

Greifswalder Bodden und Oderästuar – Austauschprozesse (GOAP)

Abschlußbericht 1997

Biomassemodellierung und Wassertransport am Beispiel des Greifswalder Boddens

– Teilprojekt 1 –

Hubert, M.-L.¹, Kob, A.², Eschholz, P.³, Vietinghoff, U.†

Förder Nr. 03F 0095C

¹ Universität Rostock, FB Biologie, Abt. Biophysik, Wismarsche Str. 8, 18051 Rostock

² Universität Rostock, FB Informatik, A.-Einstein-Str. 21, 18051 Rostock

³ Universität Rostock, FB Informatik, A.-Einstein-Str. 21, 18051 Rostock

Inhalt:

Biomassemodellierung und Wassertransport am Beispiel des Greifswalder Boddens	1
1. Ausgangspunkt der Modellierung	3
1.1 Biologisch-ökologisches Modell	3
1.2 Einbeziehung der Hydrodynamik	5
1.3 Realisierung des Modells	8
2. Die Datenbasis	9
2.1 Automatische Sonden für kontinuierliche Messungen von Gewässerparametern ..	9
2.2 Ökologische Zeitreihen	11
2.3 Anfangswerte	12
2.4 Hydrodynamische Zeitreihen	13
3. Ergebnisse der Modellierung und Diskussion.....	13
3.1 Modell und Meßwerte im Pelagial	13
3.2 Vergleich der Modellierungsergebnisse mit und ohne Kopplung an die Hydrodynamik	16
3.3 Benthos und vertikaler Austausch	16
3.4 Stickstoffumsatz im Modell 1994	18
3.5 Modellierungsergebnisse 1995	19
4. Schlußfolgerungen	20
4.1 Bilanzen des Transportes im Modell	20
4.2 Umsatzraten im Modell	21
Danksagung	23
Literatur	23
Zusammenfassung	26

Biomassemodellierung und Wassertransport am Beispiel des Greifswalder Boddens

Von Maria-Luise Hubert, Axel Kob , Peter Eschholz und Ulrich Vietinghoff †

1. Ausgangspunkt der Modellierung

Im Anschluß an die hydrodynamische Modellierung ist es die Aufgabe des TP Vietinghoff, im Rahmen des GOAP-Projektes mittels eines komplexen ökologisch-mathematischen Modells die Dynamik der Stoffumsätze im Greifswalder Bodden zu berechnen. Unter Einbeziehung des Wasseraustausches mit den angrenzenden Gewässern Strelasund, Peenestrom und Ostsee der Oderbucht und der Wasserbewegung innerhalb des Greifswalder Boddens kann das Modell zum erweiterten Verständnis der Funktion der Boddengewässer beitragen.

Grundlage ökologischer Modelle sind Daten, die für eine effektive Modellierung nicht nur sporadisch gemessen werden dürfen. Um eine umfangreiche Datenbasis zu schaffen, die auch Meßwerte liefert, die den zufälligen Massenentwicklungen vorhergehen, wurde von Vietinghoff (VIETINGHOFF et al. 1995a) die automatische Meßwerterfassung (ODAS-Stationen) ins Leben gerufen.

1.1 Biologisch-ökologisches Modell

Das mathematische Modell, das vertikal zwischen Pelagial und Benthos unterscheidet, wurde von VIETINGHOFF (1982, 1984) auf dem Analogrechner erstellt, von WIEDEMANN (1985) auf den Digitalrechner übertragen und ursprünglich auf den Barther Bodden der Darß-Zingster Boddenkette angewandt. Dort wie auch im Greifswalder Bodden gibt es keine dauerhafte thermische oder salzgehaltsbedingte Schichtung, so daß eine Anwendung des Modells auf den Greifswalder Bodden sinnvoll ist.

Die große räumliche Variabilität der Meßdaten ([Abb. 4 - 9](#)) läßt eine horizontale Kompartimentierung des modellierten Gewässers vorteilhaft erscheinen. Aus [Abbildung 45](#) ist die Einteilung des Greifswalder Boddens in 4 Kompartimente ersichtlich. [Abbildung 1](#) gibt einen Überblick über die Zustände in einem räumlichen Kompartiment und ihre interne Verknüpfung, die in 26 Differentialgleichungen definiert sind.

Das ökologische Modell berechnet die produktionsbestimmenden Planktongruppen Frühjahrs-Kieselalgen (Bacillariophyceae), Grünalgen (Chlorophyceae) und Blaualgen (Cyanobacteria) als Produzenten, Copepoden der Gattungen Eurytemora und Acartia als Konsumenten, pelagische und benthische Mikroorganismen sowie die benthischen Ciliaten als Destruenten. Hinzu kommen die abiotischen Variablen Detritus-Anteil des Seston sowie gelöste anorganische und organische Stickstoffverbindungen als Summenvariable.

Für den relativ kleinen, vertikal gut durchmischten Greifswalder Bodden enthält das ökologische Modell nur eine pelagische Schicht und den benthischen Bereich. Um eine vollständige Verknüpfung zwischen pelagischen und benthischen Zustandsgrößen im Modell zu erreichen, wurden erstmals auch für das Modell im Greifswalder Bodden neben „frischem benthischem Detritus“ die Zustandsgrößen „schwer abbaubarer benthischer Detritus“, „gelöste anorgani-

sche Stickstoffverbindungen im Porenwasser“ und „gelöste organische Stickstoffverbindungen im Porenwasser“ der obersten 5 cm Sedimentschicht eingeführt.

Die verwendeten Modellgleichungen gehören – wie in ökologischen und biologischen Modellen üblich – zu den logistischen Gleichungen der Form

$$dy_i/dt = k_{1,i} * f_{1,i}(t, T, y_j \dots) * y_i - \sum k_{m,i} * f_{m,i}(t, T, y_j \dots) * y_j^2$$

Das bedeutet, daß neben einem positiven, linear mit der jeweiligen Biomasse verknüpften Term (u.U. reduziert um linear verknüpfte Verlustterme) ein oder mehrere mit dem Quadrat der Biomasse verknüpfte Verlustterme den Kurvenverlauf bestimmen. Sind die Funktionen $f(t, \dots)$ konstant, erreicht das Modell nach angemessener Laufzeit einen Maximalwert, der nur durch Änderung der k_j verändert werden kann. In $f(t, \dots)$ gehen, je nach modellierter Zustandsgröße, Abhängigkeiten von der Temperatur T , der Lichtwirkung, der Jahreszeit t , der externen und internen Nährstoffversorgung, dem Salzgehalt und von den anderen Zustandsgrößen y_j im System ein.

Die Zustandsgrößen Stickstoffgehalte und Detritus im Pelagial und Benthos dagegen sind Speichergrößen, die durch Zustrom, biologische Aktivität und Autolyse gefüllt oder aufgezehrt werden. Sie sind definiert durch die allgemeine Gleichung

$$dy_i/dt = \sum k_{1,i} * f(t, T, y_j \dots) - \sum k_{m,j} * f_{m,j}(t, T, y_j \dots) * y_i$$

Durch die bereits erwähnte Einführung der Zustände „Stickstoffverbindungen im Porenwasser des Benthos“ kann auch die Denitrifikationsrate geschätzt werden.

Neu ist im vorliegenden Modell die Formel für die Berechnung der Sichttiefe aus dem Seston-Gehalt und dem Chlorophyll-a-Gehalt. Diese Formel wird benötigt zur Berechnung der Selbstbeschattung des Phytoplanktons. Außerdem liefert sie eine wertvolle Größe für den Vergleich des Modells mit gemessenen Sichttiefen. Aus den freundlicherweise vom Landesamt für Umwelt und Natur Stralsund (LAUN) zur Verfügung gestellten Meßwerten für Seston, Chlorophyll a und Sichttiefe wurde eine Regression abgeleitet, deren Formel lautet:

$$\text{Sichttiefe} = 0,972 - 0,0082 * (\text{Seston} + 1,0) + 6,412 / (\text{Chlorophyll a} + 1,0)$$

Sie ist berechnet aus allen Meßwertupeln der Jahre 1992 – 1995 der Stationen Stralsund, Ariadne, Greifswald, der Peenestrom-Stationen „südl. Peenemünde“ und „Anklam Hafen“ sowie der Station „östl. Greifswalder Oie“, soweit vollständige Meßwertsätze vorliegen. Durch die Aufnahme dieses heterogenen Bereiches beschreibt die Gleichung die aktuelle Sichttiefe und Selbstbeschattung wesentlich zuverlässiger als die bisher verwendete, auch für geringe Konzentrationen der genannten Substanzen.

Alle biologischen Zustände im Pelagial und Benthos und der Detritus im Pelagial sind im Modell in kJ/m^3 definiert. Parallel zu den hierfür benötigten Gleichungen werden die zugehörigen Stickstoffgehalte in mmol N/m^3 berechnet. Dies ist eine Neuerung gegenüber der früheren Vorgehensweise, die bedingt ist durch die Nutzung der Software OpenSESAME und die Anpassung an die Strategie der ERSEM-Modellierung.

Im Benthos hat nur der Detritus die Einheit kJ/m^2 , dementsprechend der im Detritus gebundene Stickstoff mmol N/m^2 . Die Stickstoffkonzentrationen im Pelagial und im Porenwasser

des Benthos werden in mmol N/m^3 berechnet, der Energiegehalt der organischen N-Verbindungen in kJ/m^3 .

Die nunmehr 26 Zustandsgrößen werden für den Bereich des Greifswalder Boddens in jedem Kompartiment und damit insgesamt viermal berechnet. Innerhalb der Kompartimente wird im Modell vollständige Durchmischung vorausgesetzt. Je nach Lage der Kompartimente ([Abb. 45](#)) ist ein Zustrom von außen zu berücksichtigen, der die Konzentration ändert, bzw. ein Ausstrom aus dem Greifswalder Bodden, der keine Konzentrationsänderung bewirkt.

1.2 Einbeziehung der Hydrodynamik

1.2.1 Der advective horizontale Austausch

Vom ERSEM-Modell wurde mit der Nutzung der Modellierungssoftware OpenSESAME zunächst die Berechnung des Wasseraustausches und der damit verknüpften Konzentrationsänderungen übernommen. Im Modell ist der Wasseraustausch relativ hoch im Verhältnis zum Boxvolumen. So führten die im ERSEM-Modell (LENHART et al. 1995) verwendeten Formulierungen für den advektiven Transport über die Boxgrenze wiederholt zu Systemabstürzen. Bei Einstrom von Wasser mit sehr niedriger Konzentration einer bestimmten Zustandsgröße, bei gleichzeitig intern geringer Konzentration dieses Zustandes und starkem Wasseraustritt müssen sich Artefakte, nämlich negative Biomassen ergeben.

SNAPE et al. (1995, S. 35 ff.) definieren zur Berechnung der Konzentration in durchflossenen Seen für sauberes Wasser einen negativen Zustrom, für verschmutztes immer einen positiven Zustrom – auch, wenn u.U. die Konzentration außen und innen gleich ist. Das müßte jedoch zu einer Zunahme der Substanzmenge im Modell führen.

Es folgt daher hier die Ableitung der Definition, die die Konzentrationsänderung einer Zustandsgröße wie folgt berechnet.

Das Gesamtvolumen des Greifswalder Boddens ist zwar als konstant anzusehen, mit kurzzeitigen Wasserstandsschwankungen ist jedoch zu rechnen. In den modellierten hydrodynamischen Daten (siehe TP BUCKMANN: Vergleich der modellierten und gemessenen Pegelstände) ändern sich die Wasserstände innerhalb von 24 Stunden um mehrere Zentimeter, bei Extremsituationen im Dezimeterbereich. Da die Berechnungen des physikalischen Einflusses in Tagesabständen erfolgt, müssen diese Schwankungen berücksichtigt werden und es ergibt sich folgende Gleichung für die Volumenänderung etwa für das Kompartiment 4:⁴

$$V_{\text{neu}4} = V_{\text{alt}4} + Q_{iR,4} + Q_{iS,4} + Q_{i1,4} + Q_{i3,4} - Q_{o4,S} - Q_{o4,1} - Q_{o4,3}$$

bzw.

$$\frac{dV_4}{dt} = Q_{iR,4} + Q_{iS,4} + Q_{i1,4} + Q_{i3,4} - Q_{o4,S} - Q_{o4,1} - Q_{o4,3} \quad (1)$$

⁴ Erläuterung der Abkürzungen:

V	Volumen des Kompartimentes	Q _i	einströmende Wassermenge
C	Konzentration der Substanz	Q _o	ausströmende Wassermenge

Indizes: Kompartimentnummer bzw. R Ryk, S Strelasund und die Richtung aus.in

Die Konzentrationsänderung durch Zustrom aus dem Ryk und durch den Zu- bzw. Ausstrom über den Strelasund im Westen sowie in die bzw. aus den angrenzenden Kompartimenten 1 und 3 ergibt sich dann aus den folgenden Überlegungen. Für die Änderung der Gesamtmenge der jeweiligen Wasserinhaltsstoffe gilt die Gleichung

$$\frac{d(V_4 * C_4)}{dt} = Q_{iR,4} * C_R + Q_{iS,4} * C_S + Q_{i1,4} * C_1 + Q_{i3,4} * C_3 - Q_{o4,S} * C_S - Q_{o4,1} * C_4 - Q_{o4,3} * C_4 \quad (2)$$

wobei – wie schon erwähnt – eine vollständige Durchmischung des einströmenden Wassers mit dem Wasser im jeweiligen Kompartiment angenommen wird.

Die Zerlegung der Gleichung ergibt nach der Produktregel:

$$\frac{d(V_4 * C_4)}{dt} = \frac{dV_4}{dt} * C_4 + \frac{dC_4}{dt} * V_4 \quad (3)$$

bzw. nach Umstellung für die Konzentrationsänderung

$$\frac{dC_4}{dt} = \frac{1}{V_4} * \left(\frac{d(V_4 * C_4)}{dt} - \frac{dV_4}{dt} * C_4 \right) \quad (4)$$

Nicht genannt ist in dieser Gleichung der Einfluß der biologischen, chemischen und physikalischen Prozesse (als physikalischer Prozeß wird die Bewegung des Wassers angesehen), die vor der Berechnung der Austauschraten berechnet werden. In der Gesamtgleichung kämen sie als additive Terme hinzu.

Für eine bestimmte Einstromlage, etwa Wind aus Nordwest ist

$$Q_{iR,4} > 0 ; Q_{iS,4} > 0 ; Q_{i1,4} > 0 \text{ aber } Q_{i3,4} = 0 ; \\ \text{dafür } Q_{o4,S} = 0 ; Q_{o4,1} = 0 \text{ und } Q_{o3,4} > 0.$$

Damit ergibt sich aus (4) und (2):

$$\frac{dC_4}{dt} = \frac{1}{V_4} * \left(Q_{iR,4} * C_R + Q_{iS,4} * C_S + Q_{i1,4} * C_1 - Q_{o4,3} * C_4 - \frac{dV_4}{dt} * C_4 \right)$$

und aus (1)

$$Q_{o4,3} = Q_{iR,4} + Q_{iS,4} + Q_{i1,4} - \frac{dV_4}{dt}$$

Für die Berechnung der Konzentrationsänderung in diesem Kompartiment zu dem gegebenen Zeitpunkt heißt das:

$$\frac{dC_4}{dt} = \frac{Q_{iR,4} * (C_R - C_4) + Q_{iS,4} * (C_S - C_4) + Q_{i1,4} * (C_1 - C_4)}{V_4}$$

Mit dieser Formulierung ergibt sich also, daß die interne Konzentration sich nur proportional zu der Konzentrationsdifferenz zwischen dem einströmenden und dem internen Wasserkörper ändert. Diese Änderung ist von der ausströmenden Wassermenge nur insofern abhängig, als sich das Volumenverhältnis zwischen dem einströmenden und dem vorhandenen Wasser verändern kann. Die im Modell eingesetzten Austauschraten von BUCKMANN sind jedoch bereits die relativen, auf das Volumen bezogenen Austauschraten, also Q_i/V , und berücksichtigen damit automatisch die Volumenänderung.

Nach großen anfänglichen Schwierigkeiten wurde hiermit eine gute Stabilität des Modells erreicht: es läuft mit den ungefilterten und ungeglätteten Werten.

1.2.2 Der Austausch zwischen Pelagial und Benthos

In SNAPE et al. (1995, S. 429 ff.) ist für den diffusiven Transport von Schwermetallen zwischen Sediment und Wassersäule eine Formulierung angegeben, die der oben genannten Ableitung für den horizontalen Austausch entspricht. RUARDIJ & RAAPHORST (1995) berechnen in einem diffizilen Modell die Nährstoffgradienten im und die Nährstoffrücklieferung aus dem Sediment. Im Modell wird der einfachere Ansatz nach SNAPE et al. verwendet, zusammenfassend für die Diffusion und Sedimentaufwirbelung.

Für das Benthos gilt, daß im allgemeinen nur die obersten 5 cm der Sedimentschicht deutlichen Einfluß auf den pelagischen Wasserkörper ausüben. Hieraus ergibt sich, daß beim Austausch des Porenwassers mit der darüber liegenden Wassersäule des Pelagials die Wirkung auf den pelagischen Wasserkörper wesentlich geringer ist als die Wirkung auf das Porenwasser, das u.U. vollständig ersetzt wird.

Da das Modellierungssystem OpenSESAME keine Dimensionsänderungen zwischen den Zustandsvariablen erlaubt, muß der beim Austausch auftretende Abgang aus einer Zustandsgröße zunächst in eine „Senke“ abgeleitet werden, um beim Zugang in die Zielgröße aus einer „Quelle“ mit anderem Gewicht bei sonst gleicher Formel wieder hervorzukommen. Zur Kontrolle des Verfahrens wird unter Abschaltung des Zustromes von außen die Stickstoffbilanz im Gesamtmodell in mmol N/m^2 berechnet: die Summe ist im gesamten Jahr konstant.

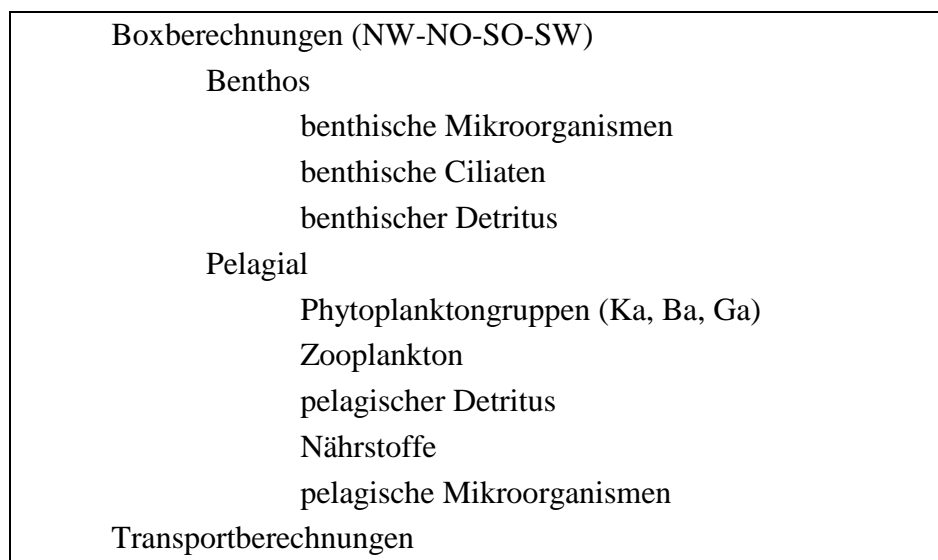
1.3 Realisierung des Modells

Die Software ermöglicht die offline Kopplung der Ergebnisse der hydrodynamischen Modellierung an die biologisch-chemische Modellierung. Die Umsetzung des Modells erfolgt in einer programmeeigenen Syntax, welche die Einteilung des Untersuchungsgebietes mit einer Boxenstruktur realisiert. Das Modell an sich wird einmal definiert, für die einzelnen Kompartimente ([Abb. 45](#)) werden unterschiedliche Koeffizienten und Zeitreihen hinterlegt.

Zustände, deren Berechnung nach ähnlichen Gleichungsstrukturen erfolgt, werden in Gruppen zusammengefaßt (Gruppenstruktur). So werden z.B. die einzelnen Prozesse für die Dynamik der Phytoplankter nur einmal definiert, aber für jede Gruppe (Blau-, Grün-, Kieselalgen) sind die spezifischen Koeffizienten hinterlegt und werden zur Berechnung herangezogen.

Die numerische Integration (Euler-Cauchy-Verfahren) erfolgt in Form von Prozessen (Prozeßstruktur), welche sich hierarchisch aufrufen.

Reihenfolge der Abarbeitung im Modell:



Der Aufruf erfolgt also nacheinander für jede Box, in jeder Box für alle Gruppen und Gruppenangehörigen. Nachdem die Berechnungen für alle Boxen zum jeweiligen Zeitschritt abgeschlossen sind, werden die Kalkulationen für die Einbeziehung der hydrodynamischen Zeitreihen vollzogen.

2. Die Datenbasis

2.1 Automatische Sonden für kontinuierliche Messungen von Gewässerparametern

Die Meßwerterfassung in der Gewässerforschung ist mit mehreren Schwierigkeiten verbunden. Kurzfristige Änderungen in der Biomasse vieler produktionsbiologisch wichtiger Biokomponenten (Generationszeiten liegen teilweise im Bereich von Stunden bzw. Tagen) sowie die Heterogenität des Vorkommens der Organismen verlangen Messungen in einem engen raum-zeitlichen Netz. Somit erscheint die automatische Meßwerterfassung unter Feldbedingungen in der Situation als dringend notwendig, wobei jedoch ohne größeren Aufwand nur physikalische, wenige chemische und mit der Fluoreszenz des Chlorophyll a nur ein biologischer Parameter der direkten Messung zugänglich sind.

Für die automatische Messung dieser genannten Parameter wurde in unserer Abteilung eine Gewässersonde entwickelt, die folgende Erfordernisse berücksichtigt:

- besondere Anforderungen an das Material (korrosionsfest, mechanisch belastbar), Schutzgrad IP67, Blitzschutz,
- autonomes System mit Stromsparfunktion unter Nutzung von Wind- und Sonnenenergie,
- Bedienung vor Ort bzw. per Funk (Fernwartung),
- modulares System mit universellen Schnittstellen zum Anschluß bzw. Austausch von Sensoren,
- variable Steuerung des Meßregimes und der Meßwertaufnahme mittels Software.

Diesen Kriterien entsprechend kam eine Gewässersonde zum Einsatz, deren Funktion im folgenden näher beschrieben werden soll.

2.1.1 Die Gewässersonde

Die Gewässersonde ([Abb. 41](#)) ist auf einem Ponton montiert und wird an jeweils 2 Festmachertonnen befestigt. Sie dient als Träger für die elektronischen Funktionslemente: zentrale Steuereinheit, Sensorköpfe mit Sensoren und Stromversorgung.

Das Kernstück der *Sensorsteuereinheit* bildet ein Z80-Einplatinenrechner inklusive Programm- und Datenspeicher. Der Rechner dient zur Programmierung des Timers, zur Steuerung der Funkanlage sowie zum Einsammeln und Speichern der Meßwerte. Die Kommunikation zwischen dem Bediener und der Steuereinheit erfolgt über ein dafür geschriebenes Terminalprogramm. Dieses menügeführte Programm bietet dem Benutzer mehrere Funktionen wie zum Beispiel Auslesen und Ändern der aktuellen Konfiguration, Abfrage und Installation von Sensoren sowie Zugriff auf den Datenspeicher.

Um auch die anzuschließenden *Sensorköpfe* intelligent und damit flexibel zu gestalten, wurden diese mit einem 8-Bit Mikrocontroller ausgestattet. Je nach Art der angeschlossenen Sensoren bzw. je nach Umfang der Berechnungen übernimmt der Controller eines Sensorkopfes die Vorverarbeitung der Meßwerte, um diese anschließend undecodiert an die Sensorsteuereinheit weiterzugeben. Der serielle Datenaustausch, zwischen der Sensorsteuereinheit und den angeschlossenen Sensorköpfen, sowie die Stromversorgung der Sensoren erfolgt über ein entsprechendes Verbindungskabel.

Die angeschlossenen Sensoren lassen sich in zwei Bereiche unterteilen. Zum einen wurden Sensoren zur Erfassung der meteorologischen Daten installiert. Hierbei erfolgt die Messung von Lufttemperatur, Windrichtung und Windgeschwindigkeit sowie die Erfassung des photosynthetisch aktiven Lichts. Auf der anderen Seite verfügt die Gewässersonde über Sensoren zur Erfassung der hydrologischen Daten wie Wassertemperatur, Strömungsrichtung und Strömungsgeschwindigkeit, Leitfähigkeit sowie Chlorophyll a. Mittels installierter Magnetometer wird die Eigenbewegungen der Pontons registriert und dient somit zur Korrektur der gemessenen Werte für Wind- und Strömungsrichtung.

Als Energiequelle kommen ein Solarpaneel und ein Windgenerator zum Einsatz. Die daraus gewonnene Energie wird über entsprechende Regler einem Akku zugeführt.

Im Rahmen der Funktionsgewährleistung der Gewässersonde, entsprechend der Vorschriften des Seewasserstraßenamtes für Sonden bei Dunkelheit und schlechter Sicht, sind diese mit einer Beleuchtung mit der sogenannten ODAS-Kennung ausgestattet.

Die gesammelten Meßdaten wurden in regelmäßigen Abständen zu einer Landstation (am Südufer des Greifswalder Boddens) per Funk übertragen. Dort wurden die Daten zwischengespeichert und mittels Fernwartung über das öffentliche Telefonnetz ins Labor in Rostock transferiert.

Diese automatisch messende Sonde ("ODAS") war überwiegend in 4-facher Ausführung im Greifswalder Bodden im Einsatz. Auf Grund des starken Bewuchses der Sensoren, wurde in den Sommermonaten eine wöchentliche Reinigung unumgänglich. Die durch Eis bedingten Winterpausen wurden zur Datenauswertung und zur Kontrolle der Sensoren genutzt

2.1.2 Weitere Meßeinrichtungen

Im Juni 1995 wurde die Station "Meßpfahl im Strelasund" ([Abb. 42](#)) in Betrieb genommen. Die meteorologischen Daten wurden durch eine Wetterstation bestimmt, die Erfassung der hydrologischen Daten erfolgte durch eine ECO-Memory-Sonde etwa 2m unter der Wasseroberfläche. Während der Wintermonate wurde der Meßpfahl mittels einer Klappvorrichtung niedergelegt und somit vor der Zerstörung durch Eis geschützt. Bei dieser Arbeit hatten wir im Rahmen einer Amtshilfe freundliche Unterstützung durch einen Tonnenleger vom Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie Stralsund.

Des weiteren wurde in unserer Abteilung ein Strömungskreuz ([Abb. 43](#)) entwickelt (VIETINGHOFF, ESCHHOLZ, KORPAL 1995a). Hierbei handelt es sich um ein Gerät, das dem alten Prinzip des Driftkörpers entspricht und darüber hinaus mit moderner Ortungs- und Funktechnik ausgerüstet ist. Ein installierter Mikrorechner liest in definierten Intervallen (z.B. jede Stunde) die aktuelle Position aus einem D-GPS aus. Diese Position wird gespeichert und kann dann über ein Funkgerät an die Basisstation (z.B. Forschungskutter "GADUS") gesendet werden. Aus den chronologisch ermittelten Positionen lassen sich durch Eintragung in die Seekarte Strömungsrichtung und -betrag ermitteln.

Mittels eines Fluorometers wurden im Greifswalder Bodden Horizontalschnitte von Chlorophyll-a-Gehalten bestimmt. Dabei wurde das Fluorometer auf einem Schlepp-Ponton montiert und seitlich vom Forschungskutter "GADUS" geschleppt ([Abb. 44](#)). Die gemessenen Fluoreszenzwerte (ca. 60 pro Minute) wurden über ein serielles Kabel auf einem Laptop gespeichert.

2.1.3 Ergebnisse der automatischen Meßwerterfassung

Im Rahmen des Projektes GOAP waren in den Jahren 1993 bis 1996 mehrere Meßeinrichtungen im Greifswalder Bodden im Einsatz. Den Lageplan der wichtigsten ODAS-Stationen sowie die Position des "Meßpfahls im Strelasund" zeigt [Abbildung 45](#).

Auf Grund des mehrjährigen Einsatzes unserer Gewässersonden und durch die Umsetzung der dabei gewonnenen Erfahrungen ist es uns gelungen, ein stabiles und gut funktionierendes Meßsystem für diesen Einsatz zu entwickeln. Die Bauweise des Geräteträgers der Gewässersonden erwies sich als sehr stabil und ermöglichte es auch während starker Stürme eine große Menge an Daten zu gewinnen. Eine erforderliche Durchsicht der Festmachertonnen und deren Verankerung führte in den Frühjahrsmonaten zeitweise zu einer Verspätung beim Aussetzen der Gewässersonden und damit zu einer Verzögerung der Meßdatenerfassung. Bedauerlicherweise wurde eine Gewässersonde nach einem schweren Unwetter (Mitte 1995) durch unglückliche Umstände so sehr in Mitleidenschaft gezogen, daß eine Bergung unumgänglich wurde.

Aus den sehr umfangreichen, kontinuierlichen Meßreihen soll hier nur ein kleiner Ausschnitt gezeigt werden. Hierbei handelt es sich um die ersten Tage im November 1995, an denen während eines starken Sturmes durch ODAS 2 eine hohe Windgeschwindigkeit aus Norden registriert werden konnte ([Abb. 46](#)). Die am Meßpfahl installierten Meßsysteme verzeichneten in diesem Zeitraum nicht nur den Durchgang eines Wasserkörpers mit einer sprunghaften Leitfähigkeitsänderung, sondern auch den ersten Frost ([Abb. 47](#)).

Im Rahmen der Herbstsynopta 1995 wurden mit dem Fluorometer-Schlepp-Ponton mehrere Nord-Süd- bzw. Ost-West-Profile aufgenommen. Aus einer Vielzahl von Meßreihen zeigt [Abbildung 48](#) ein Beispiel von 1994.

2.2 Ökologische Zeitreihen

Das A und O der mathematischen Modellierung sind die Meßdaten, die als Eingangsdatenreihen (forcing function), als Konzentrationen im zuströmenden Wasser und als Vergleichsdatenreihen benötigt werden. Wie man der Übersicht in [Abbildung 1](#) entnehmen kann, finden im Modell die Globalstrahlung, die Wassertemperatur, der Salzgehalt und der Gehalt an SiO_4 als abiotische Zeitreihen Verwendung. Hinzu kommen biologische Reihen von Fischen als Prädatoren am Zooplankton und vom Makrozoobenthos als Prädatoren an den benthischen Ciliaten. Die forcing functions stehen dem Modell in binärkodierter Tabellenform mit absolutem Tag und jeweiligem Wert zur Verfügung.

Für die Jahre 1994/95 geben die Tabellen 1-3 Auskunft über die Herkunft der im Modell verwendeten Datenreihen, die als forcing function im jeweiligen Kompartiment verwendet werden ([Tab. 1](#), [Abb. 2](#) und [30](#)), als Einstromdaten = Inhaltsstoffe im einströmenden Wasser ([Tab. 2](#), [Abb. 3, 4, 31 und 32](#)) oder als Vergleichswerte für die berechneten Zustandsgrößen ([Tab. 3](#)).

Die Umrechnung der Meßwerte aus mg C/m^2 (org. Substanz in den obersten 5 cm Sediment), mg TM/l (Seston), mm^3/m^3 (Phytoplankton), mg FM/m^3 (Zooplankton) bzw. cfu-Werten (Mikroorganismen) in die Größe kJ/m^2 bzw. kJ/m^3 muß über mehrere Stufen erfolgen. Die Umrechnungsfaktoren sind mit Sicherheit variabel, deshalb ist nach dem Fehlerfortpflanzungsgesetz das Ergebnis mit Vorsicht zu betrachten. Ein weiteres Problem der Umrech-

nungsfaktoren ist, daß sie nicht nur von Art zu Art, sondern auch innerhalb einer Art je nach physiologischem Zustand variieren. Nicht nur das, auch die Probenahmetechnik spielt eine Rolle, z.B. für den Anteil des Kohlenstoffs an der Phytoplankton-Trockenmasse. So nimmt es nicht Wunder, daß hierfür Werte zwischen 22,5% und 70,2% angegeben werden (JORGENSEN et al. 1979, dort weitere Literaturhinweise). Für die Modellierung ist jedoch ein einheitlicher Maßstab unumgänglich. Da das Modell in kJ/m^3 berechnet wird, werden alle Zustandsgrößen für die Vergleiche mit den Meßdaten wieder auf die üblichen Maßeinheiten mit festen Faktoren zurückgerechnet.

Nicht immer sind die Meßstationen optimal dem zu berechnenden Kompartiment zuzuordnen. Es erscheint jedoch wichtig, für wesentliche Einstromgrößen aktuelle Datenreihen zur Verfügung zu stellen, weil sich die einzelnen Jahre deutlich stärker unterscheiden als die Stationen. Die [Abbildungen 5 - 9](#) liefern hierfür klare Beispiele. Die z.T. unveröffentlichten Daten stammen von KELL (Phytoplankton, 1985, 1989), BRENNING (Zooplankton, 1985, 1988, 1989) und WESTPHAL (Mikroorganismen, 1995 sowie Forschungsberichte)).

Z.B. wird mit dem einströmenden Wasser eine beträchtliche Menge Detritus eingetragen. Seston-Trockenmasse wurde 1994 vom LAUN aber nur auf den Stationen Ariadne und Stralsund bestimmt. Für 1992 und 1993 liegen dagegen auch für die Stationen Greifswalder Oie, südl. Peenemünde und Greifswald (nur 1993) Sestonwerte vor. Diese Daten sind jedoch 1994 nicht verwendbar, da der Seston-Jahresgang 1992/93 einen völlig anderen Verlauf hatte. Ein Vergleich der Jahresmittel für die betreffenden Stationen in diesen Jahren zeigt lediglich für die Station südlich Peenemünde eine deutliche Abweichung von den Mittelwerten der Station Ariadne. Nach Umrechnung der Seston-Trockenmasse 1994 für die Station Ariadne aus mg TM/l in kJ/m^3 und Subtraktion der in kJ/m^3 umgerechneten Planktonvolumina (Meßwerte HÜBEL, Station Böttchergrund, siehe [Tab. 2](#)) werden die ermittelten Detritismengen als Einstromdaten aus der Oderbucht verwendet. Für den Einstrom aus dem Peenestrom müssen 1994 ebenfalls die Seston-Messungen der Station Ariadne verwendet werden, multipliziert mit 1.156 (dem Verhältnis der Jahresmittel 92/93 südl. Peenemünde zu Ariadne), abzüglich der Planktonvolumina in Hollendorf. Die Inkonsistenz bezüglich Meßstation und -termin muß in Kauf genommen werden. [Abbildung 4](#) zeigt die so gewonnen Detritismengen.

2.3 Anfangswerte

Die Anfangswerte für die Zustandsgrößen werden durch Interpolation zwischen den Dezember-Meßwerten 1993 und den Januarwerten 1994 gewonnen, soweit diese Meßwerte vorliegen. Sie sind zahlenmäßig relativ niedrig, während am Jahresende 1994 z.T. größere Mengen Plankton (Blaualgen) beobachtet werden. Fehlen die entsprechenden Werte, z.B. bei den benthischen Zuständen, so wird die im ERSEM-Modell angewandte Praxis angewandt, die Anfangswerte aus mehrfach wiederholten Modellberechnungen zu gewinnen (VARELA et al. 1995, RADACH et al. 1995). Die Anfangswerte für den schwer abbaubaren benthischen Detritus und dessen Stickstoffgehalt sind auf die Angaben von DAHLKE et al. 1996 abgestimmt. Diese kaum noch am Stoffumsatz beteiligte Speichergröße dient zur Aufnahme der aussinkenden organischen Substanz. Für das Jahr 1995 dienen die Endwerte des Modells 1994 als Anfangswerte.

Die Meßdaten der benthischen Bakterien und Ciliaten (WESTPHAL 1995) werden in Bezug auf die Trockenmasse angegeben, so daß ein direkter Vergleich mit dem Modell nicht möglich ist.

Die Größenordnungen entsprechen deshalb denjenigen im Modell für den Barther Bodden (VIETINGHOFF, WESTPHAL et al. 1982, VIETINGHOFF, SCHARF et al. 1982).

2.4 Hydrodynamische Zeitreihen

Die vom TP BUCKMANN gelieferten Zeitreihen liegen für das Modell in vorzeichenbehafteten Tagesraten [Mill. m³/Tag] vor. Das bedeutet, Transportraten von Süd nach Nord bzw. von West nach Ost haben ein positives Vorzeichen, in entgegengesetzter Richtung sind die Werte negativ. Daher wird im weiteren Verlauf jede Boxgrenze nur einmal aufgeführt, das Vorzeichen entscheidet über Ein- und Ausstrom. Dem Modell werden zwei Dateien pro Boxgrenze zur Verfügung gestellt. Eine enthält die Transportraten in positiver Transportrichtung (z.B. Strelasund → Box SW), die andere die entgegengesetzten Transporte (Box SW → Strelasund). Die jeweils fehlenden Werte werden mit 0 aufgefüllt. Die vom TP Buckmann gelieferten Zeitreihen der Tagesmittel gehen trotz starken Schwankungen ungefiltert ein. Das Modell ist in der Lage sie zu handeln.

3. Ergebnisse der Modellierung und Diskussion

3.1 Modell und Meßwerte im Pelagial

3.1.1 Einflüsse innerhalb des Kompartimentes

Seston: Plankton und Detritus

Die Abbildungen 10 - 19 zeigen für jedes Kompartiment die Gegenüberstellung zwischen Modellkurve und den Meßwerten: dargestellt sind Einzelwerte oder **arithmetisches Mittel, minimaler und maximaler Meßwert** im jeweiligen Monat. Es ist ersichtlich, daß sich diese Meßwerte von Box zu Box zuweilen stark unterscheiden. Auch innerhalb einer Box kann man der Differenz zwischen Maximum und Minimum entnehmen, daß je nach Probenahmetermin und -ort während eines Monats oft große Heterogenität zu beobachten ist.

Die Blaualgen ([Abb. 12](#)) sind z.B. in der südwestlichen Box in wesentlich größerer Menge vertreten als in den anderen Bereichen. Für die Kieselalgen gilt umgekehrt eine besonders geringe Konzentration in der südwestlichen Box ([Abb. 10](#)). Diese Unterschiede werden auch im Modell deutlich.

Die Temperatur steuert nach SCHMIDT (1991, 1994) nicht nur die Entwicklung der kaltstenothermen Frühjahrs-Kieselalgen, sondern auch das Blaualgen-Wachstum. Die Hypothese, daß ein Temperatursturz zum Zusammenbruch der Blaualgenpopulation führt, wird neuerdings im Modell berücksichtigt. Gerade 1994 gab es keine derartige Erscheinung, die Blaualgen bleiben bis in den Spätherbst erhalten.

Das Zooplankton ([Abb. 13](#)) differiert auch im Modell am stärksten von Box zu Box. Hier macht sich im Modell ein Einfluß der Nahrungsversorgung bemerkbar.

Die Mikroorganismen im Pelagial ([Abb. 14](#)) sind im Modell abhängig von der Versorgung mit organischen Stickstoffverbindungen, die bei der Autolyse des Detritus sowie von den Algen freigesetzt werden. Die hohe Kieselalgenbiomasse im Frühjahr läßt die organischen Stickstoffverbindungen und damit die pelagischen Mikroorganismen anwachsen. Das tritt in den Meßwerten aber nur im nordöstlichen Kompartiment in Erscheinung. Der starke Rückgang der cfu-Werte in den 90iger Jahren ([Abb. 9](#)) erfordert für 1994 eine völlig neue Einstellung

der Parameter. Hinzu kommt, daß die Zahl der koloniebildenden Bakterien nur einen Teil der Gesamtbakterienzahl darstellt (im Mittel 1/2000, WESTPHAL). Jede Hochrechnung, aber auch die Modellierung dieser außerordentlich heterogenen Gruppe, was Nahrung und Vorkommen betrifft, kann deshalb nur eine grobe Näherung darstellen.

Im Seston sind alle abfiltrierbaren Stoffe enthalten, also Plankton und Detritus, gemessen in mg Trockenmasse/l. Der Anteil des Planktons am Seston ist 1994 relativ gering. Die Modellkurven liegen im Bereich der Seston-Meßwertreihe der Station Ariadne ([Abb. 17](#)). Der Gehalt an Detritus im zuströmenden Wasser ([Abb. 4](#)) variiert nur mäßig je nach Herkunft, ist jedoch insgesamt 1994 sehr hoch.

Sichttiefe ([Abb. 15](#))

Die berechnete Sichttiefe liegt im Wertebereich der Meßwerte. In Box NO wurden größere Sichttiefen beobachtet, als in den anderen Boxen. Daß die Modellkurve dies nur zeitweise nachbildet, ist im Sommer der hohen Blaualgen-Biomasse zuzuschreiben. Doch auch die Meßwerte selbst geben Rätsel auf: Im April bis Juni, den Monaten mit sehr hohen Kieselalgen-Volumina gerade im Nordosten, sind die gemessenen Sichttiefen fast am größten, während im Modell die Sichttiefe durch Seston und Chlorophyll eingeschränkt wird.

Die niedrigen Anfangswerte aller Zustandsgrößen – die, wie bereits erwähnt, aus den Meßwerten abgeleitet wurden, führen zu hohen Sichttiefen im Modell am Jahresanfang. Auf die Berechnungen wirkt sich das nicht negativ aus, zeigt jedoch, daß weitere Einflußgrößen in die Regressionsgleichung für die Sichttiefe aufgenommen werden müßten. Hier fehlen leider Messungen, die am gleichen Ort und zur gleichen Zeit alle potentiell interessierenden Variablen erfassen.

Chlorophyll ([Abb. 16](#))

Auch bei den Chlorophyll-Messungen fällt auf, daß hohe Kieselalgen-Mengen nicht immer konform gehen mit hohen Chlorophyll-Messwerten (Kompartiment SO) bzw. zeitlich verzögert zu beobachten sind (NO). Die Umrechnungsdaten sind Literaturwerte (HEERKLOß & VIETINGHOFF 1981). Es kommt hinzu, daß die Bestimmung des Chlorophyllgehaltes und die Phytoplanktonzählung nicht immer an Proben vom gleichen Ort und gleicher Zeit erfolgte ([siehe Tab. 3](#)). Doch auch bei gleichzeitiger Bestimmung aller Größen sind bei hohen Algen-Abundanzen mitunter sehr niedrige Chlorophyll-Konzentrationen (und umgekehrt) bestimmt worden. Diese Diskrepanz läßt eine speziell aus den vorliegenden Meßwerten abgeleitete Regression nicht sinnvoll erscheinen.

Zwischen den Meßwerten der modellierten Zustände und den von ihnen abgeleiteten Größen bestehen von Kompartiment zu Kompartiment z.T. deutliche Unterschiede. Vergleicht man dagegen die abiotischen Einflußgrößen, also Wassertemperatur und Siliziumgehalt ([Abb. 2](#)), so wird deutlich, daß hier die Unterschiede von Box zu Box nur minimal sind. Auch die Meßwerte der Stickstoffkonzentration differieren nur unwesentlich ([Abb. 18, 19](#)). Die Unterschiede im Salzgehalt ([Abb. 2](#)) spielen nach SCHMIDT (1996) eine untergeordnete Rolle im Greifswalder Bodden. Sie wirken im Modell nur in den Copepodengleichungen ([Abb. 1](#)).

Wenn denn die Umweltbedingungen ähnlich, die gemessenen Planktonkonzentrationen jedoch so variabel sind, ergibt sich die Frage nach der Ursache.

3.1.2 Einfluß des Zustromes

Vergleicht man die 4 Kompartimente miteinander, so unterscheiden sie sich deutlich hinsichtlich des Zustroms aus benachbarten Gewässern – Strelasund, Ostsee oder Peenestrom. Das betrifft zum einen den reinen Wassertransport, der je nach Kompartiment eine unterschiedliche Herkunft besitzt, das betrifft aber auch die mit dem Wasser transportierten Stoffe.

Alle bisherigen Erfahrungen mit dem mathematisch-ökologischen Modell beruhen auf dem Einsatz als Rührkesselmodell ohne Zustrom, lediglich einmal wurde es auf den Barther Bodden mit nur geringem Austausch bzw. Zustrom angewandt (HUBERT et al. 1987). Alle Biomasse-Entwicklungen waren im Modell damit autochton und abhängig von den verwendeten Parametern und forcing functions.

Im vorliegenden Modellansatz wird der Zustrom von Wasser mit Inhaltsstoffen für die Modellierung verwendet unter Benutzung der von BUCKMANN berechneten Wasseraustauschraten und der in den angrenzenden Gewässern gemessenen Konzentrationen. Die [Abbildungen 3, 4, 31 und 32](#) zeigen die Meßwerte einiger Zustands- bzw. abgeleiteter Größen in den benachbarten Gewässern. Auch hier gibt es – wie innerhalb der Boxen – beträchtliche Differenzen zwischen den Stationswerten. Auf die Größe der jeweiligen Zustandsvariablen im Greifswalder Bodden hat dieser Zustrom im Modell unterschiedliche Wirkung:

Die Biomassen des Phyto- und Zooplanktons werden durch hohe Konzentrationen im zufließenden Wasser kurzfristig erhöht: einzelne Spitzen in den Modellkurven z.B. bei den Blaualgen und Grünalgen im Südwesten ([Abb. 12](#) und [11](#)). Der Frühjahrspik der Grünalgen ([Abb. 11](#)) besteht aus Flagellaten, die nicht im Modell berechnet werden, sondern nur durch den Zustrom auftreten. Damit wird im südwestlichen Kompartiment der Einstrom aus dem Strelasund deutlich.

Besonders auffällig ist die Wirkung des Wasseraustausches im Modell der Copepoden ([Abb. 13](#)). Ein Vergleich mit den Einstromdaten ([Abb. 3](#)) zeigt die Ursache – die stark wechselnden Abundanzen in den angrenzenden Gewässern führen zu ebensolchen Schwankungen in den Kompartimenten des Greifswalder Boddens.

Es ist jedoch im wesentlichen der **Einstrom aus Ostsee und Strelasund**, der die Modellkurven beeinflusst. Die zeitweise sehr hohen Konzentrationen aller 3 Algengruppen im benachbarten Peenestrom wirken sich 1994 kaum auf deren Menge im Greifswalder Bodden aus. Lediglich die Kieselalgen, die im Peenestrom mehr als 5mal so zahlreich sind wie in den anderen Gewässern, scheinen **im Modell und in den Meßwerten** den östlichen Bereich des Greifswalder Boddens zu erreichen ([Abb. 10](#)). Welche große Rolle hierbei der Transport spielt, ist in der nordöstlichen Box abzulesen: Innerhalb eines Monats schwanken die Meßwerte zwischen fast 0 und über 9000 mm³/m³ – Differenzen, die nur durch den Transport von Wasserkörpern zu erklären sind.

Es erscheint deshalb interessant, den Einfluß des Transportes auf das Modell genauer zu analysieren.

3.2 Vergleich der Modellierungsergebnisse mit und ohne Kopplung an die Hydrodynamik

In den [Abbildungen 23 bis 27](#) sind die Ergebnisse der getrennten und gekoppelten Modelle für die biologischen Zustandsgrößen dargestellt. Die große Ähnlichkeit der Boxen beim rein biologischen Modell (obere Grafikreihe) ist allein auf die Einheitlichkeit der eingehenden Zeitreihen (forcing function, [Abb. 2](#)) zurückzuführen. Die Copepoden ([Abb. 26](#)) erreichen unter diesen Bedingungen nur recht kleine Biomassen – hier macht sich im Modell Nahrungsmangel bemerkbar – auch die Biomassen der Algen sind ohne Import relativ gering.

Das Transportmodell (mittlere Grafik) zeigt jeweils den modellierten Jahresgang mit abgeschalteten biologisch-chemischen Prozessen, nur die Randkonzentrationen ([Abb. 3](#)) wirken. Die Lage der nordwestlichen Box, ohne direkte Kopplung an offene Grenzen führt dazu, daß durch die Filterwirkung der angrenzenden Boxen die Jahresgänge ausgeglichener verlaufen. Auf den Bereich um die Insel Vilm mit höherer Salzkonzentration und geringerer Strömung wird auch im Teilbericht über den Wasseraustausch (BUCKMANN) hingewiesen.

Bei den Kieselalgen fehlt unter dieser Bedingung der Zusammenbruch der kaltstenothermen Arten im Juni, während die eurythermen Arten, die im biologischen Modellteil nicht erfaßt sind, zunehmen. Bei den Grünalgen ist der Import ebenfalls hoch ([Abb. 24](#)), im wesentlichen aus dem Peenestrom. Die Entwicklung der Flagellaten im Frühjahr ist im biologischen Modellteil nicht enthalten, hier wirkt sich im gekoppelten Modell der Zustrom aus. Bei den Blaualgen ([Abb. 25](#)) sind die hohen Biomassen im Südwesten offenbar durch den Einstrom ([Abb. 3](#)) bedingt. Auch die Verteilung über die Kompartimente wird durch das reine Transportmodell recht gut wiedergegeben.

Bei allen Planktongruppen kann der Transport allein jedoch nicht das Verschwinden der Algen im Spätherbst beschreiben – dann nehmen die Meßwerte im Greifswalder Bodden deutlich ab, nicht aber die auf reinem Transport basierenden Modellwerte. Es fehlt der Abbau durch Respiration, Tod und Exkretion, der im biologischen Modell realisiert ist und eine bessere Anpassung an die jeweiligen Vergleichswerte ([Abb. 10-13](#)) ergibt.

[Abbildung 27](#) zeigt die Wirkung der abgeschalteten biologischen Prozesse bzw. des fehlenden Transportes auf die anorganischen Stickstoffverbindungen. Es ist ersichtlich, daß ohne Zustrom der Stickstoff sehr gering bleibt. Andererseits beschreibt das reine Transportmodell die Dynamik unvollständig: nur durch den Transport, ohne Verbrauch überschreitet das Modell die Meßwerte.

Das beste Ergebnis liefert das gekoppelte Modell. Das ist erreicht worden durch eine Herabsetzung der Umsatzraten des biologischen Teilmodells gegenüber früheren Modellvarianten. Diese sind bewußt niedrig gewählt. Die rein biologischen Modellkurven erreichen damit relativ langsam, z.T. auch verspätet höhere Konzentrationen. Es wird auf diese Weise jedoch vermieden, daß die logistischen Gleichungen das allein bestimmende Element sind – der Import spielt die ihm zukommende Rolle im gekoppelten Modell.

3.3 Benthos und vertikaler Austausch

Im Benthos stellt der schwer abbaubare benthische Detritus die dominierende organische Substanzmenge dar, mit leichter Zunahme im Laufe des Jahres. Der frisch entstehende benthische Detritus sowie die gelösten organischen und anorganischen Stickstoffverbindungen im Porenwasser haben relativ ausgeglichene Jahresgänge ([Abb. 20](#) und [21](#)).

Die sehr ausführlichen Ableitungen von RUARDIJ & RAAPHORST (1995) im ERSEM-Modell für die Nordsee, die den Gradienten der Nährstoffe mit zunehmender Sedimenttiefe in einem Schichtenmodell berechnen, können im vorliegenden Modell aus Zeit- und Personalgründen nicht eingesetzt werden. Lediglich die Denitrifikationsleistung kann im Modell Berücksichtigung finden und zusätzlich die Nährstoff-Freisetzung aus dem Sediment in die Bilanz eingehen.

Für die benthischen Daten liegen nur wenige Vergleichswerte vor. Nach [Dahlke et al. \(1996\)](#) sind 63 t N/km^2 das Stickstoffinventar in den obersten 5 cm Sediment im Greifswalder Bodden. Das ergibt umgerechnet 4500 mmol N/m^2 , die im Modell im überwiegenden Teil im schwer abbaubaren Detritus gebunden sind ([Abb. 20](#)). Für den organisch gebundenen Kohlenstoff geben [Dahlke et al. \(1996\)](#) 482 t C/km^2 an – umgerechnet (nach Angaben von HEERKLOß et al. 1981 und JORGENSEN et al. 1979, Tab. 196) 11570 kJ/m^2 , ebenfalls überwiegend im schwer abbaubaren benthischen Detritus.

Die Konzentration der Stickstoffverbindungen im Porenwasser ([Abb. 21](#)) liegt im Bereich der von DAHLKE et al. (1995) dargestellten Werte. Die benthischen Bakterien und Ciliaten, die im Modell den Umsatz von organischen in anorganische Stickstoffverbindungen zu leisten haben, erreichen in der Größenordnung etwa die Werte wie im Ausgangsmodell für die Darß-Zingster Boddenkette ([Abb. 22](#)).

Trotz dem relativ geringen Einfluß der Porenwasserkonzentration auf die Stickstoffkonzentrationen im Pelagial muß beachtet werden, daß die Freisetzung von anorganischen Stickstoffverbindungen im Benthal nicht zu groß wird, sonst führt im Modell die Rücklieferung aus dem Sediment im Sommer zu erhöhten Konzentrationen im Pelagial. Experimente mit verringerten Aufwirbelungskoeffizienten führen zu stark herabgesetzten anorganischen, deutlich steigenden organischen Stickstoffkonzentrationen im Porenwasser und zu einer verstärkten Detritusablagerung.

Wie [Abbildung 21](#) zu entnehmen ist, ergibt sich eine maximale Denitrifikationsleistung von $12 \text{ } \mu\text{mol N}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$. DAHLKE et al. 1995 geben während der Sommer-Synopta 1994 für die Stationen im Greifswalder Bodden Werte zwischen $0,06$ und $0,7 \text{ } \mu\text{mol N}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ an. Die Meßwerte im Jahre 1995 dagegen erreichen fast $15 \text{ } \mu\text{mol N}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$. Im Zwischenbericht 1995 nennen ANDREAE et al. maximale Denitrifikationsraten von $7,5 \text{ } \mu\text{mol N}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ und N_2O -Freisetzung von $0,11$ - $0,36 \text{ } \mu\text{mol N}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ für 1994. Damit liegen die Modellergebnisse im Bereich der Meßwerte.

3.4 Stickstoffumsatz im Modell 1994

Unter Berücksichtigung des Wasseraustausches ist besonders beim anorganischen gelösten Stickstoff eine sehr gute Näherung von Modell und Meßwerten zu verzeichnen ([Abb. 18](#)). Der organisch gebundene Stickstoff ([Abb. 19](#)) liegt ebenfalls in der Größenordnung der Meßwerte. Damit sind die Voraussetzungen gegeben, Bilanzen zu berechnen.

Tabelle 4 enthält eine Zusammenstellung der Stickstoffumsätze pro Quadratmeter sowie eine Hochrechnung auf den gesamten Greifswalder Bodden, abgeleitet aus dem Modell und den modellierten Transporten. Das Phytoplankton ist an den Umsätzen stark beteiligt – knapp 1/10 des einströmenden Stickstoffes wird vom Phytoplankton aufgenommen. Dieser Stickstoffaufnahme steht selbstverständlich eine Stickstoffabgabe – in Form von Lysis, Absterben und Aussinken sowie Weitergabe an die nächst höhere trophische Ebene gegenüber, die hier nicht summiert wird.

Tabelle 4: Stickstoffumsatz 1994

	Box NW	Box NO	Box SO	Box SW	Greifswalder Bodden
	mmol N/(m ² *a) 1994				t/Jahr 1994
Aufnahme durch KA	114	151	302	133	1281
Aufnahme durch GA	18	18	75	75	342
Aufnahme durch BA	30	44	38	80	319
Aufnahme durch Phytoplankton gesamt	162	213	415	288	1942
Freisetzung anorg. N durch pelagische Mikroorganismen	43	40	47	49	306
Denitrifikation	60	53	87	68	474
Rücklieferung aus dem Sediment	80	62	105	76	572
dauernde Deposition	110	103	124	126	796
Summe Einstrom ohne Ryk					20758
Summe Auström					21385

Nach SCHMIDT (1990a, b, 1991) spielen die Nährstoffe Stickstoff, Phosphor und Silizium keine begrenzende Rolle mehr für die Phytoplanktonentwicklung. Dies wird vom Modell bestätigt. Auch bei minimalen Stickstoffkonzentrationen im Sommer ([Abb. 18](#)) ist die Mineralisation durch die Mikroorganismen, die Rücklösung aus dem Sediment und der Nährstoffeintrag durch den Wasseraustausch so hoch, daß die Produktion der Algen nicht eingeschränkt wird. So kommt es, daß das Modell – abgesehen vom Zufluß - praktisch nur von den eingestellten Temperaturabhängigkeiten und der Globalstrahlung gesteuert wird. Eine Produktionseinschränkung durch Stickstoffmangel ist im Modell nicht nachweisbar.

Durch Absterben und Aussinken der planktischen Organismen bleibt ein Teil des Stickstoffs im Bodden. Die dauernde Deposition macht im Modell weniger als die Hälfte der durch die

Algen aufgenommenen Menge aus. Auch die Rücklieferung gelöster Stickstoffverbindungen aus dem Sediment ist sehr gering. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß die Zahlenwerte ein Integral über das gesamte Jahr darstellen. Das bedeutet, daß es Zeiten mit überwiegender Aufnahme von Stickstoffverbindungen in das Sediment und Zeiten umgekehrter Bewegung geben kann. Im vorliegenden Modellansatz gelangen die anorganischen Stickstoffverbindungen aus dem Freiwasser in das Porenwasser, umgekehrt der organisch gebundene gelöste Stickstoff aus dem Porenwasser in das Freiwasser. In der Summe überwiegt für den gelösten Stickstoff die Abgabe an das Freiwasser. Der durch Aussinken organischer Partikel deponierte Stickstoff ist jedoch mengenmäßig größer in der Jahresbilanz als die oben genannte Freisetzung.

Durch Denitrifikation wird Stickstoff aus dem System entfernt. Die berechnete Menge entspricht der Hochrechnung von DAHLKE (dieser Bericht). Die wenigen Meßwerte lassen nur einen näherungsweisen Schluß auf die Gesamtfreisetzung zu. Im Vergleich mit den durch Ein- bzw. Ausstrom transportierten Stickstoffmengen ([Abb. 28](#)) sind alle Raten relativ gering.

Der integrierte Stickstofftransport und die täglich transportierten Mengen sind in [Abbildung 28](#) im Vergleich zum Wassertransport am Beispiel der Grenze zwischen Strelasund und Box 4 dargestellt. Deutlich zu erkennen ist der große N-Transport im Frühjahr, der von hohen Konzentrationen der gelösten Stickstoffverbindungen am Jahresanfang und von der starken West-Ost-Bewegung des Wassers herrührt (überwiegend Westwinde). Gegen Ende des Jahres halten sich bei insgesamt verringerten Wassertransporten Ein- und Ausstromszenarien die Waage. Daher kommt es zu keinem weiteren deutlichen Anstieg des Gesamt-N-Transportes über diese Grenze. Der Hauptanteil des Stickstofftransportes erfolgt 1994 also in der ersten Jahreshälfte. An den anderen Boxgrenzen liegen ähnlichen Verhältnisse vor.

3.5 Modellierungsergebnisse 1995

Wie man den [Abbildungen 5 bis 9](#) entnehmen kann, unterscheiden sich die einzelnen Jahresgänge wesentlich voneinander. Das Modell ist auf das Jahr 1994 eingestellt, weil für dieses Jahr alle notwendigen Meßreihen relativ vollständig im Jahresgang und in den 4 Kompartimenten vorliegen. Für 1995 gibt es z.B. die Wasseraustausch-Daten nur für das meteorologische Jahr, also nicht mehr für die Monate November und Dezember. Die Probenahmedichte für die Planktonorganismen ist wesentlich herabgesetzt, weil das vom Umweltministerium des Landes Mecklenburg-Vorpommern geförderte Projekt im April 1995 endete. Die Eingangszeitreihen und Randkonzentrationen für 1995 sind den [Abbildungen 30 bis 32](#) zu entnehmen. Wie 1994 unterscheiden sich die Kompartimente nur minimal in Bezug auf die Eingangszeitreihen.

[Abbildung 28](#) enthält die Wasser- und Stickstofftransporte über das Profil Strelasund Box 4 des Greifswalder Boddens auch für 1995. Die vollständige Umkehr der integrierten Strömung bei insgesamt verringertem Austausch, die überwiegend negativen Tagesraten (aus westlicher Richtung gesehen) wiederholen sich in fast allen Boxen außer für den Austrom des Peenestromes und für den Übergang aus Box 3 in die Ostsee. Damit sind auch aus hydrodynamischer Sicht sehr große Unterschiede zwischen den Jahren vorhanden.

Ein weiteres Problem ergibt sich aus der Tatsache, daß die Artenzusammensetzung der modellierten Gruppen von Jahr zu Jahr wechselt. Die im Jahr 1994 dominierende Blaualge *Gomphosphaeria pusilla* ist 1995 fast nicht vertreten - die Meßwerte erreichen im Maximum knapp 1/10 derjenigen des Vorjahres ([Abb. 35](#) im Vergleich zu [Abb. 12](#)). Dafür erscheinen Kieselalgen in fast doppelt so hoher Konzentration wie 1994 im südlichen Bereich des Greifs-

walder Boddens (im April *Skeletonema costatum* und im August/September *Thalassiosira*-Arten), während in den nördlichen Boxen 1995 die Konzentration weit unter derjenigen von 1994 liegt ([Abb. 33](#) im Vergleich zu [Abb. 10](#)). Bei den Grünalgen fehlen 1995 die Frühjahrsflagellaten ([Abb. 34](#) im Vergleich zu [Abb. 11](#)). Das heißt, daß die Wachstums- und Verlustraten für jedes zu modellierende Jahr neu eingestellt werden müßten. Direkte Meßwerte für Produktions- oder Verlustraten bestimmter Arten sind jedoch nur in Ausnahmefällen bekannt. Im vorliegenden Modell sind für beide Jahrgänge die gleichen Koeffizienten verwandt worden, da es kein Einzelart-Modell ist. Entsprechend sind die Abweichungen zwischen Modell und Meßwerten einzuordnen.

Die Anfangswerte aller Zustandsgrößen für 1995 sind aus den Endwerten des Modells für 1994 abgeleitet – damit erreicht die Sichttiefe auch zum Jahresanfang realistischere Modellwerte ([Abb. 37](#) bzw. [Abb. 15](#)). Nicht so beim Seston: der mit hohen Meßwerten am Jahresende 1994 ([Abb. 17](#)) übereinstimmende Anfangswert für 1995 liegt deutlich über der für Anfang 1995 auf der Station Ariadne gemessenen Seston-Trockenmasse. Der geringe Zustrom aus Strelasund und Peenestrom bewirkt auch, daß 1995 im Modell die gemessenen Stickstoffkonzentrationen nicht erreicht werden ([Abb. 39](#) bzw. [Abb. 18](#)). Während 1994 die Modellkurven im wesentlichen durch den Zustrom aus dem Strelasund bestimmt werden ([Abb. 27](#)), müssen 1995 andere Prozesse für die Zunahme des Stickstoffs am Jahresanfang verantwortlich sein – evtl. eine im Modell nicht erfaßte verstärkte Rücklösung aus dem Sediment durch Sturmereignisse.

4. *Schlußfolgerungen*

4.1 Bilanzen des Transportes im Modell

In [Abbildung 29](#) sind die transportierten Stickstoffmengen sowie die Stickstoff-Retention im Untersuchungsgebiet für 1994 dargestellt. Berücksichtigt wird bei dieser Darstellung jeweils die Summe aus

- den Stickstoffanteilen der biologischen Gruppen (Phytoplankter, Zooplankter, pelagische Mikroorganismen),
- dem N-Gehalt des pelagischen Detritus sowie
- den gelösten organischen und anorganischen Stickstoffverbindungen..

Es ist ersichtlich, daß ein Teil des eingetragenen Stickstoffs in den Kompartimenten verbleibt. Die Zunahme des Stickstoffanteiles im benthischen, schwer abbaubaren Detritus ([Abb. 20](#), [Tab. 4](#)) ist im Modell die zugehörige Senke. Die überwiegende Menge jedoch wird von West (aus dem Strelasund, der Haupt-Einstromrichtung) nach Ost (in die Oderbucht) transportiert, wie das Verhältnis der Zahlen zeigt.

Während die Integration im gekoppelten Modell in der südwestlichen und nordöstlichen Box zu einer leichten Stickstoff-Retention führt, wird aus der nordwestlichen und südöstlichen Box mehr Stickstoff aus- als eingetragen. In der Summe überwiegt 1994 der Stickstoffaustrag über die Ostseegrenze aus dem Greifswalder Bodden. Diese Differenzen sind nicht überzubewerten: je nach vorherrschender Windrichtung zu Zeiten höherer oder niedrigerer Konzentration kann sich die Jahresbilanz von Jahr zu Jahr verändern. Das zeigt das Modell 1995.

Beim Energie-Transport – und nur der kann an Hand des Modells beschrieben werden – ergibt sich 1994 ein etwas anderes Bild. Die negativen Summen in den östlichen Boxen kennzeichnen, daß mehr Energie ausgetragen, als mit dem Wasser aus den Randgebieten eingetragen wird. Hierbei spielt u.a. die Tatsache eine Rolle, daß von den autotrophen Organismen – im Modell vom Phytoplankton - mit Hilfe des Lichtes energiereiche organische Substanzen erzeugt und in den Kreislauf eingebracht werden. Je nach Zeitpunkt des überwiegenden Ausstromes wird diese neu gebildete Energiemenge ebenfalls ausgetragen oder durch die Veratmung dem Kreislauf wie dem Modell entzogen. Insgesamt ist der Energieeintrag in den Bodden im Modell größer als der Ausstrom in die Ostsee.

Die im Modell ausgewiesenen großen Mengen transportierter Substanzen gehen konform mit der Abschätzung von BUSCH et al. 1996. Die mehrfachen Umrechnungen bergen jedoch Unsicherheiten, wie schon im Abschnitt 2.1 erwähnt.

Infolge des hohen Wasseraustausches bleiben auf Dauer nur diejenigen Substanzen im jeweiligen Kompartiment bzw. im gesamten Greifswalder Bodden, die im Benthos deponiert werden. Inwieweit auch Teile des Sedimentes transportiert werden, ist aus den vorliegenden Daten nicht zu entnehmen. Das hydrodynamische Modell enthält keinen Sedimenttransport. Hier ist eine offene Frage, die weiter verfolgt werden muß.

4.2 Umsatzraten im Modell

Für die Mehrzahl der in einem Modell zu seiner Steuerung benötigten Parameter gibt es keine sicheren Meßwerte. Wenn Werte bekannt sind, differieren sie oft um 1 bis 2 Zehnerpotenzen. Das bedeutet, daß ein Modell nur mit großem Zeitaufwand so eingestellt werden kann, daß die Ergebnisse der Vielzahl von beobachteten Werten gerecht werden. Die hohe Variabilität biologischer Größen führt ihrerseits dazu, daß im Laufe eines Jahres und mehr noch von Jahre zu Jahr die Konzentrationen stark wechseln ([Abb. 5-9](#)). Das Modell hingegen kann nur eine einzelne Trajektorie für jede Zustandsgröße berechnen.

Die deutlichen Unterschiede der biologisch-ökologischen Meßwerte von Box zu Box einerseits und die große Ähnlichkeit der abiotischen Variablen andererseits, die ohne Berücksichtigung des Zustromes zu einem sehr einheitlichen Modellverlauf führen ([Abb. 23-26](#) obere Reihe), erfordern, das Modell mit gegenüber früheren Modellvarianten veränderten Umsatzraten einzustellen. Bei den bisher verwendeten hohen biologischen Umsatzraten berechnet das Modell in kürzester Zeit eine durchschnittliche Biologie, die dann mehr oder weniger von den Vergleichswerten abweicht. Mit deutlich gegenüber früheren Modellvarianten herabgesetzten Koeffizienten wird die recht gute Anpassung der Modellkurven an die Meßwerte für das Jahr 1994 erreicht ([Abb. 10-19](#)).

Mit Hilfe dieser Koeffizienten ergibt zwar auch für 1995 die Berechnung eine näherungsweise Anpassung an die Meßdaten, jedoch kommen die Unterschiede zwischen den einzelnen Jahren im wesentlichen nur durch den Import und Export zustande. Für die zurückliegenden Jahre fehlen hydrodynamische Daten vollständig und damit die Möglichkeit, die Wirkung des Wasseraustausches auf die Zustandsgrößen im Greifswalder Bodden in diesen Jahren zu berücksichtigen. Damit ist nicht mehr nachvollziehbar, welche Entwicklung im Greifswalder Bodden autochton und welche durch den Zustrom von außen bedingt ist. Außerdem findet lediglich eine Verlagerung des ungelösten Problems statt: die Ursachen für die von Jahr zu Jahr wechselnde Artenzusammensetzung sind auch für die Nachbargewässer nicht bekannt.

Die Kopplung zwischen dem ökologischen und dem hydrodynamischen Modell erweist sich als sehr fruchtbar. Im Greifswalder Bodden mit seinem hohen Wasserein- und -ausstrom gibt es keine von den Nachbargewässern unabhängige Planktonentwicklung. Vielmehr setzt sich das Wachstum, die Vermehrung und das Absterben der Organismen, die mit dem Wasser eingetragen werden, im Greifswalder Bodden fort. Dabei sinkt ein Teil der organisch gebundenen Substanzen aus, ein Beitrag zur Selbstreinigung des Wassers, aber auch eine Gefahr für die bodenlebenden Organismen, z.B. für die Makrophyten.

Für die Modellierung der Hydrodynamik gibt es die Möglichkeit, in Abhängigkeit von Windrichtung, -stärke und -dauer Wasserstands- und Strömungsszenarien zu berechnen, die sich unter gleichen Bedingungen innerhalb eines oder weniger Jahre wiederholen. Nicht vernachlässigt werden darf bei solchen Szenarien die Wirkung vorausgegangener hydrodynamischer und meteorologischer Ereignisse. Die völlig unterschiedlichen Strömungsverhältnisse 1994 und 1995 zeigen, daß innerhalb von 2 Jahren keine grundsätzlichen Aussagen zum Strömungsverlauf gemacht werden können.

Viel komplizierter ist die Situation bei der ökologischen Modellierung. Je nachdem, in welcher Jahreszeit Wasserkörper aus den Randgebieten eingetragen werden und je nach der Entwicklung der biotischen Zustandsgrößen in den einzelnen Jahren sowohl im Greifswalder Bodden als auch im Strelasund, Peenestrom und in der Ostsee werden sich die Biomassen von Woche zu Woche, von Monat zu Monat und von Jahr zu Jahr unterscheiden. Mit der genaueren Untersuchung von knapp 2 Jahresgängen ist infolgedessen keine Berechnung von Szenarien möglich.

Ebensowenig kann man von einem ökologisch-mathematischen Modell Vorhersagen auf künftige Entwicklungen erwarten. Jede Trendabschätzung kann sich immer nur auf einige Tage voraus beziehen, so wie Wettervorhersagen nicht langfristig möglich sind. Mathematische Modelle sind jedoch eine wichtige Zusammenfassung der gewonnenen Erkenntnisse. Für die Erstellung eines Modells sind diese in Konsens mit bekannten Tatsachen zu bringen.

Als sehr wichtiges Ergebnis des vorliegenden Modellansatzes ist die Erkenntnis zu werten, daß **die ökologische Modellierung des Greifswalder Boddens nur unter Berücksichtigung des Zustromes aus den Randgebieten zu Ergebnissen führen kann, die eine näherungsweise Übereinstimmung zwischen Modell und Meßwerten für ein spezifisches Jahr erwarten lassen.** Das heißt aber auch, daß für eine umfangreichere Modellierung für eben diese Randgebiete ebenfalls ökologische Modelle erstellt werden müssen. Diese Aufgabe sollte in zukünftigen Projekten in Angriff genommen werden. Im vorliegenden Projekt fehlt für derartige Modelle durchaus die Datenbasis, wie schon beim Versuch der Erstellung eines gekoppelten Modells für das Kleine Haff und den Peenestrom nachgewiesen wurde.

Heterogenität in Raum und Zeit ist eines der Hauptkriterien biologischer Entwicklungen. Zusammenfassend muß gesagt werden, daß unsere Kenntnisse noch nicht ausreichen, um eine jede dieser konkreten Entwicklungen auch nur nachherzusagen. Im Gegenteil, es ist damit zu rechnen, daß sich weitere, bisher noch nicht nachgewiesene Konstellationen entwickeln, die intensiv zu beobachten sich lohnt. Jede einzelne von ihnen kann zum Verständnis des Zusammenhanges zwischen Umweltbedingungen und biologischen Zustandsgrößen beitragen. Der Versuch ihrer Nachbildung im Modell wird zeigen, welche neuen Fragen gestellt werden müssen.

Danksagung

Die Abteilung Biophysik am FB Biologie der Universität Rostock dankt dem BMBF für Förderung dieses Vorhabens. Unser Dank gilt auch dem LAUN Stralsund sowie dem Deutschen Wetterdienst Potsdam für die großzügige Überlassung der Daten. Die zum Teil unveröffentlichten Meßdaten der [Abbildungen 5 bis 9](#) verdanken wir den ehemaligen Mitarbeitern Dr. Volker KELL (Phytoplankton) und Prof. Dr. Ulrich BRENNING (Zooplankton) sowie Dr. Helmut WESTPHAL (Mikroorganismen).

Literatur

AMELANG, N., LENK, B., MEYER, H. & H. WESTPHAL (1996): Die raum-zeitliche Verteilung von Primärproduktion und Chlorophyll a im Untersuchungsgebiet. GOAP Zwischenbericht 1995

ANDREAE, M.O., Bange, H.W., DAHLKE, S., MEYER-REIL, L.A., RAPSOMANIKIS, S. & Ch. WOLFF (1996): Mikrobieller N-, S- und C-Umsatz und die Emission von N₂O und CH₄ im Greifswalder Bodden und im westlichen Teil des Oderästuars. GOAP Zwischenbericht 1995

BAHNWART, M. (1995): Untersuchungen zur Qualität und Quantität des Phytoplanktons des Greifswalder Boddens (südliche Ostsee). Diplomarbeit

BAUMANN, E. (1915): Morphometrie des Greifswalder Boddens. XV. Jahresbericht der Geographischen Gesellschaft zu Greifswald 1914-1915.

BRENNING, U. (1985): Untersuchungen zur Struktur und Dynamik des Zooplanktons des Greifswalder Boddens. unveröff. Forschungsbericht Sektion Biologie, Universität Rostock.

BRENNING, U. u. B. LÜDTKE (1988): Zur Entwicklung des Zooplanktons im Greifswalder Bodden (Ostsee) im Frühjahr 1985 und 1986. - Wiss. Zeitschr. Universität Rostock, N-Reihe 37 (5), S. 55-60

BRENNING, U. (1989): Das Zooplankton des Greifswalder Boddens. - Meer und Museum 5. - S. 36-43

BUCKMANN, K. & K. PFEIFFER (1996): Hydrographische Messungen, Datenauswertung und -aufbereitung sowie Simulation der Hydrodynamik und der Wasseraustauschprozesse. GOAP Zwischenbericht 1995

BUSCH, A., HOLST, A., JÖNSSON, N., LORENZ, Th. & A. SUCHAU (1996): Struktur und Funktion von Boddenlebensgemeinschaften im Ergebnis von Austausch- und Vermischungsprozessen. GOAP Zwischenbericht 1995, 1997

DAHLKE, S., WOLFF, Ch. & MEYER-REIL, L.-A. (1995): Mikrobieller N-, S- und C-Umsatz und die Emission von N₂O und CH₄ im Greifswalder Bodden und im westlichen Teil des Oderästuars. GOAP Zwischenbericht 1993/94

DAHLKE, S., LAMPE, R., MEYER, H., MUSIELAK, S. & H. WESTPHAL (1996): Nährstoffe im Oderästuar: zur Funktion des Gewässers als Transformator. GOAP Zwischenbericht 1995

Deutscher Wetterdienst Potsdam: unveröffentlichte Meßdaten

HEERKLOB, R. u. U. VIETINGHOFF (1981): Biomasseäquivalente planktischer und benthischer Organismen in den Darß-Zingster Boddengewässern. - Wiss. Zeitschr. Universität Rostock 30, Math.-nat. Reihe, H. 4/5, S. 31-36; überarbeitet 1989.

HUBERT, M.L., U. VIETINGHOFF u. B. WIEDEMANN (1987): Zustrom und Aufwirbelung in einem Stickstoff-Kreislauf-Modell des Barther Boddens. Wiss. Zeitschr. Univ. Rostock, N-Reihe 36, S. 5 - 8.

HÜBEL, H.A.; VIETINGHOFF, U. & M.L. HUBERT (1995): Ergebnisse des ökologischen Monitorings Greifswalder Bodden September 1993 bis März 1995. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. H.3, 5-68.

JORGENSEN, S.E., FRIIS, M.B., HENRIKSEN, J., JORGENSEN, L.A. & H.F. MEJER (1979): Handbook of Environmental Data and Ecological Parameters. Intern. Society for Ecolog. Modelling.

- KELL, V. (1985): Untersuchungen zur Qualität, Quantität und Primärproduktion des Phytoplanktons im Greifswalder Bodden. - In: Forschungsbericht Sektion Biologie, Universität Rostock, unveröff.
- KELL, V. (1989): Das Phytoplankton des Greifswalder Boddens. - Meer und Museum. - Stralsund 5, S. 25-35
- KELL, V. (1990): Untersuchungen zur Qualität und Quantität des Phytoplanktons des Greifswalder Boddens. - In: Forschungsbericht, FB Biologie, Universität Rostock, unveröff.
- Landesamt für Umwelt und Natur Stralsund: unveröffentlichte Meßdaten
- LENHART, H.J., RADACH, G., BACKHAUS, J.O., & T. POHLMANN (1995): Simulations of the North Sea Circulation, its Variability, and its Implementation as Hydrodynamical Forcing in ERSEM. Netherlands Journal of Sea Research **33**, S. 271-299
- LORENZ, Th., JÖNSSON, N. in diesem Bericht
- RADACH, G. & H.J. LENHART (1995): Nutrient Dynamics in the North Sea: Fluxes and Budgets in the Water Column Derived from ERSEM. Netherlands Journal of Sea Research **33**, S.301-335
- RUARDIJ, P. & W. van RAAPHORST (1995): Benthic Nutrient Regeneration in the ERSEM Ecosystem Model of the North Sea. Netherlands Journal of Sea Research **33**, S. 453-483
- SCHLUNGBAUM, G. (1979): Untersuchungen über die Sedimentqualität in den Gewässern der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Stoffaustauschprozesse zwischen Wasser und Sediment. Diss. B, Universität Rostock
- SCHMIDT, I. (1990a): Beziehungen zwischen Wassertemperatur und Phytoplankton im südlichen Greifswalder Bodden. Acta hydrophysica, Berlin **34**, S. 131-170
- SCHMIDT, I. (1990b): Beziehungen zwischen Phytoplankton und Nährstoffverhältnissen im südlichen Greifswalder Bodden. Wiss.Z. EMAU Greifswald, Math.-Nat. Reihe 39, 35-38.
- SCHMIDT, I. (1991): Beziehungen zwischen Algenentwicklung und Einflußfaktoren im südlichen Greifswalder Bodden. - Texte des Umweltbundesamtes 14/1991
- SCHMIDT, I. (1994a): Zu den Ursachen sommerlicher Blaualgenwasserblüten in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (südliche Ostsee). - Deutsche Ges. f. Limnologie, Erw. Zusammenfassung d. Jahrestagung Hamburg 1994. Bd. II. - S. 675-679
- SCHMIDT, I. (1994b): Zu den Ursachen sommerlicher Cyanophyceenblüten in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (südliche Ostsee). - In: Greifswalder
- SCHMIDT, I. (1996): Die Bedeutung der Phytoplanktonbiomasse als integrativer Beschaffenheitsparameter im Ökosystem Boddenkette Ost (BKO) – Möglichkeiten und Grenzen des Informationsgewinns. GOAP Zwischenbericht 1995
- SNAPE, J.B., DUNN, I.J., INGHAM, j. & J.E. PRENOSIL (1995): Dynamics of Environmental Bioprocesses. Modelling and Simulation. VCH Verlag Weinheim.
- VARELA, R.A., CRUZADO, A. & J.E. GABALDÓN (1995): Modelling Primary Production in the North Sea Using the European Regional Seas Ecosystem Model. Netherlands Journal of Sea Research **33**, S. 337-361
- VIETINGHOFF U. (1982): Die mathematische Modellierung des Ökosystems Barther Bodden als Beitrag zur Ökosystemanalyse der Boddenkette West. Diss. B, Universität Rostock
- VIETINGHOFF, U. (1984): Mathematical modelling of the ecosystem Barther Bodden. - 7. Symp. Ostsee-Meeresbiologen Rostock. Limnologica - Berlin 15, - S. 253-262
- VIETINGHOFF, U., HEERKLOß, R, HUBERT M.-L. & W. SCHNESE (1981): Ein mathematisches Teilmodell für das Kompartiment Zooplankton-Copepoda des Ökosystems Barther Bodden; W. Z. der Universität Rostock **30** Math.-Nat. Reihe, Heft 4/5
- VIETINGHOFF, U., BALLIN, G., HUBERT M.-L. & W. SCHNESE (1981): Ein mathematisches Teilmodell der Rolle der Mikroorganismen im Wasserkörper des Ökosystems Barther Bodden ; W. Z. der Universität Rostock **30** Math.-Nat. Reihe, Heft 4/5

- VIETINGHOFF, U., SCHARF, E.M., HUBERT M.-L. & W. SCHNESE (1982): Ein mathematisches Teilmodell für des Kompartimentes Protozoa-Ciliata des Ökosystems Barther Bodden; W. Z. der Universität Rostock **30** Math.–Nat. Reihe, Heft 4/5
- VIETINGHOFF, U., WESTPHAL, H., HUBERT M.-L. & W. SCHNESE (1982): Ein mathematisches Teilmodell für das Kompartiment der benthischen Bakterien des Ökosystems Barther Bodden; W. Z. der Universität Rostock **30** Math.–Nat. Reihe, Heft 4/5
- VIETINGHOFF, U., ESCHHOLZ, P. u. R. KOPPAL (1995a): Messungen mit einem Strömungskreuz im Greifswalder Bodden. - Rostock. Meeresbiolog. Beitr.3, S. 79-87
- VIETINGHOFF, U., HUBERT, M.L. u. P. ESCHHOLZ (1995b): Einsatz einer automatisch messenden Sonde für Langzeitmessungen im Greifswalder Bodden. - Rostock. Meeresbiolog. Beitr.3, S. 99-111
- VIETINGHOFF, U., HUBERT, M.L., u. WESTPHAL, H. (1995c): Zustandsanalyse und Langzeitveränderungen des Ökosystems Greifswalder Bodden. Abschlußbericht 1992 zum Fördervorhaben des Umweltbundesamtes Berlin
- VIETINGHOFF, U., HÜBEL, H.J., WESTPHAL, H. LENK, B., RAMBOW, S. & B. KORTH (1995d): Die Forschung begleitendes Monitoring Greifswalder Bodden. Abschlußbericht f.d. Ministerium f. Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Unveröffentl. Forschungsbericht.
- VIETINGHOFF, U. HUBERT, M.L., Kob, A., ESCHHOLZ, P. u. R. KOPPAL (1996): Mathematisch-ökologische Modellierung des Greifswalder Boddens mit Kopplung an die Hydrodynamik. - GOAP Statusseminar 1995.
- WESTPHAL. H. & B. LENK (1995): Erfassung von Wasserinhaltsstoffen, Primärproduktion und Bakterienkeimzahlen. GOAP Zwischenbericht 1993/94
- WIEDEMANN, B. (1985): Simulation des Ökosystemmodells Barther Bodden auf dem Digitalrechner unter besonderer Berücksichtigung des Stickstoffkreislaufs als Beitrag zur Ökosystemanalyse der Boddenkette West. Diss., Universität Rostock

Zusammenfassung

Unter Berücksichtigung des Wasseraustausches ist mit Hilfe eines mathematisch-ökologischen Modells die Nährstoffbilanz für den Greifswalder Bodden zu berechnen. Die Zustandsgrößen im Modell sind die produktionsbestimmenden Planktongruppen Frühjahrs-Kieselalgen (Bacillariophyceae), Grünalgen (Chlorophyceae) und Blaualgen (Cyanobacteria) als Produzenten, Copepoden der Gattungen Eurytemora und Acartia als Konsumenten, benthische Ciliaten, pelagische und benthische Mikroorganismen als Destruenten sowie die abiotischen Summenvariablen Detritus-Anteil des Seston, gelöste anorganische und organische Stickstoffverbindungen.

Die schnelle Veränderungen und die heterogene Verteilung der zu modellierenden Komponenten erfordern ein enges raum-zeitliches Raster der zu messenden Parameter. Daher wurden in unserer Abteilung verschiedene Geräte zur Meßwertaufnahme entwickelt. So entstand eine Gewässersonde (in mehrfacher Ausführung) zur stationären Erfassung meteorologischer und hydrologischer Parameter. Weiterhin wurden auch Meßsysteme entwickelt, welche die Aufnahme von Fluoreszenz- und Strömungsprofilen ermöglichen. Die mit den Meßsystemen aufgenommenen Meßreihen wurden in einer Datenbank aufbereitet und anschließend in das hydrodynamisch-ökologische Modell übertragen

Der Greifswalder Bodden wird für die Modellierung in Ost-West-Richtung und Nord-Süd-Richtung in 4 etwa gleich große Quadranten eingeteilt. Das Modell berücksichtigt die Vorgänge im Pelagial und in den obersten 5 cm des Sedimentes.

Der Einstrom aus dem angrenzenden Strelasund, Peenestrom und der Ostsee sowie der Austausch zwischen den 4 Kompartimenten wird vom TP Buckmann als Tagesraten des Wasseraustausches zur Verfügung gestellt. Die Berechnung des ökologischen Modells erfolgt mit der Modellierungssoftware OpenSESAME (Autor: EMBSEN, ERSEM-Gruppe), jedoch mit veränderten Austauschalgorithmen.

Mit Hilfe des Ein- und Austromes der einzelnen Zustandsgrößen aus/in den/die Nachbargewässer(n) und mittels logistischer Wachstumsgleichungen erfolgt die Nachbildung der innerhalb der Kompartimente gemessenen Zustände. Die Übereinstimmung zwischen Modell und Meßwerten kann im allgemeinen als gut angesehen werden.

1994: Hohe Konzentrationen in den Randgebieten z.B. an Kieselalgen im Frühjahr im Peenestrom, an Blaualgen und Detritus im Sommer im Strelasund sowie die starke West-Ost-Strömung in der 1. Jahreshälfte führen zu beträchtlichen Importen in den Greifswalder Bodden. Hinzu kommt die hohe Konzentration anorganischer Stickstoffverbindungen im Pelagial sowohl im Greifswalder Bodden als auch in den Nachbargewässern. Die unterschiedlichen Konzentrationen in den Kompartimenten sind durch eine lokal unterschiedliche Entwicklung allein nicht zu erklären.

1995: Die Planktonentwicklung unterscheidet sich von Jahr zu Jahr. Der wesentlich geringere Wasseraustausch sowie das Überwiegen der Strömung in westlicher Richtung mit Ausstrom in den Strelasund zeigt, daß auch die Hydrodynamik starken Schwankungen unterworfen ist. Der Wasseraustausch allein kann die Unterschiede zwischen den Boxen nicht erklären.

Das Modell reagiert empfindlich auf die Randkonzentrationen während bestimmter Ein- und Ausstromlagen. Der ca. 12fache jährliche Wasseraustausch des Greifswalder Boddens erklärt dieses Verhalten.

Die Kopplung zwischen dem ökologischen und dem hydrodynamischen Modell erweist sich als sehr fruchtbar. Im Greifswalder Bodden mit seinem hohen Wasserein- und -ausstrom gibt

es keine von den Nachbargewässern unabhängige Planktonentwicklung. Vielmehr setzt sich das Wachstum, die Vermehrung und das Absterben der Organismen, die mit dem Wasser eingetragen werden, im Greifswalder Bodden fort.

Abschließend sei bemerkt, daß ein Modell infolge der notwendigen Reduktion der zahllosen Zustandsvariablen auf ein überschaubares und rechenbares Maß und auf Grund der Unschärfe und hohen Variabilität der meisten Parameter immer nur eine grobe Näherung an die tatsächlichen Verhältnisse liefern kann.