

Ökosystemforschung in der Kieler Bucht

**Abschlußbericht
für das BMBF-Projekt 03F0166A**

1996-1998

**Institut für Meereskunde
Düsternbrooker Weg 20
D-24105 Kiel**

Ausführende:

PD Dr. D.E. Schulz-Bull

Dipl. Biol. G. Behrends

Dr. H.C. Giesenhausen

Dr. H.P. Hansen

Dr. U. Horstmann

Dr. H. Rumohr

Zusammenfassende Übersicht

Das Verbundvorhaben „Ökosystemforschung in der Kieler Bucht“ untersuchte spezifische Ökosystemaspekte mit dem Ziel, neue Grundlagen für eine Bewertung der anthropogenen Belastungen im Vergleich zu den natürlichen Begrenzungen und Fluktuationen der biologischen Produktion in diesem System zu schaffen. Ein zentrales Problem in der Ostsee stellen regelmäßig saisonal auftretende Sauerstoffdefizite dar, deren Ursachen in zwei Teilprojekten näher analysiert wurden: Durch zeitlich hochauflösende Analysen des Jahresganges der biologischen Produktion und der wichtigsten hydrographisch/chemischen Steuergrößen wurde im Teilprojekt 1 die zeitliche Folge des Eintrages von Nährstoffen und organischem Material erfaßt und in Beziehung zur Entwicklung der Sauerstoffbedingungen im Gebiet gesetzt. Im Teilprojekt 3 wurden spezifische Reaktionen des Phytoplanktons untersucht, die zur Sauerstoffzehrung führen können, und die Möglichkeiten zur Erfassung synoptischer Verteilungsbilder durch Satellitenfernerkundung genutzt. Diese prozessorientierten Arbeitsansätze wurden durch zwei weitere auf Methodenentwicklung ausgerichtete Teilprojekte ergänzt: Zum einen ging es um eine Optimierung der Methoden zur Bestimmung von organischen Schadstoffen in der Wasserphase (Teilprojekt 2) und zum anderen um die Kalibrierung moderner optischer Methoden zur Erfassung der Benthosbesiedlung (Teilprojekt 4).

Aus der Auswertung der drei Jahreszyklen des Projektzeitraumes und der bis 1957 zurückreichenden Zeitreihenbeobachtung hydrochemischer und biologischer Beobachtungen auf der Station Boknis Eck in der Kieler Bucht konnte im TP 1 eine erste Modellierung der Beziehungen zwischen der Sauerstoffzehrung im Bodenwasser und äußeren Einträgen (Niederschlag) durchgeführt werden. Es wurde der Niederschlagszeitraum von Juni des Vorjahres bis Januar des aktuellen Jahres als vorrangig bestimmend für die Intensität und Dauer der Sauerstoffmangelphase im Tiefenwasser identifiziert. Dabei wurde ein potentieller Sauerstoffmangel als Regression der Konzentrationsabnahme im Bodenwasser vom 80. Bis zum 260. Julianischen Tag (Sauerstoffzehrungsrate)

definiert. Diese Zehrungsrate korreliert gut ($r = 0.42$, $p < 0.02$) für den gesamten Zeitraum von 1957 bis 1998 und sehr gut ($r = 0.74$, $p < 0.002$) für den Zeitraum von 1979 bis 1998. Beobachtete Sauerstoffmangelsituationen decken sich mit den Niederschlags-Maxima im vorangegangenen Intervall und sind damit zumindest als „potentieller“ Sauerstoffmangel vorhersagbar.

Drei Methoden zur Bestimmung von Schadstoffkonzentrationen (PCB) im Meerwasser wurden im Teilprojekt 2 in mehreren Feldexperimenten verglichen. Die am IfM in Kiel entwickelte Technik der Anreicherung von Spurenstoffen an Festphasen mit Hilfe von *in-situ* Pumpen war als einzige in der Lage, im niedrigen Konzentrationsbereich verlässliche Werte zu liefern. Bei der aktuellen international viel diskutierten Extraktion von lipophilen Stoffen aus Meerwasser mit Hilfe von semi-permeablen Membranen (SPMD) traten erhebliche Probleme auf, die einen Einsatz für Monitoring-Aufgaben in der Ostsee unmöglich machen. Hauptsächlich die sehr niedrigen Konzentrationen bei schnell wechselnden äußeren Bedingungen und die lange Zeitdauer bis zur Gleichgewichtseinstellung lassen keine exakten Berechnungen der Wasserkonzentrationen zu.

Im Teilprojekt 3 wurden neue Erkenntnisse zur Eisenaufnahme des Phytoplankton durch von Bakterien produzierte Siderophoren gewonnen. Weiterhin zeigten Untersuchungen zur Partikelbildung, daß die Akkumulation sowohl von gelöster als auch von partikulärer organischer Substanz die vom Phytoplankton exkretiert wird für die Sauerstoffzehrung in der Wassersäule und am Boden von großer Bedeutung sein kann. Darüberhinaus konnten erste Satellitenaufnahmen, des neuen ab Herbst 1998 operierenden SeaWiFS Multispektralscanners, bearbeitet werden. Diese Aufnahmen geben Hinweise auf die Chlorophyllverteilung und auf Advektionsprozesse in der Oberflächenschicht.

Im Teilprojekt 4 umfaßten die Feldarbeiten eine wiederkehrende Aufnahme von räumlich auflösenden Standardstationen in der Kieler Bucht und in der zentralen und südlichen Ostsee, mit parallel erfaßten Bilddokumenten und Benthosproben. Der Fehmarn Belt wurde großflächig aufgenommen, um die Aussagekraft von

Einzelstationen zu überprüfen. Die biologischen und bildmäßigen Daten der Standardstationen liegen weitgehend aufbereitet vor. Sie werden zur Erhaltung langfristiger Datenserien in begrenztem Maße noch weiter ergänzt. Der gegenwärtige Auswertungsstand zeigt, daß aus dem Videomaterial sehr gute, mit den Befunden aus Benthosproben übereinstimmende Aussagen über die verschiedenen Sedimenttypen und ihre physikalische Störung durch die Fischerei sowie über die Verteilung unterschiedlicher, von der Sulfidquelle abhängiger Wuchsformen von *Beggiatoa*-Flecken/Rasen zu erhalten sind. Der Vergleich geochemischer Daten mit synoptisch aufgenommenen Sedimentprofilphotographien kam über vielversprechende Pilot-Untersuchungen nicht hinaus, ebenso konnte die im Rahmen deutsch-kanadischer Zusammenarbeit konzipierte Kombination der akustischen DRUMS Technologie mit der REMOTS Kamera nicht realisiert werden. Die vergleichende Analyse von multivariaten Mustern aus Benthoslangzeitserien und synoptisch gemessenen REMOTS Bildern ergaben interessante komplementäre Aspekte und zeigten, daß traditionelle Benthosproben eher die Geschichte der Anoxie-Episoden darstellt, während Sedimentprofilphotographien mehr die wechselnde Dichte der physikalischen Störungen durch Trawlfischerei reflektiert.

Teilprojekt 1

Auswirkungen von saisonalen und ereignishaften Einträgen von Nährstoffen und organischem Material auf den Sauerstoffmangel in der Kieler Bucht.

Dr. H. P. Hansen, Dr. H. C. Giesenhausen, Dipl.Biol. G.Behrends

Aufgabenstellung

Saisonaler oder permanenter Sauerstoffmangel und das Auftreten von Schwefelwasserstoff in Bodenschichten sind in vielen Gebieten der Ostsee als Folge von erhöhten Nährstoffeinträgen und hydrographischen Voraussetzungen in zunehmendem Maße zu beobachten. Das Zusammenspiel zwischen Ausmaß und Zeitpunkt der Nährstoffeinträge, Zufuhr und Zehrung von Sauerstoff sowie hydrographischen Vorgängen ist in verschiedenen Ostseegebieten charakteristisch unterschiedlich. Für die Frage nach dem jeweils überwiegenden Prozess und damit den Erfolgsaussichten regulierender Eingriffe müssen die regional-spezifischen Wege von Einträgen und die Stoffflüsse bis zur Anoxie beschrieben und nach Möglichkeit quantifiziert werden. Mit den Ergebnissen der Untersuchungen aus Projekten des Instituts für Meereskunde ab 1957 und dem Biologischen Monitoring aus den Jahren 1979-1995 sollte dieser Zusammenhang für die Kieler Bucht beschrieben und langfristige Veränderungen identifiziert werden.

Voraussetzungen unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde

Veränderungen von marinen Ökosystemen, insbesondere deren Stoffhaushalte, sind langfristige Vorgänge und daher durch Untersuchungen in einem auf wenige Jahre begrenzten

Projektzeitraum kaum zu erfassen. Das vorliegende Projekt konnte jedoch nicht nur auf ein langjähriges Grundgerüst von Messungen und Daten aus dem BMBF Projekt 03F0547A (Biologisches Monitoring der Ostsee), sondern zusätzlich auf die die vorhandene Logistik und das hinsichtlich der Probenahmen und Analytik „eingespielte“ Personal zurückgreifen.

Zusätzlich war die Gewinnung von dynamischen Prozessgrößen wie z.B. Austauschkoeffizienten in der Wassersäule und an der Wasser/Atmosphäre- und Wasser/Sediment - Grenzfläche mithilfe von langfristig eingesetzten in-situ Sonden sowie Strömungsmessungen von einem verankerten und bemannten Geräteträger aus vorgesehen.

Logistische Gründe erzwangen ab Beginn des zweiten Projektjahres (1997) statt des Geräteträgereinsatzes die „konventionelle“ Beprobung mit Tagesfahrten von Forschungsschiffen und diskreter Probenahme, wobei verankerte in-situ Registrierungen und Strömungsmessungen entfallen mußten.

Für die Respirationsuntersuchungen an Zooplanktonorganismen sollte im Projekt eine „Planktonpumpe“ entwickelt werden, die es erlaubt, Zooplankton größenfraktioniert aus ausgewählten Tiefenhorizonten zu sammeln. Wichtiges Kriterium dieser Pumpe war, die Sammelmethode so schonend zu halten, daß die Organismen nicht nachhaltig in ihrer Aktivität beeinträchtigt werden.

Planung und Ablauf des Vorhabens

Die Planung der einzelnen Aufgaben im Projekt ist in der Tabelle 1- 1 dargestellt.

Nach der Projektbewilligung im Dezember 1995 mußten etwa 6 Monate für die Fertigstellung der Feld- und Labor-Sonden und Meßsysteme eingeplant werden. Daher konnte die Erfassung der Jahressgänge (zeitlich hochaufgelöste Messungen) erst im Sommer 1996 beginnen. Die Auswertungen und die prozessorientierte Modellierung werden aus der Grundausrüstung des IfM-Kiel über den Projektzeitraum hinaus fortgesetzt.

Tabelle 1-1: Arbeitsplan

	1996	1997	1998	1999
Datenaufbereitung (Hydrochem., Biol. ab 1957)	█			
Meßsysteme				
Feld-(in-situ) Sonden	█			
Zoopl.Fraktionsammler	█			
Respiratoren	█			
Datengewinnung				
hochaufgelöste Jahresgänge	█			
Feldbeprobung/Labormessg.	█			
Modellierung				
Deskriptive Modell. der mittleren Saisonalitäten	█			
Prozessorientierte Modellierung		█ →		
Weitergehende Auswertungen		█ →		
Berichtserstellung		█	█	█

Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde

Die wesentlichen chemischen und biologischen Einzelprozesse, die in den Zyklus der Produktion auf der Basis der Nährsalze bis zur Remineralisierung des organischen Materials involviert sind, dürfen als bekannt angesehen werden. Der Verlauf des Gesamtprozesses über ein Jahr oder mehrere Jahre als Folge von (anthropogenen) Einträgen und der ineinander verzahnten Einzelprozesse ist jedoch sehr schwer faßbar. Wesentliche Gründe dafür sind die ausgeprägten regionalen Unterschiede sowie nachgewiesene (und vermutete) Veränderungen der Randbedingungen (z.B. Hydrologie, Austauschsituation Nordsee/Ostsee etc.) im Verlauf der letzten Jahrzehnte. Diese langzeitlichen Veränderungen (Trends) sind in den Periodic Assessments der HELCOM (HELCOM, 1987, 1990, 1996) aufgelistet und dargestellt. Sie finden sich noch detaillierter - und mit mehr Bezug zum Untersuchungsgebiet - in den Berichten der deutschen und dänischen Küstenämter und des Biologischen Monitoring am IfM-Kiel (Duinker, 1993). Sobald es allerdings um Veränderungen gegenüber Perioden geht, die mehr als 20 Jahre zurückliegen, sind die zugrunde liegenden Datensätze meist kaum

ausreichend, um zu quantitativen Aussagen zu kommen. Man darf wohl mit Recht die in den HELCOM Assessments für die Ostsee von einer großen Gruppe von Ostseeexperten zusammengetragenen Daten, Einschätzungen und Deutungen als den akzeptierten Stand der Wissenschaft bis etwa 1994 ansehen.

Danach gilt, daß sich im winterlichen Oberflächenwasser (bzw. mixed layer) als Folge von Einträgen und Remineralisation eine Nährstoffkonzentration einstellt, die den folgenden Produktionszyklus bestimmt und dieser wiederum den herbstlichen Sauerstoffmangel. Jedes Jahr wird also als isolierte Einheit betrachtet, wobei der Kalenderjahreswechsel die "Nullsituation" darstellt. Noch Smetacek et al. (1984) formulieren diese Phase als Gleichgewichtszustand, der ab Ende November durch aerobe geochemische Steuerung der Sediment/Wasser Grenzfläche eingestellt wird. Doch zeigen gerade die in dieser Arbeit dargestellten Daten, daß bezüglich der produktionsbiologisch dominierenden Komponente Nitrat im Winter eben kein Gleichgewichtszustand erreicht wird, sondern ein deutlicher Anstieg in die Frühjahrsproduktion hineinreicht. Auch die Darstellung des Jahresganges von Neusedimentation und Resuspension (ebenda) dokumentiert bis zum Beginn der Frühjahrs-Planktonblüte einen hohen Anteil an partikulärem Kohlenstoff aus Resuspension bei vernachlässigbarer Neusedimentation. Ganz eindeutig wird der stetige Konzentrationsanstieg des Nitrat bis zum Beginn der Frühjahrs-Planktonblüte des folgenden Jahres (also kein Gleichgewicht) bei Detailuntersuchungen an der Station Boknis Eck in den letzten Jahren (Hansen, 1992a,b) und auch in den Ergebnissen des Biologischen Monitoring am IfM-Kiel (Hansen,1993). Es läßt sich derzeit nicht eindeutig beantworten, ob sich Prozesse wie Einträge, Produktion und Remineralisierung so verändert haben, daß sich ein anderer saisonaler Verlauf ergibt oder, ob der früher angenommene Gleichgewichtszustand im Winter-Oberflächenwasser mehr ein allgemein akzeptiertes „Wissen“ als tatsächliche Beobachtungen widerspiegelt.

Der Vergleich der Lichttiefen aus einem Zeitraum zu Beginn des Jahrhunderts gegenüber den letzten Jahrzehnten weist deutlich auf die Veränderung im Jahresgang der Produktion hin. In früheren Zeiten war das Jahr von durchgängig großen Lichttiefen geprägt, in denen die Frühjahrsblüte als intensives Minimum auftrat. Heute sind die Lichttiefen ganzjährig deutlich geringer und das Minimum zur Frühjahrsblüte liegt nur wenig unter den Herbstwerten. Dieses, sowie direkte Beobachtungen der Phytoplankton-Produktion zeigen, daß eine

Verschiebung der Produktionsphasen von einer Dominanz der Frühjahrsblüte hin zu einer mehr ganzjährigen Produktion erfolgt ist, die bis in den November/Dezember hinein andauern kann (Maske, 1994). Wegen der absinkenden Temperaturen und der starken vertikalen Vermischung verlangsamen sich viele Abbauprozesse durch Zooplankton, Benthosorganismen und Bakterien. Deshalb kann die Freisetzung von Stickstoff aus dem partikulären organischen Material des Spätherbstes nicht während der Winterzeit abgeschlossen werden, sondern reicht weit in das Folgejahr hinein und greift dort in die Produktionsprozesse ein. Dies würde erklären, warum es in der Kieler Bucht nicht gelingt, Nährstoffeinträge, Produktion und Sauerstoffmangel innerhalb eines Jahres miteinander zu korrelieren. Vielmehr müssen, worauf dieses Projekt abzielt, die Vorgaben (Eintrag, Produktion) aus dem Vorjahr - oder gar den Vorjahren - mit erfaßt und berücksichtigt werden.

Die im Jahresmittel remineralisierbare Menge an organischem Material ergibt sich gerade in küstennahen Gebieten nicht allein aus der "neuen Produktion", die nach Dugdale und Göring (1967) über den Nitratverbrauch definiert wird.

Vornehmlich bakterielle Prozesse (z.B. Denitrifikation, Nitrifikation und Nitratatmung) verfälschen eine Kalkulation der Produktion über den Verbrauch anorganischer Stickstoffkomponenten.

Produktion und Mineralisation werden jedoch durch zwei weitere Prozesse wesentlich beeinflusst:

I) Der große Pool an gelösten organischen Verbindungen in der Ostsee (Heinänen, 1993) ist nur zum Teil schwer abbaubar und steht den Bakterien durchgehend zur Verfügung. Da er jedoch in der Regel ein höheres C:N Verhältnis besitzt, als es die bakterielle Biomasse aufweist, kann er aus diesem Grund nicht ohne zusätzliche Stickstoffeinträge von den Bakterien aufgenommen werden. Der Eintrag anorganischer Stickstoffquellen wird folglich die Effizienz in der Nutzung dieses Pools erhöhen.

II) Eingetragene organische Verbindungen können direkt über die Bakterien ins Nahrungsnetz eingeschleust werden (Simon und Rosenstock, 1993) und unabhängig von der Primärproduktion zur Sauerstoffzehrung im untersuchten Gebiet beitragen.

Beide Prozesse gewinnen mit zunehmender Eutrophierung an Bedeutung, und ihre Auswirkungen im Hinblick auf Produktion und Remineralisation im Untersuchungsgebiet werden leicht unterschätzt

Ein Vergleich der integrierten Jahresmittelwerte für die pelagische bakterielle Sekundärproduktion und die Primärproduktion an der Station Boknis Eck zeigt einen Kohlenstoffbedarf der Bakterien von ca 40% der Primärproduktion (Giesenhagen, unveröff.). Langzeitdaten von Giesenhagen (1993) belegen ein mit zunehmender Küstennähe ansteigendes Verhältnis von bakterieller Produktion zu Primärproduktion bei gleichzeitig zunehmender Entkopplung beider Prozesse an der Station Boknis Eck. Dies wird auf die Verwertung eingetragenen organischen Materials durch Bakterien zurückgeführt.

Nach Heinänen (1993) können eingetragene organische Verbindungen über die Bakterien zu einer Erhöhung der Gesamtproduktion und damit auch der Respiration im System beitragen. Dies sowie saisonale und ereignishaft Entkopplungen (Simon et al., 1993; Hoch and Kirchman, 1993) könnten erklären, warum sich die Produktion nicht direkt mit den gelösten anorganischen N-Komponenten korrelieren läßt. Die Phytoplanktonproduktion müßte um einen Anteil bakterieller Produktion korrigiert werden.

Bakterien dominieren die Remineralisation organischen Materials im Meer (s. z.B. Pomeroy & Wiebe, 1993). Untersuchungen zum Kohlenstofffluß in der heterotrophen Komponente des Nahrungsgefüges können daher nur verstanden werden, wenn die Untersuchungen Messungen bakterieller Produktion und Respiration beinhalten. Wichtig für das Ausmaß der Sauerstoffzehrung in Bodennähe ist der Anteil an der Produktion, welcher bis zum Sediment gelangt. Ebenso wichtig ist daher die Bestimmung des Anteils an der Produktion, welcher bereits in der Wassersäule durch die Bakterien remineralisiert wurde. Hierdurch wird die Sedimentation des respirierbaren Materials erniedrigt bzw. verzögert.

Im Sediment sind Austauschvorgänge wie die Diffusion stark herabgesetzt. Die Sauerstoffzehrung beim Abbau partikulärer organischer Substanz, die auf oder ins Sediment gelangt ist, kann nicht in dem Maße wie in der Wassersäule durch Ausgleich mit der Atmosphäre oder durch Einschübe sauerstoffhaltigen Wassers kompensiert werden.

An dieser Stelle sei angemerkt, daß organisches Material nicht nur aerob abgebaut wird, ein Vorgang, der sich über Respirationmessungen erfassen läßt. Auch der anaerobe Abbau kann - in Abhängigkeit vom Standort - eine entscheidende Rolle spielen. Der in Sedimenten häufig

quantitativ bedeutendste Abbauweg ist die Sulfatreduktion, in deren Folge H_2S gebildet wird. Die chemische Oxidation des Schwefelwasserstoffes kann beträchtliche Sauerstoffmengen binden, ein Vorgang, der zeitweilig nicht einmal durch Sauerstoffeinträge kompensiert werden kann (Rheinheimer, 1991). Der anaeroben Substratumwandlung konnte jedoch im Rahmen dieses Projektes keine Rechnung getragen werden.

Die Nahrung der Bakterien stammt generell zum einen aus der autochton vor Ort produzierten Primärproduktion zum anderen aus allochtonem, eingetragenen organischen Material. Bei zunehmenden Einträgen von organischem Material (Eutrophierung, Verschmutzung) wird sich die Nutzung der allochton produzierten Verbindungen erhöhen. Im Hinblick auf die Fragestellung des Projektes wäre daher eine Trennung und Charakterisierung dieser beiden Quellen erstrebenswert gewesen. Bisher existieren jedoch keine geeigneten in situ Methoden, um dieses Problem zu bearbeiten. Unter diesen Bedingungen war daher die Bearbeitung zweier deutlich unterschiedlich stark eutrophierter Systeme ein sinnvoller Ansatz. Der Vergleich beider Standorte erlaubt Rückschlüsse über das Ausmaß, zu welchem die zwei unterschiedlichen Nahrungsquellen an der bakteriellen Produktion beteiligt sind. Daraus sollte sich als weiterer Schritt der Einfluß der Bakterien auf die Höhe der Gesamtproduktion ableiten lassen.

Einen weiteren wichtigen Beitrag zu Sauerstoffzehrung und Remineralisation im Pelagial liefert das Zooplankton. Für unser Gebiet hat Weisse (1985) einen Jahresgang der Respiration und Exkretion des Mikro- und Mesozooplanktons untersucht. Er berechnete eine Zehrung von ca. 30% der jährlichen Primärproduktion. Bei der von ihm verwendeten Fangmethode ist eine Unterschätzung des Anteiles des Mesozooplanktons zu erwarten, da diese Größenfraktion mit dem von ihm verwendeten 20μ - Netz nicht quantitativ erfaßt wird. Die von Martens (1976) über Bestandsentwicklungen ermittelte Sekundärproduktion liegt denn auch etwas höher.

Die hohen interannuellen Bestandsschwankungen des Zooplanktons im Zusammenspiel mit der in den letzten Jahren beobachteten Verschiebung des jahreszeitlichen Auftretens mancher Mesozooplanktonarten (Behrends 1993, 1997) lassen jedoch auch interannuelle Schwankungen sowie Veränderungen des jahreszeitlichen Schwerpunktes der durch Zooplanktonrespiration bedingten Sauerstoffzehrung und Remineralisation erwarten. Die Untersuchung von Schneider (1990) zum Metabolismus des Winterzooplanktons in der Kieler

Bucht zeigte, daß das Mesozooplankton durchaus auch in dieser Jahreszeit aktiv ist. Das Mikrozooplankton hingegen hat nach vorliegenden Erkenntnissen im Winter keinen großen Einfluß. Genauere Untersuchungen der Wintersituation der Zooplanktonrespiration und -exkretion sind unter dem Aspekt der beobachteten Intensivierung und Verschiebung der Phytoplankton-Herbstblüte bis in den Winter hinein von großer Bedeutung.

Es ist eben nichts darüber bekannt, ob im Bereich der Kieler Bucht neben anderen Prozessen auch die Dauer und das Ausmaß von Phasen der Entkopplung einzelner trophischer Ebenen eine Auswirkung auf die tatsächliche Ausbildung von Anoxie im bodennahen Wasser besitzen. Eine Entkopplung zwischen Phytoplankton und Bakterien kann bereits unabhängig von der Nährstoffsituation durch einschneidende Veränderungen der hydrographischen Bedingungen verursacht werden (Koepler et al. 1993, Ritzrau und Graf 1993).

Erzieltes Ergebnis

1. Datenmaterial

Aus Meßreihen des IfM (u.a. Krey et al 1978) und Daten des Biologischen Ostseemonitoring (BMBF 03F0166A) wurde eine Zeitreihe für hydrochemische Variablen sowie Chlorophyll-a und Phytoplanktonbiomasse erstellt, die von 1957 bis heute mit mindestens monatlichen Beprobungen die zentrale Projektstation Boknis Eck abdeckt. Es fehlen nahezu vollständig Daten für die Jahre von 1976-78 und 1984.

Einige Jahresgänge zwischen 1986 und 1993 sind zur Frühjahrsblüte und während der spätsommerlichen Sauerstoff-Mangelphase bis zu wöchentlicher Probenahme aufgelöst.

Dies gilt auch für die Projektjahre ab Juli 1996, wobei die Anzahl der beprobten Variablen und der nachfolgenden Laboruntersuchungen wesentlich umfangreicher ist.

Monatliche Niederschlagswerte für eine Meßstation in etwa 16 km Abstand zur Zentralstation wurden vom DWD zur Verfügung (bis vor 1900) und durch Messungen Kiel Leuchtturm und IfM ergänzt. Für den Projektzeitraum wurden auch alle anderen relevanten meteorologischen

Variablen wie Solarstrahlung, Wind, Luft- und Wassertemperaturen sowie punktuell Nährstoffgehalte und Abflußraten von zwei Flüssen im Einzugsgebiet (Schwentine und Hagener Au) und Nährstoffgehalte im Regenwasser erfaßt.

2. Methodik

Tabelle 1-2: Übersicht über den Datensatz auf der Zentralstation „Boknis Eck“ (54°31.2’N/10°2.5’E) und der Vergleichsstation „Baggerloch“ (Kieler Innenförde/Hafen) (Raster: m=etwa monatlich, w=wöchentlich; - = keine Daten, (x)=teilweise)

Variable	Zeitraum			
	57-75	79-83	85-95	96-98 ^{*)}
	Raster	m	m	(w),m (w),m
S, T (x=diskret, *=CTD)		x	x	* *
Sauerstoff		x	x	x x
Nitrat/Nitrit		-	-	x x
Phosphat		(x)	x	x x
Ammonium		-	x	x x
Silikat		-	x	x x
Tot-P		x	x	x x
Tot-N		-	x	x x
Phyt.Prim.Prod (x=Ink. +=in situ)		-	x	x +
Chlorophyll-a		x	x	x x
Phyt.Pl.Biomasse		x	x	x x
Bakt.S.Prod.		-	-	x x
Bakt.Biomasse		-	-	x x
Zooplankt. >100 µ, Abund./Arten		-	x	x x
Zooplankt. größenfraktioniert		-	-	- x
Gesamt Respiration		-	-	- x
Bakt. Respiration		-	-	- x
Zooplankton Resp.		-	-	- x

^{*)} Zentralstation und Vergleichsstation

2. Modellierung

Aus den Langzeitdatensätzen wurden für die physikalischen Variablen (Salz, Temperatur Dichte) sowie den Sauerstoffgehalt und einige chemisch-biologische Variablen Jahresgänge modelliert. Da die Beprobung überwiegend auf den Standardtiefen erfolgte, wurden zunächst für diese mittlere Jahresgänge mit Ausgleichsverfahren (Fourier Reihen, Harmonische Analyse, s. z.B. Hansen, 1993) errechnet. Im Anschluß wurden tageweise die Vertikalpunkte durch Spline-Interpolation verbunden, so daß eine zweidimensionale Jahres-Verteilung mit einer Auflösung von 1 Tag und 1 m gewonnen wurde. Für die Temperatur und nicht-konservative Variablen stellen diese Jahresverteilungen ausgezeichnete „Erwartungswerte“ dar. Selbst für den Salzgehalt, der wegen der Einstromabhängigkeit der Station stärkeren „Zufallsschwankungen“ unterworfen ist läßt sich aus 5 Jahren monatlicher Beprobung ein recht zuverlässiges Jahres-Verteilungsmuster erstellen (Schlüter und Hansen, 1997).

Diese Variablenfelder können als Grundzustand des Ökosystems bzw der ausgewählten Variablen verstanden werden. Sie lassen sich sehr vorteilhaft für eine Reihe von Aufgaben verwenden:

- als objektive Bezugsgröße für die Einordnung und Bewertung der Messungen eines individuellen Jahres (z.B. in Monitoringprogrammen);
- der Vergleich von Variablenfeldern aufeinanderfolgender Zeitabschnitte (>5 Jahre) zeigt zweidimensional die Systemveränderungen auf. Im Gegensatz zu Trendanalysen von Konzentrationen in einem ausgewählten Tiefenbereich und Zeitabschnitt eines Jahres lassen sich so auch „Verlagerungen“ innerhalb des Systems von Budgetveränderungen unterscheiden.
- als „Interpolationshilfen“ für die Erstellung von Jahresgängen, Vertikalprofilen oder Wassersäulen-Budgetberechnungen auf der Basis einer begrenzten Zahl von Einzelmessungen;
- als Eingabe in Prozeßmodellierungen bei nur unzureichenden oder nicht vorhandenen Beschreibungsgleichungen für den jeweiligen Parameter.

Für ein prozeborientiertes Modell der saisonalen Sauerstoffentwicklung fehlen noch einige Austausch- und Verteilungskoeffizienten die aus den vorliegenden Datensätzen errechnet werden müssen, da eine direkte Messung mithilfe von verankerten Sonden nicht erbracht werden konnte.

Zur Zeit wird das Modell unter Eingabe der Variablenfelder anstelle von Prozeßfunktionen erstellt.

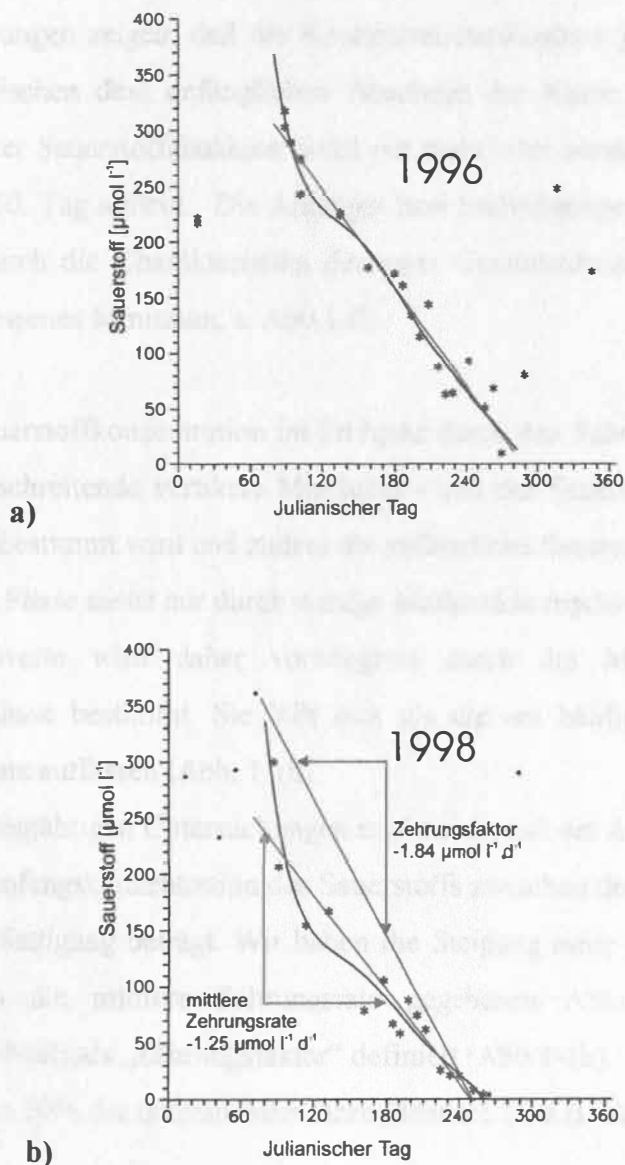


Abbildung 1-1: Sauerstoff im Bodenwasser der Station Boknis Eck (25m bis Boden) a) 1996 und b) 1998 mit Bestimmung des Zehrugsfaktors und der mittleren Zehrungsrate.

Der Ergebnisstand zum August des letzten Projektjahres (1998) wurde auf dem ICES Symposium on Brackish Water Ecosystems in Helsinki vorgetragen und ist als Veröffentlichung im ICES Journal of Marine Sciences im Druck.

In dem ersten Versuch, die Sauerstoffzehrung im Bodenwasser eines Jahres objektiv zu definieren wurde die zeitliche Änderung der gemessenen Konzentrationen nach der Frühjahrsblüte (etwa 70. bis 90. Tag) und dem Einsetzen der herbstlichen Durchmischung (etwa 260. bis 280. Tag) durch eine lineare Regression angenähert. (Abb. 1-1b). Genauere Untersuchungen zeigen, daß die Konzentrationsabnahme jedoch eher exponentiell verläuft, wobei zwischen dem anfänglichen Abschnitt der Kurve mit starker und dem Ende mit schwächerer Sauerstoffabnahme meist ein mehr oder weniger stark ausgeprägter Sattel etwa um den 150. Tag auftritt. Die Anfangs- bzw Endsteigungen und die Ausprägung des Sattels werden durch die Charakteristika der zwei Gesamtzehrungspeaks bestimmt (Maxima und eingeschlossenes Minimum, s. Abb.1-2)

Da die Sauerstoffkonzentration im Frühjahr durch den Schnittpunkt der Sauerstoffzunahme - durch fortschreitende vertikale Mischung - und der Sauerstoffabnahme - durch beginnende Zehrung - bestimmt wird und zudem die anfängliche Sauerstoffabnahme sehr schnell verläuft, wird diese Phase meist nur durch wenige Meßpunkte repräsentiert. Die lineare Regression der Sauerstoffwerte wird daher vorwiegend durch die Meßwerte im zweiten Teil der Zehrungsphase bestimmt. Sie läßt sich als die am häufigsten auftretende (oder mittlere) Zehrungsrate auffassen (Abb. 1-1b).

Aus den langjährigen Untersuchungen ergibt sich, daß der Ausgangspunkt der Zehrungsphase, d.h. die Anfangskonzentration des Sauerstoffs zwischen dem 40. und 60.Tag im Mittel etwa 90% der Sättigung beträgt. Wir haben die Steigung einer Geraden durch diesen Punkt und den durch die mittlere Zehrungsrate gegebenen Abszissenschnittpunkt (extrapoliertes Sauerstoff-Null) als „Zehrungsfaktor“ definiert (Abb.1-1b). Zehrungsfaktor und Zehrungsrate sind in etwa 50% der untersuchten Jahre identisch (s. z.B. für 1996, Abb. 1-1a)

Der Zehrungsfaktor entspricht der gesamten Konzentrationsabnahme über den Zehrungszeitraum und korreliert gut mit den langfristigen, bis in die Vorjahre

hineinreichenden Eintragsparametern (s. Annex 1-1; die dort als beobachtete Zehrungsrate (apparent oxygen consumption) bezeichnete Größe entspricht dem hier definierten Zehrungsfaktor), während die mittlere Zehrungsrate gut mit einigen intraannuellen Variablen korreliert, z.B. der bakteriellen Biomasse im Zehrungszeitraum (Abb. 1-3).

In erster Näherung scheint die Gesamtzehrung in der Wassersäule (in 25 m) allein vollständig die beobachtete Sauerstoffabnahme zu erklären, d.h. weder die Sedimentoberfläche mit ihrer hohen Sauerstoffzehrung (z.B. Hansen et al., 1979) noch die vertikale turbulente Zufuhr von Sauerstoff spielen während der Zehrungsphase (stabile Dichteschichtung in der Wassersäule zwischen Oberfläche und etwa 20 m) eine Rolle oder beide Effekte kompensieren sich.

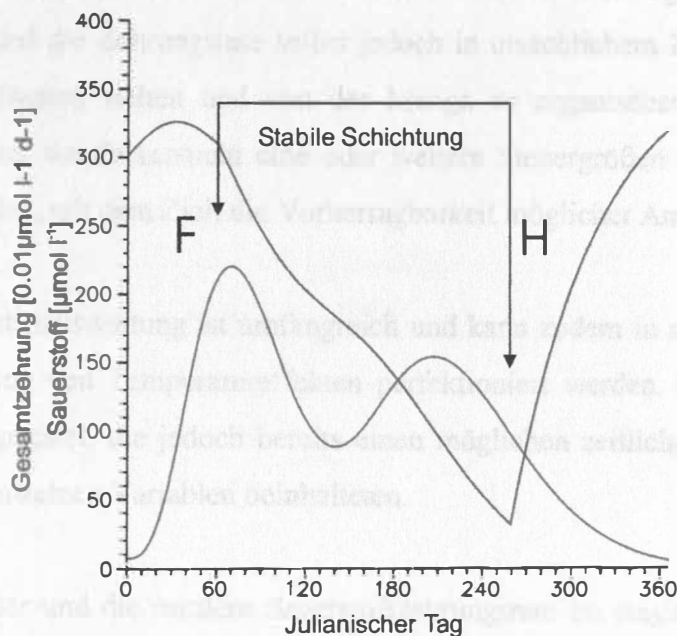


Abbildung 1-2: Gesamtzehrung (BSB₁) in 25 m Tiefe auf Boknis Eck (rote Kurve) modelliert als Zwei-Peak-Jahresgang nach den Meßwerten von 1998 und die daraus resultierende Sauerstoffkonzentration unter Annahme stabiler Schichtung zwischen dem 60. und 260. Julianischen Tag (A-F). Die turbulente Mischung außerhalb der Stagnationsphase wurde an die beobachtete Sauerstoffkonzentration vom 260. Tag bis zum Jahresende angepaßt.

3. Abhängigkeiten bzw. Steuerungsfunktionen biologischer Variablen

Sauerstoffzehrungsraten

Die Dauer der Sauerstoffmangelperiode wird von äußeren Ereignissen wie dem Beginn der Dichteschichtung im Frühjahr und dem Einsetzen der herbstlichen Durchmischung bestimmt. Andererseits zeigen die Daten eine eindeutige Steuerung des Sauerstoffzehrungsfaktors im Tiefenwasser über die der Stagnationsperiode vorausgegangenen Niederschlagsmengen. Hierüber können potentielle Anoxia in der Kieler Bucht vorhergesagt werden. Da der Zehrungsfaktor und die Zehrungsrate selbst jedoch in ursächlichem Zusammenhang mit der Respiration im System stehen und von der Menge an organischem, remineralisierbarem Material abhängen, wurde versucht eine oder weitere Steuergrößen unter den biologischen Variablen zu finden, mit dem Ziel, die Vorhersagbarkeit möglicher Anoxia zu optimieren.

Diese Art der Datenauswertung ist umfangreich und kann zudem in mehreren Schritten z.B. unter Einbeziehung von Temperatureffekten perfektioniert werden. Bisher wurden direkte Abhängigkeiten getestet, die jedoch bereits einen möglichen zeitlichen Versatz in der Wirkungsweise der einzelnen Variablen beinhalteten.

Der Zehrungsfaktor und die mittlere Sauerstoffzehrungsrate im stagnierenden Bodenwasser (April - September) können nach den bisher vorliegenden Ergebnissen nicht über die Chlorophyll *a* Konzentrationen (Chl) vorhergesagt werden. Es wurden hinsichtlich der integrierten Chl-Konzentrationen und damit näherungsweise der Algenbiomasse, weder Korrelationen mit den Werten aus der vorausgegangenen durchmischten Phase (Oktober - März), die den Zeitraum der Frühjahrsblüte einschließt, noch denen des gesamten Vorjahres gefunden. In die Korrelationen flossen Werte aus dem Zeitraum des Biologischen Monitoring (1988-1995) und diesem Projekt ein, d.h. Werte aus einem Zeitraum von elf Jahren. Damit wurden frühere Ergebnisse bestätigt, nach denen die Sauerstoffzehrung sich weder aus der Algenentwicklung, noch aus der (neuen) Produktion im Frühjahr ableiten läßt. Darüber

hinaus bedeuten die Ergebnisse gleichzeitig, daß ebenfalls keine direkte Beziehung zwischen der Primärproduktion bzw. der Phytoplanktonkonzentration und der vorangegangenen Niederschlagsmenge im System besteht. Hier wurden ebenfalls keine Korrelationen im Vergleich der Vorjahres- oder saisonalen integrierten Mittel gefunden. Auch der Test auf eine direkte Steuerung der Zehrungsrate, durch Vergleich der Werte innerhalb desselben Zeitraumes, schlug fehl. Die Phytoplanktonbiomasse war auch während der Stagnationsperioden nicht mit der Sauerstoffzehrungsrate korreliert.

Bakterien gelten als die bedeutendste heterotrophe Komponente in marinen Systemen und sind zusammen mit heterotrophen Protisten für den Großteil sauerstoffzehrender Prozesse verantwortlich (Sherr & Sherr 1996). Aus dieser Überlegung heraus wurden für die bakteriologischen Daten andersgeartete Ergebnisse erwartet. Für die Variablen bakterielle Abundanz, Biomasse und Produktion und daraus abgeschätzt der Respiration, liegen verlässliche Werte über einen Zeitraum von 8-11 Jahren vor. Die Regressionsanalyse mit diesen Variablen ergab jedoch ebenfalls keine mittelbaren Abhängigkeiten und sie können

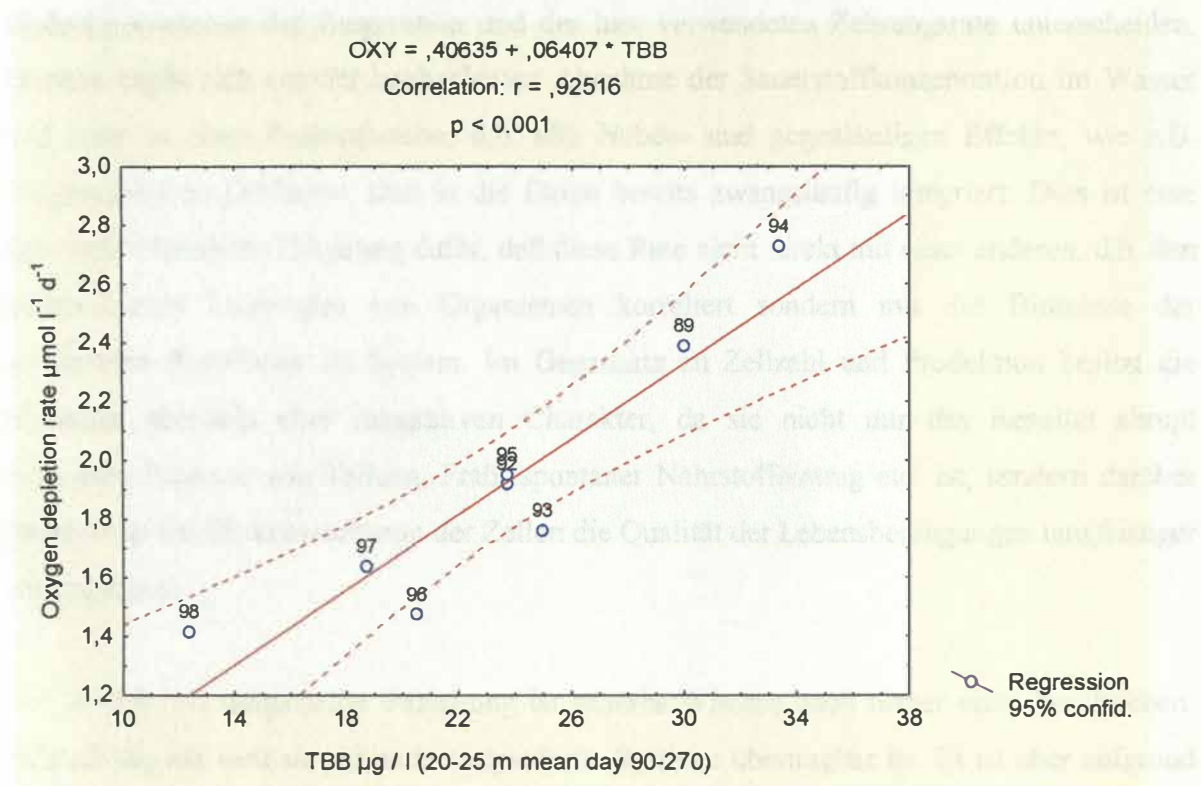


Abbildung 1-3: Mittlere Sauerstoffzehrungsrate gegen mittlere Bakterienbiomasse im bodennahen Wasser an Station Boknis Eck für die Jahre 89 und 92-98

daher ebensowenig zur Vorhersage der Ausprägung des Sauerstoffdefizites im bodennahen Wasser herangezogen werden.

Auch beim Test auf eine unmittelbare Steuerung der Größen wurde weder für die Bakterienabundanz noch die bakterielle Produktion eine Beziehung zur Zehrungsrate festgestellt. Anders verhielt es sich jedoch mit der mittleren integrierten Bakterienbiomasse. Diese korrelierte signifikant sowohl hinsichtlich des Jahres- und saisonalen Mittelwertes (Tag 90-270) in der Wassersäule, hochsignifikant jedoch, wenn nur die mittleren Werte aus dem bodennahen Bereich (20-25m Tiefe, Tag 90-270) berücksichtigt werden (Abb. 1-3). Schlußfolgerung aus diesen Ergebnissen ist, daß der Zehrungsfaktor von der vorangegangenen Niederschlagsmenge abhängt, die mittlere Zehrungsrate selbst jedoch von der vor Ort anwesenden Bakterienpopulation gesteuert wird. Dieses Ergebnis scheint zunächst nicht stimmig mit den Ergebnissen aus anderen Untersuchungen. Danach ist die Sauerstoffzehrung in der Wassersäule entweder mit der Phytoplanktonentwicklung oder der bakteriellen Produktion und/oder Abundanz gekoppelt (z.B. Sherr & Sherr 1996). Man muß hier jedoch eindeutig zwischen der Respiration und der hier verwendeten Zehrungsrate unterscheiden. Letztere ergibt sich aus der beobachteten Abnahme der Sauerstoffkonzentration im Wasser und nicht in einer Probenflasche, d.h. alle Neben- und gegenläufigen Effekte, wie z.B. (eingeschränkte) Diffusion, sind in die Daten bereits zwangsläufig integriert. Dies ist eine sehr wahrscheinliche Erklärung dafür, daß diese Rate nicht direkt mit einer anderen, d.h. den metabolischen Leistungen von Organismen korreliert sondern mit der Biomasse der dominanten Respirierer im System. Im Gegensatz zu Zellzahl und Produktion besitzt die Biomasse ebenfalls eher integrativen Charakter, da sie nicht nur das Resultat abrupt wirkender Prozesse wie Teilung, Fraß, spontaner Nährstoffeintrag etc. ist, sondern darüber hinaus über das Dickenwachstum der Zellen die Qualität der Lebensbedingungen langfristiger widerspiegelt.

Die in Abb. 1-3 dargestellte Beziehung ist unseres Wissens nach bisher nicht beschrieben. Fraglich ist, wie weit sie auf andere aquatische Systeme übertragbar ist. Es ist aber aufgrund der Tatsache, daß sich an der Station Boknis Eck Prozesse widerspiegeln, die für weite Teile der Ostsee charakteristisch sind (Schlüter & Hansen 1997), eine grundsätzlichere Bedeutung bzw. Beziehung für die Ostsee abzuleiten.

Respirationen

Gesamtrespirationsraten in der Wassersäule wurden mit hoher zeitlicher und vertikaler Auflösung in der Kieler Bucht erstmals innerhalb dieses Projektes gemessen. Langzeitdaten stehen folglich für eine weitere Auswertung nicht zur Verfügung.

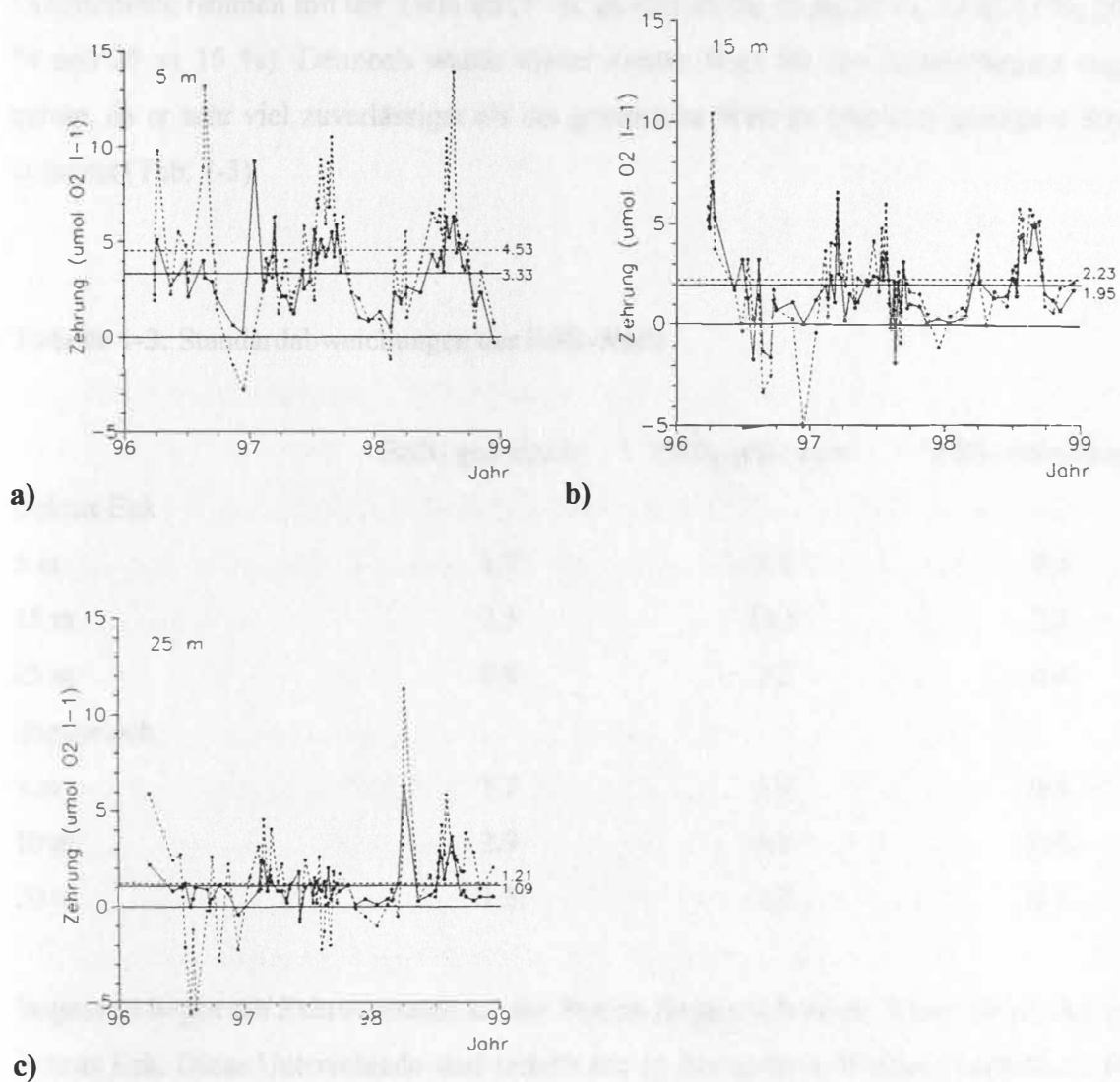


Abbildung 1-4: Gesamtzehrung als BSB₁ an der Station Boknis Eck a) 5m b) 15 m c) 25 m. Gestrichelte Linien zeigen den gemessenen, durchgezogene den aus BSB₅ berechneten BSB₁-Wert. Die Zahlen geben den jeweiligen Gesamtmittelwert an.

Als Maß für die Gesamtrespiration wurden die BSB₁- und BSB₅-Werte als Dreifachproben bestimmt.

Die Streuung der BSB- Werte lag meist im Bereich der Methodengenauigkeit. Da dies oft auch für den gemessenen BSB₁-Wert galt, wurde aus dem BSB₅-Wert durch simples Dividieren durch die Anzahl der Inkubationstage auf einen hypothetischen BSB₁-Wert zurückgerechnet. Dieser lag im Schnitt etwa 17 % niedriger als der gemessene BSB₁-Wert (Abb. 1-4, 1-5), was durch die stärkere Anfangs-Sauerstoffzehrung bedingt ist. Die Unterschiede nehmen mit der Tiefe ab (5 m: 26 und 28 %, 10 m: 20 %, 15 m: 13 %, 20 m: 4 % und 25 m 10 %). Dennoch wurde dieser zweite Wert für die Auswertungen zugrunde gelegt, da er sehr viel zuverlässiger als der gemessene Wert ist und eine geringere Streuung aufweist (Tab. 1-3).

Tabelle 1-3: Standardabweichungen der BSB-Werte

Tiefenstation	BSB ₁ gemessen	BSB ₅ gemessen	BSB ₁ berechnet
Boknis Eck			
5 m	1.7	2.4	0.4
15 m	3.5	11.5	2.2
25 m	0.9	2.2	0.4
Baggerloch			
5 m	1.7	1.9	0.3
10 m	2.9	3.8	0.6
20 m	1.3	1.7	0.3

Insgesamt liegen die Zehrungsraten an der Station Baggerloch etwas höher als an der Station Boknis Eck. Diese Unterschiede sind jedoch nur in den tieferen Wasserschichten zu finden, an der Oberfläche sind die Werte praktisch gleich (Tab. 1-4)

Der Kurvenverlauf der BSB-Werte zeigt einen deutlichen Jahresgang. Einem Peak im Frühjahr (März/April) folgt ein weiterer im Sommer, der sich über einen längeren Zeitraum

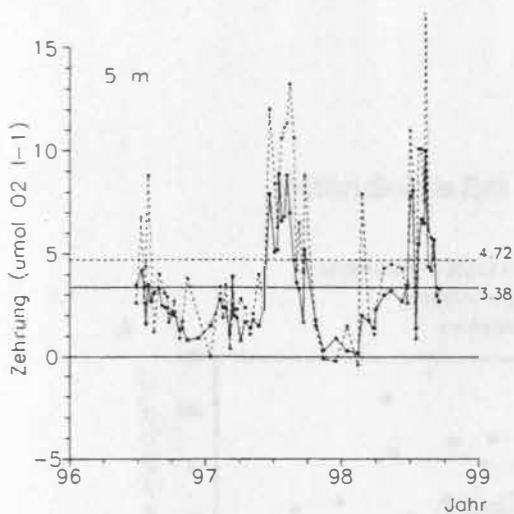
erstreckt (Juni/September). An der Station Baggerloch ist der erste Peak etwas niedriger als an Boknis Eck. Der Jahresgang ist besonders ausgeprägt an der Oberfläche, wo auch die

Tabelle 1-4: Gesamtmittelwerte des BSB1 [$\mu\text{mol O}_2 \text{l}^{-1}$]

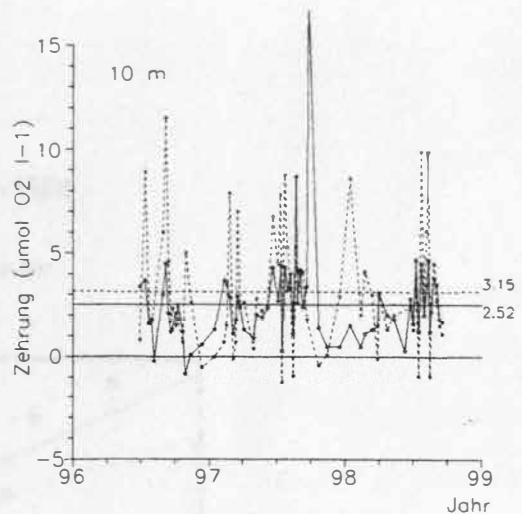
Tiefe	Boknis Eck		Baggerloch	
	gemessen	berechnet	gemessen	berechnet
5m	4.53	3.33	4.72	3.38
10 m	-	-	3.15	2.52
15 m	2.23	1.95	-	-
20 m	-	-	1.42	1.36
25 m	1.21	1.09	-	-

höchsten Absolutwerte des BSB gemessen wurden (Tab. 1-4, Abb. 1-4, 1-5), und im Tiefenwasser kaum noch erkennbar bei einer relativ gleichförmigen niedrigen Zehrung von ca. $1 \mu\text{mol l}^{-1}$ an der Station Boknis Eck und $1.36 \mu\text{mol l}^{-1}$ an der Station Baggerloch. Diese Zehrungsrate entspricht der aus dem Abnehmen des Sauerstoffgehaltes errechneten Zehrungsrate.

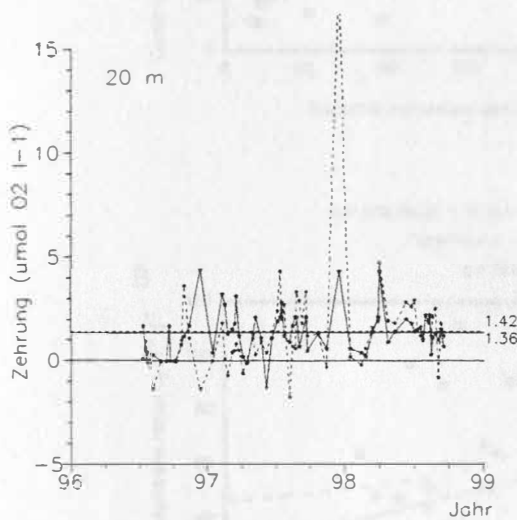
Trotz dieser Übereinstimmung bestehen dennoch andere Wechselwirkungen mit den gemessenen biologischen Variablen. An der mesotrophen Station Boknis Eck zeigte sich eine signifikante Beziehung der Gesamtrespiration sowohl mit der bakteriellen als auch mit der Phytoplanktonproduktion (Abb.1-6) während des gesamten Untersuchungszeitraumes. Das Phytoplankton bestimmt einen Großteil der Respiration vor allem während der ersten Jahreshälfte (Abb. 1-7). Hier ist der Anteil, der nicht durch bakterielle oder Mesozooplankton-Respiration erklärt werden kann, besonders hoch (Abb. 1-13). Nach der Frühjahrsblüte dominieren die untersuchten heterotrophen Organismen die Gesamtrespiration, wobei die Bakterien prozentual den größten Anteil besitzen.



a)



b)



c)

Abbildung 1-5: Gesamtzehrung als BSB₁ an der Station Baggerloch a) 5 m b) 15 m c) 25 m. Gestrichelte Linien zeigen den gemessenen, durchgezogene den aus BSB₅ berechneten BSB₁-Wert. Die Zahlen geben den jeweiligen Gesamtmittelwert an.

Im Vergleich mit der eutrophen Station Innenförde ergeben sich die gleichen Abhängigkeiten. Allerdings ist die Korrelation zwischen Respiration und Primärproduktion hier besser, während sich die Beziehung mit der bakteriellen Produktion verschlechtert (Abb.1-6). Nicht gezeigt wird, daß an dieser Station auch andere bakteriologische Variablen sowie die Chl-Menge mit der Respiration korrelieren. Obwohl diese Beziehungen mit $p < 0.5$ signifikant sind, sind die Korrelationskoeffizienten ausgesprochen niedrig. Die Beziehungen zwischen

Station Boknis Eck 1996-1998

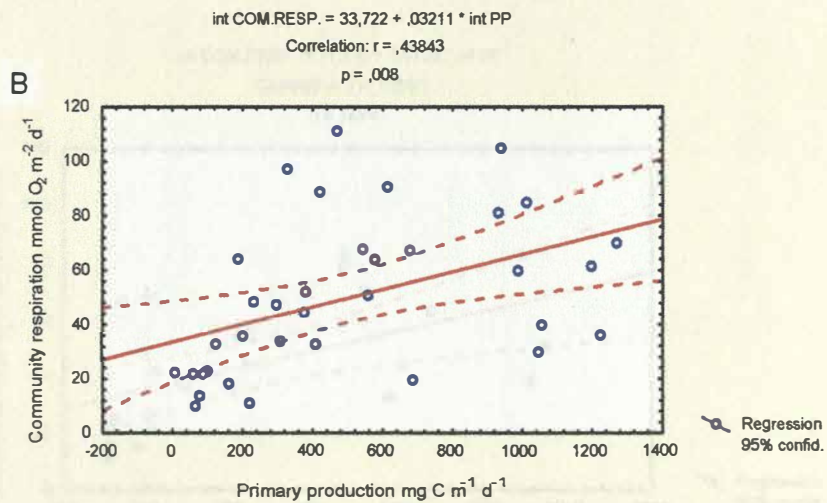
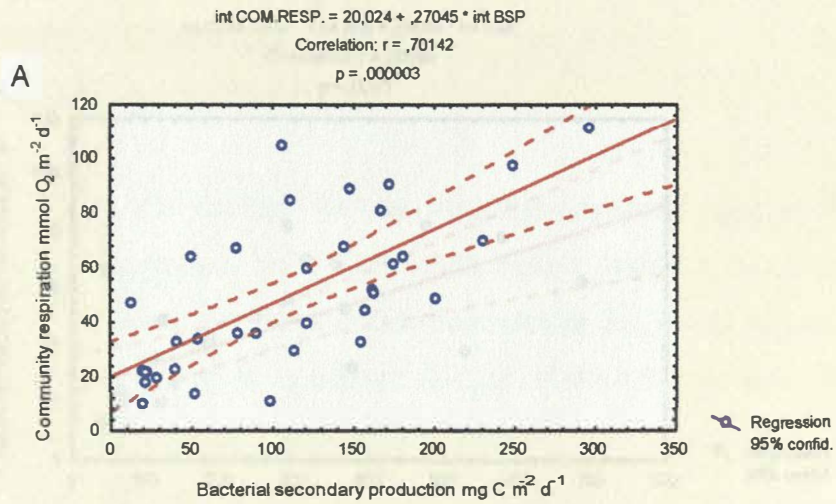


Abbildung 1-6: Regressionen zwischen den Monatsmitteln der integrierten Gesamtrespiration und der bakteriellen Produktion (A) sowie der Primärproduktion (B) an Station Boknis Eck.

Station Innenförde 1996-1998

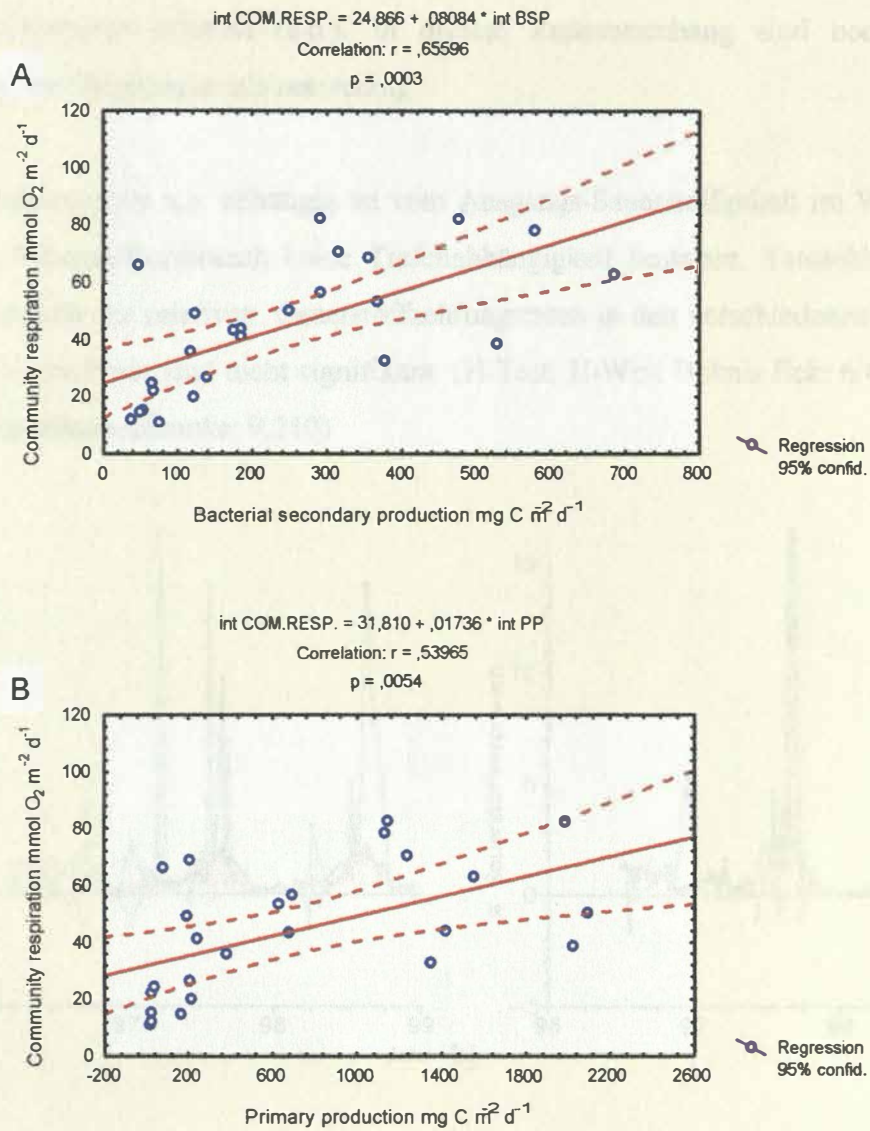


Abbildung 1-7: Regressionen zwischen Monatsmittel der integrierten Gesamtrespiration und der bakteriellen Produktion (A) sowie der Primärproduktion (B) an Station Innenförde.

der Gesamt-Respiration und den Bakterien einerseits sowie dem Phytoplankton andererseits sind an der eutrophen Station daher nicht ausgesprochen eng, aber vermutlich durchgehend ausgeprägt, während dies auf der weniger eutrophierten Station Boknis Eck auf Phasen hoher Aktivität beschränkt ist. Dies könnte erklären, warum hier keine Beziehung zu den Standing Stock Variablen besteht, obwohl sie für die saisonale Sauerstoffzehrungsrate hinsichtlich der Bakterienbiomasse existiert (s.o.). In diesem Zusammenhang sind noch eingehendere Prüfungen des Datenmaterials notwendig.

Da die Zehrungsrate u.a. abhängig ist vom Ausgangs-Sauerstoffgehalt im Wasser, sollte im relativen Sauerstoffverbrauch keine Tiefenabhängigkeit bestehen. Tatsächlich besteht eine große Stabilität der relativen Sauerstoffzehrungsraten in den verschiedenen Tiefen (Abb. 1-8). Die Unterschiede sind nicht signifikant. (H-Test; H-Wert Boknis Eck: 6.422, Baggerloch: 3.421; Signifikanzschanke: 9.210)

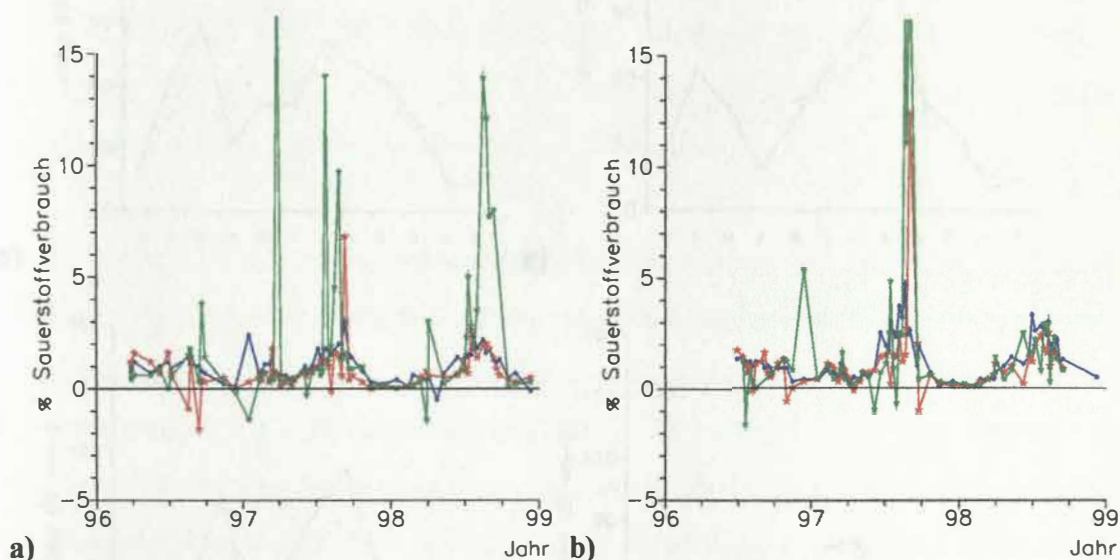
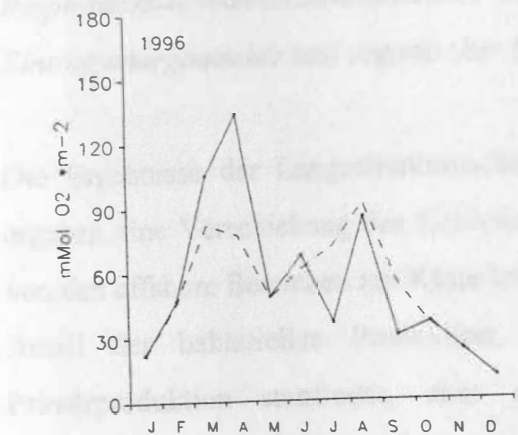


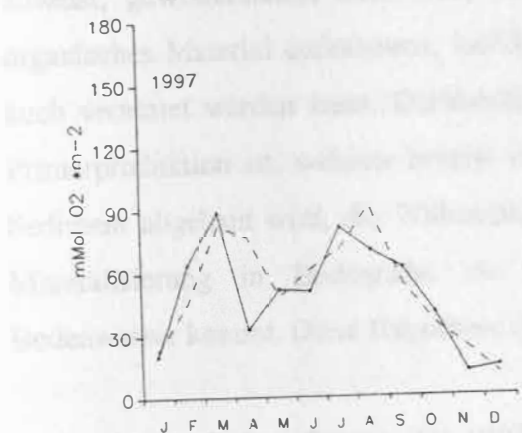
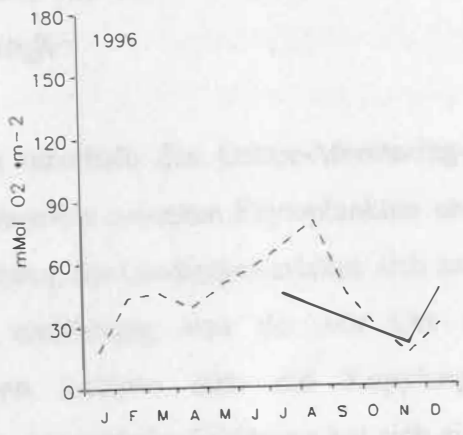
Abbildung 1-8: Zehrungsrate als Prozent des Sauerstoffgehaltes in verschiedenen Tiefen
a) Station Boknis Eck b) Station Baggerloch

Die über die gesamte Wassersäule und übers Jahr integrierte Zehrungsrate sind in Tabelle 1-5 dargestellt. Fehlwerte wurden durch Zugrundelegung des 3jährigen mittleren Jahresganges errechnet. Abb.1-9 zeigt die Monatsmittelwerte der integrierten Zehrung vor dem Hintergrund der mittleren Jahresgänge.



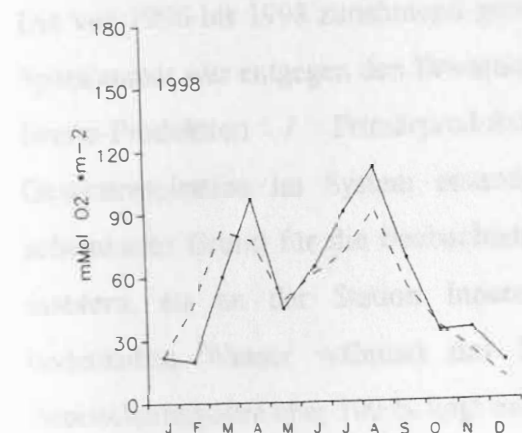
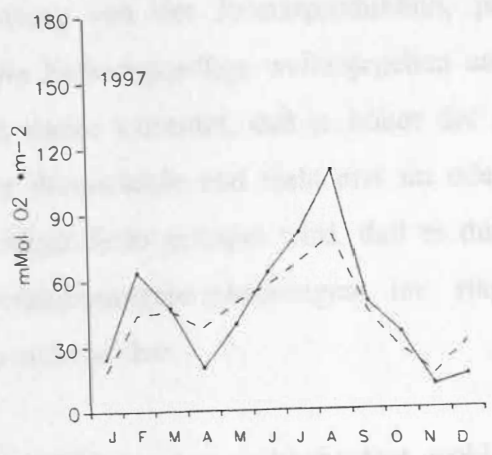
a)

d)



b)

e)



c)

f)

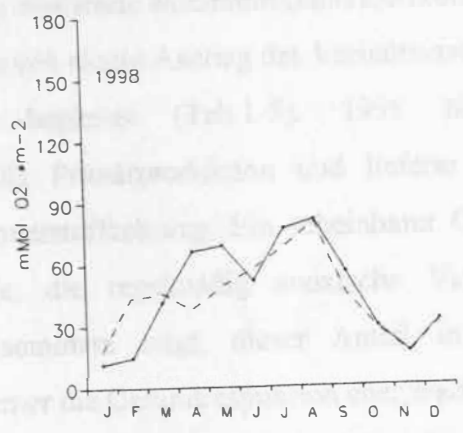


Abbildung 1-9: Jahresgänge der integrierten Zehrung an der Station Boknis Eck (a = 1996, b = 1997, c = 1998, 28 - 0 m integriert) und Baggerloch (d = 1996, e = 1997, f = 1998, 24 - 0 m integriert).

Respirations-/Produktionsverhältnisse basierend auf unterschiedlich hohem allochthonem Eintrag anorganischer und organischer Nährstoffe

Die Ergebnisse der Langzeituntersuchungen innerhalb des Ostsee-Monitoring-Programms ergaben eine Verschiebung des Kohlenstofftransfers zwischen Phytoplankton und Bakterien von den offshore Bereichen zur Küste hin. Entlang des Gradienten erhöhte sich zum einen der Anteil der bakteriellen Produktion, die unabhängig von der vor Ort ablaufenden Primärproduktion stattfindet, zum anderen lockerte sich die Kopplung zwischen Primärproduzenten und Sekundärproduzenten. Als logische Erklärung bot sich eine mögliche Nutzung allochthoner Nahrungsquellen an, welche der Bakterienpopulation die Fähigkeit zuweist, gewissermaßen zusätzlich, unabhängig von der Primärproduktion, partikuläres organisches Material aufzubauen, welches im Nahrungsgefüge weitergegeben und folglich auch veratmet werden kann. Darüberhinaus wurde vermutet, daß je höher der Anteil der Primärproduktion ist, welcher bereits in der Wassersäule und nicht erst im oder auf dem Sediment abgebaut wird, die Wahrscheinlichkeit desto geringer wird, daß es durch dessen Mineralisierung in Bodennähe zu Sauerstoffmangelerscheinungen im stagnierenden Bodenwasser kommt. Diese Hypothese ist so nicht haltbar.

An der Station Boknis Eck wurden 1996 und 1997 keine Anoxia beobachtet, wohl aber 1998. Die von 1996 bis 1998 zunehmend geringer werdende Minimum-Sauerstoffkonzentration im Spätsommer war entgegen den Erwartungen von einem Anstieg des Verhältnisses bakterieller Brutto-Produktion / Primärproduktion begleitet (Tab.1-5). 1998 überstieg die Gesamtrespiration im System erstmals die Primärproduktion und lieferte damit einen scheinbaren Grund für die beobachtete Sauerstoffzehrung. Ein scheinbarer Grund ist dies insofern, als an der Station Innenförde, die regelmäßig anoxische Verhältnisse im bodennahen Wasser während des Spätsommers zeigt, dieser Anteil in keinem der Beobachtungsjahre über 100 % liegt und ferner die Gesamtrespiration eher niedriger ist als an der weniger eutrophierten Station. Demgegenüber ist der Anteil der bakteriellen Respiration an der Gesamtrespiration mit im Mittel 50 % höher als an der Außenstation, wo dieser Prozentsatz bei ca. 30 % liegt. An dieser Stelle muß jedoch daraufhingewiesen werden, daß die bakterielle Respiration nicht gemessen sondern berechnet wurde. Obwohl den Berechnungen eine niedrigere Wachstumseffizienz der Bakterien an Station Boknis Eck

zugrunde liegt (40 % gegenüber 50 %), kann dieser Wert für eine während der Stagnationsperiode oligotrophe Station (Jochem 1990) zu hoch angesetzt sein (Biddanda et al. 1994, Sherr & Sherr 1996). Andererseits würde eine niedrigere Wachstumseffizienz im Spätsommer sehr häufig dazu führen, daß die bakterielle Respiration höher als die Gesamtrespiration wäre.

Auffällig ist ferner, daß der von den Bakterien genutzte Anteil an der Primärproduktion an der Station Boknis Eck während der Wachstumsperiode höher ist, über das Jahr jedoch niedriger als an der Referenzstation Innenförde. Ein Ausnahme bilden hier die Werte von 1997, einem Jahr mit „Rekordsommer“, der zu enorm hohen Primärproduktionswerten an der Station Innenförde führte, wobei knapp die Hälfte der Jahresproduktion auf einen Zeitraum von weniger als zwei Monaten entfiel. Als weiteres generelles Merkmal der stärker eutrophierten Station kann ein geringerer Anteil der Primärproduktion, der außerhalb der Stagnationsperiode stattfindet, gewertet werden, wobei beide Stationen eine ähnlich hohe Produktion in dieser Phase aufweisen (Ganzjahreswerte minus Tag 90-270 Werte). Im letzten Zwischenbericht wurde festgestellt, daß die Station Innenförde über lange Zeiträume im Jahr netto-heterotroph ist, während dies an der Außenstation nur selten auftritt. Die Netto-Heterotrophie ist dabei überwiegend ein Kennzeichen der Phasen, in denen die Wassersäule nicht oder nur schwach geschichtet ist. Die vergleichsweise geringe Primärproduktion in der Innenförde während der kalten Jahreszeiten kann dabei vermutlich auf eine durchweg höhere Trübung des Wassers im Vergleich zu dem der Kieler Bucht zurückgeführt werden. Sehr wahrscheinlich wird hier im Frühjahr der Schwellenwert der Lichtintensität für das Einsetzen der Primärproduktion später überschritten und andererseits im Herbst eher erreicht, so daß auch ein hohes Nährstoffangebot nicht mehr genutzt werden kann.

Ab 1997 wurde die Respiration des Zooplanktons direkt mit den Proben aus der Fraktionierenden Zooplanktonpumpe gemessen (siehe dort). Da diese Messungen gezeigt haben, daß die theoretisch mit der Formel von Ikeda (1985) berechneten Werte die Realität ganz gut wiedergeben, wurde diese Berechnung auch für die mit dem Netz gezogenen Zooplanktonproben durchgeführt. Diese beschränken sich allerdings auf die 100 µm-Größenfraktion. Die tatsächlichen Werte liegen also etwas höher.

Auch die Respiration des Zooplankton zeigte einen Jahresgang, der an der Station Boknis Eck sehr deutlich war. Die Werte stiegen hier ab März/April zu einem Sommermaximum im Juli/August an und fielen im Oktober wieder ab. 1996 begann der Anstieg erst im Juli, 1998 hielt er bis in den Oktober hinein an. An der Station Baggerloch waren die einzelnen Jahre sehr viel stärkeren Schwankungen unterworfen, so daß der Jahresgang nicht so klar erkennbar war (Abb. 1-10). Dies liegt an den viel stärkeren Schwankungen der äußeren Bedingungen an dieser Station (völliger Wassermassenaustausch, Einfluß von Süßwasser aus der Schwentine, Aufwirbelungen durch Schiffsverkehr etc.).

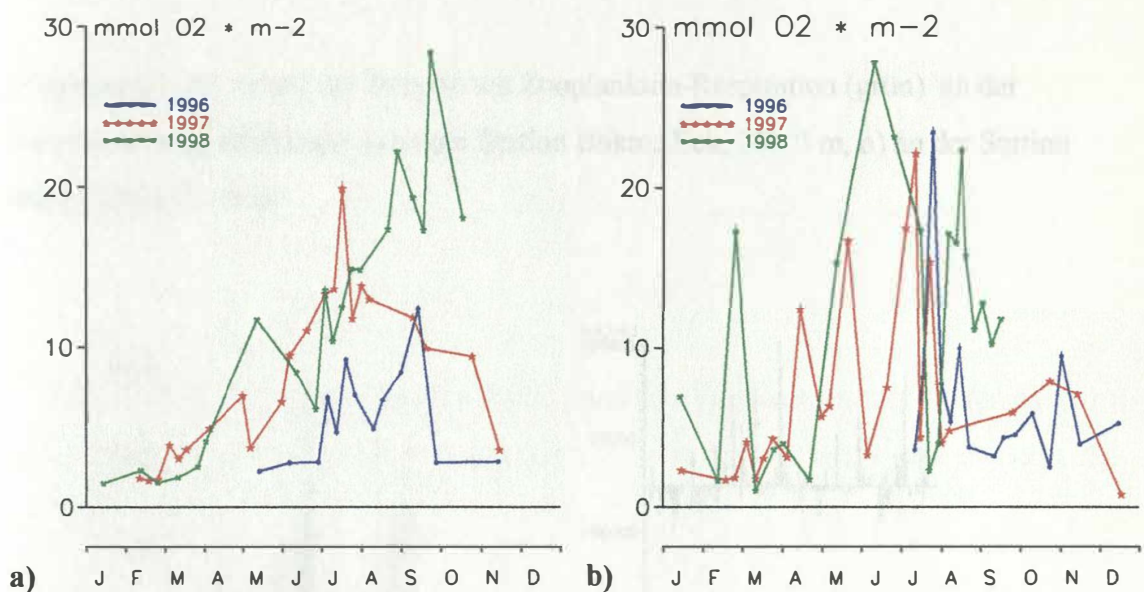
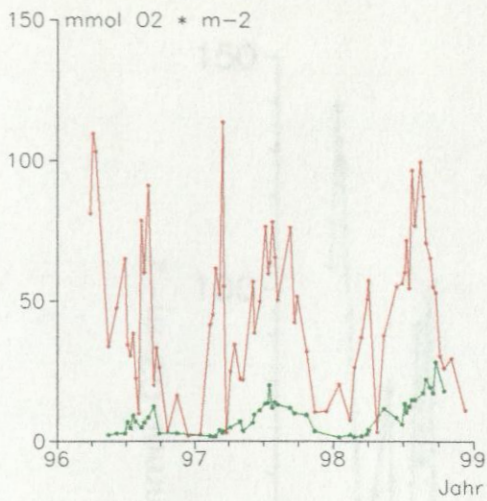
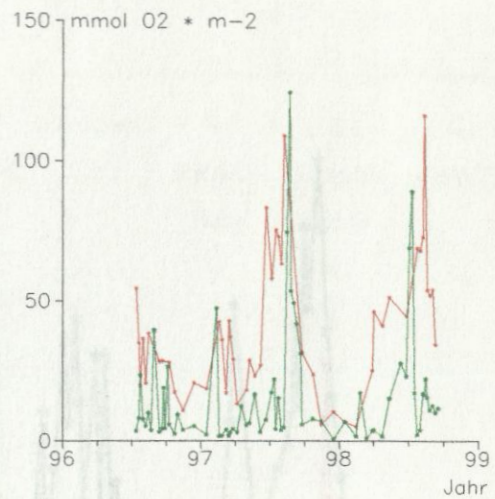


Abbildung 1-10: Jahresgänge der Zooplankton-Respiration a) an der Station Boknis Eck, 20 - 0 m, b) an der Station Baggerloch, 15 - 0 m.

Die absoluten Zooplankton-Respirationen liegen an den Stationen Boknis Eck und Baggerloch (Kieler Innenförde) in der gleichen Größenordnung. Die relative Respirationen sind jedoch in der Innenförde deutlich höher (Abb. 1-11 a,b). Während der Stagnationsperiode ist dieser Unterschied weniger ausgeprägt (Tab. 1-5). Dies läßt zum einen auf eine größere winterliche Aktivität des Zooplanktons in der Innenförde schließen (z.B. wegen der höheren Temperaturen), zum anderen sind aber auch die Zooplankton-Abundanzen dort höher (Abb. 1-12a,b) Außerdem verläuft der Jahresgang der Respiration im Jahr 1998 dort deutlich anders als in dem Vorjahre (Abb. 1-10 a,b). Dies bedarf noch eingehender Untersuchungen.

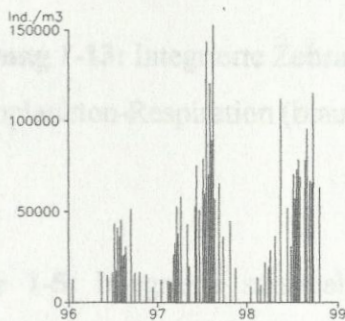


a)

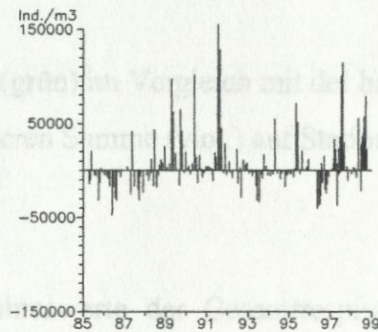


b)

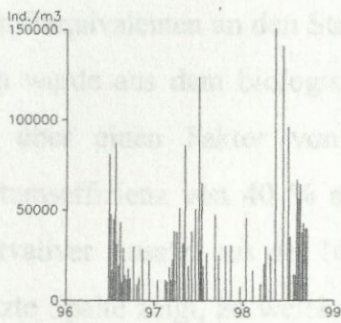
Abbildung 1-11: Anteil der integrierten Zooplankton-Respiration (grün) an der Gesamtzehrung BSB (rot) a) an der Station Boknis Eck, 20 - 0 m, b) an der Station Baggerloch, 15 - 0 m.



a)



c)



b)

Abbildung 1-12: Abundanzen des Zooplanktons a) an der Station Boknis Eck, b) an der Station Baggerloch. c) zeigt die Abweichungen der Daten vom langjährigen monatlichen Median an der Station Boknis Eck.

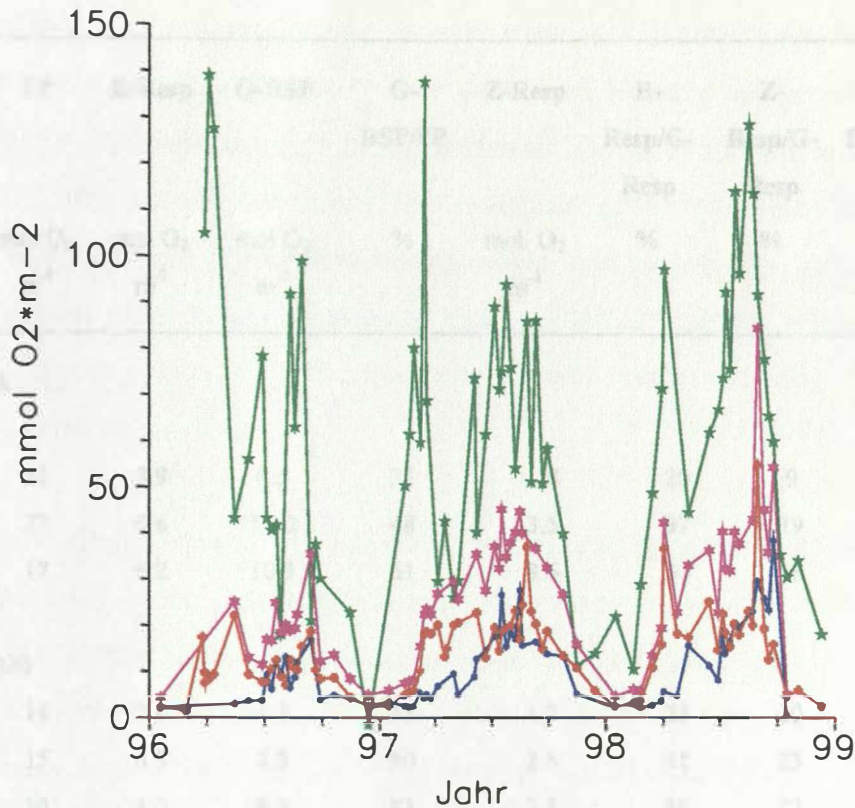


Abbildung 1-13: Integrierte Zehrung BSB_1 (grün) im Vergleich mit der bakteriellen (rot) und der Zooplankton-Respiration (blau) sowie deren Summe (viol.) auf Station Boknis Eck

Tabelle 1-5: Integrierte saisonale und Jahreswerte der Gesamtrespiration (G-Resp), der partikulären Primärproduktion (PP), bakteriellen Respiration (B-Resp), der bakteriellen Brutto-Sekundärproduktion (G-BSP) sowie der Meso-Zooplankton-Respiration (Z-Resp) in Sauerstoffäquivalenten an den Stationen Boknis Eck (0-28m) und Kieler Innenförde.(0-24m) G-Resp wurde aus dem biologischen Sauerstoffbedarf über 5 Tage (BSB_5) berechnet. PP wurde über einen Faktor von 1.3 ($O_2:C$) und B-Resp unter Zugrundelegung einer Wachstumseffizienz von 40 % auf Station Boknis Eck und 50 % auf Station Innenförde (konservativer Ansatz) aus der Netto-Sekundärproduktion berechnet (G-BSP entsprechend). Die letzte Spalte zeigt, zu welchem Prozentsatz die Primärproduktion durch Respiration im System mineralisiert wird. Die Exsudation wurde in diesem Ansatz nicht berücksichtigt.

Jahr	G-Resp	PP	B-Resp	G-BSP	G- BSP/PP	Z-Resp	B- Resp/G- Resp	Z- Resp/G- Resp	G- Resp/PP
	mol O ₂ m ⁻²	mol O ₂ m ⁻²	mol O ₂ m ⁻²	mol O ₂ m ⁻²	%	mol O ₂ m ⁻²	%	%	%

Station Boknis Eck

integriertes Jahr

1996	20	21	3.9	6.5	31	1.8	20	9	95
1997	18	23	6.6	11.0	48	3.5	37	19	78
1998	20	17	6.2	10.3	61	3.6	31	18	118

integriert Tag 90-270

1996	12	14	2.8	4.7	33	1.2	23	10	86
1997	11	15	4.5	7.5	50	2.5	41	23	73
1998	14	10	5.0	8.3	83	3.1	36	22	140

Station Innenförde

integriertes Jahr

1996	14	26	6.2	12.4	49	2.0	45	14	54
1997	17	52	6.5	13.0	25	3.5	38	21	33
1998	17	19	9.3	18.6	98	4.5	55	26	89

integriert Tag 90-270

1996	8*	24	4.7	9.4	39	1.5	59	19	33
1997	11	45	5.0	10.0	22	2.5	45	23	24
1998	12	15	5.9	11.8	79	3.0	49	25	80

)* Da an dieser Station erst im Juni 1996 mit der Beprobung begonnen wurde, ist dies ein hochgerechneter Wert.

Auch wenn die bakterielle Respiration an der Station Boknis Eck unterschätzt sein sollte, so bleibt als auffälliges Unterscheidungsmerkmal zwischen Haupt- und Referenzstation bestehen, daß stärkere Eutrophierung mit einer geringeren Nutzung des primärproduzierten Materials während der Wachstumsperiode verbunden ist. Dieser Effekt würde sich bei Wahl einer geringeren Effizienz nur verstärken. Im Umkehrschluß bedeutet dies jedoch, daß in solchen Systemen, die nicht regelmäßig Anoxia zeigen und als weniger eutrophiert gelten können, tatsächlich eine hohe Ausnutzung des primärproduzierten Materials in der Wassersäule durch Bakterien zu beobachten ist. - Damit würde sich die oben genannte Hypothese wiederum bewahrheiten.

Der bisherige Stand der Auswertung hat einige wichtige Fragen, die mit diesem Projekt gestellt wurden beantwortet, jedoch gleichzeitig neue aufgeworfen. Die Aufarbeitung des Materials ist bei weitem nicht abgeschlossen. Eine weiterer Weg, der hinsichtlich des Themenkomplexes Produktion und Respiration vielversprechend scheint, könnte sein, aus der Regression saisonaler Datengruppen von Primärproduktion zu bakterieller Produktion über den y-Achsenabschnitt die bakterielle Produktion zu bestimmen, die unabhängig von der Primärproduktion im System abläuft. Dieser Anteil kann anschließend zu den Primärproduktionswerten addiert und die Analysen, nun um einen Anteil abgeschätzter allochthoner Produktion bereinigt, erneut durchgeführt werden. Bisher wurde ferner, einzig aus dem Ansatz heraus umfassende Zusammenhänge zu beschreiben, fast ausschließlich mit räumlich und zeitlich integrierten Datensätzen gearbeitet. Für die Erfassung einiger wesentlicher Zusammenhänge ist dieses Raster vermutlich zu grob oder zu nivellierend, d.h. besondere Zusammenhänge zwischen den biologischen Komponenten gehen verloren. So wird z. B. die Tatsache der zeitlich überwiegenden Netto-Heterotrophie an der Station Innenförde fast vollständig aus dem Datensatz eliminiert. Dies bedeutet, daß auch die volumenbezogenen Daten eingehender analysiert werden müssen. Darüberhinaus folgte die Analyse der biologischen Daten aufgrund der innerhalb des Projektzeitraumes recht früh festgestellten Beziehung zwischen Sauerstoffzehrung und Niederschlagsmenge weitgehend der dort vorgenommen Aufteilung in die als wichtig erkannten zeitlichen Perioden. Sie erwiesen sich auch für die biologischen Zusammenhänge teilweise als bedeutend, wie die gefundenen guten Korrelationen belegen. Für einige Variablen mögen aber andersgeartete Phasenverschiebungen von Bedeutung sein, die noch geprüft werden müssen. Die

statistischen Untersuchungen zur biologischen Steuerung der Sauerstoffzehrung, die bisher bereits einige interessante Verknüpfungen aufgezeigt haben, sollen in einem stärker biologisch orientierten Manuskript, als dem hier präsentierten (Hansen et al, Annex 1-1.), veröffentlicht werden. Eine Auswahl der signifikantesten Beziehungen wird auf ihre Eignung zur Inkorporation in ein umfassenderes Modell zur Beschreibung der Sauerstoffentwicklung im bodennahen Wasser der Kieler Förde hin untersucht. Es ist geplant die Ergebnisse der Modellierung in weiteren Veröffentlichungen vorzustellen.

4. Die Fraktionierende Planktonpumpe

Im Rahmen des Teilprojektes 1 wurde eine größenfraktionierende Zooplanktonpumpe entwickelt. Hiermit ist es möglich, aus diskreten, genau definierten Tiefen größenfraktionierte lebende Zooplanktonproben zu sammeln.

Das Gerät besteht aus mehreren ineinandersteckenden Netzen mit verschiedenen Maschenweiten (Abb. 1-14 und 1-15), durch die mit einer Tauchpumpe (Rule Bilgenpumpe Modell 27D, 4150 l h⁻¹, 12 V, 5 A) das Wasser von oben nach unten hindurchgesaugt wird. Die Tiere werden in undurchlässigen Netzbeuteln aufgefangen, sodaß sie beim Entnehmen nicht trockenfallen. Nach der Passage der Netze und der Pumpe wird der Durchlauf gemessen und über Meßkabel (Einleiterkabel) an Bord übertragen. Auf diese Art kann ein Zusetzen der Netze ("Clogging") festgestellt werden und der Pumpvorgang entweder abgebrochen oder die Pumpengeschwindigkeit leicht erhöht werden. Die maximale Förderleistung der Pumpe beträgt 4150 l h⁻¹. Bei einer Förderrate von ca. 900 l h⁻¹. waren bei einer Einsatzdauer von ca. 20 Min. in den Größenfraktionen 50 - 200 µm und 200 - 500 µm genügend Organismen enthalten, um vernünftige Auswertungen zu erlauben. Bei diese Pumprate sind die Tiere in den einzelnen Fraktionen noch gut erhalten und lebendig (siehe unten). In der Fraktion >500 µm waren nur sehr wenige Tiere zu finden; für diese Größenklasse müßte entweder länger und stärker gepumpt oder der Durchmesser der Ansaugrohre erhöht werden.

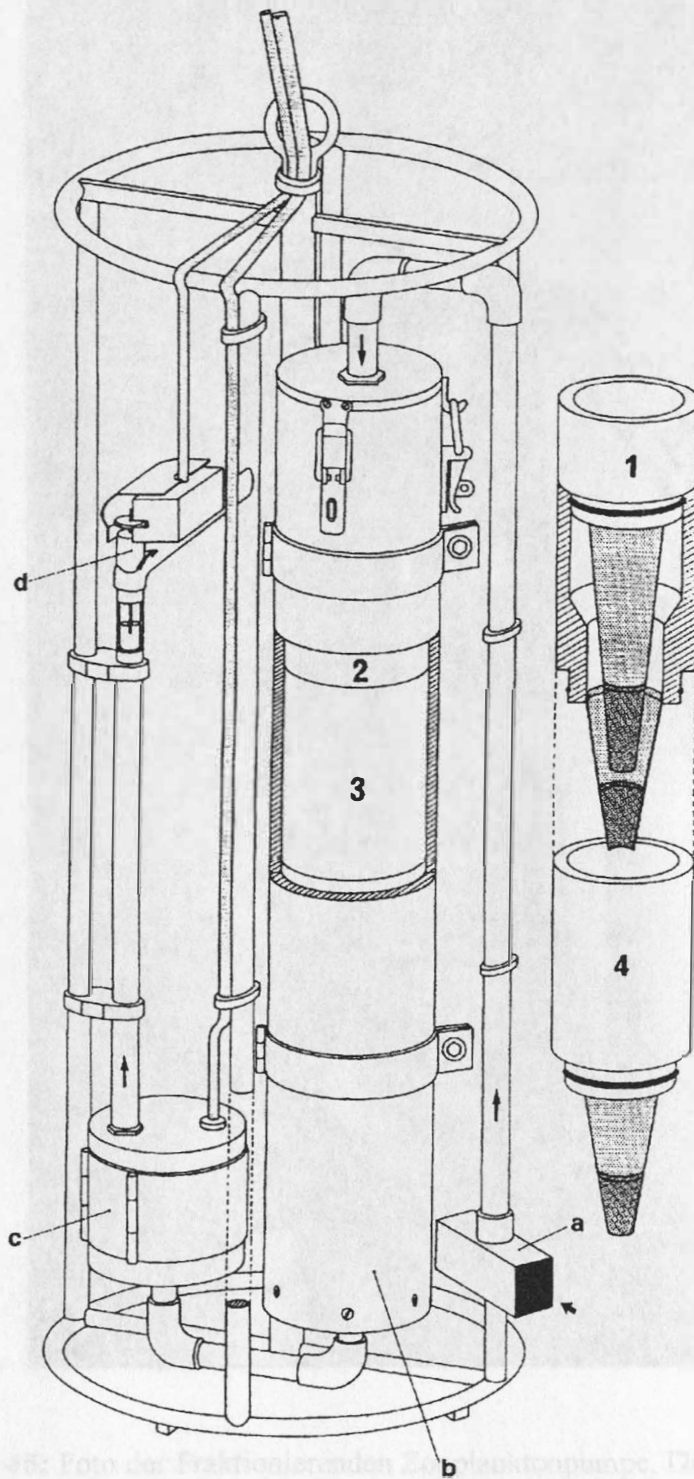


Abbildung 1-14: Die Fraktionierende Zooplanktonpumpe. Das Wasser wird mit der Pumpe c) durch den Ansaugstutzen a) gesaugt und von oben nach unten über den Netzsatz b) geführt. Nach Passage der Pumpe c) wird mit dem Durchflußmesser d) die gefilterte Wassermenge bestimmt und das Wasser nach oben abgepumpt.

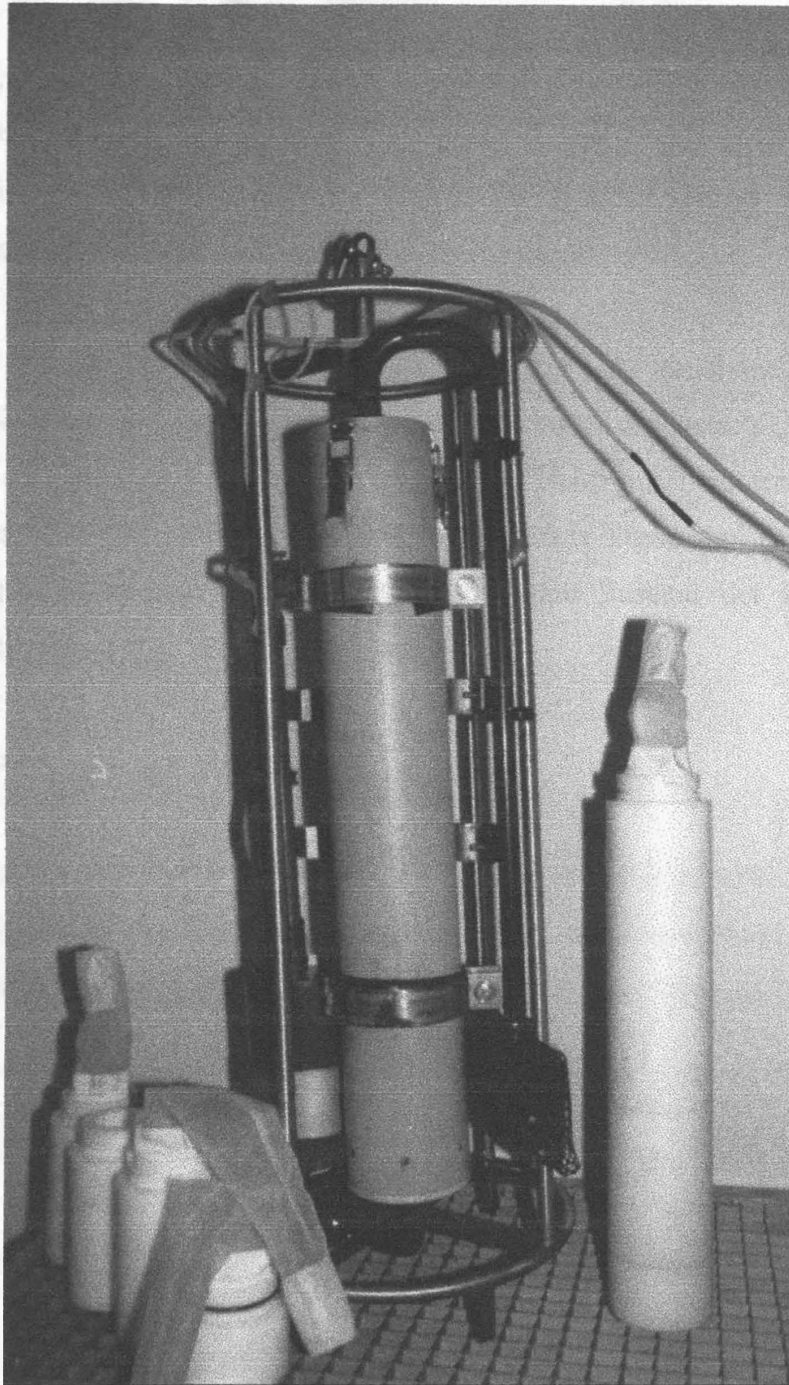


Abbildung 1-15: Foto der Fraktionierenden Zooplanktonpumpe. Die Netze sind entnommen, links ist ein auseinandergenommener Netzsatz zu sehen. Die undurchlässigen Enden der Netze sind zu erkennen.

Nach Hieven des Gerätes kann der Netzsatz entnommen und die Proben in den einzelnen Netzen weiterbearbeitet werden. Es empfiehlt sich die Verwendung von zwei Netzsätzen, sodaß das Gerät unmittelbar wieder einsatzbereit ist.

Der Prototyp des Gerätes ist - bedingt durch die Einsatztiefe der Tauchpumpe - für einen Einsatz bis zu 30 m Tiefe ausgelegt. Nach Vorgesprächen mit der Firma Hydrobios, die das Gerät kommerziell fertigen und vertreiben will, wird die „Standardversion“ für Einsatz Tiefen bis zu 100 m ausgelegt

Während die Fangergebnisse bei Verwendung von 4 hintereinandergeschalteten Netzeinsätzen nicht zufriedenstellend waren (viele Tiere waren zerquetscht), haben wir nach einer Korrektur der Querschnitt/Längen Verhältnisse der Netze mit 3 Netzeinsätzen (50, 200 und 500µm Maschenweite) sehr gute Fangergebnisse erzielt. Diese sind untergliedert nach Fanggenauigkeit (Reproduzierbarkeit), Fraktionierung und Zustand der Organismen im Folgenden dargestellt.

Fanggenauigkeit

Es wurden jeweils Parallelproben genommen, d.h 2mal direkt hintereinander gepumpt. Dabei wurden unterschiedliche Volumina durchgepumpt. Nach der Umrechnung der Daten in Kubikmeterwerte ergaben sich folgende Abweichungen vom Mittelwert (vergl.auch Abb. 1-16):

Fraktion	Mittel	Minimum	Maximum
50 µm	16.73%	0.14%	42.94%
200 µm	25.37%	3.38%	58.57%
500 µm	36.40%	2.93%	93.48%

Zumindest bei den beiden kleinen Fraktionen zeigen die Parallelen also gute Reproduzierbarkeit; die hohen Einzelabweichungen im Sommer 1998 sind deutlich auf Massenvorkommen bestimmter Arten zurückzuführen, also "patchiness"bedingt. Die 500µm-Fraktion wird nicht zufriedenstellend befischt.

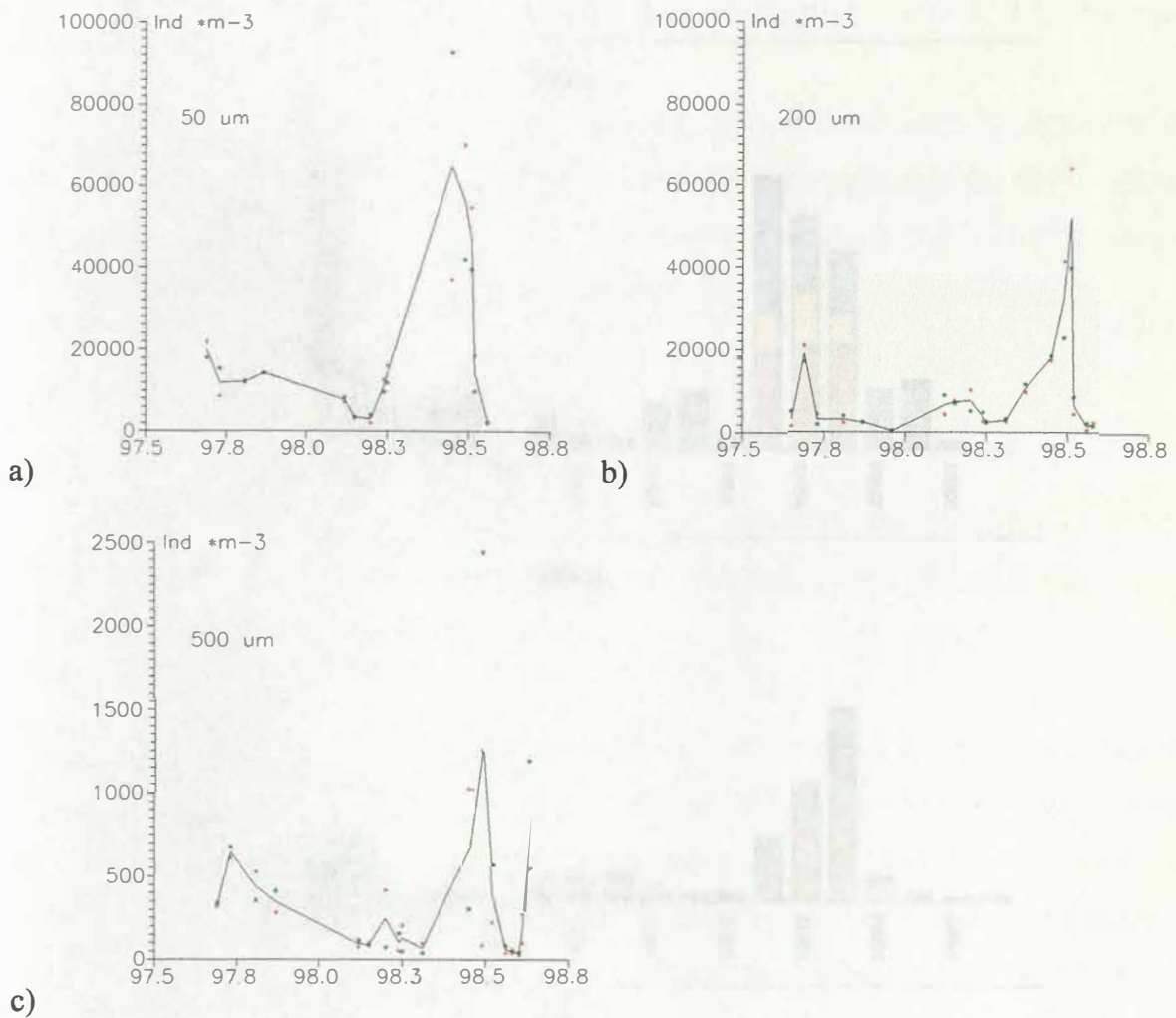


Abbildung 1-16: Vergleich der Parallelproben (Abundanz, Ind. m^{-3}), die mit der Fraktionierenden Planktonpumpe gezogen wurden. Rote bzw grüne Punkte: Einzelwerte Haul 1 bzw 2; Linie: Mittelwert. a) 50 μm Fraktion b) 200 μm Fraktion c) 500 μm Fraktion

Fraktionierung

Die Artenzusammensetzung in den unterschiedlichen Fraktionen variiert erwartungsgemäß (Abb. 1-17): in der 50 μm - Fraktion überwiegen die kleinen Organismen wie z.B. Synchaeta (Rotatorien), kleine Bivalven-Larven, Copepoden-Nauplien und junge Copepodidstadien, in der 200 μm - Fraktion finden sich ältere Copepodidstadien sowie adulte Copepoden. In der 500 μm -Fraktion waren insgesamt nur sehr wenige Tiere; die Kubikmeterwerte beruhen hier

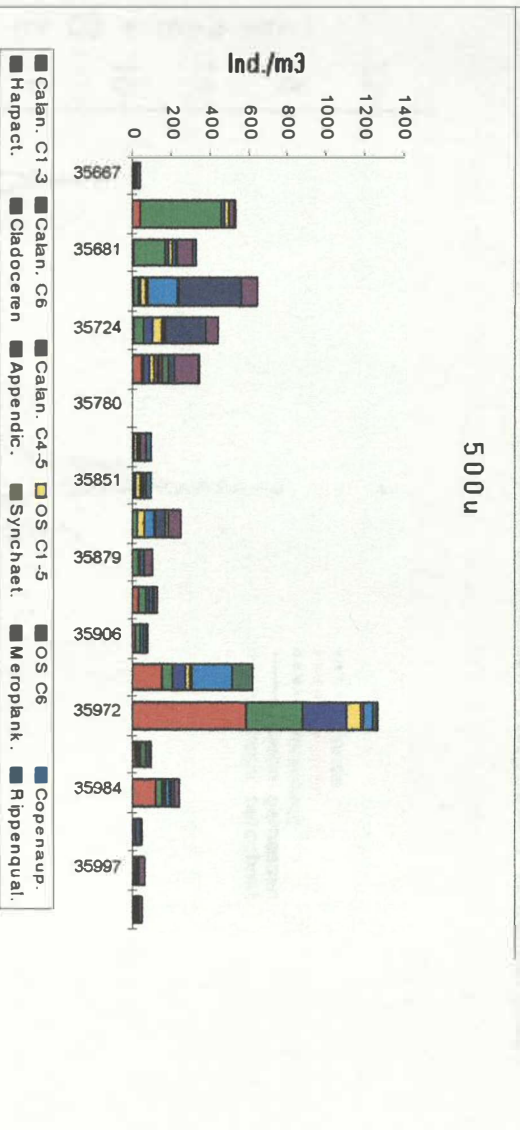
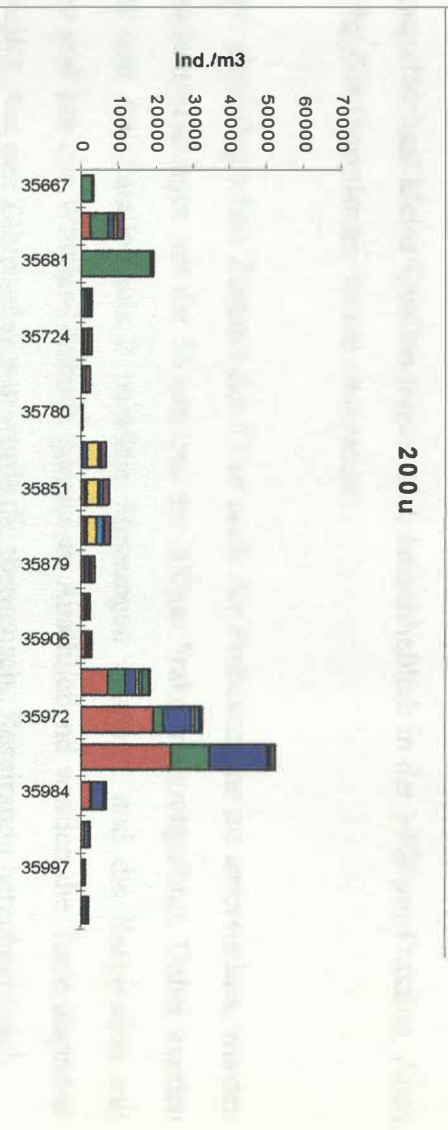
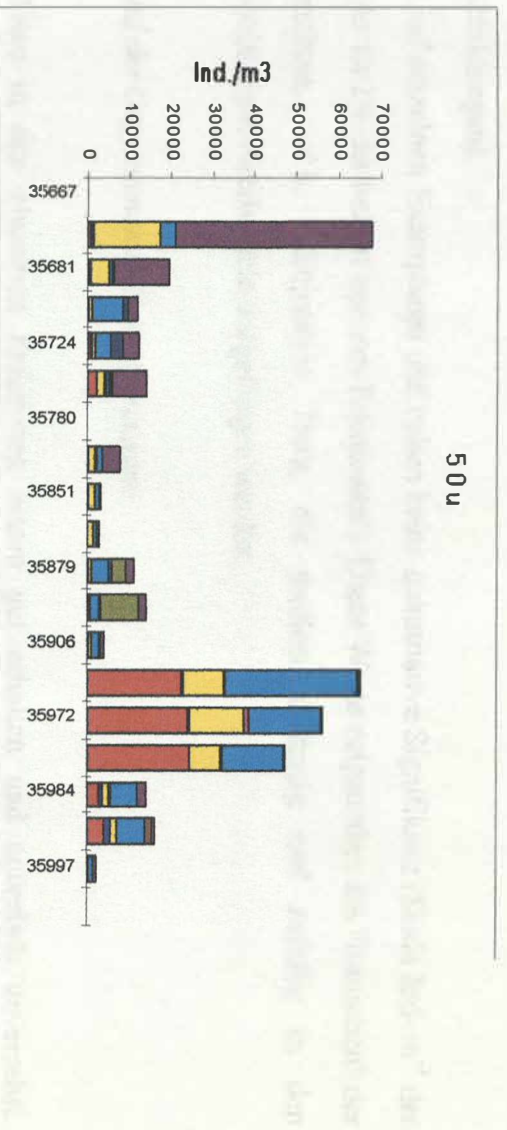


Abbildung 1-17: Vergleich der Artenzusammensetzung des Zooplankton in den einzelnen Größenfraktionen. Die Trennung der 50 µm und 200 µm Fraktionen ist sehr effektiv. Kleine Arten sind fast ausschließlich in 50 µm, größere in 200 µm zu finden. Die 500 µm Fraktion wurde nicht zufriedenstellend befishet. Sie enthält nur eine sehr geringe Anzahl Individuen

und zeigt eine unspezifische Artenzusammensetzung (Skala Ind.m⁻³ ist 2% der 50 bzw 200 µm Abbildungen).

meist auf einzelnen Exemplaren und haben keine quantitative Signifikanz (Skala Ind- m⁻³ der Abb. 4c ist 2% der beiden anderen Fraktionen!). Diese Werte zeigen aber das "Rauschen" der Probenahme, d.h. diejenigen Tiere, die größenunabhängig und zufällig in den undurchlässigen Netzbeuteln aufgefangen werden.

Zustand der Organismen nach Probennahme

Die Tiere in den einzelnen Fraktionen waren gut erhalten und äußerlich unversehrt. Rippenquallen und kleine Quallen fanden sich ausschließlich in der >500µm-Fraktion. Auch diese fragilen Organismen waren unversehrt.

Um den physiologischen Zustand der Tiere nach der Probennahme zu untersuchen, wurden Respirationmessungen mit der 50 µm und der 200µm Fraktion durchgeführt. Dabei wurden jeweils von den Parallelhauls 2 parallele Messungen inkubiert und die Respiration mit Sonden und mit der Winkler-Methode gemessen. Anschließend wurden die Tiere abgetötet und gezählt. Aus den Zählergebnissen wurde die theoretische Respiration berechnet (nach

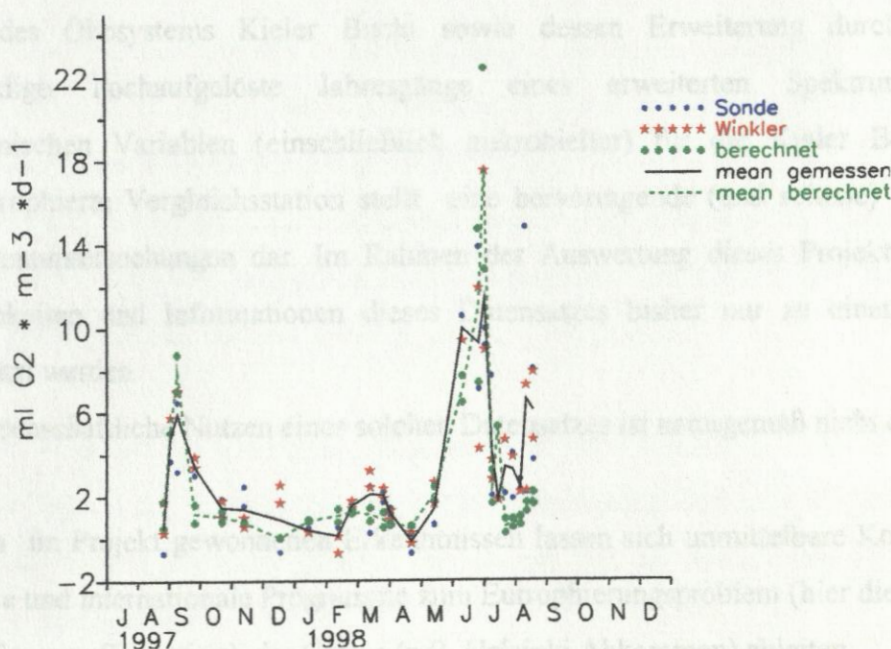


Abbildung 1-18: Vergleich der Respirationmessungen (Winkler-Methode und Sonde)

mit der berechneten (für die enthaltenen Organismen theoretisch zu erwartenden) Respiration für jeweils 2 Parallelen.

Ikeda 1985). Diese Werte waren von den tatsächlich gemessenen nicht signifikant unterschieden (Abb. 1-18).

Die Tiere waren also in einem Zustand, in dem sie "erwartungsgemäß" respirierten.

Zusammenfassend hat sich die Fraktionierende Zooplanktonpumpe - zumindest für den Bereich des Mikro- und Mesozooplanktons - sehr bewährt und überzeugt durch ihre Leistungsfähigkeit. Dies schlägt sich auch in dem Interesse der Firma Hydrobio nieder, das di Gerät zu vermarkten.

Voraussichtlicher Nutzen

Die Zusammenstellung und Aufbereitung eines Langzeitdatensatzes von Grundvariablen (42 Jahre) des Ökosystems Kieler Bucht sowie dessen Erweiterung durch nahezu drei vollständige, hochaufgelöste Jahrgänge eines erweiterten Spektrums von biogeochemischen Variablen (einschließlich mikrobieller) für die Kieler Bucht und eine hocheutrophierte Vergleichsstation stellt eine hervorragende (und seltene) Grundlage für Ökosystemuntersuchungen dar. Im Rahmen der Auswertung dieses Projektes konnten die Möglichkeiten und Informationen dieses Datensatzes bisher nur zu einem kleinen Teil ausgenutzt werden.

Der wissenschaftliche Nutzen eines solchen Datensatzes ist naturgemäß nicht quantifizierbar.

Aus den im Projekt gewonnenen Erkenntnissen lassen sich unmittelbare Konsequenzen für nationale und internationale Programme zum Eutrophierungsproblem (hier die Konsequenzen für die Sauerstoffsituation) der Ostsee (z.B. Helsinki Abkommen) ableiten.

Es ist erstmals gelungen mit einer (derzeit noch recht einfachen) Modellierung aus routinemäßig erfaßten Eintragsgrößen (Niederschläge) konkret die potentielle Sauerstoffmangel-Situation (und Anoxie-Gefahr) für ein Jahr bereits vor Beginn der Produktionsphase vorherzusagen. Auch wenn derzeit nicht erkennbar ist, ob und welche Gegenmaßnahmen möglich sind, dürfte die Information als solche außerordentlich nützlich für z.B. Fischerei und Fischzucht sein.

Für die Beschreibung der aktuellen Eutrophierungssituation in der (westlichen) Ostsee und die Strategien von Programmen zur Verringerung des Problems können einige grundlegende Aussagen gemacht werden:

1. Einträge von anorganischem und organischem Phosphor (im wesentlichen Phosphat) spielen hinsichtlich der marinen Eutrophierung in der Kieler Bucht - und entsprechend auch in anderen N-limitierten Bereichen der Ostsee - keine Rolle (mehr). Die Phosphat-Konzentrationen im winterlichen Oberflächenwasser sind zum einen seit Beginn der 90er Jahre praktisch unabhängig von den Land-Abflüssen und auf ein Niveau wie vor Beginn der Ostsee-Eutrophierung (etwa 1960) abgesunken. Das bedeutet, daß das P-Budget des Ökosystems Kieler-Bucht intern zirkuliert und nur noch unwesentlich von Eintrags-“Belastungen“ beeinflusst wird.

2. Die direkte Steuerung des Sauerstoffmangels durch die vorangegangenen Niederschläge bzw Landabflüsse belegt, daß eine Verringerung der N-Einträge unverzüglich, d.h. bereits nach einem oder wenigen Jahren, zu einer deutlichen Verbesserung der Sauerstoffsituation im Bodenwasser führen wird. Es wird allerdings auch klar, daß ohne die deutliche Reduzierung der Stickstofffrachten (anorganisch und organisch) der Flüsse und Niederschläge eine Verringerung des Eutrophierungsproblems nicht möglich ist.

3. Der Vergleich verschiedener Abschnitte in der 42-jährigen Zeitreihe zeigt deutliche Unterschiede in der Sauerstoffsituation. Sie können jedoch nur schlecht als „fortschreitende“ Eutrophierungsfolge interpretiert werden, da ein Teil der Änderungen durch hydrologische Zyklen überlagert wird.

4. Die zunächst deskriptive und später mehr prozessorientierte Modellierung des Ökosystems Kieler Bucht erlaubt eine wesentlich bessere Einordnung („Bewertung“) der in Monitoring-Programmen gesammelten Daten.

5. Die Praxis hat gezeigt, daß einfache, isolierte Konzentrations- und Mengenangaben wenig aussagekräftig für den Zustand oder die Veränderung eines Ökosystems sind.

Während des Vorhabens ist dem ZE kein weiterer Fortschritt bekanntgeworden

Erfolgte und geplante Veröffentlichungen des Ergebnisses

Erfolgte Veröffentlichungen:

Behrends, G, and Hansen, H.P (1999). Seasonal and interannual variability of abundances of the 4 *Acartia* species occurring in the Kiel Bight, Western Baltic Sea, 1985-1998. 16th Baltic Marine Biologists Symposium, June 21-26, Klaipeda, Lithuania. Accepted paper, *Int.Rev.Hydrobiol.*

Hansen, H.P., Giesenhausen, H.C., Behrends, G. (1998). Seasonal and long-term control of the bottom water oxygen deficiency in a stratified shallow water coastal system. ICES Symposium on Brackish Water Ecosystems, 25-27 Aug. 1998, Helsinki
im Druck in: ICES Journal of Marine Sciences

Hansen, H.P. and F. Koroleff. (1999): Determination of Nutrients. In K Grasshoff, M. Ehrhardt and K. Kremling (eds) *Methods of Seawater Analysis*, 3rd ed. Wiley VCH, Weinheim, 158-228

Hansen, H.P. (1999): Determination of Oxygen. Ebenda 75-98

Hansen, H.P. (1999): In situ Determination of Oxygen and pH. Ebenda 399-405

Schlüter, M., Hansen, H.P. (1997). Zeitreihenanalyse zur Beschreibung der saisonalen Variabilität im Bodenwasser der Eckernförder Bucht (W. Ostsee). in: Handbuch der Ökosystemforschung, OKÖMED Verlag, 54-58

In Vorbereitung:

Hansen, H.P., Giesenhagen, H.C., Behrends, G.: Ökosystemdaten der Kieler Bucht, Datenband. *Ber. Inst. Meeresk.*

Behrends, G. und Hansen, H. P.: A fractionating Zooplankton Pump. *Limnol. Oceanogr*

In Planung:

Mit der Weiterentwicklung des Modelles werden in geeigneter Weise die inter- und intraanuellen Steuerungsprozesse der saisonalen Sauerstoffentwicklung in der Wassersäule mit dem Schwerpunkt des Sauerstoffdefizits im Bodenwasser publiziert.

Literatur

Behrends,G. (1993). Zooplankton. In: Duinker, J.C. (ed): Das Biologische Monitoring der Ostsee am Institut für Meereskunde Kiel 1985 - 1992. *Ber. Inst. Meeresk.* **240**, 72-89

Behrends, G. (1997). Long-term investigation of seasonal mesozooplankton dynamics in Kiel Bight, Germany. *Proceedings 13th Baltic Marine Biologists Symposium, University of Latvia, 1993*, 93 - 99.

- Biddanda, B., S. Opsahl, R. Benner (1994). Plankton respiration and carbon flux through bacterioplankton on the Louisiana shelf. *Limnol. Oceanogr.* **39**, 1259-1275
- HELCOM (1987). *Baltic Sea Environmental Proceedings* 6B.
- Dugdale, R.C. and J. J. Goering (1967). Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnol. Oceanogr.* **12**, 196-206
- and inter-annual variability in bacterial production and biomass in a temperate estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **98**, 283-295
- Duinker, J.C. (ed) (1993). Das Biologische Monitoring der Ostsee am Institut für Meereskunde Kiel 1985 - 1992. *Ber. Inst. Meeresk.* **240**, 207pp
- as a function of biomass and temperature. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **85**, 1-12
- Giesenhausen, H. C. (1993). Mikrobiologisches Monitoring. In: Duinker, J.C. (ed.) (1993). Das Biologische Monitoring der Ostsee im Institut für Meereskunde Kiel 1985-1992. *Ber. Inst. Meeresk.* **240**, 51-71
- Hansen, H.P., K. Grasshoff and J. Petersen, (1979). In-situ registration of oxygen utilization at sediment -water interfaces. *Mar. Chem.* **10**, 47-54
- at the sediment-water interface of the James River estuary, Virginia, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **101**, 229-244
- Hansen, H.P. (1992a). Seasonal and long term variabilities of factors related to phytoplankton production and the problem of trend interpretation. *Proceedings of 18th Conference of Baltic Oceanographers, St.Petersburg, 23-27 Nov. 1992*, 184-196
- Mehner, P. (1976). Die planktonische Schwefel- und Sauerstoffkonzentration im
- Hansen, H.P. (1992b). Analysis of trends in hydrochemical parameters in the Western Baltic in the 1980s. *ICES Mar. Sci. Symp.*, **195**, 445 - 454
- 1980s. *ICES Mar. Sci. Symp.* **195**, 445-454
- 1980s. *ICES Mar. Sci. Symp.* **195**, 445-454
- Hansen, H.P. (1993). Saisonale und langzeitliche Veränderungen chemisch hydrographischer Parameter in der Kieler Bucht. In: Duinker, J.C. (ed.) (1993). Das Biologische Monitoring der Ostsee im Institut für Meereskunde Kiel 1985-1992. *Ber. Inst. Meeresk.* **240**, 2 - 31
- Heinänen, A. (1992). Bacterioplankton in the open Baltic Sea. *Finn. Mar. Res.* **No.260**, 41-56
1992. *Finn. Mar. Res.* **No.260**, 41-56
- HELCOM (1987). *Baltic Sea Environmental Proceedings* 17B.

- HELCOM (1990). *Baltic Sea Environmental Proceedings* **35B**.
- HELCOM (1996). *Baltic Sea Environmental Proceedings* **64B**
- Hoch, M.P. and D.L. Kirchman (1993). Seasonal and inter-annual variability in bacterial production and biomass in a temperate estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **98**, 283-295
- Ikeda, T. (1985). Metabolic rates of epipelagic marine zooplankton as a function of body mass and temperature. *Mar. Biol.* **85**, 1-11.
- Jochem, F. (1990). Zur Struktur und Dynamik autotropher Ultraplankton Gemeinschaften in marinen Warmwasser-Ökosystemen. *Ber Inst Meereskde* **195**, 110pp
- Koepfler, E.T., H.J. Kator, R.L. Wetzel, L.W. Haas and K.L. Webb (1993). Spatial and temporal bacterioplankton dynamics during destratification of the James River estuary, Virginia, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **102**, 229-244
- Krey, J., B. Babenerd und J. Lenz (1978). Beobachtungen zur Produktionsbiologie des Planktons in der Kieler Bucht: 1957-1975. *Ber. Inst. Meeresk.* **54**, 113 pp
- Martens, P. (1976). Die planktischen Sekundär- und Tertiärproduzenten im Flachwasserökosystem der westlichen Ostsee. *Kieler Meeresforsch., Sonderh.* **3**, 60-71
- Maske, H. (1994). Long term trends in seston and chlorophyll-a in Kiel Bight, Western Baltic. *Cont. Shelf. Res.* **14**, 791-801
- Pomeroy, R. and W.J. Wiebe (1993). Energy sources for microbial food webs. *Mar. Microb. Food Webs* **7** (1), 101-118
- Rheinheimer, G.R. (1991). *Mikrobiologie der Gewässer*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 294 pp.

Ritzrau, W. and G. Graf (1993). Increase of microbial biomass in the benthic turbidity zone of Kiel Bight after resuspension by a storm event. *Limnol. Oceanogr.* **37** (5), 1081-1086

Schlüter, M., Hansen, H.P. (1997). Zeitreihenanalyse zur Beschreibung der saisonalen Variabilität im Bodenwasser der Eckernförder Bucht (W.Ostsee). in: Handbuch der Ökosystemforschung, OKÖMED Verlag, 54-58

Schneider, G. (1990). Metabolism and standing stock of the winter mesozooplankton community in the Kiel Bight / Western Baltic. *Ophelia* **32** (3), 237-247

Sherr, E.B. and B.F. Sherr (1996). Temporal offset in oceanic production and respiration processes implied by seasonal changes in atmospheric oxygen: the role of heterotrophic microbes. *Aquat. Micro. Biol.* **11**, 91-100

Simon, M., A. Lenhard and M.M. Tilzer (1993). Bacterial production and the sinking flux of particulate organic carbon in a large and deep lake in comparison to oceanic environments. *Mar. Microb. Food Webs* **7** (2), 162-176

Simon, M. and B. Rosenstock (1993). Carbon and nitrogen sources of planktonic bacteria in Lake Constance studied by the composition and isotope dilution of intracellular amino acids. *Limnol. Oceanogr.* **37** (7), 1496-1511

Smetacek, V., B. v. Bodungen, B. Knoppers, R. Peinert, F. Pollehne, P. Stegmann, und B. Zeitzschel (1984). Seasonal Stages characterizing the annual cycle of an inshore pelagic system. *Rapp. P. v. Reun. Cons. int. Explo. Mer* **183**, 126-135

Weisse, T. (1985). Die Biomasse und Stoffwechselaktivität des Mikro- und Mesozooplanktons in der Ostsee. *Ber. Inst. Meeresk.*, **144**, 127 pp

Teilprojekt 2

Methodenvergleich zur Bestimmung von organischen Schadstoffen in der Wasserphase an der Station Boknis Eck

Dr. habil. Detlef Eckart Schulz-Bull

Aufgabenstellung

Ziel des Teilprojektes 2 war es, unterschiedliche Verfahren zur Bestimmung von gelösten organischen Schadstoffen im Meerwasser auf ihre Eignung für zukünftige Untersuchungen von gelösten organischen Schadstoffen im Meerwasser zu studieren. Es sollten drei Methoden zur Bestimmung von "gelösten" organischen Spurenstoffen im Meerwasser untersucht werden: (1) die Filtration von Meerwasser sowie Anreicherung der organischen Substanzen an Adsorptionsharzen (XAD-2) mit Hilfe von in-situ-Pumpen, (2) die Biokonzentration von Schadstoffen in Geweben von Muscheln (*Mytilus edulis* L.) als Bioindikatoren und (3) die Anreicherung von organischen Spurenstoffen an "Lipiden" mit Hilfe von semipermeablen Membranen (SPMD). Diese drei Methoden wurden in den letzten Jahren eingeführt und sind bisher noch in keiner anderen Studie untereinander verglichen worden.

Voraussetzung unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde

In der Abteilung Meereschemie am Institut für Meereskunde an der Universität Kiel werden seit vielen Jahren in führender Position Forschungen auf dem Gebiet der Methodenentwicklung zur Bestimmung von chemischen Stoffen im Meerwasser durchgeführt (Grasshoff et al (Ed.), *Methods of Seawater Analysis*, VCH, 1999). Die Bestimmungstechniken für chlorierte Kohlenwasserstoffe wurden von uns entwickelt und erstmals wurden verlässliche Werte für ozeanische Gebiete erhalten (Schulz et al., 1988, Schulz-Bull et al., 1998). Es war daher naheliegend, die neue Technik der SPMD Anreicherung mit den etablierten Methoden in Kiel zu vergleichen. Hierbei konnten international auf diesem Forschungsgebiet der SPMD Methode führende Arbeitsgruppen (Dr. H. Prest, Univ. California und Dr. K. Booiij, Netherlands Inst. f. Sea Research) zur Zusammenarbeit gewonnen werden. Als Vergleichsorganismen dienten Miesmuscheln (*Mytilus edulis*), deren Schadstoffgehalte im Rahmen einer Diplomarbeit bestimmt wurden.

Anreicherung mit den etablierten Methoden in Kiel zu vergleichen. Hierbei konnten international auf diesem Forschungsgebiet der SPMD Methode führende Arbeitsgruppen (Dr. H. Prest, Univ. California und Dr. K. Booiij, Netherlands Inst. f. Sea Research) zur Zusammenarbeit gewonnen werden. Als Vergleichsorganismen dienten Miesmuscheln (*Mytilus edulis*), deren Schadstoffgehalte im Rahmen einer Diplomarbeit bestimmt wurden.

Planung und Ablauf des Vorhabens

Der Zeitplan und die geplanten Arbeiten wurden eingehalten. Im Jahr 1996 und in der ersten Jahreshälfte 1997 erfolgten die Vorarbeiten für die Feldphase: 1) die Einführung der SPMD Technik (Methode und Blindwerte) und 2) Vergleich der Schadstoffgehalte in unterschiedlichen Teilen von Miesmuscheln sowie Bestimmung der Lipidgehalte. Ende 1997 und im Frühjahr/Sommer 1998 standen die vergleichenden Studien der drei Methoden an der Station Boknis Eck im Mittelpunkt der Arbeiten. Anschließend erfolgten die letzten spurenchemischen Messungen des Probenmaterials und Auswertungen.

Die Arbeitsziele lassen sich in folgenden Punkten zusammenfassen:

- Erprobung der SPMD Technik und die Durchführung von Feldexperimenten zum Vergleich der drei Methoden (KISP, SPMD, Muschel). Hierzu wurde durch Herr Dr. Prest (University of California) von ihm vorbereitetes SPMD-Material mit den erprobten Samplern zur Verfügung gestellt

Im einzelnen sollte untersucht werden:

- Grenzwerte der Methoden zur Kontrationsbestimmung von organischen Spurenstoffen im Meerwasser
- die SPMD-Blindwerte des verwendeten Materials (Membran und Lipide) im Hinblick auf organische Spurenstoffe
- der praktikable Einsatz des SPMD im Meerwasser (Bewuchs durch Algen, Strömungs- und Salzgehaltseffekte?)
- die Diffusion des Lipides durch die Membran
- die maximal mögliche Expositionsdauer

Planung und Ablauf des Vorhabens

Der Zeitplan und die geplanten Arbeiten wurden eingehalten. Im Jahr 1996 und in der ersten Jahreshälfte 1997 erfolgten die Vorarbeiten für die Feldphase: 1) die Einführung der SPMD Technik (Methode und Blindwerte) und 2) Vergleich der Schadstoffgehalte in unterschiedlichen Teilen von Miesmuscheln sowie Bestimmung der Lipidgehalte. Ende 1997 und im Frühjahr/Sommer 1998 standen die vergleichenden Studien der drei Methoden an der Station Boknis Eck im Mittelpunkt der Arbeiten. Anschließend erfolgten die letzten spurenchemischen Messungen des Probenmaterials und Auswertungen.

Die Arbeitsziele lassen sich in folgenden Punkten zusammenfassen:

- Erprobung der SPMD Technik und die Durchführung von Feldexperimenten zum Vergleich der drei Methoden (KISP, SPMD, Muschel). Hierzu wurde durch Herr Dr. Prest (University of California) von ihm vorbereitetes SPMD-Material mit den erprobten Samplern zur Verfügung gestellt

Im einzelnen sollte untersucht werden:

- Grenzwerte der Methoden zur Kontrationsbestimmung von organischen Spurenstoffen im Meerwasser
- die SPMD-Blindwerte des verwendeten Materials (Membran und Lipide) im Hinblick auf organische Spurenstoffe
- der praktikable Einsatz des SPMD im Meerwasser (Bewuchs durch Algen, Strömungs- und Salzgehaltseffekte?)
- die Diffusion des Lipides durch die Membran
- die maximal mögliche Expositionsdauer
- die Schadstoffgehalte und die Chlorbiphenyl-Zusammensetzungen in Muscheln und SPMD sowie mit der Kieler in-situ Pumpe (KISP) bestimmte Werte für die gelöste (XAD-2 Adsorptionsharz) und partikuläre Phase (GF/F Filter) während der Experimente an der Station Boknis Eck.

Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde

Viele anthropogene organische Stoffe sind als potentielle Schadstoffe in (marinen) Ökosystemen anzusehen. Davon sind einige chlorierte Verbindungen die bekanntesten, vor allem die Polychlorbiphenyle (PCB). Dieses Interesse wird durch ihre chemischen/biologischen Eigenschaften gerechtfertigt: viele Chlorbiphenyle sind persistent, akkumulieren in lipidhaltigen Geweben von Organismen, sind auf der ganzen

Erde in fast jeder Probe nachweisbar, und einige Komponenten sind sehr toxisch. Weil sie eine Klasse von Verbindungen mit sehr ähnlichen physikochemischen Eigenschaften darstellen, kann das Verhalten von CB in der Umwelt auf jetzt noch nicht detailliert untersuchte Verbindungen übertragen werden. CB werden so als Modellstoffe benutzt. Die Wichtigkeit der CB zeigt sich auch in der Tatsache, daß sie in vielen nationalen und internationalen (Monitoring) Programmen als pflichtmäßig zu messende Stoffe aufgeführt werden. Neuere Arbeiten zeigen, daß die ökologischen Effekte von CB die der chlorierten Dioxine weit übersteigen, da CB in sehr viel höheren Konzentrationen in der marinen Umwelt vorkommen.

Neue Entwicklungen in den analytischen Verfahren und Kenntnisse der Wirkung von organischen Stoffen auf Organismen haben in der letzten Zeit bessere Voraussetzungen für das Verstehen des Verhaltens und der Effekte von organischen Substanzen in der marinen Umwelt geschaffen. So ist es seit einigen Jahren möglich, alle 209 theoretisch möglichen CB als Einzelverbindungen routinemäßig zu erfassen (Schulz, et al., 1989) und damit die Fragen nach Quellen, Transportwegen, Senken, Aufnahme/Exkretion und letztendlich Effekten in Organismen zu beantworten (Kannan et al, 1995; Schulz-Bull et al., 1995).

Diese Aspekte sind allerdings bis heute nur in wenigen Studien auch nur annähernd befriedigend untersucht worden. Die wichtigsten Gründe dafür sind: 1. die ungenügende analytische Trennung von Stoffen, 2. die mangelhafte Kenntnis der Toxizität und 3. die mangelhaften Kenntnisse darüber, welche Stoffe in welchen Konzentrationen im umgebenden Wasser vorkommen.

In den letzten Jahren sind international große Anstrengungen unternommen worden, um Methoden zur Bestimmung von organischen Spurenstoffen im Meerwasser zu entwickeln. Um die sehr geringen Konzentrationen dieser Stoffe (unter 1 ng/l) verlässlich messen zu können müssen Probenahmesysteme für bis zu 1000 L Meerwasser verwendet werden. Hierzu werden Oberflächen und in-situ Pumpsysteme benutzt (Schulz-Bull et al., 1995; Petrick et al., 1996) Im 'International Mussel Watch' Programm sollen Muscheln als Bioindikatoren für die Überwachung der Belastung mit organischen und anorganischen Schadstoffen eingesetzt werden (UNESCO, 1992). Die Gehalte in Muscheln werden aber nicht ausschließlich durch die Konzentrationen im umgebenden Meerwasser bestimmt, sondern wesentlich auch durch die Aufnahme von suspendierten Partikeln durch die Organismen. Im Gegensatz dazu können mit semipermeablen Membranen, die mit einem Lipid (z.B. Triolein) gefüllt sind die gelösten Konzentrationen (nach Gleichgewichtseinstellung) bestimmt werden. Die SPMD Technik wurde in den letzten Jahren neben Luftmessungen auch zur Wasseranalytik eingeführt (Huckins et al., 1994, Prest et al., 1992). Eine vergleichende Studie in Bezug auf die Anreicherung

von organischen Stoffen durch Muscheln, SPMD und Festphasenextraktion wurde erstmals mit diesem Vorhaben durchgeführt..

Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Die Erprobung der SPMD Technik erfolgte in Zusammenarbeit mit Dr. H. Prest von der University of California, USA und Dr. K. Booiy vom Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ) in Texel. Es sind weitere gemeinsame Forschungsprojekte u.a. im Rahmen von EC 5. Rahmenprogramm Anträgen geplant.

Darstellung des erzielten Ergebnisses

Ziel der Untersuchungen war es, eine zuverlässige Anreicherungs-methode für organische Schadstoffe (PCB, PAH, Pestizide u.a.) zu entwickeln. Hierzu sind erprobte (Kiel in-situ Pumpen (KISP)) mit neu zu erprobenden Methoden (Muscheln als Bioindikatoren und SPMD) zu vergleichen.

Muscheln

Die Basis für die Untersuchung von Chlorbiphenylen (CB) in Miesmuscheln und mit dem SPMD wurden im Jahr 1996 erbracht (Diplomarbeit B. Sohst). Miesmuscheln wurden kultiviert und an Boknis Eck ausgesetzt.

Es wurden nur mehrjährige Muscheln von vergleichbarer Größe analysiert. Dennoch zeigte sich bei der getrennten Aufarbeitung der unterschiedlichen Muschel-teile (Magen/Darm, Kiemen und restliche Gewebeteile), daß stark unterschiedliche Lipidgehalte die Interpretation der Ergebnisse erschweren können. Dies ist aus Abbildung 2-1 ersichtlich. Obwohl die Gewebe untereinander fast identische CB-Gehalte aufweisen sind z.B. die Konzentrationen im Magen/Darm sehr viel niedriger als in den beiden anderen Muschelteilen. Die relative Zusammensetzung der Chlorbiphenyle ist demgegenüber in allen Geweben einer Muschel nur wenig unterschiedlich.

Auf Grund der hoher Ausgangswerte eignen sich Muscheln daher nicht für Bestimmungen von Schadstoffen im Meerwasser mit sehr niedrigen CB Konzentrationen.

SPMD

Grundlage der Anreicherung von gelösten oder gasförmigen Schadstoffen am SPMD ist ein Transport durch eine semipermeable Membran (PE) die im Inneren mit einem Lipid (Triolein) benetzt ist. Es soll ein Gleichgewichtszustand zwischen Wasser und Lipid erreicht werden, der eine Quantifizierung der Konzentrationen im Wasser ermöglicht. Über die Dauer zur Erreichung des Gleichgewichtszustandes in Meerwasser und die Beeinflussung durch andere Faktoren (Temperatur, Strömung, Partikel usw.) liegen nur sehr wenig Erfahrungen vor.

Die CB Blindwerte des SPMD Materials waren gegenüber den Ausgangswerten der Muscheln etwa 100 mal niedriger (Bezug ebenfalls auf den Lipidgehalt). Auch die CB-Zusammensetzung der SPMD-Proben waren sehr ähnlich. Untereinander wurden im Gegensatz zu den Muscheln kaum Variationen der CB-Gehalte und Muster beobachtet. Dies deutet darauf hin, daß die SPMD Technik reproduzierbarere Ergebnisse zur Schadstoffbelastung liefern kann.

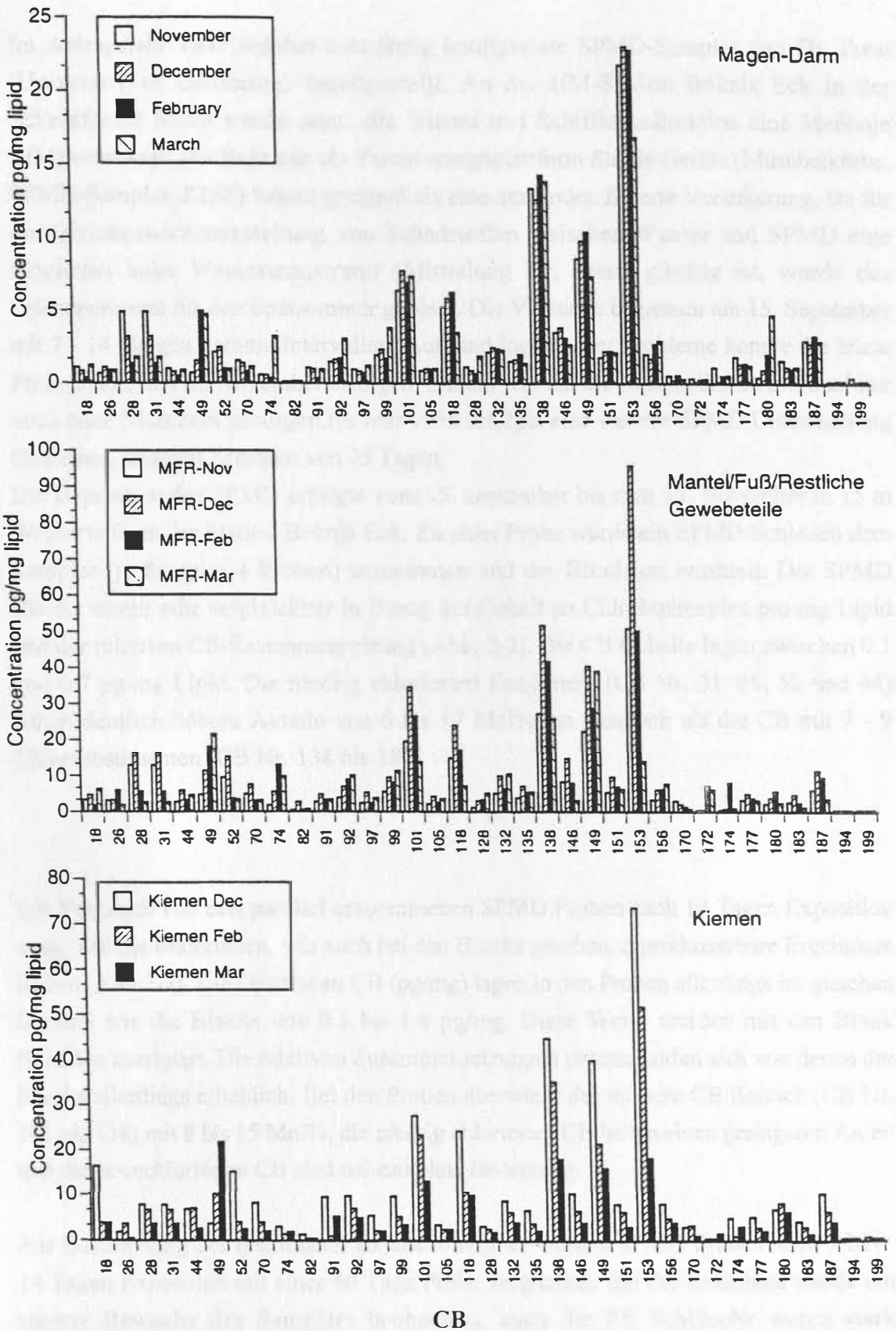


Abbildung 2-1

Konzentrationen von Chlorbiphenylen (IUPAC Nr.) in pg/mg Lipid in unterschiedlichen Muschelteilen (Magen/Darm, Mantel/Fuß/Restgewebe und Kiemen).

Im Antragsjahr 1997 wurden acht fertig konfigurierte SPMD-Sampler von Dr. Prest (University of California) bereitgestellt. An der IfM-Station Boknis Eck in der Eckernförder Bucht wurde durch die Wasser und Schifffahrtsdirektion eine Meßboje (IfM) verankert. Die Boje war als Verankerungsplattform für die Geräte (Muschelkörbe, SPMD-Sampler, KISP) besser geeignet als eine am Boden fixierte Verankerung. Da für die Gleichgewichtseinstellung von Schadstoffen zwischen Wasser und SPMD eine möglichst hohe Wassertemperatur (Mitteilung Dr. Prest) günstig ist, wurde das Feldexperiment für den Spätsommer geplant. Die Versuche begannen am 15. September mit 7 - 14 tägigen Sammelintervallen. Aufgrund logistischer Probleme konnte die letzte Probenahme erst im November erfolgen. Zudem wurden die Muschelkörbe zweimal nur noch ohne Muscheln geborgen. Im Jahr 1998 erfolgte eine weitere SPMD Untersuchung über einen längeren Zeitraum von 75 Tagen.

Die Exposition des SPMD erfolgte vom 15. September bis zum 14. November in 15 m Wassertiefe an der Station Boknis Eck. Zu jeder Probe wurde ein SPMD Schlauch dem Sampler (je Sampler 4 Proben) entnommen und der Blindwert ermittelt. Die SPMD Blanks waren sehr vergleichbar in Bezug auf Gehalt an Chlorbiphenylen pro mg Lipid und der relativen CB-Zusammensetzung (Abb. 2-2). Die CB Gehalte lagen zwischen 0.1 und 0.7 pg/mg Lipid. Die niedrig chlorierten Kongenere (CB Nr. 31, 28, 52 und 44) haben deutlich höhere Anteile von 6 bis 17 Mol% am Gemisch als die CB mit 7 - 9 Chlorsubstituenten (CB Nr. 138 bis 180).

Ein Vergleich von drei parallel entnommenen SPMD Proben nach 14 Tagen Exposition zeigt, daß die Materialien, wie auch bei den Blanks gesehen, reproduzierbare Ergebnisse liefern (Abb.2-3). Die Gehalte an CB (pg/mg) lagen in den Proben allerdings im gleichen Bereich wie die Blanks von 0.1 bis 1.4 pg/mg. Diese Werte wurden mit den Blank Gehalten korrigiert. Die relativen Zusammensetzungen unterscheiden sich von denen der Blanks allerdings erheblich. Bei den Proben überwiegt der mittlere CB Bereich (CB Nr. 101 bis 138) mit 8 bis 15 Mol%, die niedrig chlorierten CB haben einen geringeren Anteil und die hochchlorierten CB sind nahezu ohne Bedeutung.

Zur Bestimmung der maximalen Expositionsdauer wurden SPMD Proben nach 7 bzw. 14 Tagen Exposition mit einer 60 Tage Probe verglichen. Bei der Entnahme wurde ein starker Bewuchs des Samplers beobachtet, auch die PE Schläuche waren stark bewachsen. Der Lipidgehalt vor und nach der Exposition war aber nicht unterschiedlich. Der äußere Bewuchs geht also nicht mit einer Diffusion von Lipid aus dem Schlauch einher. Allerdings zeigt ein Vergleich der SPMD Ergebnisse über die gesamte Expositionszeit, daß eine stetige Zunahme der Konzentration auftritt (Abb. 2-4). Dieses

Ergebnis stellt die praktikable Anwendung des SPMD in Frage, einerseits wird durch zu lange Expositionszeiten das Material äußerlich verändert, andererseits wird selbst nach 60 Tagen der Gleichgewichtszustand noch nicht erreicht. Dies wird auch durch neuere Literatur bestätigt (Sabaliunas & Södergren, 1997; Booij et al, 1998). Nach Booij (pers. Mitt.) sind bei den vorliegenden niedrigen Wassertemperaturen Monate bis Jahre nötig, um den Gleichgewichtszustand zu erreichen.

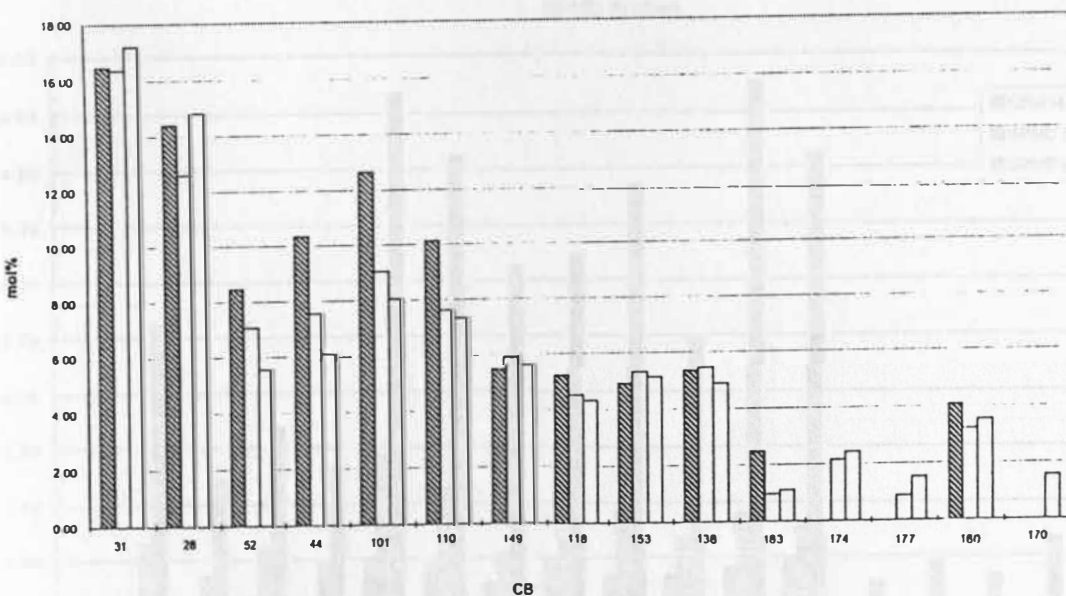
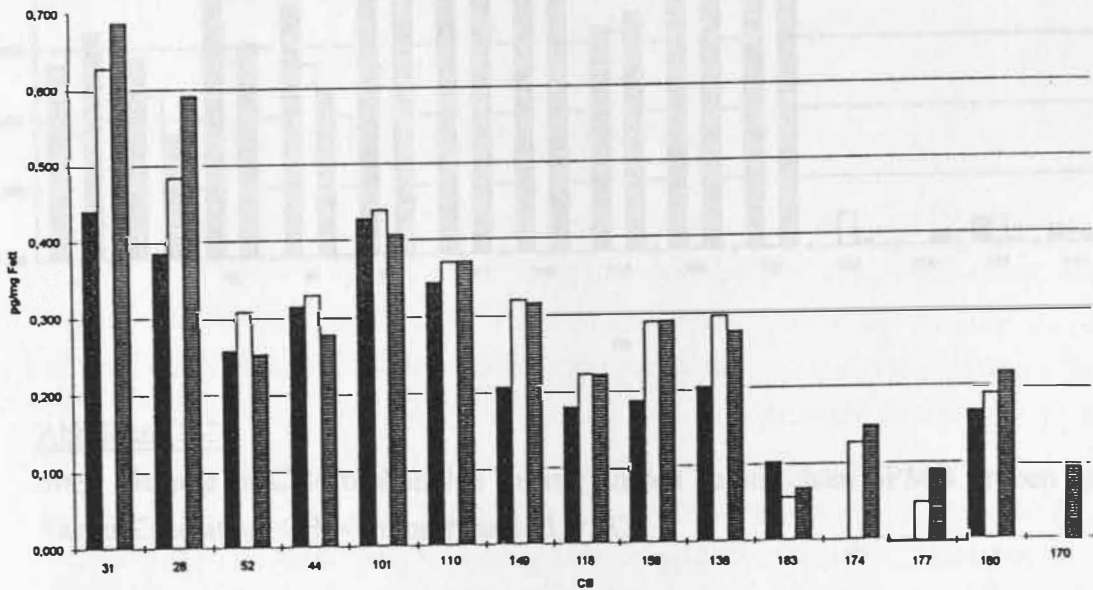


Abbildung 2-2

oben: Gehalte an Chlorbiphenylen (pg/mg) in den untersuchten SPMD Blanks, CB Nummern nach IUPAC.

unten: CB-Zusammensetzung (mol%) der SPMD Blanks

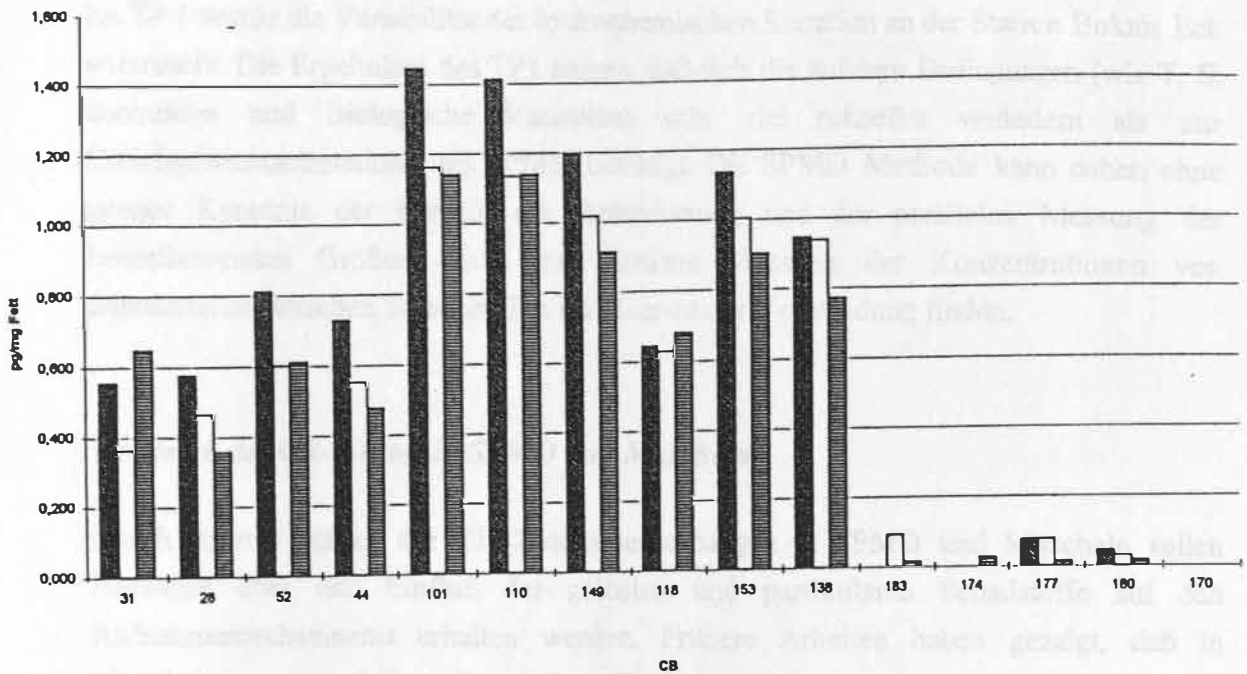


Abbildung 2-3

oben: Gehalte an Chlorbiphenylen (pg/mg) in den untersuchten SPMD Proben nach 14 Tagen Exposition, CB Nummern nach IUPAC.

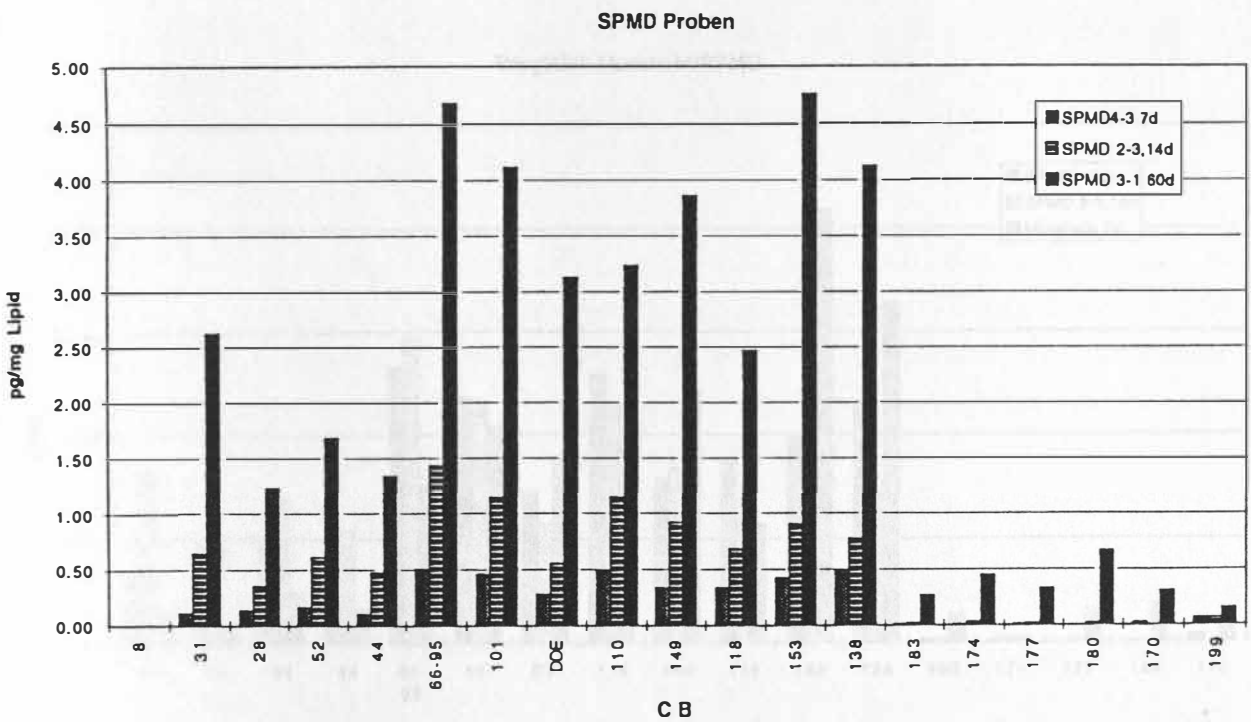


Abbildung 2-4

CB Gehalte des SPMD nach 7, 14 und 60 Tagen Exposition, CB Nummern nach IUPAC.

Im TP 1 wurde die Variabilität der hydrochemischen Situation an der Station Boknis Eck untersucht. Die Ergebnisse des TP1 zeigen, daß sich die äußeren Bedingungen (wie T, S, chemische und Biologische Variablen) sehr viel schneller verändern als zur Gleichgewichtseinstellung des SPMD benötigt. Die SPMD Methode kann daher, ohne genaue Kenntnis der Kinetik der Anreicherung und der parallelen Messung der beeinflussenden Größen, nicht zur direkten Messung der Konzentrationen von unpolaren organischen Schadstoffen im Meerwasser Verwendung finden.

Vergleich der CB-Muster in SPMD und Muscheln

Durch einen Vergleich der CB Zusammensetzungen in SPMD und Muscheln sollen Hinweise über den Einfluß der gelösten und partikulären Schadstoffe auf den Aufnahmemechanismus erhalten werden. Frühere Arbeiten haben gezeigt, daß in Muscheln im wesentlichen die relativen Zusammensetzungen der partikulären Phase zu finden sind. In der Abbildung 2-5 sind die Zusammensetzungen des SPMD (7 und 14 Tage Exposition) und der Muscheln (7 Tage) dargestellt. Die Zusammensetzung der beiden SPMD Proben ist vergleichbar. Die Muschelprobe hat eine deutlich andere Zusammensetzung mit weniger niedrig chlorierten CB und relativ höheren Anteilen der CB Nr. 153, 138, 183, 177 und 180.

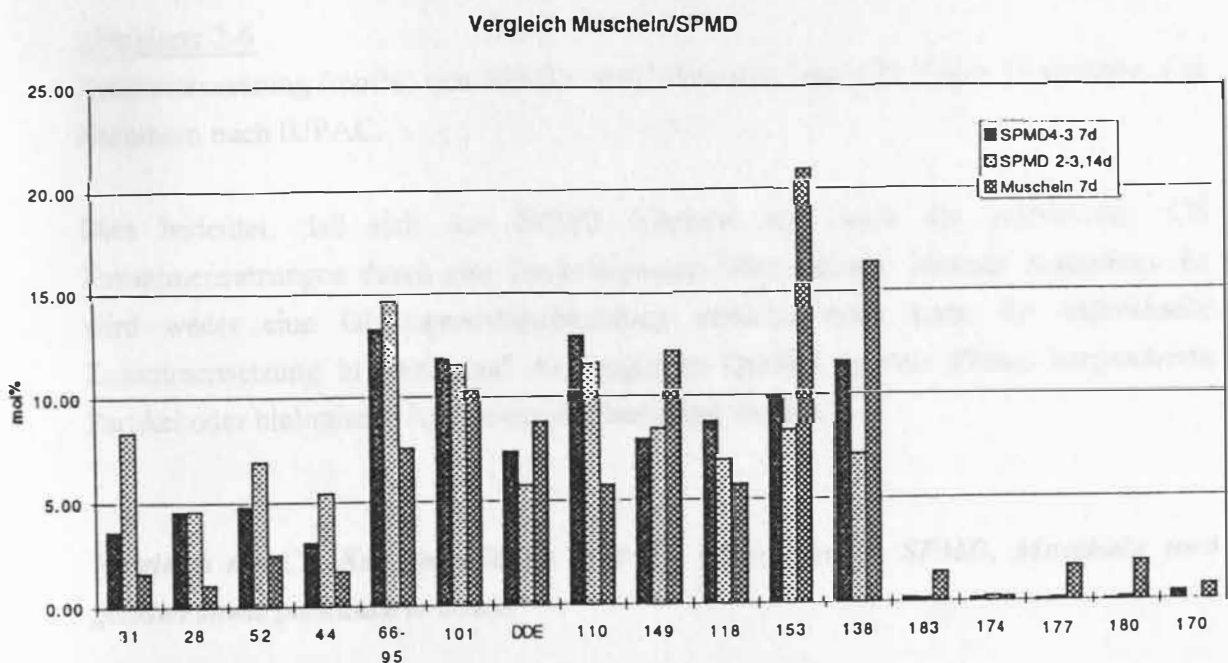


Abbildung 2-5

Zusammensetzung von SPMD- und Muschelproben nach 7 und 14 Tagen Exposition, CB Nummern nach IUPAC.

Die mol% Zusammensetzung des am längsten exponierten SPMD ist in der Abbildung 2-6 gemeinsam mit dem "Bewuchs" auf dem PE Schlauch dargestellt. Der Bewuchs weist relativ mehr Anteile der hochchlorierten CB auf, allerdings hat sich das SPMD im Vergleich zu kürzeren Proben auch schon in diese Richtung verschoben.

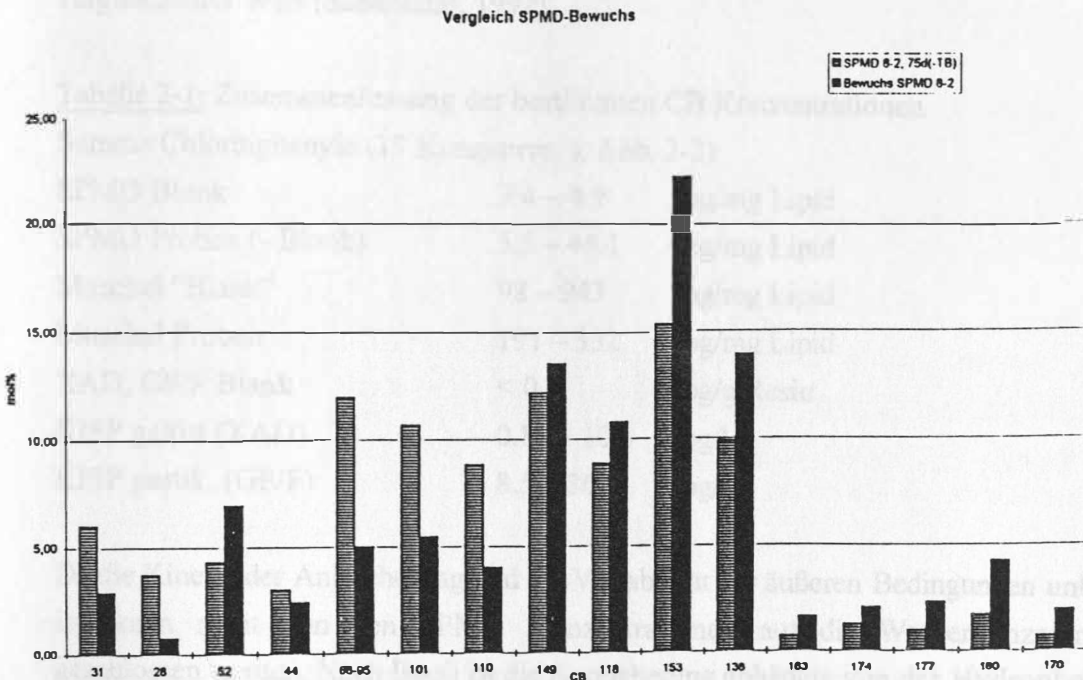


Abbildung 2-6

Zusammensetzung (mol%) von SPMD- und "Bewuchs" nach 75 Tagen Exposition, CB Nummern nach IUPAC.

Dies bedeutet, daß sich das SPMD Material und auch die gemessenen CB Zusammensetzungen durch eine Expositionszeit über mehrere Monate verändern. Es wird weder eine Gleichgewichtseinstellung erreicht, noch kann die individuelle Zusammensetzung in Bezug auf die möglichen Quellen (gelöste Phase, suspendierte Partikel oder biologische Komponenten) bestimmt werden.

Vergleich der CB Konzentrationen und der CB-Muster in SPMD, Muscheln und gelöster sowie partikulärer Phase

Die Blindwertbestimmungen des SPMD und des XAD-2 Harzes bzw. die Ausgangswerte der Muscheln unterscheiden sich um mehrere Größenordnungen (Tab. 2-1). Die niedrigsten Kontaminationen wurden bei dem XAD-2 gefunden, die Werte der SPMD Blanks waren vergleichsweise noch niedrig und reproduzierbar, so daß eine

Korrektur der Probenwerte zuverlässig möglich war. Die Muschelkonzentrationen waren zwischen Blanks und Proben nicht zu unterscheiden. Muscheln als Monitororganismen scheinen nur geeignet zu sein, um sehr stark unterschiedlich belastete Regionen identifizieren zu können. Die "Biokonzentration" durch das SPMD liegt bei den untersuchten Zeiträumen (bis zu 75 Tagen) bei 100.000, dies ist ein mit der Literatur vergleichbarer Wert (Sabaliunas, 1997).

Tabelle 2-1: Zusammenfassung der bestimmten CB Konzentrationen

Summe Chlorbiphenyle (17 Kongenere, s. Abb. 2-2)

SPMD Blank	3.4 – 4.9	pg/mg Lipid
SPMD Proben (- Blank)	5.5 – 44.1	pg/mg Lipid
Muschel "Blank"	98 – 943	pg/mg Lipid
Muschel Proben	191 – 332	pg/mg Lipid
XAD, GF/F Blank	< 0.1	pg/g Resin
KISP gelöst (XAD)	0.86 – 10.3	pg/l
KISP partik. (GF/F)	8.5 – 36.5	pg/l

Da die Kinetik der Anreicherung und die Variabilität der äußeren Bedingungen unbekannt ist, kann nicht von den SPMD Konzentrationen auf die Wasserkonzentrationen geschlossen werden. Nach Booij ist die Anreicherung abhängig von der Hydrophobizität, der Flussrate und der Temperatur, er fand folgenden Zusammenhang (pers. Mitt.): The first order exchange rate constant is given by (K. Booij):

$$k_e = A k_w / (V_L K_{Lw} + V_m K_{mw})$$

A= SPMD surface area, k_w = mass transfer coefficient for the aqueous boundary layer, V_L = lipid volume, V_m = membrane volume, K_{Lw} = Lipid-water partition coefficient, K_{mw} = membrane-water partition coefficient

Mit den KISP wurden parallel zu den SPMD Expositionen die Konzentrationen im Wasser bestimmt (Tab. 2-1). In allen Proben waren die CB überwiegend an Partikel gebunden, die gelöste Phase wies sehr niedrige Werte auf. Dies ist ein zusätzliches Problem bei der Interpretation der mit SPMD erhaltenen Ergebnisse (Quelle der CB?). In der Abbildung 2-7 ist die mol% Zusammensetzung der Proben, die mit den verschiedenen Meßmethoden bestimmt wurden dargestellt. Die relativ großen Unterschiede belegen, daß viele Prozesse, wie äußere Bedingungen, Wasseraustausch, Temperatur und Konzentrationsänderungen, bei der Anreicherung nicht zu vernachlässigen sind.

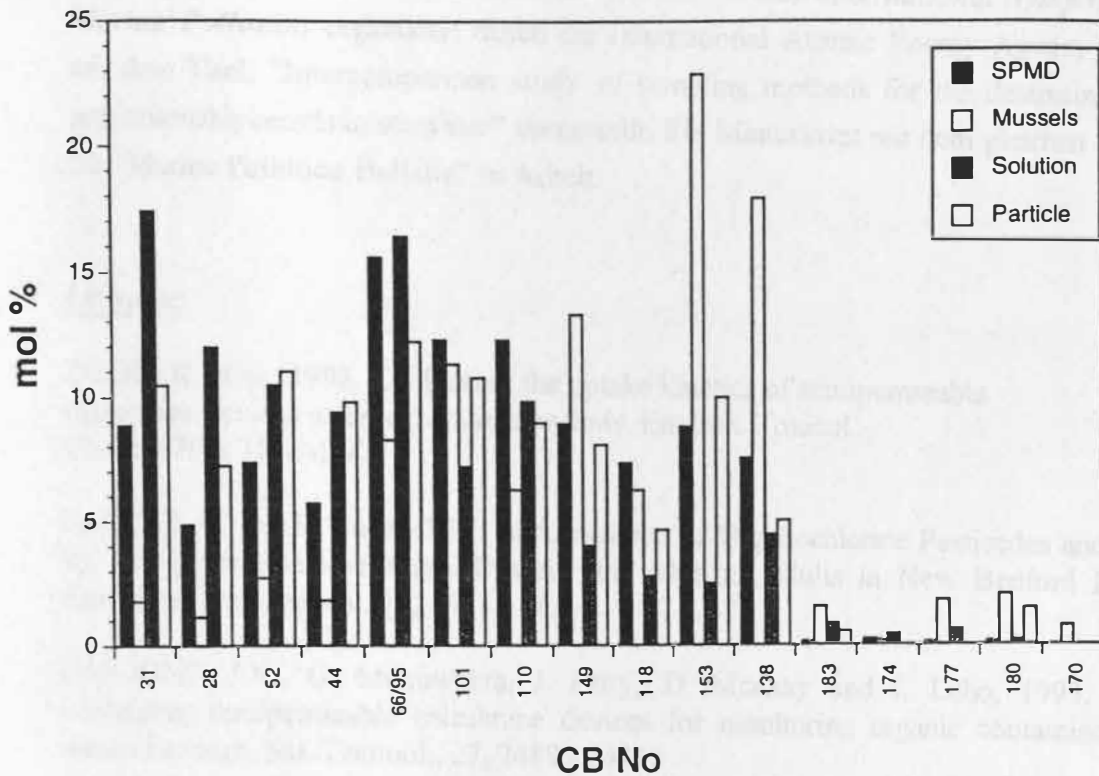


Abbildung 2-7

Zusammensetzung (mol%) von SPMD, Muscheln, gelöster sowie partikeläre Phase nach 14 Tagen Exposition, CB Nummern nach IUPAC.

Zusammenfassung

Das SPMD Material wird kommerziell auch zur Anreicherung von Schadstoffen angeboten (USGS homepage). An der Anwendung für Meerwasser mit geringen Konzentrationen und schnell wechselnden äußeren Bedingungen sind Zweifel angebracht. Der von uns gefundene permanente Anstieg der CB-Konzentrationen in den Lipiden des SPMD über den Probenahmezeitraum kann erklärt werden durch 1) das nicht Erreichen des Gleichgewichtszustandes (zu niedrige Temperatur?), 2) schwankende CB Konzentrationen im Wasser über Beprobungszeit, oder 3) könnte das SPMD nicht für die sehr niedrigen Wasserkonzentrationen bei gleichzeitiger hoher Partikelmenge und biologischer Produktion geeignet sein. In einem in neuer Literatur beschriebenen Versuch wurden bei etwa 1000 fach höherer Schadstoffkonzentration im Wasser (New Bedford Harbor) vergleichbare Ergebnisse mit SPMD und Muscheln erzielt (Hofelt and Shea, 1997).

Die ersten Ergebnisse des Teilvorhabens wurden bei dem *International Symposium on Marine Pollution* organisiert durch die International Atomic Energy Agency (IAEA) mit dem Titel: "Intercomparison study of sampling methods for the determination of polychlorobiphenyls in seawater" vorgestellt. Ein Manuskript mit dem gleichen Titel ist für "Marine Pollution Bulletin" in Arbeit.

Literatur:

BOOIJ, K. et al., 1998. Calibrating the uptake kinetics of semipermeable membrane devices using exposure standards. *Environ. Toxicol. Chem.* 17(7), 1236-1245.

HOFELT, C. and D. Shea, 1997. Accumulation of Organochlorine Pesticides and PCBs by Semipermeable Membrane Devices and *Mytilus edulis* in New Bedford Harbor. *Environm. Sci. Technol.* 31, 154 - 159.

HUCKINS, J.N., G. Manuweera, J. Petty, D. Mackay and J. Lebo, 1993. Lipid-containing semipermeable membrane devices for monitoring organic contaminants in water. *Environ. Sci. Technol.*, 27, 2489 - 2496.

KANNAN, N., T.B.H. Reusch, D.E. Schulz-Bull, G. Petrick & J.C. Duinker, 1995. Chlorobiphenyls: Model compounds for metabolism in food chain organisms and their potential use as ecotoxicological stress indicators, by application of the metabolic slope concept. *Environ. Sci. & Technol.*, 29, 1851-1859.

PETRICK, G., D.E. Schulz-Bull, V. Martens, K. Scholz & J.C. Duinker, 1996. An *in-situ* filtration/extraction system for the recovery of trace organics in sea water solution and on particles tested in deep ocean water. *Mar. Chem.*, 54, 97-105.

PREST, H.F., W. Jarman, S. Burns, T. Weismüller, M. Martin and J. Huckins, 1992. Passive water sampling via semipermeable membrane devices (SPMD) in concert with bivalves in the Sacramento/San Joaquin river delta. *Chemosph.*, 25, 1811 - 1824.

SABALINUAS, D. and Södergren, A., 1997, Use of semi-permeable membrane devices to monitor pollutants in water and assess their effects: a laboratory test and field verification, *Environm. Poll.*, 96, 195-205.

SCHULZ, D.E., G. Petrick and J.C. Duinker 1988. Chlorinated biphenyls in North Atlantic Surface and Deep Water. *Mar. Poll. Bull*, 19, 526-531.

SCHULZ, Detlef E., Gert Petrick and Jan C. Duinker 1989. Complete Characterization of Polychlorinated Biphenyl Congeners in Commercial Aroclor and Clophen Mixtures by Multidimensional Gas Chromatography-Electron Capture Detection. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 23, No. 7, 852-859.

Teilprojekt 3

Untersuchungen von Primärproduktionsprozessen, die zur Sauerstoffzehrung in der Kieler Bucht führen, unter besonderer Berücksichtigung der Satellitenfernerkundung.

Dr. U. Horstmann

Aufgabenstellung

Hauptaufgabe des Teilprojektes waren Untersuchungen zu Prozessen der Primärproduktion des Phytoplanktons, wobei insbesondere die Satellitenfernerkundung als Erkennungsmethode genutzt werden sollte, sowie Untersuchungen zur Bildung von extrazellulären Polysacchariden und Partikeln.

Weitere in der Aufgabenbeschreibung des Forschungsantrages angegebene Schwerpunkte sind: Sommerliche Algenblüten, Fe-Verfügbarkeit für das Phytoplankton, die Analyse produktionsbestimmender hydrographischer Faktoren sowie der Verbleib von Phytoplanktonblüten nach Eutrophierungsprozessen.

Als Untersuchungsgebiete waren die Kieler Bucht und zum Vergleich das Eutrophierungsgebiet des Po-Deltas in der nördlichen Adria vorgesehen.

Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde

Die Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde, erforderten nachträglich eine leichte Abänderung der Arbeitsschwerpunkte. Dies betrifft insbesondere die Satellitendaten-gestützten Untersuchungen von Primärproduktionsprozessen. Die ursprünglich ab 1995 geplante Einsatzbereitschaft des Satellitensensors SeaWiFS (Sea-viewing Wide Field of View Sensor) hat sich wider Erwarten bis zum Spätherbst 1997 verschoben. Damit lagen erst 1998 Multispektralaufnahmen aus den Untersuchungsgebieten vor. Im Übergangsbereich Ostsee-Nordsee und insbesondere in der Kieler Bucht trat 1998 eine außergewöhnlich ungünstige Wetterlage auf mit lang andauernden Westwindlagen während der Phytoplanktonwachstumsperiode und mit fast ununterbrochener Bewölkung. Daher konnten für diese Gebiete nur sehr wenige SeaWiFS-Aufnahmen mit geringer Qualität erlangt werden, und es mußte für methodische Untersuchungen auf andere Meeresgebiete ausgewichen werden (Adria, Schwarzes Meer).

Die finanzielle Ausstattung des Teilprojektes mit Personalmitteln für einen Wissenschaftler (Berichtersteller) und einem begrenzten Sachmitteletat nur für das erste Jahr beruhte auf der Planung zusätzliche Mittel aus ergänzenden Projekten einzuwerben, die thematisch eng mit

dem vorliegenden Projekt zusammenhängen. Dementsprechend mußten die Arbeiten zum vorliegenden Teilprojekt im Detail auch den Aufgabenstellungen der ergänzenden Projektfinanzierung mit angepaßt werden. (EU-Mare-Folgeprojekt, Deutsch -Italienische Zusammenarbeit)

Planung und Ablauf des Teilvorhabens

Bezüglich der Planung und des Ablaufes des Teilvorhabens wurden - insbesondere in den ersten 2 Jahren - Untersuchungen im Po-Eutrophierungsgebiet in der nördlichen Adria vordringlich durchgeführt. Dieses erschien auch deshalb sinnvoll, weil in diesem Untersuchungsgebiet Eutrophierungsprozesse, die mit der Frühjahrsblüte in der westlichen Ostsee vergleichbar sind, ständig vonstatten gehen und eutrophe, mesotrophe und oligotrophe Meeresgebiete in der Adria das ganze Jahr hindurch dicht beieinander liegen. Darüber hinaus ist das Adriagebiet relativ häufig wolkenfrei, so daß auch in den Jahren, in denen keine multispektralen Satellitenaufnahmen zur Verfügung standen, Aufnahmen der Oberflächentemperatur des NOAA-AVHRR- Radiometer Hinweise auf Eutrophierungsprozesse geben können. Weiterhin kann die Adria, ein relativ abgeschlossenes Seegebiet, als ein großes "Experimentierbecken" angesehen werden, in dem, anders als in dem Übergangsbereich Ostsee-Nordsee, die Verweildauer von Wasserkörpern viele Monate betragen kann, und damit Phytoplanktonproduktionsprozesse und ihre Folgeerscheinungen über längere Zeiträume hinweg untersucht werden können.

So wurden im ersten und zweiten Projektjahr die in-situ Untersuchungen vornehmlich in der Adria durchgeführt. Es wurden Fragestellungen der Eisenchelatisierung behandelt und Feld- und Laborexperimente zur Partikelbildung unternommen. Im dritten Jahr kamen dann Arbeiten zur Satelliten-gestützten Erkennung von Eutrophierungsvorgängen insbesondere als Folge hydrographischer Prozesse hinzu.

Wissenschaftlicher Stand der Arbeiten

Der wissenschaftliche Stand der Arbeiten soll hier zusammenfassend anhand der wichtigsten Arbeiten der verwendeten Literatur dargestellt werden. Weiterführende Erläuterungen bieten die Einführungen und Diskussionen der aus diesem Projekt entstandenen Veröffentlichungen und zur Veröffentlichung eingereichten Manuskripte (siehe Anhang).

Miller et al.(1995) stellen in ihren Arbeiten die Wichtigkeit des Eisens als limitierendes Element für die Primärproduktion im Meer dar und beschreiben die geringe biologische Verfügbarkeit für die Phytoplanktonproduktion. Für uns stellte sich die Frage ob auch bei küstennahen Eutrophierungsprozessen die Verfügbarkeit von Eisen das Phytoplanktonwachstum limitieren könnte. In vorausgehenden Arbeiten hatten wir festgestellt, daß anders als die Lehrbuchmeinung, Phytoplankton keine Siderophore zur Eisen Chelatisierung abgibt (Dengg und Horstmann 1995). Matzanke et al. (1997), beschreibt die

Struktur und die Wichtigkeit von bakteriellen Siderophoren für die Eisen Chelatisierung und gibt damit schon einen Hinweis auf eine Versorgung des Phytoplanktons durch bakterielle Siderophoren. Als weitere Chelatoren für Eisen können aber auch nicht abbaubare Polycarboxylate aus Waschmitteln ins Meer gelangen. Ihre Eisen chelatisierende Wirkung konnten wir vorerst für Bakterien (*Salmonella* und *E. coli* nachweisen (siehe Anhang: Horstmann et al.: *Salmonella* sp. and *Escherichia coli* utilize iron bound to polycarboxylate by use of reductases - Manuskript eingereicht.).

Zur Frage der Aggregation von gelösten und partikulären Exsudaten (Excretions) sowie zur Partikelbildung als Folge von einseitigem Nährstoffmangel nach Planktonblüten soll hier neben den Arbeiten von Obernosterer und Herndl (1995), Schuster und Herndl (1995) und Heissenberger et al. (1996) die sich mit der Bildung von Partikeln (marine snow) in der nördlichen Adria beschäftigen, die Arbeit von Leppard (1995) genannt werden, die die Exkretion von Polysaccharidfibrillen darstellt und für unsere Untersuchungen eine 'Schlüsselarbeit' für die frühen Stadien der Partikelbildung im Nanometer Bereich bedeutete. Diese Arbeit erklärt insbesondere den Übergang von gelöster zu partikulärer organischer Substanz durch die Aggregation exsudierter Mikro fibrillen, der für die Partikelbildung sowie das Absinken, aber auch das Auftreiben von Partikeln so wichtig ist, wie wir durch unsere Untersuchungen in von Eutrophierungsprozessen beeinflussten Wasserkörpern in der Adria zeigen konnten (siehe Anhang: Horstmann: Mucilage formation in the northern Adriatic sea - Manuskript eingereicht.). Bei der Partikelbildung spielt aber auch das Marine Mikroplankton eine wesentliche Rolle, wie Stoderegger und Herndl (1998) insbesondere für die Adria zeigen. Wie wichtig Absinkprozesse für die Sauerstoffsituation in der Kieler Bucht sind, zeigt auch die Arbeit von Gerlach (1990) über die zunehmende Sauerstoffabnahme im Tiefenwasser, die sich wie unsere eigenen Untersuchungen zeigen mit der Zunahme von Stickstoffeinträgen aus der Atmosphäre korrelieren läßt (Horstmann 1996) (siehe Anhang).

Der wissenschaftliche und technische Stand zur Nutzung der Fernerkundung um Eutrophierungsprozesse und ihre Folgen aufzuzeichnen, bezog sich vornehmlich auf die Auswertung von Daten des Coastal Zone Color Scanners (CZCS), der von 1978 bis 1986 im Umlauf war. Diese Daten vermitteln eine grobe Übersicht über die Chlorophyll-ähnliche Pigmentverteilung. Eine Korrelation zu synchron ermittelten in-situ Pigmentverteilungen gibt es aus dem Bereich der westlichen Ostsee nicht. Da es nunmehr seit September 1997 den neuen Wasserfarben erkennenden SeaWiFS gibt, gilt es regionale und zeitliche Unterschiede der Rückstrahlung aus dem Wasser mit den Satellitendaten des SeaWiFS zu korrelieren und dabei insbesondere durch in-situ Phytoplanktondaten Gesetzmäßigkeiten für bestimmte Gebiete herauszufinden. Dabei scheint es uns als besonders sinnvoll für die von uns untersuchten Seegebiete hydrographische Prozesse mit Hilfe von aufeinander folgender Wassertemperaturaufnahmen zu erklären und dann mit Multispektralaufnahmen zu vergleichen.

Diese Methode erlaubt unter anderem Aussagen über anthropogene Eutropierungsursachen (Nährstoffeinträge von Land) und über natürliche Nährstoffquellen (Auftrieb Divergenz) zu machen.

Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Eine Zusammenarbeit mit anderen Stellen wurde einerseits im Inland durchgeführt und zwar bezüglich der Eisen-Siderophoren-Untersuchungen mit dem Robert-Koch-Institut in Werningrode (Dr. Reissbrodt) und bezüglich Eutrophierungsarbeiten in der Ostsee mit der Biologischen Station in Hiddensee (Dr. Hübel).

Bezüglich der Fernerkundung fand eine Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Frau J. Göbel) sowie mit der DLR Berlin, Dr. Neumann statt. Die besonders gute Zusammenarbeit mit diesem Institut, was Information und technische Hilfe bei der Erlangung und Interpretation von MOS-Satellitendaten sowie wissenschaftlicher Austausch betrifft, soll hier besonders hervorgehoben werden.

Im Ausland wurde mit dem Istituto Superiore di Sanita in Rom (Dr. Funari), mit dem Ozeanographischen Institut in Athen (Dr. Gotsis Scretas) sowie mit norwegischen, dänischen, bulgarischen und chinesischen Wissenschaftlern zusammengearbeitet. Die Arbeitsgebiete, in denen die Zusammenarbeit stattfand, geht aus der jeweiligen Mitautorenschaft der Veröffentlichungen und Manuskripte hervor (siehe Anhang).

Darstellung der erzielten Ergebnisse

Die Darstellung der erzielten Ergebnisse läßt sich in 3 Gebiete unterteilen:

1. Untersuchungen zur Rolle von Bakterien-Siderophoren für die Eisenversorgung des Phytoplanktons.

Unsere Untersuchungen haben gezeigt, daß Phytoplankton zur Eisenaufnahme Siderophoren, die von Bakterien abgegeben werden, verwendet und daß eucaryote Algen keine eigenen Siderophoren zur Eisenaufnahme abgeben (Dengg and Horstmann 1995; Horstmann et al.: Utilization of exogenous siderophores: A novel strategy for iron uptake by eucaryotic phytoplankton - Manuskript eingereicht, siehe Anhang).

Aus diesen Ergebnissen läßt sich folgern, wie vor dem Hintergrund der Diskussion um die Eisenversorgung als produktionsbestimmender Faktor für marine Ökosysteme, das Zusammenspiel von Bakterien und Phytoplankton eine wesentliche Rolle spielt indem das Phytoplankton durch die Exkretion von organischer Substanz die Entwicklung von Bakterien fördert und somit symbiotische Strukturen aufweisen kann, wie z.B. die Besiedlung von N-fixierenden Heterozysten von Blaualgen mit Bakterien, die ursprünglich als Förderung der für die Hydrogenase notwendigen Anaerobie erklärt wurden (Pearl, pers. communic.), von uns jedoch als Siderophorenlieferant für den erhöhten Bedarf an Eisen in den Heterozysten

angesehen wurden. Die mit unseren Untersuchungen belegte Tatsache, daß eukaryote Algen nicht Siderophoren bilden, sondern auf die der Bakterien angewiesen sind, wird in Fachkreisen nicht mehr bestritten (Eisensymposium Amsterdam 1998, pers. communic.). Für den Siderophorennachweis wurde von uns gemeinsam mit dem Robert-Koch-Institut Werningrode ein Test entwickelt, mit dem Eisenmangelsituationen aufgezeigt werden können (Horstmann et al. eingereicht , siehe Anhang.)

2. Bei den Untersuchungen zur Exkretion, Aggregation und Sedimentation von organischem Material durch Phytoplankton nach Planktonblüten konnten folgende Punkte aufgezeigt werden:

Durch Nährstofflimitierung (P-Mangel) erzeugter Streß führt in der nördlichen Adria zur Abgabe von gelöster und partikulärer organischer Substanz.

Weiterhin konnte in Laborexperimenten in Rolltanks die Aggregation simuliert werden, wobei sich herausstellte, daß die Bildung von Polysaccharidpartikeln ein längeres (Wochen) Verweilen von gelöstem Material und Kleinstpartikeln (Nanometer Bereich) in der Wassersäule voraussetzt (Horstmann 1999, Manuskript eingereicht, im Anhang).

Wenn man dieses Ergebnis auf die Verhältnisse der Adria im Sommer projiziert, wird es klar, warum dort die Aggregation zu Großpartikeln (Stringers) und schließlich zu Schleimmatten nur dann stattfindet, wenn Meeresströmungen und thermohaline Schichtung für einen längeren Aufenthalt des organischen Materials in der Wassersäule sorgen. Diesen Zusammenhang haben wir in-situ durch zahlreiche Videoaufnahmen nachgewiesen und mit Hilfe von Satellitenaufnahmen belegt, die Hinweise auf das Vorhandensein des nordadriatischen antizyklonischen Wirbels geben. Obwohl noch einige Schritte dieser Prozesse nicht ausreichend aufgeklärt bzw. bewiesen werden konnten (z.B. Artenspektrum der DOC-exkretisierenden Phytoplanktonorganismen, Verbleib des DOC-produzierenden Phytoplanktons, die Rolle des Zooplanktons bei der Nährstoffregeneration), stellt sich der Prozeß der POC-Anreicherung und des vertikalen Transportes in der nördlichen Adria nach unseren Ergebnissen folgendermaßen dar: In die nördliche Adria gelangende Nährstoffe, (insbesondere über den Fluß Po), erzeugen Phytoplanktonwachstum. Nachdem das gelöste Phosphat vollständig aus der Wassersäule entfernt ist, tritt durch Phosphatmangel erzeugter Streß eine verstärkte Abgabe von Fibrillen (Polysaccharide) durch das Phytoplankton auf. Diese Fibrillen aggregieren zu Partikeln und bei längerem Verbleib in der Wassersäule (Wochen) zu größeren Aggregaten. Die Aggregate können insbesondere bei der Ausbildung einer Sprungschicht in der nördlichen Adria zu Macroaggregaten verkleben. Werden diese Anreicherungen bei Ausbildung der nordadriatischen Zirkulation wieder in nährstoffreichere Gewässer verdriftet, so bilden sich auf- und in den Aggregaten zahlreiche Populationen sessiler Diatomeen und anderer Mikroalgen. Diese erzeugen durch Photosynthese Sauerstoffbläschen, die an - und in den Macroaggregaten kleben und einen vertikalen Transport an die Wasseroberfläche bewirken.

(siehe auch populärwissenschaftlicher Artikel: Horstmann, U. Mare 1998, im Anhang) zu Einzelergebnissen siehe beigefügtes Manuskript: Horstmann, U. 1999, eingereicht).

Der Nutzen dieser Ergebnisse, ergibt sich insbesondere durch die Möglichkeit der Vorhersage der Massenakkumulation von 'Algenschleim' (Mucilage) durch Satelliten-gestützte Erkenntnisse über das Auftreten des nordadriatischen Wirbels im Sommer. Nutzen lassen sich aber auch diese Erkenntnisse für Einblicke in Aggregations- und Absinkprozesse während sommerlicher Stagnationsphasen in anderen Meeresgebieten wie der westlichen Ostsee, wo man wegen des häufigen Wetterumschwungs und wegen Advektionsprozessen die Aggregation nur unzureichend verfolgen kann.

3. Bei den Untersuchungen zur Erkennung von Produktionsprozessen des Phytoplankton durch Satellitenaufnahmen konnten die angestrebten Ergebnisse nicht im vollem Umfang erzielt werden. Dies lag einerseits an der mangelnden Verfügbarkeit von Multispektralaufnahmen durch den verzögerten Start des Trägersatelliten, andererseits an der ungünstigen Wetterlage im Sommer 1998.

Dennoch konnte eine Blüte toxischer Phytoplanktonorganismen auf Satellitenaufnahmen in ihrem Ausmaß und in dem advektiven Verhalten verfolgt werden. Durch den Vergleich mit norwegischen und dänischen in-situ Daten konnten Chlorophyll und Zellzahl den Satellitendaten zugeordnet werden sowie die Entwicklung der Planktonblüte verfolgt werden (siehe Veröffentlichung Horstmann et al. 1998, im Anhang). Der Versuch, SeaWiFS-Aufnahmen des Kieler Bucht Gebietes mit Aufnahmen der Oberflächentemperatur zu korrelieren und hydrographische sowie Advektionsprozesse mit der Phytoplanktonentwicklung zu vergleichen, scheiterte an der Qualität der erlangten Satellitendaten (Abb. 3-1). Diese Untersuchungen hatten in der Adria jedoch mehr Erfolg, wo SeaWiFS-Aufnahmen sehr deutlich das Ausmaß und den Transport von Phytoplanktonbiomasse aufzeigen (Horstmann, U., Manuskript eingereicht siehe Anhang.). Sehr gute Ergebnisse konnten im westlichen Schwarzen Meer erzielt werden (im Rahmen einer vom Berichterstatter betreuten Dissertation). Hier lassen sich tatsächlich an aufeinanderfolgenden Satellitenaufnahmen des Wassertemperatur-erkennenden AVHRR und des Wasserfarben erkennenden SeaWiFS über 3 Monate im Sommer 1998 sehr ausführlich die Entstehung, Wanderung und der Verbleib antizyklonischer Wirbel verfolgen. Sehr deutlich erkennt man dabei eine erhöhte Konzentration von Phytoplankton im kälteren Wasser der Wirbel. Diese Anreicherung kann bisher nicht erklärt werden. Deutlich zeichnet sich jedoch die Einmischung von durch die Donaueutrophierung beeinflusstem Wasser in den antizyklonischen Wirbel ab (Abb. 3-2).

Teilergebnisse dieser Untersuchungen wurden vom Berichterstatter anlässlich eines Symposiums in Athen (1999) vorgestellt (Davidov and Horstmann 1999 siehe Anhang).

Daß Satelliteninformation für die Erklärung von Phytoplanktonprozessen außerordentlich nützlich ist, steht außer Frage und ist mittlerweile Voraussetzung für eine moderne

Literatur:

1. Gerlach S. A., 1990. Stickstoff , Phosphor, Plankton und Sauerstoffmangel in der Deutschen Bucht und in der Kieler Bucht. In: Abschlußbericht über das Teilvorhaben 9 "Koordination" im Rahmen des Projektes Eutrophierung der Nord- und Ostsee; Forschungsbericht 102 04 215. Berichte / Umweltbundesamt ; 90,4 Berlin.
2. Heissenberger A., Leppard G. and Herndl G. J., 1996. Relationship between the intracellular integrity and the morphology of the capsular envelope in attached and free-living marine bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* 62(12), pp. 4521-4528
3. Horstmann, U., 1996. Der Einfluß der Landwirtschaft auf die Eutrophierung. In: Warnsignale aus der Ostsee. J. Lozan - edit., Parey Berlin.
4. Leppard, G. G., 1995. The characterization of algal and microbial mucilages and their aggregates in aquatic ecosystems. *The Science of the Total Environment* 165, pp. 103-131.
5. Matzanke B. F., Boehnke R., Moellmann U., Reissbrodt R., Schuenemann V. and Trautwein A. X., 1997. Iron uptake and intracellular metal transfer in mycobacteria mediated by xenosiderophores. *Biometals* 10(3), pp. 193-203
6. Miller W. L., King D. W., Lin J. and Kester D. R., 1995, Photochemical redox cycling of iron in coastal seawater. *Marine Chemistry*. 50; 1-4, pp 63-77.
7. Obernosterer I. and Herndl G. J., 1995. Phytoplankton extracellular release and bacterial growth: Dependence on the inorganic N:P ratio. *Marine Ecology Progress Series* 116(1-3), pp. 247-257
8. Schuster S. and Herndl G. J., 1995. Formation and significance of transparent exopolymeric particles in the northern Adriatic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 124(1-3): 227-236
9. Soria-Dengg S. and Horstmann U. 1995, Ferrioxamines B and E as iron sources for the marine diatom *Phaeodactylum tricornutum*. *Marine Ecology Progress Series* 127(1-3): 269-277
10. Stoderegger K. and Herndl G. J., 1998. Production and release of bacterial capsular material and its subsequent utilization by marine bacterioplankton. *Limnology and Oceanography*. July, 1998; 43 (5) 877-884.

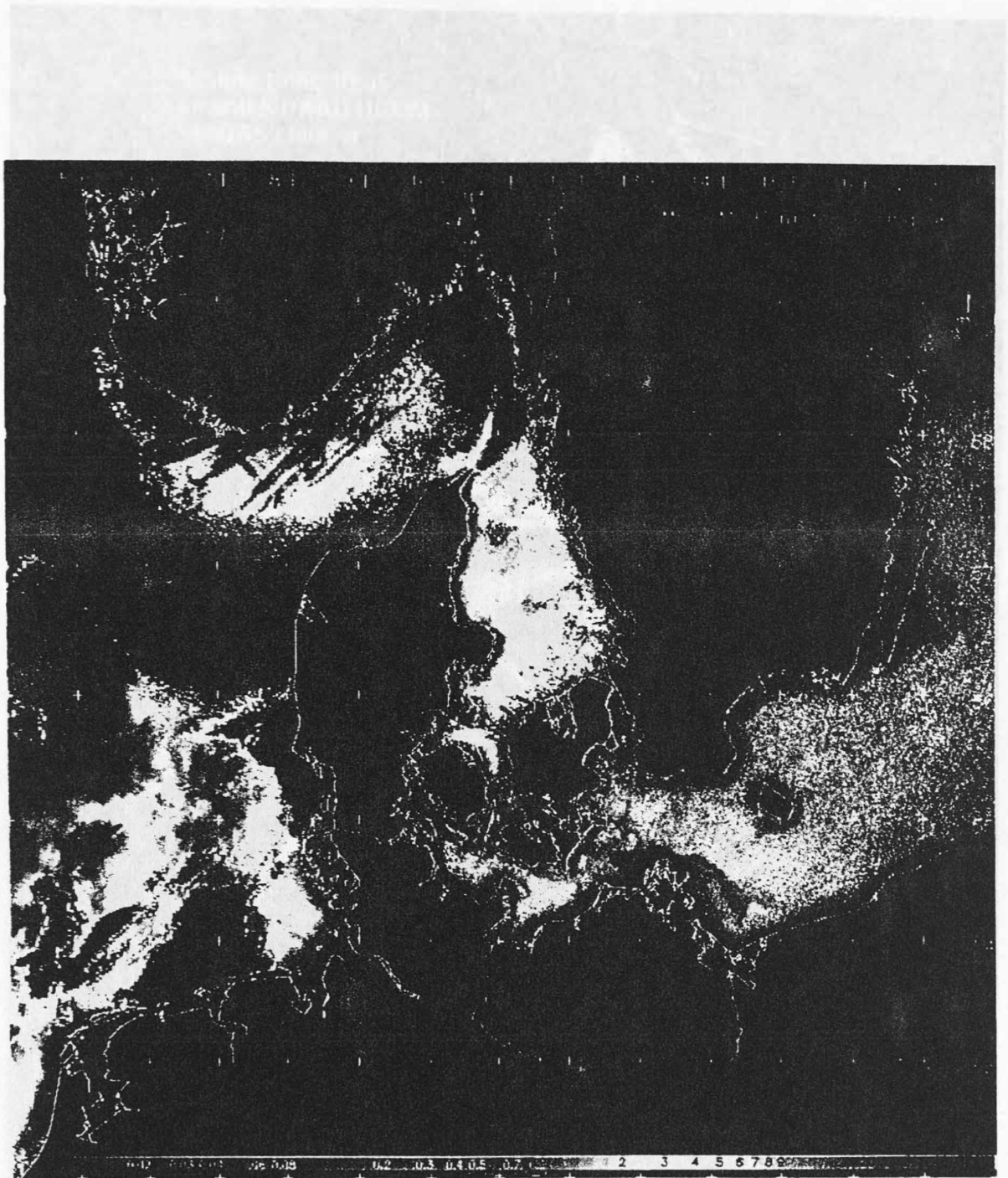


Abb. 3-1 Chlorophyll Darstellung einer SeaWiFS Aufnahme – 18 Mai 1998 der östlichen Nordsee und der westlichen Ostsee. Bisher konnten nur weniger Aufnahmen wie diese erlangt werden. Die Strukturen der Chlorophyllverteilung in der westliche Ostsee darstellen. Ursache dafür sind schlechter Wetterlagen, sowie Probleme der Differenzierung zwischen hohem Gelbstoffanteil und Chlorophyllgehalt (Farbskala entspricht Chlorophyllgehalt in mg m^{-3}).

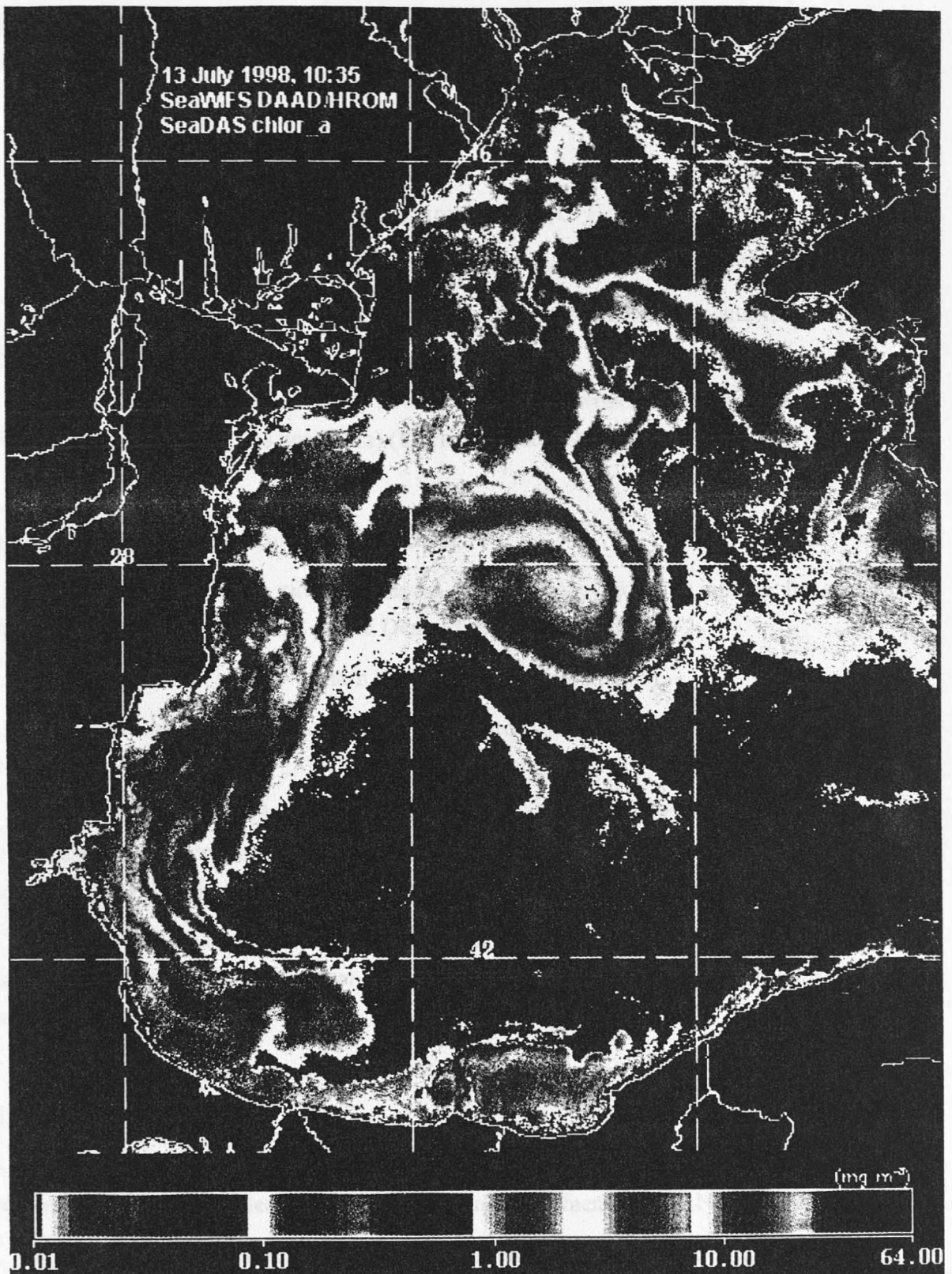


Abb. 3-2 Chlorophyll Darstellung einer SeaWiFS Aufnahme des westlichen Schwarzen Meeres, die den eutrophierenden Einfluß der Donau zeigt und die Chlorophyllverhältnisse entlang der bulgarischen und türkischen Küste wiedergibt. In der Mitte der Aufnahme zeigt sich ein antizyklonischer Wirbel, der für dieses Gebiet in den Sommermonaten charakteristisch ist.

Als Bestandteil des Abschlußberichtes werden folgende Veröffentlichungen und Manuskripte, die im Projektzeitraum erstellt wurden, beigefügt.

a) Veröffentlichungen.

1. Der Einfluß der Landwirtschaft auf die Eutrophierung (U. Horstmann 1997)
2. Die Primärproduktionsprozesse in der Ostsee (U. Horstmann, H. Hübel 1997)
3. Tracing a toxic algal bloom of *Chattonella* around southern Norway and East of Jutland, using MOS and SeaWiFS satellite data (U. Horstmann et al. 1998)
4. Wenn Wasser zu Schleim wird (Verkürzte populärwissenschaftliche Darstellung der Untersuchungsergebnisse aus der Adria) (U. Horstmann 1998)

b) Manuskripte eingereicht zur Veröffentlichung.

1. Utilization of exogenous siderophores: A novel strategy for iron uptake by eucaryotic phytoplankton (U. Horstmann, S. Soria Dengg and R. Reissbrodt).
2. Mucilage Formation in the Northern Adriatic Sea (U. Horstmann).
3. *Salmonella* sp. and *Escherichia coli* utilize iron bound to polycarboxylate by use of reductases (U. Horstmann, U. Meißner und R. Reissbrodt.).
4. The cell size structure of phytoplankton -in terms of biomass and primary production- related to physico-chemical properties and zooplankton in a temperate coastal environment (northern Adriatic Sea) (O. Gotsis-Skretas, U. Horstmann and B. Wiryawan)
5. Siderophores in marine coastal waters and their relevance for iron uptake by the marine diatom *Phaeodactylum tricornutum* (S. Dengg, U. Horstmann and R. Reissbrodt 1998, eingereicht)

c) Poster:

1. Horstmann, U and A. Davidov 1998. Satellite remote-sensing of phytoplankton and its metabolic polysaccharides leading to the mucilaginous phenomenon in the Northern Adriatic Sea.
2. Horstmann, U and A. Davidov 1999. Satellite remote sensing of Sea Surface Temperature and chlorophyll-like pigments for recognition of phytoplankton productivity processes in the Western Black Sea in summer 1998.
3. Davidov, A and U. Horstmann 1998. Investigation on phytoplankton distribution and its causes in the Western Black Sea.

Teilprojekt 4

Kalibrierung moderner Benthos-Bildmonitoringverfahren für die Ostsee.

Dr. H. Rumohr

Zusammenfassung

Die Feldarbeiten zu diesem Teilprojekt umfaßten eine wiederholte Aufnahme von zehn Standardstationen in der Kieler Bucht und 16 Stationen in der zentralen und südlichen Ostsee, auf der Bilddaten (Video, Foto und REMOTS) und Benthosproben zusammen erhoben wurden. Auf diesen Ausfahrten konnten in Zusammenarbeit mit der Abteilung Mikrobiologie (Dr. R. Schmaljohann) Daten wie O₂, H₂S, Methan und Mikroorganismen (*Beggiatoa*) simultan erfaßt werden bzw. zeitnah gewonnene Ergebnisse einer anderen Ausfahrt für Kalibrierungszwecke herangezogen werden (Schmaljohann et al.1998).

Mit dem Fehmarn Belt wurde ein weiteres Teilgebiet der Ostsee grossflächig beprobt, um die Aussagekraft und Repräsentativität der Einzelstationen im Zentrum dieses Gebietes zu prüfen. Videoprofile am Hang von „Boknis Eck“ und durch die Stollergrund Rinne wurden jährlich zweimal beprobt. Das 1996 aufgenommene Profil „Schönberger Strand“ konnte im Rahmen einer Examensarbeit ausgewertet werden. Alle vorhandenen Bilddokumente wurden auf CD ROM überspielt, katalogisiert und für die EDV gestützte Bildanalyse aufbereitet. Im Rahmen eines Drittmittelprojektes der deutsch-griechischen Zusammenarbeit, wurden die Ziele des vorliegenden Projektes nachhaltig unterstützt. Auf diesem Wege konnten auch einige Finanzmittel eingebracht (Verbrauch, Reisemittel) und Arbeiten an neuen Auswerteroutinen für REMOTS Bilder aufgenommen werden. Die in Zusammenarbeit mit GEOMAR durchgeführten Mikrosonden-Messungen zur Bestimmung von Sauerstoff-, Redox-, H₂S-Profilen im Sediment und unmittelbar daneben aufgenommene REMOTS sind abgeschlossen.

Aufgabenstellung

Ziel dieses Teilprojektes war der Ausbau und die Validierung einer neuen Monitoringtechnik des Meersbodens mit bildgebenden Verfahren als Ergänzung zur traditionellen Probennahme. Es sollte eine Steigerung der Datenqualität, der Quantifizierbarkeit von Bilddokumenten und der schnelleren Abschätzung der Umweltqualität von Meeresböden erreicht werden. Hierzu war die Kalibrierung von Bilddokumenten mittels traditionell gewonnener Benthosdaten,

synoptisch gemessener bodennaher hydrographischer Daten (T, S, O₂, H₂S) und Analysen von Sedimentproben erforderlich. Weiterhin sollten frühere sedimentologische Daten und semi-quantitativen historischen Benthosdaten sowie Bilddokumenten (Video und REMOTS) für ein spezifisches Ostsee-Sukzessionsmodell verknüpft werden. Dieses Modell dient u.a. der Trendabschätzung und Vorhersage von langfristigen Umweltveränderungen am Boden der Ostsee entlang einem W-E Gradienten und erlaubt auch den Vergleich historischer Umweltzustände. Damit trägt es zu einem besseren Verständnis der großen Umweltveränderungen in der Ostsee bei.

Voraussetzungen

Die Voraussetzungen für dieses Projekt waren günstig, weil lange Zeitreihen sowohl an traditionellen Makrobenthosdaten als auch einmalige Zeitreihen an synoptisch gemessenen Bilddokumenten zur Verfügung standen. Sie waren andererseits **ungünstig** (s.a. Erfolgskontrollbericht) weil eine versprochene Planstelle im IfM nach Vorgabe vom BMBF zur Hälfte gekürzt werden mußte. Aus diesem Grunde war auch eine weitere Förderung mit Verbrauchsmitteln und Reisemitteln nicht mehr möglich. Die (gekürzten) Werkvertragsmittel waren nichtsdestoweniger geeignet, ein Minimum an erforderlicher Zuarbeit, wenn auch in zeitlich eingeschränkter Weise, zu gewährleisten. Um die im Projekt vorgesehene Arbeit durchzuführen, mußten andere Drittmittelprojekte eingeworben und benutzt werden, um die Ziele zumindest teilweise zu erreichen (s. Zusammenarbeit).

Planung und Ablauf

In den ersten zwei Jahren wurden aufwendige Archivierungsarbeiten vorangebracht und ergänzende Basisdaten erhoben. Die eigentliche Auswertung konnte erst im letzten Jahr (1998) durchgeführt werden, eingeschränkt durch gesundheitliche Probleme des Teilprojektwissenschaftlers.

Stand der Wissenschaft (z.Zt .der Antragstellung)

Die Untersuchung der Fauna des Meeresbodens (Benthos) ist ein besonders verlässliches Mittel zur Bestimmung der Umweltqualität, weil das zumeist ortsfeste Benthos Veränderungen der Meeresumwelt über die Zeit integriert und auch dann Effekte zeigt, wenn man die eigentlichen Ursachen nicht direkt messen konnte.

Konventionelle Sammelverfahren sind zerstörend und erlauben im engeren Sinne keine wiederholten Probenahmen am gleichen Ort. Sie sind darüberhinaus zeit- und

kostenaufwendig und erfüllen daher nicht immer die Ansprüche von "Umweltmanagern", die auf rasche Datenlieferungen angewiesen sind. Traditionelle Methoden sind weitgehend unanschaulich und wenig geeignet, die komplexen Zusammenhänge im Ökosystem auch für Laien anschaulich darzustellen. Zuletzt sind sie auch nur bedingt tauglich, vernetzte Prozesse und funktionelle Aspekte der Biologie mariner Organismen zu erhellen. Nichtsdestoweniger erlauben aber traditionelle Sammelmethode intensive quantitative Laboruntersuchungen der Bodenproben zur Identifizierung der meisten Komponenten des Ökosystems. Diese quantitativen Abschätzungen basieren auf wohl erprobten und weitverbreiteten Methoden (Rumohr, 1990), die eine statistische Bewertung von zeitlichen und räumlichen Veränderungen der Bodenfauna zulassen. Letztendlich sind diese Methoden durch viele Interkalibrierungen zwischen verschiedenen Laboratorien einer Qualitätskontrolle unterworfen und gewährleisten durch ihre weitgehende Standardisierung eine bestimmte Verlässlichkeit und Vergleichbarkeit der Daten.

Die erwähnten Nachteile der konventionellen Methoden führten zur Entwicklung bzw. Adaptation von beobachtenden, bildgebenden Verfahren in der Benthosökologie wobei weitgehend auf vorhandene Technologie zurückgegriffen werden konnte, die für zivile und militärische Zwecke entwickelt wurde. Methoden zur Analyse der gewonnenen Bilddokumente (Photogrammetrie) können z.T. aus den Nachbardisziplinen wie Geographie, Geologie u.a. übernommen werden.

Zum Einsatz kommen bildgebende Verfahren wie Echolotungen der Meeresbodenoberfläche und innerer Sedimentschichtmächtigkeiten sowie weitflächige side-scan Sonar Aufnahmen der Oberflächenstrukturen. Gut einsetzbar sind vielfältige photographische Techniken und Anwendungen von Unterwasservideo. Röntgenuntersuchungen und Ultraschallanwendungen können innere Strukturen von Sedimenten (Röhren, Gangbauten, Sedimentschichten und ihre spezifischen Störungen) dokumentieren. Rhoads und Germano (1982) entwickelten eine neue Methode der Sedimentprofil-Photographie zusammen mit einem neuen Untersuchungsprotokoll (Rhoads & Germano 1987), welches zum einen abiotische Parameter wie Korngröße, Oberflächenrauigkeit, Tiefe der apparenten Redoxschicht, Sulfidschichten, Methanblasen, Mächtigkeit von Deckschichten von Baggergut, Bohrschlamm und verklapptem Material erfasst (Rumohr & Schomann 1992, Rumohr et al. 1992). Zum andern lassen sich biologische Merkmale wie z.B. sichtbare Epifauna, Wohnröhrentypen und -dichte,

Nahrungsgänge, Lage von Kotpillen, mikrobiologische Aggregate (Beggiatoa-Schichten), dominante Fauna und ihre Lebensiefe und -spuren, Sukzessionsstadien und andere sichtbare biogene Erscheinungen dokumentieren. Diese Methode wird z.Zt. von Benthos-Arbeitsgruppen in der Chesapeake Bay/USA (Bob Diaz) in Galway/Irland (O'Connor/Keegan) und in Lysekil/Schweden (Nilsson/Rosenberg) angewandt.

Bildgebende Techniken müssen daher standardisiert und kalibriert werden, da erst bei einer gewissen Harmonisierung eine Vergleichbarkeit der Bilddokumente zwischen verschiedenen Laboratorien erreicht werden kann. Konzeptionelle Vorarbeit wurde hierzu auf einem COST Workshop in Kiel geleistet. (Rumohr 1991).

Zusammenarbeit

Im einzelnen waren das neben der Zusammenarbeit der Gruppe im IfM :

- a) Projekt im Rahmen der deutsch-griechischen Zusammenarbeit (GRI-079-97),
- b) Zusammenarbeit mit dem GEOMAR, Kiel (Dr. M. Schlüter), es wurde eine vielversprechende Pilotphase durchgeführt
- c) Zusammenarbeit mit COWI/Lahmeyer im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung der Fehmarnbelt-Querung
- d) Nicht zuletzt seien die Examensarbeiten von Christian Günther (1998) und Monika Kock (1999) erwähnt, die im Rahmen dieses Projektes weitere Daten lieferten.

Wissenschaftliche Ergebnisse

Arbeitsschwerpunkte

Die Arbeiten und Ergebnisse zu diesem Projekt lassen sich in vier Bereiche gliedern:

- a) Kalibrierung von Bilddokumenten mittels synoptisch gemessener hydrographischer Daten (T, S, O₂, H₂S) und traditionellen Benthosdaten, Videoprofile.
- b) Kalibrierung von Bilddokumenten mit Sondenmessungen im Sediment
- c) Aufbau und Pflege einer computergestützten Bilddatenbank („Umweltbildkataster“) mit Bildern auf CD-ROM
- d) Analyse von Langzeitdatensätzen zu Benthos und REMOTS mit multivariater Statistik

zu a)

Kalibrierung von Bildokumenten mittels synoptisch gemessener hydrographischer Daten (T, S, O₂, H₂S) und traditionellen Benthosdaten

(die Ergebnisse sind ausführlich im angefügten Manuskript beschrieben (S. 4-16 bis 4-22))

Die Auswertung von 50 Fehmarn Belt Stationen erbrachte eine gute Übereinstimmung mit den Videobefunden im Hinblick auf die verschiedenen Sedimenttypen und ihre physikalische Störungen durch Fischerei. Dies wurde sichtbar an gestörter Sedimentabfolge mit sekundär abgelagerter Feinsubstanz auf dem Sediment bis zu chaotischer Textur des Sediments. Weiter Ergebnisse beziehen sich auf die makroskopischen Wuchsformen von *Beggiatoa*-Flecken/Rasen je nach Sulfidquelle. Großflächige *Beggiatoa*-Rasen finden wir bei anoxischem Sediment während fleckenhaftes Auftreten auf abgelagerte und dann abgebaute Driftalgen schließen lassen. Diese wurden bis ins Arkonatief gefunden. Eine dritte Modifikation der Wuchstypen finden wir bei sekundären Störungen durch Fischerei. Diese können z.B. die teilweise dünne, noch oxische Oberflächenschicht „abhobeln“ und das darunterliegende sulfische Sediment freilegen. So kommt es zu kleinräumigen Ausformungen dieser Strukturen mit weißen *Beggiatoa*-Belag, der wie „emailiert“ aussieht. Weitere Informationen sind in der kürzlich erschienenen Diplomarbeit von Monika Kock (1999): Bestandsuntersuchungen des Makrozoobenthos im Fehmarnbelt. Universität Kiel, 125 S, und im Anhang 1 zu finden. Die regelmäßig beprobten Video-Profile durch die Stollergrundrinne und am Hang von Boknis Eck gaben Gelegenheit, mittels bildgebender Verfahren von traditionellen Methoden „übersehene“ Makrofauna (*Arenicola marina*) in ihrer Tiefenverteilung zu identifizieren und gleichzeitig Besonderheiten des Bodens (Schleppspuren, Detritus am Boden, Algenmatten) zu lokalisieren. Vorläufige Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in Abb. 4-1 und Tabelle 4-1 und 4-2 zu finden.

Tab. 4-2: Videoprofil Boknis Eck, Verrichtungsunter von juvenilen und adulten *Arenicola marina* in Bezug auf verschiedene Parameter

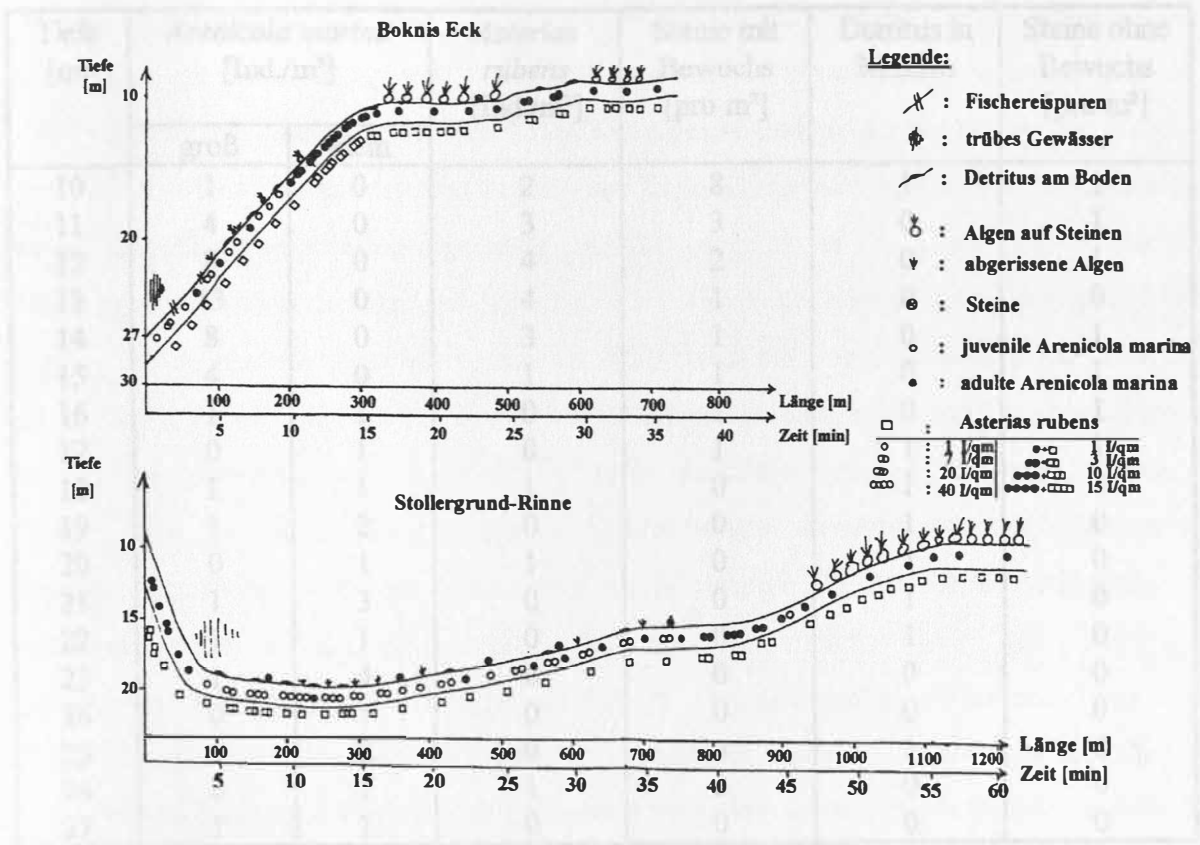


Abb. 4-1: Videoprofile an Boknis Eck und durch die Stollergrund Rinne (Kieler Bucht) mit Besonderheiten des Meeresbodens, die von traditionellen Sammelmethode „übersehen“ werden.

Tiefe [m]	<i>Arenicola marina</i> [Ind./m ²]		<i>Asterias rubens</i> [Ind./m ²]	Steine mit Bewuchs [pro m ²]	Detritus in Mollen	Steine ohne Bewuchs [pro m ²]
	groß	klein				
10	1	1	1	15	0	8
11	0	0	1	11	0	4
12	1	1	1	10	1	3
13	1	0	0	10	1	2
14	2	0	1	3	8	2
15	4	1	4	1	0	1
16	3	0	3	0	0	0
17	1	1	1	1	1	1
18	1	0	1	0	0	1
19	0	10	4	0	1	1
20	0	0	2	0	1	0

Tab. 4-1: Videoprofil Boknis Eck, Verteilungsmuster von juvenilen und adulten *Arenicola marina* in Bezug auf verschiedene Parameter

Tiefe [m]	<i>Arenicola marina</i> [Ind./m ²]		<i>Asterias rubens</i> [Ind./m ²]	Steine mit Bewuchs [pro m ²]	Detritus in Mulden	Steine ohne Bewuchs [pro m ²]
	groß	klein				
10	1	0	2	8	1	1
11	4	0	3	3	0	1
12	8	0	4	2	0	1
13	13	0	4	1	0	0
14	8	0	3	1	0	1
15	4	0	1	1	0	1
16	1	1	0	1	0	1
17	0	1	0	1	1	1
18	1	1	1	0	1	0
19	1	2	0	0	1	0
20	0	1	1	0	1	0
21	1	3	0	0	1	0
22	1	1	0	0	1	0
23	1	4	0	0	0	0
24	0	1	0	0	0	0
25	1	2	0	0	1	0
26	0	1	1	0	0	0
27	1	1	0	0	0	0

Tab. 4-2: Videoprofil Stollergrund Rinne, Verteilungsmuster von juvenilen und adulten *Arenicola marina* in Bezug auf verschiedene Parameter

Tiefe [m]	<i>Arenicola marina</i> [Ind./m ²]		<i>Asterias rubens</i> [Ind./m ²]	Steine mit Bewuchs [pro m ²]	Detritus in Mulden	Steine ohne Bewuchs [pro m ²]
	groß	klein				
10	1	1	1	15	0	8
11	0	0	1	11	0	4
12	1	1	1	10	1	3
13	1	0	0	10	1	2
14	2	0	1	3	0	2
15	4	1	4	1	0	1
16	8	0	3	0	0	0
17	1	1	1	1	1	1
18	1	6	1	0	0	1
19	0	10	4	0	1	1
20	0	40	2	0	1	0

zu b)

Kalibrierung von Bilddokumenten mit Sondenmessungen im Sediment

Die in Zusammenarbeit mit dem GEOMAR (Dr. M. Schlüter) durchgeführten Mikrosonden-Messungen zur Bestimmung von Sauerstoff-, Redox-, H_2S -Profilen im Sediment und unmittelbar daneben aufgenommene REMOTS Bilder fanden unmittelbar vor Beginn des Projekts und in Hinblick auf dieses statt. Im Bereich der Kieler Bucht wurden Oberflächensedimenten mit Sauerstoffmikroelektroden untersucht. Hierfür wurde ein *in situ* Gerät genutzt, das die Messung hochauflösender Sauerstoffprofile (0.1-0.4mm) am Meeresboden ermöglicht. An einigen Stationen wurde diese Messungen im Schiffslabor mit einem rechnergestützten System an Kernen durchgeführt, die mit einem Multicorersystem genommen wurden. Auch hierbei wurden die Mikroelektroden mit einer vertikalen Auflösung von 0.4 mm in das Sediment bewegt. Die gemessenen Sauerstoffprofile geben sowohl Auskunft über den Eintrag an frischem organischem Material als auch über die Mächtigkeit, die Sauerstoffeindringtiefe, der oxischen Schicht. An den untersuchten Stationen (Wassertiefen > 15 m) hat die oxische Schicht eine Ausdehnung von weniger als 2-3 cm. Generell sind im Jahresverlauf saisonale Schwankungen der Sauerstoffeindringtiefe zu verzeichnen, wobei im Sommer die Ausdehnung der oxischen Zone ihren Minimalwert annimmt. Beispielsweise variiert die O_2 -Eindringtiefe im Bereich der Lokation Kieler Tief zwischen ~1.5 und 2.2cm (Abb 4-6, Abb. 4-3). Im Bereich der Eckernförder Bucht sind die Eindringtiefen geringer und zeigen, daß im Sommer nur die obersten Millimeter des Sediments oxisch sind. Auch im Herbst/Winter sind nur die obersten ca. 0.8-1.5 cm mit Sauerstoff versorgt (Abb.4-4, Abb. 4-5). Entsprechendes gilt für die Station Wattenberggrinne (Abb.4-7). Die entsprechenden Farbbilder Abb. 4-3 , Abb. 4-5 und Abb.4-8 sind auf Seite 4-11 zu finden.



Abb. 4-6. Mit Mikrosonden gerechnete Sauerstoffprofile von Schwelchwalde (19 m) im Kieler Tief (19 m) (Schlüter, GEOMAR)

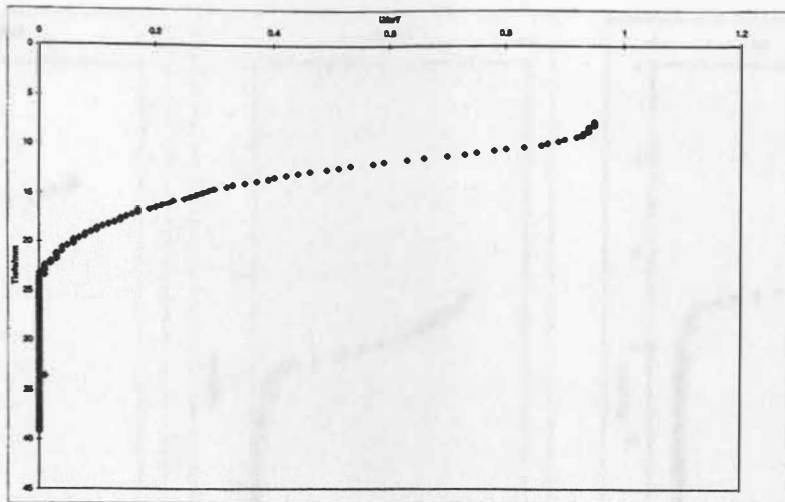


Abb. 4-4: Sauerstoffprofil der oberen Sedimentschichten vor Boknis Eck (28 m) mit Mikrosonde gemessen (Schlüter, GEOMAR) (Tiefenangaben unkorrigiert, Kurvenanfang ist die Sedimentoberfläche)

Unterhalb der oxischen Zone schließt sich der suboxische und anoxische Bereich an. Porenwassermessungen, die an den Stationen Kieler Tief und Boknis Eck durchgeführt wurden deuten darauf hin, daß während des gesamten Jahres unterhalb von 50 mm bereits deutlich erhöhte Konzentration an Schwefelwasserstoff zu verzeichnen sind (Abb.4-6).

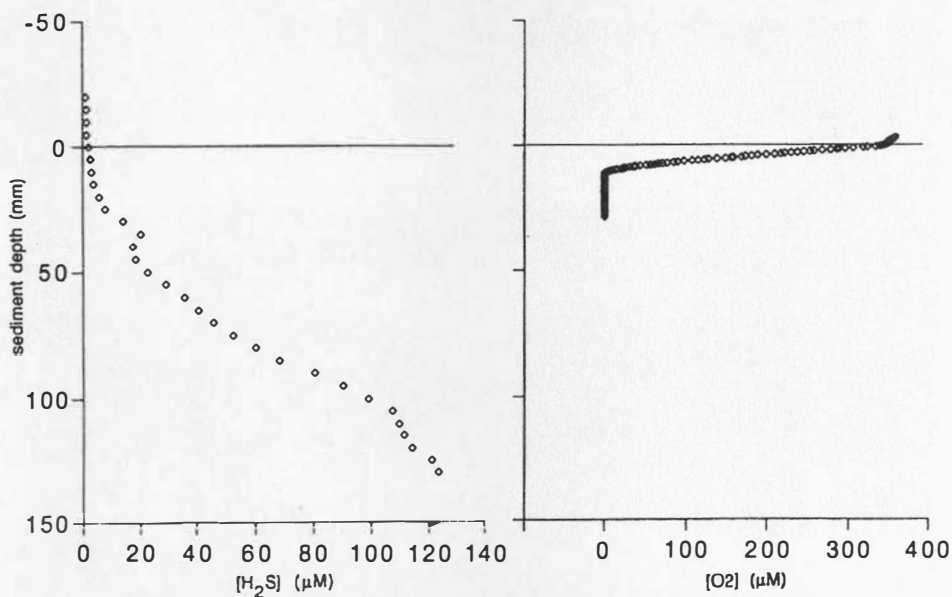


Abb. 4-6: Mit Mikrosonden gemessene Sedimentsprofile von Schwefelwasserstoff und Sauerstoff an der Station Kieler Tief (19 m) (Schlüter, GEOMAR)

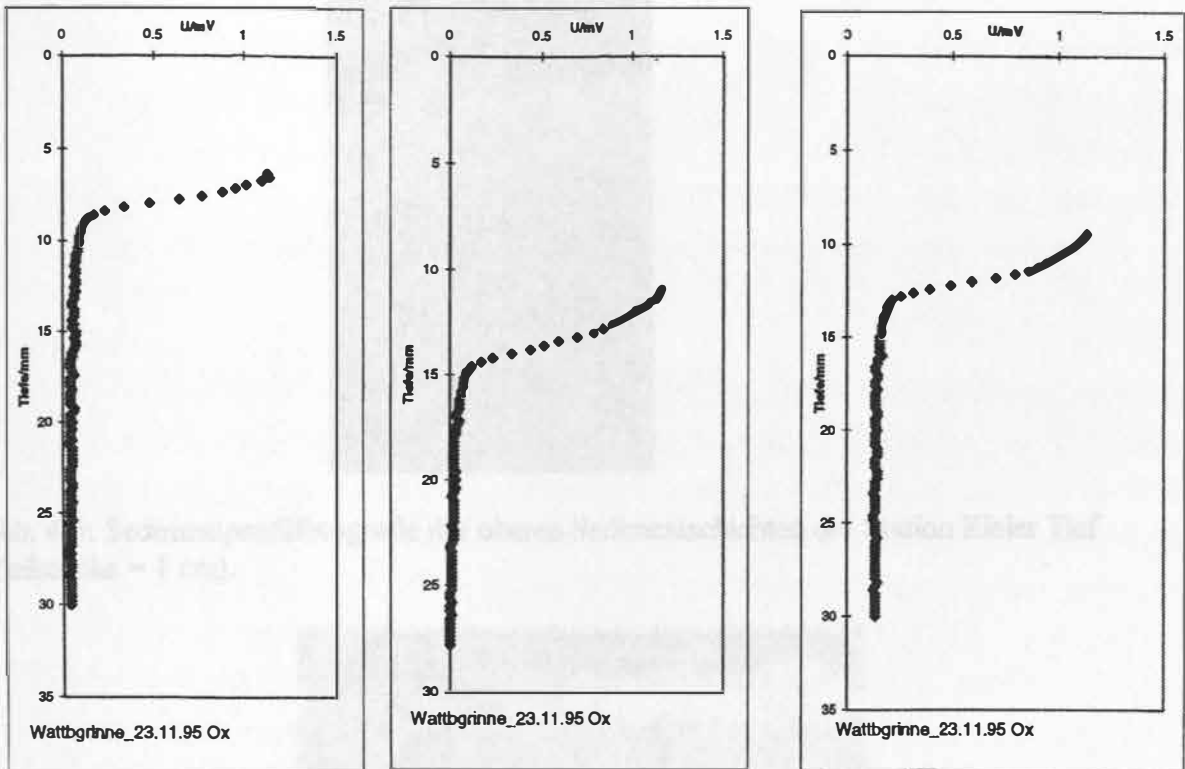


Abb. 4-7: Mikrosondenprofile des Sauerstoffgehalts in Oberflächensedimenten in der Wattenbergrinne (24 m) (Schlüter, GEOMAR) (Tiefenangaben unkorrigiert, Kurvenanfang ist jeweils die Sediment-Oberfläche)

Abb. 4-8: Sedimentprofillogge der oberen Sedimentschichten der Station Bolanz Eck (Tuldröhe = 1 cm).



Abb. 4-9: Sedimentprofillogge der oberen Sedimentschichten der Station Wattenberg (Tuldröhe = 1 cm).



Abb. 4-3: Sedimentprofilfotografie der oberen Sedimentschichten der Station Kieler Tief (Teilstriche = 1 cm).

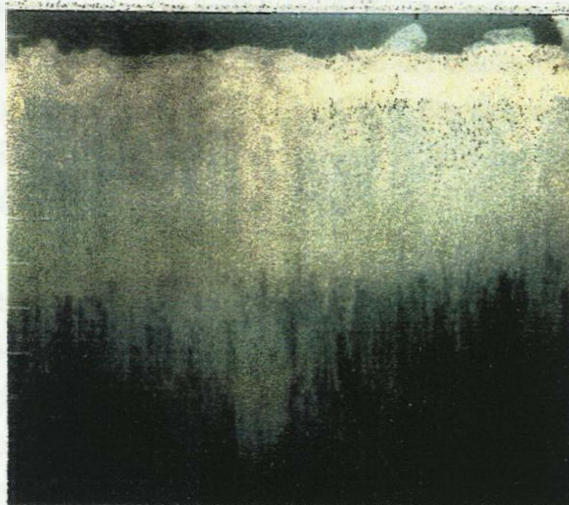


Abb. 4-5: Sedimentprofilfotografie der oberen Sedimentschichten der Station Boknis Eck (Teilstriche = 1 cm).

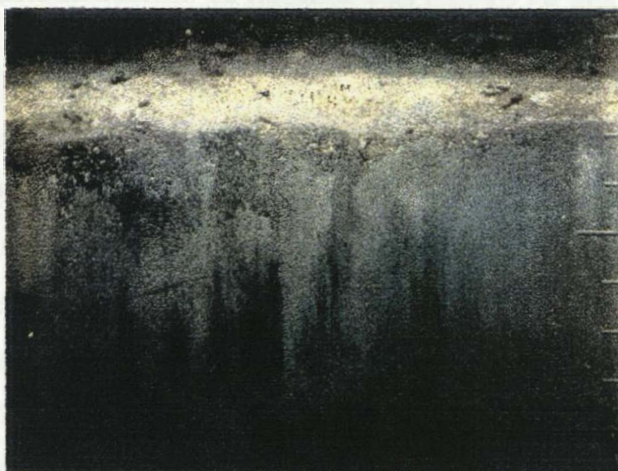


Abb.: 4-8: Sedimentprofilfotografie der oberen Sedimentschichten der Station Wattenberg (Teilstriche = 1 cm).

Zu c)

Aufbau und Pflege einer computergestützten Bilddatenbank („Umweltbildkataster“) mit Bildern auf CD-ROM

Zentrales Thema der Datenaufbereitung und -Verfügbarmachung war die systematische Sammlung und Ordnung der seit 1986 bis heute gewonnenen Bilddokumente in einer Bilddatenbank.

Vorraussetzung hierzu war eine digitale Speicherung der Bilder auf CD-ROM. Alle bisher gewonnenen Bilder wurden auf CD-ROM im KODAK Format (fünf verschiedene Auflösungen) gespeichert. Die Originale sind in Dia-Journalen eindeutig chronologisch, nach Art der Bilder (TVP, REMOTS u.a.) mit Journal Nummer und CD-ROM Nummer abgelegt. Diese Angaben sowie Stationsangaben (Ort, Tiefe, Name soweit vorhanden) wurden in einer **ImageAXS Bilddatenbank** abgespeichert. Zusätzlich sind im Programm alle (z.Zt. 5754) Bilder in Kleinformat abgespeichert, um so die Übersicht bei der Sucharbeit zu erleichtern. Alle Bilder sind zusätzlich zu den Original-KODAK CD-ROM's für weitere Applikationen weiterhin auf einer CD-ROM in mittlerer Auflösung abgespeichert. Für besondere Fälle kann aber immer noch auf die Original CD-ROMs zurückgegriffen werden.

Diese Windows-Datenbank erlaubt verschiedene Suchroutinen, Verknüpfungen mit Stationsdaten, Such- und Stichwörter zu den Bildern und ist generell sehr flexibel und offen für Änderungen und Ergänzungen. Derzeit müssen noch Teile der Stationsdaten nachgetragen, bzw. korrigiert werden. Diese systematische Ordnung der Bilddaten war die Voraussetzung für Auswertungen wie die den beigegeführten Manuskripten.

Zu d)

Analyse von Langzeitdatensätzen zu Benthos und REMOTS mit multivariater Statistik (die Ergebnisse sind ausführlich im beigegeführten Manuskript beschrieben (S. 4-23 bis 4-35))

Multivariate Muster, welche aus der Analyse von Makrobenthos Abundanz Daten auf verschiedenen taxonomischen Niveaus gewonnen wurden und solche aus der Analyse von Sedimentprofilphotographien wurden verglichen. Hierzu wurde eine Benthoszeitserie von einer Benthosroutinestation (24m) aus der Kieler Bucht (Westliche Ostsee) mit synoptisch gewonnenen Sedimentprofilaufnahmen mittels multidimensionaler Skalierung (MDS) analysiert (1989-1996). Die Ergebnisse der Makrofauna Analyse verloren wenig an Aussagekraft wenn man mit der taxonomischen Auflösung vom Artniveau bis aus die Stammebene zurück ging. Das MDS Muster der REMOTS Bilder war kaum mit dem der Benthosdaten korreliert. Beide

Datensätze zeigten eher komplementäre Muster und schienen verschiedene Aspekte der Langzeitsukzession in der südlichen Ostsee zu reflektieren. Während die Makrofaunadaten eher anoxische Episoden reflektierten, waren die Veränderungen der Meeresbodencharakteristika im SPI Bild eher auf physikalische Störungen durch Trawlfischerei und ihre Änderungen in der Zeit zurückzuführen. Details sind dem beigefügten Manuskript (Rumohr & Karakassis 1999) auf den Seiten 4-23 bis 4-35 zu entnehmen.

Nutzen, Verwertbarkeit, Ausblick

Die biologischen und bildmäßigen Daten liegen jetzt weitgehend in Datenbanken aufbereitet vor. In eingeschränktem Maße werden sie auf ausgewählten Stationen weiter ergänzt, um die wertvollen langfristigen Zeitreihen nicht zu unterbrechen. Die geochemischen Sondendaten und die parallel aufgenommenen REMOTS Bilder müßten in einem neuen Projekt erneut und besser koordiniert gemessen werden, sodann weiter ausgewertet und publiziert werden. Mittels der avisierten Dritt-mittelprojekte soll die REMOTS Bildauswertung und Foto / Video Auswertung u.a. in deutsch-griechischer Zusammenarbeit weiter vorangetrieben werden. Ein Folgeantrag wurde bereits gestellt. In diesem Projekt sollen auch die überraschenden Befunde der vergleichenden multivariaten Analyse von traditionellem Benthosdaten und REMOTS Daten weiter verfolgt und abgesichert werden. Ein lohnendes Projekt wäre die Bereitstellung der Bilddokumente (Oberflächen-Fotos, Sedimentprofilphotographien, kurze Video-Sequenzen zusammen mit den nötigen Stationsinformationen und biologischen Daten) in Form einer „clickable sea-chart“ im Internet, um so das vorhandene, einmalige „Umweltbildkataster der Ostsee“ einem breiteren Nutzerkreis zur Verfügung zu stellen. Ein Pilot-Projekt wurde bereits erfolgreich abgeschlossen und bedarf der weiteren Förderung. Der Teilprojekt-wissenschaftler wurde 1999 zum SCALE EXPERT Projekt nach Sydney, Australien geladen, um die Sedimentprofilphotographie im Vergleich zu anderen Umweltuntersuchungsmethoden einzusetzen und statistisch unter der Leitung von T. Underwood und J. Gray auszuwerten. Das Projekt wird von australischen Stellen und der UNESCO gefördert.

Fortschritte bei anderen Stellen

Während des 32. EMBS 1997 in Lysekil, Schweden, befaßte sich eine Abendsitzung mit der Unterwassertechnik und ihren Anwendungsbereichen. Hier wurden durch Nilsson und

Rosenberg sowie durch den Berichtersteller zwei Vorträge zur Anwendung von SPI Technik gehalten (s. Anhang). Der schwedische Vorschlag eines integrierten Umwelt-Qualitätsindex basierend auf SPI Bildern (Nilsson & Rosenberg 1998) mag regional gut anzuwenden sein, ist aber überregional vergleichend kaum anwendbar. Ähnliches wurde, wenn auch weniger strikt mit dem 5 Stufen Ostseemodell versucht (Rumohr,1993; Rumohr, Pearson & Bonsdorf, 1996). Die Anwendung multivariater Techniken ist diesem Qualitätsindex überlegen, weil theoretisch unendlich viele situationsspezifische Parameter in die Auswertung aufgenommen werden können und somit bessere und focussierte Ergebnisse liefern (s.a. Rumohr und Karakassis.1999).

Literatur

Nilsson HC, Rosenberg R (1997) Benthic habitat quality assessment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. J Mar Syst 11:249-264

Rhoads,D.C.& J.D. Germano (1982): Characterization of organism-sediment relations using sediment profile imaging: an efficient method of Remote Ecological Monitoring of the Seafloor (REMOTS™ System). Mar Ecol Prog Ser 8:115-128

Rhoads DC, Germano JD (1986) Interpreting long-term changes in benthic community structure: a new protocol. Hydrobiologia 142:291-308

Rumohr H (1993) Erfahrungen und Ergebnisse aus 7 Jahren Benthosmonitoring in der südlichen Ostsee. In Duinker JC (ed): Das Biologische Monitoring der Ostsee im Institut für Meereskunde Kiel 1985-1992, Berichte IfM 240, pp 90-109

Rhoads,D.C.& J.D. Germano (1987): Interpreting long-term changes in benthic community structure: a new protocol.

Hydrobiologia,142,p. 291-308.

Rumohr H (1990) Soft bottom macrofauna: Collection and treatment of samples. ICES, Techniques in Marine Environmental Sciences, No. 8: 18 pp

Rumohr, H. (1991): Report on a COST 647 Workshop on Imaging Methods in Benthic Ecology. COST 647 Activity Report 1991, Brussels

Rumohr, H., Schomann, T., Kujawski (1992) Sedimentological effects of the Great Belt crossing as revealed by REMOTS photography

Proc. 12. BMB Symposium E. Bjoernestad, L. Hagerman, K. Jensen (Eds.), 135-139

Rumohr H, Schomann H (1992) REMOTS sediment profiles around an exploratory drilling rig in the southern North Sea. Mar Ecol Prog Ser 91:303-311

Rumohr H (1993) Erfahrungen und Ergebnisse aus 7 Jahren Benthosmonitoring in der südlichen Ostsee. In Duinker JC (ed): Das Biologische Monitoring der Ostsee im Institut für Meereskunde Kiel 1985-1992, Berichte IfM 240, pp 90-109

Rumohr, H. (1995): Monitoring the marine environment with imaging methods
Scientia Marina (Suppl. 1) 59: 129-138

Rumohr, H., T. Pearson, E. Bonsdorff, 1996: Zoobenthic succession in Baltic sedimentary habitats
Arch. Fisch. Mar. Res. 44, 179-214

Schmaljohann, R., Levent Piker, J.F. Imhoff (1998) The distribution of methane and hydrogen sulfide in basin sediments of the central and southern Baltic Sea, *Meyniana*, 50, 191-211

zu a)

Dr. H. Rumohr

REMOTS Studie Fehmarn Belt

in: Fehmarn Belt Feasibility Study

Surface Sediments

Baseline Investigation

Technical Note

Phase 2 (1998)

(in Zusammenarbeit mit COWI/Lahmeyer Joint Venture)

Summary

A station grid of 45 stations has been inspected in Fehmarn Belt with the REMOTS sediment profile camera to document the benthic sedimentary facies. 218 frames have been analyzed for abiotic and biotic features such as penetration depth of the camera prism, surface boundary roughness, surface layers, sulfidic layers, epifauna, tubes, voids and burrows and other biotic features. The images revealed various sediment features of the Fehmarn Belt ranging from glacial till with stones and boulders covered with algae and epifauna over sandy patches on megaripples to more muddy and silty sediments in the deeper parts of Fehmarn Belt, associated with its characteristic fauna. While the Fehmarn coast was mainly characterized by red algae and *Asterias* on mixed sediments and boulders the shallow Lolland coast was dominated by *Mytilus* banks on coarse sand. The deeper parts of Fehmarn Belt showed traces of physical disturbances (chaotic sediment fabric, mud clasts and bivalve shells in surface layers) attributed to trawl fishery. Suspended sediments form a secondary sediment layer on top of the primary sediment. Surface stills photography also revealed the occurrence of the lugworm *Arenicola marina* which is often overlooked by traditional sampling due to its living depth. Traces of bioturbation were recorded showing both downward and upward sediment transport. Only one station was found with signs of anoxia and covered with traces of sulphur bacteria (*Beggiatoa*).

Methods

The recordings were made with a slightly modified Benthos REMOTS Sediment profile camera (type BENTHOS 3731). Ektachrome 100 film was used in the REMOTS camera. The modifications of the REMOTS camera concerned the frame as the mud doors original designed to prevent anchoring of the camera in muddy areas were removed since they often produced considerable turbulence and disturbance in the observed area as shown by video controls. A further modification was the use of a calibrated front plate of the prism allowing direct measurements on the slide resp. prints .

In addition to the sediment profiles surface photographs have been taken with an OSPREY TYP camera (OE 1362), a combined video and stills camera, to back up the REMOTS images and to enhance their evaluation.

The penetration of the REMOTS camera into the sediment is mediated by its own weight. This can be controlled by removing resp. adding lead weights (up to 100 kg) to the prism, however, the REMOTS is a typical soft bottom instrument which can hardly penetrate densely packed sands. In this study always the full weight set has been used (see Fig.1).

The station grid has been adapted from earlier samplings. A station list was provided from IOW Warnemünde. The station grid was completed by national and international monitoring stations and in general by stations where previous knowledge was available. A total of 45 stations has been sampled resulting in 218 REMOTS frames plus 82 stills photographs from the sediment surface (Fig. 2).

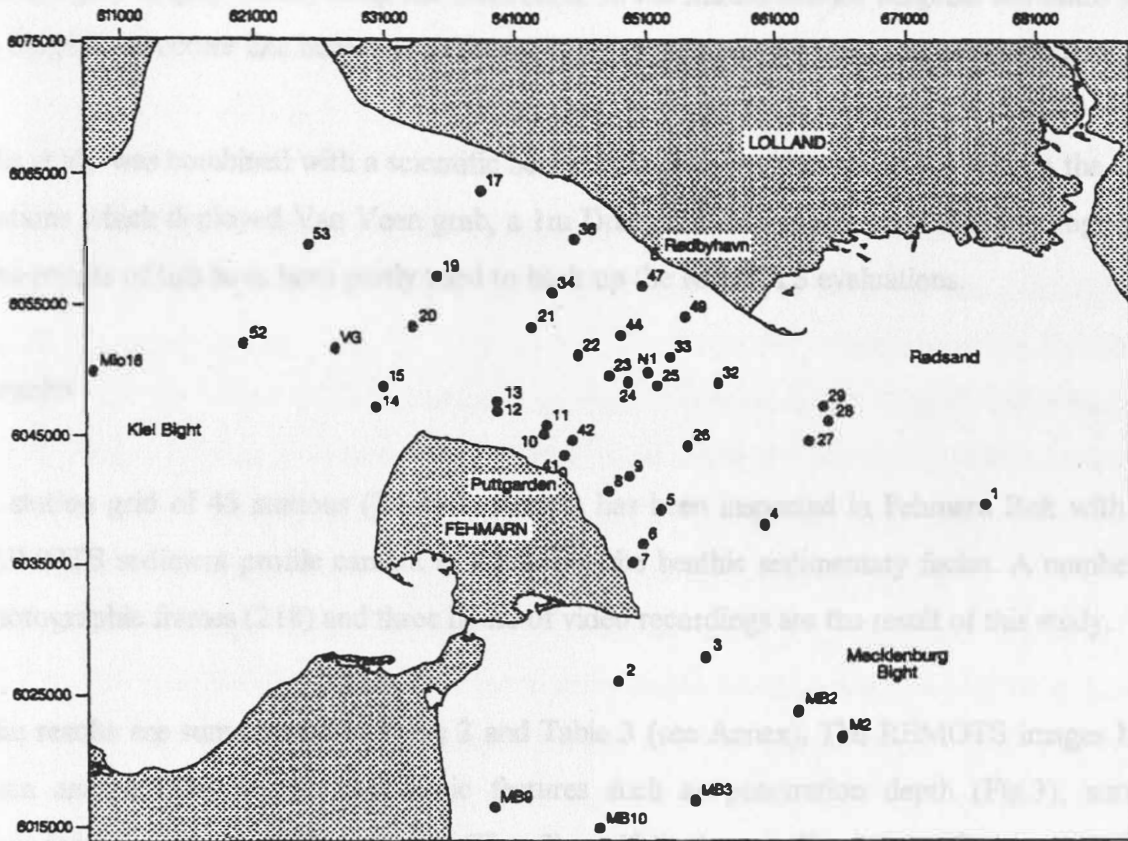


Fig. 2: Station map in Fehmarn Belt

The research vessel FK LITTORINA, (30m, 500 PS) was provided by the Institut für Meereskunde, Kiel. The ship was equipped with DGPS navigational system combined with the PC LOG software for small and medium sized ship developed by the Institute for Applied Physics of Kiel University. This software allows, beside running the ship on predetermined courses, the planning of the station net, and documentation of the parameters recorded by the ship such as depth, course, trackplotting as well as a printing of the recorded values .

The station grid is shown in Fig.2. The field investigations were performed in week 36 (01.09.- 04.09.1997). The weather was relatively calm and sunny.

The images have been analyzed by three expert persons primarily for penetration depth, surface boundary roughness, secondary sediment layers on the surface, sediment layering and distortions including the „apparent“ redoxcline (where the sediment colour changes from

brown /grey to grey-black) using the calibration on the frames and for biogenic attributes such as biogenic structure like burrows, voids and tubes. Epifauna and -flora was also recorded.

The study was combined with a scientific benthic sampling programme of the IfM on the same stations which deployed Van Veen grab, a 1m Dredge, Video-profiles and stills photography. The results of this have been partly used to back up the REMOTS evaluations.

Results

A station grid of 45 stations (Table 1, Annex) has been inspected in Fehmarn Belt with the REMOTS sediment profile camera to document the benthic sedimentary facies. A number of photographic frames (218) and three hours of video recordings are the result of this study.

The results are summarized in Table 2 and Table 3 (see Annex). The REMOTS images have been analyzed for abiotic and biotic features such as penetration depth (Fig.3), surface boundary roughness, surface layers (Fig. 3), sulfidic layers (Fig. 4), epifauna, voids and burrows and other biotic features.

The penetration depth shows the sediment type and is also a crude measure for the shear strength of the sediment. It ranges from 0 on gravel to more than 20 cm in the Mecklenburger Bay on very soft mud. It ranged mainly between a few to 5-6 cm indicating a fairly dense sediment packing.

Also the boundary roughness, which can be taken as a measure for ripples and disturbance signs is remarkably low in this study. It ranges from 0 -1 cm , indicating a rather flat bottom with a few exceptions on distorted sediments.

The images revealed various sediment features ranging from glacial till with stones and boulders covered with algae and epifauna over sandy patches on mega-ripples NW of Fehmarn to more muddy and silty sediments in the deeper parts (Fig.5a,b), associated with its characteristic fauna. While the Fehmarn coast was mainly characterized by red algae (Fig.6) and *Asterias* on mixed sediments (Fig. 7 and 8) and boulders the shallow Lolland coast was dominated by *Mytilus* banks on coarse sand (Figs. 8, 9 and 10) . These *Mytilus* banks showed

the typical clustered appearance, i.e. they appear not in a closed epigrowth but rather in single clusters attached to themselves and small stones that is a common feature when they are disturbed by trawl fishing.

The deeper parts of Fehmarn Belt showed traces of physical disturbances such as chaotic sediment fabric and distorted layers, mud clasts and bivalve shells in the surface layers attributed to trawl fishery (Figs. 11, 12 and 13). The suspended sediments of this disturbance often form a secondary sediment layer on top of the primary sediment (Figs. 3, 14). This could be confirmed by similar experiences from investigations in the North Sea where fresh trawl tracks have been investigated by video and REMOTS photography. In the Baltic a sea without real tides these sediment marks and -distortions last much longer (up to 9 months). The occurrence of locally very strong turbidity in the bottom water (Fig. 15) was attributed to trawl fishing activity in the near vicinity and not to maintenance dredging near the harbour of Roedby that had a very confined plume of suspended fine material. Turbid water like this can make video and photographic inspection of the sea floor almost impossible. They are more common in areas with strong tidal currents like the North Sea.

Surface stills photography also reveals the occurrence of the lugworm *Arenicola marina* which is often overlooked by traditional sampling due to its living depth (Fig.16). Traces of bioturbation are also recorded showing both with downward and upward sediment transport (Figs.17 and 18). In the first case one can see a deep burrow in the sediment surface where coarser surface sediment is collected and trapped. In Fig.18 we see upward movement of black sulfidic material from below being exposed on the surface and showing both the occurrence of bioturbating fauna and the anoxic regime in the deeper sediment layers.

There was only one station (Stat.13) covered with traces of sulphur bacteria (*Beggiatoa*) which are an indicator of anoxic sediments and of rotting drifting algae while the overlying water still may have some oxygen content (Fig.19). This may occur more often and wide spread in later months of the year as known from longterm studies

Discussion

The station grid has been adapted from earlier samplings. The station grid was completed by national and international monitoring stations and in general by stations where previous knowledge was available. It was aimed at links with stations from other longterm programmes in the Kieler Bucht and Mecklenburger Bucht to prevent the data-set from possible isolation. Stations shallower than 10 metres could not be sampled because of coarse sediment that would stop the camera prism from penetrating the bottom. Uneven coverage of stations with numbers of replicates occurred due to technical problems with the camera but was compensated by dense aggregation of stations with overlapping almost identical characteristics. This resulted in an occasional oversampling of identical areas that can be reduced in follow up studies and future monitoring programmes.

Some researchers use elaborate computer soft-ware to analyze image documents. This covers especially false colour enhancement techniques, when internal structures of the sediment are concerned and computerized measuring software. Since this is not primarily needed in the present study the measures were taken directly from the calibrated slides in combination with direct observations and evaluations of faunal composition and traces appearing on the slides.

There are several sources of variability in the data some of which are linked to the method most of which, however, may be attributed to the natural environment. The variability within some replicate slides reflect the heterogeneity of the station, whereas other stations show almost identical pictures. In few cases our own disturbance marks in the sea-floor have been recorded. This can be safely distinguished by the video control records and have been omitted from further analysis.

Some stations can be grouped according to their morphological features, whereas others show considerable inter-station variance due to local patchiness and small scale variability also due to physical disturbance by trawling. The larger grouping are related to the sediment distribution in Fehmarn Belt that also governs the distribution of benthic fauna. The sediment attributions in Table 2 are made by eye based on experience and earlier measurements. They can be only regarded as approximations to the real sediments.

Station 52 NW of Fehmarn shows a typical dense population of the brittle star *Ophiura albida* (Fig.20 and 21) that needs larval supply from the Kattegatt since it can not propagate in the

salinity regime of the Kieler Bucht and Fehmarn Belt. They are also known from the literature (Schulz, 1969) to occur SE of Fehmarn, indicating a current gyre in lee of the Island of Fehmarn. This area was added to the present study and should also be sampled when transport of suspended matter is to be monitored.

This was the first systematic sediment profile photography study of the Fehmarn Belt. Single stations (N1, MIO 16, MB2) have been sampled since 10 years.

References

Rhoads, D.C. & J.D. Germano (1987): Interpreting long-term changes in benthic community structure: a new protocol.

Hydrobiologia, 142, p. 291-308.

Rhoads, D.C. & J.D. Germano (1990): The use of REMOTS imaging technology for disposal site selection and monitoring.

Geotechnical Engineering of Ocean Waste Disposal ASTM 1097, K.R. Demars & R.C. Chaney, Eds. Am. Soc. Testing and Materials, Philadelphia, p. 55-64.

Rumohr, H. (1991): Report on a COST 647 Workshop on Imaging Methods in Benthic Ecology. COST 647 Activity Report 1991, Brussels

Rumohr, H. (1995): Monitoring the marine environment with imaging methods

Scientia Marina (Suppl. 1) 59: 129-138

Schulz, S. (1969): Benthos und Sediment in der Mecklenburger Bucht.

Beiträge zur Meereskunde, Heft 24-25, S. 15-55

zu d)

(accepted by MEPS)

Comparison of multivariate patterns: different taxonomic levels in macrofaunal analysis vs. sediment profiling imagery (SPI)

Heye Rumohr^{1,*}, Ioannis Karakassis²

¹Institut für Meereskunde, Düsternbrooker Weg 20, W-24105 Kiel, Germany

²Institute of Marine Biology of Crete, PO Box 2214, GR-71003 Heraklion, Crete, Greece

*E-mail: hrumohr@ifm.uni-kiel.de

ABSTRACT: The multivariate patterns resulting from analyses of macrobenthic abundance data at different taxonomic levels are compared to the pattern derived from various measurements obtained through sediment profiling imagery (SPI). A time-series data set from a station in Kiel Bay (Western Baltic) at 24 m depth including macrobenthic and SPI replicates covering eight years (1989-1996) was analyzed by means of multidimensional scaling. The macrobenthos data resulted in similar patterns with little information loss with decreasing taxonomic resolution from species to phylum level. The multivariate pattern in the SPI data was not significantly correlated to any of the macrofaunal patterns. However, macrofaunal and SPI patterns seemed to be complementary since they emphasized different aspects of the long term succession in the Southern Baltic Sea. While macrofaunal patterns were sensitive to anoxia events, changes of SPI-recorded seabed characteristics were primarily related to physical disturbances possibly due to variations in fishing intensity.

KEY WORDS: Macrobenthos monitoring, sediment profiling imagery (SPI); taxonomic resolution; Western Baltic; multivariate analysis

INTRODUCTION

The multivariate analysis of macrofauna species-abundance data has become a standard method for the assessment of the benthic conditions and the environmental impacts of a wide range of human activities. Rapid assessment techniques have been proposed as a substitute to

the standard analysis of species-abundance data (Warwick 1988a,b) particularly when strong pollution gradients are involved. Some papers have addressed the efficiency of these techniques (Warwick 1988a, 1988b, Ferraro & Cole 1990, Somerfield & Clarke 1995, Olsgard et al. 1997, 1998) concluding that in macrofauna studies surprisingly little information is lost even if specimens are identified to the level of phylum. However, there is still a limited number of studies in which the use of abundances of higher-level taxa has been examined as an alternative to species-level identification (Olsgard et al. 1998).

Sediment profiling imagery (SPI) systems, initially developed for the investigation of animal-sediment relationships (Rhoads & Young 1970, 1971), have also been employed for investigating environmental change along pollution or disturbance gradients (Rhoads & Germano 1982, 1986, O'Connor et al. 1989, Rumohr & Schoman 1992, Rumohr 1993, Rosenberg & Diaz 1993, Nilsson & Rosenberg 1997).

Given that both methods deal with monitoring environmental disturbance in benthic environments, it would be reasonable to test whether the information they produce is similar or not. In particular there is a lack of adequate information on how these two approaches behave with respect to time-series data.

The aim of the present study was to assess the efficiency of the SPI method in comparison to the standard species-abundance analysis of macrobenthic to study long-term changes in the benthic system as well as in comparison to the analyses of abundance data at higher taxonomic levels. A data set of 15 sampling cruises to a time-series station in Kiel Bay including macrofauna and SPI data was used. A methodological protocol is proposed for the quantification of SPI data so that they can be examined with standard multivariate techniques. To our knowledge this is the first time that a comparison of multivariate patterns between long-term species-abundance and SPI data has been attempted in the scientific literature.

MATERIALS AND METHODS

The sampling site. The macrofaunal data presented in this study came from a long-term monitoring program at the Süderfahrt site (N2) in the centre of Kiel Bay (Western Baltic). The station is situated at 22 metres of depth with sandy/mud sediment. The map indicating the position of the sampling station and the main biotic and abiotic features have been described by Arntz (1981), Andersin et al. (1990) and Weigelt (1991). In this paper unpublished monitoring

data covering a period of 8 years are presented (Table 1) during which both macrofauna and SPI data were available.

Analysis of macrofauna. Macrofaunal samples were collected by means of a 0.1 m² VanVeen grab, they were sieved on board through a 1 mm sieve, fixed in buffered formalin and were identified to the level of species. The methods followed in general the ICES- and HELCOM-recommendations on sampling the benthos and treatment of samples based on the former (Rumohr 1990). The data obtained were aggregated to the levels of genus, family, order, class and phylum in order to perform the analysis under different taxonomic resolution scenarios.

SPI data: The SPI data have been collected using a modified BENTHOS REMOTS camera described by Rumohr (1995). A number of seabed attributes have been selected in order to comprehensively describe major ecological attributes of the benthic environment (Table 2). These included continuous variables (penetration depth, boundary roughness, depth of oxidized layer, depth of recently deposited surface layer) as well as binary data (presence of bioturbation, epifauna, mud clasts, gas voids and tubes). The data of the former category entered the SPI matrix as average values of replicate photographs, the latter as frequencies in the set of replicate photographs. Typical examples for these attributes are given in Figure 1a-f.

Multivariate analysis. Abundance data of all macrobenthic replicates taken at station N2 in each sampling cruise were averaged and analyzed by means of multidimensional scaling (Field et al. 1982). Similarities were calculated by means of the Bray-Curtis similarity index (Bray & Curtis 1957). Prior to the analysis a double square root transformation was applied to the abundance values in order to normalize and avoid skew in the data set. This type of analysis is in accordance with the findings by Olsgard et al. (1997, 1998) regarding the effects of various configurations in data processing when analysing macrofaunal data under different levels of taxonomic resolution. SPI data were Z-standardized to avoid the effect of differences in range and also analyzed by means of MDS, calculating similarities by means of Euclidean distance. Analysis of correlation between similarity matrices and second-stage ordination were performed according to the approach described in Somerfield & Clarke (1995). To make the two types of data sets (macrofaunal and SPI) compatible similarity was transformed into dissimilarity in all the association matrices derived from multivariate analysis of macrofaunal

DISCUSSION

The results from this study confirm that the information loss when analysing with decreasing taxonomic resolution, particularly up to the level of order, is very limited, as it has already been reported in previous studies (Warwick 1988, Somerfield & Clarke 1995, Olsgard et al. 1998). This hypothesis has been repeatedly tested in spatial pollution gradients but only once for time series data from the station "Pierre Noire" in the Bay of Morlaix which suffered the Amoco-Cadiz oil spill (Warwick 1988). Macrobenthic succession along organic enrichment gradients has been described by Pearson & Rosenberg (1978). It seems that the general pattern of succession from azoic zones, through communities dominated by opportunistic species and subsequently to transitional and normal zones is applicable to several other sources of disturbance (i.e. trawling, dredging and dumping) as well (Rhoads & Boyer 1982, Rumohr 1996). Rumohr et al. (1996) tested the applicability of a succession model sensitive to both pollution and disturbance gradients that was developed for the Baltic and is partly based on combined image- and biological information. They found that its direct applicability is restricted to the Belt Sea and southwestern Baltic only. In more extreme situations of the Northern Baltic the role of opportunists is taken over by ecological equivalents like chironomids. However, when strong gradients are involved, the analysis of macrofauna at higher taxonomic levels could be expected to be a useful approach. From both graphs (Figs.2,3) it seems that the interannual changes are more conspicuous than the intraannual ones which is an indication of the importance of the extreme events as factors determining the ecological characteristics in this area. Strong interannual variability (exceeding occasionally the intraannual) has been reported for some of the species in this area (Arntz & Rumohr 1986). However, this lack of seasonality could also be partly due to the fragmentation of the data set used for this particular analysis since only the sampling cruises comprising both SPI and macrobenthos were considered. Results from the present paper support the hypothesis that there is little loss of information with decreasing taxonomic resolution even in the case of relatively weak temporal gradients of disturbance. From this point of view it could be argued that reducing taxonomic resolution, for monitoring purposes, to the level of order or family is a rather cost effective method. However this argument implies that the currently used methodology for the analysis of macrofaunal data is as good as it can be which is not necessarily the case since other methods relating species abundance and biomass (such as the

abundance-biomass comparison curves proposed by Warwick 1986) could provide a biologically more comprehensive insight into the structural changes induced by disturbance. Also a good deal of biological relevant information could be lost such as living strategies, feeding types etc. when collecting data on higher taxonomic levels. This is especially true for areas with a reduced species spectrum (i.e. Central and Northern Baltic).

Furthermore the use of this type of analysis for the so called “rapid assessment of biodiversity“ (Olsgard et al. 1998) needs to be further investigated since there is no sound scientific paradigm that biodiversity is evenly distributed among all levels of biological organization. An extreme example of potentially misleading results through this type of analysis would be the conclusion that the marine environment has more species than the terrestrial due to the higher number of marine phyla (Grassle et al. 1991) whereas it is well known that insects alone and particularly Coleoptera comprise the vast majority of animal species on the planet.

Our results indicate that the information resulting from SPI may not be used as a substitute for macrofaunal analysis in this type of gradients although a better match of patterns could be expected in strong spatial gradients. The two methods should be therefor considered as complementary rather than alternative since they seemed to be sensitive to different sources of variation within the benthic environment: the analysis of macrofaunal data was particularly sensitive to the excessive abundance of opportunists following the anoxia event in 1988 while the SPI data was able to detect important physical disturbance of the seabed due to assumed intensified fishing activities during 1995-96. Although no direct numbers are available on the fishing effort on this very station it can be concluded from the increasing number of images with clear signs of physical disturbance (chaotic fabric, mud clasts and removed surface layer) of the upper centimetres (Fig. 1) which is also in accordance with the data in the national Fishery statistic in which the year 1992 was found to be the historically lowest in cod stocks in the Western Baltic (Hammer & Hubold 1998). The landings increased considerably in the following years indicating also an increase in effort.

Nilsson and Rosenberg (1997) have developed a benthic habitat quality index (BHQ) where selected benthic attributes are summarized in a single value ranging from 0-15, expanding a previously proposed organism-sediment index (Rhoads & Germano 1986). However, this index is inevitably subjective since the weight applied to each attribute determines its contribution to the total BHQ value. In the methodology adopted within the present paper

each of the different characters measured through SPI maintains its „individuality“ whereas each sampling event (station with set of replicates) is perceived as a multiple variable allowing for intercomparisons among stations through multivariate techniques in the same way as with macrofaunal data. In this approach an infinite number of SPI attributes could be included allowing for a further and more focused exploitation of the SPI method. It is also worth noting that in this approach there is no assumption regarding the importance of each attribute. Of course, both the BQH and the organism sediment indices are useful to describe the ecological „quality“ of a soft-sediment biotope since they add the values of attributes which are positively related to the life requirements of macrofauna.

We are aware of the possible limitations of our results reported here due to regional or even local peculiarities. However, the general methodological approach could be useful for further investigating the benefit of coupling both macrofaunal- and SPI data in investigating long-term changes of the marine environment.

Acknowledgements: The authors thank Hartmut Schoman and Renate Schütt for their help in producing and evaluating the data. Wolfgang Hukriede and Bodo Meusel made them electronically available for this analysis. This study was financially supported by grants from the German DRL International Bureau of BMBF and the General Secretariat for Research and Technology of Greece in the framework of the German-Greek cooperation agreement in Science and Technology (GRI-079-97). The basis data have been collated with support from BMBF Verbundprojekt 03F0166A

LITERATURE CITED

- Andersin AB, Cederwall H, Gosselck F, Jensen J, Josefsson A, Lagzdins G, Rumohr H, Warzocha J (1990) Second periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1984-1988; Background Document. Balt. Sea Environment Proceedings 35: 211-275
- Arntz WE (1981) Zonation and dynamics of macrobenthos biomass in an area stressed by oxygen deficiency. In Barrett GW, Rosenberg R (eds) Stress effects on natural ecosystems. Wiley & Sons Ltd. p 215-225
- Arntz WE, Rumohr H (1986) Fluctuations of benthic macrofauna during succession and in an established community. Meeresforsch 31:97-114

Table 2. Sediment profiling imagery attributes used for multivariate analysis

Attribute	Units	abbreviation
Average penetration depth	cm	PD
Boundary roughness	cm	BR
Oxidised sediment depth	cm	OL
Surface sediment	mm	SL
Traces of bioturbation	+/-	BT
Epifauna	+/-	EP
Mud Clusts	+/-	CL
Voids	+/-	VO
Tubes	+/-	TB

Table 3 Pairwise Spearman rank correlations between similarity matrices, derived from macrofaunal abundance data grouped under various hierarchical levels and SPI data. (SPI: all variables measured included; SPI2: only penetration depth and bioturbation included)

	species	genus	family	order	class	phylum	SPI	SPI2
species	1.00							
genus	0.98	1.00						
family	0.96	0.98	1.00					
order	0.91	0.92	0.94	1.00				
class	0.80	0.77	0.79	0.85	1.00			
phylum	0.79	0.77	0.78	0.82	0.92	1.00		
SPI	0.09	0.03	0.07	0.03	0.12	0.13	1.00	
SPI2	0.31	0.25	0.26	0.20	0.23	0.31	0.53	1.00

Legends to figures

Fig. 1. Sediment profile photographs (SPI) taken at Süderfahrt station (Kiel Bay, Western Baltic) illustrating the main features used in the analysis: **a.** Undisturbed sediment layers with recently deposited detritus layer (SL) on top; **b.** “apparent“ redox-kline at 3-5 cm depth (OL); **c.** bioturbation mark of polychaete with down-transport of surface material (BT); **d.** deep bioturbation mark (probably *Arctica*) with funnel of oxic surface sediment; **e.** disturbed sediment with mud clasts (CL) on the surface; **f.** disturbed sediment with mud clasts, surface layer removed; measuring bars correspond to 1 cm.

Fig. 2. MDS ordination plots of the macrobenthos abundance data. Data points from consecutive sampling periods were linked with a line and the first sampling cruise (18/1/1989) is indicated with an open circle. Stress values were for species (0.11), genera (0.09), families (0.09), orders (0.11), classes (0.13) and for phyla 0.13.

Fig. 3. MDS ordination plots for all the SPI data (stress 0.16) and SPI2 (stress 0.0) where only PD and BT were included. Data points from consecutive sampling periods were linked with a line and the first sampling cruise is indicated with an open circle

Fig. 4. ‘Second-stage’ ordination by MDS, of rank intermatrix rank correlations among macrofaunal abundance and SPI data (Table 3); stress=0.01

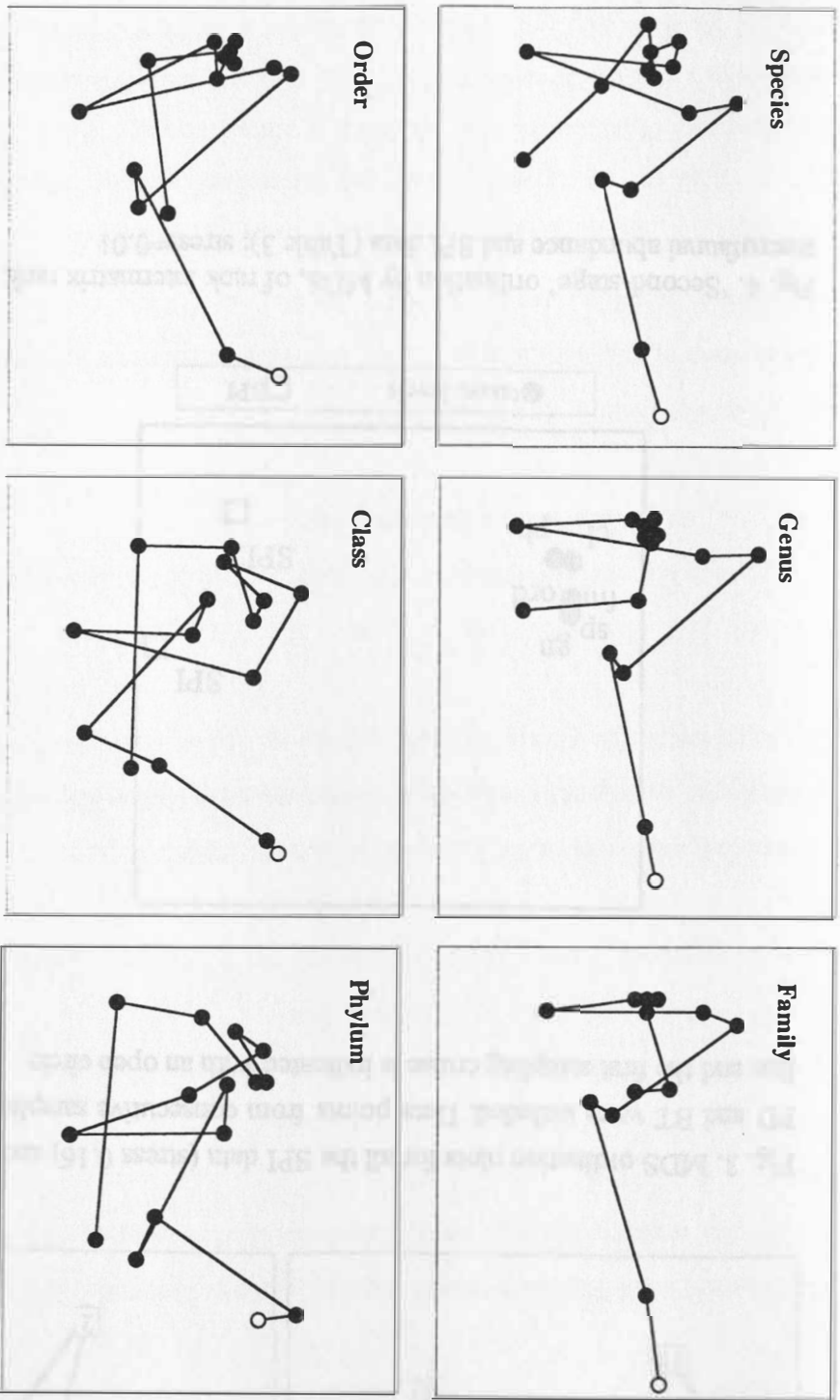


Fig. 2. MDS ordination plots of the macrobenthos abundance data. Data points from consecutive sampling periods were linked with a line and the first sampling cruise (18/1/1989) is indicated with an open circle. Stress values were for species (0.11), genera (0.09), families (0.09), orders (0.11), classes (0.13) and for phyla 0.13.

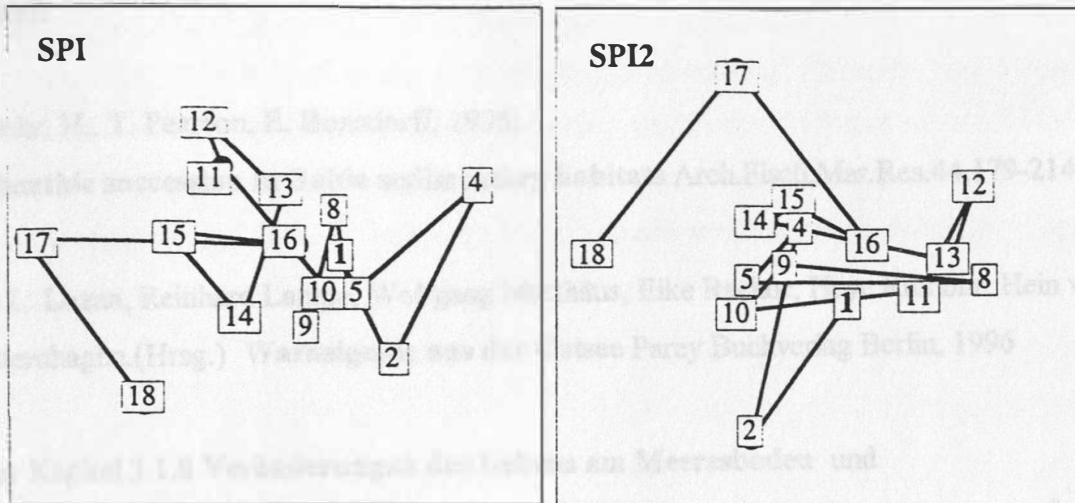


Fig. 3. MDS ordination plots for all the SPI data (stress 0.16) and SPI2 (stress 0.0) where only PD and BT were included. Data points from consecutive sampling periods were linked with a line and the first sampling cruise is indicated with an open circle

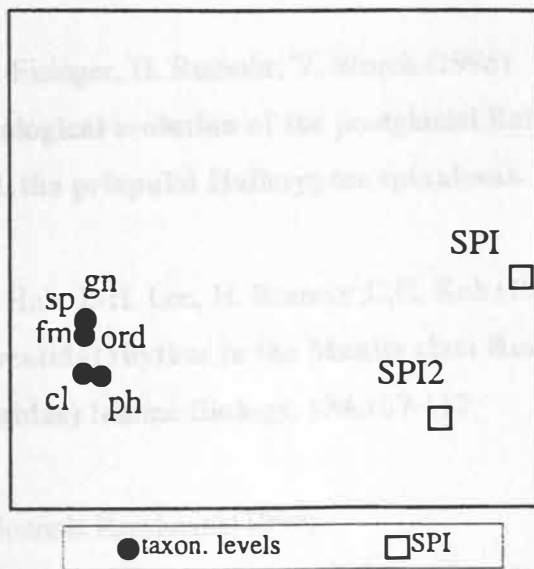


Fig. 4. 'Second-stage' ordination by MDS, of rank intermatrix rank correlations among macrofaunal abundance and SPI data (Table 3); stress=0.01

Im Projektzeitraum wurden folgende Veröffentlichungen fertiggestellt, eingereicht, geplant:

Rumohr, H., T. Pearson, E. Bonsdorff, 1996:

Zoobenthic succession in Baltic sedimentary habitats Arch.Fisch.Mar.Res.44,179-214

José L. Lozan, Reinhard Lampe, Wolfgang Matthäus, Eike Rachor, Heye Rumohr. Hein von Westernhagen.(Hrsg.) **Warnsignale aus der Ostsee** Parey Buchverlag Berlin, 1996

darin: Kapitel 3.1.8 **Veränderungen des Lebens am Meeresboden** und

5.1. (mit den anderen Herausgebern) **Über die Gefährdungen und Veränderungen der Ostsee**

Heye Rumohr (1996)

Kapitel 6.3 (**Benthos**) und 6.3.2 (**Zoobenthos**)

in: Meereskunde der Ostsee G. Rheinheimer (Hrsg.) Springer Verlag, Heidelberg

A. Schreiber, M. Eisinger, H. Rumohr, V. Storch (1996)

Icy heritage: ecological evolution of the postglacial Baltic Sea reflected by the allocyemes of a living fossil, the priapulid *Halicryptus spinulosus*. Marine Biology 125, 671-685

W.S. Kim, H.T. Huh, J.-H. Lee, H. Rumohr, C.H. Koh (1999)

Endogenous circatidal rhythm in the Manila clam *Ruditapes philippinarum* (Bivalvia: Veneridae) Marine Biology, 134,107-112

Heye Rumohr, Ioannis Karakassis(1999)

Comparison of multivariate patterns: different taxonomic levels in macrofaunal analysis vs. sediment profiling imagery (SPI) Marine Ecology Progress Series (akzeptiert)

ABSTRACT: The multivariate patterns resulting from analyses of macrobenthic abundance data at different taxonomic levels are compared to the pattern derived from various measurements obtained through sediment profiling imagery (SPI). A time-series data set from a station in Kiel Bay (Western Baltic) at 24 m depth including macrobenthic and SPI replicates covering eight years (1989-1996) was analyzed by means of multidimensional scaling. The

macrobenthos data resulted in similar patterns with little information loss with decreasing taxonomic resolution from species to phylum level. The multivariate pattern in the SPI data was not significantly correlated to any of the macrofaunal patterns. However, macrofaunal and SPI patterns seemed to be complementary since they emphasized different aspects of the long term succession in the Southern Baltic Sea. While macrofaunal patterns were sensitive to anoxia events, changes of SPI-recorded seabed characteristics were primarily related to physical disturbances possibly due to variations in fishing intensity.

Poster

Heye Rumohr, J. Groeger, W. Hukriede

Long-term changes in Baltic Benthos data in relation to Climate Change (Poster)

GLOBEC Symposium März 1998

Abstract

Long-term benthos data from Kieler Bucht (Western Baltic) collected between 1968 and 1994 have been correlated and regressed with a climatic index variable, the NAO index (North Atlantic Oscillation Index) to detect explanations for irregular changes that could not be interpreted satisfactorily until now. From the results it can be seen that significant correlations between several statistical functions of invertebrate species numbers (min, max, median and mean per year) and a two years lag of the NAO index seem to be inherent. The benthos data come from a cluster of stations from Kiel Bay in the Western Baltic. The detailed ways how the climatic variations behind this NAO index affect the benthos are still open and are subject for stimulating further research.

Heye Rumohr & Thomas Kujawski

The impact of trawl fishery on the epifauna of the Southern North Sea - A historical comparison (Poster 32.EMBS 1997, Lysekil, Schweden)

Abstract

In general a decline in the occurrence of bivalves can be stated whereas scavengers and predators such as crustaceans, gastropoda and sea stars have been found more frequently in 1986. This can be clearly attributed to the fishery impact which produces by means of the

discards and by-catch together with the destroyed animals at the sea floor a huge amount of additional possible food material for scavenging species. This stimulating factor for the populations may even overrule the deleterious effect of the physical damage through the fishing process to the same vulnerable species.

Putting our findings into the general development of the demersal fishery in the southern North Sea we cover the span after the initial onset of a widespread trawl fishery that skimmed off the surplus of the virgin stocks in the 19th century. The ICES routine investigation where started in the general care about the state of the fish populations which seemed to severely crash after the first strong fishery impact in the last century. However, parts of the off-coast regions might have been still close to a pristine status that may have been found before the onset of the trawl fishery. In 1986, almost 100 years of trawling impact have certainly re-structured the benthic system and so this comparison from close to a pristine situation to a long term disturbed situation may be the most what we can achieve despite all the mentioned problems with the historical data.

Vorträge:

Heye Rumohr

Problems and Solutions with Remote Imaging in Shallow Water Benthos Ecology

(32. EMBS, 1997, Lysekil, Schweden)

Several applied problems with imaging (Video, Photo, REMOTS/SPI,) in monitoring and environmental surveillance are demonstrated to show how problems getting image records in turbid waters, under fish cages and in extreme soft sediments can be overcome. The applicability of different sensor carriers (sledge, frame, ROV, divers) is discussed as well as the use of different video sensors (i.g. SIT, b/w CCD colour CCD) in special applications.

Publikationen in Vorbereitung:

Modelling Long-term Changes in Baltic Benthos Data in Relation to Climate Change

Joachim Gröger and Heye Rumohr

BFA Fischerei Rostock

IfM Kiel

What can we learn from the analysis of 70 macrofaunal replicates from the Baltic

Heye Rumohr, Joergen Noerrevang Jensen, Ioannis Karakassis

Review of Imaging Techniques

(with Chris Smith)

Kapitel für Neuauflage des IBP Handbook

Anhang

Von den Projektwissenschaftlern in den Jahren 1996 bis 1998 erstellte Publikationen und Manuskripte sowie Vorträge und Poster auf wissenschaftlichen Tagungen mit Bezug zum Vorhaben.

Für den Abschlußbericht des Projektes „Ökosystemforschung in der Kieler Bucht“ relevante Beiträge sind im Anhang (*, abstracts) beigelegt.

Teilprojekt 1:

Behrends, G. and Hansen, H.P (1999). Seasonal and interannual variability of abundances of the 4 *Acartia* species occurring in the Kiel Bight, Western Baltic Sea, 1985-1998. 16th Baltic Marine Biologists Symposium, June 21-26, Klaipeda, Lithuania. Accepted paper, *Int.Rev.Hydrobiol.*

* Hansen, H.P., Giesenhausen, H.C., Behrends, G. (1998). Seasonal and long-term control of the bottom water oxygen deficiency in a stratified shallow water coastal system. ICES Symposium on Brackish Water Ecosystems, 25-27 Aug. 1998, Helsinki, im Druck in: ICES Journal of Marine Sciences.

Hansen, H.P. and F. Koroleff. (1999): Determination of Nutrients. In K Grasshoff, M. Ehrhardt and K. Kremling (eds) *Methods of Seawater Analysis*, 3rd ed. Wiley VCH, Weinheim, 158-228

Hansen, H.P. (1999): Determination of Oxygen. Ebenda 75-98

Hansen, H.P. (1999): In situ Determination of Oxygen and pH. Ebenda 399-405

Schlüter, M., Hansen, H.P. (1997). Zeitreihenanalyse zur Beschreibung der saisonalen Variabilität im Bodenwasser der Eckernförder Bucht (W. Ostsee). in: *Handbuch der Ökosystemforschung*, OKÖMED Verlag, 54-58.

Teilprojekt 2:

Blanz, T., K.C. Emeis, G. Petrick & D.E. Schulz-Bull, 1997. Bilanzierung und Quantifizierung des Chlorbiphenyl-Eintrages in das Oderhaff. *Meyniana*, 49, 47-58.

Blanz, T., D.E. Schulz-Bull, K.C. Emeis, G. Petrick & J.C. Duinker, 1999. Chlorbiphenyls in suspension and sediment of the southern Baltic Sea: A mass balance calculation since the onset of PCB-production. *Continental Shelf Research*, 19, 891-910.

Kannan, N., G. Petrick, R. Bruhn & D.E. Schulz-Bull, 1998. Structure-dependent separation method for non-*ortho* PCBs with matrix-integrated quality control: A multidimensional analytical approach. *Chemosphere*, 37, 2385-2393.

Petrick, G., D.E. Schulz-Bull, V. Martens, K. Scholz & J.C. Duinker, 1996. An *in-situ* filtration/extraction system for the recovery of trace organics in sea water solution and on particles tested in deep ocean water. *Marine Chemistry*, 54, 97-105.

Schulz-Bull, D.E., J.C. Duinker & P. Jonsson, 1996. Quellen und regionale Verteilung organischer Schadstoffe im Wasser, in: J.L. Lozan, R. Lampe, W. Matthäus, E. Rachor, H. Rumohr & H.v. Westernhagen (Hrsg.), *Warnsignale aus der Ostsee, wissenschaftliche Faktoren*, Parey, Berlin, 69-73.

Schulz-Bull, D.E. & J.C. Duinker, 1996. Organische Schadstoffe in Organismen, in: J.L. Lozan, R. Lampe, W. Matthäus, E. Rachor, H. Rumohr & H.v. Westernhagen (Hrsg.), *Warnsignale aus der Ostsee, wissenschaftliche Faktoren*, Parey, Berlin, 168-171.

Schulz-Bull, D.E. & J.C. Duinker, 1999. Clean-up of Organic Seawater Concentrates by HPLC, in: Grasshoff, K, Kremling, K., Ehrhardt, M. (Eds), *Methods of Seawater Analysis*. Weinheim: VCH.

Duinker, J.C. & Schulz-Bull, D.E. 1999. Determination of Selected Organochlorines in Seawater, in: Grasshoff, K, Kremling, K., Ehrhardt, M. (Eds), *Methods of Seawater Analysis*. Weinheim: VCH.

* Schulz-Bull, D.E., Intercomparison study of sampling methods for the determination of polychlorobiphenyls in seawater, International Symposium on Marine Pollution (International Atomic Energy Agency, IAEA), Monaco Okt. 1998.

Teilprojekt 3:

Veröffentlichungen:

- * Der Einfluß der Landwirtschaft auf die Eutrophierung (U. Horstmann 1997).
- * Die Primärproduktionsprozesse in der Ostsee (U. Horstmann, H. Hübel 1997).

- * Tracing a toxic algal bloom of *Chattonella* around southern Norway and East of Jutland, using MOS and SeaWiFS satellite data (U. Horstmann et al. 1998).

* Wenn Wasser zu Schleim wird (Verkürzte populärwissenschaftliche Darstellung der Untersuchungsergebnisse aus der Adria) (U. Horstmann 1998).

Manuskripte eingereicht zur Veröffentlichung:

* Utilization of exogenous siderophores: A novel strategy for iron uptake by eucaryotic phytoplankton (U. Horstmann, S. Soria Dengg and R. Reissbrodt).

* Mucilage Formation in the Northern Adriatic Sea (U. Horstmann).

* *Salmonella* sp. and *Escherichia coli* utilize iron bound to polycarboxylate by use of reductases (U. Horstmann, U. Meißner und R. Reissbrodt.).

The cell size structure of phytoplankton -in terms of biomass and primary production-related to physico-chemical properties and zooplankton in a temperate coastal environment (northern Adriatic Sea) (O. Gotsis-Skretas, U. Horstmann and B. Wiryawan).

Siderophores in marine coastal waters and their relevance for iron uptake by the marine diatom *Phaeodactylum tricornutum* (S. Dengg, U. Horstmann and R. Reissbrodt 1998, eingereicht).

Poster:

* Horstmann, U and A. Davidov 1998. Satellite remote-sensing of phytoplankton and ist metabolic polysaccharides leading to the mucilage phenomenon in the Northern Adriatic Sea.

* Horstmann, U and A. Davidov 1999. Satellite remote sensing of Sea Surface Temperature and chlorophyll-like pygments for recognition of phytoplankton productivity processes in the Western Black Sea in summer 1998.

* Davidov, A and U. Horstmann 1998. Investigation on phytoplankton distribution and ist causes in the Western Black Sea.

Teilprojekt 4:

Kim, W.S., Huh, H.T., Lee, J.H., Rumohr, H., Koh, C.H., 1999. Endogenous circatidal rythm in the Manila clam *Ruditapes philippinarum*. Mar. Biol., 134, 107-112.

Lozan, J.L., R. Lampe, W. Matthäus, E. Rachor, H. Rumohr & H.v. Westernhagen (Hrsg.), Warnsignale aus der Ostsee, wissenschaftliche Faktoren, Parey, Berlin, 69-73.

darin: Kapitel 3.1.8 (Veränderung des Lebens am meeresboden), Kapitel 6.3 (Benthos) und Kapitel 6.3.2 (Zoobenthos).

Rumohr, H., T. Pearson, E. Bonsdorff, 1996. Zoobenthic succession in Baltic sedimentary habitats. Arch. Fisch. Mar. Res., 44, 179-214.

Rumohr, H., Karakassis, I. Comparison of multivariate patterns: different taxonomic levels in macrofaunal analysis vs. sediment profiling imagery (SPI) at a time-series station in Kiel Bay (Western Baltic), submitted to MEPS.

Schreiber, A., Eisinger, M., Rumohr, H., Storch, V., 1996. Icy heritage: ecological evolution of the postglacial Baltic Sea reflected by the allocymes of a living fossil, the priapulid *Halicryptus spinulosus*. Mar. Biol., 125, 671-685.

Geological Institute for Marine Research

Düsternbrooker Weg 20

24103 Kiel, Germany

Abstract

The seasonal development of oxygen concentrations in the deep water of a nearly permanently stratified station in the Kiel Bight is investigated. The deep water originates from Great Belt/Eustegic inflows while the surface water represents mixed Baltic Sea/Kiel Bight water. The bottom water oxygen dynamics of an ice-free year is characterized by the apparent oxygen consumption rate from day 10 to 200. The bottom water oxygen deficiency partly correlates with pelagic variables of the same year (water column primary production, DON, primary productivity, etc.). For the period 1975 to 1996 good correlations were found between the deep water oxygen consumption rate and the precipitation over land of the previous year in January of the actual year.

It is concluded that a considerable part of a year's production is transferred into the next year as particulate organic pool, accumulated in, or on top of, the sediments rather than dissolved organic degradation of inorganic nutrients in the water column.

ICES Symposium on Brackish Water Ecosystems, 25-27 August 1998

University of Helsinki, Helsinki, Finland

**Seasonal and long-term control of the bottom water
oxygen deficiency in a stratified shallow water coastal system.**

Hans Peter Hansen, Hanna C. Giesenhausen, Gerda Behrends

Institute for Marine Research

Düsternbrooker Weg 20

24105 Kiel, Germany

Abstract

The seasonal development of oxygen concentrations in the deep water of a nearly permanently stratified station in the Kiel Bight is investigated. The deep water originates from Great-Belt/Kattegat inflows while the surface water represents mixed Baltic-Sea/Kiel-Bight water. The bottom water oxygen situation of an individual year is characterised by the apparent oxygen consumption rate from day 80 to 260. The bottom water oxygen deficiency poorly correlates with pelagic variables of the same year (winter-nutrient-concentrations, DON, primary-productivity, etc.). For the period 1979 to 1996 good correlations were found between the deep water oxygen consumption rates and the precipitation from June of the previous year to January of the actual year.

It is concluded that a considerable part of a years production is transferred into the next year as particulate organic pool, accumulated in, or on top of, the sediment rather than dissolved organic substances or inorganic nutrients in the water column.

Introduction

Oxygen deficiency below the main pycnocline is one of the problems - if not the main - of seasonally or permanently stratified brackish water ecosystems. In the deeper areas of the Kiel Bight (below 20 to 25 m) the late summer oxygen saturation drops to < 10 % and, occasionally, to anoxia. Mobile pelagic species may readily emigrate to more favourable areas while stationary benthic organisms will suffer or even die depending on the intensity and duration of the oxygen deficiency (Weigelt and Rumohr, 1986).

The elementary processes responsible for the oxygen deficiency - primary production of organic matter depending on the available supply of inorganic nutrients and later oxidative decomposition during seasons of restricted oxygen re-supply from the atmosphere (stratification, stagnation) - are reasonably well known. However, attempts to explain the bottom water oxygen deficiency of a year based on observations of pelagic and environmental variables from within the same year have not been satisfactory and a prediction of intensity and duration of the oxygen deficiency has been impossible. A correlation between autumn oxygen deficiencies and processes of the previous year(s), i.e., freshwater runoff, was first suggested by Agger and Aertebjerg (1996).

Observation site and data

The submitted paper presents findings from an interdisciplinary project „Kiel Bight Ecosystem Research“, sponsored by the German Federal Ministry of Research (BMBF 03F0166A). Data are included from the „Biological Monitoring of the Baltic“ (BMBF 03F0547A and HELCOM BMP), national monitoring programs and a time series data collection by Krey, et al. 1978. The meteorological data have been provided by the Deutscher Wetterdienst (DWD) and the Dept. of Meteorology of the Institute for Marine Research in Kiel.

The location of the observation station is depicted in figure 1. The station has a water depth of about 28 m. Frequent deep water inflows from the Great Belt cause a permanent haline stratification. Deep water intrusions of high salinities are „high frequency“ and random

phenomena (noise signals) with high probability during winter and low probability in summer. They may be equalised by filtering algorithms which allows the calculation of a mean annual density stratification (figure 2).

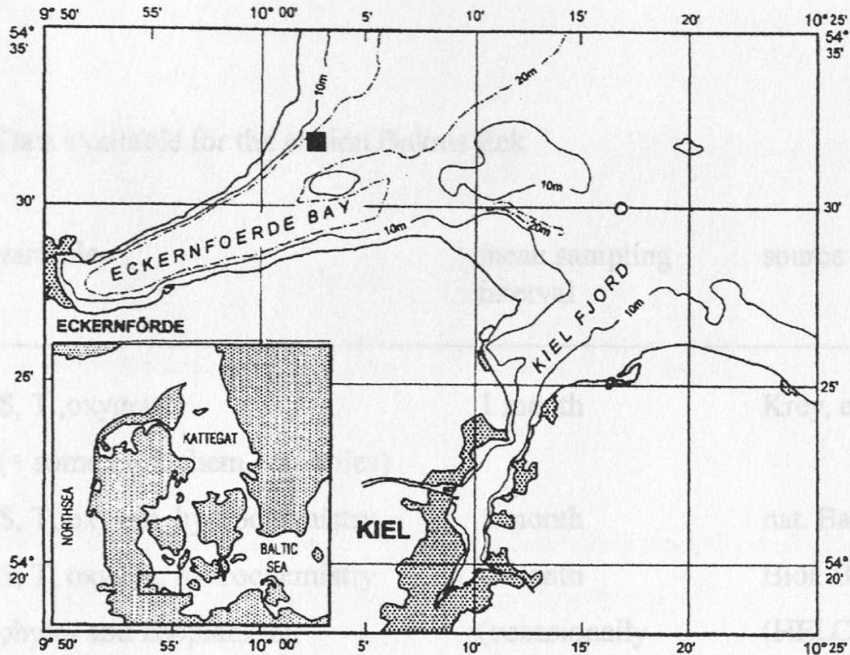


Figure 1: Location of the sampling station „Boknis Eck“ in the Kiel Bight

While the salinity variation in the bottom water (in particular during winter) reflects the frequent intrusions from the Belt, most other pelagic variables display „undisturbed“ seasonal signals (Schlüter and Hansen, 1996). Chemical and biological properties of the sea water at the origin of the advections are similar to those at the Kiel Bight station. Thus advective effects may be ignored in many investigations.

Time series data are available for the station (table 1) at about monthly intervals with only few gaps since 1957. From 1996 to 1998 the periods of the spring phytoplankton bloom (February and March) and the late summer oxygen minimum (July to October) are covered by weekly sampling at the station.

Mean seasonal successions at standard depths have been determined by Harmonic Analysis of the 7-day medians of observations from 1957 to 1997. Intermediate depths (resolution 1 m / 1 d) have been calculated by cubic spline interpolation of the respective standard depth values. Examples of this „descriptive modelling“ are given in figure 2 (density) and figure 3 (oxygen saturation).

Table 1: Data available for the station Boknis Eck

period	variables	mean sampling interval	source
1957-1975	S, T ,oxygen (+ some biol./chem. variables)	1 month	Krey, et. al .(1978)
1979-1983	S, T, oxygen, hydrochemistry	1 month	nat. Baltic Monitoring
1985-1995	S, T, oxygen, hydrochemistry phyto- and zooplankton primary and bacterial prod.	1 month (occasionally 1 week)	Biol. Balt. Monitoring (HELCOM BMP)
1996-1998	as before	1 week	BMBF-Projekt „Kiel Bight Ecosys. Res.“

Monthly means of precipitation measurements at Kiel (Kronshagen and Holtenau) are available back to 1879. The distance between meteorological and hydrochemical stations is about 16 km.

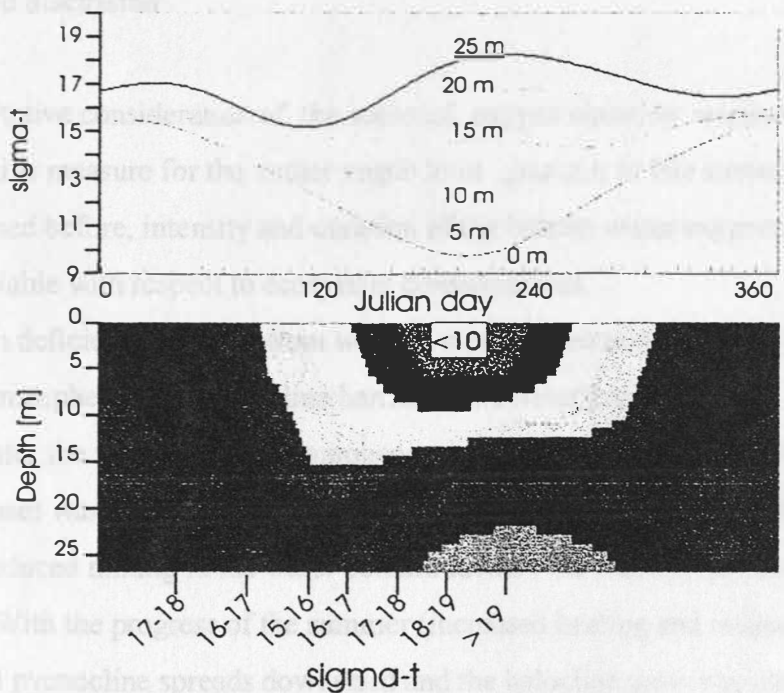


Figure 2: Mean seasonal density (σ_T) at station Boknis Eck based on 7 day medians of temperature and salinity from 1957 to 1998 (resolution 1 m / 1 d).

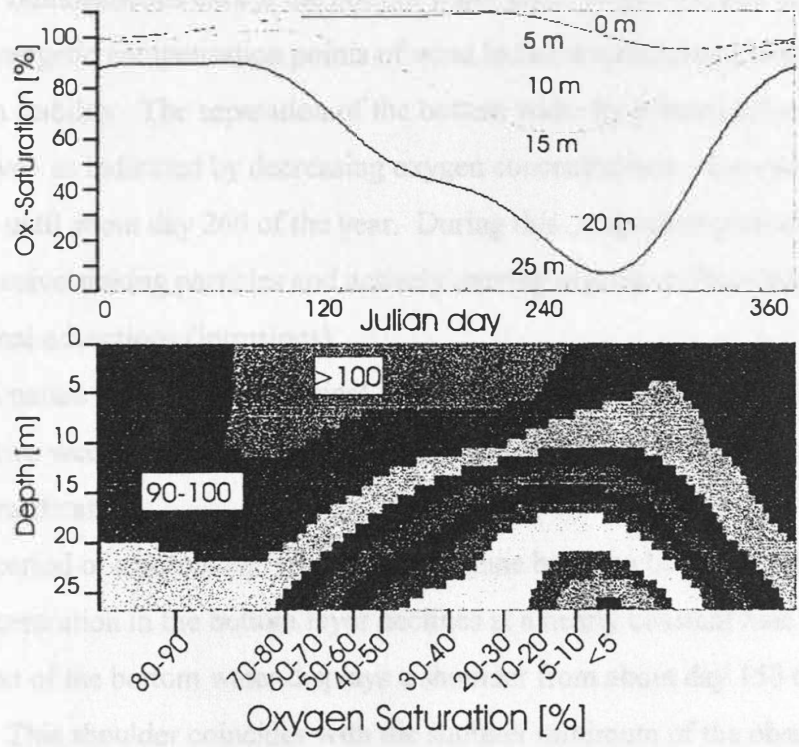


Figure 3: Mean oxygen saturation (%) at station Boknis Eck based on 7 day medians from 1957 to 1998 (resolution 1 m / 1 d).

Results and discussion

Any quantitative consideration of the seasonal oxygen situation requires a figure as a representative measure for the rather vague term „autumn or late summer oxygen deficiency“. As mentioned before, intensity and duration of the bottom water oxygen deficiency is the most critical variable with respect to ecosystem considerations.

The oxygen deficiency in the bottom water is a consequence of restricted re-supply of oxygen from the atmosphere by a pycnocline barrier in the water column.

During winter the water is nearly homogeneous down to a bottom layer of about 2 to 5 m. Solar heating causes warming up of the surface layer and the formation of a thermal pycnocline. The resulting reduced mixing in the water column favours the stability and elevation of the deep halocline. With the progress of the summer (increased heating and reduced average wind speeds) the thermal pycnocline spreads downward and the halocline moves upwards until they form a mean thermo-haline pycnocline at about 15 m depth. Decreasing thermal stability during autumn cooling causes the mixed surface layer to extend further downward until the water column is again nearly homogeneous except the bottom water layer. Begin and end of the stratification period are energetic compensation points of wind induced turbulent mixing and thermo-haline stratification stability. The separation of the bottom water by permanent pycnoclines in the water column above - as indicated by decreasing oxygen concentrations - does not start later than day 80 and lasts until about day 260 of the year. During this „stagnation period“ the bottom water does only receive sinking particles and actively moving organisms from the water column above and occasional advections (intrusions).

The random nature of the meteorological processes is responsible for an unpredictable plus/minus two weeks year-to-year variability of the stratification start and end and all processes related to stratification.

During the period of a permanent (thermo-) halocline between bottom layer and surface the oxygen concentration in the bottom layer declines at a nearly constant rate. The oxygen concentration of the bottom water displays a shoulder from about day 150 to 210 (ca. June-July in figure 2). This shoulder coincides with the summer minimum of the observed total oxygen demand (TOD).

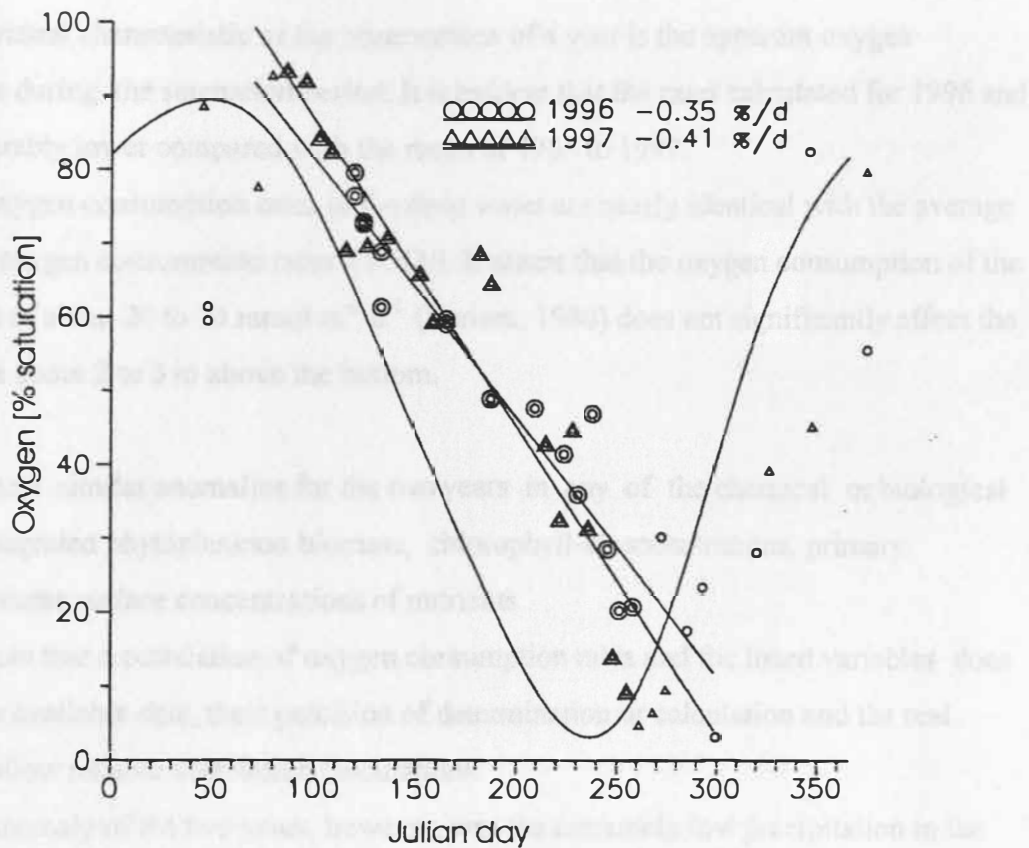


Figure 4: Mean seasonal oxygen saturation in the bottom water of station Boknis Eck from 1986 to 1997 and individual observations of 1996 (circles) and 1997 (triangles). Linear regression lines from day 80 to 260 (enhanced symbols).

The mean apparent oxygen consumption rate from day 80 to 260 of the year, i.e., the linear regression of the measured concentration values versus time, provides a measure for the potential intensity and duration of the autumn oxygen deficiency in the bottom water. For this work we have defined the apparent oxygen consumption rate as the negative slope of the regression (i.e., minus sign discarded) given in $\mu\text{mol dm}^{-3} \text{d}^{-1}$.

As can be seen in figure 4, the oxygen observations of individual years differ from the mean seasonal. The end of the oxygen deficiency, i.e., breakdown of the stratification and start of vertical mixing (in the bottom water) is a rapid change. The combination (averaging) of many years of observations with varying times of the mixing start (± 2 weeks) results in a broad minimum rather than a sharp peak.

The second individual characteristic of the observations of a year is the apparent oxygen consumption rate during the stagnation period. It is evident that the rates calculated for 1996 and 1997 are considerably lower compared with the mean of 1986 to 1997.

The calculated oxygen consumption rates in the deep water are nearly identical with the average of the measured oxygen consumption rates (TOD_1). It seems that the oxygen consumption of the sediment surface of about 20 to 70 $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Hansen, 1980) does not significantly affect the consumption rate about 2 to 3 m above the bottom.

We could not detect similar anomalies for the two years in any of the chemical or biological variables, e.g. integrated phytoplankton biomass, chlorophyll-a concentrations, primary production and winter surface concentrations of nutrients.

This does not mean that a correlation of oxygen consumption rates and the listed variables does not exist, but the available data, their precision of determination or calculation and the real variance do not allow reliable correlation calculations.

A very obvious anomaly of the two years, however, was the extremely low precipitation in the preceding years 1995 and 1996.

Following the suggestion of Agger and Aertebjerg (1996) we calculated the oxygen consumption rates for the period of 1957 to 1998 (with the exception of a few years, where only insufficient data were available) and the precipitation for various time intervals before the stagnation period. Precipitation is a simply and accurately determinable variable and, with some restrictions, related to run-off. Comparison of precipitation and runoff of the two rivers in the area suggest a mean delay of about 60 days for the runoff.

There are indications that instead of the precipitation of a selected period or run-off the ground water level may correlate even better with the oxygen consumption rate, but a consistent ground water level time series was not yet available.

The correlations of oxygen consumption rates versus precipitation during all possible averaging periods of previous rain (based on monthly means; mm month^{-1}) back two years from February of the actual year were tested. The maximum coefficient of correlation, 0.21 ($p < 0.02$), and minimum standard deviation, $0.20 \mu\text{mol dm}^{-3} \text{d}^{-1}$, were calculated for the period from June of the previous year to January of the actual year (both included). According to the local

precipitation/runoff delay of about 60 days this represents the atmospheric load during the selected period and the river discharges from previous August to March of the actual year. The enhanced data point (double circles) in figure 5 represents the year 1957. This year was excluded from the regression because oxygen data of June and July are missing and the calculated oxygen consumption rate is probably not reliable.

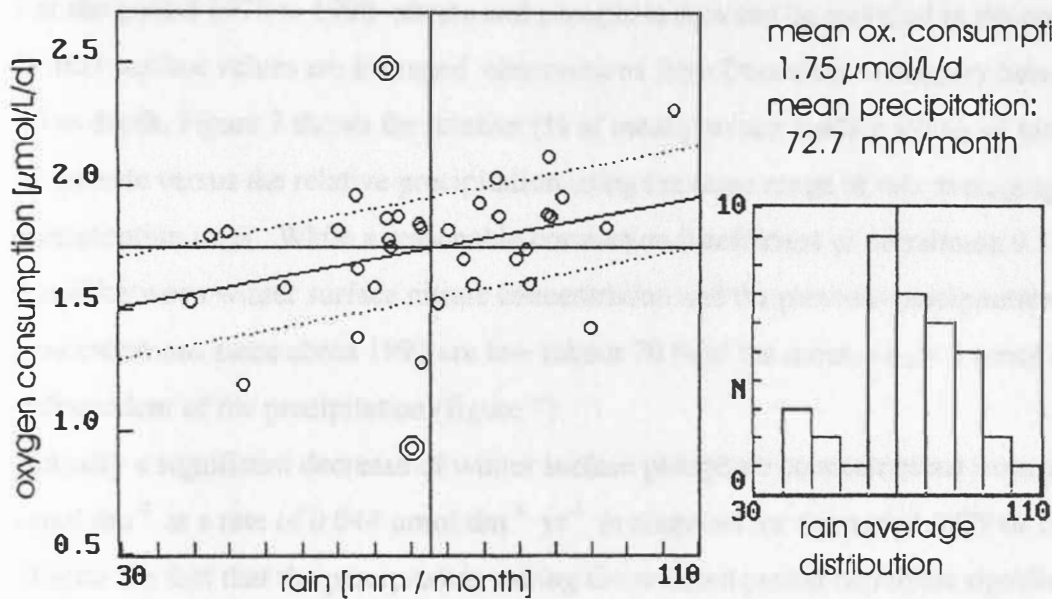


Figure 5: Oxygen consumption rates versus mean monthly precipitation of 8 months from previous June to January 1957-1998. The mean consumption rate ($1.746 \mu\text{mol dm}^{-3} \text{d}^{-1}$) and precipitation ($72.7 \text{ mm month}^{-1}$) are marked by a horizontal and vertical line respectively. The regression line is paralleled by standard deviation lines (dashed) for $\pm 0.20 \mu\text{mol dm}^{-3} \text{d}^{-1}$. The linear regression is: $\text{Ox. consumption} = 1.334 + 0.0057 \cdot \text{precipitation}$. The highest and lowest consumption rates (double circles) were found in 1998 and 1957 respectively (see text). The right panel displays the number of observations of rain averages from 30 to 110 mm month^{-1} .

The correlation between oxygen consumption rates and the previous precipitation for the period 1979 to 1998 (figure 6) is significantly better (coefficient of correlation 0.74, $p < 0.002$) than that for the entire period 1957 to 1998.

A plot of relative oxygen consumption rates and precipitation (figure 8) indicates that their correlation is rather weak during the period of 1957 to about 1965. We are not convinced that the „historical“ data on oxygen in the respective time series are free of errors but a data verification is rather difficult.

For the period 1979 to 1998 nitrate and phosphate data can be included in the correlations. Winter surface values are averaged observations from December to January between surface and 10 m depth. Figure 7 shows the relative (% of mean) winter surface values of nitrate and phosphate versus the relative precipitation using the same range of rain averaging as for the consumption rates. While a reasonable correlation (coefficient of correlation 0.57; $p < 0.05$) is found between winter surface nitrate concentration and the previous precipitation, the phosphate concentrations since about 1990 are low (about 70 % of the mean, i.e., $< 1 \mu\text{mol dm}^{-3}$) and independent of the precipitation (figure 7)

Actually a significant decrease of winter surface phosphate concentrations from about 1.5 to 0.7 $\mu\text{mol dm}^{-3}$ at a rate of $0.044 \mu\text{mol dm}^{-3} \text{ yr}^{-1}$ is observed for the period 1979 to 1997.

Dispite the fact that the precipitation during the selected period correlates significantly with both, oxygen consumption and winter surface nitrate concentrations, there is no correlation between the latter (coeff.cor. = 0.31, $p < 0.1$).

	precipitation mm month ⁻¹	consumption rate $\mu\text{mol dm}^{-3} \text{ d}^{-1}$
1979-1997	70.7	1.396
1979-1997	75.4	1.326
<hr/>		
1957-1997	72.9	1.372

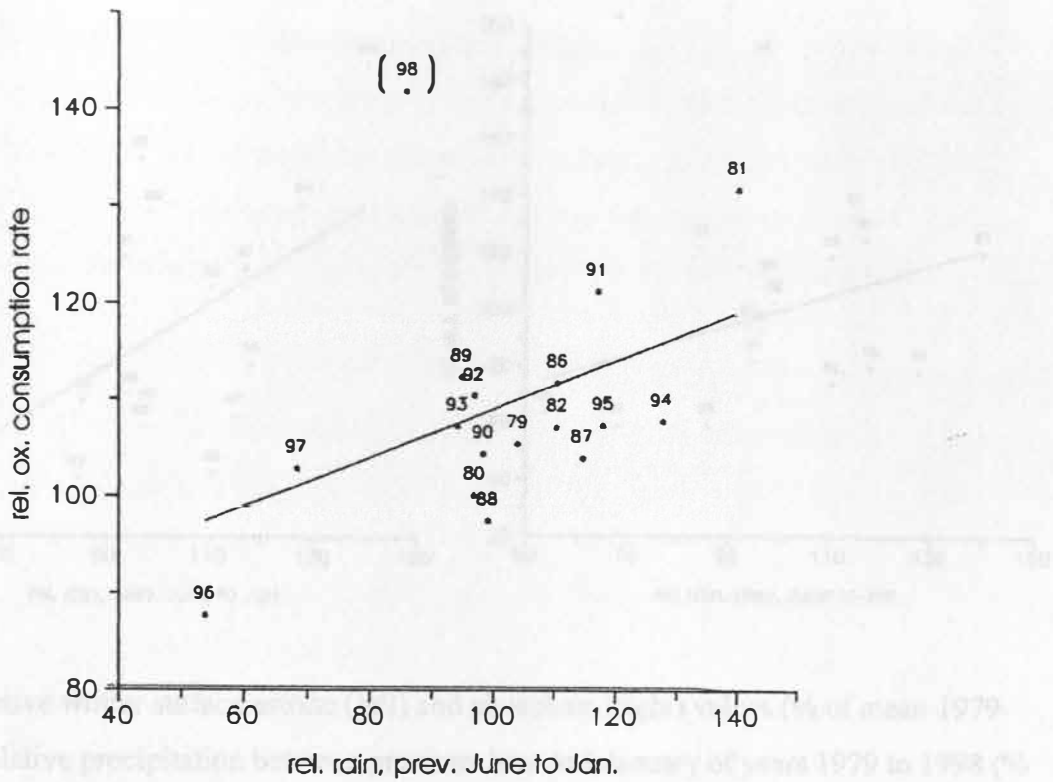


Figure 6: Relative oxygen consumption rates versus relative precipitation between previous June and January of years 1979 to 1998 as % of the mean 1957 to 1998.

The first and the second half of the period 1957 to 1998 are clearly different with respect to precipitation (July to Jan.) and oxygen consumption rate:

	precipitation mm month ⁻¹	consumption rate μmol dm ⁻³ d ⁻¹
1957-1977	70.7	1.596
1977-1997	75.4	1.878
1957-1997	72.9	1.72

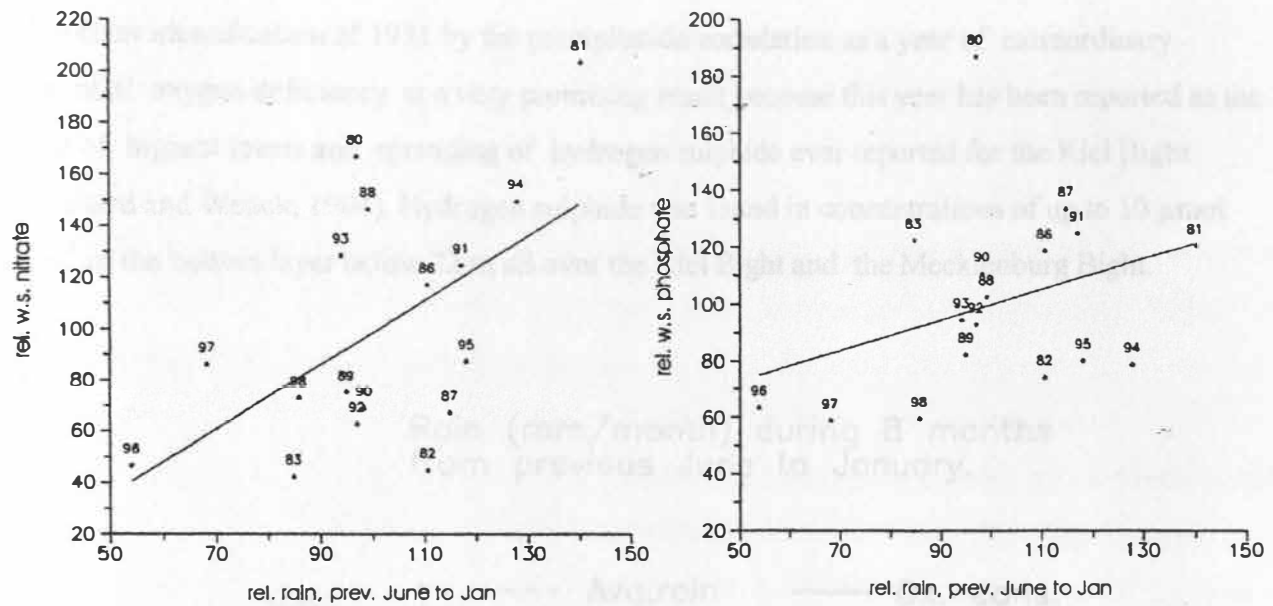


Figure 7: Relative winter surface nitrate (left) and phosphate (right) values (% of mean 1979-1998) versus relative precipitation between previous June and January of years 1979 to 1998 (% of the mean 1958 to 1997).

The years 1996 and 1997 represent the minimum oxygen consumption rates and precipitation from 1979 to 1998 (figure 6) and also fall in the minimum group of the entire period. 1957 to 1998. The opposite end of the scale (highest oxygen consumption rate and precipitation) is the year 1981. The winter surface nitrate concentrations for these „extreme“ years display the same pattern, low values for 1996 and 1997 and the highest value in 1981 (figure 7).

According to figure 6, the years 1981, 1991, 1994 and 1998 should be years of potentially extremely low oxygen concentrations in the bottom water as indicated by previous precipitation (1981 and 1998) or by the calculated consumption rates and the long-term corrected precipitation (1991 and 1998).

Actually the years 1981, 1991 and 1998 represent the only years of observed bottom water anoxia during 1979 to 1998 (the immediate bottom layer of about 50 cm thickness is not included because commonly not sampled). In 1994 no H_2S was observed but the bottom water oxygen concentration dropped below $1 \mu\text{mol dm}^{-3}$.

The clear identification of 1981 by the precipitation correlation as a year of extraordinary potential oxygen deficiency is a very promising result because this year has been reported as the year of highest levels and spreading of hydrogen sulphide ever reported for the Kiel Bight (Ehrhard and Wenck, 1984). Hydrogen sulphide was found in concentrations of up to $10 \mu\text{mol dm}^{-3}$ in the bottom layer below 22 m all over the Kiel Bight and the Mecklenburg Bight.

Rain (mm/month) during 8 months from previous June to January.

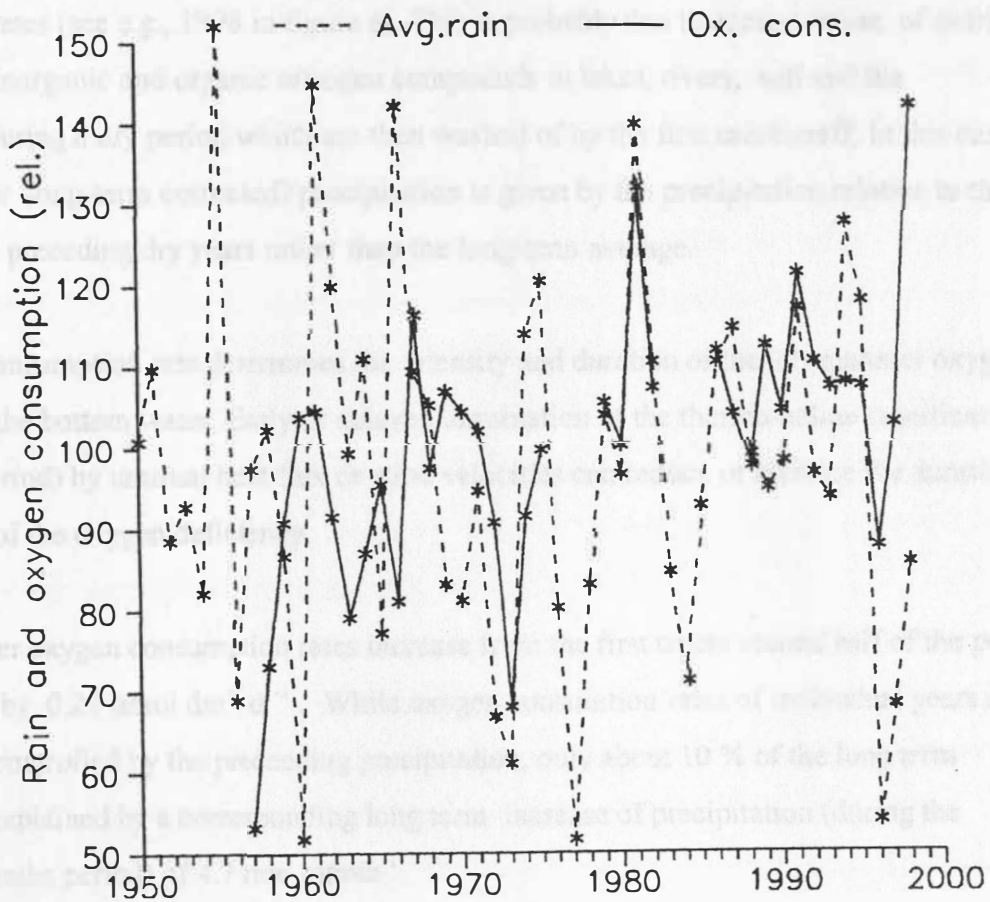


Figure 8: Relative monthly precipitation of 8 months from previous June to January (dashed line) and oxygen consumption rates (solid line).

Conclusions

Measurements of precipitation are a simple and valuable tool to predict the potential late summer oxygen deficiency in the bottom water of the Kiel Bight. The oxygen consumption rate in the bottom water during the stagnation period from day 80 to day 260 of the year correlates with the precipitation of 8 months from June of the previous year to January of the actual year.

A „normal“ precipitation (equal to the long term average) during the 8 month period preceded by a sequence of years of significantly low precipitations results in outstandingly high oxygen consumption rates (see e.g., 1998 in figure 6). This is probably due to accumulation of nutrients (in particular inorganic and organic nitrogen compounds in lakes, rivers, soil and the atmosphere) during a dry period which are then washed of by the first rain/runoff. In this case the „effective“ (or long-term corrected) precipitation is given by the precipitation relative to the average of the preceding dry years rather than the long-term average.

The oxygen consumption rate determines the intensity and duration of the late summer oxygen deficiency in the bottom water. Early or delayed termination of the thermo-haline stratification (stagnation period) by unusual heat flux or wind velocities can reduce or increase the duration and intensity of the oxygen deficiency.

The deep water oxygen consumption rates increase from the first to the second half of the period 1957 to 1998 by $0.28 \mu\text{mol dm}^{-3} \text{d}^{-1}$. While oxygen consumption rates of individual years are significantly controlled by the preceding precipitation, only about 10 % of the long term increase are explained by a corresponding long term increase of precipitation (during the selected 8 months period) of $4.7 \text{ mm month}^{-1}$.

As the winter surface concentrations of phosphate are significantly decreasing (from 1.5 to $0.7 \mu\text{mol dm}^{-3}$ for 1979 to 1998) an increased productivity caused by increased nitrogen loads is assumed.

The winter surface concentrations of inorganic nitrogen components are also (partly) controlled by the preceding precipitation. However, the insignificant correlation of winter surface nitrogen components and deep water oxygen consumption rates suggests that runoff also includes a load of nutrients which does not show up in the concentrations of dissolved inorganic components. This may be particulate organic matter accumulated on top of or in the top layer of the sediment, which is not completely remineralised during winter.

References

- Agger, C., Aertebjerg, G. (1996): Longterm development of autumn oxygen concentration in the Kattegat and Belt Sea area. *Proceedings of the 13th Symposium of the Baltic Marine Biologists*, 29-34
- Ehrhardt, M., Wenck, A. (1984): Wind pattern and hydrogen sulfide in shallow waters of the Western Baltic, a cause and effect relationship? *Meeresforsch.*, **30**, H2, 101-110
- Hansen, H.P., Grasshoff, K. and Petersen, J. (1980): In-Situ Registration of Oxygen Utilization at Sediment-Water Interfaces. *Mar.Chem.* **10**, 47-54
- Hansen, H.P. (1993): Saisonale und langzeitliche Veränderungen chemisch-hydrographischer Parameter in der Kieler Bucht. In J.C.Duinker (ed): *Das Biologische Monitoring der Ostsee im Institut für Meereskunde 1985-1992. Ber.Inst.Merresk. Kiel*, **240**, 2 - 31
- Krey, J., Babenerd, B., Lenz, J. (1978): Beobachtungen zur Produktionsbiologie des Planktons in der Kieler Bucht. *Ber.Inst.Merresk. Kiel*, **54**, 113pp
- Weigelt, M., Rumohr, H. (1986): Effects of wide-range oxygen depletion on benthic fauna and demersal fish in Kiel Bay 1981-1983. *Meresforsch.*, **31**, H2, 124-136
- Schlüter, M., Hansen, H.P. (1997) Zeitreihenanalyse zur Beschreibung der saisonalen Variabilität im Bodenwasser der Eckernförder Bucht (W.Ostsee). In: *Handbuch der Ökosystemforschung*, OKÖMED Verlag, 1997, 54-58

INTERCOMPARISON STUDY OF SAMPLING METHODS FOR THE DETERMINATION OF POLYCHLORINATED BIPHENYLS (PCB) IN SEAWATER

Detlef E. Schulz-Bull

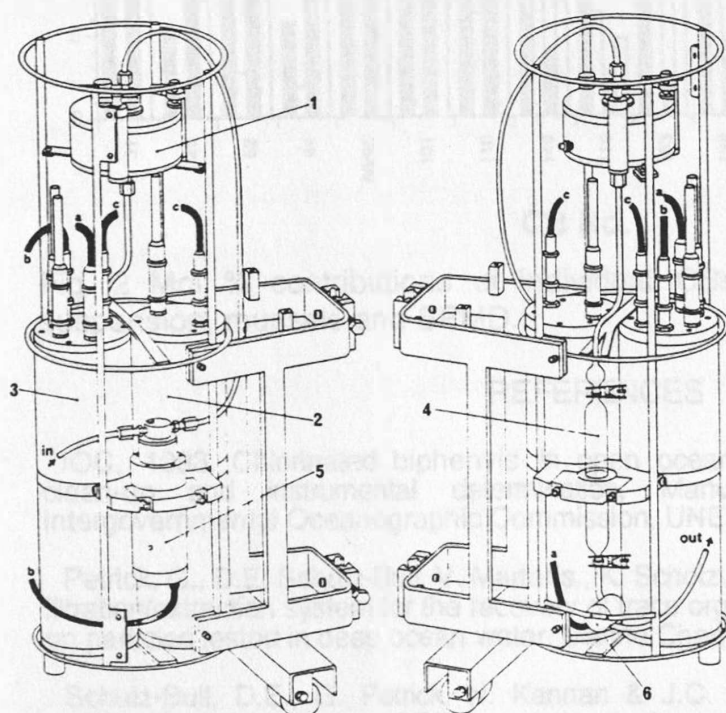
Institute for Marine Research at the University of Kiel

The determination of organic pollutants in seawater is a serious problem, as their concentrations in the water column are typical in the fg - ng/L range. Available methods therefore includes extensive sampling and laboratory work. The development of simple sampling techniques for organochlorines (e.g. passive sampling with semipermeable membrane device (SPMD), mussel watch) is required.

Three methods for the measurement of trace organochlorines in seawater were investigated 1) the filtration (GF/F) and extraction (XAD-2 resin) of seawater with an in-situ pumping system (KISP; Petrick et al., 1996), 2) biological-accumulation by mussels (*mytilus edulis*) and 3) passive sampling with SPMD.

The study was carried out over a period of 8 weeks in September 1997. The mussels and the SPMD were deployed side by side at 15 m depth in the Kiel Bay (Baltic Sea). Subsamples (triple) were taken every week, at the same time discrete samples with the KISP (Fig. 1) were collected.

The extractions of the material, the sample clean-up procedures and gas chromatographic measurements were carried out by standard methods for the determination of chlorobiphenyls (CB) in seawater (IOC, 1993).



KIEL *in-situ* Pump

1: filter holder, 2: standard power pack housing, 3: housing for electronic, 4: resin holder, 5: pump, 6: flow rate counter, a,b,c: cable connections

The KISP was the only system, that can separate the dissolved and particular forms. Concentration of Σ CBs (sum of 17 congeners) in solution varied between 2 - 8 pg/L and in suspension between 40 - 55 pg/L. This suggests that suspended organic matter was the dominant carrier for these relatively apolar substances. These concentrations are in the typical range for the Baltic Sea (Schulz-Bull et al., 1995).

The concentrations of Σ CBs in mussels were between 100 - 480 ng/g lipid material, with no obvious trend during the experiment. In comparison the SPMD was less variable at each sample date and show a strong increase (5.8 ng/g lipid after 7 days to 38.5 ng/g lipid after 60 days, corrected with blanks) during sampling period. The blank values of the SPMD were very low (about 1 -2 ng/g) and reproducible. At the end of the experiment the SPMD material and the container was strong covered with algae. This raises the issue that biofouling can affect the SPMD material and the SPMD kinetics.

CB compositions were similar in all sample types, but not identical (Fig. 2.) The strongest contributions in mussels originate from CB No. 138 and 153. The lower chlorinated CBs dominated in solution. The composition in SPMD was most similar to the particulate composition.

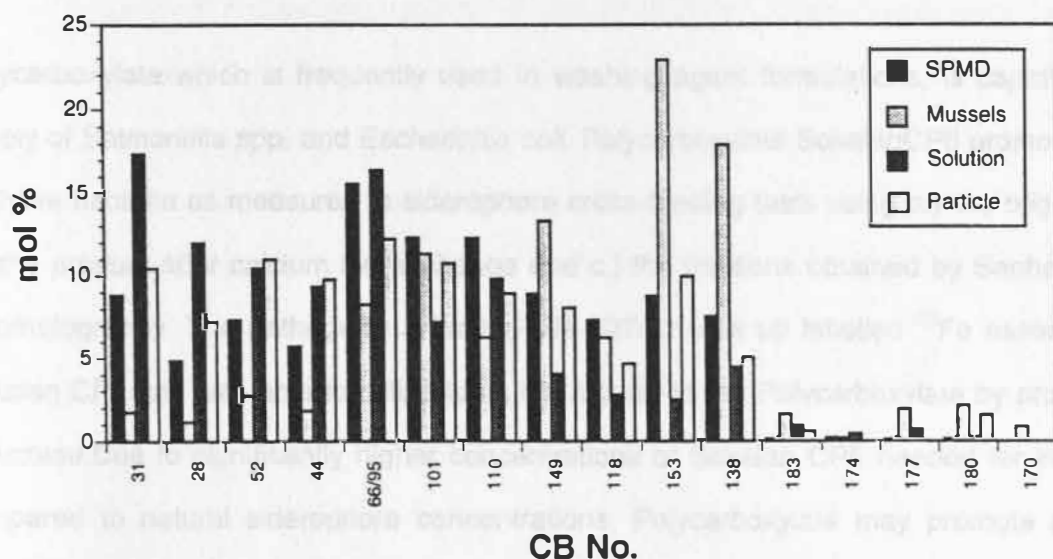


Fig. 2 Mol % contributions of individual CBs to their sum in solution, suspension, mussels and SPMD.

REFERENCES

IOC, 1993. Chlorinated biphenyls in open ocean waters: sampling, extraction, clean-up and instrumental determination, Manuals and Guides No. 27, Intergovernmental Oceanographic Commission, UNESCO, Paris, 36 pp.

Petrick, G., D.E. Schulz-Bull, V. Martens, K. Scholz & J.C. Duinker, 1996. An *in-situ* filtration/extraction system for the recovery of trace organics in sea water solution and on particles tested in deep ocean water. *Marine Chemistry*, 54, 97-105.

Schulz-Bull, D.E., G. Petrick, N. Kannan & J.C. Duinker, 1995. Distribution of individual chlorobiphenyls (PCB) in solution and suspension in the Baltic Sea. *Marine Chemistry*, 48, 245-270.

Salmonella sp. and *Escherichia coli* utilize iron bound to polycarboxylate by use of reductases

Ulrich Horstmann¹, Ulrich Meißner¹, Rolf Reissbrodt²

¹Institut für Meereskunde an der Universität Kiel, Germany

²Robert Koch-Institut Wernigerode, Germany

Polycarboxylate which is frequently used in washing agent formulations, is capable for iron supply of *Salmonella* spp. and *Escherichia coli*. Polycarboxylate SokalanCP5 promoted growth of these bacteria as measured in siderophore cross-feeding tests using a.) the original agent, b.) the product after calcium ion exchange and c.) the fractions obtained by Sephadex G100 chromatography. The pathogene *S. Stanleyville* 207/81 took up labelled ⁵⁵Fe associated with Sokalan CP5 and was able to utilize ferric iron bound to the Polycarboxylate by production of reductase. Due to significantly higher concentrations of Sokalan CP5 needed for iron supply, compared to natural siderophore concentrations, Polycarboxylate may promote pathogens only after accumulation .

Keywords: Polycarboxylate detergents-iron supply-*Salmonella* sp. - *Escherichia coli*-reductases

Address for correspondence: U.Horstmann, Institut für Meereskunde an der Universität Kiel, Düsternbrooker Weg 20, 24105 Kiel, Germany. Tel: (+49) 431 597 3950 ; Fax : (+49) 431 597 3994; Email: uhorstmann@ifm.uni-kiel.de.

of the Robert Koch Institute Wernigerode, Germany. The strains were freshly cultivated onto nutrient agar at 37°C overnight before use.

Growth promotion tests

Growth promotion tests were performed according to Reissbrodt & Rabsch 1988 in Vogel-Bonner medium for *Salmonella* sp. and in Tris-succinat-medium for *E. coli* AB 2847 (both media containing 100 µMol 2,2'-bipyridyl). Sokalan CP5 was tested in concentrations given in Table 2. The Sokalan CP5-solutions were placed into a well of the agar surface (Ø = 5 mm).

Separation of Sokalan CP5 on Sephadex 100 and growth promotion of the fractions on *S. Typhimurium* enb-7

200 mg Sokalan CP5 were separated on a Sephadex G100-column (Pharmacia, l = 800 mm, Ø = 26 mm) using bidist. water at room temperature. After elution of the void volume 18 fractions of 25 ml each were collected. Each fraction was concentrated to dryness by use of a vacuo-rotation-evaporator. The fractions were dissolved in 400 µl bidist. water and 30 µl (containing ca. 800 µg each in the case of equal distribution of the applied amount of 200 mg Sokalan CP5) placed in a well of 5 mm in diameter onto the siderophore-indicator plate. Incubation took place at 37 °C for 18 h. The growth zones around the loaded wells were determined as a measure of growth promotion.

Production of reductase-fractions

S. Stanleyville 207/81 was cultivated in Tryptic Soy Broth (BBL) at 37 °C (shaking). After 4 hours 2,2'-bipyridyl (final concentration 200 µMol) were added and after further 17 hours of shaking at 37 °C the culture was centrifuged (20 min at 5000 rpm). This culture-supernatant was tested for reductases (see below). The pellet was resuspended into standard buffer consisting of Tris/HCl buffer 60 mM, KCl 30 mM, NH₄Cl 30 mM, MgCl₂ 10 mM and β-mercaptoethanol 6 mM, pH 7,8, according to Fischer et al.1990, and ultrasonicated (10 min, 250 W). The centrifugated supernatant contains the cell bound total reductases. It was ultracentrifuged (90 min at 20 000 xg) and resuspended in 500 µl of standard buffer.

The culture-supernatant, the fraction of total reductases and the ultracentrifugation pellet were estimated for their protein content by use of the folin reaction according to Lowry et al. 1951. All of the reductase fractions were checked in their effectivity to reduce ferric iron in the presence of Sokalan CP5.

Determination of ferrous iron released by the reductases

The released ferrous iron was determined by use of the ferrozine method according to Fischer et al. 1990. The reaction mixture consists of ferrozine (2,5 mM), nicotinamide adenine dinucleotide (NADH, 0.5 mM) and flavine mononucleotide (FMN, 0.025 mM). 1.0 ml of reductases was mixed with 100 μ l of the ferrozine reaction mixture and 10 μ l Sokalan CP5/ FeCl_3 -solution [12 ml Sokalan CP5 (25 %) and 0.25 mMol FeCl_3]. The optical density OD_{550} was determined by use of a Microplate Reader MR 7000 (Dynatech Laboratories, Chantilly, VA, USA) up to 60 min at room temperature.

The same measurement was performed using 0.25 mM FeCl_3 (without Sokalan CP5) and with the siderophores enterobactin and ferrioxamine B, respectively. Enterobactin was prepared according to Langman et al 1972. Ferrioxamine B was purchased from Novartis Pharma Ltd., formerly Ciba Geigy, Basel, Switzerland, as Desferal[®] and supplemented with stoichiometric amounts of Fe^{3+} .

Estimation of Sokalan CP5 mediated ^{55}Fe uptake into *S. Stanleyville* 207/81

Stanleyville 207/81 was cultivated in Tryptic Soy Broth to the late exponential phase, centrifugated and resuspended in 10 ml standard buffer containing 200 μ Mol 2,2'-bipyridyl. 500 μ l Sokalan CP5 (25 %)/ $^{55}\text{FeCl}_3$ were added (final concentration 75 μ Ci ^{55}Fe /10 ml). Aliquots were filtered through 0.45 μ m membranes (Sartorius, Göttingen, Germany). The radioactivity of these aliquots was measured in a szintilation counter (Packard TRI-Carb 2100 TR) up to 60 min. The Iron uptake experiment was performed twice, one of which was a preexperiment which showed identical trends.

Results

The iron content of Sokalan CP5 as measured by the "Totally Reflecting X-ray Fluorescence Spectrometer (TRFA)" is presented in Table 1. The exchange between iron and calcium also determined by this method is shown in Table 1.

Sokalan CP5 promoted growth of *S. Typhimurium* enb-7, *S. Stanleyville* 207/81 and *E. coli* AB2847. *E. coli* AB 2847 responded on 200 µg/disc Sokalan CP5. The growth of both *Salmonella* indicator strains were promoted with higher amounts only (700 µg/disc; Tab. 2). Iron supply of *Salmonella* spp. and of *E. coli* AB 2847 by Sokalan CP5 could be shown by comparison with Sokalan CP5 treated with Ca^{2+} (sample D, Table 1 and 2). Amounts of 1 mg of Sokalan CP5 and higher concentrations initially inhibited growth of *E. coli* AB 2847 as indicated by an inhibition zone around the loaded well. However, a growth zone developed in a distance of ca. 10 mm apart from the inhibition zone. Growth promotion is listed in Table 2.

All of the Sephadex G100-fractions promoted growth of the siderophore-indicator strain *S. Typhimurium* enb-7. The diameters of growth zones were significantly larger than measured with the untreated product (Fig. 1). The first fractions characterized by high molecular weights, showed larger growth zones than seen for the later, lower molecular fractions. Not any growth promotion was seen testing the sample of the void volume.

The isolated reductase fractions of *S. Stanleyville* 207/81 were able to reduce ferric iron bound to Sokalan CP5 and form ferrous iron in the same manner as shown for the siderophores enterobactin and ferrioxamine B (Fig. 2A and 2B). FeCl_3 applied without any siderophore or polycarboxylate structure could not or insignificantly only be reduced (Fig. 1A). The sediment after ultracentrifugation containing the outer membrane fractions represented the most active reductases (Tab. 3). ^{55}Fe bound to Sokalan CP5 is not taken up according to the reaction kinetics of ferric siderophores. A significant uptake could be recorded only after 45 min. obtained get significantly. The highest values could be obtained after 60 min (Fig. 3).

Discussion

The polycarboxylate Sokalan CP5 promotes the iron supply for *Salmonella* sp. and for *E. coli* in iron limited nutrient media. The molecular weight of Sokalan CP5 (approx. 70.000 Da) excludes any transport of iron by passive diffusion (limit 600 Da). The content of unbound iron (difference between untreated Sokalan CP5 and electrophoretically separated) in Sokalan CP5 (Tab.1) is too low for any iron supply at $\text{pH} > 7$ ($\text{Lp Fe(OH)}_n \sim 10^{-38}$). A simple exchange mechanism between bound iron and Ca^{2+} or Mg^{2+} as possibly occurring in the Vogel-Bonner medium could be excluded. Ca^{2+} -saturated Sokalan CP5 fed to *S. Typhimurium* enb-7 and *E. coli* AB 2847 in iron limited media showed similar results as unsaturated PCA. Furthermore, iron exchange by complexation with an endogenous siderophore is not possible because the siderophore indicator strains used are blocked in enterobactin and aerobactin biosynthesis.

The activity of all Sephadex G100 fractions measured in growth promotion tests point to analogous mechanisms covering all fractions of the whole compound. The larger growth zones of higher molecular fractions of Sokalan CP 5 can not be explained by a special promoting growth factor. However, the diameter of growth zones of the high molecular fractions was significantly larger than seen for the primary product (Fig. 1). Possibly, any inhibiting impurities, separated by the chromatography, may have been removed.

Reduction of bound ferric iron and uptake of ferrous iron is a widely distributed mechanism for iron supply (e.g., Fischer et al. 1990; Arcenaux & Byers 1980; Ernst & Winkelmann 1977; Brown & Ratledge 1975; Gaines et al. 1981). Ferric iron will be reduced by reductases located extracellularly or bound to the outer membrane and the ferrous iron could be transported independently from any outer membrane receptors or from the TonB-protein. The uptake of ferrous iron depends on the cytoplasmatic protein FeoB in *E. coli* and a similar protein in *S. Typhimurium* (Hantke 1987, Tsolis et al 1996). The PCA Sokalan CP5 - bound ferric iron could be reduced by use of reductase fractions of *S. Stanleyville* 207/81. Since ferric iron without Sokalan CP5 is not or only weakly reduced only (Fig. 2A). The contact of the reductases with the ferric-Sokalan CP5 structure should mediate this reduction step. Fischer et al. 1990 detected the ferrisiderophore reductase associated with the ultracentrifugation

sediment and also as a soluble enzyme. The highest activity in reduction of Sokalan CP5 - bound ferric iron was seen in the sediment harvested by ultracentrifugation. However, also the soluble fractions (Table 3) contain such reductases. Ferric reductase activity was found as soluble enzymes to be predominantly located in the membrane of iron-(III)-reducing bacteria. In the case of *Shewanella putrefaciens* 54-56 % of this activity was localised in the outer membrane (Myers & Myers 1993), about 80 % of the iron (III) reductase activity was presented in the outer membrane of *Geobacter sulfurreducens* (Gaspard et al. 1998). Fischer et al. 1990 detected the ferrisiderophore reductase in *E. coli* associated with the ultracentrifugation sediment and also as a soluble enzyme.

Ferric reductases possess generally a broad substrate spectrum and are mostly non-specific. Apparently most ferric reductases are flavin reductases, a family of enzymes poorly characterised up to now (Fontecave et al. 1994).

Independent upon the question whether Fe^{3+} is taken up and reduced in the periplasm or outer membrane or whether electrons were transferred to ferric-Sokalan CP5 the reduction step seems to be the requirements for iron supply of *Salmonella* sp. and *E. coli* by this polycarboxylate.

Fe uptake into *Salmonella* sp. or *E. coli* is normally a fast reaction (first order) and takes some minutes only (Winkelmann 1990). Obviously, Sokalan CP5 bound $^{55}\text{Fe}^{3+}$ can not be earlier taken up immediately in sufficient amounts, before reduction to ferrous iron ($^{55}\text{Fe}^{2+}$) took place. Therefore, the lag time of $^{55}\text{Fe}^{2+}$ uptake in the cells was considerably long.

Iron supply of pathogenic bacteria by the polycarboxylate detergent Sokalan CP5 is possible. This may be of importance at higher PCA concentrations, e.g. in the case of PCA contamination in the presence of pathogen inoculum or of enrichment in the environment. Contrarily, it is well known that the pathogens occurring in sewage are outcompeted by the naturally occurring bacteria.

Acknowledgement

The skilful technical assistance of Ute Strutz (Wernigerode) and Uwe Rabsch (Kiel) is greatly appreciated. Parts of the study were financed by the German Federal Ministry of Science and Technology (Ökosystemforschung in der Kieler Bucht) KB 03F0166A

- Hoffman F. 1958 Iron as a growth-limiting nutrient for the bacterium *Escherichia coli*. *J. Bacteriol.* 16: 1445-1448
- Howe KA, Raines C. 1975 Iron donation by *Syzygium* *ambigua* ferrioxalate reductase (FERR) ferrioxalate reductase, the enzyme releasing iron from its donor FERR. *Let 43* 263-266
- Lehman G.F. 1967 Ferrioxalate reductase in *Escherichia coli*. In: Winkler G. van der Meer J, Noller U, eds. *Iron Transport in Microbes, Plants and Animals*. VCH-Verlagsgesellschaft mbH Weinheim, Germany. 27-34.
- Lehman G.F., Winkler G. 1977 Enzymatic release of iron from sideroxalates in *Escherichia coli*. *FEBS Letters* 90: 27-31.
- Madwar S, Strohmer S, Hoff G, Pfend Y. 1993 Soluble and membrane-bound ferrioxalate reductases of *Escherichia coli*. *J. Mol. Microbiol.* 15: 325-338.
- Montoya M, Coyne J, Riems H. 1984 Ferrioxalate reductase of *Escherichia coli*. *BioMetals* 7: 3-8.
- Neubauer CG, Lodge JS, Alexander ML, Oyers BT. 1981 Ferrioxalate reductase activity associated with an iron-sulfur biogeochemical enzyme complex in *Sacillus aureus*. *J. Bacteriol.* 153: 627-633.
- Reisberg S, Marquez F, Hoffinger C. 1986 Localization and solubilization of the ferrioxalate reductase of *Geobacter sulfurreducens*. *Appl. Environ. Microbiol.* 54: 3160-3164.
- Reisberg F, Meyer J-M. 1986 Ferrioxalate reductase activity in *Pseudomonas fluorescens*. *Arch. Microbiol.* 147: 15-24.
- Reisberg F, Follmer H. 1987 Ferrioxalate reductase in *Escherichia coli*. *J. Mol. Microbiol.* 15: 23-27.

References

1. Arcenaux JEL, Byers BR. 1980 Ferrisiderophore reductase activity in *Bacillus megaterium*. *J Bacteriol* **141**, 715-721.
2. Bäumlér AJ, Norris TL, Lasco T, Voigt W, Reissbrodt R, Rabsch W, Heffron F. 1998 *IroN* a novel outer membrane siderophore receptor characteristic of *Salmonella enterica*. *J Bacteriol* **180**, 1446-1455.
3. Brown KA, Ratledge C. 1975 Iron transport in *Mycobacterium smegmatis*: ferrimycobactin reductase [NAD(P)H: ferrimycobactin oxidoreductase], the enzyme releasing iron from its carrier. *FEBS Lett* **53**, 262-266.
4. Earhart CF. 1987 Ferrienterobactin transport in *Escherichia coli*. In: Winkelmann G, van der Helm D, Neilands JB, eds. *Iron Transport in Microbes, Plants and Animals*. VCH Verlagsgesellschaft mbH Weinheim, Bergstr., 67-84.
5. Ernst JF, Winkelmann G. 1977 Enzymatic release of iron from sideramines in fungi. NADH:sideramine oxidoreductase in *Neurospora crassa*. *Biochim Biophys Acta* **500**, 27-41.
6. Fischer E, Strehlow B, Hartz D, Braun V. 1990 Soluble and membrane-bound ferrisiderophore reductases of *Escherichia coli* K-12. *Arch Microbiol* **153**, 329-336.
7. Fontecave M, Covés J, Pierre J-L. 1994 Ferric reductases or flavin reductases? *BioMetals* **7**, 3-8.
8. Gaines CG, Lodge JS, Arcenaux JEL, Byers BR. 1981 Ferrisiderophore reductase activity associated with an aromatic biosynthetic enzyme complex in *Bacillus subtilis*. *J Bacteriol* **148**, 527-533.
9. Gaspard S, Vazquez F, Hollinger C. 1998 Localization and solubilization of the iron(III) reductase of *Geobacter sulfurreducens*. *Appl. Environm. Microbiol.* **64**, 3188-3194.
10. Hallé F, Meyer J-M. 1989 Ferripyoverdine-reductase activity in *Pseudomonas fluorescens*. *Biol. Met.* **2**, 18-24.
11. Hantke, K. Ferrous iron transport mutants in *Escherichia coli* K12. 1987 FEMS Microbiol. Lett. **44**, 53-57.

12. Horstmann U, Gelpke N. 1991 Algae stimulation by chelatisation. risks associated with complexants in P-free washing agents . *Revue Internationale d'Océanographie, Medicale*, **100**, 60-264.
13. Kingsley R, Rabsch W, Roberts M, Reissbrodt R, Williams PH. 1996 TonB-dependent iron supply in *Salmonella* by α -ketoacids and α -hydroxyacids. *FEMS Microbiol Lett* **140**, 65-70.
14. Knoth J, Schwenke H. 1980 A new totally reflecting X-ray fluorescence spectrometer with detection limits below 10^{-11} g. *Fresenius Z Anal Chem* **301**, 7-9.
15. Langman L, Young IG, Frost GE, Rosenberg H, Gibson F. 1972 Enterochelin system of iron transport in *Escherichia coli*: mutations affectin ferric-enterochelin esterase. *J Bacteriol* **112**, 1142-1149.
16. Lowry OH, Rosebrough WJ, Farr AL, Randall RJ. 1951 Protein measurement with the folin phenol reagent. *J Biol Chem* **193**, 265-275.
17. Myers CR, Myers JM. 1993 Ferric reductase is associated with the membrane of anaerobically growth *Shewanella putrefaciens* MR-1. *FEMS Microbio. Lett.* **108**, 15-22.
18. Reissbrodt R, Rabsch W. 1988 Further differentiation of Enterobacteriaceae by means of siderophore-pattern-analysis. *Zbl Bakteriol Mikrobiol Hyg A* **268**, 306-317.
19. Reissbrodt R, Kingsley R, Rabsch W, Beer W, Roberts M, Williams PH. 1997 Iron-regulated excretion of α -ketoacids by *Salmonella typhimurium* . *J. Bacteriol.* **179**, 4538-4544.
20. Technicals Information of the BASF company TI/P 2899d:® Sokalan CP5; Sokalan CP5 Pulver. BASF, Ludwigshafen, 1984.
21. Tsolis RM , Bäumler AJ, Heffron F, Stojiljkovic, I. 1996 Contribution of TonB and Feo mediated iron uptake to growrg of *Salminella Typhimurium* in the mouse. *Infect. Immun.* **64**, 549-4556.
22. Winkelmann G. 1990 Specificity of iron transport in bacteria and fungi. In: Winkelmann G. ed. *CRC Handbook of Microbial Iron Chelates*. CRC Press Boca Raton Ann Arbor Boston London, 65-105.

Table 1: Iron content of Sokalan CP5

sample	Fe [ppm]
A Sokalan CP5, untreated	6,0
B Sokalan CP5 after electrophoresis	5,9
C B with added FeCl ₃ (0.1 m)	15,9
D B with added FeCl ₃ and CaCl ₂ (0.05 m each)	0,7

Tab. 3: Detection of Sokalan CP5/Fe²⁺-reductase activity in culture fractions of *S. stanleyville* 207

Fraction	no protein used as fermenting test	Δ OD ₆₀₀	reduced Fe ²⁺ (ml/3 mg protein)
culture supernatant	100	0,3	15,0
0.5 mg/ml extract (total reduction)	500	0,4	2,0
100 mg/ml extract (total reduction)	50	0,2	200

Tab. 2: Growth promotion tests of Sokalan CP5 untreated and treated with CaCl₂ on Salmonella sp. and *E. coli* AB 2847

mg of Sokalan CP5	Growth zone [mm]		
	<i>S. Typhimurium</i> enb-7	<i>S. Stanleyville</i> 207/81	<i>E. coli</i> AB 2847
1.9	13	11	23
1.4	11	10	21
0.9	8	10	18
0.7	+	+	17
0.4	-	+	16
0.2	-	-	11
1.4 treated with 1.5 to 15 % of CaCl ₂	11	10	19
control ferrioxamine E	28 ferrioxamine E	26 ferrioxamine E	25 ferrichrome

Tab. 3: Detection of Sokalan CP5/Fe³⁺-reductase activity in culture fractions of *S. stanleyville* 207

fraction	µg protein used in ferrozine test	Δ OD ₅₅₀	reduced Fe ²⁺ (nMol/mg protein)
culture-supernatant	160	0,3	15.6
ultrasonic extract (means total reductases)	500	0.3	3.0
ultracentrifugation-pellet (OMP-fraction), resuspended	5.0	0.2	300

Fig. 1: Cross-feeding tests using fractions of a separation of Sokalan CP5 at sephadex G100 on *S. Typhimurium* emb-7

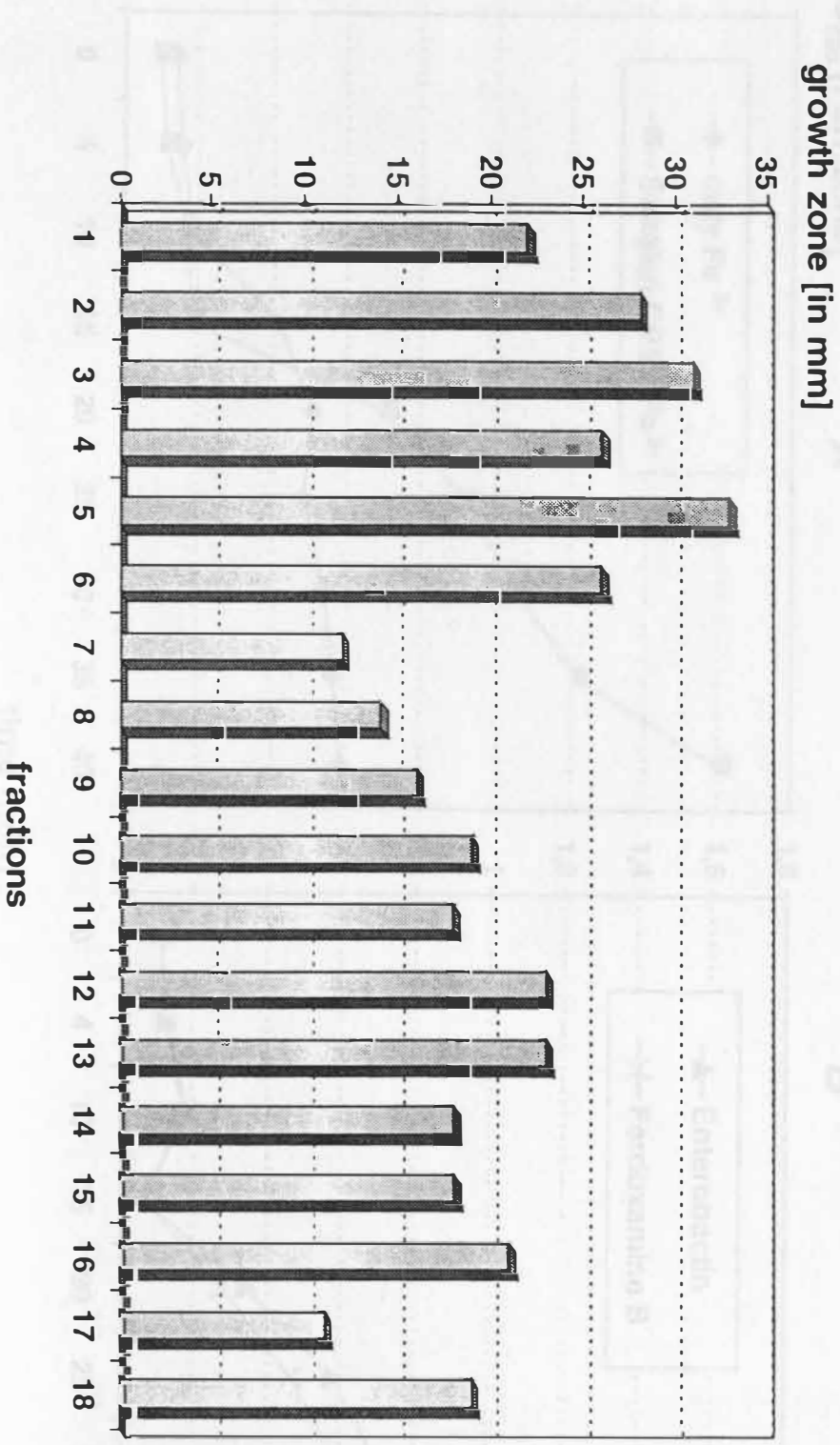


Fig. 2: Reductases mediated release of ferrous iron from ferrisiderophores and Sokalan CP5/ Fe^{3+} . Detection by use of the ferrozine method according to Fischer et al. 1990

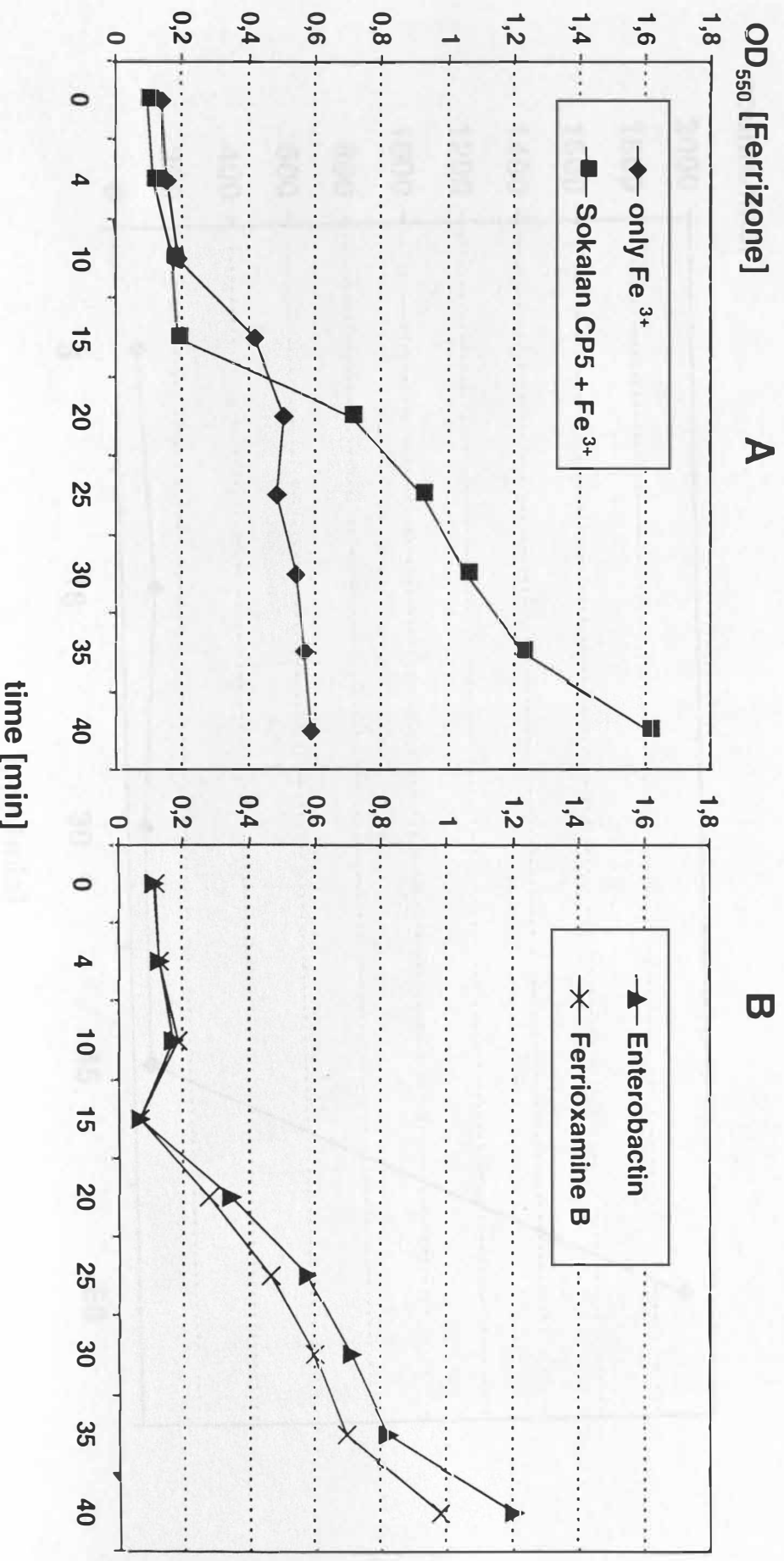
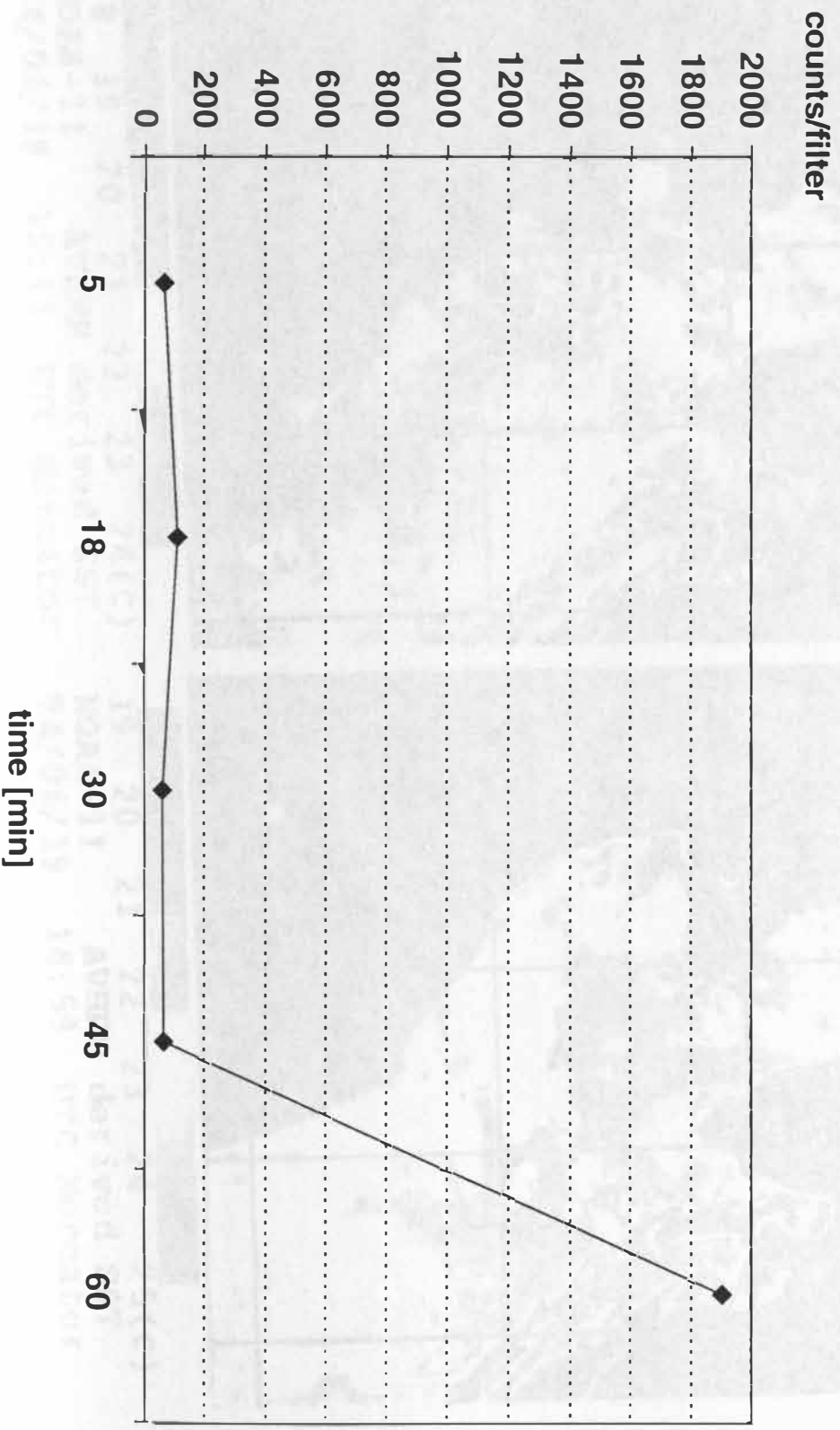
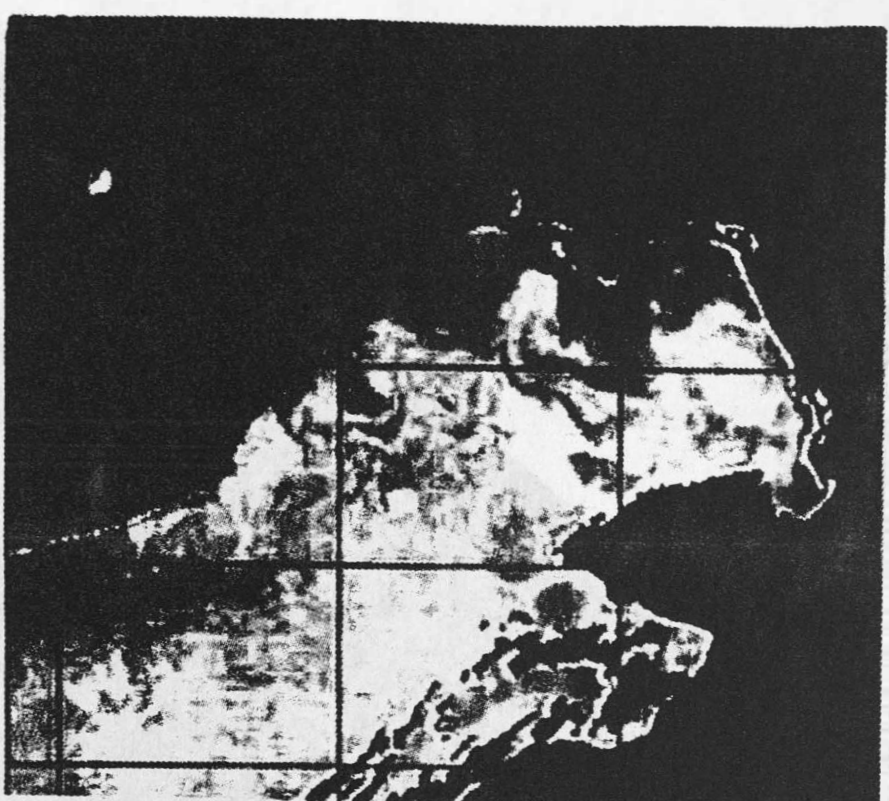


Fig. 3: ^{55}Fe -uptake into *S. Stanleyville* 207/89 mediated by Sokalan CP5



Formation of anticyclonic in the Northern Adriatic Sea



18 19 20 21 22 23 24(C)
NOAA-11 AVHRR derived SST
94/06/18 15:11 UTC Mercator



19 20 21 22 23 24 25(C)
NOAA-11 AVHRR derived SST
94/06/19 14:59 UTC Mercator

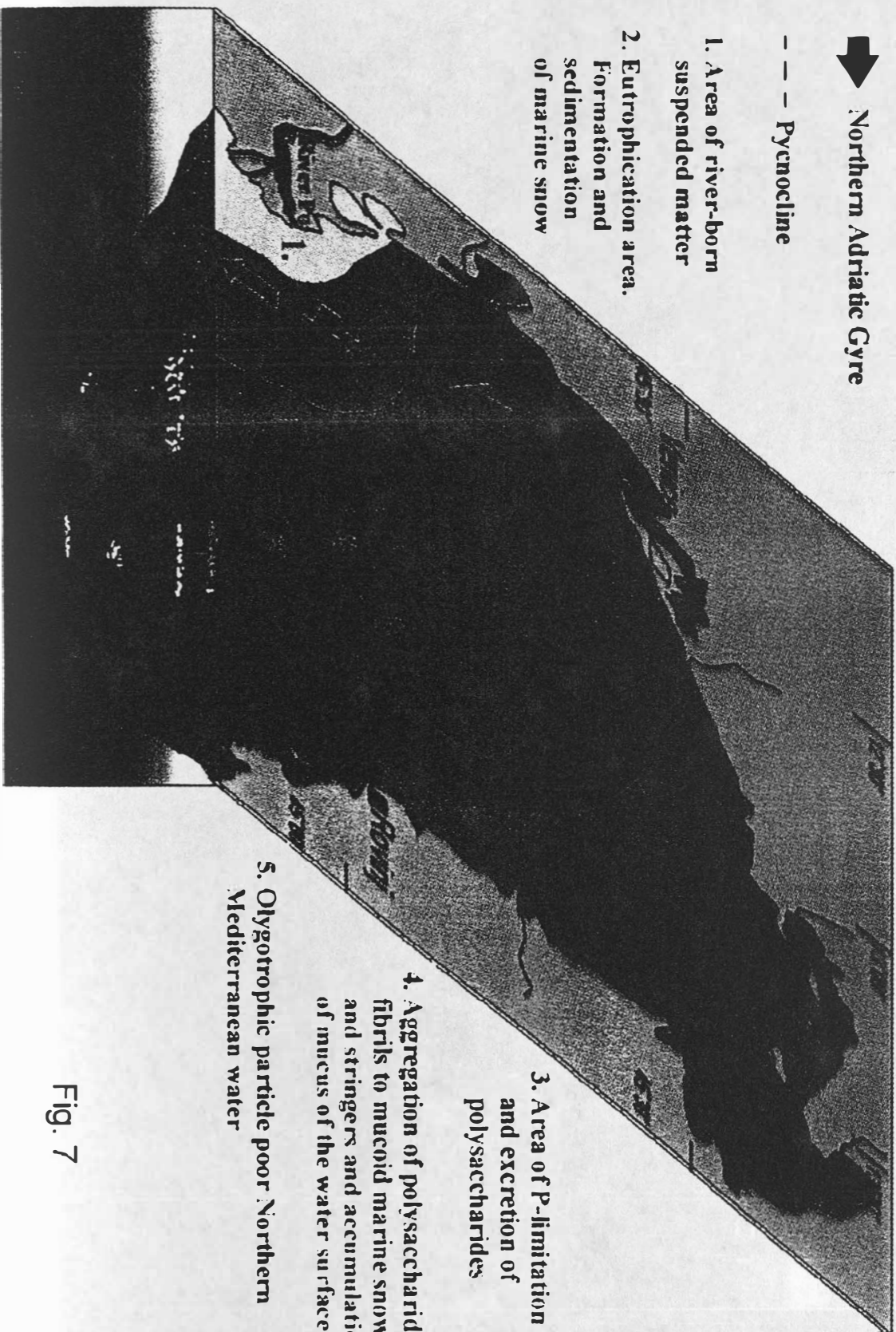
Fig 1

Formation of mucilage in the Northern Adriatic Sea and its possible recognition by satellite remote sensing

➔ Northern Adriatic Gyre

--- Pycnocline

- 1. Area of river-born suspended matter
- 2. Eutrophication area. Formation and sedimentation of marine snow



- 3. Area of P-limitation and excretion of polysaccharides
- 4. Aggregation of polysaccharide fibrils to mucoid marine snow and stringers and accumulation of mucus of the water surface
- 5. Oligotrophic particle poor Northern Mediterranean water

Fig. 7

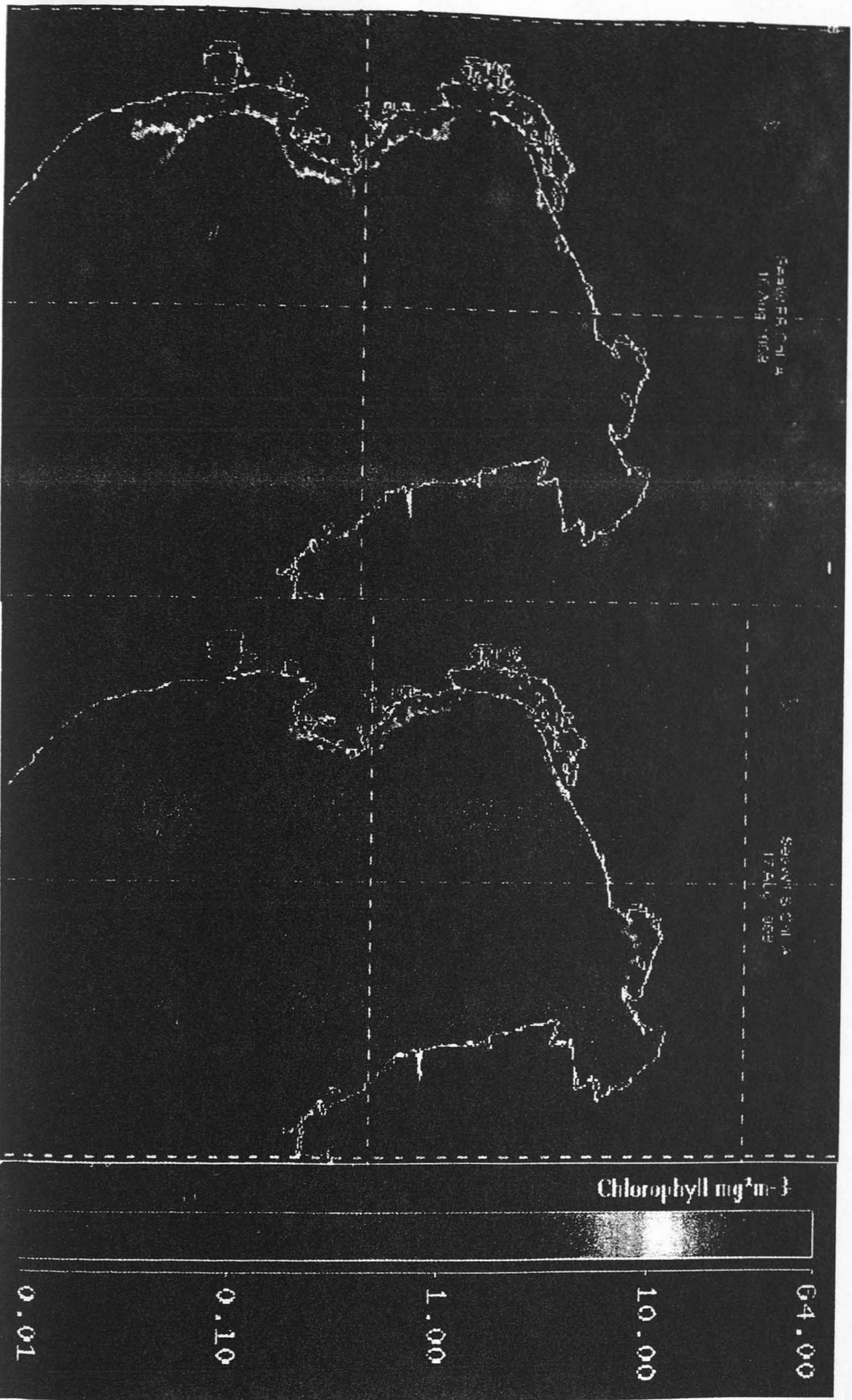


Fig. 8