu alle Elemente des Periodensystems in gelöster Form anzutreffen. Der Salzgehalt wird jedoch zu 99% von lediglich 11 Hauptkomponenten des Mineralstoffanteils gebildet, die in weitgehend konstanten Ionenverhältnissen auftreten.

Diese Hauptkomponenten sind als Anionen: Chlor (Cl^-), Schwefel (SO_4^{2-}), anorganischer Kohlenstoff ($\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$), Brom (Br^-), Fluor (F^-) sowie Bor ($\text{B}[\text{OH}]_3$), als Kationen Natrium (Na^+), Kalium (K^+), Kalzium (Ca^{2+}), Magnesium (Mg^{2+}) und Strontium (Sr^{2+})

Seit der Entdeckung dieser Konstanz in den Ionenverhältnissen wurden zunächst die Chloridkonzentrationen für die Berechnung des Gesamtsalzgehaltes genutzt. Aus diesen Chloridgehalten konnten auch alle übrigen Ionen in ihrem Anteil am Salzgehalt des Meerwassers berechnet werden.

Im Gegensatz dazu kommt es in Gebieten, die stärker von Süßwasser beeinflusst werden -also Brackwässer sind, zu leichten Verschiebungen dieser konstanten Ionenrelationen, zu Ionenanomalien.

Diese Ionenanomalien sind auch für die Ostsee als Brackwassermeer typisch, wobei sie in den inneren Küstengewässern und Flußmündungsgebieten - mit großen Variabilitäten - verstärkt auftreten.

Gegenstand der hier dargestellten Untersuchungen sollen die Verhältnisse zwischen Chlorid und den wesentlichen Kationen Natrium, Kalium, Kalzium und Magnesium in einem Boddengewässer und seinen Hauptzuflüssen sein.

Bereits in den 30-er und 40-er Jahren wurden von GRIPENBERG (1937) und WITTIG (1940) Abweichungen für das Kalzium-Chlorid-Verhältnis in der Ostsee festgestellt.

Durch umfangreiche Arbeiten von KREMLING (1969, 1970, 1972), NEHRING und ROHDE (1966, 1967) in den 60-er und 70-er Jahren wurden die Untersuchungen zu dieser Thematik ausgedehnt. Dabei wurden die positiven Abweichungen von der Kalzium/Chlorid-Relation bestätigt. Es konnten jedoch auch für Kalium und Magnesium leichte Anomalien nachgewiesen werden, die allerdings regional stark variierten, und keine eindeutigen Aussagen erlaubten. (Siehe Tab. 1) Das Na/Cl-Verhältnis weicht dagegen nicht wesentlich vom ozeanischen Wert ab.

Tabelle 1 Ionenrelationen und Ionenanomalien

	Ozean. Verhältnis	KREMLING			NEHRING/ROHDE	
		1969	1970	1972	1966	1967
Na/Cl	0,5555	0,5547		0,5547		
K/Cl	0,0206	0,0206	0,0204	0,0205*		
Ca/Cl	0,0216	0,2451	0,024*	0,023*	0,0255	0,0243-0,0268
Mg/Cl	0,0669	0,0670	0,0672	0,0674	0,0674*	0,0674

*starke lokale Variabilitäten

In der Darß-Zingster-Boddenkette wurden durch NESSIM u. SCHLUNGBAUM (1980) ausführliche Untersuchungen zur Ionenanomalie durchgeführt. In diesem Ästuar vermischen sich zahlreiche Vorfluter mit dem Ostseewasser. Die Recknitz und die Barthe sind die Hauptzuflüsse. Der Austausch mit der Ostsee ist relativ stark eingeschränkt, so daß sich ein großer Gradient vom Fluß- zum salzhaltigeren Ostseewasser aufbaut. Durch NESSIM (1980) konnten hier deutliche Kalium- und Magnesiumanomalien festgestellt werden. In Abhängigkeit von den hydrologischen Bedingungen traten dabei deutliche zeitliche und räumliche Variabilitäten auf. Die Anomalien verstärkten sich mit zunehmendem Süßwassereinfluß.

Ziel der hier dargestellten Untersuchungen soll es sein, die Eintragspfade für die erhöhten Kationenkonzentrationen bis in die, durch Landnutzung geprägten Einzugsgebiete zurückzuverfolgen und somit mögliche Ursachen für die erhöhten Konzentrationen aufzuzeigen.

Mit dieser Arbeit soll eine Problematik eingeleitet werden, die die Untersuchung von Beziehungen zwischen Nährstoffkonzentrationen und Salzgehaltsbestandteilen vorsieht. Dabei steht die Frage, kann evtl. der eutrophierende Nährstoffeintrag

unabhängig von seinen Reaktionen im Wasserkörper der Gewässersysteme auch über das Maß der Ionenanomalie bestimmt werden.

Die hier vorgestellten Ergebnisse beinhalten zunächst die Salzgehaltsbestandteile in den Boddengewässern und in den einmündenden Hauptzuflüssen.

2 Methoden

Chlorid: photometrisch über Farbkomplexe am Fließstreckenautomaten
Kalzium, Magnesium: Ionenchromatographie
Natrium, Kalium: flammenphotometrisch
Leitfähigkeit: Leitfähigkeitselektrode

3 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfaßt die Darß-Zingster-Boddenkette mit einer Gewässerfläche von 196,8 km². Bei einer durchschnittlichen Tiefe von zwei Metern handelt es sich um ein typisches Flachwasserästuar. Der Austausch mit der Ostsee vollzieht sich durch meteorologisch gesteuerte Ein- und Ausstromlagen in der Regel über den Gellenstrom. Diese sind in der Gesamtwasserhaushaltsbilanz mit ca. 90% beteiligt.

Je nach Ein- oder Ausstromverhältnissen schwankt der Salzgehalt im Ostteil, der stärker halin geprägt ist, zwischen 8 und 15 psu (SCHLUNGBAUM, BAUDLER, NAUSCH, 1994). Der Westteil hingegen weist wegen des geringeren Ostsee-Einflusses meist einen oligohalinen Charakter auf. (< 0,5 psu) (SCHLUNGBAUM, BAUDLER, NAUSCH, 1994).

Die in die Bodden mündenden Hauptzuflüsse sind die Flüsse Recknitz (42% des Einzugsgebietes, Länge 122 km) und die Barthe (19%, Länge 34 km) (SCHLUNGBAUM, BAUDLER, NAUSCH, 1994). Andere Zuflüsse sind der Saaler Bach, der Körkwitzer Bach und der Zipker Bach. Der Flußwassereintrag in die Boddengewässer kann im Mittel für 1966 bis 1993 mit knapp 10 % des Gesamteintrags angesetzt werden. Das Einzugsgebiet der Darß-Zingster-Boddenkette, das eine Fläche von 1578 km² umfaßt, ist stark durch landwirtschaftliche Nutzung geprägt (siehe Tab. 2).

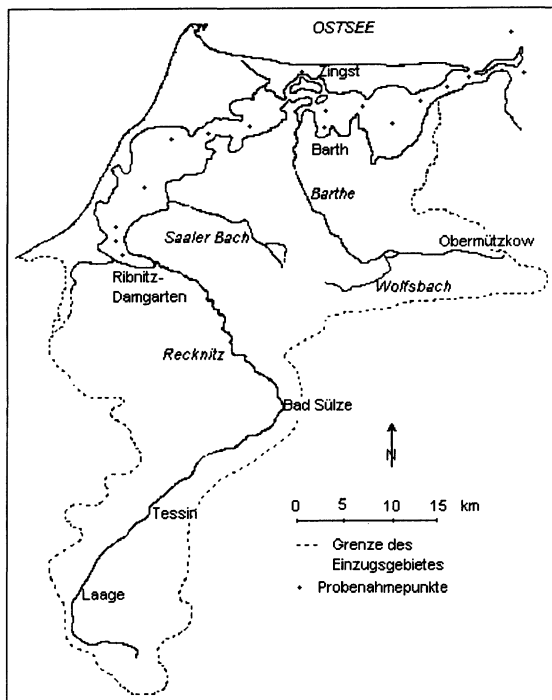


Abb. 1 Untersuchungsgebiet

Tabelle 2 Landnutzung in den untersuchten Flußeinzugsgebieten (BEHREND, 1996)

Flußgebiet	EZG nach hydr. Atlas [km ²]	urbane Fläche [%]	landwirt. Nutzfläche [%]	davon Ackerland [%]	davon Grünland [%]	Waldfläche [%]
Recknitz	669	4,0	76,3	73,0	27,0	19,3
Barthe	292	2,7	65,1	90,2	9,8	32,1

Für die Recknitz wurden Proben von den Stationen Laage, Tessin, Bad Sülze, Marlow und Ribnitz, für die Barthe von den Stationen Obermützkow, Schuenhagen, Redebas und Barth genutzt. Ferner wurden einige Vorfluter wie der Wolfsbach in die Untersuchungen einbezogen. Das Untersuchungsgebiet ist in Abb.1 dargestellt.

4 Ergebnisse

Bislang liegen Ergebnisse für den Zeitraum von September 1997 bis Mai 1998 vor. Ausgewertet wurden zehn Meßreihen für die Recknitz und Barthe mit zwölf Stationen und vier Meßreihen für die Boddenkette mit 15 Probenahmepunkten. Die Tendenz dieser Daten deckt sich weitgehend mit den von NESSIM (1980) ermittelten Werten. Für das Natrium/Chlorid-Verhältnis in der Darß-Zingster-Boddenkette liegen die Werte zwischen 0,524 und 0,601 und weichen, wenn man die analytischen Ungenauigkeiten einbezieht, nicht wesentlich von den ozeanischen Relationen ab. Auch die Daten für die Recknitz und die Barthe liegen in diesem Bereich und stellen somit kein großes Einflußpotential dar.

Anders hingegen verhält es sich mit den anderen untersuchten Parametern. Während das Kalzium/Chlorid-Verhältnis zwischen 0,03 und 0,115 erwartungsgemäß stark über dem ozeanischen liegt, wobei die größten Werte im Westteil und damit im stärker süßwassergeprägten Teil ermittelt wurden, konnten auch für die Kalium/Chlorid- und Magnesium/Chlorid-Verhältnisse veränderte Werte nachgewiesen werden. (K/Cl: 0,022-0,033; Mg/Cl: 0,055-0,081) Auch NESSIM (1980) hat für das Verhältnis Magnesium/Chlorid sowohl positive als auch negative Anomalien festgestellt. (0,0443-0,0852)

Im Gegensatz zum Natrium wird hier der Einfluß der Süßwasserzufuhr durch die Recknitz und die Barthe deutlich. Insbesondere das Kalzium/Chlorid-Verhältnis mit Werten von 1,347 bis 3,107 macht deutlich, welche Überschüsse gegenüber dem Chlorid in die Boddenkette gelangen. Dabei handelt es sich zum großen Teil um geogen bedingte Konzentrationen, die natürlicherseits bei der Passage des Niederschlagswassers durch die Böden ausgewaschen werden. Hierzu liegen umfangreiche Untersuchungen vor. U.a. untersuchte KREMMLING (1972) Weichselproben und ermittelte 50-100mal größere Relationen als die des Meerwassers.

Die folgenden Abbildungen sollen die dargestellten Ergebnisse anschaulicher werden lassen. Dabei ist in den Diagrammen die ozeanische Relation zwischen den Ionen als Gerade dargestellt. Sie stellt lediglich eine theoretische Orientierung der ozeanischen Verhältnisse bei verschiedenen Salzgehalten und damit verschiedenen Chloridkonzentrationen dar. Um die Verhältnisse in den Flüssen, mit den bedeutend geringeren Konzentrationen, erkennbar zu machen, wurden diese in gesonderten Diagrammen mit größerem Maßstab hinzugefügt. Kleinere Zuflüsse in die Recknitz und Barthe, wie der Wolfsbach wurden mit extra Symbolen versehen.

Im Gegensatz dazu liegen für die Kalium- und Magnesiumverhältnisse keine Untersuchungen für die Zuflüsse vor.

Aber auch hier erkennt man deutlich die Ursache für die erhöhten Kationenkonzentrationen im Verhältnis zu den Chloridwerten. Bei der Relation Kalium/Chlorid in den Zuflüssen liegen die Werte zwischen 0,07 und 0,112 bei Magnesium/Chlorid zwischen 0,147 und 0,34. Wie bei Kalzium kann man also davon ausgehen, daß sich diese Konzentrationen in den Zuflüssen im Brackwasser in Form der Ionenanomalien auswirken.

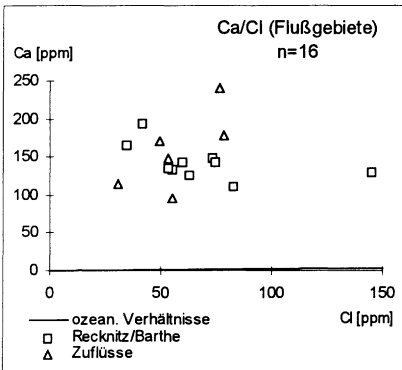
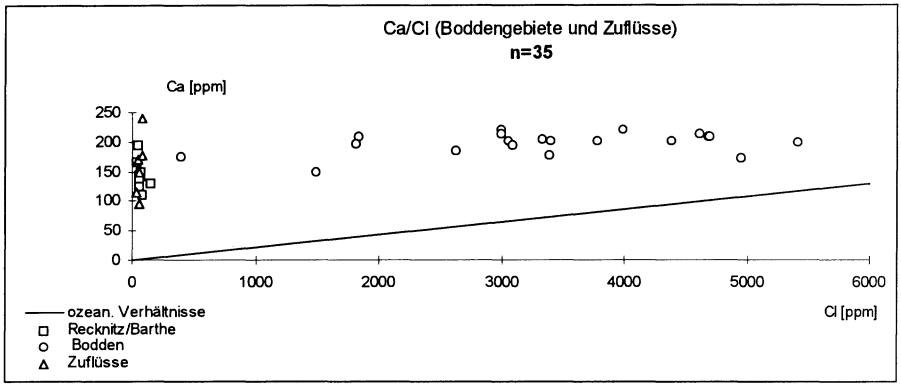


Abb. 2 Kalziumrelationen in den BoddenGewässern und in den Zuläufen

Leider liegen noch nicht ausreichend Datensätze vor, um Aussagen über Veränderungen im Jahresgang treffen zu können.

Deutlich wird der Einfluß der Zuflüsse auf die Verhältnisse in der Boddenkette. Hier liegen die Werte weit über den Bezugsgeraden für die ozeanischen Relationen. Mit stärkerer Abnahme der Chloridkonzentrationen in den Flußgebieten streuen die hier betrachteten Kationenkonzentrationen mehr und mehr. Eine wesentliche Rolle spielen dabei die Gräben, die in die Recknitz und in die Barthe münden (durch Dreiecke gekennzeichnet). Daß der Wolfsbach beispielsweise durch ein landwirtschaftlich intensiv genutztes Gebiet fließt, spiegelt sich in den Werten der Novemberprobenahme wider. Während in der Barthe eine mittlere Kaliumkonzentration von 10,34 ppm (9,17-11,15 ppm) ermittelt wurde, beträgt sie im Wolfsbach 37,91 ppm. Diese Tendenz setzt sich auch im Dezember fort und kann als Indiz für die Auswaschungen gelten die aus der Herbstdüngung resultieren. Dafür spricht auch, daß in den

Frühjahrsmessungen keine erhöhten Werte für die Gräben gegenüber den größeren Flüssen gefunden wurden.

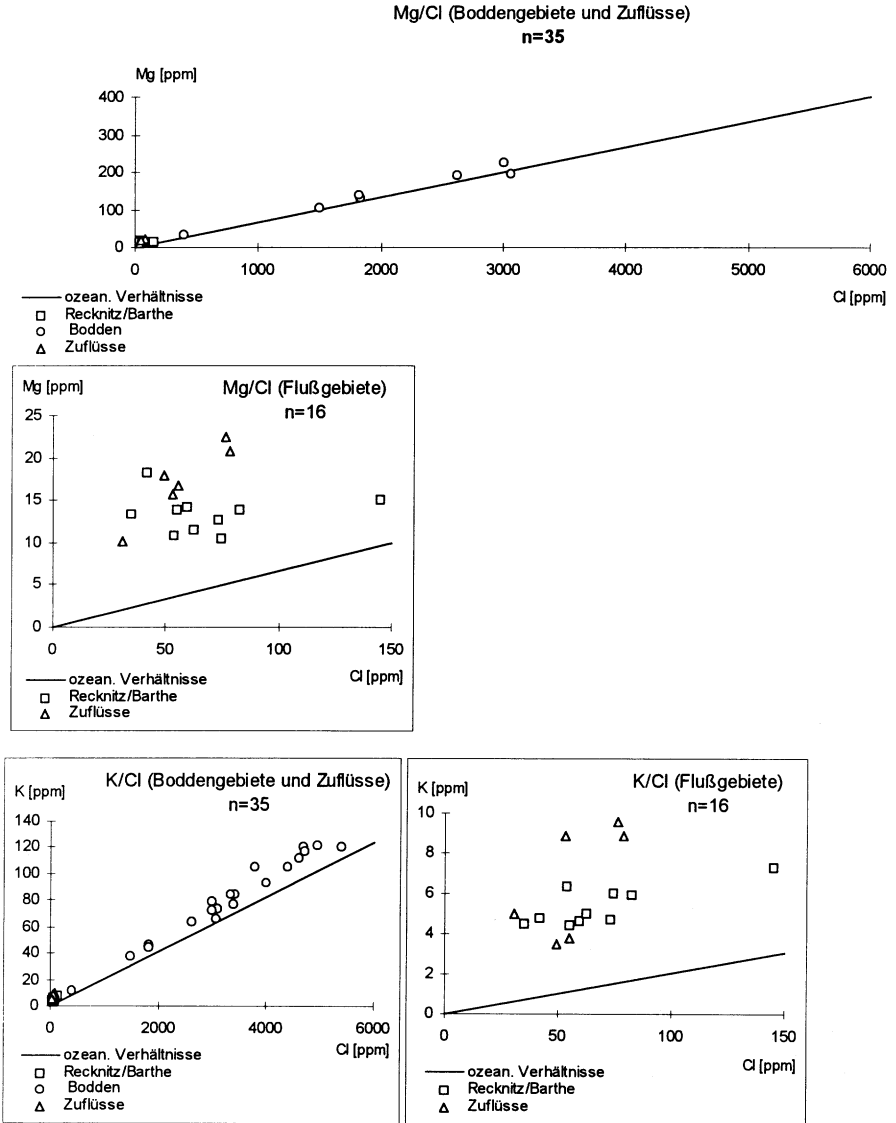


Abb. 3 Kalium- und Magnesiumrelationen in den Boddengewässern und in den Zuläufen

Die Kalziumwerte folgen diesem Trend, allerdings in weit höherer Konzentration, die jedoch auch natürlicherweise durch Auswaschungen aus den Böden herrührt. Die weiteren Untersuchungen sollen Aufschluß darüber geben, inwieweit diese Auswaschungen bei Kalium und Kalzium durch die anthropogene Beeinflussung verstärkt werden.

Zusammenfassung

Durch die bisherigen Untersuchungen konnten in den Wasserproben der Darß-Zingster-Boddenkette Abweichungen bei den Kalzium-, Kalium- und Magnesium/Chlorid-Relationen von den Verhältnissen im Meerwasser nachgewiesen werden.

Diese Anomalien zeigen deutliche räumliche und zeitliche Variabilitäten in ihrem Erschein. In den mehr süßwasser geprägten Gewässerteilen treten die Abweichungen von den ozeanischen Relationen verstärkt auf.

Als Hauptursache können die in die Boddengewässer einmündenden Hauptzuflüsse Recknitz und Barthe betrachtet werden. Hier liegen die Werte von Kalzium, Kalium und Magnesium im Verhältnis zu Chlorid weit über denen des Meerwassers.

Literatur

- BEHREND, H. (1996). Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flußgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern.
- GRIPENBERG, S. (1937). The Calcium Content of Baltic Water. J. du Conseil, 12: 293-304.
- KREMLING, K. (1969). Untersuchungen über die chemische Zusammensetzung des Meerwassers aus der Ostsee, I. Frühjahr 1966. Kieler Meeresforschung, XXV, 1: 81-104.
- KREMLING, K. (1970). Untersuchungen über die chemische Zusammensetzung des Meerwassers aus der Ostsee, II. Frühjahr 1967 - Frühjahr 1968. Kieler Meeresforschung, XXVI, 1: 1-20.
- KREMLING, K. (1972). Untersuchungen über die chemische Zusammensetzung des Meerwassers aus der Ostsee, III. Frühjahr 1969 - Herbst 1970. Kieler Meeresforschung, XXVIII, 1: 99-118.
- KREMLING, K. (1996). Ionenanomalien, Kap.5.1.1 in G. RHEINHEIMER (Ed.): Meereskunde der Ostsee, 2. Auflage, Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- NEHRING, D. & ROHDE, K.H. (1966). Anomale Ionenverhältnisse in der Ostsee. Deutsche Akademie der Wissenschaften, 8, 5: 385-390.
- NEHRING, D. & ROHDE, K.H. (1967). Weitere Untersuchungen über anomale Ionenverhältnisse in der Ostsee. Beiträge zur Meereskunde, 20: 10-33.
- NESSIM, R.B. (1980). Untersuchungen zur Verteilung der Hauptkomponenten des Salzgehaltes im Wasser und Sediment der Darß-Zingster-Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Ionenanomalie - sowie erste Erhebungen über den Schwermetallgehalt. Promotionsarbeit an der Universität Rostock.
- NESSIM, R.B. & SCHLUNGBAUM, G. (1980). Untersuchung zur Salzgehaltsanomalie. Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock, 29, R 4/5: 19-22.
- ROHDE, K.H. (1966). Untersuchungen über die Kalzium- und Magnesiumanomalie in der Ostsee. Beiträge zur Meereskunde, 19: 18-31.
- ROHDE, K.H. (1967). Untersuchungen über die Kalzium- Chlor und Magnesium-Chlor-Relationen in Flußmündungen und Bodden der westlichen Ostsee. Beiträge zur Meereskunde, 20: 34-42.
- WITTIG, H. (1940). Über die Verteilung des Kalziums und der Alkalinität in der Ostsee. Kieler Meeresf. Bd.III: 460-491.

Verfasser

Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum
Axel Siegemund
Angewandte Ökologie
Freiligrathstr. 7/8
18055 Rostock
Germany

Sigrid SAGERT & Hendrik SCHUBERT

Unterwasserlichtklima der Darss-Zingster-Boddenkette

Abstract

A series of highly eutrophic shallow water systems, locally called boddens or haffs, occur along the southern coastline of the Baltic sea. One of these estuaries is the Darss-Zingst bodden chain (DZBC), where the underwater light climate has been studied in 1995 and 1996. Spectrally-resolved transmission coefficients are low throughout all parts of the DZBC and the 1%-depth for PAR was located between 0.8m and 6.0m in dependence from the chlorophyll-concentration. The reduction in light penetration caused by large quantities of living and dead organic material in the water column. The bodden chain lies in a west-east direction. Thus, the longest reaches of open water are aligned with the direction of the prevailing wind. Even low wind speed ($\sim 3\text{ms}^{-1}$) is sufficient to cause a completely mixed water column. During Langmuir-circulation phytoplankton organisms are exposed either to full surface irradiance, or to total darkness on average every 20 minutes. The so-called "wave-focussing" is a further event that influences the underwater light climate. Three focussing depths were determined simultaneously in response to different forms of surface waves. Therefore, planktonic organisms are exposed to extremely fast changes in the light climate of both, quantitative and qualitative nature.

Einleitung

Die Darss-Zingster-Boddenkette (DZBK) ist ein eu- bis polytrophes phytoplanktondominiertes Flachwasserästuarsystem (SCHLUNGBAUM 1997), das mit einer durchschnittlichen Tiefe von weniger als 2m der mecklenburgischen Küste vorgelagert ist. Während zum Ende der 80er Jahre noch zeitweise Phasen der Nährstofflimitation im Gewässer zu beobachten waren, erfolgte zu Beginn der 90er Jahre ein Wechsel von der Nährstofflimitation zur Lichtlimitation der Primärproduktion (SCHIEWER 1997, vgl. auch KROMKAMP et al. 1995).

Das Unterwasserlichtklima ist eine der variabelsten abiotischen Größen eines Gewässers überhaupt. Schon das auf die Wasseroberfläche auftreffende Licht ist dabei einer Periodizität unterworfen, die durch jahres- und tageszeitliche Veränderungen des Sonnenstandes determiniert wird. Die jeweilige Wettersituation wirkt zusätzlich modulierend. An der Grenzschicht Wasser - Luft bestimmen die Reflexionseigenschaften der Wasseroberfläche, maßgeblich durch die Wellenform und damit durch den Wind und die Gewässermorphologie geprägt, das Eindringen des

Lichtes in den Wasserkörper. Im Wasserkörper selbst wird das Lichtklima im wesentlichen durch die Absorptions- und Streuungseigenschaften des Wasserkörpers (KIRK 1994) bestimmt. Diese Eigenschaften können sich durch Mischungseignisse, Plankton sukzessionen bzw. durch Variationen des gelösten Anteils an anorganischen und organischen Substanzen im Tages- und Jahresverlauf grundlegend ändern.

Hinsichtlich der Charakterisierung des Wasserkörpers sind seit den initialen Untersuchungen von JERLOV (1976) mehrere Übersichtsarbeiten erschienen (OTTO 1989, KIRK 1991, SPINRAD et al. 1994), die darüber hinaus auch auf die Problematik von Unterwasserlichtmessungen eingehen. Hocheutrophe Systeme wie die DZBK, wurden bisher nur in relativ wenigen Fällen umfassend untersucht (COLIJN 1982, GALLEGOS et al. 1990, MALTHUS & DEKKER 1990). Grundsätzlich weisen die Untersuchungen auf eine außerordentliche Heterogenität des Lichtklimas eutropher Gewässer hin, die aus der Variabilität der sogenannten quasi-inhärenten Faktoren resultiert und die Verallgemeinerung wesentlich erschwert (KIRK 1991, REGHUNATH et al. 1991). Die Kenntnis des Überwasserlichtfeldes und der quasi-inhärenten Eigenschaften des jeweiligen Gewässertyps erlaubt tiefenabhängige Aussagen zur Lichtintensität und der spektralen Zusammensetzung des Lichtes. Weiterhin kann die Abhängigkeit des Lichtklimas von der Jahres- und Tageszeit entsprechend den meteorologischen Bedingungen abgeschätzt werden. Umfassende numerische Modelle lieferte in diesem Zusammenhang WALSBY (1997).

Das phytoplanktonverfügbare Licht wird jedoch durch eine Reihe weitere Faktoren beeinflusst. Ein wesentlicher Gesichtspunkt ist in diesem Zusammenhang die durchschnittliche Verweildauer des Organismus in der jeweiligen Tiefenzone. In Flachgewässern wird die Verweildauer in hohem Maße von windinduzierten Durchmischungsprozessen bestimmt (WEBSTER & HUTCHINSON 1994). Eine der prägnantesten Form einer derartigen Durchmischung stellt die Langmuir-Konvektion dar, die sich vor allem bei hohen Windgeschwindigkeiten ausprägt. Für Phytoplankter wechselt das Lichtklima innerhalb einer solchen Konvektionszelle, abhängig von der Größe der Zelle, im Minuten- bis Stundenbereich. Einen weiteren Faktor hoher Variabilität stellt der Wellenfokussiereffekt dar, der auf der Linsenwirkung von Wellen beruht, die durch die unterschiedlichen Brechungsindizes von Wasser und Luft hervorgerufen wird. Damit kann das Licht im Millisekunden-Bereich in Abhängigkeit von der Wellenform und dem Sonnenstand in bestimmten Wassertiefen auf ein Vielfaches seiner Oberflächenintensität fokussiert werden. Seine Charakterisierung erfolgte neben den Laborsimulationen von STRAMSKY und LEGENDRE (1992) bisher vorwiegend im marinen Bereich (WING & PATTERSON 1993), d.h. bei großen Wellenlängen und Amplituden.

Phytoplanktonorganismen sind somit großen Schwankungen im verfügbaren Lichtangebot ausgesetzt. Diese Schwankungen betreffen die auftretenden Amplituden sowie die Frequenzbereiche des einfallenden Lichts. Die möglichen Lichtintensitäten können dabei von linearer Förderung über Sättigung bis hin zu Hemmwirkungen infolge Überlastung der photosynthetischen Elektronentransportkette reichen. Da die Lichtanpassungsstrategien der Photosynthese keine Linearität hinsichtlich des Lichts aufweisen (Übersichtsartikel von ALLEN 1992, BARBER & ANDERSSON 1992, FALKOWSKI & LAROCHE, 1991, FRANKLIN & FORSTER 1997) ist eine

umfassende Analyse dieses abiotischen Umweltparameters für die Abschätzung der Primärproduktion in Gewässern zwingend erforderlich. Derartige Erfassungen des Unterwasserlichtfeldes, die sowohl das statische Lichtfeld (Absorption und Streuung) als auch das dynamische Lichtfeld (Wellenfokussierung und Langmuir-Konvektion) umfassen, liegen bisher für hocheutrophe Gewässer nicht vor.

Material und Methoden

Die Lichtmessungen erfolgten mit einem MACAM SR-9901 Spektroradiometer (Macam Inc., Livingstone, Scotland). Dieses Gerät erfüllt hinsichtlich seiner technischen Daten weitgehend die von KIRK et al. (1994) gestellten Anforderungen an ein UV/VIS-Spektroradiometer. Die Berechnung der Attenuationskoeffizienten (K_0) erfordert eine lineare Regression von $\ln E_\lambda$ (spektrale Photonenflußdichte) gegen die Tiefe. Um statistisch abgesicherte Resultate zu erzielen, wurde in mehreren Tiefenstufen ($n=3-8$) ein vollständiges Spektrum aufgenommen.

Für die Chlorophyllbestimmungen (Chl *a*) wurden Proben (10ml) auf Glasfaserfilter gezogen und 12h in Dunkelheit bei 4°C in 100% DMF (N,N,-Dimethylformamide) extrahiert. Die Berechnung der Chl *a*-Konzentration aus den gemessenen Absorptionswerten erfolgte nach den in Suzuki & Ishimaru (1990) angegebenen Gleichungen. Die gemessenen Chl *a*-Konzentrationen wurden in 5 Gruppen unterteilt (BAKER & SMITH 1982), die die Eigenschaften von Wasserkörpern der Boddenkette sowohl im Jahresverlauf als auch in Ost-West Richtung (Ostsee, Grabow, Barther-Bodden, Bodstedter Bodden, Saaler Bodden) mit Chl *a*-Konzentrationen von 0-20 (RF1), 20-50 (RF2), 50-80 (RF3), 80-120 (RF4) und 120-250 mg m⁻³ Chl *a* (RF5) repräsentieren. Ganzjährige Messungen in den verschiedenen Gewässertypen ergaben eine strenge Korrelation zwischen den Attenuations- (K_0) und Absorptionskoeffizienten (a_t)(678nm) der Chl *a*-Konzentrationen (Abb. 1, Insert 2), so daß die Wasserkörper hinsichtlich der Betrachtung ihres Lichtklimas in die oben genannten Gruppen eingestuft werden konnten (siehe auch Tab.1). Für jede dieser Gruppen wurden die Mittelwerte und 95% Konfidenzintervalle für a_t und K_0 berechnet.

Die Bestimmung der a_t -Werte von Gesamtproben konnte aufgrund der hohen Konzentration absorbierender Stoffe ohne Vorkonzentration erfolgen. Die Messungen selbst wurden in 1cm Quarzküvetten unter Verwendung einer integrierenden Sphäre (Labsphere, Perkin-Elmer, Überlingen, verbunden mit einem Spektrophotometer, Lambda 2, Perkin-Elmer, Überlingen) durchgeführt.

Der Durchmesser der Langmuir-Konvektionszellen wurde durch Messung des Abstandes zwischen den Schaumkämmen bestimmt (entspricht der Breite zweier Zellen). Die Messung der Umlaufzeiten erfolgte entweder durch Zugabe von Farbstoffen mittig zwischen 2 Schaumkämmen und der Bestimmung der Zeit bis zum Wiederscheinen an der Oberfläche, oder durch Einsetzen von Schwimmkörpern und der Bestimmung ihrer maximalen Querdriftgeschwindigkeit. Die letztere Methode ergab bei Vergleichsmessungen Werte, die ca. 5-10% über denen der Farbstoffmethode lagen. Der Grund dafür liegt höchstwahrscheinlich in der Unfähigkeit der Schwimm-

körper, die bei Farbstoffen zu beobachtende spiralförmigen Querdriftbewegungen mitzuvollziehen.

Für die zeitlich hochaufgelösten Lichtmessungen (ZhLM) kam ein Eigenbaugerät zum Einsatz, das in Zusammenarbeit mit dem FB Elektrotechnik der Universität Rostock (Inst. für Automatisierungstechnik, Lehrstuhl für Prozeßmeßtechnik, Prof. Dr. N. Stoll) entwickelt wurde. Die konstruktiven Details sind in BORNITZ & GAGELMANN (1995) beschrieben. Die Eichung der Lichtintensitäten oberhalb der Oberflächenintensität erfolgte gegen eine Xenonlampe (Oriol 400W, Oriol Inc. USA). Die Linearität der Sensorantwort blieb bis in den Bereich von 11.000 mol Photonen $s^{-1} m^{-2}$ erhalten.

Ergebnisse

In durchmischten Wasserkörpern kann die Tiefenabhängigkeit der spektralen Unterwasserlichtverteilung auf zwei verschiedene Arten zusammengefaßt werden. Zum einen in Form von Transmissionsspektren (Abb. 1, Insert 1), zum anderen in Form von Attenuationsspektren (Abb. 1). Transmissionsspektren spiegeln die Eindringtiefe der einzelnen Lichtbestandteile wider, das heißt, wieviel Prozent der jeweiligen Wellenlänge nach Passieren von einem Meter Wassersäule noch meßbar sind. Attenuationsspektren dagegen beziehen sich auf die Lichtschwächung, das heißt, in welchem Maß der jeweilige Spektralbereich während der Passage abgeschwächt wird. Für die relativ trüben, huminstoffreichen inneren Küstengewässer ist die Darstellung in Form von Attenuationsspektren als die wesentlich günstigere anzusehen, da sie die Veränderungen des Wasserkörpers mit steigenden Chl *a*- und DOM-Konzentrationen wesentlich besser auflöst (vgl. hierzu Abb. 1).

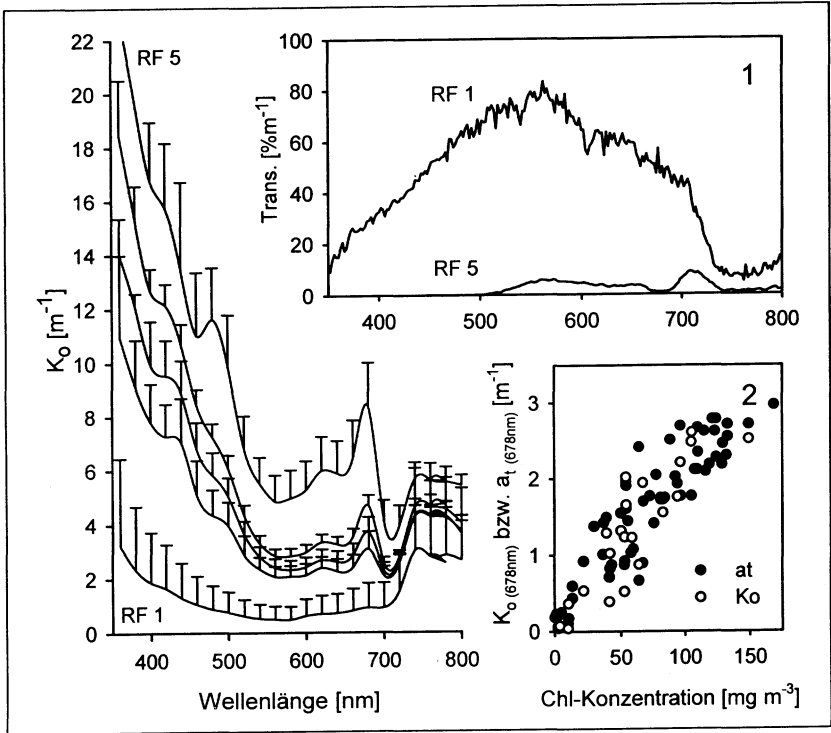


Abb. 1 Attenuationswerte verschiedener Wasserkörper (links). Dargestellt sind die Attenuationsmittelwerte \pm Standardabweichung der Wasserkörper RF5 bis RF1 (von oben nach unten). Vergleich der Transmissionspektren der Wasserkörper RF1 und RF5 (Insert 1). Abhängigkeit des Attenuationskoeffizienten (678nm) und des Absorptionskoeffizienten (678nm) von der Chl-Konzentration des Wasserkörpers (Insert 2).

Die Attenuationsspektren der einzelnen Wasserkörper zeigen eine generelle Zunahme des Attenuationsminimums (um 570nm) mit Zunahme der Chl a-Konzentration, der Einfluß der Phytoplanktonabsorption wird insbesondere durch den überproportionalen Anstieg der Attenuationswerte um 680nm (Chl a-Absorption) und 620nm (Phycocyaninabsorption) deutlich. Als Resultat sind in Wasserkörpern der Klasse RF 2-5 zwei Attenuationsminima zu beobachten (um 570 und 720nm). Im kurzwelligen Bereich ist der Einfluß des Phytoplanktons auf die Attenuation wesentlich weniger stark ausgeprägt. Insbesondere die kurzwellige Absorption von Chl a (440nm) wird durch hohe DOM-Konzentrationen und die Wellenlängenabhängigkeit der Streuung (KIRK 1994) maskiert. Der Einfluß der Streuung steigt mit steigendem Biomasseanteil des Wasserkörpers. Das zeigt sich unabhängig von den steigenden Attenuationen im kurzwelligen Bereich durch den Anstieg

der Werte oberhalb 750nm, in einem Bereich, wo weder das Phytoplankton noch gelöste organische Substanzen nennenswerte Absorptionen aufweisen. Der Einfluß von hochmolekularen Substanzen, wie Huminsäuren und anderen komplexen Polyphenolverbindungen (Gelbstoffe) auf das Unterwasserlichtklima wird aus Abb. 2b ersichtlich. Die steil ansteigende Absorptionswerte unterhalb 500nm sind damit durch die Absorptionseigenschaften dieser Stoffe bedingt. Das stimmt mit der Beobachtung von JERLOV (1976) überein, daß eine Streuung, die durch Partikel mit wesentlich größeren Durchmessern als dem Wert der Wellenlänge des Lichtes verursacht wird, nahezu wellenlängenunabhängig ist, somit ist der Attenuationsanstieg im kurzwelligen Bereich nicht auf die Wellenlängenabhängigkeit der partikelgebundenen Streuung zurückzuführen. Die Differenz zwischen K_0 , 750-800nm und a_t , 750-800nm sollte daher als Maß für die Streuung über den gesamten Wellenlängenbereich verwendet werden können. In Abb. 2a ist das Verhältnis Streuungskoeffizient zu Absorptionskoeffizient aufgetragen. Es zeigt sich, daß die oben angeführte Vermutung nur bedingte Richtigkeit besitzt. Mit ansteigendem Chl a-Gehalt befinden sich offensichtlich auch zunehmend Partikel in den Größenbereichen $<0.8\mu\text{m}$ im Wasserkörper, die zu einer, wenn auch sehr geringen, Wellenlängenabhängigkeit der Streuung führen. Dominierend für den spektralen Verlauf dieses Verhältnisses ist jedoch eindeutig die Absorption durch Phytoplanktonpigmente, wie aus dem ausgeprägten Verlauf der Spektren im Bereich um 550nm ersichtlich ist.

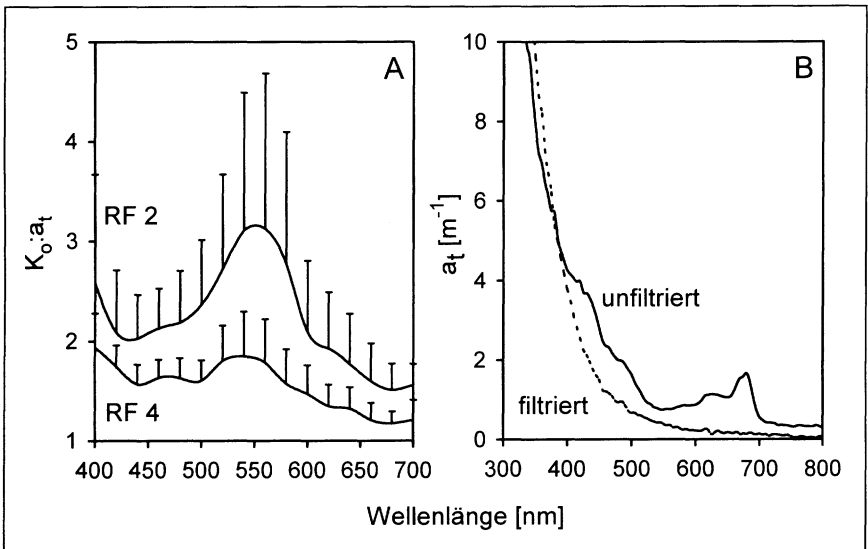


Abb. 2 Spektrale Auflösung des Verhältnisses Streuung:Absorption der Wassertypen RF2 und RF4 (A)
Absorptionsspektren einer filtrierten und einer unfiltrierten Boddenwassersprobe der Klasse RF4 (B).

Mit Hilfe der Attenuationskoeffizienten lassen sich für die verschiedenen Wasserkörper die 1%-Tiefen (Tiefe in der noch 1% des Oberflächenlichtes verfügbar ist) für die einzelnen Wellenlängen errechnen. In Tab. 1 sind die 1%-Tiefen für die unterschiedlichen Wassertypen der Boddenkette aufgelistet.

Tabelle 1 1%-Tiefen [m] ausgewählter Wellenlängen (PAR - "photosynthetic active radiation" 400-700nm)

Typ	Chl [mg m ⁻³]	300 nm	320 nm	360 nm	400 nm	570 nm	710 nm	PAR
RF1	0-20	0.28	0.88	1.44	2.42	10.0	4.18	6.24
RF2	20-50	0.19	0.31	0.42	0.59	2.30	2.09	1.93
RF3	50-80	0.09	0.17	0.33	0.46	2.0	2.0	1.57
RF4	80-120	0.1	0.15	0.25	0.36	1.64	1.92	1.38
RF5	120-250	0.1	0.13	0.2	0.27	0.96	1.24	0.84

Die Tabelle verdeutlicht die starke Abhängigkeit der Spektralverteilung und Attenuation des Lichtes von der Chl *a*-Konzentration in den verschiedenen Wassertypen der Boddenkette. Die 1%-Tiefe_(PAR), oft als die untere Grenze der euphotischen Zone beschrieben (diese Festlegung erfolgte unter der Voraussetzung, daß mit 1% der durchschnittlichen Oberflächenlichtintensität eine Kompensation der täglichen Respirationsverluste erfolgen kann (GROBBELAAR 1990, HUISMAN and WEISSING 1994)), sinkt sehr schnell bis auf 0.84m ab. Hierbei handelt es sich jedoch um einen Mittelwert, unabhängig von der Jahreszeit und damit auch von der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons. Im Zingster Strom wurden in den Sommermonaten 1994 1%-Tiefen_(PAR) von minimal 0.5m bestimmt, so daß die in Tab. 1 dargestellten Werte nur in Bezug auf den Verlauf der Parameter, jedoch nicht hinsichtlich einer Verallgemeinerung der Absolutwerte interpretiert werden sollten. Als äußerst gering sind die Eindringtiefen des UV-B-Bereiches zu bezeichnen. In den Boddengewässern wurden Maximalwerte der 1%-Tiefe_(UV-B) von 30cm beobachtet, eine derartige Eindringtiefe ist jedoch schon eine selten auftretende Ausnahmesituation.

Während des gesamten Untersuchungszeitraumes konnten keine tageszeitlichen Veränderungen in den Attenuationswerten beobachtet werden (bedingt durch die Streuungseigenschaften). Die tageszeitlichen Veränderungen im Unterwasserlichtangebot können daher bei bekanntem Attenuationskoeffizienten aus dem Überwasserlichtangebot und dem Sonnenstand berechnet werden.

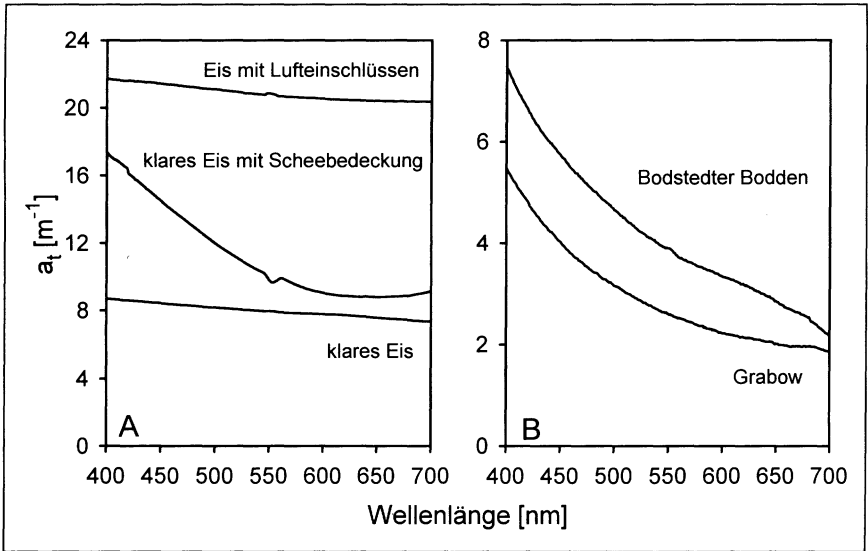


Abb. 3 Attenuationsspektren verschiedener Eisarten. Die Spektren wurden durch Umformung von Transmissionsspektren gewonnen (A). Attenuationsspektren des Wasserkörpers nach mehrwöchiger Eisbedeckung (B).

Einen Spezialfall hinsichtlich des Unterwasserlichtklimas stellen die nahezu regelmäßig auftretenden Perioden der Eisbedeckung in den Wintermonaten dar. Die Eisedecke kann dabei bis zu mehreren Wochen geschlossen sein, im Winter 1995/96 sogar mehrere Monate.

Das Unterwasserlichtklima wird in diesen Perioden sowohl von den Eigenschaften des Wasserkörpers als auch von den Eigenschaften der Eisedecke bestimmt. Messungen der Lichtverhältnisse unter der Eisedecke erfolgten in den Wintermonaten 1995 und 1996. In Abb. 3a sind die Attenuationsspektren der hauptsächlich angebotenen Eisarten gegenübergestellt. Selbst klares, von Lufteinschlüssen weitgehend freies Eis (Schwarzeis) weist hohe Attenuationswerte auf, verantwortlich dafür ist evtl. der zusätzlich auftretende Phasenübergang. Bei einer durchschnittlichen Eisdicke von 20cm würden jedoch trotzdem noch große Teile des Lichtes in den Wasserkörper gelangen. Diese Form des Eises wurde jedoch nur selten angetroffen, in den meisten Fällen liegt eine dünne Schneebedeckung (1-2cm) vor, die die Attenuationswerte steil ansteigen lässt. In solch einer Situation gelangt bereits nach 20cm kaum noch Licht in die Wassersäule, es herrscht nahezu Dunkelheit. Ein spektraler Verlauf ist in beiden Fällen kaum zu registrieren, die Hauptquelle der Attenuation stellen offensichtlich Reflexionsprozesse dar. Ist das Eis stark mit Luftblasen durchsetzt, nehmen hingegen Streuungsprozesse an Bedeutung zu. Infolge

dessen ist ein deutlicher Spektralgang zu verzeichnen, es kommt zur vornehmlichen Auslöschung des kurzwelligen Bereiches.

Der Wasserkörper unter der Eisschicht weist ebenfalls eine, verglichen mit der Vegetationsperiode, veränderte Attenuationscharakteristik auf (Abb. 3b). Sowohl im Grabow als auch im Bodstedter Bodden ist kaum noch ein Einfluß des Phytoplanktons auf das Unterwasserlichtklima festzustellen, die Chl *a*-Konzentrationen betragen 0.9 (Grabow) und 1.7mg Chl *a* m⁻³ (Bodstedter Bodden). Das Attenuationsspektrum des Grabow entspricht weitgehend der Charakteristik des Typ RF 1, das des Bodstedter Boddens dagegen weist eine für diesen Typ ungewöhnlich hohe Attenuationen im kurzwelligen Bereich infolge von Gelbstoff-Absorption auf. Im Gegensatz zum Phytoplankton, welches in diesen Phasen absinkt (andernfalls hätte es in den Proben aufgetauten Eises detektierbar sein müssen) verbleiben die Gelbstoffe im Wasser, so daß sich der kurzwellige Bereich der Attenuationsspektren nicht verändert. Die eingangs vorgenommene Klassifizierung nach Chl *a*-Gehalt besitzt demzufolge nur eingeschränkte Gültigkeit. Unter geschlossenen Eisdecken herrscht damit bei den in der Boddenkette hauptsächlich angetroffenen Eistypen Dunkelheit. Großflächige Klareiszonen, die bis zu 45%-PAR-Transmission aufweisen können (BOLSENGA & VANDERPLOEG 1992), wurden in den Wintermonaten der Jahre 1995 und 1996 in der DZBK nicht beobachtet. Derartige Eisformen wurden jedoch im gleichen Zeitraum sowohl in den östlichen Flachwasserbereichen des Salzhaffs als auch in den südlichen Teilen des Jasmunder Boddens angetroffen, die Möglichkeit ihres Auftretens in der Boddenkette kann damit nicht *per se* ausgeschlossen werden.

Die vorangegangenen Abschnitte charakterisierten die Grundeigenschaften des Wasserkörpers hinsichtlich der Lichtintensität und der spektralen Zusammensetzung des Lichts in Abhängigkeit von der Wassertiefe. Das phytoplanktonverfügbare Licht wird in Flachgewässern jedoch wesentlich von der windinduzierten Vertikaldurchmischung (Langmuir-Konvektion) und damit von der Verweildauer des Phytoplanktons in der jeweiligen Tiefe bestimmt. Additiv wirkt in Abhängigkeit vom Aufenthaltsort in der Tiefe der Wellenfokussiereffekt.

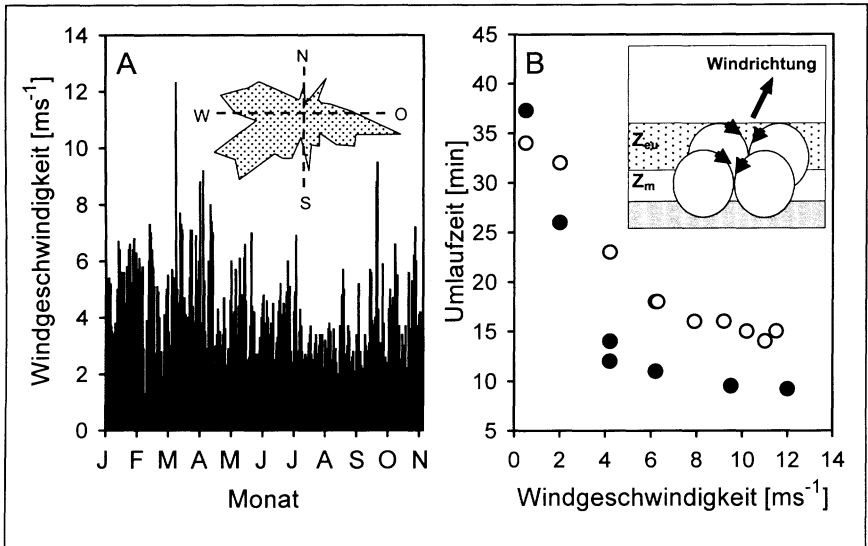


Abb. 4 Tagesmittel der Windgeschwindigkeit Station Zingst (A). Die Windgeschwindigkeit wurde halbstündig erfaßt und über den Tag gemittelt. Die Darstellung umfaßt den Zeitraum von Januar bis Oktober 1994. Das Insert zeigt die Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen für den oben genannten Zeitraum. Abhängigkeit der Langmuirzirkulation von der Windgeschwindigkeit (B). Die Messungen erfolgten in Dierhagen (schwarz - Kaimitte Boddenhafens) und Zingst (weiß). Das Insert zeigt eine schematische Darstellung der Langmuir-Konvektion im Wasserkörper. Die Zirkulation erfolgt jedoch, anders als hier vereinfacht dargestellt, als schraubenförmige Bewegung.

Die Hauptausdehnung der DZBK verläuft in West-Ost-Richtung. Damit deckt sich die größte Ausdehnung mit den vorherrschenden Windrichtungen von West bis Süd-West (Abb. 4a, Insert) und bietet ganzjährig eine große Angriffsfläche. Wie aus Abb. 4 ersichtlich lagen die Tagesmittel stets über 1ms^{-1} , nur an 12 Tagen wurde ein Tagesmittel von weniger als 2ms^{-1} erreicht, so daß eine stabile Schichtung der Gewässer bisher nicht beobachtet werden konnte (SCHUBERT et al. 1997), ein Hinweis darauf, daß schon geringe Windgeschwindigkeiten genügen, um eine vollständige Durchmischung des Wasserkörpers zu induzieren (vgl. auch VERHAGEN 1994, SMITH 1992). HUTCHINSON & WEBSTER (1994) geben eine Grenze von $2\text{-}3\text{ms}^{-1}$ Windgeschwindigkeit für die Ausbildung stabiler thermischer Schichtungen an. Bei Annahme des Grenzwertes von 2ms^{-1} würde somit mit 96%iger Wahrscheinlichkeit eine ganzzügige Vollzirkulation beobachtbar sein, bei Annahme des höheren Grenzwertes von 3ms^{-1} immer noch mit 85%iger Wahrscheinlichkeit. Lediglich während längerer Perioden mit geschlossener Eisbedeckung ist mit einer stabilen Schichtung und dem Aussinken des Phytoplanktons zu rechnen.

Da keine direkten Freilandmessungen dieses Phänomens vorlagen, wurden Konvektionszellenmessungen in der DZBK durchgeführt, deren Ergebnisse in Abb. 4b

dargestellt sind. Die Messungen fanden an 2 Punkten unterschiedlicher Wassertiefe (Dierhagen 80cm und Zingst 150cm) statt. Die Tatsache, daß die Umlaufzeit in Dierhagen bei vergleichbaren Windgeschwindigkeiten stets niedriger als in Zingst ist, ist auf die geringere Wassertiefe der Station Dierhagen zurückzuführen. Die Nichtlinearität der Windabhängigkeit der Wasserumlaufgeschwindigkeit, ist auf die exponentielle Zunahme der Reibung zurückzuführen. Da benachbarte Konvektionszellen gegensinnige Umlaufrichtungen haben, dürfte die Bodenreibung den größten Anteil an den Gesamtreibungskräften besitzen. Die Bodenreibung kann wohl auch für die Unterschiede im Verlauf der Kurven im Starkwindbereich verantwortlich gemacht werden, da sie im Flachwasserbereich größere Bedeutung erlangt. Die durchschnittliche Breite einer Konvektionszelle betrug in Zingst 1.60m während sie in Dierhagen nur 70cm betrug. Die Variationsbreite ist dabei gering (± 30 cm für Zingst und ± 10 cm für Dierhagen). Eine nennenswerte Windabhängigkeit konnte nicht festgestellt werden, so daß Breite und Form der Konvektionszellen hauptsächlich von der Wassertiefe diktiert zu sein scheint.

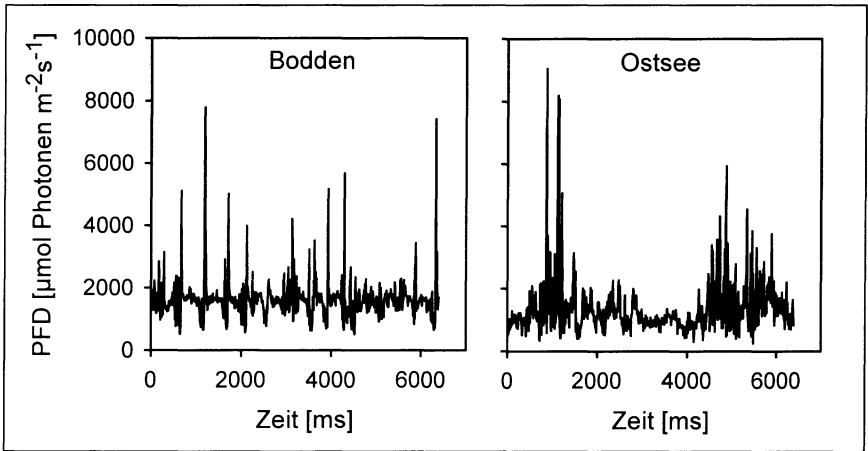


Abb. 5 Einfluß der Wellenform auf ZhLM. Beide Messungen wurden bei Windgeschwindigkeiten um 11ms^{-1} durchgeführt. Die Minimaltiefe betrug 1cm unter Wellental für den Bodden bzw. 10cm unter Wellental für die Ostsee.

Wellenfokussierereignisse konnten durch zeitlich hoch aufgelöste Lichtmessungen (ZhLM) in verschiedenen Tiefen des Wasserkörpers beobachtet werden. In Abb. 5 sind 2 Beispiele für Lichtmessungen unmittelbar unter der Wasseroberfläche mit einer Abtastrate von 10ms dargestellt. Der Sonnenstand ist für beide Messungen annähernd gleich, so daß eine direkte Vergleichbarkeit besteht. Für beide Meßorte ergeben sich Spitzenwerte von 7000 bis $9000\mu\text{mol Photonen m}^{-2}\text{s}^{-1}$ bei einer durchschnittlichen Photonenflußdichte von ca. $1800\mu\text{mol Photonen m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Das entspricht einer ca. 5-fachen Verstärkung, ein Wert, der durch die Ergebnisse der Laborunter-

suchungen von STRAMSKI & LEGENDRE (1992) bestätigt wird. In der Ostsee konnten, obwohl die Messung in der 10-fachen Tiefe durchgeführt wurde (10cm unter Wellental) höhere Spitzenwerte als im Bodden beobachtet werden. Zusätzlich kam es zu einer regelrechten Häufung von Fokussierereignissen. Im Bodden war dagegen eine gleichmäßige Verteilung der Fokussierereignisse zu verzeichnen. Der Grund hierfür liegt in der unterschiedlichen Wellenstruktur an den beiden Meßorten. Die großen Hauptwellen der Ostsee treten in Zingst aufgrund der geringeren Tiefe nicht auf. Die Häufungen der Fokussierereignisse in der Ostsee sind stets in den Wellentälern zu verzeichnen, wenn die Fokussierebene der aufgelagerten "Rippelwellen" die Sensortiefe erreicht. Das gleiche gilt für den Bodden, nur daß hier die Periode (und die Höhe) der Hauptwellen kleiner ist.

In Abb. 6a ist der Wellenfokussiereffekt, ausgedrückt als Amplitude der Intensitätsschwankungen in Prozent vom Mittelwert, bei klarem Himmel und bei Cirrostratus-Bedeckung vergleichend dargestellt. Es ist ersichtlich, daß die Bedeutung der Wellenfokussiereffekte für die Gesamtlichtintensität mit zunehmender Wolkendichte, d.h. zunehmendem Verhältnis indirekter zu direkter Himmelsstrahlung, abnimmt. Nur direktes Sonnenlicht trägt zur Ausprägung der Fokussierhorizonte bei. Indirektes Himmelslicht trifft aus allen Richtungen auf die Wasseroberfläche, so daß sich keine Fokussierhorizonte in Form distinkter Ebenen ausbilden können. Weiterhin ist auffallend, daß offensichtlich mehrere Fokussierebenen existieren, so daß nicht die eigentlich zu erwartende einfache Abnahme mit zunehmender Tiefe zu beobachten ist.

Die Existenz mehrerer Fokussierhorizonte ist nur durch die Annahme der Existenz verschiedener Wellenformen zur gleichen Zeit erklärbar. Tatsächlich konnte beobachtet werden, daß den Hauptwellen bei mittleren Windstärken eine zweite Wellenform aufgelagert ist. Diese 2. Form wird, vor allem bei böigem bzw. starkem Wind, noch von einer weiteren Form, den sogenannten „Rippelwellen“, überlagert. Aufgrund der unterschiedlichen Kontur dieser drei Formen entstehen wenigstens drei unterschiedliche Fokussierebenen, wobei die erste und zweite Ebene durch die Überlagerungen noch mit dem Gang der Hauptwellen mitschwingen. In Abb. 6b sind die Ergebnisse einer räumlich stärker aufgelösten Messung im Bodden dargestellt.

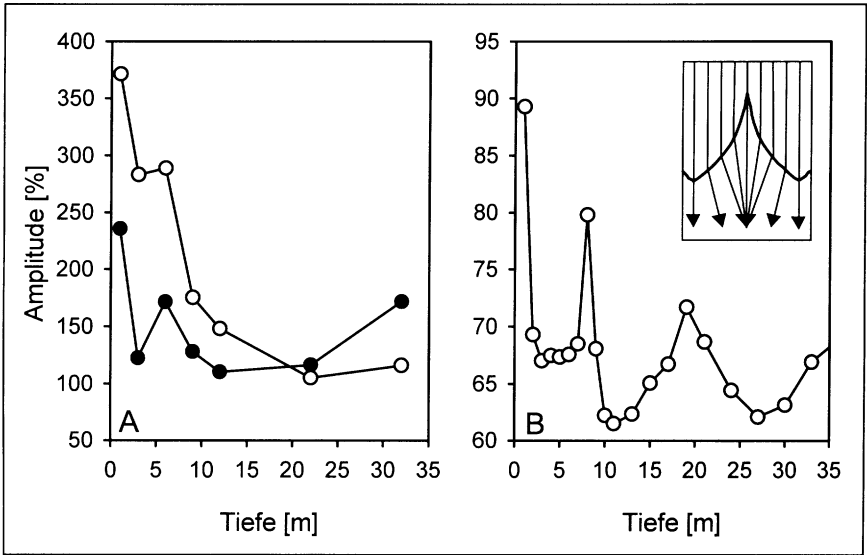


Abb. 6 Tiefenprofil des Wellenfokussiereffektes in Abhängigkeit von der Bedeckung (A). Die Tiefenprofile wurden bei 11 m s^{-1} im Zeitraum von 11.30 Uhr bis 12.30 Uhr am Boddenhafen Zingst aufgenommen. Symbole: Cirrostratus- Bedeckung - schwarz , klarer Himmel – weiß
 Tiefenprofil des Wellenfokussiereffektes am Boddenhafen in Zingst (B). Drei deutliche Fokussierebenen konnten zwischen 10.45 Uhr und 15.15 Uhr bei einer Abtastrate von 1ms und 8/8 *Cirrostratus nebulosus* – Bedeckung gemessen werden. Das Insert zeigt eine schematisierte Darstellung des Wellenfokussiereffektes, bezogen auf eine Wellenform und eine Fokussierebene.

Die drei Fokussierebenen sind deutlich zu erkennen, auch die Abnahme der Schärfe des Fokussiereffektes, hervorgerufen durch die hohe Streuung des Lichtes und die Überlagerung der drei Wellenformen. Bei der Interpretation sollte beachtet werden, daß die lichtsammelnde Fläche der zugehörigen Wellen mit zunehmender Tiefe größer ist. Daß sowohl der Absolutwert als auch der Anteil an der Gesamtphotonenflußdichte mit der Tiefe abnehmen, ist demnach hauptsächlich der hohen Trübung des Wassers zuzuschreiben. Der Grund für das Ansteigen des prozentualen Anteils unterhalb 26cm liegt nicht im Vorhandensein einer weiteren Fokussierebene, sondern darin, daß jetzt nur noch fokussiertes Licht meßbar bis in diese Tiefen vordringt.

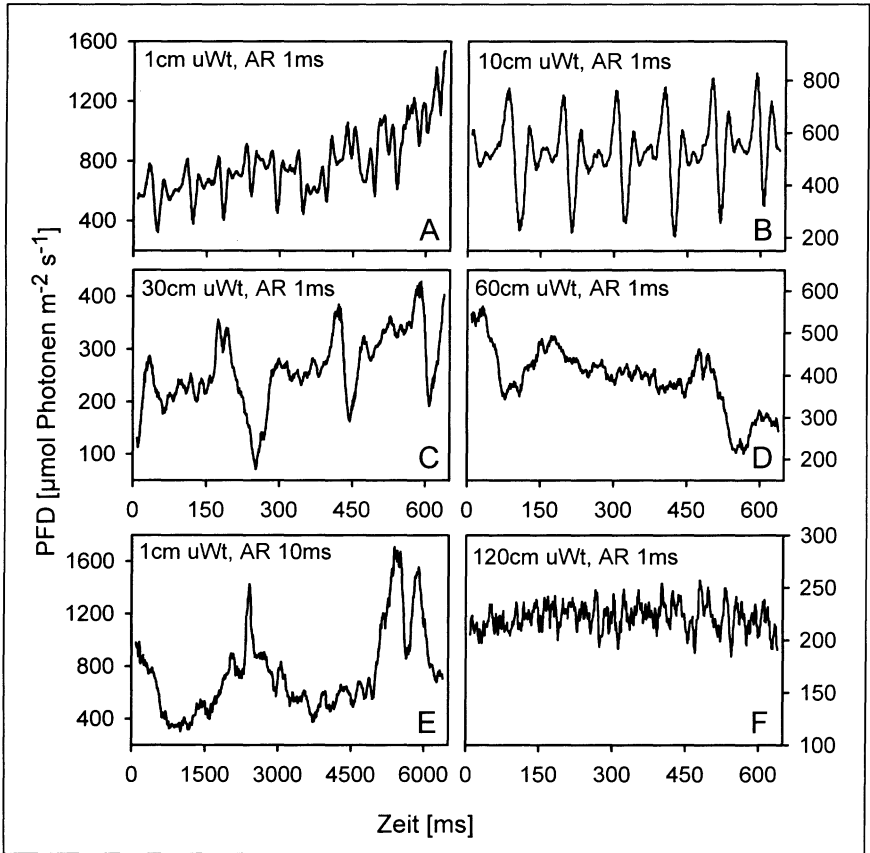


Abb. 7 ZhLM in verschiedenen Tiefen der Ostsee. Die Messungen erfolgten an der Seebrücke Zingst mit einer Abtastrate (AR) von 10ms bzw. 1ms, während vollständiger *Altostratus translucidus*-Bedeckung. Die Tiefenstufen sind in cm unter dem Wellental (uWt) angegeben. Alle dargestellten Meßpunkte sind Mittelwerte aus 20 Datenpunkten, was z.T. zur Verflachung der Kurven führt.

Für die Ostsee und die Klarwasserbereiche des Grabow gilt prinzipiell das Gleiche, nur sind die Effekte aufgrund der veränderten Wellenstruktur und der geringeren Trübung hier räumlich weiter voneinander getrennt und deutlicher ausgeprägt. Abb. 7 zeigt dafür ein Beispiel. Diese Meßreihen entstanden während vollständiger *Altostratus translucidus*- Bedeckung und starkem Sturm am 29.9.1995. Durch die Bedeckung sind die Absolutwerte der Fokussiereffekte keineswegs eindrucksvoll, um so mehr aber die Anzahl registrierter Fokussierebenen und die klare Ausprägung der individuellen Frequenzen. Insgesamt konnten 4 Fokussierebenen (Abb. 7a-d)

identifiziert werden, während normalerweise nur maximal 3 Ebenen klar zu trennen waren. Mit zunehmender Tiefe verringert sich die Frequenz der dominierenden Fokussiereffekte entsprechend der Frequenz der induzierenden größeren Wellen. Bei den oberen 3 Fokussierebenen ist dabei noch der Einfluß der jeweils darüberliegenden Fokussierebenen, wenn auch nur mit sehr geringer Amplitude, zu registrieren. In 120cm Tiefe (Abb. 7f) herrscht dann ein ausgeglichenes Lichtklima. In Abb. 7e ist eine zum gleichen Meßzeitpunkt vorgenommene Messung mit 10ms Abtastrate dargestellt. Hier sind die Schwankungen der mittleren Lichtintensität durch die Hauptwellen deutlich erkennbar. Die Fokussierereignisse dagegen können bei dieser Abtastrate nicht mehr klar erfaßt werden (die Wahl der richtigen Abtastrate wird damit zum entscheidenden Faktor!). Eine der Frequenz dieser Hauptwellen entsprechende Fokussierebene konnte am betreffenden Tag nicht gefunden werden. Nach dem vorangegangenen Ausführungen müßte sie noch unterhalb 60cm vermutet werden. Zur Erklärung gibt es 2 Möglichkeiten. Zum ersten könnte die starke Streuung des durch den Sturm (Windgeschwindigkeit zur Messung 11ms^{-1}) aufgewühlten Ostseewassers die Ausbildung dieser Ebene verhindert haben, oder die Brennweite der Hauptwellen war größer als die Wassertiefe (3.5m) an der Meßstation. Übersättigende Lichtintensitäten sind in dieser Tiefe allerdings kaum noch zu erwarten.

Die hier vorgestellten Meßergebnisse können nun ein nahezu vollständiges Bild der Unterwasserlichtklimata der für die DZBK klassifizierten Wasserkörper geben. Wie jedoch schon in der Einleitung erwähnt, wird dieses Bild wesentlich durch das auf die Wasseroberfläche auftreffende Licht geprägt, das jahres- und tageszeitlichen Verlauf einer Reihe von Variationen unterworfen ist. Läßt man wetterbedingte Beeinflussungen außer acht und nimmt den idealen, also maximal möglichen Strahlungsgang (bezogen auf PAR) für die geographische Breite von Zingst an ($54^{\circ}30\text{min}$), ergibt sich nach den Modellierungen von WALSBY (1997) das in Abb. 8a/b dargestellte Bild. Demnach können die Strahlungswerte im Jahresverlauf zwischen minimal 10.8 (Wintersonnenwende) und $91\text{mol Photonen m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Sommersonnenwende) schwanken (Abb. 8a). Die Sonnenscheindauer beträgt an diesen Extrempunkten ca. 7 bzw. 17 Stunden (Abb. 8b), mit mittäglichen Maximalwerten von ca. 640 und $2400\mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Abb. 8c zeigt dann den potentiellen Einfluß der Langmuir-Konvektion auf das Lichtklima eines in der Wassersäule befindlichen Phytoplankter, der sich mit einer durchschnittlichen Umlaufzeit von 20min durch die Wassersäule bewegt. In den inneren Boddengewässern überschreitet die Durchmischungstiefe in der Regel den Wert der 1%-Tiefe ($Z_{\text{eu}} < Z_{\text{m}}$), während im Grabow und in der Ostsee Situationen mit einem $Z_{\text{eu}}:Z_{\text{m}}$ -Verhältnis >1 zu rechnen ist. Mit einer bis zu 5-fachen Verstärkung des Lichts wirken dann die je nach Tiefe des Gewässers und Wellenbewegung gefundenen 3-4 Fokussierebenen (Abb. 8d) auf das organismenwirksame Lichtfeld.

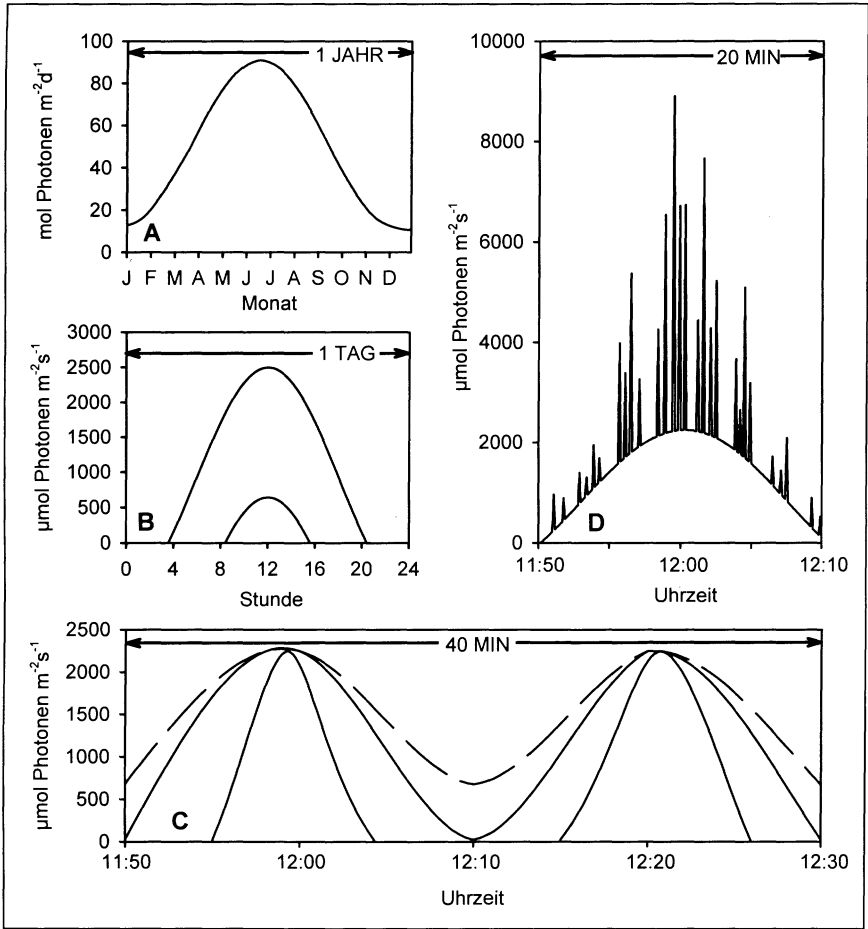


Abb. 8 Änderungen des Über- und Unterwasserlichtklimas in Abhängigkeit von der Zeit
 Abb. 8a: Simulation eines Jahresganges der PAR-Strahlung für die geographische Breite von Zingst. Abb. 8b: Simulation der Tagesamplituden der Überwasserstrahlung (PAR) für den Tag der Sommersonnenwende (21.06.95) und den Tag der Wintersonnenwende (22.12.95). Die Werte beider Darstellungen sind mit den bei WALSBY (1997) angegebenen Arbeitsblättern berechnet. Abb. 8c: Einfluß der Langmuirzirkulation auf das organismenwirksame Lichtfeld des Phytoplanktons in Wasserkörpern verschiedener Zeu:Zm-Verhältnisse (schematisiert, vgl. Ergebnisse). Abb. 8d: Einfluß der Wellenfokussiereffektes (4 hypothetische Fokussierebenen) bei gleichzeitiger Langmuir-Konvektion (schematisiert). Alle Abbildungen zeigen die für Zingst maximal möglichen Strahlungswerte an. Abb. 8c und 8d beziehen sich auf den Tag der Sommersonnenwende.

Diskussion

Die hier vorgestellten Meßwerte charakterisieren den Wasserkörper der Boddenkette als ein extrem trübes Gewässer, dessen Lichtklima vornehmlich durch bio- masse- und gelbstoffgebundene Absorption in Verbindung mit einem geringeren Anteil an partikelgebundener Streuung geprägt wird. Bereits geringe Veränderungen in der Chl *a*-Konzentration können dabei große Schwankungen der 1%-Tiefe_(PAR) zur Folge haben.

Die spektrale Zusammensetzung des Unterwasserlichtes unterliegt mit zunehmender Tiefe starken Veränderungen. Der Blaubereich des Spektrums fehlt aufgrund einer Kombination von Gelbstoffabsorption, Absorption durch Phytoplanktonpigmente und Streuung bereits nach wenigen Zentimetern nahezu vollständig. Diese Beeinflussung ist selbst in den äußeren, mehr durch oligotrophes Ostseewasser beeinflussten Bereichen der Boddenkette festzustellen. Mit zunehmender Chl *a*-Konzentration kommt es dann zusätzlich zu einem mehr oder weniger ausgeprägten Ausfall des Rotbereiches. In diesem Spektralbereich kommt neben der Chl *a*-Absorption auch der Absorption durch Phycocyanin (akzessorisches Pigment der Cyanobakterien) eine entscheidende Rolle zu. Die größten Penetrationstiefen werden durch orange-grünes Licht um 570nm und nah-infrarotes (NIR) Licht um 710nm erreicht, wobei aufgrund der geringeren Streuung und Restabsorption von Phytoplanktonpigmenten das NIR-Licht die größere Penetrationstiefe aufweisen kann. Dieses ungewöhnliche Verhalten tritt ab einer Chl *a*-Konzentration von ca. 50mg m⁻³ auf und ist somit für den gesamten östlichen Teil der Boddenkette zumindest in den Monaten April bis September charakteristisch.

Durch die Messung der Konvektionszellen und der Fokussiereffekte erhält man eine Beschreibung der Dynamik des real organismenwirksamen Lichtklimas in der Boddenkette. Die Durchmischungstiefe (Z_m) übersteigt in den Boddengewässern in der Regel den Wert der 1%-Tiefe_(PAR) und ist somit größer als die euphotische Zone (Z_{eu}). Demzufolge sind die Organismen innerhalb eines Zeitraums von minimal 8min und mit 95%iger Wahrscheinlichkeit maximal 30min sowohl völliger Dunkelheit als auch extremen Starklichtgaben von bis zu 9000 μ mol Photonen s⁻¹ m⁻² ausgesetzt. Diese extremen Starklichtpulse werden unter Bedingungen sättigender Hintergrundlichtintensitäten im Zeitraum von wenigen Sekunden bis max. 2 Minuten wirksam. Dem schließt sich unmittelbar eine Phase rasch abnehmender Lichtintensitäten an, wobei sich das Spektrum zunehmend auf den Grün- und Dunkelrotbereich einengt. Je nach Trophielevel des Gewässers wird dann in einer Tiefe von 80cm bis 190cm die Grenze der euphotischen Zone erreicht. Dabei werden in der Regel noch 2 Fokussierebenen durchlaufen, in denen rhythmisch überdurchschnittliche Lichtintensitäten empfangen werden. Die relative Verweilzeit unterhalb der Kompensationsebene hängt von der Wassertiefe und -trübung ab, die absolute Verweilzeit zusätzlich von der Windgeschwindigkeit. Ungeachtet der Fokussierereignisse können damit innerhalb einer Minute Gradienten von mehr als 1000 mol Photonen s⁻¹ m⁻² durchlaufen werden.

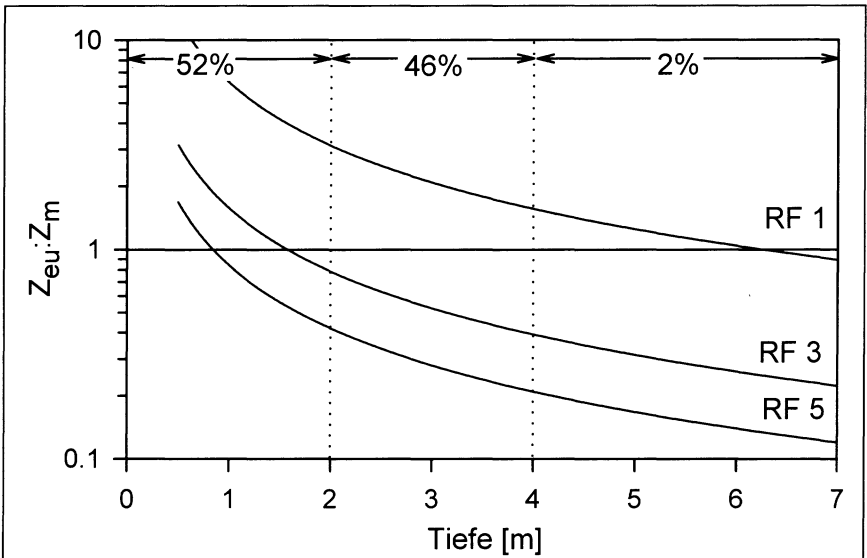


Abb. 9 Abhängigkeit von $Z_{eu}:Z_m$ vom Wassertyp und der Wassertiefe. Die Prozentangaben geben den Oberflächenanteil der jeweiligen Tiefenstufe an der Gesamtoberfläche der DZBK an, wobei sich die Angabe 2% auf Tiefen größer 4m bezieht.

Eine einheitliche Angabe des Verhältnisses der Mächtigkeit der euphotischen Zone zur Gesamtdurchmischungstiefe (Z_{eu}/Z_m) kann bei der Inhomogenität der einzelnen Boddenbereiche nicht erfolgen. In Abb. 9 ist daher ersatzweise versucht worden, das $Z_{eu}:Z_m$ Verhältnis in Abhängigkeit vom vorliegenden Wassertyp und der Wassertiefe darzustellen. Folgende Aussagen können abgeleitet werden:

1. Selbst in den Flachwasserbereichen kleiner 2m Wassertiefe kommt es bei Vorliegen von Wassertypen >RF 3 zur Unterschreitung des $Z_{eu}:Z_m$ Verhältnisses von 1 (ca. 52% der DZBK weisen Wassertiefen <2m auf, nur ca. 2% weisen Tiefen >4m auf).

2. Die minimal für ausgedehntere Gebiete zu erwartenden $Z_{eu}:Z_m$ Verhältnisse bewegen sich um 0.4, nur in sehr kleinflächigen Arealen wird dieser Wert unterschritten.

Dieses $Z_{eu}:Z_m$ Verhältnis hat sich als einer der bestimmenden Parameter für die Produktivität von trüben, jedoch gut durchmischten Gewässern erwiesen (NIXDORF et al. 1992, RIJKEBOER et al. 1993, KROMKAMP et al. 1992, GROBBELAAR 1994). Die kritische Durchmischungstiefe, d.h. das $Z_{eu}:Z_m$ - Verhältnis, bei dem die täglichen Atmungsverluste die Primärproduktion in der euphotischen Zone überschreiten, wird bei 0.2 (GROBBELAAR 1985, CLOERN, 1987, COLE et al 1992) bis zu 0.05 (GROBBELAAR 1990, SOETAERT et al. 1994) angesetzt. Diese Grenze von 0.05 ließe sich auch mit den Produktionswerten der inneren Teile der Boddenkette vereinbaren

(SCHIEWER et al. 1992). Somit wäre nahezu der gesamte Wasserkörper der Boddenkette als aktiv im Sinne einer Nettoprimärproduktion anzusehen.

Eine weitere Konsequenz des Modells von GROBBELAAR (1990) ist die Feststellung einer starken Temperaturabhängigkeit sowohl des optimalen (d.h. produktivsten) $Z_{eu}:Z_m$ - Verhältnisses als auch der absoluten Produktionshöhe. Mit Anstieg von 5 auf 35°C steigt die Produktivität auf das 4-fache, das optimale $Z_{eu}:Z_m$ - Verhältnis steigt von 0.8 auf 1.2.

In Fall der Boddenkette bedeutet das, daß die abiotischen Parameter Temperatur und Lichtintensität eine Pufferfunktion hinsichtlich der Primärproduktion wahrnehmen können. Hinsichtlich der Beeinflussung des Lichtklimas durch Phytoplankter ist dieser Gedanke nicht neu (MARKAGER 1994, EVERS 1991). Im Fall der Boddenkette würde mit ansteigenden Oberflächenlichtintensitäten im Frühjahr nach Beendigung der Eisbedeckung eine Phytoplanktonentwicklung durch die gleichzeitig ansteigenden Wassertemperaturen beschleunigt erfolgen. Damit würde sich das Lichtklima jedoch in Richtung niedriger $Z_{eu}:Z_m$ - Verhältnisse entwickeln. Das Resultat wäre ein Abbremsen der Produktivitätsentwicklung bei gleichzeitiger Ausbildung der oben beschriebenen extremen Unterwasserlichklimate.

Literatur

- ALLEN, J.F. (1992). Protein phosphorylation in regulation of photosynthesis. *Biochem. Biophys. Acta* 1098, 255-335.
- BAKER, K.S. & SMITH, R.C. (1982). Bio-optical classification and model of natural waters 2. *Limnol. Oceanogr.* 27, 500-509.
- BARBER, J. & ANDERSSON, B. (1992). Too much of a good thing: light can be bad for photosynthesis. *Trends Biochem. Sci.* 17, 61-66.
- BOLSENGA, S.J. & VANDERPLOEG, H.A. (1992). Estimating photosynthetically available radiation into open and ice-covered freshwater lakes from surface characteristics; a high transmittance case study. In: Ilmarvirta, V. & Jones, R.I. (eds.). *The dynamics and use of lacustrine ecosystems*. Finnish Limnol. Soc., Helsinki, 95-104.
- BORNITZ, R. & GAGELMANN, J. (1995). Entwicklung und Erprobung eines Programmpaketes zur Datenerfassung und Visualisierung für das Meßsystem zur Unterwasser- Lichtmessung. Belegarbeit, Universität Rostock, Institut für Automatisierungstechnik.
- CLOERN, J.E. (1987). Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. *Cont. Shelf Res.* 7, 1367-1381.
- COLE, J.J., CARACO, N.F. & PETERLS, B.L. (1992). Can phytoplankton maintain a positive carbon balance in a turbid freshwater tidal estuary? *Limnol. Oceanogr.* 37, 1608-1617.
- COLIJN, F. (1982). Light absorption in the Ems-Dollard estuary and its consequences for the growth of phytoplankton and microphytobenthos. *Netherlands J. Sea Res.* 15, 196-216.
- EVERS, E.G. (1991). A model for light-limited continuous cultures: growth, shading and maintenance. *Biotechnology and Bioengineering* 38, 254-259.
- FALKOWSKI, P.G. & LAROCHE, J. (1991). Acclimation to spectral irradiance in algae. *J. Phycol.* 27, 8-14.
- FRANKLIN, L.A. & FORSTER, R.M. (1997). The changing irradiance environment - consequences for marine macrophyte physiology, productivity and ecology. *Eur. J. Phycol.* 32, 207-232.
- GALLEGOS, C.L., CORRELL, D.L. & PIERCE, J.W. (1990). Modeling spectral diffuse attenuation, absorption, and scattering coefficients in a turbid estuary. *Limnol. Oceanogr.* 35, 1486-1502.
- GROBBELAAR, J.U. (1985). Phytoplankton productivity in turbid waters. *J. Plankt. Res.* 7, 653-663.
- GROBBELAAR, J.U. (1990). Modelling phytoplankton productivity in turbid waters with small euphotic to mixing depth ratios. *J. Plankt. Res.* 12, 923-931.
- GROBBELAAR, J.U. (1994). Turbulence in mass algal cultures and the role of light/dark fluctuations. *J. Appl. Phycol.* 6, 331-335.

- HUISMAN, J. & WEISSING, F.J. (1994). Light-limited growth and competition for light in well-mixed aquatic environments: an elementary model. *Ecology* 75, 507-520.
- HUTCHINSON, P.A. & WEBSTER, I.T. (1994). On the distribution of blue-green algae in lakes: Wind tunnel-tank experiments. *Limnol. Oceanogr.* 39, 374-382.
- JERLOV, N.G. (1976). *Marine optics*. Elsevier, Amsterdam, 1-189.
- KIRK, J.T.O. (1991). Volume scattering function, average cosines, and the underwater light field. *Limnol. Oceanogr.* 36, 455-467.
- KIRK, J.T.O. (1994). *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, 2nd Ed., 1-509.
- KROMKAMP, J., PEENE, J., VANRIJSWIJK, P., SANDEE, A. & GOOSEN, N. (1995). Nutrients, light and primary production by phytoplankton and microphytobenthos in the eutrophic, turbid westerschelde estuary (The Netherlands). *Hydrobiol.* 311, 9-19.
- KROMKAMP, J., SCHANZ, F., RIJKEBOER, M., BERDALET, E., KIM, B. & GONS, H.J. (1992). Influence of the mixing regime on algal photosynthetic performance in laboratory scale enclosures. *Hydrobiol.* 238, 111-118.
- MALTHUS, T.J. & DEKKER, A.G. (1990). Spectral light attenuation in a hypertrophic lake system. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 24, 711-714.
- MARKAGER, S. (1994). Open-water measurement of areal photosynthesis in a dense phytoplankton community. *Arch. Hydrobiol.* 129, 405-424.
- NIXDORF, B., PAGENKOPF, W.-G. & BEHRENDT, H. (1992). Diurnal patterns of mixing depth and its influence on primary production in a shallow lake. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 77, 349-360.
- OTTO, K.R. & FURCH, B. (1989). Measuring of underwater light-fields (PAR) with spheric quantum sensors. A method to approximate the real values. *Arch. Hydrobiol.* 116, 245-252.
- REGHUNATH, A.T., VENKATARAMANAN, V., SUVISESHAMUTHU, D.V., KRISHNAMOHAN, R., PRASAD, B.R., RAGHUVVEER, S. & SUBRAMANIAN, C.K. (1991). The origin of blue-green window and the propagation of radiation in ocean waters. *Def. Sci. J.* 41, 1-20.
- RIJKEBOER, M., GONS, H.J. & KROMKAMP, J. (1993). Preservation of the light field in turbid lake and river water in laboratory-scale enclosure. *J. Plankt. Res.* 15, 517-530.
- SCHIEWER, U. (1997). Design, experiences and selected results of meso- and microcosm experiments in shallow coastal waters 1981-95. *Rostock.Meeresbiolog.Beitr.* 5, 37-52.
- SCHIEWER, U., SCHLUNGBAUM, G. & ARNDT, E.A. (1992). *Monographie der Darss-Zingster Boddenkette - Überblick über 20 Jahre Boddenforschung*. Forschungsbericht im Auftrag des BMFT, Universität Rostock / FB Biologie.
- SCHLUNGBAUM, G. (1997). Die Bewertung der inneren Küstengewässer der Ostsee in Mecklenburg-Vorpommern: ein Beitrag zum Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland mit Vergleichen zu den fließenden und stehenden Gewässern. *Rostock.Meeresbiolog.Beitr.* 5, 9-36.
- SCHUBERT, H., FORSTER, R. M., SCHOOR, A. & OCKENFELD, K. (1997). Horizontale und vertikale Chlorophyllverteilung des Bodstedter Boddens. *Rostock.Meeresbiolog.Beitr.* 5, 69-84.
- SMITH, I.R. (1992). *Microclimate: The influence of water movement on freshwater ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- SOETAERT, K., HERMAN, P.M.J. & KROMKAMP, J. (1994). Living in the twilight: estimating phytoplankton growth in the Westerschelde estuary (The Netherlands) by means of an ecosystem model (MOSES). *J. Plankt. Res.* 16, 1277-1301.
- SPINRAD, R.W., CARDER, K.L. & PERRY, M.J. (1994). *Ocean optics*. Oxford Monogr. Geol. Geophys. 25. Oxford University Press, New York.
- STRAMSKI, D. & LEGENDRE, L. (1992). Laboratory simulation of light-focusing by surface waves. *Mar. Biol.* 114, 341-348.
- SUZUKI, R. & ISHIMARU, T. (1990). An improved method for the determination of phytoplankton chlorophyll using N, N, -dimethylformamide. *J. Oceanogr. Soc. Jap.* 46, 190-194
- VERHAGEN, J.H.G. (1994). Modeling phytoplankton patchiness under the influence of wind-driven currents in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 39, 1551-1565.
- WALSBY, A.E. (1997). Numerical integration of phytoplankton photosynthesis through time and depth in a water column. *New Phytol.* 136, 189-209.
- WEBSTER, I.T. & HUTCHINSON, P.A. (1994). Effects of wind on the distribution of phytoplankton cells in lakes revisited. *Limnol. Oceanogr.* 39, 365-373.
- WING, S.R. & PATTERSON, M.R. (1993). Effects of wave-induced lightflecks in the intertidal zone on photosynthesis in the macroalgae *Postelia palmaeformis* and *Hedophyllum sessile* (Phaeophyceae). *Mar. Biol.* 116, 519-525.

Verfasser

Sigrid Sagert
Universität Rostock
FB Biologie Lehrstuhl für Ökologie
Freiligrathstraße 7/8
18055 Rostock
Germany

Email: si@bio3.uni-rostock.de

Prof. Dr. Hendrik Schubert
Ernst-Moritz-Armdt-Universität Greifswald
Institut für Ökologie
Grimmer Straße 88
17487 Greifswald
Germany

Email: schubh@mail.uni-greifswald.de

Mandy BAHNWART, Almut KIESSLICH, Almuth SPITZER und
Hendrik SCHUBERT

Quantifizierung des beschattenden Einflusses der Ufervegetation auf das Phytoplankton im Bereich des Oberlaufes der Warnow

Abstract

The distribution of riparian vegetation and submerged macrophytes was recorded along a 17-km river stretch in the upper Warnow River to quantify the degree of shading and to evaluate potential effects on downstream phytoplankton biomass development. Between June 15 and July 3, 1998, phytoplankton samples were taken, sampling intervals were chosen in dependence on mean cross-sectional flow velocity at successive river stations. A large decrease in chlorophyll a concentration by 50 % was observed at the first river section between Lake Barniner See and Rönkendorfer Mühle. The variability of light saturation points of photosynthesis of the phytoplankton at subsequent sampling stations indicates, that algae were able to adapt to varying light conditions in a relatively short time during downstream transport. These adaptation processes were closely related to the light availability at the water surface. This was subjected to different degrees of shading by riparian vegetation. The optical properties of the riverine water itself did not change significantly along the river course. Therefore, the observed changes in chlorophyll a content were only reflected by the attenuation spectra, and not caused by changes in the transmission behaviour of the water body. However, coverage of macrophytes was shown to be strongly affected by the degree of shading by riparian vegetation.

Einleitung

Die Möglichkeit der Entwicklung einer Phytoplanktongemeinschaft in Fließgewässern wird durch das Vorhandensein eines ausreichenden Inoculums aus stehenden bzw. strömungsberuhigten Gewässerabschnitten bestimmt, da die Verweilzeit des Wassers in der Fließstrecke in der Regel nicht für die Ausbildung eines Potamoplanktons ausreicht (Lack 1971, Reynolds 1988, De Ruyter van Steveninck *et al.* 1990).

Das Flußsystem der Warnow ist durch einen häufigen Wechsel von fließgewässer- und standgewässerähnlichen Abschnitten geprägt. Durchflossene Seen, die infolge von landschaftsverändernden glazialen Prozessen entstanden sind, bilden dabei die "Phytoplankton-Impfquellen" für die nachgeschalteten Fließstrecken.

Bei den Untersuchungen zur longitudinalen Sukzession des Phytoplanktons zwischen zwei durchflossenen Seen im Oberlauf der Warnow (Barniner See und Mickow See) wurde eine drastische Reduktion der Phytoplanktonbiomasse in der Fließstrecke beobachtet. Die auslösenden Faktoren dieses Biomasseverlustes können jedoch nicht *a priori* bestimmt werden, da sich nahezu alle Gewässereigenschaften, die Einfluß auf die Phytoplanktonentwicklung haben, beim Übergang vom See zum Flußsystem grundlegend ändern. So wird über die Veränderung hydrologischer Parameter, wie z.B. Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und Turbulenzintensität, auch das phytoplanktonwirksame Lichtangebot stark beeinflusst. Durch erhöhte Turbulenzintensität kommt es besonders in flachen Fließgewässern wie der Warnow zum Anstieg des partikulären Materials, das seinerseits Einfluß auf die Absorptions- und Streuungseigenschaften des Wasserkörpers hat. Strömungsbedingte Veränderungen in der Durchmischungstiefe des Gewässers führen zu Unterschieden in der Expositionsfrequenz des Phytoplanktons und somit zu Änderungen des real wirksamen Lichtes. Darüber hinaus wird das Lichtklima im Wasserkörper durch Veränderungen im Überwasserlichtangebot moduliert, die aus wechselnder Beschattung des Flußlaufes durch Ufervegetation resultieren. Über den Einfluß einer derartigen Beschattung von Fließgewässern existieren nur wenige quantifizierende Datenerhebungen. Es konnte jedoch gezeigt werden, daß gerade in kleinen Fließgewässern die Beschattung durch das Gewässerufer zu einer Begrenzung der Phytoplanktonentwicklung führen kann (Gunkel 1996). Nach Uhlmann (1988) kann die Erhöhung der Beschattung durch ufernahe Vegetation wesentlich zur Verbesserung der Wasserqualität eutrophierter Gewässer beitragen.

Ziel der vorliegenden Untersuchungen war es, den Beschattungseffekt der Ufervegetation an einem ausgewählten Flußabschnitt des Warnowoberlaufes zu quantifizieren und mögliche Auswirkungen auf die longitudinale Phytoplanktonentwicklung abzuleiten.

Material und Methoden

Im Zeitraum vom 15.06.98 bis 03.07.98 erfolgte eine Kartierung der Ufervegetation sowie eine Bestandsaufnahme von sub- und emersen Makrophyten (mit Ausnahme der Röhrichtbestände) auf einem ca. 17 km langen Gewässerabschnitt der Warnow, der zwischen dem Ablauf des Barniner Sees und Langen Brütz liegt. Für die graphischen Darstellungen wurde der Abschnitt in 6 Teilstrecken unterteilt (siehe Tab. 1), deren Grenzen den Probenahmepunkten des Phytoplanktons entsprechen.

Tabelle 1 Einteilung des untersuchten Gewässerabschnittes der Warnow in einzelne Untersuchungsabschnitte

Bezeichnung	Flußabschnitt von / bis		Flußkilometer
RM	Ablauf Barniner See	Rönkendorfer Mühle	35.2 - 38.4
RF	Rönkendorfer Mühle	Rönkenhof Forsthaus	38.4 - 39.9
GB	Rönkenhof Forsthaus	Gädebehn	39.9 - 42.8
AH	Gädebehn	Augustenhof	42.8 - 46.6
V	Augustenhof	Vorbeck	46.6 - 49.7
LB	Vorbeck	Langen Brütz	49.7 - 52.4

Die Phytoplanktonproben wurden am 23. und 24.06.98 in Abhängigkeit von der mittleren Fließgeschwindigkeit entlang der Fließstrecke entnommen. Der Zeitpunkt der Phytoplankton-Probenahme errechnete sich aus der mittleren Querschnittsfließgeschwindigkeit an zwei aufeinander folgenden Probenahmestationen. Hierzu wurden Lamellenmessungen im Querschnittsprofil mittels eines induktiven Fließgeschwindigkeitsmeßgerätes (Flo-Mate, Typ 2000, Marsh-Mc Birney Inc., Maryland, USA) vorgenommen. Die mittlere Querschnittsfließgeschwindigkeit wurde nach der in LAWA & BMV (1988) angegebenen Methode berechnet.

Die Abschätzung der Phytoplanktonbiomasse wurde über den Chlorophyll *a* (Chl *a*) - Gehalt als relativen Summenparameter vorgenommen. Der Chl *a* - Gehalt wurde nach Extraktion der filtrierten Proben in N,N'-Dimethylformamid (DMF) spektrophotometrisch (Lambda 2 UV/VIS, Perkin-Elmer, Überlingen) nach Porra *et al.* (1989) bestimmt. Die Filtration erfolgte mittels GF 92 Filter (Schleicher & Schuell), die Extraktionszeit betrug 24 h.

Die Lichtintensitäts-Abhängigkeit der Photosyntheserate des Phytoplanktons wurde mit Hilfe einer automatisierten Lichtdispenser / Clarke-Elektroden-Einheit ("Lichtpipette MK2", Illuminova, Uppsala, Schweden) bestimmt. Die konzentrierten Proben wurden zur Bestimmung des Respirationswertes einer halbständigen Dunkelvorinkubation und nachfolgend einer Serie von 8 Lichtintensitäten ausgesetzt. Die Berechnung der Photosyntheseparameter (α - linearer Anstieg der Photosyntheserate im lichtlimitierten Bereich; P_{max} - maximale Photosyntheserate; E_k - Lichtsättigungspunkt) erfolgte mit Hilfe der von Walsby (1997) publizierten Arbeitsblätter.

Das Unterwasserlicht wurde an mehreren Flußabschnitten im Tiefenprofil erfaßt (Spektroradiometer Macam SR-9910, MACAM, Livingston, Großbritannien, 4- π -Sensor mit 0.5 cm Durchmesser). Für die Berechnung der Attenuationsspektren wurden spektral aufgelöste Einzelmessungen aus 4 - 6 Tiefen je Standort zugrunde gelegt und die Transmissionskoeffizienten der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR, 400 - 700 nm) berechnet.

In einer Begehung der Fließstrecke wurde die uferbegleitende Vegetation von Gehölzen und Sträuchern, die in schattenspendender Entfernung zur Warnow standen, erfaßt. Es wurden Höhe, Breite und Entfernung zum Fluß sowie die relative Lage zum Fluß (Himmelsrichtung) von einzeln stehenden Gehölzen, Buschgruppen oder größeren homogenen Waldabschnitten bestimmt. Die Höhe wurde mit Hilfe

eines Winkelmessers unter Bezugnahme auf die jeweilige Entfernung zwischen Meßpunkt und Objekt bestimmt.

Parallel zur Kartierung und Vermessung der Ufervegetation wurde deren beschattende Wirkung auf den Flußlauf über eine Berechnung des relativen Lichtgenusses bestimmt. Dazu wurden je kartierter Einheit mindestens zehn Vergleichsmessungen im Schattenbereich und einer benachbarten unbeschatteten Freifläche vorgenommen. Die Messungen erfolgten zeitgleich mittels zweier Cosinus-PAR-Sensoren (LiCor Inc., USA). Für unzugängliche Bereiche oder bei zu großer Entfernung zwischen Licht- und Schattenbereichen wurden die entsprechenden Ergebnisse vergleichbarer Standorte gemittelt und flossen als mittlerer Lichtgenuß in die Berechnungen ein.

Die Berechnung der beschattenden Wirkung der erfaßten Ufervegetations-Einheiten im Tagesverlauf erfolgte unter Berücksichtigung folgender Parameter:

- Höhe und Breite der beschattenden Einheit
- Relative Lichtschwächung
- Lage zum Fluß (Entfernung und Himmelsrichtung)
- Flußbreite
- Tagesgang der photosynthetisch aktiven Strahlung unter Annahme wolkenlosen Himmels.

Die Berechnung des tageszeitlichen Verlaufs der Sonnenposition erfolgte nach Walsby (1997). Um qualitative Vergleiche zwischen den einzelnen Untersuchungsabschnitten zu ermöglichen, wurde eine tageszeitliche Einteilung des Schattenwurfes in Frühschatten (Sonnenaufgang, ca. 4.50 Uhr bis 10 Uhr), Mittagschatten (10 bis 16 Uhr) und Abendschatten (16 Uhr bis Sonnenuntergang, ca. 21.30 Uhr) vorgenommen. Bei der Berechnung wurde nur beachtet, ob der jeweilige Schatten auftritt oder nicht. Der Fall, daß ein Baum durch seine besondere Stellung zur Sonne nur zu einem Teil der als "Morgenschatten" definierten Zeit Schatten wirft, konnte durch die Fülle der Parameter nicht berücksichtigt werden. Die absoluten Schattenzeiten wurden daher teilweise überschätzt.

Die Makrophytenbestände entlang der Fließstrecke wurden sowohl qualitativ als auch quantitativ erfaßt. Die Aufnahme erfolgte als fortlaufender Bestand, ausgedrückt in Flußmetern, und als geschätzter Bedeckungsgrad (in Prozent) über die gesamte Flußbreite. Aus dieser Kombination wurden Flußmeter vollständiger Bedeckung errechnet, die für die einzelnen Flußabschnitte nach taxonomischen Einheiten getrennt addiert wurden.

Ergebnisse

Veränderungen im Chlorophyll a - Gehalt

Die longitudinale Entwicklung der Phytoplanktonbiomasse ist in Abb. 1 dargestellt. Ausgehend vom Barniner See Ablauf (km 35.2), der einen Chl a - Gehalt von

62 $\mu\text{g l}^{-1}$ aufwies, war eine kontinuierliche Abnahme der Biomasse auf der nachfolgenden Fließstrecke bis Gädebehn (km 42.8) zu verzeichnen. Die höchste Biomasseabnahme wurde auf dem ersten 3.2 km langen Abschnitt bis zur Station Rönkendorfer Mühle (km 38.4) gemessen, an dessen Ende die Ausgangsbiomasse bereits um 50 % vermindert war. Auf der folgenden Teilstrecke (km 38.4 - km 42.8), die durch eine geringere mittlere Fließtiefe und höhere Fließgeschwindigkeiten charakterisiert war, lagen die Verlustraten niedriger, jedoch verringerte sich die Biomasse nochmals um insgesamt 37 %. Zwischen km 42.8 und 52.4 nahm der Chl a - Gehalt geringfügig zu, was auf den Einfluß zweier Warnowzuflüsse (Mühlenfließ, Motel) zurückzuführen ist.

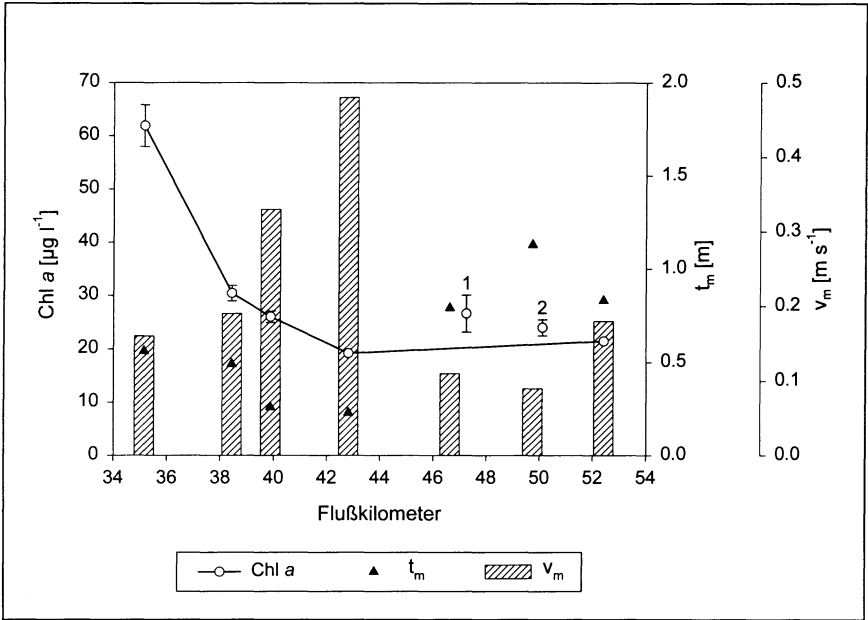


Abb. 1 Longitudinale Veränderungen des Chl a - Gehaltes, der mittleren Fließtiefe und der mittleren Fließgeschwindigkeit entlang des Flußabschnittes Barniner See - Langen Brütz (Oberlauf Warnow) (t_m - mittlere Tiefe, v_m - mittlere Fließgeschwindigkeit, Warnowzuflüsse: 1 - Mühlenfließ, 2 - Motel)

Lichtsättigung der Photosynthese

Die Lichtsättigungspunkte (E_K) für das Phytoplankton zeigten deutliche Unterschiede zwischen den Probenahmestationen (Tab. 2). Der höchste E_K - Wert wurde am Ende der untersuchten Fließstrecke bei km 52.4 gemessen. Da E_K als Quotient

aus P_{max} und α eine positive Korrelation mit dem Lichtadaptationszustand aufweist, deutet dieses Ergebnis auf eine Starklichtanpassung des Phytoplanktons in der vorangegangenen Fließstrecke hin. An der Station Gädebehn lag der E_K - Wert am niedrigsten, was somit auf eine Adaptation des Phytoplanktons an Schwachlichtbedingungen auf der vorherigen Fließstrecke schließen läßt. Der E_K - Wert des Phytoplanktons am Ablauf des Barniner Sees lag zwischen diesen Extremen.

Tabelle 2 Lichtsättigungspunkte der Photosynthese (E_K) des Phytoplanktons und PAR-Transmissionskoeffizienten an verschiedenen Stationen der Fließstrecke

Flußkilometer	Station	Lichtsättigung E_K [$\mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{ s}^{-1}$]	Transmissionskoeffizient [% m^{-1}]
35.2	Barniner See Ablauf	345	6.3
42.8	Gädebehn	123	
52.4	Langen Brütz	402	9.1

Spektrale Zusammensetzung des Unterwasserlichtes

Attenuationsspektren liefern ein Maß für die Streuungs- und Absorptionseigenschaften des Wasserkörpers. Diese wurden an den beiden Stationen BS und LB wesentlich durch Gelbstoffe und partikuläres Material (erkennbar am Anstieg der Attenuation < 400 nm) bestimmt (Abb. 2). Die Absorption durch Phytoplanktonpigmente spielte zum Zeitpunkt der Probenahmen eine untergeordnete Rolle. Selbst im Bereich der langwelligen Chl a - Absorptionsbande (bei 680 nm) ist kein distinkter Peak erkennbar. Der PAR-Transmissionskoeffizient (Maß für die Eindringtiefe des Lichtes) stieg auf der Strecke zwischen Barniner See und Langen Brütz nur unwesentlich von 6,3 auf 9,1 % m^{-1} an (Tab. 2).

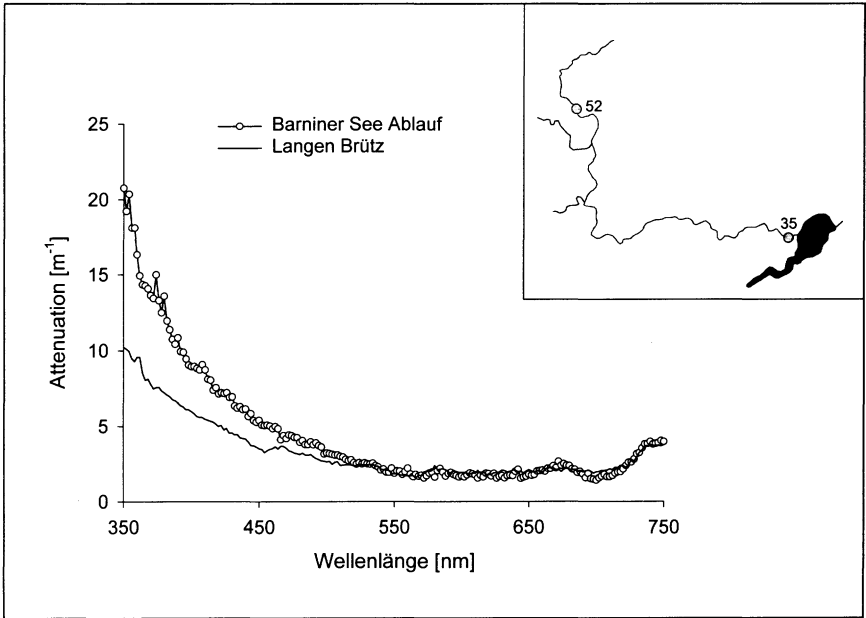


Abb. 2 Attenuationsspektren des Barniner See Ablaufes (km 35.2, offene Kreise) und Langen Brütz (km 52.4, durchgezogene Linie)

Relative Beschattung des Flußlaufes durch Ufervegetation

Die einzelnen Flußabschnitte unterscheiden sich deutlich in ihrem Beschattungsgrad durch Ufergehölze (Abb. 3). Die Fließstrecke unterhalb des Barniner Sees (RM) ist durch einen geringen Beschattungsgrad charakterisiert. Hier durchfließt die Warnow eine Wiesenlandschaft, die in größeren Abständen von einigen Baumgruppen (z.B. Pappeln, Erlen) oder buschartiger Vegetation (z.B. Holunder) gesäumt wird.

Im Gegensatz dazu weisen die beiden folgenden kartierten Gewässerabschnitte RF und GB einen sehr hohen Beschattungsgrad auf. Bedingt durch dichten Baumbestand und geringer Flußbreite überragen die Baumkronen der Bäume beider Ufer oftmals den gesamten Fluß und es entsteht eine Art "Tunnel". In diesen Streckenabschnitten erreichen weniger als 20 % des einfallenden Lichtes die Wasseroberfläche. An einigen Stellen werden diese tunnelartigen Abschnitte von kleineren Lichtungen unterbrochen, in denen das Licht ungehindert auf die Wasseroberfläche fällt.

Nach dieser relativ dicht bewaldeten Fließstrecke lockert die Ufervegetation zwischen Augustenhof (km 46.6) und Vorbeck (km 49.7) merklich auf. Kleinere Wäldchen säumen den Gewässerrandstreifen, der auf weiten Strecken nur von niedrigen

Stauden und Büschen bewachsen ist, so daß, ähnlich dem ersten Gewässerabschnitt RM, mehr als 80 % der Strecke gänzlich unbeschattet sind.

Auf der Fließstrecke zwischen Vorbeck (km 49.7) und Langen Brütz (km 52.4) nimmt der Beschattungsgrad wieder etwas zu, im Durchschnitt erreichen nur noch etwa 60 % des einfallenden Lichtes die Gewässeroberfläche. Die Ufervegetation besteht aus kleinen Birken- oder Erlenwäldchen, die von buschartiger Vegetation abgelöst werden.

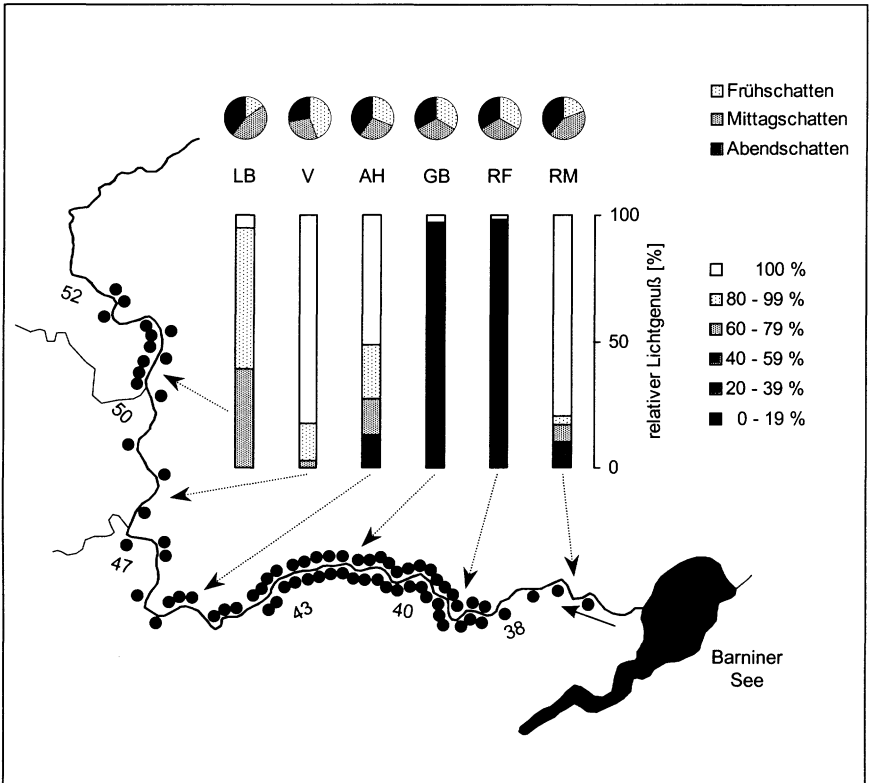


Abb. 3 Relativer Lichtgenuß und tageszeitliche Verteilung der Beschattung einzelner Flußabschnitte zwischen Barniner See und Langen Brütz durch Ufervegetation. Dargestellt ist der relative Lichtgenuß als prozentuale PAR-Tagesdosis, wobei 100 % einer unbeschatteten Vergleichsfläche entsprechen. Wesentliche Punktquellen intensiver Beschattung (dichte Baumgruppen, Forste) sind durch graue Punkte in der Graphik abgebildet. Die Kreisdiagramme geben den Anteil der Gesamtschattung an, der unabhängig vom Grad der Lichtschwächung zu den einzelnen Tageszeiten auftritt.

Beschattung in Abhängigkeit von der Tageszeit

Die prozentuale tageszeitliche Verteilung des Schattenwurfes (Früh-, Mittag-, Abendschatten, siehe Material und Methoden) für die jeweiligen Streckenabschnitte ist in den Kreisdiagrammen in Abb. 3 dargestellt. Die Abschnitte RM und LB werden hauptsächlich in den Mittags- und Abendstunden beschattet, nur etwa 15 - 20 % der Beschattungsereignisse beider Fließstrecken finden in den Morgenstunden statt. Auf den Teilstrecken GB und RF spielt die Tageszeit aufgrund des hohen Beschattungsgrades durch "Tunnelwald" keine Rolle. Die Anteile des Flusses, die im Streckenabschnitt AH in den Morgen- und Mittagsstunden beschattet werden, sind ebenfalls ausgeglichen. Lediglich der Anteil der Fließstrecke der abends beschattet wird, liegt etwas höher. Im nachfolgenden Gewässerabschnitt (V) ändert die Warnow ihre Fließrichtung um 90° und fließt in nördliche Richtung. Infolgedessen wird durch die Vegetation am Ostufer in den Morgenstunden ein wesentlich größerer Streckenanteil als in den anderen Teilabschnitten beschattet.

Verteilung der Makrophytenbestände auf der Fließstrecke

Die einzelnen Flußabschnitte wiesen sowohl einen unterschiedlichen Deckungsgrad als auch Unterschiede in der Zusammensetzung der Makrophyten auf (Abb. 4). Die Bedeckung der Fließstrecke RM mit sub- und emersen Makrophyten betrug 7 % und beschränkte sich fast ausschließlich auf das Vorkommen flutender Unterwasserblätter von *Sparganium emersum*. Die stromabwärts liegenden, dicht bewaldeten Abschnitte RF und GB waren zu weniger als 5 % mit Makrophyten bewachsen. Das Vorkommen von Makrophyten beschränkte sich in diesen Flußabschnitten ausschließlich auf die oftmals nur 20 bis 50 m breiten Lichtungen, die einen relativen Lichtgenuß von nahezu 100 % aufwiesen. Diese Bereiche waren dann jedoch meist deckend bewachsen und wurden hauptsächlich von der Gelben Teichrose *Nuphar lutea* besiedelt. Im Gegensatz dazu zeichneten sich die locker mit Ufervegetation bewachsenen Gewässerabschnitte AH, V und LB durch einen vergleichsweise hohen Makrophyten-Deckungsgrad (25 - 35 %) aus, wobei die Zusammensetzung der Makrophytengemeinschaft variierte. Es dominierten submerse Wasserpflanzen wie *Potamogeton spp.* (hauptsächlich *Potamogeton perfoliatus*), die submerse Ausprägung von *Sparganium emersum*, *Elodea canadensis* sowie unter den emersen Wasserpflanzen *Sparganium erectum*.

Die Uferzonen der gesamten Fließstrecke waren fast durchgängig durch dichte Bestände von Röhrichtpflanzen (*Glyceria maxima*, *Phragmites australis*, *Typha sp.*) gekennzeichnet. Die prozentuale Bedeckung der Flußoberfläche durch diese Bestände konnte jedoch nicht mit ausreichender Genauigkeit abgeschätzt werden, da sie sich weit in das teilweise sumpfige Umland erstreckten.

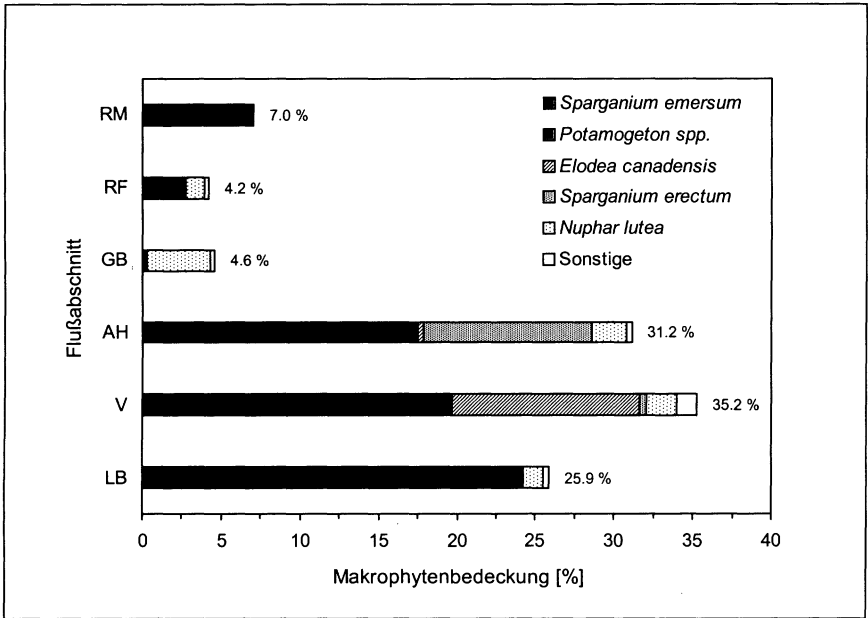


Abb. 4 Deckungsgrad durch Makrophyten bezogen auf anteilige Flußmeter in % an der Streckenlänge des jeweiligen Flußabschnittes

Diskussion

Aus den Ergebnissen geht hervor, daß sich die einzelnen Fließabschnitte erheblich in ihrem Unterwasserlichtklima unterscheiden, wobei diese Unterschiede vor allem auf Differenzen im Oberflächenlichtangebot zurückzuführen sind.

Die wechselnden Beschattungsverhältnisse durch Ufervegetation verursachten abrupte Veränderungen der Lichtintensität, denen das Phytoplankton ausgesetzt war. Innerhalb kürzester Zeitabschnitte wechselten daher Phasen einer Lichtlimitation mit solchen ab, in denen es zumindest potentiell zu Photoinhibition kommen kann.

Einfluß des Unterwasserlichtklimas auf die Chl a - Entwicklung

Die Attenuations- und damit Transmissionseigenschaften des Wasserkörpers veränderten sich im Verlauf der Fließstrecke nur unwesentlich. Berücksichtigt man jedoch die geringe Tiefe des Flußbettes der Warnow und die im Vergleich zum Barniner See intensiven Durchmischungsprozesse, ergibt sich eine verbesserte Lichtverfügbarkeit in der Fließstrecke. Eine Retentionszeit von 24 h sollte ausreichen, um eine Adaptation des Phytoplanktons an die Lichtverhältnisse in der Fließstrecke zu

ermöglichen. Allerdings kann nicht von vornherein ausgeschlossen werden, daß der wiederholte plötzliche Wechsel von Stark- und Schwachlichtsituationen eine Adaptation des photosynthetischen Apparates behindert. Aber auch in diesem Fall sollte zumindest eine tendenzielle Starklichtanpassung zu verzeichnen sein.

Ein direkter Zusammenhang zwischen den optischen Eigenschaften des Wasserkörpers und dem Adaptationszustand, bezogen auf den Lichtsättigungspunkt der Photosyntheserate, konnte nicht gezeigt werden.

Bei stark verringerter Tiefe und steigendem Lichtgenuß wiesen die Fließstrecken-Proben, vergleicht man sie mit den Proben aus dem Ablauf des Barniner Sees, erst eine Schwachlicht- und weiter flußabwärts eine Starklicht-Adaptation auf. Diese Befunde belegen, daß das Phytoplankton tatsächlich in der Lage ist, innerhalb weniger Stunden eine Lichtadaptation durchzuführen. Andererseits kann daraus geschlossen werden, daß die optischen Eigenschaften des Wasserkörpers selbst wenig Einfluß auf die Phytoplanktonentwicklung haben. Die Transmissionswerte waren auf der gesamten Fließstrecke durchgängig hoch, ohne daß wesentliche Unterschiede zwischen den Stationen auftraten. Die Veränderungen im Chl *a* - Gehalt werden somit in den Attenuationsspektren lediglich wiedergespiegelt, jedoch nicht durch Veränderungen der Transmissionseigenschaften des Wasserkörpers hervorgerufen.

Einfluß der Uferbeschattung auf das Phytoplankton

Der Adaptationsstatus der einzelnen Phytoplanktonproben entsprach den Beschattungsverhältnissen der jeweils vorgelagerten Fließstrecke. Während Schwachlicht-adaptierte Algen hinter "Tunnelwald"-Fließstrecken mit starker Beschattung gefunden wurden, wiesen die Phytoplanktonproben hinter geringfügig beschatteten Fließstrecken hohe Lichtsättigungspunkte auf. Offenbar reagierte das Phytoplankton vornehmlich auf die durch Ufervegetation hervorgerufenen Veränderungen im Lichtangebot.

Aus dem kontinuierlichen Absinken der Chl *a* - Konzentration entlang der Fließstrecke ergibt sich allerdings, daß auch diese erstaunlich schnelle Adaptationsfähigkeit des Phytoplanktons an fluktuierende Lichtbedingungen den negativen Trend der Biomasseentwicklung nicht kompensieren kann. Da zudem die höchsten Verluste auf dem ersten, nahezu unbeschatteten Fließabschnitt RM auftraten, kann auch eine eventuelle Lichtlimitation des Wachstums infolge Beschattung durch Ufervegetation nicht als Ursache der Biomasseverluste verantwortlich gemacht werden.

Auch eine Analyse bezüglich der Tageszeit, zu der die Beschattung hauptsächlich auftrat, veränderte dieses Bild nicht. Differenzen wären hier zu erwarten, da Früh- und Abendschatten auf Grund geringen Strahlungsangebotes stets zu einer Reduktion der Primärproduktion führen. Mittagschatten kann hingegen bei den im Beobachtungszeitraum gemessenen Lichtintensitäten von zum Teil mehr als 1800 $\mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$ durchaus eine schützende Wirkung vor Photoinhibitionsprozessen aufweisen.

Hinsichtlich der Makrophytenvegetation stellt sich die Situation anders dar. Die Warnow ist ein durchweg reich mit submersen bzw. Schwimmblattgewächsen besie-

delttes Fließgewässer (Jaschhof 1990). Die Makrophytenerfassung ergab, daß die meisten Arten unbeschattete Bereiche bevorzugten. Das läßt den Schluß zu, daß eine enge Korrelation zwischen dem Grad der Beschattung durch Ufervegetation und der Besiedlung des Fließgewässers mit Makrophyten besteht.

Makrophyten verändern (z.B. durch großflächige Schwimmblätter) das Unterwasserlichtklima ebenfalls erheblich und verursachen auf diese Weise zusätzliche Beschattungseffekte. Während für Standgewässer (vor allem Flachseen) Wechselwirkungen zwischen Makrophyten und Phytoplankton bereits nachgewiesen wurden (Scheffer 1998), liegen zu Fließgewässern bisher keine Studien vor.

Die Besiedlung gut beleuchteter Bereiche durch Wasserpflanzen führt im vorliegenden Fall zu einer Beschattung des Phytoplanktons auf Fließstrecken, die gering mit uferbegleitender Vegetation bewachsen waren. Ob und inwieweit sich die Beschattung durch Makrophytenbestände auf die Biomasseentwicklung des vorbeidriftenden Phytoplanktons auswirkt, konnte mit der vorliegenden Untersuchung nicht geklärt werden. Aufgrund der kurzen Retentionszeit des Planktons unter der abschirmenden Vegetation sind jedoch in Abhängigkeit vom Deckungsgrad der Wasseroberfläche keine so deutlichen Effekte wie in einem Standgewässer zu erwarten.

Der im Vergleich zu den Abschnitten AH, V und LB geringe Makrophytenbewuchs auf der ersten Fließstrecke, trotz guter Beleuchtungsverhältnisse, ist wahrscheinlich auf regelmäßige Entkrautungen durch staatliche Ämter zurückzuführen. Die Tatsache, daß gerade auf dieser Fließstrecke die größten Biomasseverluste auftraten, stützt ebenfalls die Vermutung, daß auch die Beschattung durch Makrophytenvegetation nicht als Ursache für die Verluste an Phytoplanktonbiomasse verantwortlich gemacht werden kann.

Zusammenfassung

- Die Veränderungen im Chlorophyll *a* - Gehalt auf der untersuchten Fließstrecke werden in den Attenuationsspektren zwar widerspiegelt, es gibt jedoch keinen Hinweis auf eine ursächliche Beeinflussung der Biomasseentwicklung durch das Unterwasserlichtklima im untersuchten Fließabschnitt der Warnow.
- Die Variabilität der Lichtsättigungspunkte verschiedener Stationen belegt, daß die Algen während ihres Stromabwärtstransportes in der Lage sind, sich innerhalb kurzer Zeit an wechselnde Lichtbedingungen zu adaptieren.
- Diese Adaptationsprozesse sind eng an die Lichtverfügbarkeit über der Wasseroberfläche gekoppelt, die ihrerseits vom Beschattungsgrad durch Ufervegetation abhängt.
- Der Deckungsgrad von Makrophyten wird, besonders in kleinen Fließgewässern wie der Warnow, maßgeblich von der Beschattung durch Ufergehölze beeinflusst.

Danksagung

Wir möchten Sigrid Sagert für hilfreiche Kommentare und Diskussion bei der Manuskripterstellung danken. Die vorliegenden Untersuchungen wurden durch ein Stipendium der Landesgraduiertenförderung Mecklenburg-Vorpommerns unterstützt.

Literatur

- DE RUYTER VAN STEVENINCK, E. D., ADMIRAAL, W., & VAN ZANTEN, B. (1990). Changes in plankton communities in regulated reaches of the Lower River Rhine. *Regul. Riv.* 5, 67 - 75.
- GUNKEL, G. (Hrsg.), (1996). Renaturierung kleiner Fließgewässer. Gustav Fischer Verlag, Jena, 471 S.
- JASCHHOF, C. (1990). Vegetationskundliche Untersuchungen an der Warnow. Diplomarbeit Universität Rostock.
- LACK, T. J. (1971). Quantitative studies on the phytoplankton of the Rivers Thames and Kennet at Reading. *Freshwat. Biol.* 1, 213 - 224.
- LAWA & BMV (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser und Bundesminister für Verkehr), (1988). Pegelvorschrift, Anlage D. Verlag Paul Parey, Hamburg - Berlin.
- PORRA, R. J., THOMPSON, W. A. & KRIEDEMANN, P. E. (1989). Determination of accurate extinction coefficients and simultaneous equations for assaying chlorophylls *a* and *b* extracted with four different solvents: verification of the concentration of chlorophyll standards by atomic absorption spectroscopy. *Biochim. Biophys. Acta* 975, 384 - 394.
- REYNOLDS, C. S. (1988). Potamoplankton: paradigms, paradoxes and prognoses. In: *Algae and Aquatic Environment*, edited by F. E. Round, Biopress, Bristol, 285 - 311.
- SCHEFFER, M. (1989). Ecology of shallow lakes. Chapman & Hall, London, 1. Auflage, 357 S.
- UHLMANN, D. (1988). Hydrobiologie - Ein Grundriß für Ingenieure und Naturwissenschaftler. Gustav Fischer Verlag, Jena, 3. Auflage, 298 S.
- WALSBY, A. E. (1997). Numerical integration of phytoplankton photosynthesis through time and depth in a water column. *New Phytol.* 136, 189 - 209.

Verfasser

Dipl.-Biol. Mandy Bahnwart
Universität Rostock
Allgemeine und Spezielle Botanik
Wismarsche Str. 8, D-18055 Rostock
E-mail: mb@bio1.uni-rostock.de

Prof. Dr. Hendrik Schubert
Universität Greifswald
Institut für Ökologie, Botanisches Institut
Grimmer Straße 88, D-17487 Greifswald
E-mail: schubh@mail.uni-greifswald.de

Almut Kießlich
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock

Almuth Spitzer
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock

