

Das Oderästuar als Filter und Transformator

R. Lampe

Universität Greifswald, Geographisches Institut, Jahnstr. 16, 17487 Greifswald

Die Beziehungen zwischen Kontinent und Meer sind - sofern sie nicht den Wasserkreislauf und den Austausch von Gasen oder sehr große Zeitskalen betreffen - fast ausschließlich einseitig gerichtet: mineralische und organische Substanzen werden aus den Einzugsgebieten der Flüsse aus- und in das Meer eingetragen. In der Küstenzone - dem Übergangsraum zwischen den beiden großen Einheiten - werden infolge des rapiden Wechsels des Milieus die vom Kontinent abgetragenen Stoffe in ihren chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften und Transportmodi beeinflusst. Die Spezifik dieser Veränderungen ist stark abhängig von geographischen Randbedingungen (Hydrographie i.w.S., Klima, Topographie). Bei den stattfindenden Veränderungen kann unterschieden werden zwischen der Änderung der Transportgeschwindigkeit, die negativ (Retardation), Null oder positiv (Akzeleration) sein kann, überwiegend aber als Retardation sich darstellt, sowie der Transformation, d.h. der Änderung der (geo-/bio)chemischen Bindung eines chemischen Elementes oder einer chemischen Verbindung. Diese Unterscheidung zwischen Elementen und Verbindungen ist wichtig, weil nur letztere in zusätzliche zu den bereits vorhandenen oder neue, bisher nicht vorhandene Verbindungen transformiert werden können. Transformation und Retardation können jeweils allein oder gekoppelt auftreten und entscheiden in ihrer summarischen Wirkung darüber, ob die Küstenzone als Quelle (nach Transformation, z.T. mit Retardation gekoppelt: z.B. Freisetzung von Methan aus sedimentierter organischer Substanz) oder Senke (infolge von Retardation, z.T. mit Transformation gekoppelt: z.B. Eintrag anorganischer Nährstoffe und teilweise Akkumulation in den Sedimenten als refraktäre organische Substanz) in Hinsicht auf spezielle Elemente und Verbindungen funktioniert. Die Gewässer können unter normalen Umständen nicht Quelle von chemischen Elementen, sondern nur von Verbindungen sein, aber für beide als Senke fungieren.

Bei in langfristigem Mittel vorherrschender Retardation wird zumindest ein Teil der in das Küstengewässer eingetragenen Substanz nicht an das Meer weitergegeben, ein Vorgang, der in der Literatur als Filterung bezeichnet worden ist (KENNEDY 1984), obwohl es analoge

Prozesse im Gewässer streng genommen nicht gibt. Was das Gewässer die eingetragenen Stoffe (teilweise) nicht an das Meer weitergeben läßt, sind vielmehr Sedimentation, Erhöhung der mittleren Konzentrationen gelöster und partikulärer Substanzen im Wasserkörper sowie Speicherung in Biota. Ist die Retardation nur zeitlich befristet positiv (oder negativ), wird die Substanz zeitlich versetzt, aber vollständig weitergegeben. Die wichtigsten Teilvorgänge zeitlich begrenzter Retardation sind die Verzögerung des Abflusses, die von der durch die Topographie vorgegebenen Durchflußcharakteristik abhängt, sowie die Transformation eingetragener Substanzen in Stoffe, deren Aufenthaltszeit im Gewässer aufgrund veränderten Transportverhaltens größer ist als die Aufenthaltszeit des Wassers. Ein solches Verhalten zeigen z. B. Partikel mit genügend großer Sinkgeschwindigkeit, um während des seewärts gerichteten Transportes aus dem Wasserkörper aussinken und zwischengelagert werden zu können, sowie Stoffe, die in länger im Ästuar verbleibenden Organismen gespeichert werden. Bei der Filterung dagegen kommt es zu einer Akkumulation im Gewässer und damit zu einer bleibenden Änderung des Systeminhalts. Der Begriff der Retention - der in der Hydrologie oft für einen zeitlich befristeten Speichervorgang verwendet wird - soll hier in der eigentlichen Wortbedeutung für Rückhalt im Sinne eines Filtervorgangs gebraucht werden.

Vorstellungen zum Filtervermögen von Lagunen und Ästuaren ergeben sich schon rein formal aus ihrer Lage als zwischen Fluß und Meer geschaltete Bioreaktoren und Absetzbecken. Der Effekt beruht auf der durch Strömungsberuhigung hervorgerufenen Sedimentation von Schwebstoffen und der an sie gebundenen Substanzen sowie auf der Einbeziehung der produktionsbiologisch relevanten Nährstoffe in die Nahrungskette. Aus dieser ist ein Austrag in das Meer über den gezeitengetriebenen periodischen oder windgetriebenen episodischen Wasseraustausch mit dem Meer (horizontaler Stofftransport) bzw. durch Akkumulation in den Bodenablagerungen oder den Übergang gasförmiger Verbindungen in die Atmosphäre möglich (vertikaler Stoffaustausch). In flachen Küstengewässern, die bis auf kurze, wetterabhängige Zeiträume ständig gut durchmischt sind, stehen Bodenablagerungen, Wasserkörper und Atmosphäre in einem dauernden intensiven Stoffaustausch und können - entsprechend den äußeren Bedingungen, insbesondere der Intensität des horizontalen Austausches - zeitweise als Stoffquelle oder -senke fungieren. Geht man aber von der Existenz einer mittelfristig positiven Nettosedimentation aus, kommt den Gewässern prinzipiell eine Filter-Funktion zu, weil Stoffe langfristig aus dem Stoffkreislauf entfernt

werden. Die Freisetzung von Stoffen in die Atmosphäre kann aus Sicht des nachgeschalteten Gewässers (und nur aus dieser) ebenfalls als Retentionsvorgang angesehen werden.

Die vorpommerschen Boddengewässer verkörpern den Typ der gezeitenlosen, polymiktischen Ästuare und Lagunen. Infolge der unterschiedlich weit fortgeschrittenen Abriegelung vom Meer treten alle von KJERFVE (1989) definierten Wasseraustauschszszenarien auf (choked, restricted, leaky lagoons). Die wichtigsten Vorstellungen zum Stoffhaushalt der Lagunen sind am Beispiel der Darß-Zingster Boddenkette in den letzten 30 Jahren entwickelt worden (u.a. SCHLUNGBAUM 1994, SCHIEWER 1994, SCHIEWER, SCHLUNGBAUM, HEERKLOSS 1994). Eine Nährstoffbilanz des Kleinen Jasmunder Boddens teilen DAHLKE, HÜBEL (1996) mit. Trotzdem sind die Filter- und Transformationsleistungen der vorpommerschen Küstengewässer nach wie vor unzureichend bekannt.

Die Filtereffizienz F_E ist ein Maß für die auf das Gewässer bezogene Massenbilanz eines bestimmten Stoffes und ergibt sich aus $F_E = (RI - NF)/RI$ (SCHUBEL, CARTER 1984), worin RI der Flußeintrag in die Lagune und NF der Nettoaustrag des betrachteten Stoffes von der Lagune ins Meer ist. In der Literatur wird das Problem, unter welchen Bedingungen die Ästuare/Lagunen als Senke, Quelle oder nur Bypass fungieren, seit langem diskutiert und sowohl für einzelne Stoffe als auch verschiedene Ästuartypen unterschiedlich beantwortet (KRONVANG, CHRISTIANSEN 1986, SUMMERHAYES et al. 1985, EYRE 1995, BALLS 1994, BAIRD et al. 1987, ODUM 1980, SMITH et al. 1997, GÄTJE, REISE 1997, JÜRGENSEN et al. 1997 u.v.a.). Inzwischen zielt auch das internationale LOICZ-Programm (PERNETTA, MILLIMAN 1995) auf eine breite Bearbeitung dieser Problematik. Das GOAP-Verbundprojekt hat sich - unter teils unvermeidlicher, teils bewußter Vernachlässigung vieler Teilprozesse - die Aufgabe gestellt, für ein charakteristisches Ästuar der südlichen Ostsee (gezeitenlos, polymiktisch, (stark) nährstoffbelastet) die mesoskaligen Austauschprozesse und die sie bestimmenden Faktoren zu untersuchen. Dabei lagen die Schwerpunkte auf

- der detaillierten Modellierung des Wasseraustausches (2D-, 3D- und gekoppelte Modelle) und der Bilanzierung des daran gebundenen Austausches gelöst-anorganischer und gelöst-organischer bzw. partikulär gebundener (transformierter) Nährstoffe - den Verbindungen, die das Hauptproblem in den Küstengewässern Vorpommerns, die Eutrophierung, verursachen.
- der Identifikation des Verteilungsmusters und der Akkumulationsraten von Spuren- und Hauptelementen in Schwebstoffen und Sedimenten als Indikator der Transformations- und

Transportmechanismen von überwiegend nicht als Nährstoff dienenden Stoffen sowie der Bestimmung des sedimentären Depositionsvermögens

- der Bestimmung organischer *pools* (*standing stocks* von Mikroorganismen, Plankton, Makrozoobenthos, Makrophyten, Fischen) und deren Umsatzleistungen zur Aufklärung der Intensität gewässerinterner Stoffkreisläufe sowie des Einflusses des Wasseraustausches auf diese Prozesse und Kompartimente

- der Erarbeitung eines den Wasseraustausch berücksichtigenden ökologisch-mathematischen Modells für ein Beispielsgebiet, um Möglichkeiten und Grenzen der numerischen Nachhersage komplexer physikalisch-biologischer Prozeßkombinationen zu testen und aufzuzeigen.

Mit den derzeit zur Verfügung stehenden Mitteln sind die physikalischen Vorgänge mit hoher Auflösung mess- und modellierbar, die chemischen bereits deutlich geringer, während - trotz großer Bemühungen - die biologischen Vorgänge noch nicht einmal zeitlich und räumlich ausreichend aufgelöst messend verfolgt werden können. Unter diesem Gesichtspunkt Bilanzen aufstellen zu wollen, scheint vermessen. GOAP ist deshalb auch nicht als Bilanzierungsexperiment angelegt worden. Trotzdem haben alle Teilprojekte versucht, unter Inkaufnahme von vereinfachenden Annahmen einen Anfang zu machen und Beiträge zur Formulierung eines groben Ansatzes zu liefern. Es konnten auf diese Weise eine Reihe von Hypothesen formuliert werden, die für künftige Untersuchungen, aber auch Entscheidungen, eine Grundlage bilden.

Tab. 1: Belastungen des Oderästuars durch Nährstoffeinträge (in t) aus Flüssen (LAUN Stralsund)

	Oder 94	Oder 95	Peene 94	Peene 95	Uecker 94	Uecker 95
DIN	66 000	51 000	6 500	3 300
TN	98 000	77 000	7 300	4 310	1980	875
DIP	1 600	1490	60	40	15	15
TP	5 200	4900	160	90	50	45

Auf Grund der geomorphologischen Konfiguration und der topographischen Relation zur Oder als einer der wichtigsten Verschmutzungsquellen der südlichen Ostsee, schien für die Quantifizierung der Transportvorgänge in den Boddengewässern das Oderhaff-Peenestrom-Greifswalder Bodden-System einschließlich der vorgelagerten Oderbucht besonders geeignet. Grundsätzliche Fragen des Stoffaustausches lassen sich hier besonders gut untersuchen, weil

der Eintrag vom Hinterland massiv, diskret und damit relativ leicht quantifizierbar vonstatten geht (Tab. 1) und in den Verbindungen zur Ostsee steile Gradienten physikalischer, chemischer und biologischer Parameter existieren, die einer Beobachtung gut zugänglich sind.

Geoökologie des Untersuchungsraumes

Entstanden sind die Lagunen und Ästuarie der südlichen Ostsee im Zuge des **holozänen Meeresspiegelanstiegs**. In seinem Verlauf wurden flache Depressionen des Reliefs, die das pleistozäne Inlandeis hinterlassen hat, zwischen ca. 8.000 und 5.700 Jahren vor heute überflutet und in seichte Meeresbuchten verwandelt. Das Ende der Transgression und der seitdem nur unwesentlich schwankende Meeresspiegel waren der Grund, daß sowohl an die Küste heranwanderndes Sediment aus dem Bereich des Schelfs, als auch Material aus dem Küstenabbruch zum Aufbau von Nehrungen beitragen konnten, die diese Meeresbuchten in der Folgezeit mehr oder weniger weitgehend vom Meer abriegelten. Damit entstanden in Analogie zu den *barrier coasts* der Nordsee und des Atlantiks Doppelküsten und innere Küstengewässer, deren biologische Strukturen in der erdgeschichtlich äußerst kurzen Zeit von nur einigen tausend Jahren entstanden sind.

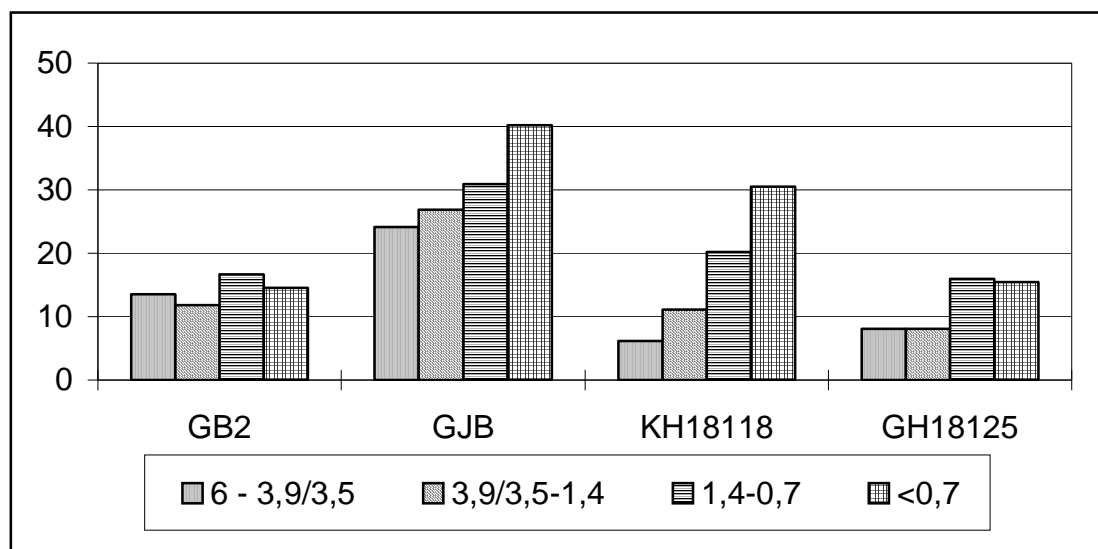


Abb. 1: Akkumulationsraten von organisch gebundenem Kohlenstoff (in $\text{g}/\text{m}^2\text{a}$) in Sedimentkernen aus dem Greifswalder Bodden (GB2), dem Großen Jasmunder Bodden (GJB), dem Kleinen Haff (KH18118) und dem Großen Haff (GH18125) während vier verschiedener Zeitintervalle, angegeben in 1000 a.

Mit dem vor etwa 5.700 Jahren BP beginnendem morphologischen Ausgleich der Außenküste war gleichzeitig eine Änderung der hydrographischen Bedingungen in den Küstengewässern

verbunden. Es kam zu weitgehender Beruhigung der Hydrodynamik, zu Aussüßung und damit einhergehender Veränderung der Artenzusammensetzung. Als polymiktische Flachgewässer besaßen die Lagunen von vornherein eine **natürliche Tendenz zur Eutrophierung**, die je nach Volumen und Wasseraustausch mit der Ostsee bzw. Flußwasserzufuhr unterschiedlich schnell und unterschiedlich durchgreifend ausgefallen ist. So lassen sich für die letzten Jahrtausende sehr unterschiedliche Sedimentationsraten und Kohlenstoff-Akkumulationsraten in den Bodenablagerungen nachweisen, die komplexer Ausdruck der veränderten Produktivität, der Selbstreinigung, aber auch der Belastung der Gewässer sind (LAMPE, JANKE 1997, Abb. 1).

Im Greifswalder Bodden fallen die Unterschiede über den gesamten Zeitraum hinweg gering aus. Er realisiert heute von allen Bodden den mit Abstand größten Wasseraustausch (zahlenmäßig jährlich etwa das 12fache seines Volumens (ca. 34 800 Mio m³, MERTINKAT 1986, was aber wegen unklarer Vermischungsverhältnisse noch nichts über den damit verbundenen Stoffaustausch aussagt), besitzt eine äußerst geringe Flußwasserzufuhr (rd. 35 Mio m³ = 0,3% der Gesamtwasserzufuhr) und ist erst in unserem Jahrhundert einem ernst zu nehmendem anthropogenem Nährstoffeintrag ausgesetzt gewesen. Das Stettiner Haff hingegen ist mit einem Flußwassereintrag von rd. 17 km³ in das knapp 2,6 km³ fassende Gewässer überwiegend von der Oder dominiert. In seinen Sedimenten lassen sich deutlich die Auswirkungen der Entwaldung des Einzugsgebietes vor 600-700 Jahren und des nachfolgend höheren Nährstoffeintrags nachweisen. Mit dem Ausbau der Swina und der Kaiserfahrt sind die Austauschbedingungen zur Pommerschen Bucht erleichtert worden, so daß der Durchstrom durch das Große Haff vermutlich beschleunigt, der durch das Kleine Haff verlangsamt und eventl. verringert worden ist. Derzeit gehen etwa 80% des Oderabflusses durch die Swina, 15% durch das Kleine Haff in Richtung Peenestrom und 5% durch die Dziwna (CORRENS 1979, BUCKMANN et al. 1998).

Die Folgen der Eutrophierung sind im Diagramm in Abb. 2 dargestellt: Nutzungsänderung im Einzugsgebiet und Erhöhung der Nährstofffracht der Flüsse führten in den Bodden zur übermäßigen Erhöhung der Phytoplanktonproduktion. Eine mögliche (eventl. zeitweise aufgetretene) Förderung der Makrophyten ist möglich, aber nicht belegt. Damit verbunden waren u.a. die Verschlechterung des Lichtklimas, eine Erhöhung der sommerlichen pH-Werte, die Erhöhung der Jahres- und Tages- amplitude der Sauerstoffsättigung sowie das Auftreten von Sauerstoffdefiziten in gewässergrundnahen Bereichen. Im Verlaufe des Eutrophierungsprozesses

wurden die submersen Makrophyten wegen der abnehmenden Sichttiefen in immer flachere, damit aber auch immer kleiner werdende

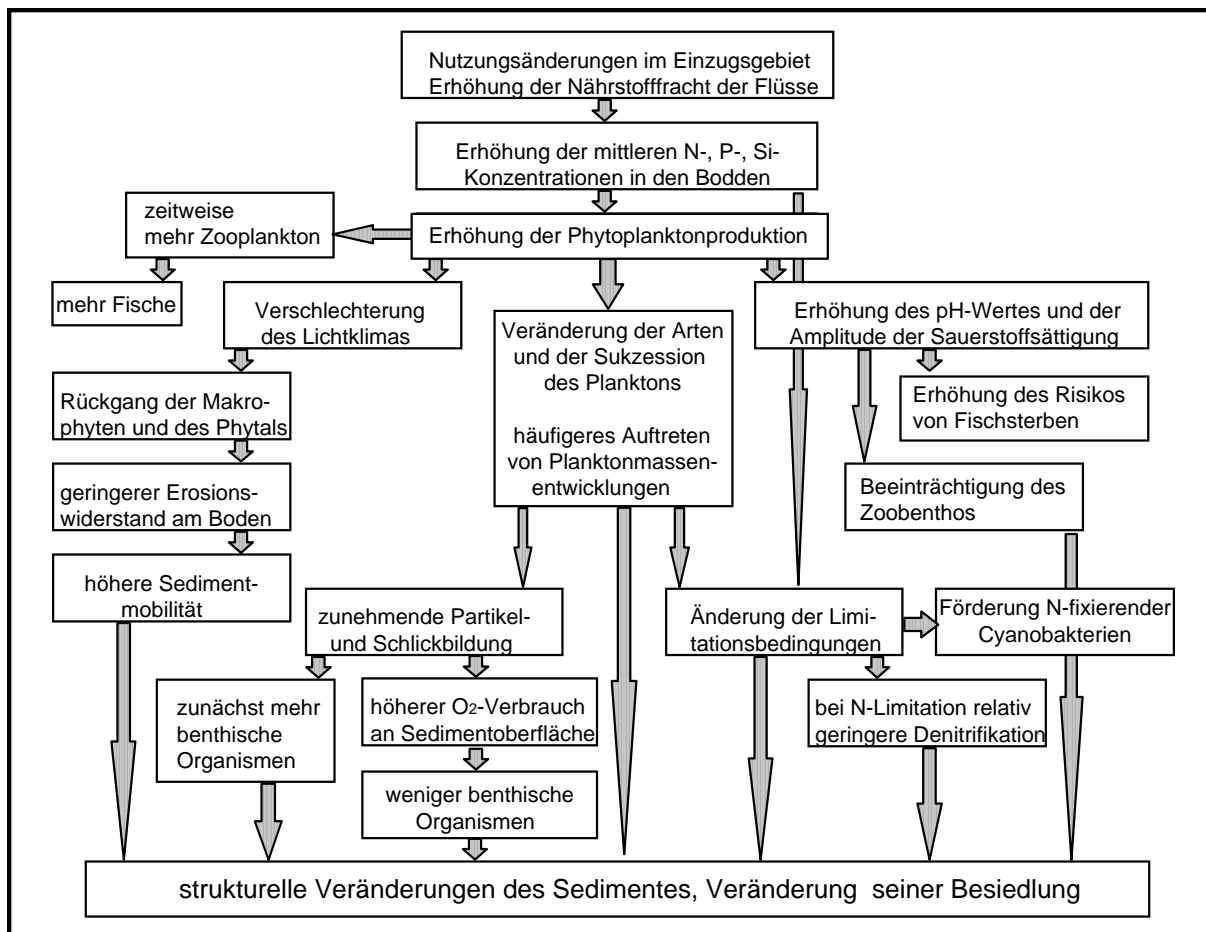


Abb. 2: Stark schematisierter Verlauf des Eutrophierungsprozesses in den Boddengewässern an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns (nach LAMPE 1996, verändert)

Gewässerbereiche zurückgedrängt (MESSNER, v. OERTZEN 1991). Der Verlust der höheren Pflanzen führte zu höherer Mobilität der nun entblößten Sedimentoberfläche und damit zu häufigerer und intensiverer Resuspension des Schlicks (BURKHARDT 1997), verbunden mit Nährstoffrückführung in das Pelagial, womit das Wachstum des Phytoplanktons erneut gefördert wird. Ergebnisse dieses Prozesses sind u.a. zunehmende Partikelbildung und Verschlickung, höherer O₂-Verbrauch bei der Remineralisierung im Sediment, Förderung der mikrobiellen Stoffkreisläufe und letztlich Veränderungen der ökologischen Strukturen in Pelagial und Benthos. Diese allgemeinen Vorstellungen konnten durch die GOAP-Ergebnisse weiter quantifiziert werden.

Hydrobiologische Charakteristik

Die Salinitätsverhältnisse im Ästuar werden durch das Mischungsverhältnis von Süßwasser aus den Festlandsabflüssen und brackigem Ostseewasser geprägt. Der Zustrom von Salzwasser erfolgt vor allem in den Wintermonaten, kann aber auch zu allen anderen Jahreszeiten kurzzeitig bedeutend sein. Entsprechend den klimatischen Bedingungen im Einzugsgebiet führen die Flüsse, vor allem die Oder, zwei Hochwasser ab - ein Winter- bzw. Frühjahrs- sowie ein Sommerhochwasser. Aus der Überlagerung beider Einflüsse ergibt sich in den Küstengewässern ein Jahresgang mit herbstlich/winterlich höheren und frühjährlich/sommerlich niedrigeren Salzgehalten. Das Kleine Haff und der südliche Peenestrom gehören mit einem mittleren Salzgehalt von ca. 1 psu zur β -mixo-oligohalinen Zone (S 0,5 - 3 psu), der Greifswalder Bodden mit einem mittleren Salzgehalt um 7,5 psu zur β -mixo-mesohalinen Zone (S 5 - 10 psu). Zwischen beiden liegt im nördlichen Peenestrom ein relativ kleiner Bereich, der zahlenmäßig zur α -mixo-oligohalinen Zone (S 3 - 5 psu) zu rechnen wäre. Getrennt durch steile Salinitätsgradienten grenzen hier die Wassermassen aus den beiden Nachbarbereichen aneinander. Infolge der häufigen Verlagerung der Grenze zwischen den sich ständig hin- und herbewegenden Wasserkörpern und den damit verbundenen Vermischungsprozessen kommt es hier nicht zur Herausbildung eines stabilen Lebensraum. Insofern existiert beim Phytoplankton kein kontinuierliches Artengefälle, vielmehr existieren zwei Zonen unterschiedlicher Halinität mit überwiegend autochthonen, an die Bedingungen angepassten Arten. Die Summe der zumindest zeitweilig produktionsbiologisch wirksamen Taxa ist in beiden Bereichen etwa gleich hoch. Ein Brackwasserminimum tritt in der Übergangszone nicht auf, vielmehr ist die Zahl der in diesem Raum nachweisbaren Phytoplanktonarten auf Grund der abwechselnd auftretenden Wasserkörper unterschiedlicher Herkunft sogar größer als in den beiden benachbarten Zonen (SCHMIDT 1997 und frdl. Mitt). DAHLKE et al. (1998) sehen in den an die Vermischungsprozesse gekoppelten Flokkulations- und Absterbevorgängen den Grund für gegenüber den Nachbarbereichen erhöhte mikrobiologische Stoffumsätze im Sediment des nördlichen Peenestroms.

Im Frühjahr, aber auch im Herbst dominieren in beiden Salzgehaltszonen stenotherme Kaltwasserplankter (zumeist Diatomeen). Mit steigenden Temperaturen erfolgt ein vollständiger Aspektwechsel, der im Greifswalder Bodden durch ein durch Zooplankton-*grazing* bedingtes Klarwasserstadium noch unterstrichen wird (SCHMIDT, mdl. Mitt). Im Haff und Peenestrom ist diese Zäsur weniger deutlich oder fehlt ganz. Im Sommer beherrschen an höhere

Wassertemperaturen angepaßte Kiesel-, Blau- und Grünalgen den Aspekt. In dieser Phase können anorganische N-Verbindungen vollständig aus dem Pelagial verschwinden und - vor allem im Greifswalder Bodden - N-fixierende Cyanobakterien auftreten. Konkurrierend mit einer N-Limitierung kann auch das Licht als Minimumfaktor auftreten. Bei langsamem Temperaturrückgang im Spätherbst sind die Sommerformen auch noch bei relativ niedrigen Temperaturen im Plankton präsent. Das Gefälle der Primärproduktion vom Kleinen Haff bis zum Greifswalder Bodden folgt der Abnahme der Nährstoffbelastung durch Selbstreinigungs- und Vermischungsprozesse. Die räumliche Gliederung des Ästuars nach dem Trophiegrad deckt sich daher in etwa mit der Gliederung nach dem Salzgehalt, obwohl kein kausaler Zusammenhang besteht (SCHMIDT 1995). Durch physikalische Prozesse kann die Verteilung des Phytoplanktons stark beeinflußt werden. Die Wasseraustauschverhältnisse regeln die Verweilzeit der Wassermassen in den einzelnen Kompartimenten und bestimmen zusammen mit der Aktivität des Bios den Ort der Festlegung eingetragener Nährstoffe in Biomasse sowie die Anzahl der Kreisläufe im System. Die genaue Kenntnis des Wasseraustausches ist daher von grundlegender Bedeutung bei der Untersuchung der Stoffumsätze.

Wasseraustausch

Das Problem bei der Berechnung naturnaher Szenarien der Wasserzirkulation mittels hydrodynamischer Modelle besteht nicht nur in den tidefreien, süßwasserbeeinflußten Küstengewässern in der meist geringen Verfügbarkeit von Daten zur Erzeugung naturähnlicher (d.h. instationärer und inhomogener) Rand-, Anfangs- und Anfachungsbedingungen. Für das Oderästuar und die Verbindungen zur Ostsee, deren Zirkulationsregime stark oder nahezu ausschließlich von lokalen, kleinräumigen Windfeldern bestimmt werden, gilt dies aber in besonderem Maße. Dies liegt überwiegend am schnellen Reagieren auf lokale, kleinskalige und kurzperiodische Änderungen der Windrichtung und/oder -stärke, wodurch unterschiedliche Eigenschwingungen angeregt und stark inhomogene Stau- und Absinkeffekte erzeugt werden, gekoppelt mit schnell ihre Richtung wechselnden Wassertransporten.

Die komplizierte morphologische Gliederung des Untersuchungsgebietes in große, bathymetrisch einheitlich gestaltete Becken und lange, enge Verbindungskanäle mit schnell wechselnden Tiefen erfordert eine feine Diskretisierung der Berechnungsgitter. Dies und die an sich erforderliche Berücksichtigung des ästuartypischen, dreidimensionalen

Strömungsmusters kann nur um den Preis hoher Rechenzeiten realisiert werden. Angesichts des Ungleichgewichts bei der zeitlichen Auflösung der im Ästuar ablaufenden Prozesse - detaillierte Erfassung (Minuten bis Stunden) von Strömungen, Wasserständen und atmosphärischem *forcing* einerseits und aufwandsbedingt grobe Erfassung von chemischen und biologischen Parametern andererseits (i.d.R. Wochen, nur in Ausnahmen Stunden bis Tage) - wurde einer vereinfachenden Berechnung (vertikal integrierendes 2D-Modell) des Wasseraustausches über zwei hydrologische Jahre hinweg und einer fallweisen Überprüfung der Ergebnisse mit Hilfe eines 3D-Modells der Vorzug gegeben (BUCKMANN et al. 1998). Diese Strategie hat sich grundsätzlich bewährt.

Vergleichsberechnungen von als repräsentativ erachteten Szenarien zeigten, daß Wasserstände und starke Wasserstandsschwankungen vom 2- und 3-dimensionalen Modell in etwa identisch simuliert werden (BUCKMANN et al. 1998). Unterschiede sind zwar im zeitlichen Responseverhalten und lokal erkennbar und durch die im 2-dimensionalen Fall vereinfachte Approximation des windbedingten Impulseintrags und der Impulsdissipation am Boden erklärbar, reine Wassermassenbilanzen im längerfristigen Mittel sind mit dem 2D-Modell jedoch naturnah simulierbar. Schwieriger gestaltet sich die Einbeziehung des Salztransportes, weil vor allem im Greifswalder Bodden und in der Pommerschen Bucht eine quasi-synoptische Gewinnung von Anfangswerten mit vertretbarem Aufwand kaum möglich ist.

Signifikante Unterschiede ergeben sich naturgemäß für Strömungsverteilungen auf Vertikalprofilen als auch in flacheren Gebieten. Barokline Strömungsanteile insbesondere im nördlichen Peenestrom, der Swina und im nördlichen Oderhaff können nicht oder nur sehr unzureichend erfaßt werden. Für den Wasseraustausch wichtige, in verschiedenen Schichten gegeneinander setzende Strömungen im Verbindungsbereich von Großem und Kleinem Haff können ebenfalls nicht oder nur sehr fehlerhaft berechnet werden. Die Charakterisierung von Wassermassen oder Transporten von Wasserinhaltsstoffen bzw. deren Bilanzierung sind dort nur eingeschränkt möglich.

Da sich einerseits 3-dimensionale hochauflösende Modelle wegen ihres hohen Rechenaufwandes (noch) nicht für Langzeit-Simulationen einsetzen lassen, andererseits eine Vielzahl von Prozessen nur mit Genauigkeitsabstrichen 2-dimensional simulieren lassen, wurde ein Anwendungs- und Kaskadierungskonzept entwickelt. Es basiert auf einer

zielspezifisch orientierten kombinierten Anwendung des 2D-Modells für längerperiodische Simulationen und einer konsistenten Übergabe der benötigten Rand- und Anfangswerte an 3D-Modelle zur Behandlung von Prozessen und Fragestellungen, welche zeitlich und räumlich höher aufgelöst werden müssen.

Eine Herausforderung stellt die Entwicklung von gekoppelten Modellen dar, in denen die Wechselwirkungen von variablem Wind, Strömung und Seegang berücksichtigt werden können. Das in GOAP entwickelte Modellsystem (WOLF et al. 1998) besteht aus vier Komponenten: dem mesoskaligen, nichthydrostatischen Atmosphärenmodell GESIMA, dem hybriden 2D-Flachwasserseegangmodell HYPASS, dem 3D-hydrodynamischen Modell TRIM3D und dem *suspended matter*-Modell Q3DSSD. Die bessere Übereinstimmung zwischen Messungen und Modellergebnissen zeigt an, daß die gekoppelte Modellierung zu einem besseren Verständnis der im Haff ablaufenden hydrodynamischen Prozesse beitragen kann und kleinskalige Variationen vor allem der Strömungsmessreihen teilweise auf Kopplungseffekte in Bereichen mit hoher Dissipation der Seegangenergie zurückgeführt werden können. Die gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und modellierten Schwebstoffkonzentrationen während realer Sturmperioden läßt erwarten, daß mittels des gekoppelten Modellsystems eine Beschreibung des SPM-Transportes möglich wird. Weitere Modellkalibrierungen erscheinen jedoch notwendig, um quantitative Aussagen zu ermöglichen.

Wichtig in diesem Zusammenhang ist, daß Landsat TM-Daten geeignet sind, in den flachen Boddengewässern Wasserinhaltsstoffe und die *Sea Surface Temperature* zu quantifizieren. Damit wird die Möglichkeit gegeben, sowohl die Ergebnisse punktueller Schiffs- und Stationsmessungen auf die Fläche des Untersuchungsgebietes auszudehnen als auch Modellierungsergebnisse zu validieren. Die spektrale und radiometrische Auflösung des TM-Scanners setzt allerdings Grenzen hinsichtlich der Trennung der Signalinformation bezogen auf Prozesse der Absorption und Reflexion bei unterschiedlichen Wasserinhaltsstoffen (AMELANG 1998).

Austausch von Nährstoffen

Die Ankopplung der pelagischen Nährstoffdaten (sowohl anorganisch- als auch organisch gebundene) an das 2D-Strömungsmodell liefert erste Vorstellungen zur Größe der kompartimentbezogenen Ein- und Ausstromfrachten, für den zeitlichen Verlauf der

Nettoflüsse sowie der Entwicklung des Inhalts eines Gewässers hinsichtlich eines Stoffes (massebezogenes Inventar, MEYER et al. 1998). Kritisch sind die Resultate vor allem deshalb zu bewerten, weil im Modell die einzelnen Gewässerteile als ideale Rührkessel aufgefaßt werden, in denen das Material nach dem Eintrag sofort gleichmäßig verteilt wird, bevor ein Austrag erfolgt. Besonders beim Greifswalder Bodden werden die Transporte wegen des umfangreichen Wasseraustausches, der Fehlerfortpflanzung aus dem 2D-Modell und der genannten Rührkesselvoraussetzung zu hoch veranschlagt (vgl. Nährstofftransporte MEYER et al. 1998 sowie Tab. 4). Die Tendenz (Nettoein- oder -austrag) dürfte aber erhalten bleiben. Die internen Umsätze der Gewässer errechnen sich aus den Freisetzungsraten aus dem Sediment (DAHLKE et al. 1998, MEYER et al. 1998), der Respiration und Produktion der Organismen (WESTPHAL, LENK 1998, DAHLKE et al. 1998, GÜNTHER 1998, CONRAD et al. 1998, BARTELS, KLÜBER 1998) und der pelagischen Inventaränderungen, die nicht aus berechneten Transporten über die Grenzen der Kompartimente erklärt werden können. Da die Transporte und Inventare für anorganische und organische Nährstoffbindungen getrennt kalkuliert wurden, erscheint ein Kompartiment gleichzeitig und in gleichem Maße als Senke für anorganisch-gebundenen Nährstoff und Quelle für organisch-gebundenen (transformierten) Nährstoff, wenn nicht andere Vorgänge die Transformation überlagern. Diese Untersuchungen konnten wegen eines unzureichend dichten Datensatzes für das Große Haff und die Oder nur für den deutschen Teil des Oderästuars vorgenommen werden. Anhand der Berechnungsergebnisse lassen sich drei Stoffhaushaltstypen im Oderästuar aushalten.

Achterwasser und Kleines Haff: Gegenüber der Intensität und dem Umfang der internen Umsätzen spielen anorganische Nährstoffzuflüsse für die Aufrechterhaltung der Produktion auf hohem Niveau in diesen Gewässern offenbar eine relativ geringe Rolle. Das Achterwasser stellt mit seiner fast ganzjährig hohen Produktivität (WESTPHAL, LENK 1998) im Verhältnis zu seiner Größe und den geringen Wasseraustauschraten eine bedeutende Quelle für gelöste, organisch gebundene (transformierte) Nährstoffe dar. In der Bilanz ergibt sich für Phosphor sogar ein Netto-Austrag, wie ihn DAHLKE, HÜBEL (1996) auch beim Kleinen Jasmunder Bodden beobachtet haben. Ursache ist der reduzierende Status des Sedimentes, wodurch die Bodenablagerungen inzwischen stark an P verarmt sind (molares C_{org}/P -Verhältnis rd. 200, im Kleinen Jasmunder Bodden rd. 160). Dieses C_{org}/P -Verhältnis findet sich ebenso in den Schwebstoffen des Achterwassers (BREITENBACH 1997). Auch das Kleine Haff stellt für die Nährstoffe aus der Oder nur eine schwache Senke dar. Es erscheint -

wenn auch nicht so ausgeprägt wie beim Achterwasser - als sich größtenteils selbst ernährendes Gewässer. Allerdings ist bei der Bewertung der Stofftransporte im Kleinen Haff Vorsicht geboten, da die Berechnung des Wasseraustausches, wie oben geschildert, gerade hier mit größerem Fehler behaftet sein kann.

Peenestrom: Der Peenestrom ist die größte Senke für anorganische Nährstoffe im westlichen Oderästuar. Von der Menge der eingetragenen Phosphate und Nitrate (BACHOR 1997) werden 40-50% in Biomasse umgesetzt, die internen Umsätze also wesentlich aus Nährstoffzuflüssen gespeist. Die Peene ist im westlichen Oderästuar als Quelle bei den Stickstoffeinträgen von mindestens gleich großer Bedeutung wie die aus dem Kleinen Haff einströmenden Frachten (110 - 140% des Eintrags aus dem Haff), bei Phosphor dagegen von deutlich geringerem Einfluß (ca. 50% des Haffeintrags). Die hohen Umsätze im volumenmäßig kleinen Kompartiment Peenestrommündung ("Loch") weichen kalkulationsmethodisch bedingt sicher wesentlich weiter von den realen Zahlen ab als die der anderen Kompartimente. Tatsächlich handelt es sich um einen äußerst aktiven Bereich (DAHLKE et al. 1998), in dem hohe Salinitäts- und Nährstoffgradienten auftreten und in dem wechselnde Planktongesellschaften den intensiven Wechsel aus- bzw-einströmender Wassermassen belegen.

Greifswalder Bodden: Bei starkem Wasseraustausch wie 1994 dominiert bei Nitrat die interne Freisetzung, der Greifswalder Bodden erscheint damit als Nitrat-Quelle. Bei geringem Wasseraustausch (1995) werden ca. 25 % der internen Umsätze durch Zuflüsse aufrechterhalten, der Bodden fungiert nun als Nitrat-Senke. Hinsichtlich des Phosphors stellt der Greifswalder Bodden fast unabhängig vom Wasseraustausch eine permanente Quelle dar, gespeist aus internen Freisetzungsvorgängen. Der Mechanismus muß aber ein anderer sein als im Achterwasser, da das molare C_{org}/P -Verhältnis der Sedimente mit 70 - 100 niedrig und der Redoxstatus höchstens kurzzeitig suboxisch ist (LAMPE 1990, LAMPE, MEYER 1995). Der permanente Austrag macht Hoffnung auf eine langfristige Verbesserung der Nährstoffsituation dieses Gewässers im Sinne einer Remesotrophierung.

Bilanzierung des Kohlenstoffumsatzes

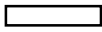


Biologische Untersuchungen stützen prinzipiell diese Aussagen. Für die einzelnen Bereiche des Untersuchungsgebietes sind die für die Aufstellung einer C-Bilanz verfügbaren Meß- und

Schätzwerte in Tab. 2 aufgetragen. Eine Hochrechnung des bei der Primärproduktion gebundenen Kohlenstoffs auf die Jahresproduktion ergibt Werte in Höhe von ca. 280 gC/m²a für den Greifswalder Bodden und bis zu 590 gC/m²a in den inneren Teilen des Oderästuars (Zeile 6, WESTPHAL, LENK 1998). Die Sekundärkonsumtion des Zooplanktons beeinflusst vor allem im Frühjahr und Sommer das Phytoplankton, zum Umsatz können aber keine Aussagen gemacht werden. An Einzelmessungen konnte gezeigt werden, daß sowohl im Kleinen Haff als auch im Greifswalder Bodden etwa 70 % des bei der Primärproduktion gebundenen Kohlenstoffs durch Respiration wieder verbraucht werden (Zeile 7). Das stimmt gut mit den Messungen von AL AHMAD (1990) überein, der für das Achterwasser 65% ermittelte. Damit steht ungefähr ein Drittel der Bruttoproduktion für benthische Umsätze zur Verfügung. Die Beteiligung des Makrozoobenthos an gewässerinternen Umsätzen fällt deutlich unterschiedlicher aus, als es für das Phytoplankton der Fall ist. Schon die Biomasse unterliegt enormen räumlichen und zeitlichen Schwankungen. GÜNTHER (1998) fand Jahresmittelwerte von rd. 15 g C/m² in den zentralen Schlickbereichen (Ariadne und Tonne G2) und bis zu 60 g C/m² in den vor der Peenestrommündung liegenden Stationen Elagrund und Loch. Für die ufernahen, sandigen Gebiete des Greifswalder Boddens wurde von JÖNSSON et al. (1998) aus 320 Proben eine mittlere Feuchtbiomasse von 184 g/m² ermittelt, die nach HEERKLOSS (1996) 18 g TM/m² oder rd. 9 g C/m² entspricht. Dieser niedrige Mittelwert überrascht, weil für die Sandflächen höhere Biomassen erwartet wurden. Die Werte für das innere Ästuar fallen - mit Ausnahme der Dreissena-Bänke im Kleinen Haff - deutlich niedriger aus. Die Assimilation des Makrozoobenthos (Produktion + Stoffwechselverluste) beträgt nach GÜNTHER (1998) im molluskenreichen Greifswalder Bodden im Jahresmittel 156 g C/m²a und im durch Oligochaeten und Chironomiden charakterisierten Achterwasser 0,65 g C/m²a. Die Respiration (Zeile 13) macht in den meisten Gewässern etwa 55%, im Achterwasser nur 29% des Gesamtstoffumsatzes aus. Die Netto-Primärproduktions-Daten von Greifswalder Bodden und Kleinem Haff (Zeile 8) verhalten sich zueinander etwa wie 1 : 2,1. Im Kleinen Haff steht also pro Flächeneinheit doppelt soviel Kohlenstoff für benthische Umsätze zur Verfügung wie im Greifswalder Bodden. Durch die sekundäre C-Assimilation des Makrozoobenthos (Zeile 14) wird dieses Angebot in ähnlichem Maße ausgenutzt (Relation von 1 : 2,0). Allerdings ist dadurch auch die nicht ausgenutzte Kohlenstoffmenge im Kleinen Haff doppelt so groß. Für die eintönigen, lebensarmen Schlickflächen im Achterwasser betragen diese Verhältnisse schließlich nur noch 1 : 1,4 (NPP) bzw. 1 : 84,3 (Assimilation d. Makrozoobenthos). Im Achterwasser, aber auch im

Kleinen Haff stehen somit erhebliche Anteile des produzierten Kohlenstoffs für die Sedimentation und bakterielle Umsetzungen sowie für den Export zur Verfügung.

Für den Greifswalder Bodden würde sich aus der gegenseitigen Aufrechnung der Netto-Primärproduktion (Zeilen 8 und 17), der Assimilation der Konsumenten (Zeile 14) und der bakteriellen Umsätze (Zeile 16) eine annähernd ausgeglichene C-Bilanz errechnen. Da anzu-

Tab. 2: Mittlere Kohlenstoff-pools [gC/m²] bzw. mittlere jährliche Prozeßraten [gC/m²a] und Relationen in Kompartimenten des Untersuchungsgebietes (südl. GB - südlicher Greifswalder Bodden, PN - nördlicher Peenestrom, PS - südlicher Peenestrom, AW - Achterwasser, KH - Kleines Haff)

<i>pool</i>		südl	PN	PS	AW	Kl.	Quelle
Prozeßrate		G.B.				Haff	
Verhältnis							
1 DOC		46,6	15,3	26,1	12	32,5	GÜNTHER et al. (1998)
2 POC+ PIC = PC		5,8	10,8	11,9	21,6	15,4	MEYER, GOAP-Datenbank
3 DOC/PC		8,0	1,4	2,2	0,6	2,1	Zeile 1 / 2
4 Biomasse Phytoplankton		0,6					geschätzt: 11% vom Seston (SCHNESE 1965, S. 33)
5 P/B-Verhältnis Phytoplankton		465					Zeile 6 / 4
6 Brutto-Prod.-Phytoplankton		279	321	427	405	591	WESTPHAL 1998 Tab. 5
7 Respiration-Phytoplankton		195	225	299	283	414	70% v. 6, WESTPHAL 1998
8 Netto-Prod.-Phytoplankton		84	96	128	122	177	Zeile 6 - 7
9 P/R-Verhält. Phytoplankton		0,43	0,43	0,43	0,43	0,43	Zeile 6 / 7
10 Biomasse Makro-Zoobenthos		12,0	16,2	4,5	0,06	22,4	JÖNSSON 1998 Tab.11, GÜNTHER 1998 Tabn. 5, 8 ¹⁾
11 P/B-Verhältnis Makro-Zoobenthos		2,0	2,8	2,8	8,3	2,3	GÜNTHER 1988, Tab.8 ¹⁾ Zeile 12 / 10
12 Prod. Makro-Zoobenthos		24	45,9	12,6	0,5	51,5	GÜNTHER 1998, Tab.8 ¹⁾ JÖNSSON 1998, Tab.5; Zeile 11)
13 Respiration-M-Zoobenthos		35	48,3	13,4	0,2	66,9	GÜNTHER 1998, Tab. 8 ¹⁾
14 Assimilation M-Zoobenthos		59	94,2	26	0,7	118,4	Zeile 12 + 13
15 P/R-Verhält. M-Zoob.		0,68	0,95	0,94	2,50	0,77	Zeile 12 / 13
16 mikrobielle Freisetzung aus dem Sediment (CO ₂ , CH ₄)		28	(30)	26	(36)	36	DAHLKE 1998, Tab. 10, Werte in Klammern geschätzt
17 Prod. Makrophytobenthos		2,2					BARTELS 1998, CONRAD 1998
18 Biomasse Fische		0,003					JÖNSSON 1998, Tab. 13
19 Fischfraß		0,3					JÖNSSON 1998, Tab. 21
20 Überschuß		-1	-28	76	85	23	Zeilen 8 + 17 - 14 - 16

Für den Greifswalder Bodden ist abweichend von den bei GÜNTHER (1998) in Tab. 8 angegebenen Werten für den Greifswalder Bodden ein Mittel aus seinen Angaben für die zentralen Schlickstationen 1 und 2 in Tab. 5 (15 gC/m^2) sowie den Angaben von JÖNSSON et al. (1998) für die Biomassen der ufernahen Sandstationen nach Umrechnung auf Kohlenstoff (n. HEERKLOSS 1996, 9 gC/m^2) verwendet worden. Als Verhältnis der Sand- und Schlickflächen wurde 1:1 zugrunde gelegt, zur Berechnung der Produktion ein P/B-Verhältnis von 2,0. Es ergeben sich eine Produktion von rd. $24 \text{ gC/m}^2\text{a}$ (Zeile 12) und eine Respiration von rd. $35 \text{ gC/m}^2\text{a}$ (Zeile 13).

nehmen ist, daß die von DAHLKE et al. (1998) an Schlicksedimenten ermittelten Raten der mikrobiellen C-Freisetzung (Zeile 16) auf den Sandflächen, die im Greifswalder Bodden große Bereiche einnehmenden, geringer sind als in den Schlickten, wird ein Teil des Kohlenstoffs nicht ausgenutzt und könnte akkumuliert werden. Allerdings sind Respirationsprozesse auf anderen trophischen Ebenen noch nicht erfaßt und wären ebenfalls in Rechnung zu stellen.

Man muß sich über die großen Unsicherheiten derartiger Kalkulationen im klaren sein: die Fehler bei der Bestimmung der Größe der einzelnen *pools* sind bereits beträchtlich. Umsätze können ohne experimentelle Isolation der Prozesse nicht aus der Änderung statischer Parameter ermittelt werden (LAMPERT, SOMMER 1993) und sind infolge der Isolation ebenfalls nur mit Fehlern auf natürliche Bedingungen übertragbar. Hinzukommen die problemimmanenten Fehler bei der Extrapolation der Werte auf größere Raum- und Zeiteinheiten. Die in Tab. 2 in Zeile 20 berechnete Summe kann also bestenfalls die Größenordnung verdeutlichen, in der Kohlenstoff akkumuliert oder exportiert bzw. importiert werden kann.

Trotz der genannten Einschränkungen wird deutlich, daß am auf die Fläche bezogenen C-Umsatz Jung- und Kleinfische, Makrophyten sowie Pilze und Hefen (SCHAUER et al. 1998) keine nennenswerten Anteile haben. Durch Jung- und Kleinfische werden jährlich etwa $150 \text{ t C} = 0,3 \text{ gC/m}^2\text{a}$ konsumiert, die zu 54% dem Benthos ($1/250$ von dessen mittlerer Biomasse) und zu 31% dem Zooplankton ($1/1$ von dessen mittlerer Biomasse) entnommen werden (JÖNSSON et al. 1998). Die Makrophyten, deren Bewuchsfläche aus Luftbildern, Videographien und Tauchbeobachtungen auf $25 \text{ km}^2 = 4,5\%$ (BARTELS, KLÜBER 1998) geschätzt wird, binden maximal $1100 \text{ t C/a} = 2,2 \text{ gC/m}^2\text{a}$, (CONRAD et al. 1998), was nach ASMUS et al. (1997) als Netto-Produktion gedeutet werden kann. Ca. $2/3$ davon werden im Winterhalbjahr wieder freigesetzt. Nach einer vorsichtigen Umrechnung der Schätzungen von MESSNER, v. OERTZEN (1991) könnte der Greifswalder Bodden in den 1930er Jahren noch 140 gC/m^2 im Phytal gebunden haben, was die eutrophierungsbedingten Veränderungen

deutlich macht (vgl. Abb. 2). Kaum von Bedeutung für den C-Haushalt scheinen auch rastende Tauchenten zu sein, die nach LEIPE (1985) während einer Rastperiode ca. 840 t Muscheln = 0,08 gC/m² entnehmen.

Wägt man diese Schätzungen gegeneinander ab, erscheint der Greifswalder Bodden hinsichtlich seiner Umsätze ausgewogen, assimilatorische und dissimilatorische Prozesse halten sich wohl, obwohl zeitlich versetzt, im jährlichen Mittel etwa die Waage. Teile des Gewässers können eine höhere Produktion durch Importe realisieren, die vor allem aus dem Peenestrom kommen. Insgesamt bekräftigt der Befund das eingangs mitgeteilte Ergebnis, daß im Greifswalder Bodden die Sedimentation nur sehr gering ist.

In den inneren Teilen des Ästuars besteht dagegen ein erheblicher Überschuß an assimiliertem Kohlenstoff, der als Bestandsabfall der Primärproduktion am Gewässerboden akkumuliert wird. Das Material kann durch das Zoobenthos nicht mehr ausgenutzt werden, weil es infolge der hohen Sauerstoffzehrung (DAHLKE et al. 1998, WILLE 1997) Lebensbedingungen schafft, die im wesentlichen nur noch Oligochaeten und Chironomiden ein Überleben gestatten, die wenig zum Umsatz beitragen (GÜNTHER 1998, OSADCZUK, WAWRZYNIAK-WYDROWSKA 1998). Es erhebt sich die Frage, in welchem Maße der Bestandsabfall als Sediment akkumuliert, mikrobiell abgebaut oder in Form resuspendierter Partikel ausgetragen werden kann.

Einfluß der Sedimente auf den Stoffaustausch

Die Nährstoffeinträge durch die beiden Zuflüsse Oder und Peene und die dadurch verursachte Produktion autochthonen Materials lösen erstaunlicherweise nur partiell eine entsprechende Steigerung mikrobieller Abbauaktivitäten aus. Teilweise intensive Stoffumsätze, wie sie im Mündungsbereich der Peene und des nördlichen Peenestroms festgestellt wurden, sind lokal begrenzt und haben damit nur geringe Bedeutung für die Stoffbilanz des gesamten Untersuchungsgebietes. Der gesteigerte Anfall organischen Materials kann durch die Destruenten nicht kompensiert werden (DAHLKE et al. 1998).

Die auf einen Quadratmeter bezogene jährliche Freisetzung von CO₂ aus den Sedimenten ist in den meisten Teilgebieten mit 24 - 30 gC/m²a etwa gleich groß (s.a. Tab. 2, Zeile 16). Für das westliche Oderästuar ergab die Kalkulation, daß 25.600 tC/a freigesetzt werden, wovon

dem Greifswalder Bodden auf Grund seiner großen Fläche 13.600 tC/a zuzurechnen sind. Das Kleine Haff hat mit 2.400 tC/a den größten Anteil an der Methanemission aus dem Sediment, die für das gesamte Untersuchungsgebiet auf 3.200 tC/a abgeschätzt wurde. Nur etwa 10 % des aus den Sedimenten emittierten Methans erreichen die Atmosphäre, d.h. der größte Anteil (90 %) wird noch in der Wassersäule oxidiert (DAHLKE et al. 1998).

Die autotrophe Nitrifikation setzt im Untersuchungsgebiet jährlich etwa 6.650 t Stickstoff um. Mit 20-70 % entfällt ein erheblicher Teil davon auf das Pelagial (Mittelwert: 370 nmol N/l d), wobei der Prozeß positiv mit der Wassertemperatur korreliert ist. Im Sediment sind die Raten entsprechend niedriger (Mittelwert: 56,6 $\mu\text{mol N/m}^2\text{h}$) und zeigen keine saisonale Rhythmik. Die Denitrifikation (Mittelwert: 7,0 $\mu\text{mol N/m}^2\text{h}$) eliminiert jährlich etwa 1.460 t Stickstoff oder 7 % des fluviatilen N-Eintrages in das Gebiet Kleines Haff bis Greifswalder Bodden. Der Wert von 2,1 $\text{gN/m}^2\text{a}$ für das Kleine Haff für konnte dieses Gewässer sowie für das Achterwasser mit *bell-jar*-Messungen von WILLE (1997) bestätigt werden (2,30 - 2,35 $\text{gN/m}^2\text{a}$). Der Prozeß zeigt infolge der Abhängigkeit von der Nitratkonzentration im Freiwasser eine saisonale Rhythmik (Maximum im Frühjahr) und hohe Aktivitäten nahe der Peenemündung (DAHLKE et al. 1998, WOLFF 1997). Die N-Eliminierung liegt damit deutlich unter dem von SEITZINGER (1990) für Küstengewässer und Ästuar angegebenem Anteil von 40-60 % des Eintrages von anorganischem Stickstoff, was als Zeichen starker Belastung gewertet werden muß. Das bedeutet aber auch, daß infolge des sommerlichen Nitratminimums die Selbstreinigung der Gewässer auf diesem Wege nicht nur begrenzt, sondern u.U. durch die Förderung stickstofffixierender Cyanobakterien ins Gegenteil verkehrt wird. Die N_2O -Emission aus dem Untersuchungsgebiet beträgt nur 16 tN/a, wovon ein Teil als allochthones N_2O aus der Peene aufgefaßt wird.

Die Phosphor-Retention wird im Gegensatz zum Kohlenstoff und Stickstoff hauptsächlich von Sorptions- und Bindungsvorgängen gesteuert, die eng an das Sauerstoffregime der Sedimente und des bodennahen Wassers sowie Resuspensionsvorgänge gekoppelt sind. Sommerliche Freisetzungen zwischen 0,8 und 1,4 gP/m^2 konnten im Kleinen Haff am Jahresgang der P-Konzentrationen in der obersten Sedimentschicht quantifiziert werden (MEYER et al. 1998). Das bedeutet, daß weit mehr Phosphor in kurzer Zeit freigesetzt und in den Kreislauf einbezogen werden kann als durch die mittlere jährliche Akkumulationsrate (s.u.) festgelegt wird. Das Achterwasser scheint auf Grund seiner reduzierenden Bedingungen am Gewässergrund seit längerem eine permanente P-Quelle darzustellen, das 10-20 tP/a (0,12 - 0,25 $\text{gP/m}^2\text{a}$) liefert und inzwischen stark an P verarmt ist (molares $\text{C}_{\text{org}}/\text{P}$ -Verhältnis rd. 200). Für den Greifswalder Bodden wird ebenso eine andauernde P-Freisetzung berechnet, deren Ursache aber unklar ist. Seine Sedimente sind relativ zu anderen Boddengewässern P-reich (SCHLUNGBAUM et al. 1989, LAMPE, MEYER 1995, molares $\text{C}_{\text{org}}/\text{P}$ -Verhältnis ca. 70 -100), es käme also vor allem Freisetzung durch gleichgewichtsbedingte Desorption in

Frage.

Langfristige Akkumulation in den Sedimenten

Die Überschußmengen organischen Materials werden teils im Sediment akkumuliert, teils in die Ostsee ausgetragen und auf diesem Wege in unterliegenden Gewässerteilen partiell abgebaut (z.B. im Ostteil des Greifswalder Bodden). Die Schätzung der jeweiligen Anteile ist mit großen Unsicherheiten behaftet. Es wurde versucht, sich dem Problem der Bestimmung der Sediment-akkumulationsrate auf verschiedene Weise zu nähern.

Im EU-Projekt "Oder Discharge Environmental Response" (ODER, 1993-1995) wurden erstmals Transportwege der Oderfracht in die vorgelagerte Ostsee untersucht und dabei durch ^{210}Pb -Datierungen auch die historischen Abläufe der Schwermetallakkumulation zu rekonstruieren versucht. Erste Teilaspekte sind von LEIPE et al. (1995) und NEUMANN et al. (1996) publiziert worden, eine zusammenfassende Darstellung findet sich bei LEIPE et al. (1998). Kalkulationen zur Nährstoffakkumulation nahmen MEYER, LAMPE (i. Dr.) vor.

In den Schlicksedimenten des Stettiner Haffs ist ein Schwermetallanreicherungshorizont ausgebildet, der die seit Beginn des Industriezeitalters in der Mitte des vergangenen Jahrhunderts erfolgte Kontamination widerspiegelt. Zur Kennzeichnung der Anreicherungstendenz der Schwermetalle sind deren Konzentrationen in der oberflächennahen Sedimentschichten auf den Metallgehalt tieferer, anthropogen nicht beeinflusster Schichten (geogener *background*) normiert worden. Auf diese Weise ist eine differenzierte Charakterisierung der Anreicherungstendenz unter Berücksichtigung regionaler geologischer Gegebenheiten möglich. Nach steigender Anreicherung geordnet, ergibt sich die Reihenfolge: $\text{Co} < \text{Ni}, \text{Cr} < \text{Cu} < \text{Hg} < \text{Pb} < \text{Zn} < \text{Cd}$. Mit zunehmender Entfernung von der Odermündung ist eine Verringerung der Schwermetallbelastung in den Oberflächensedimenten des Oderästuars zu verzeichnen.

Der durchschnittlich etwa 13-15 cm mächtige Anreicherungshorizont weist durch geringe Trockenraumdichte und die homogene Verteilung der meisten sedimentologischen und stofflichen Parameter den Charakter einer Durchmischungszone auf, die durch Resuspension, Bioturbation und den Austritt von Gasblasen aufrechterhalten wird. Die Mächtigkeit dieser Schicht liefert gleichzeitig Anhaltspunkte für die Bestimmung der Sedimentationsrate: Da in ihr die Schwermetalle angereichert sind, die auf die Industrialisierung der letzten 100-150 Jahre zurückgehen, in den Sedimenten unterhalb des Durchmischungshorizont nach den erwähnten Untersuchungen von NEUMANN et al. (1996) jedoch kein ^{210}Pb -Überschuß mehr meßbar ist, darf man schließen, daß diese im Durchschnitt 13-15cm dicke Schicht die Materialmenge darstellt, die in den letzten 100-150 Jahren maximal hat akkumuliert werden können. Aus diesen Überlegungen folgt eine Sedimentationsrate von

rd. 1 mm/a. Es könnte allerdings weniger sein, wenn die Schwermetalle und das Blei-Isotop in ältere Sedimente nach unten eingemischt worden sind.

Zur Bewertung der Aufnahmekapazität des Stettiner Haffs für den Schwermetalleintrag aus der Oder wurde das Metallinventar der Anreicherungszone ermittelt (EIDAM et al. 1998, OSADCZUK & WAWRZY尼亚K-WYDROWSKA 1998). Da die Schwermetallakkumulation im Oderhaff vorrangig an die suspendierte partikuläre Substanz gebunden ist, wurden unter Zugrundelegung der für die Station Schwedt abgeschätzten partikulären Oderfracht und der Annahme vollständiger Akkumulation im Haff die Zeiten berechnet, die notwendig wären, um das Metallinventar des Anreicherungshorizontes zu erzeugen. Für den Durchmischungshorizont ergeben sich so scheinbare "Auffüllzeiten" für die Schwermetalle von im Mittel 16 Jahren. Eine Ausnahme bildet das Quecksilber mit einer scheinbaren Auffüllzeit von nur 7 Jahren, d.h. daß im Vergleich zu den anderen Metallen entweder die Flußfrachten gestiegen oder ein bevorzugter, selektiver Austrag erfolgt sind. Für das Quecksilber spielen möglicherweise diffuse atmosphärische Austräge in Form von Hg^0 sowie Dimethyl-Hg eine Rolle, die aus Transformationsprozessen im biochemischen Kreislauf resultieren. Aus diesen Zahlen leitet sich für das Oderästuar eine nur sehr begrenzte Aufnahmekapazität für den Schwermetalleintrag aus der Oder ab. Die Hauptmenge der bisher in das Oderhaff transportierten Schadstoffe muß bereits in die Ostsee ausgetragen worden sein.

Die sich aus der Stärke der Durchmischungsschicht und ihrem maximalen Alter ergebende mittlere Sedimentationsrate von rd. 1 mm/a sagt allerdings nichts über die gegenwärtige Akkumulation aus. Als langfristiges Mittel wird sie gestützt durch Pollenanalysen von JANKE (MÜLLER et al. 1996, LAMPE, JANKE 1997), der für die letzten 700-800 Jahre für das Kleine Haff zu einem vergleichbaren Wert von 1,1 mm/a und für den Greifswalder Bodden von 0,5 mm/a gelangt (Tab. 3).

Unter Einbeziehung von Trockenrohdichtemessungen, Nährstoffkonzentrationen und unter Beachtung der Größe der Schlickflächen (hier verbergen sich weitere Unsicherheiten, weil für die Sandflächen vorausgesetzt wird, daß keine Sedimentation stattfindet, s. jedoch z.B. DELA-

Tab. 3: Langfristig mittlere Akkumulation von Nährstoffen in den Sedimenten des Oderhaffs und des Greifswalder Boddens

	C			N			P		
	%	t/a	g/m ² a	%	t/a	g/m ² a	%	t/a	g/m ² a
Stettiner Haff: 0,1 g TS/ml FS, 0,1mm/a, 385 km ² Schlickfläche 687 km ² Gesamtfläche	8,5	3.600	5,2	1,2	510	0,74	0,18	76	0,11
Greifswalder Bodden: 0,66 g TS/ml FS, 0,5 mm/a 260 km ² Schlickfläche 510 km ² Gesamtfläche	4,4	3.780	7,4	0,54	460	0,90	0,21	180	0,35

Die Prozent-Angaben bezeichnen die mittleren Konzentrationen im Schlick des jeweiligen Gewässers. Die Angaben t/a und g/m²a sind Durchschnittsangaben und beziehen sich auf die Gesamtfläche des Gewässers, obwohl voraussetzungsgemäß nur auf der Schlickfläche akkumuliert wird.

FONTAINE et al. 1996) können so Akkumulationsraten als Mittel der letzten 100-150 Jahre berechnet werden, die zeigen, daß lediglich 2-5% der jährlich eingetragenen Nährstoffe auf längere Zeit in den Schlickablagerungen des Ästuars festgelegt werden.

Es bleibt zu konstatieren, daß trotz intensiver Primärproduktion - die aber im Vergleich mit anderen Ästuaren auch als nicht übermäßig hoch erscheint (KNOPPERS 1994) - das Verhältnis von Akkumulation zu Produktion nur 0,02 - 0,05 beträgt und damit am Ende der bei KNOPPERS zu findenden Zusammenstellung von Lagunen rangiert. Die in den Sedimenten gefundenen Metallinventare unterstützen diese Beobachtung maßgeblich. Wichtigste Steuergröße ist der saisonal unterschiedliche Wasseraustausch. Die Oder realisiert hohe Abflüsse mit hohen Frachten während des Winters oder zeitigen Frühjahrs, wenn die Bioaktivität im Ästuar gering ist. In diesen Zeiten werden bis zu 80% der Stickstoff-Fracht praktisch unbeeinflusst über das Große Haff und die Swina in die Pommersche Bucht ausgetragen. Nicht sehr viel anders stellte sich die Situation im Falle des Sommerhochwassers 1997 dar. Auch hier waren im Haff kaum Auswirkungen nachzuweisen. Die hydraulische Leistungsfähigkeit des Swina-Kanals, die eingengegte Verbindung zwischen Großem und Kleinem Haff, der Einfluß der überwiegenden SW/W-Winde und das kleine Volumen des Stettiner Haffs sind entscheidende Größen, die eine höhere Akkumulation von Stoffen nicht zulassen. Die Einträge in das Ästuar werden in gelöster oder partikulärer Form mehr oder weniger schnell in die vorgelagerte Ostsee transportiert.

Wegen dieser starken Bindung des Stoffhaushaltes an die Hydrologie des Systems kann man damit rechnen, daß die anderen großen Ästuar an der südöstlichen Ostseeküste, die längere Aufenthaltszeiten für den Abfluß aufweisen, auch etwas höhere Akkumulationsleistungen vollbringen: Die Rigaer Bucht stellt z.B. für 80% des N-Eintrags von 92.000 t eine Senke dar, aber nur 6% (5.700 t) gehen langfristig in die Sedimente (Sedimentationsrate 1 mm/a) ein, der Rest wird denitrifiziert (YURKOVSKIS et al. 1993, CARMAN et al. 1996). Für P wird eine dauerhafte Retention von 40% des Eintrags angegeben. Für das Kurische Haff ermittelte PUSTELNIKOVAS (1995) eine Sedimentationsrate von rd. 3 mm/a, woraus sich eine Akkumulation von 60 gC/m²a errechnet (PUSTELNIKOVAS, LAMPE, MEYER 1997). Im Vergleich mit den anderen Ästuaren erscheint das als sehr hoher Wert. Neuere Bestimmungen der Sedimentationsrate (LARSEN, i. Vorber.) bleiben daher abzuwarten.

Interne Umsätze können im Oderästuar hohe Intensitäten erreichen. Die hohen Respirationsraten zeigen, daß sich die Produktion zu 70-80% aus sich selbst heraus regenerieren könnte (WESTPHAL, LENK 1998). Das Achterwasser ist möglicherweise in einem Entwicklungsstadium angelangt, wo es seine Produktion nicht nur aus sich selbst heraus aufrecht erhalten kann, sondern Nährstoffe exportiert (MEYER et al. 1998). Weiter ist vor allem der P-Kreislauf zu nennen, wo innerhalb kurzer Zeit bis zu rd. 10% des mittleren jährlichen Flußeintrags aus den Sedimenten mobilisiert, durch Sorption und Sedimentation aber auch in diese wieder zurückgeführt werden können. Dieser sedimentäre *pool* kann das Gewässer noch lange Zeit nach Sanierungseingriffen im Einzugsgebiet belasten und schnelle Erfolge bei der angestrebten Remesotrophierung durch Begrenzung des externen Nährstoffeintrags verhindern. Wie schnell und in welcher Form ein (zeitweise) in den Sedimenten gespeicherter Stoff aus dem System ausgewaschen werden kann, hängt entscheidend auch vom Zeitpunkt seiner Remobilisierung ab: Während des Winterhalbjahres liegen die bereits im Ästuar befindlichen Nährstoffe zum großen Teil transformiert in organisch-gelöster Form vor bzw. sind als Partikel weitgehend den obersten Sedimentschichten einverleibt worden. Gelöste Stoffe, die in dieser Zeit eingetragen werden, werden kaum in die Nahrungskette einbezogen und verlassen das Ästuar wegen hoher Wasser-Austauschraten in nur wenig reduzierter Menge. Während des Sommerhalbjahres werden die anorganisch-gelösten Nährstoffe in erheblichem Maße - teilweise bis zur Nachweisgrenze - aus der Lösung entfernt, z.T. große Mengen auch aus dem Sediment mobilisiert und partikulär gebunden. Infolge des geringeren Wasseraustausches wird ein Teil

jedoch wieder sedimentiert. Ob und in welchem Maße Partikel durch Resuspension ausgetragen werden, hängt ab von den tatsächlich realisierten Wasseraustauschraten und der Häufigkeit und Dauer der Überschreitung der kritischen Schubspannung an der Sedimentoberfläche durch Wasserbewegungen und damit auch von der Wassertiefe und der möglichen Windwirklänge. Starke Resuspension tritt vor allem im Winter auf. Lange Eisbedeckungszeiten während des Winters können die Resuspension jedoch völlig unterdrücken und den mittleren Jahresgang des Schwebstofftransportes stark verändern. MEYER hat durch Überlagerung der durch Resuspension und der durch Bioproduktion im Gewässer entstehenden Partikelkonzentration und Ankopplung an das 2D-Wasseraustauschmodell eine Abschätzung des an den Wasseraustausch gebundenen Partikeltransportes vorgenommen:

Tab. 4: PSM-Bilanz für drei Teilbereiche des Untersuchungsgebietes, ausgedrückt als Kohlenstofftransport (nach MEYER, frdl. Mitt.)

Gewässer	PSM - flux hydrologisches Jahr 1993/94		PSM - flux hydrologisches Jahr 1994/95	
	t C/a	g C/m ² a	t C/a	g C/m ² a
Achterwasser	+/- 0	+/- 0	+ 1.000	+ 14,3
Kleines Haff	- 3.500	-12,6	- 3.900	- 14,1
Greifswalder Bodden	- 10.800	-21,2	- 15.400	- 30,2

Während für den Greifswalder Bodden die Werte zu hoch erscheinen (auch andere Parameter zeigen, daß das 2D-Modell für den Greifswalder Bodden oder die Ankopplung der Stofftransporte zu hohe Werte liefern), sind die Daten für Achterwasser und Haff plausibel. Sie zeigen, daß die Gewässer i.d.R. als Quelle von Partikeln wirken. Weil die jeweils nachgeschalteten Gewässer im Mittel niedrigere Sestonkonzentrationen aufweisen, findet beim Wasseraustausch ein effektiver Austrag auch dann statt, wenn die Bilanz der sich hin- und herbewegenden Wassermassen ausgeglichen ist. In der zeitlichen Auflösung in Monatswerte zeigt sich, daß die Partikeltransporte in der Hauptsache in den Monaten Januar bis Mai erfolgen, d.h. in einer Zeit, in der noch häufig hohe Windgeschwindigkeiten, der Frühjahrspeak der Planktonproduktion und der Eintrag durch die Flüsse erfolgen. Die geringsten Transporte fanden übereinstimmend in allen Gewässern zwischen September und Dezember statt. Grob vereinfacht liegen drei Modi des Nährstofftransportes vor, deren zeitliches Einsetzen und Andauer von vielen äußeren und sicher nur teilweise bekannten Faktoren gesteuert wird:

Herbst/Winter: Akkumulation der Schwebstoffe am Gewässerboden, untergeordneter und ereignisgebundener Austrag resuspendierter Partikel, bei Eisschluß keine Resuspension möglich,

Auswaschen organisch-gelöster Substanzen durch intensiven Wasseraustausch, jedoch allmähliche Anreicherung anorganisch gebundener Nährstoffe durch Remineralisation und Flußwassereintrag.

Spätwinter/Frühjahr: im Großen Haff bei Hochwasser z.T. hydraulischer Kurzschluß zwischen Oder und Ostsee mit intensivem Transport anorganischer Substanzen in die Pommersche Bucht, weitere Anreicherung anorganisch gebundener Nährstoffe in den Gewässern, nach Einsetzen der Frühjahrsentwicklung des Planktons Reduzierung der anorganischen Nährstoffe und Transformation in Partikel, höchste Austragsrate partikulär gebundener Nährstoffe.

Sommer: geringer Wasseraustausch, Überwiegen interner Kreisläufe, geringer partikelgebundener Austrag, Reduzierung der gelösten, anorganischen N-Verbindungen zugunsten des partikulären und gelösten, organischen Stickstoffs, teilweise Eintrag durch N-Bindung, Anreicherung des Phosphors durch Freisetzung aus dem Sediment.

Ökologische Modellierung des Stoffumsatzes

Vertiefte Einsichten in die wechselseitigen Verknüpfungen der Strukturelemente und die zwischen ihnen stattfindenden Umsätze können mit mathematisch-ökologischen Modellen erreicht werden. Im Gegensatz zum 2D-Modell des Wasseraustausches mit angekoppeltem passivem Nährstofftransport, aber ohne explizite Berücksichtigung biologischer Vorgänge, sind damit die Umsätze zeitlich aufgelöst und kompartimentweise nachvollziehbar. Als Beispielsgebiet konnte nur der Greifswalder Bodden gewählt werden, weil hierfür ein ausreichendes Datenmaterial aus Monitoring- und speziell gewonnenen Werten zur Validierung der Modellgleichungen vorhanden war.

Im Greifswalder Bodden mit seinem hohen Wasserumsatz gibt es keine von den Nachbargewässern völlig unabhängige Planktonentwicklung. Vielmehr setzt sich das Wachstum, die Vermehrung und das Absterben der Organismen, die mit dem Wasser aus der Oderbucht und dem Strelasund eingetragen und mit den autochthonen Planktonen vermischt werden, im Greifswalder Bodden fort. Infolge der hohen Variabilität und je nach der Entwicklung der biotischen Zustandsgrößen werden sich die Biomassen der Arten in den einzelnen Jahren sowohl im Greifswalder Bodden als auch in den Nachbargewässern, die als Rand- und Anfangswerte fungieren, unterscheiden. Vorhersagen auf künftige Entwicklungen kann man von einem ökologisch-mathematischen Modell daher nicht erwarten (HUBERT et al. 1998). Angesichts der hohen Variabilität sind im Gegensatz zu den komplexen physikalischen Modellen noch nicht einmal Szenario-Rechnungen sonderlich sinnvoll. Mathematische Modelle sind jedoch eine wichtige Zusammenfassung der gewonnenen Erkenntnisse. Diese sowie die bekannten Tatsachen sind bei der Erarbeitung des Modells in Konsens mit den Ergebnissen der bisherigen

Modellrechnungen 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. Bisher fehlt für derartige Modelle die Datenbasis.

Wichtige Aussagen, die unabhängig von der Modellierung gewonnen wurden, werden durch sie bestätigt: Die Produktion im Greifswalder Bodden ist größer als der Verbrauch durch die Atmung. Die integrierten Kohlenstofftransporte zeigen kompartimentweise unterschiedliche Retentionsraten, die insgesamt aber eine geringe Akkumulation von rd. $70 \cdot 10^9 \text{ kJ} = 5,7 \text{ g C/m}^2$ zulassen. Das steht größenordnungsmäßig in Einklang mit anders ermittelten Werten (vgl. Tab. 3). Für den Stickstoff gilt, daß bis auf das SE-Kompartiment die Retention gering, zum Teil negativ ist. Warum ausgerechnet dieses Teil (sandiges Sediment) als N-Senke auftritt, bleibt vorerst unklar. Ein jahresweise wechselndes Funktionieren des Bodden als Senke oder Quelle wird für möglich gehalten. Ein geringer Teil wird durch Denitrifikation ausgetragen. Zum Phosphor können keine Aussagen gemacht werden, da er als nichtlimitierender Nährstoff im Modell nicht berücksichtigt wird.

Infolge des hohen Wasseraustausches bleiben auf Dauer nur diejenigen Substanzen im jeweiligen Kompartiment bzw. im gesamten Greifswalder Bodden erhalten, die im Benthos deponiert werden. Inwieweit Teile des Sedimentes transportiert werden, kann wegen eines fehlenden Transportmoduls im Modell aus den vorliegenden Daten nicht entnommen werden.

Ohne Berücksichtigung des Austausches führt die große Ähnlichkeit der abiotischen Steuergrößen in den einzelnen Kompartimenten trotz real großer Unterschiede in den biologischen Meßwerten schnell zu einem sehr einheitlichen Modellverlauf. Bei den bisher verwendeten hohen biologischen Umsatzraten berechnete das Modell in kürzester Zeit einen für alle Kompartimente nahezu identischen Verlauf der biologischen Parameter, die dann mehr oder weniger von den Vergleichswerten abwichen. Deshalb ist zu vermuten, daß die biologischen Umsatzraten – Produktion wie Verluste durch Respiration, Tod, Exkretion und *grazing* – verhältnismäßig gering sind. Mit gegenüber früheren Modellvarianten deutlich herabgesetzten Koeffizienten wurde die recht gute Anpassung der Modellkurven an die Meßwerte für das Jahr 1994 erreicht (HUBERT et al. 1998). Daraus kann für den Greifswalder Bodden der Schluß gezogen werden, daß interne Umsätze gegenüber den mit dem horizontalen Wasseraustausch verbundenen weit zurückbleiben. Analoges gilt für die anderen Gewässer und bestätigt in Übereinstimmung mit den Schlußfolgerungen zum

Stoffhaushalt die Erfahrung, das mit der Zunahme des Umfangs und der Intensität des Wasseraustausches horizontale Austauschprozesse das Übergewicht über interne Kreisläufe gewinnen. Hinsichtlich der "Autonomie" oder relativen Geschlossenheit des Stoffhaushaltes der Gewässer ergibt sich somit die Reihenfolge Achterwasser, Kleines Haff, Greifswalder Bodden, südlicher Peenestrom, nördlicher Peenestrom.

Schlußfolgerungen und Ausblick

Die in der Vergangenheit zu hohe Inanspruchnahme der Entsorgungsfunktion des Oderästuars hat zu einer grundlegenden Veränderung der Wege der natürlichen Stoffflüsse und der Flußraten geführt. Mehrere Strukturelemente des Ökosystems sind teilweise oder ganz ausgefallen. Das betrifft vor allem die Makrophyten und die Phytalbewohner, teilweise auch das Makrozoobenthos. Die Degradierung ist im inneren Ästuar wesentlich weiter fortgeschritten als im Greifswalder Bodden. Höhere trophische Ebenen werden mit steigendem Trophiegrad immer weniger in den Stoffwechsel einbezogen. Die Bindung und Speicherung von Nährstoffen erfolgt zunehmend auf dem kurzen Weg über das Phytoplankton vorrangig im Detritus und den Sedimenten. In diesen werden auch durch überwiegend sorptive Bindung Metalle angereichert. Das Verhältnis der gewässerinternen Akkumulation zur Weitergabe der eingetragenen Stoffe an die Ostsee ist insgesamt jedoch äußerst niedrig. Derzeit kann wegen des Fehlens von Vergleichsdaten aber nur vermutet werden, daß das Retentionsvermögen des Ästuars gegenüber früheren Zeiten relativ zurückgegangen ist.

Diese Entwicklung zu stoppen und rückgängig zu machen verlangt, die punktuellen Nährstoffeinträge durch zeitgemäße Klärwerkstechnik, die diffusen durch standortgerechte und nach Möglichkeit extensive Landwirtschaft rigoros zu reduzieren (BACHOR 1996). Ein Erfolg wird sich um so eher durch Sanierung des Einzugsgebietes erreichen lassen, je kleiner es ist und je mehr die Belastung aus technisch steuerbaren Punktquellen kommt. Bei geringem Wasseraustausch wird der Weg sich schwieriger gestalten und Effekte im Gewässer werden sich später bemerkbar machen. Für Peenestrom und Kleines Haff stellten BACHOR et al. (1996) bereits Verbesserungen vom polytrophen zum stark eutrophen Zustand fest. Auch für den Greifswalder Bodden ist mittelfristig mit einer Verbesserung der Gewässergüte zu

rechnen, doch ist die Beeinflussung durch Nachbargewässer zu berücksichtigen. Vor allem im Achterwasser ist eine schnelle Verbesserungen der Situation nicht in Sicht.

Die Bodden- und Haffgewässer filtern im langjährigen Mittel 2-5% der jährlich in sie eingetragenen Nährstoffe und 15% der Metalle heraus und lagern sie in die Sedimente ein. Die Filtereffizienz ist somit insbesondere für die Nährstoffe gering und die generelle Annahme eines hohen Retentionsvermögens der Boddengewässer nicht gerechtfertigt. Ob dieser Anteil einmal wesentlich höher war, kann nicht entschieden werden, weil über die ehemaligen Flußfrachten keine hinreichend genauen Vorstellungen bestehen. Sedimentkern-Untersuchungen zeigen zwar, daß die Akkumulationsraten in den letzten 700 Jahren in den meisten Gewässern deutlich zugenommen haben (LAMPE, JANKE 1997), sagen aber natürlich nichts über die Effizienz der Retention aus. Eine Verstärkung der Senken-Funktion durch Erhöhung der Sedimentationsrate ist aus vielerlei Gründen auch nicht wünschenswert. Die Vermutung, daß gegenwärtig ein Gleichgewicht besteht zwischen Sedimentation und Partikelaustrag nach Resuspension mit dem Resultat fehlender Netto-Sedimentation (LEIPE 1997), kann bisher nicht bestätigt werden. Am ehesten käme dies für den Greifswalder Bodden in Frage, doch lassen die GOAP-Daten für alle Gewässer eine, wenn z.T. auch geringe Akkumulation zu.

Die Überfrachtung der Sedimente mit Nährstoffen wird diese noch lange nach einer Sanierung des Einzugsgebietes als interne Quelle wirken lassen, die umso länger fließt, je geringer die Wasseraustauschrates des Gewässers und je geschlossener der innere Kreislauf ist. Jede Beeinträchtigung des Wasseraustausches sollte vermieden werden. Diese interne Quelle kann aktiv durch Entnahme (die Baggerungen im Seekanal des Großen Haffs spielen wahrscheinlich eine stark entlastende Rolle), Abdeckung oder Festlegung eingedämmt werden. Eine Bewertung der Verfahren haben SCHLUNGBAUM, BAUDLER (1996) vorgenommen. Aus ökologischen und finanziellen Gründen sind natürliche Entsorgungsmechanismen diesen aktiven Eingriffen vorzuziehen und zu fördern. Dazu gehören die Renaturierung von Küsten- und Flußüberflutungsräumen (HOLZ 1993, JESCHKE 1995, LAMPE, WOHLRAB 1996) sowie die Förderung und Bewirtschaftung der Röhrichtgürtel, um eine Nährstoff-Festlegung in refraktären Substanzen bzw. eine umweltverträgliche Nährstoff-Entnahme zu erreichen.

Die Förderung des Makrophytobenthos, des Makrozoobenthos und des Zooplanktons ist geeignet, Nährstoffe über längere Zeit festzulegen, die Partikelbildung zu hemmen und das Lichtklima in den Gewässern zu verbessern. In Oderhaff und Achterwasser bietet sich dafür die Förderung der Dreissena-Bänke durch Schaffung von Hartsubstratflächen an. Die Filterleistung der Muscheln wäre förderlich für eine Verbesserung des Unterwasser-Lichtklimas und eine nachfolgende Wiederansiedlung von Makrophyten. Mit Hilfe einer selektiven Fischerei könnte das herbivore Zooplankton gefördert werden. Die Auswirkungen derartiger biomanipulatorischer Eingriffe sind schwer zu überschauen. Trotzdem sind Mehrfachsteuerungen anzustreben und oft das einzige Mittel, um in absehbaren Zeiten und mit vertretbarem Aufwand das Sanierungsziel zu erreichen (BENNDORF 1994). Umfangreiche Vor- und Begleituntersuchungen wären dafür erforderlich.

Das Speichervermögen der gegenwärtig vorhandenen biologischen Kompartimente ist - gemessen an der derzeitigen Belastung - relativ gering. Auch die Vermehrung der *pools* und/oder deren Vergrößerung ist nur bis zur Ausbildung eines neuen Gleichgewichtszustandes geeignet, die Retentionsleistung des Ästuars zu erhöhen. Längerfristig ergäbe sich diese nur bei zusätzlichem Export aus dem Wasserpfad. Neben der Förderung der Akkumulation auf Überflutungsflächen sind daher auch Bedingungen anzustreben, die N-Limitationen und das Auftreten stickstoff-fixierender Cyanobakterien verhindern und eine höhere Denitrifikation ermöglichen.

Die Pufferkapazität des Ästuars würde sich in dem Maße vergrößern, wie wieder eine viele Stufen umfassende Nahrungspyramide und ein stärker diversifiziertes Ökosystem entstehen würde, in dem die Stoffe weitergegeben werden. Stoßweise Belastungen könnten effektiver abgefedert und die physikalische Steuerung des Systems vermindert werden. Dieser Gesichtspunkt der Elastizität konnte von GOAP nicht ausreichend verfolgt werden und bleibt eine Aufgabe für künftige Untersuchungen.

Die hohe Variabilität der Stoffflüsse und Energieumsätze der Boddengewässer anzuerkennen, bedeutet auch, die hier vorgestellten Untersuchungsergebnisse zu relativieren. Sie stellen - mit zum Teil unbekannt großen Fehlern behaftete - Ausschnitte aus einem Spektrum von Möglichkeiten und Kombinationen dar. Kritisch sind alle an den Wasserhaushalt gebundenen Kalkulationen zu bewerten, da sich hier Fehler aus dem theoretischen Ansatz wie der

Modellrechnung fortpflanzen. Entsprechende Probleme gibt es bei der Extrapolation von Daten auf größere Raum- und Zeitskalen. Vervollkommnung der Modelle, ein kontinuierliches und weitgehend ereignisbezogenes Monitoring und eine den Problemen der Boddenökologie angemessene synthetische Auswertung der Daten sind unverzichtbar für die weitere Qualifizierung der Aussagen. Dabei wäre vor allem die Palette biologischer (Phaeophytin, Primärproduktion, Zooplankton) und biogeochemischer Untersuchungen (Nährstoffstatus der Sedimente und Nährstofffreisetzung aus den Sedimenten) zu erweitern. Gezielte Experimente, durchgeführt in Kooperation von staatlichen Überwachungsorganen und Forschungseinrichtungen, müssen helfen, Fragen zu beantworten, die durch Freilandbeobachtungen allein nicht gelöst werden können. Sehr wichtig erscheint die schnelle Verfügbarkeit von Daten zum Wasseraustausch, zu Abflußmengen, Stoffeinträgen, Windverteilungen und zur Globalstrahlung. Hinsichtlich der Berechnung des Wasseraustausches wäre an ein alle Bodden umfassendes *hindcast*-Modell zu denken. Die Voraussetzungen dafür sind weitgehend gegeben.

Literatur

- AL-AHMAD, H. (1990): Ozeanologisch-hydrographische Kennzeichnung von Ästuaren der DDR-Küste, dargestellt am Beispiel des Achterwassers. - Universität Greifswald, math.-nat.Fak., Diss. A: 129 pp.
- AMELANG, N. (1998): Die Untersuchung des Oderästuars mit Landsat TM - Daten zur räumlichen Differenzierung von Chlorophyll-a und Wassertemperatur - In: Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse. GOAP-Synthesebericht: 326 - 340 (Greifswalder Geographische Arbeiten; **16**).
- ASMUS, R., JENSEN, M. H. et al. (1997): Energiefluß und trophischer Transfer im Sylt-Römö-Wattenmeer. - In: Gätje, C. & K. Reise (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer. Berlin, Springer: 367 - 391.
- BACHOR, A (1996): Nährstoffeinträge aus Mecklenburg-Vorpommern in die Ostsee 1990 - 1995. - Wasser & Boden **48** (8): 33 - 36.
- BACHOR, A., WEBER, M.v. & R. Wiemer (1996): Die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer Mwecklenburg-Vorpommerns. - Wasser & Boden **48** (8): 26 - 32.
- BAIRD, D., WINTER, P. E. D. et al. (1987): The flux of particulate material through a well-mixed estuary. - Cont. Shelf Res. **7**(11/12): 1399 - 1403.
- BALLS, P. W. (1994): Nutrient inputs to estuaries from nine Scottish east coast rivers: Influence of estuarine processes on inputs to the North Sea. - Estuar. Coast. Shelf Sci. **39**: 329 - 352.

- BARTELS, S. & U. KLÜBER, (1998): Die räumliche Verbreitung des Makrophytobenthos und seine Bedeutung für die Nährstoff- und Schwermetallretention 1: Erfassung des Bedeckungsgrades des Greifswalder Boddens mit submersen Makrophyten - In: Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse. GOAP-Synthesebericht: 316 - 325 (Greifswalder Geographische Arbeiten; **16**).
- BENNDORF, J. (1994): Sanierungsmaßnahmen in Binnengewässern: Auswirkungen auf die trophische Struktur. - *Limnologica* **24** (2): 121 - 135.
- BREITENBACH, E. (1997): Jahreszeitliche Abhängigkeit von dynamischen Parametern des Sediments im Oderästuar: Geochemisch-mineralogische Charakterisierung der Schwebstoffe des Oderästuars im Jahresgang. - Unveröff. F/E-Bericht, Greifswald, Institut für Geographie, 28 pp.
- BUCKMANN, K., DUWE, K., FEY, A, et al. (1998): Simulation und Messung von Zirkulations- und Transportprozessen im Greifswalder Bodden, Oderästuar und den angrenzenden Küstengewässern. - In: Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse. GOAP-Synthesebericht: 12 - 41 (Greifswalder Geographische Arbeiten; **16**).
- BURKHARDT, K. (1997): Experimentelle Untersuchungen zu Erosions- und Sedimentationsprozessen im Oderästuar. -Unveröff. F/E-Bericht, Greifswald, Institut für Geographie, 31 pp.
- CARMAN, R., AIGARS, J. et al. (1996): Carbon and nutrient geochemistry of the surface sediments of the Gulf of Riga, Baltic Sea. - *Marine Geology* **134** (1/2): 57-76.
- CONRAD, K., BERNHARDT, R., MISKE, V. et al. (1998): Die räumliche Verbreitung des Makrophytobenthos und seine Bedeutung für die Nährstoff- und Schwermetallretention Teil 2: Akkumulation von Stickstoff, Phosphor und anderen Elementen im Makrophytobenthos des Greifswalder Boddens sowie sein Gehalt an Photosynthesepigmenten und kompatiblen Substanzen - In: Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse. GOAP-Synthesebericht: 326 - 340 (Greifswalder Geographische Arbeiten; **16**).
- CORRENS, M. (1979): Der Wasserhaushalt der Bodden- und Haffgewässer der DDR als Grundlage für die weitere Erforschung ihrer Nutzungsfähigkeit zu Trink- und Brauchwasserzwecken. - Univ. Berlin, math.-naturwiss. Fak., Diss. B.
- DAHLKE, S. & H. HÜBEL (1996): Der Kleine Jasmunder Bodden: Entwicklung eines hypertrophen Gewässers in Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft. - *Bodden* **3**: 83 - 98.
- DAHLKE, S., WOLFF, CH. & H. W. BANGE (1998): Mikrobieller N-, S-, und C-Umsatz und die Emission von N₂O und CH₄ im Greifswalder Bodden und im westlichen Teil des Oderästuars. - In: Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse. GOAP-Synthesebericht: 370 - 402 (Greifswalder Geographische Arbeiten; **16**).
- DELAFONTAINE, M. T., BARTHOLOMÄ, A. et al. (1996): Volume-specific dry POC mass in surficial intertidal sediments: a comparison between biogenic muds and adjacent sand flats. - *Senckenbergiana maritima* **26**(3/6): 167 - 178.
- EIDAM, J., LEHMANN, J. & T. PUFF (1998): Einfluß des Phasenbestandes von Schwebstoffen und Sedimenten des Odermündungsgebietes auf die Bindung und Mobilisierung von Schwermetallen – Beitrag zur Bilanzierung von Stoffaustauschprozessen - In: Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse. GOAP-Synthesebericht: 130 - 168 (Greifswalder Geographische Arbeiten; **16**).

- EYRE, B. (1995): A first order nutrient budget for the tropical Moresby estuary and catchment, North Queensland, Australia. - *J. Coast. Res.* **11** (3): 717 - 732.
- GÄTJE, C. & K. REISE (Hrsg.) (1997): *Ökosystem Wattenmeer*. Berlin, Springer, 570 pp.
- GÜNTHER, B. (1998): Die Bedeutung des Makrozoobenthos für den Kohlenstoffumsatz im Sediment. - In: *Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse. GOAP-Synthesebericht*: 286 - 315 (*Greifswalder Geographische Arbeiten*; **16**).
- GÜNTHER, B., WESTPHAL, H., MEYER, H., DAHLKE, S. WOLFF, C., CONRAD, K., (1998): Die Bedeutung biologischer Prozesse für den Stofftransport und den Stoffaustausch zwischen den Kompartimenten des Untersuchungsgebietes. - Unveröff. Manusk., Univ. Greifswald, 7 pp.
- HEERKLOSS, R. (1996): Biomasseäquivalente planktischer und benthischer Organismen in Boddengewässern der südlichen Ostsee. - *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* **4**: 85 - 96.
- HOLZ, R. & W. EICHSTÄDT (1993): Die Ausdeichung der Karrenderfer Wiesen - ein Beispielprojekt zur Renaturierung von Küstenüberflutungsräumen. - *Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern* **2**: 57 - 59.
- HUBERT, M.-L., KOB, A., VIETINGHOFF, U. (1998): Modellierung der Biomasseentwicklung unter dem Einfluß von Wasseraustausch - das Beispiel des Greifswalder Boddens. - In: *Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse. GOAP-Synthesebericht*: 403 - 450 (*Greifswalder Geographische Arbeiten*; **16**).
- JESCHKE, L. (1995): Salzgrasland und Röhrichte an der vorpommerschen Ostseeküste. - *WWF Tagungsbericht* **9**: 185 - 199.
- JÖNSSON, N., BUSCH, A., KORTH, B., & LORENZ, T. (1998): Struktur und Funktion von Boddenlebensgemeinschaften im Ergebnis von Austausch- und Vermischungsprozessen. - In: *Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse. GOAP-Synthesebericht*: 250 - 285 (*Greifswalder Geographische Arbeiten*; **16**).
- JÜRGENSEN, C., CHRISTIANSEN, C. et al. (1997): Nutrient dynamics in southwestern Kattegat, Scandinavia: Modelling transport, budget and consequences of reduced terrestrial loads. - *Geogr. Tidsskrift, Danish Journal of Geography* **97**: 1 - 10.
- KJERFVE, B. & K. E. MAGILL (1989): Geographic and hydrodynamic characteristics of shallow coastal lagoons. - *Marine Geology* **88**: 187 - 199.
- KNOPPERS, B. (1994): Aquatic primary production in coastal lagoons. - In: KJERFVE, B. (ed.): *Coastal lagoon processes*. Amsterdam, Elsevier: 243 - 286.
- KRONVANG, K. C., C. (1986): The paths of the suspended particulate inorganic and organic matter in a small urban estuary. - *Nordic Hydrol.* **17**: 31 - 46.
- LAMPE, R. & B. WOHLRAB (1996): Zum Belastungs- und Entsorgungspotential von Salzgrasland - Untersuchungen an Bodenproben unterschiedlich genutzter Standorte des Küstenüberflutungsgebietes "Karrenderfer Wiesen" bei Greifswald. - *Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern* **32**: 56 - 69.
- LAMPE, R. & H. MEYER (1995): Sedimentqualität und hydrographische Bedingungen - ein Vergleich verschiedener Boddengewässer. - *Bodden* **2**: 7 - 26.
- LAMPE, R. & W. JANKE (1997): New Investigations about the sedimentation history of the Westpomeranian estuaries. - Vortrag 5th Conference of the Baltic Marine Geologists (BMG), Vilnius, 6.-11.10.1997.
- LAMPE, R. (1990): Neue Untersuchungsergebnisse zur Hydrographie des Greifswalder Boddens. - *Wiss. Z. Univ. Greifswald, math.-nat. R.* **39**(3): 38 - 41.

- LAMPE, R. (1996): Bodden und Haffe: Veränderungen durch Überdüngung. - In: LOZÁN, J. L. et al. (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Berlin, Parey Buchverlag: 249 - 258.
- LAMPERT, W. & U. SOMMER (1993): Limnoökologie. - Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 440 S.
- LEIPE, T. (1985): Zur Nahrungsökologie der Eisente (*Clangula hyemalis*) im Greifswalder Bodden. - Beitr. Vogelkd. **31**(1 / 3): 121 - 140.
- LEIPE, T. (1997): Geochemische Untersuchungen an Sedimentkernen aus dem Oderhaff zur Rekonstruktion der Eutrophierung und anthropogenen Belastung. - Bodden **5**: 97 - 108.
- MERTINKAT, M. L. (1986, 1991): Der Wasserhaushalt der Bodden- und Haffgewässer 1966 - 1985 (1966 - 1990). - Unveröff. Mskr., WWD Küste, Warnemünde.
- MESSNER, U. & J. -A. v. OERTZEN (1991): Long-term changes in the vertical distribution of macrophytobenthic communities in the Greifswalder Bodden. - Acta Ichth. Piscat. **XXI** (Suppl.): 135 - 143.
- MEYER, H., LAMPE, JONAS, P. & K. BUCKMANN (1998): Nährstoffe im Oderästuar - Transporte und Inventare - In: Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse. GOAP-Synthesebericht: 99 - 129 (Greifswalder Geographische Arbeiten; **16**).
- MEYER, H.; LAMPE, R.: The restricted buffer capacity of a south Baltic estuary - the Oder estuary. - Limnologica (subm.)
- ODUM, E. P. (1980): The status of three ecosystem-level hypotheses regarding salt marsh estuaries: tidal subsidy, outwelling and detritus-based food chains. - In: Kennedy, V. (ed.): Estuarine perspectives. New York, Academic Press: 485 - 495.
- OSADCZUK, A. & B. WAWRZYNIAK-WYDROWSKA (1998): Sediments in the Szczecin Lagoon: Selected elements and macrozoobenthos - In: Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse. GOAP-Synthesebericht: 169 - 193 (Greifswalder Geographische Arbeiten; **16**).
- PERNETTA, J. C. & J. MILLIMAN (1995): Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone implementation plan. - IGBP Report No 33. Stockholm: 215 pp.
- PUSTELNIKOVAS, O. (1995): Sediment geochemistry of the last 400 years and bottom pollution of the lagoon Kurshiu Marios. - Nachr. Dt. Geol. Ges. **54**: 147.
- SCHAUER, F., KREISEL, H. & B. HEIDECK (1998): Hefen und Myzelpilze als Destruenten im marinen Ökosystem. - In: Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse. GOAP-Synthesebericht: 341 - 369 (Greifswalder Geographische Arbeiten; **16**).
- SCHIEWER, U. (1994): Stoffkreisläufe in der Darß-Zingster Boddenkette: Kohlenstoffkreislauf. - Rostock. Meeresbiolog. Beitr. **2**: 121 - 138.
- SCHIEWER, U., SCHLUNGBAUM, G. et al. (1994): Nährstoffkreisläufe in den Darß-Zingster Boddengewässern. - Rostock. Meeresbiolog. Beitr. **2**: 139 - 148.
- SCHLUNGBAUM, G. & H. BAUDLER (1996): Sanierungskonzepte für Bodden und Haffe an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns - eine wichtige Voraussetzung für einen wirksamen Ostseeschutz. - Bodden **3**: 145 - 166.
- SCHLUNGBAUM, G. (1994): Das Eutrophierungsproblem der Bodden und Haffe. - Bodden **1**: 13 - 30.
- SCHLUNGBAUM, G. et al. (1989): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - XXX. Zur Beschaffenheit der Sedimentoberflächenschicht des Greifswalder Boddens. - Wiss. Z. Univ. Rostock, N-Reihe **38** (5): 1 - 2.

- SCHMIDT, I. (1995): Die Bedeutung der Phytoplanktonbiomasse als integrativer Beschaffenheitsparameter im Ökosystem Boddenkette Ost (BKO) - Möglichkeiten und Grenzen des Informationsgewinns. - GOAP-Jahresbericht 1995, Greifswald, 7 pp.
- SCHMIDT, I. (1997): Langzeitreihen von Monitoringdaten als Grundlage für die Charakterisierung von Boddengewässern und als Vergleichsbasis für Folgeuntersuchungen. - Bodden **5**: 155 - 176.
- SCHUBEL, J. R. & H. H. CARTER (1984): The estuary as a filter for fine-grained suspended sediment. - In: KENNEDY, V. S. (ed): The estuary as a filter. New York, Academic press: 81 - 106.
- SMITH, S. V., IBARRA-OBANDO, S. et al. (1997): Comparison of carbon, nitrogen and phosphorus fluxes in Mexican coastal lagoons. - LOICZ Reports & Studies **10**: 84pp.
- SUMMERHAYES, C. P., J. P. ELLIS, et al. (1985): Estuaries as sinks for sediment and industrial waste - a case history from Massachusetts Coast. - Contributions to Sedimentology **14**, Stuttgart, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- WESTPHAL, H. & B. LENK (1998): Die räumlich-zeitliche Verteilung von Primärproduktion und Bakterienkeimzahlen - In: Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse. GOAP-Synthesebericht: 228 - 249 (Greifswalder Geographische Arbeiten; **16**).
- WILLE, A. (1997): Stoffaustauschprozesse an der Sediment/Wasser-Grenzfläche. - Unveröff. Mskr., Univ. Greifswald.
- WOLFF, C. (1997): Nitrifikation in Küstengewässern unterschiedlichen Trophiegrades. - Bodden **5**: 139 - 154.
- YURKOVSKIS, A., WULFF, F. et al. (1993): A nutrient budget of Gulf of Riga, Baltic Sea. - Estuar. Coast. Shelf Sci. **37**: 113 - 127.

Danksagung: Das Projekt GOAP ist durch das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie unter der Projektnummer 03F0095C großzügig gefördert und wissenschaftlich begleitet worden. Dem Projektträger BEO-Meeresforschung, allen Teilprojektleitern und Mitarbeitern, dem Koordinierungsbüro Boddenforschung sowie den Ämtern des Landes Mecklenburg-Vorpommern möchte ich für die fruchtbare Zusammenarbeit, den problemlosen Datenaustausch und die Bereitschaft zur Diskussion danken. Die Einsatzbereitschaft der Schiffsbesatzungen hat viele Messungen erleichtert und manche erst möglich gemacht. Mein Dank gilt auch ihnen.