

Günter Schlungbaum; Henning Baudler; Günther Nausch

Die Darß-Zingster Boddenkette - ein typisches Flachwasser- ästuar an der südlichen Ostseeküste

Abstract

The Department of Biology (University of Rostock) and its partners have investigating the coastal waters of the Darß-Zingst Bodden chain for many years, with attention being given to:

- water balance from 1966 - 1990 = 25 years (monthly measurement)
- distribution of salinity-from 1961 to 1993 = 33 years (daily measurement)
- nutrient budget since 1981 = 13 years (hourly measurement).

As a result these wide investigations it can be stated that the specific hydrological, hydrographic and hydrochemical conditions in the Bodden chain regulate almost all hydrobiological phenomena.

The Darß-Zingst Bodden chain is classified as a typical shallow water estuary with pronounced spatio-temporal variabilities.

The nutrient content confirms that a strong eutrophication has occurred.

1 Bodden und Haffe an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns

Zu den prägenden Landschaftsbestandteilen am Südufer der Ostsee gehört im mecklenburgisch-vorpommerschen Raum die Boddenausgleichsküste. Sie erstreckt sich, verbunden mit einem häufigen Wechsel von Formen der Flach- und Steilküsten, von der Halbinsel Fischland - Darß - Zingst über die Inseln Hiddensee und Rügen bis zur Insel Usedom mit Fortsetzung zur Insel Wollin in Polen. Festlandseitig eingeschlossen in diesen Bereich ist die Landschaft von der Recknitzmündung bei Ribnitz-Damgarten bis zur Odermündung bei Pölitz/Polen.

Dazwischen liegt das morphologisch sehr mannigfaltig gestaltete System der Bodden und Haffe. In Mecklenburg - Vorpommern umfaßt seine Fläche ca. 1650 qkm (CORRENS,1976). Die 340 km lange Außenküste wird durch die Küsten an den Bodden und Haffen auf 1470 km verlängert.

1.1 Die Darß-Zingster Boddenkette und ihre Entwicklung

Diese Küste Mecklenburg-Vorpommerns erhielt ihre Prägung im Stadium der jüngsten Vereisung (Pommersches Stadium des Weichselglazials). Damit ist sie erdgeschichtlich gesehen noch sehr jung. Entscheidend für die Herausbildung des heutigen Oberflächenbildes war der in der Littorinatransgression um etwa 5500 v. Chr. einsetzende Anstieg des Meeresspiegels (HURTIG, 1954). Nach OTTO (1913) - er beschäftigte sich ausführlich mit der Entstehung des Darßes und des Zingstes - bestand während der letzten Phasen dieser Überflutung, die etwa 2000 v. Chr. liegt, an Stelle der heutigen Boddenküste eine buchtenreiche Meeresküste mit mehreren vorgelagerten diluvialen Inseln und Untiefen (vergl. BROSIN, 1956). Nach Ende der Littorinatransgression kam es an diesen Diluvialkernen (für den Bereich der Darß-Zingster Bodden: Fischland, Altdarß und Sundische Wiese) zu West-Ost gerichteten Hakenbildungen, die schließlich weitgehend zusammenwuchsen und die heutigen Bodden und Haffe vom Meer abtrennten.

So ist der Typ einer Doppelküste entstanden, die seeseitig den Charakter der Ausgleichsküste besitzt und rückseitig die Bodden und Haffe als buchtenreiche innere Seegewässer mit zunehmender Verlandung abgrenzt. Diese so in den letzten 5 Jahrtausenden entstandenen Bodden und Haffe liegen im Schutz der großen Nehrungen und Haken als überflutete Hohlformen der Moränenlandschaft mit einer mehr oder weniger großen Isolierung vom Zugang zur Ostsee. Die heutige Gestalt der Darß-Zingster Boddenkette ist in Abb. 1 dargestellt.

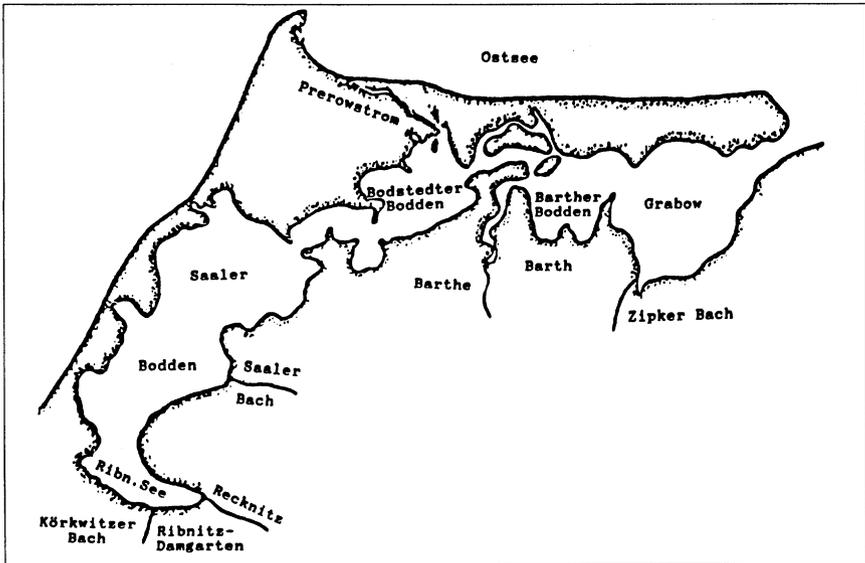


Abb. 1 Die Darß-Zingster Boddengewässer

Die Darß-Zingster Boddengewässer (Abb.1) sind der westlichste Teil der vorpommerschen Bodden und Haffe. Sie erstrecken sich von 12° 22' E im Westen bis 12° 55' E im Osten. Der nördlichste Punkt ist durch 54° 26' N, der südlichste durch 54° 15' N gegeben. Zwischen der Recknitzmündung und der Ostsee-Verbindung am Gellenstrom bei Barhöft liegt eine Entfernung von 55 km. Die Boddengewässer bestehen aus 4 Wassersenken, den eigentlichen Bodden, die durch teilweise sehr schmale Rinnen perlschnurartig miteinander in Verbindung stehen. Größere Flachwasserzonen zwischen den Boddenteilen haben für die Hydrologie und die Hydrographie keine größere Bedeutung. Der Grabow und der Barther Bodden werden zum sogenannten Ostteil zusammengefügt, der relativ stark mit der vorgelagerten Ostsee kommuniziert. Bodstedter und Saaler Bodden bilden den mehr limnisch geprägten Westteil, in dem der Wasseraustausch sehr beschränkt ist. Der Südteil des Saaler Boddens wird auch als Ribnitzer See bezeichnet.

Tabelle 1 Die Darß-Zingster Boddengewässer (nach CORRENS, 1979)

Gewässerteil	Fläche / km ²	mittl. Tiefe / m	max. Tiefe / m
Saaler Bodden	80,9	2,2	4,0
Koppelstrom	7,6	1,8	6,5
Bodstedter B.	24,1	1,9	10,0
Fitt	3,1	0,5	1,0
Zingster Strom	2,7	2,1	12,0
Barther Bodden	19,4	1,8	6,5
Prerow Strom	1,0	3,8	4,0
Barther Strom	2,1	1,6	2,0
Grabow	41,5	2,3	4,5
Aue bis Pramort	4,2	1,5	5,0
Fahrwasser Bock	10,2	1,3	5,0
	196,8	2,0	12,0

Auf Normalwasserstand bezogen besitzt die Darß-Zingster Boddenkette zwischen Ribnitz und Pramort ein Volumen von $384 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Der Süßwasserüberschuß durch die in die Bodden und Haffe einmündenden Flüsse hat diese Gewässer mit unterschiedlichen und zeitlich sehr variablen Salzgehaltsgradienten ausgestattet. Somit gehören sie alle zum Ästuartyp moderner Definition (u.a. BOWDEN 1963; CAMERON u. PRITCHARD, 1963). Weitere zusammenfassende Darstellungen zur Geschichte der Bodden und Haffe haben NIEDERMEYER, KLIEWE und JANKE, 1987 wie auch WIEMER und GURWELL, 1991 gegeben. Mit einer mittleren Tiefe von 2 m ist sie ein typisches Flachgewässer und gehört zum Typ des Flachwasser-Ästuars.

1.2 Das Einzugsgebiet der Darß-Zingster Boddenkette

Das Einzugsgebiet (Abb. 2 nach CORRENS, 1979) umfaßt rund 1 600 km² und wird hauptsächlich aus den Flußgebieten der Recknitz (= 42 % und 122 km lang) und der Barthe (= 19 % und 34 km lang) gebildet. Es ist damit ca. 8 mal größer als die Gewässerfläche der Boddenkette. Neben vielen weiteren kleinen Bächen gehören der Körkwitzer- und der Saaler Bach (beide Saaler Bodden) und der Zipker Bach (Grabow) noch zu den bedeutenden Entwässerungsbereichen.

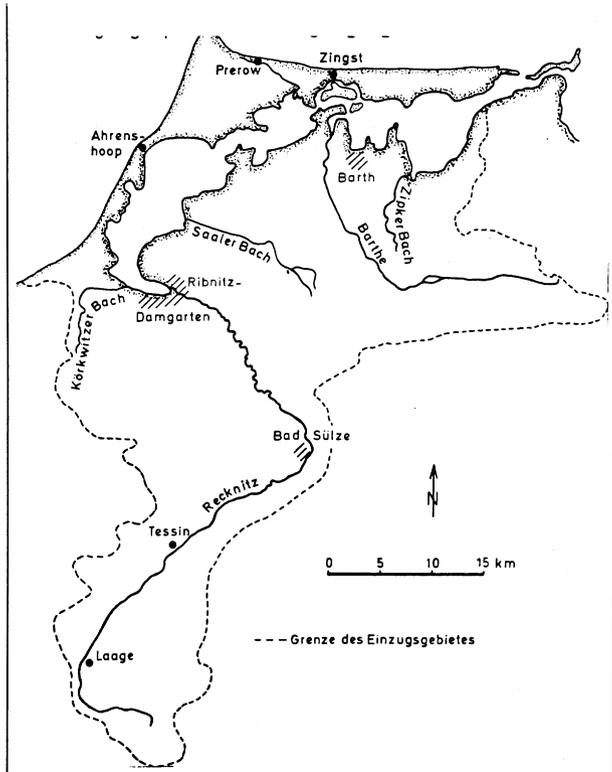


Abb. 2 Das Einzugsgebiet der Darß-Zingster Boddenkette

1.3 Der Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft

Das Landschaftsgebiet zwischen Meer und Bodden und teilweise die angrenzenden Boddengebiete selbst gehören heute zum Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Trotz intensiver Eingriffe durch den Menschen in der Vergangenheit gibt es hier noch weitgehend unberührte Natur mit intakten Landschaften. Sie stehen in ständiger Wechselwirkung mit den Boddengebieten. Die teilweise sehr schlechte Wasserbeschaffenheit ist als Widerspruch zur Naturausstattung des Umlandes zu sehen.

2 Klima in der Boddenregion und Wasserhaushalt der Boddenkette

2.1 Ausgewählte meteorologische Faktoren

Das Klima Mecklenburg-Vorpommerns, das auch das Gebiet der Darß Zingster Boddenkette prägt wird nach KLIEWE (1951) und HURTIG (1957) als Ostseeklima bezeichnet. Es umfaßt allgemein einen 20-30 km landeinwärts reichenden Küstensaum, der durch einen Übergangsscharakter gekennzeichnet ist. Der für die südliche Ostseeküste insgesamt zu verzeichnende großräumige Wandel in west-östlicher Richtung vom Ozean zum Kontinentinneren - also vom See zum Landklima mit einem breiten Übergangsbereich spielt hier noch nicht die entscheidende Rolle. In diesen Übergangsbereich greift aber von Nord nach Süd ein regionaler Klimaeinfluß in den Klimawandel ein, verursacht durch den Wasserkörper der Ostsee. Nach HURTIG (1957) weist dieses Klima folgende Kennzeichen auf:

- verhältnismäßig gleichmäßiger Temperaturgang mit niedrigen Jahrestemperturschwankungen: verspäteter Frühjahrs- und Sommereinzug, milder Herbst, relativ kurze Winter
- niederschlagsarm: besonders im Frühjahr kommt es durch die noch kalte Ostsee zu einer Stabilisierung der Luftmassen, wodurch die Niederschlagsbildung im engeren Küstenbereich unterdrückt wird. Die Neigung zu Herbst- und Winterregen ist größer.

Da bei den späteren Bewertungen der Boddengewässeruntersuchungen die Niederschläge eine Rolle spielen, sollen diese Verhältnisse etwas näher beleuchtet werden. Als 50jähriges Mittel (1901/50) teilte BROSIN (1965) einen Jahressummenwert für die Boddenregion von 590 mm mit, wovon 349 mm auf das Sommerhalbjahr entfielen. Er zeigte aber auch schon starke Abweichungen von diesem Mittel auf: 1961 711 mm und 1962 671 mm.

Die Anzahl der Frosttage wird von NIEDERMEYER et al. (1987) mit 75 bis 80 angegeben. Die daraus folgende Eisbildung auf dem Gewässer nimmt in der Intensität infolge größerer Abgeschlossenheit und geringeren Salzgehaltes in den westlichen Boddenteilen von Ost nach West zu. Auch in der Boddenvereisung gibt es große Variabilitäten, so blieb die Boddenkette im Winter 1991/92 nahezu eisfrei.

Die Winde kommen in der Boddenregion hauptsächlich aus westlicher bzw. südlicher Richtung, wobei 79,7 % aller Winde eine mittlere Geschwindigkeit von 1,3 bis 5 m/s erreichen. Für 1975/79 entfielen dagegen allein auf 35-40 % aller Tage im Jahr eine Windgeschwindigkeit von 5 m/s und nur an 25-30 % der Tage waren geringere Windgeschwindigkeiten zu verzeichnen (NAUSCH u. SCHLUNGBAUM, 1984). In den flachen Boddengewässern reichen Windgeschwindigkeiten von 5 m/s aus, um den Wasserkörper bis zum Grund zu durchmischen, stärkere Winde bewirken Sedimentaufwirbelungen.

2.2 Einige Betrachtungen zum Wasserhaushalt

Der Wasserhaushalt der Boddenkette wird im wesentlichen durch den Wasseraustausch mit der Ostsee bestimmt, der durch meteorologisch gesteuerte Ein- und Ausstromlagen vonstatten geht und in der Regel über den Gellenstrom erfolgt. Die Wasserstandsverhältnisse in der Ostsee und auch im Bodden unterliegen der Wirkung verschiedener Faktoren. Sie wirken in Richtung Ostsee als Ausstrom oder von der Ostsee auf den Bodden als Einstrom. Von besonderer Bedeutung für die Wasserstandsverhältnisse sind vor allem der Jahresgang des Wasserstandes in der Ostsee, unperiodische Wasserstandsänderungen an der Außenküste durch Windstau oder ablandigen Wind und örtlicher Windstau in den Bodden selbst. Der Einfluß weiterer Größen z.B. Eigenschwingungen der Ostsee und der Boddenkette, Gezeiten, statische und dynamische Luftdruck- sowie Dichteeffekte, ist nur von geringer Bedeutung. Der Wasserhaushalt erfolgt dann hauptsächlich durch Gefälleausgleichsströmungen.

Basierend auf den Ergebnissen von CORRENS (1979) und CORRENS u. MERTINKAT (1977) sowie den Basisuntersuchungen von BROSIN (1965) erfolgte die Berechnung der Haushaltsbilanz für die Darß-Zingster Boddenkette mit Hilfe der Pegeldifferenzmethode. Echte Strömungsdaten wurden für die Berechnung des Wasseraustausches bisher nicht herangezogen. Die Pegeldifferenzmethode gestattet eine Auflösung bis zu monatlichen Mittelwerten. Es liegen inzwischen Werte über einen Zeitraum von 25 Jahren (1966-1990) vor, sowohl für die gesamte Boddenkette als auch für die 4 Hauptbodden. Die folgenden Bilanzglieder gehen in das Kaskadenmodell ein (Abb. 3).

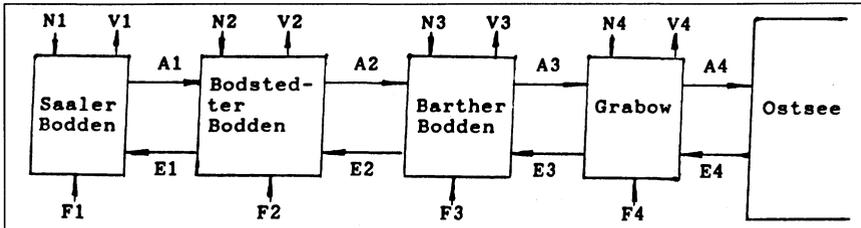


Abb. 3 Wasserhaushaltskaskadenmodell für die Darß-Zingster Boddenkette (ohne Grundwassertausch), nach CORRENS, 1979

Darin bedeuten: F = Flußwasserzufuhr, E = Einstrom von der Ostsee, N = Niederschlag und A = Ausstrom in Richtung Ostsee, V = Verdunstung. Geringfügige Differenzen zwischen Gewinn und Verlust werden als positive oder negative Speicherung angegeben. Die mittlere jährliche Wasserbilanz des Zeitraumes 1966/90 zeigen nachfolgende Werte (Angaben in %):

Wassergewinn	Wasserverlust	Speicherung
$F + E + N = G$	$A + V = \text{Verl.}$	$S p$
$9,7 + 86,4 + 3,8 = 100$	$95,7 + 4,3 = 100$	0

Da sich Niederschlag und Verdunstung nahezu entsprechen und sie, abgesehen vom Pfad des Stoffinputs über den Niederschlag, keinen wesentlichen Einfluß auf die im Rahmen der ökologischen Fragestellungen zu diskutierenden Faktoren haben, bleiben sie bei den meisten Betrachtungen unberücksichtigt.

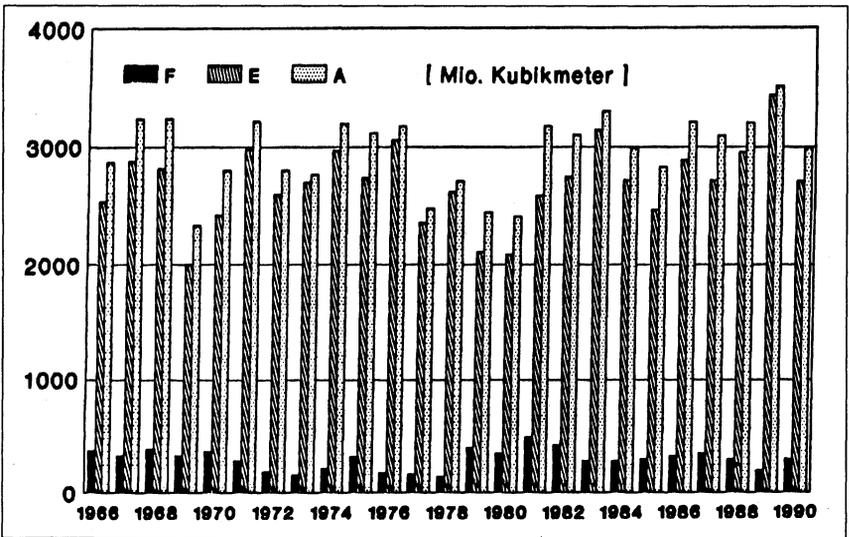


Abb. 4 Jahressummen für die Hauptbilanzglieder des Gesamtwasserhaushaltes der Darß-Zingster Bodden (MERTINKAT,1992)

Die Abb. 4 läßt einige verallgemeinernde Vergleiche bzw. Schlußfolgerungen zu:

- Die Bilanzglieder, Ostseeestrom und Boddenausstrom zur Ostsee zeigen große Variabilitäten mit zeitlicher Heterogenität.
- Die Flußwasserzufuhr liegt bei 10 % des Gesamtwassergewinns, variiert selbst aber stark in Abhängigkeit von der Niederschlagstätigkeit im Einzugsgebiet.
- Das Jahr 1989 war bisher das Jahr mit dem größten Ostseewassereinstrom. Dieser setzte sich dann als Extremum auch bis in das Boddeninnere fort. Mit zunehmender Entfernung von der Ostsee liegt dieser Einstrom dann mehr und mehr als Mischwasser mit abnehmendem Salzgehalt vor (Abb. 5).

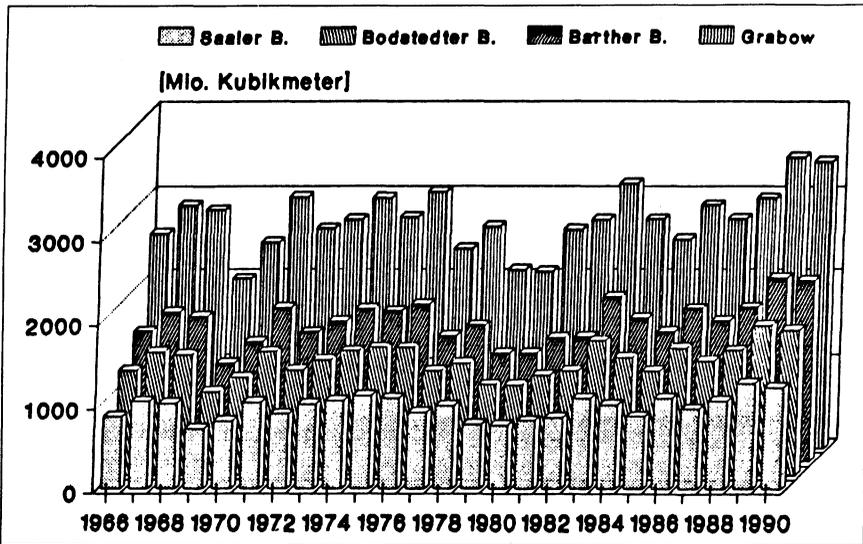


Abb. 5 Einstrom in die Darß-Zingster Bodden (nach MERTINKAT, 1992)

Da im Boddengebiet der Wasserhaushalt zwischen Gewinn und Verlust ausgeglichen ist, muß der Ausstrom in etwa um den Flußwassergewinn größer sein als der Einstrom. Die größte Flußwasserezufuhr wurde bisher im Jahr 1981 beobachtet. Das langjährige Mittel von $300 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{a}$ wurde in mindestens 8 weiteren Jahren überschritten. In mindestens 8 weiteren Jahren lag die Flußwasserezufuhr erheblich unter dem Mittel, teilweise sogar unterhalb $200 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Die letzten Jahre mit sehr breit angelegten ökologischen Untersuchungen gehören zu den Jahren mit Flußwassereinträgen um $200 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Mit Sicht auf den Eutrophierungsprozeß und die Prägung der Wasserbeschaffenheit überhaupt spielt die Erneuerungsrate der Wassermassen in den einzelnen Boddenteilen eine wichtige Rolle. Die Analyse des Wasserhaushaltes für die 4 Boddenteile gibt dafür wichtige Informationen:

- Die Intensität der Wassererneuerung von der Ostsee her und damit auch die Gestaltung des Ausstromes zur Ostsee nimmt mit zunehmender Entfernung zur offenen See hin ab.
- Zu beachten ist, daß nicht jede Einstromsituation für die Boddenkette Einstrom von Ostseewasser bedeutet. Unter bestimmten Pegelverhältnissen und Windsituation kann auch aus dem Strelasund ausströmendes Wasser für den Bodden Einstrom werden. Solche Situationen ver schlechtern den korrelativen Zusammenhang zwischen Salzgehalt und Einstrom.

- Setzt man Ausstrom ins Verhältnis zum Wasservolumen des jeweiligen Boddens, können die folgenden Wassererneuerungsraten berechnet werden (Werte gelten für ideale Durchmischung):

Grabow	ca. 32 mal/a	Bodstedter Bodden	ca. 33 mal/a
Barther Bodden	ca. 55 mal/a	Saaler Bodden	ca. 6-7 mal/a

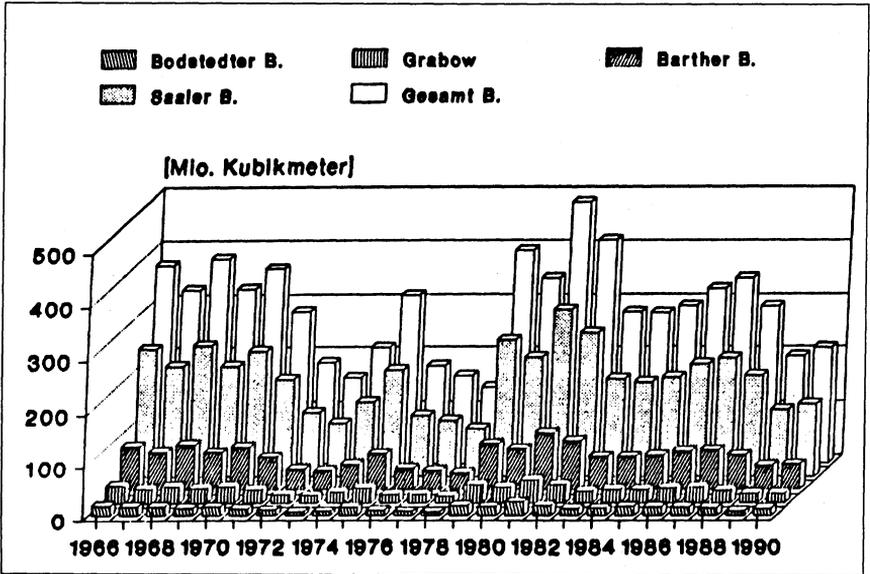


Abb. 6 Flußwasserzufuhr in die Darß-Zingster Bodden (nach MERTINKAT, 1992)

Besonders der innerste Teil der Boddenkette, der Saaler Bodden, ist durch geringe Erneuerungsraten bei hohem Anteil von Flußwasser im Ausstrom (17 % !) gekennzeichnet. Die kontinuierlichen Analysen der Wasserbeschaffenheit erfolgen am Zingster Strom (Standort der Laborstation). Der Wasseraustausch ist hier durch die Kriterien E 2 (Einstrom vom Barther Bodden) und A 2 (Ausstrom zum Barther Bodden - Abb. 3) gekennzeichnet. Im langjährigen Mittel beträgt der Einstrom noch ca. 50 % der Größe des Einstromes in die Boddenkette überhaupt. Für den Ausstrom liegt dieser Wert bei 52 %. Natürlich handelt es sich um Mischwasser, wie es in den benachbarten Boddenteilen entstanden ist. Insgesamt kann festgestellt werden, daß sehr schnelle Wechselsituationen für das Wasser im Zingster Strom auftreten. Auf der Basis der 25-jährigen Meßreihe können folgende Mittel- und Extremwerte (= 300 Monatswerte) festgestellt werden:

- **Monatsbetrachtung:**

* Einstrom	- Mittel	133 10^6 m ³ /Mon.
	- Minimum	20 10^6 m ³ /Mon. (Febr. 76, Febr. 80)
	- Maximum	347 10^6 m ³ /Mon. (Jan. 76)

* Ausstrom - Mittel	129	$10^6 \text{ m}^3/\text{Mon.}$
- Minimum	45	$10^6 \text{ m}^3/\text{Mon. (Febr. 72)}$
- Maximum	319	$10^6 \text{ m}^3/\text{Mon. (Jan. 76)}$

Die geringeren Monatswerte bei Ausstrom (Mittel und Maximum) deuten auf einen durch Rückstauereffekt der Ostsee oft verlangsamten Wiederausstrom hin.

• **Jahresbetrachtung:**

* Einstrom - Mittel	1353	$10^6 \text{ m}^3/\text{a}$
- Minimum	995	$10^6 \text{ m}^3/\text{a (1969)}$
- Maximum	1774	$10^6 \text{ m}^3/\text{a (1989)}$
* Ausstrom - Mittel	1549	$10^6 \text{ m}^3/\text{a}$
- Minimum	1247	$10^6 \text{ m}^3/\text{a (1969)}$
- Maximum	1890	$10^6 \text{ m}^3/\text{a (1980)}$

Damit erweisen sich auch für den Zingster Strom die Jahre 1969 und 1989/90 als Extremjahre. Die wenigen Interpretationen zum Wasserhaushalt zeigen bereits, daß die Boddenkette

- sowohl als Gesamtsystem wie auch bezüglich ihrer einzelnen Gebiete
- sowohl für kurze Zeiträume als auch in längeren Perioden

ein sehr heterogenes/variables System darstellt. Für die Analyse der Gewässerbeschaffenheit und das Aufzeigen von Trends innerhalb von chemischen und biologischen Kriterien ist das von grundlegender Bedeutung. Für den Bereich des Zingster Stromes müssen kurzzeitige Wechsel von Ein- und Ausstromsituationen auch als Pendeln von jeweils gleichen Wasserkörpern betrachtet werden. Unter extremen Bedingungen, wie sie im Januar 1976 gemessen wurden, tauschen sich die Wassermassen bereits in 6 Stunden aus (Erneuerungsrate 0,26 Tage). Der Normalwert liegt bei 0,75 Tagen, also 18 Stunden.

3 Der Salzgehalt der Darß-Zingster Boddenkette

Der Salzgehalt ist für Ästuare ein bedeutender Faktor für alle Aspekte der Beschaffenheit, der Ökosystemstruktur und -dynamik. Im Detail wird das Salzgehaltsregime in starkem Maße von den hydrologischen Gegebenheiten geprägt. Deutliche horizontale Abstufungen und große zeitliche Inhomogenitäten sind eine typische Folge. So können die Salinitäten im Ostteil der Boddenkette in Abhängigkeit von den Intensitäten der Ein- und Ausstromprozesse in Raum und Zeit erheblich schwanken, im allgemeinen zwischen 8 und 15 ‰, bei Extremsituationen auch darüber oder darunter. Diese Variabilitäten können sowohl sehr kurzzeitiger Natur sein, es lassen sich aber auch längere Perioden salzreicherer bzw. salzärmerer Wassermassen feststellen. Im Westteil der Boddenkette, insbesondere im Saaler Bodden und Ribnitzer See, liegt der Salzgehalt, verursacht durch einen eingeschränkten Austausch mit der Ostsee und stärkere limnische Prägung (Recknitz, Körkwitzer und Saaler Bach) normalerweise im oligohalinen Bereich, d.h. < 5 ‰, wobei Variabilitäten weniger ausgeprägt sind. Besonders

aussagekräftige Interpretationen lassen sich für den Meßpunkt Zingst ableiten, für den seit 1961 eine tägliche Erfassung des Salzgehaltes vorliegt (Abb. 7):

- Für die nunmehr 33jährige Meßreihe (1961/93) errechnet sich ein mittlerer Salzgehalt von 5,4 ‰, wobei Extremjahre 1981 (3,6 ‰) und 1976 (8,3 ‰) die große Variabilität demonstrieren.
- Die Abb. 7 zeigt eindrucksvoll, daß es längere Perioden subnormalen Salzgehaltes (1961-1969, 1979-1982, 1985-1988) und Phasen hohen Salzgehaltes (1970-1976, 1989-1990) gibt. In den Jahren 1991/92 hat sich wieder ein Wechsel zu durchschnittlichen Verhältnissen vollzogen. Die Jahre 1989 und 1990 haben mit jeweils 7,5 ‰ als Jahresmittel nach 1976 den zweithöchsten Wert. Das Jahr 1993 zeigte sich sehr differenziert mit niedrigen Minimalwerten und sehr hohen Maximalkonzentrationen.

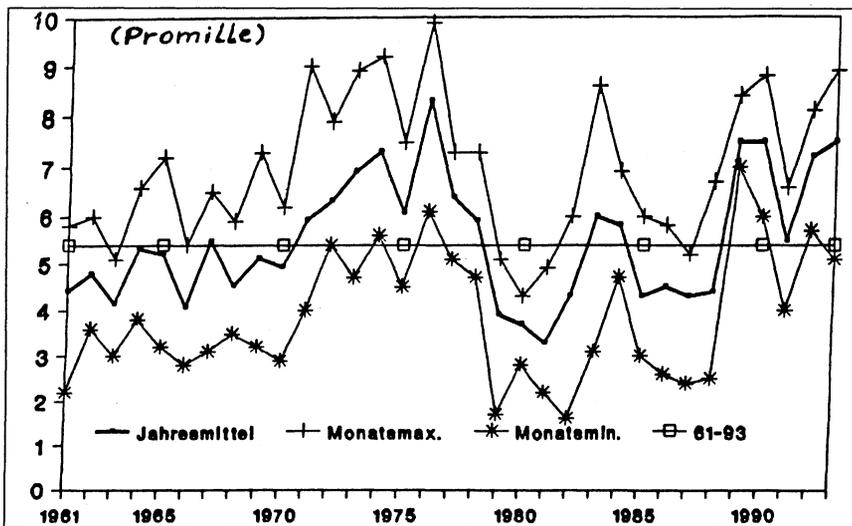


Abb. 7 Jahresmittel- und Extremwerte des Salzgehaltes im Zingster Strom
(Basis: tägliche Messungen)

- 1988 stellt sich als abflußreiches Jahr dar, das nahezu ganzjährig unter den Mittelwerten liegt (Ausnahme: Dezember). 1989, 1990 und 1993 (bis September) sind gekennzeichnet durch permanent hohe Salzgehalte. Die Ursache liegt vor allem in den fehlenden Wintern 1988/89 und 1989/90 und den dementsprechend geringen Flußwasserzuströmen in den Frühjahrsmonaten.
- Der Vollständigkeit halber sollen die absoluten Extrema für den Meßpunkt Zingst genannt werden (Tageseinzelwerte):
 - * Minimum 1,2 ‰ im Februar 1982
 - * Maximum 14,8 ‰ im Januar 1976

- Salzgehaltsverteilungen können Indikatoren für Wasserströmungen oder die Ausbildung von Zirkulationen sein.

Tabelle 2 Monatsmittel des Salzgehaltes im Zingster Strom für die Jahre 1988 - 1992 im Vergleich mit dem Mittel 1961/93

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	JM
1988	3,8	3,0	2,7	2,5	3,5	4,4	4,0	5,1	5,4	5,9	5,7	6,7	4,4
1989	7,0	7,6	7,1	7,0	7,0	7,6	8,1	8,4	8,0	7,9	7,6	7,1	7,5
1990	6,0	6,6	7,7	8,8	7,9	8,1	8,1	8,2	7,9	7,7	6,9	6,1	7,5
1991	5,4	5,3	4,0	4,5	5,0	6,1	5,3	5,6	6,3	6,6	5,9	6,0	5,5
1992	7,7	7,0	6,5	5,7	5,8	6,6	7,4	8,0	8,1	7,8	7,6	7,7	7,2
1993	7,1	8,9	7,5	7,8	7,8	8,2	8,9	8,6	7,6	6,3	5,9	5,1	7,5
61 / 93	5,3	4,8	4,4	4,6	4,6	5,1	5,7	6,0	6,1	6,0	5,9	5,9	5,4
Min.	2,5	1,6	2,0	1,7	2,3	2,8	3,5	3,8	3,6	2,4	3,2	3,3	-
Max.	9,9	8,6	7,9	8,8	7,9	8,1	9,2	9,7	9,3	8,2	9,0	8,9	-

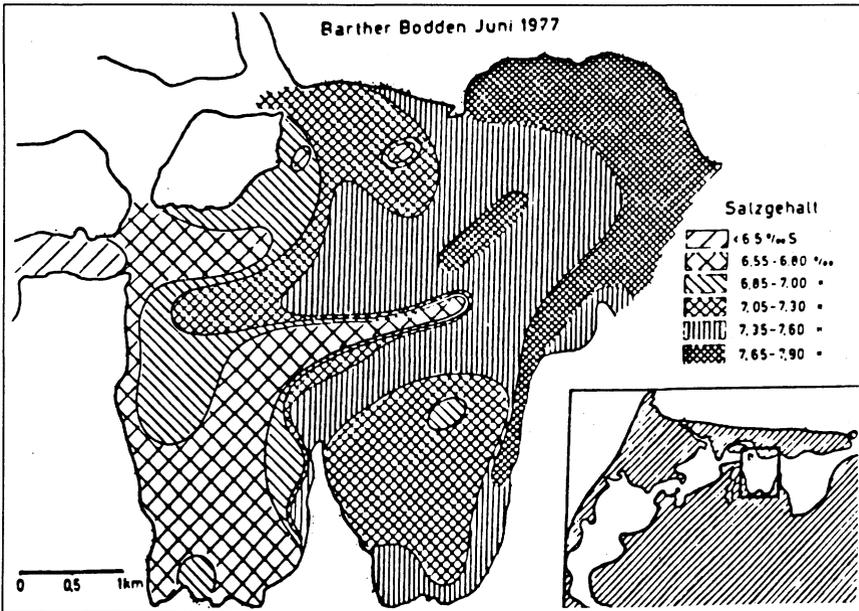


Abb. 8 Beispiel einer Salzgehaltsverteilung im Barther Bodden nach einer 2-tägigen Aufnahme im Juni 1977

Auf der Basis eines 100 Punkte-Meßprogramms mit jeweils 500 m Abstand der Beprobungspunkte in West-Ost- und Nord-Süd-Richtung, das während einer relativ windstillen Zeit mit Kontrolle des Wasseraustausches an den Boddenzugängen aufgenommen wurde, können Ansätze zur Zirkulation im Barther Bodden abgeleitet werden (Abb. 8). Salzreiches Wasser aus dem Grabow schichtet sich an der Südostkante in den Bodden als lange "Nase" hinein, salzärmeres Wasser aus der Barthe strömt über die Barther Bucht in der Mitte des Boddens nach Osten. Zusammenfassend muß erneut unterstrichen werden, daß der Salzgehalt ein ausgezeichneter Indikator für die marinen/limnischen Prägungen der Wasserdynamik in den Boddengewässern ist, der enger mit der unter 4 folgenden Nährstoffsituation korreliert als entsprechende hydrologische Daten. Der Salzgehalt dokumentiert bereits eingetretene Veränderungen unmittelbar, während die nach der Pegeldifferenzmethode nur mit monatlicher Auflösung erhaltenen hydrologischen Meßwerte nur grobe Verschiebungen im Gewässer widerspiegeln. Außerdem ist der Salzgehalt eine sofort zur Verfügung stehende Größe, während die momentanen hydrologischen Daten nur mit erheblichen Zeitverschiebungen erhältlich sind. Die Variabilität des Salzgehaltes ist Auslöser von zeitweiligen Differenzierungen in der ökologischen Struktur des Boddenwassers.

4 Die Nährstoffsituation in der Darß-Zingster Boddenkette

Der Nährstoffbestand und die in die Gewässer eingetragenen Nährstoffe bestimmen den Trophiezustand und damit auch die Gewässerbeschaffenheit grundlegend mit. Zeitreihenanalysen, wie sie durch die ca. 10-jährigen täglichen Analysen in der Laborstation Zingst am Zingster Strom erfolgen, gestatten Aussagen zur Entwicklung des Gewässerzustandes. Es ist bekannt, daß Nährstoffkonzentrationen allein nicht immer mit der Wasserbeschaffenheit korrelieren, weil für die einzelnen Nährstoffe

- * die kurzgeschlossenen Kreisläufe
- * das Speichervermögen des Phytoplanktons
- * die Soption/Desorptionsprozesse an Detrituspartikeln/suspendierten Sedimentpartikeln

das Gesamtbild komplizieren. Deshalb sollen die Ergebnisse der o.g. Untersuchungen zur zeitlichen Variabilität der Nährstoffkonzentrationen thesenhaft diskutiert werden.

4.1 Zeitreihenanalysen am Zingster Strom

Die in Abb. 9 dargestellte Entwicklung des Phosphatgehaltes (gelöstes reaktives Phosphat) für den Zeitraum Juli 1985 bis Dezember 1993 zeigt, daß dieser Parameter keinen typischen Jahresgängen unterliegt. Die Meßwerte liegen, von wenigen Ausnahmen abgesehen, zwischen der analytischen Nachweisgrenze und etwa 1 µmol/l. Die hohen Phosphateinträge und auch der Verbrauch durch

den Assimilationsprozeß werden nicht widerspiegelt. Dieses Verhalten ist das Ergebnis der Sediment/Wasser-Wechselwirkungen, in deren Folge sich in Abhängigkeit von ihrer meist windbedingten Intensität ein Gleichgewicht zwischen der wässrigen und der festen Phase eingestellt (SCHLUNGBAUM, 1982a, 1982b; SCHLUNGBAUM u. NAUSCH, 1988). Diese geringen Phosphatkonzentrationen sind jedoch jederzeit ausreichend für eine hohe Primärproduktionsrate. Diese Feststellung muß noch eingeschränkt werden, weil die analytisch erfaßten Phosphatkonzentrationen nur in einem unterschiedlich großen Anteil aus wirklichem o-Phosphat bestehen. Mit der Gelchromatographie konnte BACHER, 1990 (verg. auch SCHLUNGBAUM u. BACHER, 1992) das gesamte lösliche reaktive Phosphat in 3 Fraktionen auftrennen:

- * o-Phosphat (ca. 27 % im Zingster Strom)
- * niedermolekulare organische Phosphate
- * an Makromoleküle gebundene - aber lösliche Phosphate.

Im Interstitialwasser der Boddensedimente fehlt die mittlere Fraktion. Untersuchungen zur biologischen Verfügbarkeit dieser Fraktionen zeigen eindeutig, daß nur wirkliches o-Phosphat zur Stimulation des Phytoplanktonwachstums führt. Die höhermolekularen Verbindungen verschwinden zwar schnell aus der wässrigen Phase, setzen sich aber nicht in Wachstum um. Sie werden wahrscheinlich nur äußerlich von partikulärem Material (auch Phytoplankton) sorbiert. Außerdem konnte bei einem Vergleich der gelchromatischen Ergebnisse an Gewässern mit unterschiedlichem Trophiegrad nachgewiesen werden, daß mehr oligotrophe Gewässer eine ausgewogene Verteilung der 3 Fraktionen zeigen, und an Gewässern mit zunehmender Trophie eine Verlagerung zu den höhermolekularen Fraktionen erfolgt.

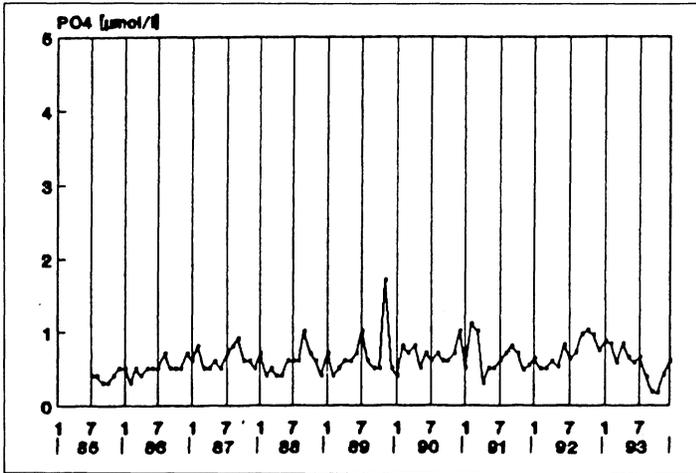


Abb. 9 Entwicklung des Phosphatgehaltes im Zingster Strom

Im Gegensatz zum Phosphat zeigen **die anorganischen Stickstoffkomponenten** Ammonium und Nitrat ausgeprägte Jahresgänge. Nitrit-Stickstoff wird in der Regel als Intermediat oxidativer oder reduktiver Prozesse nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen. Die Nitratkonzentrationen erreichen im Jahresgang die Maximalwerte zwischen Januar und März in Abhängigkeit von den hydrologischen/hydrographischen und meteorologischen Gegebenheiten (s. Abb. 10). Die hohen Nitratkonzentrationen sinken rasch auf niedrige Sommerwerte, wenn die Wassertemperatur ansteigt. Bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt erfolgt dieser Abfall unabhängig von der Höhe des Wintermaximums. Es ist allgemein bekannt, daß für diesen Abfall sowohl Assimilationsprozesse als auch verschiedene Reduktionsvorgänge verantwortlich sind; wobei insbesondere die Denitrifikation zu nennen ist, die gegenüber der Nitratammonifikation zu dominieren scheint. Durch den Prozeß der Denitrifikation können bis zu 50-60 % der Nitratlast eliminiert werden (PETZOLD, 1987). Auffallend sind die sehr unterschiedlich hohen Nitratwerte der Winter 1981/82, 1985/86 und 1987/88. Hohe Süßwassereinträge - damit verbunden niedriger Salzgehalt - zeigen hohe Auswaschungsraten aus dem Einzugsgebiet an. Festgestellt werden kann, daß in diesen Jahren, einschließlich 1988, die höchsten Nitratkonzentrationen gemessen wurden. Die niedrigsten Monatsmittelwerte ergaben sich im Jahr 1992. Das sollte jedoch auf keinen Fall voreilig auf Veränderungen in der Landschaft oder Wirtschaftsweisen der Landwirtschaft zurückgeführt werden.

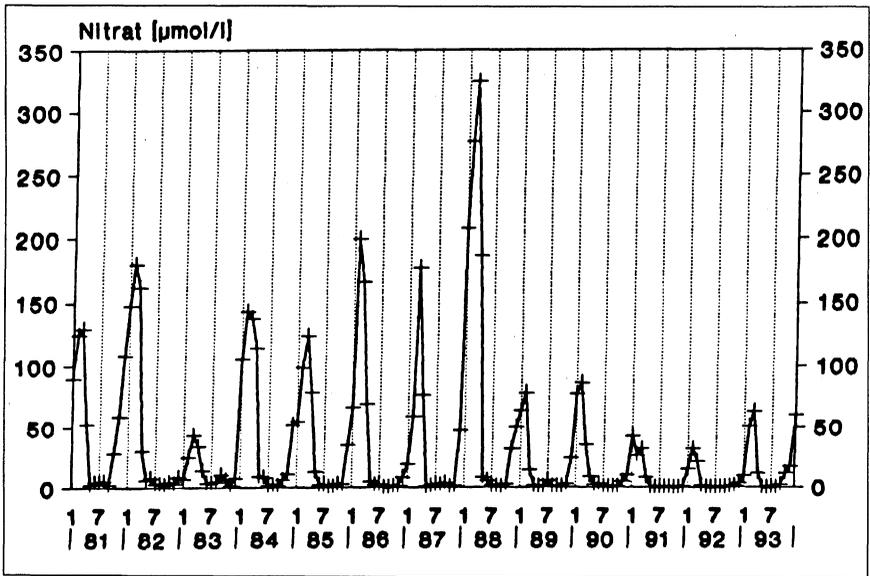


Abb. 10 Entwicklung des Nitratgehaltes im Zingster Strom

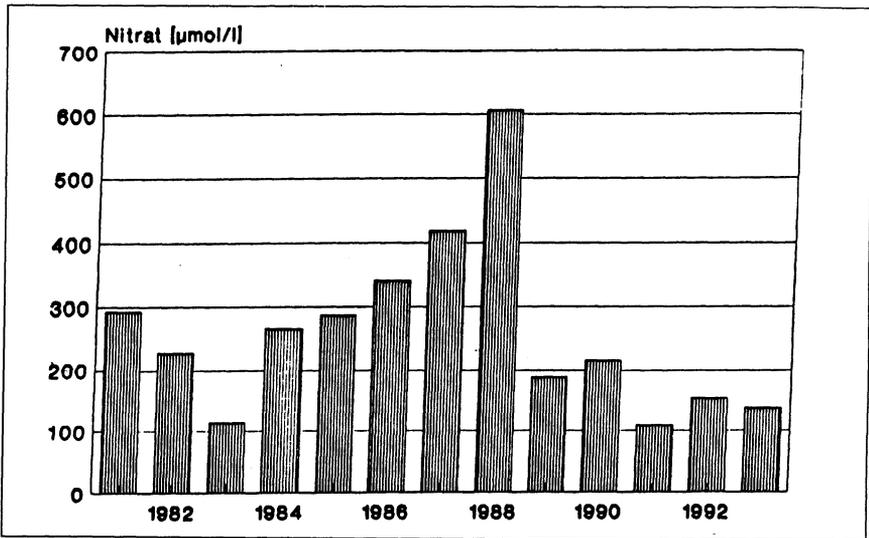


Abb. 11 Tagesmaxima des Nitratgehaltes im Zingster Strom

Für diese differenzierte Variabilität geben auch die maximalen Einzelwerte einen wichtigen Hinweis (Abb. 11). Der bisher höchste ermittelte Wert lag im April 1988 bei $606 \mu\text{mol/l} = 37,2 \text{ mg NO}_3/\text{l}$. Das Ammonium zeigt ebenfalls eine deutliche Saisonalität (Abb. 12). Auch hier finden sich die höchsten Konzentrationen ausgangs des Winters, verglichen mit dem Nitratgehalt allerdings auf einem deutlich geringeren Konzentrationsniveau, Destruktionsprozesse der reichlich vorhandenen organischen Substanz und fehlende Aufnahmeprozesse (Assimilation) können als Ursache genannt werden. Der Rückgang der Ammoniumwerte im Frühjahr erfolgt in jedem Fall vor der Abnahme der Nitratkonzentration, was für eine bevorzugte Aufnahme des energetisch günstigeren Ammoni- ums spricht. Vergleicht man die Höhen des Wintermaximums zwischen 1985 und 1993 (Abb. 12) wird deutlich, daß keine so signifikanten Unterschiede nachweisbar sind, wie sie für das Nitrat festgestellt wurden (Abb. 10). Das legt den Schluß nahe, daß für den Jahresgang des Ammoni- ums vor allem gewässer- interne Prozesse (Mineralisation/Ammonifikation, Assimilation) verantwortlich sind, während bei Nitrat eine Überprägung des biologischen Jahresganges durch externe Einflüsse sichtbar wird.

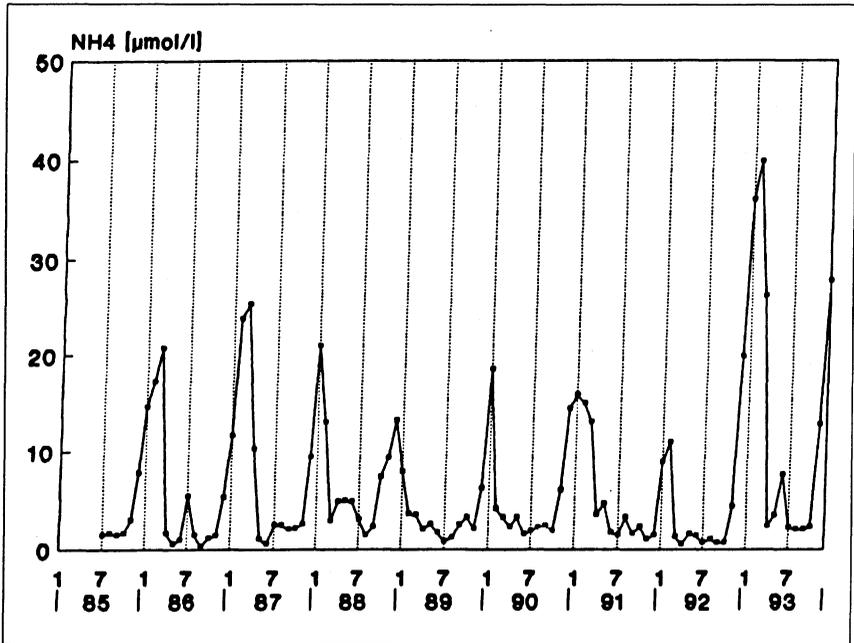


Abb. 12 Entwicklung des Ammoniumgehaltes im Zingster Strom

4.2 Zu Aspekten einer Nährstofflimitation

Mit Blick auf die potentielle Limitation des Phytoplanktons wird häufig das Nährstoffverhältnis genutzt. Legt man das durch durchschnittliche atomare Verhältnis von Stickstoff zu Phosphor mit 16:1 zugrunde, wie es für Meerwasser und Plankton gefunden wird (REDFIELD-Verhältnis), geben Abweichungen wertvolle Hinweise dafür, welcher der beiden Nährstoffe zuerst produktionslimitierend sein kann. Mittelt man die vorliegenden Werte für den Zingster Strom, erscheint für den Zeitraum Juli-September/ Oktober (N/P-Verhältnis ≤ 16) eine potentielle Stickstofflimitation möglich. Legt man die von BACHER (1990) wesentlich niedriger gefundenen und allein unmittelbar für die Phytoplanktonproduktion wirksamen o-Phosphatkonzentrationen im N/P-Verhältnis zugrunde, so ergeben sich andere Betrachtungsmöglichkeiten. Besonders in den Sommermonaten, wenn auch die Stickstoffkonzentrationen fehlen, wird das N/P Verhältnis wieder größer. Obwohl in jedem Fall niedrige Sommerwerte für Nitrat erreicht werden, fällt die Konzentration der Summe aller anorganischen Stickstoffkomponenten nur äußerst selten auf Null ab, in der Regel nur an Einzeltagen. Das wird auch aus der Zusammenstellung der Monate niedrigster Nitratkonzentrationen für die Jahresreihe deutlich (Tab. 3).

Tabelle 3 Minimale Monatsmittel des Nitrats im Zingster Strom

Jahr	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991
Monat	9	9	11	7	8	8	5	9	5	9	7-9
$\mu\text{mol/l}$	2,5	2,4	1,5	1,5	0,8	0,5	0,7	0,8	0,8	0,9	0,1

Vor diesem Hintergrund erscheint die Frage der Nährstofflimitation zusammen mit den immer vorhandenen Phosphatkonzentrationen zumindest fraglich. Bei der hohen Trübung des Gewässers (Sichttiefen in Zingst selten über 30 cm) kommt wohl dem Licht die Rolle des produktionsbegrenzenden Faktors zu. Außerdem muß berücksichtigt werden, daß der Prozeß der Luftstickstoffbindung durch die ständige Anwesenheit von anorganischen Stickstoffbindungsformen in den letzten Jahren in den Boddengewässern keine wesentliche Rolle mehr spielt.

4.3 Zu Trends im Nährstoffhaushalt

Während man für die Ostsee Trends der Nährstoffbelastung und der Eutrophierung aus dem Anstieg der Nitrat und Phosphorwerte in der winterlich durchmischten Deckschicht ableiten kann (NEHRING, 1980, 1990), kann eine solche Tendenz für die Boddengewässer nicht in gleicher Weise dargestellt werden. Vielmehr scheint für das Nitrat eine enge Verknüpfung zum hydrologisch/ hydrographischen Geschehen gegeben (Abb. 13).

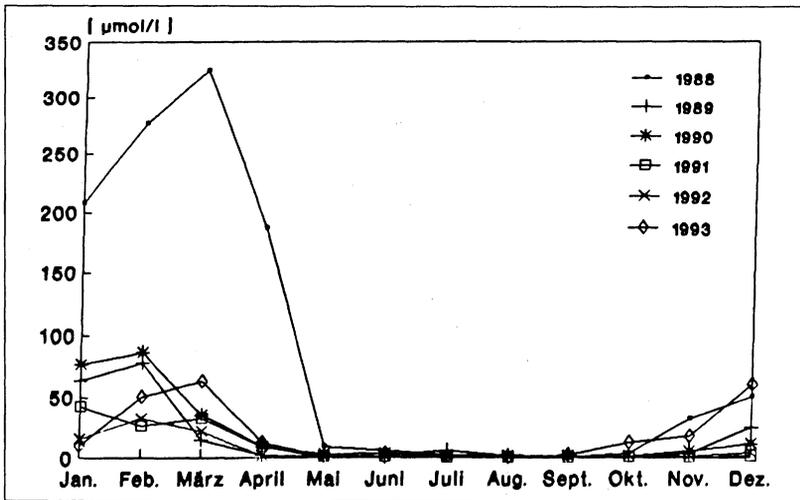


Abb. 13 Vergleich der Entwicklung des Nitrats und des Salzgehaltes im Zingster Strom (Salzgehalt in Tab. 2)

Der Vergleich mit der hydrographischen Situation der Monate Januar bis April gleicher Jahre zeigt: niedrige Salinitäten stehen für hohe Süßwasser-/Nährstoffeinträge und verursachen unterschiedlich hohe Winterwerte des Nitrats. Hohe Salinitäten stehen für geringe Einträge und sind verknüpft mit niedrigen Winterwerten des Nitratgehaltes. Das Jahr 1988 stellt - wie schon erwähnt - ein sehr abflußreiches Jahr dar, was sich durch die äußerst niedrigen Salzgehalte von Januar bis April belegen läßt. Das bedeutet gleichzeitig, daß die Einmischung von nährstoffärmerem Ostseewasser (= Einstrom) geringer ist. Das Ergebnis sind hohe Nitratkonzentrationen, insbesondere im Februar und im März. Intensive Einstromprozesse mit vergleichsweise niedrigen Nährstoffkonzentrationen, somit verdünnend wirkend, führen zur Herausbildung eines nur geringen Wintermaximums des Nitrats. Betrachtet man das Jahr 1991 (Abb. 13), so zeigt sich, daß die Salzgehalte deutlich unter den beiden Vorjahren liegen. Es wäre ein erneuter Anstieg des Nitrats im Winter zu erwarten gewesen. Dieser trat jedoch nicht ein. Die aufgrund des relativ milden Winters weiterlaufenden Assimilationsprozesse, die einen Nitratverbrauch verursachen, können ein Grund dafür sein. Auf keinen Fall darf diese Situation schon als Folge einer veränderten Landnutzung gewertet werden.

4.4 Nährstoffeinträge in die Boddengewässer

Nährstoffeinträge in das Gewässersystem der Darß-Zingster Boddenkette erfolgen über folgende Wege:

- vom Land ausgehende Einträge
 - * punktuelle Quellen; z.B. ineffektive Kläranlagen, Direkteinleitungen, Industrieanlagen (incl. konz. Tierhaltung)
 - * diffuse Quellen, z.B. Nährstoffauswaschung oder Erosion von überdüngten landwirtschaftlichen Flächen
- atmosphärische Einträge
- gewässerinterne Belastungen, z.B. durch Mobilisation aus Gewässersedimenten
- Austausch mit der Ostsee; dieser führt in der Regel wegen der geringeren Nährstoffkonzentration in der vorgelagerten Ostsee zu einer Nährstoffentlastung (auch "Ausräumeffekt" genannt).

Zusammenfassungen für diese Gesamtsituation sind bei SCHLUNGBAUM u. NAUSCH (1991), NAUSCH u. SCHLUNGBAUM (1991) und NAUSCH (1981, 1992, 1993) zu finden. In allen Artikeln wird auf die Kompliziertheit der Aufstellung von Bilanzen und auf die unterschiedliche Herangehensweise der Messung bzw. Berechnung von Stoffeinträgen hingewiesen. Bisherige Berechnungen für die Nährstoffbelastung haben sehr große Schwankungsbreiten ergeben. Sie liegen bei Phosphor im Bereich von 200 bis 700 t P/a und bei Stickstoff von 2700 bis 7000 t N/a. Für die Stickstoffbelastung der Boddengewässer legt NAUSCH (1992) neue Ergebnisse vor (Tab. 4).

Tabelle 4 Frachten der Hauptzuflüsse der Boddenkette in tN/a

	Recknitz	Barthe	Körkwitz	Gesamt
EZG (km²)	664,0	292,0	99,6	1055,6
1985	688	603	285	1576
1986	955	472	385	1812
1987	1064	407	225	1696
Mittelwert	902	494	298	1695

Auf das gesamte Einzugsgebiet von 1594 km² gerechnet würde die N-Belastung bei 2560 t N/a liegen. Hinzu gerechnet werden muß eine atmosphärische Belastung von ca. 330 t N/a (NAUSCH, 1993), wobei trockene Abscheidungen noch unberücksichtigt bleiben. Das Gewässersystem der Darß-Zingster Boddenkette erhält jährlich 2900-3000 t N, was einer Flächenbelastung von 14,7 bis 15,2 g N/m² a entspricht. Für den hochbelasteten Saaler Bodden wird ein noch höherer Wert von 17,2 g N/m² a bestimmt. Damit wird die hohe Stickstoffbelastung, wie sie bisher für die Boddenkette ermittelt wurde, einmal mehr bestätigt. Insgesamt kann zum Nährstoffhaushalt der Boddengewässer festgestellt werden, daß die Konzentrationen an anorganischen Nährstoffen im System der Darß-Zingster Boddenkette nicht unmittelbar und zu jeder Jahreszeit als Maß der Eutrophierungsprozesse genutzt werden können. Wie die Untersuchungen über Nährstoffeinträge bestätigen, besteht ein immenses Überangebot durch die Einträge. Interne Quellen sind wegen der Forcierung der internen Umsatzgeschwindigkeiten groß genug, um den Gewässerzustand und die Trophieverhältnisse deutlich zu beeinflussen.

Zusammenfassung

Auf der Basis langjähriger ökologischer Untersuchungen durch den Fachbereich Biologie der Universität Rostock und ihrer Forschungspartner

- zum Wasserhaushalt 1966 - 1990 = 25 Jahre (monatl. Basis)
- zum Salzhalt 1961 - 1993 = 33 Jahre (tägl. Basis)
- zum Nährstoffhaushalt kontinuierlich ab 1981 = 13 Jahre (tägl. Basis)

kann für die Darß-Zingster Boddengewässer der Charakter eines typischen Flachgewässerästuars mit großen raum/zeitlichen Variabilitäten insgesamt eingeschätzt werden. Außerdem können konkrete Erscheinungen zur Ökologie besser interpretiert werden. Die Nährstoffbelastung gibt deutliche Hinweise für einen hocheutrophen d.h. eutrophen bis hypertrophen Charakter. Für die Darß-Zingster Boddengewässer sind die konkreten hydrologischen, hydrographischen und hydrochemischen Verhältnisse von grundlegender Bedeutung für alle hydrobiologischen Erscheinungen.

Literatur

- BACHER, B. (1990). Untersuchungen zur Bioverfügbarkeit gelöster Phosphatfraktionen in Oberflächengewässern., Diss. A, Univ. Rostock, Fak. f. Biologie, Chemie u. Agrarwiss.
- BOWDEN, K. F. (1962). Estuaries and coastal waters., Proc Royal Soc. Ser. a, **265/1322**, 320-325 (London).
- BROSIN, H. J. (1965). Hydrographie und Wasserhaushalt der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst., Veröff. Geophys.Inst., Univ. Leipzig, 2. Ser., XVII/3, 277-381.
- CAMERON, W. M.; PRITCHARD, D. W. (1963). Estuaries., in: The Sea. Vol 2, London-New York, 306-324.
- CORRENS, M. (1976). Charakteristische morphometrische Daten der Bodden- und Haffgewässer der DDR., Vermessungstechn., **24** (12), 459-461.
- CORRENS, M. (1979). Der Wasserhaushalt der Bodden- und Haffgewässer der DDR als Grundlage für die weitere Erforschung ihrer Nutzungsfähigkeit zur Trink- und Brauchwasserzwecken., Diss. B, Humboldt-Univ. Berlin, 254 S.
- CORRENS, M. u. MERTINKAT, L. (1977). Wasserhaushaltsdaten der Bodden- und Haffgewässer. Unveröff. Mitt. der Wasserwirtschaftsdirektion Küste.
- HURTIG, T. (1954). Die mecklenburgische Boddenlandschaft und ihre entwicklungsgeschichtlichen Probleme. Berlin.
- HURTIG, T. (1957). Physische Geographie von Mecklenburg. Berlin.
- KLIEWE, H. (1951). Die Klimaregionen Mecklenburgs. Diss., Univ. Greifswald.
- MERTINKAT, L. (1992). Wasserhaushaltsdaten der Bodden- und Haffgewässer. Unveröff. Mitt. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie.
- NAUSCH, G. (1981). Die Sedimente der Darß-Zingster Boddengewässer - Zustandsanalyse und Stellung im Stoffkreislauf. Diss. A, Univ. Rostock, Fakultät f. Biologie, Chemie u. Agrarwissenschaft.
- NAUSCH, G. (1992). Stickstoffbelastung der Darß-Zingster Boddengewässer. Publ. in Vorber.
- NAUSCH, G. (1993). Atmosphärische Stickstoffeinträge im Bereich der Darß-Zingster Boddengewässer. Publ. in Vorbereitung.
- NAUSCH, G. u. SCHLUNGBAUM, G. (1984). Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - Teil 17: Spezielle Untersuchungen zur Dynamik der Oberflächensedimente eines flachen Boddengewässers (Barther Bodden). Acta hydrochim. hydrobiol. **12**, 1, 61-72.
- NAUSCH, G.; SCHLUNGBAUM, G. (1991). Eutrophication and Restoration Measures in the Darß-Zingst Bodden Chain. Int. Revue Ges. Hydrobiol. **76**, 451-463.
- NIEDERMEYER, R.-O.; Kliewe, H.; Janke, W. (1987). Die Ostseeküste zwischen Boltenhagen und Ahlbeck. VEB Hermann Haack Verl. Gotha.
- OTTO, T. (1913). Der Darß und Zingst - ein Beitrag zur Entwicklungsgeschichte der Vorpommerschen Küste. 13. Jahresber. Geogr. Gesell. Greifswald.
- PETZOLD, H. (1987). Stickstofftransformation an der Sediment/Wasser - Kontaktzone eutropher Flachgewässer unter besonderer Berücksichtigung der Denitrifikation. Diss. A, Univ. Rostock.
- SCHLUNGBAUM, G. (1979). Untersuchungen über Sedimentqualität der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Austauschprozesse zwischen Wasser und Sediment. Diss. B., Univ. Rostock.
- SCHLUNGBAUM, G. (1982a). Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR.- Teil 10: Die Rolle der Stoffaustauschprozesse an der Sediment/Wasser-Kontaktzone eutropher Flachgewässer und Möglichkeiten zur Untersuchung am Beispiel des Phosphatkreislaufes - ein Überblick am Beispiel der Darß-Zingster Boddenkette., Acta hydrochim. hydrobiol. **10**, 2, 119-134.
- SCHLUNGBAUM, G. (1982b). Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR - Teil 11: Phosphatsorptionsgleichgewichte zwischen Sediment und Wasser in flachen eutrophen Küstengewässern., Acta hydrochim. hydrobiol. **10**, 2, 135-152.
- SCHLUNGBAUM, G; BACHER, B. (1992). Ergebnisse zur biologischen Verfügbarkeit von Phosphatfraktionen verschiedenen Typs - eine Diskussion zur Nährstofflimitation., Publ. in Vorbereitung.

- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G. (1988). Nutrient turn over at the sediment water interface in shallow eutrophic coastal waters. Kieler Meeresforschung, Sonderheft 6, 184-190.
- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G. (1991). Ökologie eutrophierter Küstengewässer - Teilbericht IV/3: Belastungseinschätzung unter Berücksichtigung veränderter Umweltbedingungen sowie Aktualisierung der Phosphor- und Stickstoffbelastung der Gewässer., Unveröff. Forschungsber., Univ. Rostock, FB Biol.
- WIEMER, R.; GURWELL, B. R. (1991). Die Ostseeküste in Mecklenburg-Vorpommern., Wasser und Boden 1,13-16.

Verfasser

Prof.Dr. habil. Günter Schlungbaum
Dr. Henning Baudler
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock

Dr. Günther Nausch
Institut für Ostseeforschung
an der Universität Rostock
18119 Rostock