

Die Vielfalt innerer Küstengewässer an der südlichen Ostsee – eine Übersicht von der Flensburger Förde bis zum Kurischen Haff

Teil 2: Verschiedenheit der naturbedingten und anthropogen geprägten Eutrophierungsprozesse – eine Diskussion zur möglichen ökologischen Qualität entsprechend der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Abstract

According to the first article, the development of different types of coastal inland waters at the southern baltic coast is a result of variation in genesis, morphology, hydrology and hydrography in space and time.

The trophic situation has been reviewed by the following contribution. Differentiation should be made between natural and man made processes of eutrophication. The natural level of eutrophication of coastal inland waters reaches from mesotrophic to high eutrophic stages.

Nutrient discharges, caused by man have led to severely increased trophic stages. Eutrophic to hypertrophic levels have been observed.

The process of eutrophication was characterized by 8 thesis. In order to realize the forthcoming EU – Water Framework Directive, first attempts have been made finding suitable reference areas for coastal inland waters.

1 Allgemeines zur Eutrophierung der Küstengewässer und anderer aquatischer Systeme

Das weltweite Problem der Eutrophierung hat längst von den **Binnengewässern** auch auf die **Küstengewässer** und Teile des Weltmeeres übergreifen. In diesen Gewässerbereichen vom Süßwasser zum Meerwasser haben die sehr verschiedenartigen inneren Küstengewässer eine charakteristische Wirkung auf den allgemeinen Eutrophierungsprozeß. **Ästuare** – oft auch als **Übergangsgewässer** bezeichnet – besitzen in der Regel eine hohe **biologische Produktivität** und üben dadurch auch eine **Schutzfunktion** für die vorgelagerten Meeresgebiete aus. Dabei haben sie meistens ihren **ökologischen Status** wesentlich verändert.

Dafür sind die **natürlichen Voraussetzungen**, wie sie durch die jeweils unterschiedliche **Entwicklungsgeschichte**, die unterschiedlich geprägte **Morphologie** und die differenzierten Erscheinungen, wie sie durch die **Hydrologie** und **Hydrographie** gegeben sind, von größter Bedeutung. Auch für die Küstengewässer-Ökosysteme gelten, wenn auch mit teilweise sehr unterschiedlichen Prägungen, die gleichen Ursachen, Erscheinungen und Folgen dieser **Überdüngung** mit Nährstoffen in Form von **Stickstoff- und Phosphorverbindungen**. Mit der Abb. 1 werden die wichtigsten Ursachen und Wirkungen der Gewässereutrophierung – auch gültig für die meisten Küstengewässer – zusammengefaßt.

Die **Intensität der Primärproduktion** ist in Form der Zunahme über lange oder kurze Zeiträume das Maß des Prozesses. Zwischen einzelnen Ökosystemen treten große Unterschiede auf, wie ein Vergleich der Nettoprimärproduktion verschiedener Gewässer zeigt (Tab.1).

Tabelle 1 Vergleich der Nettoprimärproduktion in verschiedenen aquatischen Ökosystemen
 • verschiedene Autoren

Ökosysteme	[g C m ⁻² a ⁻¹]
Limnische Systeme	
tropische Seen	30 bis 2.500
gemäßigte Seen	2 bis 950
arktische Seen	<1 bis 35
alpine Seen	<1 bis 100
tropische Fließgewässer	1 bis 1000
gemäßigte Fließgewässer	<1 bis 650
Marine Systeme	
oligotropher Ozean (Sargassosee)	20
offener Ozean	50
Schelfgebiete und hochproduktive Hochseeregionen	100 (...200)
Auftriebsgebiete	200 bis 1.000
Flußmündungsgebiete/Ästuar	200 bis 900

Der Vergleich der Produktionshöhe in aquatischen und terrestrischen Lebensräumen ergibt in etwa die folgende Reihenfolge:

Wüsten < Ozeane < oligotrophe Seen < mesotrophe Seen < eutrophe Seen < Teiche < Weideland und Wälder nährstoffreicher Böden < **eutrophierte Ästuar** < Korallenriffe.

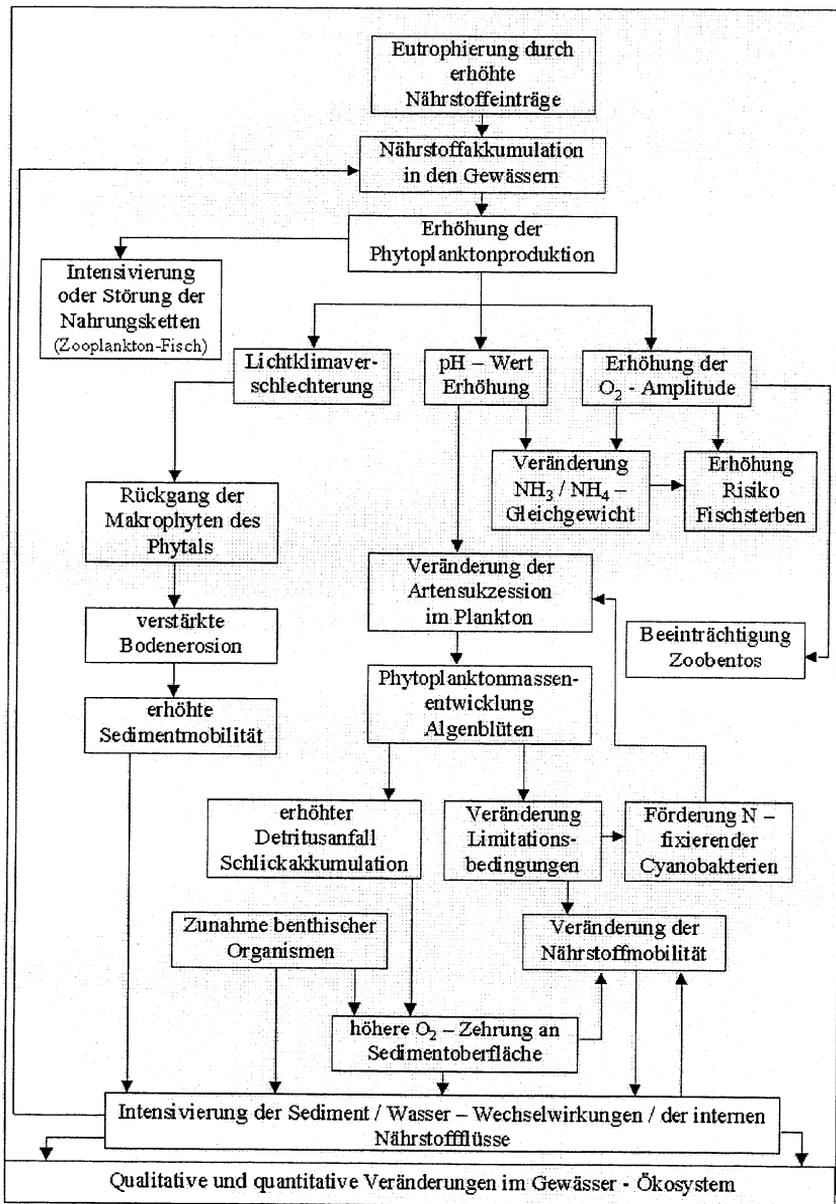


Abb. 1 Zusammenfassung von Ursachen und Wirkungen der Gewässereutrophierung aus: SCHLUNGBAUM, BAUDLER, KRECH und KWIATKOWSKI (2001)

Die Unterschiede ergeben sich aus der Höhe der Nährstoffversorgung und dann aus der geographischen Lage (Klimafaktor). Die morphologische Gestaltung der Gewässer mit Beziehungen zur konkreten hydrologischen und hydrographischen Situation stellt einen weiteren wesentlichen Faktorenkomplex für die Differenzierung dar.

Das marine Phytoplankton ist hochgerechnet mit einer Gesamtproduktion von $20 \times 10^9 \text{ t C a}^{-1}$ einer der Hauptproduzenten auf der Erde. Davon entfallen nach RYTHER (1969) ca. $16,3 \times 10^9 \text{ t C a}^{-1}$ auf die Gesamtfläche des offenen Ozeans, $3,6 \times 10^9 \text{ t C a}^{-1}$ auf die Schelfgebiete und die hochproduktiven Hochseeregionen und $0,1 \times 10^9 \text{ t C a}^{-1}$ auf die Auftriebsgebiete. Während das **Phytoplankton** die euphotischen Oberflächenschichten des Meeres besiedelt, ist das **Makro- und Mikro-phytobenthos** auf die euphotischen Bereiche des Litorals angewiesen. Die Höhe der Primärproduktion mariner Makrophyten, insbesondere der Laminarien, ist mit der der hochproduktiven terrestrischen Ökosysteme vergleichbar und kann diese noch übertreffen, z.B. berechnete MANN (1973) für *Macrocystis* im Indischen Ozean eine Nettoproduktion von etwa $2000 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Die Produktion anderer Makrophyten (*Laminaria*, *Thalassia*, *Spartaria*, *Zostera* u.a.) ist zwar geringer, übertrifft jedoch die des Phytoplanktons um ein Vielfaches. In flachen Küstengewässern, besonders in Ästuaren, die infolge der geringen Wassertiefen den Makrophyten günstige Bildungsmöglichkeiten bieten, können diese die mengenmäßig höchste Produktion aufweisen (ODUM et al. 1972).

Dem gegenüber ist die Primärproduktion des Mikrophytobenthos wesentlich geringer. Die Makrophyten haben sich zu einem ausgezeichneten Anzeiger für fortgeschrittene Eutrophierungsprozesse entwickelt. Beim Überwiegen des Phytoplanktons auf den Stufen der höheren Gewässertrophie gehen die Makrophytenbestände, wegen der zunehmenden Wassertrübung und des Fehlen des Lichtes, stark zurück. Besonders in weitgehend abgeschlossenen Ästuaren ist diese Makrophytenentwicklung ein ausgezeichneter **Eutrophierungsindikator**.

2 Spezielle Aspekte zur Eutrophierung der inneren Küstengewässer an der südlichen Ostsee

Definitionsgemäß wird der Eutrophierungszustand auch für diesen Gewässertyp weitgehend durch die Intensität der Primärproduktion charakterisiert. Sie wird auch hier in $\text{g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ bzw. in $\text{mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ angegeben, auch der Volumenbezug ist möglich. Der Gebrauch des **Begriffes der Eutrophierung ist für die Ostseeküstengewässer nicht neu**. Bereits GESSNER (1937) hat in seiner historischen Arbeit über die Brackgewässer Rügens und des Darß die Boddengewässer nach Trophiestufen gegliedert (Abb. 2) und dabei die Bedeutung der Land – Meer - Wechselwirkung hervorgehoben:

„A: **Das Arkonabecken:** oligotropher Brackwassertypus, mesohalin, starke Salzschiichtung, N und P oligotroph, planktonarm, Hauptentwicklungszeit des Planktons im Frühjahr (Diatomeen).

- B: **Hiddenseer Bodden, Greifswalder Bodden:** Gebeit starker Wasserströmungen. Im Greifswalder Bodden beginnende Eutrophie. Kieselsäurezufuhr durch Zuflüsse. Sehr starke Diatomeenentwicklung im Frühjahr. Im Sommer und Herbst Vorherrschen der Cyanophyceen und Chlorophyceen.
- C: **Binnengewässer Darß:** Nach Westen zunehmende Eutrophie bis Hypertrophie im Saaler Bodden. Jahreszyklus unerforscht. Im Sommer Massenvegetation von Cyanophyceen und Chlorophyceen. Zurücktreten der Kieselalgen.
- D: **Die Jasmunder Bodden:** Zunehmende Eutrophie bis Hypertrophierung im Kleinen Jasmunder Bodden. P und N im Polytypus; jedoch frei nur in geringsten Resten nachweisbar. Keine Diatomeenhochproduktion, kein Dominanzwechsel in der Planktonbesiedlung. Das ganze Jahr herrschen kleine Cyanophyceen und Chlorophyceen vor.“

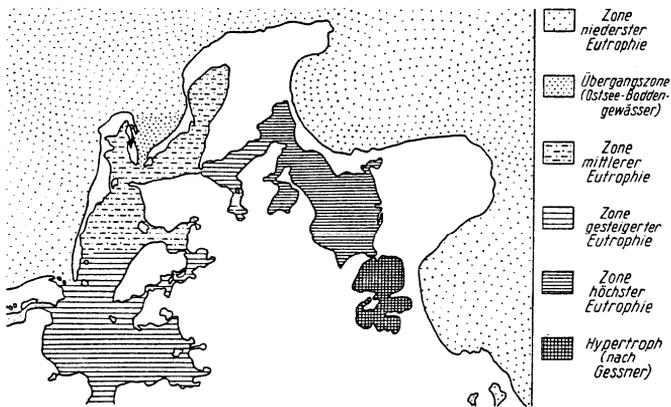


Abb. 2 Zonen verschiedenen Eutrophierungsgrades in den Rügener Binnenbodden in den 30er Jahren
 • aus GESSNER (1957)

Diese Einschätzung belegt eindeutig, daß der hohe Eutrophierungszustand in den inneren Küstengewässern ein Ergebnis einer langen Entwicklungsgeschichte ist. Die von GESSNER (1937) benutzte Abgrenzung zwischen den einzelnen Trophiestufen kann auch heute noch aufrechterhalten werden. Fraglich ist allerdings, ob nach heutigen Vorstellungen die Arkonasee zum damaligen Zeitpunkt noch oligotroph war. Auch WUNDSCH hat in seinen Untersuchungen über Fischsterben in den Darß-Zingster Bodden in Verbindung mit Makrophytensterben zum Anfang der 30er Jahre des 20. Jahrhunderts diese Bodden als hoch eutroph bezeichnet (WUNDSCH, 1968 – Briefwechsel mit Doz. Dr. H. Hübel/ Hiddensee, die angefertigten Berichte haben

den Krieg nicht überstanden). Von RUMOHR (1986, vgl. auch These 7) angestellte historische Vergleiche zur Eutrophierung der Kieler Bucht im Zeitraum 1875-1939 enthalten gleichartige Schlußfolgerungen.

2.1 Die Wirkung naturgegebener Faktoren auf den Eutrophierungszustand der inneren Küstengewässer

Grundsätzlich ist die Gewässerbeschaffenheit eines jeden Gewässers **primär** von **naturgegebenden Faktoren** und **sekundär** von **anthropogenen Prägungen** abhängig. Speziell für die Küstengewässer an der südlichen Ostsee müssen u.a. die folgenden (immer wirkenden) Faktoren bei der Diskussion der Eutrophierungsproblematik Berücksichtigung finden:

- die Morphologie aus der Sicht der Gewässertiefe,
- die Morphologie mit ihrem Einfluß auf den Wasserhaushalt,
- die Morphologie zusammen mit der Hydrologie auf die Prägung des Ästuarcharakters,
- die Beziehungen zu Einzugsgebietsfaktoren.

ODUM (1959) hat die Begriffe der Trophieskala in Beziehung zur Gewässertiefe und zum Nährstoffangebot gesetzt (Abb. 3).

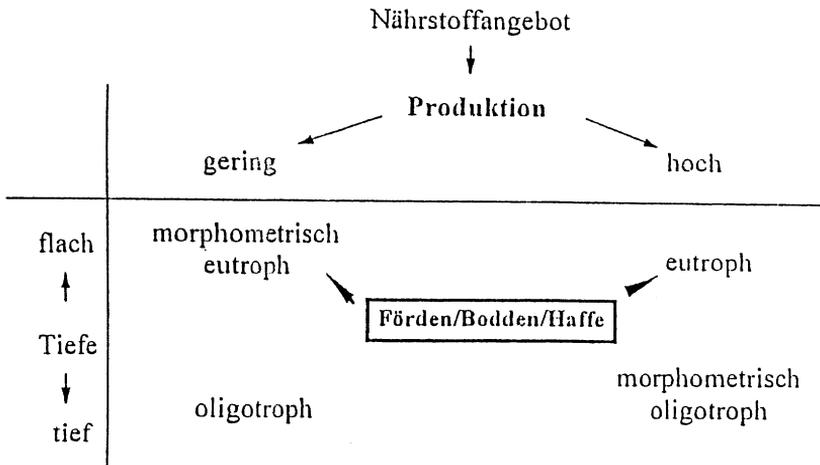


Abb. 3 Beziehung zwischen Gewässertiefe und Produktionshöhe
 – modifiziert für den südlichen Ostseeraum, nach ODUM, 1959

2.2 Die Eutrophierung der inneren Küstengewässer heute – eine Zusammenfassung in Form von 8 Thesen

Das heutige Eutrophierungsproblem der Förden, Bodden und Haffe unterliegt spezifischen Charakteristiken, die in Form von 8 Thesen zusammengefaßt werden können. Mit ausgewählten Fallbeispielen, die typisch für bestimmte Situationen sind, werden diese diskutiert – vgl. auch SCHLUNGBAUM (2000), SCHLUNGBAUM und BAUDLER (2000) oder auch SCHLUNGBAUM, BAUDLER, KRECH und KWIATKOWSKI (2001):

- These 1:** *Übermäßige Nährstoffeinträge prägen den Eutrophierungsprozeß innerer Küstengewässer*
- These 2:** *Förden, Bodden und Haffe gehören zu den Gewässern mit hoher natürlicher Produktivität. Sie besitzen von Natur aus ein hohes Nährstoffrückhalte-vermögen (Nährstoff-Filterkapazität)*
- These 3:** *Die Intensität der Primärproduktion korreliert in den Förden, Bodden und Haffen mit den ästuartypischen Salzgehaltsabstufungen*
- These 4:** *Durch zunehmende Lichtlimitation wird die Intensität der Primärproduktion beeinflußt*
- These 5:** *Intensivierte Stoffkreisläufe durch verstärkte Sediment/Wasser-Wechselwirkungen fördern die interne Gewässereutrophierung*
- These 6:** *Aktuelle Nährstoffkonzentrationen sind in flachen Küstengewässern immer ein Ergebnis von vielseitigen Wechselwirkungen und können nur bedingt als Eutrophierungsindikator genutzt werden*
- These 7:** *Die für Flachwasserästuare charakteristische Pufferwirkung und Nährstoff-Filterkapazität ist mit dem Übergang zur Polytrophy und Hypertrophie stark rückläufig*
- These 8:** *Verbesserte Wasseraustauschverhältnisse in inneren Küstengewässern bzw. mit dem vorgelagerten Meer leisten einen Beitrag zur Milderung des Eutrophierungsproblems.*

2.2.1 These 1: Übermäßige Nährstoffeinträge prägen den Eutrophierungsprozeß innerer Küstengewässer

Für die inneren Küstengewässer - hier die Förden, Bodden und Haffe an der südlichen Ostseeküste - werden Nährstoffeinträge über die folgenden Pfade wirksam:

- Einträge über die **Zuflüsse**. In der Regel zählen hierzu die größeren Flußsysteme mit ihren **Einzugsgebieten**. Werden die **Nährstofffrachten** in den entsprechenden Mündungsgebieten ermittelt, so stehen diese als Summe der **Nährstoffimmissionen** aller im Einzugsgebiet entstehenden **Nährstoffemissionen**, d. h. aller punktuellen und diffusen Nährstoffflüsse mit Berücksichtigung des **Nährstoffrückhaltevermögens** in der Landschaft.

- Dazu kommen die vom Lande ausgehenden Einträge aus den nicht durch die o. g. Flußgebiete erfaßten Entwässerungsräumen. Hier müssen unbedingt die kleinere Gebiete im **Uferraum** und vor allem die Städte und Gemeinden an den Küsten des inneren Küstengewässers berücksichtigt werden.
- Die Stoffeinträge aus der Ostsee während der **Einstromsituation** sind in der Regel kleiner als sie Austräge in den **Ausstromsituationen** (Verdünnungseffekt, Ausräumeffekt, positive Wasserbilanz in Richtung Ostsee A>E). Dazu sei auf die Darstellung zur **Wasserhaushaltsbilanz** in Teil 1 verwiesen. Für genauere Erfassungen ist die Aufstellung von **Stoffbilanzen** für jedes einzelne Küstengewässersystem mit spezieller Berücksichtigung des Stoffaustausches im Übergangsbereichs zur Ostsee erforderlich (vgl. These 2).
- Einträge aus den **atmosphärischen Niederschlägen** über die Trocken- und Naßdeposition.

Der Eutrophierungsprozeß in den inneren Küstengewässern wird immer dann wesentlich beschleunigt, wenn die Nährstoffrachten über den geogenen Hintergrundwert (**Background**) liegen. Erscheinungen einer erhöhten **Akkumulation** in den inneren Küstengewässern (= **Nährstoffrückhaltung, Nährstofffilterfunktion**) werden verstärkt wirksam (vgl. auch These 3). Zu berücksichtigen ist die Abhängigkeit der Nährstoffrachten von der Größe des Einzugsgebietes und den ergebenden **Abflüssen vom Lande** sowie der Größe und der **hydromorphologischen Gestaltung** der einzelnen Küstengewässer selbst.

Die **Nichtbewältigung der Stoffkreisläufe** in den Einzugsgebieten in der Vergangenheit und teilweise noch in der Gegenwart hat zu einer wesentlichen Erhöhung der **Nährstoffrachten** in den Flußsystemen geführt. Durch zielgerichtete Maßnahmen im Gewässerschutz konnten die Nährstoffflüsse in den Landschaften Deutschlands wesentlich reduziert werden (BEHREND, 1999). Die Tab. 2 gibt dafür eine Übersicht für Deutschland und das Ostseegebiet im Vergleich der Zeiträume 1983/1987 und 1993/1997.

Tabelle 2 Nährstoffemissionen in Deutschland und im deutschen Ostseegebiet,
a: 1983/1987, b: 1993/1997, c: Veränderungen in % Werte in t/a bzw. %, Werte in 10³ t/a

	P-Emissionen						N-Emissionen					
	Deutschland			Ostseegebiet			Deutschland			Ostseegebiet		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
Summe	93,5	37,3	-60,2	4,1	1,6	-60,7	1085	819	-24,5	61,1	44,9	-26,6
%	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
davon punktuell	63,9	12,6	-80,3	2,9	0,4	-83,5	413	232	-46,2	15,4	8,5	-45
%	68,3	33,8		69,6	29,		39,8	28,4		25,3	18,9	
davon diffus	29,6	24,6	-16,8	1,3	1,2	-8,5	653	586	-10,2	45,7	36,4	-20,4
%	31,7	66,2		30,4	70,		60,2	71,6		74,8	81,1	

Insgesamt sind die Flußbelastungen mit Nährstoffen rückläufig, wobei der **punktu-elle Anteil** gegenüber den **diffusen Einträgen** schneller rückläufig ist. Der Bau und die Modernisierung von Kläranlagen haben dazu beigetragen. Das Ostseegebiet zeigt etwa gleiche Tendenzen wie für Deutschland. Für die diffusen Quellen wurden zur Reduzierung zwischen ca. 10 und ca. 20 % erreicht. In der Tabelle 3 sind die **Nährstoffimmissionen** für die einzelnen Küstengewässer aus den **Hauptflußgebieten** (>50 km²) zusammengestellt worden. Der mit aufgeführte Anteil des gegebenen Hintergrundes (**Background**) soll Aufschluß über die Verteilung natürlicher und anthropogener Nährstoffflüsse geben.

Tabelle 3 Nährstoffeinträge (Immissionen) aus den Flußgebieten in die inneren Küstengewässer der südlichen Ostsee 1995 (unter besonderer Berücksichtigung der deutschen Flußeinzugsgebiete >50 km²)
 - ausgewählte Daten (gerundet) nach HELCOM 70/1998
 - Background (BG) in % der Gesamtbelastung

Küstengewässer Flußsystem	EZG km ² (gesamt)	Phosphor			Stickstoff			
		ges. t/a	PO ₄ - P t/a	BG % ges.	ges. t/a	NH ₄ - N t/a	NO ₃ - N t/a	BG % ges.
Flensburger Förde	(330)							
Schlei	(620)							
Füsinger Au	243	14,5	8,1	12	813,5	17,8	683,1	19
Hüttenser Au	63	3,6	1,9	-	98,7	13,6	67,8	-
Koseler Au	55	3,0	1,5	-	183,3	7,8	151,5	-
Kieler Förde	(714+x)							
Schwentine	714	30,3	18,4	13	721,7	28,3	462,8	54
Untertrave	(2665)							
Trave	1291	38,2	17,2	10	1634,8	49,1	1305,8	19
Wakenitz	270	8,3	3,5	-	207,7	6,8	127,6	-
Schwartau	223	12,3	4,4	-	522,8	10,7	424,0	-
Stepenitz	701	19,9	8,2	7	347	19,4	861	18
Maurine	170	3,9	1,5	-	201	8,0	183	-
Wismar Bucht	(1059)							
Wallensteigr.	156	20,8	13,4	4	309	15,8	243	11
Hellbach	310	9,6	4,6	-	523	24,4	456	-
Unterwarnow	(3222)							
Warnow	2982	59,0	21,5	6	2165	185	1585	25
Peezer Bach	52	2,6	1,3	-	151	11,4	128	-
Darß-Zingster B.	(1578)							
Recknitz	669	14,4	5,1	8	466	79	347	29
Barthe	292	4,3	1,6	9	354	23,6	301	24
Körkwitzer Bach	100	2,5	0,8	-	185	4,3	157	-
Saaler Bach	68	1,3	0,6	-	86,1	4,3	75,7	-

Küstengewässer Flußsystem	EZG km ² (gesamt)	Phosphor			Stickstoff			
		ges. t/a	PO ₄ - P t/a	BG % ges.	ges. t/a	NH ₄ - N t/a	NO ₃ - N t/a	BG % ges.
Rügener Binnenbodden	(312)							
Strelasund/Bodden Rügen-Hiddensee	(238)							
Prohner Bach	72	1,6	0,5	-	146	11	124	-
Duvenbaeck	67	2,5	1,5	-	74,1	4,0	66,2	-
Greifswalder Bodden	(665)							
Ryck	231	1,4	0,4	7	266	22,1	130	25
Ziese (West + Ostziese)	115	3,3	1,1	-	110	22,9	72,9	-
Peenestrom	(5772)							
Peene (mit Trebel, Tollense)	5110	88	37,8	8	3411	310	2647	23
Stettiner Haff	(122712)							
Ücker (mit Randow)	2401	43,9	16,0	3	875	131	600	29
Zarow	748	13,5	3,7	5	424	54,6	305	33
Oder (Polen)	118861	4922	1489	12	6973	3810	46082	16
Frisches Haff	(23439)							
Pregel		260	-	-	3100	-	-	-
Passarge (Pasleka)	2294	127	57	16	1440	192	757	23
Kurisches Haff	(100458)							
Memel (Nemunas)	97928	1228	1057	57	34191	3869	19569	8

Tabelle 3 -Fortsetzung-

Aufsummierungen	Phosphor			Stickstoff			
	ges. t/a	PO ₄ -P t/a	BG % ges.	ges. t/a	NH ₄ -N t/a	NO ₃ -N t/a	BG % ges.
A Summe (ohne Oder) deut- sche Flußsysteme über in- nere Küstengewässer	403	175	3-13	14276	1065	11504	11-33
B Summe aller deutschen Flußsysteme	479	218	-	16764	1206	13379	-
C Summe Industrie	3,8	3,3	-	48,1	1,7	38,5	-
D Summe Kläranlagen	95,7	44,5	-	4559	3442	506	-
E Summe Deutschland	579	265	-	21371	4650	13924	-
F Summe innerer Küstenge- wässer Oder bis Memel	6537	2603	-	115704	7871	66408	-
G Summe aller inneren Kü- stengewässer südliche Ost- see	6940	2778	-	129980	8936	77912	-

Die aufgeführten Daten lassen die folgenden Schlußfolgerungen zu:

- Mit den Einzugsgebieten der ausgewählten inneren Küstengewässern werden (ohne Kieler Förde als Ganzheit) mit 20.320 km² des insgesamt 28.600 km² großen deutschen Ostsee-Einzugsgebiet erfaßt, das sind 71 %. Der Rest von 29 % entfällt auf direkt an die Ostsee angrenzenden Gebiete. Auf die Hauptflußsysteme der berücksichtigten inneren Küstengewässer entfallen 16.400 km², das sind 83,4 % der Einzugsgebiete aller Förden, Bodden und Haffe oder 57,3 % des gesamten deutschen Einzugsgebietes.
- 1995 wurden über die inneren Küstengewässer im südlichen Ostseeraum 6.940 t P und 129.980 t N eingetragen (Tab. 3 - Summe G). Davon entfallen auf den deutschen Ostseeraum mit 20.320 km² Einzugsgebiet (Tab. 3 - Summe A) 403 t P und 14.276 t N sowie auf die Flußsysteme zwischen Oder und Memel mit ca. 220.000 km² erfaßten Einzugsgebiet (Tab. 3 - Summe F) 6.537 t P und 115.704 t N.
- Damit ergaben sich 1995 für die Hauptflußgebiete als Eintrag in die inneren Küstengewässer die folgende Verteilung in t/1000 km²:
 - Deutschland
(mit Anteil Oderhaff): 19,83 t P/1000 km² 702,6 t N/1000 km²
 - Oderhaff bis Kurisches Haff: 29,71 t P/1000 km² 525,9 t N/1000 km²
 - Mittel für das Gesamtgebiet: 28,92 t P/1000 km² 541,6 t N/1000 km²

Mit der Durchsetzung des Neubaus bzw. der Modernisierung von Kläranlagen in Deutschland konnten für den westlichsten Teil der inneren Küstengewässer an der südlichen Ostsee bereits unterdurchschnittliche Flächenbelastungen beim Phosphor erreicht werden (vgl. dazu Tab. 2). Dieses zeigen auch die in Tab. 3 ausgewiesenen höher liegenden Backgroundwerte.

- Für Deutschland ergibt sich, daß 84 % der P-Einträge und 85 % aller N-Einträge aus den Flußsystemen über ihr vorgelagerte inneren Küstengewässer erfolgen (Tab. 3 - Summen A und B). Der naturgegebenen hohen Selbstreinigungsfähigkeit der Förden, Bodden und Haffe kommt also für den Schutz der Ostsee eine große Bedeutung zu (vgl. auch These 2).
- Der noch mit 17,2 % für Phosphor und mit 21,6 % für Stickstoff vorhandene Anteil für punktuelle Quellen in Deutschland (Tab. 2 - Summe C und D) an den Gesamtbelastungen (Tab. 3 - Summe E) ist mit der weiteren Modernisierung der Abwassereinigung relativ leicht weiter beeinflussbar. Als Beispiel kann hier die Zentrale Kläranlage Rostock genannt werden. Durch die Modernisierung dieser konnte die P-Rückhaltung von 20 t/a für 1992 auf 194 t/a für 1999 erhöht werden, beim Stickstoff liegen diese Zahlen bei 194 t/a für 1992 und bei 934 t/a für 1999 (vgl. KRÜGER, SCHÖNEFELDT, SCHLUNGBAUM und BOMBA,

2001). Inzwischen wurde die ZKA Rostock von der hot spot-Liste gestrichen. Für das Ästuar der Unterwarnow war das ein bedeutender Schritt zur Beschaffenheitsverbesserung und zum weiteren Schutz der Ostsee.

- Der für die deutschen Küstengewässerzuflüsse relativ niedrige Anteil an Ammoniumstickstoff am Gesamtstickstoff (Tab. 3 in der Summe A) mit Werten von durchschnittlich 7,5 % ist ein Indikator für hohe Nitrifikationsleistungen in den Flußsystemen durch ausreichend gute Sauerstoffverhältnisse. Damit erfolgt eine Entlastung des Sauerstoffhaushaltes der inneren Küstengewässer und die ökologische Funktionsfähigkeit der einzelnen Küstengewässersysteme wird verbessert.
- Dennoch muß für die Förden, Bodden und Haffe - das zeigen die niedrigen Backgroundanteile in der Tab. 3 - die nach wie vor übermäßige Nährstoffversorgung abgeleitet werden. Beim Phosphor sind die anthropogen verursachten Anteile im Bereich von der Schlei bis zur Trave 8 bis 10 mal größer und im Bereich von der Stepenitz bis zum deutschen Anteil des Oderhaffs 13 bis 25 mal größer als der natürliche Hintergrund. Erst weiter östlich erhöht sich der Backgroundwert wieder, was aus der dünneren Besiedlung und damit der geringeren wirtschaftlichen Erschließung folgt. Beim Stickstoff ergibt sich ein überwiegender anthropogenen Anteile um das 3 bis 5 fache. Die naturgemäß höheren absoluten N-Austräge aus der Landschaft beeinflussen solche Verhältniszahlen. Auch die N-Einträge tragen wesentlich zur Eutrophierung der inneren Küstengewässer bei.

2.2.2 These 2: Förden, Bodden und Haffe gehören zu den Gewässern mit hoher natürlicher Produktivität. Sie besitzen von Natur aus ein hohes Nährstoffrückhaltevermögen (Nährstoff-Filterkapazität)

Ästuar, dazu gehören alle Förden, Bodden und Haffe an der südlichen Ostsee, sind Beispiele für **gekoppelte Systeme** mit einem ausbalancierten Gleichgewicht zwischen **physikalischen und biologischen Komponenten** unter Erreichung einer **hohen biologischen Produktivität** (ODUM, 1980). Die typischen **Salzgehaltsabstufungen** und die hinzukommenden großen **raum/zeitlichen Variabilitäten** in den Salzverhältnissen stellen einen bedeutenden **Stressfaktor** für die Organismen dar. Nur wenige Arten, d. h. es liegt eine geringe **Biodiversität** vor, sind an diesen Lebensraum angepaßt. Für diese bieten sich aber gute Nahrungsbedingungen und die Folge sind hohe Bioproduktionen. Die besonderen **hydromorphologischen Bedingungen** der Ostsee-Ästuar (z. B. die Flachheit, vgl. Abb. 3) wirken zusätzlich verstärkend auf die hohen Produktionsraten. In deren Folge liegt allgemein eine hohe Gewässertrübung vor. Nur 20 % des Sestons sind Planktonorganismen und 80 % bestehen aus Detritus und bei Flachgewässern aus resuspendierten Sedimenten (GEORGI, 1983).

Das **Nährstoffrückhaltevermögen** ist an diese intensivierten Stoffkreisläufe gebunden (vgl. auch Tab. 6 in These 4). Über **Nährstoffbilanzmodelle** sind Größenordnungen über das Rückhaltevermögen ableitbar.

Ausgewählte Fallbeispiele:

• Darß-Zingster Bodden:

Für die Aufstellung von Nährstoffbilanzen im System Landschaft (Atmosphäre) – inneres Küstengewässer – Ostsee mit Bewertung des Nährstoffrückhaltevermögens der inneren Küstengewässer sind die folgenden Untersuchungen erforderlich:

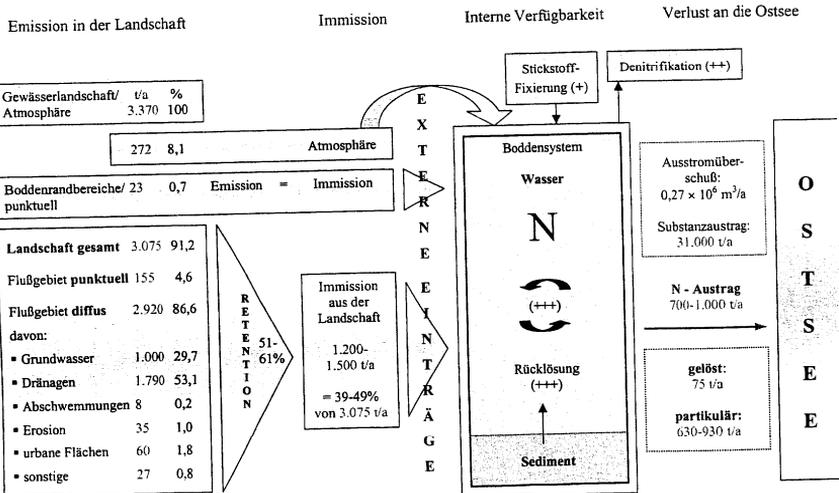
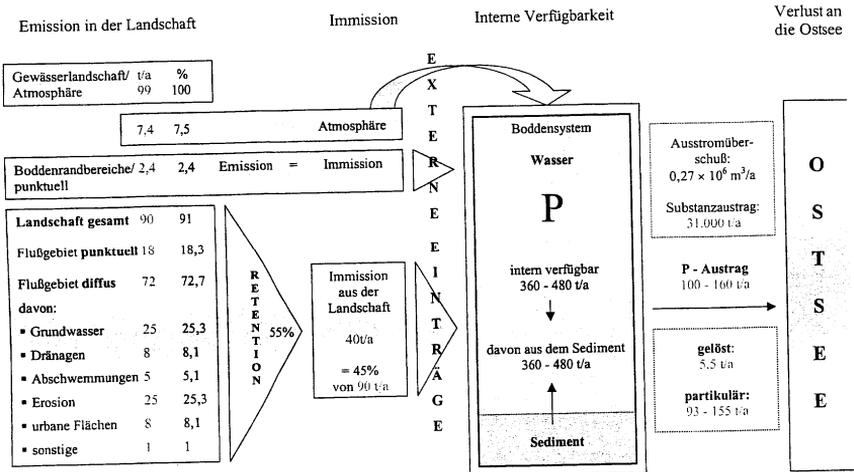
- die komplette **Wasserhaushaltsbilanz** für die o. g. Wirkungskette (vgl. Teil 1) muß vorliegen
- die Erfassung aller **Nährstoffemissionen** im gesamten Einzugsgebiet
- die Ermittlung des **Nährstoffrückhaltevermögens** in der Landschaft zur Feststellung der vom Einzugsgebiet (Flußsysteme) ausgehenden **Stoffimmissionen**
- die Ermittlung weiterer Stoffimmissionen, z. B. vom **Boddenrand** und aus der **Atmosphäre**
- die Analyse der Stoffbilanzen im Resultat der **Einstrom- und Ausstrombedingungen** mit Bewertung des Ausstromüberschusses und den darin transportierten gelösten und partikulären Nährstoffen. Dafür muß das Pendeln der Wasserkörper zwischen Ostsee und inneren Küstengewässer mit seinen unterschiedlichen Qualitäten berücksichtigt werden.
- genauere Kenntnisse über die **gewässerinternen Nährstoffwechselwirkungen**, insbesondere die an den Grenzflächen zur Atmosphäre und zum Sediment.

Diese Bilanzierung liegt in komplexer Weise bisher nur für die Darß-Zingster Bodden vor (Abb. 4), vgl. SCHLUNGBAUM, BAUDLER, KRECH und KWIATKOWSKI (2001). Für die Ermittlung der Nährstoffemissionen in der Boddenlandschaft liegen die Ergebnisse von BEHRENDT (1996) und BEHRENDT und Mitarbeiter (1999) zugrunde. Die Ergebnisse für die Flußgebiete Recknitz und Barthe wurden auf das ganze Boddengebiet hochgerechnet.

Die folgenden Aussagen im Sinne der These 2 sind aus den Stoffbilanzen möglich:

Phosphor (Abb. 4 oben): Von den 90 t P/a in der Boddenlandschaft entstehenden Emissionen gelangen über die Flußsysteme 40 t P/a (= 45 %) als Immission in die Bodden. Das P-Rückhaltevermögen beträgt somit 55 %.

Der Gesamt-P-Eintrag in die Bodden beträgt rund 50 t/a. Über den Austrag in Richtung Ostsee werden 100 bis 160 t P/a bilanziert. Der Austrag aus dem Bodden-system ist also nachweisbar größer als der Eintrag. Die interne Verfügbarkeit wird mit 360 – 480 t P/a ermittelt und ist damit wesentlich größer als die Frachten am Eingang und Ausgang der Boddengewässer. Das interne P-Angebot beträgt 1,8 bis 2,4 g P m⁻² a⁻¹, was nach dem Prognosemodell nach VOLLENWEIDER (vgl. Abschnitt 3) eine weit im hypertrophen Bereich liegende Belastung bedeutet. Dem steht eine Gesamtimmission von 0,25 bis 0,30 g P m⁻² a⁻¹ gegenüber, was für die Trophieprognose einen eutrophen (bis mesotrophen) Zustand bedeutet.



(+)...(+++) - interne Verfügbarkeit von gering bis hoch

Abb. 4 Nährstoffbilanzen für das System der Darß-Zingster Bodden
-Landschaft/Atmosphäre-Bodden-Ostsee
oben: Phosphor, unten: Stickstoff
aus: SCHLUNGBAUM, BAUDLER, KRECH und KWIATKOWSKI, 2001

Das ist bereits ein Ergebnis der konstruktiven Gewässerschutzpolitik vor allem im Einzugsgebiet (vgl. Tab. 2).

Fazit: Noch hat die Boddenkette Darß-Zingst nicht das naturtypische Rückhaltepotential für Nährstoffe (hier P) wieder erreicht.

Die Entwicklung in Richtung eines positiven Rückhaltevermögen führt nur über eine Beeinflussung der gewässerinternen P-Akkumulationen.

Damit ist dann auch eine Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit zu erwarten.

Stickstoff (Abb. 4 unten): Von den ca. 3100 t N/a in der Boddenlandschaft entstehenden Emissionen gelangen 1200 bis 1500 t N/a als Immission aus den Flußgebieten in die Boddengewässer. Das Rückhaltevermögen in der Landschaft liegt in den Grenzen von 51 bis 61 % der Gesamtemissionen. Der Gesamt-N-Eintrag in die Bodden liegt um rund 300 t N/a höher. Diesem Gesamteintrag von 1500 bis 1800 t N/a steht ein Austrag in Höhe von 700 bis 1000 t N/a gegenüber und erreicht so nur ca. 50 % der Einträge. Diese Bilanz ist hauptsächlich dem im Boddensystem wirksamen Denitrifikationspotential zuzuschreiben. Auf eine direkte Angabe der N₂-Fixierung als Stoffeintrag und der Denitrifikation als Stoffverlust wird wegen der besonderen und nicht bilanzierbaren Reaktionsbedingungen verzichtet. Auch PETZOLDT (1987) fand, daß das Denitrifikationspotential bis 56 % der Gesamt-N-Belastung erreichen kann. Mit einer N-Flächenbelastung über die Einträge mit Werten von 7,5 bis 9,0 g N m⁻² a⁻¹ steht eine Entlastung in Richtung Ostsee in Höhe von 3,5 bis 5 g N m⁻² a⁻¹ gegenüber. Mit 4,0 g N m⁻² a⁻¹ als interne Akkumulation, incl. der Denitrifikationsverluste liegt die momentane N-Belastung weit oberhalb der allgemeinen gültigen Toleranzgrenze von < 2,0 g N m⁻² a⁻¹.

Fazit: Die Boddenkette Darß-Zingst besitzt momentan gegenüber der Gesamteinträge ein „Rückhalte“- oder besser Reduzierungspotential von ca. 50 %.

Bei Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit ist mit einem Rückgang der Denitrifikationsleistung zu rechnen, weil die erforderlichen Reaktionsbedingungen dann ebenfalls fehlen. Momentan entfallen von den Gesamt-N-Emissionen in der Landschaft 83 % auf die Eintragspfade Grundwasser und Drainwasser. Eine Beschaffenheitsverbesserung mit wirksamer Beeinflussung der Austräge in die Ostsee muß außer an den Boddengewässern selbst vor allen im N-Haushalt der Landschaft ihren Ausgangspunkt haben.

- Für andere Küstengewässer können solche Bilanzen dann diskutiert werden, wenn vorhandene Wasserhaushaltsdaten um die Wechselwirkungen am Übergang zur Ostsee ergänzt werden und die Stoffbilanzen dieser Wechselwirkungen vorliegen.

2.2.3 These 3: Die Intensität der Primärproduktion korreliert in den Förden, Boden und Haffen mit der ästuartypischen Salzgehaltsabstufung

Die im Teil 1 (dieses Heft) aufgezeigten großen Unterschiedlichkeiten bei den inneren Küstengewässern an der südlichen Ostsee haben unmittelbare Einflüsse auf das Maß der Eutrophierung. Dabei spielen Faktoren, wie die geographische Lage im Ostseegebiet, die Größe der einzelnen Küstengewässer, die Richtung der Öffnung zur Ostsee, die Höhe der Flußwasserzufuhr und die jeweilige Einstrom- und Ausstromintensität eine wichtige Rolle. Folglich muß für jedes einzelne Küstengewässer die Primärproduktion dort am höchsten sein, wo die größten Nährstoffangebote durch die **Flußwasserzufuhr** und die geringste **Verdünnung** dieser durch den **Wasseraustausch** gegeben sind. Die jeweils niedrigsten Produktionsintensitäten werden immer im Übergangsbereich zur Ostsee ermittelt, wobei zu beachten ist, daß in der Ostsee selbst die Primärproduktion mit geringer werdendem Salzgehalt von West nach Ost zunimmt.

Ausgewählte Fallbeispiele:

- **Schlei:**

Die chemischen und biologischen Gewässerdaten belegen, daß die Höhe der Primärproduktionsleistung sich reziprok zu den Salzgehaltsverhältnissen verhält (Tab. 4).

Tabelle 4 Salzverhältnisse und Primärproduktion im Gebiet der Schlei und der vorgelagerten Ostsee

- Werte für 1992
- Werte nach: SCHIEWER und GOCKE (1996), FEIBICKE (1994)

Gebiet	Salzgehalt [PSU]	Primärproduktion [g C m ⁻² a ⁻¹]
Innen Schlei	5-9	>800
Schleimünde	12-19	ca. 220
Kieler Bucht	13-20	ca. 160

Aufgrund der großen Salzgradienten zwischen äußerer Schlei (**Schleimünde**) zur freien Ostsee ist die Primärproduktionsintensität bereits in diesem Bereich wesentlich erhöht. In der Nähe der **Großen Breite** beginnt dann die Zone starker Eutrophierung, die ihren Höhepunkt dann vor Schleswig in der **Kleinen Breite** erreicht. Damit ist die Primärproduktionsintensität im innersten Teil der Schlei ca. fünfmal größer als in der vorgelagerten Ostsee.

NELLEN und RHEINHEIMER (1970) bezeichneten bereits damals die Schlei als ein **hypertrophiertes Gewässer**. Sie benutzten, weil es noch keine Trophieklassifikations-systeme für innere Küstengewässer gab, noch eine Beschaffenheitsdifferenzierung nach dem Saprobiensystem. Danach war die Schlei als ein β - bis α -

mesosaprobies Gewässer aufzufassen. Die Anwendung des Saprobien-systems ist aber für diese Fragestellung nur bedingt möglich.

• **Darß Zingster Bodden und Rügener Bodden**

Im Gegensatz zur Schlei werden für beide Boddensysteme in der vorgelagerten Ostsee nur noch Salzgehalte zwischen 7 und 12 PSU erreicht. Dennoch ist eine gute Korrelation (reziprok) zur Höhe der Primärproduktion mit abnehmenden Salzgehalt feststellbar (Tab. 5).

Tabelle 5 Horizontalverteilung der Primärproduktionsintensität in den Boddenketten Darß-Zingst und Rügen

- Werte nach: HÜBEL in HORSTMANN und HÜBEL (1996), DAHLKE und HÜBEL (1996), HÜBEL, WOLFF und MEYER-REIL (1998)

Darß-Zingster Bodden		Entfernung von der Ostsee	Rügener Bodden	
Gewässerteil	[PSU] [g C m ⁻² a ⁻¹]		Gewässerteil	[PSU] [g C m ⁻² a ⁻¹]
Grabow	9 - 14 bis 270	*	Rassower Strom	9 - 10 bis 250
Barther B.	5 - 10 bis 320	**	Breetzer B.	9 - 9,5 bis 260
Bodstedter B.	3 - 7 bis 530	***	Breeger B.	8,5 - 9 bis 340
Saaler B.	0,5 - 4 bis 760	****	Gr. Jasmunder B.	8,5 bis 450
			Kl. Jasmunder B.	4 - 5 > 800
			(kein größerer Wasseraustausch)	

In Ostseenähe, d. h. **Grabow** in den Darß-Zingster Bodden und **Rassower Strom** in den Rügener Binnenboddensystemen, liegt die Primärproduktionshöhe mit Werten von ca. 270 bzw. 250 g C m⁻² a⁻¹ höher als in der äußeren Schlei. Unterschiede ergeben sich dann aber aufgrund des niedrigeren Süßwasserzuflusses in den Rügener Bodden. Im **Großen Jasmunder Bodden** wurden nur Werte bis 450 g C m⁻² a⁻¹ erreicht. Erst der **Kleine Jasmunder Bodden** zeigt dann wieder sehr hohe Werte. Beide Boddensysteme gehören ebenfalls zu den hocheutrophen Küstengewässern (eutroph bis hypertroph) und weisen große Ähnlichkeiten zur Schlei auf.

Mit der Abb. 5 wird diese Situation für beide Boddensysteme noch einmal dokumentiert.

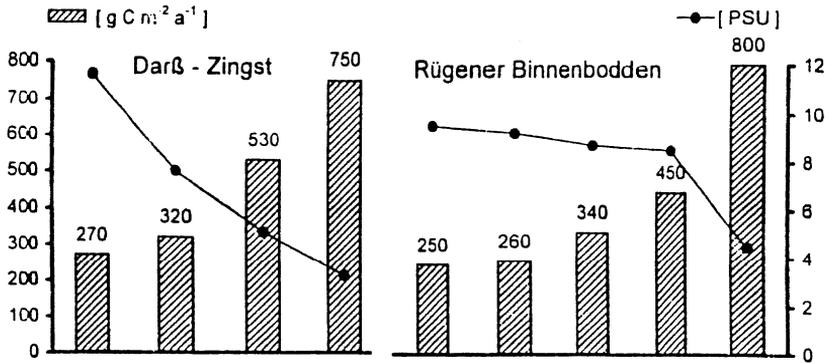


Abb. 5 Primärproduktionsintensität und Salzgehalt in den Bodden von Darß-Zingst und Rügen
 • Werte nach Tab. 5

2.2.4 These 4: Durch zunehmende Lichtlimitation wird die Intensität der Primärproduktion unabhängig vom aktuellen Nährstoffangebot beeinflusst

Hochproduktive Gewässer sind bereits beim Übergang der Phytoplanktonproduktion durch die anstehende Biomasse trübe. Bei flachen Gewässern wird die Gewässertrübung zusätzlich durch suspendiertes Detritusmaterial/schlickiges Material beeinflusst. GEORGI (1983) konnte z. B. für die **Darß-Zingster Boddenkette** einen Detritusanteil am Seston von ca. 80% ermitteln, nur maximal 20% waren **Plankton**. Damit geht auch die Eindringtiefe für das Licht zurück. Bei Sichttiefen von 0,5 m (maximal 1 m) in den inneren Bodden beschränkt sich die euphotische Zone auf den unmittelbaren Oberflächenbereich der Wassersäule. Die Sestonverteilung in den Darß-Zingster Bodden ergibt sich demnach parallel zur Primärproduktionsintensität und in der Verteilung am Salzgehaltsgradienten:

	GEORGI (1983)	SCHLUNGBAUM und BAUDLER (1999)
➤ Saaler Bodden	59 mg Seston/l	94 mg Seston/l für 1998
➤ Bodstedter Bodden	41 mg Seston/l	90 mg Seston/l für 1998
➤ Barther Bodden	37 mg Seston/l	83 mg Seston/l für 1998
➤ Grabow	19 mg Seston/l	65 mg Seston/l für 1998
➤ vorgelagerte Ostsee/ Gellenstrom	3 mg Seston/l	31 mg Seston/l für 1998

Diese Verhältnisse haben unmittelbaren Einfluß auf die Verteilung der Primärproduktion auf das Makrophytobenthos und auf das Phytoplankton. Mit zunehmender Verschlechterung der Lichtverhältnisse ist ein Rückgang des Makrophytobenthos zu beobachten (Tab. 6).

Tabelle 6 Entwicklung der Produktion von Phytoplankton und Makrophytobenthos in den Darß- Zingster Bodden
 • nach SCHIEWER, 1995, 1998 (stark vereinfacht)

	70er Jahre		80er Jahre	
	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	(%)	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	(%)
a) Primärproduktion				
- submerse Makrophyten	15.000	(22)	2.400	(4,8)
- Phytoplankton	54.000	(78)	44.200	(95,2)
- Summe	69.000	(100)	46.440	(100)
b) Sedimentation und Abbau	40.200	(-)	44.350	(-)
c) b von Summe a	58%		95%	

Bei fallender Primärproduktion von den 70er Jahren zu den 80er Jahren (a) ist der Anteil sedimentierter abgestorbener Biomasse und damit der Schlammabfuhr absolut (b) wie auch prozentual (c) angestiegen. Besonders extrem war der von West nach Ost sich vollziehende Rückgang der submersen Vegetation (LINDNER, 1972; BEHRENS, 1982; TEUBNER, 1989). Dieser Wandel in der Vegetation der Bodden war verbunden mit der **Destabilisierung der Sedimente** (vgl. auch Abb. 1) und einem Übergang von der Makrophyten- zur Phytoplanktondominanz. Diese Veränderungen betrafen nicht nur den Rückgang der mit Makrophyten besiedelten Flächen, sondern auch einen **Artenwechsel**, z.B. Rückgang der **Characeen** und Zunahme der **Potamogetaceen**. Dieser Prozeß hielt wahrscheinlich bis zum Anfang der 90er Jahre an. Yousef (persönliche Mitteilung 1999) konnte bereits 1996/1997 in den Flachwasserbereichen der Boddenkette trotz wenig veränderter Nährstoffangebote wieder ausgedehnte Characeen – Grundrasen und Characeenvorkommen bis in den Saaler Bodden beobachten. Dieser weitergegangene Eutrophierungsprozeß hat auch die Struktur und Funktion des Phytoplanktons verändert. Dabei ist eine generelle Verschiebung in Richtung auf das **Pico- und Nanoplankton** eingetreten, die Rolle des **mikrobiellen Nahrungsgefüges** (microbial loop) wurde verstärkt. Insgesamt gesehen ist die Intensität der Primärproduktion nicht mehr alleiniger Eutrophierungsindikator.

2.2.5 These 5: Intensivierte Stoffkreisläufe durch verstärkte Sediment/Wasser - Wechselwirkungen fördern die interne Gewässereutrophierung

Die in Tab. 6 diskutierte Stoffbilanz am Beispiel der Darß-Zingster Bodden ergibt eine beschleunigte Akkumulation von organischen Substanzen mit hohen Nährstoffgehalten am Gewässerboden. Damit haben die Sedimente über die veränderten Sediment/Wasser – Wechselwirkungen an der Grenzfläche zum Wasser eine wichtige Rolle für die Steuerung der Gewässerbeschaffenheit übernommen. Schon aufgrund der naturgegebenen Nährstoffkreisläufe sind Ästuar hochproduktive Systeme (The-

se 1 und 2). So gehört die Akkumulation nicht abgebauter organischer Substanzen der abgestorbenen Biomasse auch ohne die in der Neuzeit (etwa letzte 100 Jahre) enorm forcierten Prozesse zum Wesen der Gewässer (= Verlandungsprozeß). Dementsprechend entsteht eine größere Sauerstoffzehrung (oder auch Sedimentzehrung genannt) als Wirkung auf den überstehenden Wasserkörper. Aerobe und ganz besonders anaerobe Sedimenthorizonte tragen wesentlich zur Nährstoffmobilisierung bei. Der Prozeß der gewässerinternen (rasanten) Eutrophierung ist die zwingende Folge.

Ausgewählte Fallbeispiele:

- **Schlei:** Die Kartierung der **Sapropelmächtigkeit** (= Faulschlamm) aus dem Jahr 1981 (RIPL, 1986) zeigt, daß ca. 60% der Fläche der inneren Schlei mit diesem Sedimenttyp bedeckt ist. Insgesamt wurden $1,3 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ Sapropel mit einer durchschnittlichen Mächtigkeit von rund 30 cm festgestellt. Für 36% der Fläche sind die Mächtigkeiten noch größer. RIPL (1986) gibt an, daß sich diese Faulschlamm-lager im wesentlichen ab 1920 gebildet haben (Abb. 6). Dafür diskutiert er eine **Nettosedimentationsrate** von etwa 3 bis 4 mm/a. An der inneren Schlei bei Schleswig wird seit 100 Jahren sogar eine Sedimentationsrate von 8 mm/a ermittelt. Ein in der Tab. 7 angegebener Qualitätswandel für die abgelagerten Schlick-horizonte wurde festgestellt, wobei sich in den letzten 100 Jahren die Depositionsraten wesentlich erhöhten.

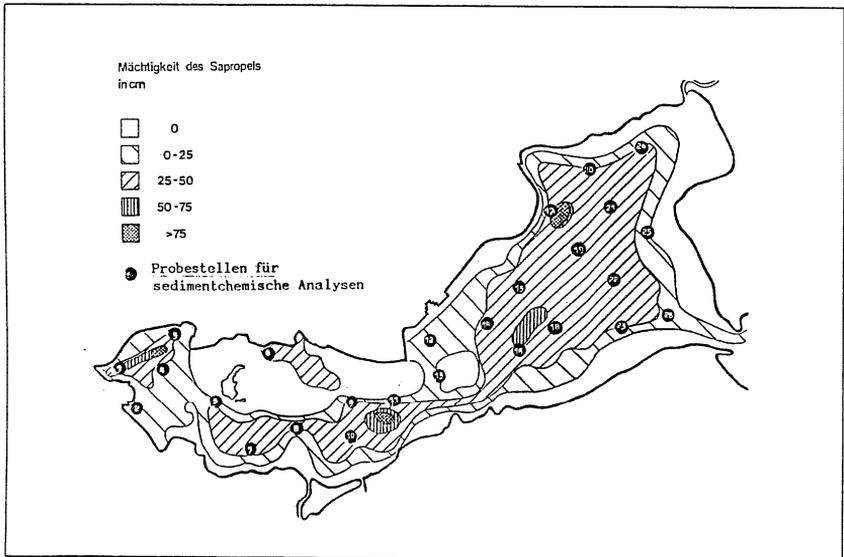


Abb. 6 Verbreitung und Mächtigkeit des Faulschlammes im innersten Teil der Schlei (Schleswig bis Kleine Breite)
• aus RIPL (1986)

Tabelle 7 Quantität und Qualität der Deposition in der innersten Schlei

- aus RIPL (1986)

	Depositionsraten g m ⁻² a ⁻¹			
	Trockensubstanz	organ. Substanz	P	N
Zeitraum bis ca. 1880	125	20	0,1	1,2
Zeitraum ab ca. 1880	1.000 bis 2.000	200 bis 400	1,5 bis 2,5	12 bis 25

Die Beschaffenheit der obersten Sedimentschicht ergibt sich wie folgt:

Wassergehalt	bis 94% der Frischmasse
organischer Gehalt/Glühverlust	20 bis 30% der Trockenmasse
ges: N	12 – 15 mg/g TM
ges: P	1,4 – 1,5 mg/g P.

• **Darß-Zingster Bodden:**

(Zusammenfassungen bei: SCHLUNGBAUM und NAUSCH, 1982; NAUSCH und SCHLUNGBAUM, 1983, 1991; SCHLUNGBAUM und BAUDLER, 1999; SCHLUNGBAUM, NAUSCH und BAUDLER, 1994); SCHLUNGBAUM, BAUDLER, KRECH und KWIATKOWSKI (2001)

Ähnliche Verhältnisse wie in der Schlei liegen auch in den Darß-Zingster Bodden vor. Die Sedimentkartierungen in den großen Boddenteilen haben zu entsprechenden Ergebnissen geführt. Bei der Unterscheidung in einen Mineralbodenkomplex (MK, organischer Anteil < 5% TM) und in einen Schlickbodenkomplex (SK, organischer Anteil > 5% TM) liegen 40 bis 50% der Boddenfläche im Bereich des SK – Bodenkomplexes. Die organischen Gehalte können Werte zwischen 30 und 40% erreichen (vgl. Tab. 8 bzw. als ein Beispiel Abb. 7). Die schlickigen und sauerstoffzehrenden Materialien sammeln sich strömungsbedingt in den tieferen Zonen ab 2 m Wassertiefe oder in Senken der flachen Bereiche. Insgesamt nimmt zum Boddeninneren der Schlickanteil auch in den flachen Zonen zu (vgl. Tab. 9).

Im Ribnitzer See (südlicher Teil des Saaler Boddens) erreicht der Schlick bereits den Horizont bei 1 m Wassertiefe und weist Schlickmächtigkeiten von 3 bis 4 m auf. Entsprechend wird auch die Nährstoffakkumulation gefunden. Die höchsten P-Konzentrationen werden in Gebieten des organischen Anteils > 20% gefunden (bei ca. 1,5 mg/g TM), wobei sich gleichartige Sedimentstrukturen im Boddeninneren deutlich mit höheren Werten gegenüber den ostseenernäheren Gebieten mit niedrigeren Gehalten abheben.

Tabelle 8 Ergebnisse der Sedimentkartierungen in den Darß-Zingster Bodden-
gewässern (Barther Bodden Aufnahme von 1978)

- organische Substanzen in % der Trockensubstanz

	Mineralbodenkomplex					Schlickbodenkomplex				
	Mk		organischer Anteil			Sk		organischer Anteil		
Mk + Sk = 100 %	Probenzahl n	%	Mittel	Mini- mum	Maxi- mum	Probenzahl n	%	Mittel	Mini- mum	Maxi- mum
Grabow	51	59	1,7	0,1	5,1	36	41	16,6	5,3	42,8
Barther Bodden	58	57	2,3	0,2	4,8	43	43	12,1	5,3	25,9
Bodstedter Bodden	51	50	1,6	0,2	4,8	51	50	20,3	5,1	36,8
Saaler Bodden	39	54	1,4	0,2	3,3	33	46	15,8	5,2	34,2
Ribnitzer See	6	12	2,6	1,5	4,3	42	88	19,5	9,1	43,2

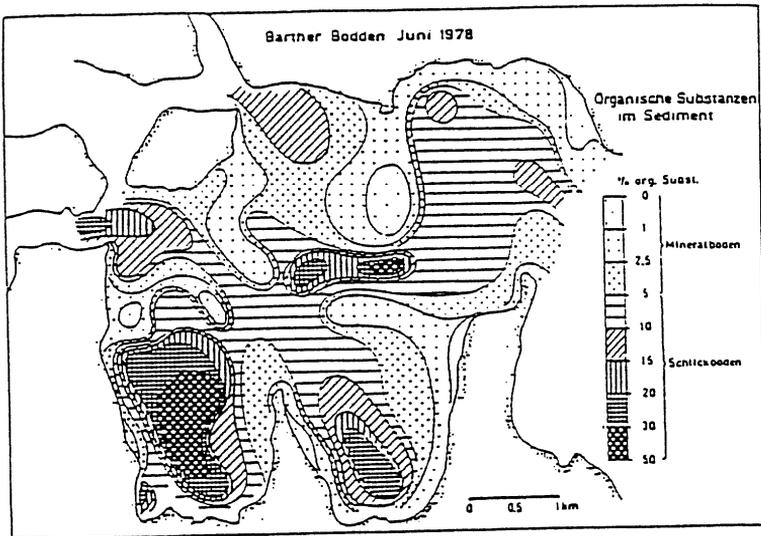


Abb. 7 Beispiel einer Sedimentoberflächenstruktur in den Darß-Zingster Bodden

- organische Substanz im Barther Bodden 1978
- aus SCHLUNGBAUM, NAUSCH und BAUDLER, 1994

Tabelle 9 Anteil der Schlickflächen in den Darß-Zingster Bodden (org. Gehalt > 5% TM)
 • aus SCHLUNGBAUM, NAUSCH und BAUDLER, 1994

Gewässerteil	% Schlickbodenkomplex	
	Tiefe bis 1 m	Tiefe 1 – 2 m
Grabow	0	0
Barther Bodden	1	17
Bodstedter Bodden	1	33
Saaler Bodden	8	18
Ribnitzer See	0	89

Bedeutend für den Prozeß der internen Eutrophierung sind die stark differenzierten Leistungspotentiale am Sediment/Wasser – Kontakt für den Stoffumsatz, die für die Nährstoffe wesentlich durch die aktuellen Sauerstoffbedingungen beeinflusst werden:

- Sauerstoffzehrung bis $1630 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
- P-Freisetzung bis $16,7 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
- Ammoniumfreisetzung $30 \text{ bis } 90 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
(Einzelwerte bis $230 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)
- Denitrifikationsleistung bis $73 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
(bei entsprechendem Nitratangebot)

In Zeiträumen extrem hoher biochemischer Aktivität (z.B. Wassertemperaturen um 25°C) können in schlickigen Stillwasserbuchten (d.h. ohne größere Sedimentaufwirbelung) sehr große Konzentrationsgradienten zwischen Bodenwasser und Interstitial- (Poren- oder Schlamm-) wasser auftreten (NAUSCH und SCHLUNGBAUM, 1977):

- z.B. NH_4 -Stickstoff 1.000 fach und größer
- z.B. o-Phospat 250 bis 500 fach.

Zu beachten sind die sehr großen Denitrifikationsleistungen am Sediment/ Wasser – Kontakt. PETZOLDT (1987) fand, daß bis über 50% der Nitratbelastung denitrifiziert werden können, was bei hohen Nitratkonzentrationen eine deutliche Stickstoffentlastung bedeuten kann. Diese Situation tritt aber nur ein, wenn einerseits schnell und von längerer Dauer anaerobe Bedingungen entstehen und andererseits dabei hohe Nitratkonzentrationen in diesem Reaktionsbereich zur Verfügung sind.

• **Großer Jasmunder Bodden:**

Bereits 1939 berichtete TRAHMS über einen hohen Grad der Verschlickung im Großen Jasmunder Bodden (Rügener Binnenbodden). Von der $58,6 \text{ km}^2$ großen Bodenfläche gab er $37,5 \text{ km}^2$ als von Schlick bedeckt an. Nur 10 km^2 hatten san-

digen Boden und 2,9 km² waren mit Kies und Geröll bedeckt (Abb. 8). Die Feinkörnigkeit der Sedimente nahm auch in diesem Küstengewässer mit der Gewässertiefe zu.

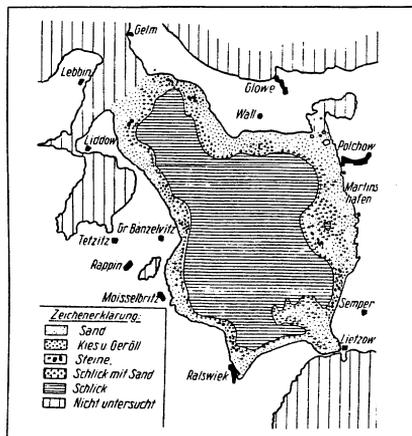


Abb. 8 Bodenbeschaffenheit im Großen Jasmunder Bodden

- nach TRAHMS (1939) aus GESSNER (1957)

• **Greifswalder Bodden:**

Auch im Greifswalder Bodden hat die Schlickakkumulation seit längerer Zeit ein hohes Maß erreicht. SEIFERT (1938) beschreibt die Vielfalt der Bodenstrukturen, wie folgt:

„Oberhalb der 6 m Tiefenlinie können die feinen Sinkstoffe durch die Wellenbewegung nicht zur Ruhe kommen und sich ablagern. Daher finden wir im Bereich von 0 bis 6 m im zentralen Bodden fast reine Sandböden bis leicht schlickigen Sand. Diese Fläche macht etwas weniger als 50% der Gesamtfläche aus. Ab 6 m Tiefe beginnt die dichte Bedeckung des Bodens mit Schlick, einem sehr feinen, anorganischen (Feinsande, Tone, Schluff, Kalk) und organischen Material.“

In den Stillwasserbuchten gab es auch damals schon ab 1 m Tiefe schlickige Sande. Diese Strukturvielfalt hatte unmittelbare Wirkungen auf die Lebensraumprägungen. Der enorm verstärkte Eutrophierungsprozeß durch die Nährstoffeinträge, obwohl der Greifswalder Bodden mit seinem kleinen Einzugsgebiet recht wenig den Landwirkungen ausgesetzt ist, hat sich die Gewässersituation auch hier beschleunigt verschlechtert (GEISEL und MEßNER, 1989). SUBKLEW (1955) berichtete bereits darüber, daß im Bodden die größten Flächen mit Schlick bedeckt sind. Durch SCHLUNGBAUM et al. (1989) wird über eine Kartierung der Sedimentqualität entsprechend den Kartierungen in der Darß-Zingster Boddenkette berichtet. Danach reicht der organische Gehalt am Gewässerboden von 0,2

bis 14,3% der Trockenmasse, ist also noch nicht so hoch wie in den Darß-Zingster Bodden.

2.2.6 These 6: Aktuelle Nährstoffkonzentrationen in den Küstengewässern können nur bedingt als Eutrophierungsindikator genutzt werden

Da für Flachwasserästuare, wie die Bodden und Haffe sowie einem Teil der Förden, die Feststellung des Eutrophierungszustandes nicht mehr allein über die Intensität der Primärproduktionsleistung ableitbar ist (vgl. u.a. Thesen 1 bis 5), müssen auch vermehrt andere eutrophierungsspezifische Kriterien herangezogen werden. Nährstoffkonzentrationen im Wasserkörper sind wegen der schnellen biochemischen Umsetzungen auch nur bedingt brauchbar. Zumindest können im **Jahresgang** auftretende **Spitzenkonzentrationen** ein wichtiger Hinweis auf eine hohe Nährstoffzufuhr sein. **Langzeituntersuchungen** mit möglichst enger Meßfolge können u.a. dafür herangezogen werden. Dabei muß davon ausgegangen werden, daß sich Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen aufgrund ihrer Unterschiede im Spektrum der Kreislaufreaktionen ganz verschiedenartig verhalten können. Am Beispiel der Darß-Zingster Bodden können dazu auf der Basis langjähriger gewässerökologischer Untersuchungen gesichert Schlußfolgerungen gezogen werden:

• Stickstoffverbindungen in den Darß-Zingster Bodden:

Die Entwicklung der Nitratkonzentrationen, entweder als Nitratstickstoff eingetragen oder als aerobes Endprodukt der gewässerinternen Stickstoffumsetzungen entstanden, zeigen zwischen 1981 und 1998 bei rund 6.500 Einzelwerten (tägliche Messungen, 365/366 pro Jahr) für den Bereich des Zingster Stromes immer einen typischen Jahresgang (18 Jahre) mit Spitzenwerten in der relativ umsatzarmen Zeit im Winter/Frühjahr und Werten nahe 0 bzw. mit längeren Perioden mit 0 in den Sommermonaten (Abb. 9). Monatsmittel mit Werten über 100 $\mu\text{mol/l}$ (= ca. 1,5 mg N-NO₃/l und größer) Nitratstickstoff zeugen von enorm hohen Stickstoffeinträgen (vgl. Thesen 1 und 2). Die hohen Werte sind in der Regel gekoppelt mit niedrigen Salzgehalten, ein Hinweis für den verstärkten Landabfluß und damit auch Landeintrag von Nährstoffen.

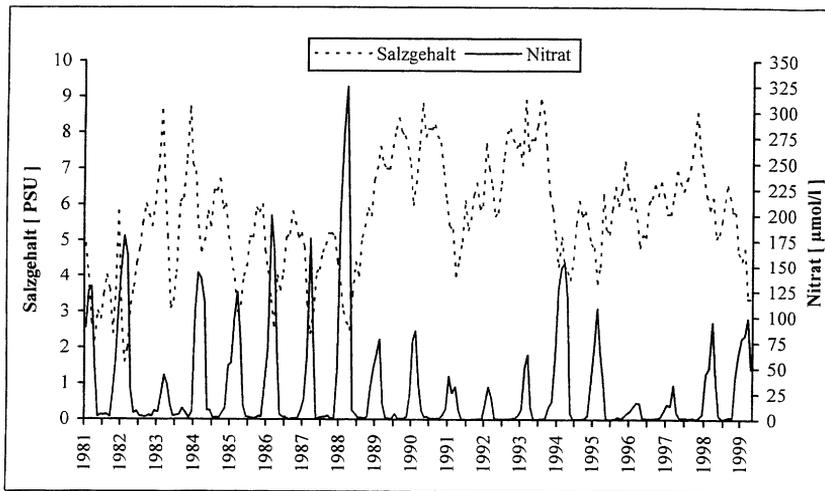


Abb. 9 Entwicklung von Nitratstickstoff und Salzgehalt im Wasser des Zingster Stromes im Zeitraum von 1981 bis 1998 auf der Basis von Monatsmittelwerten (= über 6.500 Tageseinzelwerte)

- aus: SCHLUNGBAUM, BAUDLER, KRECH und KWIATKOWSKI, 2001

Der für die Boddengewässer bisher bestimmte maximale Tageseinzelwert im Zingster Strom lag im April 1988 bei über 600 µmol N/l (>8,4 mg N/l). Aufgrund der Überlappung der **Einzelp Prozesse im Stickstoffkreislauf** treten sehr große Variabilitäten von Tag zu Tag auf. Auch die Ammoniumstickstoffkonzentrationen, wieder tägliche Messungen am Zingster Strom, zeigen typische Jahrgänge. Durch das hohe Nitrifikationspotential kommt es nicht zur Ausprägung so hoher Spitzenwerte wie beim Nitratstickstoff. Die Werte schwanken zwischen 0,3 und 45 µmol/l (Abb. 10).

Die Gewährleistung einer hohen Primärproduktionsleistung ist einerseits auf sehr schnelle Umsatzraten zurückzuführen und andererseits mit dem Übergang des Gewässers zur **Eigenversorgung durch stickstoffbindende Prozesse** erklärbar. HÜBEL (in DAHLKE und HÜBEL, 1996) hat für einen 13jährigen Zeitraum für die Rügener Bodden eine durchschnittliche N₂-Fixierungsleistung durch planktische Cyanophyceen in Höhe von 0,39 g N m⁻² a⁻¹ ermittelt. Diese Leistung ist dann groß, wenn das Gewässer an Ammonium- und Nitratstickstoff verarmt ist, weil sonst eine Hemmung der Luftstickstoffbindung eintritt. Für die Darß-Zingster Bodden liegen ähnliche Werte vor. In weniger hocheutrophierten Gewässern hat HÜBEL bis 0,68 g N m⁻² a⁻¹ als Beitrag durch die N₂-Fixation gemessen. Es wird eingeschätzt, daß diese Beiträge dennoch nur einen Bruchteil der Gesamt-N-Versorgung ausmachen (vgl. auch Thesen 1 und 2). Eine angenommene geringe-

re N-Belastung durch Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet läßt auch weiterhin Massenv egetationen von N₂-fixierenden Cyanophyteen erwarten.

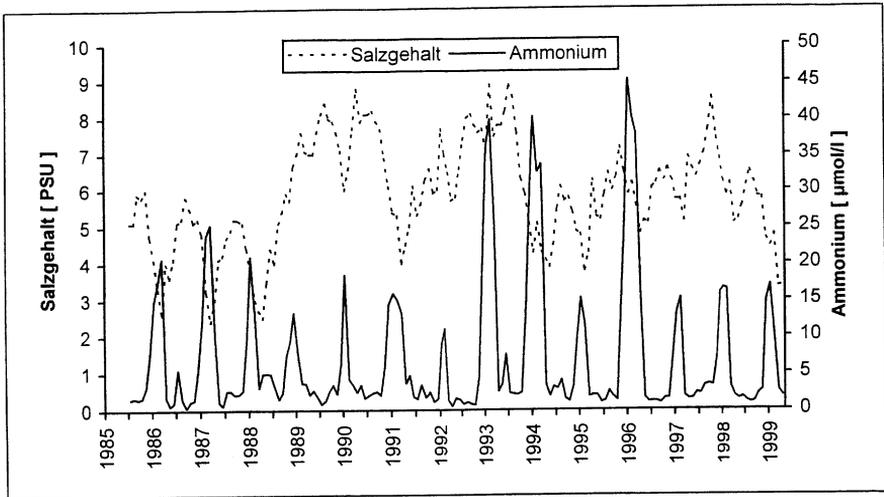


Abb. 10 Entwicklung von Ammoniumstickstoff und Salzgehalt im Wasser des Zingster Stromes im Zeitraum von 1981 bis 1998 auf der Basis von Monatsmittelwerten (= über 6.500 Tageseinzelmessungen)

• aus: SCHLUNGBAUM, BAUDLER, KRECH und KWIATKOWSKI, 2001

Auch **Ammoniumstickstoff** zeigt, wenn auch in einem wesentlich kleineren Spektrum die jahreszeitliche Dynamik. Für die Diskussion der These 6 sollte vom **gesamtorganischen Stickstoff** (= NH₄-N + NO₂-N + NO₃-N) ausgegangen werden.

• **Phosphorverbindungen in den Darß-Zingster Bodden:**

Absolut ungeeignet für die Bewertung des Eutrophierungszustandes der flachen Darß-Zingster Bodden mit den hohen Anteilen an organischem Schlack sind die **o-Phosphat-Konzentrationen** im Wasserkörper. Durch die Ausbildung von **P-Sorptions-/Desorptionsgleichgewichten** über Wechselwirkungen von im Wasser gelösten Phosphaten mit partikulären Substanzen (u.a. suspendiertes Sediment) kommt es zu einem jahreszeitlich unabhängigen Konzentrationsniveau (SCHLUNGBAUM, 1982 oder SCHLUNGBAUM und BAUDLER, 1999). Dadurch sind keine Hinweise auf das aktuelle Belastungsniveau zu erwarten. Über 84 % aller Meßmonate von 1981 bis April 1999 (= 220 Monate mit mehr als 6.600 Meßwerten) zeigen o-Phosphat-Konzentrationen im Bereich unterhalb 1 µmol/l (Tab. 10). Immerhin reicht diese Konzentration aus, um die sehr hohe biologische

Produktivität aufrechtzuerhalten. Für Fragen der Gewässerbeschaffenheit bleibt aber das P-Problem in der Rolle einer **Steuerfunktion**.

Auch die gesamt-P-Werte führen in den flachen Boddengewässern wegen des Suspensionsproblems bei Gewässerturbulenzen nicht zum Ziel.

Tabelle 10 Häufigkeitsverteilung der Konzentrationen von gelöstem reaktiven Phosphat im Zingster Strom 1981 bis April 1999 (220 Monate mit über 6.600 Einzelwerten)

- aus SCHLUNGBAUM und BAUDLER, 1999

Konzentrationsbereich	Anzahl der Monate	Monate in %
< 0,5 µmol/l	38	17,3
0,5 bis 1,0 µmol/l	148	67,3
1,1 bis 2,0 µmol/l	22	10,0
2,1 bis 3,0 µmol/l	8	3,6
> 3,0 µmol/l	4	1,8
Summe:	220	100

• **Bezug zu anderen Küstengewässern**

- Küstengewässer mit Ähnlichkeiten zu den Darß-Zingster Bodden dürften prinzipiell analoge Bedingungen aufweisen, z.B. Schlei, Untertrave, Unterwarnow, Rügen, Greifswalder Bodden, Stettiner Haff.
- Für tiefere Küstengewässer, z. B. die Flensburger und Kieler Förde, werden die Prozesse an der Sediment/Wasser-Kontaktschicht wesentlich durch die Ausbildung von stabilen Schichtungen und den sich daran anschließenden Sauerstoffverhältnissen in der bodennahen Schicht beeinflusst. Während der anaeroben Bedingungen kommt es in den hypolimnischen Schichten zu verstärkten P-Freisetzungen aus den obersten Sedimentschichten.
- Die für die Untertrave und Unterwarnow registrierten Schichtungen durch die Überlagerung von salzärmeren Wasserschichten auf salzreichere sind wesentlich durch die aperiodischen Wasseraustauschbedingungen mit der vorgelagerten Ostsee bestimmt und zeigen damit keine Langzeitstabilität. So können P-Reaktionen auch nur kurzzeitig wirksam werden und sind nicht für Jahresgänge verallgemeinbar.

Als Eutrophierungsindikator können die Nährstoffkonzentrationen in den Wasserkörpern nur bedingt herangezogen werden. Ein besserer Anzeiger sind die aktuellen Nährstoffbelastungen aus den Einträgen aus punktuellen, diffusen und atmosphärischen Quellen.

2.2.7 These 7: Die für Flachwasserästuare charakteristische Pufferwirkung und Nährstofffilterkapazität ist mit dem Übergang zur Polytriephie und Hypertrophie stark rückläufig (vgl. auch These 2)

Über Jahrzehnte wurde der zunehmende Eutrophierungsprozeß in den inneren Küstengewässern, insbesondere in den Bodden und Haffen, durch komplexe Stoffumsetzungen weitgehend kompensiert. Die Bodden und Haffe dienten und dienen als gut funktionierende natürliche Barriere gegenüber der Ostsee (vgl. dazu Abb. 1 und auch Thesen 1-6). Der Übergang der Gewässer zur Polytriephie und Hypertrophie hat diese Stoffrückhaltefunktion mehr und mehr erschöpft. Mit der Tab. 6 konnte z.B. für die Darß-Zingster Bodden gezeigt werden, daß hier der Prozeß der Sedimentation (Abbau) und Schlamm bildung in den 80er Jahren auf ca. 95% der vorhandenen Primärproduktion angestiegen war. Es deutete alles darauf hin, daß das Stoffrückhaltevermögen in naher Zukunft erschöpft gewesen wäre, wenn nicht drastische Gewässerschutzmaßnahmen erfolgt wären. So wie sich die Stoffrückhaltefunktion der inneren Küstengewässer rückläufig entwickelt hat, haben die Einträge in die Ostsee zugenommen, was mit der höheren Primärproduktion in bestimmten Meeresgebieten der Ostsee belegt werden kann (Tab. 11).

Tabelle 11 Eutrophierung der Ostseeregionen durch zunehmenden Verlust des Nährstoffrückhaltevermögens in den inneren Küstengewässern
 • nach HORSTMANN und HÜBEL (1996)/ in LOZAN et al. (1996)

Ostseeregion	Nettoprimärproduktion (g C m ⁻² a ⁻¹)	
	1970 – 1975	1980 – 1985
Beltsee	80 bis 140	90 bis 185
Arkonasee	80 bis 130	90 bis 170
Bornholmsee	70 bis 90	80 bis 140
Gotlandsee	60 bis 90	90 bis 150

Insbesondere in küstennahen Gebieten wird diese Entwicklung deutlich sichtbar. So konnte HÜBEL (1996) (in HORSTMANN und HÜBEL, 1996) im küstennahen Teil der südlichen Arkonasee die folgenden Werte für die Primärproduktion mitteilen:

- 1960/1965: 90 g C m⁻² a⁻¹
- bis 1982: 185 g C m⁻² a⁻¹.

Speziell für das Gebiet der Schlei/Kieler Bucht konnten im Zusammenhang mit der These 3 (Kap. 2.3) solche Wirkungen ebenfalls vorgestellt werden.

RUMOHR (1986) stellte ähnliche historische Betrachtungen für Veränderungen der Eutrophierungserscheinungen im Zeitraum 1875-1939 am Beispiel der gesamten Kieler Bucht vor.

Immer mehr gibt es auch jährlich stark differenzierte Produktionsraten, mit einer immer stärker hervortretenden Frühjahrsvegetationsperiode. Wenn in den letzten

Jahren ein wesentlicher Anstieg der Primärproduktion in den Sommermonaten zu verzeichnen ist, haben dazu die **stickstoff-fixierenden Cyanophyceen** mit ihren regelmäßigen und intensiver gewordenen **Algenblüten** einen wesentlichen Anteil. Für die Arkonasee sollen ca. 23% des Gesamt-Stickstoffangebotes über den Weg der Luftstickstoffbindung in das Gewässer gelangen. Es bleiben aber immer noch 77% als eutrophierend wirkender Eintrag aus der Atmosphäre und aus dem Landabfluß.

Diese für die Ostsee ernstzunehmenden Zeichen der Eutrophierung haben letztlich einen wesentlichen Einfluß auf die Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser, z.B. Sauerstoffzehrung.

2.2.8 These 8: Verbesserte Wasseraustauschverhältnisse in inneren Küstengewässern leisten einen Beitrag zur Milderung des aktuellen Eutrophierungsproblems und umgekehrt

Auf die Bedeutung der **aktuellen Wasserhaushaltsbilanzen** für die einzelnen Gewässer, insbesondere Bodden und Haffe, auf den Eutrophierungsprozeß wurde immer wieder hingewiesen. Besonders das Beispiel der **Rügener Binnenbodden** bietet dafür aktuelles Belegmaterial (vgl. Teil 1, Kap. 3.8), aber auch an anderen Gewässern können gleichartige Schlußfolgerungen gezogen werden.

Ausgewählte Fallbeispiele:

- **Verbesserter Wasseraustausch am äußeren Teil der Rügener Binnenbodden:**

Mit der **Vertiefung des Fahrwassers** zwischen Rassower Strom und Großen Jasmunder Bodden entstanden in den 60er Jahren **neue Bedingungen für den Wasseraustausch** mit den vorgelagerten Westrügener Bodden und es gab dadurch veränderte hydrographische Bedingungen. Der Wasseraustausch wurde verbessert (vgl. wieder Teil 1, Kap. 3.8). Das Maß der **Eutrophierung** war **zunächst rückläufig**, wie vorliegende Meßwerte für die Primärproduktionsintensität aus dem Zeitraum vor der Fahrinnenvertiefung und nach dieser Maßnahme belegen (HÜBEL, WOLFF und MEYER-REIL, 1998). Die Abnahme der Primärproduktion betrug ca. 40% (Tab. 12). Demgegenüber zeigte das Gebiet zwischen Rassower Strom und Libben (Teil der Westrügener Bodden) einen Anstieg der Produktionsintensität.

Tabelle 12 Rückgang der Eutrophierung durch Erhöhung des Wasseraustausches über Maßnahmen der Gewässervertiefung: Beispiel: Rügener Binnenbodden

- Mittelwerte aus HÜBEL, WOLFF und MEYER-REIL (1998)

A: vor der Maßnahme 1960 – 1963

B: nach der Maßnahme 1964 – 1969

C: nach der Maßnahme 1970 – 1980

D: nach der Maßnahme 1981 – 1989

Trend immer im Vergleich zu A

0 = gleichbleibend

+ bis ++ steigend bis stärker steigend

– bis – – fallend bis stärker fallend

Gewässerregion (Teil 1 + Tab. 11)	Salzgehalt (PSU)					Primärproduktion ($\text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$)				
	A	B	C	D	Trend	A	B	C	D	Trend
Libben (Übergang zur Ostsee)	8,3	9,7	10,1	9,8	(0 ... +)	90	115	166	168	(+)
Rassower Strom (Übergang Binnenbodden zu Westrüg. Bodden)	8,4	9,2	9,8	9,7	(++)	110	140	180	185	(+)
Breetzer Bodden	8,0	8,9	9,1	9,0	(++)	335	278	190	210	(–)
Breeger Bodden	7,8	8,6	9,2	8,9	(++)	420	310	270	260	(– –)
Gr. Jasmunder Bodden (innerster Teil)	6,9	8,1	8,8	8,5	(++)	670	375	325	355	(– –)

Inzwischen soll die Primärproduktionsintensität wieder ansteigen, d.h. die Verbesserung der hydrologisch/hydrographischen Bedingungen waren nicht nachhaltig und wurden von den Eutrophierungsursachen wieder überholt.

- **Verschlechterter Wasseraustausch am inneren Teil der Rügener Binnenbodden**

Der markante Eingriff durch weitgehende Schließung des Übergangs zwischen **Kleinen – und Großen Jasmunder Bodden** im Jahr 1868 mit dem Bau eines Straßendamms und später der Eisenbahnlinie nach Saßnitz wurde aus hydrologisch/hydrographischer Sicht bereits im Teil 1, Kap. 3.8 diskutiert. In der Fachliteratur wurde bereits als Folge dieser Maßnahme für den Zeitraum von nur 30 Jahren eine drastische Verschlechterung der hydrobiologischen Situation berichtet. Die Zunahme verstärkter Algenblüten und Gewässerverschlammung im Kleinen Jasmunder Bodden sind dafür Indikatoren. Es ist aber wieder falsch, die heutige Trophiesituation im Kleinen Jasmunder Bodden nur allein auf diese wasserbauliche Maßnahme zurückzuführen. Die jahrzehntelange Einleitung von ungereinigten bzw. unvollkommen gereinigten Abwässern (z. B. aus der Stadt Bergen) hat diesen durch die hydrolmorphologischen Veränderungen stattfindenden Eutrophierungsprozeß deutlich überprägt. Im Kleinen Jasmunder Bodden

hatte die Primärproduktionintensität um 1960 längst die $800 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ -Marke überschritten.

Inzwischen ist der Wasseraustausch zwischen beiden Boddenteilen durch eine Vergrößerung der Verbindung wieder verbessert worden. Ein so großes Fischsterben wie im Frühsommer 1990 ist im Kleinen Jasmunder Bodden seit dem nicht mehr registriert worden.

- **Verbesserter und verschlechterter Wasseraustausch am Frischen Haff**

Am Beispiel des Frischen Haffs (Teil 1, Kap. 3.11) kann gezeigt werden, wie unterschiedliche Eingriffe in den Wasserhaushalt eines solchen Küstengewässers auch zu verschiedenartigen Prägungen des hydrographischen und hydrobiologischen Zustandes führen. Über lange Zeiträume mündeten große Anteile des Weichselabflusses, insbesondere in Hochwassersituationen, in das Frische Haff (Zuflüsse über die Elbinger Weichsel und die Nogat). Für große Haffflächen hatte sich der Zustand des β -Mesohalinikums herausgebildet. Durch ein Hochwasser 1855 erfolgte, wegen Verstopfung der Hauptweichselmündung vor Danzig mit Eis, nahezu der ganze Abfluß über das Frische Haff. Diese Situation war so intensiv, daß das Pillauer Tief (Hafföffnung zur Ostsee) wesentlich vertieft wurde. Für diesen Zeitraum kam es zur Ausbildung von nahezu Süßwasserverhältnissen. Durch den Bau eines Schleusensystems an den Ostarmen der Weichsel hat sich der Süßwasserdurchfluß in Richtung Haff auf ca. 10%, bei Hochwasser sogar auf 1%, verringert und die heutigen Werte angenommen. Die erfolgte Erweiterung der Hafföffnung bei Pillau und die zurückgegangene Süßwassermenge haben gute Voraussetzungen für die **Wiederausbildung des Mesohalinikums** auf den größten Teil der Haffflächen gegeben. Das hat zu ... **Veränderungen in der Ökologie** des Frischen Haffes geführt. 1895 wurden bis auf *Cordylophora* – Ausiedlungen im östlichen Haffteil nur Süßwasserlebensgemeinschaften angetroffen. Bereits 1924 fehlten darum charakteristische Arten des Süßwasserplanktons. Auch Auswirkungen auf die vorkommende Fauna sind festgestellt worden (GESSNER, 1957).

Die Auswirkungen dieser beispielhaft beschriebenen Wirkungen müssen unbedingt berücksichtigt werden, wenn an anderen inneren Küstengewässern der südlichen Ostsee Maßnahmen mit Beeinflussung des Wasserhaushaltes geprüft werden, z.B. Öffnung der Darß-Zingster Bodden für den (Schiffs) Bootsverkehr zur Ostsee.

3 Die ökologische Qualität der inneren Küstengewässer nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie und das Trophie-System zur Beschaffenheitsbeschreibung

3.1 Zur Theorie der Gewässerbeschaffenheit

Die **Bewirtschaftung** der inneren Küstengewässer nach **ökologischen** und damit **nachhaltig wirkenden Prinzipien** erfordert die naturwissenschaftlich fundierte Beschreibung der aktuell vorliegenden **Gewässerbeschaffenheit** und die Ermittlung des erreichten Zustandes in der natürlichen Gewässerentwicklung sowie die des bestehenden Einflusses **menschlicher Einwirkungen**. Die Gewässerbeschaffenheit ist dabei immer ein summarischer Ausdruck einer **Kopplung physikalischer, chemischer und biologischer Zustände und Prozesse** (u. a. MAUERSBERGER, 1989). Das bedeutet, daß die **Grundgesetze der Physik und Chemie** bereits als Basis in die Theorie der Gewässerbeschaffenheit eingebracht werden müssen. Nach OSTWALD (1903 bzw. 1978) oder BERTALANFFY (1942, 1953) verletzen **biologische Vorgänge** diese Grundgesetze nicht. Diese reichen zwar allein nicht aus, das biologische Geschehen vollständig zu interpretieren. Sie stecken aber den Rahmen ab, innerhalb dessen das biologische Geschehen abläuft. Anders ausgedrückt bedeutet das, daß die **Lebensprozesse** nur **eingebettet in einer abiotischen Umwelt** ablaufen, mit der sie in Wechselwirkung stehen, d. h. von der sie beeinflußt werden und die sie verändern. Bezogen auf die Gewässerbeschaffenheit, als Ausdruck für das erreichte Niveau der biologischen Prozesse, bedeutet das, daß die jedem Gewässer eigenen **hydromorphologischen Strukturen**, die **Beziehungen zum Einzugsgebiet** und die **klimatische Zuordnung** von hoher Priorität sind. Die Berücksichtigung dieser für eine fundierte und naturwissenschaftlich tragfähige Beschaffenheitsanalyse sind also unabdingbar.

Bisherige Zustandseinschränkungen für Gewässer berücksichtigen diese Sachverhalte entweder nicht oder nur unvollständig (vgl. dazu weitere Ausführungen bei SCHLUNGBAUM, 1997).

3.2 Bewertungssysteme für innere Küstengewässer

Im Gegensatz zu den **Fließgewässern** (Saprobiekartierung seit 1976, oder seit den 90er Jahren die Kartierung der ökologischen Strukturgröße) und zu den Seen (Trophiesystem nach LAWA, 1998) gibt es für die Küstengewässer in Deutschland noch kein allgemein verbindliches **Klassifizierungssystem** für die Gewässergüte (ausführlicher bei SCHLUNGBAUM, 1997). Lediglich für Mecklenburg-Vorpommern ist seit den 80er Jahren eine **Klassifizierungsrichtlinie** für innere und äußere Küstengewässer in Kraft. Diese hat als sechsstufiges System die bewährte Trophieklassifizierung für Seen mit den Stufen oligotroph, mesotroph, eutroph, stark eutroph, polytroph und hypertroph nach dem Standard der ehemaligen DDR (TGL 27885/01) zur Grundlage. Diese Richtlinie berücksichtigt aber die unter 3.1 diskutierten Erfordernisse nicht und bezieht sich nur auf die Beschaffenheit des Wasser-

körpers. Diese Richtlinie ist bis heute in Kraft und ermöglicht die **Analyse von Langzeitveränderungen** für die einzelnen Gewässer. Demgegenüber steht ein **Standardvorschlag des Fachbereiches Biologie der Universität Rostock** aus dem Jahre 1987 (u. a. SCHLUNGBAUM und NAUSCH, 1987 oder zusammenfassend bei SCHLUNGBAUM, 1997). Der vorgeschlagene Standard berücksichtigt neben Güteprägungen im Wasserkörper auch immer wirkenden Faktoren der Hydromorphologie und des Einzugsgebietes sowie die Sedimentbeschaffenheit. Damit kommt dieser Standardvorschlag den Erfordernissen, wie sie sich aus der am 22.12.2000 in Kraft getretenen **EU-Wasserrahmenrichtlinie** (WRRL, 2000) mit der Zielstellung der **guten ökologischen Qualität** ergeben, am nächsten.

3.2.1 Klassifizierungsrichtlinie für Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern

In der für sechs Beschaffenheitsstufen angelegten Richtlinie des Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern werden innere und äußere Küstengewässer mit Hilfe des Merkmalskomplexes „**Trophie und organische Belastung**“ auf der Basis der Parametergruppen

- Nährstoffverhältnisse
- Biologische Produktionsverhältnisse
- Sauerstoffverhältnisse und organische Belastung

klassifiziert (Tab. 13).

Tabelle 13 Klassifizierung der Küstengewässer nach dem Merkmalskomplex „Trophie und organische Belastung“

- Landesrichtlinie Mecklenburg-Vorpommern, modifiziert um den pH-Wert

Klasse		Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4	Klasse 5	Klasse 6
Trophiegrad		oligo-troph	meso-troph	eutroph	stark eutroph	poly-troph	hyper-troph
Nährstoffverhältnisse							
o-PO ₄ -P	µmol/l	≤ 0,5	≤ 1,5	≤ 3	≤ 5	≤ 10	> 10
Ges. P	µmol/l	≤ 1	≤ 3	≤ 6	≤ 10	≤ 20	> 20
anorg. N	µmol/l	≤ 10	≤ 30	≤ 60	≤ 100	≤ 200	> 200
Biologische Produktionsverhältnisse							
Phytoplanktonvolumen	cm ³ /m ³	≤ 1	≤ 5	≤ 10	≤ 20	≤ 40	> 40
Chlorophyll a	mg/m ³	≤ 2	≤ 10	≤ 25	≤ 50	≤ 100	> 100
Sichttiefe	m	≥ 6	≥ 4	≥ 2	≥ 1	≥ 0,5	< 0,5
pH - Wert	-	≤ 8,0	≤ 8,5	≤ 9,0	≤ 9,5	≤ 10	> 10
Sauerstoffverhältnisse und organische Belastung							
O ₂ - Sättigung	%	90-110	80-130	60-150	40-200	20-250	0-300
O ₂ - Gehalt in Grundnähe	mg/l	≥ 8	≥ 6	≥ 4	≥ 2	< 2	anaerob
BSB ₅	mg/l	≤ 2	≤ 4	≤ 6	≤ 8	≤ 10	> 10

Für die Einstufung in eine Beschaffenheitsklasse dient der jeweils schlechteste Meßwert.

Ein regelmäßiges Gewässermonitoring an festgelegten Meßpunkten mit charakteristischem Einfluß läßt es zu, aus der Zeitreihe die Entwicklung der Beschaffenheit der Gewässer/der Gewässerabschnitte zu beurteilen.

Beispielhaft soll die Beschaffenheitsentwicklung für drei ausgewählte innere Küstengewässer dargestellt werden (Tab. 14).

Die genannten Beispiele stehen mit der Unterwarnow für ein Gewässer im ostseefernen Teil mit hoher Belastung. Erst in Ostseenähe wird mit Klasse 3 ab 1996 eine relative Konstanz erreicht. Die vom Wasseraustausch mit der Ostsee geringer beeinflusste Darß-Zingster Boddenkette erscheint mit ausgesprochen hoher Belastung, die selbst in Ostseenähe nur die Klasse 4 erreicht. Anders ist die Situation in den Rügener Binnenbodden (nach Tab. 14 ohne Vitter und Schaproder Bodden). Hier liegt von 1990 an eine Gewässerbeschaffenheit vor, die nur wenig um die Klasse 3 schwankt und bis zum Rassower Strom auch schon relativ oft die Klasse 2 zeigt. Dafür ist der durch die Ausbaggerungen verbesserte Wasseraustausch mitverantwortlich (vgl. These 8 in 2.2.8). Anders sind die Verhältnisse im wenig vom Wasseraustausch mit dem Großen Jasmunder Bodden betroffenen Kleinen Jasmunder Bodden. Aber auch hier hat sich mit der Reduzierung der Konzentrationen in den Kläranlagenabläufen (u. a. Stadt Bergen) seit 1996 die Beschaffenheit auf die Klasse 4 stabilisiert.

Tabelle 14 Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in ausgewählten inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns 1990 bis 1999

- aus: Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 1996/1997 (1999)
(Ergänzungen in SCHLUNGBAUM, BAUDLER, KRECH und KWIATKOWSKI, 2001)

a) Beispiel: Darß-Zingster Bodden

	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99
Ribnitzer See					5	5	5	5	5	5
Saaler Bodden					5	5	5	4	5	5
Bodstedter Bodden					5	4	5	4	5	4
Barther Bodden	4	4	-	4	4	4	4	4	4	4
Grabow	4	4	-	4	5	4	3	4	4	4
Fahw. a. Bock	3	4	-	4	4	4	3	3	4	4

b) Beispiel: Unterwarnow

	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99
Kabutzenhof	5	5	5	5	4	5	4	5	4	5
Marienehe	5	5	5	5	5	5	4	4	4	4
Warnowwerft	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3
Warnemünde-Mole	3	4	3	4	3	3	3	2	3	3

c) Beispiel: Rügener Binnenbodden (mit Schaproder und Vitter Bodden)

	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99
Kl. Jasmunder B./ö. Buschwitz	-	-	-	-	5	5	5	4	4	4
Kl. Jasmunder B./w. Thießow	-	-	-	-	5	5	4	4	4	4
Kl. Jasmunder B./s. Schleuse	-	-	-	-	5	5	4	4	3	4
Gr. Jasmunder B./n. Lietzow	3	3	-	-	4	3	3	3	3	3
Gr. Jasmunder B./sw. Glowe	3	3	-	-	3	3	3	2	3	3
Breetzer B./ö. Wittow Fähre	3	3	-	-	3	3	3	2	3	3
Rassower Strom/s. Burgspitze	3	3	-	-	3	2	2	2	2	3
Vitter Bodden/ö. Vitte	3	3	-	-	3	3	2	3	2	3
Schaproder B./w. Schaprode	2	3	-	-	3	3	3	2	3	3

Es muß aber bemerkt werden, daß diese Klassifikation nur für den Wasserkörper gilt (also ohne Sedimentwirkungen) und bei Berücksichtigung der oft verzerrend wirkenden o-PO₄-Konzentrationen verbessert erscheint (vgl. These 6 in 2.2.6).

3.2.2 Der Klassifizierungsvorschlag der Universität Rostock

Der Klassifizierungsvorschlag der Universität Rostock/Biologie aus dem Jahre 1987 (SCHLUNGBAUM und NAUSCH, 1987 oder zusammenfassend SCHLUNGBAUM, 1997) berücksichtigt fünf Beschaffenheitsstufen: oligotroph (besser Ostsee-verhältnisse) - mesotroph - eutroph - polytroph und hypertroph. Grundlage in diesem Vorschlag ist aber die Berücksichtigung der Merkmalskomplexe „Gewässermorphologie“ und Gewässerhydrologie“ sowie der „Gewässerbeziehungen zum Einzugsgebiet“ - also der naturgegebenen Beschaffenheitsbeeinflussungen. Die Klassifikationsbasis dafür wird mit Tab. 15 zusammenfassend dargestellt. Darin werden die Merkmalsgruppen

- 1 Gewässermorphologie und Gewässerhydrologie
- 2 Gewässerbeziehungen zum Einzugsgebiet

als direkter Zahlenausdruck festgelegt. Die Merkmalsgruppe 3 -Nährstoff-Backgroundverhältnisse ist abhängig von der Gewässerfläche, vom Süßwasserzufluß und vom Wasseraustausch mit der vorgelagerten Ostsee und muß daher gewässerspezifisch ermittelt werden.

Tabelle 15 Bewertungsschlüssel für naturgegebene Faktoren (Merkmalsgruppen 1 und 2) für die inneren Küstengewässern der südlichen Ostsee

- modifiziert nach SCHLUNGBAUM (1997), z. B. werden gegenüber 1987 die Abgrenzungen für das Kriterium 5 neu festgelegt.

	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4	Klasse 5
Merkmalskomplex I: Gewässermorphometrie und Gewässerhydrologie					
(1) mittlere Tiefe [m]	≥15	≥10	< 10	< 2	< 1
(2) mittlere Verweilzeit des Wassers [a] E = $\frac{\text{Gewässervol. [10}^6\text{m}^3\text{]}}{\text{Jahreszufluß [10}^6\text{m}^3 \text{a}^{-1}\text{]}}$					
(2a) Basis: Flußwasser	≥ 10	≥ 1	≥ 0,1	< 0,1	< 0,1
(2b) Basis: Ostseewasser	< 0,1	< 0,1	≥ 0,1	≥ 1	≥ 10
(3) Differenz mittlerer Salzgehalt Bodden zu mittlerem Salzgehalt Ostsee in % $\frac{\text{PSU (Küstenwasser)} - \text{PSU (Ostsee)}}{\text{PSU (Küstenwasser)}} \cdot 100$	> 80	< 80	< 60	< 40	< 20
Merkmalskomplex II: Gewässerbeziehungen zum Einzugsgebiet					
(4) Volumenquotient: $V_q = \frac{\text{Einzugsgebiet [km}^2\text{]}}{\text{Gewässervol. [10}^6\text{m}^3\text{]}}$	≤ 3	≤ 5	≤ 10	≤ 10	bleibt unberücksichtigt
(5) Flächenquotient: $F_q = \frac{\text{Einzugsgebiet [km}^2\text{]}}{\text{Gewässerfl. [km}^2\text{]}}$	≤ 5	≤ 10	≤ 50	> 50	bleibt unberücksichtigt
Merkmalskomplex III: Nährstoff - Background	vgl. Kap. 3.2.3				

Auf der Basis der einfließenden Daten (vgl. Teil 1, dieses Heft) können die folgenden Grundbewertungen ermittelt werden (Tab. 16).

Tabelle 16 Beispielbewertungen für die Naturfaktorenwirkungen auf der Basis des Klassifikationsvorschlages von Tab. 15 für die inneren Küstengewässer zwischen Flensburger Förde und dem Kurischen Haff

Merkmalskomplex I: Gewässermorphologie und Gewässerhydrologie

Merkmalskomplex II: Gewässerbeziehungen zum Einzugsgebiet

Merkmalskomplex III: Nährstoffeinträge auf dem Niveau des geogenen Hintergrundes

Merkmalskomplex IV: Sedimentbedingungen/Interne Belastung

Für die Gruppen III und VI werden die Bewertungskriterien nachfolgend ermittelt

A:	Flensburger Binnenförde	F:	Rügener Binnenbodden
B:	Schlei	G:	Greifswalder Bodden
C:	Kieler Förde	H:	Stettiner Haff
D:	Unterwarnow	I:	Frisches Haff
E:	Darß-Zingster Bodden	K:	Kurisches Haff

Kriterien	A	B	C	D	E	F	G	H	J	K
MK I										
1	-	3	2	3	4	3	3	3	3	3
2a	1	2-3	-	4	2	1	1	3	3	3
2b	-	-	-	2	3	3	2	3	3	4
3	1-2	2-3	1-2	1-5	2-5	2-3	2-3	3-5	2-5	2-3
Mittel MK I	1-1,5	2,3-3	1,5-2	2,5-3,5	2,8-3,5	2,3-2,5	2-2,3	3-3,5	2,8-3,5	3-3,3
MK II										
4	1	3	-	5	2	1	1	4	3	4
5	1	2-3	-	5	2	1	1	5	3	4
Mittel MK II	1	2,8	-	5	2	1	1	4,5	3	4
MK III										
6 (P)	1	2	-	3	2	1	1	4-5	2-3	3-4
7 ⁾ (N)	(A)	(B)	-	(B)	(B)	(A)	(A)	(B)	(B)	(B)
Mittel MK III	1	2	-	3	2	1	1	4,5	2-3	3-4
MK IV										
8	-	-	-	-	2-5	-	-	-	-	-
9	-	-	-	-	4-5	-	-	-	-	-
Mittel MK IV	-	-	-	-	3-5	-	-	-	-	-
Mittel I-IV ^{**)}	1-1,2	2,4-2,6	(1,5-2)	3,5-3,9	2,5-3,1	1,4-1,5	1,3-1,5	4-4,2	2,6-3,2	3,3-3,8

*) Für da Kriterium 7 (N-Flächenbelastung) ist nur eine Unterscheidung in A: tolerierbar und B: gefährlich möglich, bleibt im Mittel unberücksichtigt

**) Das Gesamtmittel ergibt sich aus den Mittelwerten MK I bis MK IV.

Bereits mit den Kriterien der Merkmalsgruppen 1 und 2 zeigen sich für die einzelnen Küstengewässer große Differenzierungen in der von der Natur ausgehenden Beschaffenheitsvoraussetzung. Sie reichen von sehr guten Bedingungen für die Flensburger Förde, die Rügener Binnenbodden und den Greifswalder Bodden bis zu sehr mäßigen für die Unterwarnow und das Stettiner Haff. Mit der Merkmalsgruppe 3

- Backgroundnährstoffbedingungen - wird diese Differenzierung in der Klassifikation weiter gestützt.

3.2.3 Klassifikation der Trophieprognose aus den P-Backgroundflächenbelastungen

Für Seen können mit Hilfe des **Modellansatzes von VOLLENWEIDER (1968)** bei Kenntnis der **P-Flächenbelastung** und der aus den hydromorphologischen Kenngrößen bestimmbar **gewässerspezifischen hydraulischen Größen** gute **Prognosen** für die zu erwartende **Gewässertrophie** abgeleitet werden. Die Prognosewerte ergeben sich in fünf Klassen: oligotroph-mesotroph-eutroph-polytroph-hypertroph. Dieses Modell läßt sich bei Berücksichtigung der für innere Küstengewässer spezifischen hydraulischen Größen auch für Ostsee-Ästuar applizieren (vgl. dazu SCHLUNGBAUM und KRECH, 2001). An die Stelle einer hydraulischen Größe eines Sees treten zwei, die sich als Bereichsgrenzen aus der gewässerspezifischen „Nur-Flußwasserzufuhr“ und einem „Nur-Ostseewasseraustausch“ ergeben. Zwischen diesen Bereichsgrenzen liegen die aperiodisch sich verändernden hydraulischen Situationen. Die Abb. 11 zeigt die Anwendung für drei ausgewählte innere Küstengewässer. Ebenso gewässertypisch ist die **P-Backgroundflächenbelastung** verschieden. So kann ein relativ großes Einzugsgebiet mit einer großen Flußwasserzufuhr zum Küstengewässer auf eine kleine Gewässerfläche wirken (z. B. Unterwarnow) oder ein im Verhältnis zur Gewässerfläche kleines Einzugsgebiet mit entsprechend geringer Flußwasserabgabe wirkt in umgekehrter Weise (z. B. Rügener Binnenboden oder Greifswalder Bodden).

Der Nährstoffbackground ist für Deutschland mit den Konzentrationen der Fließgewässergüteklasse I (Klasse II ist allgemeine Zielvorgabe) festgelegt worden (Tab. 17).

Tabelle 17 Güteklassifikation für Fließgewässer/Teil Nährstoff
 • nach LAWA 1998

	Klasse I	Klasse I-II	Klasse II	Klasse II-III	Klasse III	Klasse III-IV	Klasse IV
	geogener Hintergrund	bis ½ ZV	Zielvorgabe (ZV)	bis 2fache ZV	bis 4fache ZV	bis 8fache ZV	>8fache ZV
Ges. N mg/l	≤ 1	≤ 1,5	≤ 3	≤ 6	≤ 12	≤ 24	> 24
Nitrat-N mg/l	≤ 1	≤ 1,5	≤ 2,5	≤ 5	≤ 10	≤ 20	> 20
Nitrit-N mg/l	≤ 0,01	≤ 0,05	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8
Amm.-N mg/l	≤ 0,04	≤ 0,01	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	> 2,4
Ges. P mg/l	≤ 0,05	≤ 0,08	≤ 0,15	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	> 1,2
o-PO₄-P mg/l	≤ 0,02	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8

Von der LAWA werden die sieben Klassen auch wie folgt beschrieben:

- Klasse I: anthropogen unbelastet = geogener Hintergrund bei Nährstoffen
- Klasse I - II: sehr geringe Belastung, bis halber Wert der Zielvorgabe (ZV)
- Klasse II: mäßige Belastung, Einhaltung der (ZV)
- Klasse II - III: deutliche Belastung, bis zweifacher Wert der (ZV)
- Klasse III: erhöhte Belastung, bis vierfacher Wert der (ZV)
- Klasse III - IV: hohe Belastung, bis achtfacher Wert der (ZV)
- Klasse IV: sehr starke Belastung, größer als achtfacher Wert der (ZV)

Aus diesen Konzentrationen der Tab. 17 ergeben sich multipliziert mit den Flußwassereinträgen die Nährstofffrachten und die Verrechnung mit den Gewässerflächen die **Nährstoffflächenbelastungen** als $\text{g m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$. Mit den Backgroundwerten kann die **Backgroundflächenbelastung** errechnet werden.

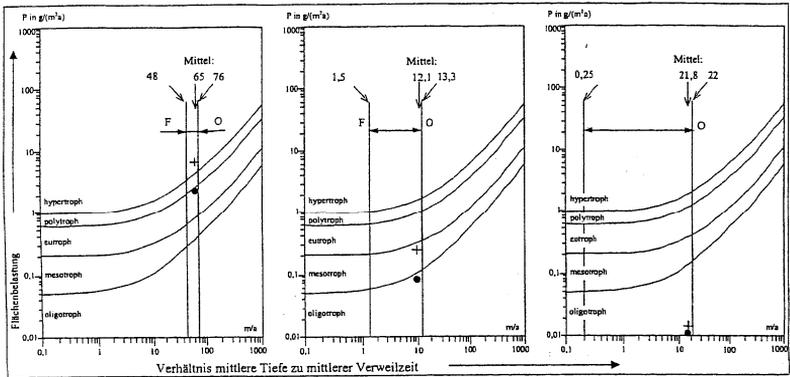
Mit der Abb. 11 wird der Weg zur Ermittlung der Trophieprognose am Beispiel von drei ausgewählten inneren Küstengewässern als Graphik dargestellt. Berücksichtigt werden wieder die P-Konzentrationen des geogenen Hintergrundes und der Zielvorgabe.

Auf der Basis der verfügbaren Daten, können die in Tab. 18 aufgeführten P-Flächenbelastungen angegeben werden. Es werden die Konzentrationen für den geogenen Hintergrund und für die Zielvorgabe (Klasse II) berücksichtigt. Das langjährige Mittel der Flußwasserzufuhr wurde als Basis verrechnet.

a) Unterwarnow

b) Darß-Zingster Bodden

c) Rügener Binnenbodden



Flächenbelastung		a)	b)	c)
• ... P-Background der Zuflüsse (Tab. 2: Klasse I)	$g P m^{-2} a^{-1}$:	2,4	0,08	< 0,01
+ ... P-Zielvorgabe für die Zuflüsse (Tab. 2: Klasse II)	$g P m^{-2} a^{-1}$:	7,2	0,23	< 0,01
Basisdaten zur Ermittlung der hydraulischen Größen F, O und als Mittelwert				
		a)	b)	c)
Gewässerfläche	km ²	12,5	200	159
Fläche Einzugsgebiet	km ²	3200	1600	312
Wasservolumen	10 ⁶ m ³	50	400	550
mittlere Tiefe	m	4	2	3,5
mittlerer Flußwassereintrag	10 ⁶ m ³ /a	600	300	40
mittlerer Ostseewassereintrag	10 ⁶ m ³ /a	930	2750	3360
Verweilzeit Flußwasser	a	0,083	1,33	13,8
Verweilzeit Ostseewasser	a	0,053	0,15	0,16
hydraulische Größe F (Flußwasser)	m/a	4 : 0,083 = 48	2 : 1,33 = 1,5	3,5 : 13,8 = 0,25
hydraulische Größe O (Ostseewasser)	m/a	4 : 0,053 = 76	2 : 0,15 = 13,3	3,5 : 0,16 = 22
Anteil Ostseewasser am Wassergewinn	%	61	90	99
mittlere hydraulische Größe im Bereich F:O	m/a	65	12,1	21,8

Abb. 11 Ergebnisse der Trophieprognose für drei ausgewählte innere Küstengewässer auf der Basis der P-Flächenbelastung aus den Einzugsgebieten (Backgroundkonzentrationen und Konzentrationen der Zielvorgaben = Güteklasse II), vgl. auch Tab. 19

Tabelle 18 P-Flächenbelastungen auf der Basis des Backgroundes und der Zielvorgabe für ausgewählte innere Küstengewässer

- gekürzt aus SCHLUNGBAUM und KRECH, 2001
- * vgl. auch Abb. 11 oder Tab. 16 (Merkmalsgruppe 3)

Gewässer	Gewässer- fläche km ²	Flußwasser- eintrag 10 ⁶ m ³ /a	geogener Hinter- grund		Zielvorgabe (Klasse II)	
			P Eintrag t/a	P F.belastung g m ⁻² a ⁻¹	P Eintrag t/a	P F.belastung g m ⁻² a ⁻¹
Flensburger Binnernförde	220	200	10	0,05	30	0,14
Schlei	54	180	9	0,17	27	0,50
Unterwarnow*	12,5	600	30	2,4	90	7,2
Darß-Zingster Bodden*	197	300	15	0,08	45	0,23
Rügener Binnenbodden*	159	40	2	0,01	6	0,04
Greifswalder Bodden	510	100	5	0,01	15	0,03
Stettiner Haff	660	15.000	750	1,14	2.250	3,41
Frisches Haff	838	3.200	180	0,22	540	0,64
Kurisches Haff	1.610	22.100	1.100	0,69	3.300	2,05

Diese Angaben erhöhen sich, wenn die aktuelle Belastung höher liegt.

Für die Nutzung des Vollenweider-Ansatzes müssen die mittleren hydraulischen Größen auf der Flußwasserbasis (F) und der Basis des Ostseewassereinstromes (O) bestimmt werden (Tab. 19).

Tabelle 19 Hydraulische Größen für das Vollenweider-Modell und P-Belastungen mit Trophieprognose für den geogenen Hintergrund (a) und die Zielvorgabe (b)

- aus: SCHLUNGBAUM und KRECH (2001)
- vgl. auch Tab. 16 (Merkmalsgruppe 3)

Gewässer	hydraulische Größen			g P · m ⁻² · a ⁻¹				
	F	O	Mittel	oligo-troph	meso-troph	eutroph	poly-troph	hyper-troph
UW a) b)	48	76	65	< 0,4	< 0,8	< 2,4 2,4	< 4,8	> 4,8 7,2
DZB a) b)	1,5	13,3	12,1	< 0,12 0,08	< 0,23 0,23	< 1,0	< 1,6	> 1,6
Rüg. BB. a) b)	0,25	22	21,8	< 0,18 < 0,01 < 0,01	< 0,40	< 1,4	< 2,0	> 2,0
Gfw. B. a) b)	0,22	68	67,8	< 0,34 < 0,01 < 0,03	< 0,70	< 2,4	< 4,1	> 4,1
Stett. H. a) b)	15,5	7,7	10,3	< 0,10	< 0,30	< 0,90	< 1,6 1,14	> 1,6 3,4
Fr. H. a) b)	4,1	9,3	7,7	< 0,09	< 0,30 0,22	< 0,80 0,65	< 1,4	> 1,4
Kur. H. a) b)	13,2	1,2	1,2	< 0,06	< 0,20	< 0,61 0,69	< 1,1	> 1,1 2,06

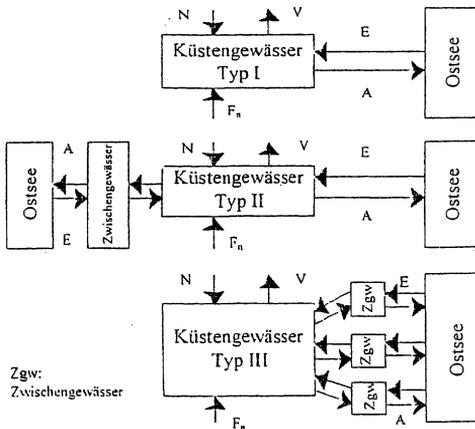
Die mit der Trophieprognose erreichten Wertungen zeigen für den geogenen Hintergrund und auch für die Zielvorgabe der Klasse II breite Streuungen zwischen den einzelnen inneren Küstengewässern, wie aus Tab. 20 hervorgeht. Für Flachlandflüsse in genutzten Einzugsgebieten dürfte die Klasse I - der geogene Hintergrund - auf Dauer nahezu unerreichbar sein. Dagegen kann die Klasse II als erreichbares Ziel realistisch sein. Die in den Tab. 18-20 angegebenen Werte beziehen sich nur auf die Nährstoffeinträge über die Flußwasserzufuhr. Einträge über den Niederschlag spielen in der Regel keine größere Rolle. Die in Tab. 20 aufgezeigten Differenzierungen zwischen den einzelnen inneren Küstengewässern geben Aufschluß für die Trophieprognose aus den natürlich wirkenden Faktoren (vgl. Tab. 16 - Merkmalsgruppen 1, 2 und 3). Für eine durchgehende Wertung der Sedimentverhältnisse - Merkmalsgruppe 4 in Tab. 16 stehen nicht ausreichend Daten zur Verfügung.

Tabelle 20 Trophiewahrscheinlichkeit für die inneren Küstengewässer bei einer Fließgewässerbeschaffenheit (Zuflüsse) auf dem Stufen der Klasse I (Background) und II (Zielvorgabe).

- Übersicht gegenüber SCHLUNGBAUM und KRECH (2001) weiter-spezifiziert
- vgl. auch Tab. 16, Angaben zur Merkmalsgruppe 3

Trophiestufe	P-Flächenbelastung aus dem Einzugsgebiet	
	geogener Hintergrund	Zielvorgaben
oligotroph	Rügener Binnenbodden Greifswalder Bodden	Rügener Binnenbodden Greifswalder Bodden
oligotroph (mesotroph)	Darß-Zingster Bodden	-
mesotroph	Frisches Haff	-
mesotroph (eutroph)	-	Darß-Zingster Bodden
eutroph	-	Frisches Haff
eutroph (polytroph)	Unterwarnow	-
polytroph	Stettiner Haff Kurisches Haff	-
polytroph (hypertroph)	-	-
hypertroph	-	Unterwarnow Stetiner Haff Kurisches Haff

Den im Rahmen dieses Beitrages abgeleiteten Trophieprognosen (Tab. 18-20) liegen Mittelwerte aus langjährigen Wasserhaushaltsbilanzen und für die Nährstoffe die Konzentrationsabgrenzungen nach Tab. 17 zugrunde. Mit den aktuellen Daten, insbesondere für die Flußwasserzufuhr und für die gemessenen P-Konzentrationen im zufließenden Flußwasser, können Trophieprognosen für einzelne Jahre oder konkrete kürzere Zeiträume abgeleitet werden. Das ist dann unbedingt erforderlich, wenn aus den Werten der Trophieprognosen konkrete Bewertungen des Gewässerzustandes und evtl. vorgesehene Maßnahmen für Sanierungen/Restaurierungen geplant werden.



3.3 Der gute Gewässerzustand in der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Die am 22.12.2000 in Kraft getretenen EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000) sieht für alle Oberflächengewässer nach 15 Jahren als Zielstellung die **gute ökologische Qualität** und den guten chemischen Zustand vor. (WRRL, Artikel 4, 2000). Für stark veränderte oder künstliche Gewässer gilt analog das **gute ökologische Potential** und der gute chemische Zustand. Gleichzeitig wird ein Verschlechterungsverbot für den Zustand der Gewässer festgelegt. Die inneren Küstengewässer an der Ostsee gehören eindeutig zum Gewässertyp der **Übergangsgewässer**, das sind Gewässer zwischen dem limnischen und marinen Bereich. Sie sind damit grundsätzlich verschieden zum Fließgewässertyp und auch zum Typ der äußeren Küstengewässer.

Für die gute ökologische Qualität, wozu auch die **Nährstoffproblematik** gehört, werden in einer 5stufigen Bewertungsskala die folgenden Abstufungen vorgesehen (Anhang V der WRRL):

- **sehr gut** oder **hoch** - **gut** - **mäßig** - **unbefriedigend** - **schlecht**.

Der sehr gute Gewässerzustand oder die hohe ökologische Qualität soll als weitgehend von anthropogenen Einflüssen freigebliebender Zustand als Referenzzustand gelten. Die allgemein als Zielstellung angestrebte gute ökologische Qualität darf nur geringfügige Abweichungen vom Naturzustand zeigen, während der mäßige Zustand bereits deutliche anthropogen bedingte Verzerrungen aufweist. Der ökologische Status soll vorrangig über biologische Merkmalskomplexe - **Phytoplankton** - **Großalgen** - **Angiospermen** - **Makrozoobenthos** - **Fischfauna** bestimmt werden. Hervorgehoben werden muß der **grundlegende ökosystemare Bezug**, der der WRRL zugrunde liegt.

Bezüglich der **Nährstoffe** werden für den sehr guten und guten Gewässerzustand die folgenden Festlegungen getroffen (Anhang V der WRRL):

- sehr guter Zustand: „... Die Nährstoffkonzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist..“
- guter Zustand: „...Die Nährstoffkonzentrationen liegen nicht über den Werten, bei denen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die Qualitätskomponenten gewährleistet sind...“.

Große Schwierigkeiten in der **objektiven Gewässerbewertung** – ganz besonders bei der Bewertung biologischer Kriterien – bestehen darin, daß verschiedene Verfahren eine **unterschiedliche Sensitivität** gegenüber anthropogenen Einflußfaktoren aufweisen und nach heutigem Erkenntnisstand auch noch in Zukunft aufweisen werden (IRMER, 1999). Es ist also nicht verwunderlich, daß hier noch **erhebliche Defizite** in der gewünschten Anwendbarkeit bestehen (IRMER, 2000). Die konsequente Anwendung der WRRL erfordert also die **Vergleichbarkeit von Bewertungssystemen**. Dies gilt auch für die Ableitung eines Umweltqualitätsverhältnisses (**Environmental Quality Ratio = EQR**) aus dem jeweils aktuellen biozönotischen Zustand und dem des Referenzzustandes, wenn dieser für Übergangsgewässer allgemein und speziell für die südliche Ostsee überhaupt möglich ist. Für die Differen-

zierung der ökologischen Zustände soll im EQR mit der entstehenden und zwischen 0 und 1 liegenden Relativskala in die vorgenannten fünf Qualitätsstufen unterschieden werden. Dabei soll ein EQR in der Nähe von 0 den Zustand höchster biologischer Verödung und 1 das Vorhandensein naturraumtypischer Lebensgemeinschaften (Referenzzustand) bedeuten. Es muß unbedingt durch weitere Forschungsarbeiten geprüft werden, ob die o. g. biologischen Merkmalskomplexe überhaupt in einer Verallgemeinerung angewendet werden können, oder Aspekte der Anpassung die eine oder andere Kategorie für eine Qualitätsdifferenzierung unmöglich machen. So hatte z. B. JERJOUR (1989) am Beispiel der Unterwarnow trotz wesentlicher Verschlechterung der Wasserqualität keine größeren Veränderungen bei den Phytoplanktonarten im Zeitraum von 60 Jahren feststellen können. Es sollte unbedingt auf die **bewährten Trophiekriterien** (vgl. These 1 bis 8 in dieser Arbeit, bzw. Tab. 13 im Zusammenhang mit Tab. 15) zurückgegriffen werden. Die beschriebene Differenzbildung aus der aktuellen Gewässertrophie und der Bewertung nach naturgegebenen Faktoren erscheint in ihrer großemäßigen Verschiedenheit nach wie vor ein sehr gangbarer Weg für die Durchsetzung der WRRL zu sein.

Ein anderes Problem besteht in der Differenzierung der Gewässer in **unbeeinflusste/naturnahe** und **erheblich veränderte**. Alle Übergangsgewässer müssen dahingehend untersucht werden, welchem Typ sie angehören. Auch über das **ökologische Potential** sind gute Gewässerleistungen (Selbstreinigung), d. h. gute Gewässerzustände ableitbar. Eine erste Untersuchung für eine diesbezügliche Zuordnung von Übergangsgewässern liegt mit der **ökologischen Strukturbewertung der Unterwarnow** vor. Die Unterwarnow ist eindeutig ein **erheblich verändertes Gewässer**, in dem sich die für Nutzungen vorgenommenen Störungen nicht zurückbauen lassen (SCHÖNEFELDT, 2001).

Literatur

- BEHRENDT, H. (1996). Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flußgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommerns. Studie, Mat. zur Umwelt, Landesamt Umwelt und Natur.
- BEHRENDT, H.; HUBER, P.; OPITZ, D.; SCHOLZ, G. und UEBE; R. (1999). Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99.
- BEHRENS, J. (1982). Soziologische und produktionsbiologische Untersuchungen an den submersen Pflanzengesellschaften der Darß-Zingster Boddengewässer. Dissertation, Univ. Rostock.
- BERTALANFFY, L. v. (1942). Theoretische Biologie. Borntraeger-Verlag, Berlin.
- BERTALANFFY, L. v. (1953). Biophysik der Fließgleichgewichte. Vieweg-Verlag, Braunschweig, 1. Aufl.
- DAHLKE, S.; HÜBEL, H. (1996). Der Kleine Jasmunder Bodden: Entwicklung eines hypertrophen Gewässers in Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft. BODDEN 3: 83-98.
- FEIBICKE, M. (1994). Innere Schlei - Stoffeinträge und Prozesse Gewässerökologie Norddeutschlands (Potsdam) 1, 66-73.
- GEORGI, F. (1983). Untersuchungen zur Variabilität von Qualität und Quantität des Sestons in den Darß-Zingster Boddengewässern. Dissertation, Univ. Rostock.
- GESSNER, F. (1937). Hydrographie und Hydrologie der Brackwässer Rügens und des Darß. Kieler Meeresforsch. 2: 1-80.
- GESSNER, F. (1957). Meer und Strand. 2. Aufl.; VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften Berlin: 426 S.
- Gewässergütebericht (1999). Zustand und Entwicklung der Gewässergüte von Fließ-, Stand- und Küstengewässern und der Grundwasserbeschaffenheit in Mecklenburg-Vorpommern 1996/1997. Umweltministerium (Schwerin).

- HELCOM 70/1998. The third Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC 3). BALITIC SEA ENVIRONMENT PROCEEDING 70, Helsinki Commission.
- HORSTMANN, K.; HÜBEL, H. (1996). Die Primärproduktion des Phytoplanktons. in LOZAN, J. L. et al. (Ed.): Warnsignale aus der Ostsee. Parey Buchverlag Berlin 1996: 135-137.
- HÜBEL, H. (1996). In HORSTMANN, K.; HÜBEL, H. (1996).
- HÜBEL, H.; WOLFF, Chr.; MEYER REIL, L. – A. (1998). Salinity, Inorganic Nutrients and Primary Production in a Shallow Coastal Inlet in the Southern Baltic Sea (Nordrügische Bodden) - Results from Long - Term Observations (1960 - 1989). Internat. Rev. Hydrobiol. 83, 5-6: 479-499.
- HÜBEL, H. und WOLFF, Chr. (2001). Blaualgen und Stickstoff-Fixierung in den Darß-Zingster Bodengewässern. Meer und Museum (Stralsund) 16 , 46-51.
- IRMER, U. (1999). Ökologische und chemische Anforderungen an Oberflächengewässer. Symposium: Anwendung neuer Richtlinien und Verordnungen der Europäischen Union für Bauleistungen und Gewässerschutz. Fachhochschule Lausitz (Cottbus), Siedlungswasserwirtschaft und Gewässerschutz 6, 57-66.
- IRMER, U. (2000). Was ist an der Zustandsbewertung der Oberflächengewässer neu? LAWATagungsband: EU-Wasserrahmenrichtlinie – Programm für die Zukunft im Gewässerschutz. Symp. zur Einführung der EU-Wasserrahmenrichtlinie am 13/14. Dezember 2000 in Schwerin, 2. Aufl. 2001, 65-80.
- JERJOUR, S. (1989). Algologische-ökologische Untersuchungen an der Unterwarnow. Dissertation Univ. Rostock (Biologie).
- KRÜGER, O.; SCHÖNEFELDT, K.; SCHLUNGBAUM, G.; BOMBA, I. (2001). Das Unterwarnow-Ästuar - 5 Jahre nach der Modernisierung der Zentralen Kläranlage Rostock - ein Beitrag zum nachhaltigen Schutz der Ostsee. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2000 (Magdeburg) im Druck.
- LAWA (1998). Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Arbeitskreis Zielvorgaben, Berlin, Kulturbuchverlag.
- LAWA (1998). Gewässerbewertung - stehende Gewässer, vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Entwurf LAWa, Januar 1998, 1-74 (Schwerin), Kulturbuchverlag (1999).
- LINDNER, A. (1972). Soziologisch - ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation in der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. Dissertation, Univ. Rostock.
- LOZAN, J. L. et al. (Ed) (1996). Warnsignale aus der Ostsee. Parey Buchverlag im Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin: 384 S.
- MANN, (1973). Zitiert in SCHNESE, W.; SCHLUNGBAUM, G.: Ökosysteme des Meeres. Kap. 6.3 in: SCHUBERT R. Lehrbuch der Ökologie. 3. Aufl. Gustav - Fischer Verlag Jena (1991): 424-464.
- MAUERSBERGER, P. (1989). Prozesse und Strukturen in aquatischen Ökosystemen. Nova Acta Leopoldina (Halle) N. F. 60, 265. 147-172.
- NAUSCH, G.; SCHLUNGBAUM, G. (1977). Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR - III. Phosphor / Eisenverhältnisse im Bodenkontaktwasser, Schlammwasser und in den Sedimenten der Darß-Zingster Boddenkette. Acta hydrochim. hydrobiol. 5, 5: 455-463.
- NAUSCH, G.; SCHLUNGBAUM, G. (1983). Sedimentbericht (Darß-Zingster Boddenkette). Forschungsbericht Sektion Biologie Univ. Rostock (unveröffentlicht).
- NAUSCH, G.; SCHLUNGBAUM, G. (1991). Eutrophication and restoration measures in the Darß-Zingster Bodden chain. Int. Rev. Hydrobiol. 75: 451-463.
- NELLEN, W.; RHEINHEIMER, G. (1970). Chemische, mikrobiologische und planktologische Untersuchungen in der Schleie im Hinblick auf deren Abwasserbelastung (Sammelheft). Kieler Meeresf. 26, 2: 105-215.
- ODUM, H. T. (1959). zitiert in SCHWOERBEL, J. (1993).
- ODUM, H. T.; ZIEMAN, F.; HEALD, E. J. (1972). The importance of vascular plant detritus to estuaries. In: Proc. coastal Marsh Estuar Management Symp. Ed.: Charbeck, R. H., Louisiana: 91-114.
- ODUM, E. P. (1980). Grundlagen der Ökologie, 2 Bände, übersetzt von: J. u. E. Overbeck, Thieme-Verlag Stuttgart-New York.
- OSTWALD, W. (1903). Biologie und Chemie - Ostwalds Annalen der Naturphilosophie 3: 302-314.
- OSTWALD, W. (1978). Gedanken zur Biosphäre - Wiederabdruck, In: Ostwalds Klassiker der exakten Naturwissenschaften. Nr. 257, Leipzig, Akad. Verlagsgesellschaft. Geest und Portig.

- PETZOLD, H. (1987). Stickstofftransformation an der Sediment / Wasser - Kontaktzone eutropher Flachgewässer unter besonderer Berücksichtigung der Denitrifikation. Dissertation, Univ. Rostock.
- RIPL, W. (1986). Restaurierung der Schlei. Forschungsbericht 02 - WA147 TU Berlin, FB 14, Fachgebiet Limnologie und Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten (Schleswig - Holstein).
- RUMOHR, H. (1986). Historische Indizien für Eutrophierungserscheinungen (1875-1939) in der Kieler Bucht (westl. Ostsee). *Meeresforsch.* 31: 115-123.
- RYTHER, J. H. (1969). Photosynthesis and fish production in the sea. *Science* 166: 72-76.
- SCHIEWER, U. (1995). Vom Leben in Bodden und Haffen - Zusammenfassung zur Ringvorlesung am Institut für Ostseeforschung Warnemünde: 68-81.
- SCHIEWER, U. (1998). 30 years eutrophication in shallow brackish waters - lessons to be learned. *Hydrobiologia* 363: 73-79.
- SCHIEWER, U. (2001). Phytoplankton, Produktivität und Nahrungsnetze. *Meer und Museum (Stralsund)* 16: 39-45.
- SCHIEWER, U.; GOCKE, K. (1996). Ökologie der Bodden und Förden (Kap. 6.6). In: Rheinheimer G (Ed.) *Meereskunde der Ostsee*. 2. Aufl., Springer Verlag Berlin - Heidelberg - New York.
- SCHLUNGBAUM, G. (1982). Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR - Teil XI.: Phosphatsorptionsgleichgewichte zwischen Sediment und Wasser in flachen eutrophen Küstengewässern. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 10, 2: 135-152.
- SCHLUNGBAUM, G. (1994). Das Eutrophierungsproblem der Bodden und Haffe. *BODDEN 1*: 13-29.
- SCHLUNGBAUM, G. (1997). Zur Bewertung der inneren Küstengewässer der Ostsee in Mecklenburg - Vorpommern - ein Beitrag zum Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland mit Vergleichen zu fließenden und stehenden Gewässern. *Rostocker Meeresbiolog. Beitr.* 5: 9-35.
- SCHLUNGBAUM, G. (2000). Förden - Bodden - Haffe an der südlichen Ostseeküste - eine strukturelle Vielfalt von Küstengewässerökosystemen. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1999 (Rostock)*, Tutzing: 1-20.
- SCHLUNGBAUM, G. und BAUDLER, H. (1999). *Gewässergütebericht Darß-Zingster Boddenkette II*. Forschungsbericht, FB Biologie/Universität Rostock, unveröffentl.
- SCHLUNGBAUM, G. und BAUDLER, H. (2000). Eutrophierung der Küstengewässer, Kap. 3.2.2. in R. Guderian und G. Gunkel: *Aquatische Systeme / Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie*, Bd. 3A, 299-328 (Springer-Verlag Heidelberg).
- SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H. und KRECH, M. (2001). Das Eutrophierungsproblem der Darß-Zingster Bodden - Nährstoffeinträge und Nährstoffbilanzen. *Meer und Museum (Stralsund)* 16: 25-34.
- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G. (1982). Boddeneutrophierung - Boddennutzung - Forschungsbericht Sektion Biologie Univ. Rostock (unveröffentlicht).
- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G. (1988). Die naturwissenschaftlichen Grundlagen und der Entwurf eines Küstengewässerstandards - ein Ergebnis komplexer ökologischer Forschungen der Sektion Biologie der Wilhelm - Pieck - Universität Rostock und ihrer Kooperationspartner. *Wiss. Z. Univ. Rostock* 37, N-Reihe 5: 18-24.
- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G., BAUDLER H. (1994). Sedimentstruktur und Sedimentdynamik in den Darß-Zingster Boddengewässern. *Rostocker Meeresbiolog. Beitr.* 2: 27-40.
- SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H.; KRECH, M. und KWIATKOWSKI, B. (2001). Die Darß-Zingster Bodden - eine Studie 1999/2000. *Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG)*, Heft 1, I-X: 1-209.
- SCHLUNGBAUM, G. und KRECH, M. (2001). Ostsee-Übergangsgewässer in der EU-Wasserrahmenrichtlinie - Hintergrundkonzentrationen für Nährstoffe in Förden, Bodden und Haffe. *Wasser und Abfall* 5: 14-21.
- SCHLUNGBAUM, G.; STOLLE, S.; WESTPHAL, H. und NAUSCH, G. (1989). Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässer der DDR- XXX. Zur Beschaffenheit der Sedimentoberflächenschicht des Greifswalder Boddens. *Wiss. Z. Univ. Rostock, N-Reihe* 38, 5: 18-32.
- SCHLUNGBAUM, G.; SCHIEWER, U.; ARNDT, E. A. (1994). Beschaffenheitsentwicklung und Klassifizierung der Darß-Zingster Boddengewässer als Teil der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. *Rostocker Meeresbiolog. Beitr.* 2: 203-213.
- SCHNESE, W.; SCHLUNGBAUM, G. (1991). Ökosystem des Meeres. Kap. 6.3 in: Schubert R *Lehrbuch der Ökologie*. 3. Aufl. Gustav - Fischer Verlag Jena: 424-464.
- SCHUBERT, H. (2001): Unterwasservegetation der Darß-Zingster Bodden. *Meer und Museum (Stralsund)* 16: 53-59.

- SCHWOERBEL, J. (1993). Einführung in die Limnologie, 7. Aufl. Gustav Fischer Verlag Stuttgart, Jena.
- SCHÖNEFELDT, K. (2001). Das Unterwarnow-Ästuar – Hydromorphologie – ökologische Gewässerstruktur – Stoffbilanzen. Diplomarbeit Univ. Rostock/FB Biowissenschaften.
- SEIFERT, R. (1938). Die Bodenfauna des Greifswalder Boddens. Z. f. Morphologie und Ökologie der Tiere, Bd. 34.
- SUBKLEV, H.-J. (1955). Der Greifswalder Bodden, fischereilich und fischereiwirtschaftlich betrachtet. Z. f. Fischerei und Hilfswissenschaften IV, N. F. 7/8: 545-588.
- TEUBNER, J. (1989). Quantitative und qualitative Erfassung submerser Makrophyten 1986 / 1987 - Luftbildanalyse. Diplomarbeit, Sektion Biologie Universität Rostock.
- TGL 27885 / 01 (1982). Nutzung und Schutz der Gewässer: Stehende Gewässer (Klassifizierung). Ministerium für Umwelt und Wasserwirtschaft der DDR, Berlin: Ausgabe März 1982.
- TRAHMS, O. K. (1939). Beiträge zur Ökologie küstennaher Brackwässer. - 2. Die Bodenfauna und Bodenflora des Großen Jasmunder Boddens. Arch. für Hydrobiol., Bd. XXXVI: 1-35.
- VOLLENWEIDER, R., (1968). Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factor of eutrophication OECD Rep. DA 5 / SCI / 68, 27, Paris.
- WRRL (2000). Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABL vom 22.12.2000, L327: 1-72.
- WUNDSCH, H. H. (1968). aus einem Briefwechsel mit Dr. H. Hübel/ Hiddensee (Originalaufzeichnungen in Berlin bei einem Luftangriff vernichtet).

Verfasser

Prof. Dr. Günter Schlungbaum
 Dr. Bernd Kwiatkowski
 Dipl. Biol. Mathias Krech
 Universität Rostock
 FB Biowissenschaften
 Wismar. Str. 8
 18051 Rostock